

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
وزارة التعليم العالي و البحث العلمي
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
جامعة أبي بكر بلقايد - تلمسان
Université Aboubakr Belkaïd- Tlemcen –
Faculté de TECHNOLOGIE



MEMOIRE

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

En : Hydraulique

Spécialité : Hydraulique Urbaine

Par :

MEMMOU Boumediene

Sujet

Traitement des eaux usées de l'industrie textile et essai de modélisation de certains résultats d'adsorption de colorants

Soutenu le **Septembre 2021**, devant le jury composé de :

Mme LALLAM Faiza	Maître de conférences B	Univ. Tlemcen	Présidente
Mr CHIBOUB FELLAH Abdelghani	Professeur	Univ. Tlemcen	Examineur
Mr BOUMEDIENE Maamar	Maître de conférences A	Univ. Tlemcen	Encadreur
Mr REKRAK Anwar Zakarya	Docteur	Univ. Tlemcen	Co-encadreur

Année Universitaire : 2020 – 2021

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier le bon Dieu le tout puissant de m'avoir aidé à réaliser ce discret travail, d'avoir éclairé notre route et de nous avoir guidé dans le meilleur et le bon chemin.

*Je voudrais tout d'abord adresser toute ma gratitude à mes encadrateurs de ce mémoire **Mr. BOUMEDIENE Maamar** et **Mr. REKRAK Anwar Zakarya** pour leur encadrement, leur soutien et leurs recommandations. Qu'ils trouvent ici le témoignage de mon respect et de mes reconnaissances.*

*Je désire remercier les membres du jury **Mme LALLAM Faïza** et **Mr. CHIBOUB FELLAH Abdelghani** d'avoir acceptés d'évaluer ce travail.*

*Je désire aussi remercier toute l'équipe du laboratoire d'hydrauliques de la faculté de technologie, **Abou-Bekr-Belkaïd**, qui m'ont facilité la tâche et m'ont fourni tous les outils pour réaliser ce travail.*

Nos vifs remerciements à tous les enseignants du département d'hydraulique qui ont contribué à notre formation.

Enfin, nous tenons à remercier tous ceux qui, de près ou de loin, ont contribué à la réalisation de ce travail.

Dédicace

Je dédie ce travail

A l'être la plus chère de ma vie, ma mère

A celui qui fait de moi un homme, mon père

A ma chère sœur et mes frères

A ma chère grand-mère

A toute ma famille

*A mes camarades de la promotion hydrauliques urbaines 2020/2021**

Et a tous mes amis et à tous ceux qui me connaissent



Résumé : l'industrie textile est responsable de plus de 20% de pollution d'eau dans le monde à cause d'utilisation des colorants pour leurs stabilité et la variation des couleurs. Ces colorants provoquent la pollution d'environnement, une fois rejetées dans la nature sans traitement. Donc une station d'épuration à la sortie d'usine est nécessaire.

Le but de ce travail est d'appliquer le traitement physicochimique sur les effluents rejetés di SOITEX Tlemcen, pour les rendre réutilisables, en variant le PH et la concentration des colorants initiale, parce qu'elles ont une turbidité et une DCO très élevés. Aussi, au cours de cette étude, on va essayer le processus d'adsorption des colorants par le charbon actif, en variant le PH et concentration initiale pour essayer à avoir le bon rendement. Finalement, quelques essais de modélisation des résultats sont appliqués sur plusieurs modèles tels que modèles Lagergren, Blanchard, Boyd...

Abstract: The textile industry is responsible for over 20% of water pollution worldwide due to the use of dyes for their stability and color variation. These dyes cause environmental pollution when released into nature without treatment. So, a wastewater treatment plant at the factory outlet is necessary.

The aim of this work is to apply the physicochemical treatment to the effluents discharged from SOITEX Tlemcen, to make them reusable, vary the pH and the concentration of the initial dyes, because they have a very high turbidity and COD. Also, during this study, we will try the process of adsorption of dyes by activated carbon, vary the pH and initial concentration to try to have the right yield. Finally, some modeling tests of the results are applied to several models such as Lagergren, Blanchard Boyd, etc.

ملخص: صناعة النسيج مسؤولة عن أكثر من 20% من تلوث المياه في جميع أنحاء العالم بسبب استخدام الأصباغ لثباتها وتغير لونها. تسبب هذه الأصباغ تلوثًا بيئيًا عند إطلاقها في الطبيعة دون معالجة. لذلك من الضروري إنشاء محطة معالجة مياه الصرف الصحي في منفذ المصنع.

الهدف من هذا العمل هو تطبيق المعالجة الفيزيائية والكيميائية على النفايات السائلة التي يتم تصريفها من مجمع الأنسجة بتلمسان، لجعلها قابلة لإعادة الاستخدام، بتغيير درجة الحموضة وتركيز الأصباغ الأولية، لأن لديهم تعكرًا عاليًا للغاية ونسبة عالية للطلب الكيميائي على الأكسجين. أيضًا، خلال هذه الدراسة، سنحاول استعمال عملية امتزاز الأصباغ بواسطة الكربون المنشط، وتغيير عدة عوامل من أجل الحصول على مياه أقل تلوثًا. أخيرًا، تم تطبيق بعض اختبارات النمذجة للنتائج على العديد من النماذج مثل نماذج Lagergren , Blanchard, Boyd ... الخ

Liste des tableaux :

Tableau I.1 : Normes de rejets internationales des rejets)	6
Tableau I.1 : Normes de rejet des effluents industriels dans le milieu récepteur (Valeurs limites maximales)	7
Tableau II.1 : Principaux groupes chromophores et auxochromes, classés par intensité croissante.	9
Tableau IV.1 : Facteur de conversation de la DBO5 en fonction de volume de prise	29
Tableau V.1 : Caractéristiques d'un prélèvement d'eau usée brute de la SOITEX de Tlemcen.....	34
Tableau V.2 : l'influence de la variation de dilution des échantillons initiale sur le rendement.....	39
Tableau V.3 : l'influence de la variation de PH des échantillons initiale sur le rendement du traitement	40
Tableau V.4 : la quantité du colorant absorbée par le charbon actif injecté	42
Tableau V.5 : l'influence de PH sur la quantité absorbée	41
Tableau V.6 : Influence de la DCO initial de l'échantillon sur son l'adsorption de la DCO par le charbon actif	44
Tableau V.7 : Valeurs des coefficients de régression du modèle de Lagergren pour les différentes doses de charbon testés	46
Tableau V.8 : Valeurs des coefficients de régression du modèle du pseudo second ordre pour différentes masses du charbon utilisées	47

Listes des figures :

Figure II.1 : Structure du Naphtalène et du Jaune Maritus	9
Figure II.2 : colorant azoïque	10
Figure II.3 : colorant anthraquinonique	10
Figure II.4 : colorant indigoïde	10
Figure II.5 : colorant xanthène.....	11
Figure II.6 : colorant phtalocyanine	11
Figure II.7 : colorant de type cuve.....	12
Figure II.8 : colorant à mordants	13
Figure II.9 : colorant azoïque soluble	13
Figure II.10 : Conséquences de la bioaccumulation après déversement de substances toxiques (insecticides) dans un cours d'eau.....	15
Figure III.1 : Représentation schématique de la chaîne de traitement des eaux usées	18
Figure III.2 : processus des boues activées	21
Figure III.3 : le principe d'un lagunage aéré.....	22
Figure IV.1 : Jar-test type flocculateur 11197	24
Figure IV.2 : Photo du PH-mètre utilisé	25
Figure IV.3 : Un digesteur 10401 (réacteur pour chauffage)	26
Figure IV.4 : un spectrophotomètre type Jouan VP 10 12	26
Figure IV.5 : l'incubateur bactériologie IN55-Memmert.....	28
Figure IV.6 : DBO mètre avec OxiTop dans l'incubateur bactériologie	29
Figure IV.7 : turbidimètre HACH 2100N	31
Figure V.1 : l'influence de la dose du sulfate d'alumine sur la DCO.....	35
Figure V.2 : l'influence de la dose du sulfate d'alumine sur la turbidité.....	35
Figure V.3 : l'influence de la dose de bentonite sur la turbidité	36
Figure V.4 : l'influence de la dose de la bentonite injecté sur la DCO	37
Figure V.5 : l'influence de la dose du polymère sur la turbidité	38
Figure V.6 : l'influence de la dose du polymère sur la DCO.....	38
Figure V.7 : représente l'influence de la dilution d'échantillon initiale sur le rendement et la turbidité.....	39
Figure V.8 : influence du PH initiale sur le rendement final du traitement.....	40
Figure V.9 : un graphe qui représente la quantité du colorant absorbé par le charbon en fonction du temps.....	41
Figure V.10 : l'influence du PH sur l'adsorption avec 3g/l du charbon actif	43
Figure V.11 : l'influence de la dilution sur la quantité absorbée	44
Figure V.12 : Modélisation des résultats d'adsorption de la DCO par le charbon actif pour différentes doses de charbon (modèle de premier ordre de Lagergren)	46
Figure V.13 : Modélisation des résultats d'adsorption de la DCO par le charbon actif pour différentes doses de charbon (modèle du pseudo second ordre)	47
Figure V.14 : Modélisation des résultats d'adsorption de la DCO par le charbon actif pour différentes doses de charbon (Modèle de Boyd, Courbe $B_t = f(T)$)	48

Notations et abréviations

DCO : Demande chimique en oxygène (mg/l)

MES : Matières en suspension (mg/l)

DBO₅ : Demande biochimique en oxygène pendant 5 jours (mg/l)

PH : Potentiel d'Hydrogène

T : Température (°C)

SO₄⁻ : l'acide sulfurique

SPD : Sous-produits de chloration

Q_{max} : Quantité maximale adsorbée (mg/g)

Q_t : Quantité absorbée au temps t (mg/g)

C₀ : Concentration initiale (mg/L)

C_e : Concentration résiduelle à l'équilibre (mg/L)

K_L : Constante de Langmuir

R_I : Facteur de séparation adimensionnel

K_f, n : Constantes de Freundlich liées à l'adsorption et à l'affinité respectivement.

F : Fraction du soluté adsorbé à l'instant t

K₁ : Constante de la vitesse d'adsorption de pseudo premier ordre.

K₂ : Constante de vitesse de sorption de pseudo second ordre.

Table des matières

Listes des figures	
Listes des tableaux	
Notation et abréviation	
Introduction général	1

Chapitre I : Généralités sur les eaux usées industrielles

1. Définition	3
2. Différents types de polluants des eaux usées industrielles	4
2.1. Les polluants physiques	4
2.2. Les polluants chimiques	4
2.3. Les polluants microbiologiques	5
3. Origine de la pollution des eaux usées industrielles	5
3.1. Eaux de circuit de refroidissement	5
3.2. Eaux de lavage des sols et machines	5
3.3. Eaux de lavage des sols et machines	6
4. Normes des rejets	6
4.1. Normes de l'OMS	6
4.2. Les normes algériennes	6
5. Conclusion	7

Chapitre II : Les eaux usées de l'industrie textile

6. Généralité sur l'industrie textile	8
6.1. Historique	8
7. Compositions des eaux usées de l'industrie textile	8
8. Les colorants textiles	8
8.1. Généralités	8
8.2. Classification des colorants.....	10
8.2.1. Classification chimique.....	10
8.2.2. Classification tinctoriale	12
9. Impact des rejets de l'industrie textile sur l'environnement	14
9.1. Les dangers à court terme	14
9.2. Les dangers à long terme	15

Chapitre III : Traitement des eaux usées de l'industrie textile

1. Introduction	17
2. Pollution des eaux résiduaires des usines de textiles	17
3. Procédés de traitement des eaux usées de l'industrie textile	18
3.1. Le prétraitement	19
3.2. Le traitement physicochimique.....	19
3.2.1. Coagulation- floculation-décantation	19
3.2.2. L'adsorption sur charbon actif	20
3.2.3. L'oxydation par l'ozone	20
3.2.4. L'oxydation catalytique	21

3.3. Le traitement biologique	21
3.3.1. Traitement par boues activées à faible charge	21
3.3.2. Traitement par lagunage aéré	22

Chapitre IV : Matériels et méthodes

1. Introduction	23
2. Matériels et méthodes	23
2.1. Prélèvement et échantillonnage	23
2.2. Protocole de coagulation-floculation-décantation	23
2.3. PH	24
2.4. La température	25
2.5. La demande chimique en oxygène (DCO)	25
2.6. La demande biochimique en oxygène pendant 5 jours	28
2.7. Détermination des matières en suspension	30
2.8. La turbidité	31
3. Protocole d'adsorption avec charbon actif	32
4. Variation du PH.....	32

Chapitre V : Résultats et interprétations

1. Introduction	34
2. Essai de traitement par coagulation – floculation -décantation.....	34
2.1. Optimisation des paramètres optimales pour la coagulation et floculation	34
a) Optimisation de la dose de coagulant	34
b) Optimisation de la dose de floculant	36
c) Influence de la nature de floculant	37
d) Optimisation de la concentration initiale de la DCO.....	39
e) Optimisation du PH efficace pour le traitement	40
3. Essais de traitement par adsorption sur charbon actif	41
3.1. Influence de la dose de charbon actif	41
3.2. Influence de PH	42
3.3. Influence de la dilution de l'échantillon initial	43
4. Essais de modélisation des résultats d'adsorption.....	44
5. Conclusion	48
Conclusion générale	50
Bibliographie	
Annexe	

*Introduction
Générale*

Introduction générale

L'eau est l'élément essentiel de la vie des êtres vivants, tels que les êtres humains, les animaux, les plantes et les microorganismes. Elle a aussi plusieurs utilisations diverses : l'irrigation, l'industrielle, domestique et pour la production d'énergie aussi.

La pollution des eaux est le problème d'actualité, à cause de la contamination de l'eau douce par des polluants des rejets non traités des usines tel que : les huiles, les détergent, les colorants, etc....

Selon la banque mondiale d'eau, l'industrie textile est responsable de plus de 20% de pollution de l'eau dans le monde, à cause d'augmentation d'agglomération et pour satisfaire les besoins des êtres humaines. Ces usines génèrent des effluents très pollués constitués par des matières organiques, des matières en suspension, des produits toxiques, des concentrations de DCO et de DBO élevées, et aussi des colorants et des substances chimiques non dégradables. Ces eaux sont parfois rejetées dans les rivières, les lacs, les mers et causent une dégradation de l'écosystème.

Plusieurs types de traitement sont disponibles pour traiter les rejets des usines de textiles. On peut citer la coagulation-floculation- décantation, l'adsorption, l'électrolyse, les échanges d'ions, le traitement biologique, etc... Le choix du type de traitement se fait selon la qualité du textile, les composés du rejet, les concentrations du DBO et de la DCO dans les rejets et le cout du traitement.

La coagulation-floculation-décantation est le procédé le plus utilisé à cause de sa simplicité et son coût d'application qui demeure acceptable. En Algérie, on utilise dans ce procédé la bentonite de forage pour la floculation, produit local et pas chère.

Ainsi, l'adsorption est connue comme un processus pour adsorber les substances chimiques tels que les colorants et la DCO. Le charbon actif est généralement l'adsorbant le plus utilisé à cause de sa porosité élevée mais les résultats trouvés sur son efficacité à éliminer la DCO restent à ces jours insuffisants. Cette étude présentée dans ce mémoire s'intéresse au traitement des eaux usées de l'industrie textile et essai de modélisation de certains résultats d'adsorption de colorants. Le travail expérimental a été réalisé sur les rejets liquides bruts de l'usine textile SOITEX de Tlemcen pris comme étude de cas.

Afin de réaliser notre travail, nous avons structuré notre mémoire en six (06) chapitres:

- Dans le premier chapitre, nous avons donné des généralités sur les eaux usées industrielles (Définition, les différents types des polluants, l'origine de la pollution, les normes de rejet, etc..).
- Au deuxième chapitre, nous avons présenté des notions sur les eaux usées de l'industrie textile (historique ; composition ; les colorants textiles ; leurs classifications, leurs impacts sur l'environnement)
- Au troisième chapitre, nous avons parlé des procédés de traitement des eaux usées de l'industrie textile (le prétraitement, les traitements physico-chimiques dont la coagulation floculation décantation et l'adsorption, le traitement biologique par boues activées et par lagunage.
- Le chapitre quatre a été réservé à la présentation du matériel et les différentes méthodes analytiques utilisées dans les analyses de l'eau.
- Le cinquième chapitre donne les résultats obtenus lors de cette étude ainsi que leurs interprétations.

Au terme de notre mémoire une conclusion générale est donnée.

Chapitre I

Généralités sur les eaux usées industrielles

Chapitre I

Généralités sur les eaux usées industrielles

1. Définition

Les eaux usées industrielles sont des rejets à la sortie des locaux industriels qui utilisent l'eau dans leurs propres industries ou pour assurer le bon fonctionnement de leurs machines sous formes des effluents.

Il existe de nombreux types d'eaux usées industrielles. Certaines de ces eaux sont toxiques pour les animaux et les plantes aquatiques ou les humains. Il faut distinguer les eaux déchets et déchets liquides dans certaines industries. Les eaux usées font référence aux eaux qui ont été utilisées dans les circuits de réfrigération, utilisées pour nettoyer ou nettoyer les appareils, machines, équipements, matières premières ou produits d'usine, ou utilisées pour retenir la poussière et la fumée ; elles peuvent contenir des produits chimiques utilisés dans le processus de fabrication. Les liquides résiduaux sont des liquides résultant des fabrications ; c'est le cas des solutions de produits chimiques, des solutions de sous-produit, des liquides acides provenant de la vidange des cuves de décapage des métaux etc. Dans certaines usines on a encore tendance à mélanger les liquides résiduaux avec les eaux résiduaux. Il sort alors de ces usines des liquides très chargés et difficiles à épurer dans des conditions économiquement valables [1].

Les eaux résiduaux d'origine industrielle ont généralement une composition plus spécifique et directement liée au type d'industrie considérée. Indépendamment de la charge de la pollution organique ou minérale, de leur caractère putrescible ou non, elles peuvent présenter des caractéristiques de toxicité propres liées aux produits chimiques transportés [2].

On peut catégoriser les établissements industriels sur la base des secteurs d'activité industrielle de la classification SIC (Standard Industriel Classification) en les répartissant en neuf secteurs qui sont :

- Les fabriques de pâtes et papiers.
- Les raffineries de pétrole.
- Les industries de la métallurgie primaire.
- Les industries de chimie (organique et inorganique à l'exception des raffineries de pétrole).
- Les industries de transformation du métal (métallurgie secondaire, machinerie, équipements électroniques, matériel de transport, instrument de mesure...etc.).

- Les industries agro-alimentaires.
- Les industries de textile et du vêtement.
- Les industries de transformation du bois (scieries, fabrication de meubles, ...etc.)
- Les industries diverses non classées dans les secteurs précédents par exemple (Transformation de la pierre, de l'argile, de l'imprimerie... etc.) [3].

2. Différents types de polluants des eaux usées industrielles

On peut distinguer trois types :

2.1. Les polluants physiques :

Généralement ce type de pollution d'eau est causé par les éléments solides qui sont d'origine industrielle. Selon la nature et les tailles de ces éléments solides, on peut avoir trois types de la pollution physique [4].

a) Les éléments grossiers :

Ils ont des grandes tailles qui peuvent causer un mauvais fonctionnement de la station d'épuration au l'exutoire, et on peut les éliminer par des simples grilles. Généralement, ces polluants sont rejetés par des grandes industries telles que les textiles, le marbre... [5].

b) Les sables :

Les sables sont des particules à petit diamètres qui permet leurs l'élimination par simple décantation. Ils sont d'origine de la silice ou des composants minéraux équivalents [5].

c) Les matières en suspension :

Les eaux usées sont constituées aussi des particules solides insolubles visibles à l'œil nu en suspension. On peut les classées selon leurs dimensions, leur nature ou selon leur type de décantation [5].

2.2. Les polluants chimiques

Plusieurs rejets d'origine industrielles chimiques provoquent la pollution chimique d'eau, On peut les diviser en deux catégories selon leurs natures chimiques :

a) Polluant organique :

Ils sont constitués de matières biodégradables qui peuvent augmenter la consommation d'oxygène dissous dans l'eau. Elles sont fournies par les industries alimentaires, tels que :

- Les hydrocarbures utilisés dans l'industrie avec une faible densité qui empêche l'oxygénation à la surface en forment des filtrats ;
- Les détergents qui peuvent engendrer des problèmes de décantation ou d'aération au niveau du station de traitement.

b) Polluant minéral :

Puisque l'eau est considérée comme un bon solvant, plusieurs minéraux et produits chimiques seront dissolus et forme des solutions à base d'eau. La dissolution de ces produits est causée par plusieurs phénomènes comme :

- Le pH : généralement l'eau potable à un PH neutre de 7, donc une grande variation du pH neutre (7) implique une pollution ;
- La température : si une augmentation de la température d'eau est nécessaire pour l'industrie, donc il est obligatoire de refroidir l'eau avant l'exutoire pour éviter la pollution (moins de 30°C) ;
- Les sels : la dissolution des sels dans l'eau peut avoir un effet sur l'environnement selon le type du sel et ses caractéristiques ; changer la saveur d'eau, et forment des dépôts de sel. Aussi ils peuvent causer le métabolisme des bactéries (SO_4^-) [5].

2.3. Les polluants microbiologiques :

Ces polluants ne sont pas visibles à l'œil, et ils sont de type microorganismes pathogènes tels que les virus, bactéries, parasites, etc.... La présence de ces polluants dans les eaux usées limite l'usage de cette eau après l'exutoire [6].

3. Origine de la pollution des eaux usées industrielles

Les eaux résiduaires d'origine industrielle sont liées directement aux natures du l'industrie, car la grande partie d'eau est rejetée à l'exutoire. Selon l'utilisation de ces eaux on peut les classées en trois types :

3.1. Eaux du circuit de refroidissement :

Elles sont les moins polluées, parce que cette eau a un contact juste avec les tubes et les refroidisseurs, ce qui peut signifier la dissolution des minéraux de corrosion dans l'eau. On peut traiter cette eau facilement parce qu'elle est moins chargée et n'a aucun contact avec des produits chimiques [6].

3.2. Eaux de lavage des sols et machines :

Cette eau a une pollution importante et elle contient plusieurs produits comme les hydrocarbures, les détergents, huile de machine. Ces eaux sont très difficile pour les traiter, à cause de ses ces constituants, ce qui nécessite beaucoup d'opération et cout élevé pour les traiter [6].

3.3. Eaux de fabrication :

Les eaux de fabrication contiennent beaucoup de produits chimiques selon le domaine d'industrie, comme les colorants, les particules solides.... [6].

4. Normes de rejet

4.1 Normes de L'OMS

L'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) propose des normes sanitaires depuis des décennies et elle les modifie pour les rendre plus sévères et diminuer les risques sanitaires. Ces normes sont destinées à une utilisation internationale, et sont adaptées aux pays en voie de développement.

Tableau I.1 : Normes de rejets internationales des rejets [7].

Caractéristiques	Normes utilisées (OMS)
pH	6,5 - 8,5
DBO ₅	< 30 mg/l
DCO	< 90 mg/l
MES	< 20 mg/l
NH ₄ ⁺	< 0,5 mg/l
NO ₂ ⁻	1 mg/l
NO ₃	< 1 mg/l
P ₂ O ₅ ⁻	< 2 mg/l
Température	< 30°C
Couleur	Incolore
Odeur	Inodore

4.2 Les normes Algériennes

L'Algérie, soucieuse de préserver la santé publique et l'environnement a instauré des normes relatives aux rejets des eaux usées. Le décret exécutif paru dans le journal officiel N°46 du juillet 1993 réglementant les rejets d'effluents liquides industriels. Les normes de rejets sont présentées dans le tableau I.2 ci-après.

Tableau I.2: Normes de rejet des effluents industriels dans le milieu récepteur (valeurs limites maximales) [8]

Paramètres	Unités	Valeurs maximales
Temperature	°C	30
pH	/	5.5 à 8.5
MES		30
DBO ₅	mg/L	40
DCO	mg/L	120
Azote Kjeldahl	mg/L	40
Phosphates	mg/L	2
Cyanures	mg/L	0.1
Aluminium	mg/L	5
Cadmium	mg/L	0.2
Chrome ³⁺	mg/L	3
Chrome ⁶⁺	mg/L	0.1
Fer	mg/L	5
Manganese	mg/L	1
Mercure	mg/L	0.01
Nickel	mg/L	5
Plomb	mg/L	1
Cuivre	mg/L	3
Zinc	mg/L	5
Huiles et graisses	mg/L	20
Phénols	mg/L	0.5
Solvants organiques	mg/L	20
Chlore actif	mg/L	1
Detergents	mg/L	2

5. Conclusion

Les eaux usées sont des milieux extrêmement complexes, altérées par les activités domestiques, industrielles, artisanales, agricoles ou autres. Elles sont considérées comme polluées et doivent être traitées selon les normes avant leur rejet dans les milieux naturels.

Chapitre II

Les eaux usées de l'industrie textile

Chapitre II

Les eaux usées de l'industrie textile

1. Généralités sur l'industrie du textile

Un textile c'est une matière souple constituée des fibres naturelles ou artificielles. Le terme textile était à l'origine appliqué au tissage de tissus avec des fibres, mais il couvre aujourd'hui une gamme d'autres procédés tels que le tricotage, et le feutrage...etc. Le terme s'étend même à l'utilisation de fibres naturelles ou synthétiques pour fabriquer des fils ou des non-tissés, ainsi que le finissage et la teinture des tissus [9].

1.1. Historique

L'homme dans la période préhistorique utilise beaucoup des produits naturels pour la fabrication des fibres tels que les poils des animaux, les plantes et les plumes d'oiseaux. Après les chinois attribue la fabrication des fils de soie en l'an 2640 avant J-C. Aujourd'hui, les grandes usines des textiles utilisent des grandes machines à pédales ou des machines automatiques qui limitent le nombre des ouvriers et facilitent les tâches. En utilisant les fibres synthétiques à partir de 1938 en nylon, l'industrie textile a connu une nette amélioration de sa qualité [10].

2. Composition des eaux usées de l'industrie textile

Les rejets liquides industriels sont constitués généralement par des colorants de synthèse. Ces colorants peuvent être solubles dans l'eau ou insolubles. Aussi ces eaux usées contiennent des matières organiques dues aux réactions chimiques, ou au refroidissement des matériels.... Ces rejets peuvent être toxiques, parce qu'elles contiennent des matières synthétiques qui sont biodégradables et des matières solides qui peuvent génèrent un problème de santé ou de pollution à l'environnement notamment des effets nocifs pour la faune et la flore ...

3. Les colorants textiles

3.1. Généralités

Un colorant est défini comme étant un produit capable de teindre une substance d'une manière durable. Il possède des groupements qui lui confèrent la couleur appelés chromophores et des groupements qui permettent sa fixation auxochromes [11]. Le tableau II.1 donne les principaux groupes chromophores et auxochromes, classés par intensité croissante.

Tableau II.1 : Principaux groupes chromophores et auxochromes, classés par intensité croissante [12]

Groupe chromophore	Groupe auxochromes
Azo (-N=N-)	Amino (-NH ₂)
Nitroso (-NO ou -N-OH)	Méthylamino (-NHCH ₃)
Carbonyl (=C=O)	Déméthylamino (-N(CH ₃) ₂)
Vinyl (-C=C-)	Hydroxyl (-HO)
Nitro (-NO ₂ ou =NO-OH)	Alkoxy (-OR)
Sulfure (>C=S)	Groupe donneurs d'électrons

Les colorants doivent pénétrer dans la matière à colorer et s'y fixer durablement. Les radicaux chimiques (appelés auxochromes) fixent avec efficacité le colorant souhaité sur le support. Ces radicaux sont issus des groupements NH₂, OH, COOH, SO₃H. L'addition d'un groupe auxochrome à certains composés incolores peut leur apporter de la couleur (Figure II.1). Pour qu'un composé soit un colorant, il est nécessaire que ses molécules possèdent des groupes chromophores [13].

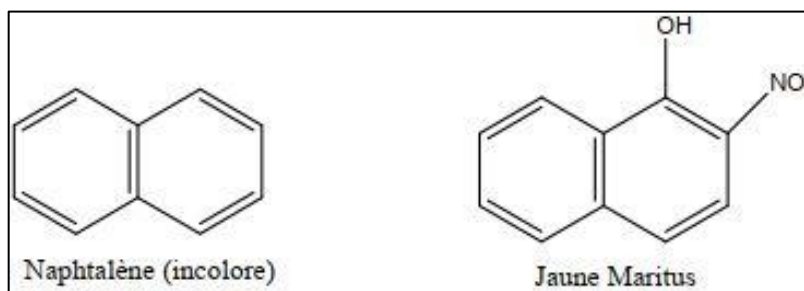


Figure II.1 : Structure du Naphtalène et du Jaune Maritus [13]

Actuellement, les rejets de l'industrie du textile sont lourdement chargés en colorants. Ces derniers sont souvent utilisés en excès pour améliorer la teinture ; de ce fait les eaux de rejet se trouvent fortement concentrées en colorant dont la faible biodégradabilité rend les différents traitements difficilement applicables, ce qui constitue une source de dégradation de l'environnement [14].

3.2. Classification des colorants

Sur le plan industriel, on distingue deux types de classification des colorants : la classification chimique et la classification tinctoriale.

3.2.1 . La classification chimique

a. Les colorants azoïques :

Les colorants "azoïques" sont caractérisés par le groupe fonctionnel azo (-N=N-) unissant deux groupements alkyles ou aryles identiques ou non (azoïque symétrique et dissymétrique).

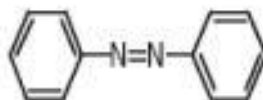


Figure II.2 : colorant azoïque

Ces structures qui reposent généralement sur le squelette de l'azobenzène, sont des systèmes aromatiques ou pseudo-aromatiques liés par un groupe chromophore azo [12].

b. Les colorants anthraquinoniques :

D'un point de vue commercial, ces colorants sont les plus importants après les colorants azoïques. Leur formule générale dérivée de l'anthracène montre que le chromophore est un noyau quinonique sur lequel peuvent s'attacher des groupes hydroxyles ou amines.

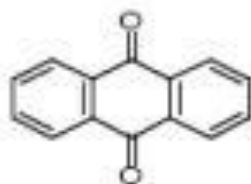


Figure II.3 : colorant anthraquinonique

Ils sont utilisés généralement pour les fibres en polyester, parce qu'ils ont une meilleure stabilité à la lumière et aux agents additifs [15].

c. Les colorants indigoïdes :

Un colorant indigoïde est celui dont la coloration est une variante de l'indigo (bleu violet).

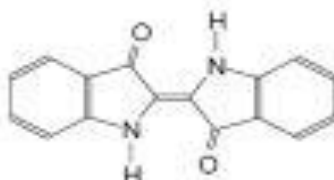


Figure II.4 : colorant

indigoïde

Les colorants indigoïdes sont utilisés comme colorants textiles, comme additifs en produits pharmaceutiques en confiserie, ainsi que dans les diagnostics médecine [16].

d. Les colorants xanthène :

Ces colorants sont dotés d'une intense fluorescence. Le composé le plus connu est la fluorescéine.

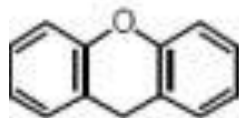


Figure II.5 : colorant xanthène

Peu utilisé en tant que teinture, leur faculté de marqueurs lors d'accident maritime ou de traceurs d'écoulement pour des rivières souterraines est malgré tout bien établie [17].

e. Les phtalocyanines :

Ils ont une structure complexe basée sur l'atome central de cuivre. Les colorants de ce groupe sont obtenus par réaction du dicyanobenzène en présence d'un halogénure métallique (Cu, Ni, Co, Pt, etc.) [16].

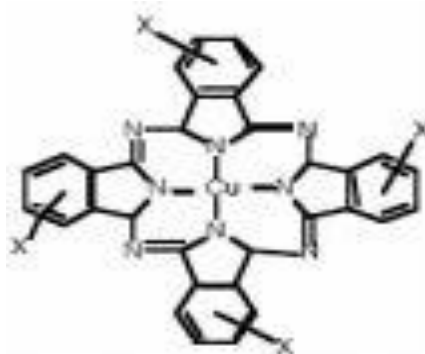


Figure II.6 : colorant phtalocyanine

f. Les colorants nitrés et nitrosés :

Ces colorants forment une classe très limitée en nombre et relativement ancienne. Ils sont actuellement encore utilisés, du fait de leur prix très modéré lié à la simplicité de leur structure moléculaire caractérisée par la présence d'un groupe nitro (-NO₂) en position ortho d'un groupement électrodonneur (hydroxyle ou groupes aminés) [12].

3.2.2. Classification tinctoriale

La classification tinctoriale se fait selon le domaine d'application. Aussi cette classification se base sur la nature des auxochromes et des types des liaisons colorants-substrat. On peut distinguer différents types des colorants :

a. Les colorants acides ou anioniques :

Solubles dans l'eau grâce à leur groupe sulfonates ou carboxylates, ils sont ainsi dénommés parce qu'ils permettent de teindre les fibres animales (laine et soie) et quelques fibres acryliques modifiées (nylon, polyamide) en bain légèrement acide sulfonique du colorant – fibre est le résultat de liaisons ionique entre la partie acide sulfonique du colorants et les groupes amino des fibres textiles [20].

b. Colorants basiques ou cationiques :

Les colorants basiques ou cationiques sont des sels d'amines organiques, ce qui leur confère une bonne solubilité dans l'eau. Les liaisons se font entre les sites cationiques des colorants et les sites anioniques des fibres. En phase de disparaître dans la teinture de la laine et de la soie. Ces colorants ont bénéficié d'un regain d'intérêt avec l'apparition des fibres acryliques, sur lesquelles ils permettent des nuances très vives et résistantes [21].

c. Les colorants de cuve :

Sont insolubles et doivent être transformés en leuco-dérivés par réduction alcaline. La teinture se termine par la ré-oxydation in situ du colorant sous sa forme insoluble initiale.

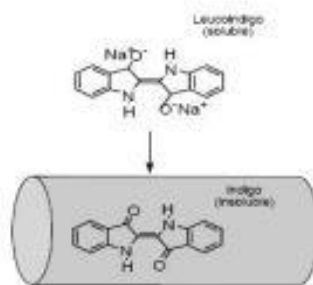


Figure II.7 : colorant de type cuve

Réputés pour leur bonne résistance aux agents de dégradation, les colorants de cuve sont encore utilisés, à l'image de l'indigo pour la teinture des articles jean ou denim [22].

d. Les colorants directs :

Les colorants directs sont capables de former des charges positives ou négatives électrostatiquement attirées par les charges des fibres.

Ils se distinguent par leur affinité pour les fibres cellulosiques sans application de mordant, liée à la structure plane de leur molécule [23].

e. Les colorants à mordants :

Les colorants à mordants contiennent généralement un ligand fonctionnel capable de réagir fortement avec un sel d'aluminium, de chrome, de cobalt, de cuivre, de nickel ou de fer pour donner différents complexes colorés avec le textile [23].

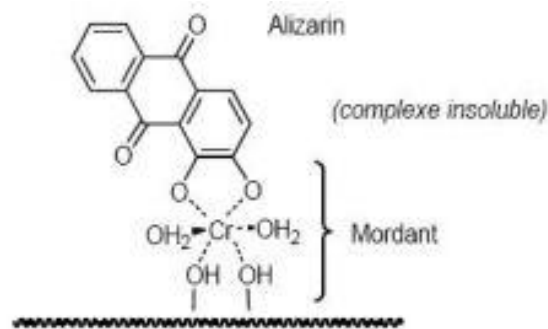


Figure II.8 : colorant à mordants

f. Les colorants réactifs :

Les colorants réactifs contiennent des groupes chromophores issus essentiellement des familles azoïques, anthraquinonique et phtalocyanine. Leur appellation est liée à la présence d'une fonction chimique réactive, de type triazinique ou vinylsulfone assurant la formation d'une liaison covalente forte avec les fibres. Solubles dans l'eau, ils entrent dans la teinture du coton, de la laine et des polyamides [20].

g. Les colorants développés ou azoïques insolubles :

Ces colorants sont formés directement sur la fibre. Au cours d'une première étape, le support textile est imprégné d'une solution de naphthol ou copulant. Les précurseurs de la molécule suffisamment petits pour diffuser dans les pores et les fibres sont ensuite traités avec une solution de sel de diazonium qui, par réaction de copulation entraîne le développement immédiat du colorant azoïque [20].

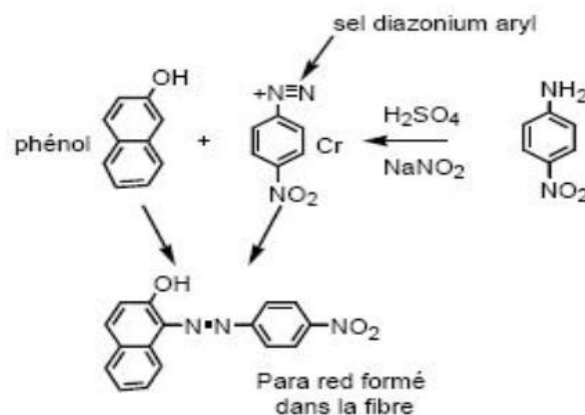


Figure II.9 : Structure d'un colorant azoïque soluble

h. Les colorants dispersés :

Très peu solubles, ils sont appliqués dans l'eau sous forme d'une fine poudre dispersée dans le bain de teinture. Ils sont en mesure, lors d'une teinture à haute température, de diffuser dans les fibres synthétiques puis de s'y fixer [23].

4. Impact des rejets de l'industrie textile sur l'environnement :

Beaucoup de colorants sont visibles dans l'eau même à de très faibles concentrations (< 1 mg L⁻¹). Ainsi, ils contribuent aux problèmes de pollution liés à la génération d'une quantité considérable d'eau usée contenant des colorants résiduels [23]. Le rejet de ces eaux résiduaires dans l'écosystème est une source dramatique de pollution, d'eutrophisation et de perturbation non esthétique dans la vie aquatique et par conséquent présente un danger potentiel de bioaccumulation qui peut affecter l'homme par transport à travers la chaîne alimentaire [12]. Les dangers peuvent apparaître aussi bien à court terme qu'à long terme.

4.1. Les dangers à court terme

a- Eutrophisation des plans d'eau :

Différents ions peuvent être évacués dans les milieux naturels tels que le phosphate, utilisé comme détergent lors du processus d'ennoblissement ou le nitrate libéré sous l'action des microorganismes sur les colorants [25,26]. Ces ions minéraux introduits en quantité trop importante peuvent devenir toxiques pour la vie piscicole et altérer la production d'eau potable. Leur consommation par les plantes aquatiques accélère la prolifération anarchique de celles-ci et conduit à l'appauvrissement en oxygène par inhibition de la photosynthèse dans les strates les plus profondes des cours d'eau et des eaux stagnantes [20].

b- Sous-oxygénation :

Lorsque des charges importantes de matière organique sont apportées au milieu via des rejets ponctuels, les processus naturels de régulation ne peuvent plus compenser la consommation bactérienne d'oxygène. MANAHAN en 1994 estime que la dégradation de 7 à 8 mg de matière organique par des micro-organismes suffit pour consommer l'oxygène contenu dans un litre d'eau [20].

c- Couleur, turbidité, odeur :

L'accumulation des matières organiques dans les cours d'eau induit l'apparition de mauvais goûts, de prolifération bactérienne, d'odeurs pestilentielles et de colorations anormales. En dehors de l'aspect inesthétique, les agents colorants ont la capacité d'interférer avec la transmission de la lumière dans l'eau, bloquant ainsi la photosynthèse des plantes aquatiques [20].

4.2. Les dangers à long terme

a- La persistance :

Les colorants organiques synthétiques, en particulier azoïques, sont des composés très résistants à la dégradation biologique naturelle. Cette persistance est en étroite relation avec leur réactivité chimique :

- Les composés insaturés sont moins persistants que les saturés ;
- Les alcanes sont moins persistants que les aromatiques ;
- La persistance des aromatiques augmente avec le nombre de substituants ;
- Les substituants halogènes augmentent la persistance des colorants tels que les groupements ALKYLE [27].

b- La bioaccumulation :

Si l'organisme n'a pas de mécanisme spécifique pour empêcher l'absorption d'une certaine substance ou l'éliminer après absorption, alors la substance s'accumulera. Les espèces situées en haut de la chaîne alimentaire, y compris les humains, sont exposées à des niveaux de substances toxiques 100 000 fois supérieurs à la concentration initiale dans l'eau [28].

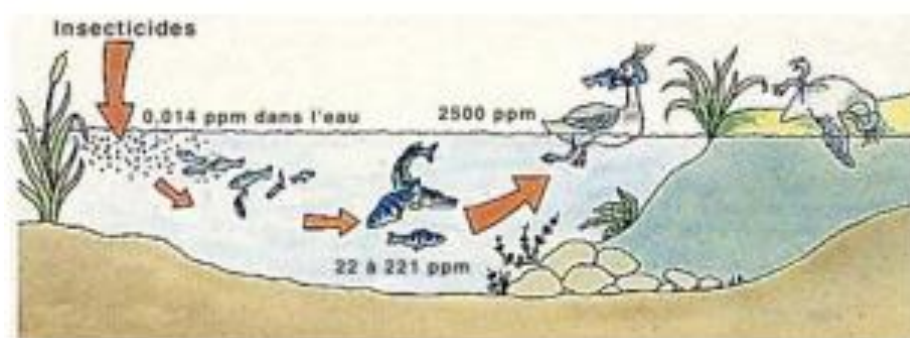


Figure II.10: Conséquences de la bioaccumulation après déversement de substances toxiques dans un cours d'eau

d- Sous-produits de chloration (SPD) :

Le chlore utilisé pour éliminer les microorganismes pathogènes réagit avec la matière organique pour former des trihalométhanes dont les concentrations peuvent atteindre plusieurs centaines de mg/L. Les SPD sont responsables du développement de cancers du foie, des poumons, des reins et de la peau chez l'homme [29].

e- Le cancer :

Si la plupart des colorants ne sont pas toxiques directement, une portion significative de leurs métabolites l'est. Leurs effets mutagènes, tératogène ou cancérigène apparaissent après dégradation de la molécule initiale en sous-produits d'oxydation : amine cancérigène pour les azoïques, leuco-dérivé pour les triphénylméthanes [30, 31,32].

Chapitre III

L'eau dans l'industrie textile

Chapitre III

Traitement des eaux usées de l'industrie textile

1. Introduction

L'industrie textile utilise une grande quantité d'eau pour plusieurs étapes dans sa production tel que ; le nettoyage des matières premières, la teinture des vêtements, le refroidissement des chaudières ainsi que pour générer de la vapeur. Les eaux usées résultantes doivent être nettoyés de la graisse, de l'huile, de la couleur et d'autres produits chimiques, qui sont utilisés à plusieurs étapes de la production.

L'effluent final présente souvent des caractéristiques qui sont le résultat d'une combinaison complexe de plusieurs facteurs ;

- Les types de fibres mises en œuvre ;
- Les techniques employées
- Les types de produits chimiques et produits auxiliaires utilisées pour le procédé [33].

2. Pollution des eaux résiduaires des usines de textile

L'industrie textile reste l'une des plus polluantes. Elle est responsable de 17 à 20 % de la pollution de l'eau dans le monde. De plus, une énorme quantité d'eau est consommée lors de la production du textile en commençant par la culture du coton, très gourmande en eau. Le procédé de lavage engendre un effluent trop chargé en matières organiques, ce qui peut provoquer une DCO de 100 à 200 kg/tonne.

Le désencollage des tissus en coton est le plus responsable de l'augmentation de la DCO avec 70 % dans l'effluent final. On peut constater, en moyenne, sur les paramètres des rejets les résultats suivants :

DCO : 250 à 1500 mg/l

DBO₅ : 80 à 700 mg/l

MES : 10 à 1000 mg/l (le cas du coton c'est qui peut toucher 1000 mg/l)

pH : 4 à 12

Il est à signaler que l'industrie du coton est la plus polluante notamment en lavage du jean qui peut entraîner une DCO de 1000 mg/l dans les rejets [33].

3. Procédés de traitement des eaux usées textile

L'épuration des eaux usées consiste à éliminer les matières organiques ou minérales en suspension biodégradables ou toxiques mais aussi les déchets solides pour avoir une eau traitée selon les normes des rejets internationaux.

Il existe différents procédés de traitement des eaux usées du textile : physiques, chimiques, photochimique et électrochimique. Néanmoins, selon la nature et la composition chimique du rejet et la fibre utilisée, on peut choisir le type du procédé nécessaire pour l'épuration de ces eaux afin d'éviter la pollution de la nature et avoir une eau traitée qui satisfait aux normes de rejet et pouvant par la suite être évacuée sans danger dans le milieu naturel ou bien utilisée dans le cadre d'une bonne gestion de l'eau (recyclage), plus particulièrement en milieu industrie.

Selon Dupant 1981, le traitement à effectuer sur l'eau brute aura pour but de la clarifier et de la rendre exempte de micropolluants. La figure III.1 donne une représentation schématique de la chaîne de traitement, souvent appliquée, pour le cas des eaux usées industrielles de textile [35].

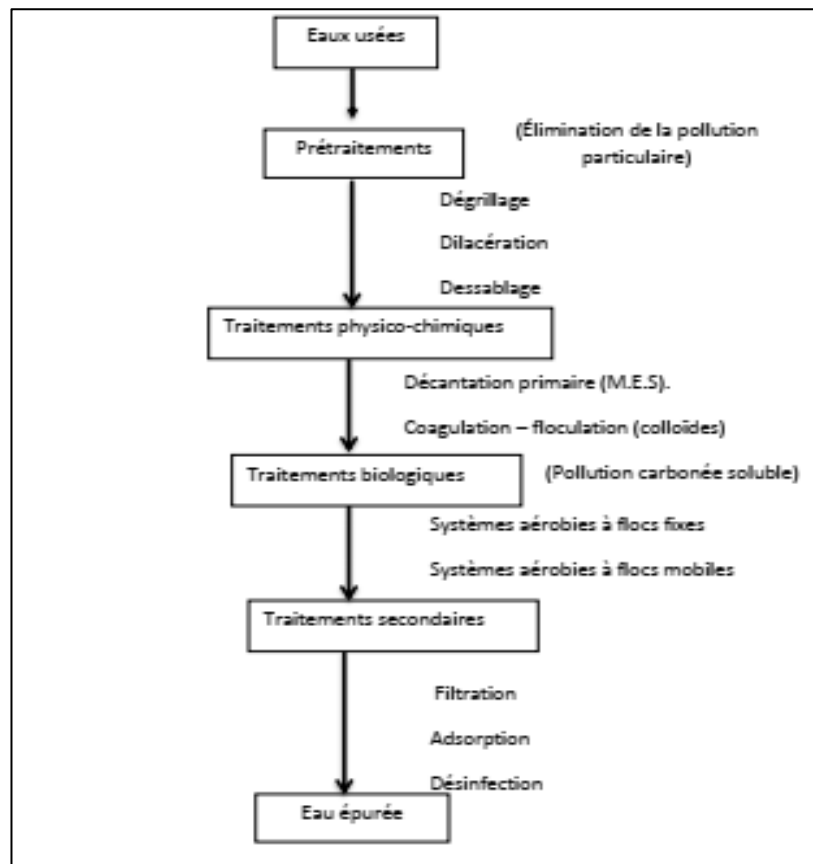


Figure III.1: Représentation schématique de la chaîne de traitement des eaux usées de textile [35]

3.1. Le prétraitement :

C'est la première étape dans le traitement pour séparer la phase liquide et la phase solide et extraire les corps flottants. Cette opération est réalisée par ces procédures :

- **Dégrillage** : D'après Koller 2004, les grilles protègent les ouvrages postérieurs, et évitent l'obstruction des installations d'épuration. Ils sont généralement constitués de grilles métalliques avec des écartements de barreaux de 4 à 7 cm, et peuvent être nettoyés mécaniquement ou manuellement. Les eaux usées industrielles, sont généralement traitées sur des tamis profilés, rotatifs ou vibrants [36].
- **Tamissage** : c'est un deuxième dégrilleur fin, pour éliminer les matières en suspension de petites tailles, ou l'eau se dirige vers le tamis par gravité, sous pression... [36], [37].
- **Dessablage** : a pour le but de protéger les canaux et les pompes contre l'abrasion et le colmatage, un dessableur est nécessaire [38]. La technique de dessablage consiste à faire circuler l'eau dans une chambre de tranquillisation avec une vitesse constante de 0,3 m/s quel que soit le débit. Cette condition est difficile à réaliser en raison de la variation du débit [35].
- **Déshuilage** : cette opération convient pour l'extraction des corps flottants, moins denses que l'eau et pour combattre les risques de colmatage [37].

3.2. Les traitements physico-chimiques

3.2.1. La coagulation- floculation-décantation

C'est une procédure qui repose sur l'accélération et la sédimentation des particules en suspension par voie gravitaire. Généralement, elle est utilisée pour traiter les eaux qui contiennent des colorants. Elle comporte 3 étapes :

a-Coagulation :

Cette étape est réalisée en introduisant un produit capable de décharger les colloïdes par la neutralisation des charges électriques répulsives avec une agitation mécanique à une vitesse très forte, donc elle provoque la déstabilisation de l'équilibre des particules en suspension [38],[39],[40].

b-Floculation :

La floculation est l'étape où les matières en suspension s'agglomèrent pour former des particules solides et augmenter la cohésion, la densité et la vitesse de décantation par rapport aux particules initiales. Elle consiste à introduire un flocculant qui a une action de pontage inter particulaire [38],[41].

c- Décantation :

La décantation est une opération qui consiste à une séparation liquide-solide, basée sur la décantation gravitaire, pour éliminer les particules solides et les colloïdes qui sont rassemblés dans les floccs [38].

3.2.2. L'adsorption sur charbon actif

L'adsorption est une procédure physique qui permet d'éliminer les substances chimiques responsable de la couleur, de gout ou des odeurs, et d'autres substances toxiques non dégradables. Elle consiste à injecter une quantité d'adsorbant dans l'effluent à traiter avec une agitation lente ou les substances chimiques s'accumulent sur la surface de l'adsorbant en une seule couche ou en multiple couches [42], [43].

Le charbon actif, adsorbant le plus communément utilisé pour la réduction de la couleur à cause de la surface des charbons actifs qui est essentiellement non-polaire et de ce fait, ils adsorbent de préférence les composés organiques non-polaires ou faiblement polaires. Cependant, durant l'étape d'activation il peut se former des fonctions de surface, principalement oxygénées. Ces dernières peuvent donner au charbon un caractère acide et des propriétés hydrophiles ce qui peut défavoriser l'adsorption de molécules non polaires mais favoriser celle de molécules polaires. Le grand volume poreux et la surface spécifique importante des charbons actifs leur confèrent des capacités d'adsorption importantes. De plus, leur large distribution des tailles de pores entraîne une sélectivité faible pour l'adsorption de molécule de tailles différentes [22].

3.2.3. L'oxydation par l'ozone

En oxydation, l'ozone a pour rôle d'oxyder les matières organiques dites naturelles. Il décolore les eaux chargées en substances humiques. Il transforme les composés organiques rencontrés tels que ceux responsables des goûts et des odeurs, les pesticides les phénols, les détergents, les toxines et d'autres composés chimiques d'origine pharmaceutique. Le degré de conversion de ces derniers varie selon leur structure chimique et les conditions du milieu. La voie de réactivité radicalaire notamment promue par l'addition de peroxyde d'hydrogène peut s'avérer nécessaire pour produire les taux d'élimination escomptés.

L'ozonation parvient en règle générale à diminuer la toxicité des composés dans l'eau et à augmenter leur biodégradabilité. En conséquence, l'ozonation principale est quasi-systématiquement couplée à une filtration biologique sur charbon actif en grains afin d'achever l'élimination des micropolluants tout en limitant la dose d'ozone appliquée. Celle-ci est en général de l'ordre de 0,5 à 1 g par g de carbone organique [33].

3.2.4. L'oxydation catalytique

L'oxydation catalytique capable de transformer tous les composés contaminants en eau et dioxyde de carbone. Ce procédé est adapté pour traiter les effluents trop chargés (la DCO de 10000 à 100000 mg/l) ou les composants ne sont pas dégradables. Il utilise l'air comme élément oxydant, qui est mélangé avec l'effluent à traiter et passer dans un catalyseur sous haute pression et haute température. Le rendement d'oxydation catalytique dans ce cas (DCO > 10000 mg/l) peut atteindre 75 à 99 % [44].

3.3. Le Traitement biologique

Il constitue le mode classique d'épuration de la pollution organique carbonée et azotée. Les procédés d'épuration biologique des eaux usées, ont pour but essentiel d'éliminer les matières organiques en solution ou en suspension. Ces procédés peuvent être aérobies ou anaérobies [45]. Les plus couramment utilisés sont :

3.3.1. Traitement par boues activées à faible charge :

Le procédé par boues activées (Figure III.2) consiste à provoquer le développement d'un film bactérien, dans un bassin alimenté en eaux usées à traiter (bassin d'aération), en brassant suffisamment la masse pour éviter la décantation des floccs, et en lui fournissant l'oxygène nécessaire à la prolifération des micro-organismes. Ce procédé nécessite un bassin d'aération et un clarificateur.

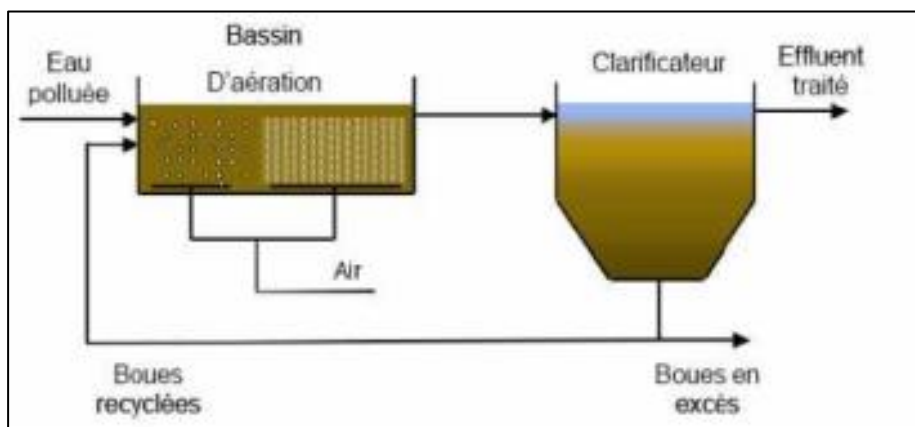


Figure III.2 : processus des boues activées [46]

Au cours du processus de traitement par boues activées, les eaux usées traitées et clarifiées chimiquement sont aérées et soigneusement mélangées, puis recyclées dans le bassin à boues activées. Des flocons de boue flottants (biozones) éliminent les polluants organiques des eaux usées et les déposent dans des bassins de post-clarification. Les boues floculées formées de manière biologique développent de nombreux petits organismes, notamment des bactéries, d'où leur appellation de boues activées. Pour cette réduction des polluants, les bactéries de la biozone ont besoin d'oxygène que l'air comprimé leur fournit en permanence, grâce à un système de bougies d'aération réparties dans tout le bassin. Le nettoyage biologique est basé sur l'apport en oxygène. En cas de manque d'oxygène ou si dans l'étang un minimum de 1 mg / l d'O₂ n'est pas atteint, ce nettoyage est considérablement réduit par la mesure de l'oxygène, la teneur en oxygène est constamment surveillée et enregistrée sur un appareil d'enregistrement.

3.3.2. Traitement par lagunage aéré :

Le lagunage aéré consiste à intensifier l'activité aérobie par un apport artificiel d'oxygène par des aérateurs mécaniques flottants ou fixes ou une insufflation d'air avec un long temps de séjour des effluents dans des bassins pour parvenir à une épuration poussée, puis l'effluent passe dans le deuxième bassin pour la décantation. Ce procédé a un grand inconvénient, c'est le nettoyage de la lagune et la grande consommation d'énergie.

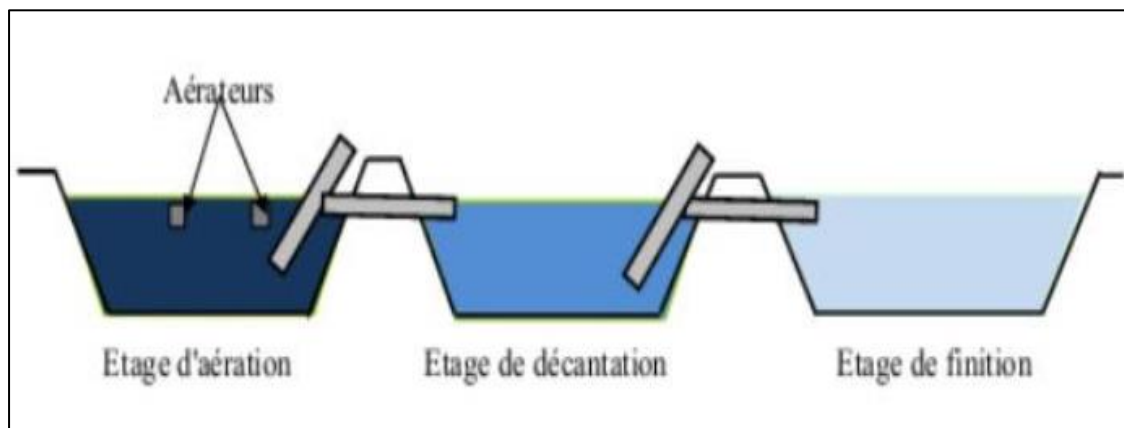


Figure III.3 : Principe d'un lagunage aéré

Chapitre IV
Matériels et Méthodes

Chapitre IV

Matériels et méthodes

1. Introduction

Dans toutes les stations de traitement des usines, l'analyse des eaux des rejets est nécessaire pour respecter les normes des rejets industriels.

Afin de mener notre étude sur le traitement des eaux usées de l'industrie textile, on a choisi de faire notre travail expérimental sur les rejets liquides bruts de l'usine textile SOITEX de Tlemcen (voir annexe), pris comme étude de cas. Les essais expérimentaux de traitement ont été réalisés dans le laboratoire d'hydraulique de notre faculté sur un jar test en appliquant le processus de la coagulation-floculation-décantation. Des paramètres tels que : le pH de l'eau, la concentration initiale de la DCO, les doses de coagulant et de floculant, la nature du floculant, ont été optimisés dans le but d'avoir un meilleur rendement d'élimination de la pollution. A la suite des résultats obtenus, des essais d'adsorption des colorants par le charbon actif ont été conduits et les résultats d'adsorption ont été modélisés.

Les principaux paramètres, indicateurs de la pollution industrielle, en l'occurrence : la demande chimique en oxygène (DCO), la demande biologique en oxygène (DBO₅), la température, le pH, la turbidité et les matières en suspension (MES) ont été suivis et mesurés, avant et après traitement, en vue de connaître l'efficacité des opérations et les rendements obtenus.

2. Matériel et méthodes

2.1. Prélèvement et échantillonnage :

Les échantillons analysés ont été prélevés sur les effluents bruts justes à la sortie du complexe. Les prélèvements ont été faits une fois par semaine tous les lundis à 10 h pendant plus de deux mois (du 05/04/2021 au 07/06/2021).

2.2. Protocole de coagulation-floculation-décantation et d'adsorption:

Pour réaliser cette étape en laboratoire on a utilisé un jar-test (figure IV.1) de type flocculateur 11197. Cet appareil comporte 4 postes d'agitateurs dont la vitesse de rotation peut varier entre 0 et 200 tr/min avec un volume de béccher de 1 L.



Figure

IV.1 : Photo

du Jar-test type flocculateur 11197

Les manipulations ont été réalisées comme suit :

- **Coagulation :**

On prend 1 L d'échantillon dans un bécher et on le met dans le jar-test avec une masse de coagulant (sulfate d'alumine) avec une vitesse de 200 tr/min pendant 2 min.

- **Floculation :**

Après la coagulation, on ajoute une quantité de floculant (bentonite) préalablement pesée, et on agite avec une vitesse de rotation de 45 tr/min pendant 15 min.

- **Décantation :**

Finalement, on stoppe l'agitateur et on laisse l'échantillon se reposer pendant 30 min pour que les floes se décantent.

2.3. Le pH :

Le pH (ou potentiel hydrogène) mesure la concentration en ion H^+ dans l'eau. Il traduit ainsi la balance entre acide et base sur une échelle de 0 à 14. 7 étant le pH de neutralité. Ce paramètre caractérise un grand nombre d'équilibre physico-chimique et dépend de facteurs multiples dont l'origine de l'eau. Le pH doit être impérativement mesuré sur le terrain à l'aide d'un pH-mètre [48]. Dans ce travail, on a utilisé un pH mètre mobile à écran (figure IV.2).

On le pose directement dans l'échantillon et on attend jusqu'à qu'il stabilise et on lit le pH de l'échantillon.

Avant chaque mesure, le pH mètre a été étalonné avec des étalons pH = 4, pH = 7.



Figure IV.2 : Photo du pH-metre utilisé

2.4. La température :

La température de l'eau est un paramètre de confort pour les usagers. Elle permet également de corriger les paramètres d'analyses dont les valeurs sont liées à la température (conductivité notamment). De plus, en mettant en évidence des contrastes de température de l'eau sur un milieu, il est possible d'obtenir des indications sur l'origine et l'écoulement de l'eau. La température doit être mesurée in situ [48].

Pour mesurer la température, on a utilisé un thermomètre à mercure. On prend l'échantillon et on plonge le thermomètre dans le bécher jusqu'à que le niveau de mercure se stabilise et on lit directement la température.

2.5. La demande chimique en oxygène (DCO) :

La demande chimique en oxygène (DCO) exprime la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder par voie chimique certaines matières organiques ou inorganique contenue dans l'eau.

- Principe :

Dans des conditions définies, certaines matières contenues dans l'eau sont oxydées à l'ébullition (150°C) par un excès de dichromate de potassium, en milieu acide et en présence de sulfate d'argent jouant le rôle de catalyseur d'oxydation et de sulfate de mercure permettant de complexer les ions chlorures. L'excès de dichromate de potassium est dosé par le sulfate de fer et d'ammonium.

Les matières oxydables ou les matières organiques de l'échantillon sont oxydées par le dichromate de potassium dans les conditions précitées.

- **Matériels nécessaires :**
 - Un réacteur pour le chauffage à 150°C (figure IV.3)
 - Verrerie : pipette, burette, agitateur magnétique...
 - Spectrophotomètre (figure IV.4)

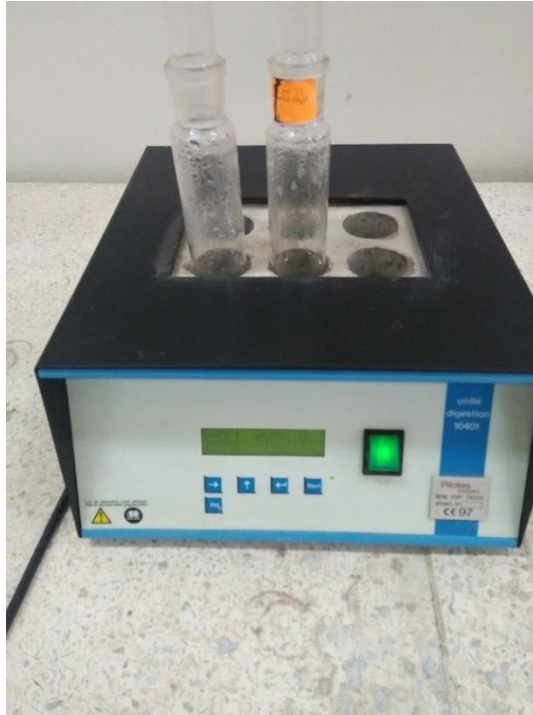


Figure IV.3 : Photo du digesteur 10401 (réacteur DCO pour le chauffage)



Figure IV.4 : Photo du spectrophotomètre type Jouan VP 10 12 utilisé

- **Mode opératoire :**
 - ✚ Dans un tube de réaction introduire 10ml d'échantillon (Si la DCO est supérieure à 800 mg/l, une dilution appropriée devra être réalisé) ;
 - ✚ Ajouter 5,00 ml de la solution de dichromate de potassium (0,040 mol) ;

- ✚ Ajouter, lentement et avec précaution, 15 ml de la solution d'acide sulfurique contenant le sulfate d'argent, en agitant soigneusement le tube ;
- ✚ Placer le tube dans le bloc chauffant (digesteur; figure IV.3) et porter à ébullition ($150^{\circ}\text{C} \pm 5^{\circ}\text{C}$) pendant 2 heures ;
- ✚ Retirer les tubes et les laisser refroidir.

Deux méthodes pour mesurer la DCO :

1- Méthode manuelle :

- ✚ Transvaser le contenu du tube dans un erlenmeyer de 250 ml,
- ✚ Ajouter 2 à 3 gouttes de féroïen et titrer avec la solution de sulfate de fer et d'ammonium jusqu'au moment où la couleur de la solution change de vert bleu à orange.

2- Méthode de mesure de la DCO en utilisant le spectrophotomètre :

- ✚ Allumer le spectrophotomètre avec le bouton en arrière
- ✚ Régler la longueur d'onde à 420 nm [49], [50].
- ✚ On verse le contenu du tube essai à blanc dans la cuve rectangulaire du spectrophotomètre et la met dans l'appareille pour l'étalonner.
- ✚ Quand l'appareille affiche le 0.000 ± 0.005 , on verse le contenu du tube qui contient l'échantillon à analyser dans la cuve rectangulaire et on appuyer sur le bouton « 2 » pour afficher le résultat.

L'Essai à blanc :

Procéder de la même manière en remplaçant l'échantillon par 10,0 ml d'eau distillé.

- Expression des résultats :

a) Méthode 01 (méthode manuelle) :

Il existe une fonction pour calculer la DCO :

$$DCO = 8000 \times (V1 - V2) \times \left(\frac{N}{V}\right) \quad (\text{IV.1})$$

- ✓ V2: Volume de sulfate de fer et d'ammonium nécessaire au dosage (ml) de l'échantillon.
- ✓ V1 : Volume de sulfate de fer et d'ammonium nécessaire à l'essai à blanc (ml)
- ✓ N : Concentration de la solution de sel Mohr déterminée par étalonnage, soit dans le cas présent 0,12 mol/l.
- ✓ V : Volume de la prise d'essai en ml
- ✓ 8000 la masse molaire en mg/l de O₂.

b) Méthode 02 (utilisation du spectrophotomètre) :

On a pris un échantillon que nous connaissons sa concentration en DCO et on commence à le diluer plusieurs fois et on calcule à chaque fois la DCO correspondante puis on les mets dans le spectrophotomètre pour connaître leurs absorbances. Enfin, on trace le graphe Absorbance =f(DCO) qui vas nous aider à lire directement la DCO à partir de ce graphe (Voir l'annexe). On projete l'absorbance dans le graphe pour connaître directement la DCO d'échantillon.

2.6. La demande biochimique en oxygène après 5 jours (DBO₅) :

Ce test constitue un moyen de l'étude des phénomènes naturels de dégradation des matières organiques. La mesure du DBO₅ se fait à température de 20°C (température favorable à l'activité micro-organismes consommateurs d'O₂) et à l'obscurité pour éviter photosynthèse parasite. Cette analyse a été faite au niveau du notre laboratoire en utilisant un incubateur bactériologique DBO mètre de marque IN55-Memmert qui contient 6 postes (figure IV.5). Chacun a un OxiTop (figure IV.5) qui est un manomètre électronique à visser directement sur le flacon à DBO avec affichage numérique LED. Il assure la mesure de le DBO après 5 jours sans surveillance. La quantité d'échantillon dans le flacon est mesurée selon la gamme de sa DCO (voir Tableau IV.1). On peut aussi utiliser l'échantillon avec dilution ou sans dilution [51].



Figure IV.5 : Photo de l'incubateur bactériologie IN55-Memmert



Figure IV.6 : Photo des OxiTop dans l’incubateur DBO

Tableau IV.1 : Facteur de conversion de la DBO₅ en fonction de volume de prise

La charge	Plage DCO (mg)	Volume (ml)	Facteur
Très faible	0-40	432	1
Faible	0-80	365	2
Moyenne	0-200	250	5
Plus que moyenne	0-400	164	10
Un peu chargée	0-800	97	20
Chargée	0-2000	43.5	50
Très chargée	0-4000	22.7	100

- **Mode opératoire :**

- ✚ Introduire un volume d'eau à analyser (V) dans la bouteille de DBO mètre en fonction de la concentration de l'eau ;
- ✚ Mettre un barreau magnétique dans la bouteille ;
- ✚ Mettre dans le premier bouchon en plastique une ou deux cristaux de NaOH pour absorber l'humidité ;

- ✚ Fermer la bouteille de la DBO mètre par le deuxième bouchon qui est sous forme d'une tête avec un afficheur électronique ;
- ✚ Laisser le DBO mètre sous une agitation magnétique pendant 5 jours.

- **Expression et résultat :**

- ✚ On lire la valeur affichée sur le DBO mètre.
- ✚ On multiplie cette valeur par le facteur selon le volume introduit

$$\text{DBO}_5 \text{ (mg/l)} = \text{Lecture} \times \text{Facteur} \quad (\text{IV.2})$$

2.7. Détermination des matières en suspension

La détermination des matières en suspension se fait par 2 méthodes :

- soit par filtration sur membrane ;
- soit par centrifugation.

Pour réaliser cette mesure, on a utilisé la méthode de la filtration.

- **Principe :**

Cette méthode consiste de passer un volume d'échantillon à travers un filtre en fibre de verre de 0.47 μm . Pour faciliter la filtration on utilise une pompe a vide pour gagner le temps. Les matières en suspension c'est la différence entre le poids du filtre avant et après la filtration. La concentration des MES est le rapport de ce poids sur le volume filtré.

- **Matériels utilisés :**

- ✚ Pompe à vide.
- ✚ Un filtre en fibre de verre de 0.47 μm .
- ✚ Balance.
- ✚ Etuve.
- ✚ Capsule pour déposer les filtres.

- **Mode opératoire :**

- Rincer le filtre par l'eau distillé, et le sécher dans l'étuve en 105°C pendant 30 Jusqu'à 60 min, et laisser refroidir et le peser (P_1)
- Homogénéiser l'échantillon à analyser.
- Filtrer le volume V dans la pompe a vide par le filtre en fibre de verre.
- Met le filtre dans l'étuve et le sécher pendant 2h à 105°C, puis laisser le refroidir et le peser (P_2).

- **Expression des résultats :**

La concentration des matières en suspension [MES] est obtenue par cette relation :

$$[\text{MES}] = ((P_2 - P_1) / V) \times 10^3 \quad (\text{IV.3})$$

Où :

P_2 : c'est le poids du filtre après la filtration ;

P_1 : c'est le poids du filtre avant la filtration ;

V : volume d'échantillon en ml [52].

2.7. La turbidité

- **Principe :**

La mesure de la turbidité permet de préciser les informations visuelles sur l'eau. Elle traduit la présence des particules en suspensions dans l'eau (débris organique, argile, organismes microscopique, ...). Le turbidimètre comprend un faisceau lumineux qui traverse la cuve de mesure [52]. La mesure de la turbidité a été faite au moyen d'un turbidimètre du type HACH 2100N (Figure IV.7) disponible au niveau de notre laboratoire d'hydraulique.



Figure IV.7 : Photo du turbidimètre HACH 2100N

- **Mode opératoire :**

- ✚ Remplir la cuve ronde avec l'échantillon jusqu'à la ligne blanche (presque 30ml), et fermer la casquette de la cuve.
- ✚ Essuie la cuve pour retirer les taches d'eau et les empreintes.
- ✚ Placer la cuve dans sa place et fermer le couvercle.
- ✚ On attend un instant pendant que le turbidimètre affiche le résultat.

Remarque :

Ce turbidimètre doit s'étalonner chaque semaine par les tubes d'étalonnage.

3. Protocole d'adsorption avec le charbon actif

Le charbon actif est un solide très employé pour adsorber les substances chimiques et les colorants à cause de sa grande porosité.

Pour réaliser notre travail d'adsorption de la DCO par ce matériau, on a suivi le protocole expérimental suivant :

- Peser une quantité de charbon actif et on la fait ajouter dans un bécher qui contient 1 L de l'échantillon à traiter et le met dans le jar-test avec une vitesse lente (40 tr/min).
- On prend des prélèvements de l'échantillon en surface après 5 min, 10 min, 15 min, 30 min, 1 h, 2 h, 4 h et 6 h et on analyse pour chaque prélèvement la DCO résiduelle afin de déterminer la quantité de DCO absorbée dans chaque prélèvement à l'aide de l'équation suivante :

$$Q_t = (C_0 - C_t) \cdot V/m \quad (IV.4)$$

Avec : Q_t : quantité de DCO fixée par gr de charbon au temps t ,

C_0 : concentration initiale en DCO (mg/l),

C_t : concentration en DCO au temps t (mg/l),

V : volume de la solution utilisé

m : masse de charbon utilisé (g) [53].

4. Variation du pH de l'eau:

Selon plusieurs travaux menés sur le traitement des eaux usées des industries textiles notamment ceux effectués par Kacha M.S. et al. [35], Boumediene M. et al. [53], et Inoussa Zongo [54], le pH a une grande influence sur le rendement du traitement des eaux usées textiles. Le pH optimal doit être entre 5 et 7,5 selon la composition de l'échantillon et le type de la fibre et du colorant. Donc une variation du pH est nécessaire.

Notre eau a un pH légèrement alcaline pH=10.24. Afin de le diminuer, on a utilisé l'acide sulfurique (0.1 M) en suivant les étapes suivantes:

- Rincer une fiole de 500 ml avec l'eau distillé, et remplir 100 ml d'eau distillé.
- Prélever avec pipette jauger un volume de 5.56 ml d'acide sulfurique pur (H_2SO_4) et versé dans la fiole.
- Remplir la fiole jusqu'à 500 ml avec l'eau distillé pour avoir une solution d'acide sulfurique qui a une concentration de 0.1 mol/l, donc pour 1 ml injecter correspond 1.88 mg du H_2SO_4 .
- Prendre 500 ml d'eau usées à traiter et le met dans un bécher du 1 L.
- Mettre le bécher dans l'agitateur.
- Mettre un pH mètre dans le bécher

- Remplir une pipette jaugée avec la solution préparée, et on ajoute soigneusement dans le bécher avec une agitation rapide jusqu'à atteindre le pH souhaité.

Chapitre V

*Résultats et
Interprétations*

Chapitre V

Résultats et interprétation

1. Introduction

Cette étude a été faite sur les rejets liquides bruts du complexe textile – SOITEX de Tlemcen. Une brève présentation et description de cette structure est donnée en Annexe. Le travail a été mené en vue d'aboutir à des conditions optimales pour une meilleure réduction de la DCO et améliorer la qualité des rejets de ce complexe.

Les essais expérimentaux de traitement ont été réalisés sur un jar test en appliquant les processus de :

- Coagulation-floculation et décantation
- Adsorption par le charbon actif

2. Essai de traitement par coagulation – floculation -décantation

Le travail expérimental a été fait sur des échantillons de 1 L d'eau prélevés à partir des rejets. Les résultats d'un prélèvement sont représentés dans le tableau V.1 ci-dessous

Tableau V.1: Caractéristiques d'un prélèvement d'eau usée brute de la SOITEXde Tlemcen

Paramètres	Turbidité (NTU)	Température (C°)	DCO (mg/l)	DBO (mg/l)	MES (mg/l)	pH
Résultats	366	19	992.3	370	120	10.24

2.1 . Optimisation des paramètres optimales pour la coagulation et floculation :

Les paramètres : pH de l'eau, concentration initiale de la DCO, doses de coagulant et de floculant, nature du floculant, ont été étudiés dans le but d'avoir leur influence sur le rendement d'élimination de la pollution.

a) Optimisation de la dose de coagulant

Les essais de coagulation ont été réalisés en utilisant le sulfate d'alumine $Al_2(SO_4)_3$ comme coagulant. Les sels d'alumine sont utilisés comme coagulant pour la première fois par Fiessinger et Bersillon en 1977. Pour déterminer la dose optimale du coagulant, on a testé plusieurs doses croissantes (de 50 à 700 mg/L) du produit en gardant les autres paramètres de l'eau (pH, concentration...) constants. Les résultats d'analyses menés sur la turbidité et la DCO sont présentés sur les figures V.1 et V.2.

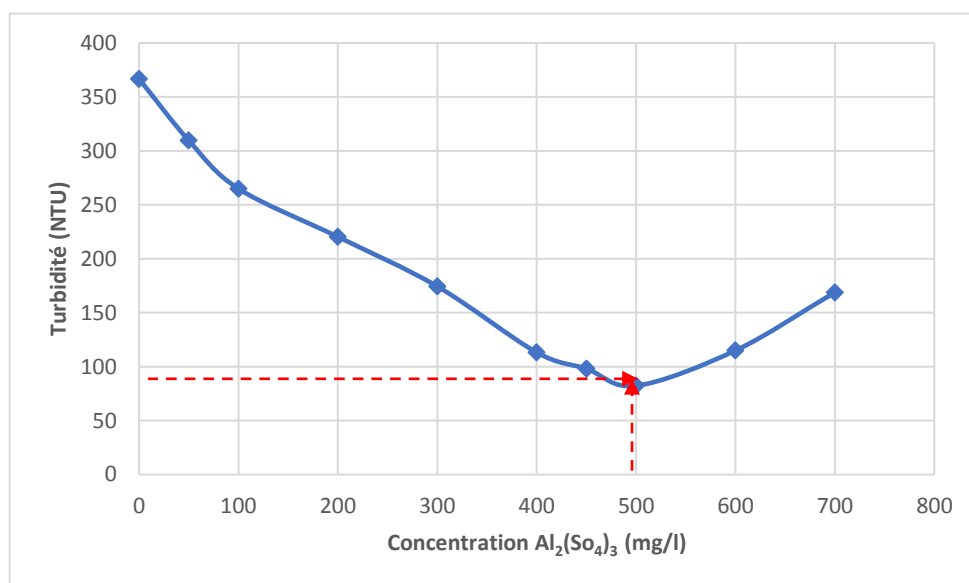


Figure V.1 : Influence de la dose du sulfate d'alumine sur l'élimination de la turbidité

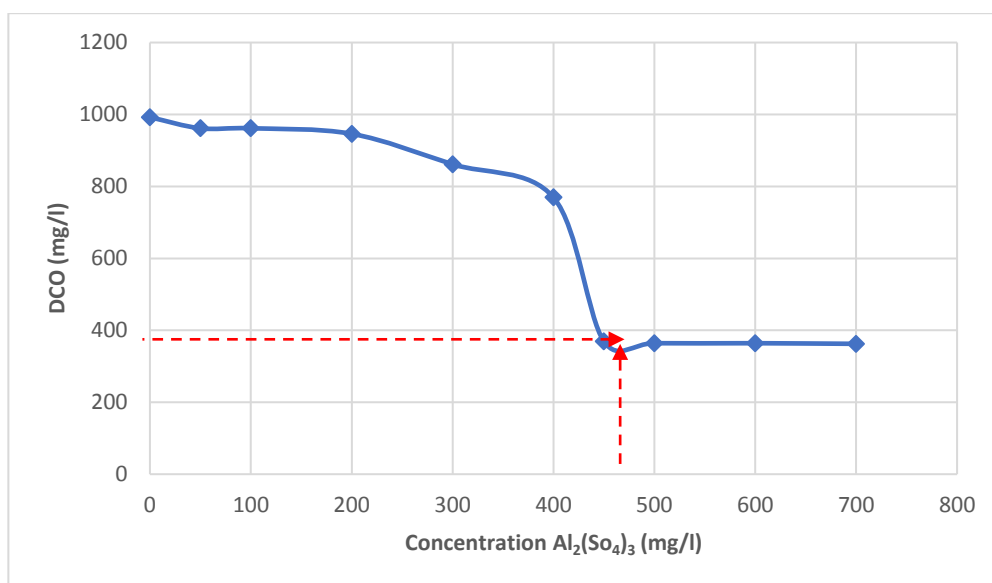


Figure V.2 : Influence de la dose du sulfate d'alumine sur l'élimination de la DCO

D'après les résultats indiqués sur les figures ci-dessus (V.1 et V.2), nous observons une diminution de la turbidité pour atteindre la valeur minimum de 80 NTU avec une dose de sulfate d'alumine de 485 mg/l. Après la turbidité augmente brusquement. En ce qui concerne la DCO, elle diminue également puis reste presque stable (364.1 mg/l) avec la même dose du coagulant. Dans notre cas, on remarque que la dose optimale varie entre 485 mg/l et 470 mg/l, avec une turbidité de 82.3 NTU. Alors on prend la dose optimale 485 mg/l du sulfate d'alumine. La turbidité reste toujours élevée ce qui montre la toxicité de ces colorants synthétique et la

difficulté de traiter ces rejets avec une dose optimale de coagulant égale à 485 mg/l de l' $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, et un rendement du 63 %. D'après l'étude de Kacha en 1997 sur le SOITEX, 13 mg/l de sulfate d'alumine est suffisante pour une bonne élimination de la DCO.

b) Optimisation de la dose de flocculant

On a utilisé la bentonite comme un flocculant, car cette argile est disponible et proche de la région (à Maghnia) et avec un prix bas. Dans le jar-test, on a fixé la dose de coagulant à 485 mg/l ainsi que le pH et on fait varier la dose de flocculant (de 200 à 450 mg/L). Le choix de ces valeurs était arbitraire. Les résultats d'abattement de la turbidité et de la DCO sont indiqués sur les figures V.3 et V.4 ci-après.

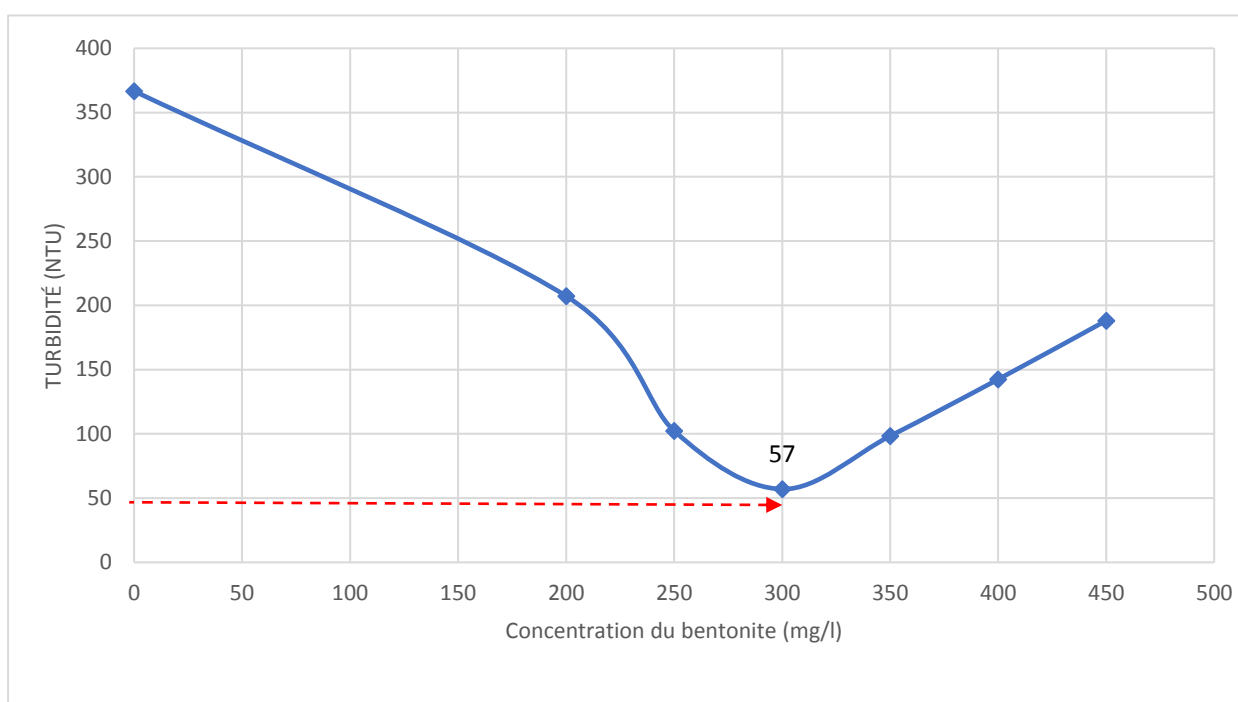


Figure V.3 : Influence de la dose de bentonite sur l'abattement de la turbidité

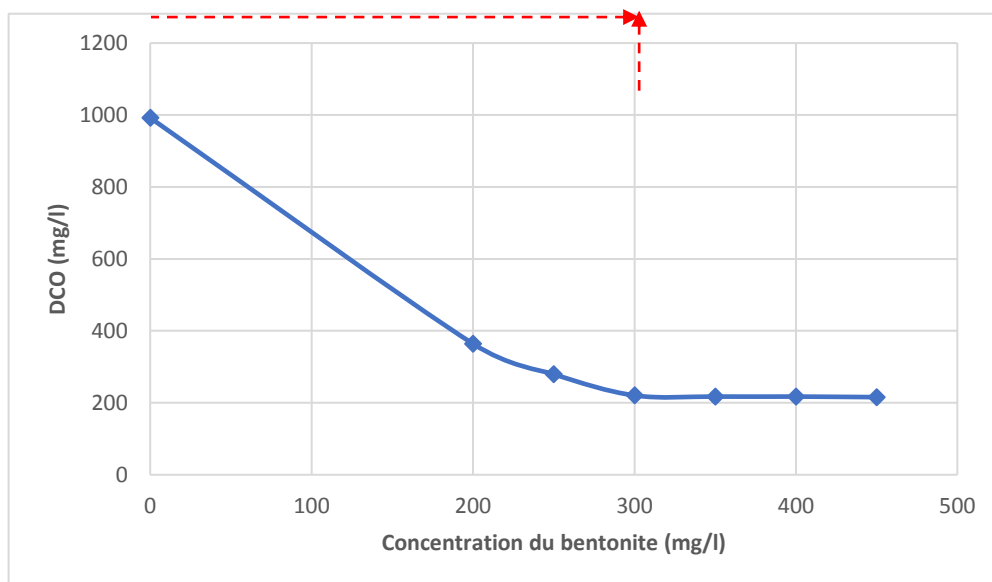


Figure V.4 : Influence de la dose de la bentonite sur l'abattement de la DCO

D'après la figure V.3, nous remarquons que la turbidité diminue avec l'addition de la bentonite jusqu'à atteindre une faible valeur de 57 NTU avec une dose de 300 mg/l de bentonite puis la courbe devienne croissante. Sur figure V.4, on remarque que une décroissance de la DCO avec de petites doses de la bentonite jusqu'au atteindre 300 mg/l puis elle devient presque stable (DCO entre 220 et 217 mg/l) même en augmentant la dose de flocculant. La dose optimale de la bentonite dans notre cas est de 300 mg/l.

c)-Influence de la nature de flocculant

Afin de mettre en évidence l'influence de la nature de flocculant sur l'efficacité de traitement, on a réalisé les essais de traitement de coagulation-floculation-décantation) en remplaçant le flocculant bentonite par un polymère (le poly électrolyte). Les autres paramètres expérimentaux (pH de l'eau, dose de sulfate d'alumine injectée, concentration et turbidité de l'eau) ont été maintenus constants. Les figures V.5 et V.6 présentent les résultats sur l'élimination de la turbidité et de la DCO.

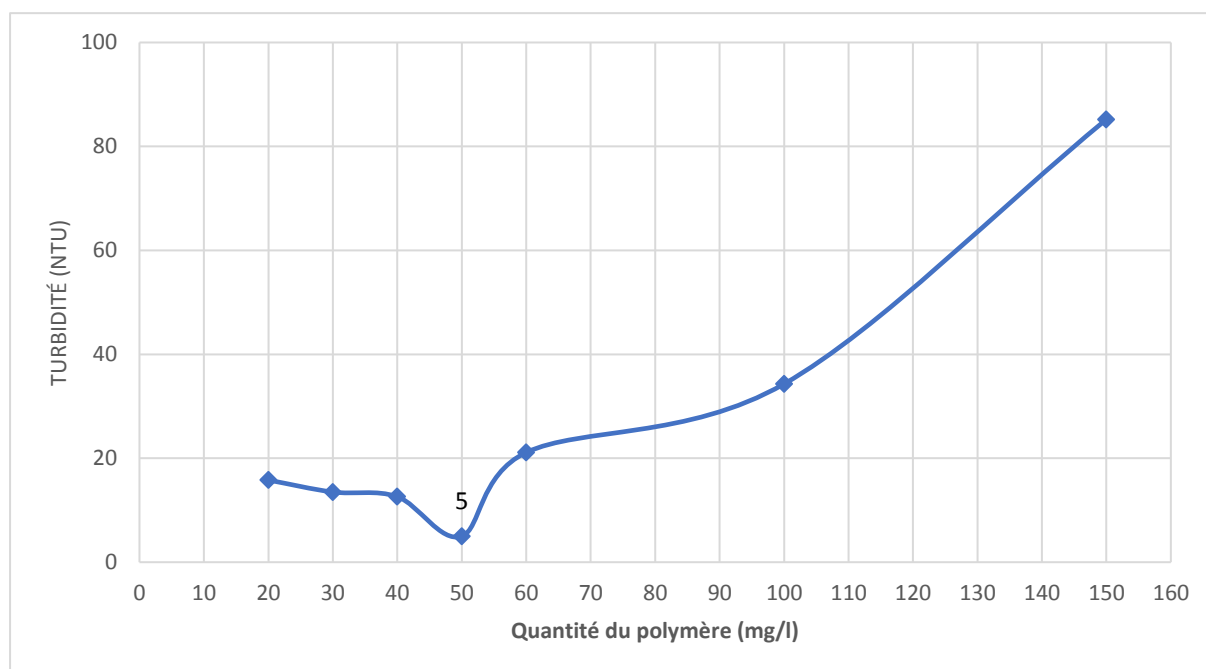


Figure V.5 : Influence de la dose de polymère sur la turbidité

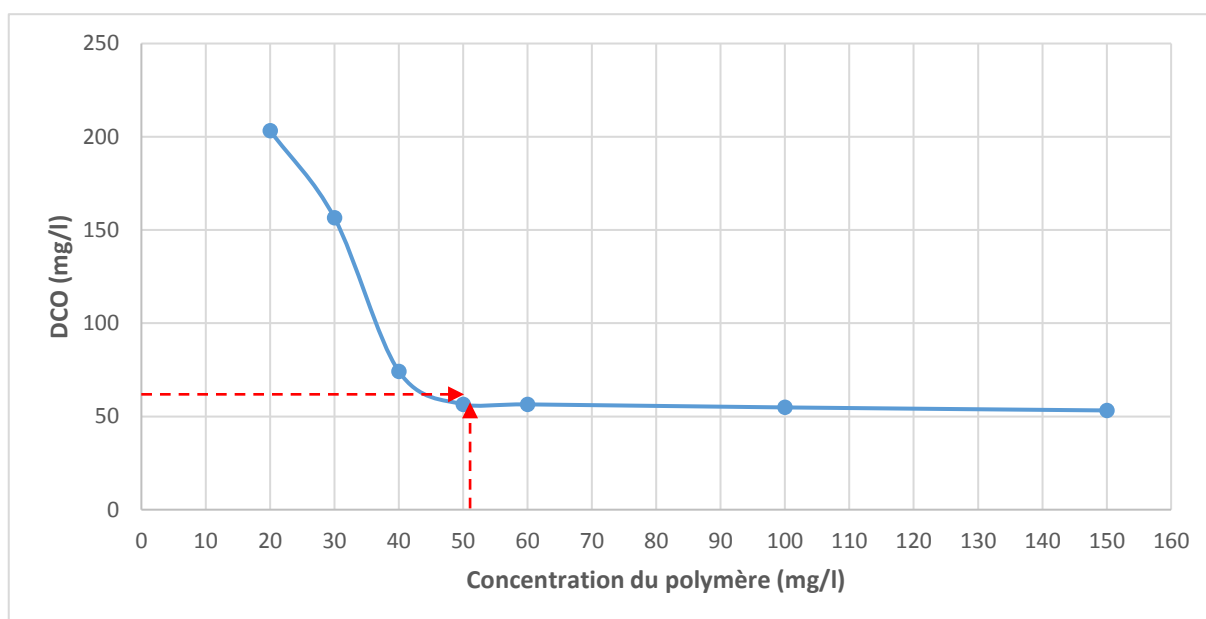


Figure V.6 : Influence de la dose de polymère sur l'élimination de la DCO

D'après les résultats indiqués sur les 2 figures (figure V.5 et figure V.6) ci-dessus, on peut facilement déduire la dose optimale de polymère utilisé comme flocculant qui est de 50 mg/l. La turbidité diminue jusqu'à ce point, puis elle commence à augmenter brusquement. Aussi la DCO décroît, puis elle devient stable (56.47 mg/l) avec un ajout de 50 mg/L de polymère. Donc le polymère utilisé comme flocculant donne de bon rendement d'élimination de la pollution (DCO, turbidité) comparativement à la bentonite.

d) Optimisation de la concentration initiale de la DCO

L'échantillon initial est trop chargé en DCO. Afin de mettre l'influence de ce paramètre sur la qualité de traitement, on se propose d'appliquer une dilution à l'échantillon initiale de l'ordre de : 42 %, 72 % et 87 %. Ces rapports ont été pris arbitrairement. On a gardé constant lors des expérimentations sur jar test : le Ph, la dose du coagulant et la dose de floculant. Les résultats obtenus sur la variation de la turbidité et la DCO après traitement sont présentés sur le tableau V.2 et la figures V.7 ci-dessous.

Tableau V.2 : Influence de la dilution de l'échantillon sur le rendement d'élimination de la DCO

Pourcentage de la dilution (%)	0	42	72	87
DCO Initial (mg/l)	992,3	574,36	276,92	128,57
DCO final (mg/l)	220,51	158,97	21,38	13,09
Turbidité (NTU)	57	30,1	5,28	3,4
Le rendement (%)	78	72	92	90

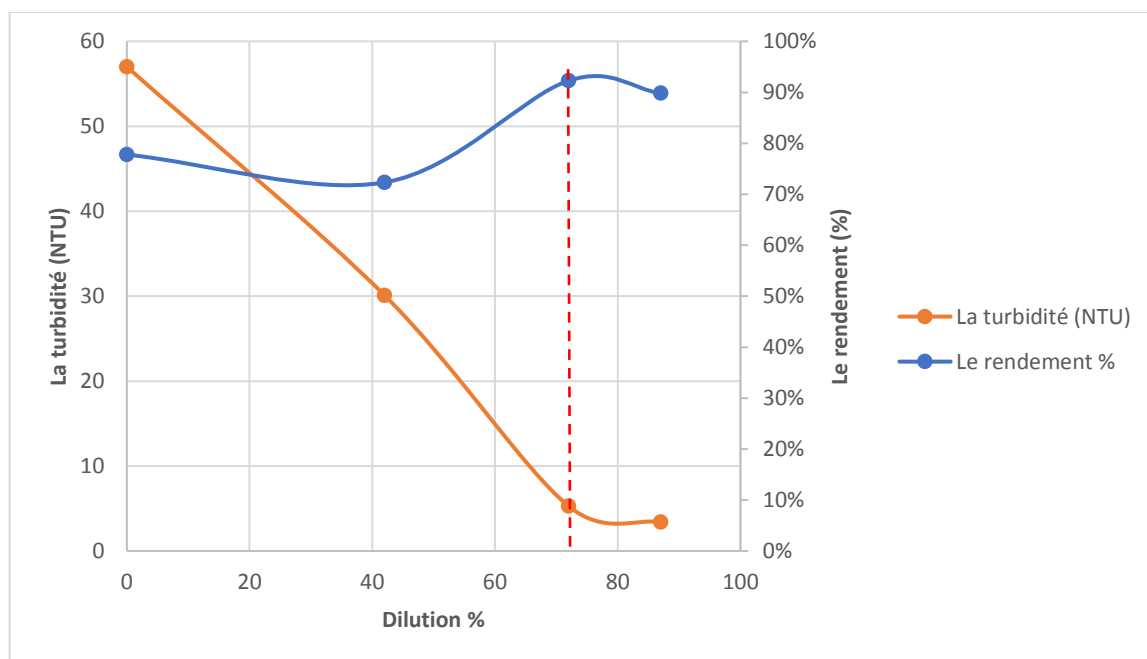


Figure V.7 : Influence de la dilution de l'échantillon initiale sur l'abattement de la turbidité

D'après les résultats de traitement obtenus sur les échantillons dilués, on peut dire qu'il existe une corrélation entre la concentration initiale de DCO et le rendement de traitement. En effet, lorsque le pourcentage de dilution augmente, le rendement augmente d'abattement de la DCO augmente parallèlement. De ce fait, on peut prendre la DCO initiale de 276.92 mg/l de

dilution comme une concentration initiale optimale qui donne une DCO < 30 mg/l selon les normes des eaux de rejets nationale et qui correspond à un meilleur rendement de 72 % avec une turbidité de 5.92 NTU.

e) Optimisation du pH efficace pour le traitement :

Pour réaliser ce cas d'expérimentation, on a fait varier le pH de l'eau. Le pH a été varié sur plusieurs valeurs (de 10,24 à 5,09) en utilisant de l'acide sulfurique 0,1 N. Le reste des paramètres : dose de sulfates d'alumine comme coagulant, dose de bentonite comme un floculant ont été maintenues constants dans leurs valeurs optimales. Les résultats trouvés dans ce cas sont consignés dans le tableau V.3 et présentés graphiquement sur la figure V.8.

Tableau V.3 : Influence de la variation du PH initial de l'eau sur le rendement d'élimination de la turbidité de l'eau

PH	5.09	6	7	8	10.24
DCO final (mg/l)	419.06	169.89	8.09	50.15	220.51
Turbidité final (NTU)	65.3	57.3	8.1	10.7	57
Le rendement (%)	58	83	99	95	77

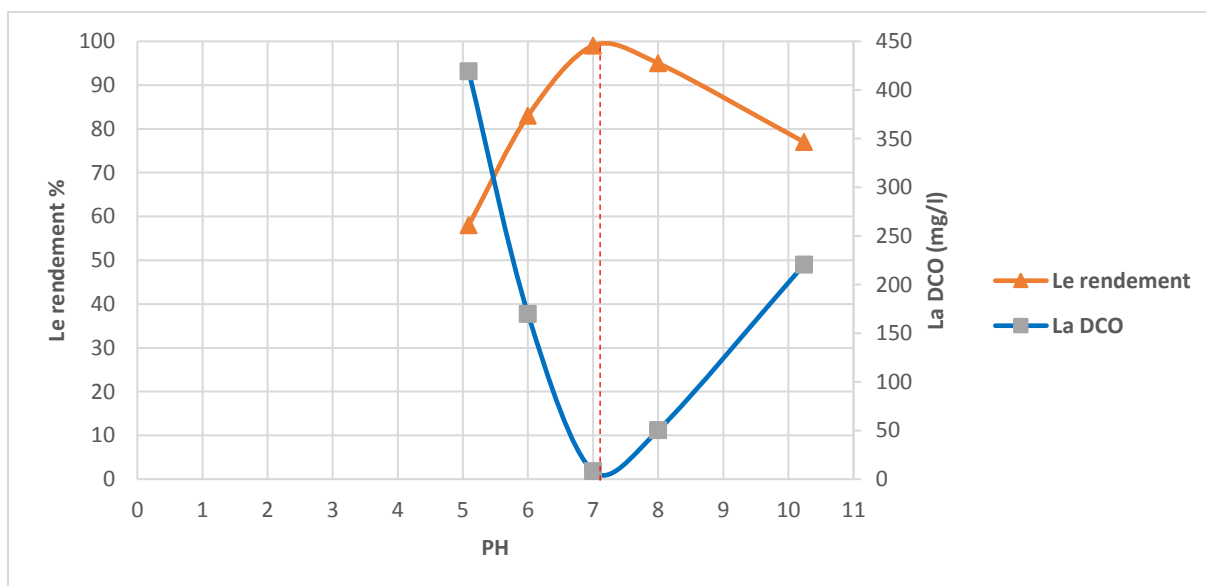


Figure V.8 : Influence du pH initial de l'eau sur le rendement d'élimination de la DCO

D'après les résultats trouvés (figure V.8, tableau V.2), on remarque que le Ph initial de l'eau influe considérablement sur la qualité de traitement. Un rendement meilleur avec un pH initial de 7 a été atteint. Avec cette valeur de pH, l'échantillon a pris une couleur transparente avec une absence d'odeur et une DCO de 8.09 mg/l.

3. Essai de traitement par adsorption sur charbon actif

Pour réaliser cette étape de travail, on a utilisé toujours le jar-test en se servant de différentes doses de charbon actif (quantités choisies arbitraires) dans les béchers de 1 L pendant une période de contact eau-charbon et sous une agitation lente (40 tr/min). Des prélèvements à partir du surnageant ont été effectués, à différents temps, afin de suivre l'évolution de la quantité de DCO adsorbée par le charbon, en fonction du temps.

Plusieurs paramètres (dose de charbon actif, pH initial de l'eau, dilution de l'échantillon) qui influent sur le phénomène d'adsorption ont été étudiés pour voir leur influence sur l'adsorption de la DCO.

3.1. Influence de la dose de charbon :

Afin d'étudier l'effet de la dose du charbon actif sur l'adsorption de la DCO par ce matériau, on a choisi les masses suivantes : 1 g, 3 g et 5 g avec une DCO initiale de 992,3 mg/l . Les résultats obtenus sont présentés sur la figure V.9 et le tableau V.4 suivants :

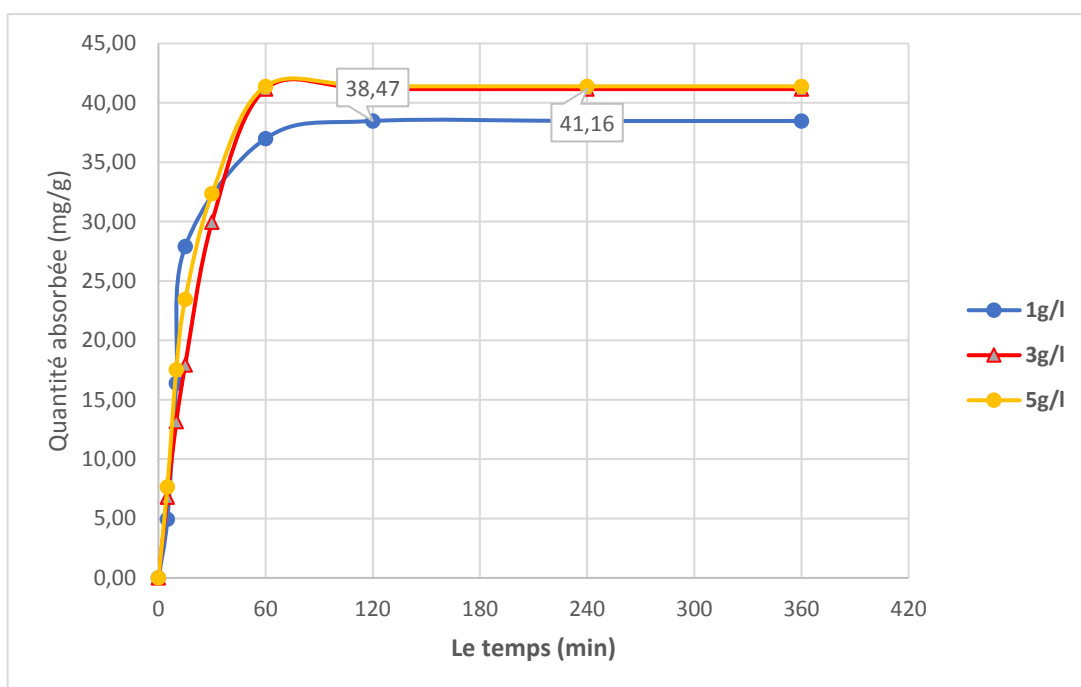


Figure V.9 : Variation de la quantité de DCO adsorbée par le charbon

en fonction du temps (effet de la dose du charbon)

Tableau V.4 : Quantité de DCO absorbée par le charbon actif pour différentes doses de charbon utilisées

T (min) Dose	0	5	10	15	30	60	120	240	360	Rendement
1 g/l	0,00	4,93	16,41	27,90	27,90	36,99	38,47	38,47	38,47	4,8 %
3 g/l	0,00	6,79	13,16	17,92	29,95	41,16	41,16	41,16	41,16	15,5 %
5 g/l	0,00	7,68	17,54	23,46	32,35	41,39	41,39	41,39	41,39	15,6 %

En examinant les résultats obtenus (figure V.9, Tableau V.4), nous pouvons remarquer que le temps de saturation du charbon est trop court (60 min) où les molécules responsables de la DCO sont fixées sur la surface libre du charbon. Aussi le rendement d'élimination de la DCO dépend de la quantité de charbon introduite. La valeur optimale où le rendement reste presque stable est enregistrée avec la dose optimale de 3 g/l après 60 min de contact. Une augmentation de la dose de charbon à 5 g/L n'a pas apporté d'amélioration sur le rendement.

3.2. Influence du pH :

Le pH de l'eau est un paramètre important qui contrôle le processus d'adsorption. Pour étudier l'effet du pH initial de l'eau sur le rendement d'élimination de la DCO par le charbon, on a travaillé sur les valeurs de pH suivantes : 5,08, 6, 7 et 10,24. L'ajustement du pH à différentes valeurs, a été effectué en utilisant de l'acide sulfurique 0.1 M. les expériences ont été faites avec une dose de charbon de 3 g/L retenue comme optimale. Les résultats ainsi obtenus sont présentés sur la figure V.10 et le tableau V.5.

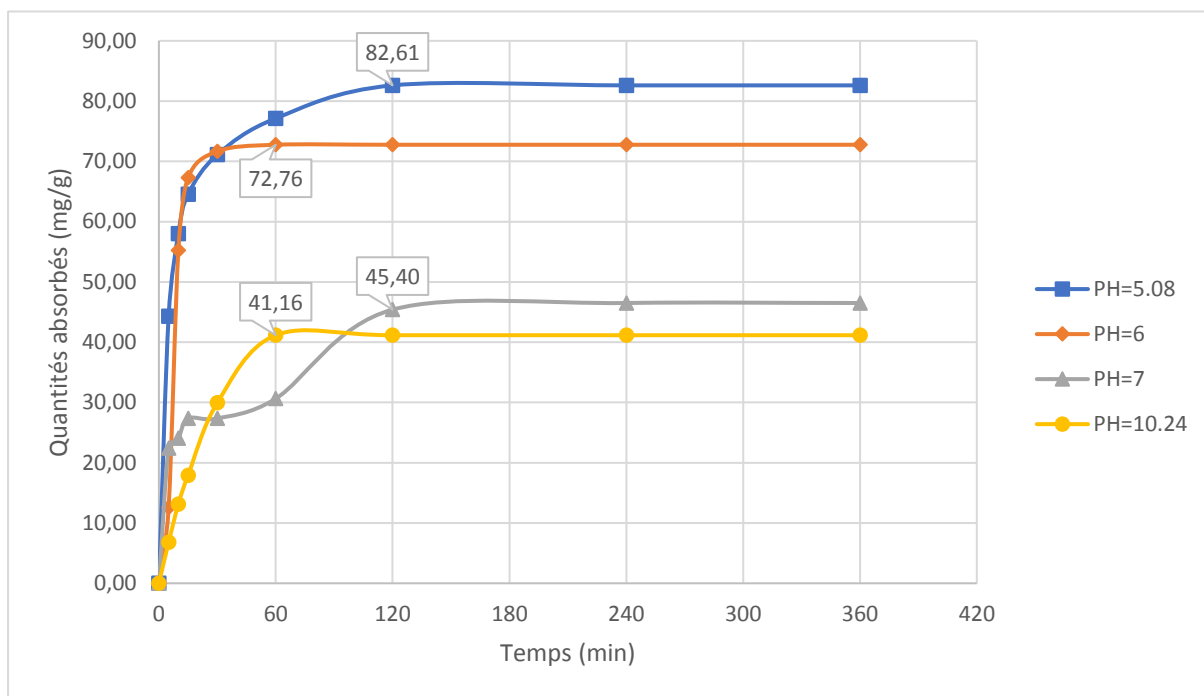


Figure V.10 : Influence du pH initial de l'eau sur la quantité de DCO adsorbée par le charbon actif (m = 3 g/l)

Tableau V.5 Influence du pH initial de l'eau sur la quantité de DCO adsorbée

T (min)	0	5	10	15	30	60	120	240	360	Rendement
5,08	0,00	44,31	57,99	64,55	71,12	77,13	82,61	82,61	82,61	31 %
6	0,00	12,58	55,25	67,29	71,66	72,76	72,76	72,76	72,76	28 %
7	0,00	22,43	24,07	27,35	27,35	30,63	45,40	46,50	46,50	18 %
10,24	0,00	6,79	13,16	17,92	29,95	41,16	41,16	41,16	41,16	16

D'après les résultats obtenus (Figure V.10, Tableau V.5), on constate que le pH a une influence considérable sur la quantité de DCO adsorbée par le charbon. En remarque que quand le pH décroît, la quantité de DCO adsorbée augmente. Pour notre cas, un pH = 5,08 est une valeur optimale pour un meilleur rendement d'élimination de la DCO.

3.3. Influence de la dilution de l'échantillon initial:

En diluant l'échantillon avec de l'eau distillée, on varie la concentration initiale de la DCO. Ce travail a été fait en opérant les rapports de dilution suivants : 45 % et 65 %. Les résultats obtenus sont présentés sur le tableau V.6 et la figure V.11.

Tableau V.6 : Influence de la DCO initial de l'échantillon sur son l'adsorption de la DCO par le charbon actif

T (min)	0	5	10	15	30	60	120	240	360	Rendement (%)
Pourcentage de dilution	0	5	10	15	30	60	120	240	360	(%)
0 %	0	6,79	13,16	17,92	29,95	41,16	41,16	41,16	41,16	16
45 %	0	10,61	16,06	18,55	30,65	41,66	44,73	45,37	45,37	31
65 %	0	9,13	21,48	23,77	33,05	42,56	47,45	47,45	47,45	50

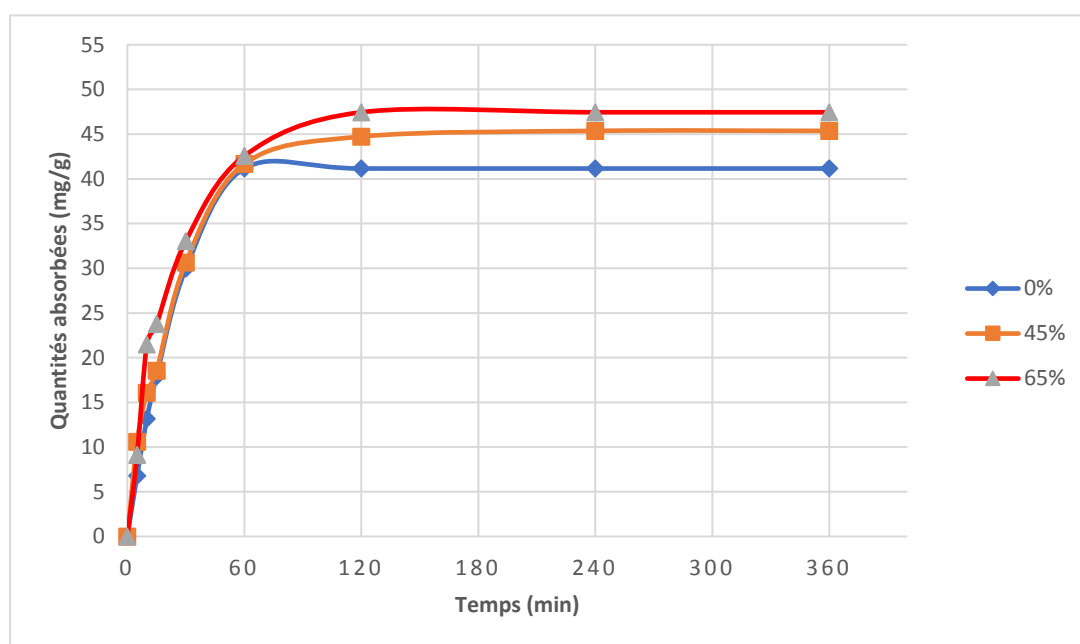


Figure V.11 : Influence de la dilution de l'eau sur la quantité de DCO adsorbée par le charbon

D'après les résultats obtenus, on remarque que la dilution du rejet n'a pas une grande influence sur la quantité adsorbée. Le rendement d'élimination de la DCO passe de 16 % avec un échantillon dilué à 0 % (eaux brutes) à 50 % avec un échantillon dilué à 65 %. Le temps de saturation du charbon actif reste stable (environ 120 min) quel que soit le rapport de dilution appliqué.

4. Essais de modélisation des résultats d'adsorption

Plusieurs modèles sont disponibles dans la littérature pour modéliser les résultats d'adsorption. Dans ce travail, pour modéliser nos résultats d'adsorption de la DCO par le charbon actif on a testé les modèles suivants :

a)- Le modèle cinétique du premier ordre de Lagergen [55] représenté par la relation linéaire suivante :

$$\ln (Q_{max} - Qt)/Q_{max} = -k_1T$$

Où : Q_{max} : Quantité maximale de DCO adsorbée à l'équilibre en mg/g

Qt : Quantité adsorbée au temps t en mg/g

K_1 : constante de la vitesse d'adsorption du premier ordre.

T : temps de contact en min.

b) - Le modèle cinétique du pseudo second ordre de Ho [56,57, 58, 59] dont son équation sous sa forme linéarisée est la suivante :

$$\frac{t}{Qt} = \frac{1}{k_2 \cdot Q_{max}^2} + \frac{t}{Q_{max}}$$

Où : K_2 : Constante de vitesse d'adsorption du pseudo second ordre.

c) - Le modèle cinétique de Boyd [60] donnée par l'équation suivante :

$$F = 1 - \left[\frac{6}{\pi^2} \exp(-Bt) \right]$$

Où : F : fraction de DCO adsorbé à l'instant t ;

F est donné par l'expression suivante: $F = Qt/Q_{max}$

Les résultats de modélisation obtenus sont les suivants:

- Modèle du premier ordre (Modèle de Lagergren) :

En traçant $\ln (Q_{max} - Qt)/Q_{max}$ en fonction du temps t pour chaque dose du charbon (Figure V.12), nous calculons les paramètres du modèle et les coefficients de régression (Tableau V.7).

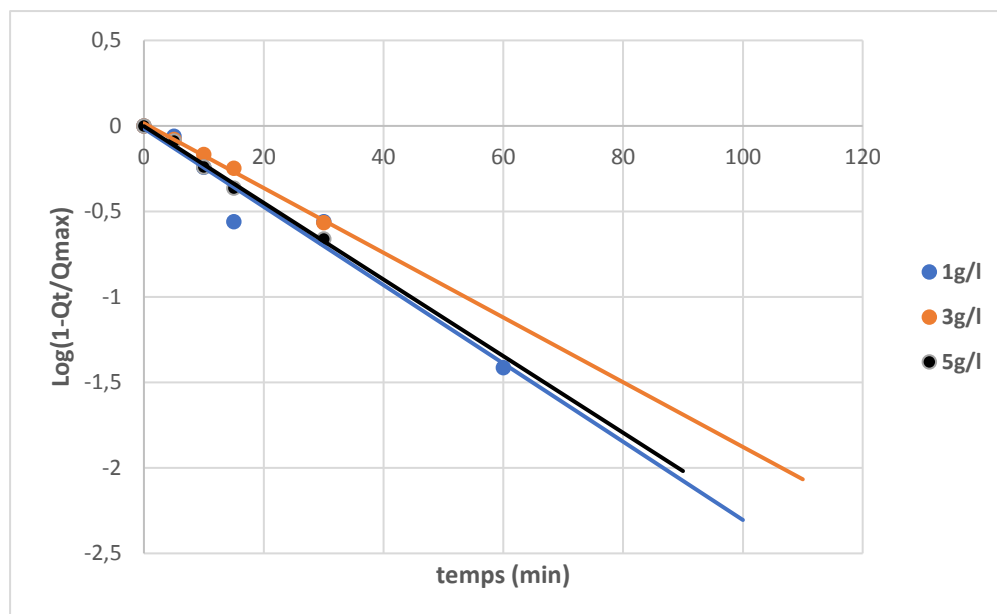


Figure V.12 : Modélisation des résultats d'adsorption de la DCO par le charbon actif pour différentes doses de charbon (modèle de premier ordre de Lagergren)

Tableau V.7 : Valeurs des coefficients de régression du modèle de Lagergren pour les différentes doses de charbon testés

Concentration du charbon actif (g/l)	R ²
1	0.950
3	0.995
5	0.993

A partir du tableau V.7, on remarque que les valeurs des coefficients de régression sont trop proches de 1, donc il y'a une bonne corrélation et l'adsorption de la DCO peut être décrite par le modèle du premier ordre.

- Modèle cinétique du pseudo second ordre

On trace les courbes t/q_t en fonction de t pour chaque dose de charbon et on calcule les paramètres du modèle ainsi que les coefficients de régression. Les résultats sont indiqués sur la figure V.13 et le tableau V.8.

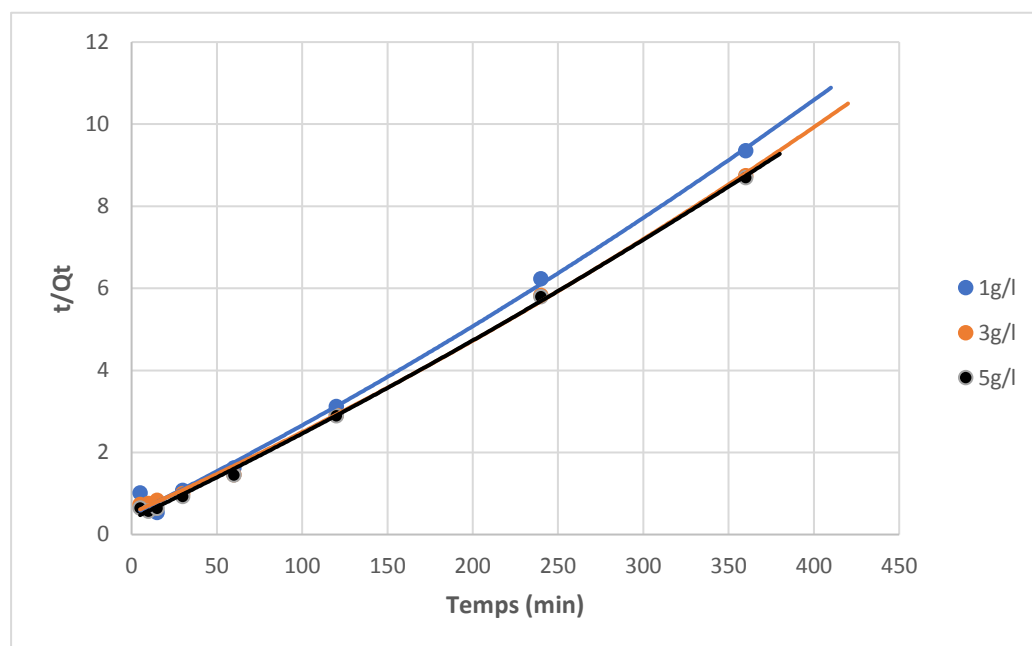


Figure V.13 : Modélisation des résultats d'adsorption de la DCO par le charbon actif pour différentes doses de charbon (modèle du pseudo second ordre)

Tableau V.8 : Valeurs des coefficients de régression du modèle du pseudo second ordre pour différentes masses du charbon utilisées

Concentration du charbon actif (g/l)	R ²
1	0.995
3	0.998
5	0.998

Pour ce modèle les points représentant les données sont bien linéarisés (figure V.13) les résultats des coefficients de corrélation (tableau V.8) montrent la validité de ce modèle qui apparaît plus approprié à décrire les résultats d'adsorption de la DCO par le charbon actif et ceci quelque soit la masse de charbon utilisée.

- Modèle de Boyd :

L'expression de la cinétique de Boyd peut être représentée par :

$$Bt = -0,4977 - \ln(1 - F)$$

F : fraction de DCO adsorbé à l'instant t ; $F = Qt/Q_{max}$

On trace la courbe tracée de $Bt = f(t)$ et si la courbe est une droite qui passe par l'origine, on conclut que le modèle décrit mieux les données. Les résultats sont présentés sur la figure V.14

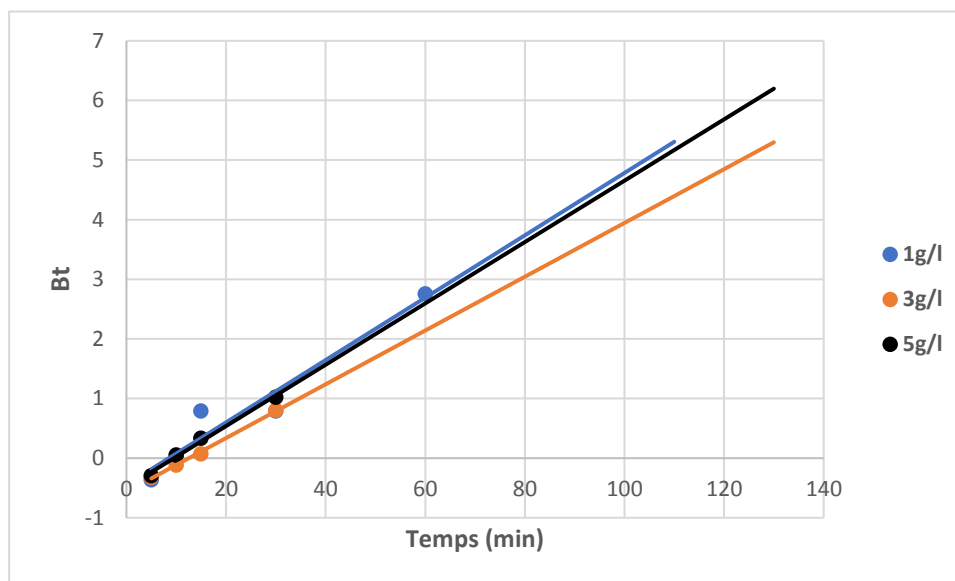


Figure V.14 : Modélisation des résultats d'adsorption de la DCO par le charbon actif pour différentes doses de charbon (Modèle de Boyd, Courbe $Bt = f(T)$)

La courbe tracée $Bt = f(t)$ (figure V.14) est une droite qui ne passe pas par l'origine. Le modèle n'est plus adéquat pour décrire les résultats d'adsorption. La diffusion de la DCO sur la surface du charbon actif n'est pas la seule qui limite la cinétique d'adsorption.

5. Conclusion

Les rejets des usines textiles sont trop chargés par les colorants textiles. Dans notre cas, L'utilisation des sulfates d'alumine associée avec la bentonite peut réduire la DCO à 78%. Quand on a changé le flocculant (bentonite) par le polymère, le rendement d'élimination de la DCO a augmenté à 94 %, mais le polymère est trop cher ce qui limite son utilisation. Donc, on recommande d'utiliser la bentonite du forage qui est local, pas cher et largement disponible dans notre région. Le pH a une influence sur le traitement. Plus le pH est proche de 7, plus le rendement est satisfaisant et permet de passer la concentration de la DCO de 992.3 mg/l à 8.09 mg/l et atteindre une turbidité de 8 NTU.

L'adsorption par le charbon actif permet d'adsorber la DCO contenue dans l'eau. Nous avons remarqué que le rendement croit jusqu'à atteindre une quantité optimale avec 3 g/l de charbon ajouté. Plusieurs paramètres influent sur l'adsorption tel que le pH ont été étudié ; On a constaté que lorsque le pH est légèrement acide (pH proche de 5), la quantité de DCO adsorbée est importantes. Lorsque le pH augmente vers la neutralité ou vers la basicité, la quantité adsorbée diminue inversement. La dilution d'échantillon initiale ne résulte aucun changement sur la quantité absorbée.

Les essais de modélisation nous ont permis de mieux comprendre le processus d'adsorption de la DCO par le charbon actif. Pour mieux modéliser nos résultats d'adsorption, on a appliqué le modèle du premier ordre, du pseudo second ordre et le modèle de Boyd. Les coefficients de corrélation sont proches de 1 avec les modèles du premier et du pseudo second ordre ce qui signifie que ces modèles sont bien adaptés pour mieux décrire les résultats d'adsorption. Le modèle de Boyd nous confirme que la diffusion de la DCO sur la surface du charbon actif n'est pas le seul mécanisme qui contrôle le phénomène d'adsorption de la DCO par le charbon actif utilisé.

Conclusion générale

Conclusion générale

Dans ce travail, on a étudié le traitement des eaux usées de l'industrie textile avec un essai de modélisation des résultats d'adsorption obtenus. Le travail expérimental a été conduit sur les effluents bruts du complexe SOITEX de Tlemcen. Nous avons testé deux procédés techniques pour vérifier leurs performances quant à l'élimination de la pollution de l'eau :

- la coagulation-floculation-décantation et
- l'adsorption par le charbon actif

L'objectif est d'éliminer les particules et les substances chimiques contenues dans l'eau tels que les colorants issus des opérations de teinturerie.

Le traitement par coagulation-floculation-décantation, effectué sur un jar test, nous a permis d'optimiser la dose de coagulant et de floculant à injecter. La dose optimale du coagulant sulfate d'alumine est de 485 mg/l, celle du floculant est de 300 mg/l avec la bentonite de forage et 50 mg/l avec le polymère polyélectrolyte. Malgré que la dose de polymère était petite par rapport à celle de la bentonite, on a jugé intéressant d'utiliser la bentonite comme floculant dans la suite du travail en raison de sa large disponibilité dans la région et son faible coût. La variation de certains paramètres comme le pH, la dose de coagulant et le rapport de dilution de l'échantillon a été expérimentée. Il a été constaté que la turbidité est plus basse (8.1 NTU) avec un rendement de 99 % à un pH = 7. La dilution de l'effluent brut influe sur le rendement de traitement. Plus le pourcentage de dilution est grand plus le rendement augmente.

L'adsorption de la DCO par le charbon actif est un processus qui nécessite toujours des expérimentations pour améliorer le rendement d'adsorption et avoir des bons résultats en matière d'élimination de la pollution. Pour notre cas d'étude, on a optimisé la dose du charbon utilisée en opérant 3 doses : 1, 3 et 5 g/L. Les résultats obtenus indiquent que la quantité de DCO adsorbée est maximale (41.16 mg/g) avec une dose de 3 g injectée. L'utilisation d'une dose de charbon de 5 g/L n'a pas donné de résultats significatifs quant au rendement d'adsorption. Par ailleurs, la variation du pH initial de l'eau a un grand effet sur le processus d'adsorption. En effet, un pH légèrement acide (pH = 5) est optimal pour une bonne adsorption de la DCO. Quand le pH augmente, le rendement de traitement diminue. Enfin on a constaté que la dilution de l'échantillon brut en appliquant de l'eau distillée n'a pas une grande influence sur le rendement de traitement.

Pour modéliser les résultats d'adsorption de la DOC par le charbon actif, on a appliqué des modèles mathématiques disponibles dans la bibliographie. Les résultats de la modélisation ont révélé que le modèle du pseudo second ordre avec des coefficients de corrélation plus

proches de 1 et des points bien alignés sur les courbes de tendance de types 2^{ème} ordre est le modèle le plus adéquat pour décrire les résultats d'adsorption.

Comme perspectives, on recommande une continuité de travaux dans cette thématique en essayant d'expérimenter d'autres matériaux adsorbants comme substituant au charbon actif qui reste un produit cher et pose un problème de régénération.

Bibliographie

Bibliographie

- [1]. **J-R.vailant ; 1974**; Perfectionnement et nouveautés pour des eaux résiduaires, eaux usées urbaines et eaux résiduaires industrielles, Edition Eyrolles, 2863 p
- [2]. **RODIER, 2005**, l'analyse de l'eau, Edition Dunod, Paris
- [3]. Directive Européenne du 21 mai 1991(91/271/CEE) relative au traitement des eaux urbaines résiduaires
- [4]. M. Jean-François HUSSON et al. 2015, le coût économique et financier de la pollution de l'air, Rapport N° 610 de SÉNAT, France, 306 P
- [5]. **Mizi Abdelkader 2006**, Traitement des eaux de rejet d'une raffinerie -région de Bejaïa et valorisation de déchets oléicoles, Thèse de doctorat, Université Badji Mokhtar Annaba
- [6]. **Boeglin J.C; 1997**, Analyse des eaux résiduaires, Pollution industrielle de l'eau caractérisation, classification, mesure, Technique de l'ingénieur, traité du génie industriel
- [7]. **Boumediene M., Bouakkaz A., Chiboub Fellah A. 2017**, Contribution de la filtration sur sable dans l'amélioration de la qualité des eaux usée épurées : Etude expérimentale sur l'efficacité d'un sable de la région de Tlemcen, Revue des régions arides N°41, Tunisie.
- [8]. Decret exécutif paru dans le journal officiel N°46 du juillet 1993 réglementant les rejets d'effluents liquides industriels, journal officiel N°46 juillet 1993.
- [9]. **Leon J. Warshaw**, l'encyclopédie de sécurité et de santé au travail, industrie textile et d'habillement, chapitre 89.
- [10]. www.larousse.fr/encyclopedie
- [11]. **Jeremy Corenthin**, Method for Manufacturing a Textile Product from Tendons or Nerve of Animal Origin, 13 juin 2019
- [12]. **Hammami S. 2008**; Etude de dégradation des colorants de textile par les procédés d'oxydation avancée. Application à la dépollution des rejets industriels ; Université de Marne la Vallée –France.
- [13]. **Guivarch E. 2004**, Traitement des polluants organiques en milieux aqueux par le procédé électrochimique d'oxydation avancée «Electro-Fenton». Application à la minéralisation des colorants synthétiques, Thèse de doctorat de l'université de Marne-la-Vallée, France.
- [14]. **DJAB Mohamed, 2012**, Modification de la bentonite par des sels de Bis imidazolium – Applications à l'adsorption d'un colorant textile (Orange Télon), Mémoire de master en chimie ; Département de Chimie ; Faculté des Sciences, Université de Tlemcen.

- [15]. **M. Stolte, M. Vieth**, Acta Endosc, (2001) 125–130
- [16]. **S. Moncada, R.M. Palmer, E.A. Higgs**, Pharmacol. Rev. 43(1991); 109–142
- [17]. **A. Colin**. Chimie organique. Tome 2 éditions paris. (1970).
- [18]. **Lamri N**, 2011, Elimination du colorant orange II en solution aqueuse, par voie photochimique et par adsorption. Mémoire de magister en Chimie analytique, physique et environnement ; Département de Chimie ; Faculté des Sciences exactes, Université Mentouri de Constantine
- [19]. **S.M. Fentous; A. Belhadj; 2014**; Etude des interactions colorant tensioactif : application à la dépollution; Mémoire de master; Université des sciences et de la technologie d'Oran; 51 p
- [20]. Les colorants textiles sources de contamination de l'eau : CRIBLAGE de la toxicité et des méthodes de traitement, Revue des sciences de l'eau, Journal of Water Science, volume 24, Number 3, 2011, p210, 238
- [21]. **Inrs, 2004**, Allergie respiratoire professionnelle aux matières colorantes, Document pour le médecin de travail, N°98
- [22]. **Julien Reungoat, 2007**, Etude d'un procédé hybride couplant adsorption sur zéolithes et oxydation par l'ozone. Application au traitement d'effluents aqueux industriels, présentée en vue de l'obtention de grade de Docteur de l'Université de Toulouse
- [23]. **Halima Chenini**, Etude de la dégradation par voie photochimique de polluant organique « orange g » en milieu aqueux homogène et hétérogène, Thèse de doctorat en chimie
- [24]. **Zollinger H.**, Color Chemistry. Synthesis, Properties and Applications of Organic Dyes and Pigments, 2nd Ed, VCH, 1991
- [25]. **Yusuff, R.O. and Sonibare**, J.A. (2004) Characterization of Textile Industries' Effluents in Kaduna, Nigeria and Pollution Implications. Global Nest Journal, 6, 211-220.
- [26]. **Kaushik (2010)**; Integrative Genomic Profiling of Human Prostate Cancer.
- [27]. **Pagga et Brown (1986)**; The degradation of dyestuffs: Part II Behaviour of dyestuffs in aerobic biodegradation tests, Chemosphere, Volume 15, Issue 4, Pages 479-491:
- [28]. **Pierre Servais. (1999)** ; Supply of organic matter and bacteria to aquatic ecosystems through waste water effluents, Water Research, Volume 33, Issue 16, November 1999, Pages 3521-3531:
- [29]. **Mills (1998)**; Risques pour la santé liés à la consommation de sous-produits de la chloration de l'eau potable : rapport d'un groupe d'experts
- [30]. **Ganesh**, (1992) ; Assessment of Underground Water Contamination and Effect of Textile Effluents on Noyyal River Basin In and Around Tiruppur Town, Tamilnadu

- [31]. **Brown et De Vito.**, (1993); Critical Reviews in Environmental Science and Technology Volume 23, 1993 - Issue 3 ; Predicting azo dye toxicity
- [32]. **Culp S.J., Beland F.A., Heflich R.H.** (2003), Mutagenicity and carcinogenicity in relation to DNA adduct formation in rats fed leucomolachite green, Mutation research, 506, 55-63
- [33]. L'édition digitale du Mémento Technique de l'eau pour les professionnels du traitement de l'eau
- [34]. **L. Jingbing, Y. Xiaoyue, W. Hao, Z. Mankang, W. Bo, Y. Hui** (2003); The influence of pH and temperature on the morphology of hydroxyapatite synthesized by hydrothermal method, Ceram. Int, 29, 629–633.
- [35]. **Kacha S., M.S. Ouali et S. Elmaleh** (1997). Élimination des colorants des eaux résiduelles de l'industrie textile par la bentonite et des sels d'aluminium. Rev. Sci. Eau, 2, 233-247
- [36]. **Eckenfelder, W.**, (1982). Gestion des eaux usées urbaines et industrielles, technique et documentation, LAVOISIERR Paris, Edition 1982
- [37]. **Robert Thomazeau** (1981); Station d'épuration eaux potables - eaux usées, Précis théorique et Technologique Paris, Lavoisier.
- [38]. **Koller E.** (2004). Génie chimique aide-mémoire, 2ème édition, DUNOD (2004) Paris (France).
- [39]. **Sigg, L., Behra P. and Stumm W.** (2001). Chimie des milieux aquatiques : chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement. Dunod, Paris, 567 pp.
- [40]. **Dupant** (1981), Hydraulique urbaine. Hydrologie-Captage et traitement des eaux, Vol.1
- [41]. **Cardot** (1999), Les traitements de l'eau. Procédés physicochimiques et biologiques, Cours et problèmes résolus. Ed. Ellipse, Paris, 256 p.
- [42]. **Charles M. Watson, Daniel J. Dwyer, Jeffrey C. Andle, Alice E. Bruce, and Mitchell R. M. Bruce**, (1999); Stripping Analyses of Mercury Using Gold Electrodes: Irreversible Adsorption of Mercury
- [43]. **Hou, Gounaris, Noll**, (1992); Adsorption technology for air and water pollution control
- [44]. **Anonyme**, oxydation catalytique, document technique disponible sur www.lenntech.fr
- [45]. **Boughari Djaouhar** (2016) ; Caractérisation et de traitement des eaux résiduelles d'une industrie textile (SOFACT- Tissemsilt) pour l'obtention du diplôme master université Abdelhamid Ibn Badis-Mostaganem

- [46]. **Cindy Bassompierre** (2007); Procédé à boues activées pour le traitement d'effluents papetiers: de la conception d'un pilote à la validation de modèles. domain_stic.inge. Institut National Polytechnique de Grenoble - INPG, Français.
- [47]. **Olivier Lefebvre, René Moletta**; (2006). Treatment of organic pollution in industrial saline wastewater: A literature review, *Water Research*, Volume 40, Issue 20,
- [48]. **CHEBLI Derradji**; (2012) Traitement des eaux usées industrielles : Dégradation des colorants azoïques par un procédé intégré couplant un procédé d'oxydation avancée et un traitement biologique ; Thèse de Doctorat ; Université Ferhat Abbas
- [49]. Détermination de la demande chimique en oxygène : méthode de reflux en système fermé suivi d'un dosage par colorimétrie avec le bichromate de potassium, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2016-04-18 (révision 4).
- [50]. Manuel d'utilisation du spectrophotomètre JOUAN
- [51]. **METAHRI Mohammed Saïd**; (2012), élimination simultanée de la pollution azotée et phosphatée des eaux usées traitées, par des procédés mixtes. Cas du STEP de la ville de Tizi-Ouzou ; thèse de doctorat ; Université Mouloud Mammeri de Tizi-Ouzou
- [52]. **Rodier J. ; Legube B. ; Merlet N.**, (2009), l'analyse de l'eau, 9ème édition, Dunod, Paris.
- [53]. **Boumediene M. et al.** (2018), Effects of pH and ionic strength on methylene blue removal from synthetic aqueous solutions by sorption onto orange peel and desorption study , *J. Mater. Environ. Sci.*, Volume 9, Issue 6, Page 1700-1711.
- [54]. **Inoussa Zongo**, 2009, Étude expérimentale et théorique du procédé d'électrocoagulation : application au traitement de deux effluents textiles et d'un effluent simulé de tannerie, Thèse de doctorat en Génie des procédés et des produits, Institut National Polytechnique de Lorraine Vandoeuvre-lès-Nancy, France.
- [55]. **S. Lagergren (1898)**, Zur theorie der sogenannten adsorption geloster stoffe. *Kungliga Svenska Vetenskapsakademiens. Handlingar.*, (24), 4, pp. 1- 39.
- [56]. **Y.S. Ho, McKay G. (1999)**, Pseudo-second order model for sorption process, *Process. Biochem.*, (34), pp.451-465.
- [57]. **Y.S. Ho, G. McKay (1999)**; A kinetic study of dye sorption by biosorbent waste product pith, *Res. Conserv. Recycl.*, (25), pp.171–193
- [58]. **Y.S. Ho, C.C. Wang (2004)**; Pseudo-isotherms for the sorption of cadmium ion onto tree fern, *Process. Biochem.*, (39), pp.759–763
- [59]. **Y.S. Ho (2006)**, Second-order kinetic model for the sorption of cadmium onto tree fern: a comparison of linear and non-linear methods, *Wat. Res.*, (40), pp.119 – 125

- [60]. **A. Aloui, A. Zertal (2016)**, Etude de l'élimination du paracétamol par le charbon actif en milieu aqueux, Third International Conference on Energy, Materials, Applied Energetics and Pollution ICEMAEP2016, October 30-31 Constantine, Algeria

Annexe

Annexe

Présentation et description du complexe textile SOITEX de Tlemcen

1. Situation géographique

Le complexe textile de Tlemcen qui dépend de l'entreprise national des industries textiles des soies « SOITEX » se situe à la wilaya de Tlemcen à l'extrême ouest de l'Algérie et exactement au niveau de la Daïra de Chetouane et environ 4 Km au chef-lieu.

L'unité de SOITEX se situe dans la zone industrielle de Chetouane Tlemcen, elle est composée d'une superficie de 37,3 hectares, elle est considérée parmi les plus grandes unités économique en Algérie.

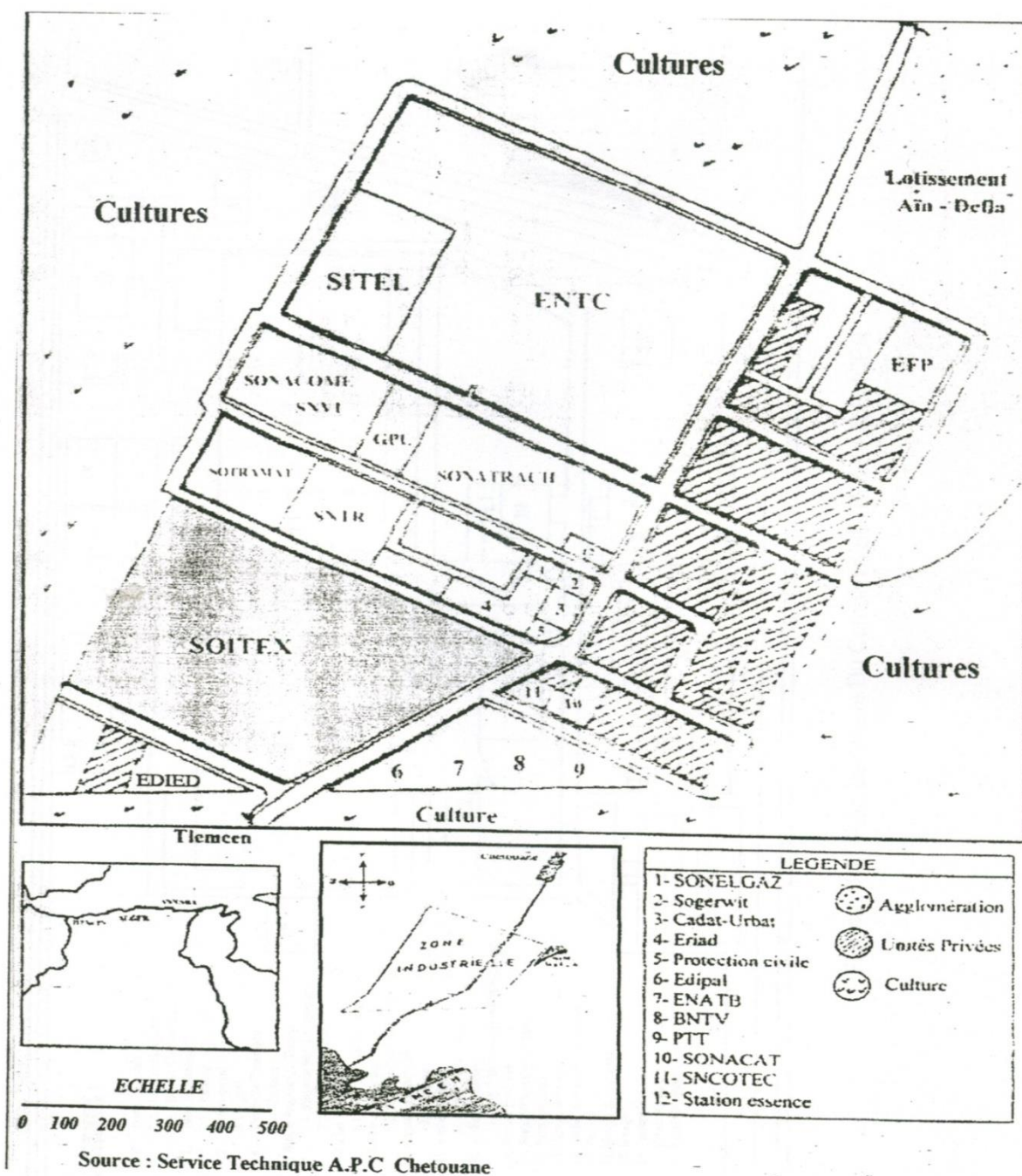


Figure 1 : Plan de situation de la Soitex dans la zone industrielle de Tlemcen

2. Fiche technique

Complexe de soierie de Tlemcen :

- ✓ Superficie totale : 35 ha.
- ✓ Unité Broderie :
- ✓ Superficie Totale : 22.500 m²
- ✓ Superficie construite : 3.290 m²
- ✓ Activités : Production d'articles et motifs brodés sur franges, couvre lits, rideaux ect...
- ✓ Capacité Théorique : 40.000 MI/an
- ✓ Capacité Broderie : 1.171.000.000 points/an.

3. Différents ateliers disponibles :

Elle comprend un atelier de tissage, atelier de teintures pièces, atelier de finissage, atelier de contrôle final et un magasin de stockage.

4. Utilisation de l'eau dans le complexe :

Dans le complexe de SOITEX, l'eau est très utilisée pour plusieurs activités telles que la teinture, la fabrication du tissus, le lavage, les chaudières; etc

Avant 1998; l'unité de SOITEX était alimentée à partir du barrage du Meffrouch. Actuellement elle s'alimente par un forage qui se trouve au niveau du complexe pour des raisons économiques.

La qualité d'eau demandée par chaque activité se diffère d'une activité à une autre. Les chaudières demandent une eau complètement déminéralisée alors que les bains de teinture demandent une eau partiellement déminéralisée.

- Les Eaux usées du Complexe :

Les eaux usées du complexe proviennent généralement du finissage et de tissage (collage) ainsi que des eaux provenant de la centrale thermique, du traitement des eaux et des eaux usées.

a) Les eaux usées : sont réunies d'une façon générale, toutes les évacuations provenant des :

a- Vestiaire (douches, lavabos, collectifs).

b- W.C.

c- Cuisines professionnelles (actuellement cette cuisine ne fonctionne pas, donc elle ne provoque plus de rejet).

b) Les eaux du finissage : Ces eaux proviennent du bâtiment de finissage. Elles sont caractérisées par un pH légèrement alcalin, et une concentration en DCO variant de 400 à 700 mg/l.

- **Station d'Épuration STEP du Complexe SOITEX:**

Les eaux résiduaires du complexe SOITEX se traitent au niveau d'une station d'épuration (figure 2) en suivant les procédés suivants : traitement mécanique, traitement physico-chimique, et traitement biologique.

Il est à noter que la Station est à l'arrêt depuis plusieurs années.

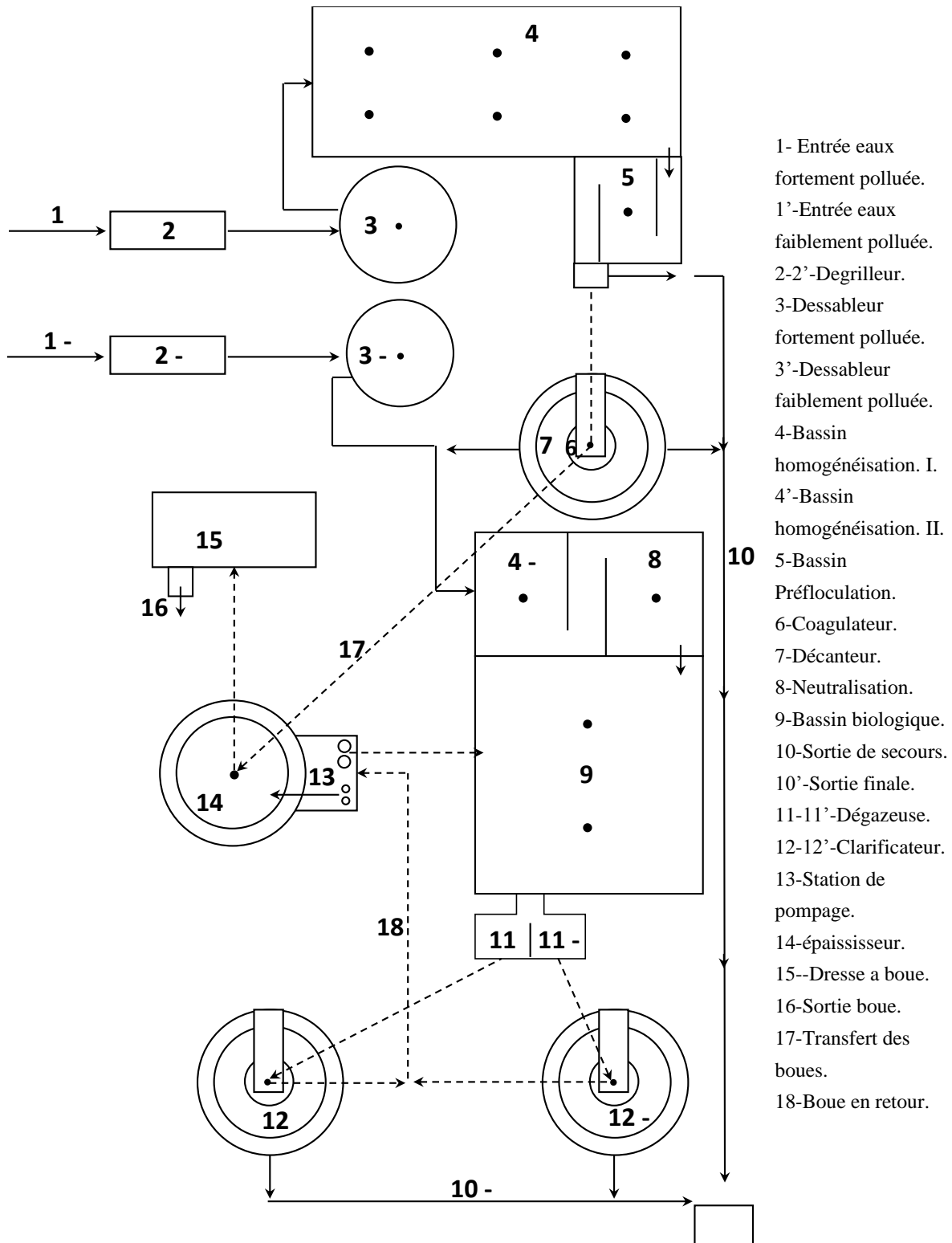


Figure 2 : Schéma général de la STEP de la SOITEX de Tlemcen