LA REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

YAHIA FARES UNIVERSITÉ DE MEDEA



Faculté de technologie

Département de Génie des Procédés et Environnement

Projet de Fin d'Etudes de Master

Filière: Génie des Procédés et Environnement

Option : Génie chimique

Etude Expérimentale et Modélisation Numérique de l'Elimination des Matières Organiques

---

Présenté par :

M^{elle}BOUDELLAL Nihel Rayen

M^{elle}SEDER Sarah

Proposé et supervisé par :

Dr. BELHADJ Abd-Elmouneïm

Dr. TAHRAOUI Hichem

Promotion : 2020 - 2021

Remerciement

Nous tenons à remercier « Dieu » le tout puissant de nous avoir donné le courage, la force et la volonté pour la réalisation de cette étude.

Tout d'abord nous tenons à exprimer notre profonde gratitudeà notre promoteur Dr. BELHADJ Abd-Elmouneïm pour ses orientations et ses conseils durant toute la période du projet.

De même pour notre co-promoteur Dr.TAHRAOUI Hichem pour sa patience, ses suivis et ses encouragements tout au cours du projet.

On vous félicite de nous avoir accompagné et renforcé nos efforts.

D'autre part nous tenons à remercier le président de la commission et ses membres d'avoir accepter de participer à la discussion de notre modeste travail, de le juger et l'évaluer.

Finalement nous remercions tous nos enseignants du département du génie des procédés de l'université Dr.Yahiya Fares de Médéa et tous ceux qui ont contribué de loin ou de prés à cette réalisation.

Nous souhaitons que cette mémoire soit utile à tous les futurs.

Dédicace

Je dédie ce modeste travail à tous ceux qui m'ont aidé de prés ou de loin à sa réalisation :

A mes très chers parents sans leur amours leurs sacrifices et leurs encouragement je ne serais jamais arrivée à réussir dans mes étude. Je sais bien quelque soit les remerciements que je leurs adresse c'est peu, que Dieu les protège et leurs donne la santé et une longue vie.

A ma chère jumelle Chahrazed
Ma moitié, mon tout, mon clone, ma meilleure âme, ma confidente, ma sœur.

A mon cher frère Anis.

A mes grand parents.

A toute ma grand famille BOUDELLAL et BENMOUSSA.

Ceux qui ont partagé avec moi cette période et ont créé la joie et la bonne entente.

BOUDELLA Nihel Rayen

Dédicace

Je dédie ce modeste travaille :

A l'âme de mon père « M'hammed » et l'âme de mon frère « Salime ». رحمة الله عليهما

A ma mère « Mahdjouba » qui m'a donné la vie, la tendresse et le courage pourréussir, c'est pour ca je considère ce succès comme son succès.

A mes frères « Abd elkader », « Ridah ».

A toutes mes chères sœurs « fatima, Habiba, Soria, Hanane, Saida, Hayet »,avec leurs maris et belles enfants.

A ma deuxième famille « Ahmed et sa femme Soria » qui m'a ouvert sa porte etm'a aidé dans mon parcours universitaire, je souhaits plein de succès à leursenfants

« Mouad, Thabet, Ziad ».

A mon oncle« Ahmed» et sa femme« Barkahom ».

A toute ma famille du côté du père Seder et du côté de la mère Derbali.

A tous mes chères amies pour les liens forts d'amitié qui nous unissent et lesmeilleurs moments que nous avons passé ensemble.

SEDER Sara

ملخص

يشير هذا العمل إلى فعالية اثنين من مواد تخثر CuSO4 و FeCl3 و CuSO4 + FeCl3 لمعالجة مياه الصرف الصحي التي يتم تصريفها بواسطة مجمع المضادات الحيوية سيدال الموجود في المدينة عن طريق التخثر والتلبد.

تم تحسين المعلمات المستقلة مثل الأس الهيدروجيني وجرعة التخثر باستخدام منهجية سطح الاستجابة مع الأخذ في الاعتبار الأس الهيدروجيني النهائي والمواد العضوية والتعكر والأشعة فوق البنفسجية مقابل المتغيرات التابعة.

كان نموذج معامل الارتباط (R) هو الأنسب لتطوير العلاقة بين المتغيرات التابعة والمستقلة.

أظهرت النتائج أن المخثر المخلوط CuSO4 + FeCl3 أعطى نتائج أفضل من CuSO4 و FeCl3 على حدة.

لوحظت أقصى نتيجة للمادة العضوية 97.27٪ ، الأشعة فوق البنفسجية مقابل 80.16٪ ، التعكر 96.48٪ عند الرقم الهيدروجيني 5 والجرعة 0.3 ملجم / لتر من مادة التخثر (CuSO4 + FeCl3).

الكلمات المفتاحية :مياه الصرف الصحي ، التخثر ،سطح الاستجابة.

Résumé :

Le présent travail rapporte l'efficacité de deux coagulants $CuSO_4$, $FeCl_3$ et ($CuSO_4$+$FeCl_3$) pour le traitement des eaux usées rejetées par le complexe antibiotique de SAIDAL sis à Médéa par coagulation-floculation.

Les paramètres indépendants tels que le pH et le dosage des coagulants ont été optimisés en utilisant méthodologie de surface de réponse prenant en compte le pH final, le taux de la matière organique, la turbidité et l'uv-vis comme variables dépendantes.

Un modèle de coefficient de corrélation (R) était le mieux adapté pour développer la relation entre variables dépendantes et indépendantes.

Les résultats sont montrés que le coagulant mixte $CuSO_4$+$FeCl_3$ donnait de meilleurs résultats que $CuSO_4$ et $FeCl_3$ individuellement.

Un résultat maximale de la matière organique 97.27 %, l'uv-vis 80.16 % et la turbidité 96.48%, a été observée à pH 5 et dosage 0.3 mg/l de coagulant ($CuSO_4$+$FeCl_3$).

Les mots clés : eau usée, coagulation-floculation, surface de réponse.

Abstract :

This work reports the effectiveness of tow coagulants CuSO4, FeCl3 and (CuSO4 + FeCl3) for the treatment of wastewater discharged by the SAIDAL antibiotic complex located in Médéa by coagulation-flocculation.

Independent parameters such as pH and coagulant dosage were optimized using response surface methodology considering final pH, organic matter level, turbidity and UV-vis as dependent variables.

A correlation coefficient (R) model was best suited to develop the relationship between dependent and independent variables.

The results are shown that the mixed coagulant CuSO4 + FeCl3 gave better results than CuSO4 and FeCl3 individually.

A maximum result of organic matter 97.27%, UV-vis 80.16% and turbidity 96.48%, was observed at pH 5 and dosage 0.3 mg / l of coagulant (CuSO4 + FeCl3).

The key words : waste water, coagulation-flocculation,response surface.

Table de matière :

Remerciement
Dédicace
ملخص
Résumé
Abstract
Liste des figures
Liste des tableaux
Liste des abréviations
Introduction général……. 1

Chapitre 1 Synthèse bibliographique

1.1 Introduction……...……... 3
1.2 Généralité sur l'eau……... 3
1.3 Etat des impuretés dans l'eau……... 4
1.4 Origine et différents type d'eau…… 4
1.4.1 Les eaux naturelles…… 4
1.4.2 L'eau potable…… 7
1.4.3 L'eau industrielle…….. 7
1.4.4 Eau de mers et eaux saumâtre……...…… 7
1.5 Pollution de l'eau…….. 8
1.6 Type de pollution des eaux……... 8
1.6.1 La pollution organique…….. 8
1.6.2 La pollution physique…… 8
1.6.3 La pollution chimique…… 8
1.7 Classification des polluants…….. 8
1.8 Qualité de l'eau…… 9
1.8.1 Qualité organoleptique…….. 9
1.8.2 Qualité physico-chimique…….. 10
1.9 Les procédés de traitement des eaux…… 13
1.9.1 Les procédés physiques…… 13
1.9.2 Les procédés physico-chimiques……... 14
1.9.3 Les chaines de traitement…….. 15
1.10 Conclusion…….. 17

Chapitre 2 la matière organique

2.1 Introduction…… 18
2.2 La matière organique…….. 18
2.2.1 Formes des matières organiques dans les eaux de surface…… 19
2.2.2 Catégories de la matière organique naturelle……...……. 20
2.2.3 Origines des matières organiques dans les eaux de surfaces……. 21
2.3 Propriété de la matière organique naturelle…….. 22
2.4 Composants de la matière organique dans les eaux……. 23
2.5 Caractérisation de la matière organique naturelle…… 24
2.6 Conclusion…… 26

Chapitre 3 Coagulation-floculation

3.1 Introduction…… 27
3.2 Les particules mis en jeu…….. 27
3.3 Structure des colloïdes…….. 27
3.4 Le potentiel zêta……... 29
3.5 Stabilité des colloïdes dans les solutions aqueuses…….. 29
3.6 But de la coagulation-floculation…… 29
3.7 La Coagulation……. 30
3.7.1 Principe de la coagulation……. 30
3.7.2 Réactif coagulant……... 31
3.7.3 Choix de coagulant…… 32
3.8 Paramètre lié à la coagulation-floculation…… 32
3.9 La floculation…… 33
3.9.1 Type de floculation…… 34
3.10 Conclusion……. 34

Chapitre 4 Matériels et méthodes

4.1 Introduction…….. 36
Partie 1
4.2 Caractérisation de l'eau usée et traitée……. 37
4.2.1 Mode de prélèvement…… 37
4.2.2 Matière utilisée……. 37
4.2.3 Matériels utilisés……..……. 37
4.2.4 Mesure des paramètres physico-chimiques……..… 38
Partie 2
4.3 Coagulation-floculation…… 41
4.3.1 Travail au laboratoire……. 41
4.3.2 Préparation et conservation des échantillons…….. 42
4.3.3 Conception expérimentale et analyse des données……. 42
4.4 Méthode de prédiction……. 44
4.5 Modélisation……. 46
4.6 Critère d'évaluation statistique……. 46

Chapitre 5 Résultats et discussions

5.1 Prédiction des doses de coagulation……..……... 49
5.2 Le coagulant $CuSo_4$…….. 47
5.2.1 RSM…… 47
5.3 Le coagulant $FeCl_3$……... 54
5.4 Le mélange ($CuSo_4$+ $FeCl_3$)……. 61
Conclusion générale……... 69
Références bibliographique

Liste des Figures :

Figure 1-1 Modèle représentatif de la moléculaire de l'eau 3
Figure 1-2 Schéma de traitement des eaux potables 16
Figure 2-1 Granulométrie des principaux constituants de la matière organique contenue dans les eaux naturelles. 20
Figure 2-2 Structure hypothétique d'un acide humique selon Stevenson 1994. 22
Figure 3-1 Distribution ionique autour d'un colloïde. 28
Figure 3-2 La Coagulation-Floculation 30
Figure 4-1 Une photographie d'un pH-mètre utilisé dans la présente étude. 38
Figure 4-2 Une photographie d'un turbidimètre utilisé dans la présente étude. 39
Figure 4-3 Une photographie d'uns spectrophotomètre utilisé dans la présente étude. 39
Figure4-4 Les solutions utilisé dans l'expérience. ..... **Erreur ! Signet non défini.**
Figure 4-5 Image prise pendant la détermination de la matière organique. ..... **Erreur ! Signet non défini.**
Figure 4-6 Image prise pendant le titrage. ..... **Erreur ! Signet non défini.**
Figure 4-7 Photographie d'un Jar-test. 42
Figure 4-8 Les résultats après la décantation du coagulant $CuSo_4$. 44
Figure 5-1 Graphe des valeurs réelles en fonction des valeurs calculées pour le pH 48
Figure 5-2 Effets des facteurs de fonctionnement et de leurs interactions. 48
Figure 5-3 Effet d'interactions des paramètres. 49
Figure 5-4 Graphe des valeurs réelles en fonction des valeurs calculées pour la turbidité 50
Figure 5-5 Effets des facteurs de fonctionnement et de leurs interactions 50
Figure 5-6 Effet d'interactions des paramètres. 51
Figure 5-7 Graphe des valeurs réelles en fonction des valeurs calculées pour l'uv-vis. 51
Figure 5-8 Effets des facteurs de fonctionnement et de leurs interactions. 52
Figure 5-9 Effet d'interactions des paramètres. 52
Figure 5-10 Graphe des valeurs réelles en fonction des valeurs calculées pour la matière organique. 53
Figure 5-11 Effets des facteurs de fonctionnement et de leurs interactions 53
Figure 5-12 Effet d'interactions des paramètres. 54
Figure 5-13 Graphe des valeurs réelles en fonction des valeurs calculées pour le pH. 55
Figure 5-14 Effets des facteurs de fonctionnement et de leurs interactions. 55
Figure 5-15 Effet d'interactions des paramètres. 56
Figure 5-16 Graphe des valeurs réelles en fonction des valeurs calculées pour la turbidité. 57
Figure 5-17 Effets des facteurs de fonctionnement et de leurs interactions. 57
Figure 5-18 Effet d'interactions des paramètres. 58
Figure 5-19 Graphe des valeurs réelles en fonction des valeurs calculées pour l'UV 254. 58
Figure 5-20 Effets des facteurs de fonctionnement et de leurs interactions. 59
Figure 5-21 Effet d'interactions des paramètres. 59
Figure 5-22 Graphe des valeurs réelles en fonction des valeurs calculées pour la MO 60
Figure 5-23 Effets des facteurs de fonctionnement et de leurs interactions. 60
Figure 5-24 Effet d'interactions des paramètres. 61
Figure 5-25 Graphe des valeurs réelles en fonction des valeurs calculées pour le pH final. 62
Figure 5-26 Effets des facteurs de fonctionnement et de leurs interactions. 62

Figure 5-27 Effet d'interactions des paramètres. 63
Figure 5-28 Graphe des valeurs réelles en fonction des valeurs calculées pour la turbidité. 63
Figure 5-29 Effets des facteurs de fonctionnement et de leurs interactions 64
Figure 5-30 Effet d'interactions des paramètres. 64
Figure 5-31 Graphe des valeurs réelles en fonction des valeurs calculées pour l'UV-vis. 65
Figure 5-32 Effets des facteurs de fonctionnement et de leurs interactions. 65
Figure 5-33 Effet d'interactions des paramètres. 66
Figure 5-34 Graphe des valeurs réelles en fonction des valeurs calculées pour la matière organique 67
Figure 5-35 Effets des facteurs de fonctionnement et de leurs interactions. 67
Figure 5-36 Effet d'interactions des paramètres. 68

Liste des Tableaux :

Tableau 1-1 Principale différence entre eaux de surface et eaux souterraines [3] 5
Tableau 1-2 La classification des polluants [14]. 9
Tableau 2-1 Origine des polymères présentent dans les ressources en eaux 21
Tableau 2-2 Composition élémentaire spécifique des acides humiques et fulviques 24
Tableau 2-3 Outils analytique utilisés pour caractériser la MON. 25
Tableau 3-1 Les zones de prédominance des hydroxydes de fer et d'aluminium. 32
Tableau 4-1 Types de solution et produite utilisés pour les différents analyses. 37
Tableau 4-2 Les différents matériels utilisés pour les différentes analyses. 38
Tableau 5-1 Caractéristiques des eaux usées. 47

Liste des abréviations :

AF : Les Acides Fulviques**.**
AH : Les Acides Humiques.
AT : Acides tanniques.
°C: Degré Celsius.
Ca^{2+} : Calcium.
CI : Carbone inorganique..
COA : Carbone organique assimilable.
COD : Carbone organique dissous.
COP : Carbone organique particulaire.
COT : Carbone organique total.
CT : Carbone total
$CuSO_4$: Sulfate de cuivre.
DBO_5 : Demande Biochimique En Oxygène.
DCO : La demande chimique en oxygène.
$FeCl_3$: Le chlorure de fer3.
H_2SO_4 :L'acide sulfurique H_2SO_4.
KM_nO_4 : Permanganate de potassium KM_nO_4
NH_3 : Le dioxyde de soufre.
$NH_4Fe(SO_4)_2$: Sulfate ferreux ammoniacale $NH_4Fe(SO_4)_2$
NOM : La matière organique naturelle.
NTU : Unité standard de mesure de la turbidité.
O_2 : Ion d'oxygène Dissous.
PH : potentiel Hydrogène.
POP : les polluants organiques persistants.
RSM : Réponse surface méthodologie.
SH : Substances humiques.
SO_2 : Le dioxyde de soufre.
TH : Dureté Total.
UV-Vis : La spectroscopie ultraviolette visible.

Introduction générale :

Dans le monde présent, l'eau participe à toutes les activités quotidiennes notamment, domestiques, industrielles et agricoles ce qui la rend un élément récepteur exposé a tous les genres de pollution.

Les eaux usée peuvent contenir plusieurs éléments indésirables tel que : Du sable et d'autres matières en suspension, des microorganismes pathogènes pouvant causer des maladies, des matières organiques décomposition, des produits chimique divers (produit nettoyants, solvants, hydrocarbures, médicaments) et des éléments nutritifs stimulant la croissance des algues et des végétaux aquatiques de façon excessive.

Afin de réduire les risque de contamination et de perturbation des écosystèmes aquatiques en doit traité les eaux usée et le rendre propre avant de les rejeter dans l'environnement.

Le traitement des eaux usées comprend une suite d'opérations impliquant à la fois des procédés tel que : biodégradation, adsorption, oxydation avancé, systèmes nano-composites, méthode conventionnelles et coagulation.

La matière organique peut être considérée comme un paramètre majeur influençant la qualité des eaux. Celle-ci peut être directement une source de pollution (exp : rejets d'eaux usées) ou bien influencer la toxicité des polluants présents dans les eaux comme les métaux.

Le présent travail regroupe deux grandes parties. Dans un premier temps, nous avons éliminé, par la voie expérimentale, les matières organiques présentent dans les eaux usées rejetées par le complexe antibiotique de SAIDAL sis à Médéa. Nous avons utilisé la méthode de coagulation-floculation à l'aide des déférents coagulants.

Dans un second temps, nous avons réalisé une étude numérique en tenant compte de nos résultats expérimentaux. Ceci nous mener à extraire un modèle mathématique, en utilisant le logiciel JMP7 et le langage RSM, afin de prédire et de prévoir l'élimination des matières organiques présentes dans les eaux usées.

Finalement, notre modèle mathématique crée avec une erreur RMSE de l'ordre de montre son efficacité et son approbation afin de réduire le temps d'optimisation des doses de coagulant et de gagner du temps.

Le présent mémoire est engendré par une introduction et une conclusion générale et regroupe quatre chapitres qui sont les suivants :

Chapitre 1 : Récapitule une synthèse bibliographique sur l'eau ;

Chapitre 2 : Un aperçu sur la matière organique ;

Chapitre 3 : La coagulation-floculation ;

Chapitre 4: Matériels et méthode ;

Chapitre 5 : Résultats et discussion.

chapitre 1 Synthèse bibliographique

1.1 Introduction :

Pour qu'un écosystème aquatique puisse se développer de façon équilibré, il faut que la qualité de l'eau soit bonne.

L'eau est un élément indispensable à la vie, est une part essentielle du patrimoine mondiale, mais aussi essentielle aux activités humaines (Agricoles, industrielles, domestiques...). Une eau est dite potable ou eau de consommation quand elle satisfait un certain nombre de caractéristiques la rendant propre à la consommation humaine.

Dans ce chapitre nous avons présenté une généralité sur l'eau, différent type d'eau, la qualité physico-chimique de l'eau et enfin les différents méthodes de traitement de l'eau.

1.2 Généralités sur l'eau :

De valeur nutritive quasiment nulle ; l'eau est cependant le constituant principale de tout les êtres vivants ; notre planète appelée « planète bleu » est recouverte de 70% d'eau.

L'eau est un composé chimique simple, liquide à température ambiantes, À pression ambiante (1 atmosphère).l'eau est gazeuse au-dessus de 100 ℃ et solide en dessus de 0℃.

Sa formule chimique est H_2O.C'est –à-dire que chaque molécule d'eau se compose d'un atome d'oxygène et de deux atomes d'hydrogène [1].

C'est un liquide incolore ; inodore ; sans saveur, de pH neutre et c'est un excellent solvant entrant dans la composition de la majorité des organismes vivants [2].

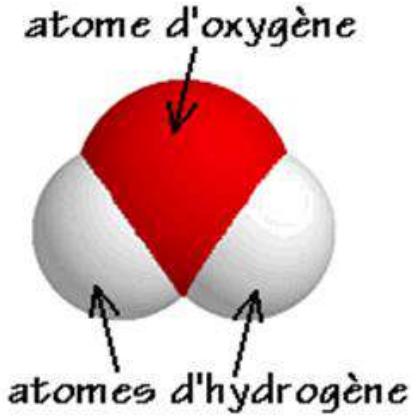


Figure 1-1 Modèle représentatif de la moléculaire de l'eau

1.3 Etat des impuretés dans l'eau :

L'eau rencontrée dans la nature, et, a fortiori, celle qui fait l'objet d'un traitement, n'est jamais pure.

Les impuretés qu'elle renferme, sont principalement sous deux états :

- **Matières en suspension :**

  Matières minérales ou organiques qui restent en suspension du fait de la turbulence de l'eau ou de leur densité trop voisine de celle de l'eau, elles sont sans interférence importante avec l'eau qui les entoure.

- **Matière dissoutes ou solution vraies :**

  Elles concernent des composés minéraux (on général plus ou moins ionisés) ou organique, macromoléculaires ou non, ainsi que des gaz souvent très solubles dans l'eau (ex : CO2, SO_2, NH_3….) [3].

1.4 Origine et différents types d'eau :

1.4.1 Les eaux naturelles :

Les réserves disponibles d'eaux naturelles sont constituées des eaux souterraines (infiltration, nappes), des eaux de surfaces stagnantes (lac retenues de barrage) ou en écoulement (rivières, fleuves) et des eaux de mer [4].

- **Les eaux souterraines :**

Les eaux souterraines ont, pendant longtemps, été synonymes « d'eaux propres » répandant naturellement aux normes de potabilité.

Les eaux souterraines sont toutes les eaux se trouvant sous la surface du sol, dans la zone de saturation et en contacte avec le sol ou le sous-sol et se caractérise par une turbidité faible ou leur eaux bénéficient de filtration naturelle importante. Commet elle se caractérise par une contamination bactérienne faible, car elle est habituellement à l'abri des sources de pollution. Par conséquence la dureté est souvent élevé, et les eaux souterraines peuvent être en contacte avec des formations rocheuses contenant des métaux bivalentes comme le calcium ou magnésium. En plus, dans les eaux souterraines, le fer et le magnésium présentent une concentration élevée.

- **Les eaux de surfaces :**

Les eaux de surfaces sont des eaux qui circulent ou qui sont stockées à la surface des continents. Elles ont pour origine, soit des nappes souterraines dont l'émergence constitue une source, soit les eaux de ruissellement [3].

Les eaux de surfaces sont constituées par les eaux des rivières, des fleuves, des étangs, des lacs, des barrages, des réservoirs, des glacières. Il s'agit d'une masse d'eau bien individualisées, solides ou liquide, immobile ou en mouvement.

Elles sont exposées à toute sorte de pollution que nous pouvons imaginer. Ce sont donc des eaux polluées [5]. Elle contient des substances inorganiques et organiques composés d'origine naturelle sous forme de matière en suspension et substances dissoutes. Dans la plupart des cas, l'eau de la rivière et le lac est contaminé par les déchets, les eaux usée, les produit chimique, hydrocarbures, médicament,….ect [6].

Tableau 1-1 Principale différence entre eaux de surface et eaux souterraines [3]

Caractéristique	Eaux de surface	Eaux souterraines
Température	Variable suivant saisons	Relativement constante
Turbidité	Variable parfois élevée	Faible ou nulle (sauf en terrain karstique)
Couleur	Liée surtout aux MES (argiles, algues..) sauf dans les eaux très douces et acides (acide humique)	Liée surtout aux matières en solution (acide humique) ou due à une précipitation (Fe-Mn)
Goût et odeurs	Fréquents	Rares (sauf H_2S)
Minéralisation global	Variable en fonction des terrains, des précipitations, des rejets…	Sensiblement constante ; en général, nettement plus élevée que dans les eaux de surface de la même région
Fe et Mn divalents	Généralement absentes, sauf en profondeur des pièces d'eau état d'eutrophisation	Généralement présente

CO_2 agressif	Généralement absent	Souvent présent en grande quantité
O_2 dissous	Le plus souvent au voisinage de la satura : absent dans le cas d'eaux très polluées	Absent la plupart du temps
H_2S	Généralement absent	Souvent présent
NH_4	Présent seulement dans les eaux polluées	Présent fréquemment sans être un indice systématique de pollution bactérienne
Nitrate	Peu abondant en général	Teneur parfois élevée
Silice	Teneur en général modérée	Teneur souvent élevée
Micropolluants minéraux et organiques	Présent dans les eaux de pays industrialisés, mais susceptibles de disparaître rapidement après suppression de la source	Généralement absents, mais une pollution accidentelle subsiste beaucoup plus longtemps
Solvant chlorés	Rarement présents	Peuvent être présent (pollution de la nappe)
Éléments vivants	Bactéries (dont certaines pathogènes), virus, plancton (animal et végétal)	Ferrobactéries sulfatoréductrices
Caractère eutrophie	Possible : accentué par les températures élevées	Non

1.4.2 L'eau potable :

La notion de potabilité est liée directement à l'alimentation humaine. Une eau naturelle est dite potable si elle présente les qualités suivantes :

- Fraîcheur et limpidité ;
- Absence d'odeur et de couleur ;
- Goût agréable ;
- Suffisamment douce, aérée ;
- Minéralisation raisonnable ;
- Absence de matières organiques et de germes pathogènes [3].

1.4.3 Les eaux industrielles :

Les eaux usées industrielles, contiennent des quantités non négligeables de polluants organiques, inorganiques et microbiens. Ces eaux résiduaires constituent l'une des principales sources de contamination des eaux de surface et souterraines [7].

Selon le dernier rapport de l'agence des nations unies chargée des questions de l'eau l'industrie est l'activité humaine qui génère le plus d'eaux usées. La composition et la concentration des effluents industriels sont extrêmement variables suivant le type d'industrie. Ainsi, chaque opération industrielle génère des quantités et qualités spécifiques d'eaux usées pouvant contenir des charges considérables de polluants.

Leurs caractéristiques varient d'une industrie à l'autre. Elles contiennent des matières organiques azotées ou phosphorées, des produits toxiques, des solvants, des métaux lourds, des micropolluants organiques et des hydrocarbures. Certaines de ces eaux peuvent être toxiques pour les espèces aquatiques, végétales et pour l'homme [8].

1.4.4 Eaux de mers et eaux saumâtres :

La salinité observée dans les différents océans ou mers du globe résulte d'un équilibre entre évaporation, pluies et apport des fleuves (salinité faible) d'une part et d'échange d'eau avec les autres mers ou océans aux quels ils sont reliés d'autre part.

Une eau saumâtre est une eau dont la teneur en sel est sensiblement inférieure à celle de l'eau de mer. La concentration totale de sel dissous y est généralement comprise entre 1 et10 g/l alors qu'elle est (en moyenne) de 35 g/l pour l'eau de mer. Dans les estuaires maritimes, la conjonction des courants d'eau douce avec l'eau de mer donne naissance à des poches d'eau saumâtre [3].

1.5 Pollution de l'eau :

La pollution peut se définir comme la dégradation d'un écosystème par introduction, souvent humaine, de substances ou de radiations chimique, nucléaire, sonore ou lumineuse qui peuvent toucher préférentiellement les sols, l'eau l'air et bien sûr, les êtres vivants. La pollution extérieure est d'origine naturelle (érosion des sols, éruption volcanique, incendie) ou humaine (industrie, transport, agriculture, chauffage) [9].

Avec le développement rapide de l'activité industrielle et humaine, de grandes quantités de polluants environnementaux, y compris les polluants organiques persistants (POP), les ions de métaux lourds tels que Cr, Pb, As, Hg, Cu, etc. Cela, à son tour, affecte la qualité de l'eau [10].

1.6 Type de pollution des eaux :

1.6.1 La pollution organique :

La pollution organique provient des effluents chargés de matières organiques fermentescibles (biodégradables), fournis par les industries alimentaires et agroalimentaires (laiteries, abattoirs, sucreries...), et par les effluents domestique (déjections humaines, graisses, etc.). La première conséquence de cette pollution consommation d'oxygène dissous de ces eaux. Les polluants organiques ce sont principalement les détergents, les pesticides et les hydrocarbures [11].

1.6.2 La pollution biologique :

Les eaux usées contiennent tous les microorganismes excrétés avec les matières fécales. Cette flore entérique normale est accompagnée d'organismes pathogènes. L'ensemble de ces organismes peut être classé en quatre grands groupes, par ordre croissant de taille : les virus, les bactéries, les protozoaires et les helminthes [12].

1.6.3 La pollution chimique :

La pollution chimique de l'eau est due essentiellement aux déversements de polluants organiques et des sels de métaux lourds par les unités industrielles. L'enrichissement des sols pour intensifier l'agriculture par diverses catégories d'engrais et de pesticides est également à l'origine de la pollution chimique des sources et des nappes souterraines [13].

1.7 Classification des polluants :

Selon leur mode d'occurrence, les polluants ont été classés en polluants physiques, chimiques et biologiques.

Tableau 1-2 La classification des polluants [14].

Occurrence	Nature	Exemples
Physique	Turbidité thermique	Déchets de chaleur provenant de l'industrie
	Couleur	Colorants et pigments
	Matière suspendue et flottante	Particules de sol, caoutchouc et cuir,brindilles de bois
Chimique	Inorganique	N, P, Cl ……
	Organique	Les pesticides
Biologique	Pathogène	Microorganisme et vers
	Organismes nuisibles	Algues

1.8 Qualité de l'eau :

1.8.1 Qualité Organoleptique :

Les facteurs organoleptiques (couleur, odeur, goût et saveur) constituent souvent les facteurs d'alerte pour une pollution sans présenter à coup s*ûr* un risque pour la santé .Une eau de consommation doit être inodore et incolore.

a) Couleur :

La coloration d'une eau est dite vraie ou réelle lorsqu'elle est due aux seules substances en solution. Elle est dite apparente quand les substances y ajoutent leur propre coloration.

Les couleurs réelle et apparente sont approximativement identiques dans l'eau claire et les eaux de faible turbidité. Cet élément va être éliminée pour rendre l'eau agréable à boire, même une fois traitée n'est jamais rigoureusement incolore (si on la compare, par exemple

à une eau distillée). Pour l'eau potable, le degré de couleur maximal acceptable est 15 UCV [4].

b) Odeur :

Une eau destinée à l'alimentation doit être inodore.

Toute odeur est un signe de pollution ou de présence de matières organique en décomposition.

L'odeur définie comme l'ensemble des sensations perçues par l'organe olfactif ; est due aux substances volatiles, aux matières en suspension [15].

c) Goût Et Saveur :

Le goût peut être défini comme :

- L'ensemble des sensations gustatives, olfactives et de sensibilité chimique commune perçue lorsque la boisson est dans la bouche.

La saveur peut être définie comme :

- L'ensemble des sensations perçues à la suite de la stimulation par certaines substances solubles des bourgeons gustatifs [16].

1.8.2 Qualité Physico-chimique :

a) Température :

La température est un paramètre important car elle agit sur les propriétés physico-chimiques et les diverses réactions biologiques dans l'eau [15].

La température de l'eau, est un facteur écologique qui entraîne d'importantes répercutions écologiques. Elle agit sur la densité, la viscosité, la solubilité des gaz dans l'eau, la dissociation des sels dissous, de même que sur les réactions chimiques et biochimiques, le développement et la croissance des organismes vivant dans l'eau et particulièrement les microorganismes. Il est important de connaître la température de l'eau avec une bonne précision. Parce que la température est un facteur écologique important [17].

b) Potentiel Hydrogène :

Le pH (potentiel Hydrogène) mesure la concentration en ions H+ de 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 conditionne un grand nombre d'équilibres physico-chimiques, et dépend de facteurs multiples, dont la température et l'origine de l'eau, il représente une indication importante en ce qui concerne l'agressivité de l'eau [18].

c) Conductivité :

La mesure de la conductivité constitue une bonne appréciation du degré de minéralisation d'une eau où chaque ion agit par sa concentration et sa conductivité spécifique. La conductivité électrique traduit le degré de minéralisation globale, elle nous renseigne sur le taux de salinité [17].

d) Turbidité :

La turbidité de l'eau est due à la présence de matériaux solides en suspension qui réduisent sa transparence. Elle peut être également provoquée par la présence d'algues, de plancton, de matière organique et plein d'autres substances comme le zinc, le fer, le manganèse et le sable, résultant du processus naturel d'érosion ou de rejets domestiques et industriels. La turbidité a son importance dans le processus de traitement de l'eau. De l'eau avec une turbidité élevée, et selon sa nature, forme des flocons lourds qui décantent plus rapidement que ceux de l'eau à faible turbidité. Cela a également des inconvénients comme en cas de désinfection qui peut être plus difficile à cause de la protection qui peut être donnée aux microorganismes au contact direct avec les désinfectants. C'est un indicateur sanitaire et une norme organoleptique de l'eau de consommation humaine [19].

e) Dureté Total (TH) :

La dureté totale d'une eau est produite par les sels de calcium et de magnésium qu'elle contient.

La dureté d'une eau peut être temporaire ou permanente.

- la dureté temporaire, appelées aussi la dureté carbonate est causée par la présence de calcium et de bicarbonates de magnésium. Ce type de dureté résiste à l'action des savons et provoque d'incrustation. Elle est appelée temporaire car les bicarbonates, par l'action de la chaleur, se décomposent en gaz carbonique, eau et carbonates insolubles qui se précipitent.
- La dureté permanente, également appelée de dureté de non-carbonates est due à la présence de sulfate, chlorures et nitrates de calcium et de magnésium, elle résiste également à l'action des savons, mais ne produit pas de d'incrustations car ses sels sont très solubles dans l'eau. Ne se décompose pas sous l'action de chaleur [19].

f) Ion calcium (Ca^{2+}) :

Le calcium est généralement l'élément dominat des eaux potable et se teneur varie essentiellement suivant la nature des terrains traversés (terrain calcaire ou gypseux).

Les effets indésirables qui sont surtout d'ordre organoleptique ou esthétique résultant de la présence du calcium dans l'eau potable peuvent provenir de sa contribution à la dureté [20].

g) Demande Biochimique En Oxygène (DBO_5) :

La demande biochimique en Oxygène exprime la quantité d'oxygène nécessaire à la dégradation de la matière organique biodégradable d'une eau par le développement de microorganismes, dans des conditions données (5 jours à 20°C, à l'abri de la lumière et de l'air) on parle alors de la DBO5 [21].

Deux échantillons sont nécessaires : le premier sert à la mesure de la concentration initiale en oxygène, le second à la mesure de la concentration résiduaire en oxygène au bout de 5 jours.

La DBO5 est la différence entre ces 2 concentrations. Plus la différence est grande et plus le milieu est demandeur en oxygène et donc mal équilibré car les déchets à transformer sont trop importants [22].

h) La demande chimique en oxygène (DCO) :

La DCO est une mesure de toutes les matières organiques (ou presque) contenues dans les eaux naturelles ou usées, qu'elles soient ou non biodégradables. Elle correspond à la quantité d'oxygène nécessaire pour dégrader la totalité de la matière organique par voie chimique. Elle se fait sous l'action d'un oxydant puissant (bichromate de potassium) en milieu acide fort (H2SO4) et au reflux pendant 2 heures à 150C° [16].

i) Oxygène Dissous (O_2) :

L'oxygène dissous mesure la concentration du dioxygène dissous dans l'eau, il participe à la majorité des processus chimiques et biologiques en milieu aquatique [18].

L'Oxygène dissous peut se réduire par l'activité des bactéries décomposant la matière organique présente dans le point d'eau [23].

j) Les Chlorures :

En général, les chlorures sont présents dans eaux à l'état brut et transformés à des concentrations allant de petites traces jusqu'à plusieurs centaines de mg/l. Ils sont présents sous la forme de chlorures de sodium, de calcium et de magnésium [19].

Ces éléments sont très répondus dans la nature. Leur teneur dans les eaux très variable et liée principalement à la nature des terrains traversés.

Selon les normes locales de la potabilité des eaux, les chlorures doivent avoir une teneur inférieure à 500 mg/l dans les eaux de consommation [24].

k) La spectroscopie UV-visible :

La spectroscopie ultraviolette visible (UV-Vis) est largement utilisée depuis de nombreuses années et est devenue méthode analytique importante dans les laboratoires modernes. Dans de nombreuses applications, d'autres techniques peuvent être utilisées, mais la polyvalence, la simplicité, la précision, la rapidité et la rentabilité de la spectroscopie UV-Vis sont supérieur. En tant que méthode d'analyse quantitative de routine, la spectroscopie UV-Vis est largement appliquée aux métaux complexes en solution pour déterminer la concentration en métal. [25].

La mesure de l'absorbance à 254 nm est un indice caractéristique des substances possédant une ou plusieurs doubles liaisons (carboxyliques, benzéniques…). Cette mesure de l'absorbance peut nous renseigner sur le contenu organique d'une eau, notamment la fraction aromatique. L'absorbance (densité optique) lue sur un spectrophotomètre peut permettre une estimation de la teneur en substances humiques d'une eau naturelle (eau de surface) [26].

1.9 Les procédés de traitement des eaux de surfaces :

1.9.1 Les Procédés Physiques :

a) Le dégrillage :

À la prise de l'eau, l'eau passe à travers des grilles pour arrêter les éléments solides qui peuvent obturer l'installation (corps flottants ou gros déchets). Il constitue donc le premier poste d'une unité de traitement. Il est caractérisé par l'écartement de ces grilles. Il est surtout utilisé pour les eaux de surface.

b) Le tamisage :

Son objectif est d'arrêter les éléments plus fins avec un tamis (toile à mailles croisées en acier inoxydable ou en tissu synthétique). La dimension des mailles est variable : de 0.15 mm à 2 mm pour le macro-tamisage, mais de 50 microns à 150 microns si l'on vent éliminer le plancton. C'est un tambour ou une bonde. La difficulté est son nettoyage qui doit être automatique.

c) La décantation :

Comme son nom l'indique, elle consiste à laisser déposer sous l'effet de la gravité les matières en suspension plus lourdes que l'eau (de façon ≪naturelle≫ ou on le

provoquant). Elle permet d'extraire, par exemple, les graviers et les sables ou elle intervient après une coagulation-floculation (voir plus loin).

d) La Filtration :

Le principe et d'éliminer les matières en suspension ainsi que les bactéries, la couleur et la turbidité. Il s'agit de ≪ $retenir$ ≫ les particules. Les matières employés sons plus ou moins complexes : de façon classique, en utilise le sable ; sinon, ce sont des matériaux absorbants (charbon actif en grains ou en poudre) qui sont employés ou des membranes (micro, ultra et nano filtration).

e) La Flottation :

Dans certains cas, il est préférable de recourir à la flottation plutôt qu'à la décantation. Celle-ci consiste à faire remonter le ≪ $floc$ ≫ à la surface en utilisant de l'air sous pression, alors que l'eau est soutirée au fond du bassin.

Elle est utilisée principalement pour des eaux peu chargées en matières en suspension, qui produisent un floc léger (donc qui décante difficilement) et qui sont riches en plancton.

Dans ce dernier cas (micro-algues), la flottation peut se combiner à une ozonation (ozoflottation).

f) Les Ultraviolets :

Ce traitement purement physique est une alternative aux procédés oxydants (tels que le chlore ou l'ozone) pour la désinfection des eaux brutes.

Bien que le procédé de traitement par ultraviolets soit actuellement considéré comme fiable, son application ne pourra être envisagée **qu'après une étude détaillée des caractéristiques de l'eau brute** à traiter et du fonctionnement de réseau à l'amont et à l'aval du point traitement.

1.9.2 Les Procédés Physico-chimiques :

Il s'agit essentiellement de la coagulation-floculation. Ce procédé est spécifique à l'élimination des matières colloïdales (particules de diamètre de 0.1 micron à 0.001 micron) qui sont principalement des agents de la turbidité et de la couleur.

Trois types de procédés entrent dans cette catégorie :

- Les procédés oxydants ;
- Les procédés de substitution d'ions ;
- Les procédés de neutralisation ou d'acidification [27].

a) L'oxydation :

L'oxydation est une opération essentielle à tout traitement des eaux à visée de potabilisation. Elle est toujours incluse en fin de la filière au niveau de la désinfection. Ce traitement permet de détruire ou d'éliminer les microorganismes, susceptibles de transmettre des maladies, en ajoutant à l'eau une certaine quantité d'un produit chimique doté de propriétés germicides. Le produit chimique qui demeure le plus utilisé pour l'eau potable est le chlore à cause de son pouvoir oxydant et désinfectant puissant, de sa mise en œuvre facile et de son coût modique [28].

b) La substitution d'ions :

Les procédés par échange d'ions sur résine fortement basique permettent des rendement de 85à 90 % pour la dénitrification, par exemple.

Le procédé est constitué de deux phases cycliques.

c) La neutralisation ou l'acidification :

Ils agissent sur le pH de l'eau. Selon les cas, l'eau est dit $\ll agressive \gg$ (pH acide) ou $\ll incrustante \gg$ (pH basique).

1.9.3 Les chaines de traitement :

Après la phase de .prétraitement (dégrillage, dessablage …), les principales étapes d'une chaîne de traitement sont le plus suivantes :

a) La clarification :

C'est une étape quasi indispensable pour les eaux de surface et les eaux souterraines karstiques.

L'objectif est d'obtenir une eau limpide en éliminant les matières en suspension.

La clarification combine les procédés de base de coagulation-floculation, de décantation ou de flottation et de filtration.

b) L'affinage :

Une autre étape est celle de la mise en œuvre des traitements dits d'affinage. Les procédés sur charbon actif ou la filtration sur membranes.

Ses objectifs sont :

- L'oxydation et la dégradation biologiques des matières organique ;

- L'absorption ou l'élimination de certains micropolluants (par exemple, les pesticides). Ils présentent aussi l'intérêt d'améliorer les qualités de « $confort$ » de l'eau : l'odeur, la saveur, par exemple.

c) La désinfection :

Certaines eaux brutes présentent l'avantage de ne pas avoir à être désinfectées. Cependant, la désinfection reste un des procédés de base les plus importants à utiliser. Même dans le cas d'eau le cas souterraines (qui sont souvent exemptes de virus ou bactérie pathogènes), la désinfection est mise en place à titre préventif. Elle prévient tout risque de contamination par infiltration.

d) Le traitement final :

En bout de chaîne de traitement, l'eau doit ensuite transportée dans les canalisations jusqu'eux robinets des usagers.

Or il faut assurer la conformité de la qualité de l'eau distribuée chez l'usager à son robinet. La qualité de l'eau peut se dégrader au cours de son transport dans le réseau [27].

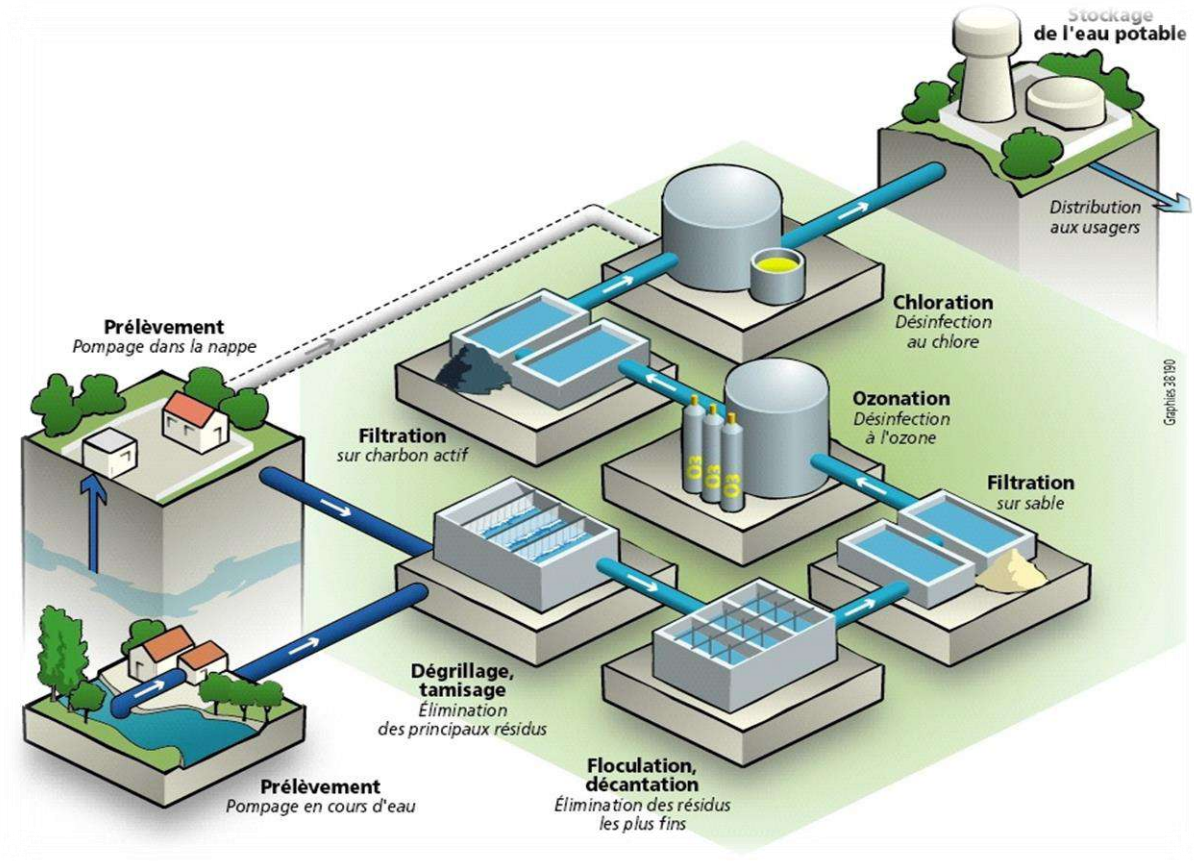


Figure 1-2 Schéma de traitement des eaux potables

1.10 Conclusion :

En conclusion de ce chapitre, avant toutes consommation d'eau, il est indispensable de procédée au contrôle de sa qualité aussi bien physico-chimique que organoleptique. La négligence de ce contrôle provoquerait l'apparition de maladies à transmission hydrique chez la population en cas de consommation d'eau polluée. C'est pour cela que la protection des ressources des eaux est devenue plus qu'une nécessité.

Ce modeste travail montre que toute sorte d'eau qu'elle soit doit passer par une analyse physico-chimique, organoleptique et un traitement, dont les résultats doivent être conformes aux normes internationaux.

chapitre 2 La matière organique

2.1 Introduction :

La matière organique naturelle (MON) est une matrice complexe formée lors de la décomposition microbienne des résidus végétaux et animaux présente dans le sol, les eaux souterraines et les rivières, et joue un rôle vital dans le cycle mondial du carbone [29].

Par nature, la MON n'est pas toxique, mais sa présence dans l'eau, en particulier dans les sources d'eau potable est très préjudiciable [30]. En effet, sa présence a été signalée comme causant plusieurs problèmes, y compris le goût et la couleur désagréables de l'eau [31].

Dans ce chapitre, nous mettrons en valeur la matière organique, nous présentons son origine, formes, caractéristiques et sa présence dans les eaux de surface….

2.2 La matière organique dans les eaux de surface :

La matière organique naturelle est un ensemble de macromolécules provenant de la dégradation de débris animaux et végétaux ainsi que de la production primaire du phytoplancton dans les eaux naturelles [32].

La matière organique dans les eaux de surface destinées à la potabilisation pose des problèmes de santé publique [33].

Les eaux de surface contiennent généralement de 2 à 10 mg·L-1 de carbone organique total (COT) mais certaines valeurs plus élevées (jusqu'à 30 mg·L-1 de COT) peuvent être rencontrées dans les eaux retenues (barrages, lacs) [32].Les substances organiques présentes dans les eaux de surface engendrent des problèmes qui sont globalement représentés par :

- ✓ une détérioration de la qualité organoleptique.
- ✓ un développement bactérien dans les conduites du réseau de distribution.
- ✓ une consommation importante de chlore pouvant aboutir à la formation de composés organohalogénés potentiellement toxiques.

Ce dernier aspect est sans doute le plus préoccupant actuellement du fait de son incidence directe sur la santé du consommateur. Il paraît donc essentiel d'éliminer au mieux cette matière organique responsable de l'instabilité de la qualité de l'eau dans le temps [34].

Selon la classification de [35]:

- ✓ Une eau est très pure pour des valeurs inférieures à 1 mg/l.
- ✓ Une eau est dite potable pour des valeurs comprises entre 1 et 2 mg/l

- ✓ Une eau est suspecte pour des valeurs comprises entre 2 et 4 mg/l.
- ✓ Une eau est mauvaise pour des valeurs supérieures à 4 mg/l.

Selon Jadas-Hécart [36], on peut considérer que la matière organique est constituée par :

- Des substances humiques (30 à 50% du COD).
- Des acides hydrophiles (environ 30% du COD).
- Des acides carboxyliques (5 à 8% du COD).
- Des acides aminés libres et combinés (2 à 3% du COD).
- Des hydrates de carbone (5 à 10% du COD).
- Un ensemble complexe de composés à l'état de traces.

Les molécules simples (acides aminés, sucres…) représentent environ seulement 20 % de la matière organique aquatique et que les 80 % restants sont des macromolécules complexes difficilement analysables. La MOD présente dans les eaux douces est constituée en moyenne de 80 % d'acides hydrophobes ou hydrophiles, le reste étant des molécules neutres ou basiques [37]. La majeure partie des acides hydrophobes, en tout cas pour les eaux douces, est composée d'acides humiques (insolubles à pH < 2, minoritaires) et d'acides fulviques (solubles à tous les pH, majoritaires), regroupés sous le terme de substances humiques. Ces composés sont des macromolécules amphiphiles de poids moléculaire supérieur à 500 Da (1 Dalton (Da) = 1 g.mol-1) présents sous forme de mélange hétérogène. Les substances humiques sont souvent considérées comme la portion de la MOD la plus influente sur le transport et le comportement des polluants organiques et inorganiques [38], et représentent dont la fraction la plus importante de la matière organique, elles peuvent constituer jusqu'à 90% du COD dans certaines eaux très colorées [39, 40].

2.2.1 Formes des matières organiques dans les eaux de surface :

A la multiplicité des sources, correspond une multiplicité des formes que prend la matière organique dans les eaux brutes (Figure 2.1). Pour des raisons analytiques, on distingue les formes dissoutes et particulaires :

a) Solubles et colloïdales (carbone organique dissous COD) :

- ✓ Les acides humiques et fulviques.
- ✓ La cellulose.
- ✓ Les hydrocarbures.
- ✓ Les acides aminés, lipides et sucres (hydrate de carbone).
- ✓ Les sécrétions animales ou végétales, autolyse des organismes aquatiques, virus.

b) Particulaire (carbone organique particulaire COP) :

- ✓ Les micro-organismes tels que les algues (phytoplancton), le zooplancton, les champignons et les bactéries.
- ✓ Les substances humiques fixées aux argiles (complexe argilo-humique).
- ✓ Les débris divers issus de la fragmentation (feuilles mortes à l'automne, résidus de fauche sur les rives) [33].

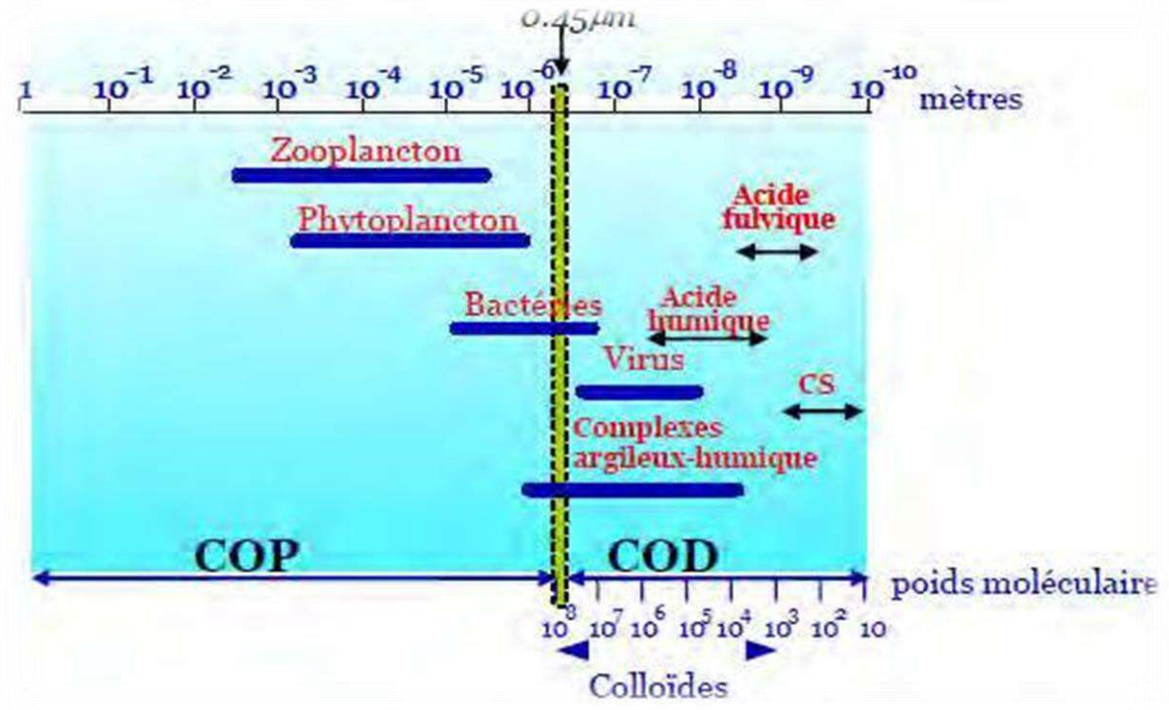


Figure 2-1 Granulométrie des principaux constituants de la matière organique contenue dans les eaux naturelles.

2.2.2 Catégories de la matière organique naturelle :

Les matières organiques naturelles constituent un mélange très complexe de bio-polymères et de monomères générés par l'activité biologique sur un bassin versant et dans les ressources elles-mêmes. Les polymères les plus abondants sont les acides humiques, les polysaccharides et les protéines, alors que les monomères, moins abondants car facilement biodégradables, sont principalement représentés par les sucres aminés et les acides aminés. L'origine de ces bio-polymères est présentée dans le (tableau 2-1) [41] :

Tableau 2-1 Origine des polymères présentent dans les ressources en eaux

Types de bio-polymères	Origine
Polysaccharides (stockés sous forme d'amidon, ou structurel sous forme de cellulose)	Aquatique (algues et bactéries) Sol (résidus de plantes)
Protéines	Aquatique (algues et phytoplancton)
Sucre aminés	Parois cellulaires des bactéries et champignons)
Polyhydroxyaromatiques (PHA)	Plantes (lignine) aquatiques (algues, diatomées, animaux)

2.2.3 Origines des matières organiques dans les eaux de surface :

La matière organique naturelle peut être d'origine terrestre ou marine. Elle peut être présente soit à l'état solide comme les sédiments, le sol, les pâturages..., soit à l'état liquide comme les rivières, estuaires, océans... [42].

Dans les eaux profondes ou plus généralement dans les zones aphotiques, la production par les bactéries devient majoritaire [41].

La MON observable dans les eaux naturelles possède une très grande variété de propriétés physiques, chimiques et biologiques et est constituée d'un mélange extrêmement complexe de composés dont au moins 80% ne sont pas structurellement identifiables [42].La matière organique est également émise par dégradation des organismes animaux ou végétaux, que ce soit dans les milieux aquatiques ou terrestres. La matière organique fraîchement produite par la matière vivante (phytoplancton, bactéries, micro-organismes…) est généralement appelée matière organique récente en opposition à la matière organique plus humifiée (ancienne) issue de multiples étapes de dégradation de cette matière organique [41].

On peut regrouper les sources de matières organiques en grands ensembles suivants qu'elles soient d'origine diffuse ou ponctuelle ou qu'elles soient d'origines endogène ou exogène au milieu aquatique.

La partie importante de la matière organique de l'eau générée dans le milieu aquatique est dite endogène par opposition à celle qui vient des versants qui est dite exogène. Participent à

la matière organique endogène les cellules et organismes vivants (macro et micro algues, autres microorganismes aquatiques) ainsi que les molécules issues directement de leurs métabolismes, mais aussi la matière organique « morte » provenant de la dégradation des végétaux par les organismes aquatiques vivants[33].

Stevenson (1994) a donné une structure hypothétique d'un acide humique représenté sur la (figure 2-2) montrant la complexité de cette macromolécule aromatique.

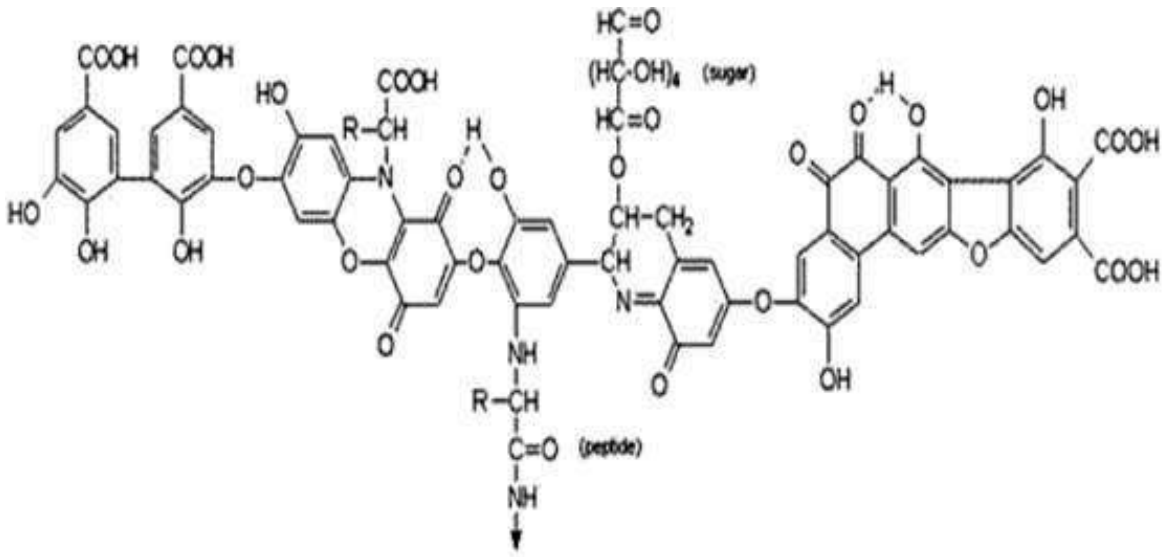


Figure 2-2 Structure hypothétique d'un acide humique selon Stevenson 1994.

Les groupes aromatiques sont substitués par des composés aliphatiques et la liaison de sucres aminés et peptides justifie la présence de l'azote dans cette structure. Les propriétés de la MON sont étroitement liées à l'origine des macromolécules organiques la constituant et aux processus de dégradation. En effet, puisque que les sources de ces MON sont nettement différentes, une matière organique d'origine marine présente des propriétés différentes d'une matière organique d'origine terrestre. Parmi ces différences, on note l'acidité, les propriétés de complication, le rapport C/N qui dépendent de l'environnement géochimique dans lequel elle évolue [43].

2.3 Propriétés de la matière organique naturelle :

La matière organique est un constituant naturel des sols, des eaux et des sédiments. Elle comprend des produits hérités de la matière organique des êtres vivants, des produits de leur transformation (notamment des acides organiques) et des produits résultant de réactions

mutuelles entre l'ensemble des produits précédents. Les propriétés les plus importantes des matières organiques naturelles sont :

- ✓ La possibilité du recyclage des éléments qui les constituent (C, N, P) sous forme assimilable par les végétaux,
- ✓ Leur acidité, qui leur permet de participer à l'altération des minéraux et à la dissolution des cations libérés par cette altération,
- ✓ Diverses relations avec les métaux, affectant la mobilisation ou l'immobilisation de ces derniers dans l'environnement,
- ✓ Leur affinité avec les surfaces minérales, d'où résulte la structuration des sols,
- ✓ Leur affinité pour les molécules organiques, notamment cénobitiques [44].

2.4 Composants de la matière organique dans l'eau :

La MON peut être divisé en deux fractions. L'hydrophobe la partie (non humique) contient du carbone aliphatique et de l'azote, comprenant des acides carboxyliques, des hydrates de carbone, des acides tanniques (AT) et protéines. La partie hydrophile, composée de substances humiques (SH), est riche en carbone aromatique, structures phénoliques et conjugué doubles liaisons [29].

Ces substances humiques peuvent être considérées comme représentatives de la matière organique (il y a généralement 70 à 90% de géo-polymères). Elles sont réfractaires et peuvent être classées en trois groupes empiriques en fonction de leurs solubilités à différents pH :

- ✓ Les humines : insolubles quel que soit le pH.
- ✓ Les Acides Humiques (AH) : insolubles à pH acide.
- ✓ Les Acides Fulviques (AF) : solubles à tout pH [43].

Les humines sont des composés d'origine essentiellement terrestre. Ils proviennent de la dégradation des compos´es vivants. Ils ne jouent pas un rôle nutritionnel pour les organismes vivants mais maintiennent une bonne cohésion du sol [45].

La MON est principalement composé de substances humiques telles qu'acides humiques (AH), acides fulviques (AF) et humines. Ces substances humiques sont considérées comme les plus importantes fractions qui font 50% du carbone organique total (COT) dans l'eau [46].

Les deux éléments majeurs des acides humiques (AH) et fulviques (AF) sont le carbone et l'oxygène. Leurs teneurs en azote, hydrogène et soufre sont représentées dans le tableau suivant [47] :

Tableau 2-2 Composition élémentaire spécifique des acides humiques et fulviques

Elément	Acide humique	Acide fulvique
Carbone	*53,8 à 58,7%*	*40,7 à 49,8%*
Oxygène	*32,8 à 38,3%*	*39,7 à 49,8%*
Hydrogène	*3,2 à 6,2 %*	*3,8 à 7,0 %*
Azote	*0,8 à 4,3 %*	*0,9à 3,3 %*
Soufre	*0,1 à 1,5 %*	*0,1à 1,5 %*

2.5 Caractérisation de la matière organique naturelle :

MON est une classe omniprésente de molécules organiques aquatiques complexes qui proviennent finalement de la décomposition des résidus végétaux, lignine, cellulose et autres macromolécules complexes de sources allochtone (terrestre) et / ou autochtone (marine) [48]. Différentes techniques analytiques ont été développées pour la caractérisation de la MON notamment la spectroscopie de fluorescence UV-Visible.

Le principale composant de la MON était le carbone organique total(COT) qui se compose de carbone organique dissous (COD) et fraction de carbone organique particulaire (COP). Néanmoins, le COP ne représente qu'une petite quantité de COT qui indique que le COD est la fraction principale de la MON [49].

Le terme «dissous» est généralement utilisé pour les composés qui peuvent passer un filtre de 0,45 µm (0,22 µm est également appliqué, ce qui permet d'économiser la matière organique colloïdale pour des concentrations plus élevées). La concentration de COD dans un échantillon d'eau est déterminée à l'aide d'un analyseur COT (carbone organique total) après filtrage de l'échantillon. Un scan COD typique mesure à la fois carbone total (CT) et carbone inorganique (CI), ce dernier représentant la teneur en 12 le dioxyde de carbone et les sels d'acide carbonique. COD peut être obtenu en soustrayant CI de CT [50].

Selon les études antérieures, caractéristique MON et les propriétés sont différentes selon l'origine de la source d'eau. Par conséquent, différentes méthodes ont été proposées pour éliminer ou réduire la quantité de MON dans la source de l'eau potable [49].

MON est un descripteur général pour un mélange contenant une variété de matières organiques, légèrement hydrosolubles Composants. Un spécifique, séquentiel, à deux colonnes le fractionnement d'un MON général le sépare en (1) acides hydrophobes(qui sont adsorbés sur la résine XAD-8), y compris les acides forts (fulviques et humiques) et faibles (acides alkyl mono et di-carboxyliques); (2) acides hydrophiles (qui sont adsorbés sur la résine XAD-4) y compris acides hydroxy et sucres et (3) espèces fortement hydrophiles (qui ne sont pas adsorbées sur les résines XAD 8 ou 4), y compris les polysaccharides, les alcools alkyliques, les amides et la base [51].

Le Centre de Recherche Coopératif sur la Qualité et le Traitement de l'Eau a réalisé une étude approfondie sur la MON dans le but de comprendre et de limiter l'impact sur la qualité et les procédés de traitement de l'eau en Australie. L'étude a suggéré différents outils analytiques destinés à caractériser différents paramètres, comme il ressort du Tableau 2.3. (, Les Nuisances [52].

Tableau 2-3 Outils analytique utilisés pour caractériser la MON.

Paramètres	Outils analytique
Couleur	Spectrophotométrie ; visible Comparateurs visuels
Aromaticité (absorbance UV)	Spectrophotométrie UV
Carbone organique Total Carbone organique Dissous (COD) Carbone organique biodégradable (COBD)	Analyseur (COA)
Carbone organique assimilable (COA)	Potentiel de Recroissance Bactérienne (PRB)
Groupes fonctionnels (Aliphatique, Aromatique, Contenant de l'azote)	Chromatographie gazeuse- spectroscopie de Masse (CG-SM) Spectroscopie Infrarouge (FT-IR) Résonnance Magnétique Nucléaire (RMN)
DBO	DBO mètre
DCO	Kits Dr Lange LCK 414 de 5 à 60 mg / l O2
COT	Kits Dr Lange LCK 385 de 3 à 30 mg / l
Absorbance en UV	Spectrophotomètre Hach

2.6 Conclusion :

Au cours de ce chapitre, nous avons pu observer que Les eaux naturelles et en particulier les eaux superficielles contiennent à des concentrations variées des composés organiques de structures chimiques diverses. La présence des matières organiques d'origine naturelle est la caractéristique essentielle des eaux de surface. Les substances humiques (acide humiques et fulviques) constituent généralement la catégorie la plus importante dans ces eaux et à des concentrations supérieures à 1 mg/l.

La catégorie la plus importante correspond aux substances humiques dont les teneurs peuvent atteindre jusqu'à 90% du carbone organique total (COT) d'une eau naturelle. Ces substances sont définies comme un mélange complexe de molécules organiques hétérogènes qui incluent dans leurs structures des chaines aliphatiques et aromatiques portant des groupements oxygénés(COOH,OH).Ces substances exigent d'être éliminées car elles sont susceptibles de provoquer aussi bien des problèmes organoleptiques (couleur, goût,…) que des problèmes de santé publique par rétention ou formation de produits toxiques (pesticides, métaux, orgnahalogénés,…) .En conséquence, plusieurs chercheurs ont admis que l'optimisation de la coagulation-floculation peut être la bonne solution pour éliminer au mieux la matière organique responsable de l'instabilité de l'eau dans le temps.

chapitre 3 Coagulation-floculation

3.1 Introduction :

La coagulation-floculation est un procédé qui a montré une grande efficacité de l'élimination de la pollution dans le traitement des effluents [53]. C'est donc un traitement physique qui permet d'éliminer tout ou partie des polluants des effluents notamment les fractions particulaires inertes ou vivantes, les fractions floculables des matières organiques et de certains métaux lourds, les micropolluants associés aux MES et les macromolécules colloïdales. Le temps de décantation des particules coagulées dépend du type de particules, du diamètre des particules et de leur surface spécifique [3]. L'efficacité de cette étape de traitement est liée au pH, au type et au dosage du coagulant ainsi qu'à la nature des particules et des matrices minérales et organiques [54].

L'objectif de ce chapitre est de fournir un aperçu des concepts de base de la coagulation-floculation.

3.2 Les particules mis en jeu :

Les matières existantes dans l'eau peuvent se présenter sous les trois états suivants :

- état de suspension qui regroupe les plus grosses particules.
- état colloïdal.
- état dissous de sels minéraux et de molécules organiques.

Cette classification résulte de la taille des particules. Les colloïdes présentent un diamètre compris entre 1 μm et 1 nm. Ils possèdent deux autres caractéristiques très importantes. Leur rapport surface/volume leur confère des propriétés d'adsorption des ions présents dans l'eau. Ce phénomène explique en partie l'existence de particules électriques à leur surface. Ces charges, souvent négatives, engendrent des forces de répulsion intercolloïdales. L'origine des colloïdes est très diverse. On peut citer l'érosion des sols, la dissolution des substances minérales, la décomposition des matières organiques, le déversement des eaux résiduaires urbaines et industrielles ainsi que les déchets agricoles [55].

3.3 Structure des colloïdes :

Dans une eau de surface, les colloïdes portent des charges électriques négatives situées à leur surface. L'ensemble constitue la charge primaire de la particule qui a pour origine l'ionisation de regroupements chimiques tels que : OH, COOH et NH_2 et l'adsorption

d'anions présents dans l'eau. Ces charges négatives attirent les ions positifs en solution dans l'eau. Ceux-ci sont étroitement collés au colloïde et forme la couche liée ou de stren. Cette couronne accompagne la particule lors de ces déplacements dans l'élément liquide. La couche de stren attire à son tour des anions accompagnés d'une faible quantité de cation. Cette nouvelle formation comporte une alternance d'anion et de cations. C'est la couche diffuse ou couche de Gouy. Il y a donc une formation d'une double couche ionique présente au niveau de tout colloïde [55].

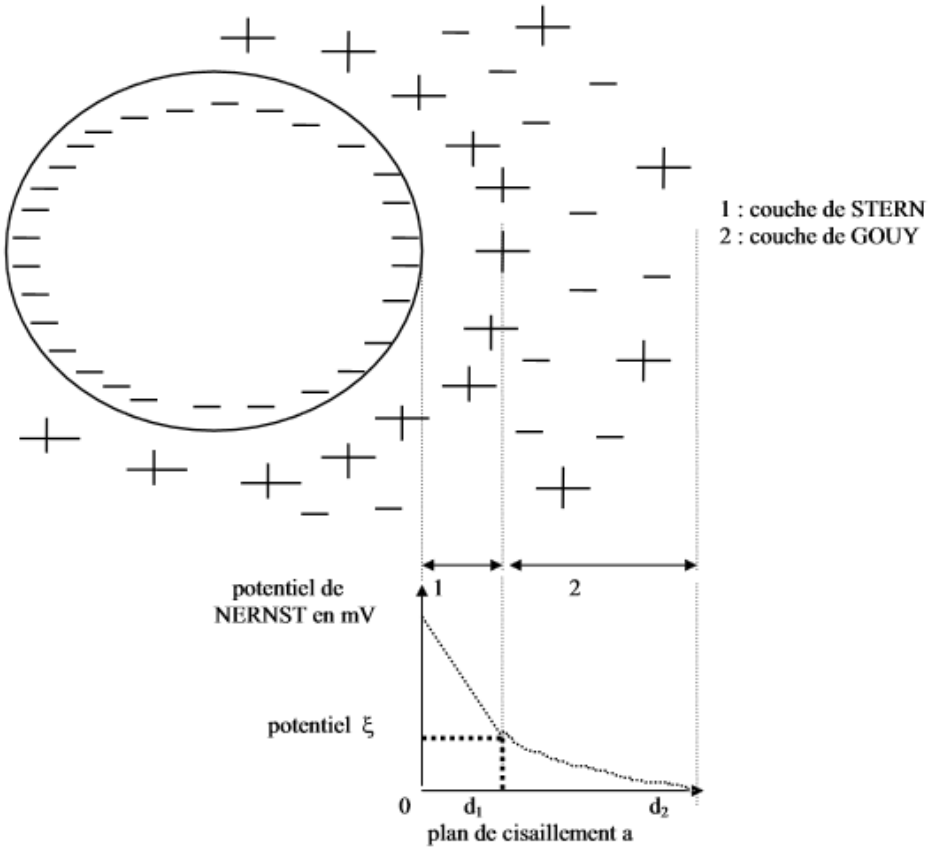


Figure 3-1 Distribution ionique autour d'un colloïde**.**

Il existe entre ces deux couches un potentiel électrostatique ou de NERNST, qui varie en fonction de la distance par rapport à la surface du colloïde. Dans la couche liée, le potentiel de NERNST décroît linéairement car les cations constitutifs sont empilés uniformément. En revanche, dans la couche de GOUY, le potentiel électrostatique varie de manière non linéaire, étant donné que la répartition ionique résulte d'un mélange aléatoire de cations et d'anions (la valeur du potentiel à la surface de la couche de NERNST est appelée potentiel zêta). Les colloïdes étant chargés négativement, ce potentiel est négatif. Dans les eaux naturelles, sa valeur varie de -30 à -35 mV [41].

3.4 Le potentiel zêta :

Le potentiel Zêta se situe à la limite extérieure de la couche liée. C'est ce potentiel qui persiste lorsque la particule se déplace. Lorsqu'un champ électrique est appliqué, les particules ayant un potentiel Zêta négatif se déplacent en direction de l'électrode positive. Le potentiel Zêta est important car il définit le comportement électrocinétique des particules et par voie de conséquence leur stabilité dans la solution, l'annulation du potentiel Zêta est l'objectif de la coagulation. Cela permet de déstabiliser les particules et de favoriser leurs agglomérations [56].

On a le potentiel Zeta(Z) :

$$\boldsymbol{Z} = \frac{\mathbf{K}.\mu}{\varepsilon}.\text{me} \qquad \textbf{(3-1)}$$

me : Mobilité électro-phorétique (μm · s–1 ·V–1)

Ɛ : Constante diélectrique du milieu

μ : Viscosité dynamique (Pa ·s)

K : fonction du diamètre de la particule et de l'épaisseur de la double couche On mesure ce potentiel par le Zettamètre [3].

3.5 Stabilité des colloïdes dans les solutions aqueuses :

On dit que les colloïdes sont stables dans les solutions aqueuses lorsque leur agrégation ou sédimentation est si lente qu'ils forment des dispersions pratiquement stables. C'est important lorsque l'on considère le traitement de l'eau brute ou des eaux usées car ces particules ne peuvent pas être éliminées par sédimentation dans un délai raisonnable. L'aversion est la force causée par le chevauchement des doubles couches électriques, qui conduit à Concentration élevée d'antimicrobiens et donc expulser les particules [57].

3.6 But de la coagulation-floculation :

L'opération de coagulation-floculation a pour but la croissance des particules (qui sont essentiellement colloïdales) par déstabilisation des particules en suspension puis formation de flocs par absorption et flotté [58]. Les flocs ainsi formés seront décantés et filtrés par la suite.

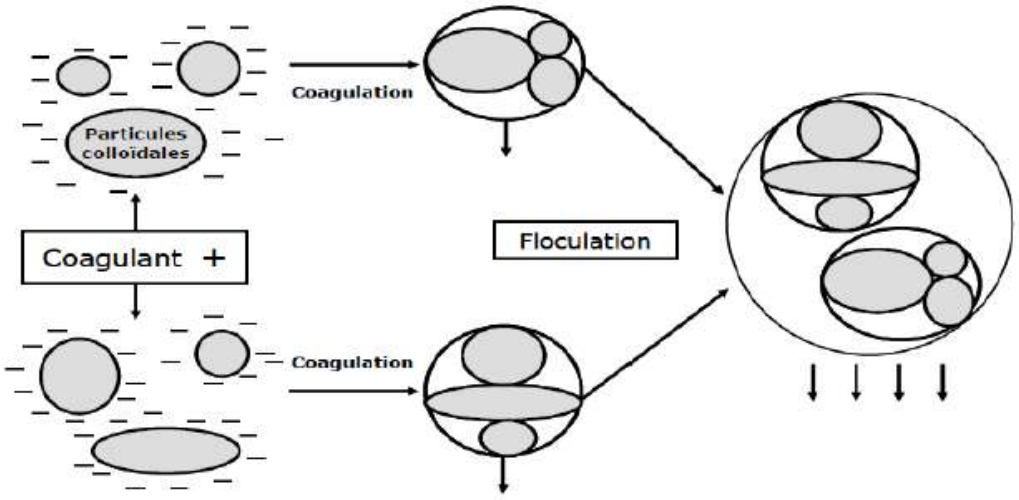


Figure 3-2 La Coagulation-Floculation

3.7 Coagulation :

La coagulation fait référence à un processus de séparation basé sur la modification de charge où a lieu une réduction partielle ou totale des forces répulsives sur les colloïdes par l'ajout de produits chimiques spécifiques appelés coagulants [59]. La charge positive de ces derniers neutralise la charge négative des particules dissoutes dans l'eau. Quand cette réaction se produit les particules se lient et forment des petits flocs qui se séparent lentement de l'eau. Les coagulants les plus utilisés en traitement des eaux sont [60] :

- ✓ Les sulfates d'alumine Al2(SO4)3,18H2O ;
- ✓ Le chlorure ferrique $FeCl_3$.

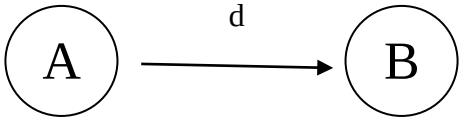
Ça peut être également appelé déstabilisation de colloïdes qui sont autrement en suspension stable forme. Les agglomérats sont plus lourds que l'eau et se déposent donc et se séparent de l'eau facilement. Ainsi, la coagulation dans son ensemble représente un processus physico-chimique où l'élimination de la matière chargée colloïdale a lieu par modification de charge / neutralisation de charge [59].

3.7.1 Principe de la coagulation :

Les particules colloïdales en solution sont « naturellement » chargées négativement. Ainsi, elles tendent à se repousser mutuellement et restent en suspension. On dit qu'il y a stabilisation des particules dans la solution. La coagulation consiste dans la déstabilisation des particules en suspension par la neutralisation de leurs charges négatives [61].

Il apparaît évident que la stratégie d'élimination des colloïdes passe par l'annulation de potentiel zêta. En effet, la neutralisation des charges primaires permet d'annuler les forces de

répulsions. En considère deux particules colloïdales A et B de diamètre D et distance d'une valeur d. Entre ces deux particules, il existe des forces de répulsion électrostatiques, dues à la charge de surface, et des forces d'attraction intermoléculaires, dues aux interactions de Van der Walls [55].



Dans un premier temps, la coagulation, par un ajout de sels métalliques (généralement de fer ou d'aluminium), permet de supprimer les répulsions intercolloïdales: les cations métalliques (Al^{3+} et Fe^{3+}) se lient aux colloïdes et les neutralisent. Les particules colloïdales peuvent désormais se rencontrer [41].

3.7.2 Réactifs coagulants :

L'efficacité des coagulants est directement liée à la valence des cations utilisés. Les ions monovalents sont moins efficaces que les bi ou trivalents. Il est évident que les doses de coagulant à mettre en œuvre sont fonction de leur efficacité relative. Dans le cas des ions monovalents la quantité nécessaire est de 100 pour une dose de 1 pour les ions trivalents. En conséquence, les coagulants utilisés sont des sels cationiques trivalents [62]. La mise en solution d'un coagulant se déroule en deux étapes. Le cas de sulfate d'alumine est très significatif. Les réactions peuvent être représentées de la façon suivante [60].

$$Al_2(SO_4) \xrightarrow{\text{étape 1}} Al_x(OH)_y(SO_4)_z \xrightarrow{\text{étape 2}} Al(OH)_3$$

intermédiaires polychargés — précipité

L'étape 1 : est une phase d'hydrolyse. Des intermédiaires polychargés positifs se forment. Ces composés assez fugaces présentent un atome d'aluminium dont le nombre d'oxydation est très grand. Conformément à la règle de SCHULZE-HARDY, ces intermédiaires polychargés positifs sont très efficaces pour neutraliser la charge primaire négative des colloïdes. Il s'agit de la véritable forme coagulante qui déstabilise les particules chargées négativement.

L'étape1 : dépend de la température et nécessite un PH compatible avec l'existence de ces intermédiaires poly chargés. Le temps de formation de ces composés est de l'ordre de 0.1 seconde.

L'étape 2 permet la formation de précipités Al(OH)3. Cette réaction dépend de l'agitation du milieu. Ce précipité est l'élément qui assure le pontage et la coalescence entre les colloïdes

déstabilisés : c'est la forme floculant. Tout coagulant présente successivement les deux formes actives coagulantes et floculant. Le maintien de cette dernière dépend du PH du milieu. Cette notion de PH permet de définir les zones optimales de coagulation floculation [55].

3.7.3 Choix du coagulant :

Les critères de choix d'un coagulant sont nombreux. Son efficacité à réduire la couleur, la turbidité et les matières organiques d'une eau est essentielle. En ne peut néanmoins, négliger son prix et les effets secondaires comme les fuites en Fe^{3+} et Al^{3+}. Le traitement d'eau chargée en matière organiques exige du chlorure ferrique.

Les coagulants à basse de sels d'aluminium permettent d'obtenir une eau traitée très faible en turbidité. La vérification de la dose de coagulant à mettre en œuvre passe par le GAR-TESTE [55].

On peut rappeler également que plus un coagulant à de charges positives, plus son efficacité est grande [61].

3.8 Paramètres liés à la coagulation-floculation :

Les facteurs qui peuvent améliorer et optimiser la coagulation-floculation sont le pH, la dose du coagulant, les conditions de mélange, la température sont importants pour augmenter la probabilité de chocs entre les particules.

a) Influence du pH :

Le pH est un paramètre important dans le processus de coagulation, car il peut changer la surface charge du coagulant et / ou du contaminant. Il est d'ailleurs important de remarquer que l'ajout d'un coagulant modifie souvent le pH de l'eau. Cette variation est à prendre en compte afin de ne pas sortir de la plage optimale de précipitation du coagulant [61]. Pour chaque eau, il existe une plage de pH pour laquelle la coagulation a lieu rapidement. Plage qui est fonction du coagulant utilisé, de sa concentration et de la composition de l'eau à traiter [63].

Il peut être nécessaire, pour obtenir une floculation correcte, d'ajuster le pH de l'eau en y ajoutant soit un acide, soit une base (soude, chaux, carbonate de sodium) [61].

Tableau 3-1 Les zones de prédominance des hydroxydes de fer et d'aluminium.

Forme prédominante	**Ph**
Al (OH)3	5,8 à 7,2
Fe (OH)3	5,5 à 8,3

b) Influence de la température :

La température joue un rôle important. En effet, une température basse, entraînant une augmentation de la viscosité de l'eau, crée une série de difficultés dans le déroulement du processus : la coagulation et la décantation du floc sont ralenties et la plage du pH optimal diminue. Pour éviter ces difficultés, une solution consiste à changer de coagulant en fonction des saisons [61].

c) Influence de la turbidité :

La turbidité est, elle aussi, un paramètre influant sur le bon fonctionnement du procédé de coagulation. Dans une certaine plage de turbidité, l'augmentation de la concentration en particules doit être suivie d'une augmentation de la dose de coagulant [61].

d) Influence de la couleur :

La coagulation est aussi l'élimination de la couleur, c'est-à-dire des matières organiques à l'état colloïdal et dissous et les micropolluants organiques [64].

e) Influence de la minéralisation :

En règle générale, la minéralisation de l'eau exerce des influences sur la coagulation et la floculation :

- Modification de la plage de pH optimale
- Modification du temps requis pour la floculation
- Modification de la quantité de coagulant requis [65].

f) Influence de la technique de mélange et la vitesse d'agitation :

Pendant l'opération de coagulation -floculation on procède au mélange des produits chimiques injectés dans l'eau à traiter.

En premier lieu, le mélange est rapide (150 – 250 tr/min) et de courte durée (1 à 3 min), ce mélange a pour but de disperser les produits chimiques injectés dans la totalité du volume de l'effluant. En deuxième lieu, le mélange est lent, cela pour favoriser le contact entre les particules solides dispersées dans l'eau, cette phase dure pratiquement 10 à 30 min à des vitesses moins énergétiques que la première (40 – 60 tr/min) [66].

3.9 La floculation :

La floculation consiste à alourdir les flocs déjà formés par coagulation qu'on pourra facilement les éliminer par décantation [67].

La floculation est le processus physico-chimique au cours du quel des matières en suspension dans un liquide s'agglomèrent pour former des particules plus grosses, généralement très poreuses, nommées flocs. Les flocs sédimentent généralement beaucoup plus rapidement que les particules primaires dont ils sont formés. La floculation peut avoir lieu naturellement ou peut être accélérée par l'ajout d'un floculant comme l'acrylamide par exemple.

La floculation est une étape fondamentale du traitement primaire de l'eau (épuration, dépollution, potabilisation), pour laquelle on utilise des agents dits floculant, tels des ions métalliques (fer, aluminium) ou des macromolécules (poly-électrolytes) afin de favoriser l'agrégation des micelles et des matières en suspension [68].

3.9.1 Types de floculation :

a) Floculation péri-cinétique :

Par le mouvement brownien ; le mouvement aléatoire des particules causées occasionnellement des collisions. Ce mécanisme est plus efficace que la sédimentation différentielle mais il demeure lent et produit de petits agglomérats [69].

Au cours du processus de floculation lui-même, le mouvement Brownien a de moins en moins d'effet sur le mouvement des particules dont la taille augmente progressivement. Cette augmentation accroît aussi Influence de la barrière énergétique et ceci réduit encore le contact péri-cinétique dès que le diamètre de particules dépasse 1 μm [70].

b) Floculation orthocinéque :

Ce type de floculation est fonction de l'énergie dissipée dans le fluide. Elle est donc causée par le brassage de l'eau qui permet d'augmenter les chances de contacts entre les particules. La vitesse du fluide varie dans l'espace et dans le temps et est caractérisée par les particules. Par l'agitation mécanique, c'est la méthode la plus efficace, mais trop d'agitation peut briser les agrégats au lieu de les créer. La coagulation n'est pas utilisée dans le procédé Bayer, mais elle est très importante dans plusieurs autres domaines, notamment dans le traitement des eaux [71].

3.10 Conclusion :

Dans ce chapitre, nous avons présenté le procédé de coagulation-floculation parmi les techniques alternatives aux traitements biologiques pour le traitement des eaux polluées. L'opération de coagulation-floculation est essentielle dans l'étape de clarification des eaux ; elle est utilisée pour séparer les matières en suspensions ainsi que les matières colloïdales

dans l'eau. Cette méthode dépend de nombreux facteurs afin d'obtenir une eau prête à être envoyé au décanteur pour une clarification finale avant le rejet dans l'environnement.

L'objectif principal de cette étude est l'application de la coagulation-floculation en vue d'élimination d'un pesticide utilisé dans l'agriculture.

L'ensemble des études examinées montrent que l'efficacité de l'élimination de la matière organique, surtout dissoute peut être atteinte par l'optimisation de l'étape de coagulation-floculation. Cette optimisation est basée sur l'étude de l'influence de paramètres réactionnels tels que le pH, la dose et le type de coagulant.

chapitre 4 Matériels et méthodes

4.1 Introduction :

Ce chapitre présente les matériels et les méthodes utilisées dans le cadre de cette étude. La première partie consistait sur les caractérisations des propriétés physico-chimiques de l'eau usée par différentes méthodes d'analyse. Après, nous avons appliqué le modèle mathématique dans laboratoire de l'université afin de fixer les doses de coagulant.

La deuxième partie a été consistée à étudier l'élimination de la matière organique par coagulation-floculation et étudié les interactions physicochimiques avec la dose de coagulant. Pour cela, nous avons utilisées la méthodologie de plan d'expérience pour étudier les interactions physico-chimiques avec les doses de coagulant et aussi trouver un modèle mathématique afin de faciliter notre travail à base des données construites par réponse de surface méthodologie (RSM).

A la fin, nous avons caractérisé l'eau traitée afin de la comparer avec l'eau usée et voir l'efficacité de notre modélisation.

Partie 1 :

4.2 Caractérisation de l'eau usée et traitées :

Dans notre travail, nous avons traité l'eau polluée rejetées par le complexe antibiotique de SAIDAL sis à Médéa, qu'il contient un pourcentage élevé de matière organique pour appliquer et tester l'efficacité du coagulant par le modèle mathématique RSM sur l'élimination de la matière organique et d'autres paramètres physico-chimiques afin de rendre l'eau potable. Cette partie consiste sur les caractérisations des propriétés physico-chimiques et autres éléments principaux de l'eau usée. Pour cela, l'eau usée a été caractérisées par différentes méthodes d'analyse. Après, nous avons appliqué le modèle mathématique dans laboratoire afin de fixer les doses de coagulant. A la fin, nous avons caractérisé l'eau traitée afin de la comparer avec l'eau usée et voir l'efficacité de notre traitement.

4.2.1 Echantillonnage :

La réalisation de cette étude, nécessite une collecte d'eau polluée d'une quantité de 44 litres. Nous avons fait un prélèvement de cette quantité d'eau usée industrielle du site SAIDAL en date du 23 mai 2021, en respectant les conditions de conservation de cette eau usée.

4.2.2 Matières utilisées :

Le tableau ci-dessous nous présentons les différents produits utilisés lors de notre étude

Tableau 4-1 Types de solution et produite utilisés pour les différents analyses.

Paramètre mesurés	**Types de solutions et produits**
matière organique	Acide sulfurique, Permanganate de potassium et sulfate ferreux ammoniacal
nitrites NO_2	Sulfanilamide, phosphorique Naphtyle éthylène diamine.

4.2.3 Matériels utilisés :

Le tableau ci-dessous nous présentons les différents appareils utilisés lors de notre étude.

Tableau 4-2 Les différents matériels utilisés pour les différentes analyses.

Paramètre mesurés	**Types d'appareils**
PH	PH-mètre
Turbidité	Turbidimètre
Spectrophotométrie U.V visible	Spectrophomètre UV-Vis

4.2.4 Méthode d'analyse :

Les différentes analyses physico-chimiques effectuées au laboratoire d'université Yahia Fares. Les analyses physico-chimiques ont concerné les paramètres suivants : ph, turbidité, uv-vis, la matière organique, nitrate.

Les méthodes analytiques utilisées sont décrites par [36].

a) Potentiel hydrogène pH :

Les mesures du pH ont été effectuées au laboratoire à l'aide d'un pH-mètre avec une électrode en verre.

Principe :

La différence de potentiel existant entre une électrode de verre et une électrode de référence (calomel-KCl saturé) plongeant dans une même solution, est une fonction linéaire du pH de celle-ci. Selon l'expression de NERNST, le potentiel de l'électrode est lié à l'activité des ions H +.

Mode opératoire :

- Prendre l'eau à analyser ;
- Agiter pendant 30 secondes ;
- Laisser stabiliser un moment ;
- Lisez la valeur du **pH.**



Figure 4-1 Une photographie d'un pH-mètre utilisé dans la présente étude.

b) Turbidité :

La turbidité est mesurée au laboratoire à l'aide d'un turbidimètre à cellule photo-électrique, par la méthode néphélémétrique. Les résultats sont exprimés en unité de turbidité néphélémétrique (NTU).

Mode opératoire :

Remplir une cuvette de mesure propre et bien essuyer avec du papier hygiénique avec l'échantillon à analyser bien homogénéisé et effectuer rapidement la mesure, il est nécessaire de vérifier l'absence de bulle d'air avant la mesure.

La mesure est obtenue directement en NTU.



Figure 4-2 Une photographie d'un turbidimètre utilisé dans la présente étude.

c) Spectrophotométrie U.V visible :

Uv-vis est mesuré au laboratoire à l'aide d'un Spectrophotomètre UV-Vis avec une cuve en quartz. La longueur d'onde utilisée est 254nm.

Mode opératoire :

Un flux de lumière monochromatique est envoyé à travers un échantillon de la solution placée dans une cuve. Un détecteur mesure le flux lumineux en sortie. L'absorbance est directement affichée sur un écran du spectrophotomètre.



Figure 4-3 Une photographie d'uns spectrophotomètre utilisé dans la présente étude.

d) Détermination de nitrites NO_2 (Méthode au réactif de ZEMBELLI) :

Principe :

Réaction des ions nitrites présents dans une prise d'essai avec le réactif amino-4 benzène sulfonamide en présence d'aide ortho phosphorique pour former un sel diazoïque qui forme un complexe de coloration rose avec le dichlor-hydrate de N-(naphtyl-1)diamino-1,2 éthane (ajouter avec le réactif amino-4 benzène sulfonamide).

Mode opératoire :

- Prendre 50ml d'eau à analyser ;
- Ajouter 1ml du réactif mixte (40g Sulfanilamide+ 100 ml Acide phosphorique+ N-1 Naphtyle éthylène diamine) ;
- Attendre 10mn ;
- L'apparition de la coloration rose indique la présence des NO_2 ;
- faire une lecture spectrométrique à environ 543 nm.

Partie 2 :

4.3 Coagulation-floculation:

4.3.1 Travail au laboratoire:

Principe :

A des volumes identiques d'eau à traiter, on injecte des quantités croissantes de coagulant de façon à déterminer la dose permettant d'obtenir une eau traitée de meilleure qualité possible. La même opération est répétée pour différents types de coagulant. Les résultats permettent de choisir la nature et la dose de coagulant [60].

Appareillage:

- ✓ Une éprouvette de un litre ;
- ✓ Un floculateur de laboratoire avec six béchers de floculation ;
- ✓ Un siphon (d ≈ 0,5 mm) recourbé vers le haut pour éviter l'aspiration des boues ;
- ✓ 7 vases de 0,5 litre pour récupérer les échantillons ;
- ✓ 1 pH mètre ;
- ✓ Le jar test : Équipement de laboratoire pour tester des différents produits chimiques à utiliser ultérieurement dans le traitement physico-chimique. Cet équipement est composé de 6 postes avec régulation de vitesse d'agitation et programmation du temps d'essai. L'origine du jar test est difficile à retracer, son utilisation remonte à plusieurs décennies. Les avantages du jar test sont importants, en voici quelques-uns :

- Déterminer les doses optimales de produits chimiques (coagulants et aides-coagulants) ;
- Déterminer le pH optimal de coagulation
- Déterminer la solidité des flocs formés;
- Déterminer les intensités de mélange optimal.

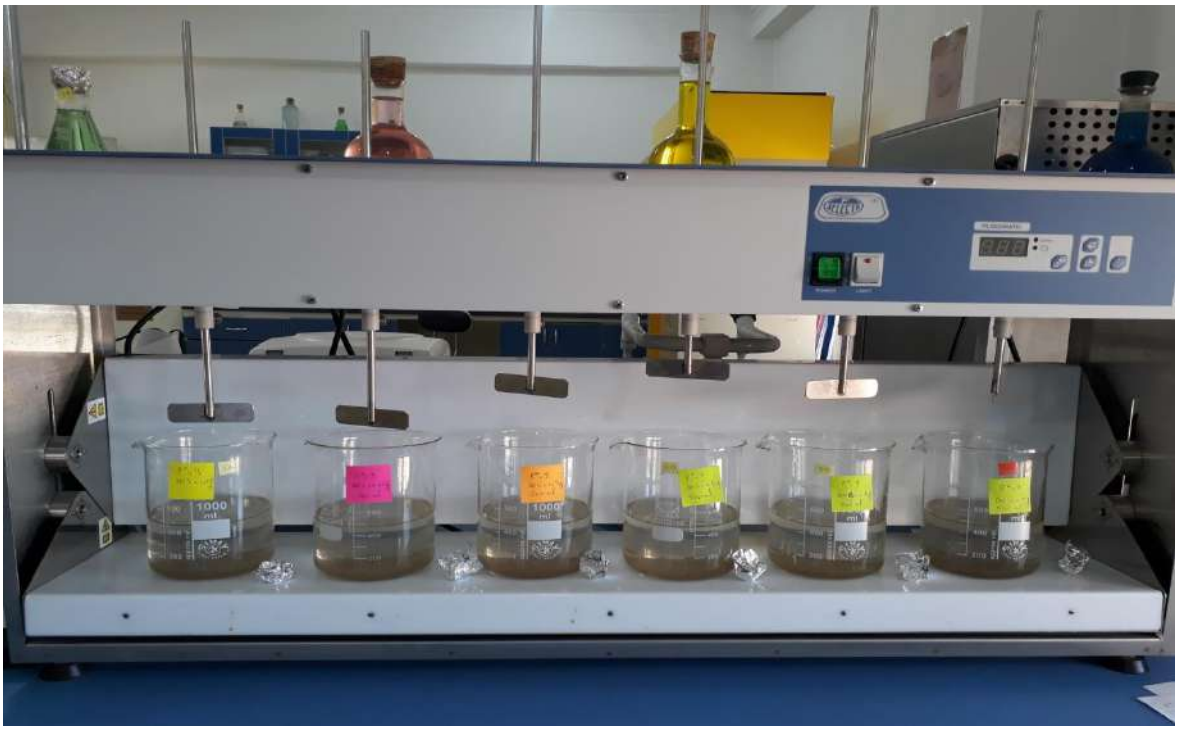


Figure 4-4 Photographie d'un Jar-test.

4.3.2 Préparation et conservation des échantillons :

Sulfate de cuivre ($CuSO_4$), le chlorure de fer(3) ($FeCl_3$) et ($CuSO4+ FeCl_3$) sont été utilisés dans cette étude comme coagulants. Les tests en pots ont été réalisés à l'aide de béchers remplis d'1 L d'eau (eau usée) qui à été rejetées par le complexe antibiotique de SAIDAL sis à Médéa, qui contient une turbidité élevée, et sans oublier que la turbidité contient diverses matières organiques. Si nous parvenons à éliminer la turbidité, nous pouvons dire que nous avons éliminé les matières organiques.

4.3.3 Conception expérimentale et analyse des données :

La technique RSM a été appliquée pour optimiser le processus paramètres. Le pH et le dosage du coagulant ont été sélectionnés comme variables indépendantes, tandis que le pH final (variation), la MO, la turbidité, l'UV-vis, ont été sélectionnés comme dépendants variables. Pour l'analyse des données statistiques, le logiciel JMP7 a été utilisé. La gamme des variables indépendantes pour trois coagulants (sulfate cuivrique, chlorure ferrique et mélange de sulfate cuivrique et de chlorure ferrique (CuSO4+FeCl3)) ont été sélectionnés sur la base d'expériences préliminaires réalisées pour la réduction de la MO par chaque coagulant.

Le plan d'expérience JMP7 donne treize (13) expériences pour chaque coagulant selon l'équation 4.1, couvrant quatre points factoriels (2n), quatre points axiaux (2n) et cinq points

centraux répliqués (nc). Le point central variait entre 3 et 10, ce qui a aidé à prédire l'erreur expérimentale et reproductibilité des données.

$$N = 2^n + 2n + c = 4 + 4 + 5 = 13 \qquad \textbf{(4-1)}$$

N est le nombre total d'essais expérimentaux qui doivent être effectués et n est le nombre de variables indépendantes.

Une fois que la plage de variables indépendantes pour chaque coagulant a été incorporée avec le logiciel expert de conception, l'ensemble des différentes conditions expérimentales a été obtenu qui est fourni comme matrice de conception. Les expériences ont été réalisées dans ces ensembles de conditions et incorporées dans le logiciel expert de conception en tant que variables dépendantes réelles. Trois niveaux ont été fixés pour le pH et le dosage, tels que :

-1 (minimum), 0 (central), +1 (maximum) pour chaque coagulant.

Mode opératoire :

- Placer les béchers sur le floculateur et mettre les pales d'agitation en place ;
- Démarrer l'agitation à la vitesse de 180 tours/min. Les pales et leur vitesse de rotation doivent être identiques dans tous les béchers ;
- ajouter le coagulant le plus rapidement possible et de manière reproductible dans chaque bécher ; Les doses appliquées dans chaque bécher sont croissantes de façon à "encadrer" la dose optimale présumée ;
- Après 2 min (t = 2 min) de mélange rapide (dispersion du réactif, coagulation), réduire la vitesse de rotation des pales à 40 tours/min (agitation lente, floculation) pondant 30min ;
- Après l'arrêt de jar test levé les pales et laisser décanter 45 min ;
- prélever une quantité suffisante du surnageant (l'eau claire) dans chaque bécher, mesurer les paramètres de rendement choisi.

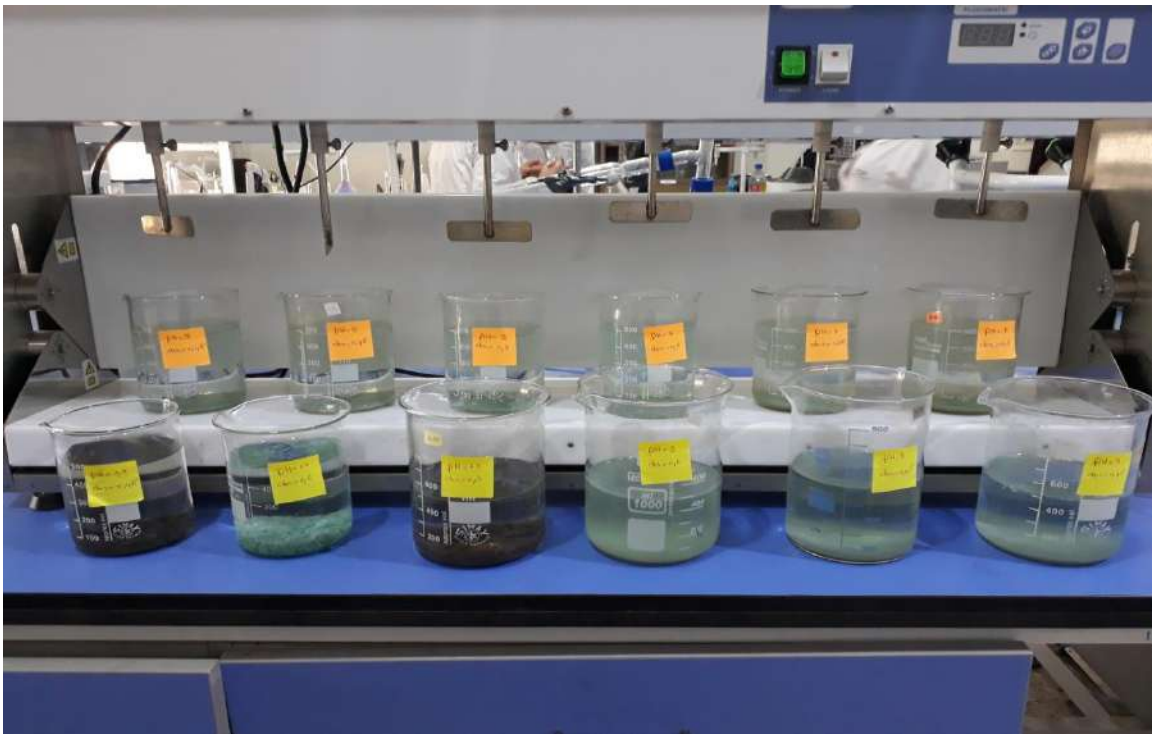


Figure 4-5 Les résultats après la décantation du coagulant $CuSo_4$.

4.4 Méthodes de prédiction :

Plusieurs méthodes ont été appliquées pour résoudre des problèmes liés à la prédiction et à la modélisation de systèmes non linéaires complexes. Ces méthodes sont particulièrement utiles lorsque de tels systèmes sont difficiles à modéliser à l'aide de méthodes conventionnelles [41].

Dans cette étude, deux méthodes ont été testées pour prédire les doses de coagulant à partir des paramètres physico-chimiques de l'eau, à savoir RSM, RMSE.

Où xN est la valeur des données après normalisation, x max et x min désignent respectivement le maximum et le minimum des données ; y max et y min sont pris comme -1 et 1; x les valeurs d'origine.

$$X_N = (y_{max} - y_{min}) - \left(\frac{x - xmin}{x\,max - xmin}\right) + y_{min}. \qquad \textbf{(4-2)}$$

Le coefficient de corrélation (R), le coefficient de détermination (R^2), l'erreur quadratique moyenne (RMSE), ont été utilisés pour estimer les performances de chaque modèle. Les valeurs correspondantes ont été calculées à l'aide des équations suivantes [41]:

$$R = \frac{\sum_{i=1}^{N}\left(y_{\exp} - \overline{y_{\exp}}\right)\left(y_{pred} - \overline{y_{pred}}\right)}{\sqrt{\sum_{i=1}^{N}\left(y_{\exp} - \overline{y_{\exp}}\right)^2 \sum_{i=1}^{N}\left(y_{pred} - \overline{y_{pred}}\right)^2}} \quad \textbf{(4-3)}$$

$$R^2_{adj} = 1 - \frac{\left(1 - R^2\right)\left(N - 1\right)}{N - K - 1} \quad \textbf{(4-4)}$$

$$RMSE = \sqrt{\left(\frac{1}{N}\right)\left(\sum_{i=1}^{N}\left(y_{\exp} - y_{pred}\right)^2\right)} \quad \textbf{(4-5)}$$

Où N est le nombre de données ; K est le nombre de facteur (entrées); yexp et ypred sont respectivement les valeurs expérimentales et prédites, exp y et pred y sont respectivement les valeurs moyennes des valeurs expérimentales et prédites.

Nous avons appliqué la méthode des plans d'expériences (surface de réponse) sur les résultats obtenus de laboratoire.

Le choix du modèle est porté sur un modèle polynomial de degré 2 de la forme [107] :

$$Y = \mathrm{B}_0 + \sum_{i}^{k}\mathrm{B}_i X_i + \sum_{i}^{k}\mathrm{B}_{ii} X^2 + \sum_{ij}^{k}\mathrm{B}_{ij} X_i X_j + E \quad \mathrm{Y} = \mathrm{a0} + \Sigma \mathrm{ai\ xi} + \Sigma \mathrm{aij\ xi\ xj} + \Sigma \mathrm{aii\ xi2} \quad \textbf{(4-6)}$$

La présentation des plans d'expériences s'est fait manuellement.

Le modèle utilisé pour prédire les réponses et décrit la relation entre les variables indépendantes était l'équation polynomiale du second ordre.

$$Y = \mathrm{B}_0 + \sum_{i}^{k}\mathrm{B}_i X_i + \sum_{i}^{k}\mathrm{B}_{ii} X^2 + \sum_{ij}^{k}\mathrm{B}_{ij} X_i X_j + E \quad \textbf{(4-7)}$$

4.5 Modélisation :

Les données utilisées pour cette étude ont été obtenues à partir de l'analyse expérimentale d'échantillons d'eau usée rejetées par le complexe antibiotique de SAIDAL sis à Médéa.

4.6 Critères d'évaluation statistique :

Le coefficient de corrélation (R), le coefficient de détermination (R^2), l'erreur quadratique moyenne (RMSE) ont été utilisés pour estimer les performances du modèle. Les valeurs correspondantes sont calculées à l'aide des équations (4.3 jusqu'à 4.5) qui ont été décrites dans la partie (2).

chapitre 5 Résultats et discussion

5.1 Prédiction des doses de coagulation :

RSM, RSME, sont les approches qui ont été utilisées pour la prédiction de la dose de coagulant à partir des paramètres physico-chimiques de l'eau. Les méthodes ont été réalisées, évaluées et comparées.

Tableau 5-1 Caractéristiques des eaux usées.

Paramètre	**Eau usée**	**Unité**
pH	7.54	/
Turbidité	44.92	NTU
Uv-vis$_{254}$	0.353	/
MO	18.5	mg/l
Nitrate	0.3	mg/l

5.2 Le coagulant $CuSo_4$:

5.2.1 RSM :

Une analyse statistique par RSM a été réalisée à l'aide du logiciel "JMP 7" sur l'ensemble du logiciel de base de données. Cette méthode a permis de trouver la relation mathématique (5.1) entre les doses de coagulant et les variables indépendantes qui correspondaient aux paramètres physico-chimiques.

Premièrement, l'équation a pris en compte les 4 variables tableau 5.2, même celles qui ne semblaient pas avoir un impact significatif sur la variable dépendante. La relation obtenue a donc été évaluée afin de ne conserver que les variables indépendantes caractérisées par une valeur de probabilité élevée.

pH final :

$$Y= \beta_1+ \beta_2.X1 + \beta_3.X2 + \beta_4.\ X1*X2 + \beta_5.X1*\ X1+ \beta_6.X2*X2 \qquad \textbf{(5-1)}$$

Ensuite, 5 variables significatifs qui ont un pouvoir explicatif élevé pour la variable dépendante ont été retenus (Pr <0.05) ; ainsi la relation peut être réduite à Eq (5.2)

$$Y= \beta_1+ \beta_2.X1 + \beta_3.X2 + \beta_4.\ X1*X2 + \beta_5.X1*\ X1 \qquad \textbf{(5-2)}$$

La valeur du coefficient de détermination a été très élevée, surtout avec l'équation (5.2) qu'est devenus plus simple après la suppression des variables avec peu de pouvoir explicatif de la variable dépendante. Ce coefficient a été R = 0,99 et avec valeur du RMSE=0.1625 très faible ; se signifie que la corrélation du modèle était modérément très positive (figure 5.1).
La probabilité (Pr<0.0001) était strictement inférieure à 0,5%, confirmant que le modèle était significatif.

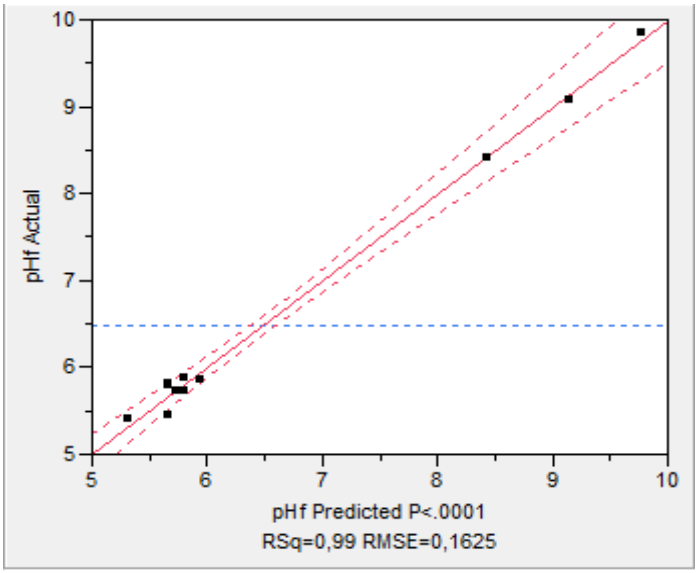


Figure 5-1 Graphe des valeurs réelles en fonction des valeurs calculées pour le pH

L'effet des facteurs (Xi), leurs interactions et leurs effets quadratiques peuvent être déduits simultanément par le modèle proposé. En effet, le tableau I.1 montre les effets de chaque facteur indépendant, son interaction avec les autres facteurs et son effet quadratique sur la dose de coagulant (Y).

On remarque que le changement du pH initial a un effet positif sur le pH final, car chaque augmentation du pH initial (7 à 11), fait augmenter le pH final (5.72 à 9.77). Par contre le changement de la dose du coagulant a un effet négatif sur le pH final, chaque augmentation de la dose du coagulent (0.6mg/l à 1.2mg/l) provoque une diminution du pH final (9.77 à 8.43).

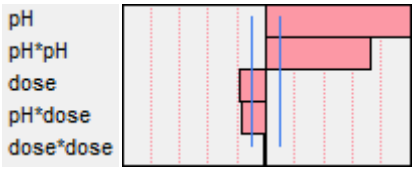


Figure 5-2 Effets des facteurs de fonctionnement et de leurs interactions.

Les interactions et effets quadratiques des facteurs montrent que la relation entre la réponse et les facteurs n'est pas toujours linéaire.

De plus, les résultats ont montré qu'il y a un effet quadratique intéressant (figure5.3) ; dans l'intervalle de pH initial allant de 7 jusqu'à 7.93 on a un effet négatif, c'est-à-dire a chaque fois le pH initial augmente dans cet intervalle le pH final va diminuer ; Par contre, à partir de 7.93 jusqu'à 11 du pH initial, l'effet est devenue positif, car le pH final augmente avec l'augmentation de pH initial.

Ensuite on a un effet négatif de l'interaction du pH avec la dose du coagulant.

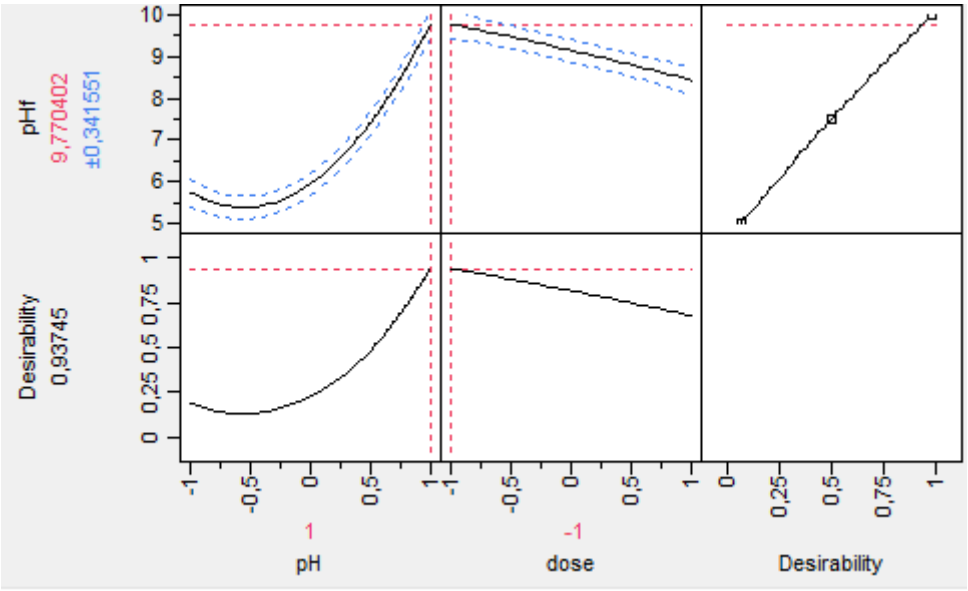


Figure 5-3 Effet d'interactions des paramètres.

La Turbidité :

$$Y= \beta_1+ \beta_2.X1 + \beta_3.X2 + \beta_4.\ X1*X2 + \beta_5.X1*\ X1+ \beta_6.X2*X2 \qquad \textbf{(5-3)}$$

Ensuite, 4 variables indépendantes qui ont un pouvoir explicatif élevé pour la variable dépendante ont été retenues (Pr <0.05) ; ainsi la relation peut être réduite à Eq (5.4)

$$Y= \beta_1+ \beta_2.X1 + \beta_3.X2 + \beta_5.X1*\ X1 \qquad \textbf{(5-4)}$$

La valeur du coefficient de détermination a été très élevée, surtout avec l'équation (eq **5.4**) qu'est devenue plus simple après la suppression des variables avec peu de pouvoir explicatif de la variable dépendante. Ce coefficient R = 0,99 et avec valeur du RMSE=0.7273 très faible ; se signifie que la corrélation du modèle était modérément positive (figure 5.4).

La probabilité (Pr<0.0001) était strictement inférieure à 0,5%, confirmant que le modèle était significatif.

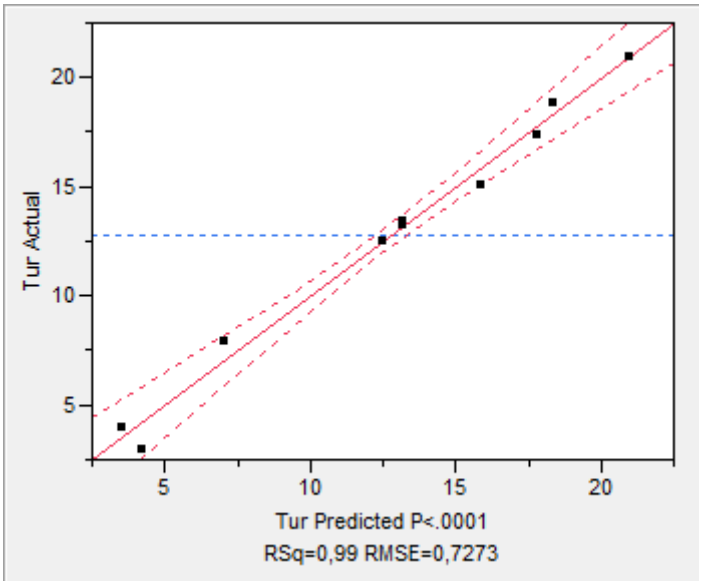


Figure 5-4 Graphe des valeurs réelles en fonction des valeurs calculées pour la turbidité

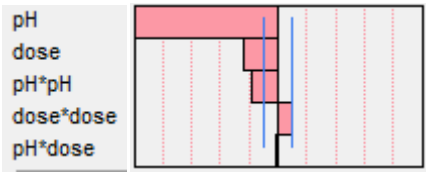


Figure 5-5 Effets des facteurs de fonctionnement et de leurs interactions

Sur ce graphe, on observe que le changement du pH initial et de la dose du coagulant on a un effet négatif sur la turbidité, de même les augmentations du pH initial (7 à 11) et de la dose du coagulant (0.6 mg/l à 1.2 mg/l) diminuent la turbidité de (20.94 NUT à 7.04 NUT) pour le pH initial, et de (20.94 NTU à 17.80 NTU) pour la dose du coagulant.

Il faut noter qu'il existe un effet quadratique négatif du (pH*pH), mais il est hors de la gamme [-1 +1].

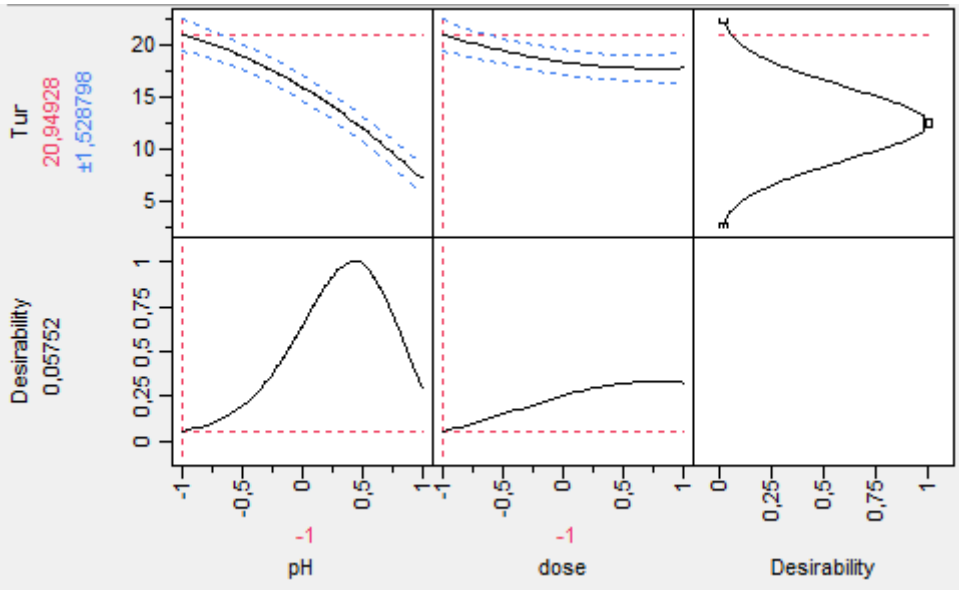


Figure 5-6 Effet d'interactions des paramètres.

L'uv-vis :

$$Y= \beta_1+ \beta_2.X1 + \beta_3.X2 + \beta_4.\ X1*X2 + \beta_5.X1*\ X1+ \beta_6.X2*X2 \qquad \textbf{(5-5)}$$

Les 6 variables indépendantes ont un pouvoir explicatif élevé pour la variable dépendante ont été retenues (Pr <0.05).

La valeur du coefficient de détermination a été très élevée. Ce coefficient R = 0,98 et avec valeur du RMSE=0.0018 très faible ; se signifie que la corrélation du modèle était modérément positive (figure 5.7).

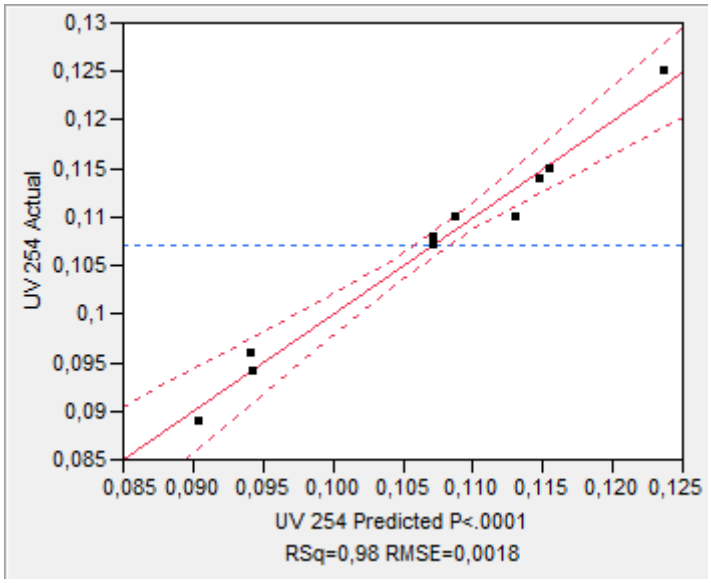


Figure 5-7 Graphe des valeurs réelles en fonction des valeurs calculées pour l'uv-vis.

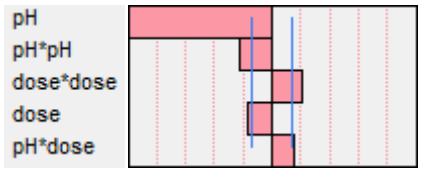


Figure 5-8 Effets des facteurs de fonctionnement et de leurs interactions.

Sur cette figure (5.8) on observe que le changement du pH initial et la dose du coagulant ont un effet négatif sur l'uv –vis, car chaque augmentation du pH initial (7 à 11) et la dose du coagulant (0.6 mg/l à 1.2 mg/l), fait diminution à l'uv-vis de (0.123 à 0.094) pour le pH initial et de (0.123 à 0.114) pour la dose du coagulant.

D'autre part, on a aussi un effet positif de l'interaction de la dose avec le pH.

Sachant que on a un effet quadratique négatif du (pH*pH) et un effet quadratique positif de la (dose *dose) hors de la gamme [-1 +1].

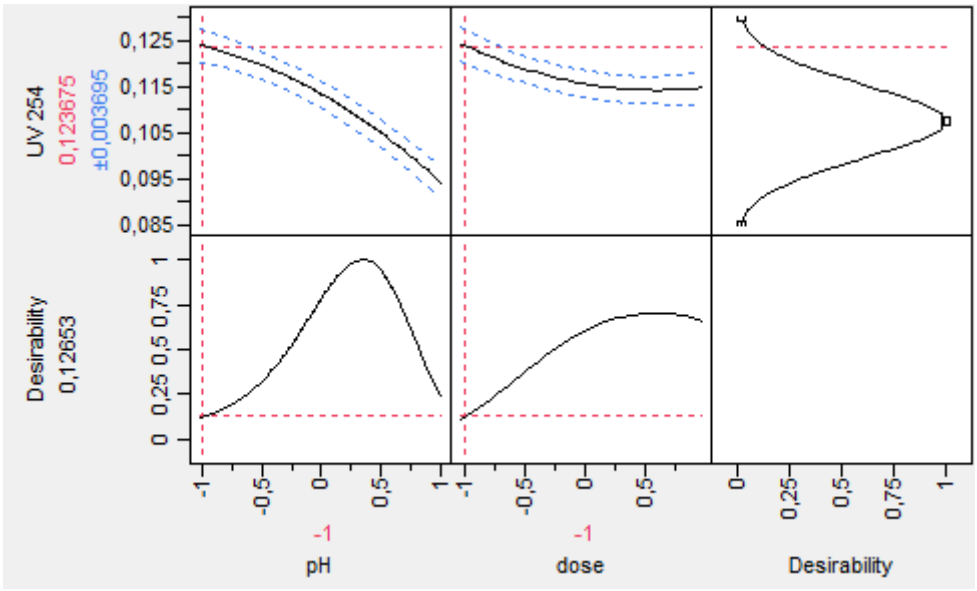


Figure 5-9 Effet d'interactions des paramètres.

La matière organique :

$$Y= \beta_1+ \beta_2.X1 + \beta_3.X2 + \beta_4.\ X1*X2 + \beta_5.X1*\ X1+ \beta_6.X2*X2 \qquad \textbf{(5-6)}$$

Ensuite, 5 variables indépendantes qui ont un pouvoir explicatif élevé pour la variable dépendante ont été retenues (Pr <0.05) ; ainsi la relation peut être réduite à Eq (5.7)

$$Y= \beta_1+ \beta_2.X1 + \beta_3.X2 + \beta_4.\ X1*X2 + \beta_6.X2*X2 \qquad \textbf{(5-7)}$$

La valeur du coefficient de détermination a été très élevée, surtout avec l'équation (5.7) qu'est devenue plus simple après la suppression des variables avec peu de pouvoir explicatif

de la variable dépendante. Ce coefficient R = 0,98 et avec valeur du RMSE=0.288 très faible ; se signifie que la corrélation du modèle était modérément positive (figure 5.10).

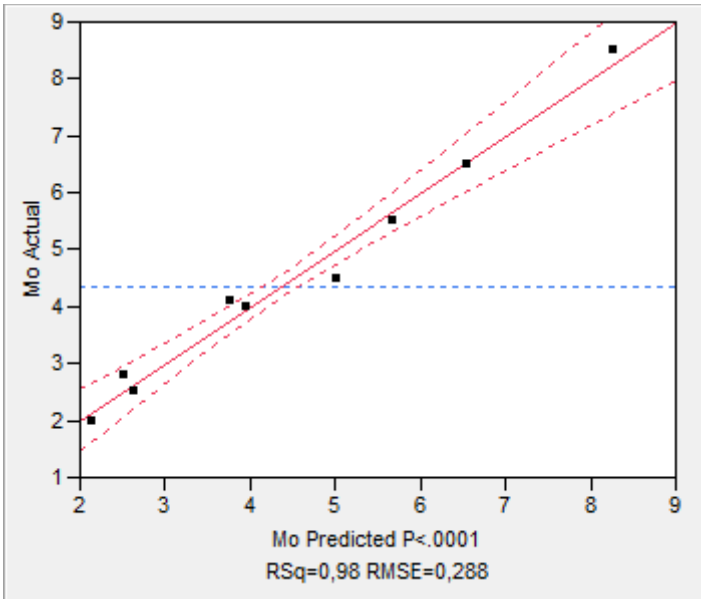


Figure 5-10 Graphe des valeurs réelles en fonction des valeurs calculées pour la matière organique.

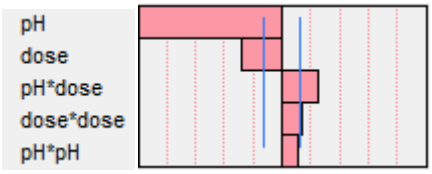


Figure 5-11 Effets des facteurs de fonctionnement et de leurs interactions

selon les résultats obtenus, il apparaît que le changement du pH initial et la dose du coagulant ont un effet négatif sur la matière organique, donc on observe à chaque fois que le pH initial (7 à 11) et de la dosse du coagulant (0.6 mg/l à 1.2 mg/l) sont élevés la matière organique est en baisse de (8.26 mg/l à 2.51 mg/l) pour le pH initial et de (8.26 mg/l à 5.68mg/l) pour la dose du coagulant.

De plus on a un effet positif de l'interaction de la dose du coagulant avec le pH initial.

Son négligé qu'il y a un effet quadratique positif de la (dose*dose), mais il est hors de la gamme [-1 +1] (figure 5.11).

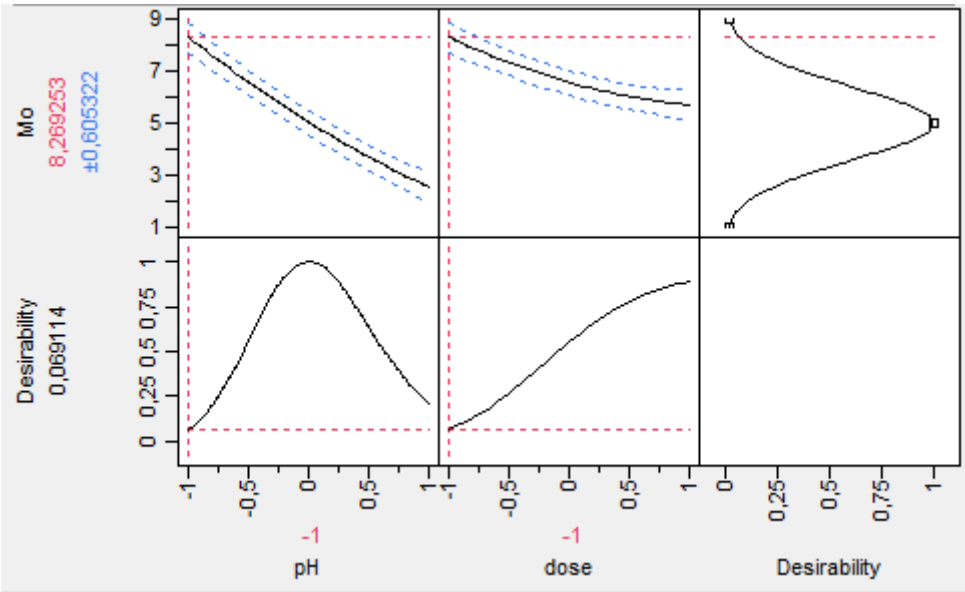


Figure 5-12 Effet d'interactions des paramètres.

5.3 Le coagulant $FeCl_3$:

Le pH final :

$$Y= \beta1+\beta2X1+\beta3X2+\beta4X1*X2+\beta5X1*X1+\beta6X2*X2 \quad \textbf{(5-8)}$$

Ensuite, seules 5 variables indépendantes qui ont un pouvoir explicatif élevé pour la variable dépendante ont été retenues (Pr <0,05); ainsi la relation peut être réduite à l'équation (5.9)

$$Y= \beta1+\beta3.X2+\beta4.X1*X2+\beta5.X1*X1+\beta6.X2*X2 \quad \textbf{(5-9)}$$

La valeur du coefficient de détermination a été très élevée, surtout avec l'équation (5.9) qu'est devenue plus simple après la suppression des variables avec peu de pouvoir explicatif de la variable dépendante. Ce coefficient a été R = 0,99 et avec valeur du RMSE=0.0231 très faible; se signifie que la corrélation du modèle était modérément très positive (figure 5.13).

La probabilité (Pr<0.0001) était strictement inférieure à 0,5%, confirmant que le modèle était significatif.

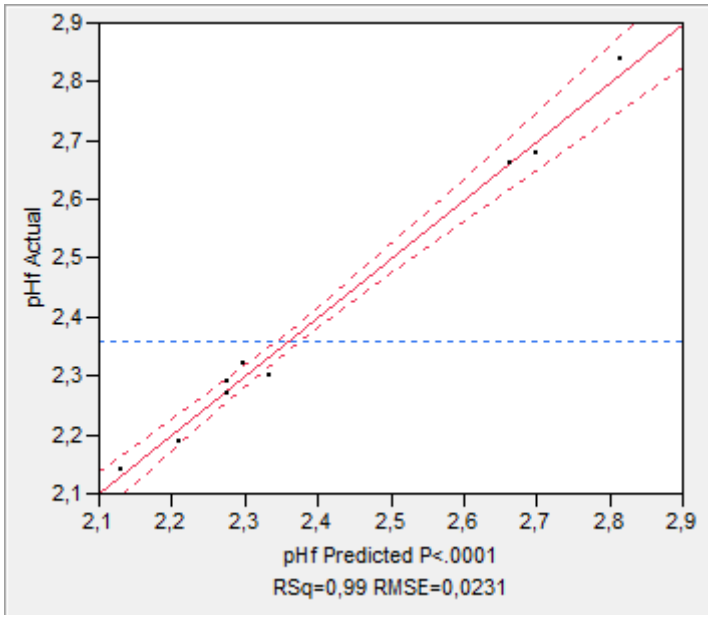


Figure 5-13 Graphe des valeurs réelles en fonction des valeurs calculées pour le pH.

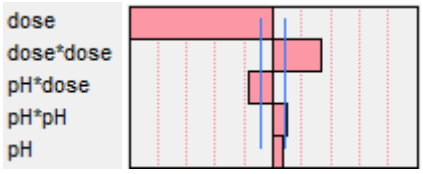


Figure 5-14 Effets des facteurs de fonctionnement et de leurs interactions.

On remarque que le changement de la dose du coagulant a un effet négatif sur le pH final, car chaque augmentation de la dose du coagulant (0.1mg/l à 0.5mg/l), le pH final diminue (2.81 à 2.13). Par contre le changement du pH initial a un effet positif sur le pH final, chaque augmentation du pH initial (3 à 7) le pH final augmente (2.66 à 2.81).

Il existe deux effets quadratique positif la (dose*dose) et de (pH*pH) sachant qu'ils sont hors de la gamme [-1 ; +1], il y a aussi un effet négatif de l'interaction de pH initial avec la dose sur le pH final.

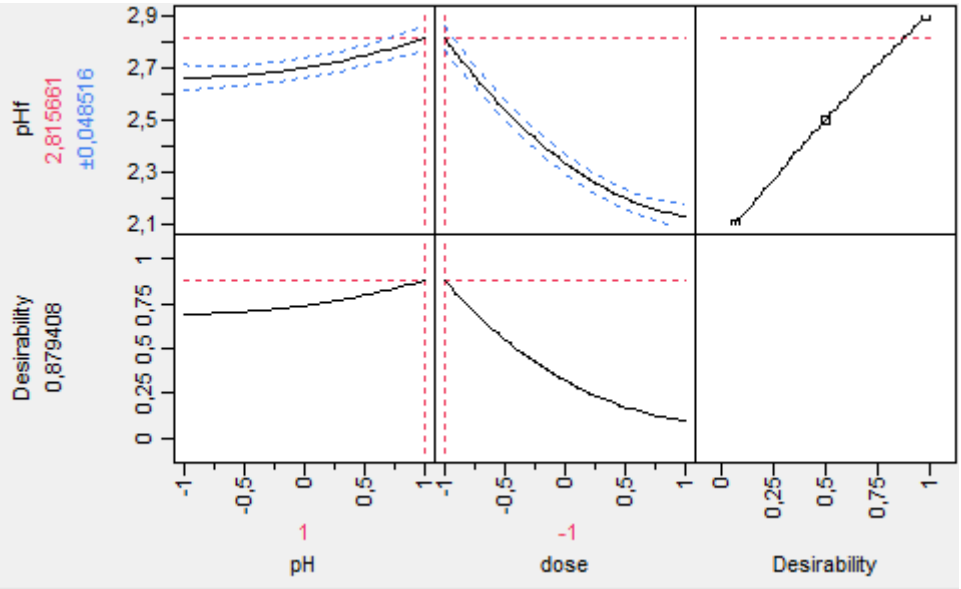


Figure 5-15 Effet d'interactions des paramètres.

La turbidité :

$$Y= \beta1+\beta2X1+\beta3X2+\beta4X1*X2+\beta5X1*X1+\beta6X2*X2 \quad \textbf{(5-10)}$$

Ensuite, seules 5 variables indépendantes qui ont un pouvoir explicatif élevé pour la variable dépendante ont été retenues (Pr <0,05); ainsi la relation peut être réduite à l'eq (5.11)

$$Y= \beta1+\beta2X1+\beta3X2+\beta4X1*X2+\beta5X1*X1 \quad \textbf{(5-11)}$$

La valeur du coefficient de détermination a été très élevée, surtout avec l'équation (5.11) qu'est devenus plus simple après la suppression des variables avec peu de pouvoir explicatif de la variable dépendante, Ce coefficient a été R = 0,99 et avec valeur du RMSE=0.1722 très faible; se signifie que la corrélation du modèle était modérément très positive (figure5.16)

La probabilité (Pr<0.0001) était strictement inférieure à 0,5%, confirmant que le modèle était significatif.

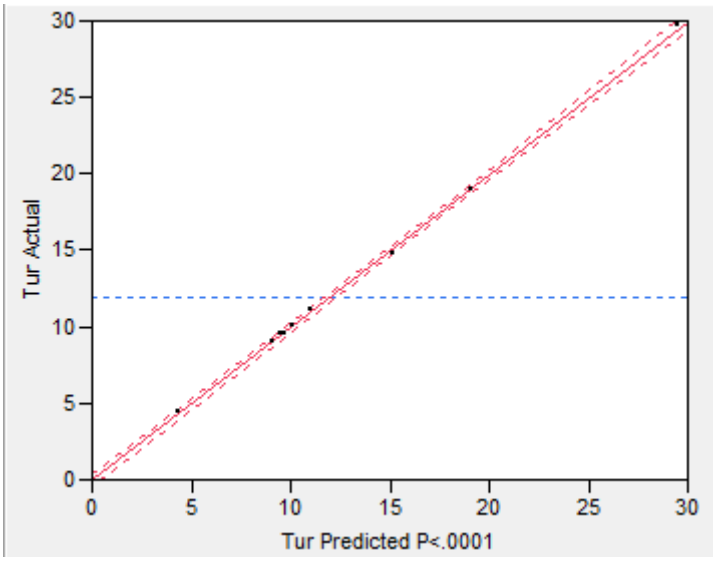


Figure 5-16 Graphe des valeurs réelles en fonction des valeurs calculées pour la turbidité.

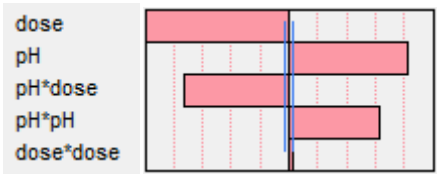


Figure 5-17 Effets des facteurs de fonctionnement et de leurs interactions.

Nous remarquons que Le changement de la dose de coagulant a un effet négatif sur la turbidité, quand la dose du coagulant est élevée (0.1mg/l à 0.5mg/l), la Turbidité diminue (29.49NTU à 9.06NTU). Par contre le changement du pH initial a un effet positif sur la Turbidité, chaque augmentation du pH (3 à 7) fait augmenter la turbidité (10.98 NTU à 29.49NTU).

Il existe un effet quadratique positif du (pH*pH) sachant qu'il est hors de la gamme [-1 ; +1] ; et un effet négatif de l'interaction du pH avec la dose sur la turbidité.

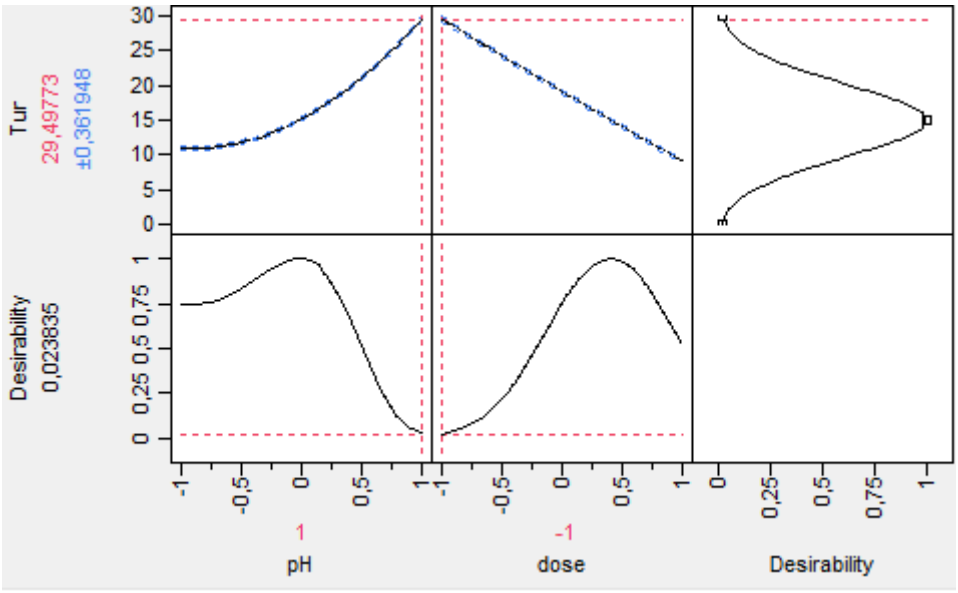


Figure 5-18 Effet d'interactions des paramètres.

L'uv-vis$_{254}$:

$$Y= \beta1+\beta2X1+\beta3X2+\beta4X1*X2+\beta5X1*X1+\beta6X2*X2 \quad \textbf{(5-12)}$$

Les 6 variables indépendantes ont un pouvoir explicatif élevé pour la variable dépendante ont été retenues (Pr <0.05).

La valeur du coefficient de détermination a été très élevée. Ce coefficient a été R = 0,99 et avec valeur du RMSE=0.0028 très faible; se signifie que la corrélation du modèle était modérément très positive (figure 5.19).

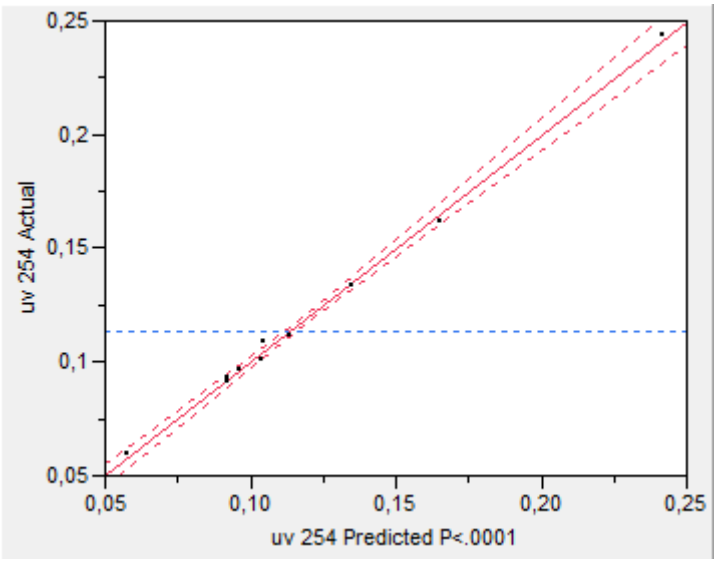


Figure 5-19 Graphe des valeurs réelles en fonction des valeurs calculées pour l'UV 254.

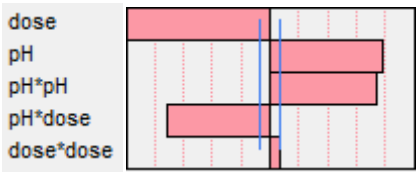


Figure 5-20 Effets des facteurs de fonctionnement et de leurs interactions.

En constate que le changement de la dose du coagulant à un effet négatif sur l'uv –vis (figure 5.20), car chaque augmentation de la dose (0.1 mg/l à 0.5 mg/l), l'uv-vis diminue (0.241 à 0.096), par contre le changement du pH initial a un effet positif sur l'uv-vis, chaque augmentation du pH (3 à 7) l'uv-vis augmente (0.113 à 0.241).

Les résultats indiquant un effet négatif sur l'uv-vis à travers l'interaction du pH avec la dose.

Cette figure (5.20) montre qu'il y a un effet quadratique intéressant, dans l'intervalle du pH initial allant de 3 jusqu'à 3.53 on a un effet négatif, c'est-à-dire a chaque fois le pH initial augment dans cet intervalle l'uv-vis diminue de 0.113 jusqu'à 0.110, en revanche à partir de l'intervalle 3.534 jusqu'à 7 du pH initial l'effet est devenue positif donc le pH initial augmente, l'uv-vis augmente de 0.110 à 0.241.

Il existe un effet quadratique positif de la (dose*dose) sachant qu'il est hors de la gamme [-1 ; +1] ;

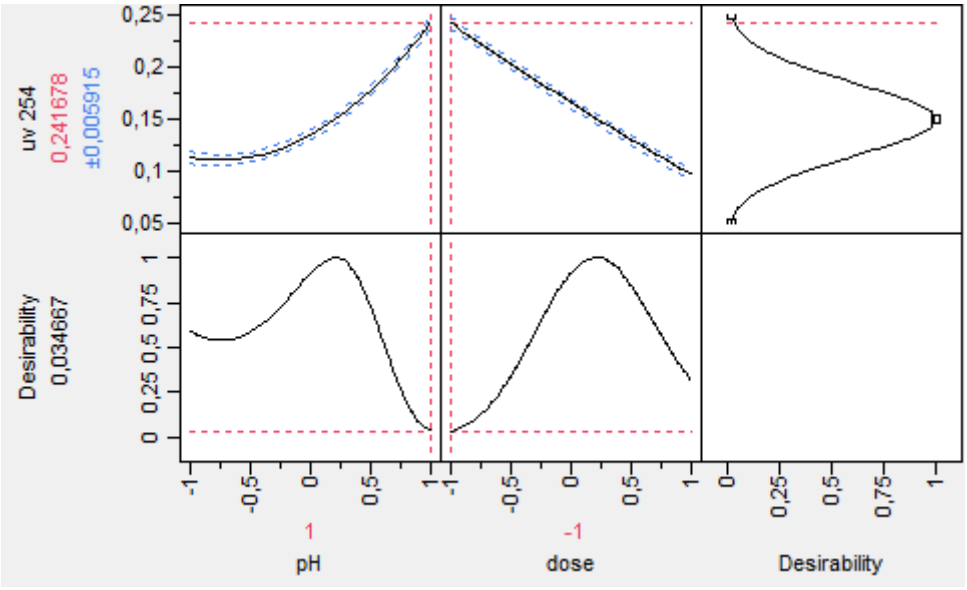


Figure 5-21 Effet d'interactions des paramètres.

La matière organique :

$$Y= \beta1+\beta2X1+\beta3X2+\beta4X1*X2+\beta5X1*X1+\beta6X2*X2 \qquad \textbf{(5-13)}$$

Les 6 variables indépendantes ont un pouvoir explicatif élevé pour la variable dépendante ont été retenues (Pr <0.05).

La valeur du coefficient de détermination a été très élevée, avec l'équation (5.13). Ce coefficient a été R = 0,99 et avec valeur du RMSE=0.166 très faible ; se signifie que la corrélation du modèle était modérément très positive (figure 5.22)

La probabilité (Pr<0.0001) était strictement inférieure à 0,5%, confirmant que le modèle était significatif.

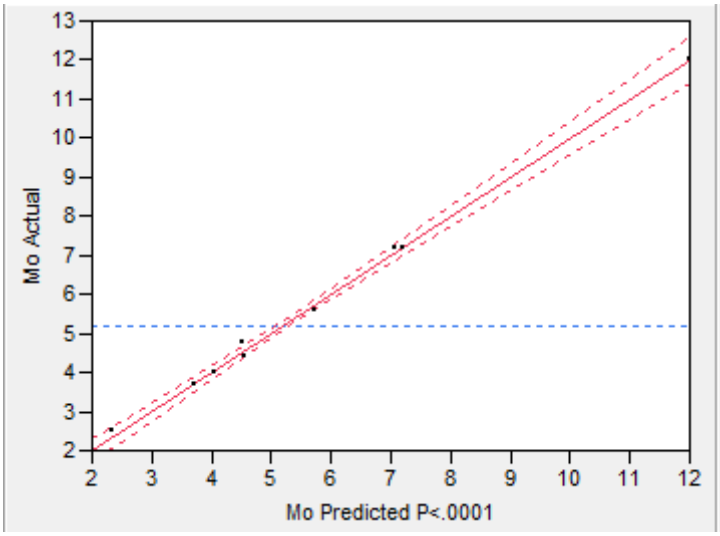


Figure 5-22 Graphe des valeurs réelles en fonction des valeurs calculées pour la MO

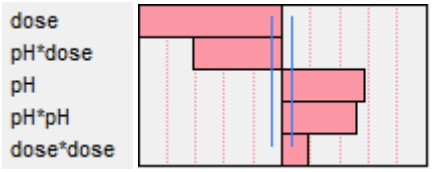


Figure 5-23 Effets des facteurs de fonctionnement et de leurs interactions.

En remarque que le changement de la dose du coagulant à un effet négatif sur la MO (figure 5.23), car chaque augmentation de la dose (0.1mg/l à 0.5mg/l), la MO diminue (11.98mg/l à 3.70mg/l), par contre le changement du pH initiale a un effet positive sur la MO, chaque augmentation du pH (3 à 7) la MO augmente (5.73mg/l à 11.98mg/l).

L'interaction du pH avec la dose à un effet négative sur la matière organique, et un effet quadratique positif de la (dose*dose), sachant qu'il est hors de la gamme [-1 ; +1].

D'ailleurs les résultats ont montré un effet quadratiques intéressants, dans l'intervalle du pH initial allant de 3 jusqu'à 3.266 on a un effet négatif, c'est-à-dire a chaque fois le pH initial

augmente dans cet intervalle la MO diminue de 5.739mg/l à 5.708mg/l, cependant à partir de l'intervalle 3.266 jusqu'à 7 du pH initial l'effet est devenue positif donc le pH initial augmente, la MO augmente de 5.708mg/l à 11.989mg/l.

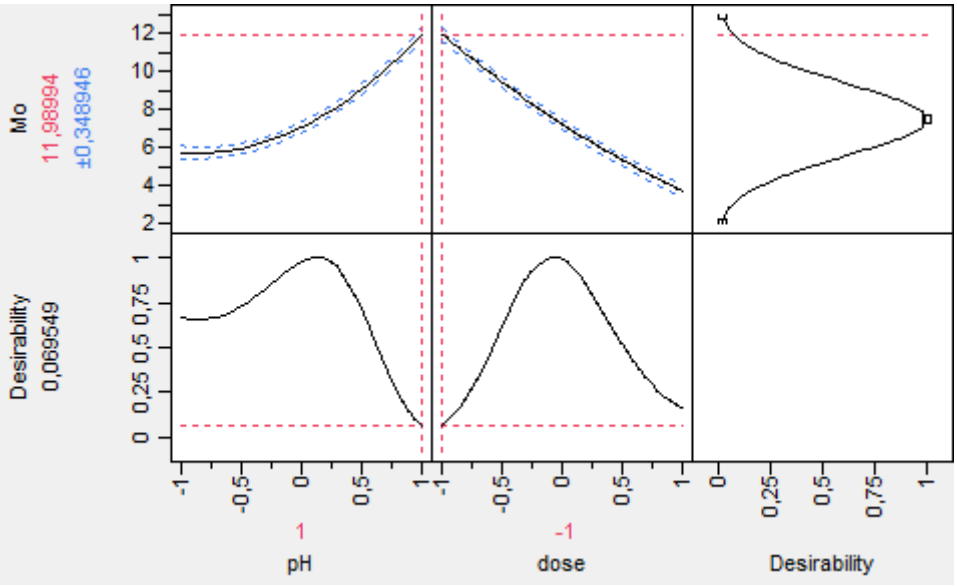


Figure 5-24 Effet d'interactions des paramètres.

5.4 Le mélange ($CuSo_4$+ $FeCl_3$) :

pH final :

$$Y= \beta_1+ \beta_2.X1 + \beta_3.X2 + \beta_4. X1*X2 + \beta_5.X1* X1+ \beta_6.X2*X2 \qquad \textbf{(5-14)}$$

Les 6 variables indépendantes ont un pouvoir explicatif élevé pour la variable dépendante ont été retenues (Pr <0.05).

La valeur du coefficient de détermination a été très élevée, avec l'équation (eq3.1). Ce coefficient R = 0,99 et avec valeur du RMSE=0.0208 très faible ; se signifie que la corrélation du modèle était modérément positive (figure 5.25).

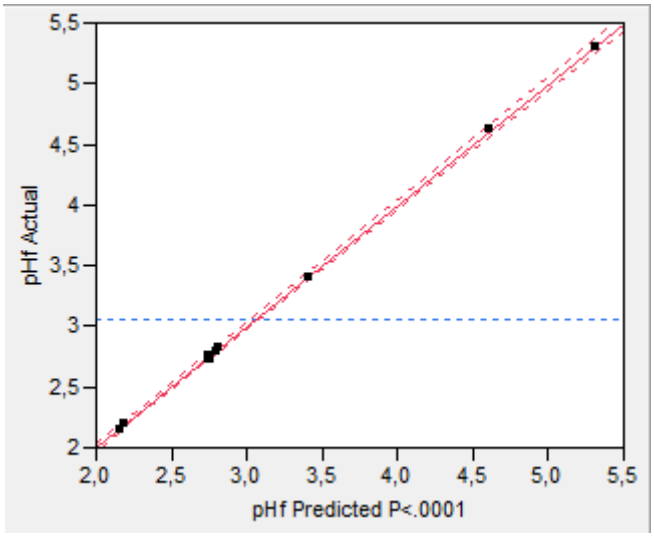


Figure 5-25 Graphe des valeurs réelles en fonction des valeurs calculées pour le pH final.

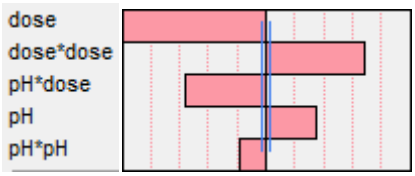


Figure 5-26 Effets des facteurs de fonctionnement et de leurs interactions.

D'après les résultats la dose du coagulant a un effet négatif sur le pH final, car chaque augmentation de la dose (0.2mg/l à 1 mg/l), le pH final diminue (5.31 à 2.18). Tandis que le pH initial a un effet positif sur le pH final, car lorsque le pH initial augmente (5 à 9) le pH final augment (3.40 à 5.31).

L'interaction du pH avec la dose à un effet négative sur le pH final.

De plus, les résultats ont montré qu'il y a un effet quadratique (dose*dose) intéressant (figure 5.26) ; dans l'intervalle de la dose allant de 0.2 mg/l jusqu'à 0.70 mg/l on a un effet négatif, c'est-à-dire a chaque fois la dose du coagulant augmente le ph final va diminuer ; mais à partir de 0.70 mg/l jusqu'à 1 mg/l l'effet est devenue positif, car la dose augmente le pH final augmente.

Sachant que l'effet quadratique négatif du (pH*pH) et hors de la gamme [-1 +1].

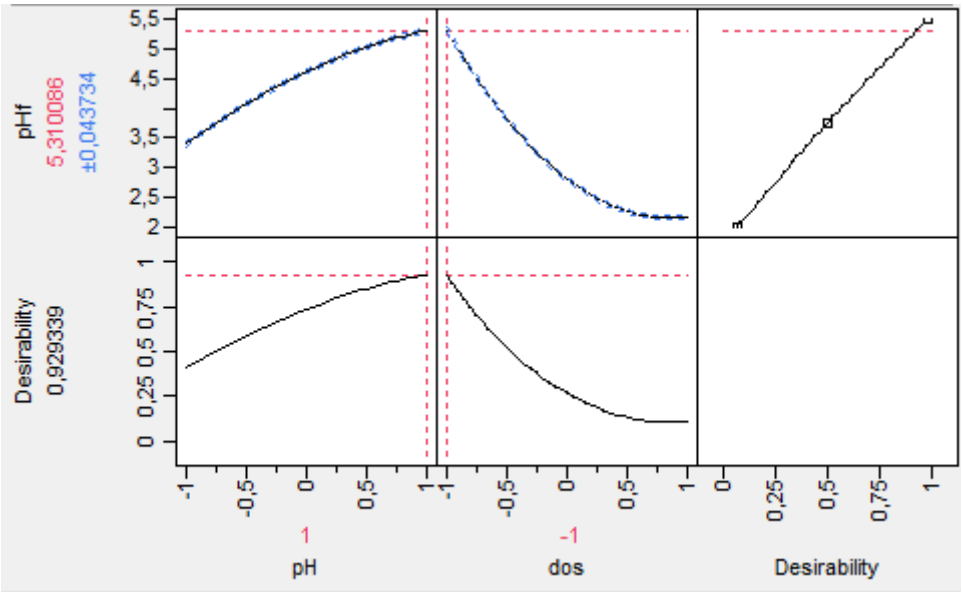


Figure 5-27 Effet d'interactions des paramètres.

La turbidité :

$$Y= \beta_1+ \beta_2.X1 + \beta_3.X2 + \beta_4.\ X1*X2 + \beta_5.X1*\ X1+ \beta_6.X2*X2 \qquad \textbf{(5-15)}$$

Les 6 variables indépendantes ont un pouvoir explicatif élevé pour la variable dépendante ont été retenues (Pr <0.05).

La valeur du coefficient de détermination a été très élevée, avec l'équation (eq3.1). Ce coefficient R = 0,99 et avec valeur du RMSE=0.1927 très faible ; se signifie que la corrélation du modèle était modérément positive (figure 5.28).

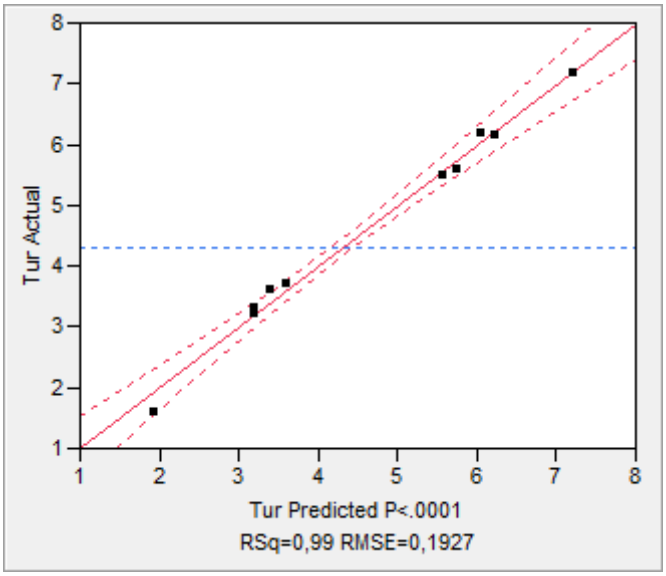


Figure 5-28 Graphe des valeurs réelles en fonction des valeurs calculées pour la turbidité.

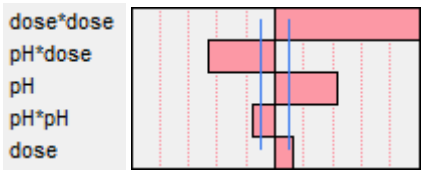


Figure 5-29 Effets des facteurs de fonctionnement et de leurs interactions

Les résultats obtenus montrent que le pH initial et la dose du coagulant ont un effet positif sur la turbidité, et un effet quadratique, car dans l'intervalle de pH initial allant de 5 jusqu'à 6.56 on a un effet positif, c'est-à-dire a chaque fois le pH initial augmente dans cet intervalle la turbidité va augmenter ; mais, à partir de 6.56 jusqu'à 9 de pH initial on a un effet négatif, car la turbidité diminue avec l'augmentation de pH initial.

La même chose avec la dose, il y a un effet quadratique, dans l'intervalle 0.2 mg/l jusqu'à 0.76 mg/l on an un effet négatif, donc la dose augmente la turbidité diminue, en revanche à partir de 0.76 mg/l jusqu'à 1 mg/l on a un effet positif, avec l'augmentation de la dose du coagulant la turbidité diminue.

Au même temps, on a un effet négatif de l'interaction de la dose du coagulant avec le pH initial.

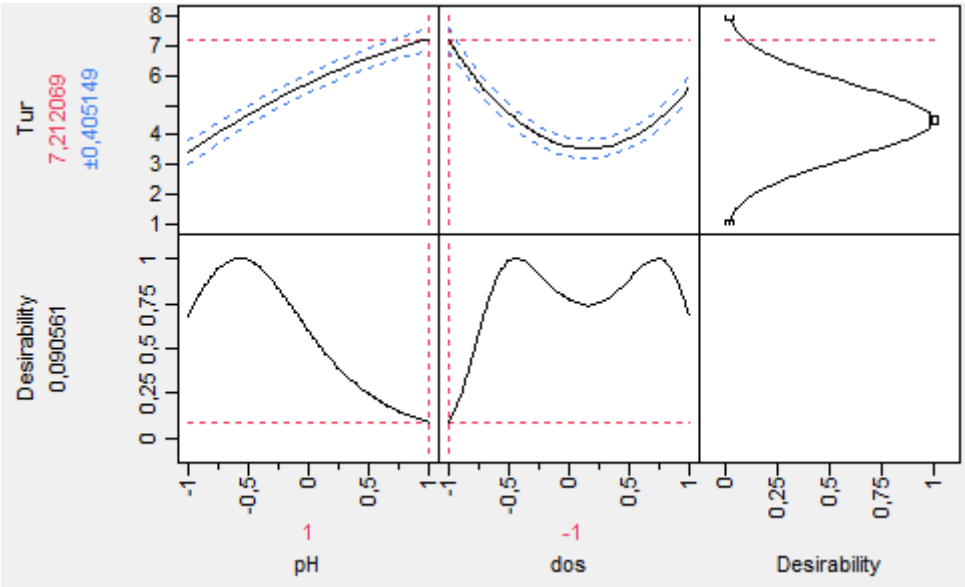


Figure 5-30 Effet d'interactions des paramètres.

L'uv-vis$_{254}$:

$$Y= \beta_1+ \beta_2.X1 +\beta 3.X2+ \beta_4.\ X1*X2 + \beta_5.X1*\ X1+ \beta_6.X2*X2 \qquad \textbf{(5-16)}$$

Ensuite, 5 variables significatifs qui ont un pouvoir explicatif élevé pour la variable dépendante ont été retenus (Pr <0.05) ; ainsi la relation peut être réduite à Eq (5.17)

$$Y= \beta_1+ \beta_2.X1 + \beta_4. X1*X2 + \beta_5.X1* X1+\beta6.X2*X2 \quad \textbf{(5-17)}$$

La valeur du coefficient de détermination a été très élevée, surtout avec l'équation (eq5.17) qui est devenue plus simple après la suppression des variables avec peu de pouvoir explicatif de la variable dépendante. Ce coefficient a été R = 0,99 et avec valeur du RMSE=0.0026 très faible ; se signifie que la corrélation du modèle était modérément très positive (figure 5.31).
La probabilité (Pr<0.0001) était strictement inférieure à 0,5%, confirmant que le modèle était significatif.

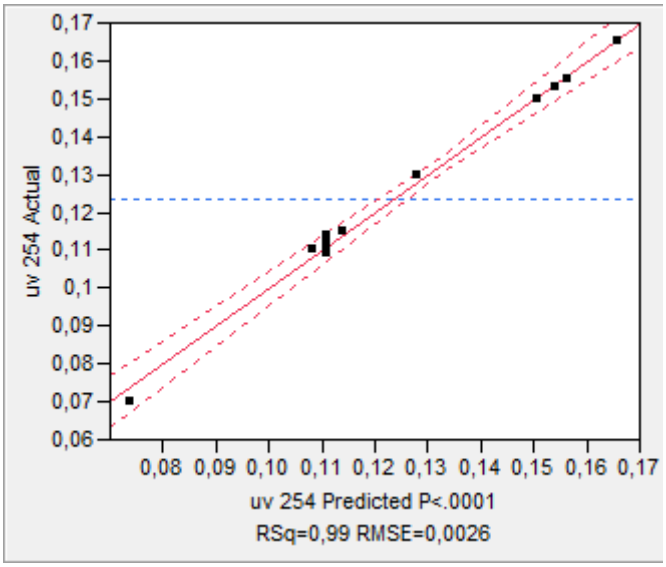


Figure 5-31 Graphe des valeurs réelles en fonction des valeurs calculées pour l'UV-vis.

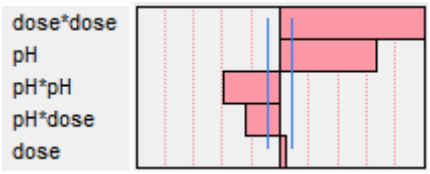


Figure 5-32 Effets des facteurs de fonctionnement et de leurs interactions.

Selon les résultats on remarque que le changement de pH initial a un effet positif sur le pH final, car chaque augmentation du pH (5 à 9), l'uv-vis augmente (0.108 à 0.165).
Les résultats indiquant un effet négatif sur l'uv-vis à travers l'interaction du pH avec la dose, et un effet quadratique du (pH*pH) sachant que il est hors la gamme [-1 ; +1].
De plus, les résultats ont montré qu'il y a un effet quadratique intéressant (figure5.33) ; dans l'intervalle de la dose du coagulant allant de (0.1mg/l à 0.32mg/l) on a un effet négatif, c'est-à-dire a chaque fois la dose du coagulant augmente dans cet intervalle l'uv-vis diminue (0.165 à 0.113) ; Par contre, à partir de (0.32 à 0.5) de la dose l'effet est devenue positif, donc lorsque la dose de coagulant augmente l'uv-vis augmente (0.113 à 0.150).

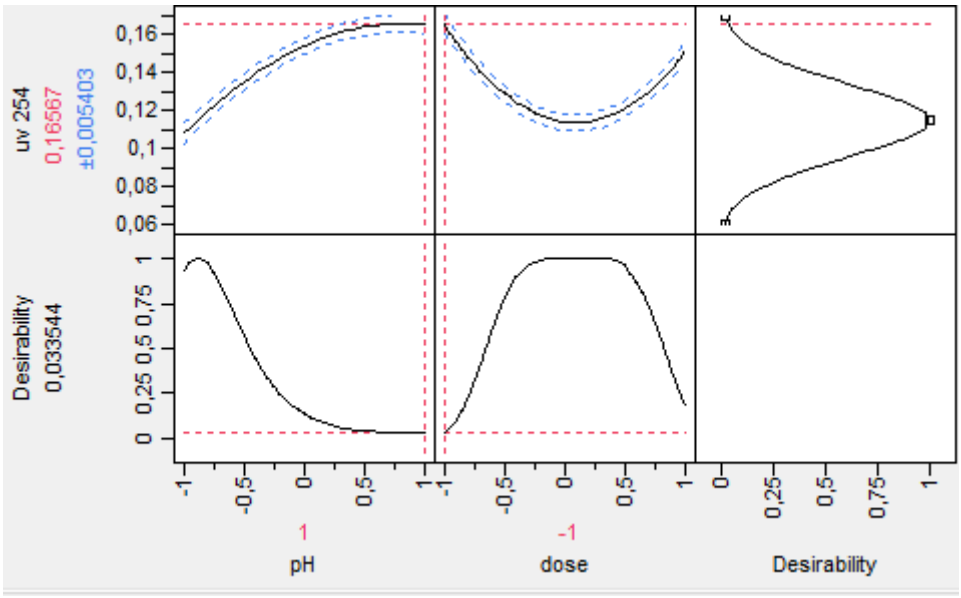


Figure 5-33 Effet d'interactions des paramètres.

La matière organique :

$$Y= \beta_1+ \beta_2.X1 + \beta_3.X2 + \beta_4.\ X1*X2 + \beta_5.X1*\ X1+ \beta_6.X2*X2 \qquad \textbf{(5-18)}$$

Ensuite, 5 variables significatifs qui ont un pouvoir explicatif élevé pour la variable dépendante ont été retenus (Pr <0.05) ; ainsi la relation peut être réduite à Eq (5.19)

$$Y= \beta_1+ \beta_2.X1 + \beta_4.\ X1*X2 + \beta_5.X1*\ X1 +\beta_6\ .X2*X2 \qquad \textbf{(5-19)}$$

La valeur du coefficient de détermination a été très élevée, surtout avec l'équation (eq5.19) qu'est devenus plus simple après la suppression des variables avec peu de pouvoir explicatif de la variable dépendante. Ce coefficient a été R = 0,99 et avec valeur du RMSE=0.1178 très faible; se signifie que la corrélation du modèle était modérément très positive (figure 5.34).

La probabilité (Pr<0.0001) était strictement inférieure à 0,5%, confirmant que le modèle était significatif.

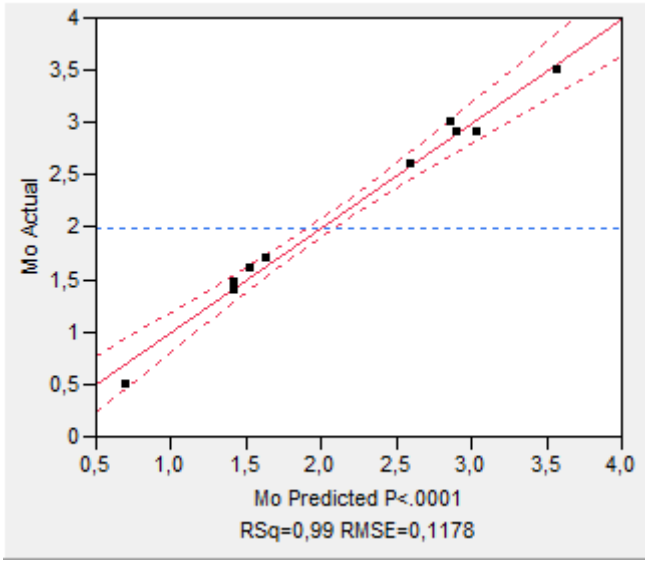


Figure 5-34 Graphe des valeurs réelles en fonction des valeurs calculées pour la matière organique

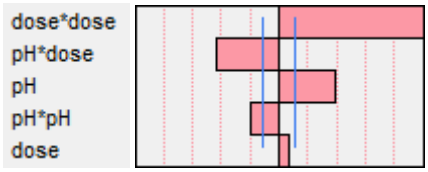


Figure 5-35 Effets des facteurs de fonctionnement et de leurs interactions.

Sur ce dernier graphe on observe que le changement du pH initial a un effet positif sur la matière organique, car chaque augmentation du pH (5 à 9), la MO augmente (1.63mg/l à 3.56mg/l).

L'interaction du pH avec la dose à un effet négatif sur la matière organique, et un effet quadratique du (pH*pH) sachant qu'il est hors de la gamme [-1 ; +1].

De plus, les résultats ont montré qu'il y a un effet quadratique intéressant (figure5.36) ; dans l'intervalle de la dose de coagulant allant de (0.1 à 0.34) on a un effet négatif, c'est-à-dire a chaque fois la dose de coagulant augmente dans cet intervalle la MO diminue (3.56mg/l à 1.501mg/l) ; Par contre, à partir de la dose (0.34 à 0.5) l'effet est devenu positif, donc la dose du coagulant augmente la MO augmente (1.501mg/l à 2.599mg/l).

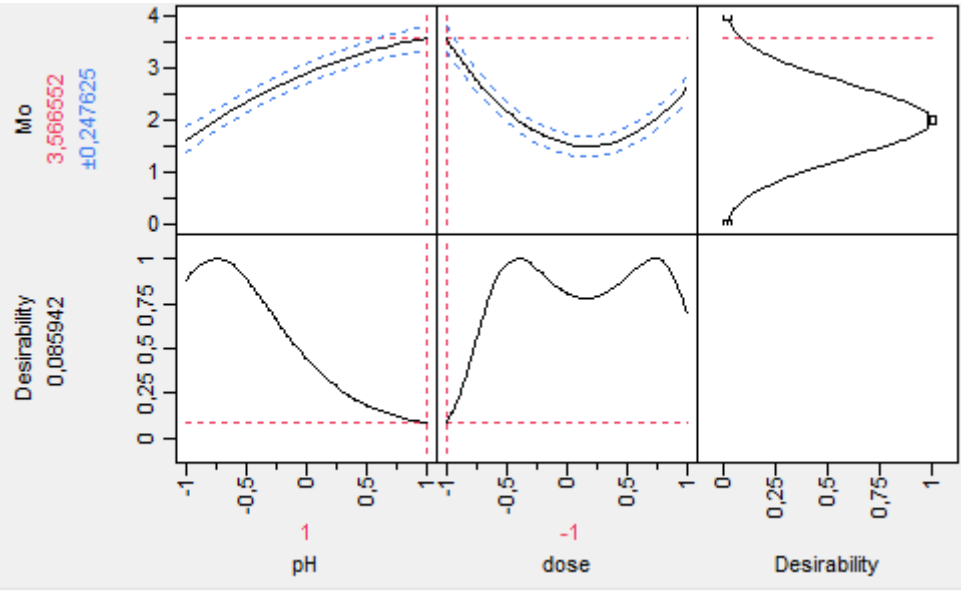


Figure 5-36 Effet d'interactions des paramètres.

Conclusion générale :

Dans cette étude, nous avons éliminé la matière organique présente dans les eaux usées en s'aidant du modèle mathématique (RSM) pour obtenir la meilleure dose du coagulant et une bonne valeur du pH qui vont nous permettre d'éliminer la matière organique et ce dans le but d'avoir une qualité efficace d'eau. Nous précisons que cette dernière nous permet de réduire le gaspillage des produits chimiques et les exploitations couteuses de même elle nous permet de gagner du temps.

Le pH et la dose de coagulation ont été choisis comme variables indépendantes, tandis que le pH final, la turbidité, l'uv-vi$_{254}$ et la MO ont été choisis comme variables dépendantes. Le logiciel JMP7 a été utilisé pour l'analyse statistique des données.

Nos résultats montrent une bonne corrélation entre les valeurs prédit et expérimentales car les résultats du coefficient de corrélation (RSq) étaient très élevés et l'erreur quadratique minimale (RMSE) était très faible.

$CuSo_4$				
	pH final	**La turbidité**	**L'uv-vis**	**La MO**
Rsp	0.99	0.99	0.98	0.98
RMSE	0.1625	0.7273	0.0018	0.288
$FeCl_3$				
	pH final	**La turbidité**	**L'uv-vis**	**La MO**
Rsp	0.99	0.99	0.99	0.99
RMSE	0.0231	0.1722	0.0028	0.166
($CuSo_4$ + $FeCl_3$)				
	pH final	**La turbidité**	**L'uv-vis**	**La MO**
Rsp	0.99	0.99	0.99	0.99
RMSE	0.0208	0.1927	0.0026	0.1178

Enfin, nous avons conclu que ($CuSo_4$ + $FeCl_3$) le mélange qui nous donne le meilleur résultat en termes d'élimination de la matière organique et de la turbidité des eaux usées, et Le modèle RSM est utile et efficace pour prédire les doses de coagulation du point de vue des coefficients et des indicateurs statistiques.

Référence bibliographique

[1]. M.Hamed ; A.Guettache ; L.Bouamer ; Etude des propriétés physico-chimiques et bactériologiques de l'eau du barrage djourf-torba Becher ; Mémoire de master université de Bechar (2012).

[2]. C.BERNARD ; Introduction à L'étude de la médecine « expérimentale » édition bibliobazaar ; (2007).

[3]. G. Degremont, Mémento technique de l'eau ; Tome 1 ; 10éme édition ; Edit ; Tec et Doc (2005).

[4]. C.Desjardins ; Le traitement des eaux 2 ème éditions ; Tec et Doc (1997).

[5] .Vierling ; Aliment et boisson ; 2 ème éditions ; doin éditeurs (2003).

[6]. HECINI L., ACHOUR S ; Elimination Des Composes Organiques Phenoliques Par Coagulation-Floculation Au Sulfate D'aluminium ; Larhyss Journal, ISSN 1112-3680, n° 07 ; (2008) ; pp. 47-57.

[7]. B.Seyhi, P.Droguil, G.Buelna, J-F.Blais, M.Heran ; State-of-the-art review of the membrane bioreactor processes for urban and industrial wastewater treatment and reuse ; Revue des sciences de l'eau ; Volume 24, Number 3, (2011) ; 283-310.

[8]. B.SAWADOGO ; Traitement des eaux usées industrielles par des procédés membranaires sous climat sahélien : cas des eaux usées de brasserie au Burkina Faso ; Thèse en cotutelle ; (2018).

1.10 [9]. **B.Geny** , **A-L.Charles**, **A.Lejay**, **A.Meyer** ; Pollution et stress oxydant Revue Française d'AllergologieVolume 59, Issue 3**,** Avril (2019),174-176.

[10]. H.Baowei, A.Yuejie, Jie Jin, H.Tasawar , A.Alsaedi, L.Zhuang W.Xiangke ; Efcient elimination of organic and inorganic pollutants by biochar and biochar-based materials ; Shenyang ; (2020).

[11]. Encyclopedia ; Industrial chemistry, Water in Ull man's, Wiley-VCH Verlags, vol.8. ÉpurationTechniques, Sciences et Méthodes ; 2 ; vol.8 ; (1995) ; 81-118.

[12]. S.Baumont, J-Camard, A.Lefranc, A.Franconie ; Réutilisation des eaux usées : Risques sanitaires et faisabilité en Île-de-France ; (2004) Rapport ORS, 220p.

[13]. A.Aroua ; L'homme et son milieu ; Edition société national ; Alger ; (1994) ; 73-85p.

[14]. Q.Humaira, R.BAhmad, M.M.Aneesul, H.Gowhar ; Fresh Water Pollution Dynamics and Remediation ; Springer Nature Singapore Pte Ltd ; (2020).

[15]. S.Andrianirina, B.Razanamparany , G.Ramanantsizehena ; Évolution spatio-temporelle de la pollution des eaux cressonnières et des eaux usées domestiques dans la commune urbaine d'Antananarivo, Madagascar ; Afrique SCIENCE 16(2) ; (2020) ;217 – 228.

[16]. P.Chambon ; J-P.Broutin ; L.Rodi ; J.Rodier ; L'analyse de l'eau ; Eaux naturelles, Eaux résiduaires, Eaux de mer ; 8 ème éditions dunod ; (2005).

[17]. D.Ghazali, A.zaid ; Etude de la qualite physico-chimique et bacteriologique des eaux de la source ain salama-jerri (region de meknes –maroc) ; Larhyss Journal ; ISSN 1112-3680 ; n° 12 ; Janvier (2013) ; pp. 25-36.

[18]. Dghazali, Azaid ; Etude de la qualite physico-chimique et bacteriologique des eaux de la source ain salama-jerri (region de meknes –maroc) ; larhyss journal ; issn 1112-3680 ; n° 12 ; (2013) ; pp. 25-36.

[19]. Manuel Pratique D'analyse De L'eau ; Fondation National De La Santé ; 4 ème éditions, Brasilia ; (2013) ; p : 51-63.

Référence bibliographique

[20]. M.Kahoul, M. TouhamI ; Evaluation de la qualite physico-chimique des eaux de consommation de la ville d'annaba ; Larhyss Journal, ISSN 1112-3680, n°19, Septembre (2014), pp. 129-138.

[21]. Y.A.Idrissi, A.Alemad, S.Aboubaker, H.Daifi, K.Elkharrim, D.Belghyti ; Caractérisation physico-chimique des eaux usées de la ville d'Azilal -Maroc- ; nternational Journal of Innovation and Applied Studies ISSN 2028-9324 Vol. 11 No. (2015) pp. 556-566.

[22]. R.Khelili, D.Lazali ; Etude des propriétés physico chimiques et bactériologiques de l'eau du barrage Harraza (Wilaya de Ain Defla) ; . Mémoire de master ; (2015).

[23]. S.Nguefack, C.Vital, N.Robert ; Pollution de l'eau de consommation humaine et risques sanitaires a court terme : cas du bassin versant de la menoua (ouest-cameroun) ; European Scientific ; Journal ; (2018) ; édition Vol.14 ; No.3 ISSN: 1857 – 7881 (Print) e - ISSN 1857- 7431.

[24]. M.kahoul, M.touhami ; Evaluation de la qualite physico-chimique des eaux de consommation de la ville d'annaba ; larhyss journal ; issn 1112-3680 ; n°19, ; septembre (2014) ; pp. 129-138.

[25]. Fengbo Zhou, Changgeng Li, Hongqiu Zhu, Yonggang Li ; Simultaneous Determination of Trace Metal Ions in Industrial Wastewater Based on UV–Vis Spectrometry ; (2018) ; 16-9.

[26]. Tardat-Henry, M., Beaudry, J.P, Chimie des eaux, Edition le griffon d'argile, I.N.C., Canada (1984).

[27]. M. Joël Grindorge ; M.Eric Landot ; La qualité de l'eau potable : Technique et responsabilités ; (2014) ; éditions Territorial ; p : 57-71.

[28]. M.Bacha, S.Achour ; Effet de la chloration sur des bases organiques azotees presentes dans les eaux ; 1er séminaire international sur la ressource en eau au sahara : evaluation, economie et protection ; (2011).

[29]. Renato Grillo, André H. Rosa, Leonardo F. Fraceto ; Engineered nanoparticles and organic matter: A review of the state-of-the-art ; journal homepage ; Chemosphere 119 (2015) 608–619.

[30]. M.Sillanpää, M.Chaker Ncibi, A.Matilainen, M.Vepsäläinen ; Removal of natural organic matter in drinking water treatment by coagulation: A comprehensive review ; Chemosphere ; (2017).

[31]. A.Bhatnagar, M.Sillanpa ; Removal of natural organic matter (NOM) and its constituents from water by adsorption e A review ; Chemosphere 166 (2017) 497-510.

[32]. M.Tfeila, K.Zahidi, M.Ould Sid'Ahmed, O.Kankou, S.Souabi1, M. Abdelaziz Aboulhassan ; Evaluation de la qualite des eaux potables produites par la station de traitement : cas de la mauritanie ; (2015) ; 16 (3), pp. 197 – 214.

[33]. F.Birgand, E.Novince ; Facteurs expliquent la présence de matière organique dans les eaux superficielles en bretange : analyse des données existantes ; irstea ; (2004).

[34]. S.Achour, N.Guesbaya ; Coagulation-floculation par le sulfate d'aluminium de composes organiques phenoliques et de substances humiques ; larhyss journal, issn 1112-3680, n° 04 ; (2005) ; pp.153-168.

[35]. J.Rodier ; L'analyse de l'eau : Eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer ; 9eme édition ; (2009) ; Dunod, Paris, 1600p.

[36]. A. Jadas-Hecart, A. El Morer, M. Stitou, P. Bouillot, B. Legube, Modélisation de la demande en chlore d'une eau traitée, Water Research. 26 (1992) 1073–1084.

[37]. J.-S.Kim, E.S.K.Chian, F.M.Saunders, E.M.Perdue, M.F.Giabbai, Characteristics of humic substances and their removal behavior in water treatment, in: ACS Publications ;(1987).

[38]. B.Pan, B.Xing, Adsorption mechanisms of organic chemicals on carbon nanotubes, Environmental Science & Technology. 42 (2008) 9005–9013.

[39]. E. Lefebvre, B. Legube, Coagulation par Fe (III) de substances humiques extraites d'eaux de surface: Effet du pH et de la concentration en substances humiques, Water Research. 24 (1990) 591–606.

[40]. E.M.Thurman, Organic geochemistry of natural waters, Springer Science & Business Media, (2012).

[41]. H. TAHRAOUI ; Optimisation de l'élimination des micropolluants organiques ; Thèse en vue de l'obtention du diplome de doctorat ; (2021).

[42]. F.J.Stevenson, Humus chemistry : genesis, composition, reactions. John Wiley & Sons ; (1994).

[43]. G.P.Coble, J.Lead, A.Baker, D.M.Reynolds, R.G.Spencer ; Aquatic organic matter fluorescence. Cambridge University Press ; (2014).

[44]. C.DEFARGE, O.MISSA, J.TRICHET ; Apport du cryo-microscope électronique à balayage à émission de champ à l'étude des matières organiques et des relations organo-minérales naturelles. Application aux croûtes microbiolitiques des sols. C. R. Acad. Sci ; Paris ; (1999) ; 328, 591-597.

[45]. J.A.Leenheer , J.Croué; Peer reviewed : Characterizing aquatic dissolved organic matter ; ENVIRONMENTAL SCIENCE & TECHNOLOGY. 19 A ; (2003).

[46]. Sh. Madushi, K.Gamage, A.Sathasivan ; Potential and challenges of biologically activated carbon to remove natural organic matter in drinking water purification process ; Chemosphere 167 (2017) 120-138.

[47]. Y.BERRAHAL ; Evaluation de la matière organique dans les eaux de surface des barrages de l'ouest d'Algérie et évolution des trihalométhanes et le plomb dans le réseau d'eau Potable ; THESE DE DOCTORAT EN SCIENCES ; (2019).

[48]. K.Brezinski , B.Gorczyca ; An overview of the uses of high performance size exclusion chromatography (HPSEC) in the characterization of natural organic matter (NOM) in potable water, and ion-exchange applications ; Chemosphere 217 (2019) 122-139.

[49]. I.Nurazim, A.B.Hamidi ; Trends on Natural Organic Matter in Drinking Water Sources and its Treatment ; International Journal of Scientific Research in Environmental Sciences, 2(3) ; (2014) ; pp. 94-106.

[50]. Yang Pan Huan Li Xiangru Zhang Aimin Li ; Characterization of natural organic matter in drinking ; (2016) ; 26-11.

[51]. JAEWEON CHO, GARY AMY, M and JOHN PELLEGRINO ; Membrane filtration of natural organic matter: initial comparison of rejection and flux decline characteristics with ultrafiltration and nanofiltration membranes ; Wat. Res. Vol. 33 ; No. 11 ; (1999) ; pp. 2517-2526.

[52]. M. CAMBREZY, V. EAU, A. HENRY, Les eaux de baignade: gestion active et nouveaux outils de détection des pollutions fécales, L'Eau, l'industrie, Les Nuisances. (2008) 81–91.

[53]. F. Khalil, O. Bouaouine, H. Chtioui, S. Souabi, M.A. Aboulhassan, A. Ouammou ; Traitement des lixiviats de décharge par coagulation-floculation ; J. Mater. Environ. Sci. 6 (5) (2015) 1337-1342.

[54]. N.Seghairi, L.Mimeche, A.Bouzid, Y.Ayachi ; Traitement des eaux usees par coagulation-floculation en utilisant le sulfate d'aluminium comme coagulant ; j. wat. env. sci. vol. 1, (numéro spécial icwr 2) (2017), 230-234.

[55]. C.Cardot ; les traitements de l'eau pour l'ingénieur ; 2 ème édition ; (2010) ; p 17-23.

[56]. V.Siangsanum ; Procédé hybride: hudrocyclone, coagulationfloculation et flotation pour le traitement de l'eau, Hybrid process: hydrocyclone, coagulation, floculation and flotation for water treatment process. Thèse Doctorat en géné des procédés et de l'environnement. Université de Chulalongkon.Toulouse ; (2010).

[57]. M.Vepsäläinen ; Electrocoagulation in the treatment of industrial waters and wastewaters ; (2012).

[58]. F.Valiron, Gestion des eaux : Alimentation en eau – assainissement, Presses de l'école nationale des ponts et chaussées ; Paris ; (1989).

[59]. Vinay M. Bhandari, Vivek V. Ranade ; Advanced Physico-chemical Methods of Treatment for Industrial Wastewaters ; (2014) ; p 86.

[60]. L. Sigg, P. Behra, W. Stumm ; Chimie des milieux aquatiques ; Dunod ; 5ème édition ; (2001).
[61]. Héctor Ricardo Hernández ; Supervision et diagnostic des procédés de production d'eau potable ; Thèse doctorat ; toulouse ; (2006).

[62]. L. Sigg, W. Stumm, P. Behra, Chimie des milieux aquatiques: chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement, Masson, (1994).

[63]. R. Ayeche, A. Balaska ; caractérisation et traitement par coagulation-floculation d'un effluent de laiterie ; journal de la société algérienne de Chimie ; 2010, 20(2), 83-93.

[64]. F. Zidane, K. Cheggari, J.-F. Blais, P. Drogui, J. Bensaid, S.I. Ahmed, Contribution à l'étude de l'effet de la coagulation avant chloration sur la formation des trihalométhanes (THM) et composés organohalogénés (COX) dans les eaux alimentant la ville de Casablanca au Maroc, Canadian Journal of Civil Engineering. 37 (2010) 1149–1156.

[65]. C.Desjardins ; Simulation et étude en laboratoire de la floculation lestée à l'aide d'une procédure modifiée de jar test. Mémoire pour l'obtention du diplôme de maitrise des sciences appliquées ; Canada ; (1999).

[66]. M.Leblalta, B.Aouina ; Élimination des pesticides par coagulation – floculation ; Mémoire de Master Académique ; (2020).
[67]. A.Guyot, R.Audebert, R.Botet, B.Cabane, F.Lafuma, R.Jullien, E.Pefferkorn, C.Pichot, A.Revillon, R.Varoqui, Floculation de particules colloïdales par les polymères hydrosolubles, Journal de Chimie Physique. 87 (1990) 1859–1899.

[68]. A.Labidi, A.Loukil, S.THamri ; Traitement d'un rejet Chargés en Zn2+ et Cd2+ par Electrofloculation ; Laboratory Report ; Chemical Engineering - INSAT (2021).

[69]. L.Svarowsky ; Solide-liquide séparation ; 4eme édition ; Angle Terre: Butteroworth-Heinemann ; (200) ; 554p.

[70]. WJ.Masschelein ; Processus unitaire du traitement de l'eau potable". Edition Cebedoc. Paris. France ; (1996) pp.222.

[71]. AP.Sincero , AG.Sincero ; Physical-chemical treatment of water and wastewater ;1 édition ; New York: RC Press ; (2003) ;832p

[72]. A. Schmitt, B. Le Blanc, M.-M. Corsini, C. Lafond, J. Bruzek, Les réseaux de neurones artificiels. Un outil de traitement de données prometteur pour l'anthropologie, Bulletins et Mémoires de La Société d'Anthropologie de Paris. (2001).