



République Algérienne Démocratique et Populaire

Ministère de l'enseignement supérieur et de la recherche scientifique

Université Abou-Baker Belkaid de Tlemcen

Faculté de technologie

Département de l'hydraulique

Projet de fin d'études

Pour l'obtention du diplôme **Master** en hydraulique

Option: Technologie des Traitement des Eaux

Thème :

**CONTRIBUTION DE LA FILTRATION SUR SABLE DANS
L'AMÉLIORATION DE LA QUALITÉ DES EAUX ISSUES DES
STATIONS D'ÉPURATION À BOUES ACTIVÉES: APPLICATION SUR
LES EAUX ÉPURÉES DE LA STEP D'AIN EL HOUTZ**

Présenté par :

● BOUAKKAZ Abdellatif

Soutenu le : 30/09/2013

Devant le jury :

- **Président : M^r HABI.M** Professeur au département d'hydraulique
- **Examineur : M^r BOUANANI. A** Professeur au département d'hydraulique
- **Examinatrice : Mme BOUANANI. K** Maître de conférences A au département de géologie

Encadreurs :

M^r. BOUMEDIENE Maamar (Maître assistant A)

M^r CHIBOUB FELLEH Abdelghani (Professeur)

Dédicace

Je dédie le présent mémoire à :

*Mes très chers parents, qui m'ont aidé et encouragé pour ma réussite dans la
vie et les études ;*

Mes chers sœurs et frères ;

Mes proches ;

Mes chers amis ;

Mes sœurs et frères de la promo « technologie et traitement des eaux » ;

Tous ceux qui me sont chers.

Remerciements

Avant tout, ma gratitude et remerciement vont à Allah, Dieu le Miséricordieux, l'Unique, le Puissant, pour son guide et sa protection ;

Je tiens à remercier vivement **M^r BOUMEDIENE Maamar** « maitre-assistant (A) au département d'hydraulique » et **M^r CHIBOUB FELLEH Abdelghani** « professeur au département d'hydraulique », pour la confiance qu'ils m'ont accordés en acceptant de m'encadrer ; pour leur disponibilité tout au long de l'élaboration de ce mémoire de fin d'études, pour leurs aides, leurs critiques et leurs suggestions, qui ont été pour moi d'un grand apport ;

Je tiens également, à remercier **M^r HABI. M** « professeur au département d'hydraulique » d'avoir accepté de présider le jury de ce modeste travail ;

Je remercie aussi **M^r BOUANANI. A** « professeur au département d'hydraulique » et **M^{me} BOUANANI** « maitre de conférence (A) au département de géologie » pour l'honneur qu'ils m'ont fait en acceptant d'examiner ce modeste travail,

Je remercie aussi les responsables du laboratoire de traitement et épuration des eaux qui m'ont beaucoup aidé au cours des expériences ;

Mes remerciements vont également à tout le personnel de : la STEP d'AÏN EL HOUTZ, le laboratoire de l'ADE, laboratoire SEKKAK, laboratoire de microbiologie de l'université de TLEMCEM ;

Toute ma gratitude va aussi à tous les enseignants qui ont contribué à notre formation.

Résumé

Devant l'augmentation des besoins en eau, la croissance démographique et l'amélioration du niveau de vie des populations, la réutilisation des eaux usées épurées est la meilleure solution pour faire face à la pénurie en eau. Cette réutilisation connaît une grande extension dans les pays à climat aride, semi-aride et même dans les pays industrialisés. Cependant l'élimination des microorganismes des eaux épurées et l'abatement de la teneur de MES ne sont pas toujours garanties à 100 %. Des risques sanitaires peuvent en découler si des cultures sensibles à la pollution de l'eau sont irriguées. Face à une telle situation, il faudra nécessairement réaliser un traitement complémentaire pour améliorer la qualité de l'eau tel qu'une filtration sur sable. L'objectif de ce travail est d'étudier l'efficacité de la filtration sur sable, comme traitement complémentaire aux boues activées, pour améliorer la qualité physique et bactériologique des eaux usées épurées issues de la station d'épuration de Ain El-Houtz (Tlemcen) en vue d'une réutilisation agricole. L'effet de plusieurs paramètres (vitesse de filtration, débit d'eau, pression de filtration) sur les performances du sable à améliorer la qualité physique (MES, turbidité) et bactériologique des eaux épurées ont été mises en évidence. Les résultats ont montré que la vitesse de filtration influe considérablement sur la qualité physique de l'eau épurée. Le meilleur taux de rétention des MES et de la turbidité de l'eau était celui du débit le plus petit (50 l/h). Les résultats microbiologique ont montré que le troisième sable retient nettement mieux les bactéries et contribue largement à améliorer la qualité de l'eau épurée de la STEP de Ain Houtz.

Mots clés : station d'épuration, boues activées, eaux usées, réutilisation, filtration sur sable

Abstract

Before the increase of needs in water, the demographic growth and the improvement of the standard of living of populations, the worn-out water reuse purified is the best solution to face the shortage in water. This reuse knows a big extension in countries to arid climate, semi-arid and same in the industrialized countries. However the removal of water microorganisms's purified and the exhaustion of the content of the suspended matter are not always guaranteed to 100%. Some sanitary risks can ensue some of cultures appreciable to the pollution of water are irrigated. Facing this situation it will be necessary to achieve a complementary treatment to improve the quality of water as a filtration on sand. The aim of this work is to study the efficiency of filtration on sand, as complementary treatment to the activated sludge, to improve the physical and bacteriological worn-out water quality purified exits in the purification station of Ain El-Houtz (Tlemcen) in view of an agricultural reuse. The effect of several parameters (speed of filtration, flow of water, filtration pressure) on performances of the sand to improve the physical quality (suspended matter, turbidity) and bacteriological of the purified waters have been put in evidence. The results showed that the speed of filtration influences considerably on the physical quality of water purified. The best rate of retention of the suspended matter and the turbidity of water was the flow of 50 l/hour. The microbiological results showed that the third sand keeps bacteria better and contribute extensively to improve the quality of the purified water of the STEP of Ain Houtz.

Key words:

Purification station, activated sludge, wastewaters, reuse, sand filtration

المخلص

ان من أسباب ارتفاع الاحتياجات المائية: النمو الديمغرافي والارتفاع في المستوى المعيشي للأمم، لهذا اعادة استعمال المياه القذرة المطهرة هو الحل الأمثل لمقاومة مشكلة قلة المياه.

هذه الطريقة تعرف تطورا كبيرا في الدول ذات المناخ الجاف و شبه الجاف و كذلك الدول المصنعة.

ان التخلص من الأعضاء الحية المجهرية من المياه المطهرة و كذا المواد العالقة ليس مضمونا في كل الأحيان. تشكل المياه المطهرة خطرا في حالة استعمالها لسقي محاصيل حساسة تجاه التلوث الموجود في الماء. لمواجهة هذه الخطورة يجب اخضاع المياه المطهرة الى معالجة تكميلية لتحسين نوعيتها : مثلا طريقة الترشيح بالرمل.

الهدف من هذه الدراسة هو معرفة تأثير الترشيح عن طريق الرمل كمعالجة تكميلية لعملية التطهير بالطمي المنشط لتحسين الجودة الفيزيائية والبكتيرية للمياه المطهرة الصادرة من محطة التطهير لعين الحوت (تلمسان) من أجل اعادة الاستعمال في مجال السقي.

جربت عدة عوامل (التدفق، سرعة و ضغط الترشيح) لمعرفة تأثيرها على جودة الرمل في تحسين النوعية الفيزيائية و البكتيرية للمياه المطهرة.

حصلنا على أفضل نسبة تثبيت للمواد العالقة عند استعمال أقل تدفق (50 ل/سا). النتائج الميكروبيولوجية بينت أن الرمل الثالث هو الأفضل من حيث تثبيت البكتيريا، و يساهم بشكل كبير في تحسين جودة المياه المطهرة لمحطة تطهير المياه المستعملة لعين الحوت.

الكلمات المفتاحية: محطة تطهير المياه ، الطمي النشط ، المياه القذرة ، اعادة الاستعمال ، الترشيح بالرمل

Liste des tableaux

Tableau V.1. Données de base de la STEP de Ain EL Houtz	39
Tableau V.2: Valeurs limites de l'étude du processus.....	39
Tableau VII.1: Résultats de l'analyse granulométrique du 1er sable (Bouhlou)	60
Tableau VII.2: Résultats de l'analyse granulométrique du 2eme sable (sable du laboratoire)	60
Tableau VII.3 : Résultats de l'analyse granulométrique du 3eme sable (Bouhlou)	61
Tableau VII.4: résultats bactériologique des différents sables.....	64
Tableau VII.5: Rendements des différents sables pour chaque paramètre bactériologique....	64

Annexe 6 :

Tableau 1 : évolution des pertes de charges en fonction du temps pour Q=50 l/h	
Tableau 2 : évolution des pertes de charges en fonction du temps pour Q=100 l/h	
Tableau 3 : évolution des pertes de charges en fonction du temps pour Q=150 l/h	
Tableau 4 : variation de MES en fonction du temps pour les trois débits	
Tableau 5 : variation de la turbidité en fonction du temps pour les trois débits	
Tableau 6 : variations du pH en fonction du temps pour les trois débits	
Tableau 7 : variations de la température en fonction du temps pour les trois débits	
Tableau 8 : variations de la conductivité en fonction du temps pour les trois débits	
Tableau 9 : variations de MES en fonction du temps pour les différentes pressions	
Tableau 10 : variation de la turbidité en fonction du temps pour les différentes pressions	
Tableau 11 : variation du pH en fonction du temps pour les différentes pressions	
Tableau 12: variation de la température en fonction du temps pour les différentes pressions	
Tableau13 : variation de la conductivité en fonction du temps pour les différentes pressions	

Liste des figures

Figure I.1: Entérovirus vus au microscope électronique	8
Figure I.2: Escherichia coli vues au microscope électronique	8
Figure I.3: Cryptosporidium vu au microscope électronique	9
Figure I.4: Helminthe vu au microscope électronique	10
Figure II.1: Schéma de base du procédé de boues activées	18
Figure II.2 : Photo de boues flottantes et bactéries filamenteuses	19
Figure II.3: Schéma de principe de l'infiltration percolation	22
Figure III.1: Composantes d'un filtre lent avec contrôle de débit à l'entrée	27
Figure III.2: Filtre à sable rapide	28
Figure V.1: Vue de la Station d'épuration d'AÏN EL HOUTZ (Tlemcen)	35
Figure V.2 : Situation géographique de la STEP de «AIN EL HOUTZ»	36
Figure V.3: Schéma général de la station d'épuration d'AIN HOUTZ	38
Figure V.4: Photo du Déversoir d'orage	40
Figure V.5 : Photo de la grille grossière manuelle	40
Figure V.6: Photo de la grille mécanisée	41
Figure V.7: Photo du déssableur- déshuileur	42
Figure V.8: Photo des bassins d'aération	43
Figure V.9: Photo du clarificateur	43
Figure V.10: Photo du bassin de chloration	44
Figure V.11: Photo d'un épaisseur	44
Figure V.12: Vue d'un lit de séchage rempli de boues	45
Figure V.1: Photo du pilote TE 400.....	47
Figure V.2: Photo du turbidimètre utilisé	50
Figure V.3: Photo du pH-mètre pHM220	51
Figure V.4: Photo du spectrophotomètre DR/2000	51
Figure V.5: Photo du conductimètre HI 8033	52
Figure V.6: Schéma du dénombrement des coliformes et d'E. Coli présumé	54
Figure V.7: Schéma du protocole de dénombrement des streptocoques fécaux	56
Figure VII.1: Milieu TGEA avant filtration	65
Figure VII.2: Milieu TGEA après filtration	65
Figure VII.3: milieu BCPL avant filtration	65
Figure VII.4: Milieu BCPL après filtration	65
Figure VII.5: Milieu Schubert avant filtration	66
Figure VII.6: Milieu Schubert après filtration	66
Figure VII.7 : Réactif de KOVACS avant filtration	66
Figure VII.8: Réactif de KOVACS après filtration	66
Figure VII.9: Milieu EVA LITSKY avant filtration	67
Figure VII.10: Milieu EVA LITSKY après filtration	67
Figure VII.11: le milieu VF avant filtration	68
Figure VII.12: le milieu VF après filtration	68
Figure VII.13: Clostridium envahissante (avant filtration)	69

Figure VII.14 : Clostridium après filtration.....	69
Figure VII.15: Milieu SS (avant filtration)	70
Figure VII.16 : Milieu SS après filtration	70
Figure VII.17: lignes de pertes de charges pour les différents instants. (Q=50l/h)	72
Figure VII.18: pertes de charges par piézomètre en fonction du temps (Q=50l/h)	73
Figure VII.19: lignes de pertes de charges pour les différents instants. (Q=100l/h)	74
Figure VII.20: pertes de charges par piézomètre en fonction du temps pour Q=100l/h	74
Figure VII.21: lignes de pertes de charges pour les différents instants pour Q=150l/h	75
Figure VII.22: pertes de charges par piézomètre en fonction du temps pour Q=150l/h	75
Figure VII.23 : courbes représentant les pertes de charges en fonction du débit à 0 min	76
Figure VII.24: histogramme représentant les pertes de charges en fonction du débit à 0min.	76
Figure VII.25: courbes représentant les pertes de charges en fonction du débit à 5 min	76
Figure VII.26: histogramme représentant les pertes de charges en fonction du débit à 5 min.	76
Figure VII.27 : courbes représentant les pertes de charges en fonction du débit à 10 min ...	77
Figure VII.28: histogramme représentant les pertes de charges en fonction du débit à 10min	77
Figure VII.29: courbes représentant les pertes de charges en fonction du débit à 15min.....	77
Figure VII.30 : histogramme représentant les pertes de charges en fonction du débit à 15min	77
Figure VII.31 : courbes représentant les pertes de charges en fonction du débit à 20min.....	78
Figure VII.32: histogramme représentant les pertes de charges en fonction du débit à 20min	78
Figure VII.33 : courbes représentant les pertes de charges en fonction du débit à 25min.....	78
Figure VII.34: histogramme représentant les pertes de charges en fonction du débit à 25min	78
Figure VII.35: courbes représentant les pertes de charges en fonction du débit à 30min.....	78
Figure VII.36: histogramme représentant les pertes de charges en fonction du débit à 30min	78
Figure VII.37: courbes représentant les pertes de charges en fonction du débit à 40min.....	79
Figure VII.38: histogramme représentant les pertes de charges en fonction du débit à 40min	79
Figure VII.39 : courbes représentant les pertes de charges en fonction du débit à 50min.....	79
Figure VII.40: histogramme représentant les pertes de charges en fonction du débit à 50min	79
Figure VII.41 : courbes représentant les pertes de charges en fonction du débit à 60min.....	79
Figure VII.42 : histogramme représentant les pertes de charges en fonction du débit à 60min	79
Figure VII.43 : courbes représentant les pertes de charges en fonction du débit à 75min.....	80
Figure VII.44 : histogramme représentant les pertes de charges en fonction du débit à 75min	80
Figure VII.45: courbes représentant les pertes de charges en fonction du débit à 90min	80
Figure VII.46: histogramme représentant les pertes de charges en fonction du débit à 90min	80
Figure VII.47: courbe de variation de MES en fonction du temps pour Q1= 50 l/h	81

Figure VII.48: courbe de variation de MES en fonction du temps pour Q2= 100 l/h	81
Figure VII.49: courbe de variation de MES en fonction du temps pour Q3= 150 l/h	82
Figure VII.50 : courbes de variations de MES en fonction du temps pour les trois débits	83
Figure VII.51 : courbes de variations de la turbidité en fonction du temps pour les trois débits	84
Figure VII.52: courbes de variations du pH en fonction du temps pour les trois débits	84
Figure VII.53: courbes de variations de la température en fonction du temps pour les trois débits	85
Figure VII.54: variations de la conductivité en fonction du temps pour les trois débits	86
Figure VII.55: variation de MES en fonction du temps pour les pressions 0 ; 0.5 ; et 0.75 bar	87
Figure VII.56: variation de MES en fonction du temps pour les pressions 1 et 1.25 bar	87
Figure VII.57: courbes de variation de la turbidité en fonction du temps pour les différentes pressions	88
Figure VII.58 : courbes de variation du pH en fonction du temps pour les différentes pressions	89
Figure VII.59: courbes de variation de la température en fonction du temps pour les différentes pressions	89
Figure VII.60: courbes de variation de la conductivité en fonction du temps pour les différentes pressions	90

Sommaire

Introduction générale.....	1
----------------------------	---

A) Etude bibliographique

Chapitre I : Généralités sur les eaux usées

I.1. Définition.....	3
I.2. Origine des eaux usées	3
I.2.1. Les eaux usées domestiques.....	3
I.2.2. Les eaux pluviales	3
I.2.3. Les eaux usées industriel	4
I.2.4. Les effluents agricoles	4
I.3. Réseaux d'assainissement	4
I.3.1. Le système unitaire	5
I.3.2. Le système séparatif	5
I.3.3. Le système pseudo-séparatif	6
I.3.4. Le système hybride ou composite	6
I.3.5. Les systèmes non collectifs	7
I.4. Composition des eaux usées	7
I.4.1. Les micro-organismes	7
I.4.2. Matières en suspension	10
I.4.3. Les éléments traces ou micropolluants	10
I.4.4 Les substances nutritives	11
I.4.5. Salinité	12
I.5. Paramètres et type de pollution	12
I.5.1 Les paramètres physico-chimiques	12

Chapitre II: Procédés d'épuration des eaux usées

II.1. Introduction	15
II.2. Etapes d'épuration	15
II.2.1. Le prétraitement (physique)	15
II.2.2. Le traitement primaire (biologique)	16
II.2.3. Traitement secondaire (physico-chimique)	16
II.2.4. Le traitement tertiaire	17
II.2.5. Les procédés biologiques d'épuration	18
II.3. Conclusion	23

Chapitre III : La Filtration sur Sable

III.1. Définition	24
III.2. But de la filtration	24
III.3. Matériaux de filtration	24
III.3.1. Caractéristiques des matériaux filtrants	24
III.4. Différents types de filtration	26
III.4.1. Filtration lente sur sable	26
III.4.2. Filtration rapide sur sable	28
III.4.3. La filtration sous pression	28
III.5. Conclusion	29

Chapitre IV : Réutilisation des eaux usées

IV.1. Introduction	30
IV.2. Notion de risque	30
IV.3. Risques sanitaires liés à la réutilisation des eaux usées épurées	30
IV.4. Réutilisation des eaux usées épurées (REUE) en agriculture et risques sanitaires	31

IV.5. La réutilisation des eaux usées épurées (REUE) en industrie et risques sanitaires	32
IV.6. La réutilisation des eaux usées épurées en zone urbaine	32
IV.7. Recharge de nappe	33
IV.8. Conclusion	33

Chapitre V: Description de la station d'épuration d'AIN EL HOUTZ

V.1. Introduction	34
V.2. Présentation de la STEP de « AÏN EL HOUTZ ».....	35
V.2.1. Situation géographique	35
V.2.2. Principe de fonctionnement	36
V.2. 3. Description des installations	38
V.3. Données de base	39
V.4. Filière de traitement	40
V.5. Conclusion	45

B) Etude expérimentale

Chapitre VI : Matériel et méthodes

VI.1. Dispositif expérimental	46
VI.2. Protocoles expérimentaux	50

Chapitre VII : Résultats et interprétations

VII.1. Caractéristiques physiques des sables	60
VII.2. Résultats des analyses microbiologiques	63
VII.3. Etude de la filtration sable (Résultats des analyses physico-chimiques).....	71
VII.4. Conclusion	90
Conclusion générale	92
Références bibliographiques.....	94

Introduction générale

Introduction générale

A la fin du siècle dernier, le nombre de personnes qui n'avaient pas accès à l'eau potable était estimé à 1,1 milliards soit 1/6 de la population mondiale. Les besoins en eau potable augmentent régulièrement avec l'accroissement démographique et l'industrialisation dont de nombreux pays émergents. Souvent réputée être liée au tiers monde, la problématique de l'eau potable s'est généralisée au point que les pays développés comme les Etats-Unis et l'Australie commencent à ne plus négliger la préservation de cette ressource naturelle. Le principal problème de l'accès à l'eau potable est dû à une mauvaise répartition dans le monde mais aussi à une pollution continue des ressources en eau par l'industrie, l'agriculture et les rejets. Les eaux de retenue des barrages, les rivières, les lacs et les nappes phréatiques sont de plus en plus pollués entraînant aussi des conséquences inquiétantes sur la faune aquatique [1].

L'Algérie est un pays riche en ressources naturelles telles que les ressources fossiles et les minerais de phosphates et de fer. Cependant, elle accuse un important déficit en ressources hydriques. En effet, avec l'expansion des villes, l'industrialisation et l'évolution des modes de consommation, en sus, d'un climat de plus en plus aride que connaît le pays, les eaux potables s'épuisent plus rapidement, augmentant le volume des eaux usées collectées pour atteindre environ 689 Hm³ en 2010. En 2007, les eaux usées n'étaient épurées qu'à 40 % et rejetées, le plus souvent, sans traitements et de façon directe en milieu naturel [2].

Face à la pénurie d'eau, due essentiellement à la baisse régulière du volume des précipitations depuis ces derniers temps, Plusieurs efforts d'investissement de notre pays, fournis durant cette dernière décennie ont permis l'émergence de très nombreuses stations d'épuration urbaines et industrielles, cela démontre le noble objectif poursuivi, à savoir la préservation de la santé publique et de milieu naturel, ainsi que la protection des ressources en eau potable tant superficielles que souterraines. Dans ce cadre le rôle de la station d'épuration d'AÏN EL HOUTZ est d'épurer les eaux usées de la ville de Tlemcen [1], [2].

Les procédés mécaniques et physiques comme le dégrillage, le dessablage et les traitements biologiques par boues activées ont permis d'éliminer une grande partie des matières contenues dans l'eau. Mais après ces opérations l'eau contient toujours une quantité de matière en suspension, et de microorganismes. Les eaux épurées par la STEP d'AÏN EL HOUTZ sont destinées à l'irrigation, mais après analyses il s'est avéré qu'ils ne sont pas conformes surtout du point de vue microbiologie.

Introduction générale

Le but de notre travail est d'améliorer la qualité des eaux épurées de la STEP d' AÏN EL HOUTZ, pour cela on a choisi comme traitement d'affinage la filtration sur sable. L'objectif principal de notre travail est d'étudier l'influence de la filtration sur sable sur l'amélioration de la qualité physique et bactériologique des eaux épurées d'AÏN EL HOUTZ en utilisant le pilote de filtration sur sable TE400 disponible dans notre faculté.

Nous avons décomposé notre travail en deux parties :

a) Partie bibliographique qui comporte au:

Chapitre I : généralités sur les eaux usées (origines, compositions, systèmes d'évacuations..).

Chapitre II : présente les différents procédés utilisés pour épurer les eaux usées.

Chapitre III : donne les notions sur la filtration sur sable.

Chapitre IV : parle de la réutilisation des eaux épurées en irrigation et les risques sanitaires liées à cette pratique.

b) Partie expérimentale qui comporte :

Chapitre V: donne une présentation et une description de la station d'épuration d'Aïn El Houtz

Chapitre VI : présente le matériel et les méthodes analytiques utilisés dans le cadre de ce travail ;

Chapitre VII : donne les résultats expérimentaux trouvés ainsi que leurs interprétations.

Au terme de cette étude, une conclusion est donnée ;

I.1. Définition:

Les eaux usées, appelées encore eaux résiduaires ou effluents sont celles qui ont subi une détérioration après usage et devenu impropre à la consommation ou inutilisable puis rejetées par les collectivités, les industries et les particuliers puis acheminées par les égouts en station d'épuration afin d'être traitées. Après traitement, on les appelle des eaux usées épurées.

La pollution des eaux, dans son sens le plus large, est définie comme «Tout changement défavorable des caractéristiques naturelles (biologiques ou physico-chimiques) dont les causes sont directement ou indirectement en relation avec les activités humaines» [3], [4], [5]. L'aspect des eaux résiduaires fraîches est celui d'un liquide brun gris avec une odeur typique, mais faible. Durant leur transport, ces eaux se modifient d'autant plus vite que la température est élevée ; elles deviennent noires et dégagent une odeur d'œufs pourris, signe de la présence d'hydrogène sulfureux (H₂S), dangereux pour les égoutiers et corrosifs pour le béton et les aciers des égouts. Environ un tiers des matières contenues est en suspension, le reste est en solution [3].

I.2. Origine des eaux usées :

Selon l'origine des eaux usées on distingue quatre types d'eaux usées :

I.2.1. Les eaux usées domestiques :

Elles proviennent des différents usages domestiques de l'eau. Elles sont essentiellement porteuses de pollution organique. Elles se répartissent en :

1. **Eaux ménagères:** qui ont pour origine les salles de bains, les cuisines et les buanderies, et sont généralement chargées de détergents, de graisses, de solvants, de débris organiques, etc... Elles sont également appelées eaux grises.
2. **Eaux "vannes":** il s'agit des rejets des toilettes, chargés de diverses matières organiques azotées et de germes fécaux. Elles sont dites aussi eaux grises [6], [7].

I.2.2. Les eaux pluviales :

Provenant des précipitations atmosphériques et évacuées par les toitures, les dallages extérieurs et les dispositifs de drainages. Elles peuvent, elles aussi, constituer une source de pollution importante des cours d'eau, notamment pendant les périodes orageuses. L'eau de pluie se charge d'impuretés au contact de l'air (fumées industrielles), puis, en ruisselant, des résidus déposés sur les toits et les chaussées des villes (huiles de vidange, carburants, résidus de pneus et métaux lourds...). En outre, lorsque le système d'assainissement est dit "unitaire", les eaux pluviales sont mêlées aux eaux usées domestiques. On parle d'effluent urbain [6],[7].

I.2.3. Les eaux usées industriel :

Elles sont très différentes des eaux usées domestiques. Leurs caractéristiques varient d'une industrie à l'autre. En plus de matières organiques, azotées ou phosphorées, elles peuvent également contenir :

- Des graisses (industries agroalimentaires, équarrissage) ;
- Des hydrocarbures (raffineries) ;
- Des métaux (traitements de surface, métallurgie) ;
- Des acides, des bases et divers produits chimiques (industries chimiques divers, tanneries) ;
- De l'eau chaude (circuit de refroidissement des centrales thermiques) ;
- Des matières radioactives (centrales nucléaires, traitement des déchets radioactifs).

Certaines d'entre elles doivent faire l'objet d'un prétraitement de la part des industriels avant d'être rejetées dans les réseaux de collecte. Elles ne sont mêlées aux eaux domestiques que lorsqu'elles ne présentent plus de danger pour les réseaux de collecte et ne perturbent pas le fonctionnement des usines de dépollution [6].

I.2.4. Les effluents agricoles :

L'agriculture est une source de pollution des eaux qui n'est pas du tout négligeable car elle apporte les engrais et les pesticides. Elle est la cause essentielle des pollutions diffuses.

Les épandages d'engrais nitrates et phosphates, sous une forme ou en quantité, telle qu'ils ne seraient pas finalement retenus par le sol et assimilés par les plantes, conduisent à un enrichissement en matières azotées ou phosphatées des nappes les plus superficielles et des eaux des cours d'eau ou des retenues. Parmi les polluants d'origine agricole, il faut tenir compte aussi des détergents se dispersant lors des applications de traitement des cultures [6].

I.3. Réseaux d'assainissement :

Un réseau d'assainissement est un ensemble de collecteurs assurant l'évacuation des eaux usées et des eaux pluviales [8]. L'établissement d'un réseau d'assainissement d'une agglomération doit répondre à deux catégories de préoccupations, à savoir, assuré :

- Le transit vers l'épuration des eaux usées et, le cas échéant, des eaux résiduaires industrielles ;
- L'évacuation des eaux pluviales, de manière à éviter les inondations des zones urbanisées et la stagnation dans les points bas après les averses.

Plusieurs systèmes d'évacuation des effluents urbains et pluviaux peuvent être mis en service :

I.3.1. Le système unitaire :

Ce système consiste à évacuer les eaux usées avec les eaux pluviales dans un même réseau, généralement pourvu d'un déversoir d'orage permettant, en cas de crue, le rejet direct du surplus des eaux, par surverse, dans le milieu récepteur.

Le système unitaire est l'héritage du « tout-à-l'égout », né vers les années 1830 à la suite des épidémies et du mouvement hygiéniste, dont la pensée était « qu'on lave tout et qu'on rejette le tout à l'égout ».

La notion de « tout-à-l'égout » est aujourd'hui à proscrire car elle suggère que tout et n'importe quoi peut être rejeté dans le réseau unitaire. Ce type de réseau s'impose de fait lorsqu'il n'y a plus de possibilité de concevoir économiquement un réseau séparatif et une reprise des branchements particuliers. Il est souhaitable lorsque l'urbanisation d'un secteur est en perpétuelle transformation. Par contre, il est interdit en zone industrielle du fait de la variation des effluents.

Le système unitaire présente l'avantage du coût et la simplicité, puisqu'il suffit d'une canalisation unique dans chaque voie publique et un seul branchement pour chaque bloc d'immeuble ou parcelle, il fournit également l'avantage de collecter les eaux de faibles pluies fortement polluées, qui représente 90 % des événements pluviométriques, et de les traiter en station d'épuration.

Il représente, toutefois, un inconvénient majeur qui consiste en des déversements parfois intempestifs qu'il convient de gérer au plus juste [9].

I.3.2. Le système séparatif :

Ce système consiste à spécialiser chaque réseau selon la nature de l'effluent. Un réseau est affecté à l'évacuation des eaux usées domestiques et, certains effluents industriels ayant les mêmes caractéristiques que les eaux usées domestiques. Un autre réseau destiné à l'évacuation des eaux pluviales directement rejetées dans le milieu récepteur.

L'origine du système séparatif est liée à la création des stations d'épuration, il permet de les alimenter uniquement des eaux usées domestiques. Le système séparatif est celui adopté par un grand nombre de petites et moyennes agglomérations, mais c'est surtout celui choisis pour les extensions des villes, qui constituent de véritables appendices sur le réseau initial, souvent en système unitaire, créant un système hybride. On l'adopte aussi lorsque le

réseau d'égout existant dans la ville-centre doit reprendre l'extension nécessitée par les zones résidentielles ou industrielles en voie de création.

La collecte séparative des effluents domestiques nécessite des ouvrages de section réduite en raison du volume limité des effluents rejetés. Parmi les avantages du système séparatif on cite :

- Il permet de mieux maîtriser le flux et faire recours à des postes de relèvement ou refoulement que la faiblesse du relief imposerait ;
- Le relèvement des eaux usées restant inévitable en tout état de cause, par contre les eaux de ruissellement peuvent être rejetées gravitairement dans les cours d'eau ;
- Il est le seul concevable si la population est relativement dispersée ;
- Il permet d'évacuer rapidement et efficacement la pollution sans aucun contact avec l'extérieure, contrairement au système unitaire qui rejette la pollution directement et sans traitement en cas de crue par le biais du déversoir d'orage ;
- Il assure à la station d'épuration un fonctionnement régulier puisque les eaux à traiter ont une composition relativement identique.

Toutefois, il nécessite un coût d'amortissement et d'exploitation plus important, et il exige une police de réseau qui effectue des contrôles permanents et des mises en demeure sévères pour éviter les inversions de branchements [9].

I.3.3. Le système pseudo-séparatif :

Le système pseudo-séparatif est un système dans lequel on divise les eaux pluviales en deux parties :

- ✓ La première provenant uniquement de l'extérieur des constructions c'est-à-dire les surfaces des voiries, qui s'écoule par des ouvrages particuliers déjà conçus pour cet objet (caniveaux, aqueducs, fossé avec évacuations directes dans la nature).
- ✓ La deuxième provenant des toitures et des collecteurs intérieurs qui sont raccordées au réseau d'assainissement, à l'aide des mêmes branchements que ceux des eaux usées domestiques. On regroupe ainsi les évacuations d'un même immeuble.

Ce système est utilisé dans des zones où les habitations sont relativement proches les unes des autres [9].

I.3.4. Le système hybride ou composite :

On trouve ce système surtout dans les grandes villes, où l'évolution des constructions a développé selon l'opportunité des solutions non classiques, tenant compte des contraintes

locales et comportant des ouvrages d'interconnexion, des dérivations, des pompages de reprise, des vannages, des stockages et des restitutions différés,...etc.

Le système hybride est parfois une variante du système séparatif. Il prévoit, grâce à divers aménagements, une dérivation partielle des eaux les plus polluées (surtout, les premières pluies d'un orage car elles charrient d'importantes quantités de souillures) du réseau pluviale vers le réseau d'eaux usées en vue de leur épuration [9].

I.3.5. Les systèmes non collectifs :

Ce système d'assainissement autonome est une solution économique, qui peut être mis en œuvre dans les zones rurales, en particulier dans les hameaux, s'il n'existe aucun réseau d'assainissement, il est apte à satisfaire aux exigences d'hygiène et d'épuration par le sol.

La mise en œuvre d'un système d'assainissement autonome exige :

- ✚ Le choix d'une installation efficace, correctement réalisée et entretenue ;
- ✚ Un dispositif de restitution-dispersion capable d'assurer une bonne infiltration de l'eau épurée, et de procurer à celle-ci un niveau d'épuration complémentaire ;
- ✚ Le rejet de l'eau épurée sans risque pour l'environnement ni les eaux souterraines, c'est-à-dire un pouvoir auto-épuration élevé du sol, et l'aptitude du sol à l'infiltration ;
- ✚ Le rejet de toutes les eaux pluviales par infiltration dans une tranchée drainante, dans un fossé ou stockée pour l'irrigation [9].

I.4. Composition des eaux usées :

La composition des eaux usées est extrêmement variable en fonction de leur origine (industrielle, domestique, etc.). Elles peuvent contenir de nombreuses substances, sous forme solide ou dissoute, ainsi que de nombreux micro-organismes. En fonction de leurs caractéristiques physiques, chimiques, biologiques, ces substances peuvent être classées en quatre groupes : les micro-organismes, les matières en suspension, les éléments traces minéraux ou organiques, et les substances nutritives [10].

I.4.1. Les micro-organismes :

Ils constituent le principal danger sanitaire pour la réutilisation des eaux usées épurées.

Il existe quatre familles de micro-organismes, par ordre croissant de taille en site : les virus, les bactéries, les protozoaires et les helminthes. Ils proviennent dans leur grande majorité des matières fécales ; on distingue alors la flore entérique (intestinale) normale et les micro-organismes pathogènes [10].

a) Les virus :

Ce sont des organismes infectieux de très petite taille (10 à 350 nm) qui se reproduisent en infectant un organisme hôte. Les virus ne sont pas naturellement présents dans l'intestin, contrairement aux bactéries. Ils sont présents soit intentionnellement (après une vaccination), soit chez un individu infecté accidentellement. L'infection se produit par l'ingestion dans la majorité des cas. On estime leur concentration dans les eaux usées urbaines comprise entre 10^3 et 10^4 particules par litre [10].

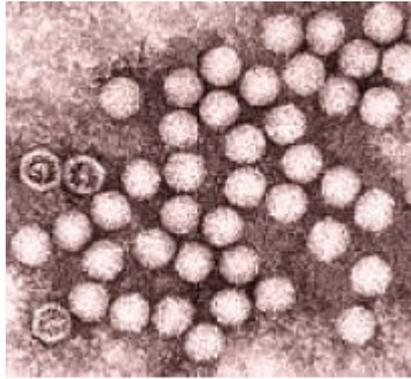


Figure I.1: Entérovirus vus au microscope électronique

Source : www.worsleyschool.net

b) Les bactéries :

Les bactéries sont des organismes unicellulaires simples et sans noyau. Leur taille est comprise entre 0,1 et 10 μm . Les eaux usées contiennent en moyenne 10^7 à 10^8 bactéries/l. La concentration en bactéries pathogènes est de l'ordre de 10^4 /l. Le nombre de germes peut être multiplié par 1 000 dans les eaux de rivières après un rejet urbain.

La voie de contamination majoritaire est l'ingestion. Les bactéries pathogènes d'origine hydrique sont responsables de la mort de 3 à 10 millions de personnes par an dans le monde [10], [11].



Figure I.2: Escherichia coli vues au microscope électronique

Source : www.niaid.nih.gov

c) Les protozoaires

Les protozoaires sont des organismes unicellulaires munis d'un noyau, plus complexes et plus gros que les bactéries. La plupart des protozoaires pathogènes sont des organismes parasites, c'est-à-dire qu'ils se développent aux dépens de leur hôte. Certains protozoaires adoptent au cours de leur cycle de vie une forme de résistance, appelée kyste. Cette forme peut résister généralement aux procédés de traitements des eaux usées. Ainsi, selon les conditions du milieu, ces organismes peuvent survivre plusieurs semaines voire même plusieurs années. En revanche, 10 à 30 kystes, est une dose suffisante pour causer des troubles sanitaires [10], [3].



Figure I.3: Cryptosporidium vu au microscope électronique
Source : www.esemag.com

d) Les helminthes

Les helminthes sont des vers multicellulaires. Tout comme les protozoaires, ce sont majoritairement des organismes parasites. Les œufs d'helminthes sont très résistants et peuvent notamment survivre plusieurs semaines voire plusieurs mois sur les sols ou les plantes cultivées. La concentration en œufs d'helminthes dans les eaux usées est de l'ordre de 10 à 10^3 œufs/l [11].

Le stade infectieux de certains helminthes est l'organisme adulte ou larve, alors que pour d'autres, ce 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. En effet, la persistance de ces organismes à différentes conditions environnementales ainsi que leur résistance à la désinfection permet leur reproduction, ce qui constitue leur risque potentiel [3].



Figure 1.4: Helminthe vu au microscope électronique [12]

Source : www.cnrs.fr

I.4.2. Matières en suspension

Les matières en suspension (MES) sont des matières fines minérales ou organiques insolubles visibles à l'œil nu qui contribuent à la turbidité de l'eau. Elles proviennent de rejets urbains, industriels et/ou agricoles ainsi que des phénomènes d'érosion des sols (liés notamment aux précipitations).

Ce sont des matières biodégradables pour la plupart. Les micro-organismes sont le plus souvent adsorbés à leur surface et sont ainsi « transportés » par les MES. Elles donnent également à l'eau une apparence trouble, un mauvais goût et une mauvaise odeur. Cependant, elles peuvent avoir un intérêt pour l'irrigation des cultures [13].

Les matières en suspension sont à l'origine d'une dégradation de la qualité biologique des cours d'eau:

- ❖ Par la production de sédiments et le colmatage des habitats au fond des cours d'eau.
- ❖ Par le transfert de substances polluantes associées aux particules.
- ❖ Par constitution d'une réserve de pollution potentielle dans les sédiments.
- ❖ Par le colmatage des branchies des poissons.
- ❖ Par leur effet obscurcissant (formation d'un écran empêchant la lumière de pénétrer normalement), les MES présentes dans les rivières, diminuent la photosynthèse qui contribue à l'aération de l'eau. Les organismes vivants peuvent alors manquer d'oxygène [10], [13].

I.4.3. Les éléments traces ou micropolluants:

Les micropolluants présents dans l'eau comprennent une multitude de composés minéraux et organiques dont les effets sur les organismes vivants peuvent être toxiques à de très faibles concentrations (de l'ordre généralement du microgramme par litre). La contamination des eaux de surface est due essentiellement à des rejets directs, au ruissellement de l'eau sur des surfaces contaminées ou encore à l'érosion de particules de sol.

On distingue généralement trois grands groupes de micropolluants : les micropolluants organiques, les micropolluants minéraux et les micropolluants organométalliques [14].

I.4.3.1 Les micropolluants organiques :

Les micropolluants organiques regroupent plusieurs types de composés contenant un ou plusieurs atomes de carbone. Ce groupe de micropolluants peut être scindé en deux grandes familles: les pesticides (insecticides, les fongicides, les herbicides, et les bactéricides...) et les autres micropolluants organiques. Ces derniers comprennent notamment:

- les hydrocarbures ;
- les détergents (ou surfactants) qui possèdent des propriétés tensioactives ;
- diverses substances médicamenteuses : hormones (œstrogène, testostérone...), antibiotiques, anesthésiants... [14]

I.4.3.2 Les micropolluants minéraux :

Les micropolluants minéraux ou métaux lourds sont représentés essentiellement par les éléments traces métalliques (ETM). Les principaux ETM rencontrés dans les eaux sont le cadmium (Cd), le plomb (Pb), le chrome (Cr), le mercure (Hg), l'arsenic (As), le cuivre (Cu), le zinc (Zn) et le nickel (Ni). Ces éléments sont présents naturellement dans les roches et les sols, mais les niveaux de concentration actuels résultent pour la plupart de diverses activités humaines (sidérurgie, tannerie, transport routier, effluents agricoles...) [14].

I.4.3.3 Les micropolluants organométalliques :

Les micropolluants organométalliques sont des molécules mixtes dans lesquelles un ion métallique est lié à un groupement organique (méthyle de mercure) [14].

I.4.4 Les substances nutritives :

Les nutriments sont utiles et nécessaires à la production agricole et à la gestion des paysages, et se trouvent en grande quantité dans l'eau usée. Les éléments les plus fréquents dans les eaux usées sont l'azote, le phosphore et parfois le potassium, le zinc, le bore et le soufre, mais, parfois en excès (des concentrations correspondants à 200 kg/ha, sur la base de 5000 m³/ha, sont courantes pour l'azote) l'apport continu, en période d'irrigation, est aussi gênant. Ces éléments se trouvent en quantités appréciables, mais en proportions très variables que ce soit, dans les eaux usées épurées ou brutes. En outre, la présence de matière organique sous différentes formes dans l'eau usée (solides en suspension, éléments colloïdaux et matières dissoutes) peut, par son effet à long terme sur la fertilité du sol, contribuer également à la stabilité structurale du sol [3], [15].

I.4.5. Salinité :

Le principal critère d'évaluation de la qualité d'une eau naturelle dans la perspective d'un projet d'irrigation est sa concentration totale en sels solubles. On estime que la concentration en sels de l'eau usée excède celle de l'eau du réseau d'alimentation en eau potable de quelques 200 mg/l, sauf dans le cas de pénétration d'eaux saumâtres dans les réseaux d'assainissement ou lors de collecte d'eaux industrielles. Cette augmentation n'est pas susceptible, à elle seule, de compromettre une irrigation [16].

I.5. Paramètres et type de pollution :

Les milieux récepteurs des eaux usées urbaines ou industrielles sont le sol (ou la nappe), les cours d'eau, les lacs et la mer. Définir un composé comme polluant se fait par rapport à la sensibilité intrinsèque du milieu (risque d'eutrophisation, toxicité vis-à-vis de la faune, ...) ou par rapport aux usages qui lui sont associés (utilisation industrielle ou agricole de l'eau, loisirs nautiques, production aquacole, ...).

L'évaluation de la qualité de l'eau nécessite de nombreuses analyses, incluant le dosage de multiples paramètres physico-chimiques et bactériologiques. Ces analyses sont réalisées par des méthodes dont les protocoles sont bien définis [5], [17].

I.5.1 Les paramètres physico-chimiques :

I.5.1.1. La pollution carbonée:

Cette pollution est caractérisée essentiellement par la demande en oxygène qui lui est associée

- Demande Biochimique en Oxygène sur 5 jours « DBO₅ »:

La demande biochimique en oxygène DBO, exprimée en mg d'oxygène par litre, permet l'évaluation des matières organiques biodégradables dans les eaux. Plus précisément, la DBO₅ est définie comme étant la quantité d'oxygène consommée par les bactéries, à 20°C à l'obscurité et pendant 5 jours d'incubation d'un échantillon préalablementensemencé, temps qui assure l'oxydation biologique d'une fraction de matière organique carbonée [17], [18] [19].

- Demande Chimique en Oxygène «DCO»:

Exprimée en mg d'(O₂)/l, correspond à la quantité d'oxygène nécessaire pour la dégradation par voie chimique est dans des conditions définies de la matière organique ou inorganique contenue dans l'eau. Elle représente donc, la teneur totale de l'eau en matières oxydables [20].

- Les matières oxydables (MO):

C'est un paramètre utilisé par les agences de l'eau pour caractériser la pollution organique de l'eau, il se définit à partir de la DBO₅ et de la DCO selon la formule suivante: [21]

$$MO = \frac{2 \times DBO_5 + DCO}{3}$$

- Le carbone organique total (COT):

Le carbone organique est constitué d'une grande diversité de composés organiques à plusieurs états d'oxydation, dont certains sont susceptibles d'être oxydés par des procédés chimiques ou biologiques. Ces fractions sont caractérisées par la demande chimique en oxygène (DCO) et la demande biologique en oxygène (DBO).

La détermination porte sur les composés organiques fixés ou volatils, naturels ou synthétiques, présents dans les eaux résiduaires (cellulose, sucres, huiles, etc.). Suivant que l'eau a été préalablement filtrée ou non, on obtiendra le carbone dissous (COD) ou le carbone total (COT). Cette mesure permet de faciliter l'estimation de la demande en oxygène liée aux rejets, et d'établir éventuellement une corrélation avec la DBO et la DCO [5].

I. 5.1.2 Pollution azotée et phosphorée :

Les composés phosphorés et dans une moindre mesure azotés (nitrates) sont reconnus pour jouer un rôle majeur dans le déclenchement des phénomènes d'eutrophisation, qui peuvent favoriser le développement incontrôlé de certains organismes [17].

a) L'azote : L'azote est un élément chimique très répandu dans la nature. Il constitue 78 % de l'atmosphère. C'est un élément essentiel de la matière vivante. Il est indispensable à la vie de l'homme. Dans l'eau, l'azote se trouve en solution sous forme combinée: nitrates (NO₃⁻), nitrites (NO₂⁻), azote ammoniacal (NH₃, NH₄⁺), azote organique.

Les nitrates et nitrites proviennent généralement de l'industrie, des engrais ou de leur épandage agricole [22], [23].

b) Le phosphore : Dans les rejets d'eaux résiduaires, le phosphore peut se rencontrer sous forme de sels minéraux (orthophosphates, polyphosphates), mais aussi sous forme de composés organiques solubilisés ou à l'état de matières en suspension. Les apports les plus importants proviennent des déjections humaines et animales, et surtout des produits de lavage. Les composés phosphorés sont indésirables dans les réservoirs de distribution d'eau potable, parce qu'ils contribuent au développement d'algues et plus généralement du plancton aquatique.

Les phosphates sont des agents d'eutrophisation gênant dans le milieu naturel, qui n'ont pas d'incidence sanitaire, et les polyphosphates sont autorisés comme adjuvants pour la prévention de l'entartrage dans les réseaux [18], [24].

I. 5.1.3 La température :

La température est un facteur écologique important du milieu. Son élévation peut perturber fortement la vie aquatique (pollution thermique). Certains rejets présentent des écarts de température importants avec le milieu récepteur : ce sont par exemple, les eaux de refroidissement des centrales nucléaires thermiques induisant ainsi une forte perturbation du milieu.

Il est important de connaître la température de l'eau avec précision. En effet, celle-ci joue un rôle dans la solubilité des sels et surtout des gaz, dans la détermination du pH, pour la connaissance de l'origine de l'eau et des mélanges éventuels, etc [25].

I. 5.1.4 Le potentiel d'Hydrogène (pH) :

Le pH est un paramètre qui permet de mesurer l'acidité, l'alcalinité ou la basicité d'une eau [5].

I. 5.1.5 La turbidité :

La turbidité est la mesure de l'aspect plus ou moins trouble de l'eau. Techniquement, la turbidité correspond à la propriété optique de l'eau permettant à une lumière incidente d'être déviée (diffraction) ou absorbée par des particules plutôt que transmise en ligne droite. Elle est causée par diverses matières particulaires ou colloïdales composées de limon, d'argile, de composés organiques ou inorganiques ainsi que du plancton et d'autres micro-organismes [26].

II.1. Introduction :

Chaque jour, l'eau potable est utilisée pour les diverses activités domestiques. L'eau sale issue de ces activités appelée «eau usée» est alors collectée dans des tuyaux jusqu'à la station d'épuration pour y être «nettoyée» avant d'être réintroduite dans le milieu naturel. L'ensemble des opérations qui consistent à «nettoyer l'eau» dans une station d'épuration forment les étapes d'épuration [27].

II.2. Etapes d'épuration:

II.2.1. Le prétraitement (physique):

Il permet d'éliminer de l'eau les matières grossières, les sables, et les huiles. Ce traitement comprend plusieurs opérations :

a) Le dégrillage-tamassage :

Il retient, par les grilles ou les mailles les déchets de bois, papiers, plastiques... Le dégrillage est réalisé sur grille droite ou courbe et le tamassage est réalisé sur grille à espacement millimétrique soit sur champ fixe à barreaux ou tôles perforées soit sur un champ mobile sans fin. Un bon dégrillage –tamassage permet d'éliminer 50 à 80 % de MES et 10 à 30 % de la DBO₅ [28], [29].

b) Le dessablage-dégraissage :

Le dessablage retient la terre et le sable et les matières lourdes de granulométrie supérieure à environ 200 microns susceptibles d'endommager les pompes ou de créer des dépôts dans les bassins. Le dégraissage, quant à lui, a pour but d'éliminer les corps flottants les plus importants: graisses, fibres, poils. En outre, il peut constituer, s'il est suffisamment dimensionné, une barrière de sécurité contre des déversements accidentels d'hydrocarbures. La plupart des dessableurs-dégraisseurs sont maintenant équipés d'un système d'aération à fines bulles réglable permettant de maintenir quelque soit le débit, des vitesses de balayage suffisantes (de l'ordre de 0,30 m/h). L'injection d'air permet de réaliser dans un même ouvrage dessablage et dégraissage [17], [28].

c) La décantation primaire simple:

Elle présente l'avantage essentiel de retenir, sans utilisation de réactifs, une forte proportion des matières en suspension et la partie de DBO₅ qui y est associée ce qui diminue la charge sur le traitement biologique en aval.

Les rendements sont les suivants :

- 85 à 95 % des matières décantables;

- 50 à 65 % des matières en suspension;
- 25 à 40 % de la DBO₅ et de la DCO.

La décantation primaire impose donc un automatisme pour gérer l'extraction des boues. C'est pourquoi la décantation primaire est réservée aux stations déjà relativement importantes qui peuvent supporter un tel investissement et qui réduisent les frais d'exploitation, avec des automatismes d'extraction [17].

II.2.2. Le traitement primaire (biologique) :

Le traitement primaire élimine les matières organiques en solution dans l'eau. Les eaux arrivent dans un bassin où sont développées des cultures de micro-organismes. Les impuretés sont alors digérées par ces êtres vivants microscopiques et transformées en boues. On reproduit ici l'auto-épuration naturelle que l'on peut observer dans les rivières: sous l'action d'un brassage mécanique ou d'un apport d'air, les micro-organismes se reproduisent très rapidement ; ils se nourrissent de la pollution organique et du dioxygène de l'air pour produire du gaz carbonique et de l'eau.

Le traitement biologique est le procédé le plus utilisé pour restaurer la qualité de l'eau en la débarrassant de ses principales impuretés. Il est indispensable, mais insuffisant : en dessous de 5 °C, l'activité bactérienne est stoppée. Les bactéries éliminent difficilement les phosphates, les éléments toxiques et les polluants non biodégradables [28]. Les différents procédés d'épuration biologique peuvent être classés selon la nature des micro-organismes mis en jeu (aérobies et anaérobies). Actuellement en traitement d'eaux résiduaires urbaines, seuls les procédés aérobies sont pratiquement utilisés. Les procédés anaérobies sont, quant à eux, soit réservés à la stabilisation des boues en excès soit au traitement d'effluents industriels très chargés [17].

II.2.3. Traitement secondaire (physico-chimique) :

L'expression "traitement physico-chimique" correspond le plus souvent à un traitement appliqué aux eaux résiduaires brutes et comportant une floculation ou une précipitation, suivie d'une séparation liquide - solide. Ces traitements sont mis en œuvre pour répondre à des enjeux particuliers (recherche de performances très élevées), ou lorsque le traitement biologique n'est pas possible (contraintes de place ou de température, variations subites de charge polluante) [17], [30]. Les procédés qui s'appliquent aux matières en suspension (MES) sont:

II.2.3.1 La floculation :

C'est-à-dire la précipitation de ces matières sous l'effet de réactifs chimiques qui augmentent leurs tailles et permettent d'accélérer et de compléter leur décantation. La floculation chimique des EUU suit des règles assez semblables à celles de la floculation des eaux de surface et les dispositifs de mise en œuvre peuvent être relativement simplifiés car le nombre important de particules présentes facilite les contacts [30].

II.2.3.2 La centrifugation :

Elle est employée pour les rejets fortement chargés en MES et ayant une faible vitesse de décantation [28].

II.2.4. Le traitement tertiaire :

Les eaux épurées sont souvent rejetées dans le milieu naturel à la fin du traitement primaire ou secondaire. Toutefois, elles peuvent quelquefois faire l'objet d'un traitement complémentaire ou « affinage » dans le but, soit d'une réutilisation à des fins industrielles ou agricoles, soit de la protection du milieu récepteur pour des usages spécifiques [28].

II.2.4.1 La déphosphatation :

La déphosphatation est faible dans les stations qui ne sont pas conçues pour l'élimination biologique du phosphore; même dans ce dernier cas, les caractéristiques de l'eau brute peuvent ne pas permettre une déphosphatation suffisante. La solution est alors une élimination chimique des phosphates au moyen de réactifs qui donnent naissance à des précipités ou des complexes insolubles. Les principaux réactifs industriels utilisés sont les sels d'aluminium, les sels de fer et la chaux [30].

II.2.4.2 Le traitement tertiaire de l'azote :

Si l'azote ne peut être traité lors de l'étape biologique, il est possible de le transformer dans une étape dénitrification par boues activées, ou, mieux, par filtration biologique suivie éventuellement d'une autre étape de dénitrification [30].

II.2.4.3 La désinfection :

Une décontamination microbiologique des eaux usées traitées est parfois mise en œuvre ; les réglementations en la matière diffèrent largement de pays à pays. L'effet recherché est un abattement significatif des germes pathogènes. La désinfection est recommandée quand on veut réutiliser les eaux résiduaires traitées pour l'arrosage au moyen de dispositifs qui créent des aérosols. La désinfection chimique la plus fréquente est la désinfection par le chlore [30].

II.2.5. Les procédés biologiques d'épuration :

II.2.5.1. Les procédés à cultures libres :

A) Les boues activées :

- **Principe** : Les eaux, généralement prétraitées, sont déversées dans un bassin où, une population microbienne active est maintenue en suspension grâce à un dispositif qui assure l'homogénéité du mélange et l'aération du liquide. Ces micro-organismes se développent aux dépens des matières oxydables de l'effluent, et forment de multiples flocons qui constituent la boue activée. Celle-ci se sépare du liquide épuré par simple décantation, ce qui permet le rejet de l'eau traitée et la réinjection de la masse active dans le bassin d'aération. Le système fait donc intervenir deux phases: l'aération et la décantation. Il utilise une population variée (bactéries, champignons, protozoaires, rotifères, nématodes, etc. La composition qualitative et quantitative de cette population dépend d'une multitude de facteurs, dont :

- L'alimentation, variable en qualité et quantité ;
- La teneur en oxygène des bassins ;
- Le pH, la température ;
- Les interactions entre espèces (compétition, prédation, synergisme) [31].

- **Bassin d'aération** : Le bassin d'aération constitue le cœur même du procédé dans lequel s'effectue le métabolisme bactérien à l'origine de l'épuration.

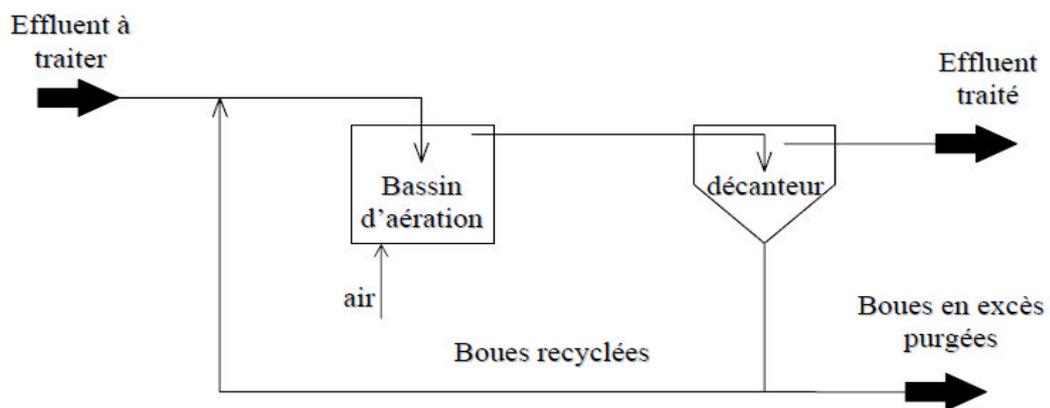


Figure II.1: Schéma de base du procédé de boues activées

C'est dans ce bassin que la majeure partie des réactions biochimiques de transformation de la pollution carbonée (voire azotée et phosphorée) a lieu. On y maintient généralement 3 à 4g L⁻¹ de biomasse active en état d'aérobiose à une concentration de 2 à 2.5 ppm en oxygène dissout [32].

- **Production de boues biologiques** : L'accroissement net de la masse de matière active des boues résulte à la fois de la masse cellulaire synthétisée à partir de la pollution éliminée et de la masse détruite par respiration endogène [32].

- **Age des boues** : L'âge des boues (A) est un paramètre important de suivi des stations d'épuration par boues activées, car il est directement lié au rendement d'épuration du réacteur. C'est le rapport entre la masse de boues présentes dans l'aérateur et la quantité de boues extraites (donc produites) par jour.

- **Indice de MOLHMAN** : Il mesure la décantabilité de la boue. C'est le volume occupé par un gramme de boue après 1/2 heure de décantation. Généralement, les boues sont bien décantables pour $80 < Im < 150$. Si $Im < 80$; la décantation est très bonne mais les boues sont difficilement pompées, Si $Im > 150$: la décantation est très lente [32].

- **Décantabilité des boues biologiques**: Les boues biologiques sont séparées dans un clarificateur. Du résultat de l'épuration dépend le rendement de la décantation qui doit être voisin de 99 %.

Si $Im > 200$, les boues sont malades. Il peut se produire un phénomène de "BULKING" qui empêche la décantation normale des floccs. Plusieurs raisons sont à l'origine de ce problème :

- la croissance exagérée de bactéries filamenteuses due à la trop grande richesse de l'effluent en substrat facilement dégradable.
- l'arrivée de toxiques qui réduit l'activité biologique et détruit le floc.
- l'excès ou l'insuffisance d'O₂ dans le bassin d'aération.
- la mauvaise vitesse de décantation dans le clarificateur secondaire [32].



Figure II.2 : Photo de boues flottantes et bactéries filamenteuses [32]

B) Le lagunage :

- **Principe :** L'épuration biologique repose essentiellement sur la dégradation de la matière organique contenue dans les eaux usées par une chaîne alimentaire de micro-organismes colonisant successivement les différents bassins et se livrant à des phénomènes de prédation. Le lagunage naturel repose sur une culture bactérienne principalement de type aérobie. Celle-ci est ensuite séparée par un mécanisme de sédimentation. L'épuration est assurée par un long temps de séjour dans plusieurs bassins en série. Le mécanisme de base est la photosynthèse. La tranche d'eau supérieure est exposée à la lumière et cela permet l'apparition d'algues qui produisent le dioxygène nécessaire au développement des bactéries aérobies. Ces dernières sont responsables de la dégradation de la matière organique. Le dioxyde de carbone formé par les bactéries ainsi que les sels minéraux contenus dans les eaux usées permettent aux algues (les microphytes) de se multiplier. En fond de bassin, il n'y a pas de lumière, ce sont donc les bactéries anaérobies qui dégradent les sédiments issus de la décantation de la matière organique. Cette dégradation entraîne un dégagement de dioxyde de carbone et de méthane.

L'objectif assigné au procédé est d'abord l'élimination de la fraction carbonée de la matière organique présente dans les effluents, cependant, on peut observer qu'une part importante de l'azote est transformée ou éliminée. Les activités biologiques intervenant en lagunage naturel sont dépendantes d'une série de paramètres extérieurs tels que l'ensoleillement, la température, le vent... dont les variations ont un impact direct sur les réactions chimiques et biochimiques mises en jeu. Il en résulte une influence saisonnière marquée sur le devenir des nutriments, notamment sur l'azote dont l'abattement peut être important en période estivale [33], [34].

- Différents types de lagunages :

✚ **Le lagunage naturel:** D'une profondeur de 1.2 à 1.5 m au maximum et de 0.8 m au minimum (afin d'éviter le développement de macrophytes), avec un temps de séjour de l'ordre du mois, ces bassins fonctionnent naturellement grâce à l'énergie solaire. On peut obtenir un rendement d'épuration de 90 %. Ces procédés sont très sensibles à la température et sont peu applicables aux régions froides [32].

✚ **Le lagunage aéré:** En fournissant l'oxygène par un moyen mécanique, on réduit les volumes nécessaires et on peut accroître la profondeur de la lagune. La concentration en bactéries est plus importante qu'en lagunage naturel. Le temps de séjour est de l'ordre de 1 semaine et la profondeur de 1 à 4 m. Le rendement peut être 80 % et il n'y a pas de recyclage de boues. L'homogénéisation doit être satisfaisante pour éviter les dépôts [32].

✚ **Le lagunage anaérobie:** Il n'est applicable que sur des effluents très concentrés et, le plus souvent comme prétraitement avant un étage aérobic. La couverture de ces lagunes et le traitement des gaz produits sont nécessaires vu les risques de nuisances élevés (odeurs) [32].

II.2.5.2. Les procédés à cultures fixées :

A) Les lits bactériens :

Le liquide à traiter ruisselle sur le support sur lequel se développe progressivement la biomasse épuratoire. La dispersion de l'eau à traiter en surface du lit est réalisée par un dispositif tournant en contre-réaction des jets d'eau. L'aération se fait par ventilation naturelle à travers la masse filtrante, le transfert d'oxygène se réalise à travers le film liquide en ruissellement. Cela suppose donc un coefficient de vide important dans le réacteur et conditionne à la fois le type de matériau support utilisé et le mode de fonctionnement en lit émergé. L'efficacité d'un tel réacteur va dépendre de la surface d'échange disponible, classiquement les valeurs rencontrées varient de 50 à 200 m²/m³.

Une des grandes contraintes de fonctionnement est liée aux risques de colmatage de ces procédés. Les eaux à traiter véhiculent des matières en suspension et des graisses qui risquent à terme de provoquer un blocage de la porosité interne du réacteur. Cela impose donc la construction d'un prétraitement efficace et d'un décanteur primaire en amont du lit. De plus, la boue produite lors des réactions de dépollution biologique accélère ce processus de colmatage. La solution consiste à appliquer des vitesses de passage de l'eau qui permettent un auto-curage du réacteur. Ces débits impliquent parfois des recyclages du liquide qui se font après transit dans un décanteur pour éviter le retour en surface de réacteur des matières en suspension évacuées [17].

B) Les disques biologiques :

Les disques biologiques ou biodisques sont des disques enfilés parallèlement sur un axe horizontal tournant. Ces disques plongent dans une auge, où circule l'eau à épurer ayant subi une décantation. Pendant une partie de leur rotation ils se chargent de substrat puis ils émergent dans l'air le reste du temps (pour absorber de l'oxygène). Les disques sont recouverts par un biofilm sur les deux faces. Ils ont un diamètre de 1 à 3 m, sont espacés de 20 mm et tournent à une vitesse de 1 à 2 tr mn⁻¹. Les boues en excès se détachent du disque et sont récupérées dans un clarificateur secondaire avant rejet dans le milieu naturel.

Ce procédé ne nécessite pas de recyclage et résiste très bien aux à-coups de pollution. Aussi, il y a très peu de risques de colmatage. L'inconvénient majeur de ces systèmes est leur

sensibilité au gel et aux intempéries (ils nécessitent donc un local couvert et clos). Les charges massiques admises sur ces installations sont fortes [32].

II.2.5.3. L'infiltration-percolation

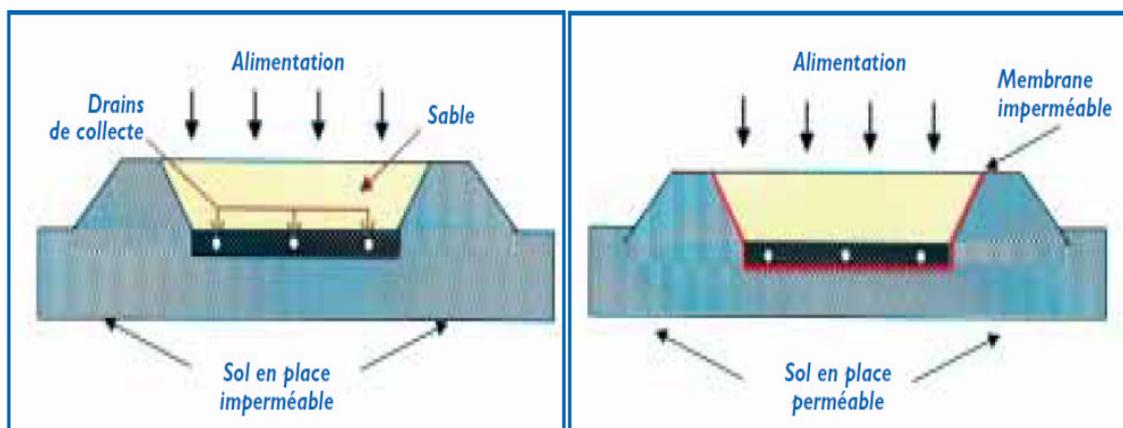
L'infiltration-percolation ou infiltration rapide est une technique d'épuration des eaux usées qui consiste à faire passer l'effluent à traiter à travers un sol hautement perméable (10 à 30 cm/jour). Elle est en général réalisée au moyen de bassins d'infiltration remplis de sable, inondés à raison de quelques centaines de litres par m² et par jour, pendant plusieurs jours ou plusieurs semaines. Les charges appliquées vont de 50 m à 150 m par an et sont fonction des caractéristiques de l'effluent et du sol, ainsi que des conditions climatiques.

Les phénomènes physiques, chimiques et biologiques mis en jeu pour l'épuration sont:

- la filtration et la sédimentation des particules au niveau des pores du sol ;
- l'échange ionique, l'adsorption et la précipitation de sels dissous ;
- la biodégradation de la matière organique.

Après sa percolation à travers quelques mètres de sol dans lesquelles s'opère le traitement, l'eau épurée peut être récupérée par drainage ou bien par pompage si elle rejoint un système aquifère sous-jacent (recharge de nappes).

Le fonctionnement du système est basé sur la succession de périodes d'inondation et de dessiccation, ces dernières étant destinées à éviter la prolifération d'algues et à maintenir des conditions aérobies dans le sol pour permettre l'oxydation de la matière organique et entretenir une capacité d'infiltration élevée. En effet, les dépôts accumulés dans les pores, entravant l'aération du sol et favorisant la prolifération de bactéries anaérobies, peuvent entraîner un colmatage limitant fortement le fonctionnement du système [35], [36].



-Système drainé sur sol en place

imperméable-

- Système drainé avec un massif

drainant étanché par une membrane imperméable-

Figure II.3: Schéma de principe de l'infiltration percolation [36]

II.2.5.4. Les filtres plantés de roseaux :

Les filtres sont des excavations, étanchées du sol, remplies de couches successives de gravier ou de sable de granulométrie variable selon la qualité des eaux usées à traiter. Contrairement à l'infiltration-percolation précédemment évoquée, l'influent brut est réparti directement, sans décantation préalable, à la surface du filtre. Il s'écoule en son sein en subissant un traitement physique (filtration), chimique (adsorption, complexation...) et biologique (biomasse fixée sur support fin). Les eaux épurées sont drainées. Les filtres sont alimentés en eaux usées brutes par bâchées. Pour un même étage, la surface de filtration est séparée en plusieurs unités permettant d'instaurer des périodes d'alimentation et de repos.

Le principe épuratoire repose sur le développement d'une biomasse aérobie fixée sur un sol reconstitué. L'oxygène est apporté par convection et diffusion. L'apport d'oxygène par les racelles des plantes est, ici, négligeable par rapport aux besoins [36].

II.3. Conclusion :

Les eaux usées sont toutes les eaux qui sont de nature à contaminer les milieux dans lesquelles elles seront déversées. C'est pourquoi, dans un souci de respect de ces différents milieux, des traitements sont réalisés sur ces effluents. Ces derniers sont débarrassés de leurs plus grands déchets, au cours des prétraitements, jusqu'aux infimes polluants, au cours des traitements primaires, secondaires ou tertiaires. En raison des coûts d'investissement importants, le recours aux traitements tertiaires reste minoritaire et réservé aux traitements poussés des effluents industriels.

III.1. Définition

La filtration est un procédé de traitement des eaux permettant la séparation entre le liquide et les éléments solides qu'il contient, suite au passage du mélange à travers un milieu poreux dit « filtre », celui-ci retient les solides et laisse passer le liquide dit « filtrat » [30]. Cette technique est utilisée aussi comme une étape d'affinage dans l'épuration des eaux usées des grandes collectivités après un traitement biologique [37].

Si les matières en suspension à retenir ont une dimension supérieure à celle des pores, elles sont retenues à la surface du filtre, la filtration est dite « en surface » ou « en gâteau ». Dans le cas contraire, les matières sont retenues à l'intérieur de la masse poreuse, la filtration est donc dite « en volume » ou « en profondeur » [38].

III.2. But de la filtration

La filtration est un procédé physique destiné à clarifier un liquide qui contient des matières solides en suspension en le faisant passer à travers un milieu poreux. Les solides en suspension ainsi retenus par le milieu poreux s'y accumulent: il faut donc nettoyer ce milieu de façon continue ou de façon intermittente. La filtration habituellement précédée des traitements biologiques permet d'obtenir une bonne élimination des bactéries, de la couleur, de la turbidité et indirectement, de certains goûts et odeurs [31].

III.3. Matériaux de filtration

Les matériaux utilisés sont des granules libres non adhérents les uns aux autres, insolubles, inattaquables par le liquide filtré ni par les solides retenus. Dans le cas des premiers étages de filtration, le choix se porte sur le sable quartz rond, la pierre ponce ou l'hydro-anthracite pour les filtres bicouches. La pouzzolane est réservée à la déferrisation sous pression. Le charbon actif en grains est utilisé en deuxième étage afin d'améliorer les qualités organoleptiques ou d'éliminer les micropolluants. En eau résiduaire, les biofiltres ou lits bactériens immergés, sont constitués de matériaux plus techniques. On peut citer le schiste activé qui porte le nom de biolite et l'argile expansée dénommée biodagène. Enfin, le polystyrène, matériau plus léger que l'eau, est employé dans les filtres Biostyr [37].

III.3.1. Caractéristiques des matériaux filtrants :

Les principales caractéristiques d'un matériau filtrant sont: le diamètre effectif, le coefficient d'uniformité, la densité relative, la masse unitaire sèche (maximale et minimale) et la porosité (maximale et minimale). Il existe d'autres caractéristiques, beaucoup plus difficiles à mesurer, comme la forme des grains et la surface spécifique [31].

A) Diamètre effectif et coefficient d'uniformité :

Le diamètre effectif, D_E , et le coefficient d'uniformité, C_U , sont deux caractéristiques granulométriques importantes d'un matériau filtrant. Le diamètre effectif correspond à la grosseur des mailles du tamis qui laissent passer 10 % de la masse de l'échantillon. Ainsi, si on connaît D_E , on sait que 90 % (en masse) des grains de l'échantillon ont un diamètre supérieur à D_E . Le coefficient d'uniformité est le rapport entre le diamètre qui laisse passer 60 % des particules et celui qui en laisse passer 10 %, soit D_{60}/D_{10} .

Pour mesurer le D_E et le C_U , on pèse une certaine quantité de matériau filtrant préalablement débarrassée de toute humidité, puis on place cet échantillon sur une série de tamis dont les mailles sont de plus en plus petites. Pour favoriser le tamisage, on fait vibrer la série de tamis; on évite cependant les vibrations violentes lorsque les grains du matériau filtrant sont friables. On pèse ensuite la quantité du matériau filtrant retenue par chaque tamis; on en déduit ainsi le pourcentage de l'échantillon qui traverse chaque tamis, donc le pourcentage des grains dont le diamètre est inférieur au diamètre des mailles du tamis. On trace ensuite, sur papier semi-logarithmique, la variation du pourcentage de l'échantillon dont les grains ont un diamètre inférieur à D (échelle arithmétique) en fonction du diamètre D (échelle logarithmique). En utilisant la courbe ainsi obtenue, on peut alors estimer le diamètre effectif D_E et le coefficient d'uniformité C_U du matériau filtrant mis à l'épreuve [31].

B) Densité relative du sable :

On peut calculer expérimentalement la densité relative du sable, en divisant sa masse par celle de l'eau qu'il déplace. On procède de la façon suivante:

- a) On pèse un certain volume d'eau (on obtient m_e);
- b) On pèse le sable sec (on obtient m_s);
- c) On ajoute le sable à l'eau (l'eau déplacée déborde du récipient);
- d) On pèse le mélange d'eau et de sable (on obtient m_{es}).

La densité relative du sable est calculée à l'aide de l'expression suivante [31]:

$$\gamma_S = \frac{\text{masse du sable}}{\text{masse de l'eau déplacée}} = \frac{m_s}{m_e + m_s - m_{es}}$$

C) Porosité :

On calcule la porosité (e) d'un matériau en divisant le volume des vides dans ce matériau par le volume total du matériau :

$$e = \frac{V_v}{V_t} \quad (\%)$$

Avec: V_v : volume des vides; V_t : Volume total du matériau [31].

D) Masse unitaire sèche :

La masse unitaire sèche (ρ_u) est la masse du matériau filtrant par unité de volume, masse qui varie en fonction du degré de compactage du matériau. Ainsi, on peut mesurer la masse unitaire sèche minimale ou la masse unitaire sèche maximale. Pour mesurer la masse unitaire sèche minimale, on verse le sable dans un récipient de volume et de masse connus, selon une technique qui permet d'éviter tout compactage. On pèse ensuite le récipient plein pour déterminer la masse de sable par unité de volume. Pour mesurer la masse unitaire sèche maximale, on fait vibrer le récipient pour obtenir un compactage maximal du sable, puis on pèse le récipient plein pour déterminer la masse de sable par unité de volume [31].

III.4. Différents types de filtration**III.4.1. Filtration lente sur sable :****a) Principe :**

La filtration lente est une méthode d'épuration biologique qui consiste à faire passer l'eau à traiter à travers un lit de matériau filtrant à une vitesse de 0,1 à 0,2 m/h. Le matériau filtrant le plus approprié est le sable. Au cours de ce passage, la qualité de l'eau s'améliore considérablement par la diminution du nombre de micro-organismes (bactéries, virus, kystes), par l'élimination de matières en suspension et colloïdales, et par des changements dans sa composition chimique. A la surface du lit se forme une mince couche appelée "membrane biologique". Cette mince couche superficielle est essentielle, car c'est là que le processus d'épuration se déroule [39].

b) Éléments de base d'une filtration lente sur sable:

Une installation de filtration lente sur sable se compose fondamentalement d'un bassin contenant une couche surnageante d'eau brute, un lit filtrant avec des drains et un système de régulation et de commande du débit à l'entrée ou à la sortie d du filtre (figure III.1) [40].

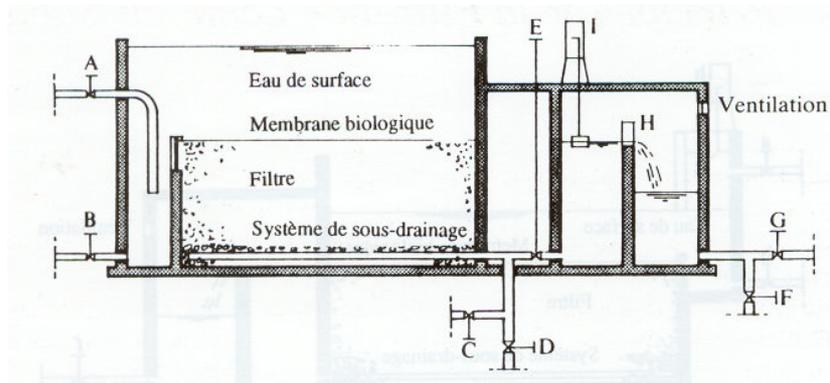


Figure III.1: Composantes d'un filtre lent avec contrôle de débit à l'entrée [40]

- a) Vanne d'amenée d'eau non-filtrée et de contrôle de débit
- b) Vanne de vidange pour évacuation de l'eau surnageante
- c) Vanne pour recharger le lit filtrant en eau propre
- d) Vanne de vidange pour drainer le lit filtrant et la chambre de sortie
- e) Vanne de chasse pour vider le réservoir d'eau traitée
- f) Vanne de sortie vers le réservoir principal du réseau de distribution
- g) Déversoir
- h) Mesure de débit

c) Avantages :

Cette méthode de purification est souvent la plus économique dans les pays en développement et offre l'avantage d'une grande efficacité et d'une exploitation simple. Ainsi, elle répond aux besoins d'amélioration de la qualité de l'eau. Son aptitude à apporter une amélioration simultanée des qualités physiques, chimiques et bactériologiques de l'eau brute représente un avantage considérable par rapport à d'autres techniques : celui d'accéder à une qualité d'eau satisfaisante sans rajouter d'autres étapes dans le processus de purification. Ceci contribue largement à en faire une technique appropriée spécialement pour les collectivités des pays en développement. A noter que son efficacité et son coût ont suscité un nouvel intérêt dans les pays développés. D'ailleurs, des villes comme Londres et Amsterdam ont toujours eu des stations de filtration lente sur sable. [40]

d) Inconvénients :

Les algues se développent dans l'eau stagnante sous l'influence des rayons du soleil à condition que cette eau contienne des substances nutritives telles que des nitrates et des phosphates. Ces effets peuvent être bénéfiques ou nuisibles, selon les conditions. Par ailleurs, sous certaines conditions (climat, qualité de l'eau brute) une prolifération de certains types d'algues peut provoquer un colmatage rapide du lit filtrant et par conséquent poser des problèmes d'exploitation. Couvrir les filtres aide à résoudre ce problème si la prolifération

prend place dans la couche d'eau surnageante. En plus, la filtration lente sur sable nécessite de grandes surfaces et de grandes quantités de médias filtrants [41], [42].

III.4.2. Filtration rapide sur sable:

Le filtre à sable rapide est le type de filtre le plus utilisé dans le traitement des eaux de consommation. Le matériau filtrant est maintenu en place par gravité et l'écoulement de l'eau a lieu de haut en bas. Lorsque le milieu filtrant est encrassé, on lave le filtre en inversant le sens de l'écoulement de l'eau: le milieu filtrant est alors en expansion, et les particules d'impuretés, beaucoup moins denses que les grains de sable, sont décollées et évacuées vers l'égout à l'aide des goulottes de lavage. Les principaux éléments d'un filtre rapide (figure III.2) sont : le fond de filtre, le gravier de support et le milieu filtrant [43].

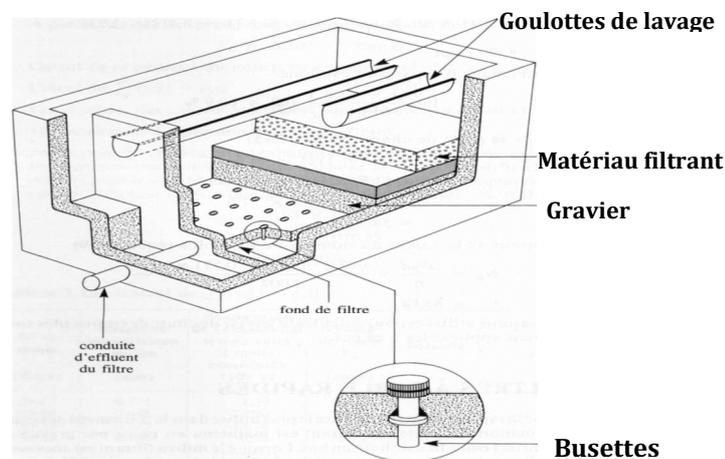


Figure III.2: Filtre à sable rapide [31]

III.4.3. La filtration sous pression :

Les filtres sous pression fonctionnent selon les mêmes principes que les filtres à sable rapides, sauf que leurs couches de sable et de gravier, ainsi que leur réseau de drainage, sont situés dans des cylindres horizontaux ou verticaux, lesquels sont conçus pour supporter des pressions de l'ordre de 1000 kPa. Les dispositifs d'évacuation des eaux de lavage doivent être particulièrement soignés, de façon à en assurer une collecte uniforme [44], [31].

Inconvénients des filtres sous pression :

a) On ne peut pas observer l'eau et la couche de sable lors de la filtration ni l'efficacité des lavages et le degré d'agitation du milieu filtrant.

b) La forme des filtres sous pression ne facilite pas l'installation de canalisations d'eau de lavage bien conçues, qui pourraient garantir que les matières éliminées du sable soient bien rejetées (et non refoulées dans d'autres parties du milieu filtrant).

c) Il est difficile d'examiner, de nettoyer et de remplacer le sable, le gravier et les drains inférieurs des filtres sous pression.

d) Le fonctionnement des filtres sous pression favorise l'aspiration ou l'injection d'eau dans le milieu filtrant à vitesse excessive. [43]

III.5. Conclusion

La filtration sur sable constitue une technique assez largement répandue pour épurer les effluents des petites collectivités en raison de la faible dépense énergétique qu'elle entraîne, du peu de technicité demandée pour son entretien et de sa facilité d'intégration au site.

IV.1. Introduction

La réutilisation des eaux usées est un enjeu politique et socio-économique pour le développement futur des services d'eau potable et d'assainissement à l'échelle mondiale. Elle présente, en effet, l'avantage majeur d'assurer une ressource alternative à moindre coût permettant de limiter les pénuries d'eau, de mieux préserver les ressources naturelles et de contribuer à la gestion intégrée de l'eau [45].

IV.2. Notion de risque

Les études d'estimation du risque distinguent deux types de risque : le risque potentiel et le risque réel.

a) **Le risque potentiel** : comprend lui-même le risque théorique et le risque expérimental.

➤ *Le risque théorique* est défini par le critère d'absence ou de présence d'un contaminant (micro-organisme, métal lourd, etc.). Il dépend de la population qui produit les eaux usées et d'autres facteurs (présence de rejet industriel, réseau unitaire, etc.). Les différents dangers liés à la composition des eaux usées ont déjà été abordés dans la première partie.

➤ *Le risque expérimental* est le risque que le contaminant soit transmis à un individu. Il dépend de la dose de départ, de l'efficacité du traitement, de la capacité de survie (pour les microorganismes) ou de rétention (pour les micropolluants), et de la dose minimale nécessaire pour contaminer un individu (i.e. dose infectante pour les micro-organismes et seuil de toxicité pour les micropolluants). Pour les micro-organismes, des facteurs particuliers interviennent, comme la latence ou la multiplication dans l'environnement. Quant aux micropolluants, leur passage dans le milieu naturel peut les dégrader en produits plus ou moins dangereux et aux propriétés souvent inconnues.

b) **Le risque réel** correspond à la probabilité d'être contaminé dans une population exposée. Il dépend des facteurs liés au risque potentiel, et dépend également des capacités immunitaires de l'individu (naturelles ou acquises), ainsi que d'autres facteurs comme l'âge, le sexe, l'état de santé, la nutrition, l'hygiène et la capacité diagnostique (clinique, sérologique et portage) des acteurs de santé [6].

IV.3. Risques sanitaires liés à la réutilisation des eaux usées épurées

Les eaux usées contiennent de nombreuses substances présentant des dangers pour la santé humaine. Ce sont les micro-organismes pathogènes (virus, bactéries et parasites) et les micropolluants (métaux lourds et micropolluants organiques). Dans les stations d'épuration,

des traitements (décantation, filtration, digestion bactérienne, etc.) permettent de réduire fortement les concentrations de ces contaminants. Le risque sanitaire lié à l'utilisation d'eaux épurées dépend à la fois des concentrations en contaminants dans ces eaux, c'est à dire du niveau de traitement supplémentaire appliqué et du degré d'exposition des populations. Ce degré d'exposition dépend de l'usage qui sera fait de l'eau. Celui-ci pouvant être agricole, industriel ou urbain [46].

IV.4. Réutilisation des eaux usées épurées (REUE) en agriculture et risques sanitaires

L'irrigation est l'activité humaine qui consomme le plus d'eau. La réutilisation agricole des eaux épurées comme moyen d'économiser la ressource a donc été une des premières voies de développement des projets de REUE. Certains pays devant faire face à de graves pénuries d'eau ont développé en ce sens une politique à l'échelle nationale.

Dans le cas spécifique de l'irrigation, les bénéfices ne résident pas seulement dans la préservation du milieu et de la ressource, mais aussi dans la nature des eaux usées. En effet, elles contiennent des éléments fertilisants (azote, phosphore et potassium) ainsi que des oligoéléments (fer, cuivre, manganèse, zinc, etc.) qui sont bénéfiques pour les cultures, et qui peuvent augmenter significativement le rendement. Les MES contribuent également à la fertilisation des sols car elles sont riches en matières organiques.

L'utilisation d'eaux usées à la place d'engrais de synthèse coûteux est économiquement intéressante pour les agriculteurs. De plus, l'arrosage avec des eaux usées constitue une sorte de fertigation, c'est-à-dire l'application combinée d'eau et de fertilisants via le système d'irrigation. La fertigation permet un apport fractionné et à faible dose des engrais ; en cela elle est bénéfique pour l'environnement car elle évite la pollution des sols et les dépendances aux fertilisants, qui sont des phénomènes qui apparaissent avec une fertilisation classique. Le bénéfice d'une REUE peut donc être double :

- Au niveau économique, car en plus d'une préservation quantitative de la ressource, les agriculteurs font des économies d'engrais ;
- Au niveau écologique, car en plus de la diminution des rejets d'eaux usées dans le milieu, la pollution agricole diminue.

Mais il faut faire attention à ne pas apporter ces éléments fertilisants en excès. Il y a en effet un triple risque :

➤ **Un risque sanitaire**: les MES protègent les micro-organismes de beaucoup de traitements, comme les traitements au chlore ou aux ultraviolets. Il existe donc une

compétition entre l'élimination des micro-organismes et la préservation de MES en vue d'une utilisation agricole ;

- **Un risque technique**: si les MES sont présentes en trop grand nombre, elles peuvent entraîner le bouchage des canalisations et systèmes d'irrigation ;
- **Un risque agronomique et environnemental**: il est possible que les éléments soient apportés en excès. Dans ce cas, il y a un risque de pollution des sols et de diminution du rendement. Les taux en éléments nutritifs (nitrate essentiellement) et la salinité de l'eau utilisée (cause de la dégradation des sols) sont de première importance. Il faut donc trouver le bon équilibre entre le niveau de traitement, les besoins des cultures et la nature du sol. Enfin, il faut signaler que l'utilisation d'eaux épurées pour l'irrigation doit donc se faire avec précaution [6].

IV.5. La réutilisation des eaux usées épurées (REUE) en industrie et risques sanitaires

La REUE peut trouver des applications industrielles, notamment dans les circuits de refroidissement (centrale électrique) ou dans les industries consommatrices d'eau (papeteries, usines textiles...).

Les applications urbaines de la REUE sont essentiellement l'arrosage des parcs et jardins, les bassins d'agrément, les eaux vannes, la climatisation d'immeubles, les réservoirs anti-incendie et le nettoyage de la voirie. Les autres applications possibles concernent les laveries industrielles, les stations de lavage de voiture, l'industrie du papier, la production d'acier, de textiles, les industries d'électronique et de semi-conducteurs, etc. La qualité requise est spécifique à chaque industrie parce que sa composition chimique peut avoir des répercussions sur les process industriels [6].

IV.6. La réutilisation des eaux usées épurées en zone urbaine

Les utilisations possibles d'eaux épurées en zone urbaine sont extrêmement nombreuses, et il en existe de multiples exemples à travers le monde. Ces projets concernent :

- ✚ l'arrosage de parcs, de terrains de sport, de terrains de golf, d'aires de jeux ;
- ✚ les bassins d'agrément, bassins pour la pêche et la navigation de plaisance ;
- ✚ les eaux des sanitaires d'un immeuble ou d'un groupe d'immeubles ;
- ✚ le lavage de voirie, réservoirs anti-incendie, etc.

La réutilisation des eaux usées épurées (REUE) en zone urbaine nécessite un réseau double qui permet de distribuer séparément les eaux épurées et l'eau potable. Il peut y avoir un réseau double à l'échelle de la ville entière ou à l'échelle de l'habitation. Lors de la modification d'un système déjà existant, l'installation d'un second réseau de distribution peut représenter jusqu'à 70 % du prix d'un projet de REUE, ce qui peut rendre le projet économiquement irréalisable ; cependant, si le double réseau est installé en une seule fois, lors de la construction d'un nouveau lotissement par exemple, le coût est moins élevé. Ainsi, le surcoût de l'installation d'un réseau double dans un immeuble en construction est inférieur à 10 % du prix du réseau non doublé.

Aux États-Unis, les premiers systèmes de ce genre ont été développés il y a plus de 70 ans. Le premier a été construit à Grand Canyon Village (Arizona) en 1926, pour fournir aux habitants de l'eau épurée pour l'arrosage. La qualité requise dans les projets de REUE en zone urbaine a des exigences similaires aux autres réutilisations, avec quelques variances :

- la qualité esthétique est importante : la présence de mousse, d'algues, etc. est à éviter (mauvaise perception de la part du public). Il faut également réduire le développement d'insectes (moustiques...);
- la présence d'une faune concentrant des polluants (mercure, DDT, etc.) peut poser problème pour les activités de pêche [6], [47].

IV.7. Recharge de nappe

Ce mode de réutilisation a lieu essentiellement dans des zones arides qui doivent faire face à des problèmes d'assèchement de nappes, ou dans des zones côtières où les nappes sont envahies par l'eau de mer. La principale motivation concernant la recharge de nappe est la dégradation de sa qualité environnementale et/ou la diminution de sa réserve en eau. Il existe deux moyens de recharger une nappe phréatique :

- Par percolation : Les effluents traités sont déversés dans des bassins gravitaires
- Par recharge directe : L'eau est injectée dans la nappe par des puits.

IV.8. Conclusion

La réutilisation des eaux usées en agriculture a un double objectif d'économie de la ressource : il permet à la fois d'économiser les ressources en amont en les réutilisant, mais aussi de diminuer le volume des rejets pollués. Si le traitement est suffisant, les risques sanitaires présentés par l'utilisation d'eaux usées épurées sont acceptables. Il a été observé que

les professionnels qui sont amenés à être en contact avec les eaux usées, traitées ou non, ne sont pas plus malades que la population générale, même s'ils sont plus exposés.

V.1. Introduction

Dans la wilaya de Tlemcen il existe plusieurs stations d'épuration (urbaines ou industrielles) fonctionnelles ou en arrêt, et d'autres en projet de réalisation. Parmi ces dernières, la station d'AIN EL HOUTZ qui a été dimensionnée pour épurer les eaux usées d'origines domestique et pluviales du Nord Est de Tlemcen par le procédé d'épuration boues activées (ONA, 2005). La station d'épuration de la ville de Tlemcen (figure V.1) est de type boues activées à faible charge. Dans le traitement biologique des effluents, on fait généralement appel aux processus aérobies par lesquels les bactéries provoquent une oxydation directe des matières organiques des eaux usées à partir de l'oxygène dissous dans l'eau (ONA, 2009).

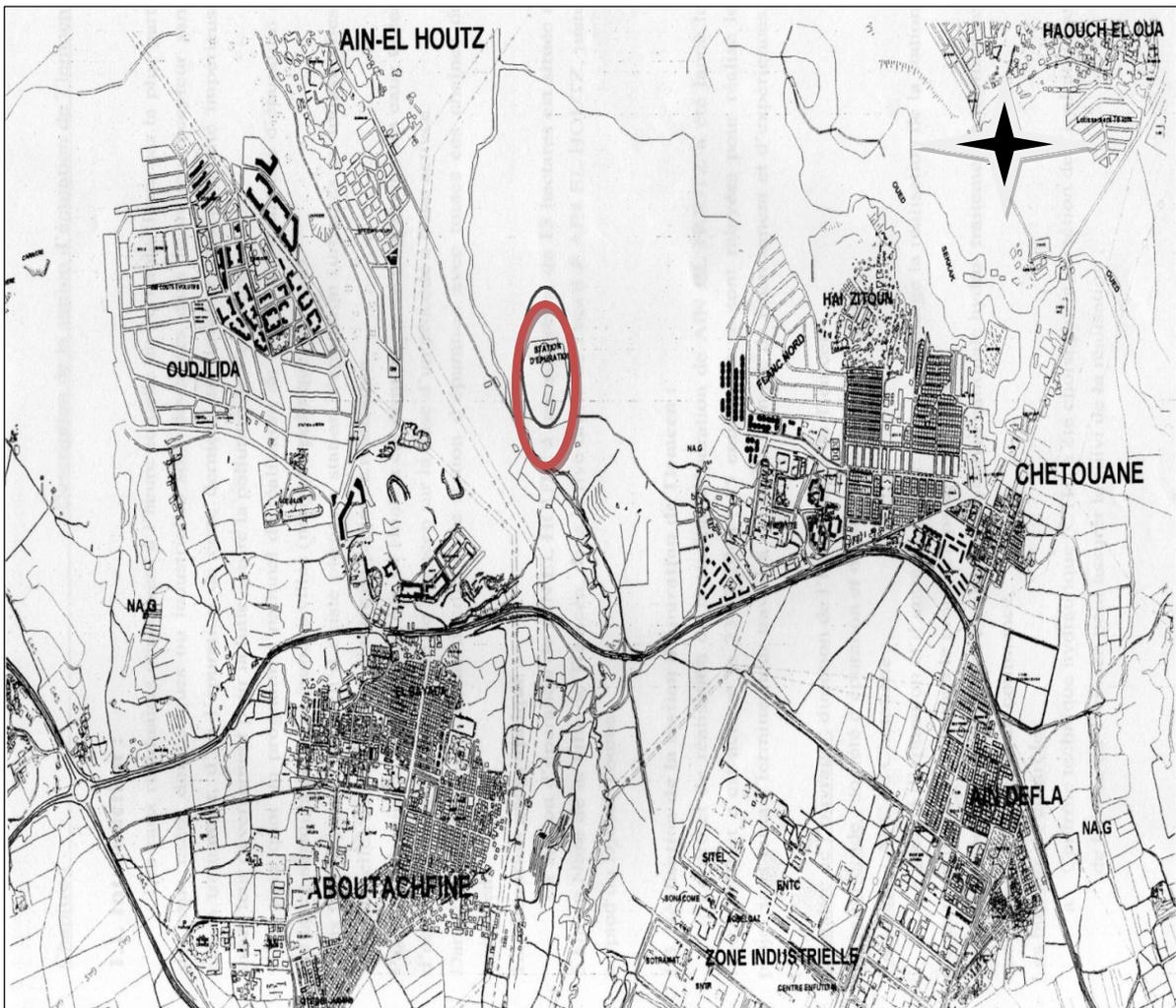


Figure V.1: Vue de la Station d'épuration d'AIN EL HOUTZ (Tlemcen) [48]

V.2. Présentation de la STEP de « AÏN EL HOUTZ »

V.2.1. Situation géographique :

La station d'épuration (STEP) d'AIN EL HOUTZ est située à 6 km au Nord de la ville de Tlemcen, dans la rive droite de l'Oued d'AIN EL HOUTZ juste au pied du Djebel TOUMA. Conçue pour une population de 150 000 eq-hab et d'une capacité de 30 000 m³/j, la station occupe une superficie de 13 hectares. Elle a été mise en service le 05 Novembre 2005. Elle est gérée et exploitée actuellement par l'Office National de l'Assainissement (ONA).



Echelle : 1/5000

Figure V.2 : Situation géographique de la STEP de «AIN EL HOUTZ» [48]

V.2.2. Principe de fonctionnement :

La station d'épuration de la ville de Tlemcen est de type Boues activées à faible charge. Dans le traitement biologique des effluents, on fait généralement appel aux processus aérobies par lesquels les bactéries provoquent une oxydation directe des matières organiques des eaux usées à partir de l'oxygène dissous dans l'eau.

La dégradation est un phénomène complexe générateur de l'énergie nécessaire à la vie des micro-organismes et ses manifestations, reproduction, croissance, déplacements, etc. De nombreux micro-organismes permettent la dégradation des matières organiques ainsi que leur stabilisation [48]. Une station de traitement par boues activées comprend dans tous les cas :

- un bassin dit d'aération dans lequel l'eau à épurer est mise en contact avec la masse bactérienne épuratrice,
- un clarificateur dans lequel s'effectue la séparation de l'eau épurée et de la culture bactérienne,

- un dispositif de recirculation assurant le retour vers le bassin d'aération des boues biologiques récupérées dans le clarificateur.

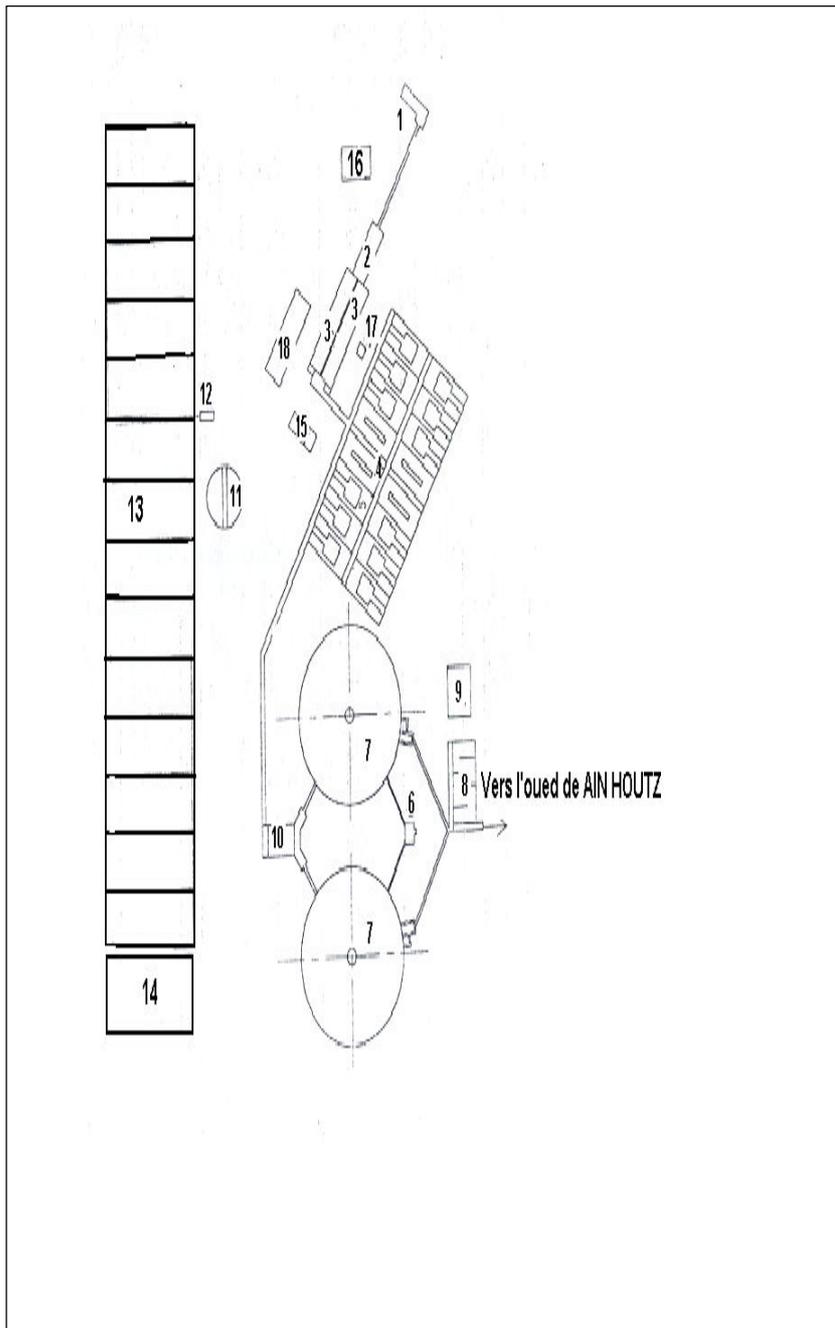
Cela permet de maintenir dans ce bassin la quantité (ou concentration) de micro-organismes nécessaire pour assurer le niveau d'épuration recherché,

- un dispositif d'extraction et d'évacuation des boues en excès, c'est-à-dire du surplus de culture bactérienne synthétisée en permanence à partir du substrat,
- un dispositif de fourniture d'oxygène à la masse bactérienne présente dans le bassin d'aération,
- un dispositif de brassage de ce même bassin, afin d'assurer au mieux le contact entre les cellules bactériennes et la nourriture, d'éviter les dépôts, de favoriser la diffusion de l'oxygène partout où il en est besoin.

Le procédé à boues activées consiste en un réacteur biologique aérobie où l'on provoque le développement d'une culture bactérienne dispersée sous forme de flocons appelés bioflocs. Le réacteur est alimenté en eau polluée et le mélange eau bioflocs est appelé liqueur mixte. La liqueur mixte est maintenue dans un régime turbulent, par un système d'aération qui peut être du type de surface, il s'agit de turbines d'aération. De l'oxygène dissous est donc introduit dans la masse de la liqueur mixte nécessaire pour la respiration et le développement des micro-organismes aérobies.

Afin de ne pas perturber le bon fonctionnement de la station d'épuration par des matières lourdes volumineuses ou difficilement biodégradables, le traitement biologique est précédé de prétraitements adéquats :

- Dégrillage
- Dessablage – déshuilage

Légende:

- 1 : déversoir d'orage
- 2 : dégrillage
- 3 : dessableur-déshuileur
- 4 : bassin de nitrification
dénitrification
- 5 : bassin d'aération
- 6 : tour de répartition
- 7 : clarificateur
- 8 : bassin de chloration
- 9 : bâtiment de chloration
- 10 : tour de recyclage
- 11 : épaisseur
- 12 : bâtiment des pompes
a boue épaisses
- 13 : lits de séchages
- 14 : aire de stockage des
boues séchées
- 15 : bâtiment de
suppresseur
- 16 : Lit de sable
- 17 : bâtiment
d'exploitation

Figure V.3: Schéma général de la station d'épuration d'AIN HOUTZ [48].

V.2. 3. Description des installations : La station comprend :

➤ **Pour la partie "Eaux Usées":**

- Déversoir d'orage
- Dessableur – déshuileur
- Quatre bassins d'aération
- Deux décanteurs secondaires
- Un poste de désinfection

➤ **Pour la partie 'Boues'**:

- Un poste de pompage des boues avec pompe de recirculation
- Un épaisseur, - Quatorze lits de séchage
- Aire de stockage des boues séchées

➤ **Bâtiments**

- Un bâtiment d'exploitation, - Un bâtiment de chloration [48].

V.3. Données de base :

La station d'épuration de la ville de Tlemcen a été dimensionnée sur la base des données suivantes (tableau V.1) :

Tableau V.1. Données de base de la STEP de Ain EL Houtz (ONA, 2005)

Paramètres	Unité	Valeurs
Population	Eq-hab	150000
Débit journalier	m ³ /j	30000
Débit de point horaire admis au traitement	m ³ /h	3800
DBO ₅ journalière	kg/j	9300
Matière en suspension	kg/j	13950
Azote a nitrifié	kg	1980

- Type de réseau : unitaire, - Nature des eaux brutes: domestiques.

Les caractéristiques des eaux épurées qui devraient être garanties par l'étude du processus sur une durée moyenne de 24 heures sont indiquées sur le tableau V.2:

Tableau V.2: Valeurs limites de l'étude du processus [48]

Paramètres	Unité	Valeurs
matières en suspension	mg/L	30
DBO	mg/L	20
DCO	mg/L	120
azotes (N-NH ₄)	mg/L	3 – 5
azotes (N-NO ₃)	mg/L	8 – 10
coliformes totaux	UFC/mL	20000/100
streptocoques fécaux	UFC/mL	2000/100

V.4. Filière de traitement

La station fonctionne sur la base d'un procédé à boues activées avec aération prolongée à l'aide d'aérateurs de surface à vitesse lente. L'eau entrante à la station passe par les étapes suivantes:

a) Déversoir d'orage

Le déversoir d'orage de la station (figure V.4) est installé à l'amont de celle –ci qui déverse le surplus du débit admissible dans le by-pass général de la station. La hauteur de la lame de débordement sera adaptée pour accepter une charge de 3300 m³/h [48].



Figure V.4: Photo du Déversoir d'orage [48]

b) Dégrilleurs : Deux dégrilleurs sont ainsi installés:

- *Grille grossière manuelle*: Elle est composée de barreaux droits de section rectangulaire inclinés sur l'horizontale de 70 %. Ses dimensions sont :

- Largeur de la grille : 1,8 m
- Écartement entre les barreaux : 50 mm [48]



Figure V.5 : Photo de la grille grossière manuelle [48]

- **Grille mécanisée** : Elles sont indispensables à partir d'une certaine taille de station d'épuration afin de réduire les interventions manuelles de nettoyage. Ces grilles sont à fonctionnement automatique par horloge électrique. Parmi celles-ci, on trouve les grilles de cette STEP à mode de nettoyage par l'amont. Ses dimensions sont :

- Largeur de la grille : 1,0 m
- Profondeur du chenal : 1,5 m
- Écartement entre les barreaux : 20 mm
- Puissance du moteur : 0,37 kw



Figure V.6: Photo de la grille mécanisée [48]

c) Déssableur- déshuileur :

Cet ouvrage est de type longitudinal à deux compartiments, il est constitué d'un canal en béton armé de forme trapézoïdale. L'air est insufflé par des supprimeurs pour provoquer une émulsion afin de pouvoir améliorer la séparation de sable et des graisses. Il existe des lames de séparation qui permettent la séparation des huiles et des graisses vers la zone de raclage. L'eau prétraitée est déversée et évacuée gravitairement à travers un canal à ciel ouvert pour subir les traitements ultérieurs. Les deux dessableurs déshuileurs (fig. V.7) existantes à la STEP de Ain El HOUTZ ont les dimensions suivantes :

- Longueur : 26 m ;
 - Largeur : 4 m ;
 - hauteur : 9 m
- [48]



Figure V.7: Photo du déssableur- déshuileur [48]

d) Traitement biologique :

L'eau prétraitée sera acheminée vers les bassins de traitement biologique, la station comporte quatre bassins d'aération, chacun divisé en deux parties.

- **Bassin d'aération :** Le bassin a une forme rectangulaire et alimenté en eau dénitrifié. L'aération dans le bassin est réalisée à l'aide d'aérateur de surface à vitesse lente, chaque bassin est équipé de trois aérateurs. Ce milieu favorable provoque le développement des bactéries qui par action physico-chimique retiennent la pollution organique est s'en nourrissent, au niveau de chaque bassin il existe une sonde de mesure d'oxygène dissous pour assurer le déclenchement automatique de l'aération en cas de défaillance de la concentration de cette dernière, chaque bassin d'aération (fig. V.8) a les dimensions suivantes :

- Volume : 4723 m³
- Longueur : 55,5 m
- Largeur : 18,5 m
- Profondeur d'eau : 4,6 m
- Hauteur béton : 5,6 m [48]



Figure V.8: Photo des bassins d'aération [48]

- Bassin de nitrification dénitrification

L'eau prétraitée arrive premièrement dans ce bassin pour faire l'élimination de la pollution azotique à partir des bactéries spécifiques (Nitrosomonas, Nitrobacters). Le bassin à une forme rectangulaire est équipé d'un mélangeur de fond pour assurer l'agitation du milieu, et après l'eau nitrifiée dénitrifiée est déversée vers les bassins d'aération. Chaque bassin a les dimensions

suivantes :	- Volume	725 m ³ ,	- Longueur	187,56 m
	- Largeur	8,5 m,	- Hauteur du béton	5,6 m
	- Hauteur d'eau	4,9 m	[48]	

e) Décanteurs secondaires :

Dans la STEP, il existe deux décanteurs secondaires de forme circulaire de 46 m de diamètre avec une surface de 1661 m², une profondeur d'eau de 4 m en périphérie ; et de pont racleur à vitesse de rotation de 0,04 m/s. Les eaux clarifiées sont ensuite recyclées vers la dernière étape de traitement et qui est la désinfection et le traitement des boues décantées, elles sont envoyées vers le tour de recyclage ou vers l'épaisseur [48].



Figure V.9: Photo du clarificateur [48]

f) **Bassin de chloration** : Le bassin de chloration est en béton armé et a un volume de l'ordre de 700 m^3 . La capacité de dosage installée est de 40 Kg de chlore à l'heure.



Figure V.10: Photo du bassin de chloration [48]

g) **Traitement des boues** :

- **Epaississement** : Après traitement biologique, les boues constituent le résidu principal de la station d'épuration d'AIN EL HOUTZ et sont dirigées vers l'épaississeur, qui a une forme circulaire réalisée en béton armé de 14 m de diamètre et d'une hauteur utile de 4 m, le fond du bassin à une pente de 1/10. La boue épaissie est prise par pompage et évacuée vers les lits de séchage.



Figure V.11: Photo d'un épaississeur [48]

- **Lits de séchage** : Le séchage de boues s'effectue à l'air libre dans des surfaces d'étendues de 30 m de longueur et 15 m de largeur. Il existe 14 lits de séchage conçus d'un béton équipé d'une conduite de drainage perforée, pour permettre l'évacuation de l'eau filtrée vers l'entrée de la station [48].



Figure V.12: Vue d'un lit de séchage rempli de boues

V.5. Conclusion

Ce chapitre donne une description détaillée sur la station d'épuration d'AIN EL HOUTZ et les conditions de fonctionnement de cette dernière ainsi que des différents procédés de traitement des eaux usées, à savoir : les prétraitements, traitement biologique et décantation ; et d'autre part ; le traitement des boues ; l'épaississeur et les lits de séchages.

VI.1. Dispositif expérimental :

Cette étude expérimentale qui consiste à mettre en évidence la contribution de la filtration sur sable dans l'amélioration de la qualité physique et microbiologique des eaux usées épurées issues de la STEP de AIN EL HOUTZ en vue d'une réutilisation agricole a été menée sur un pilote TE 400 (figure VI.1) existant dans le laboratoire de traitement des eaux de la faculté de technologie, université de Tlemcen. Ce pilote est un appareil destiné pour l'étude de la filtration de l'eau sur sable [41]. Le travail expérimental consiste à faire passer l'eau usée épurée en provenance de la STEP de Ain El HOUTZ, contenant des particules en suspension et des micro-organismes, à travers une colonne de sable où les particules et les micro-organismes seront retenus par le matériau filtrant. Différents types de sable, de granulométries et d'origines différentes ont été testés dans ce travail quant à leur efficacité à la fixation des solides en suspension et les micro-organismes.

VI.1.1. Construction et instrumentation du pilote TE 400:

Le pilote de filtration TE 400 est composé essentiellement de:

- Une cuve d'alimentation en PVC transparent, cylindrique d'une capacité utile de 150 L avec une vanne de vidange de type à boisseau sphérique en PVC et joint d'étanchéité en viton, DN 10;
- Une colonne de filtration en altuglas d'un diamètre intérieur de 100 mm et d'une hauteur de 1000 mm contenant le matériau filtrant qui est le sable et deux grilles de support et d'arrêt de sable en laiton d'une maille de 0.5 mm;
- Deux robinets manuelle de réglage, un pour le réglage du débit d'entrée VR2 et l'autre pour le réglage du débit de sortie ou filtrat VR1. Les deux vannes sont de type à membrane, en PVC et membrane en viton, DN 10;
 - Charpente de support en tube carré en acier inoxydable 304 L;
 - Multitubes piézométriques de mesure de la pression dans la colonne du filtre à différentes hauteurs, en altuglas, diamètre 8 mm, hauteur 500mm;
 - Débitmètre à flotteur du circuit de sortie du filtrat de la colonne en PVC transparent DN 10; échelle variable de 20 à 200l/h avec une précision de plus ou moins 5%;
 - Pompe d'alimentation de la suspension composée d'un corps et d'aubages en PVC, d'un débit de 10 m³/h pour une pression de 7.5 m de colonne d'eau, moteur électrique monophasé, 220 v, 50 Hz, 207 A. un filtre à panier à l'aspiration de la pompe; Autres vannes à usages différents [49].

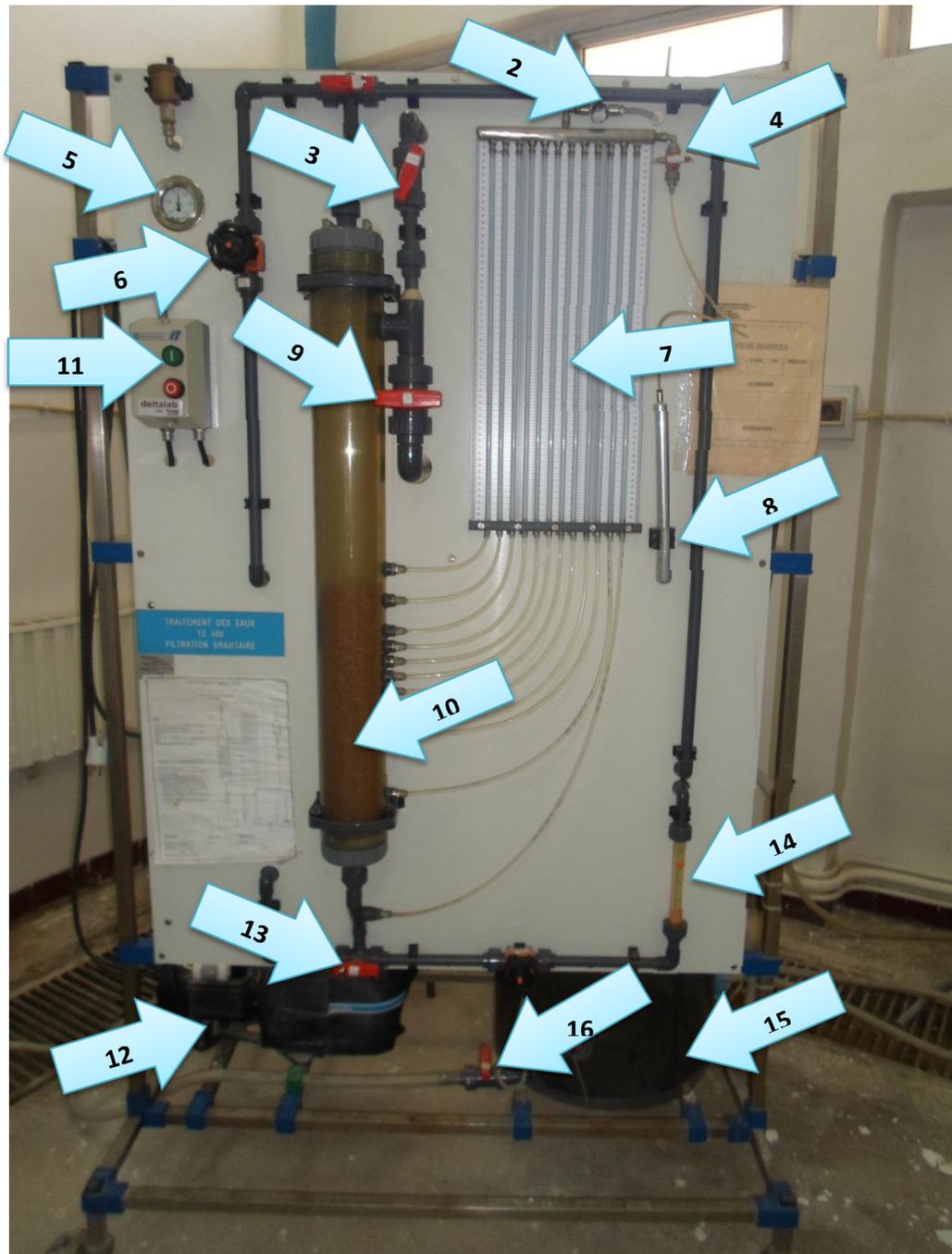


Figure V.1: Photo du pilote TE 400

Légende :

- 1 :** VD₁ : vanne manuelle de distribution haut filtre
2 : VA₁ : vanne manuelle d'isolation collectrice multi-manomètre
3 : VA₄ vanne manuelle d'arrêt mise à l'atmosphère
4 : VA₂ : vanne manuelle d'arrêt pompe à vélo multi-manomètre
5 : Manomètre de pression; **6 :** VR₂ : vanne de réglage du débit d'entrée;
7 : Multitubes piézométriques ; **8 :** Pompe à vélo; **9 :** VA₃ : vanne manuelle d'arrêt retour bac alimentation **10 :** Colonne de sable ; **11 :** marche/arrêt ; **12 :** Pompe d'alimentation ;
13 : VD₂: vanne manuelle de distribution basse filtre; **14:**Débit mètre;
15: Cuve d'alimentation ; **16 :** VR₁ : vanne de réglage du débit de sortie (filtrat)

VI.1.2. Procédure de la filtration sur sable

Les expériences ont été effectuées en écoulement gravitaire de l'eau. Dans ce mode de manipulation, le mode opératoire qu'on a suivi est le suivant:

- Mettre en marche le pilote;
- Remplir la cuve d'alimentation d'eau épurée;
- Mettre en marche la pompe d'alimentation;
- Maintenir l'agitation pendant 10 minutes, tout en s'assurant que la solution est exempte de produits solides ayant des volumes très importants au risque de voir le filtre s'encrasser très rapidement.
- Positionner la vanne de distribution basse de la colonne de filtration VD₂;
- Positionner la vanne de haut de la colonne de filtration VD₁;
- Ouvrir la vanne d'isolation VA₁.
- Fermer la vanne d'arrêt VA₂.
- Ouvrir la vanne d'arrêt du retour VA₃.
- Ouvrir la vanne d'arrêt de mise à l'atmosphère VA₄.
- Le débit de filtration à l'entrée est réglé (choisi arbitrairement) à : 50, 100, et 150 l/h.
- Noter les niveaux des tubes piézométriques pendant des intervalles de temps, en maintenant tout au long de la manipulation, le même niveau d'eau dans la colonne de filtration à l'aide de la vanne de réglage VR₂ et le même débit à l'aide de la vanne VR₁;
- Prendre des échantillons du filtrat pour faire les analyses ;
- Lorsque le filtre commence à s'encrasser, il faudrait régler la vanne VR₁ de manière à maintenir le débit de soutirage du filtrat constant;
- Lorsque toutes les mesures ont été prises, la manipulation est finie, il convient donc d'arrêter le pilote et faire un lavage du filtre [41], [43].

VI.1.3. Procédure de lavage du sable:

Lors du colmatage du filtre, on a procédé à son lavage en suivant les étapes suivantes:

- Fermer les vannes de réglage de sortie du filtrat VR₁ et du débit d'alimentation des suspensions VR₂;
- Arrêter la pompe d'alimentation de la suspension par son bouton «ARRET/MARCHE » sur la position « ARRET »;
- Vidanger la cuve d'alimentation avec la vanne VS₂;
- Fermer la vanne d'isolation du collecteur de prise de pression VA₁ de manière à empêcher le jaillissement de l'eau lors de la phase de lavage;

- Fermer la vanne d'arrêt de la pompe à vélo sur le collecteur de prises de pression VA₂;
- Positionner la vanne de distribution basse de la colonne de filtration VD₂ de manière à alimenter la colonne par le bas (L orienté à gauche);
- Positionner la vanne de distribution haute de la colonne de filtration VD₁ de manière à évacuer l'eau de lavage par le haut (L orienté à droite);
- Fermer la vanne d'arrêt du retour de la suspension vers le bac d'alimentation VA₃;
- Ouvrir la vanne d'alimentation générale d'eau de lavage de manière à alimenter la colonne;
- Vérifier que l'eau monte bien lentement dans les tubes de prise de pression de la colonne de filtration;
- Si les produits filtrés ne s'évacuent pas bien, il convient d'augmenter le débit d'alimentation d'eau de lavage du média filtrant;
- Lorsque le produit filtré a été éliminé, il convient de vidanger la colonne de filtration;
- Fermer la vanne d'alimentation générale d'eau de lavage ;
- Positionner la vanne de distribution basse de la colonne de filtration VD₂ de manière à éliminer le liquide contenu dans la colonne par le bas (L orienté à droite);
- Ouvrir la vanne d'isolation du collecteur de prises de pression VA₁;
- Ouvrir la vanne de réglage de débit de sortie du filtrat VR₁;
- Ouvrir la vanne d'arrêt de mise à l'atmosphère de la colonne de filtration VA₄;
- Laisser vidanger la colonne par gravité;
- Laver la cuve d'alimentation de la suspension avec de l'eau propre;
- Fermer la vanne de vidange de la cuve d'alimentation de la suspension VS₂;
- Fermer la vanne de réglage de sortie du filtrat VR₁;
- Fermer la vanne d'isolation du collecteur de prises de pression VA₁ ;
- Fermer la vanne d'arrêt de mise à l'atmosphère de la colonne de filtration VA₄;
- Positionner la vanne de distribution basse de la colonne de filtration VD₂ de manière à alimenter la colonne par le bas (L orienté à gauche);
- Ouvrir la vanne d'alimentation générale d'eau de lavage de manière à alimenter la colonne;
- Vérifier que l'eau monte bien lentement dans les tubes de prise de pression de la colonne de filtration;
- Lorsque la colonne est à nouveau remplie d'eau propre, la colonne est prête pour une nouvelle manipulation;

- Fermer la vanne d'alimentation générale d'eau de lavage;
- Ouvrir la vanne d'arrêt du collecteur des prises de pression VA₁ de manière à relier à l'air libre toutes ces prises de pression;
- Ouvrir la vanne d'arrêt de mise à l'atmosphère de la colonne de filtration VA₄;
- Fermer la vanne d'arrêt du retour de la suspension vers le bac d'alimentation VA₃;
- Positionner la vanne de distribution basse de la colonne de filtration VA₂ de manière à éliminer le filtrat de la colonne par le bas (L orienté à droite);
- Positionner la vanne de distribution haute de la colonne de filtration VD₁ de manière à alimenter la colonne par le haut (L orienté à gauche);
- Ouvrir la vanne d'arrêt de la pompe à vélo sur le collecteur de prises de pression VA₂ [43].

VI.2. Protocoles expérimentaux :

VI.2.1. Analyses physico-chimiques :

A) Mesure de la turbidité:

La turbidité est un paramètre important pour qualifier la qualité de l'eau. Une eau turbide peut sembler presque opaque à la vue, mais laisse passer peu de lumière pour la faune et la flore aquatique. Les unités de mesure sont les UTN (unités de turbidité néphélométriques). Le turbidimètre qu'on a utilisé dans ce travail (figure V.2) permet de mesurer la quantité de lumière diffusée à angle droit par un faisceau lumineux traversant l'échantillon.



Figure V.2: Photo du turbidimètre utilisé

Les résultats sont directement exprimés en NTU (unité néphélométrique de turbidité) par affichage à cristaux liquides [6]. L'échantillon est bien agité avant chaque mesure [43].

B) La température : La température joue un grand rôle dans la solubilité des gaz dans l'eau et sur la vitesse des réactions chimiques et biochimiques. La mesure de la température est simple. On a utilisé dans ce travail un thermomètre disponible dans notre laboratoire.

C) Le pH :

Le pH est l'un des paramètres chimiques les plus importants lorsqu'il s'agit de déterminer la qualité d'une eau. Ce paramètre a été mesuré au moyen d'un pH-mètre de paillasse pHM220 (figure V.3). Après un rinçage plusieurs fois de la sonde de mesure à l'eau distillée puis introduction de la sonde dans l'échantillon; la valeur du pH lue directement sur le cadran de l'appareil après stabilité de celle-ci. Avant chaque mesure, l'appareil a fait l'objet d'un étalonnage en utilisant des solutions tampons : pH = 4 ; pH = 7 et pH = 9. [44]



Figure V.3: Photo du pH-mètre pHM220 [44]

D) Les matières en suspension :

Sont des matières fines organiques ou minérales insolubles visibles à l'œil nu et qui sont à l'origine de la turbidité de l'eau. Elles limitent la pénétration de la lumière dans l'eau et diminuent la teneur en oxygène dissous. L'appareil utilisé pour la détermination des matières en suspension dans cette étude est un spectrophotomètre HACH DR 2000 (figure V.4). On met le blanc (eau distillée) dans un spectrophotomètre pour l'étalonner à zéro puis on place l'échantillon à analyser dans l'appareil. Finalement, la lecture est affichée directement sur l'afficheur en mg/l. [50]



Figure V.4: Photo du spectrophotomètre DR/2000 [50]

E) La conductivité :

La conductivité est la mesure de la capacité d'une eau à conduire un courant électrique. Exprimée en $\mu\text{s}/\text{cm}$, sa valeur varie en fonction de la température. Elle est mesurée à 20°C . La mesure de la conductivité a été faite dans ce travail en utilisant un conductimètre portatif HI 8033 de marque Deltalab (figure V.5).

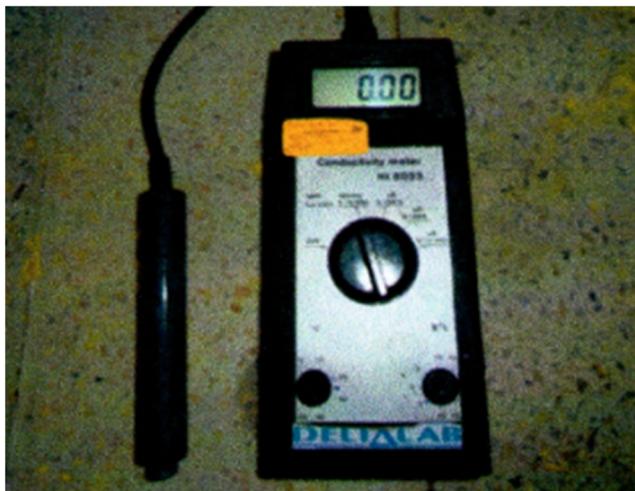


Figure V.5: Photo du conductimètre HI 8033

Après avoir étalonné l'instrument, la mesure de la conductivité de l'eau a été faite en suivant les étapes suivantes :

- Mesurer la température de l'échantillon dont on veut déterminer la salinité.
- Régler le bouton en bas à gauche sur la température du liquide à mesurer.
- Plonger la sonde dans l'échantillon à mesurer, en prenant garde que des bulles d'air ne se soient pas formées à l'intérieur.
- Si la conductivité est plus élevée que l'échelle sélectionnée, l'afficheur indiquera "L" sur le chiffre le plus à gauche tandis que les autres chiffres restent éteints; il faut alors passer à une échelle supérieure. [44]

VI.2.2. Analyses microbiologiques :**A) Recherche et dénombrement des germes totaux :**

Le dénombrement des germes totaux consiste en une estimation du nombre total des germes dans l'eau. Pour cela, on utilise une gélose tryptonée à l'extrait de levure TGEA dont la composition en g/l est la suivante : Tryptone, 5 ; glucose, 1 ; Extrait de levure, 2.5 ; Gélose, 15 ; on complète par l'eau distillée à 1000ml. On ajuste le pH à 7.0 ± 0.2 avant l'autoclavage à 120°C pendant 20 minutes. On prend deux boîtes de pétri et on verse 1 ml de l'eau à analyser dans chacune. On ajoute le milieu TGEA. On mélange avec précaution par rotation lente. On laisse reposer. L'incubation dure 48 h à 37°C pour l'une des boîtes et à 22°C pour l'autre. Les résultats sont exprimés en nombre des germes par ml. [50]

B) Recherche et dénombrement des coliformes et d'E. Coli présumé :

On utilise un bouillon lactose au pourpre de bromocrésol (BCPL) à double concentration (D/C) et simple concentration (S/C) ; le bouillon lactose au pourpre de bromocrésol (BCPL) a la composition suivante en (g/l) : Peptone ,5 ; Extrait de viande de bœuf ,3 ; Lactose ,10 ; Pourpre de bromocrésol $25 \cdot 10^{-3}$. On ajuste le pH à 6, 8 avant l'autoclavage à 120°C pendant 20 minutes.

- Incubation

Pour ensemercer ce milieu : à partir de l'échantillon, trois dilutions sont réalisées 10^{-1} , 10^{-2} et 10^{-3} . De chaque dilution, on ensemence trois tubes de BCPL en mettant 1ml dans chaque tube. On agite pour homogénéiser sans faire pénétrer l'air dans la cloche et on place les tubes dans une étuve à 37°C pendant 24h à 48h.

On procède à une première lecture après 24h d'incubation, les tubes considérés comme positifs présentent un trouble dans toute la masse liquide, avec virage du violet au jaune et un dégagement de gaz dans la cloche.

Le nombre des coliformes totaux par 100 ml d'eau sera obtenu en comparant le nombre des tubes positifs et en se référant à la table du nombre le plus probable (NPP). Ce test est dit présomptif.

- Repiquage sur milieu de Schubert

La composition en g/l est la suivante : tryptophane,0.2 ; acide glutamique,0.2 ; sulfate de magnésium,0.7 ; sulfate d'ammonium,0.4 ; citrate de sodium, 0.5 ; chlorure de sodium, 2 ; tryptone,10 ; mannitol,7.5 .

Chaque tube positif (virage du milieu au jaune + gaz dans la cloche) de la première étape est repiqué (6 gouttes) dans des tubes de bouillon Schubert (avec la cloche de Durham) puis on incube à 44°C, pendant 24h. On considère comme positif les tubes où se manifestent une croissance bactérienne (trouble) et un dégagement de gaz dans la cloche. Le dénombrement des coliformes fécaux s'effectue de la même manière que celui des coliformes totaux et les résultats sont exprimés par 100ml d'échantillon. [50]

C) Recherche d'Escherichia Coli présumés

Dans les tubes considérés comme étant positifs, on ajoute 2 à 3 gouttes de réactif de Kovacs. On considère comme positifs les tubes où il y a formation d'un anneau rouge à la surface qui témoigne de la production d'indole. Le dénombrement d'E. Coli présumé s'effectue en se référant à la table du nombre le plus probable (NPP) dans 100ml d'échantillon (Figure V.6).

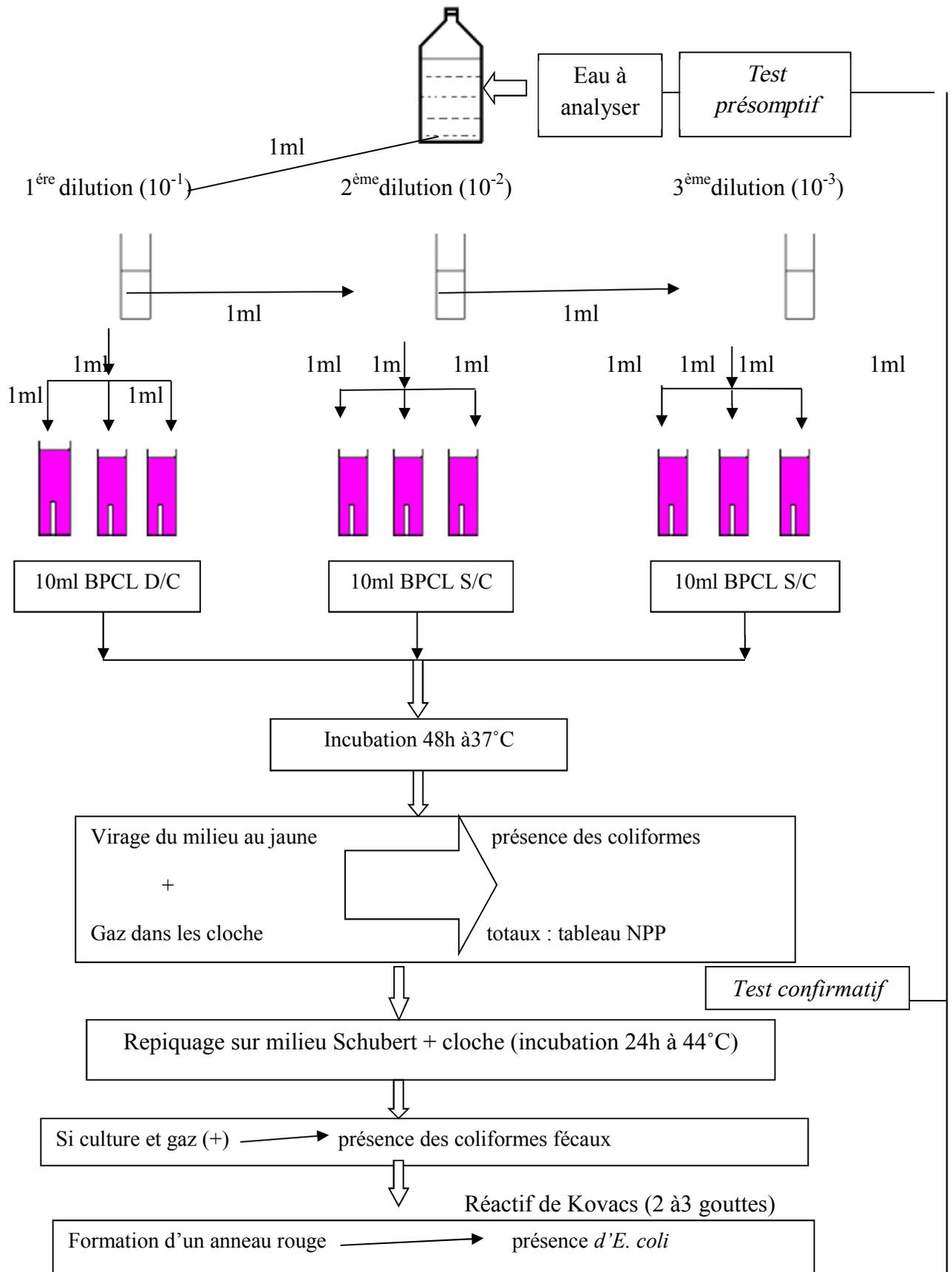


Figure V.6: Schéma du dénombrement des coliformes et d'E. Coli présumé [50]

D) Recherche et dénombrement des streptocoques fécaux :**- *Test présumptif***

L'ensemencement se fait de la même manière que pour les coliformes mais sur milieu de Rothe qui a pour composition en g/l : Bio-polytone (BioMérieux) 15.0 ; extrait de viande de bœuf 4.5 ; glucose 7.5 ; chlorure de sodium 7.5 ; acide de sodium.

On ajuste le pH à 7.2 avant autoclavage à 120°C pendant 20 minutes. On incube à 37°C et on examine après 24h et 48h. Les tubes présentant un trouble microbien et un dépôt d'une pastille au fond du tube sont considérés comme positifs et soumis au test confirmatif.

- *Test confirmatif*

Après agitation des tubes, on prélève de chacun successivement quelques gouttes avec pipette Pasteur puis les reporter dans des tubes de milieu Litsky qui a pour composition en g/l : peptone (Bio-Lysat) 20.0 ; glucose 5.0 ; acide de sodium 0.2 ; éthyle-violet 0.5 ; NaCl 5.0 ; hydrogénophosphate de potassium 2.7 ; dihydrogénophosphat de potassium 2.7.

On ajuste le pH à 6.8 avant autoclavage à 120°C pendant 20minutes. On incube 37°C pendant 24h 48h.

L'apparition d'un trouble microbien confirme la présence de streptocoques fécaux, parfois la culture s'agglomère au fond du tube en formant une pastille violette de signification identique à celle du trouble. Les résultats du dénombrement sont exprimés comme ceux d'E. coli en nombre de germes par 100ml d'échantillon. [50] [51]

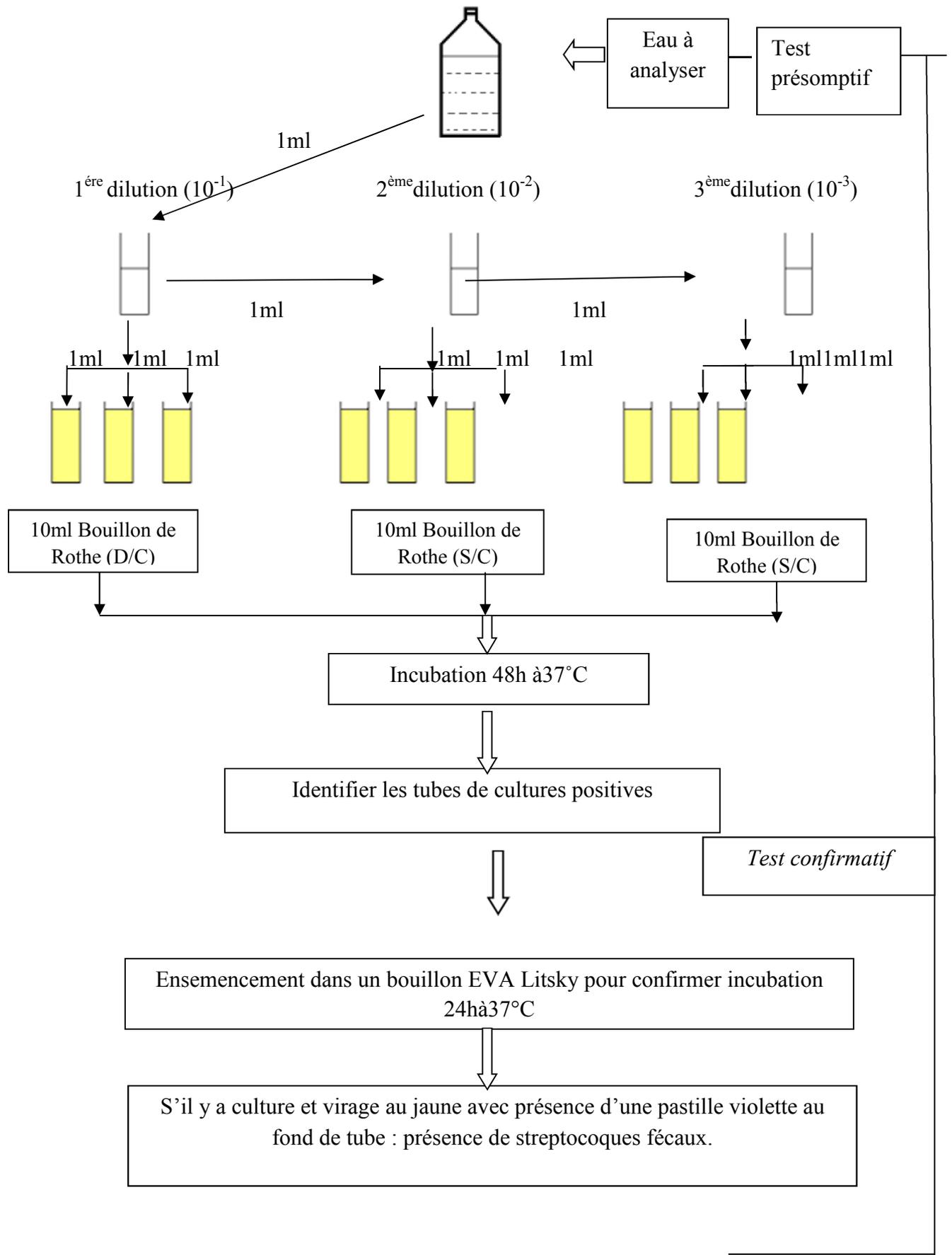


Figure V.7: Schéma du protocole de dénombrement des *streptocoques fécaux* [50]

E) Recherche et dénombrement des Clostridium sulfitoréducteurs :

La recherche et le dénombrement des sulfito-réducteurs se fait sur gélose viande foie (VF) qui a pour composition en g/l: base viande fois 30 ; glucose 2 ; agar 6. On complète par l'eau distillée à 1000 ml. On ajuste le pH à 7,4 avant autoclavage à 120°C pendant 20 minutes.

On introduit dans 5 tubes à essai 4ml de l'eau à analyser ; on place les tubes au bain-marie à 80°C pendant 5 minutes ; puis refroidir à environ 55°C, ceci dans le but de détruire les formes végétatives. On ajoute les additifs : deux gouttes d'alun de fer et quatre gouttes de sulfite de sodium puis on remplit les tubes par la gélose viande foie; on mélange doucement sans incorporation de l'air et on incube à 37°C et on fait une première lecture après 24h et une deuxième après 48h. [50]

F) Recherche des Salmonelles :

Le milieu utilisé est la gélose Salmonella Schigella (SS) qui a pour composition en g/l : peptone 5 ; extrait de viande 5 ; lactose 10 ; citrate de sodium 10 ; citrate de fer³ 1 ; sel biliaires 8.5 ; vert brillant 3.3 ; rouge neutre 25 ; thiosulfate de sodium 8.5 ; agar 12 .On ajuste le pH à 7.3 avant autoclavage à 120°C pendant 20 minutes. Comme pour les germes totaux, la technique de l'ensemencement en masse est appliquée pour la recherche des Salmonelles pour l'eau usée et épurée . Les boîtes sont incubées à 37°C pendant 24 h à 48 h. [50]

VI.2.3. Matériaux filtrants utilisés :

Nous avons utilisés trois sables grossier de différentes granulométries. Le premier et le troisième sable ont été ramenés de la station de traitement des eaux de Bouhlou. Tandis que le deuxième sable était disponible au laboratoire de la faculté. Les performances des différents sables dans l'amélioration de la qualité des eaux épurées de la STEP de Ain el Houtz ont été comparées.

Caractéristiques physiques du matériau filtrant (le sable) :**A) Analyse granulométrique :**

L'analyse granulométrique est l'opération consistant à étudier la répartition des différents grains d'un échantillon, en fonction de leurs caractéristiques (poids, taille, etc.). Elle permet de déterminer la grosseur et les pourcentages pondéraux respectifs des différentes familles de grains constituant les échantillons. Cette opération a été réalisée au laboratoire de traitement des eaux du département hydraulique en utilisant une tamiseuse équipée d'une série de tamis normalisés et superposés. Le plus gros calibre se trouve au-dessus. Un échantillon sec de sable de filtration est répandu sur le tamis supérieur, et l'ensemble des tamis

est soumis à des secousses conduisant à la répartition des particules le long de la colonne de tamisage. Chaque tamis divise les particules qui lui sont appliquées en deux fractions:

- Le refus : qui correspond aux particules retenues sur le tamis ;
- Le tamisât: la quantité de matériau qui passe à travers le tamis.

A l'issue de l'agitation, les refus de chaque tamis sont recueillis et pesés avec soin. [44]

- Tracé de la courbe granulométrique :

Les courbes granulométriques des différents échantillons de sable utilisés ont été tracées en portant les divers pourcentages des tamisats cumulés sur une feuille semi-logarithmique :

- En abscisse : les dimensions des mailles, échelle logarithmique.
- En ordonnée : les pourcentages des tamisats cumulés sur une échelle arithmétique.[41]

B) Détermination du diamètre effectif (D_E) et du coefficient d'uniformité (C_u) :

Les courbes granulométriques tracées nous ont permis de déterminer, pour chaque sable étudié, deux paramètres fondamentaux dans la caractérisation granulométrique des matériaux filtrants qui sont :

- le diamètre effectif (D_E) et - le coefficient d'uniformité (C_u)

- **Le diamètre effectif (D_E):** Il correspond au diamètre du tamis qui laisse passer 10 % de la masse de l'échantillon (D_{10}).

- **Le coefficient d'uniformité:** Il s'agit du rapport entre deux diamètres apparents définis, le diamètre qui fait passer 60 % de la masse de l'échantillon (D_{60}) et celui qui laisse passer 10 % (D_{10}).

$$C_u = \frac{D_{60}}{D_{10}}$$

Le coefficient d'uniformité, représente l'homogénéité de la distribution des diamètres des grains dans l'échantillon. [31]

C) Masse volumique apparente :

C'est la masse d'un corps par unité de volume apparent en état naturel, après passage à l'étuve à 105 ± 5 °C, exprimée en (g/cm^3 ; kg/m^3).

$$\rho_{\text{apparente}} = \frac{\text{masse de sable sec}}{\text{volume de l'éprouvette}}$$

La masse volumique apparente des sables ou des graviers peuvent varier entre 1400 à 1650 kg/m^3 . Le mode opératoire retenu pour déterminer ce paramètre est le suivant :

- 1- Mesurer le volume de l'éprouvette V.
- 2- Verser le sable sec dans l'éprouvette jusqu'au volume V.

- 3- Peser la quantité du sable obtenu dans l'éprouvette. [41]

D) Masse volumique réelle :

C'est la masse d'un corps par unité de volume absolu de matière pleine (volume de matière seule, pores à l'intérieur des grains exclus), après passage à l'étuve à 105 °C, notée ρ et exprimée en (g/cm^3 , kg/m^3). La masse volumique réelle des échantillons de sable a été effectuée au laboratoire par la méthode dite de l'éprouvette graduée. Cette méthode est très simple et très rapide. Son mode opératoire est le suivant :

- 1- Remplir une éprouvette graduée avec un volume V_1 d'eau.
- 2- Peser un échantillon sec M_s de sable et l'introduire dans l'éprouvette en prenant soin d'éliminer toutes les bulles d'air.
- 3- Le liquide monte dans l'éprouvette.
- 4- Lire le nouveau volume V_2 .

La masse volumique réelle peut se calculer à l'aide de l'expression suivante:

$$\rho_{\text{réelle}} = \frac{M_s}{V_2 - V_1} \quad [41]$$

VII.1. Caractéristiques physiques des sables :

A) Analyse granulométrique :

Les résultats du tamisage des (03) sables testés comme matériaux filtrant pour améliorer la qualité de l'eau épurée sont illustrés dans les tableaux suivant :

Tableau VII.1: Résultats de l'analyse granulométrique du 1^{er} sable (Bouhlou)

Ouverture des tamis (mm)	Masse des refus mi (g)	Masse des refus cumulés Mc (g)	Pourcentage des refus cumulés $Pr=(Mc/M)100$ (%)	Pourcentage des tamisât cumulés $Pt=(100-Pr)$ (%)
8	0	0	0	100
6.3	27.9	27.9	2.79	97.21
5	5.2	33.1	3.31	96.69
4	41.9	75	7.5	92.5
3.15	59.7	134.7	13.47	86.53
2.5	365.3	500	50	50
2	466.3	966.3	96.63	3.37
1.6	28.9	995.2	99.52	0.48

Tableau VII.2: Résultats de l'analyse granulométrique du 2^{eme} sable (sable du laboratoire)

Ouverture des tamis (mm)	Masse des refus mi (g)	Masse des refus cumulés Mc (g)	Pourcentage des refus cumulés $Pr=(Mc/M).100$ (%)	Pourcentage des tamisât cumulés $Pt= (100-Pr)$ (%)
2.5	0	0	0	100
2	1.2	1.2	0.12	99.88
1.6	11.8	13	1.3	98.7
1.25	38.6	51.6	5.16	94.84
1	904.1	955.7	95.57	4.43
0.8	0.2	955.9	95.59	4.41
0.63	38.1	994	99.4	0.6
0.5	4.2	998.2	99.82	0.18

Tableau VII.3 : Résultats de l'analyse granulométrique du 3^{ème} sable (Bouhlou)

Ouverture des tamis (mm)	Masse des refus mi (g)	Masse des refus cumulés Mc (g)	Pourcentage des refus cumulés $Pr=(Mc/M).100$ (%)	Pourcentage des tamisât cumulés $Pt=(100-Pr)$ (%)
2	0	0	0	100
1.6	285.4	285.4	28.54	71.46
1.25	232.2	517.6	51.76	48.24
1	205.5	723.1	72.31	27.69
0.8	115.2	838.3	83.83	16.17
0.63	99	937.3	93.73	6.27
0.5	47.6	984.9	98.49	1.51
0.4	12	996.9	99.69	0.31

Le tracé des courbes granulométriques des trois types de sable est donné en annexe de ce travail.

L'examen des résultats indiqués sur les tableaux montre dans l'ensemble que le deuxième sable présente la granulométrie la plus faible (variable de 0.63 et 1.6 mm) suivie du premier sable (celui du laboratoire) avec une granulométrie comprise entre 1 et 1.6 mm. En revanche le troisième sable de Bouhlou présente la granulométrie la plus grossière (comprise entre 2 et 4 mm).

B) Diamètres effectifs et coefficients d'uniformité :

A partir des courbes granulométriques, on a déduit les diamètres effectifs et calculé les coefficients d'uniformité pour chaque sable. Les résultats sont les suivants :

- D_E du 1^{er} sable = **2.14 mm** ;
- D_E du 2^{ème} sable = **1.036 mm** ;
- D_E du 3^{ème} sable = **0.7 mm**
- D_{60} du 1^{er} sable = **2.5 mm**, D_{60} du 2^{ème} sable = **1.17 mm**, D_{60} du 3^{ème} sable = **1.45 mm**

$Cu = D_{60}/D_E$, d'où :

- Pour le 1^{er} sable : $Cu =$ **1.168**,
- Pour le 2^{ème} sable : $Cu =$ **1.129**
- Pour le 3^{ème} sable : $Cu =$ **2.07**

C) Détermination des masses volumiques :**- Masse volumique apparente :**

✓ La masse volumique apparente du 1^{er} sable : V = 25 ml.

Masse du sable sec : M = 38.897g

$$\rho_{\text{apparent}} = \frac{\text{masse de sable sec}}{\text{volume de l'éprouvette}} = \frac{38.897}{25}$$

$$\rho_{\text{apparent}} = 1555.88 \text{ Kg/m}^3.$$

✓ La masse volumique apparente du 2^{eme} sable : V = 25 ml

Masse du sable sec : M = 40.63g

$$\rho_{\text{apparente}} = \frac{\text{masse de sable sec}}{\text{volume de l'éprouvette}} = \frac{40.63}{25}$$

$$\rho_{\text{apparente}} = 1625.2 \text{ Kg/m}^3$$

✓ La masse volumique apparente du 3^{eme} sable : V = 25 ml

Masse du sable sec : M = 35.967g

$$\rho_{\text{apparente}} = \frac{\text{masse de sable sec}}{\text{volume de l'éprouvette}} = \frac{35.967}{25}$$

$$\rho_{\text{apparente}} = 1438.68 \text{ Kg/m}^3.$$

- Masse volumique réelle :

✓ La masse volumique réelle du 1^{er} sable :

Ms = 10g, V₁ = 10ml, V₂ = 15.5 ml.

$$\rho_{\text{réelle}} = \frac{10}{5.5} = 1.818 \text{ g/ml} = 1818.18 \text{ Kg/m}^3$$

✓ La masse volumique réelle du 2^{eme} sable :

Ms = 17g, V₁ = 10ml, V₂ = 16.5ml.

$$\rho_{\text{réelle}} = \frac{17}{0.0065} = 2615.38 = 2615.38 \text{ Kg/m}^3$$

✓ La masse volumique réelle du 3^{eme} sable :

Ms = 10g, V₁ = 10ml, V₂ = 14 ml.

$$\rho_{\text{réelle}} = \frac{10}{4} = 2.5 \text{ g/ml} = 2500 \text{ Kg/m}^3$$

E) Densité réelle:

La densité réelle du sable est donnée par l'expression suivante :

$$\mathbf{d} = \frac{\text{masse volumique du sable}}{\text{masse volumique de l'eau}}$$

✓ La densité du 1^{er} sable :

$$\mathbf{d} = \frac{1818.18}{1000} = 1.818$$

✓ La densité du 2^{eme} sable :

$$\mathbf{d} = \frac{2615.38}{1000} = 2.61$$

✓ La densité du 3^{eme} sable :

$$\mathbf{d} = \frac{2500}{1000} = 2.5$$

VII.2. Résultats des analyses microbiologiques :

Ce n'est pas à l'analyse physico-chimique seule qui peut nous renseigner sur l'état de la qualité des eaux mais aussi l'analyse microbiologique. Nos analyses bactériologiques ont été réalisées dans le laboratoire de microbiologie (université de Tlemcen département de biologie). Elles consistent à rechercher : les germes totaux, les Coliformes totaux, les Coliformes fécaux, E.Coli, les Streptocoques fécaux, les spores de Clostridium sulfito_réducteur et les Salmonelles. La recherche de ces groupes de bactéries a une certaine concentration qui renseigne sur le degré de la pollution et la qualité du traitement de l'eau. Le tableau VII.4 donne les résultats de ces analyses, qu'on a pris en considération dans le choix du sable.

Tableau VII.4: résultats bactériologique des différents sables.

Paramètres	Sable 1		Sable 2		Sable 3	
	Avant filtration	Après filtration	Avant filtration	Après filtration	Avant filtration	Après filtration
Germes totaux	600	280	1400	800	450	150
Coliformes totaux	150	28	150	4	23	0
Coliformes fécaux	75	28	93	0	4	0
E. Coli	43	20	93	0	4	0
Streptocoques	240	23	93	21	210	11
Clostridium (UFC/20ml)	4	1	Ind*	1	Ind	0
Salmonelles	0	0	12	3	3	0

* : Ind veut dire indénombrable ou envahissant

Tableau VII.5: Rendements des différents sables pour chaque paramètre bactériologique

	Rendement (sable 1)	Rendement (sable2)	Rendement (sable3)
Germes totaux	0,533	0,428	0,666
Coliformes totaux	0,813	0,973	1
Coliformes fécaux	0,626	1	1
E. Coli	0,534	1	1
Streptocoques	0,904	0,774	0,947
Clostridium	0,75	< 1	1
Salmonelles	/	0,75	1

VII.2.1. Qualité microbiologique de l'eau épurée par les trois sables étudiés

- Sable 1 :

a) Germes totaux :

C'est le dénombrement total des bactéries présentes dans l'eau, leur diminution montre évidemment la réduction de tous genres de bactéries. La réduction des germes totaux après filtration est moyenne malgré le grand diamètre des grains de sable, donc la filtration diminue le taux de la matière organique. Comparant ce résultat (600 ; 280UFC/ml) aux normes qui limitent le nombre de germes totaux à 200UFC/ml, on trouve qu'on a dépassé la

valeur limite que ce soit avant ou après filtration, donc la station n'est pas conforme aux normes et même la filtration sur sable grossier ne donne pas une valeur conforme aux normes.

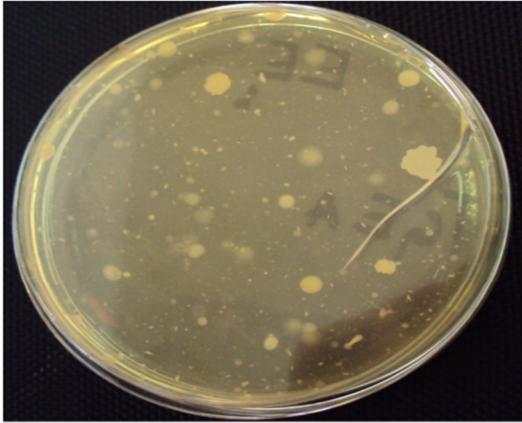


Figure VII.1: Milieu TGEA avant filtration

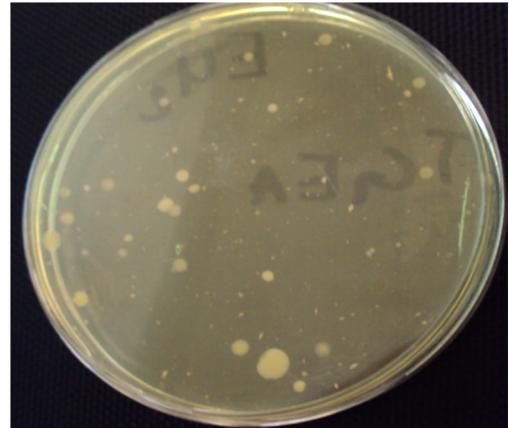


Figure VII.2: Milieu TGEA après filtration

b) Coliformes totaux :

Le virage de la couleur du bouillon BCPL du pourpre vers le jaune sans omettre la présence du gaz dans les cloches de Durham est un témoin sur la présence des coliformes cités dans les genres : Escherichia, Citrobacter, Enterobacter, Klebsiella, Yersinia, Serratia. Une diminution remarquable du nombre des coliformes totaux s'observe dans le tableau (81%).

Comparant ces résultats aux normes de l'OMS (120 UFC/100ml) on trouve que les eaux épurées issues de cette STEP ne sont pas conformes, mais après filtration on voit qu'il y a une amélioration et une conformité à la norme.



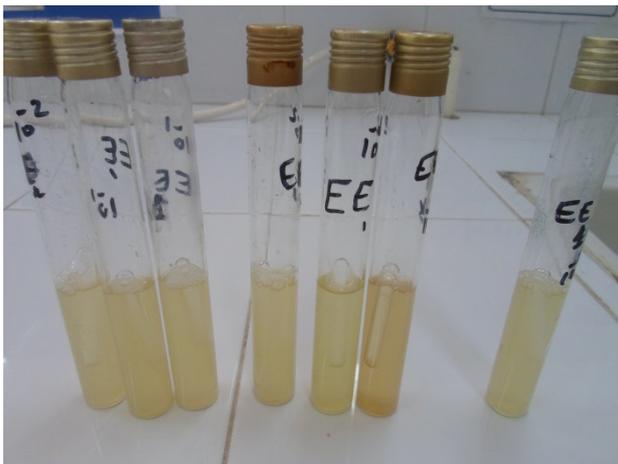
Figure VII.3: milieu BCPL Avant filtration



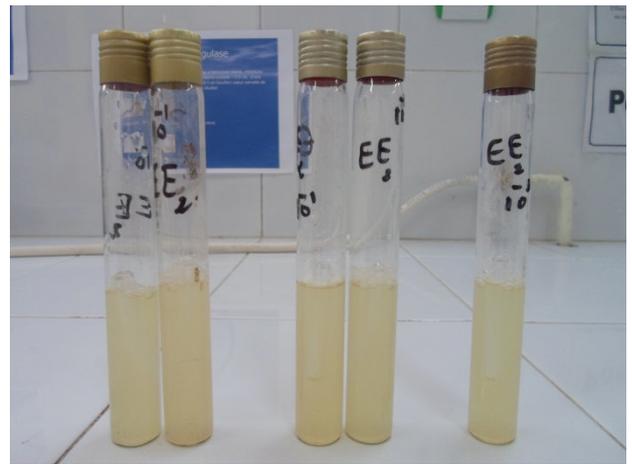
Figure VII.4: Milieu BCPL après filtration

c) **Coliformes fécaux** :

Leur présence est aperçue par l'apparence du trouble dans le milieu de culture Schubert et la présence du gaz dans les cloches de Durham. Une diminution acceptable du nombre des coliformes fécaux s'observe dans le tableau, qui est de 62.6 %. La seule spécification concernant les paramètres bactériologiques dans la réglementation algérienne trouvée dans l'arrêté interministériel du 8 Safar 1433 correspondant au 2 Janvier 2012 fixant les spécifications des eaux usées utilisées à des fins d'irrigation » (annexe) est celle des coliformes fécaux qui est fixée à 100 UFC/100ml, donc nos deux échantillon sont conformes à cet arrêté.



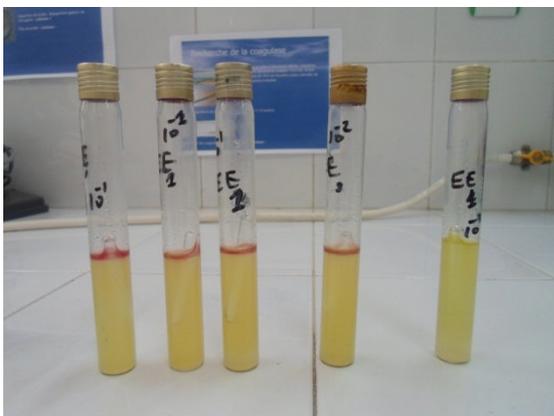
*Figure VII.5: Milieu Schubert
avant filtration*



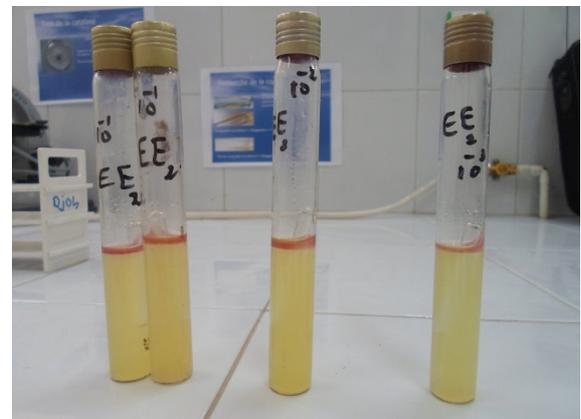
*Figure VII.6: Milieu Schubert
après filtration*

d) **Escherichia coli** :

L'apparition d'un anneau rose après l'addition de quelques gouttes du réactif de Kovacs révèle la présence d'E. Coli qui représente plus que la moitié des coliformes fécaux dans l'eau épurée. La filtration sur sable grossier a provoquée une diminution de l'ordre de 53.4 %.



*Figure VII.7 : Réactif de KOVACS
avant filtration*



*Figure VII.8: Réactif de KOVACS
après filtration*

e) **Streptocoques fécaux :**

Nous remarquons dans le tableau précédant que le nombre de Streptocoques fécaux est élevé dans l'eau épurée sans filtration, par contre la filtration a permis une rétention de 90% du nombre de cette bactérie ; mais malgré cette réduction dans le nombre sa reste toujours supérieur à la valeur limite qui est 20 UFC/100ml.



*Figure VII.9: Milieu EVA LITSKY
avant filtration*



*Figure VII.10: Milieu EVA LITSKY
après filtration*

f) **Les Clostridium sulfito-réducteur (forme sporulé):**

Les Clostridium sulfito-réducteurs sont des bactéries anaérobies indicateur de pollution fécale; leurs forme sporulée est beaucoup plus résistante aux conditions extrêmes que la forme végétative, c'est pour ça on leur subit un choc thermique pour tuer la forme végétative et laisser que la forme sporulée.

Concernant notre échantillon le nombre des spores de Clostridium sulfito-réducteur a diminué de 4 spores/20ml dans l'eau épurée sans filtration jusqu'à 1spore/20ml dans l'eau épurée filtrée, mais cela reste non conforme aux normes d'OMS (00 spores/20ml). La présence de ces germes est considérée non seulement comme un indicateur de pollution mais elle présente aussi une nuisance sur le plan qualité de l'eau et la santé publique.

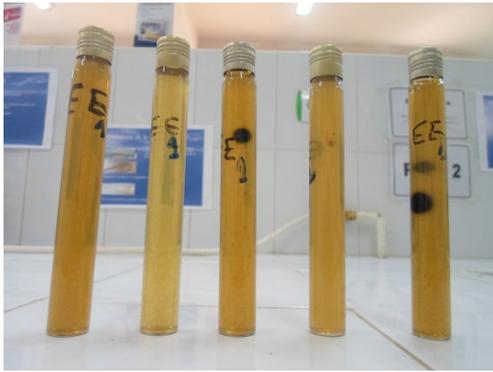


Figure VII.11: le milieu VF
avant filtration

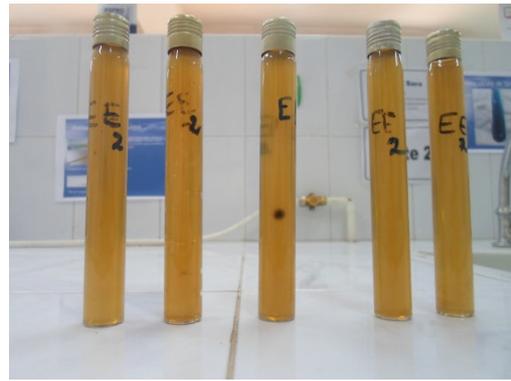


Figure VII.12: le milieu VF
après filtration

g) Les Salmonelles :

Les Salmonelles sont généralement considérées comme des bactéries pathogènes bien que leurs virulences et leurs pathogénicités varient entre : la fièvre typhoïde, salmonellose systémique, gastro-entérite et les toxi-infections alimentaires. C'est pour les normes de l'OMS sont strictes et exigeantes pour ce type bactéries. Nos deux échantillon ne contiennent pas de salmonelles, donc on est conforme à la norme qui est de 0 UFC/100ml

- Sable 2

a) Germes totaux :

Pour cet échantillon l'eau épurée était trop chargée en germes, c'est-à-dire qu'il y a une défaillance dans le processus de traitement. La rétention du filtre aux germes n'était pas bonne à cause de la grande quantité présente, le rendement était de 43 %. Les deux résultats obtenus (1400 et 800 UFC/100 ml avant et après filtration) ne sont pas conformes à la norme qui est de 200UFC/100ml, donc il faut faire appel à une désinfection.

b) Les coliformes totaux :

Ce type de sable a une grande efficacité dans l'abattement du nombre de coliformes totaux, cette diminution dépasse les 97 %. L'eau épurée issue de la STEP contient 150 UFC/100ml de coliformes donc elle n'est pas conforme à la norme de l'OMS qui est de 120 UFC/100ml ; par contre après filtration de cette eau on a réduit le nombre a 4UFC/100ml, donc ce résultat est conforme.

c) Les coliformes fécaux :

La rétention de ce filtre concernant les coliformes fécaux est totale, c'est-à-dire que ce type de sable ne laisse pas passer ce genre de bactéries. Les deux résultats (93 et 0 UFC/100ml avant et après filtration) sont conformes à la réglementation algérienne qui est de 100UFC/100ml.

d) Escherichia coli :

On remarque que le nombre des coliformes fécaux est le même que celui des E. Coli, c'est-à-dire on a que cette bactérie dans le genre des coliformes fécaux ; donc l'absence totale des coliformes fécaux dans l'eau filtré veut dire une absence totale des E. Coli, c'est ce qui est confirmé par le résultat du tableau (0UFC/100ml).

e) Les Streptocoques :

Le nombre des Streptocoques fécaux a diminué de 93UFC/100ml dans l'eau épurée non filtrée à 21 UFC /100ml dans l'eau épurée filtrée avec un rendement de 77%. D'après la norme de l'OMS pour les Streptocoques qui est fixée à 20UFC/100ml, on remarque que les deux résultats sont supérieur à la valeur limite, mais la valeur de l'eau filtré n'est pas loin.

f) Les Clostridium :

L'eau épurée sans filtration était trop chargée en Clostridium, et puisque cette bactérie est anaérobie et elle était en grand nombre c'est-à-dire qu'elle a trouvée le milieu favorable pour son développement ; donc la défaillance dans le processus de traitement pour cet échantillon était le manque d'Oxygène c'est-à-dire une mauvaise aération dans les bassins d'aération ou bien un long séjour dans les décanteurs. Le nombre de Clostridium dans l'eau épurée sans filtration était envahissant ou bien indénombrable ce qui explique le grand nombre de germes totaux.

La filtration sur sable a contribué dans l'abattement de plus de 90% du nombre de cette souche (1 UFC/20ml) mais ça reste toujours non conforme à la norme qui est l'absence totale.



Figure VII.13: *Clostridium envahissante*
(Avant filtration)



Figure VII.14 : *Clostridium après*
filtration

g) Les salmonelles :

Malgré la nocivité de cette souche on a trouvé 12UFC/100ml qui est un grand nombre par rapport aux dangers causés par cette bactérie ; cela nous prouve qu'il y a un problème dans le traitement ou bien une contamination des eaux épurées. La filtration a donné un taux d'abattement de 75% de cette bactérie mais les deux résultats (12UFC/100ml avant filtration et 3UFC/100ml après filtration) reste non conforme à la norme qui est de 00 UFC/100ml.

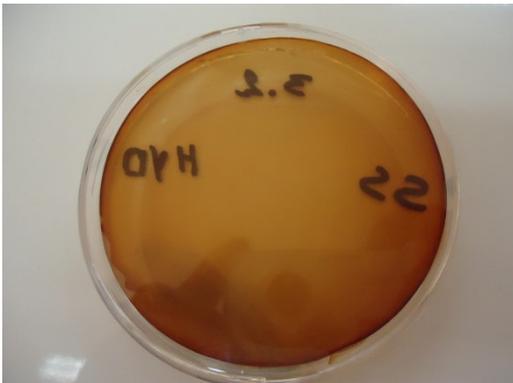


Figure VII.15: Milieu SS (avant filtration)



Figure VII.16 : Milieu SS après filtration

- Sable 3

a) Les germes totaux :

Pour cet échantillon l'eau épurée était moins chargée en germes totaux que les deux échantillons précédents, c'est-à-dire qu'il y a une amélioration dans le processus de traitement. Ce type de sable a un rendement meilleur que les deux autres sables (66% des germes totaux). Comparant les résultats obtenus avant et après filtration par ce type de sable avec la norme de l'OMS qui est de 200UFC/100ml on trouve que l'eau épurée sans filtration contient 450UFC/100ml, donc elle n'est pas conforme à la norme, par contre la filtration sur ce type de sable nous a permis d'être en conformité avec la norme.

b) Les coliformes totaux :

Cet échantillon ne contient pas beaucoup de coliformes 23 UFC/100ml ; malgré ça la filtration sur ce type de sable nous a permis de nous débarrassés de la totalité des coliformes. Les deux résultats sont conformes à la norme qui est de 120UFC/100ml.

c) Les coliformes fécaux et E.Coli :

D'après le tableau en remarque qu'on a le même nombre de coliformes fécaux et d'E. Coli c'est-à-dire que cet échantillon contient que E. Coli dans le genre coliformes fécaux. Puisque la filtration sur ce type de sable nous a permis de nous débarrassés de la totalité des coliformes donc on ne va pas trouver ni les coliformes fécaux ni les E. coli. Les résultats obtenus pour les coliformes fécaux sont conformes aux normes

d) Les Streptocoques :

Notre échantillon avant filtration était chargé en Streptocoques mais la filtration a diminuée le nombre à 95 %. Le résultat obtenu pour l'eau épurée sans filtration (210UFC/100ml) n'est pas conforme à la norme qui est de 20UFC/100ml, par contre l'eau filtrée est conforme parce qu'elle contient que 11UFC/100ml.

e) Les Clostridium :

Les Clostridium dans l'eau épurée sans filtration sont indénombrable c'est-à-dire que les eaux sont chargées de cette souche, mais la filtration sur ce type de sable nous a donnée une eau qui ne contient aucune souche de cette espèce. Donc les eaux épurées sans filtration ne sont pas conformes à la norme qui est de 00UFC/100ml, contrairement aux eaux filtrées qui sont conformes.

f) Les Salmonelles :

La présence de cette souche dans les eaux épurées non filtrées même en petites quantités (3UFC/100ml) nous indique qu'elles ne sont pas conformes à la norme qui exige l'absence totale des Salmonelle dans les eaux épurée, c'est ce qui est obtenu par la filtration sur ce type de sable.

Les résultats microbiologique montrent que les deux premiers sables ont quelque non-conformités par contre les résultats du troisième sable sont tous conforme. Le troisième sable a été choisi pour étudier l'influence de la vitesse de passage et la pression sur la filtration sur sable.

VII.3. Etude de la filtration sable (Résultats des analyses physico-chimiques)

VII.3.1 Influence de la vitesse de passage sur la filtration sur sable :

Dans cette partie on a travaillé en filtration gravitaire en changeant la vitesse de passage en faisant varier le débit de filtration tout en gardant la section d'écoulement constante. Le travail a été effectué sur le troisième sable du faite qu'il a donné de bons résultats en qualité bactériologique de l'eau épurée. L'influence de la vitesse de passage et de la pression sur la qualité physique de l'eau épurée par filtration sur sable ont été étudié.

On a travaillé avec trois débits choisi (50 ; 100 ; 150 l/h), le diamètre de la colonne du sable est de 0.1 m (constante). Les vitesses calculées à a partir des expressions suivantes :

$$Q = V \times S \Rightarrow V = Q/S, \text{ et } S = \frac{\pi \times D^2}{4}$$

$$D'o\grave{u} : V = 4Q / \pi D^2$$

$$\text{Pour } Q_1 = 50 \text{ l/h} : V_1 = \frac{4 \times 50 \times 10^{-3}}{\pi \times 0.1^2} \Rightarrow V_1 = 6.36 \text{ m/h}$$

$$Q_2 = 100 \text{ l/h} : V_2 = 12.72 \text{ m/h}$$

$$Q_3 = 150 \text{ l/h} : V_3 = 19.1 \text{ m/h}$$

A) Étude des pertes de charges :

Dans cette étape on a fait une étude des pertes de charges en fonction du temps pour les trois débits étudiés. Les intervalles de temps pris après filtration sont: 5, 10, 15, 20, 25, 30, 40, 50, 60, 75, 90 min. le temps ($t = 0$ min) correspond au début de la filtration

- Pertes de charge pour $Q = 50 \text{ l/h}$ ($V = 6.36 \text{ m/h}$)

La figure VII.17 représente les lignes de pertes de charges pour les différents instants choisis pour un débit de 50 l/h et une vitesse de 6.36 m/h (filtration rapide).

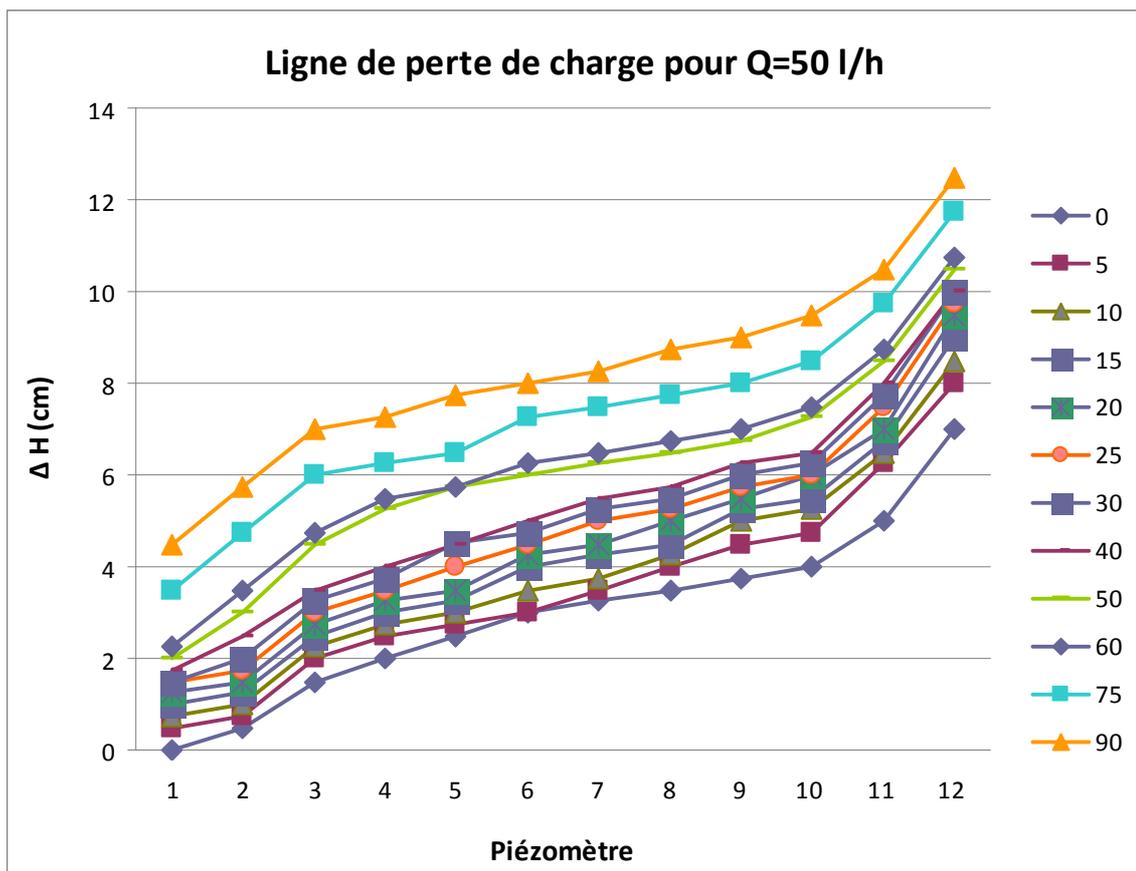


Figure VII.17: lignes de pertes de charges pour les différents instants. ($Q=50 \text{ l/h}$)

D'après la figure VII.17, on remarque que toutes les lignes sont presque en parallèle c'est-à-dire que la différence dans chaque tube piézométrique dans un même intervalle de

temps reste constante. Aussi nous remarquons que pour les premières 40 minutes les lignes sont rapprochées ce qui veut dire que la différence est petite donc le filtre n'est pas encore colmaté, entre 40 et 60 minutes les lignes commencent à s'éloigner, cela indique que la perte de charge commence à augmenter. Pour les dernières 30 minutes nous constatons que la différence est remarquable, donc le filtre commence à se colmater.

La figure VII.18 ci-dessous nous indique la variation de la perte de charge dans chaque tube piézométrique en fonction du temps.

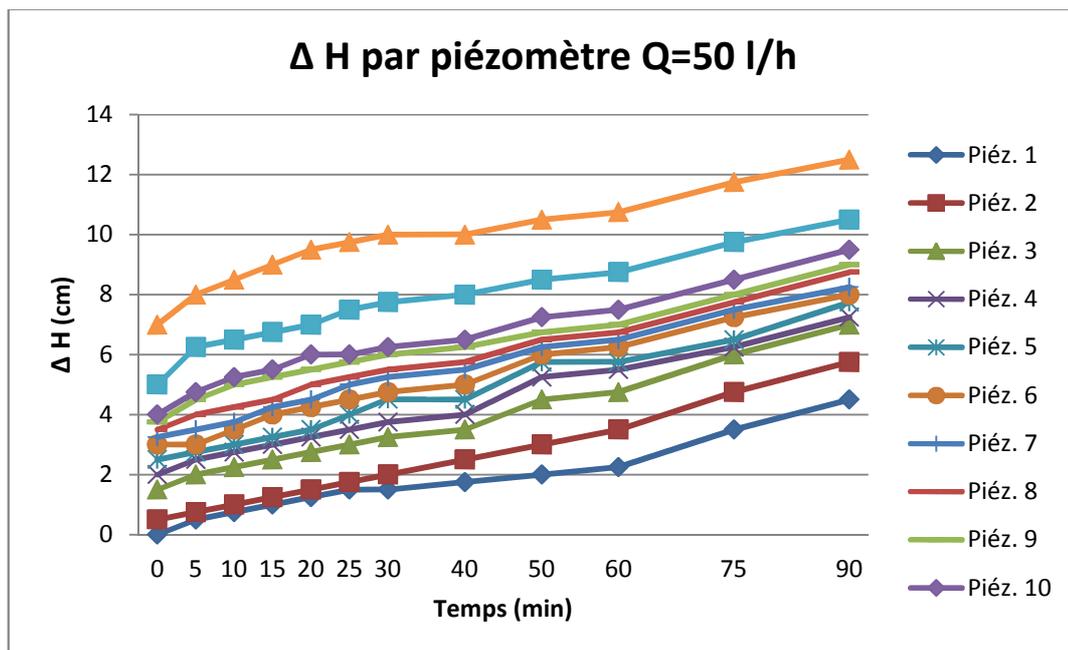


Figure VII.18: pertes de charges par piézomètre en fonction du temps ($Q=50$ l/h)

D'après la figure VII.18, on remarque que les graphes obtenus sont en parallèle, cela veut dire que les différences entre les pertes de charges de chaque piézomètre sont presque égales c'est-à-dire qu'on est dans une filtration uniforme. L'inclinaison ou la pente des lignes est faible, ce qui veut dire que les pertes de charges sont faibles.

- Pertes de charge pour $Q=100$ l/h ($V=12.73$ m/h)

La figure VII.19 ci-dessous représente les lignes de pertes de charges pour les différents instants choisis pour un débit de 100 l/h et une vitesse de 12.72 m/h (filtration rapide).

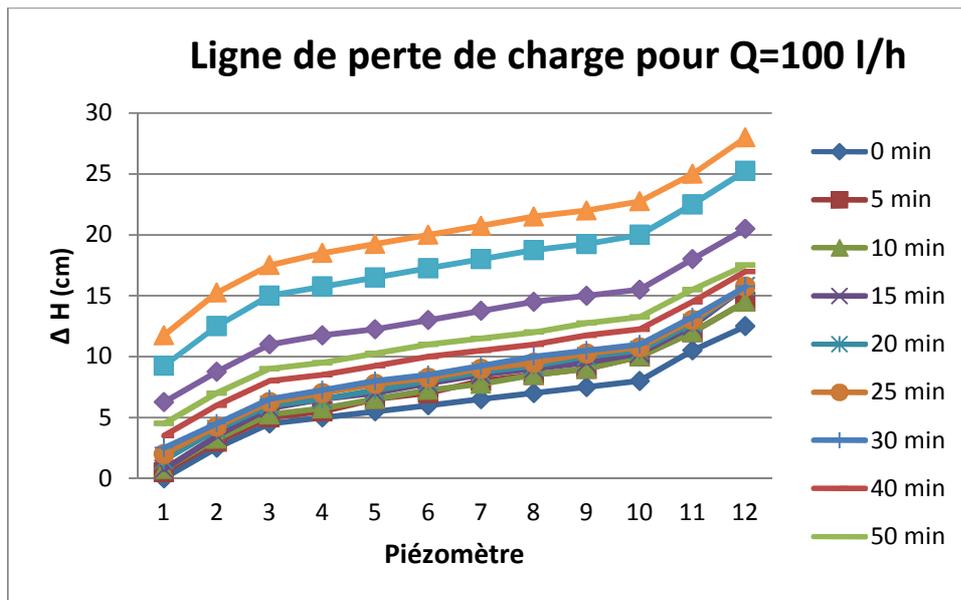


Figure VII.19: lignes de pertes de charges pour les différents instants. ($Q=100\text{l/h}$)

Dans cette figure aussi, on remarque que les lignes sont presque en parallèle c'est-à-dire que la différence dans un tube piézométrique entre deux instants reste constante pour tous les autres tubes. Nous constatons aussi que la différence entre les lignes commence à être plus grande après les 30 premières minutes et devient plus importante après 1 heure de filtration, cela veut dire que les pertes de charges deviennent de plus en plus importantes avec le temps et le filtre commence à se colmater dans les 30 dernières minutes.

La figure VII.20 ci-dessous montre l'évolution de la perte de charge dans chaque tube piézométrique en fonction du temps pour un débit de 100 l/h.

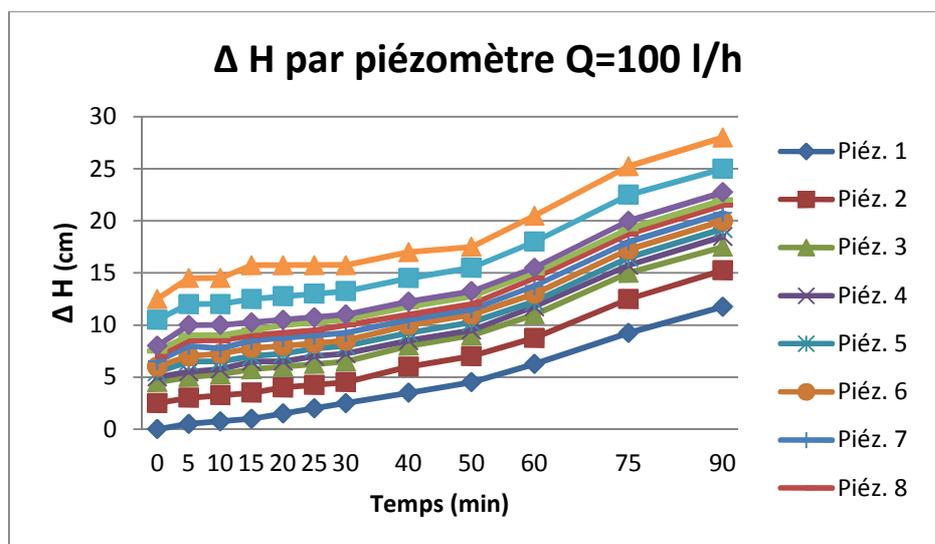


Figure VII.20: pertes de charges par piézomètre en fonction du temps pour $Q=100\text{l/h}$

On remarque que les graphes sont en parallèle donc la différence entre les lignes est presque la même, ce qui indique que c'est une filtration uniforme. L'inclinaison des lignes est plus importante en la comparant avec celle du premier cas ($Q = 50 \text{ l/h}$), cela veut dire que les pertes de charges sont plus importantes.

- Pertes de charge pour $Q=150 \text{ l/h}$:

La figure VII.21 ci-dessous représente les lignes de pertes de charges pour les différents instants choisis pour un débit de 150 l/h et une vitesse de 19.1 m/h ($V= 19.1 \text{ m/h}$ filtration rapide).

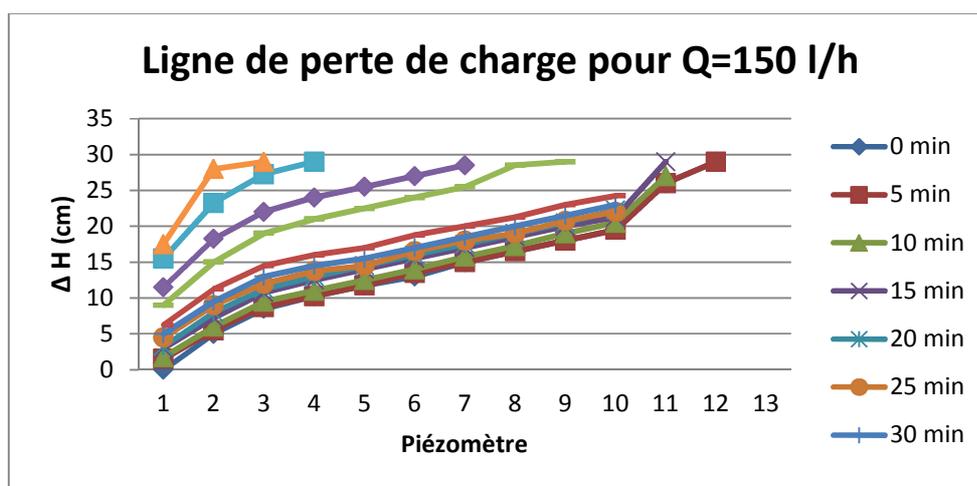


Figure VII.21: lignes de pertes de charges pour les différents instants pour $Q=150 \text{ l/h}$

Selon les courbes de la figure VII.21, on remarque que les piézomètres s'annulent du dernier vers le premier ce qui indique qu'il y a une grande perte de charge. Dans un même instant, il y a une grande perte de charge entre le premier et le dernier piézomètre.

La figure VII.22 ci-dessous montre l'évolution de la perte de charge dans chaque tube piézométrique en fonction du temps pour un débit de 150 l/h .

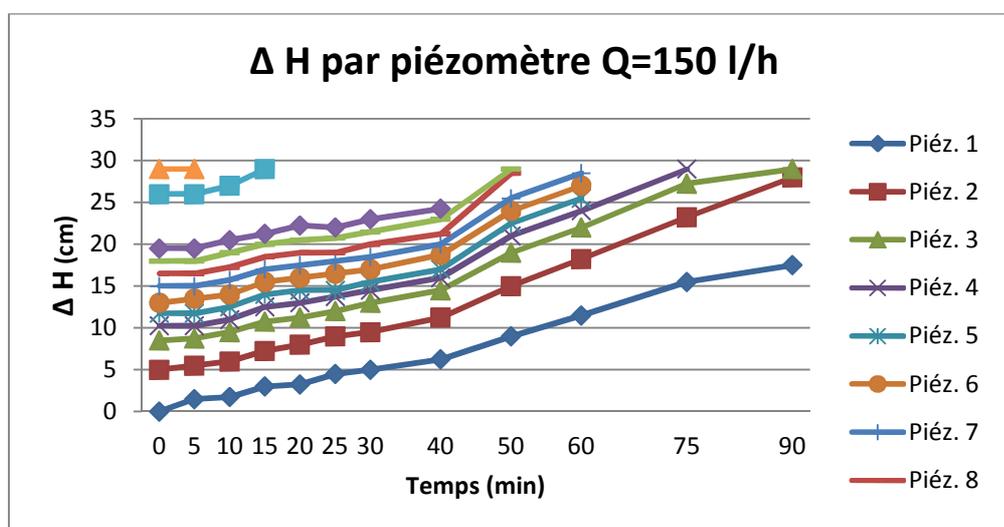


Figure VII.22: pertes de charges par piézomètre en fonction du temps pour $Q=150 \text{ l/h}$

D'après la figure VII.22, on remarque que la perte de charge est plus importante dans les deniers piézomètre ce qui indique que la filtration est en profondeur, cela est due à la grande vitesse qui cause un charriage de MES vers les couches inférieure pour former le gâteau qui entrave le passage de l'eau, donc il y a augmentation de la perte de charge dans les parties inférieures du filtre. L'inclinaison des lignes dans ce cas est plus importante que celle du premier et du deuxième cas ($Q_1=50$ l/h ; $Q_2=100$ l/h), ça veut dire que les pertes de charges sont plus importantes, donc la fréquence du lavage est plus importante.

B) Comparaison entre les lignes piézométriques pour les trois débits en fonction du temps :

Les comparaisons entre les lignes piézométriques pour les trois débits étudiés en fonction du temps sont illustrées dans les figures suivantes :

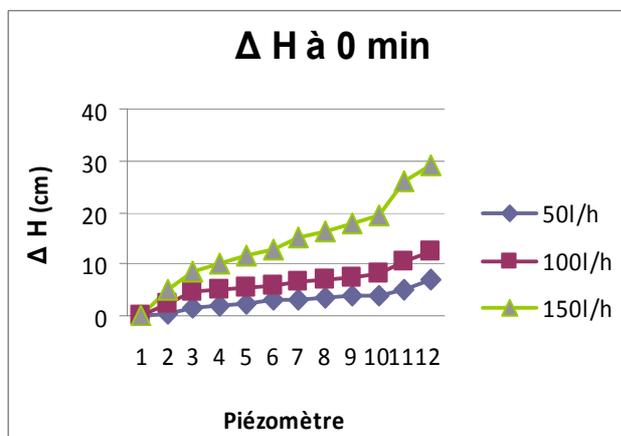


Figure VII.23 : courbes représentant les pertes de charges en fonction du débit à 0 min

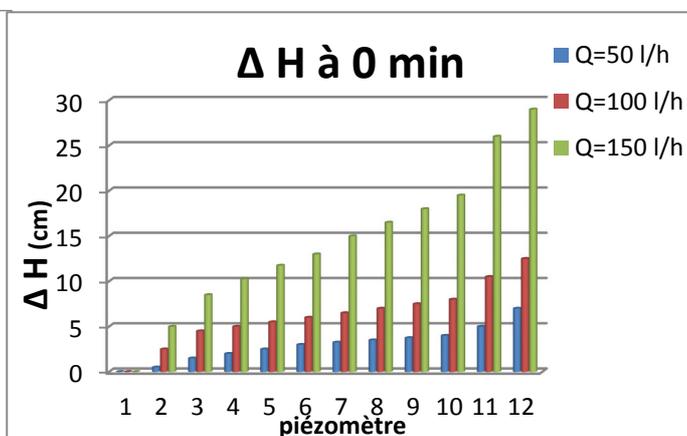


Figure VII.24: histogramme représentant les pertes de charges en fonction du débit à 0 min

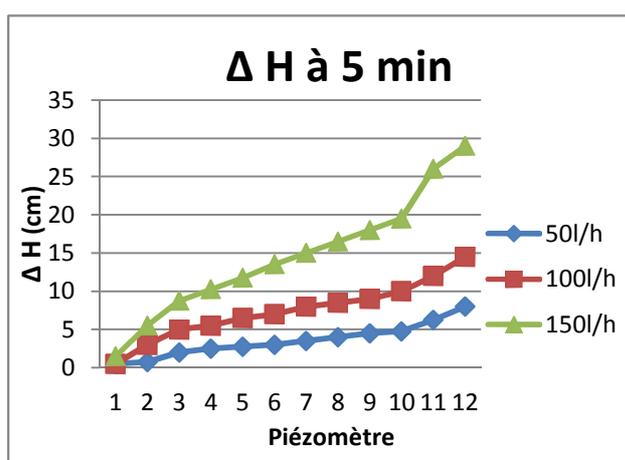


Figure VII.25: courbes représentant les pertes de charges en fonction du débit à 5 min

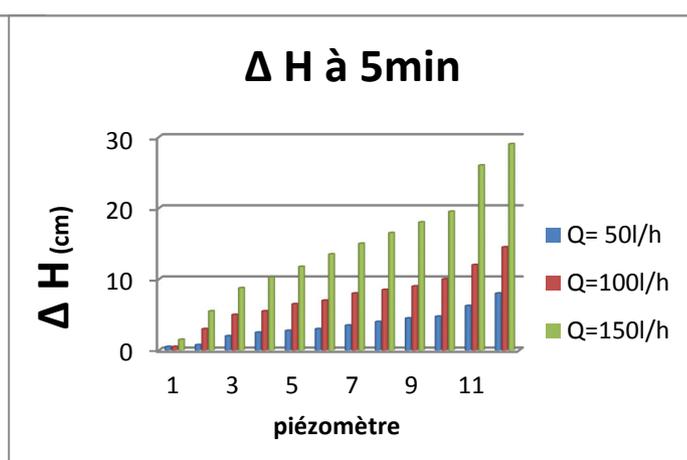


Figure VII.26: histogramme représentant les pertes de charges en fonction du débit à 5 min

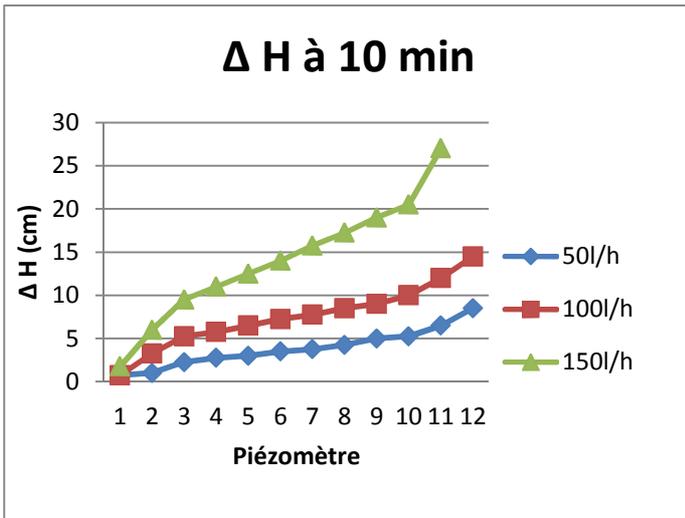


Figure VII.27 : courbes représentant les pertes de charges en fonction du débit à 10 min

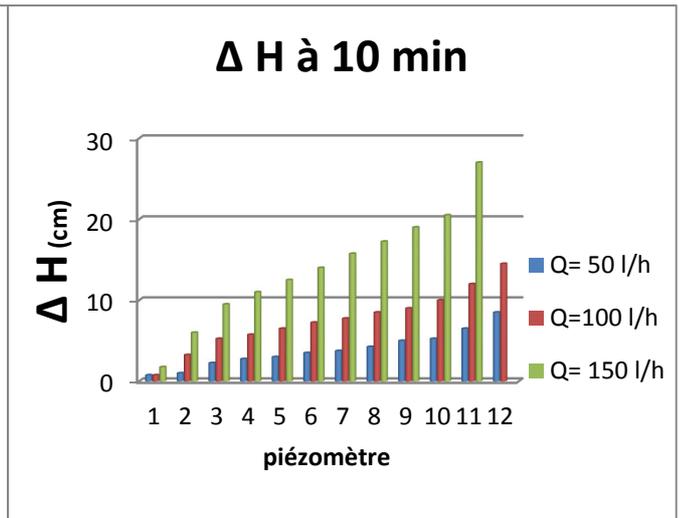


Figure VII.28: histogramme représentant les pertes de charges en fonction du débit à 10min

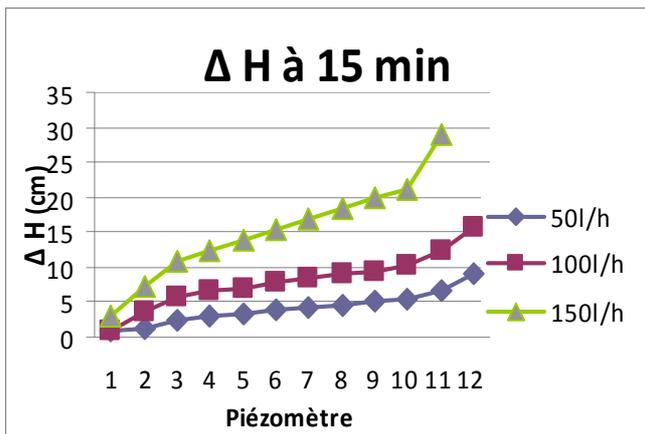


Figure VII.29: courbes représentant les pertes de charges en fonction du débit à 15min

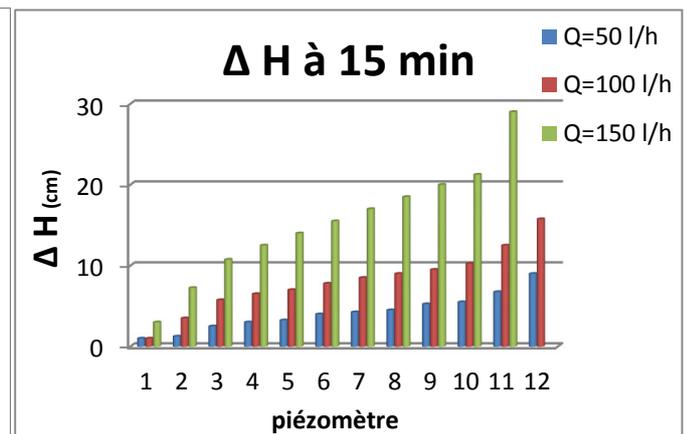


Figure VII.30 : histogramme représentant les pertes de charges en fonction du débit à 15min

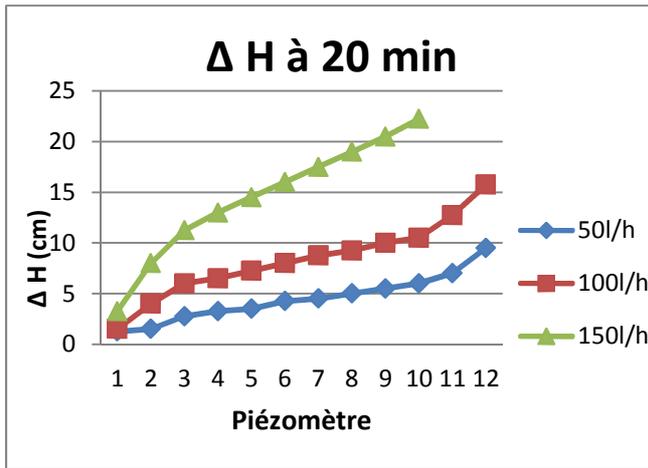


Figure VII.31 : courbes représentant les pertes de charges en fonction du débit à 20min

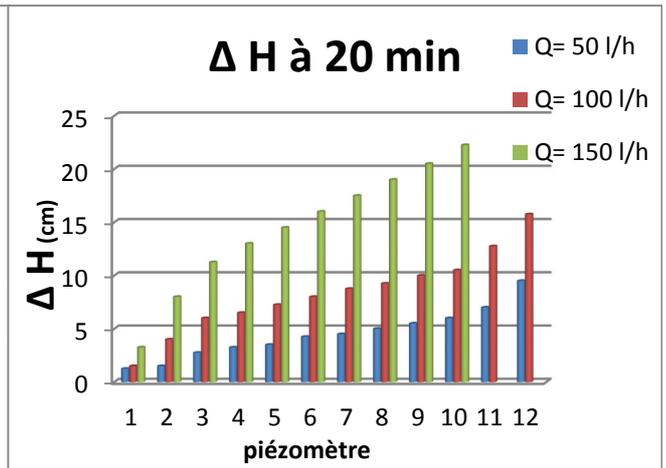


Figure VII.32: histogramme représentant les pertes de charges en fonction du débit à 20min

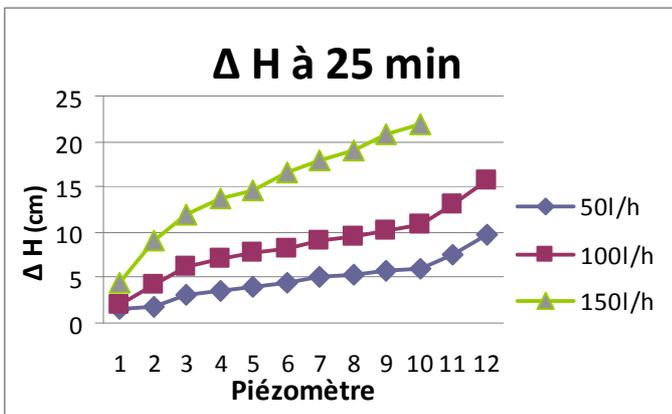


Figure VII.33 : courbes représentant les pertes de charges en fonction du débit à 25min

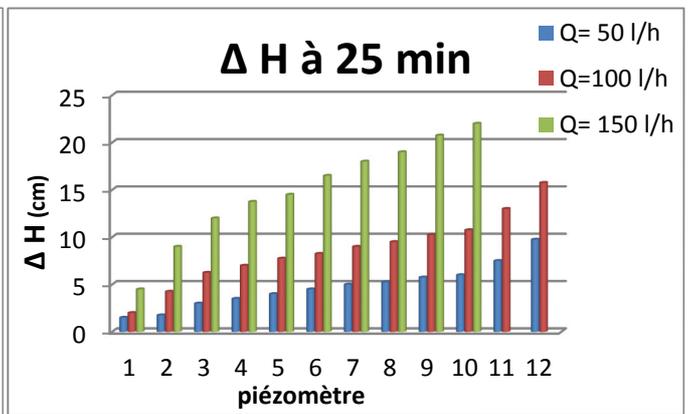


Figure VII.34: histogramme représentant les pertes de charges en fonction du débit à 25min

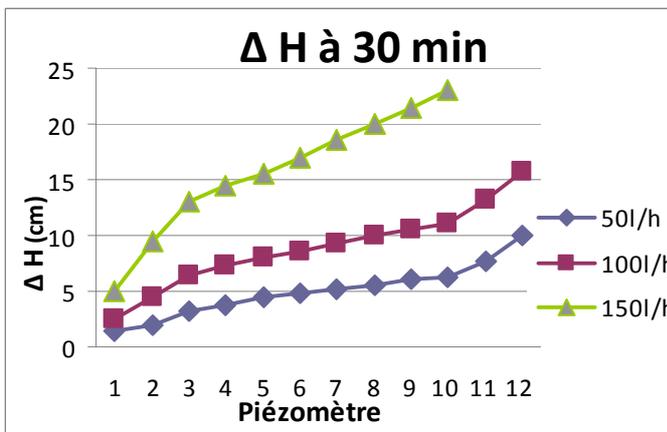


Figure VII.35: courbes représentant les pertes de charges en fonction du débit à 30min

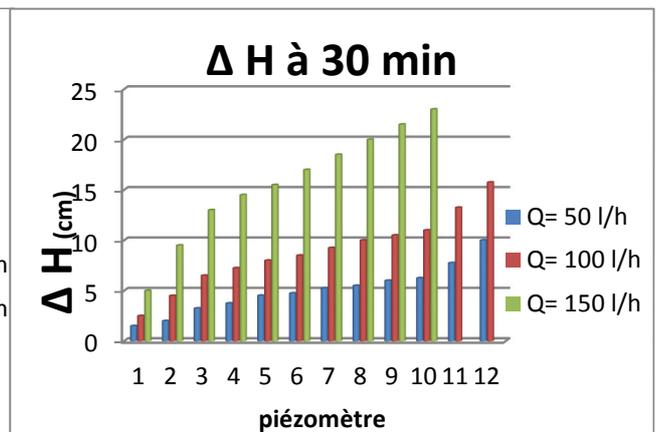


Figure VII.36: histogramme représentant les pertes de charges en fonction du débit à 30min

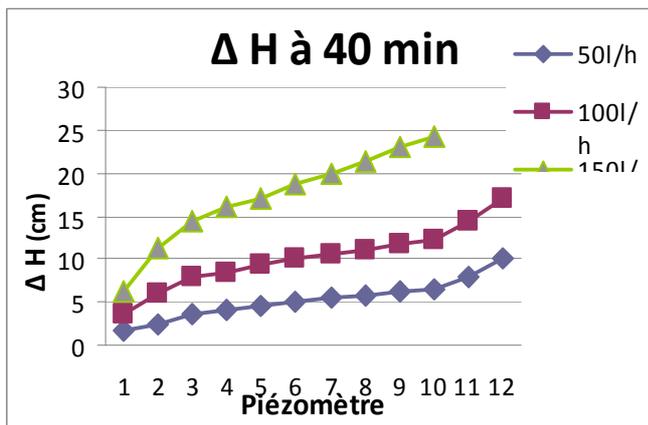


Figure VII.37: courbes représentant les pertes de charges en fonction du débit à 40min

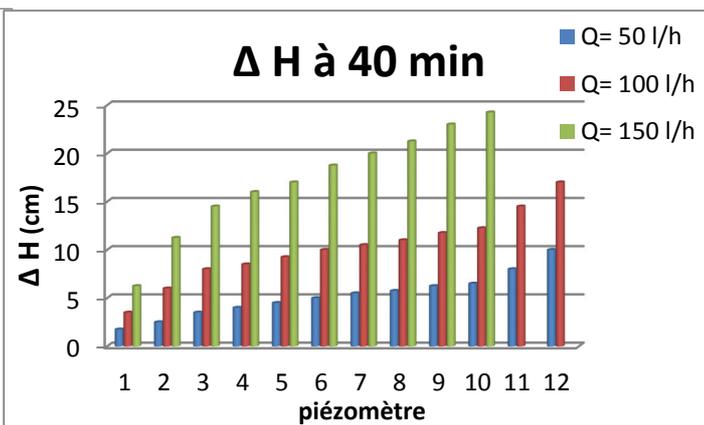


Figure VII.38: histogramme représentant les pertes de charges en fonction du débit à 40min

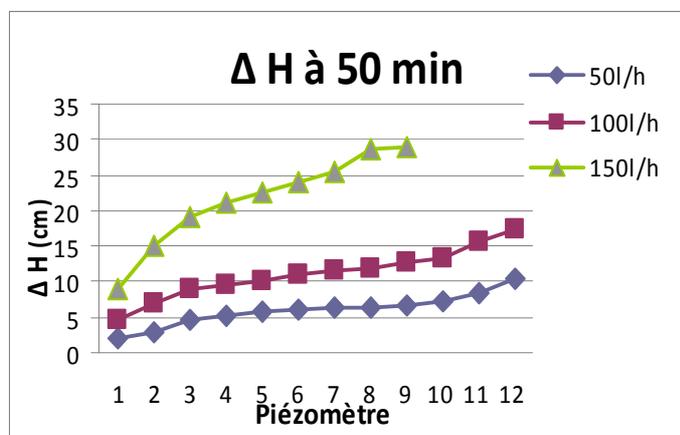


Figure VII.39 : courbes représentant les pertes de charges en fonction du débit à 50min

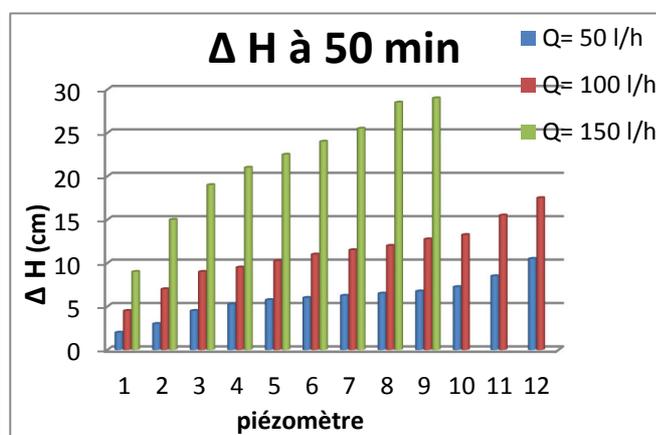


Figure VII.40: histogramme représentant les pertes de charges en fonction du débit à 50min

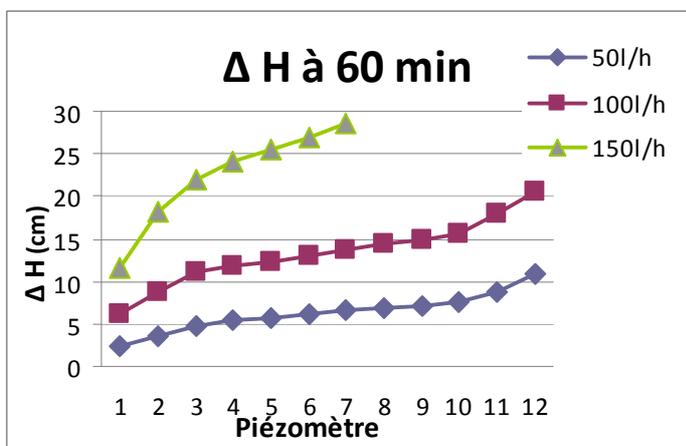


Figure 41 : courbes représentant les pertes de charges en fonction du débit à 60min

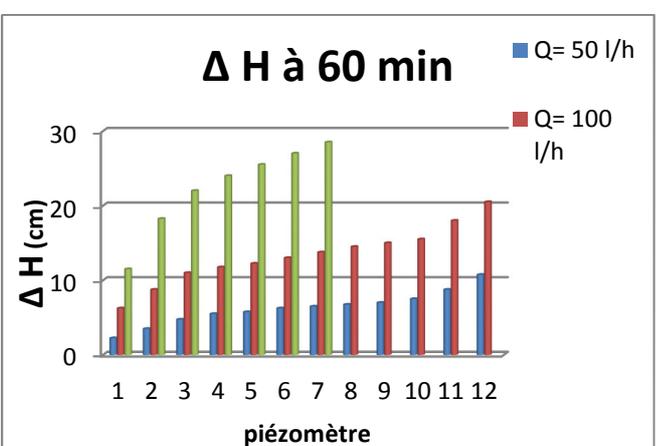


Figure 42 : histogramme représentant les pertes de charges en fonction du débit à 60min

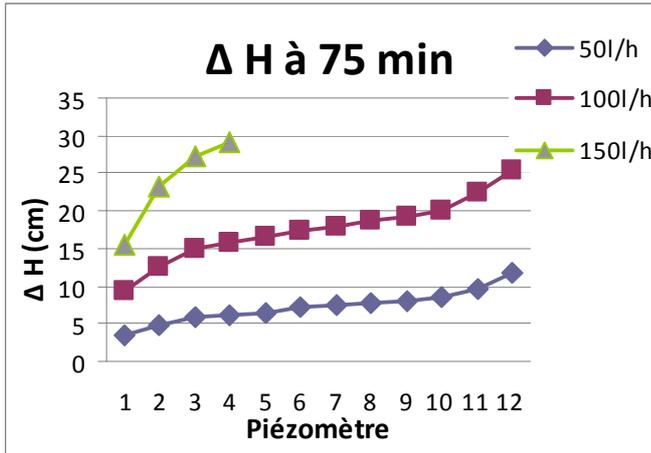


Figure43 : courbes représentant les pertes de charges en fonction du débit à 75min

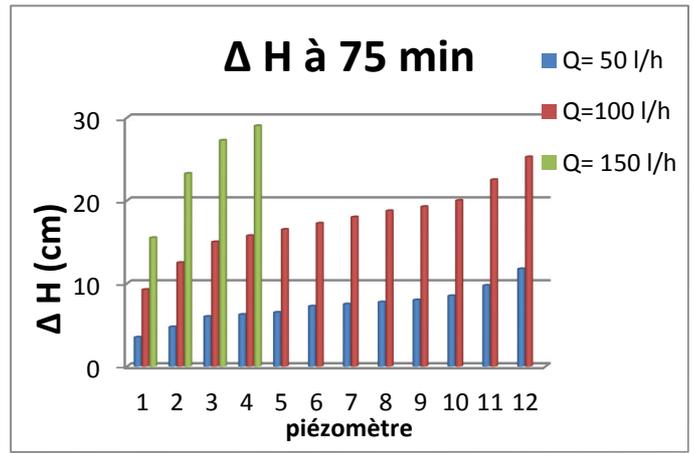


Figure44 : histogramme représentant les pertes de charges en fonction du débit à 75min

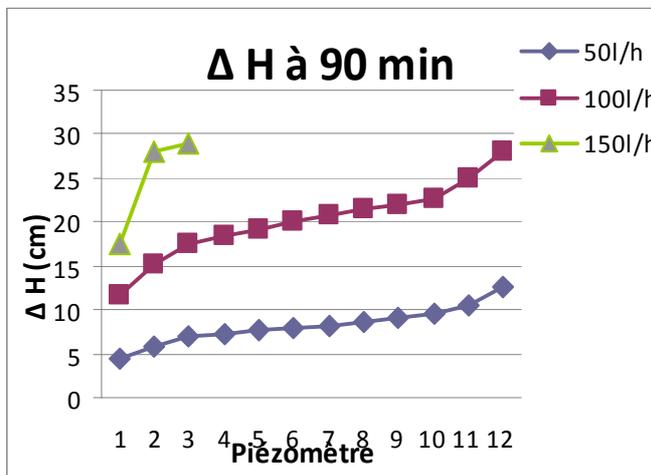


Figure VII.45: courbes représentant les pertes de charges en fonction du débit à 90min

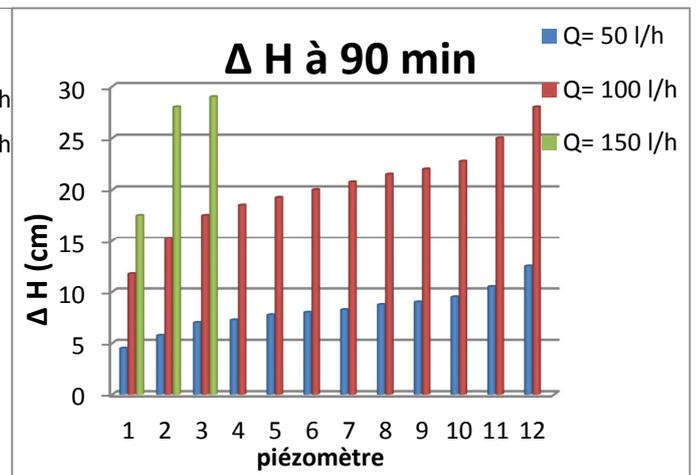


Figure VII.46: histogramme représentant les pertes de charges en fonction du débit à 90min

D'après les figures précédentes (fig. VII.23 jusqu'à fig. VII.46), on remarque que plus le débit augmente plus la perte de charge augmente. Dans les deux débits (50 et 100 l/h) on constate que cette variation est linéaire en fonction du temps parce que si on va projeter toutes les courbes sur un même graphe on va trouver qu'ils sont parallèle, c'est-à-dire que la filtration se fait de la même façon dans toutes les couches. Par contre pour le débit 150 l/h, on remarque que l'augmentation des courbes est brusque dans les couches inférieures c'est-à-dire qu'il y'a le phénomène de charriage, ce qui explique l'élimination du tube piézométrique N° 12 après seulement 10 min de filtration. Par ailleurs, on constate que la variation des pertes de charge reste presque constante durant les 30 premières minutes pour les deux débits Q_1 et Q_2 , alors que pour le Q_3 la variation dans les derniers piézomètres était plus importante que

dans les premiers. Après 60 minutes de filtration on remarque que la différence entre les deux courbes Q_1 et Q_2 augmentent ce qui nous montre que le phénomène de colmatage s'accélère dans le deuxième cas que du premier cas.

C) Les matières en suspension (MES):

Dans cette partie on va étudier l'influence de la vitesse de passage sur l'élimination des matières en suspension MES. Les résultats, pour les trois débits étudiés, sont présentés sur les graphiques des figures VII.47, VII.48 et VII.49 suivantes:

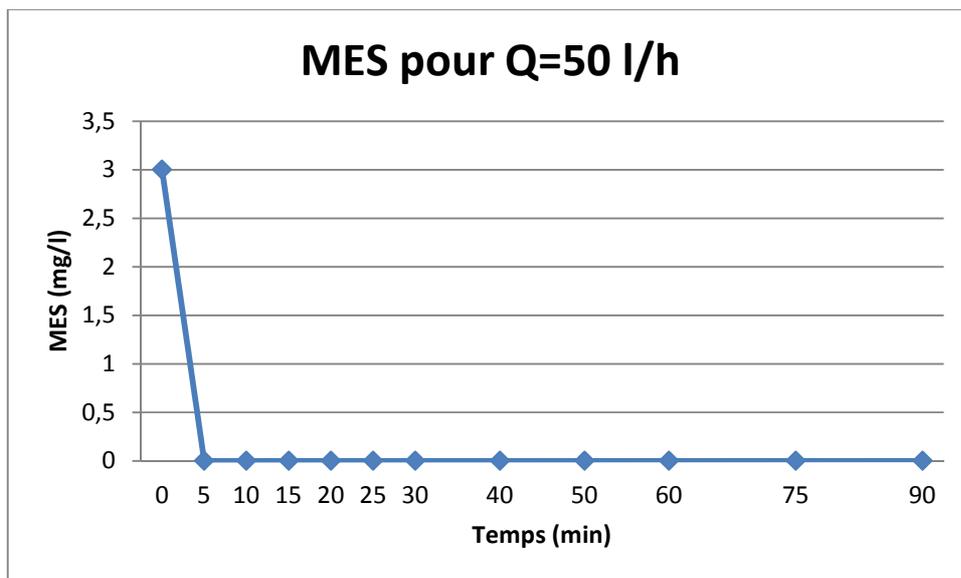


Figure VII.47: courbe de variation de MES en fonction du temps pour $Q_1= 50$ l/h

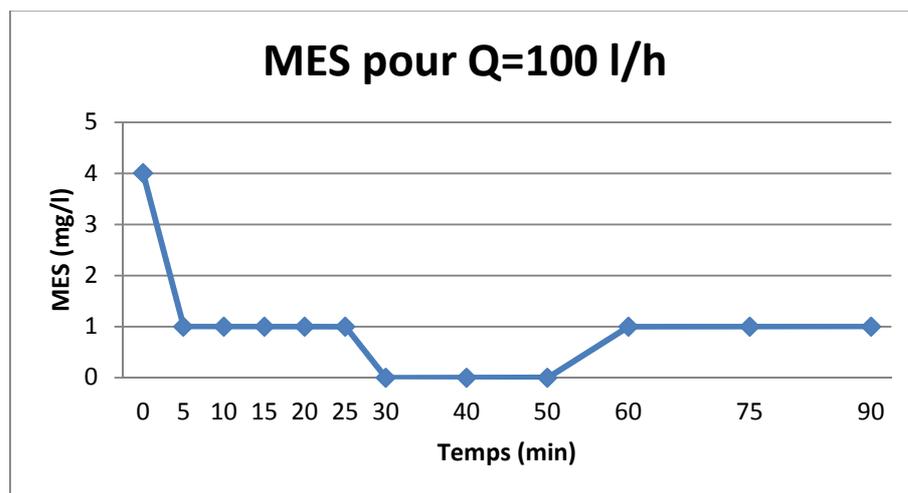


Figure VII.48: courbe de variation de MES en fonction du temps pour $Q_2= 100$ l/h

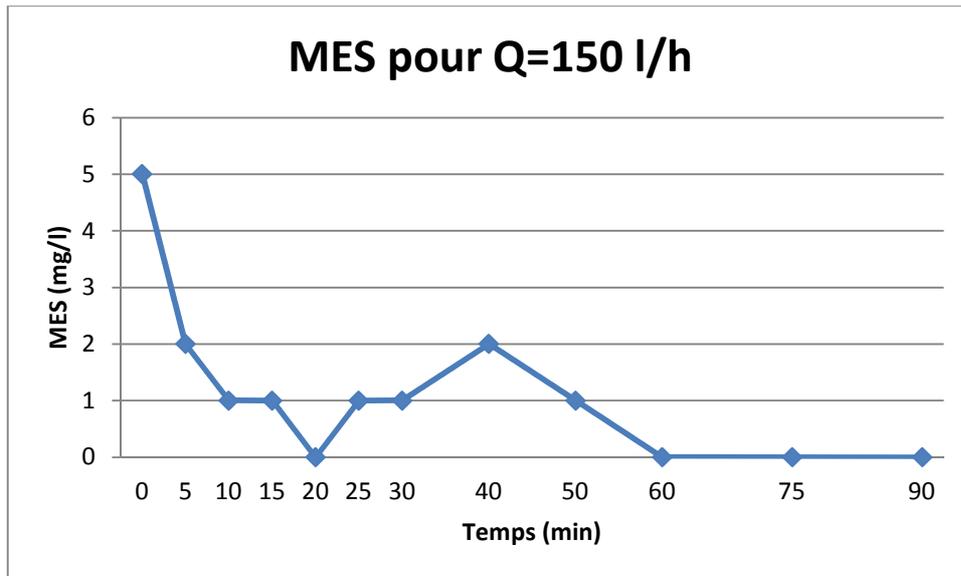


Figure VII.49: courbe de variation de MES en fonction du temps pour $Q_3= 150$ l/h

D'après la figure VII.47, on remarque que pour un débit $Q= 50$ l/h et une vitesse de 6.36 m/h, le filtre à sable retient toute la matière en suspension, c'est-à-dire que les particules ont le pouvoir de se déposer et s'attacher aux grains de sable, donc cette vitesse de passage ne gêne pas leur dépôt.

La figure VII.48 nous montre que pour un débit de 100 l/h et une vitesse de passage de 12.72 m/h le filtre à sable dans les premiers temps ne retient pas tous les MES, ce qui veut dire que la vitesse de passage gêne le dépôt des particules, mais au fur et à mesure les passages interstitiels entre les grains de sable diminuent de diamètre ce qui implique une bonne rétention de particules en suspension, c'est pour ça la quantité de MES est nulle entre 30 et 50 min. Après un certain temps on remarque que la courbe remonte et revient à son niveau précédent, ce qui veut dire qu'il y a un charriage due au passage du même débit et les diamètres des vides qui ont diminués ce qui implique que la vitesse interstitiel augmente et puisque les particules viennent de se déposer donc elle ne sont pas stables, ce qui facilite leurs transport par l'effluent.

D'après la figure VII.49 on remarque qu'avec un débit de 150 l/h et une forte vitesse de 19.1 l/h la quantité de MES diminue jusqu'à ce qu'elle annule après 20 min de filtration du fait de l'accumulation des particules dans les pores en réduisant leurs diamètres, mais avec la grande vitesse cette valeur remonte à cause du phénomène de charriage, puis elle re-diminue jusqu'à ce qu'elle s'annule et se stabilise dans la valeur 0 mg/l, c'est le colmatage du filtre.

-Comparaison entre les trois débits étudiés:

La figure VII.50 récapitule la variation de la concentration des MES dans l'eau filtré pour les trois débits étudiés en fonction du temps.

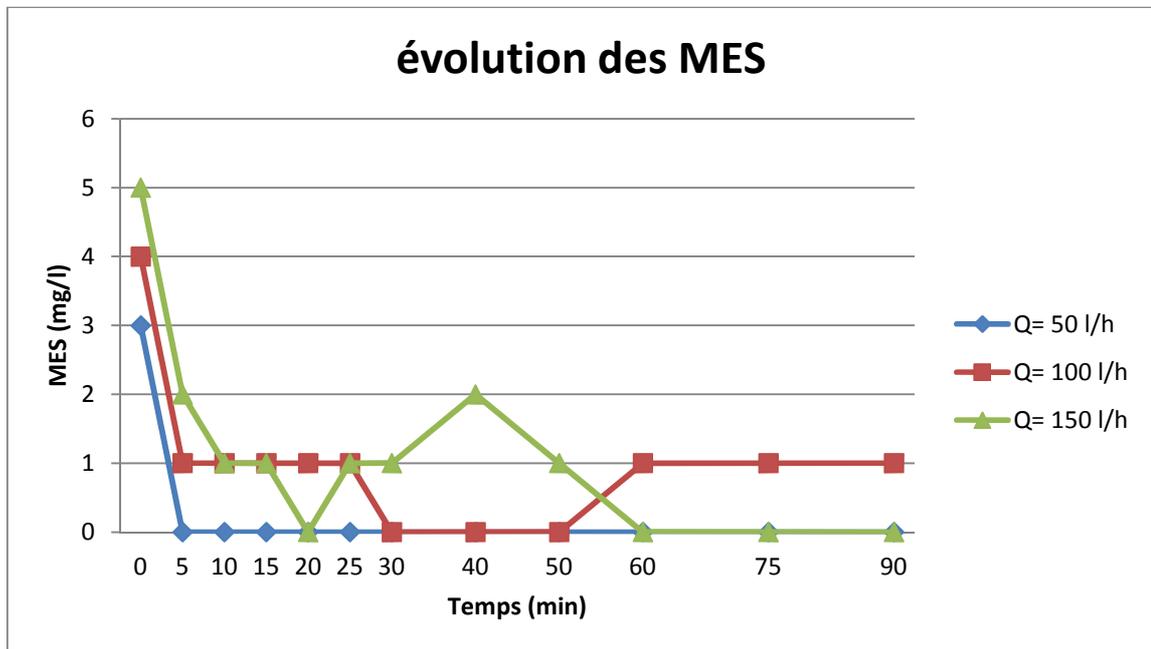


Figure VII.50 : courbes de variations de MES en fonction du temps pour les trois débits

D'après les graphes ci-dessus on remarque que plus le débit et la vitesse augmente plus les courbes deviennent instables c'est-à-dire que les quantités de MES fluctuent dans le temps. Les résultats obtenus se traduisent par le fait que lorsque le débit augmente, on a plus de quantité de MES qui passe par le filtre, donc les dépôts des particules de MES dans les pores réduisent la taille de ces derniers, et puisque le débits est le même, la diminution des diamètres des pores fait augmenter la vitesse, donc elle craie une turbulence, celle-ci provoque le détachement des particules emprisonner par le filtre. Ces étapes se répètent au cours du temps jusqu'à colmatage du filtre, où la concentration en MES devient stable. C'est pour ces raisons on a des fluctuations puis stabilisation des courbes, surtout pour Q=150 l/h. Aussi, plus le débit et la vitesse augmentent plus le taux de rétention du filtre diminue.

D) La turbidité :

La figure VII.51 présente les variations de la turbidité dans l'eau filtrée en fonction du temps pour les trois débits expérimentés.

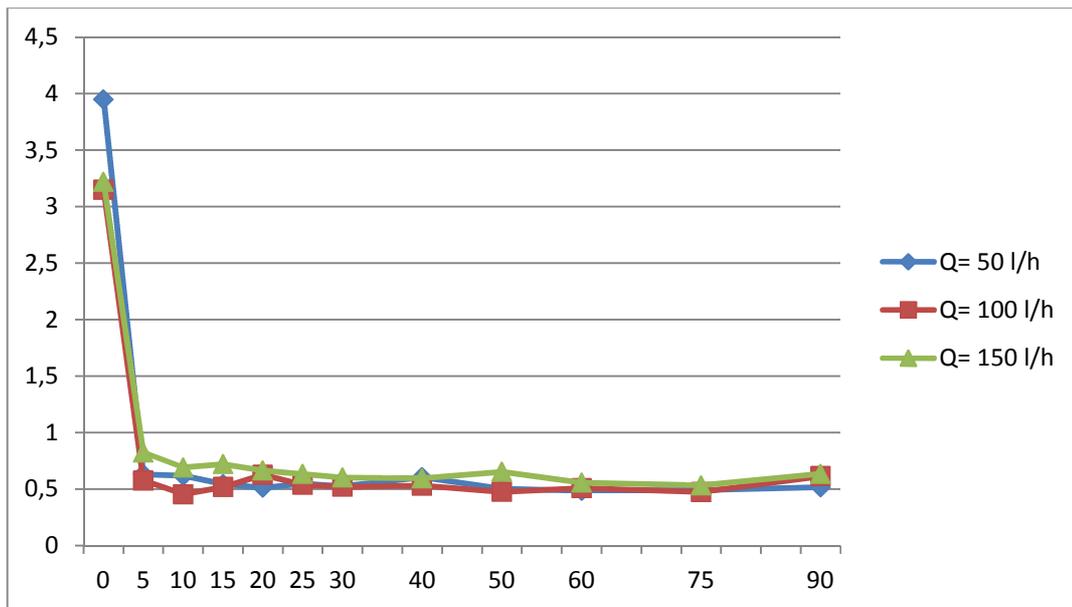


Figure VII.51 : courbes de variations de la turbidité en fonction du temps pour les trois débits

D'après la figure VII.51, on remarque une forte baisse de la turbidité. Plus le débit et la vitesse augmente, plus le taux de rétention du filtre diminue. La turbidité augmente légèrement avec l'augmentation du débit et de la vitesse de passage.

E) Le pH :

Les résultats des variations du pH de l'eau en fonction du temps de filtration pour les trois débits étudiés sont indiqués sur la figure VII.52

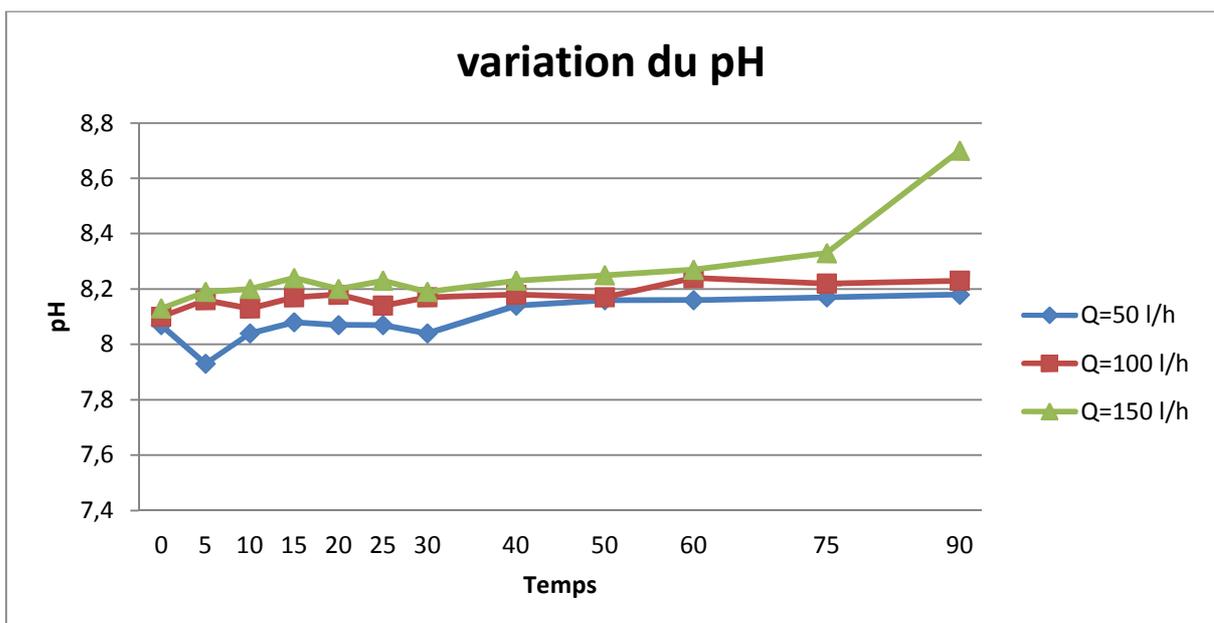


Figure VII.52: courbes de variations du pH en fonction du temps pour les trois débits

D'après la figure VII.52, on remarque qu'il y a une petite augmentation du pH de l'eau filtrée avec l'augmentation du débit de filtration.

F) La température :

Les résultats de variations de la température en fonction du temps pour les trois débits sont indiqués sur la figure VII.53 suivante :

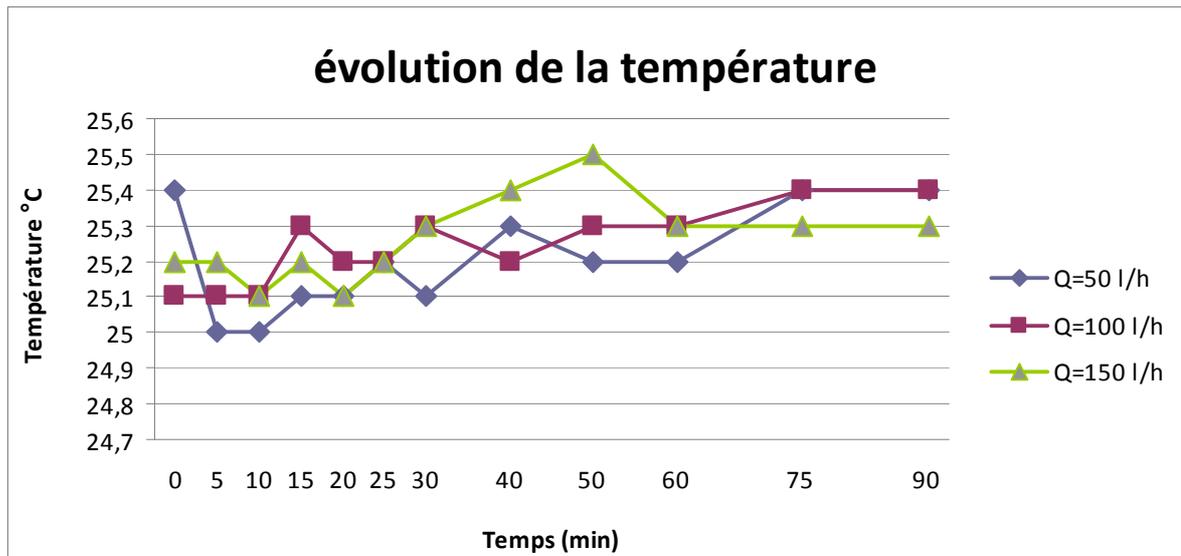


Figure VII.53: courbes de variations de la température en fonction du temps pour les trois débits

D'après la figure VII.53, on remarque que la température a une variation instable ce qui implique que la filtration sur sable n'a pas d'influence sur la température.

G) La conductivité :

Les résultats de la variation de la conductivité de l'eau filtrée en fonction du temps pour les trois débits sont indiqués sur la figure VII.54 suivante :

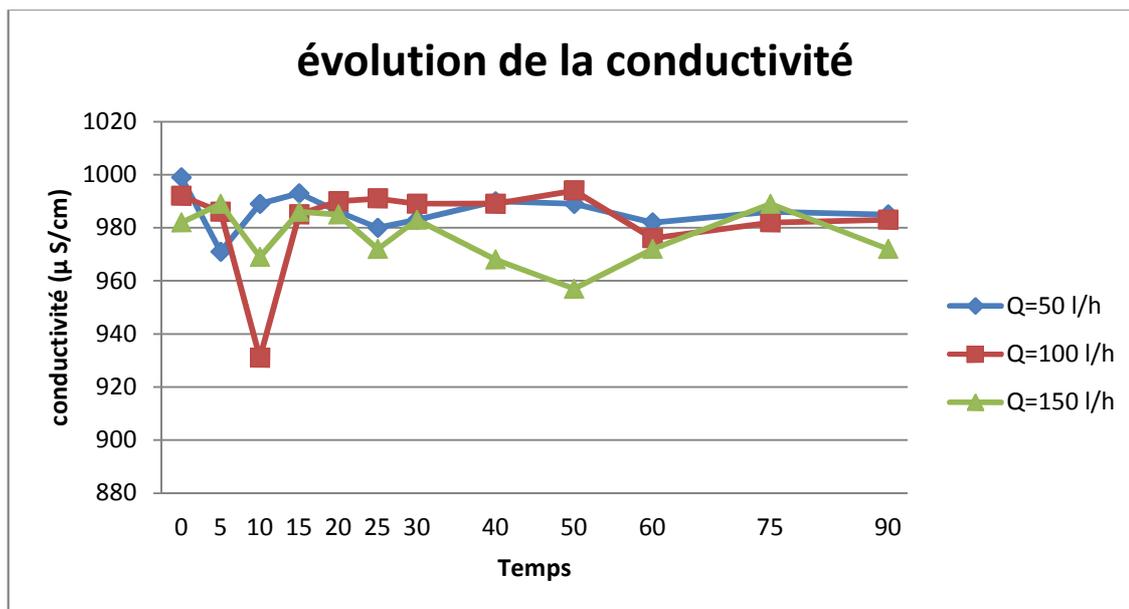


Figure VII.54: variations de la conductivité en fonction du temps pour les trois débits

Pour la conductivité aussi on remarque que la variation est instable, donc la filtration n'a pas d'influence sur la conductivité, parce que le filtre à sable ne tient pas les sels minéraux qui sont responsables de la conductivité.

Parmi les résultats obtenue par ces manipulations celles du débit 50 l/h ont données les meilleurs résultats, alors que celles du débit 150 l/h ont des résultats médiocre vue la grande vitesse de filtration. En revanche, les résultats des deux débits 50 l/h et 100 l/h sont proches.

VII.3.2 Influence de la pression sur la filtration sur sable:

En plus de la pression atmosphérique, quatre pressions ont été testés pour leur influence sur la qualité de l'eau filtrée : 0,5, 0,75, 1 et 1,25 bars

A) MES :

Les figures VII.55, VII.56 donnent les variations des MES dans l'eau filtrée en fonction de la pression exercée sur le filtre.

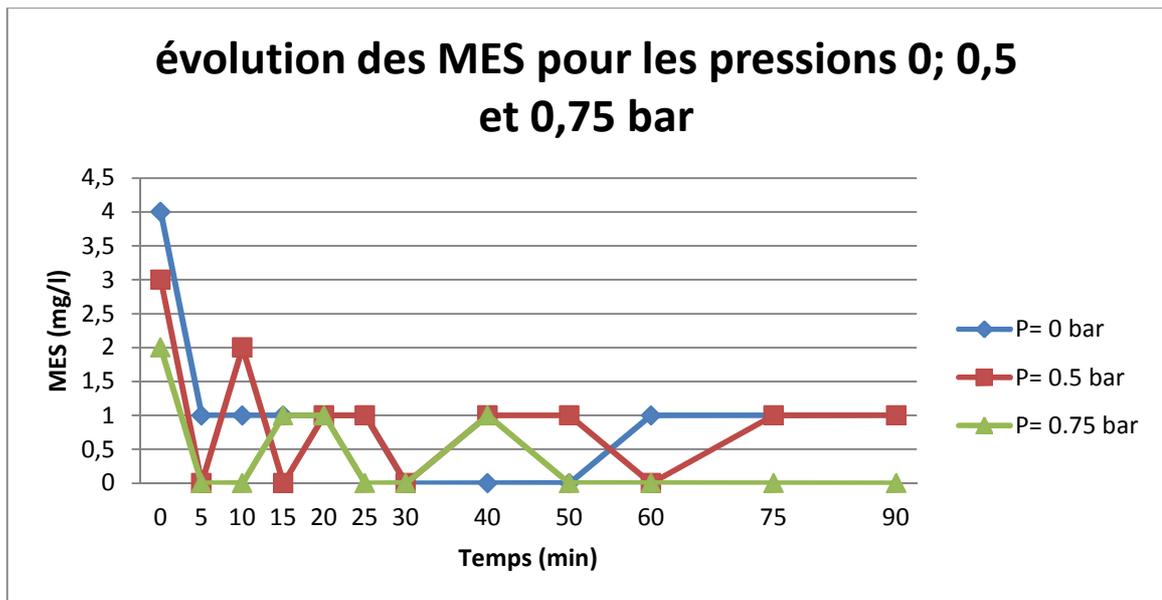


Figure VII.55: variation de MES en fonction du temps pour les pressions 0 ; 0.5 ; et 0.75 bar

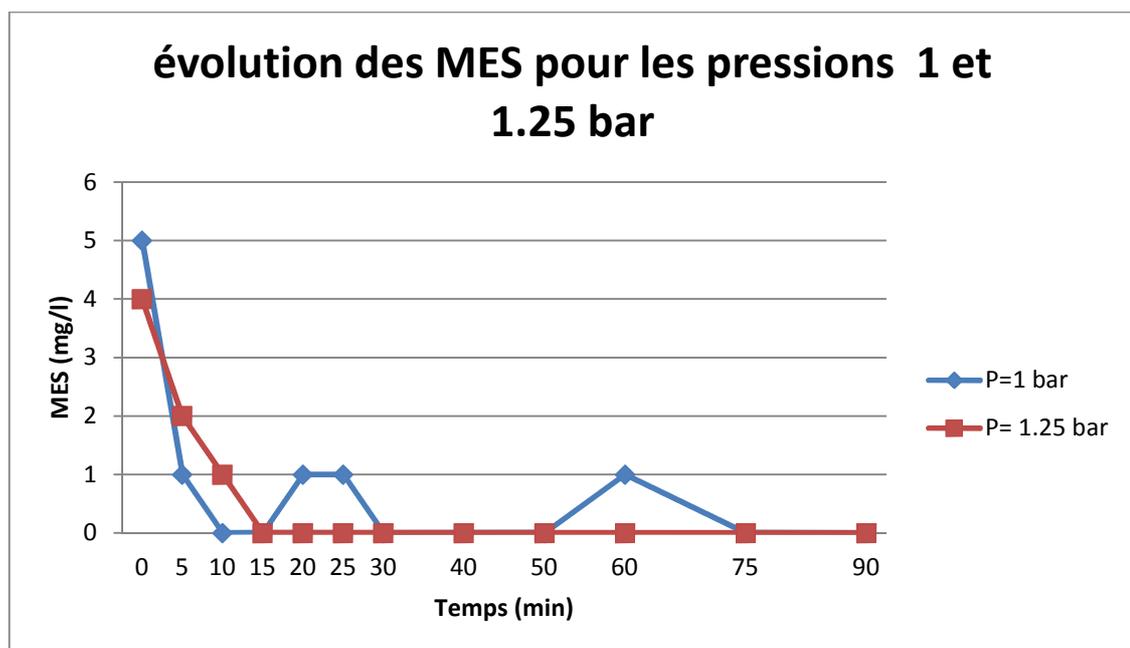


Figure VII.56: variation de MES en fonction du temps pour les pressions 1 et 1.25 bar

D'après les figures précédentes en remarque que plus la pression augmente, plus les courbes sont stables et le taux de rétention du filtre s'améliore, cela se traduit par le fait que pour la filtration gravitaire on a que l'influence de la vitesse de passage, par contre qu'avec une filtration sous pression, on a l'influence de la pression et la vitesse. Pour les deux pressions 0.5 et 0.75 bar on remarque que les courbes fluctuent et le taux de rétention est faible, c'est parce que la pression dans ce cas est faible donc son influence s'applique que sur l'effluent et non pas sur le sable ; quant au deux pressions 1 et 1.25 bar, les courbes sont de

plus en plus stables et le taux de rétention du filtre est élevé, parce que la pression est importante donc son effet s'applique sur l'effluent et aussi sur le sable conduisant à une stratification du milieu filtrant, donc une diminution de la taille des pores.

B) Turbidité :

La figure VII.57 donne les variations de la turbidité dans l'eau filtrée en fonction de la pression exercée sur le filtre.

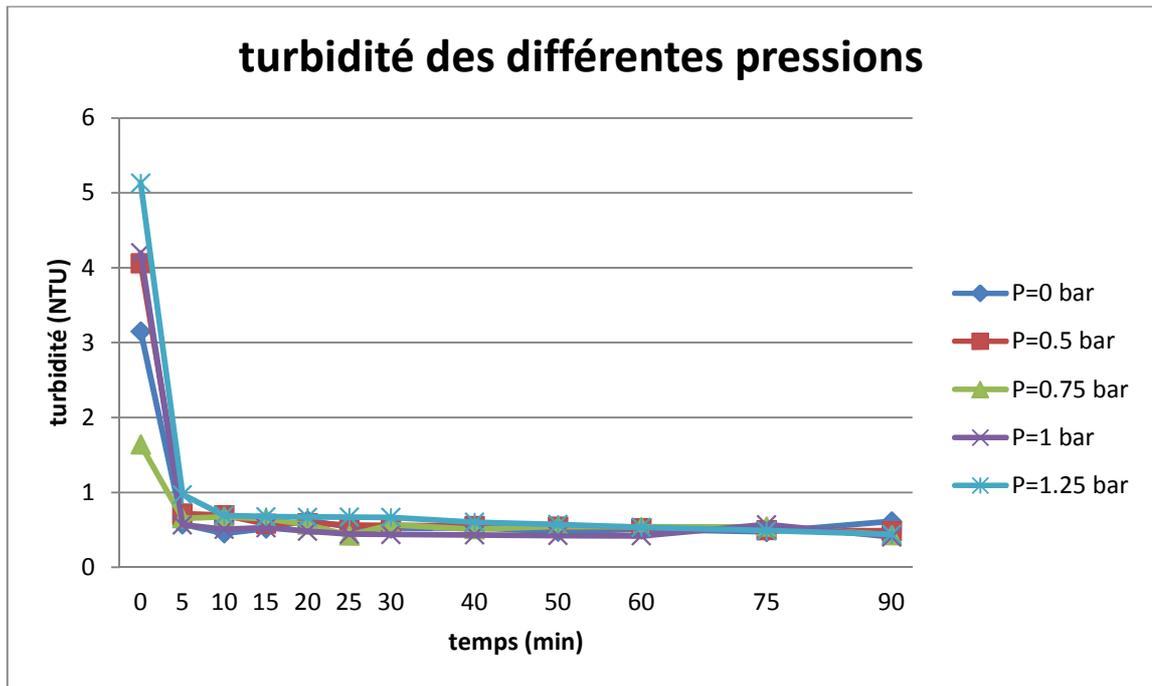


Figure VII.57: courbes de variation de la turbidité en fonction du temps pour les différentes pressions

D'après la figure on remarque qu'après filtration il y a une forte diminution de la turbidité, mais elle devient presque stable avec des fluctuations différentielles. On voit aussi que les courbes après filtration sont presque identiques ce qui veut dire que la pression n'a pas une grande influence sur la turbidité.

C) pH :

La figure VII.58 donne les variations de la valeur du pH dans l'eau filtrée en fonction de la pression exercée sur le filtre.

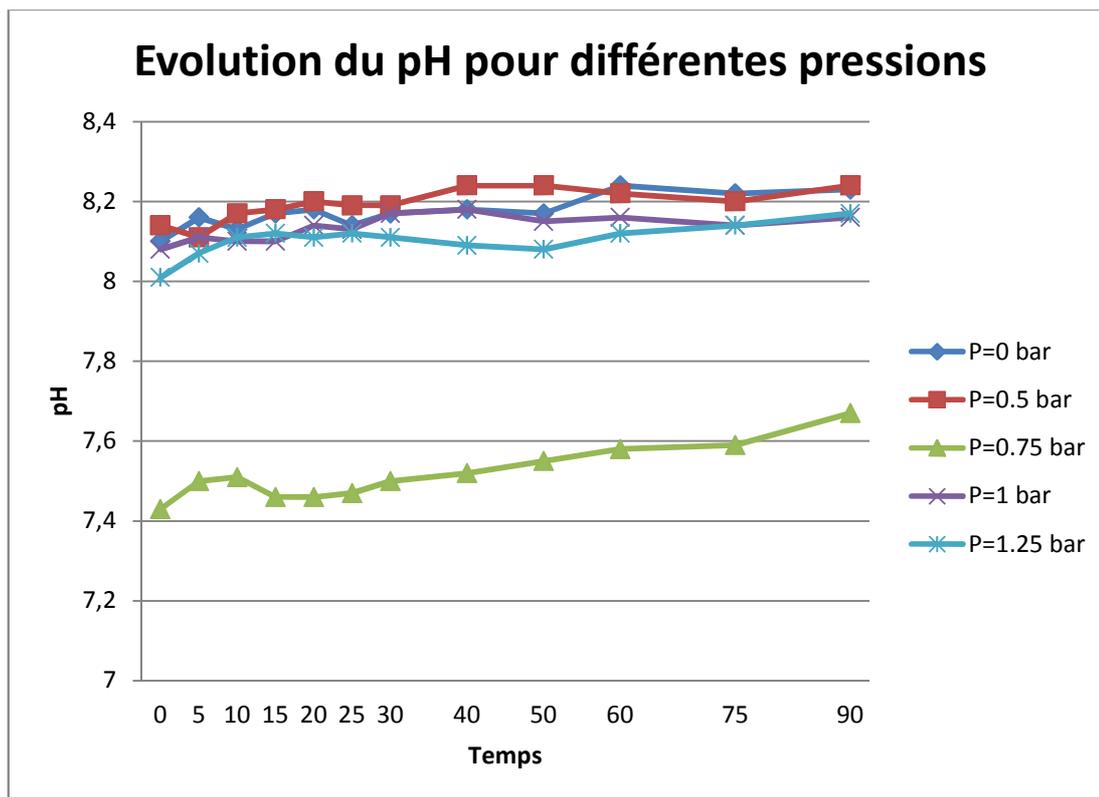


Figure VII.58 : courbes de variation du pH en fonction du temps pour les différentes pressions

D'après la figure on remarque que variation des courbes n'est pas uniforme, ce qui montre que la pression n'a pas d'influence sur pH.

D) Température :

La figure VII.59 donne les variations de la température dans l'eau filtrée en fonction de la pression exercée sur le filtre.

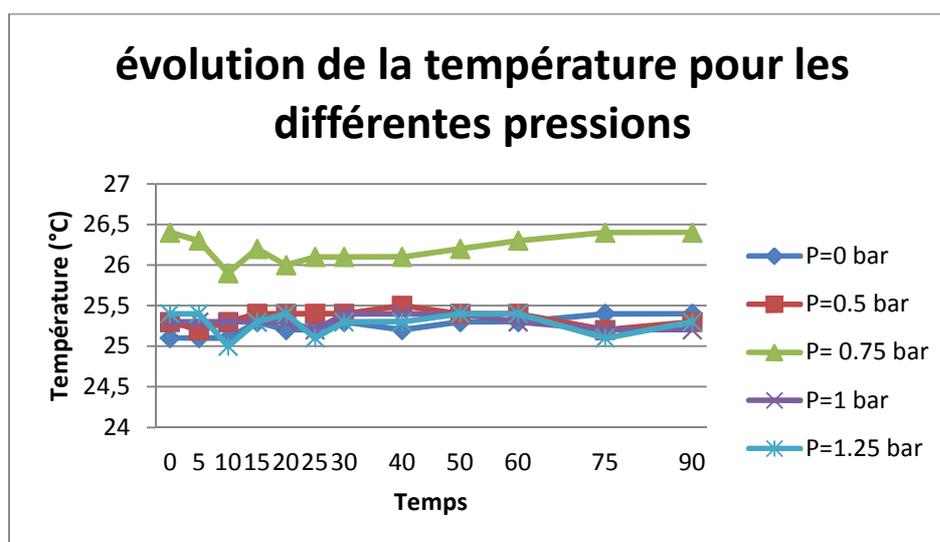


Figure VII.59: courbes de variation de la température en fonction du temps pour les différentes pressions

On remarque que même pour la température, la filtration n'a pas d'influence puisque les courbes n'ont pas une variation uniforme.

E) Conductivité :

La figure VII.60 donne les variations de la conductivité dans l'eau filtrée en fonction de la pression exercée sur le filtre.

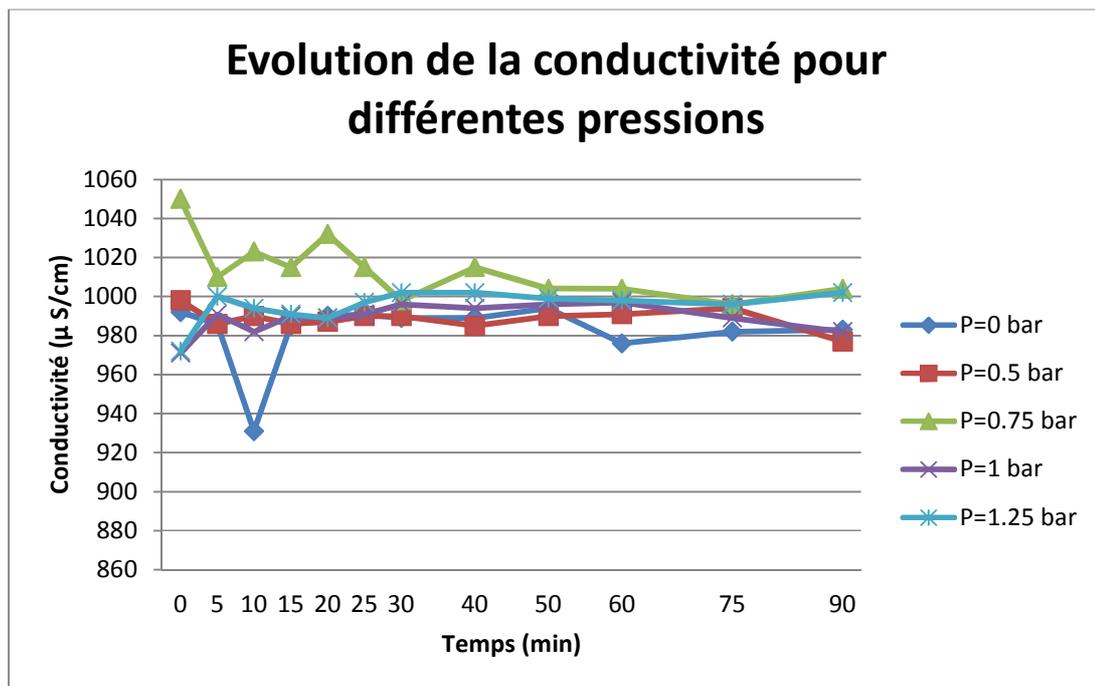


Figure VII.60: courbes de variation de la conductivité en fonction du temps pour les différentes pressions

Les facteurs influençant la conductivité sont les ions, leurs tailles sont de l'ordre du nanomètre. Les pores entre les grains de sable sont plus grands que les ions, c'est-à-dire qu'ils ne les retiennent pas. C'est pour ça, quel que soit le type de filtration sur sable la conductivité n'est pas influencée par ce traitement.

VII.4.Conclusion :

Les résultats obtenus montrent que la vitesse de passage influe considérablement sur la qualité physique de l'eau épurée. Le meilleur taux de rétention des MES et de la turbidité de l'eau était celui du débit le plus petit (50 l/h), cependant pour l'appliquer sur terrain, il faudra plus d'espace donc plus de quantité de sable. Pour le débit de 100 l/h on a obtenu presque les mêmes valeurs de qualité que celui de 50 l/h, alors que le débit est le double. Cependant pour un débit de 150 l/h, la vitesse était trop grande donc les résultats étaient médiocres.

Concernant l'influence de la pression, on a remarqué que plus la pression est élevée, plus le taux de rétention en solides est meilleur.

Le choix du type de filtration doit être techniquement acceptable et économiquement rentable. Une filtration gravitaire avec un débit de 100 l/h contribue énormément à une amélioration dans la qualité physique des eaux épurées de la STEP de AÏN EL HOUTZ.

Conclusion générale

Conclusion générale

Le présent travail a abordé la problématique du traitement des eaux usées dans la ville de Tlemcen, qui comporte d'importantes aires agricoles dont les besoins en eau sont de plus en plus importants, face à une dégradation des ressources liée à la pollution de l'environnement.

Nous nous sommes attachés dans la première partie de ce manuscrit à apporter les connaissances nécessaires sur les eaux usées et leurs origines, puis on a parlé sur les différentes étapes et procédés d'épuration, ainsi sur quelques notions en microbiologie. On a parlé aussi sur la filtration sur sable et la réutilisation des eaux usées épurées, pour terminer avec une description générale de la station d'épuration d'AÏN EL HOUTZ.

Les résultats obtenus dans la première partie sur les eaux épurées avant filtration présentent des rendements épuratoires satisfaisants pour l'élimination des matières en suspension en accord avec les normes de rejet des effluents de boues activées. Les effluents traités sont caractérisés par un pH légèrement alcalin.

Quant aux bactéries, les eaux traitées issues de la STEP d'AÏN EL HOUTZ sont très chargées en microorganismes (germes totaux, coliformes totaux, coliformes fécaux, E.Coli, streptocoques fécaux, spores de clostridium sulfite-réducteurs et les salmonelles). Par conséquent, les effluents traités ne répondaient pas aux recommandations de l'O.M.S et la réglementation algérienne. L'effluent ne satisfait pas les critères sanitaires des eaux d'irrigation. Pour cette raison, son utilisation à des fins agricole doit être précédée d'un traitement complémentaire visant à réduire les risques sanitaires.

À travers la première partie de ce travail expérimental qui consiste à réaliser des essais de filtration des eaux épurées pour le choix entre trois types de sable du point de vue amélioration de la qualité microbiologique, le premier sable est un sable grossier pris de la station de traitement des eaux potables de BOUHLOU (Sabra) qui est utilisé pour la préfiltration, le deuxième est un sable moyen pris du laboratoire de « traitement et épuration des eaux », et le troisième est un sable moyen pris de la station de BOUHLOU qui est utilisé pour la filtration. C'est ce dernier qu'on a choisis pour continuer la deuxième partie qui est l'influence de la vitesse de passage et la pression sur la filtration sur sable.

Au vu des résultats obtenus, il paraît que le procédé de filtration est une technique simple à mettre en œuvre, permettant de réduire efficacement la pollution particulaire. Ces

Conclusion générale

supports présentait en outre une très grande efficacité quant à la diminution du nombre des microorganismes (jusqu'à 100)%, cette diminution varie d'un groupe à un autre. D'une manière générale, un tel traitement peut participer à l'élimination d'une quantité importante, parfois quasi totale des germes et des spores.

Dans la deuxième partie du travail expérimental, on a varié quelques paramètres pour voir leurs influences sur la filtration. En premier lieu on a varié le débit et la vitesse de passage, le débit choisi était 100 l/h. Puis on a travaillé avec ce même débit mais à des pressions différentes.

Le choix final du type de filtration était une filtration gravitaire avec un débit de 100 l/h parce que c'est ce type de filtration qui présente le plus d'avantages technico-économiques. Donc la contribution de la filtration sur sable sur le procédé d'épuration à boues activée reste une meilleure solution pour améliorer la qualité des eaux épurées d'où l'intégration d'une unité de filtration sur sable ayant les mêmes caractéristique du sable et les mêmes paramètres dont on a choisis dans la STEP d'AÏN EL HOUTZ est une bonne idée.

Bibliographie

- 1.
- 2.
- 3 : Microsoft Encarta 2009 / 1993-2008 Microsoft Corporation
- 4 : <http://www.memoireonline.com/04/10/3289/Determination-de-la-pollution-residuelle-dune-station-depuration-par-lagunage-naturel-cas-d.html>
- 5 : GERARD CALVAT. Les réseaux et l'assainissement. Editions alternatives. Novembre 2009. Paris
- 6 : hachette le dictionnaire du français/ édition algérienne/ 1^{er} semestre 1993
- 7 : MARC SATIN ; BECHIR SELMI/ Guide technique de l'assainissement/2^{eme} édition/ Edition le moniteur/ paris/novembre 1999.
- 8 : www.ors-idf.org/dmdocuments/REURapport.pdf
- 9 : *FABY J.A., Brissaud F. L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation. Office International de l'Eau, 1997*
- 10 : http://www.google.fr/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=18&ved=0CGgQFjAHOAo&url=http%3A%2F%2Fwww.ac-besancon.fr%2FIMG%2Fpdf%2FBanque_Interdisciplinaire_Cinquieme_Epuration-biologie.pdf&ei=VwspUcWyHMy6hAeGkYDYAQ&usg=AFQjCNES6Z_C3fl1QsHenniQswiYISNBfg&sig2=KIHuvXDJAWnwQKbPFEd_2g
- 11 : http://fr.wikipedia.org/wiki/Matière_en_suspension consulté le 30/03/2013
- 12 : http://www.google.fr/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=16&ved=0CFMQFjAFOAo&url=http%3A%2F%2Fetat.environnement.wallonie.be%2Fuploads%2Frapports%2Fparties%2Fchapters%2Ffiches%2FEAU_04.pdf&ei=FEhXUePPOYjk4QSLzYHQCg&usg=AFQjCNHEB_XFMKdUTmDZSFmBHBoEQIYnRw&sig2=KhI8Z4aDxbRSkc6wgoDOGA
Consulté le 20/03/2013
- 13 : www.ressources.ciheam.org/om/pdf/c01-1/94001212.pdf Consultés le 11/03/2013
- 14 : *l'utilisation des eaux usées en irrigation /document technique FNDAE HORS SERIE N°11*
- 15 : *A. SADOWSKI ; lyonnaise des eaux/ TRAITEMENT DES EAUX USEES URBAINES/ 2002*
- 16 : BONTOUX J. Introduction à l'étude des eaux douces : eaux naturelles, eaux usées, eaux de boisson. Edition Technique et Documentation Lavoisier, 1993
- 17 : BERNE F., CORDONIER J. Traitement des eaux. Edition Technip 1991

- 18 : GROSCLAUDE G. L'eau : usage et polluants. Edition INRA, 1999
- 19 : BADIA-GONDARD F. L'assainissement des eaux usées. Edition techni.cités 2003
- 20 : élimination des nitrates des eaux potables / document technique FNDAE/ HORS SERIE N°4
- 21 : B. Lemière. J J. Seguin, C. Le Guern, D. Guyonnet, Ph. Baranger avec la collaboration de D. Darmendrail, P. Conil/ guide sur le comportement des polluants dans les sols et les nappes/ France 2001
- 22 : Jean-Claude BOEGLIN/ Analyse des eaux résiduaires - Mesure de la pollution/ Techniques de l'Ingénieur/ 1997
- 23 : RODIER J, et all.,. Analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer, 8ème édition. Edition DUNOD, Paris. 1996
- 24 : Groupe scientifique sur l'eau / Institut national de santé publique du Québec/ TURBIDITÉ/ Juin 2003
- 25 : http://www.google.fr/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=15&ved=0CFIQFjAEOAo&url=http%3A%2F%2Fwww.chauconin-neufmontiers.fr%2Fcariboost_files%2Fplaquette_step_web.pdf&ei=VwspUcWyHMy6hAeGkYDYAQ&usg=AFQjCNEMdm48giU56us1yfvOy9b7ZdnDRg&sig2=Gci3bJyU9mdbl4TDEsE0KA
- 26 : http://www.google.fr/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=3&ved=0CEIQFjAC&url=http%3A%2F%2Fwww.lesagencesdeleau.fr%2Fwp-content%2Fuploads%2F2012%2F07%2F10-Fiche-epuration-de-leau_web.pdf&ei=qgkpUbOtG46WhQfLgIHIDg&usg=AFQjCNHtS_PjOQ1d017T1z4LFNBKAIKXkQ&sig2=NrNvtIkYWACWTqDU-0Uf8
- 27 : IDE Aurélien ; HEIL Basil ; CHAUSSEE Denis/ Traitement des effluents d'abattoir ; Les différents procédés d'épuration/ office internationale de l'eau/ Université Montpellier II/ Décembre 2002.
- 28 : degraiment
- 29 : Raymond Desjardins/ le traitement de l'eau/ 2eme édition/ presses internationales polytechnique/ 1997 Canada/ p 71 ;p109
- 30 : Robert THOMAZEAU/ Station d'épuration : eaux potables _ eaux usées/ Technique et documentation/ Paris 1981
- 31 : Hatem Dhaoudi/Traitement des Eaux Usées Urbaines ; Les procédés biologiques d'épuration/Université Virtuelle de Tunis/ 2008. P11 ;p19

- 32 : J.R. Vaillant//perfectionnements et nouveautés pour l'épuration des eaux résiduaires/
editions eyrolles/ paris 1974
- 33 :http://www.google.fr/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=25&ved=0CFIQFjAEOBQ&url=http%3A%2F%2Fcolleges.planete-tp.com%2FIMG%2Fpdf%2Fdossier-epuration-lagunage_cle451377.pdf&ei=ZQwpUZTpJsSQhQev54GYBA&usg=AFQjCNHKLf7zwzwqtP_7gSdTGRldb1VmtA&sig2=AlihbfvRudQAh2ms1NNNWw
- 34 : Acte du colloque /Traitement de l'azote ; cas des eaux résiduaires urbaines et des lisiers/
cemagref éditions/ Lyon, 25 octobre 1996/
- 35 : Nathalie RAHAINGOMANANA/étude d'un système d'infiltration-percolation pour la
réutilisation agricole des eaux usées/ UFR de Sciences et Technologies, Université Paris XII -
Val de Marne/ octobre 1993
- 36 : le conseil générale de la Loire/les bassins d'infiltration percolation ; éléments de
diagnostics/ octobre 2007
- 37 : Commission Européenne/ Procédés extensifs d'épuration des eaux usées adaptés aux
petites et moyennes collectivités/ Office des publications officielles des Communautés
européennes/ Luxembourg 2001
- 38 : http://www.fndae.fr/archive/numero_HS11.htm
- 39 : MARIE-ODILE RATEL, Elimination des nitrates des eaux potables, DOCUMENT
TECHNIQUE FNDAE HORS SERIE N°4,
- 40: www.eau-seine-normandie.fr/WebOaiDoc/55791.1.0.pdf
- 41: SLIMANI Amaria ; TOUATI Hassiba/ filtration sur sable/ université Abou bakr
BELKAÏD ; département d'hydraulique/ Juillet 2004.
- 42 : les traitements de l'eau
- 43 : fiche technique TE400
- 44 : fecih
- 45 : www.oieau.fr/ReFEA/fiches/Filtration.doc
- 46 : Centre International de l'Eau et de l'Assainissement /, La filtration lente sur sable pour
l'approvisionnement en eau potable, document technique n°24, La Hague/ IRC, 1991
- 47 : <http://www.civil.usherbrooke.ca/cours/gci720/Chapitre%205%20-Filtration.pdf>
- 48 : www.agref.org/XEauXLAZAROVA.pdf
- 49 : www.ors-idf.org/dmdocuments/REURapport.pdf

50 : Samuel Baumont, Jean-Philippe Camard, Agnès Lefranc, Isabelle Gremy et Antoine Franconi / Réutilisation des eaux usées épurées : considérations sanitaires et intérêts pour l'Île-de-France/ Observatoire régional de santé d'Ile-de-France/ décembre 2004

51 : Devaux I. Intérêts et limites de la mise en place d'un suivi sanitaire dans le cadre de la réutilisation agricole des eaux usées traitées de l'agglomération clermontoise/ univ. Joseph Fourier, Grenoble, 1999,

52 : Ecosse D. Techniques alternatives en vue de subvenir à la pénurie d'eau dans le monde/ Faculté des Sciences, Amiens,

52 : ATTAB Sarah/ Amélioration de la qualité microbiologique des eaux épurées par boues activées de la station d'épuration HAOUD BERKAOUI par l'utilisation d'un filtre à sable local/UNIVERSITE KASDI MERBAH-OUARGLA ; FACULTE DES SCIENCES DE LA NATURE ET DE LA VIE ET SCIENCES DE LA TERRE ET DE L'UNIVERS/2011

53 : ONA

54 : KHELIFI Thawrya ; MOUFFOK Nadia /contribution de la filtration sur sable dans le procédé d'épuration par boues activées/ université ABOU BEKR BELKİD ; département hydraulique/ 2008

Annexe 1

Table du nombre le plus probable (NPP) :

Système d'ensemencement n° 1 : nombre le plus probable
et intervalle de confiance

Nombre de tubes donnant une réaction positive sur			NPP dans 100 mL	Limites de confiance à 95 %	
3 tubes de 10 mL	3 tubes de 1 mL	3 tubes de 0,1 mL		Limite Inférieure	Limite supérieure
0	0	1	3	< 0,5	9
0	1	0	3	< 0,5	13
1	0	0	4	< 0,5	20
1	0	1	7	1	21
1	1	0	7	1	23
1	1	1	11	3	36
1	2	0	11	3	36
2	0	0	9	1	36
2	0	1	14	3	37
2	1	0	15	3	44
2	1	1	20	7	89
2	2	0	21	4	47
2	2	1	28	10	149
3	0	0	23	4	120
3	0	1	39	7	130
3	0	2	64	15	379
3	1	0	43	7	210
3	1	1	75	14	230
3	1	2	120	30	380
3	2	0	93	15	380
3	2	1	150	30	440
3	2	2	210	35	470
3	3	0	240	36	1 300
3	3	1	460	71	2 400
3	3	2	1 100	150	4 800

Annexe 2

L'arrêté interministériel du 8 Safar 1433 correspondant au 2 Janvier 2012 fixant les spécifications des eaux usées utilisées à des fins d'irrigation :

18	JOURNAL OFFICIEL DE LA REPUBLIQUE ALGERIENNE N° 411	25 Chaâbane 1433 15 juillet 2012				
MINISTERE DES RESSOURCES EN EAU						
<p>Arrêté interministériel du 23 Chaâbane 1432 correspondant au 25 juillet 2011 portant déclaration d'utilité publique l'opération d'expropriation relative au renforcement en eau potable du centre de Sidi Khelifa, wilaya de Mila.</p> <p>-----</p> <p>Le ministre de l'intérieur et des collectivités locales, Le ministre des finances, Le ministre des ressources en eau,</p> <p>Vu le décret présidentiel n° 10-149 du 14 Joumada Ethania 1431 correspondant au 28 mai 2010 portant nomination des membres du Gouvernement ;</p> <p>Vu le décret exécutif n° 93-186 du 27 juillet 1993, complété, déterminant les modalités d'application de la loi n° 91-11 du 27 avril 1991, complétée, fixant les règles relatives à l'expropriation pour cause d'utilité publique notamment son article 10 ;</p> <p>Vu l'arrêté n° 1130 du 5 août 2007 du wali de la wilaya de Mila portant ouverture de l'enquête préalable à la déclaration d'utilité publique ;</p> <p>Vu l'arrête n° 1566 du 24 septembre 2007 du wali de la wilaya de Constantine portant ouverture de l'enquête préalable à la déclaration d'utilité publique ;</p> <p>Vu l'avis favorable de la commission d'enquête préalable de la wilaya de Mila ;</p> <p>Vu l'avis favorable de la commission d'enquête préalable de la wilaya de Constantine ;</p> <p style="text-align: center;">Arrêtent :</p> <p>Article 1er. — Est déclarée d'utilité publique l'opération d'expropriation relative à la réalisation du projet de renforcement en eau potable du centre de Sidi Khelifa, wilaya de Mila.</p> <p>Art. 2. — La superficie globale des biens à exproprier devant servir d'assiette à la réalisation de ce projet est de 28 266 m² répartis comme suit :</p> <ul style="list-style-type: none">— commune de Ain Etine (wilaya de Mila) : 2681 m²,— commune de Sidi Khelifa (wilaya de Mila) : 6244 m²,— commune de Ibn Ziade (Wilaya de Constantine) : 19341 m². <p>Art. 3. — Le montant global de l'opération d'expropriation est évalué à trois millions de dinars (3.000.000,00 DA).</p> <p>Art. 4. — Au titre de la consistance des travaux, la réalisation du projet de renforcement en eau potable du centre de Sidi Khelifa comporte les ouvrages suivants :</p> <ul style="list-style-type: none">— réalisation de deux (2) stations de pompage,— pose de conduites sur un linéaire de 5 250 ml. <p>Art. 5. — Le délai maximal imparti pour l'expropriation est fixé à quatre (4) années.</p>						
<p>Art. 6. — Le présent arrêté sera publié au <i>Journal officiel</i> de la République algérienne démocratique et populaire.</p> <p>Fait à Alger, le 23 Chaâbane 1432 correspondant au 25 juillet 2011.</p> <table style="width: 100%;"><tr><td style="width: 50%;">Le ministre de l'intérieur et des collectivités locales Daho OULD KABLIA</td><td style="width: 50%;">Le ministre des ressources en eau Abdelmalek SELLAL</td></tr></table> <p style="text-align: center;">Pour le ministre des finances <i>Le secrétaire général</i> Miloud BOUTEBBA -----★-----</p> <p>Arrêté interministériel du 8 Safar 1433 correspondant au 2 janvier 2012 fixant les spécifications des eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation.</p> <p>-----</p> <p>Le ministre des ressources en eau, Le ministre de l'agriculture et du développement rural, Le ministre de la santé, de la population et de la réforme hospitalière,</p> <p>Vu le décret présidentiel n° 10-149 du 14 Joumada Ethania 1431 correspondant au 28 mai 2010 portant nomination des membres du Gouvernement ;</p> <p>Vu le décret exécutif n° 05-464 du 4 Dhou El Kaada 1426 correspondant au 6 décembre 2005 relatif à l'organisation et au fonctionnement de la normalisation ;</p> <p>Vu le décret exécutif n° 07-149 du 3 Joumada El Oula 1428 correspondant au 20 mai 2007 fixant les modalités de concession d'utilisation des eaux usées épurées à des fins d'irrigation ainsi que le cahier des charges-type y afférent ;</p> <p style="text-align: center;">Arrêtent :</p> <p>Article 1er. — En application des dispositions de l'article 2 du décret exécutif n° 07-149 du 3 Joumada El Oula 1428 correspondant au 20 mai 2007, susvisé, le présent arrêté a pour objet de fixer les spécifications des eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation conformément à l'annexe jointe.</p> <p>Art. 2. — le présent arrêté sera publié au <i>Journal officiel</i> de la République algérienne démocratique et populaire.</p> <p>Fait à Alger, le 8 Safar 1433 correspondant au 2 janvier 2012.</p> <table style="width: 100%;"><tr><td style="width: 50%;">Le ministre des ressources en eau Abdelmalek SELLAL</td><td style="width: 50%;">Le ministre de l'agriculture et du développement rural Rachid BENAÏSSA</td></tr></table> <p style="text-align: center;">Le ministre de la santé, de la population et de la réforme hospitalière Djamel OULD ABBES</p>			Le ministre de l'intérieur et des collectivités locales Daho OULD KABLIA	Le ministre des ressources en eau Abdelmalek SELLAL	Le ministre des ressources en eau Abdelmalek SELLAL	Le ministre de l'agriculture et du développement rural Rachid BENAÏSSA
Le ministre de l'intérieur et des collectivités locales Daho OULD KABLIA	Le ministre des ressources en eau Abdelmalek SELLAL					
Le ministre des ressources en eau Abdelmalek SELLAL	Le ministre de l'agriculture et du développement rural Rachid BENAÏSSA					

2. PARAMETRES PHYSICO - CHIMIQUES

PARAMETRES		UNITÉ	CONCENTRATION MAXIMALE ADMISSIBLE
Physiques	pH	—	$6.5 \leq \text{pH} \leq 8.5$
	MES	mg/l	30
	CE	ds/m	3
	Infiltration le SAR = 0 - 3 CE	ds/m	0.2
	3 - 6		0.3
	6 - 12		0.5
12 - 20	1.3		
20 - 40	3		
Chimiques	DBO5	mg/l	30
	DCO	mg/l	90
	CHLORURE (Cl)	meq/l	10
	AZOTE (NO ₃ - N)	mg/l	30
	Bicarbonate (HCO ₃)	meq/l	8.5
Eléments toxiques (*)	Aluminium	mg/l	20.0
	Arsenic	mg/l	2.0
	Béryllium	mg/l	0.5
	Bore	mg/l	2.0
	Cadmium	mg/l	0.05
	Chrome	mg/l	1.0
	Cobalt	mg/l	5.0
	Cuivre	mg/l	5.0
	Cyanures	mg/l	0.5
	Fluor	mg/l	15.0
	Fer	mg/l	20.0
	Phénols	mg/l	0.002
	Plomb	mg/l	10.0
	Lithium	mg/l	2.5
	Manganèse	mg/l	10.0
	Mercure	mg/l	0.01
	Molybdène	mg/l	0.05
	Nickel	mg/l	2.0
	Sélénium	mg/l	0.02
	Vanadium	mg/l	1.0
Zinc	mg/l	10.0	

(*) : Pour type de sols à texture fine, neutre ou alcalin.

ANNEXE

SPECIFICATIONS DES EAUX USEES EPUREES
UTILISEES A DES FINS D'IRRIGATION

1. PARAMETRES MICROBIOLOGIQUES

GROUPES DE CULTURES	PARAMETRES MICROBIOLOGIQUES	
	Coliformes fécaux (CFU/100ml) (moyenne géométrique)	Nématodes intestinaux (œufs/1) (moyenne arithmétique)
Irrigation non restrictive. Culture de produits pouvant être consommés crus.	<100	Absence
Légumes qui ne sont consommés que cuits. Légumes destinés à la conserverie ou à la transformation non alimentaire.	<250	<0,1
Arbres fruitiers (1). Cultures et arbustes fourragers (2). Cultures céréalières. Cultures industrielles (3). Arbres forestiers. Plantes florales et ornementales (4).	Seuil recommandé <1000	<1
Cultures du groupe précédent (CFU/100ml) utilisant l'irrigation localisée (5) (6).	pas de norme recommandée	pas de norme recommandée

(1) L'irrigation doit s'arrêter deux semaines avant la cueillette. Aucun fruit tombé ne doit être ramassé sur le sol.

L'irrigation par aspersion est à éviter.

(2) Le pâturage direct est interdit et il est recommandé de cesser l'irrigation au moins une semaine avant la coupe.

(3) Pour les cultures industrielles et arbres forestiers, des paramètres plus permissifs peuvent être adoptés.

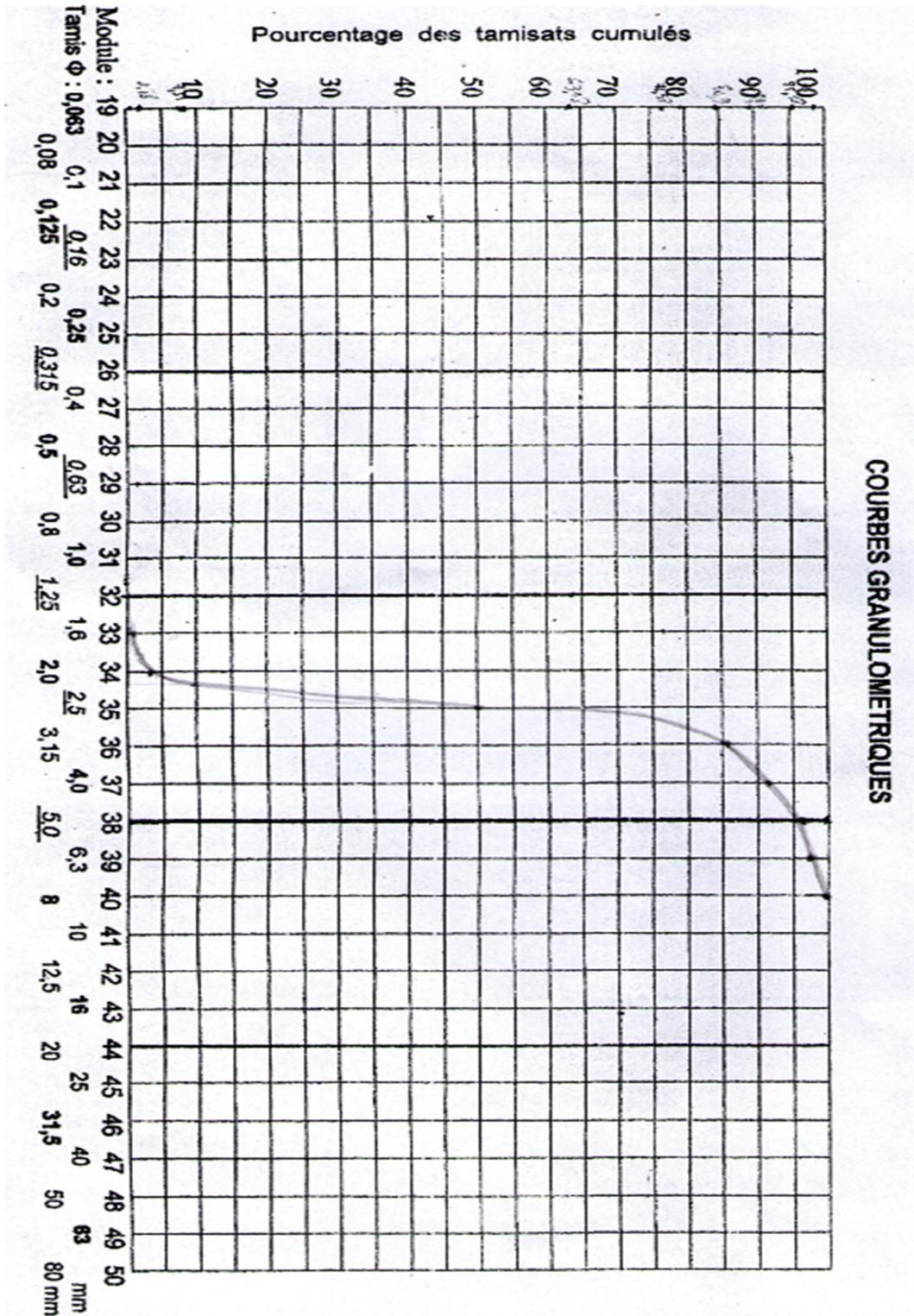
(4) Une directive plus stricte (<200 coliformes fécaux par 100 ml) est justifiée pour l'irrigation des parcs et des espaces verts avec lesquels le public peut avoir un contact direct, comme les pelouses d'hôtels.

(5) Exige une technique d'irrigation limitant le mouillage des fruits et légumes.

(6) A condition que les ouvriers agricoles et la population alentour maîtrisent la gestion de l'irrigation localisée et respectent les règles d'hygiène exigées. Aucune population alentour.

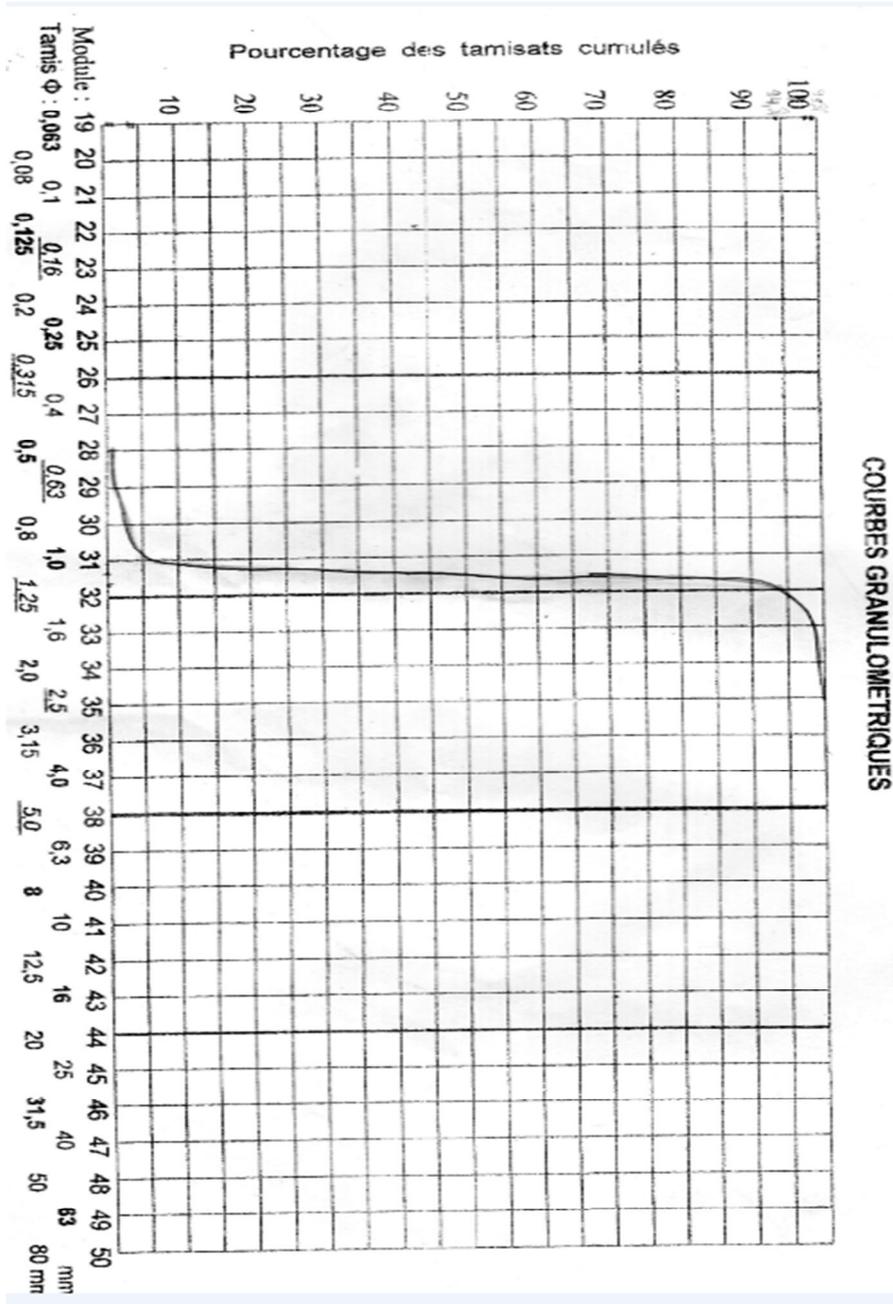
Annexe 3

Courbe granulométrique du 1er sable :



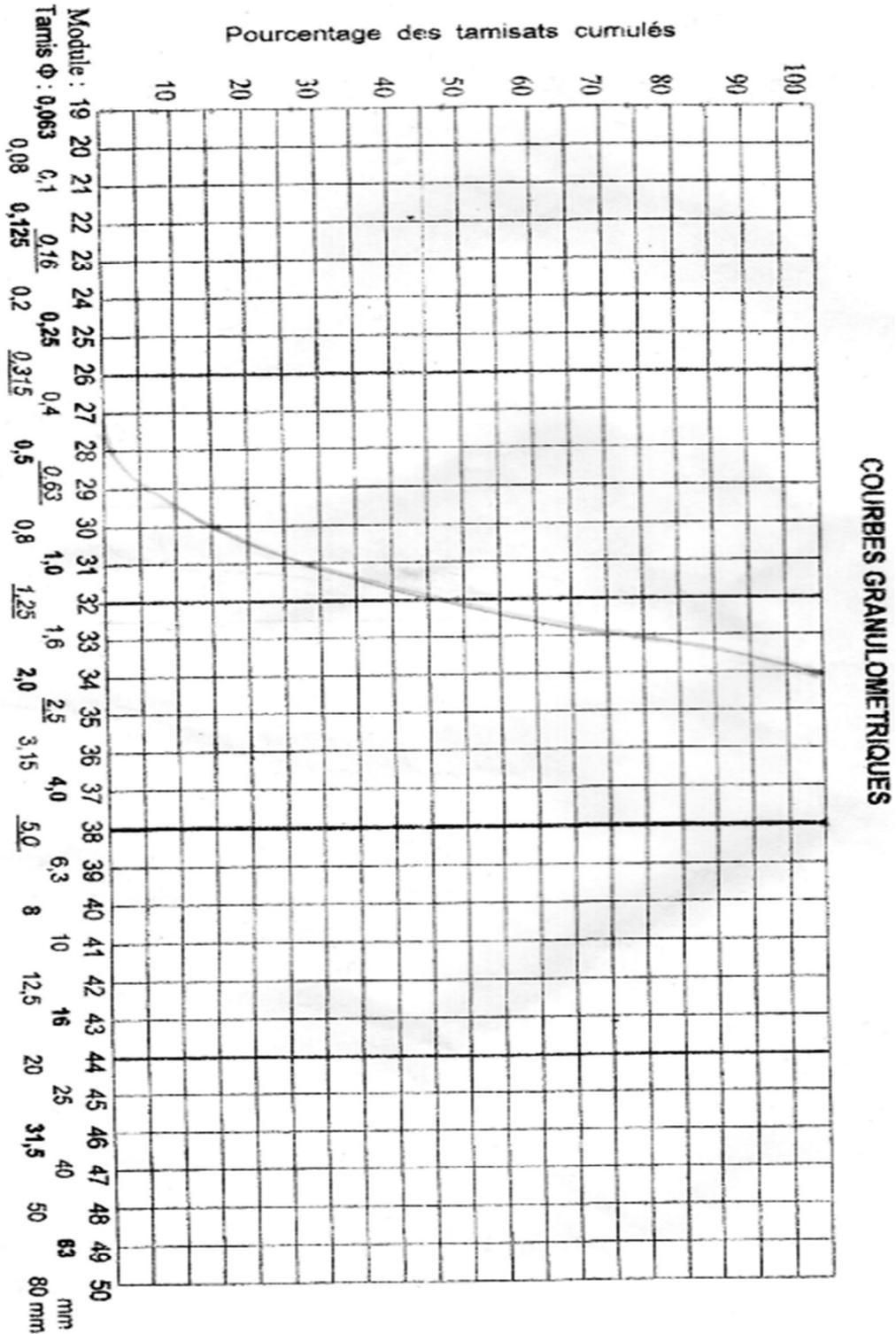
Annexe 4

Courbe granulométrique du 2^{ème} sable :



Annexe 5

Courbe granulométrique du 3^{ème} sable :



Annexe 6

Les tableaux des résultats physico-chimiques :

Influence de la vitesse de passage sur la filtration sur sable :

Tableau 1 : évolution des pertes de charges en fonction du temps pour $Q=50l/h$

	piéz.1	Piéz.2	Piéz.3	Piéz.4	Piéz.5	Piéz.6	Piéz.7	Piéz.8	Piéz.9	Piéz.10	Piéz.11	Piéz.12
0	0	0,5	1,5	2	2,5	3	3,25	3,5	3,75	4	5	7
5	0,5	0,75	2	2,5	2,75	3	3,5	4	4,5	4,75	6,25	8
10	0,75	1	2,25	2,75	3	3,5	3,75	4,25	5	5,25	6,5	8,5
15	1	1,25	2,5	3	3,25	4	4,25	4,5	5,25	5,5	6,75	9
20	1,25	1,5	2,75	3,25	3,5	4,25	4,5	5	5,5	6	7	9,5
25	1,5	1,75	3	3,5	4	4,5	5	5,25	5,75	6	7,5	9,75
30	1,5	2	3,25	3,75	4,52	4,75	5,25	5,5	6	6,25	7,75	10
40	1,75	2,5	3,5	4	4,5	5	5,5	5,75	6,25	6,5	8	10
50	2	3	4,5	5,25	5,75	6	6,25	6,5	6,75	7,25	8,5	10,5
60	2,25	3,5	4,75	5,5	5,75	6,25	6,5	6,75	7	7,5	8,75	10,75
75	3,5	4,75	6	6,25	6,5	7,25	7,5	7,75	8	8,5	9,75	11,75
90	4,5	5,75	7	7,25	7,75	8	8,25	8,75	9	9,5	10,5	12,5

Tableau 2 : évolution des pertes de charges en fonction du temps pour $Q=100 l/h$

	piézomètre											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
0 min	0	2,5	4,5	5	5,5	6	6,5	7	7,5	8	10,5	12,5
5 min	0,5	3	5	5,5	6,5	7	8	8,5	9	10	12	14,5
10 min	0,75	3,25	5,25	5,75	6,5	7,25	7,75	8,5	9	10	12	14,5
15 min	1	3,5	5,75	6,5	7	7,75	8,5	9	9,5	10,25	12,5	15,75
20 min	1,5	4	6	6,5	7,25	8	8,75	9,25	10	10,5	12,75	15,75
25 min	2	4,25	6,25	7	7,75	8,25	9	9,5	10,25	10,75	13	15,75
30 min	2,5	4,5	6,5	7,25	8	8,5	9,25	10	10,5	11	13,25	15,75
40 min	3,5	6	8	8,5	9,25	10	10,5	11	11,75	12,25	14,5	17
50 min	4,5	7	9	9,5	10,25	11	11,5	12	12,75	13,25	15,5	17,5
60 min	6,25	8,75	11	11,75	12,25	13	13,75	14,5	15	15,5	18	20,5
75 min	9,25	12,5	15	15,75	16,5	17,25	18	18,75	19,25	20	22,5	25,25
90 min	11,75	15,25	17,5	18,5	19,25	20	20,75	21,5	22	22,75	25	28

Tableau 3 : évolution des pertes de charges en fonction du temps pour $Q=150$ l/h

	Piéz.1	Piéz.2	Piéz.3	Piéz.4	Piéz.5	Piéz.6	Piéz.7	Piéz.8	Piéz.9	Piéz.10	Piéz.11	Piéz.12
0 min	0	5	8,5	10,25	11,75	13	15	16,5	18	19,5	26	29
5 min	1,5	5,5	8,75	10,25	11,75	13,5	15	16,5	18	19,5	26	29
10 min	1,75	6	9,5	11	12,5	14	15,75	17,25	19	20,5	27	
15 min	3	7,25	10,75	12,5	14	15,5	17	18,5	20	21,25	29	
20 min	3,25	8	11,25	13	14,5	16	17,5	19	20,5	22,25		
25 min	4,5	9	12	13,75	14,5	16,5	18	19	20,75	22		
30 min	5	9,5	13	14,5	15,5	17	18,5	20	21,5	23		
40 min	6,25	11,25	14,5	16	17	18,75	20	21,25	23	24,25		
50 min	9	15	19	21	22,5	24	25,5	28,5	29			
60 min	11,5	18,25	22	24	25,5	27	28,5					
75 min	15,5	23,25	27,25	29								
90 min	17,5	28	29									

Tableau 4 : variation de MES en fonction du temps pour les trois débits

Temps (min)	0	5	10	15	20	25	30	40	50	60	75	90
$Q_1= 50$ l/h	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
$Q_2= 100$ l/h	4	1	1	1	1	1	0	0	0	1	1	1
$Q_3= 150$ l/h	5	2	1	1	0	1	1	2	1	0	0	0

Tableau 5 : variation de la turbidité en fonction du temps pour les trois débits

Temps (min)	0	5	10	15	20	25	30	40	50	60	75	90
$Q_1= 50$ l/h	3,95	0,631	0,618	0,545	0,512	0,548	0,526	0,606	0,503	0,486	0,493	0,517
$Q_2= 100$ l/h	3,15	0,576	0,454	0,518	0,626	0,538	0,521	0,53	0,476	0,508	0,474	0,614
$Q_3= 150$ l/h	3,22	0,824	0,691	0,721	0,665	0,634	0,602	0,595	0,654	0,557	0,534	0,635

Tableau 6 : variations du pH en fonction du temps pour les trois débits

Temps (min)	0	5	10	15	20	25	30	40	50	60	75	90
$Q_1= 50$l/h	8,07	7,93	8,04	8,08	8,07	8,07	8,04	8,14	8,16	8,16	8,17	8,18
$Q_2= 100$ l/h	8,1	8,16	8,13	8,17	8,18	8,14	8,17	8,18	8,17	8,24	8,22	8,23
$Q_3= 150$ l/h	8,13	8,19	8,2	8,24	8,2	8,23	8,19	8,23	8,25	8,27	8,33	8,7

Tableau 7 : variations de la température en fonction du temps pour les trois débits

Temps (min)	0	5	10	15	20	25	30	40	50	60	75	90
50	25,4	25	25	25,1	25,1	25,2	25,1	25,3	25,2	25,2	25,4	25,4
100	25,1	25,1	25,1	25,3	25,2	25,2	25,3	25,2	25,3	25,3	25,4	25,4
150	25,2	25,2	25,1	25,2	25,1	25,2	25,3	25,4	25,5	25,3	25,3	25,3

Tableau 8 : variations de la conductivité en fonction du temps pour les trois débits

Temps (min)	0	5	10	15	20	25	30	40	50	60	75	90
Q ₁ = 50 l/h	999	971	989	993	986	980	983	990	989	982	986	985
Q ₂ = 100 l/h	992	986	931	985	990	991	989	989	994	976	982	983
Q ₃ = 150 l/h	982	989	969	986	985	972	983	968	957	972	989	972

Influence de la pression sur la filtration sur sable:

Tableau 9 : variations des MES en fonction du temps pour les différentes pressions

Temps (min)	0	5	10	15	20	25	30	40	50	60	75	90
0	4	1	1	1	1	1	0	0	0	1	1	1
0,5	3	0	2	0	1	1	0	1	1	0	1	1
0,75	2	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0
1	5	1	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0
1,25	4	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tableau 10 : variation de la turbidité en fonction du temps pour les différentes pressions

	0	5	10	15	20	25	30	40	50	60	75	90
0 bar	3,15	0,576	0,454	0,518	0,626	0,538	0,521	0,53	0,476	0,508	0,474	0,614
0,5 bar	4,06	0,719	0,696	0,583	0,593	0,562	0,558	0,552	0,543	0,524	0,497	0,486
0,75 bar	1,64	0,654	0,673	0,651	0,569	0,427	0,566	0,509	0,545	0,537	0,543	0,43
1bar	4,2	0,567	0,508	0,529	0,482	0,443	0,439	0,432	0,425	0,421	0,572	0,405
1,25 bar	5,13	0,972	0,692	0,678	0,67	0,671	0,668	0,603	0,574	0,535	0,491	0,441

Tableau 11 : variation du pH en fonction du temps pour les différentes pressions

Temps	0	5	10	15	20	25	30	40	50	60	75	90
0	8,1	8,16	8,13	8,17	8,18	8,14	8,17	8,18	8,17	8,24	8,22	8,23
0,5	8,14	8,11	8,17	8,18	8,2	8,19	8,19	8,24	8,24	8,22	8,2	8,24
0,75	7,43	7,5	7,51	7,46	7,46	7,47	7,5	7,52	7,55	7,58	7,59	7,67
1	8,08	8,11	8,1	8,1	8,14	8,13	8,17	8,18	8,15	8,16	8,14	8,16
1,25	8,01	8,07	8,11	8,12	8,11	8,12	8,11	8,09	8,08	8,12	8,14	8,17

Tableau 12: variation de la température en fonction du temps pour les différentes pressions

Temps (min)	0	5	10	15	20	25	30	40	50	60	75	90
P=0bar	25,1	25,1	25,1	25,3	25,2	25,2	25,3	25,2	25,3	25,3	25,4	25,4
P=0,5bar	25,3	25,2	25,3	25,4	25,4	25,4	25,4	25,5	25,4	25,4	25,2	25,3
P=0,75 bar	26,4	26,3	25,9	26,2	26	26,1	26,1	26,1	26,2	26,3	26,4	26,4
P=1bar	25,3	25,3	25,3	25,3	25,3	25,2	25,4	25,4	25,4	25,3	25,2	25,2
P=1,25 bar	25,4	25,4	25	25,3	25,4	25,1	25,3	25,3	25,4	25,4	25,1	25,3

Tableau 13 : variation de la conductivité en fonction du temps pour les différentes pressions

Temps (min)	0	5	10	15	20	25	30	40	50	60	75	90
0 bar	992	986	931	985	990	991	989	989	994	976	982	983
0,5 bar	998	986	990	986	987	990	990	985	990	991	994	977
0,75 bar	1050	1010	1023	1015	1032	1015	998	1015	1004	1004	996	1004
1 bar	971	991	982	990	989	991	996	994	996	997	989	982
1,25 bar	972	1000	994	991	989	997	1002	1002	999	998	996	1002