

THESE

En vue de l'obtention du : **DOCTORAT**

Centre de Recherche : Eau, Ressources Naturelles, Environnement et Développement Durable

Structure de Recherche : Laboratoire de Spectroscopie, Modélisation

Moléculaire, Matériaux, Nanomatériaux, Eau et Environnement (LS3MN2E)

Discipline : Chimie

Spécialité : Chimie Analytique et Environnement

Présentée et soutenue le : 21 Mai 2021 par :

Mariem ENNOUHI

Contribution à l'évaluation et l'optimisation de l'unité de déminéralisation de khénifra dédiée au traitement des eaux de surface saumâtres

JURY

Abdelaziz SABBAR	PES, Faculté des Sciences, Université Mohammed V, RABAT.	Président
Zoubida EL ABBASSI	PES, Faculté des Sciences, Université Mohammed V, RABAT.	Rapporteur/Examinatrice
Mohamadine EL M'RABET	PES, Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II, RABAT.	Rapporteur/Examinateur
Najoua LABJAR	PH, École Nationale Supérieure d'Arts et Métiers, Université Mohammed V, RABAT.	Rapporteur/Examinatrice
Abderrahim EL HOURCH	PES, Faculté des Sciences, Université Mohammed V, RABAT.	Co-Directeur de Thèse
Souad EL HAJJAJI	PES, Faculté des Sciences, Université Mohammed V, RABAT.	Directeur de Thèse
Mohamed EL AZZOUZI	PES, Faculté des Sciences, Université Mohammed V, RABAT.	Invité
Lahcen HASNAOUI	Ingénieur, Office National de l'Eau et d'électricité, RABAT.	Invité

Année Universitaire : 2020/2021

Remerciements

Le travail présenté dans ce mémoire de thèse a été réalisé au sein du Laboratoire de Spectroscopie, Modélisation Moléculaire, Matériaux, Nanomatériaux, Eau et Environnement (LS3MN2E) en collaboration avec l'Office National de l'Eau et de l'Electricité branche- eau, Rabat sous la direction de Monsieur Mohamed EL AZZOUZI qui après sa retraite m'a confié au Madame le Professeur Souad EL HAJJAJI et la co-direction de Monsieur Abderrahim EL HOURCH.

Je tiens tout d'abord à exprimer ma plus profonde gratitude à mon encadrante, Madame **Souad EL HAJJAJI** Professeur d'enseignement supérieur à la Faculté des Sciences de Rabat, de m'avoir accueilli dans son laboratoire et d'avoir consacré son temps, ses efforts et sa patience à la direction de cette thèse ainsi que pour la confiance qu'elle m'a accordée pendant la réalisation de ce travail. Veuillez trouver ici le témoignage de ma profonde reconnaissance et ma grande estime.

Je remercie aussi Monsieur **Abderrahim EL HOURCH** Professeur d'enseignement supérieur à la Faculté des Sciences de Rabat, pour avoir accepté de prendre en charge le co-directeur de ma thèse, pour son implication exceptionnelle dans ce travail, sa disponibilité, ses connaissances et ses discussions constructives dans le domaine de traitement des eaux.

Je tiens également à remercier vivement Monsieur **Mohammed EL AZZOUZI**, Professeur d'enseignement supérieur à la Faculté des Sciences de Rabat, pour avoir été l'instigateur principal pour ce travail.

J'exprime mes sincères remerciements à Monsieur **Abdelaziz SABBAR**, Professeur d'enseignement supérieur à la Faculté des Sciences de Rabat pour avoir accepté de présider mon jury de thèse.

Je remercie chaleureusement Madame **Zoubida EL ABBASSI**, Professeur d'enseignement supérieur à la Faculté des Sciences de Rabat, qui a aimablement accepté de participer à mon jury de thèse en tant que rapporteur et examinatrice.

Je remercie vivement Monsieur **Mohamadine EL M'RABET**, Professeur d'enseignement supérieur à l'Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II Rabat, qui a aimablement accepté de participer à mon jury de thèse en tant que rapporteur et examinateur.

Je remercie vivement Madame *Najoua LABJAR*, Professeur habilité à l'Ecole Supérieure d'Arts et Métiers-Rabat d'avoir accepté de juger ce travail en tant que rapporteur et examinatrice.

Je suis très honorée d'avoir dans mon jury de thèse Monsieur *Lahcen HASNAOUI*, Ingénieur à la Direction de Contrôle de la Qualité des eaux de l'ONEE à Rabat. Je le remercie pour ses encouragements et son soutien durant la préparation de cette thèse.

Un grand remerciement est également adressé aux agents de la Direction de Contrôle de la Qualité des eaux de l'ONEE, Monsieur *Abdrrahim KHADIR* et Monsieur *Mohamed OTMANI*, ainsi que les agents de la station de traitement de khénifra pour leur collaboration et leur soutien.

Je remercie toutes les personnes qui ont contribué, de près ou de loin, à la réalisation de ce travail. Je pense à mes collègues : *Aimad MAZKOUR*, *Walid BELMAGHRAOUI*, *Houda ZIANI* et *Sanaa EL AGGADI*,.... pour leur soutien, leur accessibilité et leur aide au cours des dernières années.

Je remercie également est tous les membres du Laboratoire de Spectroscopie, Modélisation Moléculaire, Matériaux, Nanomatériaux, Eau et Environnement (CERN2D), ainsi que les chercheurs du département de chimie de la Faculté des Sciences de Rabat.

Je tiens à remercier mes parents, mon frère, mes sœurs, mes oncles et mes cousines de m'avoir soutenu toutes ces années et de m'avoir donné la force d'atteindre cet objectif.

Résumé

L'usine de dessalement par osmose inverse de la ville de Khénifra au Maroc, combine un traitement conventionnel avec un procédé d'Osmose Inverse (OI). Depuis son démarrage, plusieurs problèmes ont été rencontrés au sein de l'unité d'Osmose Inverse liés à l'encrassement des membranes, ce qui déclenche des arrêts de la production avec des nettoyages fréquents appliqués. Plusieurs investigations ont été effectuées pour comprendre l'origine du problème, sa résolution afin d'améliorer le système de production. Ainsi au cours de ce travail, nous avons étudié les causes de ces dysfonctionnements et ce, à travers une caractérisation de la couche d'encrassement des membranes d'osmose inverse par différentes techniques telles que la microscopie électronique à balayage, la spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier et la diffraction des rayons X. Les résultats montrent que la couche de salissure se compose principalement par des minéraux : Al_2O_3 , CaSO_4 et CaCO_3 . Lors de ce travail, il a été révélé le principal élément responsable du colmatage est l'hydroxyde d'aluminium, probablement dû à un excès de coagulant à base d'aluminium introduit dans l'eau d'alimentation pendant l'étape de prétraitement, ce qui peut provoquer des fuites d'aluminium appelé «aluminium résiduel» dans l'eau filtrée. Il est à préciser que selon les exigences du fabricant de ces membranes, la teneur résiduelle en aluminium dans l'eau à déminéraliser par Osmose Inverse ne doit pas dépasser $0,05 \text{ mg.L}^{-1}$. Par ailleurs, et lors du traitement classique préalable à l'Osmose Inverse, une application du plan expérimental de Doehlert a été réalisée sur l'étape de coagulation. La concentration optimale pour une réduction maximale de l'aluminium résiduel a été observée à un pH de 6,5 et à une dose de Sulfate d'Aluminium de $18,5 \text{ mg.L}^{-1}$. A ces valeurs de pH et de la concentration en Sulfate d'aluminium, la valeur de l'aluminium résiduel optimale est de $0,03 \text{ mg.L}^{-1}$.

Mot-clé : eau ; dessalement ; aluminium résiduel ; coagulation-floculation ; sulfate d'aluminium, plan expérimental de Doehlert

Abstract

The city of Khenifra is located in the middle of the Atlas mountains, in Morocco. The nearby «Oum Rbiâa » river is used to provide the city and the region with drinking water. This plant uses both conventional and reverse osmosis to produce 36,290 m³ of drinking water per day until 2030. Since it first went into service in June 2013, this plant has experienced multiple reverse osmosis related issues due to the fouling of the membranes. Production must stop in order to clean them. Multiple investigations were conducted to identify the issue and find a solution to improve the production system. To determine the malfunction cause, an analysis of the foul layer was done using multiple tools such as scanning electron microscopy (SEM), Fourier transform infrared spectroscopy (FTIR) and X-ray diffraction (XRD). The results indicate that the layer is mostly made of Al₂O₃, Ca (SO₄) and CaCO₃. According to the identifications, it has been revealed that the main element responsible for the clogging is residual aluminum hydroxide. This is probably the result of the excess coagulant introduced into the water during the pretreatment stage. This can lead to aluminum leaks known as « residual aluminum » in the filtered water. It is worth stating that according to the membrane suppliers, the residual aluminum concentration in the water that is to be treated by reverse osmosis, must not exceed 0.05 mg.L⁻¹. Moreover for the conventional water treatment, an application of the experimental Doehlert plan was conducted on the coagulation stage. The optimal concentration by a maximal reduction in the residual aluminum was observed at 6.5 pH and at a 18.5 mg.L⁻¹ Aluminum Sulfate concentration. At these values the recorded concentration of aluminum was 0.03 mg.L⁻¹ below the 0.05 mg.L⁻¹

Keywords: membrane; residual aluminum; water; reverse osmosis; aluminum sulfate; pretreatment.

Liste des abréviations

AES : spectroscopie électrons d'Auger
DCE : double couche électrique
DRX : diffraction des rayons X
EDX : spectroscopie à rayon X à dispersion d'énergie
FTIR : spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier
H₂SO₄ : acide sulfurique
H₃PO₄ : acide phosphorique
HCl : acide chlorhydrique
HNO₃ : acide nitrique
IDA : association internationale de dessalement
J_V : flux volumique de perméat
LD : limites de détection
L_P : perméabilité hydraulique
MEB : microscope électronique à balayage
MES : Matière en suspension, Voir
MF : microfiltration
MFI : Modified Fouling Index
MON : Matière Organique Naturelle
NF : nanofiltration
NTU : Unité Néphélométrique
OI : osmose inverse
OMS : Organisation Mondiale de la Santé
ONEE : l'Office National de l'Electricité de l'Eau Potable
pH : Potentiel d'Hydrogène
PHI : Plan d'Helmholtz Interne
PNA : programme national de l'assainissement
PTM : pression transmembranaire
SAA : Spectroscopie d'Absorption Atomique
SDI : Silt Density Index
SIMS : spectrométrie de masse à ionisation secondaire
TDS : solides dissous en suspension
TH : titre hydrotimétrique

UF : ultrafiltration

XPS : spectroscopie photoélectrons

Listes des tableaux

Tableau 1: Principales différences entre les eaux de surface et les eaux souterraines [18]	10
Tableau 2: Principaux effets associés aux métaux lourds [9]	15
Tableau 3: Principales maladies d'origine hydrique et agents microbiologiques responsables [11]	16
Tableau 4: Avantages et inconvénients des matériaux membranaires usuels [30]	32
Tableau 5: Rayon ionique, hydraté et énergies d'hydratation de quelques anions [71]	43
Tableau 6: Composés inorganiques contribués à l'entartrage dans la membrane [16]	47
Tableau 7: Synthèse des méthodes d'analyse des paramètres physico-chimiques des eaux.	59
Tableau 8: Caractéristiques de l'eau d'alimentation à l'entrée de l'usine de déminéralisation par osmose inverse.	75
Tableau 9: Perméabilité de la membrane en fonction de débit.	80
Tableau 10: Résultats de la méthode du test jar test de l'eau brute	85
Tableau 11: Conception expérimentale à 2 facteurs avec les valeurs expérimentales et les valeurs prédites de l'aluminium résiduel	87
Tableau 12: Analyse de la variance	87

Listes des figures

Figure 1: Principe de coagulation-floculation-décantation (sédimentation) [13]	19
Figure 2: Schéma de l'étape de coagulation-floculation [13]	20
Figure 3: Décanteur avec lamelles [15]	21
Figure 4: Décanteur à flux vertical et à flux horizontal [15]	22
Figure 5: Filtre à sable [17]	23
Figure 6: Schéma de l'osmose inverse [36]	29
Figure 7: Schéma simplifié d'une opération de séparation membranaire [38]	29
Figure 8: Schéma de la filtration frontale [45]	30
Figure 9: Schéma de la filtration tangentielle [46]	31
Figure 10: Pression transmembranaire dans un module de filtration tangentielle [47] ..	34
Figure 11: Représentation de la double couche électrique à l'interface solide-solution [55]	37
Figure 12: Représentation graphique du modèle du film avec polarisation de concentration [58]	40
Figure 13: Représentation schématique du phénomène de colmatage des membranes [58]	40
Figure 14: Schématisation des différents mécanismes de colmatage d'une membrane [81]	45
Figure 15: Carte de situation géographique de la zone d'étude	56
Figure 16: Schéma du trajet des électrons dans un microscope électronique à balayage.	62
Figure 17: Principe de fonctionnement du détecteur dans un microscope électronique à balayage.	63
Figure 18: Plan de doehrlert à trois facteurs	65
Figure 19: Description schéma synoptique de la station de traitement de khénifra	68
Figure 20: Débourbeur de la station de traitement.	69
Figure 21: Décanteur de la station de traitement.	70
Figure 22: Filtre à sable	71
Figure 23: Composition de la membrane d'OI	72
Figure 24: Variation de la température de l'eau d'alimentation	76
Figure 25: Variation de la conductivité de l'eau d'alimentation.	77
Figure 26: Variation de SDI de l'eau filtrée et microfiltrée.	78

Figure 27: Spectre (a) image de MEB de membrane d'osmose inverse x 1000; (b) x 2000; (c) x 5000; (d) EDS.	79
Figure 28: Spectre DRX de la couche d'encrassement	80
Figure 29: Courbe iso réponse (A) et des surfaces de réponses (B) de l'aluminium résiduel en fonction du pH et du sulfate d'aluminium.	88
Figure 30: Courbe iso réponse (A) et des surfaces de réponses (B) de l'aluminium résiduel en fonction du pH, du sulfate d'aluminium et de la recirculation de la boue.....	89

Table des matières

Remerciements	I
<i>Résumé</i>	III
<i>Abstract</i>	IV
<i>Liste des abréviations</i>	V
Listes des tableaux	VII
<i>Listes des figures</i>	VIII
INTRODUCTION GENERALE.....	1
PARTIE 1 : SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE	
CHAPITRE I : GENERALITES SUR LES RESSOURCES EN EAU	7
Introduction.....	7
1. Caractéristiques des eaux	7
1.1. Définition de l'eau	7
1.2. Propriétés de l'eau	8
2. Ressources hydriques naturelles	8
2.1. Eaux souterraines.....	8
2.2. Eaux de surfaces	9
2.3. Eaux marines	11
2.4. Eaux saumâtres	11
3. Paramètres de qualité des eaux	11
3.1. Paramètres organoleptiques	12
3.2. Paramètres physico-chimiques	12
3.3. Pollution des eaux par les métaux lourds	15
3.4. <i>Paramètres microbiologiques</i>	16
4. Ressources en eau de surface et son traitement au Maroc	17

4.1. Ressources en eau de surface.....	17
4.2. Processus de traitement de l'eau potable.....	17
5. Fonctionnement des stations de potabilisation	24
Conclusion	25
CHAPITRE II : TECHNIQUES MEMBRANAIRES.....	26
Introduction.....	26
1. Généralités sur les procédés membranaires	27
1.1. Différents procédés de séparation membranaire	27
2. Principe de fonctionnement de procédé de dessalement.....	29
3. Caractérisation des membranes.....	32
3.1. Structure chimique d'une membrane.....	33
3.2. Seuil de coupure	33
3.3. Pression transmembranaire et perméabilité.....	33
3.4. Hydrophobicité de la membrane.....	35
3.5. Charge de surface	35
3.6. Double couche électronique (DCE).....	36
3.7. Potentiel zêta.....	37
CHAPITRE III: PHENOMENE LIMITANT LE TRANSFERT DE MATIERE.....	39
1. Colmatage	39
2. Mécanisme de transfert en nanofiltration et en osmose inverse	41
2.1. Transport en Nanofiltration	41
a. Mécanisme de transport par convection sélective	41
b. Mécanisme de transport par solubilisation-diffusion	41
c. Mécanisme liés aux interactions électrostatiques	42
2.2. Transport en Osmose inverse	42
3. Composés engendrant du colmatage.....	44
3.1. Colmatage des membranes par les particules colloïdales.....	44

3.2. Colmatage des membranes par les matières organiques et inorganiques	45
3.3. Colmatage biologique.....	47
4. Facteurs influençant le colmatage.....	48
5. Indices et modèles de prédiction du colmatage	49
6. Nettoyage	50
a. Nettoyage physique (mécanique).....	50
b. Nettoyage chimique.....	50
7. Maîtrise du colmatage des membranes : la filière de prétraitement	52
Conclusion	53

PARTIE 2 : RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

CHAPITRE I : MATERIELS ET METHODES	55
1. Présentation de la zone d'étude.....	55
1.1. Cadre géographique.....	55
1.2. Cadre climatologique.....	56
1.3. Géologie de la région.....	56
1.4 Cadre hydrogéologique.....	57
2. Etude expérimentale.....	58
2.1. Méthodes d'analyse physico-chimique et bactériologique de l'eau.....	58
2.2. Méthodes de caractérisation	60
2.3. Méthodes d'optimisation des réactifs.....	63
2.4. Méthodes de dosage colorimétrique.....	67
2.6. Description de la station de traitement de khénifra.....	67
CHAPITRE II: CARACTÉRISATION DE LA MEMBRANE D'OSMOSE INVERSE ENCRASSÉE PAR L'EAU DE LA RIVIÈRE OUM RBIAA DE LA VILLE DE KHENIFRA, MAROC	74
Introduction	74
1. Caractérisations de l'eau	74

a. Température.....	75
b. Conductivité.....	76
c. Indices de colmatage (SDI)	77
2. Caractérisation de la membrane d'osmose inverse	78
Conclusion.....	81
Références	82
CHAPITRE III: OPTIMISATION DU TRAITEMENT CONVENTIONNEL DE LA	
STATION DE TRAITEMENT DES EAUX DE SURFACE DE LA VILLE DE	
KHENIFRA	
Introduction	84
1. Caractérisation de l'eau brute.....	85
2. Détermination du pH et de la dose optimale de sulfate d'aluminium	86
3. Optimisation de la recirculation de la boue.....	88
Conclusion	90
Reférences.....	91
Conclusion générale et perspectives	92
Référence bibliographique	95

INTRODUCTION GENERALE

A l'échelle mondiale, la pénurie de l'eau est l'un des défis majeurs, de nombreux pays du Moyen-Orient, de l'Asie du Sud-Est et du Nord de l'Afrique sont désormais classés comme régions sous stress hydrique. Neuf pays se partagent 60% des réserves d'eau douce y compris le Brésil, la Russie, la Chine et le Canada, tandis que trente pays de l'Afrique et du moyen orient sont confrontés à des crises d'eau [1].

Pour faire face à cette problématique, plusieurs stratégies ont été adoptées par les gouvernements [2]. Ainsi, de nouvelles techniques de production d'eau potable viendront au secours des populations et conduiront peut être vers une standardisation dans la gestion de l'eau. Il s'agit du dessalement de l'eau de mer et des eaux saumâtres facilement accessibles pour les pays ayant une façade côtière et qui possède des réserves en eau salée.

Le dessalement devient donc une solution indispensable pour sécuriser l'alimentation en eau potable [3]. D'après l'Association Internationale de dessalement (IDA), en 2019 pour répondre à leurs besoins quotidiens, plus de 300 millions de personnes dépendaient de l'eau douce produite par dessalement, et ce de manière totale ou partielle. Cette eau douce est produite dans 20 516 usines de dessalement présentes mondialement. La capacité totale de ces usines est d'environ 122,32 millions m³ par jour. En 2018, la production d'eau douce était d'environ 95 millions de m³/jour, soit 93 % de la capacité totale [4].

La distillation, inventée en 1940, est parmi les procédés les plus utilisés pour dessaler les eaux dans le marché mondial, jusqu'en 2001, où le dessalement par distillation fut dépassé par le dessalement par osmose inverse dont le taux d'usage atteint 53% [5]. Ce changement s'explique par le caractère principal de ce procédé, il est capable de fonctionner à une température ambiante tout en produisant une eau de bonne qualité, et qui ne dépend pas des variations de la qualité de l'eau brute. Via ce procédé, le taux de rejet de sel est supérieur à 99% contrairement à la distillation qui nécessite une quantité importante d'énergie [6].

Parmi les pays qui ont adopté le dessalement par Osmose Inverse, se trouve le Maroc. Un pays africain d'une géologie et d'une géomorphologie très diversifiées dans lesquelles les ressources en eau superficielles et souterraines sont réparties entre de nombreux systèmes hydrologiques individualisés.

Le Maroc, disposant de deux côtés marins, s'appuie sur sept grands bassins fluviaux : Loukous, Moulouya, Sebou, Bou Regreg, Oum Rbiâa, Tensift et le Souss-Massa. Ces bassins alimentés

par les ruisseaux dépendent fortement de la fonte des neiges en montagne pour reconstituer leurs réserves. La disponibilité actuelle par habitant en eau au Maroc est de 760 000 l/an, mais cette disponibilité devrait régresser à 560 000 L/an d'ici 2030 [7] et ce suite à de nombreux facteurs tels la variation de la température moyenne de (1,5 à 2,5°C) qui contribue à l'évaporation des lacs et des barrages, l'érosion, la pollution et la croissance continue de la demande en eau menant ainsi à la rareté de l'eau. Pour satisfaire ses besoins en eau potable, le gouvernement marocain a lancé un programme de gestion de l'eau. Pour cela, le dessalement fut désigné comme fournisseur d'eau potable.

La première unité de déminéralisation au Maroc a été installée à Tarfaya en 1975. Cette unité a été conçue pour la déminéralisation par électrodialyse d'eau saumâtre contenant 5 g.L⁻¹ de sel dissous. En 1983, et pour renforcer l'unité de déminéralisation d'électrodialyse de Tarfaya, L'Office National de l'Electricité de l'Eau Potable (ONEE) a commencé l'exploitation d'une nouvelle installation de déminéralisation basée sur le processus d'osmose inverse [8].

En 1995, deux stations de dessalement de l'eau de mer par Osmose Inverse virent le jour à LAAYOUNE et à BOUJDOUR.

En 2013, à Khénifra, une première expérience de déminéralisation des eaux de surface saumâtre a été réalisée sur des eaux brutes de l'oued Oum Rbiâa par osmose inverse. Ce procédé est précédé par un prétraitement conventionnel 'coagulation-floculation', décantation et filtration.

Le problème majeur qui limite ce type de procédé est le colmatage des membranes [1-2]. Ce phénomène cause une augmentation de la demande d'énergie, de la fréquence de nettoyage, de la consommation de produits chimiques, des remplacements de membranes et un coût de traitement de l'eau plus élevé [5-6].

A ce propos, il est nécessaire, pour éviter le colmatage et réussir un système d'osmose inverse, de réaliser un procédé de prétraitement qui est lié aux propriétés physico-chimiques et/ou biologiques de l'eau d'alimentation. Autrement, le procédé de prétraitement dans le dessalement peut varier par la diversification naturelle de la qualité de l'eau ainsi que la source des eaux à dessaler notamment les eaux souterraines saumâtres, les eaux de surface saumâtres et les eaux de mer [7].

Diverses méthodes de prétraitement ont été utilisées dans le dessalement des eaux d'alimentation. En général, le prétraitement conventionnel comprend la coagulation/floculation, l'ajustement du Potentiel d'Hydrogène (pH), l'inhibition du tartre et la filtration du

milieu ou le prétraitement membranaire qui est basé sur l'utilisation des membranes de pores de grande taille y compris la microfiltration (MF) et ultrafiltration (UF) [8-9].

L'usine d'Osмосe Inverse de Khénifra était la première usine de traitement d'eau de surface au Maroc, qui combine un traitement conventionnel avec un procédé d'Osмосe Inverse. Il couvrira les besoins en eau potable jusqu'à l'horizon 2030 avec une production de $36,290 \text{ m}^3 \cdot \text{j}^{-1}$ d'eau.

Depuis sa mise en service, l'unité a connu plusieurs détériorations à savoir l'augmentation de la conductivité, augmentation de la pression différentielle, des périodes de lavage continu, une diminution du débit de perméat qui est dû au problème de colmatage des membranes.

La sous ou la surestimation de la dose de coagulant lors du prétraitement, peut conduire à des problèmes d'exploitation comme des fuites d'aluminium dont la teneur ne doit pas excéder une valeur de $0,05 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, au-delà de cette valeur, le colmatage des membranes peut avoir lieu.

L'objectif de cette étude est basé sur la réalisation d'une autopsie de la membrane d'osmos inverse de la station de khénifra. Le but est de déterminer les principaux éléments menant au colmatage des membranes d'une part, et d'autre part, l'optimisation de prétraitement pour une meilleure exploitation de la station de déminéralisation.

La première partie est consacrée à une synthèse bibliographique divisée en trois chapitres, le premier est destiné aux généralités sur les ressources en eaux et leurs processus de traitement. Le deuxième chapitre est dédié aux procédés de dessalement des eaux aussi que les paramètres de fonctionnement de ces procédés et ses mécanisme de transfert. Le troisième chapitre concerne une étude de colmatage des membranes, les différents composés et les facteurs influençant ce phénomène.

La deuxième partie est divisée en trois chapitres, le premier chapitre est consacré à l'analyse de la zone d'étude, la description de la station de traitement de khénifra et les différents matériels et méthodes utilisés. Le deuxième chapitre est dédié à une caractérisation de la membrane d'osmos inverse encrassée par l'eau de la rivière Oum Rbiaa de la ville de khenifra et une autopsie de la membrane d'osmos inverse afin de déterminer les principaux éléments colmatant. Le troisième chapitre est destiné à l'étude de l'optimisation de traitement classique pour une meilleure déminéralisation.

A la fin de ce manuscrit, une conclusion générale résume les travaux réalisées, et propose quelques pistes pour les travaux futurs.

PARTIE 1 :
SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

CHAPITRE I : GENERALITES SUR LES RESSOURCES EN EAU

Introduction

L'eau constitue l'élément naturel le plus important sur lequel repose le développement des activités socio-économiques du pays.

Au Maroc, les ressources en eau de surface comme les ressources en eaux souterraines sont caractérisées par une hétérogénéité spatiale, irrégularité temporelle et une forte vulnérabilité. Face à plusieurs contraintes tels que le tarissement des nappes dues à une surexploitation, les réserves en eaux souterraines sont en nette diminution et les eaux superficielles se trouvent face à une pollution alarmante qui, par conséquent, dégrade leur qualité.

Avec cette situation, les pouvoirs publics ont recommandé de garder les ressources souterraines comme réserve et avoir recours au traitement des eaux de surface pour l'alimentation en eau potable des villes du royaume en plus de l'utilisation des ressources non conventionnelles comme le dessalement de l'eau de mer et des eaux saumâtres.

L'objectif de ce chapitre est de définir le contexte de notre étude. Pour cela, nous abordons dans un premier temps, les différentes ressources en eaux à savoir leur composition chimique et leur classification. Dans un deuxième temps, nous détaillerons les techniques de traitement des eaux et leur principe de fonctionnement.

1. Caractéristiques des eaux

1.1. Définition de l'eau

L'eau est un composé incolore, inodore et sans saveur à l'état pur, et il est liquide à température ordinaire. Elle est formée de deux molécules d'hydrogènes et une molécule d'oxygène.

La qualité de l'eau doit impérativement être conforme aux normes de potabilité au niveau bactériologique et physico-chimique [10].

1.2. Propriétés de l'eau

L'eau est une molécule remarquable dont les propriétés sont présentées ci-dessous:

- + L'eau à une force de cohésion élevée (difficile à évaporer) ;
- + Ses propriétés de solvant «doux» (un très grand nombre de réactions biochimiques possible) ;
- + La densité de l'eau douce est maximale à 4°C fait que la température au fond d'un lac ne peut pas descendre en dessous de 4°C (sauf cas extrêmes). Cela permet à la vie aquatique de survivre aux périodes glacées, car l'eau reste liquide sous son manteau de glace isolant ;
- + la seule substance qui existe en trois états : liquide, solide et vapeur. Toutes les autres substances ne peuvent avoir que deux états physiques seulement [11].

2. Ressources hydriques naturelles

Les réserves disponibles d'eaux naturelles sont constituées des eaux souterraines (infiltration, nappes) des eaux de surface retenues ou en écoulement (barrage, lacs, rivières) et des eaux de mer [12].

2.1. Eaux souterraines

La porosité et la structure du terrain déterminent le type de nappe et le mode de circulation souterraine.

Une nappe libre : Elle est alimentée directement par l'infiltration des eaux de ruissellement. Le niveau de cette nappe fluctue en fonction de la quantité d'eau retenue.

Une nappe phréatique ou alluviale : Peu profonde et alimentée directement par les précipitations pluvieuses ou les écoulements d'eau en dessus.

Une nappe captive : Plus profonde que la première et séparée de la surface par une couche imperméable, l'alimentation de cette nappe est assurée par l'infiltration sur leurs bordures [13].

Parmi les caractéristiques des eaux souterraines [14] :

- Une faible turbidité ;
- Une température et une composition chimique constantes ;

- L'absence de l'oxygène.

Le tableau 1 donne les caractéristiques des eaux souterraines selon les principaux paramètres analytiques [15].

La nature géologique du terrain a une influence déterminante sur la composition chimique de l'eau retenue.

- Les eaux circulant dans un sous-sol sablonneux ou granitique sont acides et peu minéralisées.
- Les eaux dans des sols calcaires sont bicarbonatés calciques.

Donc les eaux souterraines doivent être traitées avant leur distribution, chaque fois que la concentration d'un ou plusieurs éléments dépasse la valeur autorisée par les règlements en vigueur [16].

2.2. Eaux de surfaces

Elles ont pour origine, soit des nappes profondes dont l'émergence constitue une source de ruisseau, de rivière, soit des eaux de ruissellement. Ces eaux sont caractérisées par une surface de contact eau-atmosphère. Ces eaux peuvent se trouver stockées en réserves naturelles (lacs) ou artificielles (retenues, barrages). Les eaux de surface se caractérisent par :

- Présence des gaz dissout en particulier l'oxygène à cause de l'échange entre la surface de l'eau et l'atmosphère
- Présence de matières organiques d'origine naturelle provenant de la décomposition des organismes végétaux ou animaux vivant à la surface du bassin
- Présence de plancton : Les eaux de surface sont le siège d'un développement important de phytoplancton (algues) [17].

Les eaux de surfaces sont rarement potables sans aucun traitement, elles subissent plusieurs pollutions :

- D'origines urbaines : métabolisme de l'homme, confort domestique....
- D'origines industrielles: polluant et micropolluant organique (hydrocarbures, solvant, produits de synthèse.) ou inorganiques (métaux lourds, ammoniacque, produits toxiques).

Le tableau 1 présente une comparaison entre les eaux de surface et les eaux souterraines en termes d'éléments caractéristiques.

Tableau 1: Principales différences entre les eaux de surface et les eaux souterraines [18]

Caractéristique	Eaux de surface	Eaux souterraines
Température	Variable suivant saisons	Relativement constante
Turbidité, Matière en suspension (MES)	Variable, parfois élevé	Faible ou nulle (sauf en terrain karstique)
Couleur	Liée surtout aux MES sauf dans les eaux très douces et acide (acides humiques)	Liés généralement aux matières en solution (acide humique)
Minéralisation globale	Variables en fonction de précipitations, des rejets, terrains	Sensiblement constante
Fe et Mn divalent	Généralement absent	Généralement présent
CO ₂ agressif	Généralement absent	Souvent présent en grande quantité
Oxygène dissous (O ₂)	Le plus souvent au voisinage de la saturation. Absent dans le cas des eaux polluées	Absent la plupart du temps
H ₂ S	Généralement absent	Souvent présent
NH ₄	Présent seulement dans les eaux polluées	Présent fréquemment sans être un indice systématique de pollution bactérienne
Nitrates	Peu abondant en général	Teneur parfois élevée
Silice	Teneur en général modérée	Teneur souvent élevée
Elément vivant	Bactéries, virus, plancton	Ferro bactéries fréquentes
Solvant chlorés	Rarement présent	Souvent présents

2.3. Eaux marines

Ce sont les eaux de mer qui sont caractérisées par leur salinité, c'est-à-dire leur teneur globale en sels (chlorures de sodium et de magnésium, sulfates, carbonates) et un pH moyen variant entre 7,5 et 8,4. La salinité moyenne des eaux des mers et océans est de 35 g.L^{-1} . Cette salinité peut être différente dans le cas de mers fermées :

- ✚ Mer Méditerranée : $36 \text{ à } 39 \text{ g.L}^{-1}$,
- ✚ Mer Rouge : environ 40 g.L^{-1} ,
- ✚ Mer Caspienne : 13 g.L^{-1} ,
- ✚ Mer Morte : 270 g.L^{-1} ,
- ✚ Golfe Arabo-Persique : $45 \text{ à } 100 \text{ g.L}^{-1}$.

2.4. Eaux saumâtres

On appelle eau saumâtre, une eau salée non potable de salinité inférieure à celle de l'eau de mer. La plupart des eaux saumâtres contiennent entre 1 et 10 g de sels par litre et plus. Ce sont parfois des eaux de surface mais le plus souvent des eaux souterraines qui se sont chargées en sels en dissolvant certains sels présents dans les sols qu'elles ont traversés. Leur composition dépend donc de la nature des sols traversés et de la vitesse de circulation dans ces sols. Les principaux sels dissous sont le CaCO_3 , le CaSO_4 , le MgCO_3 et le NaCl .

3. Paramètres de qualité des eaux

La détermination de la qualité des eaux de surface est basée sur la mesure des paramètres physico-chimiques ainsi que sur la présence ou l'absence d'organismes et de micro-organismes aquatiques [19]. En ce sens, les normes fixent des concentrations maximales admissibles, c'est-à-dire la quantité de telle ou telle substance qu'un individu peut absorber sans danger quotidiennement tout au long de sa vie.

3.1. Paramètres organoleptiques

Couleur

L'eau peut prendre certaines couleurs qui peuvent être due à certaines impuretés minérales (fer) mais également à certaines matières organiques tels que les acides humiques et fulviques. Elles doivent être éliminées pour rendre l'eau agréable à boire [20].

Goûts et odeurs

Les eaux de consommation doivent posséder un goût et une odeur agréable. La plupart des eaux, qu'elles soient ou non traitées, dégagent une odeur plus ou moins perceptible et ont une certaine saveur. Ces deux propriétés, purement organoleptiques, sont extrêmement subjectives et il n'existe aucun appareil pour les mesurer. Selon les physiologistes, il n'existe que quatre saveurs fondamentales : salée, sucrée, aigre et amère [11].

Turbidité

Elle est due à la présence de diverses matières en suspension finement divisées telles que limons, argiles, fines particules de matières organiques (résultant de la décomposition végétale et animale), fines particules de matières minérales (graines de silice, oxydes de fer de manganèse.....). Sa mesure est très utile pour le contrôle d'un traitement mais ne donne pas l'indication sur les particules en suspension qui l'occasionne. Sa mesure se fait par comparaison de la lumière diffusée et de la lumière transmise dans l'échantillon d'eau et par une gamme étalon. Elle est exprimée par l'Unité Néphélométrique (NTU) (Nephelometric Turbidity Unit). La turbidité affecte le choix des méthodes de clarification et peut dicter la nécessité de recours à un prétraitement en amont du procédé de traitement [21].

3.2. Paramètres physico-chimiques

Température

La température de l'eau, est un facteur qui 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 vivants dans l'eau et particulièrement les micro-organismes.

✚ pH

Le pH de l'eau mesure la concentration des protons H^+ contenus dans l'eau. Il résume la stabilité de l'équilibre établi entre les différentes formes de l'acide carbonique et il est lié au système tampon développé par les carbonates et les bicarbonates [22].

✚ Matières en suspension

Les matières en suspension, représentent l'ensemble des particules minérales et organiques contenues dans les eaux. Leur présence est en fonction de la nature des terrains traversés, de la saison, de la pluviométrie, de régime d'écoulement des eaux, de la nature des rejets...etc [22]. Les teneurs élevées en matières en suspension peuvent être considérées comme une forme de pollution.

✚ Conductivité électrique

La conductivité électrique d'une eau est la conductance d'une colonne d'eau. Elle est fonction de la concentration totale des ions, leurs mobilités, leurs valeurs et leurs concentrations relatives. Une conductivité élevée traduit le plus souvent une salinité élevée. Sa mesure est aisée, rapide et se fait à l'aide d'un conductimètre, elle est exprimée en micro-siémens/cm.

✚ Alcalinité

L'alcalinité d'une eau est sa teneur en ions hydroxyde, carbonates et bicarbonates. Une solution est d'autant alcaline (ou basique) que son pH est élevé au-dessus de 7. On distingue dans la mesure de l'alcalinité le titre alcalin et le titre alcalimétrique complet.

✚ Dureté totale

La dureté d'une eau correspond à la somme des concentrations en cations métalliques, excepté celles des métaux alcalins Na^+ , K^+ et H^+ . Elle est souvent due aux ions Ca^{2+} et Mg^{2+} . La présence de ces deux cations dans l'eau tend souvent à réduire la toxicité des métaux. La dureté se mesure en mg de $CaCO_3$ par litre [23]. Ils sont déterminés par :

- * la dureté totale ou titre hydrotimétrique (TH) qui est la somme des concentrations calcique et magnésienne ;
- * la dureté calcique qui correspond à la teneur globale en sels de calcium ;
- * la dureté magnésienne qui correspond à la teneur globale en sels de magnésium;

* la dureté carbonatée correspond à la teneur en hydrogénocarbonate et carbonate de calcium et de magnésium.

Solubilité des gaz dans l'eau

L'eau contient toujours des gaz dissous dont les concentrations dépendent notamment de la température ainsi que de la composition et de la pression de l'atmosphère gazeuse avec laquelle elle est en contact. La loi de HENRY appliquée à la solubilité des gaz dans l'eau pure, prévoit que, la concentration dissoute d'un composé gazeux dans l'eau est directement proportionnelle à la pression partielle de ce composé dans la phase gazeuse au contact de l'eau.

Cations et anions

Les eaux douces, qu'elles soient d'origine souterraine ou superficielle sont plus ou moins minéralisées par des sels naturels. Il est souvent très important de connaître précisément cette minéralisation en plus des indications données par les paramètres globaux de type « titre » et « potentiel ». Par ailleurs, certains des cations et anions minéraux naturels présents dans les eaux sont considérés comme indésirables ou toxiques selon l'usage auquel l'eau douce est destinée (domestique, agricole, industriel, santé, tourisme, refroidissement...) [24].

Le calcium (Ca^{2+}) : L'ion calcium est le composé principal de la dureté de l'eau, il se trouve en général à une concentration de 5-500 mg.L^{-1} exprimée en CaCO_3 (2- 200 mg en Ca^{2+}).

Le magnésium (Mg^{2+}) : La dureté magnésienne de l'eau représente ordinairement le tiers de la dureté totale, les deux tiers restants correspondent à la dureté calcique, sa valeur est de 10 à 50 mg.L^{-1} (environ 40-200 mg.L^{-1} en CaCO_3).

Les bicarbonates (HCO_3^-) : L'ion bicarbonate est le principal constituant alcalin de la plupart des eaux courantes. On le trouve souvent à une concentration de 5-500 mg.L^{-1} exprimée en CaCO_3 .

Les chlorures (Cl^-) : Puisque tous les sels du chlore sont très solubles dans l'eau, le chlore est fréquent dans les réserves d'eau douce à un taux de 10 à 100 mg.L^{-1} [25].

Nitrates et les nitrites

Ce sont des indicateurs pertinents de la dégradation des ressources en eau utilisée pour la production d'eau potable. La présence de nitrates dans l'eau d'alimentation peut avoir plusieurs origines :

- une origine liée aux activités humaines (rejets industriels, agricoles et urbains) ;

- une origine naturelle dans la mesure où les nitrates résultent des transformations de l'azote dans les eaux et les sols (cycle de l'azote).

Les nitrates et les nitrites sont des ions présents de façon naturelle dans l'environnement. Ils sont le résultat d'une nitrification de l'ion ammonium (NH_4^+), présent dans l'eau et le sol, qui est oxydé en nitrites par les bactéries du genre 'Nitrosomonas', puis en nitrates par les bactéries du genre 'Nitrobacter'.

Les nitrates sont très solubles dans l'eau. Ils peuvent être à l'origine de la formation de nitrites et de nitrosamines, responsables de deux phénomènes potentiellement pathologiques: la méthémoglobinémie et le risque de cancer [13].

3.3. Pollution des eaux par les métaux lourds

La pollution des eaux se fait par des métaux lourds souvent sous forme de traces « tableau 2 », qui peuvent provoquer des intoxications chez l'homme par la consommation de l'eau contaminée en dépassant les limites fixées par la réglementation et l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS). Ces métaux lourds sont en particulier : Le cadmium, le plomb, l'arsenic, le nickel, et le bore [11]. Les principaux effets associés aux éléments ci-dessus sont présentés au tableau 2.

Tableau 2: Principaux effets associés aux métaux lourds [9]

Élément	Effets
Arsenic(As)	Toxique, possible cancérigène
Cadmium(Cd)	Hypertension, dommage sur le foie, affections respiratoires
Chrome(Cr)	Cancérigène sous forme de Cr(VI), troubles dermatologiques, anémie
Cuivre (Cu)	Peu toxique envers les animaux, toxique envers les plantes et les algues à des niveaux modérés
Mercuré (Hg)	Toxique chronique et aigüe, troubles du système nerveux (mémoire, fonctions sensorielles de coordination)
Nickel (Ni)	Maladies respiratoires, asthme, malformations congénitales
Plombs (Pb)	Toxique, trouble du système nerveux et cardiovasculaire, fatigue, cancérigène, affection du foie et des reins
Sélénium (Se)	Essentiel à faibles doses, toxique à doses élevées

Zinc (Zn)	Toxique pour les végétaux à de fortes teneurs
-----------	---

3.4. Paramètres microbiologiques

Le risque microbiologique d'origine hydrique (ou risque infectieux) correspond à la présence dans l'eau des micro-organismes pathogènes, et ce en quantité supérieure au seuil d'infection fixé par l'OMS. Parmi ces microorganismes, on distingue les virus, les bactéries et les protozoaires.

Le risque microbiologique provient donc du pouvoir pathogène de ces germes qui est conditionné non seulement par les propriétés de l'agent infectieux, mais aussi par la réceptivité de l'hôte. Il convient de préciser que la mise en œuvre de procédés élémentaires de désinfection telle que la chloration de l'eau, permet d'éradiquer totalement les fléaux tels que le choléra, la dysenterie bacillaire ou les fièvres typhoïdes et paratyphoïdes « Tableau 3 » [26-27].

Tableau 3: Principales maladies d'origine hydrique et agents microbiologiques responsables [11]

Origine	Maladies	Agents pathogènes
Parasitaire	Dysenterie amibienne	Entamoeba histolyca
	Gastro-entérites	Giardia lamblia Cryptosporidium parvum
Bactérienne	Fièvres typhoïde paratyphoïde	Salmonella typhi Salmonella paratyphi A et B
	Dysenterie bacillaire	Shigella
	Cholera	Vibrio cholerae
	Gastro-entérites	Escherichia coli enterotoxinogene Campylobacter jejuni Yersinia enterocolitica
Virale	Hépatites A et E	Virus hépatite A et E
	Poliomyélite	Virus poliomyélitique
	Gastro-entérites	Rotavirus Enterovirus

		Calicivirus Adenovirus.....
--	--	--------------------------------

4. Ressources en eau de surface et son traitement au Maroc

4.1. Ressources en eau de surface

Les eaux de surface également appelées eaux superficielles sont l'ensemble de masses d'eau courantes ou stagnantes, douces ou salées qui sont en contact direct avec l'atmosphère. Les écoulements des eaux de surface sont étroitement liés aux précipitations et sont donc caractérisés par d'importantes variabilités. Les eaux de surface connaissent plusieurs problèmes à cause de la pollution qui peut trouver ses origines dans le développement et l'extension des activités économiques et agricoles, l'irrégularité des régimes d'écoulement au niveau de la plupart des bassins versants ainsi que l'intrusion marine. À cet effet, Le Maroc a mis en place une stratégie pour la gestion intégrée de ses ressources en eau dans l'objectif de satisfaire les besoins en eau des différents secteurs et de promouvoir le développement économique, social, touristique, industriel et agricole que connaît le Royaume. Cette stratégie repose sur plusieurs axes dont les principaux sont :

Gestion et développement de l'offre par la construction des barrages et les transferts intra et inter bassins ainsi que le recours au dessalement des eaux de mer, les eaux saumâtres et les réutilisations des eaux usées épurées.

Protection et préservation des ressources en eau par la protection de la qualité de ces ressources et la lutte contre leur pollution en accélérant la réalisation du programme national de l'assainissement (PNA), la sensibilisation et l'incitation des citoyens à la préservation et l'utilisation rationnelle de l'eau.

Réformes réglementaires et institutionnelles par l'adoption des lois et règlements nécessaires pour la protection et la préservation des ressources hydriques.

4.2. Processus de traitement de l'eau potable

Le processus de potabilisation des eaux de surface ou des eaux souterraines contenant des matières en suspension, repose sur la réalisation d'une station de traitement. La filière de traitement de l'eau dépend d'une part de l'eau brute elle-même (provenance, matières en

suspension, turbidité, substances présentes, qualité intrinsèque....etc. et d'autre part, du cadre législatif et réglementaire régissant les normes de production et de distribution d'eau potable. Aussi les procédés doivent répondre chacun à des conditions particulières qui assureront leur bon fonctionnement.

La définition de la filière de traitement passe par une caractérisation des ressources pendant une période de suivi de deux ans minimum et les données de la qualité permettent de classer les eaux selon leur niveau de dégradation et définir ainsi le traitement approprié.

Les procédés de potabilisation de l'eau peuvent comprendre, en général, les étapes suivantes: prétraitement, coagulation, floculation, décantation, filtration, désinfection/oxydation en plus de traitement supplémentaire appelé également traitement d'affinage.

➤ **Prétraitement**

Il est à noter qu'un prétraitement est prévu lorsque les eaux brutes sont fortement polluées ou leur teneur en matières en suspension présente des valeurs supérieures à celle pour lesquelles les ouvrages de traitement sont dimensionnés. Cette étape consiste essentiellement à séparer les particules en suspension en réduisant la teneur de certaines substances dissoutes. Elle consiste généralement à un dégrillage, un dessablage et un débouage selon la grandeur des particules à éliminer.

Le dégrillage permet la séparation de l'eau des matières de grande taille transportées par l'eau. Alors que le dessablage est conçu pour l'élimination des sables dont la granulométrie est supérieure à 200µm. Par ailleurs, le débouage est une opération nécessaire quand les matières en suspension dépassent 2g.L⁻¹. Cette étape vient juste avant la coagulation-floculation. Le débouage est amélioré par l'injection dans le mélangeur rapide d'un coagulant et/ou un floculant en tenant compte de la qualité de l'eau traité.

➤ **Chloration de l'eau brute**

Avant d'être introduite au niveau des ouvrages de la station de traitement, l'eau brute subit une chloration dans l'objectif d'enlever les odeurs, le goût et d'éviter la croissance biologique le long de la chaîne du traitement et en particulier la prolifération des algues. La chloration (préchloration) consiste à ajouter du chlore à l'entrée des eaux brutes dans l'usine de potabilisation. Elle peut également être appliquée au niveau de la prise de l'eau brute ou dans un mélangeur en amont de l'étape de coagulation-floculation-décantation.

➤ **Clarification**

La clarification a pour objectif l'élimination des matières en suspension dont la taille est supérieure à 2g.L^{-1} . Elle s'effectue en plusieurs étapes : Coagulation, Floculation, Décantation et filtration. Ce sont les étapes clé d'un système de traitement conventionnel. Cette technique est approuvée pour le rabatement de la couleur, les matières en suspension et les microorganismes contenues dans l'eau.

Coagulation

La coagulation est le processus par lequel les particules deviennent déstabilisées et commencent à se regrouper (figure 1 et figure 2). C'est une étape primordiale dans les opérations de traitement de l'eau. En effet, Les procédés de coagulation- floculation, la sédimentation et la filtration doivent être utilisés avec coagulation pour réduire les matières en suspension et la turbidité. Les dosages de coagulant sont essentiels à la formation appropriée de floes et à améliorer, par conséquent, les performances de la filtration. Un mélange inadéquat des produits chimiques ou leur addition à des points inappropriés dans l'usine de traitement peut également limiter les performances de coagulation.

La coagulation, à elle seule, ne réduit pas la turbidité. En effet, la turbidité peut augmenter au cours de ce processus en raison de composés insolubles supplémentaires qui sont générés par l'injection des produits chimiques.

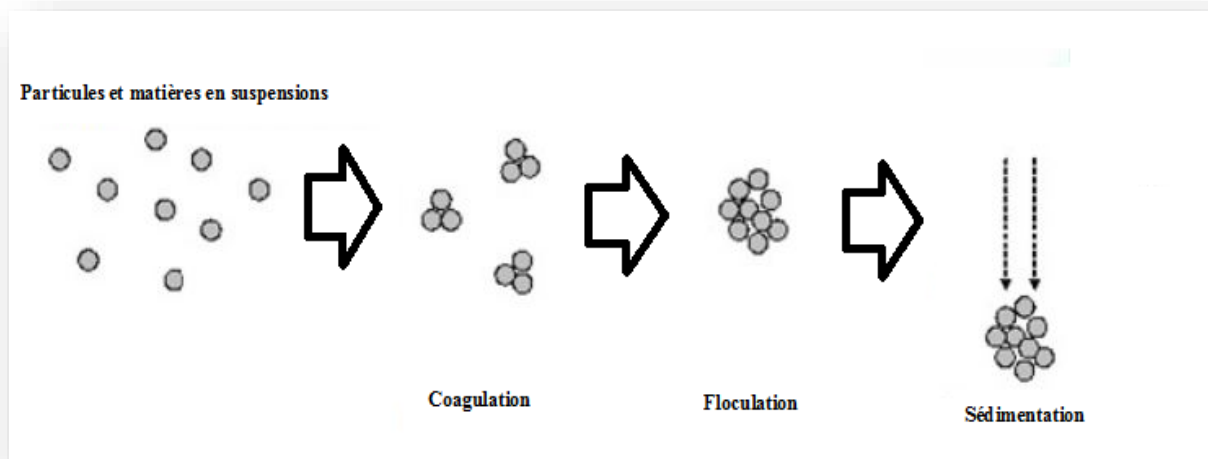


Figure 1: Principe de coagulation-floculation-décantation (sédimentation) [13]

Au cours de cette étape, les coagulants, généralement utilisés sont les sels de fer ou d'aluminium, sulfate d'aluminium, aluminat de sodium, sulfate ferreux ou ferrique, chlorure ferrique, sulfate de cuivre etc.), sont injectés pour supprimer les répulsions intercollidales.

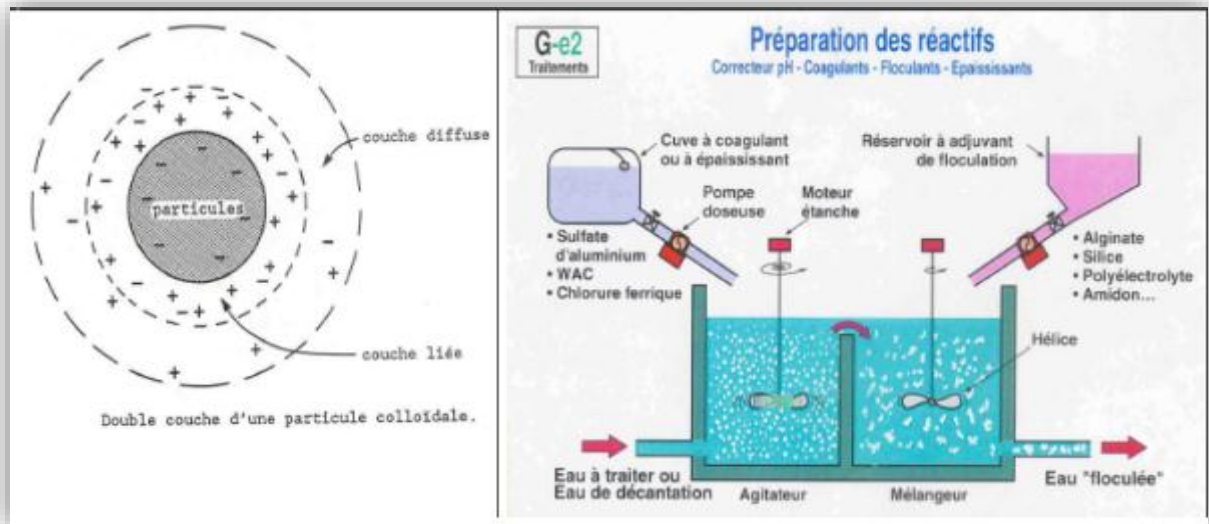


Figure 2: Schéma de l'étape de coagulation-floculation [13]

Le choix du coagulant tient compte de plusieurs considérations telles que : les caractéristiques physico-chimiques de l'eau brute (matières en suspension, matières organiques, turbidité ...), la température de l'eau, la disponibilité du produit, le coût du produit...

Floculation

Le procédé de floculation qui suit la coagulation, permet aux petites particules formées au cours de l'étape de coagulation rapide à s'agglomérer en grosses particules pour former des floccs aptes à être décantés et/ou filtrés. Après l'injection du coagulant, l'eau est mélangée lentement pendant une période définie de floculation, généralement de 10 à 30 minutes, mais la durée de floculation optimale varie en fonction de la qualité de l'eau brute et le processus de clarification en aval. Le mélange doux pendant cette étape permet un contact maximum de particules pour la formation de floccs. L'efficacité de la floculation dépend du temps de séjour (ou temps de contact) et les conditions de mélange dans le bassin de floculation. Les réactifs appelés adjuvants de floculation utilisés sont la silice activée, les alginates de sodium, les polyélectrolytes, etc.

La floculation peut être influencée par plusieurs paramètres tels que : le pH, la température, la turbidité et la couleur de l'eau.

Décantation

La décantation est la méthode de séparation la plus fréquente des matières en suspension et des colloïdes, elle a pour objectif d'éliminer par gravité, les particules en suspension dont la densité

est supérieure à celle de l'eau (figure 3), le rabattement de la turbidité à la sortie de la phase de décantation doit être inférieur à 5 NTU selon les règles de bonnes pratiques de l'ONEE.

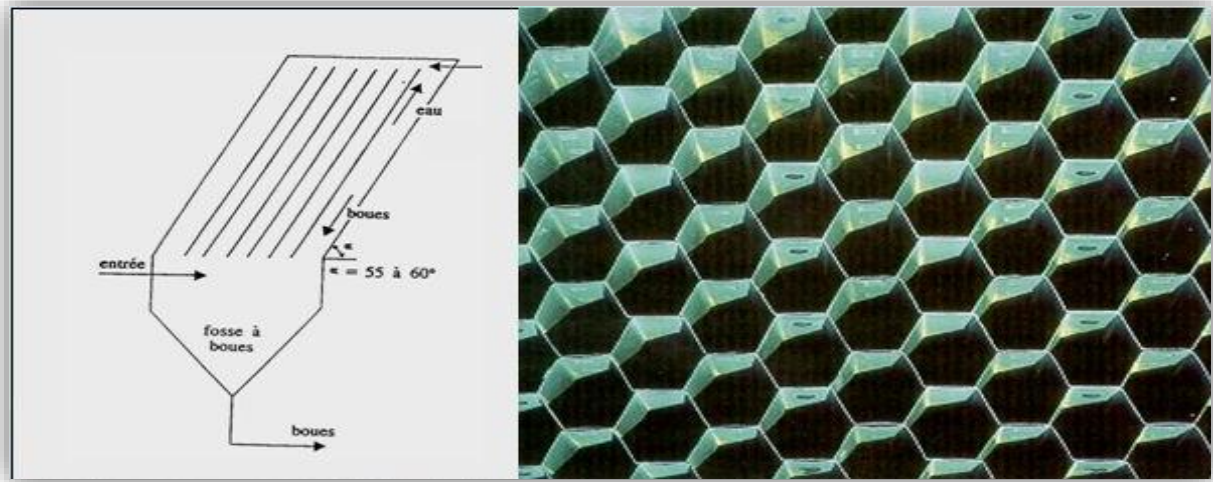


Figure 3: Décanteur avec lamelles [15]

Divers types de matières décantables sont à distinguer :

- **Les particules grenues** décantent indépendamment les unes des autres avec chacune une vitesse de chute constante.
- **Les particules plus ou moins floculées** ont des tailles et des vitesses de décantation variables. Lorsque leur concentration est faible, la vitesse de chute augmente au fur et à mesure que les dimensions du floc s'accroissent par suite de rencontres avec d'autres particules, c'est la décantation diffuse.

Pour des concentrations plus élevées, l'abondance des floccs crée une décantation d'ensemble freinée, le plus souvent caractérisée par une interface nettement marquée entre la masse boueuse et le liquide surnageant : c'est la décantation en piston.

Deux grands types de décanteurs sont à distinguer :

- **Les décanteurs à flux horizontal** : sont des ouvrages longitudinaux de forme parallélépipédique traversés par un débit d'eau « à décanté ». L'eau décantée est reprise dans la partie aval et les boues récupérées en fond d'ouvrage. La vitesse de chute des particules du floc dépend essentiellement de la surface de décantation et non pas de la hauteur entre le plan d'eau libre et le radier (fond du bassin). C'est pourquoi ces ouvrages comportent souvent plusieurs étages de décantation superposés et de faible hauteur.

- **Les décanteurs lamellaires** : équipés de faisceaux de plaques ou de tubes parallèles, le floc se dépose sur les lamelles inclinées, glisse et peut être évacué en continu (figure 4).
- **Les décanteurs à flux vertical** : les décanteurs à flux vertical sont des dispositifs dans lesquels l'eau suit un trajet vertical. La vitesse de chute des particules du floc est uniquement contrariée par la vitesse ascensionnelle de l'eau (et par les forces de frottement). L'équilibre des vitesses conduit à la formation d'un «voile de boue». Ce « voile de boue » est en effet essentiel, car il joue un rôle de filtre en retenant les flocons de faible dimension : c'est le phénomène de coalescence. l'ouvrage « de base » est un décanteur statique : l'eau brute arrive au sommet d'une colonne, descend au fond de l'ouvrage puis remonte en abandonnant son floc (figure 4).

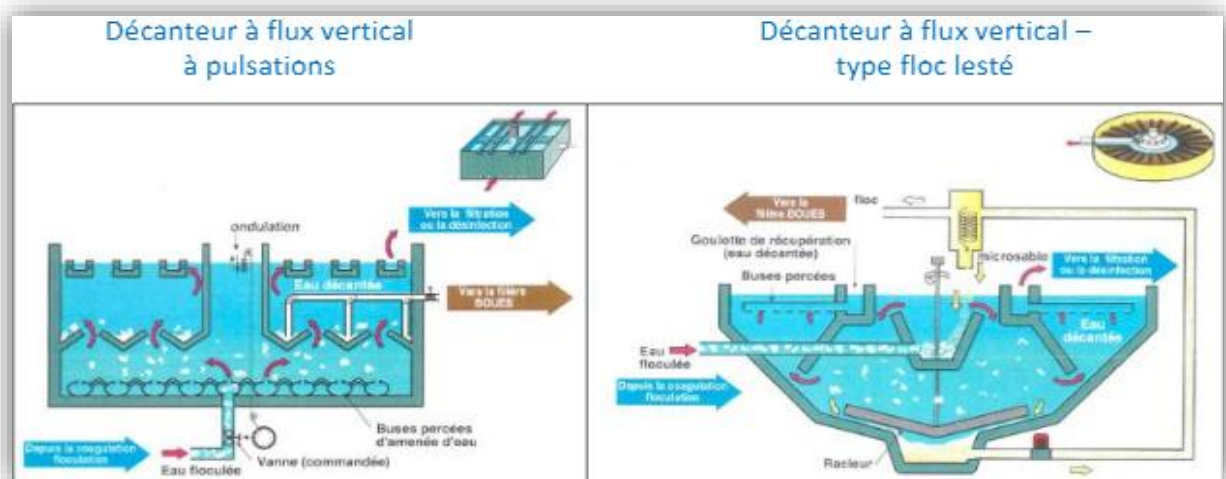


Figure 4: Décanteur à flux vertical et à flux horizontal [15]

Filtration

La filtration est l'étape classique qui suit la coagulation, la floculation et la décantation. L'objectif de la filtration est de retenir les dernières particules en suspension non éliminées dans le décanteur, en faisant circuler l'eau à travers un milieu poreux qui est le plus souvent du sable (Figure 5). La filtration à sable est le type le plus commun dans les usines de traitement de l'eau à travers le monde. Le filtre peut fonctionner par gravité ou sous pression.

L'efficacité de la filtration dépend de la taille des grains de sable, de la hauteur de la couche de sable et de la vitesse de filtration.

Dans les filières de traitement modernes, la filtration rapide, avec une vitesse de filtration d'une dizaine de mètres par heure, est utilisée. Au fur et à mesure du passage de l'eau au travers le lit filtrant, les matières retenues s'accumulent dans les interstices entre les grains de sable et le filtre se colmate. Le lavage des filtres est régulièrement obligatoire. La filtration lente correspond à un traitement extensif permettant de traiter complètement l'eau par voie biologique. La vitesse de filtration est de 5 m.j^{-1} .

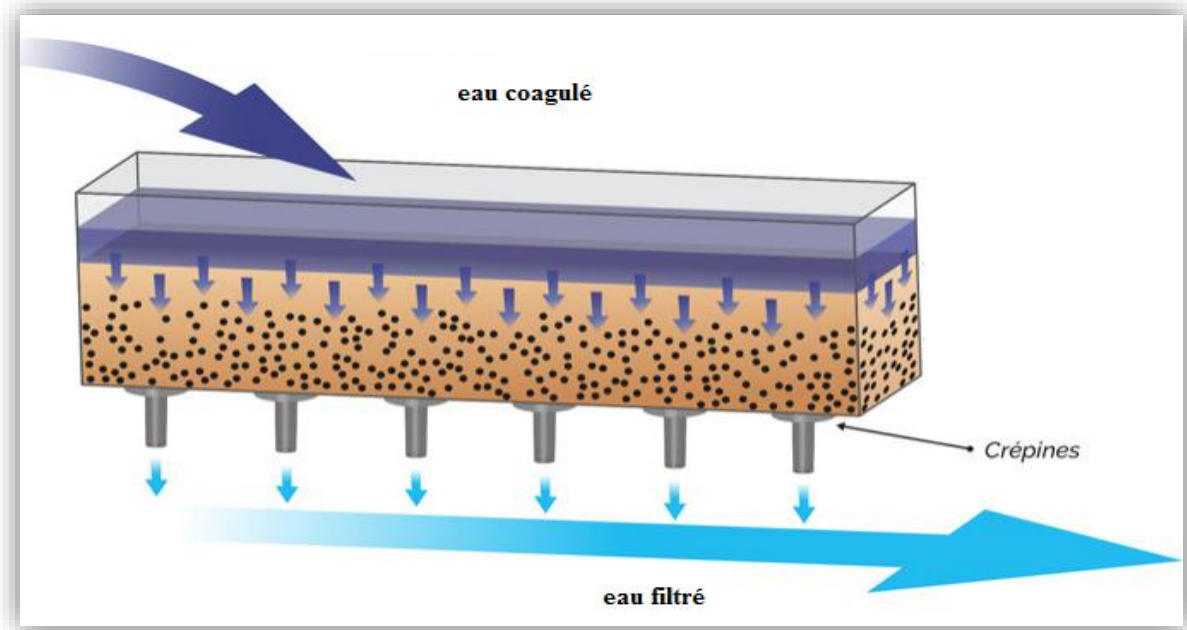


Figure 5: Filtre à sable [17]

Désinfection

La désinfection a pour objectif d'éliminer les organismes pathogènes et de maintenir un résiduel de désinfectant bactériostatique dans les réseaux de distribution, de manière à éviter la dégradation de l'eau au cours du transport. Son efficacité dépend du pouvoir létal du désinfectant utilisé, du temps de contact avec l'eau, des conditions physico-chimiques (pH, température, turbidité) et de la qualité du traitement en amont. La désinfection est assurée par des désinfectants tels que le chlore ou dérivés, le dioxyde de chlore et ultraviolet. Cependant, ce dernier ne permet pas de garder la rémanence pendant le transport de l'eau potable.

Après la désinfection, l'eau est envoyée vers les réservoirs de stockage pour sa distribution aux consommateurs.

5. Fonctionnement des stations de potabilisation

L'eau est pompée ou acheminée gravitairement à partir de la source d'eau qui peut être un barrage, une rivière, une source ou autres vers la station de traitement. Elle passe dans un premier temps à travers un dégrillage et un tamisage, selon la qualité de l'eau à traiter pour enlever les substances de grande taille contenues dans l'eau et ce dans l'objectif d'éviter l'endommagement des pompes et les équipements qui se trouve à l'aval. Si l'eau contient du sable, une opération de dessablage est obligatoire.

Après ces étapes, l'eau brute est admise dans un répartiteur où le débit est « équitablement distribué sur les files de prétraitement (débourbeurs). A noter que cette étape de traitement est nécessaire quand les matières en suspension dépassent 2 g.L^{-1} . Sinon, l'eau est directement admise au niveau des ouvrages de décantation. Dans le répartiteur, le chlore (dit le pré-chloration) est injecté à l'arrivée d'eau brute et ce ; pour une oxydation du fer et du manganèse, une décoloration de l'eau, une amélioration de la décantation et pour empêcher la prolifération des algues et des micelles. Ensuite, l'eau de chaque file est admise dans un mélangeur rapide en amont des débourbeurs équipé d'une turbine de mélange où il est injecté le polymère. Après, l'eau pénètre dans les débourbeurs par un canal d'admission latéral.

Après le débouillage, l'eau arrive dans les ouvrages de mélange rapide équipés d'une turbine de mélange avec vitesse réglable pour être conditionnée en réactifs de traitement (principalement le coagulant et le floculant). Le coagulant (sulfate d'aluminium, chlorure ferrique ou autre) est injecté dans cet ouvrage pour neutraliser les charges négatives portées par les colloïdes.

La phase de la coagulation est assurée avec un temps de contact d'environ deux minutes. L'eau traverse ensuite le flocculateur équipé d'une turbine à vitesse lente réglable. Le polymère est injecté à l'entrée du flocculateur.

Les ouvrages de floculation sont dimensionnés pour assurer, en général, un temps de contact d'environ vingt minutes. Son but est de rassembler les colloïdes neutralisées afin de former un agrégat de particules appelé floccs, plus volumineux et plus denses qui se décantent plus facilement. L'agitation doit être lente pour ne pas casser les floccs formés.

Par la suite, l'eau entre dans le décanteur par un canal d'admission latéral pour permettre une bonne répartition de l'eau sur toute la longueur du décanteur. Les ouvrages, selon la conception

et le type sont dotés d'équipements adéquats facilitant la purge des boues (particules colloïdales initiales et floes) et une vanne de vidange.

A la sortie des décanteurs, les boues sont collectées dans une bache à boues et refoulées ensuite vers l'épaississeur pour être ensuite éparpillées sur les lits de séchage ou centrifuges jusqu'à cécité adéquate et envoyés vers la décharge.

Après la décantation, l'eau décantée rejoint le canal d'alimentation des filtres à sable. Le chlore anti-algues est injecté dans cet ouvrage. Cette étape, soit aussi complète que possible, permet l'élimination des matières insolubles comme les oxydes des métaux, c'est-à-dire pour que la turbidité soit ramenée au voisinage de 0,5 voire 0,3 NTU. Les surnageant des eaux sales des filtres sont recueillis dans une bache et sont reprises vers l'amont de la chaîne pour être recyclées.

Après la filtration, l'eau est acheminée ensuite dans le réservoir d'eau où elle est désinfectée par ajout de chlore ou dérivée. A la sortie du réservoir, Plusieurs paramètres de la qualité sont mesurés tels que le pH, la turbidité et le chlore résiduel. Enfin, l'eau peut être acheminée vers le consommateur.

Conclusion

Le recours aux eaux superficielles est une nécessité impérieuse, compte tenu de la surexploitation de l'eau souterraine qui ne peut plus satisfaire les besoins en eau. De ce fait, des nouvelles techniques de production d'eau potable viendront au secours des populations et conduiront peut être vers une standardisation dans la gestion de l'eau. Il s'agit du dessalement par procédé membranaire de l'eau de mer et des eaux saumâtres facilement accessibles pour les pays ayant une façade côtière et qui possèdent des réserves en eau salée.

CHAPITRE II : TECHNIQUES MEMBRANAIRES

Introduction

La première étude répertoriée sur l'utilisation de membrane est la découverte du phénomène d'osmose au milieu du 18^{ème} siècle, lorsque Nollet a remarqué que l'éthanol traversait préférentiellement la vessie de pore quand cette vessie était mise au contact d'un mélange eau éthanol d'un côté et de l'eau pure de l'autre côté [28]. Toutefois, le développement de la technologie membranaire et son utilisation à grande échelle est relativement récente ; elle date des années 1960. A cette époque, les membranes n'étaient pas considérées comme performantes pour toutes les applications. Plus tard dans les années 1970 et 1980, la technologie des membranes s'est développée et beaucoup pensaient qu'elles allaient résoudre tous les problèmes de séparation [28,29]. Aujourd'hui, la filtration membranaire occupe place une unique dans de nombreuses applications de traitement d'eau et d'effluents industriels [30-31].

- Elle peut constituer l'opération centrale et principale du traitement, en particulier en dessalement.
- Elle peut être couplée, entres autres, à des opérations unitaires coagulation-floculation [32], d'oxydation [33] et/ou traitement biologique [34-35]

Au cours des 20 dernières années, certaines applications de membrane n'ont pas quitté le groupe des "technologies prometteuses" (par exemple, la pervaporation pour la récupération de l'arôme ou des réacteurs à membrane enzymatique), soit en raison des limitations inhérentes de la membrane (faible flux ou sélectivité) ou parce que le matériel ou les inconvénients techniques du système n'ont pas encore été surmontés [36]. L'application commerciale des membranes la plus importante aujourd'hui est l'osmose inverse pour le dessalement de l'eau, l'hémodialyse et l'hémofiltration [37].

L'objectif de ce chapitre est consacré à la description des procédés de dessalement des eaux à savoir leurs paramètres de fonctionnement et leur mécanisme de transfert ainsi qu'une étude de colmatage des membranes a été détaillé .

1. Généralités sur les procédés membranaires

1.1. Différents procédés de séparation membranaire

a. Procédés à transfert électrique

Les procédés à transfert de gradient électrique sont l'électrodialyse simple, l'électrodialyse à membranes, l'électrodialyse à membranes bipolaires, l'électro-ultrafiltration et l'électroosmose. La force de transfert des espèces chargées dans ce processus est fournie par une différence de potentiel électrique. Ces procédés ne peuvent être utilisés qu'en présence d'espèces chargées.

b. Procédés à gradient de concentration

Toute différence de concentration de part et d'autre d'une membrane engendre un transfert aussi bien des solutés que du solvant. Selon la perméabilité de la membrane, on peut observer, soit le transfert du solvant seul du milieu le moins concentré vers le milieu le plus concentré, il s'agit de l'osmose ; soit, Le transfert des solutés du milieu concentré vers le milieu dilué, il s'agit de la dialyse.

c. Procédés à gradient de température

L'un des procédés à gradient de température couramment utilisé est la distillation sur membrane. La distillation sur membrane est une technique de séparation qui joint un procédé de distillation avec un procédé de séparation par membrane [38]. C'est un procédé de séparation pour les solutions aqueuses, basée sur l'utilisation des membranes microporeuses hydrophobes. La force de transfert à travers la membrane est une différence de pression partielle entre les deux extrémités des pores des membranes qui peut être maintenue en agissant sur la différence de température à travers la membrane. La différence de température fournit une force d'entraînement pour le transport de la vapeur d'eau [36]. Tandis que la membrane, uniquement perméable à la phase vapeur, sépare le distillat pur de la solution.

d. Procédés à gradient de pression

Il existe quatre principaux procédés membranaires à gradient de pression (figure 6), la microfiltration (MF), l'ultrafiltration (UF), la nanofiltration (NF) et l'osmose inverse (OI). Ces procédés se distinguent par la taille des pores, par le type d'espèces qu'ils peuvent séparer et par la pression transmembranaire requise [39-40].

❖ **Microfiltration (MF)**

Avec une taille des pores variant de 0,1 à 5 μm et une pression transmembranaire requise de 1 à 10 bars, La MF est principalement utilisée pour la séparation des solides en suspension dans l'eau. Cette séparation se fait par tamisage à travers les macropores de la membrane [36].

❖ **Ultrafiltration (UF)**

L'UF est caractérisée par une taille de pores des membranes comprise entre 1 à 100 nm et des pressions transmembranaires comprises entre 1 et 10 bars. Elle est utilisée pour la séparation des solutés de poids moléculaire compris entre 500 et 100,000 Daltons tels que les colloïdes (protéines), les petites molécules (polysaccharides), etc. La séparation se fait essentiellement par « tamisage » (effet stérique) à travers les mésopores [37-38].

❖ **Nanofiltration (NF)**

La NF est caractérisée par un poids moléculaire de coupure de 100 à 500 Daltons, une taille de pores des membranes comprise entre 0,5 à 10 nm et des pressions transmembranaires atteignant 30 bars. La séparation par cette membrane se fait grâce à la combinaison rejet électrostatique, solubilité-diffusion et « tamisage » à travers des micropores [39-40].

❖ **Osmose inverse (OI)**

L'OI retient les solutés tels que les sels et les acides aminés de poids moléculaires inférieurs à 1000 Daltons. Sa taille de pores est inférieure à 0,5 nm et la pression transmembranaire peut atteindre les 100 bars. La séparation se fait grâce à la différence de solubilité et au taux de diffusion du solvant et du soluté dans la membrane [41], L'OI est généralement utilisée pour le dessalement et la production d'eau pure (figure 6).

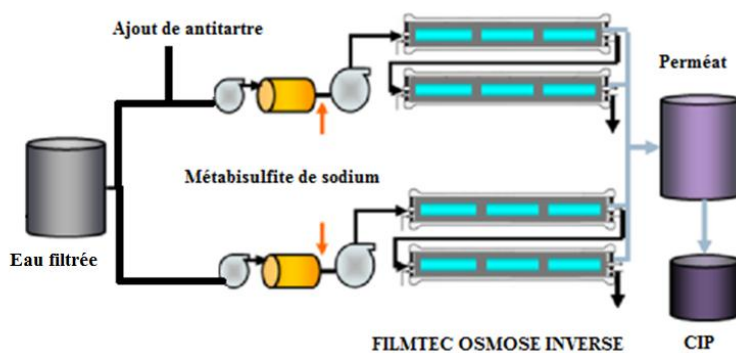


Figure 6: Schéma de l'osmose inverse [36]

2. Principe de fonctionnement de procédé de dessalement

Par définition, une membrane est une barrière (fine couche de matière) de quelques centaines de nanomètres à quelques millimètres d'épaisseur, sélective, qui sous l'effet d'une force motrice de transfert, va permettre ou interdire le passage de certains composants entre deux milieux qu'elle sépare (figure 7).

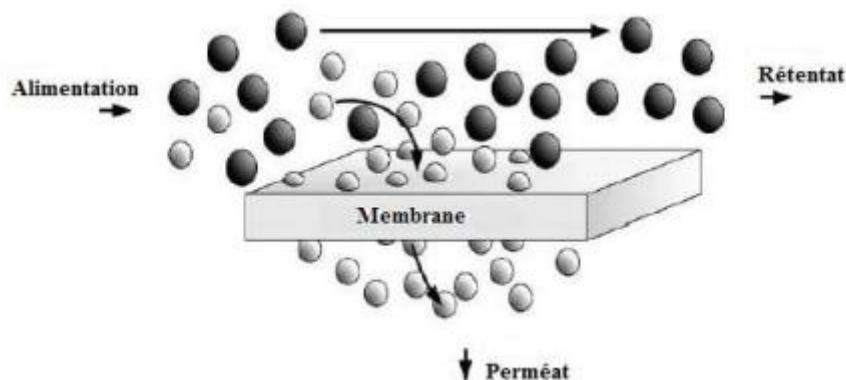


Figure 7: Schéma simplifié d'une opération de séparation membranaire [38]

Le fluide d'alimentation se divise en deux fluides, le fluide qui traverse la membrane est appelé perméat ou filtrat et le fluide qui ne traverse pas la membrane est connu sous le nom de rétentat ou de concentrât [42].

Les membranes sont incorporées dans un dispositif appelé module et celui-ci peut se répéter à un certain nombre d'exemplaires disposés selon divers arrangements dans une unité [43-44].

Les critères à prendre en considération pour le choix d'un module sont :

- ✚ Le type d'écoulement qui permet de minimiser les phénomènes de polarisation ;
- ✚ La compacité qui est le rapport entre la surface filtrante et le volume du module, elle s'exprime en m^2/m^3 ;
- ✚ La facilité de démontage et de remplacement des membranes abimées ;
- ✚ Le volume mort de l'appareil qui s'exprime en l/m^2 .

L'importance relative de ces quatre impératifs majeurs dépend du procédé et du type de filtration envisagé. En effet, en fonction de la circulation du fluide à traiter par rapport au média filtrant, on distingue deux modes de fonctionnement : la filtration frontale et la filtration tangentielle.

La filtration frontale (figure 8), Il s'agit du procédé le plus simple à mettre en œuvre, consiste à faire passer le fluide à filtrer perpendiculairement à la surface de la membrane. Mais, cette technique est limitée par l'accumulation progressive des particules à la surface de la membrane ce qui favorise la formation d'un dépôt.

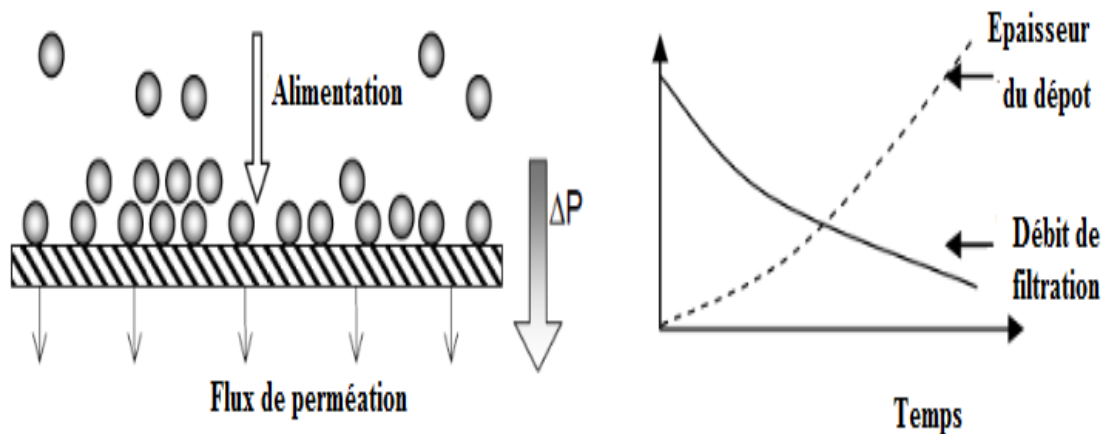


Figure 8: Schéma de la filtration frontale [45]

Par contre la filtration tangentielle (figure 9), le fluide circule parallèlement à la surface de la membrane. La vitesse de circulation impose alors une contrainte de cisaillement qui limite l'accumulation de matière à la surface de la membrane ainsi que les effets qui en résultent.

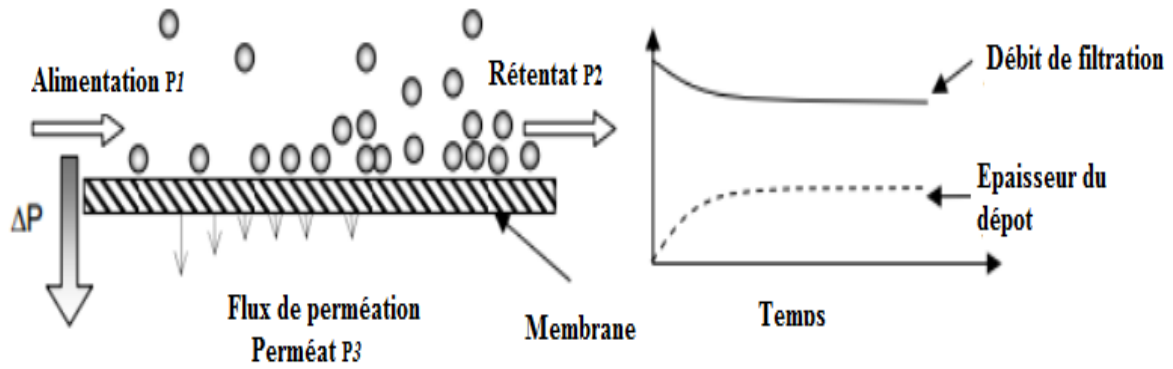


Figure 9: Schéma de la filtration tangentielle [46]

Les procédés de séparation par membrane, comme tous procédés de séparation, peuvent être évalués par deux paramètres importants, l'efficacité de rétention et la productivité [46].

La productivité est caractérisée par le paramètre flux de perméat. Le flux d'une espèce donnée peut être défini comme la masse (ou le volume) de cette espèce qui traverse la membrane pendant un temps donné [40]. Dans le cas particulier du traitement de l'eau, le flux d'eau (J_v) est un paramètre très intéressant et permet d'exprimer la productivité du système.

$$J_v = \frac{Q_p}{A_m} \quad (1)$$

Q_p : Débit du perméat

A_m : Surface de la membrane.

J_v : Flux d'eau [$\text{m}^3/(\text{m}^2\text{s})$] ou [$\text{L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$].

L'efficacité est définie par le taux de rétention R_i d'un soluté i .

$$R_i = 100 * \left(1 - \frac{C_{pi}}{C_{Ai}}\right) \quad (2)$$

Avec,

C_{pi} : Concentration du soluté i dans le perméat en $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$

C_{Ai} : Concentration du soluté i dans l'alimentation en $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$;

Le transfert d'un soluté à travers la membrane s'effectue sous l'action d'une force motrice, qui peut être un gradient de concentration, de potentiel électrique, d'activité ou de pression.

3. Caractérisation des membranes

La performance des procédés membranaires est directement associée à toutes les propriétés de la membrane. L'information sur la structure chimique de la membrane, les propriétés de perméabilité, la taille de pores, la forme et la distribution ainsi que les propriétés de la surface sont importantes pour les fabricants et les utilisateurs de la membrane [30].

Il existe une grande diversité de membranes. Chaque procédé correspond à un type de membrane particulier. On peut classer les membranes en différentes familles selon leur structure, « symétriques, asymétriques » et leur forme « liée à leur mode de fabrication » « Tableau 4 ».

Tableau 4: Avantages et inconvénients des matériaux membranaires usuels [30]

Polymère	La cellulose et ses dérivés	Les polyamides et les polyimides	Polysulfone	Les polyoléfinés et les polymères fluorés
Avantages	Bonnes perméabilité et sélectivité	Stabilité thermique et chimique	Stabilité thermique	Stabilité chimique « pH entre 0 et 14 »
	Hydrophiles	Résistance mécanique élevée	Stabilité chimique (pH entre 1 et 13)	Résistantes aux solvants et aux oxydants
	Peu colmatantes	Bonne sélectivité	-	Stabilité thermique
Inconvénients	Faible résistance thermique	Faible perméabilité	Faible hydrophile	Faible hydrophile
	Faible résistance chimique (base, chlore)	Faible résistance au chlore.	Sensibles au colmatage par adsorption	Colmatantes par adsorption

	Dégradés par les microorganismes	Sensible au colmatage	Dégradation possible par le chlore « PSU »	-
--	----------------------------------	-----------------------	--	---

3.1. Structure chimique d'une membrane

La connaissance de la chimie de la surface d'une membrane aide à une meilleure compréhension de sa stabilité sous différentes conditions, dans la détermination des mécanismes de colmatage et dans l'optimisation des procédures de nettoyage [37]. Les méthodes analytiques généralement utilisées pour étudier la composition chimique d'une membrane comprennent la spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (FTIR), la spectroscopie à rayon X à dispersion d'énergie (EDS ou EDX), la spectroscopie à électron pour les analyses chimiques (XPS), la spectroscopie électrons d'Auger (AES) et la spectrométrie de masse à ionisation secondaire (SIMS) [37-38]. XPS, AES et SIMS sont les méthodes les plus adaptées pour l'analyse des couches de peau des membranes, tandis que FTIR et EDX donnent des informations à la fois sur la peau et le corps de la membrane [38].

3.2. Seuil de coupure

Le poids moléculaire de coupure est défini comme le poids moléculaire au-dessus duquel les molécules sont retenues par la membrane à au moins 90% [38]. Il est exprimé en $\text{g}\cdot\text{mol}^{-1}$ ou en Dalton. Le seuil de coupure est une façon pratique de caractériser les membranes, mais peu rigoureuse du point de vue scientifique, car il dépend aussi d'autres caractéristiques du soluté ainsi que les conditions opératoires. Aussi le seuil de coupure doit-il être défini par rapport à un soluté donné.

3.3. Pression transmembranaire et perméabilité

La pression transmembranaire (PTM) est la différence entre la pression côté alimentation et la pression côté perméat [21].

En considérant la figure 10, l'expression de la pression transmembranaire (bar, Pa) est :

$$PTM = \frac{P_A + P_R}{2} - P_p \quad (3) \text{ Où}$$

P_A : Pressions d'entrée (alimentation)

P_R : Pressions de sortie (retentât)

P_p : Pression côté filtrat (perméat), généralement négligeable.

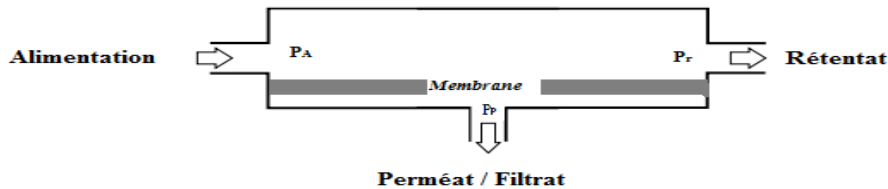


Figure 10: Pression transmembranaire dans un module de filtration tangentielle [47]

Un indicateur important de la fonctionnalité de la membrane est sa perméabilité hydraulique (L_p). C'est un paramètre qui caractérise la facilité avec laquelle l'eau traverse la membrane. La perméabilité dépend principalement de la taille des pores ainsi que de l'épaisseur de la membrane pour les membranes poreuses. Elle dépend aussi des propriétés chimiques pour les membranes denses.

Pour un flux volumique de perméat (J_v) ($L \cdot h^{-1} \cdot m^{-2}$) qui traverse la membrane, la perméabilité en ($L \cdot h^{-1} \cdot m^{-2} \cdot bar^{-1}$)

$$L_p = \frac{J_v}{P_{TM}} \quad (4) \quad \text{Avec} \quad J_v = \frac{Q_p}{A}$$

A : Surface de la membrane (m^2)

Q_p : Débit du perméat ($L \cdot h^{-1}$).

La perméabilité de l'eau pure permet de tester la résistance de la membrane à l'eau pure et de mettre en évidence le changement dans la structure poreuse de la membrane. Ainsi, si la variation de la pression en fonction du flux de l'eau s'écarte de la linéarité, la perméabilité à l'eau de la membrane n'est pas constante, ce qui indique des changements dans la structure poreuse de la membrane [48-49].

3.4. Hydrophobicité de la membrane

Le degré d'hydrophobicité est donné par l'angle de contact d'une gouttelette d'eau avec la surface. Une surface hydrophile est une surface qui est complètement mouillée par l'eau, tandis que sur une surface hydrophobe, l'eau forme des billes ou des gouttelettes. Lorsque la surface est complètement mouillée, l'angle de contact est égal à zéro. Pour une surface fortement hydrophobe, l'angle de contact est supérieur à 90°. Dans le traitement de l'eau, une membrane hydrophile présente certains avantages. Tout d'abord, la membrane est facilement mouillée, ce qui favorise une grande perméabilité. Ensuite, une surface hydrophile tend à diminuer l'adsorption des matières organiques et a donc une faible tendance au colmatage [50]. Toutefois, le caractère hydrophobe est essentiel pour maintenir la stabilité mécanique et chimique de la membrane, ainsi qu'une rétention élevée de sel [51].

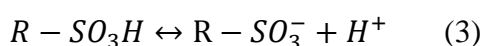
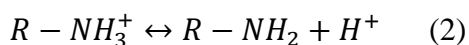
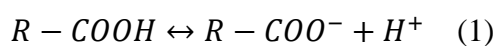
3.5. Charge de surface

Origine de la charge de la surface d'une membrane

D'une manière générale, les membranes acquièrent une charge électrique de surface lorsqu'elles sont mises au contact d'une solution aqueuse par le biais de divers mécanismes. Ces mécanismes peuvent inclure la dissociation des groupements fonctionnels et l'adsorption des ions, des surfactants ioniques, les polyélectrolytes ou des macromolécules chargées en solution [52].

Dissociation des groupes fonctionnels

Plusieurs membranes polymériques contiennent des groupes fonctionnels de surface ionisables tels que les fonctions amine ($R-NH_3^+$), carboxylique ($R-COO^-$) et sulfonique ($R-SO_3^-$). La charge de la surface des membranes provient donc de la protolyse de ces groupes fonctionnels suivant les réactions :



La charge de surface d'une membrane dépend de la nature chimique du matériau membranaire mais également de l'environnement physico-chimique dans lequel la membrane se trouve. Elle dépend du degré d'ionisation et, donc, du pH de la solution aqueuse. Selon les réactions (1) et

(3), à faibles valeurs de pH, la surface d'une membrane possédant un groupe fonctionnel amine peut être chargée positivement, tandis qu'à valeurs élevées de pH, la surface d'une membrane possédant un groupe fonctionnel carboxylique peut être chargée négativement.

✚ Adsorption des ions, des surfactants, des polyélectrolytes ou des macromolécules chargées

En l'absence des groupes fonctionnels ionisables, la surface des membranes polymériques peut acquérir une charge de surface à travers l'adsorption des ions, des surfactants, des polyélectrolytes ou des macromolécules chargées en solution. Les anions sont généralement plus adsorbés par des surfaces n'ayant pas de groupes fonctionnels ionisables que les cations. En effet, les anions peuvent s'approcher plus près des surfaces non polaires ou hydrophobiques parce qu'ils sont moins hydratés que les cations. Quant aux polyélectrolytes, ils sont adsorbés par interaction de Van der Waals, par liaison hydrophobique des segments non polaires, par liaison hydrogène, par attraction électrostatique et par réaction chimique avec des groupes fonctionnels de surface [53].

3.6. Double couche électronique (DCE)

La charge peut apparaître aussi bien à la surface extérieure de la membrane qu'à l'intérieur de la surface des pores de celle-ci. Cette charge de surface a une influence sur la distribution des ions dans la solution adjacente du fait de l'exigence d'électroneutralité du système. Les ions portant une charge opposée à celle de la surface sont attirés tandis que ceux qui ont la même charge sont repoussés. Le réarrangement des charges à la surface du solide et dans la solution conduit à la formation d'une double couche électrique (DCE). Dans cette région, le potentiel électrostatique varie progressivement de la surface du solide à la solution. La DCE est généralement considérée comme étant constituée de deux couches : une couche hydrodynamique fixe, formée de molécules d'eau et d'ions fortement attirés par la surface (couche compacte ou couche de Stern) et une couche diffuse encore appelée couche de Gouy (ou Gouy Chapman) où les ions sont moins affectés par les forces électrostatiques [54]. Cette couche contient un excès de contre ions (ions de charge opposée à la couche fixe) et un déficit de co-ions (ions de même charge que la couche fixe) [55]. La couche de Stern est alors subdivisée en une couche interne Helmholtz, limitée par la surface et le Plan d'Helmholtz Interne (PHI) et une couche externe d'Helmholtz, localisée entre le PHI et le Plan d'Helmholtz Externe (PHE) (figure 11). Cette subdivision peut être rencontrée quand certains types d'ions

(possédant une affinité chimique pour la surface en plus de l'interaction purement coulombienne), sont spécifiquement adsorbés sur la surface, tandis que les autres types d'ions interagissent avec la surface chargée à travers des forces électrostatiques. Le PHI est le lieu des premiers ions et le PHE détermine le début de la couche diffuse, qui est la partie générique de la DCE (c'est-à-dire la partie gouvernée purement par les forces électrostatiques).

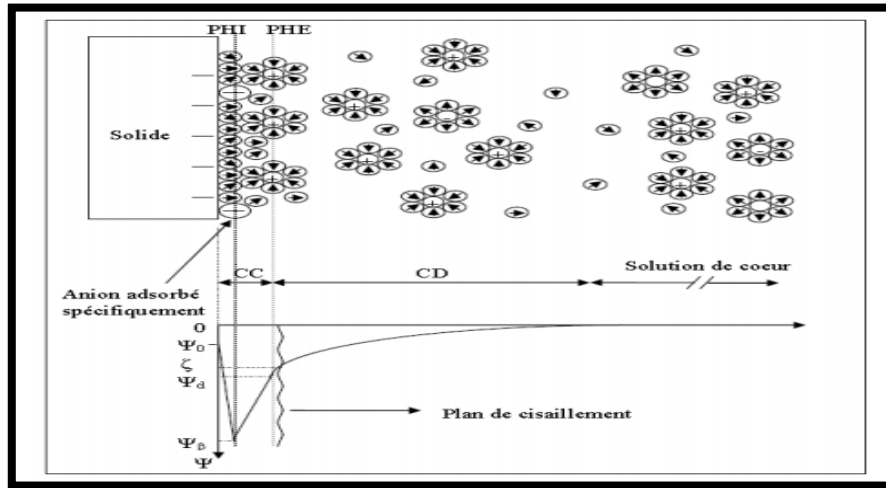


Figure 11: Représentation de la double couche électrique à l'interface solide-solution [55]

PH_I : Plan d'Helmholtz Interne ; PH_E : Plan d'Helmholtz Externe ; CC : Couche compacte ; CD : Couche diffuse ; Ψ_0 : Potentiel de surface ; Ψ_β : Potentiel au PHI ; Ψ_d : Potentiel au PHE ; ζ : Potentiel zêta

3.7. Potentiel zêta

Différents potentiels sont mis en évidence dans la figure 11. Ψ_0 , le potentiel de surface, Ψ_β , le potentiel au PH_I, Ψ_d , le potentiel au PHE ou potentiel au plan de Stern et, ζ , le potentiel électrocinétique ou zêta. Bien que, le potentiel de surface est un paramètre important, le potentiel au plan de Stern est en pratique le potentiel le plus important [56]. Toutefois, le potentiel du plan de Stern formé à la frontière entre la partie fixe c'est-à-dire la couche d'ions immobile près de la surface chargée et la partie diffuse (mobile) de la double couche électrique, ne peut pas être mesuré directement. La potentielle électrocinétique ou potentiel zêta (ζ) est souvent considéré comme un substitut adéquat. Le potentiel zêta est le potentiel au plan de cisaillement entre la surface (couche de Stern) et la solution (couche diffuse) où il y'a un mouvement relatif entre elles [57]. Le potentiel zêta peut s'annuler à un certain pH appelé point

isoélectrique (p_i). Le point isoélectrique correspond au pH pour lequel la charge nette de la membrane (surface physique du matériau + couche compacte) est globalement nulle [50].

Le potentiel zêta des surfaces planes, telles que les membranes de nanofiltration ou d'osmose inverse, peut être mesuré par les méthodes du potentiel d'écoulement ou de l'électro-osmose [52]. Toutefois, la méthode du potentiel d'écoulement est préférée à la méthode de l'électro-osmose parce qu'il est plus commode de mesurer des petits potentiels électriques plutôt que des petits débits de liquide écoulés.

CHAPITRE III: PHENOMENE LIMITANT LE TRANSFERT DE MATIERE

1. Colmatage

Le colmatage, c'est une modification sur la surface de la membrane, causé par un dépôt de matières en suspension ou dissoutes sur la surface extérieure [58] où à l'intérieur des pores de la membrane [59], résultant des interactions physiques et/ou chimiques entre la membrane et les composants présents dans les solutions d'alimentation [58], ce qui est due à une chute des performances c'est-à-dire une diminution de flux de filtrat et/ou de la sélectivité.

Deux types de colmatage sont distingués: le colmatage irréversible et le colmatage réversible [60]. Le colmatage réversible est quant à lui éliminé par un lavage chimique. Par contre le colmatage irréversible correspond à la perte «définitive» d'une partie de la perméabilité.

Différents mécanismes sont à l'origine du colmatage [58] :

- ✚ La polarisation de concentration,
- ✚ L'adsorption,
- ✚ Le blocage de pores,
- ✚ La formation d'un dépôt

Le phénomène de polarisation de concentration (Figure 12) résulte à l'accumulation de solutés au voisinage de la membrane sous l'effet du flux de solvant. L'accumulation de solutés génère un gradient de concentration et un flux de rétrodiffusion proportionnel au gradient de concentration créé en opposition au flux convectif [61-62].

La polarisation de concentration est une augmentation de la pression osmotique résultant une diminution du flux de perméation quand la pression appliquée moyenne est constante et une diminution de la rétention est observée.

Lorsque la concentration devient très élevée, un gel peut se former notamment en présence d'une forte concentration en macromolécules ou un dépôt en présence de colloïdes. La polarisation de concentration est particulièrement importante en osmose inverse [63].

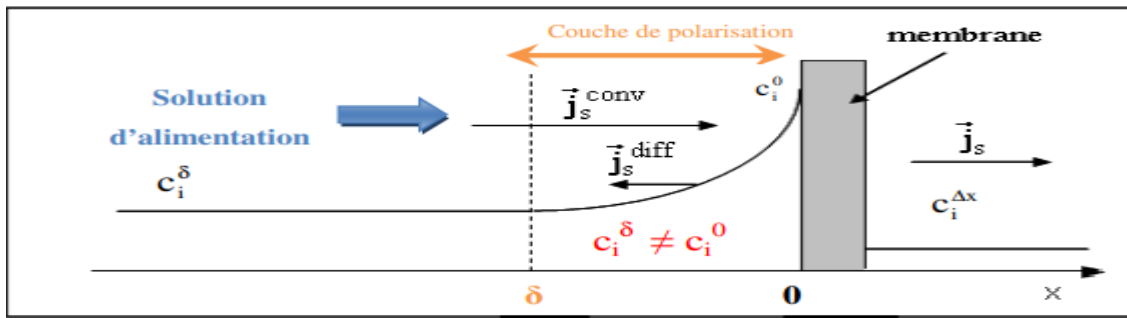


Figure 12: Représentation graphique du modèle du film avec polarisation de concentration [58]

L'adsorption : c'est une opération qui se base sur la fixation des composés dans les pores ou à la surface de la membrane. Ce phénomène est résulté par la création des liaisons « physique, chimique ou bien électrostatique » entre les particules du composé filtré et de la surface de la membrane [64] lié à la présence de composés dont la taille est voisine de celle des pores de la membrane.

Le blocage de pores est dû à la pénétration des composés dans les pores ce qui réduit fortement les flux locaux au niveau des pores résultant alors un colmatage important. Ce type de colmatage est lié à la filtration frontale [65].

Le blocage des pores est caractérisé par les différentes étapes allant du blocage de pores à la formation d'un dépôt (figure 13): le blocage complet, le blocage standard, le blocage intermédiaire puis la filtration sur gâteau.

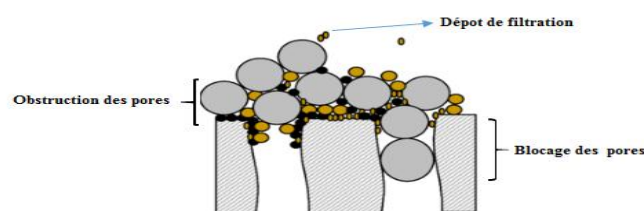


Figure 13: Représentation schématique du phénomène de colmatage des membranes [58]

2. Mécanisme de transfert en nanofiltration et en osmose inverse

2.1. Transport en Nanofiltration

La nanofiltration est un procédé à membrane intermédiaire entre l'osmose inverse et l'ultrafiltration. Les différences entre les membranes de NF et d'OI sont importantes, La différence la plus notable est la capacité des membranes NF à retenir sélectivement des ions bivalents, tandis que les ions monovalents peuvent se retrouver dans le perméat [66]. Le mécanisme de transport et de rétention de la membrane NF est assez complexe et dépend fortement de la structure de la membrane et des interactions entre la membrane et les molécules à retenir. L'efficacité de la séparation peut être régie par l'effet de criblage (effet stérique-convection sélective), soit par les propriétés de diffusion des molécules de soluté (solubilisation-diffusion) et dans le cas des molécules chargées, le champ électrique a un rôle déterminant dans le transport [67-68].

a. Mécanisme de transport par convection sélective

Le transfert des solutés non chargés (principalement les composés organiques) de la solution aqueuse peut se faire par entraînement par le solvant. Ce transfert va être sélectif dans la mesure où la membrane va retenir des solutés dont le diamètre est plus grand que celui des pores, c'est l'effet de tamisage [69]. Ce transport à travers une membrane de nanofiltration est considéré comme étant déterminé par un mécanisme d'exclusion stérique [70]. L'exclusion stérique est principalement responsable de la rétention des molécules neutres, et leur transport se fait par convection due à une différence de pression à travers la membrane. Toutefois, ce transfert des molécules neutres peut être influencé par l'effet de polarité au niveau de la surface des membranes [71].

b. Mécanisme de transport par solubilisation-diffusion

La théorie de solubilisation-diffusion décrit la membrane sous forme de film poreux dans lequel l'eau et le soluté se dissolvent. Le soluté se déplace dans la membrane essentiellement du fait de gradient de concentration, tandis que le transport de l'eau dépend de la différence de pression hydraulique. Le transport du soluté à travers la membrane est dû aux phénomènes de diffusion et de convection [72].

c. Mécanisme liés aux interactions électrostatiques

Les membranes NF sont pour la plupart élaborées à partir de matériaux possédant des groupements fonctionnels ionisables en surface (essentiellement des acides carboxyliques, des acides sulfoniques ou des amines). Ces membranes possèdent donc une certaine charge fixe lorsqu'elles sont en solution. Lorsqu'une membrane chargée est mise au contact d'une solution ionique, les ions de charges de même signe que la membrane (co-ions) sont repoussés et ne peuvent pas passer à travers la membrane, tandis que les ions de charges de signes opposés ceux de la membrane (contre-ions) sont en principe capables de passer [73]. Il s'agit du phénomène d'exclusion de Donnan. En raison de la charge de la membrane, une différence de concentration entre les ions de la solution et de la membrane est développée, conduisant à une différence de pression osmotique entre la membrane et la solution.

2.2.Transport en Osmose inverse

Le terme "osmose" signifie le transfert spontané de l'eau d'une solution plus diluée vers une solution plus concentrée à travers une membrane. Afin de stopper le transfert osmotique de l'eau dans une solution, une certaine pression, dite pression osmotique, doit être exercée contre le sens du transfert. L'application d'une pression plus forte que la pression osmotique provoque le transfert de l'eau dans la direction opposée, à partir de la solution concentrée dans le milieu moins concentrée, c'est le principe de l'osmose inverse, L'osmose inverse n'est pas un processus de filtration basé sur la répulsion stérique car la séparation des composants n'est pas uniquement fondée sur la taille des particules. Les membranes d'osmose inverse sont essentiellement homogènes, non poreuses, les matériaux sont comme un gel [74]. Par conséquent, les théories de flux à travers un milieu poreux, telle que la loi de Darcy par exemple, ne sont pas applicables de manière satisfaisante à l'osmose inverse. Différents modèles ont donc été proposés pour le transfert de masse sélective au travers de membranes d'osmose inverse [73]. Le modèle de transfert le plus couramment utilisé est le modèle de solubilisation-diffusion. Le modèle de transport par solubilisation-diffusion suppose que tant le soluté que le solvant se dissolvent dans la face amont de la membrane, puis traversent la membrane par diffusion moléculaire et sont libérés dans le perméat en contact avec la face aval. Le soluté et le solvant traversant la couche non poreuse de façon indépendante grâce à leur gradient de potentiel chimique respectif [75]. Ce modèle, aussi connu sous le nom de «modèle de solution-diffusion homogène», permet d'expliquer la séparation des solutés comme une conséquence des différences entre la solubilité

et la diffusivité des espèces chimiques [72]. Selon ce modèle, le flux d'eau (J_V) à travers une membrane d'osmose inverse est proportionnel à la pression nette appliquée ($\Delta P - \Delta \pi$), tandis que le flux de soluté (J_S) est proportionnel à la différence de concentration à travers la membrane (ΔC):

$$J_V = A (\Delta P - \Delta \pi) \quad (5)$$

$$J_S = B \Delta C \quad (6)$$

Où,

A : coefficient de perméabilité ($m^{-1} .s$) de la membrane au solvant (eau)

B : coefficient de perméabilité ($m^{-1} .s$) de la membrane au soluté ;

ΔP , différence de pression de part et d'autre de la membrane ;

$\Delta \pi$, différence de pression osmotique de part et d'autre de la membrane

ΔC , différence de concentration du soluté de part et d'autre de la membrane.

En osmose inverse, la sélectivité d'une membrane vis-à-vis d'un composé donné est d'autant plus importante que ce composé est solvato « tableau 5 », c'est-à-dire que son énergie d'hydratation est élevée [75-76].

Tableau 5: Rayon ionique, hydraté et énergies d'hydratation de quelques anions [71]

Anions	I ⁻	Br ⁻	NO ₃ ⁻	Cl ⁻	F ⁻
E_{hyd} (KJ/mol)	274	303	310	325	449
Rayon ionique (nm)	0,205	0,180	0,179	0,164	0,116
Rayon hydraté (nm)	0,331	0,330	0,340	0,332	0,352

Pour les anions monovalents, l'ion fluorure qui a le rayon ionique le plus faible, présente une énergie d'hydratation supérieure et devra donc être mieux retenu par convection que les autres anions.

3. Composés engendrant du colmatage

En général, les eaux brutes sont composées de différentes substances telles que des particules fines, des composés organiques dissous, des colloïdes, des sels moins solubles, des salissures et des microorganismes peuvent provoquer un encrassement des membranes [77].

Afin de déterminer les composés à l'origine du colmatage des membranes, plusieurs études ont été réalisées sur la classification de ces composés [78] :

Les particules : qui peuvent être des colloïdes inorganiques ou organiques et qui selon leur taille, les particules engendrent un colmatage interne lorsqu'elles pénètrent à l'intérieur des pores ou bien externe lorsque leur taille est supérieure aux diamètres des pores. Elles créent alors un gâteau sur la surface de la membrane.

Les composés organiques : sont des composants dissous et colloïdales (par exemple acide humique, acides fulviques, matériaux hydrophiles, hydrophobes et des protéines) qui se fixeraient à la membrane par adsorption ou blocage de pores.

Les composés inorganiques : ce sont des composants dissous comme le fer, le manganèse et la silice qui ont tendance à se précipiter sur la surface de la membrane en raison d'un changement de pH (entartrage) ou à une oxydation (par exemple des oxydes de fer ou de manganèse). Des résidus de coagulant/floculant peuvent également être présents sous forme des salissures inorganiques.

Les microorganismes : sont les matières végétales telles que les micro-algues et les micro-organismes sous forme des bactéries qui peuvent adhérer et se développer sur les membranes puis provoquer un encrassement biologique (formation de biofilm).

3.1.Colmatage des membranes par les particules colloïdales

L'encrassement des membranes par les particules constituent le mode de colmatage le plus sévère [19]. La formation de la couche de gâteau est un processus dynamique, qui peut être divisé en trois étapes:

- Un blocage des pores au début de la filtration,
- Une formation du gâteau,
- Une compression du gâteau.

Dans un premier temps, un blocage initial des pores par convection, diffusion brownienne, diffusion induite par cisaillement, sédimentation gravitationnelle et la migration latérale des particules, sur la surface de la membrane Ce qui engendre une formation d'une couche sur la surface de la membrane (figure 14)[79-80].

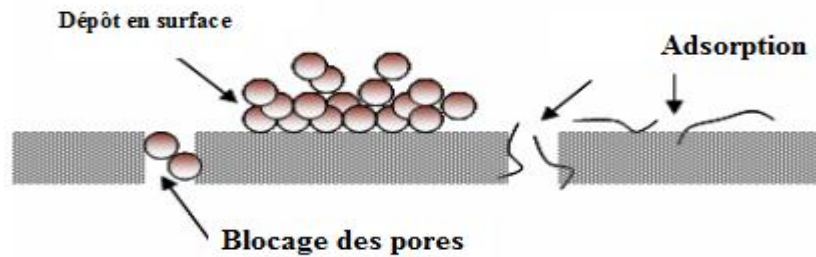


Figure 14: Schématisation des différents mécanismes de colmatage d'une membrane [81].

L'accumulation des particules sur la surface de la membrane est due à la formation d'une couche dite couche de gâteau, dès que la couche du gâteau est formée, elle offre une résistance hydraulique supplémentaire à l'écoulement de l'eau à travers la membrane ce qui réduit le flux d'eau produite [82-83].

En général, le colmatage des membranes par des particules est dû à la polarisation de concentration à la surface de la membrane. C'est un phénomène résultant lorsque la concentration de solutés et / ou des particules au voisinage de la surface de la membrane est plus élevée que dans la solution, ce qui se traduit par une rétrodiffusion [84-85].

La polarisation de concentration augmente non seulement le potentiel d'encrassement ainsi que la détérioration de la qualité du perméat mais aussi diminue le taux de perméation en raison de l'augmentation de la pression osmotique. En d'autres termes, la polarisation de concentration est considérablement aggravée par la formation de la couche de gâteau en raison des solutés retenus à la surface de la membrane encrassé [86-87].

3.2.Colmatage des membranes par les matières organiques et inorganiques

La membrane peut être encrassée par des composés inorganiques et organiques dissous avec un pourcentage compris entre 26 à 52% [88-89]. Généralement, la matière organique dissoute est omniprésente dans les eaux de surface, qui peuvent être classées en deux catégories différentes selon leurs origines [90-91]:

- les sous-produits de désinfection générés lors des processus de désinfection du traitement de l'eau [92-93].

- les sous-produits de la décomposition des composés organiques [94-95].

Par définition, La matière organique est un mélange hétérogène complexe de composés formés à la suite de la décomposition des matières animales et végétales dans l'environnement. La plupart des matières organiques comprennent une gamme de composés comme des acides hydrophobes, protéines, des acides aminés, des acides humiques et fulviques [96-97].

Le caractère de la complexité et de l'hétérogénéité de la matière organique ainsi que la composition chimique de l'eau d'alimentation (la présence de silice, de calcium et le pH de la solution) peut affecter les interactions entre les composants de matière organique ce qui résulte un encrassement organique et biologique des membranes [98]. En plus, La matière organique influence de manière significative dans de nombreux aspects du traitement de l'eau, y compris la performance des processus unitaires (oxydation, floculation et adsorption) puis l'application de désinfectants qui peut résulter par la suite des réactions entre la matière organique et le désinfectant, ce qui engendre la formation des composés tel que les trihalométhanes, dibromophénol, acides haloacétique et autres sous-produits halogénés [99].

Il existe au moins trois mécanismes d'encrassement en raison de la Matière Organique Naturelle (MON) [100]:

- 1) Le MON qui peut s'adsorber dans les pores de la membrane et se serrer ou bloquer les passages des molécules de l'eau;
- 2) Le MON qui peut bloquer les pores en formant une couche de gel séparé sur la surface de la membrane;
- 3) En cas de présence de MON et des particules, il peut se lier ensemble pour former une couche de particule/MON à faible perméabilité sur la surface de la membrane ;

Les composés inorganiques peuvent aussi provoquer un encrassement lorsque les précipitations des composés se produisent sur la membrane en raison de l'hydrolyse et de l'oxydation. La cristallisation et l'encrassement particulaire sont les deux mécanismes majeurs de l'encrassement inorganique et jouent un rôle important lors de la formation de tartre sur la surface de la membrane. Pendant la cristallisation, un dépôt à la surface de la membrane se produit en raison de la précipitation des ions, tandis que pendant l'encrassement particulaire, le dépôt se produit en raison du transport par convection des particules colloïdales de la solution.

En conséquence, la cristallisation et l'encrassement particulaire sont les deux résultats directs de la solubilité des sels inorganiques [73].

Le calcium, le magnésium, le carbonate, le sulfate, la silice et le fer sont les principales substances inorganiques qui provoquent l'encrassement de la membrane [84-95], si leur concentration de saturation est atteinte au voisinage de la membrane « tableau 6 ».

Dans les systèmes NF et RO, les principales salissures organiques et inorganiques provoquant le colmatage sont : Fe_2O_3 , SiO_2 , Al_2O_3 , CaPO_4 , CaCO_3 , CaSO_4 [6].

D'autres études ont également montré que l'encrassement des membranes peut être dû aux propriétés de la membrane telle que le module géométrique et les matériaux des membranes, les caractéristiques des solutions d'alimentation et les conditions de fonctionnement [17].

Tableau 6: Composés inorganiques contribués à l'entartrage dans la membrane [16]

Cations	Anions				
	F^-	OH^-	CO_3^{2-}	SO_4^{2-}	PO_4^{3-}
Al^{3+}	AlF_3	$\text{Al}(\text{OH})_3$			AlPO_4
Ca^{2+}	CaF_2	$\text{Ca}(\text{OH})_2$	CaCO_3	CaSO_4	$\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$
Fe^{3+}	FeF_3	$\text{Fe}(\text{OH})_3$			FePO_4
Mg^{2+}	MgF_2	$\text{Mg}(\text{OH})_2$	MgCO_3	MgSO_4	$\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2$

3.3.Colmatage biologique

L'un des problèmes opérationnels dans les applications des membranes est l'encrassement biologique. Il est défini comme une indésirable accumulation des micro-organismes à l'interface de transition de phase (solide –liquide, gaz – liquide ou liquide – liquide), qui peuvent montrer un dépôt, une croissance et un métabolisme des cellules bactériennes sur les membranes[87].

Plusieurs étapes généralement séquentielles participent à la progression et à la formation du biofilm notamment : le conditionnement de la surface par formation d'un film (macromolécules, protéines, etc.) ; puis l'attachement des cellules de plancton prisonnier sur les surfaces ; ainsi

que la formation des micro-colonies par bio-adhésion primaire ; et le développement ultérieur de biofilms [90].

La couche de Biofilm peut ou non recouvrir uniformément le substrat et se compose généralement de plusieurs couches des micro-organismes vivants et morts et de leurs produits extracellulaires associés. Les bactéries s'accumulent sur la membrane par deux processus : l'attachement (bio-adhésion et bio-adsorption) et la croissance [92]. L'étape de la bio-adhésion dépendra des propriétés des micro-organismes, de la solution et de la surface de la membrane.

Les éléments composés du biofilm sont la biomasse cellulaire et les diverses substances polymères extracellulaires. Dans tous les biofilms, la fraction des substances extracellulaires était la fraction la plus importante, représentant 50 à 80% de la matière organique totale et des protéines [93].

Dans les applications de filtration NF et OI, l'encrassement biologique peut influencer sur les performances de la membrane : en diminuant la perméabilité de la membrane et en augmentant parfois le passage du sel [101].

En général, l'encrassement biologique de NF et OI peut être évité par la réduction de la concentration des micro-organismes et/ou la réduction de la concentration des nutriments par le prétraitement et/ou effectuation des nettoyages préventifs/curatifs [101]. Une combinaison de prétraitement et de nettoyage peut être la meilleure façon de prévenir l'encrassement biologique [56].

4. Facteurs influençant le colmatage

Plusieurs études montrent que les paramètres favorisant le colmatage des membranes sont : le pH, la force ionique et la présence des ions divalents [102-103]. Le colmatage est plus fort à pH acide où les répulsions électrostatiques sont plus faibles, ce qui peut aggraver le colmatage de membrane par des substances humiques en améliorant leur adsorption par attraction hydrophobique [62-63]. La force ionique joue aussi un rôle fondamental dans le colmatage des membranes, plus la force ionique de l'eau est élevée, plus la perte de flux de perméation est élevée [74]. De plus avec l'augmentation de la force ionique, la répulsion électrostatique entre les chaînes organiques diminue et les molécules humiques tendent à avoir une structure plus compacte, ce qui donne un gâteau plus compact et donc une plus grande résistance à

l'écoulement. Par ailleurs, la densité ou la compacité du dépôt augmente avec l'accroissement de la force ionique [99].

La présence d'ions divalents comme le calcium augmente le colmatage par les substances humiques en formant des complexes précipitant avec la MON [15]. Les propriétés de la membrane va influencer sa réactivité avec la MON et donc son colmatage. L'hydrophobicité, le diamètre des pores et la charge (potentiel Zeta) de la membrane vont influencer aussi sur l'adsorption et la formation de colmatage [104].

5. Indices et modèles de prédiction du colmatage

Différents indices de colmatage sont utilisés pour caractériser et prédire le pouvoir colmatant d'une eau. Les indices le plus souvent utilisés sont le Silt Density Index (SDI) ou le Modified Fouling Index (MFI).

Un échantillon d'eau de volume 500 mL est filtré en mode frontal sur une membrane de porosité 0,45 µm et de diamètre de 47 mm à une pression de 2,1 bars [18], après 15 minutes de passage de l'eau sur le filtre, un deuxième volume de 500 mL est filtré. La valeur du SDI₁₅ se calcule suivant l'équation 7:

$$SDI = \frac{100}{T} \left(1 - \frac{t_1}{t_2}\right) \quad (7)$$

t_1 : Temps nécessaire pour filtrer un premier volume de 500 mL ;

t_2 : Temps nécessaire pour filtrer un deuxième volume de 500 mL après les 15 premières minutes de filtration ;

T : La durée totale de l'essai en minutes ;

Si le colmatage est trop important, un SDI₅ ou SDI₁₀ peut être déterminé en réduisant le temps de filtration. Cet indice se détermine aisément mais il ne permet pas de caractériser les différents mécanismes à l'origine du colmatage. Il est essentiellement utilisé par les industriels pour prédire le colmatage des membranes d'osmose inverse et de nanofiltration.

A l'inverse du SDI, le MFI qui a été développé à partir des équations de filtration frontale, permet de distinguer les différents mécanismes mis en jeu dans le colmatage qui sont le blocage de pores, la filtration sur gâteau et la compression du dépôt [92-95].

6. Nettoyage

Le nettoyage consiste à éliminer toutes les souillures visibles ou invisibles pouvant se trouver sur la surface de la membrane. Ce procédé est réalisé par un lavage, un processus selon lequel les agents colmatants sont détachés de la surface où ils se fixent, et mis en solution ou en suspension, et qui est la résultante de plusieurs phénomènes physico-chimiques survenant aux interfaces dans le système support/souillure/détergent [19].

a. Nettoyage physique (mécanique)

C'est une procédure qui consiste à décoller et à retirer la matière déposée sur la surface de la membrane par des forces mécaniques d'origine hydrodynamique. La procédure généralement utilisée est basée sur le rétrolavage : une partie du perméat est retournée à contre-courant à travers la membrane. Une telle pratique nécessite une membrane qui soit en mesure de supporter physiquement un gradient de pression inversé. Une autre pratique consiste à utiliser des écoulements pulsés, ce qui permet d'augmenter périodiquement la vitesse tangentielle à la surface de la membrane ou par injection continue ou occasionnelle d'air (ou de gaz) à travers la membrane, la matière déposée en surface peut se décoller [20].

b. Nettoyage chimique

Le nettoyage chimique se compose de phase de lavage acide et autre basique, ainsi qu'une phase de rinçage. Le nettoyage à base d'acide a pour but de solubiliser les couches de tartre contenant les sels de calcium (carbonate et phosphate) et les oxydes métalliques [12] et aussi d'éviter la formation d'hydroxydes insolubles difficiles à éliminer. Les acides généralement utilisés sont l'acide chlorhydrique (HCl), l'acide sulfurique (H_2SO_4) et l'acide nitrique (HNO_3). Cependant, ces solutions acides sont très corrosives. L'acide phosphorique (H_3PO_4) est moins corrosif mais

plus coûteux. Les acides organiques tels que l'acide citrique peuvent aussi être utilisés pour le nettoyage des oxydes métalliques et des calciums précipités [22].

Le nettoyage basique ou alcalin a pour but d'hydrolyser la silice, les colloïdes inorganiques et, la matière organique et biologique. Les détergents alcalins agissent par plusieurs mécanismes, notamment la neutralisation des substances acides (par exemple les acides gras et les acides humiques), l'hydrolyse des graisses et des huiles et la dispersion/émulsion de matières colloïdales [23]. Un grand nombre de détergents alcalins peut être utilisé, en fonction des matériaux membranaires et des caractéristiques de l'alimentation par exemple : Les hydroxydes (soude caustique) les carbonates (carbonate de sodium), les silicates (métasilicate de sodium) et les phosphates (le tripolyphosphate de sodium, phosphate trisodique) [23-24].

7. Maîtrise du colmatage des membranes : la filière de prétraitement

L'importance du prétraitement dans l'usine de dessalement se manifeste dans la réduction du colmatage [24], car la mauvaise qualité de l'eau entraîne une courte durée de vie de la membrane, une courte période de fonctionnement et des périodes de l'entretien élevées [25-24]. Le prétraitement peut altérer les propriétés physico-chimiques et /ou biologiques de l'eau d'alimentation en améliorant les performances de la membrane [26].

a. Traitement conventionnel

Jusqu'à présent, la coagulation-floculation-décantation est le procédé de traitement le plus populaire utilisé pour éliminer les salissures potentielles telles que les matières particulaires et colloïdales, son rôle est de combiner de petites particules en agrégats/flocs de plus grands tailles en neutralisant ses charges [24]. les sels d'Al et de Fe sont probablement les plus couramment utilisés; ils réagissent d'abord avec l'eau pour former une série d'espèces hydrolytiques cationiques et des précipités faiblement chargés ou non chargés [27].

Lorsque la qualité de l'eau salée ne nécessite pas le processus complet de floculation et de sédimentation, la coagulation peut être utilisée avant la filtration sur sable car elle modifie la chimie de surface des particules en suspension et améliore leur fixation au filtre et aussi réduit l'indice de densité de colmatage. La coagulation dans l'absence de floculation /sédimentation peut réduire aussi les charges de l'ensemble de l'installation de filtration sur membrane [28]. À grande échelle, dans les usines de dessalement par de l'OI, les coagulants (sulfate d'aluminium ou le chlorure ferrique) sont utilisés en prétraitement [29].

Bien que le prétraitement avec coagulation améliore considérablement l'élimination des colloïdes et des particules, des études ont montré que les résidus du coagulant dans le processus de prétraitement peut affecter négativement les performances de la membrane d'OI lorsque les sels d'aluminium / fer sont utilisés [30].

L'ajustement du pH peut contrôler efficacement la précipitation du carbonate de calcium, tandis que les inhibiteurs antitartres ont été utilisés pour contrôler divers précipitation, hydroxyde de magnésium, de sulfate et aussi la précipitation du carbonate de calcium surtout si les teneurs en fer ou aluminium résiduels sont des teneurs non tolérées par les membranes [31].

Les filtres à sable sont bénéfiques aussi pour le traitement membranaire, car ils sont efficaces pour éliminer les particules de 0,1 μm [32] ce qui améliore la turbidité du filtrat [21-22]. Ainsi

que le SDI. En général, L'eau d'alimentation en OI est maintenue à une turbidité qui doit être inférieure à 0,3 NTU et a un SDI inférieur à 1 en moyenne avec les processus de coagulation-floculation-décantation ou flottation suivie d'une filtration.

b. Traitement membranaire

Le procédé de prétraitement membranaire est une tendance accrue, il consiste à utiliser l'UF/MF au lieu du traitement conventionnel pour garantir des valeurs de SDI en dessous de 2, ce qui permet de réduire des temps d'arrêt des usines de dessalement [105]. Fréquemment, les colloïdes et les particules en suspension qui passent par un prétraitement conventionnel contribuent à l'encrassement de la membrane d'OI difficile à éliminer (et éventuellement irréversible) [35]. l'utilisation des membranes avec une taille des pores plus grosse telle que l'UF et le MF ont progressivement utilisé comme prétraitement préféré pour l'éliminer des contaminants et les particules par conséquent ces procédés produisent des eaux avec un SDI supérieur à deux ce qui mène à avoir recours à un processus de prétraitement, y compris la coagulation-floculation couplée avec microfiltration/ultrafiltration[103].

Conclusion

Le dessalement d'eau de mer ou des eaux saumâtres par OI est actuellement la technique de dessalement la plus répandue dans le monde. Ce procédé permet d'éliminer les sels dans les eaux mais certains composés présents peuvent endommager les performances de l'OI, C'est particulièrement le cas des espèces chimiques et biologiques qui participent au colmatage des membranes d'OI. Par conséquent, l'adoption d'une filière de prétraitement basée sur les procédés membranaires est une évidence.

Le couplage du prétraitement par procédés membranaires et le procédés de coagulation-floculation-décantation ou flottation en plus de la filtration suivie d'une microfiltration et injection de séquestrant permet de stabiliser les performances des procédés membranaires, permet aussi d'éliminer efficacement les particules dissoutes et permet aussi de réduire les taux de SDI₁₅. Par conséquent, la combinaison de ces deux procédés a une influence réelle sur la limitation de colmatage des membranes.

Malgré que le prétraitement améliore considérablement l'élimination des colloïdes et des particules, plusieurs études ont montré que les résidus du coagulant dans le processus de prétraitement peuvent affecter négativement les performances de la membrane d'OI lorsque les sels d'aluminium/fer sont utilisés et dont les résiduelles sont supérieurs aux valeurs tolérées par les membranes d'OI.

PARTIE 2 : RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

CHAPITRE I : MATERIELS ET METHODES

1. Présentation de la zone d'étude

Le développement d'un système de traitement des eaux adapté à une ressource en eau dans une région donnée nécessite une bonne connaissance de la composition de l'eau à traiter. La composition de l'eau, quant à elle, dépend de divers facteurs physiques, chimiques et biologiques qui interagissent sur la ressource. Ce chapitre a pour objectif de détailler les méthodes expérimentales utilisées dans cette étude. Une présentation de la zone d'étude, de la qualité de l'eau, une description des différents ouvrages de la station qui permettent de fixer une démarche expérimentale garantissant des résultats attendus quant à la qualité de l'eau à produire. Les techniques de traitement sont à leur tour présentées, de manière à accuser leur intérêt et leur importance dans l'étude.

1.1.Cadre géographique

Les sources d'Oum Rbiâa ainsi que la station de traitement appartiennent au bassin d'Oum Rbiâa. Ce dernier est limité au Nord par la MESETA marocaine et plus précisément par le Plateau des Phosphates, à l'Est et au Nord-Est par le Moyen Atlas, au Sud-Est et au Sud par le Haut Atlas, au Sud-Ouest par les JBILEIT et à l'Ouest par le Massif des REHAMNA, Au centre s'étend la vaste plaine du TADLA (figure 15).

L'Oum Rbiâa s'étend sur une superficie de 30 600 km² tandis que son périmètre mesure 915 km. Elle prend naissance dans le Moyen Atlas à une trentaine de kilomètres au NE de la ville de Khénifra où une dizaine de sources constituent son origine hydrologique.

Les principaux affluents au niveau de cette zone sont Oued Chbouka, Oued Ouaoumana et oued Elabid au niveau d'Azilal... Ces rivières prennent naissance dans la région grâce aux 40 sources qui alimentent le fleuve pour former trois grands bassins hydrauliques : le bassin d'Oum Rbiâa, le bassin de Moulouya et le bassin de Bouregreg.

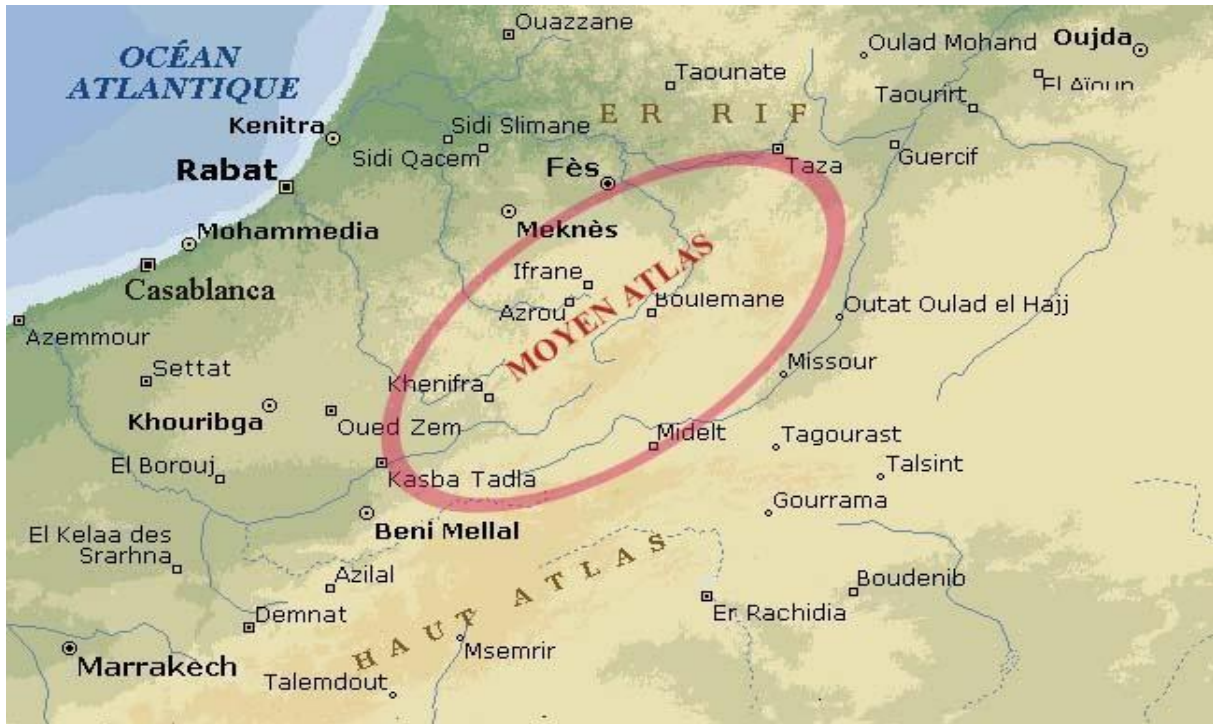


Figure 15: Carte de situation géographique de la zone d'étude

1.2. Cadre climatologique

Le climat du MAROC est du type méditerranéen à influence océanique. Dans le bassin de l'Oum Rbiâa, cette influence se manifeste par le fait que les vents pluvieux sont de secteur Ouest et que la hauteur des précipitations annuelles décroît quand on s'éloigne de la mer.

Le climat devient aussi plus continental, avec des températures maximales d'été très élevées et des températures minimales inférieures à celles qu'on enregistre sur la côte. Dans la région montagneuse, l'influence de l'altitude devient prépondérante et la pluviométrie croît à nouveau du pied aux sommets de l'Atlas, mais beaucoup moins au Sud qu'au Nord du bassin. En hiver, il fait beaucoup plus froid en montagne qu'en plaine tandis qu'en été, il n'y fait pas beaucoup moins chaud. Les fortes températures sont provoquées en été par un vent chaud et très sec de secteur Sud, ou de secteur Est (chergui), qui atteint rarement l'océan où la brise de mer s'établit.

1.3. Géologie de la région

Notre zone d'étude est constituée par le bassin versant du haut Oum Rbiâa qui fait partie du Moyen Atlas. La puissante série stratigraphique du bassin étudié est composée à sa base par un

socle paléozoïque sur lequel repose, en discordance, une couverture sédimentaire allant du Trias supérieur jusqu'au Quaternaire.

On distingue trois groupes de terrains :

- Les terrains primaires de la MESETA Marocaine que l'on trouve à l'Est et à l'Ouest du bassin, Les terrains primaires se rencontrent d'abord au pied du Moyen Atlas. Ils comprennent surtout des schistes et des quartzites, avec des conglomérats autuniens dans la région de KHENIFRA, quelques couches calcaires, et des basaltes permo-triasiques. La plupart des terrains de la MESETA primaires sont peu perméables. Les eaux qui pourtant proviennent de ces terrains sont peu abondantes et salées.

- Les terrains du Moyen et du Haut Atlas sont principalement calcaires. Le radier général et continu de ces deux massifs plissés est un substratum imperméable de basaltes doléritiques, recouvert de marnes et argiles salifères d'âge triasique. Puis, plusieurs centaines de mètres de calcaires dolomitiques d'aspects divers sont surmontés de calcaires du Domérien très perméables suit une couverture imperméable du Lias supérieur qu'on trouve dans les cuvettes synclinales.

-Les terrains du TADLA et du Plateau des Phosphates sont formé successivement d'Est en Ouest

a) En bordure du plateau central, le crétacé inférieur comprenant des argiles bariolées, des sables et des calcaires de l'infracénomien,

b) Les terrains du crétacé moyen dans la région de BOUJAD, comprenant des calcaires,

c) Les terrains du crétacé supérieur (sénonien) de la région de OUED ZEM qui comprennent des calcaires marneux et des grès, et recouverts d'une dalle silicieuse peu perméable,

d) Les terrains de l'éocène dans la région de KHOURIBGA : éocène inférieur phosphaté en bordure du sénonien, puis lutétien formant des couches de calcaires grossiers à Thersités.

1.4 Cadre hydrogéologique

Sur le plan hydrogéologique du bassin d'Oum Rbiâa, deux niveaux semblent les plus importants régionalement :

- Les calcaires liasiques perméables et karstifiées, constituant l'aquifère principal, qui donnent naissance à de nombreuses sources dont les plus importantes sont celles de l'Oum Rbiâa;

- Les formations du Trias essentiellement argileuses et salifères, jouent un rôle primordial. D'une part, le Trias constitue un niveau de base imperméable et continu pour l'aquifère liasique, d'autre part, il est responsable de la salinité des eaux.

2. Etude expérimentale

2.1. Méthodes d'analyse physico-chimique et bactériologique de l'eau

Il existe une large gamme de méthodes et de techniques d'analyse des eaux destinée à la consommation humaine, de très simples aux très sophistiquées, de très rapides aux plus fastidieuses, de mise en œuvre très aisée à très complexe avec une large gamme de limites de détection (LD) et de variabilités sur la mesure [36-37]. Le tableau 7 décrit les méthodes d'analyse de l'eau potable selon les normes ISO et les normes marocaines relatives à la qualité de l'eau d'alimentation humaine recommandée durant notre étude.

Par contre La caractérisation membranaire se réalise par des méthodes microscopiques qui ont été utilisées dans le but de la visualisation de la morphologie et la structure de la membrane. Elles peuvent être utilisées pour étudier les caractéristiques de surface de la membrane ainsi que sa section transversale [38-39].

Tableau 7: Synthèse des méthodes d'analyse des paramètres physico-chimiques des eaux.

Paramètres	Méthodes	Appareils	Normes et Références
Paramètres physico-chimiques			
pH	Electrométrie	Radiomètre analytique ION check 10	ISO 10523
Echantillonnage	-	-	NM 03.7.002
Turbidité	Spectrophométrie	HACH 2100N Turbidimeter	ISO 7027
Conductivité	Electrométrie	WTW Inolab cond	ISO 7888
Aluminium	Ionisation de l'échantillon et détection par un spectromètre de masse Colorimétrie (Kit)	ICP-MS Aluminium aquaquant de 0,07 à 0,8 mg.L ⁻¹ Al ³⁺ (MERCK)	
Sulfate	Chromatographie Ionique	DIONEX ICS-5000 ⁺ DC	
Calcium	Complexométrie à EDTA	Dosage volumétrique	NM 03-7—020 Analyse de l'eau rodier 9 ^{ème} édition
Magnésium	déduite par calcul à partir des valeurs du TH et du calcium	-	-
Oxydabilité	Dosage	GFL	
TDS	Electrométrie	Inolab	
Paramètres bactériologiques			
Total colliforms NPP /100ml	Fermentation en tubes multiples NPP	Serie de 3 tubes	Iso 9308-2 :1990
fecal colliforms NPP /100ml	Fermentation en tubes multiples NPP	Serie de 3 tubes	Iso9308-2 :1990
Fecal Streptococci NPP /100ml	Fermentation en tubes multiples NPP	Serie de 3 tubes	Iso 7899-1 :1983

2.2. Méthodes de caractérisation

a. Spectroscopie d’Absorption Atomique (SAA)

La méthode de SAA est une méthode spectrométrique utile pour effectuer des analyses de l'eau. Il s'agit de méthodes relativement peu coûteuses, qui présentent une sensibilité suffisamment élevée pour la détermination des principaux métaux dans la plupart des systèmes aquatiques.

L'échantillon est aspiré à travers un capillaire à l'aide d'un gaz (l'air) ou comburant. Le capillaire amène la solution dans le nébuliseur dont le rôle est de produire un aérosol solution-gaz dans lequel les gouttes sont les plus fines possible. L'aérosol est mélangé ensuite avec un complément d'air et combustible (couramment acétylène) dans une chambre de pré-mélange. Ce mélange arrive à la base du brûleur et pénètre ensuite dans une flamme laminaire où s'effectuera l'atomisation. Lorsque la solution est pulvérisée dans la flamme, l'eau et le solvant s'évaporent, les sels et leurs produits de décomposition sont dissociés à l'état d'atomes ou de radicaux. Ceux-ci sont excités par l'énergie thermique de la flamme (2500 °K).

La durée de passage de l'échantillon dans la flamme est très courte ou seule une fraction de celui-ci est atomisée, ce qui limite la sensibilité de la méthode. La limite de détection pour SAA est de l'ordre du 100 µg.L⁻¹.

Le principe de SAA est l'absorption d'une source de lumière à la longueur d'onde caractéristique de l'élément mis à l'état d'atomes neutres en phase vapeur. La source de lumière qui traverse la flamme est constituée par une lampe à cathode creuse, dont la longueur d'onde de l'émission correspond à l'élément à doser. Le rapport des intensités incidente et transmise, est proportionnel à la quantité d'atomes de l'élément à doser et permet de déterminer sa concentration dans la solution par rapport à la gamme de calibration.

b. Diffraction des Rayons X

Les rayons X ont été découverts en 1895 par Röntgen à Würzburg en Allemagne, le symbole «X» venant de l'inconnue en mathématique. Ces radiations électromagnétiques ont une longueur d'onde de l'ordre de l'Angstrom ($1 \text{ \AA} = 10^{-10} \text{ m}$). La méthode de diffraction offre la possibilité d'une analyse « non destructive » utilisée pour identifier la nature et la structure des produits cristallisés (roches, cristaux, minéraux, pigments, argiles...). La validation d'un nouveau matériau, d'une réaction chimique ou physique, d'étudier des roches sont parmi les applications de la diffraction des rayons X dans le domaine de la recherche scientifique [4]. La

diffraction des rayons X est basée sur une interférence constructive des rayons X monochromatiques. Le fait de soumettre un atome à des rayons X, c'est-à-dire des ondes électromagnétiques, provoque une déformation de son nuage électronique. Ce déplacement est oscillant. L'atome réémet des ondes électromagnétiques de même fréquence que celles reçues, c'est la diffusion de Rayleigh. Suivant la réémission de ces ondes on obtient le diagramme de diffraction des rayons X.

La diffraction des rayons X permet à travers un phénomène d'interférence d'avoir un diffractogramme issu de la loi de Bragg :

$$2 * \sin(\theta) * d = \lambda(n) \quad (8)$$

Avec :

d = distance interréticulaire, c'est-à-dire distance entre deux plans cristallographiques ;

θ = demi angle de déviation (moitié de l'angle entre le faisceau incident et la direction du détecteur) ; n = ordre de réflexion (nombre entier) ;

$\lambda(n)$ = longueur d'onde des rayons X dans le milieu en nm.

Le diffractomètre à rayons X est équipé de [90] :

- Goniomètre de configuration Bragg-Brentano θ - 2θ
- Détecteur à scintillation; type NaI
- Contrôleur de température de l'ambiante jusqu'à 1200°C
- Vitesse d'acquisition 0.05 – 25 °/min (θ)
- Reproductibilité de mesure: $\pm 0,001^\circ$ (2θ)

c. La spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier

La spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier est basée sur l'absorption d'un rayonnement infrarouge par l'échantillon à analyser. Cet échantillon peut être à l'état gazeux, solide ou liquide. Elle permet via l'absorption des vibrations caractéristiques des liaisons chimiques, de déterminer la présence de certaines fonctions chimiques présentes dans la matière.

Le principe du FTIR repose sur l'absorption du rayonnement infrarouge lorsque la longueur d'onde (l'énergie) du faisceau est égale à l'énergie de vibration de la molécule. Le domaine

infrarouge entre 4000 cm^{-1} et 400 cm^{-1} ($2,5\text{--}25\ \mu\text{m}$) correspond au domaine d'énergie de vibration de la plupart des molécules (infrarouge moyen). Cependant, certaines molécules ne donnent pas lieu à une absorption infrarouge, c'est le cas par exemple des molécules diatomiques homonucléaires (N_2 , O_2 , etc.) car leur moment dipolaire est nul.

Il existe deux principaux types de vibrations : les élongations (stretching) le long de l'axe de la liaison, et les déformations (bending) occasionnant une modification de l'angle entre deux liaisons adjacentes, dans le plan ou hors du plan. Ces élongations et déformations peuvent être symétriques ou asymétriques [91-92]. Nous avons utilisé un spectromètre FTIR de type JASCO. Sa gamme spectrale s'étend de $4000\text{--}400\text{ cm}^{-1}$.

d. Microscopie électronique à balayage

La microscopie électronique à balayage (MEB) est une technique d'observation de la topographie des surfaces. Basant sur un faisceau d'électrons. Les électrons du MEB sont accélérés à une tension beaucoup plus faible et ne vont donc pas traverser l'échantillon étudié, mais entrer en collision avec lui, réémettant ainsi des électrons secondaires ou rétrodiffusés qui sont collectés à l'aide de différents détecteurs. Ces électrons ne donnent donc qu'une image de la surface de l'échantillon. Un schéma simplifié présente le fonctionnement du MEB (Figure 16) :

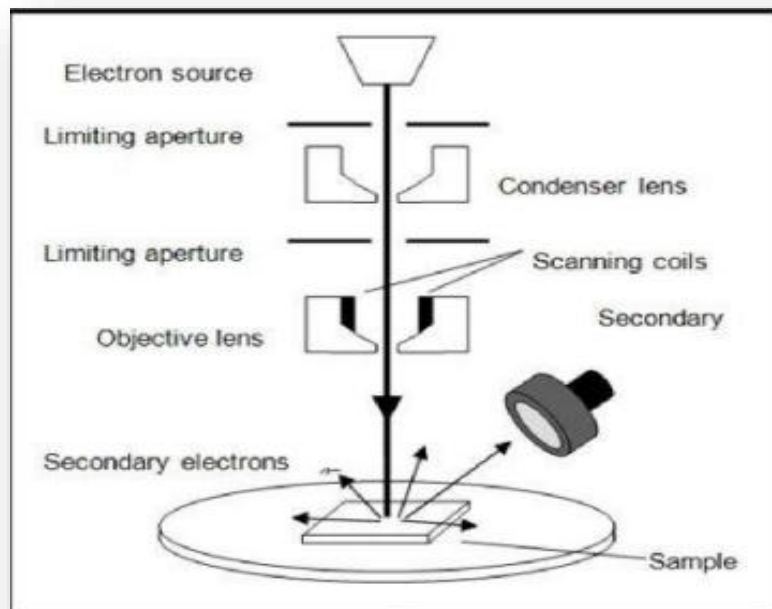


Figure 16: Schéma du trajet des électrons dans un microscope électronique à balayage.

La source d'électrons permet de contrôler l'intensité et la tension des électrons émis. Dans le cas des liquides ioniques, un compromis est nécessaire entre l'image obtenue, plus fine à haute tension (30kV) et les effets d'irradiation et de charge dus au flux des électrons, plus faible à basse tension (2kV). Les nouvelles colonnes électroniques permettent de garder une bonne résolution à faible tension. Des lentilles dirigent et focalisent le faisceau à l'endroit voulu (sonde) afin de balayer l'échantillon. Des électrons secondaires sont générés par l'impact des électrons émis par la source et sont collectés par un détecteur (Figure 17) grâce à une grille polarisée. Ce sont ces électrons qui vont donner l'image de l'échantillon [43-44].

L'acquisition de l'image se fait en balayant la surface, l'image n'est donc pas instantanée à la différence du MET. Un balayage rapide (supérieur à une image par seconde) est facilement accessible, pour un balayage de type vidéo (25 images par seconde) il faut renoncer à une bonne résolution spatiale [97-98].

Le MEB utilisé est un JEOL JFC-2300HR, JEOL JSM-IT100

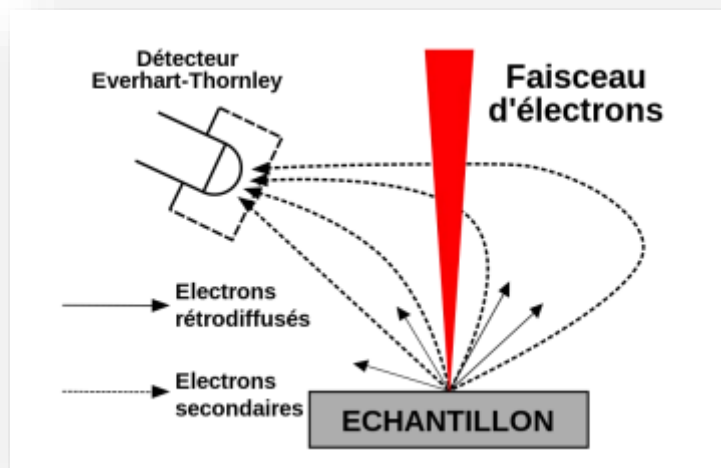


Figure 17: Principe de fonctionnement du détecteur dans un microscope électronique à balayage.

2.3.Méthodes d'optimisation des réactifs

Cette technique a pour but de rechercher la nature et les doses de réactifs convenables qui permettent de traiter une eau dans les meilleures conditions. La dose des réactifs nécessaires peut être déterminée soit par la méthodologie des plans d'expérience ou bien par les essais de jar-test.

a. Plan d'expérience

Le plan d'expériences est une méthode pour planifier et organiser les expériences scientifiques et industrielles dans le but de retirer l'information correspondante à un objectif fixé, son approche consiste à organiser une démarche expérimentale et une analyse décisionnelle en appliquant plusieurs outils et tests statistiques. L'utilisation et l'intérêt des plans d'expériences conduit à établir un plan comportant le maximum de précision dans les résultats avec un minimum d'expériences.

L'objectif principal de plan d'expérience est d'établir un lien entre les facteurs qui sont les variables que l'on désire étudier et qui sont supposées avoir une influence sur le système. Ils peuvent être quantitatifs ou qualitatifs, continues ou discrets, contrôlables ou non contrôlables et une réponse expérimentale qui est une manifestation mesurable que l'on observe lorsque l'on fait varier les paramètres étudiés [78-79] dans un domaine expérimental qui regroupe tous les points de la surface délimitée par les niveaux bas et haut de chaque facteur.

L'ensemble des expériences à réaliser se présente sous forme d'un modèle mathématique, il a pour but de modéliser la réponse par un modèle mathématique et de pouvoir calculer ensuite toutes les réponses du domaine d'étude sans être obligé de faire les expériences.

Il existe trois grandes familles de plan d'expérience, plan de mélange, plan de criblage et plans de modélisation ou surfaces de réponses.

-Plans de mélange sont des plans particuliers adaptés à l'étude des facteurs dépendants. Ils sont principalement utilisés pour l'étude de l'influence des proportions des constituants d'un produit sur une réponse donnée.

-Plans de criblage dont l'objectif est de découvrir les facteurs les plus influents sur une réponse donnée. Aucune relation ne précise entre les variations des facteurs et celle de la réponse n'est établie. Parmi les plans proposés : plans factoriels complets à deux niveaux, plans factoriels fractionnaires et plans de Plackett-Burman.

-Plans de modélisation dont L'objectif est de trouver la relation mathématique du second degré qui lie les réponses mesurées aux facteurs et de faciliter le développement séquentiel d'une étude.

Il existe plusieurs types de plans du second degré, les plus employés sont :

- ✚ les plans composites centrés ;
- ✚ Les plans de Box-Behnken ;
- ✚ Les plans de Doehlert.

Les points d'expériences des plans proposés par David H. Doehlert en 1970 remplissent de manière uniforme l'espace expérimental. Pour deux facteurs, les points expérimentaux sont situés aux sommets d'un hexagone régulier et il y a un point au centre ayant sept points expérimentaux, ce plan permet de calculer au moins sept inconnues, donc sept coefficients (figure 18). Comme les points expérimentaux sont régulièrement répartis dans l'espace expérimental, il sera facile d'étendre le plan vers n'importe quelle direction de l'espace en ajoutant des points qui seront, eux aussi, régulièrement répartis. Ces plans permettent également l'introduction facile de nouveaux facteurs. Les nouvelles expériences viendront compléter les premières et aucune expérience ne sera perdue. Le seul inconvénient est de maintenir les facteurs non étudiés à une valeur constante (niveau 0) pendant l'étude des facteurs actifs [99].

Le modèle expérimental Doehlert, illustré dans la figure 18, a été utilisé pour optimiser les niveaux de ces variables.

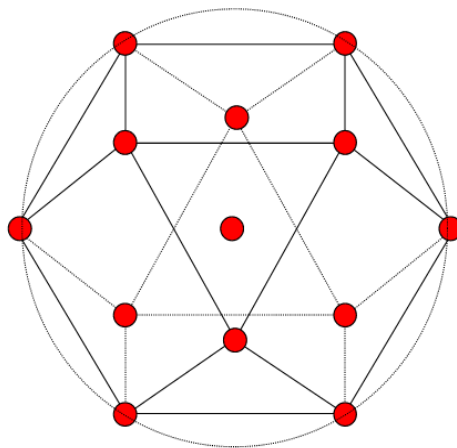


Figure 18: Plan de doehlert à trois facteurs

b. Méthode de jar-test

L'essai de traitement au jar-test permet de trouver le dosage optimal de coagulant. Le principe du test est de simuler en bécher les conditions réelles de coagulation (mélange rapide),

floculation (mélange lent) et décantation sur plusieurs échantillons de l'eau brute à traiter. Le dosage de coagulant varie d'un bécher à l'autre. Après le temps de décantation, le surnageant est soutiré de chacun des béchers afin de mesurer le pH, l'alcalinité, la couleur et la turbidité. Ces paramètres permettront d'établir la dose optimale de coagulant.

Matériel et réactifs

- Coagulant : Sulfate d'aluminium ;
- 6 béchers de 1 litre ;
- 6 erlenmeyers de 500 mL ;
- 6 béchers de 500 mL ;
- pH-mètre ;
- Turbidimètre ;
- Des kits de mesure ;
- Ensemble de mesure de l'alcalinité .

Après le premier test de coagulation qui a permis de déterminer le dosage optimal de coagulant seul. Ce dosage de coagulant servira de point de départ pour l'analyse du dosage optimal de coagulant et d'aide floculant. Le principe consiste à faire varier la dose d'aide-floculant d'un bécher à l'autre tout en conservant le dosage de coagulant constant dans chacun des béchers. Plusieurs séries de tests peuvent être effectuées, car le dosage optimal de coagulant pourrait diminuer avec l'ajout d'un aide-floculant. La première série devrait être faite avec le dosage optimal de coagulant trouvé avec le jar-test.

Les dosages optimaux seront déterminés à la suite des analyses de la caractérisation de l'eau qui sont effectuées sur le surnageant de chaque bécher.

Durant notre étude, les essais de floculations sont effectuées dans un flocculateurs de type "JLT6 VELP Scientifica". Cet appareil permet d'agiter simultanément un litre d'eau contenu dans une série de 6 béchers à une vitesse bien déterminée. Les béchers contiennent des doses croissantes de coagulant.

L'essai de floculation comporte trois phases :

- Phase d'agitation rapide à la vitesse maximale de 120 tours/minute pendant deux minutes (simulation du mélangeur rapide de coagulation) ;
- Phase d'agitation lente à la vitesse de 40 tours/minute pendant 20 minutes (simulation de la floculation : flocculateur) ;
- Phase de décantation durant 30 minutes (simulation de décanteur).

2.4. Méthodes de dosage colorimétrique

Doser une espèce chimique (molécule ou ion) dans une solution, C'est déterminer la concentration molaire de cette espèce dans la solution considérée. Lors du dosage, il s'effectue une réaction chimique entre le réactif titré et le réactif titrant. Cette réaction porte le nom de réaction de dosage; elle peut-être une réaction acido-basique ou une réaction d'oxydoréduction.

Par définition, le dosage colorimétrique est la détermination de la concentration molaire d'une espèce à l'aide d'une réaction chimique en observant la couleur de la solution pour différents états d'avancement. La couleur change brusquement à l'équivalence.

À l'équivalence, les réactifs ont été introduits dans les proportions stœchiométriques prévues par l'équation chimique de la réaction étudiée.

2.5. Qualité de l'eau de la région de khénifra

L'Oum Rbiâa, fleuve le plus important du Maroc transporte des eaux salées sur une grande longueur et pendant plusieurs mois par an, la cause principale de sa salinité est l'apport d'un certain nombre de sources salées sur une bonne partie de son cours supérieur, s'ajoutent ensuite les apports de l'oued Srou, principal affluent du Haut Oum Rbiâa qui draine un bassin versant où prédominent les affleurements des terrains triasiques.

La succession de la trilogie triasique, grès, argiles et basaltes est parfois incomplète. Lorsque les basaltes sont absents, les calcaires liasiques reposent directement sur les argiles salifères ce qui induit une forte salinité des eaux des aquifères sus-jacents.

2.6. Description de la station de traitement de khénifra

Pour satisfaire les besoins en eau de la ville de khénifra et sa région et afin d'améliorer la qualité gustative de l'eau potable, une unité de déminéralisation par osmose inverse s'ajoute à unité de traitement classique ; pour produire un débit d'eau traitée supplémentaire de 420 l/s.

La station de traitement des eaux de la ville de Khénifra est située à 5 km du centre de Khénifra et à 300 m d'Oued Oum Rbiâa. Elle est alimentée à partir d'oued Oum Rbiâa au moyen de prise plus précisément du barrage Tanafnit El Borj par une conduite qui arrive jusqu'à l'usine de production d'électricité et sur cette conduite, juste avant l'usine de production d'électricité, un piquage de 11 km permet d'amener l'eau vers la station de traitement des eaux de Khénifra. L'alimentation de la station se fait gravitairement depuis ce piquage. L'eau passe par un

ouvrage de brise charge puis par un réservoir tampon de mise en charge. Ces deux ouvrages se trouvent à El Borj. Puis, l'eau s'écoule toujours par gravité vers la station de traitement qui est conçue pour produire en continu un débit de 420 l/s d'eau traité, à partir d'une eau brute ayant une charge en matières en suspension pouvant atteindre 20g.L^{-1} .

Le fonctionnement de la station peut être schématisé comme le montre la figure 19.

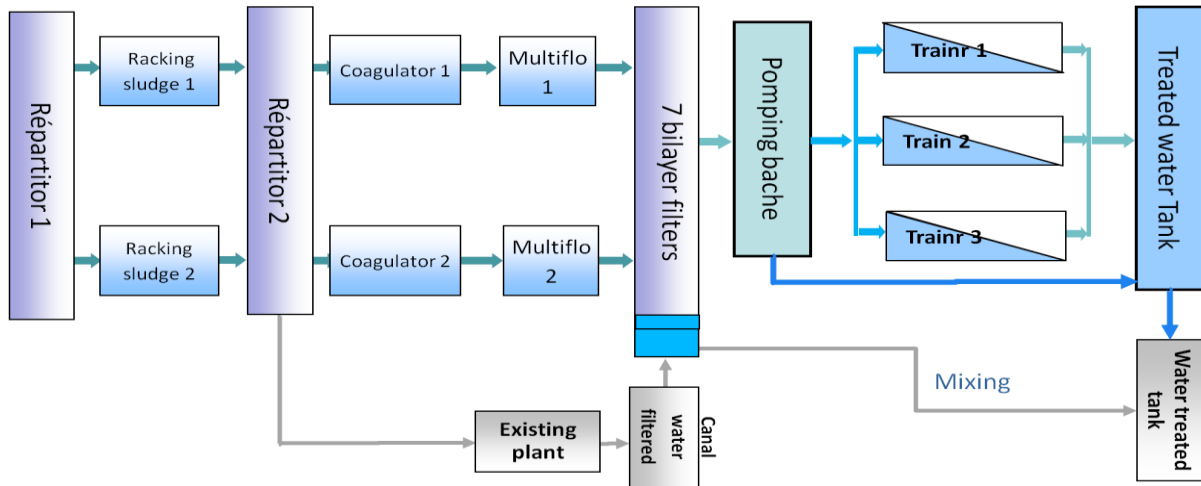


Figure 19: Description schéma synoptique de la station de traitement de khénifra

Le processus de traitement de la station de khénifra est un processus classique auquel est ajouté un traitement de dessalement par osmose inverse. A cet effet, la station de traitement est composée de deux files distinctes.

- Traitement classique

✚ Répartiteur

L'eau brute pénétrée dans le répartiteur où le débit est équitablement distribué sur les deux files de prétraitement (déboueurs) avec un temps de contact de 2 heures.

Le débouage est mis en service lorsque la concentration en matières en suspension dans l'eau brute dépasse 2g.L^{-1} . Par ailleurs, il est conseillé de le faire fonctionner pour des concentrations inférieures à 2g.L^{-1} et ce dans le but de soulager les décanteurs et de permettre la percolation d'eau admise.

La station dispose de deux déboueurs circulaires à fond raclé de dimensions de $5 * 840\text{ m}^3$ (figure 20). La capacité de chaque déboueur est de 4538 m^3 avec une surface de décantions de 840 m^2 .



Figure 20: Débourbeur de la station de traitement.

L'eau admise dans deux mélangeurs rapides équipés chacun d'une turbine de mélange avec une vitesse réglable, une vanne murale d'isolement et une vanne de vidange. Le sulfate d'aluminium $Al_2(SO_4)_3$ est injecté dans cet ouvrage pour neutraliser les charges négatives portées par les colloïdes. Il assure la phase de la coagulation avec un temps de contact d'environ deux minutes.

Le temps de séjour de l'eau au niveau de cet ouvrage est de l'ordre de deux minutes pour traiter un débit maximum de 350 l.s^{-1} par file.

Flocculation

L'eau traverse ensuite les deux flocculateurs, un par file, composés chacun de deux compartiments équipés d'une turbine à vitesse lente réglable et une vanne de vidange. Une injection de polymère à lieu à l'entrée de chaque flocculateurs, et une partie de 20% des boues soutirées des décanteurs est recyclée au niveau de ces ouvrages pour faciliter la flocculation.

Les ouvrages de flocculation sont dimensionnés pour assurer un temps de contact d'environ vingt minutes. Son but est de rassembler les colloïdes neutralisées afin de former un agrégat de particules appelé flocc plus volumineux et plus dense qui se décantent plus facilement.

Le nombre de compartiments par flocculateurs est de deux avec un temps de séjour réel correspondant au débit de 350 l/s de 20 minutes. Cet ouvrage est équipé d'une turbine de flocculation à vitesse variable.

✚ Décanteur lamellaire avec raclage circulaire

L'eau entre dans les deux décanteurs lamellaires, un par file, par un canal d'admission latéral pour permettre une bonne répartition de l'eau sous packs lamellaires sur toute la longueur du décanteur. Les ouvrages sont équipés d'une racle, d'une trémie centrale facilitant la purge des boues (particules colloïdale initiales + floc) surtout pour les fortes teneurs en matière en suspension et une vanne de vidange (figure 21). L'eau traverse le pack lamellaire du bas vers le haut et collectée dans une goulotte immergés a la surface de l'eau. A la sortie des décanteurs, le chlore est injecté, c'est la chloration intermédiaire. Ces décanteurs fonctionnent avec une surface au miroir de 111m² et une vitesse de Hazen de 6,3 m/h au débit nominal.

La technologie utilisée est celle du MULTIFLO à racleur circulaire sur la base d'une décantation lamellaire.

Cette technologie offre les avantages suivants :

- Ouvrage compact
- Démarrage rapide de la décantation
- Vitesse au miroir élevée (jusqu'à 20 m/h)
- Concentration élevée des boues décantées grâce à l'épaississement intégré
- Adaptation facile aux variations de débit.



Figure 21: Décanteur de la station de traitement.

A la sortie des décanteurs, l'eau des deux files rejoint le canal d'alimentation de sept filtres à sable. Le chlore anti-algue, si besoin, est injecté dans cet ouvrage (figure 22). Cette étape permet l'élimination des matières insolubles et d'atteindre une turbidité au voisinage de 0.1 NTU. La surface de la filtration assure une vitesse au débit nominal de 5,5 m/h en fonctionnement normal et de 6,6 m.h⁻¹ en cas de lavage de filtre.

Ces ouvrages sont au nombre de sept, la surface de filtration de chacune est de 36 m². Chaque filtre peut traiter un débit de 410 l/s avec une vitesse de filtration de 5.5 m/h. Les fluides utilisés pour le lavage des filtres sont : l'eau et l'air. Le débit de lavage d'un filtre est de 264 m³/h alors que le débit de rinçage est de 942 m³/h.



Figure 22: Filtre à sable

- Traitement membranaire (osmose inverse)

✚ Microfiltration

L'eau filtrée destinée à être déminéralisée reçoit 3 traitements supplémentaires destinés à protéger les membranes d'osmose inverse : Injection de séquestrant en amont de la microfiltration, Filtration de sécurité sur une batterie de filtres à cartouches (filtration nominale de 5 micromètres) et une injection de Métabisulfite de sodium en amont des pompes de haute pression pour neutraliser les traces de chlore.

✚ Osmose inverse

L'eau prétraitée est pompée vers le groupe d'OI par une pompe haute pression (16 bars). L'eau ainsi prétraitée est divisée en trois flux identiques afin d'alimenter les trois osmoseurs, chaque osmoseur est composé de 75 tubes de pression divisés en deux étages, à savoir 56 tubes au premier étage et 19 tubes au second étage. Chaque tube est chargé avec 7 membranes (XLE-440 de chez Filmtec), ce qui donne un total de 525 membranes par osmoseur. Le mode d'association des deux étages de tubes de pression est le mode dit «série –rejet», à savoir que le concentrât issu du premier étage alimente le second étage. La membrane est en polyamide de Diamètre 8 ‘ (200 mm) et de Longueur 40 ‘ (1 000 mm). Le taux de conversion moyen est d'environ 80% figure 23.

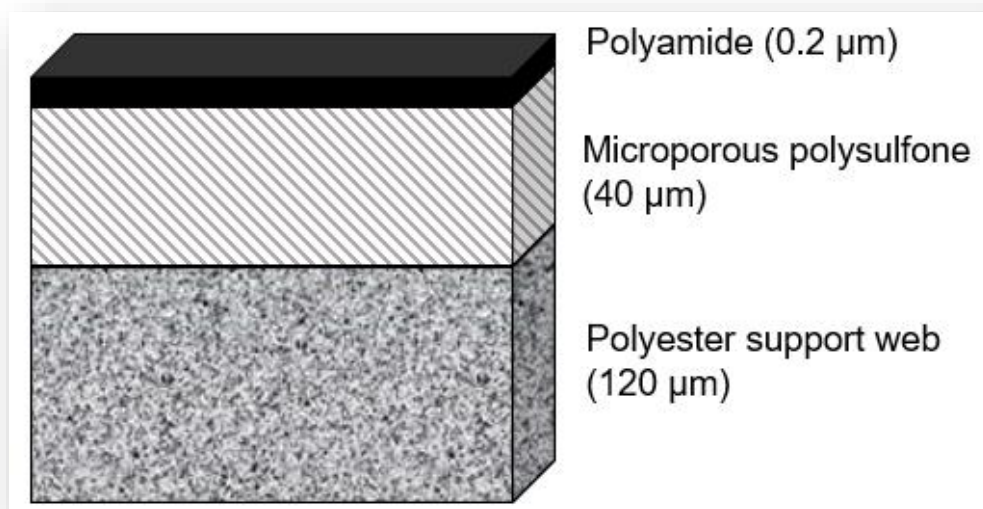


Figure 23: Composition de la membrane d'OI

✚ Désinfection

Le chlore gazeux est injecté sous forme d'eau chlorée sur le déversoir entre le réservoir d'eau de lavage et la bache d'eau traitée par l'intermédiaire d'un hydroéjecteur alimenté par l'eau motrice sous pression. La désinfection finale est réalisée par une chlorométrie automatique, plus d'un chloromètre de secours manuel.

✚ Réservoir d'eau traitée

Le retour de l'eau osmosée depuis les trois cuves anti assèchement est placé au-dessus de la bache d'eau traitée afin d'assurer le mélange entre l'eau déminéralisée et l'eau filtrée by passée servant au mélange final. L'eau osmosée se déverse donc directement dans l'eau filtrée. L'eau

traitée et l'eau de blending sont donc mélangées à l'entrée du réservoir de 3 000 m³ (eau distribuée).

Récupération et recyclage des eaux usées de lavage des filtres

La station de traitement est dotée d'une unité de traitement des eaux usées de lavage des filtres. Les eaux sales sont récupérées dans deux baches tampons de 100 m³ unitaire équipée chacune d'un agitateur submersible et d'une pompe de reprise.

Ces baches d'eau sale sont conçues pour stocker les eaux issues de deux lavages des filtres. L'installation de l'agitateur permet ainsi de recirculer toute la totalité des eaux sales récupérées au niveau des filtres. Un décanteur classique assurera la sédimentation des boues.

Les eaux sales de lavage des filtres ne seront recyclées en amont des décanteurs qu'après avoir subi une décantation à travers un décanteur lamellaire dimensionné à 1,5 m/h et équipé d'un pont racleur. En effet le surnageant des eaux sales récupérées à travers la bache de stockage seront envoyées par pompage en amont des décanteurs des eaux sales. Par ailleurs ce débit ne dépasse pas 4% du débit admis en tête de traitement.

- Traitement de boues

Les boues extraites des débourbeurs, des décanteurs existants et projetés ainsi que du décanteur des eaux sales de lavage sont envoyées selon leur concentration soit vers la bache à boues, soit directement vers le rejet en cas de crue (Oued).

La bache de stockage des boues est dimensionnée pour une autonomie de stockage de deux heures des boues pouvant être traitées par la filière de traitement des boues.

La bache à boues est séparée en deux compartiments isolables de 12,5 m³ unitaire, soit un volume total de 25 m³. Chaque bache sera équipée d'un agitateur submersible pour le maintien en suspension permanent des boues et d'une pompe pour alimenter l'épaississeur.

CHAPITRE II: CARACTÉRISATION DE LA MEMBRANE D'OSMOSE INVERSE ENCRASSÉE PAR L'EAU DE LA RIVIÈRE OUM RBIAA DE LA VILLE DE KHENIFRA, MAROC

Introduction

Dans le contexte de l'influence du changement climatique sur la qualité des eaux de surface, il convient de noter l'importance de la notion de la variation de temps sur la qualité de l'eau [1]. Les facteurs dominants à l'échelle temporelle tels que la température, les précipitations et les activités agricoles qui varient selon les saisons, et compte tenu de leur rôle sur le processus de convergence des flux et des apports de contaminants dans les masses d'eau, les chercheurs suggèrent qu'il est impératif de prendre en compte les variations saisonnières lors de l'étude de l'impact de l'utilisation des sols sur la qualité de l'eau des rivières [2-3].

L'osmose inverse (OI) est de plus en plus acceptée dans le monde entier dans les applications de dessalement de l'eau. C'est un procédé sous pression dans lequel une membrane semi-perméable rejette les constituants dissous présents dans l'eau d'alimentation. Ce rejet est dû à l'exclusion de la taille, des charges et aux interactions physico-chimiques entre le soluté, le solvant et la membrane [4-7]. L'efficacité du procédé dépend des paramètres opérationnels, des propriétés de la membrane ainsi que des propriétés de l'eau d'alimentation [8]. Cependant, l'efficacité de cette technique est limitée par l'encrassement des membranes. Celui-ci a un impact sur les performances, entraînant une augmentation de la consommation d'énergie, de la fréquence des nettoyages, de la consommation de produits chimiques, des changements de membranes et donc du coût du traitement de l'eau [9-11]. Le prétraitement de l'eau brute est nécessaire pour prolonger la durée de vie de la membrane et prévenir l'encrassement.

En général, le prétraitement consiste à une coagulation chimique, une filtration, une ultrafiltration ou une microfiltration [12-15]. L'encrassement de la membrane peut être dû à l'entartrage, à la croissance microbienne, aux substances organiques dissoutes ou aux particules et matériaux colloïdaux qui peuvent former des gâteaux compacts [8-16].

L'objectif de ce travail est d'étudier l'impact des variations saisonnières de la qualité de l'eau d'alimentation sur l'encrassement des membranes d'osmose inverse de la station de dessalement de la ville de Khénifra au Maroc. Pour cela, la caractérisation de l'eau d'alimentation et la caractérisation de la membrane ont été étudiées.

1. Caractérisations de l'eau

La station de déminéralisation de la ville de Khénifra est alimentée à partir des eaux de la rivière d'oum Rbiâa, qui est la plus importante rivière au Maroc, la qualité de l'eau fournie à la station

subite des variations saisonnières importantes en termes de température, de conductivité et de matière en suspension. Le tableau 8 présente les valeurs moyennes des caractéristiques de l'eau de la rivière d'oum Rbiâa.

Tableau 8: Caractéristiques de l'eau d'alimentation à l'entrée de l'usine de déminéralisation par osmose inverse.

Paramètres chimique	Eau brute
pH	8,5
Alcalinité (°F)	17,6
Calcium (mg.l ⁻¹)	95
Magnésium (mg.l ⁻¹)	32,5
Sodium (mg.l ⁻¹)	466
Potassium (mg.l ⁻¹)	2,9
Magnésium totale (mg.L ⁻¹)	0
Aluminium (mg.L ⁻¹)	< 0,2
Ammonium (mg.L ⁻¹)	0
Fer (mg.L ⁻¹)	< 0,03
Baryum (mg.L ⁻¹)	0
Bicarbonate (mg.L ⁻¹)	214
Chlorure (mg.L ⁻¹)	866
Sulfate (mg.L ⁻¹)	117
Nitrate (mg.L ⁻¹)	6,49
Fluorure (mg.L ⁻¹)	0
Silicate (mg.L ⁻¹)	15
Total des solides dissous TDS (mg.L ⁻¹)	1800

a. Température

La température est sujette à des variations saisonnières indicatives [19-20]. Les changements de température de l'eau d'alimentation affecteront les performances de l'osmose inverse. Par exemple, une augmentation de la température de l'eau d'alimentation de 4°C se traduira par une augmentation du débit de perméat d'environ 10% [21]. La Figure 24 montre la variation de la température de l'eau d'alimentation de la station de traitement de la ville de Khénifra durant l'année 2017. Selon la figure 24, la température varie de 10 °C en hiver (février et mars) et 25 °C en août.

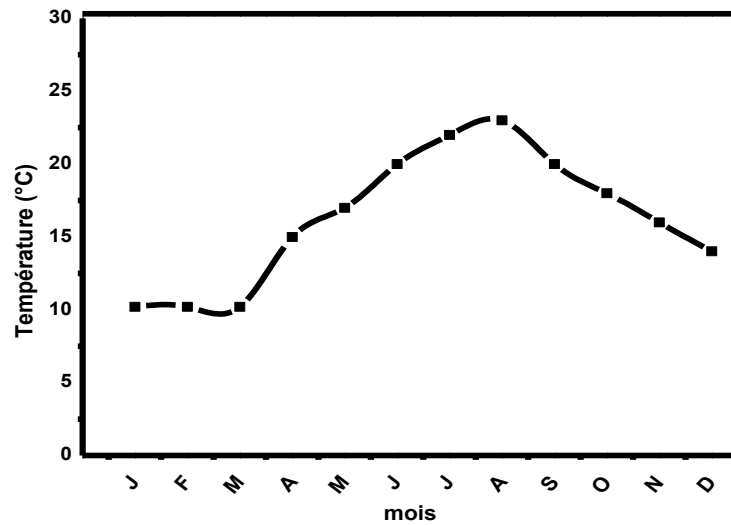


Figure 24: Variation de la température de l'eau d'alimentation

b. Conductivité

La figure 25 montre la variation de la conductivité de l'eau brute de l'usine au cours de l'année 2017. Comme le montre la figure 25, il existe des variations saisonnières de la conductivité au cours de l'année allant de $1395 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ en hiver (janvier) à $2500 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ en été (juin à août). L'augmentation de la conductivité en été est due à l'évaporation de l'eau, qui conduit à une concentration élevée de sel, ce qui entraîne l'encrassement de la membrane. Alors que la diminution de la conductivité en hiver est due aux précipitations, qui conduisent à la dilution de l'eau d'alimentation, réduisant ainsi la concentration en sel (dilution) [10-21-22].

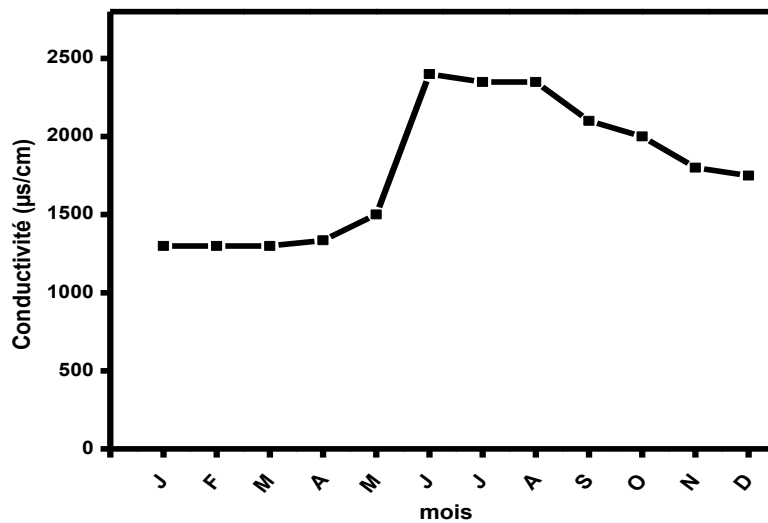


Figure 25: Variation de la conductivité de l'eau d'alimentation.

c. Indices de colmatage (SDI)

L'indice de colmatage des membranes est une mesure des colloïdes et des particules en suspension dans l'eau. La figure 26 montre l'évolution de l'SDI de l'eau filtrée sur sable et les eaux microfiltrés (5 µm) en 2017, nous remarquons qu'on utilise la microfiltration que les valeurs de SDI sont inférieures à 3 pour tous les mois de 2017 en utilisant la microfiltration, tandis que les valeurs de l'SDI sont supérieures à 3 pendant les mois de janvier et février 2017 en utilisant les filtres à sable. Les résultats obtenus de l'SDI de l'eau microfiltrée sont similaires à ceux trouvés par Boulahfa et al. en 2019 [21].

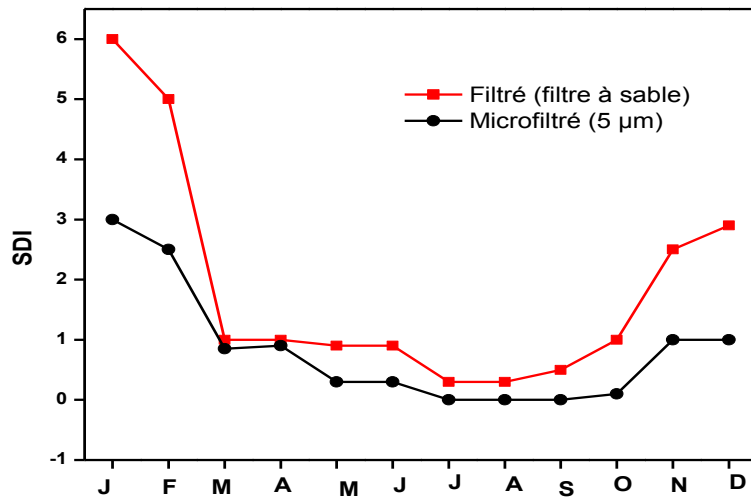


Figure 26: Variation de SDI de l'eau filtrée et microfiltrée.

2. Caractérisation de la membrane d'osmose inverse

La figure 27 montre les micrographies et les spectres EDX correspondants à la surface des membranes encrassées. La morphologie de la membrane d'osmose inverse obtenue par MEB montre la formation de grandes fissures superficielles dues à la présence de chlore. Les membranes sont très sensibles aux désinfectants, en particulier aux oxydants [23-24]. Nous observons également des dépôts sous forme de agrégats bien visibles, qui témoignent d'un encrassement colloïdal important sur la membrane. Le spectre EDX, présenté sur la figure 27, a révélé la présence de calcium en grande quantité, responsable de la formation de tartre.

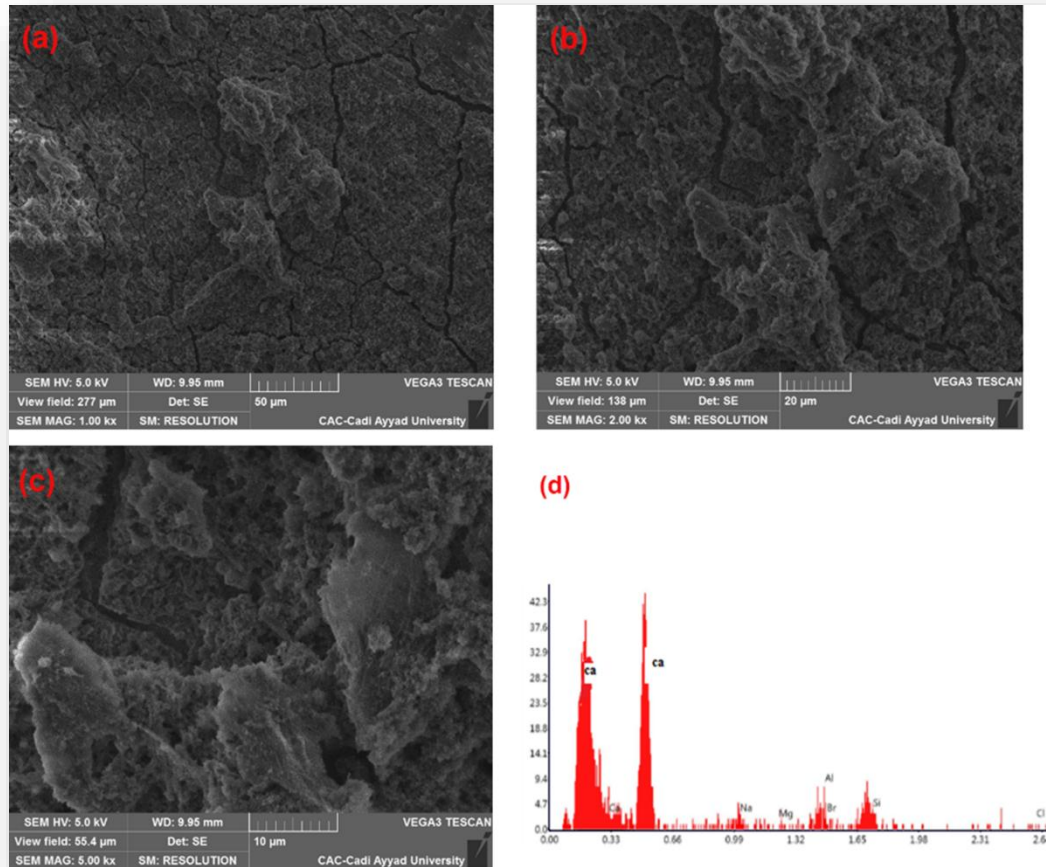


Figure 27: Spectre (a) image de MEB de membrane d'osmose inverse x 1000; (b) x 2000; (c) x 5000; (d) EDS.

La figure 28 montre le diagramme de diffraction des rayons X (DRX) de la membrane d'encrassé. Cette analyse montre la présence de CaCO_3 , Al_2O_3 , $\text{Ba}(\text{SO}_4)_2$, MgCl_2 et SiO_2 . Sur

la base de ces résultats, la nature du matériau d'encrassement est essentiellement inorganique, et formé principalement par les carbonates de calcium (38,70%). Θ

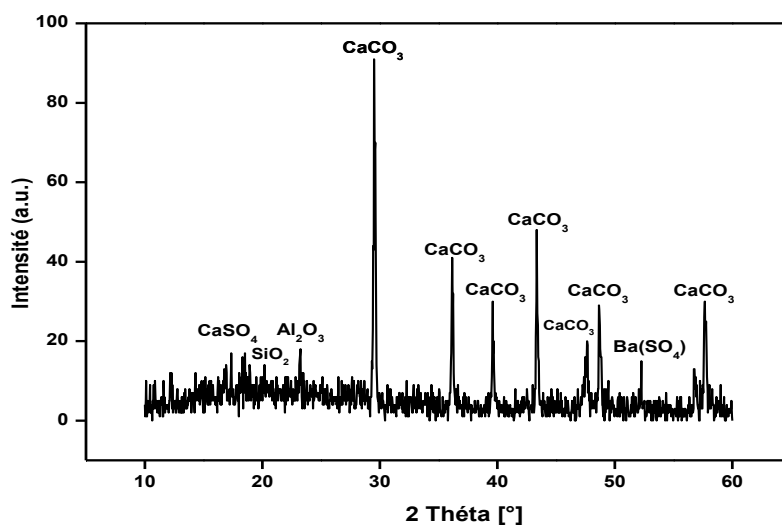


Figure 28: Spectre DRX de la couche d'encrassement

Le tableau 9 présente les valeurs de la perméabilité de la membrane d'osmose inverse avant et après la période de lavage au cours de l'année 2017. Selon le tableau 9, la valeur de perméabilité a été augmentée de 1 à $1,3 \cdot 10^{-6} \text{ m.s}^{-1}.\text{bar}^{-1}$, une augmentation du débit de 80 à 100 l/s a été observée.

Tableau 9: Perméabilité de la membrane en fonction de débit.

	Avant lavage	Après lavage
Perméabilité de FIMTEC Lp ($10^{-6} \text{ m.s}^{-1}.\text{bar}^{-1}$)	1	1,3
Débit de permeat (l/s)	80	100

Conclusion

La qualité de l'eau brute fournie à l'usine de dessalement par osmose inverse de Khénifra est soumise à des variations temporales. Ces variations sont dues aux déviations des précipitations et à des fluctuations saisonnières de la température entraînant l'évaporation de l'eau du fleuve. L'eau d'alimentation est soumise à de fortes variations saisonnières qui conduisent à la précipitation de sels sur la surface de la membrane induisant un entartrage de celle-ci. L'utilisation d'inhibiteurs de tartre doit tenir compte de la salinité de l'eau d'alimentation au cours des saisons et ajuster son dosage en fonction de cette salinité. L'utilisation de produits chlorés dans le traitement des eaux de surface, peut laisser des traces de chlore dans l'eau d'alimentation de la membrane et peut endommager la surface de la membrane. En effet, pour améliorer le fonctionnement de l'osmose inverse de Khénifra et obtenir un rendement élevé, le prétraitement de l'eau d'alimentation est fortement recommandé.

Références

1. M.A. Alghoul, P. Poovanaesvaran, K. Sopian, M.Y. Sulaiman, Review of brackish water reverse osmosis (BWRO) system designs, *Renew. Sustain. Energy Rev.*, 13 (2009) 2661–2667.
2. S. Yu, Z. Xu, W. Wu, D. Zuo, Effect of land use types on stream water quality under seasonal variation and topographic characteristics in the Wei River basin, China, *Ecol. Indic.*, 60 (2016) 202–212.
3. M. Ennouhi, A. El Boukili, A. El Hourch, A. Guessous, A. Khadir, M. El Otmani, L. Hasnaoui, M. El Azzouzi, Optimization of conventional treatment of the surface water treatment plant of the city of Khenifra, *Mediterr. J. Chem.*, 7 (2019) 472–477.
4. J. Radjenović, M. Petrović, F. Ventura, D. Barceló, Rejection of pharmaceuticals in nanofiltration and reverse osmosis membrane drinking water treatment, *Water Res.*, 42 (2008) 3601–3610.
5. J.M. Tharayil, A. Manaf, J. Nittin Johnson, Sustainable forward osmosis desalination: a review on polymeric membranes and flux parameters, *Int. J. Environ. Anal. Chem.*, (2020).
6. M. Filella, F. Quentel, B. Pernet-Coudrier, G. Varrault, Application of a refractory organic matter quantification method to wastewater effluents, *Int. J. Environ. Anal. Chem.*, 89 (2009) 799–807.
7. A. Ayol, Y.O. Demiral, S. Gunes, Efficient Treatment of Domestic Wastewaters by Using a Dynamic Membrane Bioreactor System, *J. Membr. Sci. Res.*, 7 (2021) 55–58.
8. L. Malaeb, G.M. Ayoub, Reverse osmosis technology for water treatment: State of the art review, *Desalination.*, 267 (2011) 1–8.
9. B. Zhang, D. Huang, Y. Shen, W. Yin, X. Gao, B. Zhang, W. Shi, Treatment of alkali/surfactant/polymer flooding oilfield wastewater with polytetrafluoroethylene microfiltration membrane: Performance and membrane fouling, *J. Environ. Chem. Eng.*, 8 (2020) 104462.
10. L.N. Sim, T.H. Chong, A.H. Taheri, S.T.V. Sim, L. Lai, W.B. Krantz, A.G. Fane, A review of fouling indices and monitoring techniques for reverse osmosis, *Desalination.*, 434 (2018) 169–188.
11. J.Y. Chin, A.L. Ahmad, S.C. Low, Anti-Wetting Membrane Distillation to Treat High Salinity Wastewater: Review, *J. Membr. Sci. Res.*, 6 (2020) 401–415.
12. I.N. Hasyimah Mohd Amin, A.W. Mohammad, N. Hilal, Description of membrane fouling characteristics during ultrafiltration of organic foulants contained in sweetwater solutions, *J. Environ. Chem. Eng.*, 2 (2014) 1243–1251.
13. L.N. Nthunya, L. Gutierrez, S. Derese, B.B. Mamba, A.R. Verliefe, S.D. Mhlanga, Adsorption of phenolic compounds by polyacrylonitrile nanofibre membranes: A pretreatment for the removal of hydrophobic bearing compounds from water, *J. Environ. Chem. Eng.*, 7 (2019) 103254.
14. M. S, K. S, Pre-treatment of tannery chrome wastewater by green synthesised iron oxide nanocatalyst, *Int. J. Environ. Anal. Chem.*, (2019).

15. G. Pojana, A. Fantinati, A. Marcomini, Occurrence of environmentally relevant pharmaceuticals in Italian drinking water treatment plants, *Int. J. Environ. Anal. Chem.*, 91 (2011) 537–552.
16. C. Ying Shi, L.L. Hui Ting, O. Boon Seng, Membrane Distillation for Water Recovery and Its Fouling Phenomena, *J. Membr. Sci. Res.*, 6 (2020) 107–124.
17. M.R. Hibbs, L.K. McGrath, S. Kang, A. Adout, S.J. Altman, M. Elimelech, C.J. Cornelius, Designing a biocidal reverse osmosis membrane coating: Synthesis and biofouling properties, *Desalination.*, 380 (2016) 52–59.
18. Y.A. Boussouga, A. Lhassani, Performances of nanofiltration and low pressure reverse osmosis membranes for desalination: Characterization and modelling, *IOP Conf. Ser. Mater. Sci. Eng.*, Institute of Physics Publishing, (2017), p. 012039.
19. M.A. Al-Obaidi, A.A. Alsarayreh, A.M. Al-Hroub, S. Alsadaie, I.M. Mujtaba, Performance analysis of a medium-sized industrial reverse osmosis brackish water desalination plant, *Desalination.*, 443 (2018) 272–284.
20. L. Zheng, D. Yu, G. Wang, Z. Yue, C. Zhang, Y. Wang, J. Zhang, J. Wang, G. Liang, Y. Wei, Characteristics and formation mechanism of membrane fouling in a full-scale RO wastewater reclamation process: Membrane autopsy and fouling characterization, *J. Memb. Sci.*, 563 (2018) 843–856.
21. H. Boulahfa, S. Belhamidi, F. Elhannouni, M. Taky, A. El Fadil, A. Elmidaoui, Demineralization of brackish surface water by reverse osmosis: The first experience in Morocco, *J. Environ. Chem. Eng.*, 7 (2019) 102937.
22. S. Shaaban, H. Yahya, Detailed analysis of reverse osmosis systems in hot climate conditions, *Desalination.*, 423 (2017) 41–51.
23. M.K. Nayunigari, A. Maity, S. Agarwal, V.K. Gupta, Curcumin-malic acid based green copolymers for control of scale and microbiological growth applications in industrial cooling water treatment, *J. Mol. Liq.*, 214 (2016) 400–410.
24. P. Lu, S. Liang, T. Zhou, T. Xue, X. Mei, Q. Wang, Layered double hydroxide nanoparticle modified forward osmosis membranes via polydopamine immobilization with significantly enhanced chlorine and fouling resistance, *Desalination.*, 421 (2017) 99–109.

CHAPITRE III: OPTIMISATION DU TRAITEMENT CONVENTIONNEL DE LA STATION DE TRAITEMENT DES EAUX DE SURFACE DE LA VILLE DE KHENIFRA

Introduction

Pour produire une eau potable, les eaux brutes sont tout d'abord caractérisées et ensuite traitées dans une installation de traitement qui doit produire, en toutes circonstances, une eau ayant une qualité répondant aux normes en vigueur [1-2]. L'eau brute peut avoir des caractéristiques variables en termes de matières en suspension, des matières organiques, des teneurs élevées en chlorure [3]. Afin d'éliminer totalement ou partiellement ses éléments, la conception de l'installation de traitement peut faire appel à plusieurs procédés [4]. En effet, la coagulation-floculation est le traitement le plus utilisé afin d'éliminer les matières en suspension et les colloïdes présents dans les eaux [5-6]. L'utilisation de coagulant à base de sel d'aluminium peut conduire à des fuites d'aluminium (aluminium résiduel) dans les eaux traitées lorsque le processus n'est pas bien optimisé. Il est rappelé que selon les normes marocaines de qualité de l'eau potable (NM.03.7.001 (2006)) la valeur maximale admissible de l'aluminium dans l'eau potable est de 0,20 mg.L⁻¹[7-8]. De plus, lorsque le système de traitement comprend un procédé membranaire (pour la déminéralisation) [9-10], il est nécessaire de répondre aux exigences du fabricant de la membrane, en cherchant une teneur en aluminium inférieure à 0,05 mg.L⁻¹ dans l'eau d'alimentation de la membrane.

Les eaux d'Oued Oum Rbia constituent la principale ressource d'alimentation en eau brute de la station de traitement de la ville de Khenifra. Ces eaux de surface sont caractérisées par des fortes variations des matières en suspension et des taux élevés en chlorures (dû à la nature du terrain traversée par ces eaux) [11]. Le principal coagulant utilisé pour le traitement de ces eaux est le sulfate d'aluminium. [12], Les eaux produites par le traitement conventionnel dans la station de la ville de Khenifra (utilise le sulfate d'aluminium comme coagulant à base d'aluminium), sont caractérisées par des teneurs en Aluminium inférieurs à 0,20 mg/L. Cette valeur demeure élevée pour le procédé membranaire.

L'objectif de notre étude consiste à améliorer la qualité des eaux destinées à l'alimentation en eau potable, par le biais de l'optimisation du traitement conventionnel, et plus particulièrement la réduction de l'aluminium résiduel au cours de la phase de clarification des eaux. De plus, la recirculation de la boue a été étudiée afin d'optimiser le traitement de clarification et évaluer son effet sur l'aluminium.

1. Caractérisation de l'eau brute

La qualité de l'eau d'alimentation de la station traitement de Khénifra est caractérisée par une minéralisation importante avec des niveaux élevés de chlorure et une turbidité élevée.

Pour le traitement de ces eaux, plusieurs jar-tests ont été réalisés en laboratoire dans le but de déterminer la dose optimale de sulfate d'aluminium et de pH optimal de coagulation afin d'atteindre une faible turbidité de l'eau filtrée et une faible teneur en aluminium résiduel et ainsi répondre à la fois aux exigences de la norme marocaine de qualité de l'eau potable et aux exigences du fabricant de la membrane ($< 0,05 \text{ mg.L}^{-1}$) DOW. Le tableau 10 comprend les résultats d'un jar-test réalisé sur un échantillon d'eau brute.

Tableau 10: Résultats de la méthode du test jar test de l'eau brute

processus de floculation	Doses du coagulant in mg.L^{-1} .	10	15	20	30	40	50	60	70
	Délai d'apparition des floes	1min	1min	1min	1min	1min	1min	1min	1min
	Aspect des floes	bon	bon	bon	bon	bon	bon	bon	bon
	Vitesse de décantation	rapide	rapide	rapide	rapide	rapide	rapide	rapide	rapide
Après 30 minutes de décantation	pH	7,7	7,59	7,55	7,45	7,39	7,23	7,17	7,1
	Turbidité	1,90	1,28	1,2	1,06	0,91	1	1,2	1,25
	Aluminium résiduel	0,35	0,32	0,28	0,2	0,18	0,13	0,14	0,11

Qualité de l'eau brute: pH = 8.2 Turbidité = 3 NTU Aluminium résiduel = 0 mg.L^{-1}

Selon le tableau 10, la dose optimale de sulfate d'aluminium pour atteindre la turbidité la plus faible de l'eau (0,91 NTU) est de l'ordre de 40 mg.L^{-1} . Cette dose correspond à un pH de 7,39 avec un taux d'aluminium résiduel de 0,18 mg.L^{-1} . L'augmentation de la dose de sulfate d'aluminium (jusqu'à 70 mg.L^{-1}) permet d'atteindre une turbidité de 1,25 NTU pour l'eau

décantée et une teneur en Aluminium résiduel de 0,11 mg.L⁻¹, et ce, grâce à la diminution du pH à une valeur d'environ 7,1.

Ce résultat confirme qu'il existe une relation entre le pH et l'hydrolyse de l'aluminium [16]. Ces données montrent que la diminution du pH (en augmentant la dose de sulfate d'aluminium) a entraîné une réduction de l'aluminium résiduel. Cette teneur répond aux exigences des normes marocaines de qualité de l'eau potable (03.7.001 (V2006)) ; cependant, elle est toujours supérieure aux recommandations des fournisseurs de membranes. Pour atteindre un optimum de l'aluminium résiduel, une relation entre la valeur optimale du pH de coagulation et la dose optimale du sulfate d'aluminium doit être atteinte.

2. Détermination du pH et de la dose optimale de sulfate d'aluminium

La méthode des plans d'expériences a été appliquée pour optimiser les différents paramètres du processus [12-13]. La matrice expérimentale proposée par Doehlert (1970) a été utilisée pour étudier le phénomène de façon étroite. L'étude a été réalisée premièrement sur les deux variables le pH et la dose du Sulfate d'Aluminium. Un modèle à deux variables de Doehlert forme un hexagone centré régulier où chaque coin et le centre représentent une expérience. A partir de cette étude, il a été possible d'exprimer l'optimisation de l'aluminium en fonction du pH et de la dose du Sulfate d'Aluminium par l'équation suivante :

$$Y = 0.024 + 0.051 X_1 - 0.021 X_2 + 0.230 X_1^2 + 0.155 X_2^2 - 0.138 X_1 X_2 \quad (11)$$

Les valeurs prédites de l'aluminium résiduel (Y), à l'aide de l'équation 11, sont données dans le tableau 11 et comparées aux valeurs expérimentales trouvées par les essais de jar-test.

Tableau 11: Conception expérimentale à 2 facteurs avec les valeurs expérimentales et les valeurs prédites de l'aluminium résiduel

Nombre des expériences	X ₁ (pH)	X ₂ sulfate Aluminium (mg.L ⁻¹)	Valeur prédite (y) mg.L ⁻¹	Valeur prédite (y) mg.L ⁻¹
1	7	18,5	0,21	0,25
2	6	18,5	0,24	0,24
3	6,8	25	0,20	0,21
4	6,3	12	0,12	0,08
5	6,8	12	0,33	0,39
6	6,3	25	0,16	0,14
7	6,5	18,5	0,03	0,04
8	6,5	18,5	0,03	0,04
9	6,5	18,5	0,03	0,04

L'ajustement du modèle a été vérifié par la détermination du coefficient (R^2). Dans ce cas, la valeur du coefficient de détermination R^2 est 89 %. La valeur R^2 indique également que seulement 11% de la variation n'est pas expliquée par le modèle. Le test basé sur la distribution de Fisher (test F) (tableau 12) indique que l'équation ajustée est statistiquement significative ($F = 5,18 < 9,01$) et qu'il existe un bon accord entre la réponse du modèle prédite et les valeurs expérimentales étudiées.

Tableau 12: Analyse de la variance

	Sommes des carrés	Degrés de liberté	F _{calculé}	F _{observé}
Régression	0,1141	5	5,18	9,01
Résidus	0,0132	3		
Total	0,1271	8		

Ces courbes montrent l'effet du pH et la dose du Sulfate d'Aluminium sur la réduction d'aluminium (Fig. 29). L'effet d'interaction entre le pH et la dose de Sulfate d'Aluminium indique clairement une combinaison appropriée entre ces deux facteurs permet l'optimisation d'aluminium résiduel. L'optimum de l'aluminium résiduel a été observé au voisinage des valeurs centrales du pH et de la dose du Sulfate d'Aluminium. La concentration optimale pour une réduction maximale de l'aluminium résiduel a été observée à un pH de 6,5 et à une dose de Sulfate d'Aluminium de 18,5mg.L⁻¹. A ces valeurs de pH et de Sulfate d'aluminium, la valeur observée l'aluminium résiduel optimale est de 0,03 mg.L⁻¹, inférieur aux exigences des fabricant des membranes.

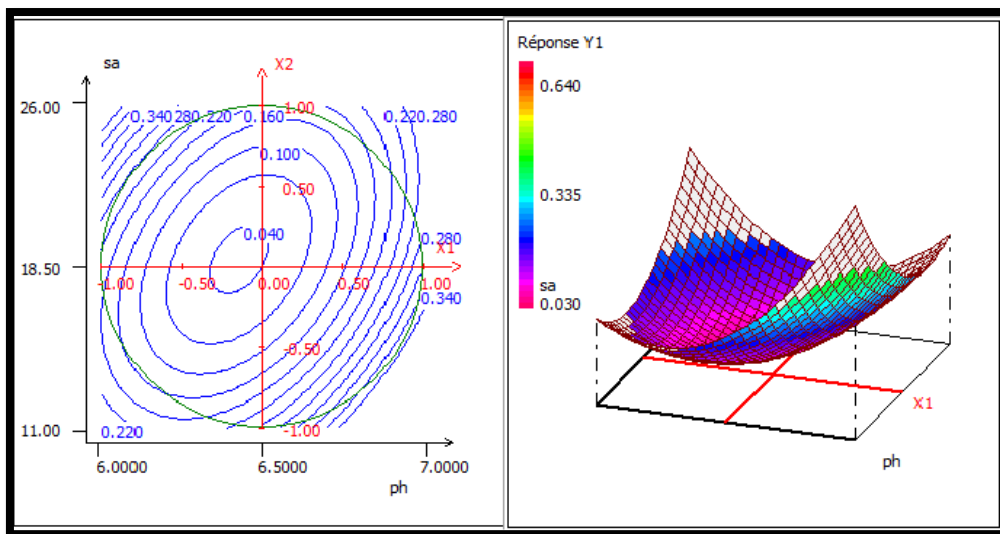


Figure 29: Courbe iso réponse (A) et des surfaces de réponses (B) de l'aluminium résiduel en fonction du pH et du sulfate d'aluminium.

3. Optimisation de la recirculation de la boue

Pour connaître l'efficacité de l'ajout de la recirculation de la boue sur le traitement des eaux de surface de la station de traitement du khénifra, nous avons utilisé la méthodologie de surface de réponse basée sur la matrice Doehlert, 15 essais expérimentaux avec différentes combinaisons de trois facteurs ont été réalisés. Les variables utilisées pour l'analyse étaient le pH, la dose du Sulfate d'Aluminium et la concentration de la recirculation de la boue, nommés X₁, X₂ et X₃. Les données expérimentales ont été traitées à l'aide du programme statistique. En appliquant une analyse de régression multiple sur les données expérimentales, ci-dessous l'équation polynomiale de second ordre (2) représentant l'optimisation de l'aluminium résiduel :

$$Y = (-0.035)X_1 + 0.05X_2 + 0.029X_3 + 0.115X_1^2 + 0.087X_2^2 + 0.089X_3^2 + 0.07X_1(-0.04)X_1X_3 + 0.196X_2X_3 \quad (12)$$

Les représentations graphiques de l'influence des paramètres sur l'aluminium résiduel sont présentées dans la Figure 30.

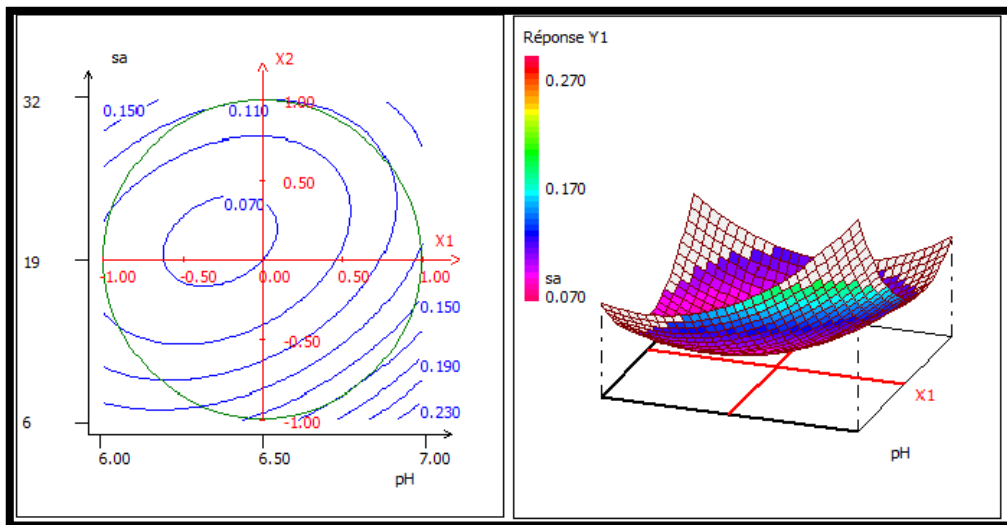


Figure 30: Courbe iso réponse (A) et des surfaces de réponses (B) de l'aluminium résiduel en fonction du pH, du sulfate d'aluminium et de la recirculation de la boue

Les courbes suivantes montrent l'effet de l'ajout de la recirculation de la boue sur l'optimisation de l'aluminium résiduel.

L'effet d'interaction entre le pH et la dose du Sulfate d'Aluminium indique clairement une combinaison adéquate sur l'optimisation d'aluminium résiduel malgré la recirculation de la boue. Selon les courbes, la meilleure optimisation de l'aluminium résiduel est obtenue en fixant la valeur du pH à 6,5, la dose du Sulfate d'aluminium à 19 mg .L⁻¹ et la boue à une concentration de 0,3g.L⁻¹. Les résultats montrent que la recirculation de la boue n'a aucune influence sur les fuites d'aluminium mais l'ajout de cette dernière améliore la vitesse de floculation, homogénéiser les floes [17].

Conclusion

Cette étude a permis d'optimiser les paramètres de la station d'épuration conventionnelle pour un meilleur fonctionnement de l'unité d'osmose inverse en aval. La méthodologie de la surface de réponse basée sur la matrice Doehlert permet de déterminer les concentrations optimales du pH, du Sulfate d'Aluminium et de la recirculation de la boue pour une meilleure optimisation d'Aluminium résiduel. La validité du modèle a été montrée en ajustant les valeurs des variables dans l'équation polynomiale du second ordre et en réalisant l'expérience aux valeurs prédites pour les trois variables. Le pH et la dose du Sulfate d'Aluminium ont montré une influence significative sur la réduction de d'aluminium résiduel alors que la recirculation de la boue sert à améliorer la turbidité de l'eau sans aucune fuite d'aluminium. Selon le modèle, La valeur maximale réduite d'aluminium résiduel est égale $0,03 \text{ mg.L}^{-1}$ lorsque les paramètres sont fixés comme suit: $\text{pH}=6,5 \text{ mg.L}^{-1}$, Sulfate d'aluminium = 19 mg.L^{-1} et concentration de la boue = $0,3 \text{ mg.L}^{-1}$

References

- 1- A. Lachheb, S. Belhamidi, N. Zouhri, Y. A. Idrissi, M. Hafsi, M. Taky, M. El Amrani and A. Elmidaoui, Performances analysis of the reverse osmosis desalination plant of brackish water used for drinking water: Tagounite, Morocco, *Journal of Chemical and Pharmaceutical Research*, 2016,119-129.
- 2- M. Farhaoui, M. Derraz, Review on Optimization of Drinking Water Treatment Process, *Journal of Water Resource and Protection*, 2016, 777-786.
- 3- T. H. Karim, B. Brahim, B.A. Mansri, Comparative Study Between New Polyacrylamide Based Copolymer Poly(AM4VP) and a Cationic Commercial Flocculant: Application in Turbidity Removal on SemiIndustrial Pilot, *Journal of Polymers and the Environment*, 2018, 1550–1558.
- 4- B. Meghzili, Z. Marsa, M.S. Medjram, *Catal. Sci. Technol*, 2008, 71-78
- 5- R. Babu, N.S. Badri Narayana, N.S. Begum, N. Anantharaman, *J. Chem. Technol. Metall*, 2007, 201-206.
- 6- A. Mukheled, *Int. J. Water Res. Environ. Eng*, 2012, 4, 79-92.
- 7- E. Lefebvre, *Wat.Sci.Tech*, 1990, 591-606.
- 8- P.K. Raghuwanshi, M. Mandloi, A.J. Sharma, H.S. Malviya, S. Chaudhari, *Int J Environ Res Public Health*.2, 2014, 47-58.
- 9- N. E L Harrak, F. Elazhar, S. Belhamidi, M. Elazhar, J. Tourir, A. Elmidaoui, *Journal of Materials and Environmental Science*, 2015, 383-390.
- 10- M. Hafsi, A. Khaoua, S. Ben Abdellah, M. El Mghari, *Desalination*, 2004,167, 209-216.
- 11- E. O. Oke, L.A. Jimoda, D.O. Araromi, Determination of biocoagulant dosage for water clarification using developed neuro-fuzzy network integrated with a user-interface-based calculator, *Water Science and Technology: Water Supply*, 2017,18, 1783-1792.
- 12- B. Lamrini, E.K. Lakhali, A Survey of Deep Learning Methods for WTP Control and Monitoring, *Desalination and Water Treatment*, 2018.
- 13- J. GOUPY, *Plans d'expériences pour surfaces de réponse* Ed. Dunod, 1999.
- 14- E.P. George, B. Norman, R. Draper, *Empirical model-building and response surface*, Ed. John Wiley & Sons, 1987.
- 15- D.H. Doehlert, *Uniform shell designs*, 1970, 231–9.
- 16- C.T. Driscollm, W.D. Schecher, A.M.A. *Arch. Ind. Health*, 1988, 59-122.
- 17- M. Farhaoui, M. Derraz, *J. Chem. Pharm. Res*, 2016, 749-775.

Conclusion générale et perspectives

L'eau est la source de la vie. En effet, les ressources en eau jouent un rôle primordial comme vecteur de tout développement. Cependant, elles sont sujettes à plusieurs contraintes et problèmes relatifs aux différents facteurs qui y sont liées. L'opérationnalisation et la gestion des installations et les structures destinées à la mobilisation et le traitement d'eau, sont parmi d'autres, des indicateurs du degré de l'efficacité de la gouvernance des ressources en eau.

Au Maroc, une centaine de structures ont été réalisées pour le traitement des eaux. L'optimisation du fonctionnement de ces structures notamment les stations de traitement des eaux est d'une importance cruciale. Cette optimisation a pour l'objectif la minimisation des charges d'exploitation et la protection de l'environnement. Dans ce contexte, ce travail s'est intéressé à l'optimisation de fonctionnement de la station de traitement de khénifra. Le choix de cette station est justifié par le fait que c'est la première expérience de déminéralisation des eaux de surface au Maroc.

Cette station est réalisée pour assurer le traitement de l'eau brute de l'oued Oum Rbiâa par le procédé membranaire (osmose inverse) couplé au prétraitement conventionnel 'coagulation-floculation-décantation'.

L'originalité de ce travail est présentée par deux volets ; l'autopsie de la membrane d'osmose inverse de la station de khénifra par les méthodes de diffraction par les rayons X, FTIR et MEB et l'optimisation de prétraitement par la méthode de plan d'expérience.

L'autopsie de la membrane d'osmose inverse de la station de khénifra a été réalisée dans le but d'identifier les principaux composés responsables du colmatage, cette analyse a été réalisée suivant les étapes clés de la procédure d'autopsie membranaire qui sont la sélection de l'élément représentatif, la dissection, l'analyse et l'identification.

L'autopsie a été effectuée sur une membrane encrassée du premier étage de la ligne utilisée pendant 5 ans, et présentent la majorité des problèmes. Après l'étape de la sélection de l'élément représentatif, la dissection de la membrane a été réalisée. Un échantillon représentatif de la membrane de 9 cm² a été prélevé et a été analysé. D'après les résultats de la diffraction par le rayon X, les principaux composés constituant la couche colmatante sont le CaCO₃ avec un pourcentage de 38,70% et Al₂O₃ 17,42%.

Une spectroscopie infrarouge a été aussi utilisée afin d'étudier les réactions chimiques de la couche déposée à la surface de la membrane, c'est-à-dire d'identifier les molécules qui apparaissent lors de la formation de la couche.

Le spectre FT-IR montre clairement des bandes d'absorption caractéristiques de CaCO_3 à 865 cm^{-1} et les bandes divisées à 1419 et 1490 cm^{-1} . Cela confirme que les précipités de carbonate de calcium sont au stade initial. En revanche, les bandes d'absorption à 713 et 876 cm^{-1} suggèrent la formation de calcite ce qui est cohérent avec les résultats de l'XRD.

La microscopie électronique à balayage couplé à l'EDX a aussi confirmé l'existence des carbonates de calcium et des sulfates d'aluminium sous forme d'agrégats bien visibles.

D'après ces analyses, il a été révélé que les principaux éléments responsables du colmatage sont l'hydroxyde d'aluminium résultant probablement d'un excès d'aluminium introduit dans l'eau d'alimentation pendant l'étape de coagulation par le sulfate d'aluminium et les bicarbonates de calcium résultant d'un sous dosage de l'antiscalant et la nature de sol.

Afin de réduire le colmatage à la surface de la membrane, il a été recommandé d'améliorer le prétraitement par l'optimisation du pH de floculation, l'optimisation de pH permettra à avoir un aluminium résiduel de l'eau pré-filtrée convenable et à la valeur recommandée par le fabricant de la membrane.

La méthode des plans d'expériences a été appliquée pour optimiser la dose du coagulant de sulfate d'aluminium, la matrice expérimentale proposée par Doehlert (1970) a été utilisée sur les deux variables, le pH et la dose du Sulfate d'Aluminium.

L'effet d'interaction entre le pH et la dose de Sulfate d'Aluminium indique clairement une combinaison appropriée entre ces deux facteurs. La concentration optimale pour une réduction maximale de l'aluminium résiduel a été observée à un pH de 6,5 et à une dose de Sulfate d'Aluminium de $18,5 \text{ mg.L}^{-1}$ aussi la valeur observée de l'aluminium résiduel optimale est de $0,03 \text{ mg.L}^{-1}$, inférieur à $0,05 \text{ mg.L}^{-1}$.

Pour connaître l'efficacité de l'ajout de la recirculation de la boue sur le traitement des eaux de surface de la station de traitement du khénifra, quinze essais expérimentaux avec différentes combinaisons de trois facteurs ont été réalisés. Les variables utilisées pour l'analyse étaient le pH, la dose du Sulfate d'Aluminium et la concentration de la recirculation de la boue.

Les résultats ont montré que la recirculation de la boue n'a aucune influence sur les fuites d'aluminium, L'ajout de la boue améliore la vitesse de floculation ainsi que l'homogénéisation des floes. La valeur maximale réduite d'aluminium résiduel est égale $0,03 \text{ mg.L}^{-1}$ lorsque les

paramètres sont fixés comme suit : pH=6, 5, Sulfate d'aluminium = 19 mg.L⁻¹ et concentration de la boue = 0,3 mg.L⁻¹.

L'optimisation de la dose de sulfate d'aluminium comme coagulant a été réalisée pour réduire les charges d'exploitation et maîtriser le fonctionnement de la station de traitement d'une part et d'autre part, minimiser le colmatage des membranes.

Cette étude que nous avons réalisée a permis l'optimisation du processus de traitement de l'eau potable, ceci peut servir pour les prochains projets de déminéralisation des eaux de surface.

Certains aspects méritent d'être approfondis, Parmi ces perspectives, nous proposons:

- ✚ L'actualisation du modèle de calcul de la dose de sulfate d'aluminium et l'élaboration d'une base de données dynamiques;
- ✚ La réalisation d'une application pour le suivi de la dose de sulfate d'aluminium ainsi que la dose en aluminium résiduel correspondant;
- ✚ Optimisation de la dose de l'antiscalant et la vérification de son injection directement sans dilution pour éviter la précipitation des carbonates de calcium et du sulfate de calcium;
- ✚ Suivi de la qualité de l'eau brute en ajustant la dose de l'anti-tartre car la minéralisation de l'eau change périodiquement.

Référence bibliographique

- 1- S. Jamaly, J. Darwish, N.N. Ahmed, S.W. Hasan, A short review on reverse osmosis pretreatment technologies. *Desalination* (2006) 354, 30–38.
- 2- R.J.W. Brewin, T. P.J. Cyronak, P.L. Bresnahan, A.J. Andersson, J. Richard, K. Hammond, O. Billson, L.de Mora, T. Jackson, D. Smale, Comparison of two methods for measuring sea surface temperature when surfing, *Oceans*, (2000) 1, 6–26.
- 3- F. Macedonio, G.Di Profio, E. Curcio, E. Drioli , Integrated membrane systems for seawater desalination, *Desalination*,(2006) 200,612–614.
- 4- R.Benner, B. Biddanda, B. Black, M. McCarthy, size distribution, and stable carbon and nitrogen isotopic compositions of marine organic matter isolated by tangential-flow ultrafiltration, *Marine Chemistry*,(1997) 57, 243-263
- 5- F.N. Kemmer, Manuel de l'eau, Technique & Documentation Lavoisier. (1984) ISBN 2-85206-220-8.
- 6- M.L. Belghiti, A. Chahlaoui, D. Bengoumi, R. El Moustaine. Etude de La qualité physico -chimique et bactériologique des eaux souterraines de la nappe plio-quaternaire dans la région de Mknès : Maroc., *Larhyss Journal*, (2003):n°14, p 21-36.
- 7- P. P. Coetzee, L. Coetzee. R. Puka, S. Mubenga. Characterisation of selected South African clays for removal defluoridation of natural waters. *Water SA* 3 (29); (2003): 331.
- 8- P. Mazet. Les eaux souterraines riches en fluor dans le monde. Université des Sciences et Technologies Montpellier II. IRD (2002): 45 p.
- 9- A. Al-Amoudi, R. W. Lovitt. Fouling strategies and the cleaning system of NF membranes and factors affecting cleaning efficiency. *J. Memb. Sci.* 303 (2007): 4–28.
- 10- H. Mjengera, G. Mkongo. Appropriate defluoridation technology for use in fluorotic areas in Tanzania. *Phys. and Chem. of the Earth* 28 (2003) : 1097-1104.
- 11- M. Pontié, M. Rumeau, M. Ndiaye, C. M. Diop. Sur le problème de la fluorose au Sénégal : bilan des connaissances et présentation d'une nouvelle méthode de défluoruration des eaux de boisson. *Cahier Santé* 6 (1996) : 27-36.
- 12- S. J. Gaciri, T. C. Davies. The occurrence and geochemistry of fluoride in some natural waters in Kenya. *Hydrological Science Journal* 143 (2007): 395-412.
- 13- T. Chernet, Y. Travi, V. Valles. Mechanism of degradation of the quality of natural water in the lakes Region of the Ethiopian rift valley. *Water Res.* 12 (35); (2002): 2819-2832.
- 14- M. Pontié, J. C. Schrotter, A. Lhassani, C. K. Diawara. Traitement des eaux destinées à la consommation humaine. Elimination domestique et industrielle du fluor en excès. Fluor et Environnement. *L'actualité chimique* - n° 301-302 Octobre-Novembre (2006): 2-7.
- 15- E. Malinowska, I. Inkielewicz, W. Czarnowski, P. Szefer. Assessment of fluoride concentration and daily intake by human from tea and herbal infusions. *Food and Chemical Toxicology* 46 (2008): 1055–1061.
- 16- E. E. Alturfan, A. Yarat, S. Akyuz. Fluoride levels in various black tea, herbal and fruit infusions consumed in Turkey. *Food and Chemical Toxicology* 47 (2009): 1495– 1498.
- 17- A. Simon, L.D. Nghiem, P. Le-Clech, S.J. Khan, J.E. Drewes. Effects of membrane degradation on the removal of pharmaceutically active compounds (PhACs) by NF/RO filtration processes, *Journal of Membrane Science* 46 (2009): 340,16-25
- 18- J. Yi, J. Cao. Tea and fluorosis. *Journal of Fluorine Chemistry* 129 (2008): 76–81.

- 19- G. Viswanathan, A. Jaswanth, S. Gopalakrishnan, S. Siva ilango, G. Aditya. Determining the optimal fluoride concentration in drinking water for fluoride endemic regions in South India. *Science of the Total Environment* 407 (2009): 5298–5307.
- 20- Z. Mandinic, M. Curcic, B. Antonijevic, C. P. Lekic, M. Carevic. Relationship between fluoride intake in Serbian children living in two areas with different natural levels of fluorides and occurrence of dental fluorosis. *Food and Chemical Toxicology* 47 (2009): 1080–1084.
- 21- M. N. M. Dia. Etude d'un foyer de fluorose dentaire et osseuse au Sénégal: village de Ndangarlame (région de Fatick); *thèse de Doctorat en Médecine n° 4* (1993): 118p.
- 22- O. Fejerskov, F. Manji, V. Baelum. The nature and mechanisms of dental fluorosis in man. *J. Dent. Res. numéro special* 69 (2014): 692-700.
- 23- R. W. Evans, J. W. Stamm. An epidemiologic estimate of the critical period during which maxillary central incisors are most susceptible to fluorosis. *J. Public Health Dent.* 4 (51); (2001): 251-259.
- 24- H. Humbert, H. Gallard, V. Jacquemet, J.P. C roué, Combination of coagulation and ion exchange for the reduction of UF fouling properties of a high DOC content surface water, *Water Research*, 41(2007) 3803-3811
- 25- H.S. Muralidhara, “Challenges of Membrane Technology in the XXI Century” in *Membrane Technology: A Practical Guide to Membrane Technology and Applications in Food and Bioprocessing* (2007) 19–32
- 26- A. Simon, L.D. Nghiem, P. Le-Clech, S.J. Khan, J.E. Drewes , Effects of membrane degradation on the removal of pharmaceutically active compounds (PhACs) by NF/RO filtration processes, *Journal of Membrane Science* (2009) 340,16-25
- 27- B. Bozkaya-Schrotter, C. Daines, A.S. Lescourret, S. Bignon, P. Bréant, J.C. Schrotter, Treatment of trace organics in membrane concentrates I: pesticide elimination, *Water Science and Technology : Water Supply* 8(2010) 223-230
- 28- G. Schock, A. Miquel, Mass transfer and pressure loss in spiral wound modules, *Desalination* (2008) 64,339–352
- 29- D. Browne, H. Whelton, D. O’Mullane. Fluoride metabolism and fluorosis. *Journal of Dentistry* 33 (2005): 177–186
- 30- M. N. Tamer, B. K. Koroğlu, Ç. Arslan, M. Akdoğan, M. Koroğlu, H. Çam, M. Yildiz. Osteosclerosis due to endemic fluorosis. *Science of the Total Environment* 373 (2007):43–48
- 31- H. R. Li, Q. B. Liu, W. Y. Wang, L. S. Yang, Y. H. Li, F. J. Feng, X. Y. Zhao, K. Hou, G. Wang. Fluoride in drinking water, brick tea infusion and human urine in two counties in Inner Mongolia, China. *Journal of Hazardous Materials* 167 (2009): 892–895.
- 32- W. J. Koros, Y. H. Ma, T. Shimidzu. Terminology for membranes and membrane processes. *Pure and Appl. Chem.* 68 (7); (2006): 1479-1489.
- 33- A.G.Fane, C.Tang, & R.Wang, Membrane technology for water: microfiltration, ultrafiltration, nanofiltration, and reverse osmosis. *Treatise on Water Science* (2011) 301-335.
- 34- C. Fritzmann, J. Löwenberg, T. Wintgens, T. Melin. State-of-the-art of reverse osmosis desalination. *Desalination* 216 (2007) : 1-76.
- 35- L. Wang, C. Albasi, V.Faucet-Marquis, A. Pfohl-Leszkowicz, C. Dorandeu, Marion B., C. Causserand, Cyclophosphamide removal from water by nanofiltration and reverse osmosis membrane, *Water Research*, 43(2009) 4115-4122
- 36- S. Shirazi, C. J. Lin, D. Chen. Inorganic fouling of pressure-driven membrane processes – A critical review. *Desalination* 250 (2010): 236-248.
- 37- E1-Azizi I. M., Omran A. A. M. Design criteria of 10,000 m³/d SWRO desalination plant of Tajura, Libya. *Desalination* 153 (2002) 273-279.

- 38- L. Paugam, S. Taha, J. Cabon, G. Dorange. Elimination of nitrate ions in drinking waters by nanofiltration. *Desalination* 152 (2002): 271-274.
- 39- C. K. Diawara. Nanofiltration Process Efficiency in Water Desalination. *Sep. & Purif. Rev.* 37(3); (2008): 303-325.
- 40- M. Herzberg, M. Elimelech, Biofouling of reverse osmosis membranes: role of biofilm-enhanced osmotic pressure, *Journal of Membrane Science*(2007) 295, 11-20
- 41- K. Košutić, D. Dolar, & B. Kunst, on experimental parameters characterizing the reverse osmosis and nanofiltration membranes' active layer. *Journal of membrane science*, 282(2007) 109–114.
- 42- G. Pearce, Introduction to membranes: Filtration for water and wastewater treatment. *Filtration & separation*, 44(2007)24–27.
- 43- A. Lhassani, M. Rumeau, D. Benjelloun, M. Pontié. Selective demineralization of water by nanofiltration application to the defluorination of brackish water. *Wat. Res.* 35 (13); (2001): 3260–3264
- 44- X. L. Wang, W. J. Shang, D. X. Wang, L. Wu, C. H. Tu. Characterization and applications of nanofiltration membranes: State of the art. *Desalination* 236 (2009) 316–326.
- 45- A.V. Delgado, F. González-Caballero, R.J.Hunter, L.K.Koopal, & J. Lyklema, Measurement and interpretation of electrokinetic phenomena. *Pure Appl. Chem*, 77(2005) 1753–1805.
- 46- J. M. M. Peeters, M. H. V. Mulder, & H. Strathmann, streaming potential measurements as a characterization method for nanofiltration membranes. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 150(1999), 247–259.
- 47- A. M. Hassan, M. A. K. Al-Sofi, A. S. Al-Amoudi, A. T. M. Jamaluddin, A. M. Farooque, A. Rowaili, A. G. I. Dalvi, N. M. Kither, G. M. Mustafa, I. A. R. Al-Tisan. A new approach to membrane and thermal seawater desalination processes using nanofiltration membranes (Part 1). *Desalination* 118 (1998): 35-51.
- 48- Y-H.La, R. Sooriyakumaran, D.C. Miller, M. Fujiwara, Y. Terui, K. Yamanaka, B.D. McCloskey, B.D. Freeman, R.D. Allen, Novel thin film composite membrane containing ionizable hydrophobes: pH—dependent reverse osmosis membrane behavior and improved chlorine resistance, *Journal of Materials Chemistry* 20(2000) 4615-4620
- 49- P. Eriksson, M. Kyburz, W. Pergande. NF membrane characteristics and evaluation for sea water processing applications. *Desalination* 184 (2005): 281–294.
- 50- N. Hilal, H. Al-Zoubi, A. W. Mohammad, N. A. Darwish. Nanofiltration of highly concentrated salt solutions up to seawater salinity. *Desalination* 184 (2005): 315–326.
- 51- M. Tasaka, S. Tamura et N. Takemura. Concentration dependence of electroosmosis and streaming potential across charged membranes. *J. Memb. Sci.* 12 (2002): 169-182.
- 52- C. J. Van Oss. La rétention d'électrolytes par des membranes de cellophane dans un ultrafiltre. *Journal de Chimie Physique*, 60 (2003) : 648-650.
- 53- S. Pappenheimer. Determination of pore size and pore size distribution on Filtration membranes. *J. Memb. Sci.*, 96 (2014): 131-165.
- 54- M. D. Afonso, G. Hagemeyer, R. Gimbel. Streaming potential measurements to assess the variation of nanofiltration membranes surface charge with the concentration of salt solutions. *Sep. & Purif. Tech.* 22-23 (2001): 529–541.
- 55- S. Choi, Z. Yun, S. Hong, K. Ahn. The effect of co-existing ions and surface characteristics of nanomembranes on the removal of nitrate and fluoride. *Desalination* 133 (2001): 53-64.
- 56- G. Rice, A. Barber, A. O'Connor, G. Stevens, S. Kentish. Fouling of NF membranes by dairy ultrafiltration permeates. *J. Memb. Sci.* 330 (2009): 117–126

- 57- L. D. Nghiem, S. Hawkes. Effects of membrane fouling on the nanofiltration of trace organic contaminants. *Desalination* 236 (2009): 273–281.
- 58- H. Yacubowicz, & J. Yacubowicz, Nanofiltration: properties and uses. *Filtration & Separation*, 42(2005), 16–21
- 59- C. M. Nguyen, S. Bang, J. Cho, & K. W. Kim, Performance and mechanism of arsenic removal from water by a nanofiltration membrane. *Desalination*, 245(2009), 82–94.
- 60- A. D. Patterson, A. Havill, S. Costello, Y. H. See-Toh, A. G. Livingston, A. Turner. Membrane characterisation by SEM, TEM and ESEM: The implications of dry and wetted microstructure on mass transfer through integrally skinned polyimide nanofiltration membranes. *Sep. & Purif. Tech.* 66 (2009): 90–97
- 61- M. Karime, S. Bouguecha, B. Hamrouni. RO membrane autopsy of Zarzis brackish water desalination plant. *Desalination* 220 (2008): 258–266.
- 62- S. Lee, C. H. Lee. Effect of membrane properties and pretreatment on flux and NOM rejection in surface water nanofiltration. *Sep. & Purif. Tech.* 56 (2007): 1–8.
- 63- C. Jarusutthirak, S. Mattaraj, R. Jiratananon. Factors affecting nanofiltration performances in natural organic matter rejection and flux decline. *Sep. & Purif. Tech.* 58 (2007): 68–75.
- 64- H. K. Shon, S.H. Kim, S. Vigneswaran, R. Ben Aim, Sungyun Lee, J. Cho. Physicochemical pretreatment of seawater: fouling reduction and membrane characterization. *Desalination* 238 (2009): 10–21.
- 65- V. Freger, J. Gilron, S. Belfer. TFC polyamide membranes modified by grafting of hydrophilic polymers: an FT-IR/AFM/TEM study. *J. Memb. Sci.* 209 (2002): 283–292.
- 66- A. S. AL-Amoudi, A. M. Farooque. Performance restoration and autopsy of NF membranes used in seawater pretreatment. *Desalination* 178 (2005): 261–271.
- 67- A. Al-Amoudi, P. Williams, A. S. Al-Hobaib, R. W. Lovitt. Cleaning results of new and fouled nanofiltration membrane characterized by contact angle, updated DSPM, flux and salts rejection. *Applied Surface Science* 254 (2008): 3983–3992.
- 68- M. Mänttari, T. Pekuri, M. Nyström. NF270, a new membrane having promising characteristics and being suitable for treatment of dilute effluents from the paper industry. *J. Memb. Sci.* 242 (2004) : 107–116.
- 69- K. Boussu, B. Van der Bruggen, A. Volodin, J. Snauwaert, C. Van Haesendonck, C. Vandecasteele. Roughness and hydrophobicity studies of nanofiltration membranes using different modes of AFM. *J. of Colloid and Interface Science* 286 (2005): 632–638.
- 70- K.J. Howe, M.M. Clark, Fouling of Microfiltration and Ultrafiltration Membranes by Natural Waters. *Environmental Science and Technology*, 36 (2002) 3571–3576
- 71- M. Uchymiak, E. Lyster, J. Glater, Y. Cohen. Kinetics of gypsum crystal growth on a reverse osmosis membrane. *J. Memb. Sci.* 314 (2008) 163–172.
- 72- M. Mänttari, A. Pihlajamäki, M. Nyström. Effect of pH on hydrophilicity and charge and their effect on the filtration efficiency of NF membranes at different pH. *J. Memb. Sci.* 280 (2006): 311–320.
- 73- H. Huang, R. Spinette, C.R. O’Melia, Direct-flow microfiltration of aquasols: Impacts of particle stabilities and size. *Journal of Membrane Science*, 314(2008) 90–100.
- 74- S. Shirazi, C. Lin, D. Chen, Inorganic fouling of pressure-driven membrane processes — A critical review, *Desalination*, 1(2010) 236–248
- 75- G. Pearce, Introduction to membranes: fouling control. *Filtration & Separation* 44-6 (2007) 30–32.
- 76- H. Huang, T. Young, & J.G. Jacangelo, Novel approach for the analysis of bench-scale, low pressure membrane fouling in water treatment. *Journal of Membrane Science*, 334(2009) 1–8

- 77- R. Benner, B. Biddanda, B. Black, M. McCarthy, Abundance, size distribution, and stable carbon and nitrogen isotopic compositions of marine organic matter isolated by tangential-flow ultrafiltration, *Marine Chemistry* 57(1997)243-263
- 78- A. Fellah, Contribution à l'étude des polluants métalliques dans l'eau et les sédiments de l'estuaire de la Tafna (Rachgoune, Tlemcen). magister en chimie 2010 Université de Tlemcen.
- 79- M.L, Belghiti, A. Chahlaoui, D. Bengoumi, R. El Moustaine, Etude de La qualité physico-chimique et bactériologique des eaux souterraines de la nappe plio-quaternaire dans la région de Mknès .Maroc. *Larhyss Journal*, 14 (2013) p 21-36.
- 80- A.G, Fane, C. Tang, R. Wang, Membrane technology for water: microfiltration, ultrafiltration, nanofiltration, and reverse osmosis. *Treatise on Water Science*, (2011) 301-335.
- 81- C. Rouquié, Microfiltration de jus de fruits et suspensions à base de fruits : faisabilité et performances d'une filtration par membranes immergées.
- 82- C. Liu, L. Chen, L. Zhu, Fouling behavior of lysozyme on different membrane surfaces during the MD operation: An especial interest in the interaction energy evaluation, *Water Research* (2007)119-33
- 83- L.D, Nghiem, S. Hawkes, Effects of membrane fouling on the nanofiltration of pharmaceutically active compounds (PhACs): Mechanisms and role of membrane pore size, *Separation and Purification Technology*, 57(2007) 176-184
- 84-
- 85- B. Xiong, L. Andrew, A. Zydney, M. Kumar, Fouling of microfiltration membranes by flowback and produced waters from the Marcellus shale gas play, *Water Research* 99 (2006) 162-170
- 86- D. W. Smith, R. K. Guest, C. P. Svrcek, & K. Farah bakhsh, Public health evaluation of drinking water systems for First Nations reserves in Alberta, Canada. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 5(2017), S1-S17.
- 87- L.E. Bradford, L.A. Bharadwaj, U. Okpalauwaekwe and C.L Waldner, "Drinking water quality in Indigenous communities in Canada and health outcomes: a scoping review. *Int J Circumpolar Health* 75 (2016):32336.
- 88- S. Shirazi, C.J. Lin, D. Chen, Inorganic fouling of pressure-driven membrane processes – a critical review. *Desalination* 250 (2017) 236–248
- 89- F.S. Fan, H.D. Zhou, Interrelated effects of aeration and mixed liquor fractions on membrane fouling for submerged membrane bioreactor process in wastewater treatment. *Environmental Science and Technology* 41 (2007), 2523– 2528
- 90- E. Arkhangelsky, F. Wicaksana, C. Tang, A. A.Al-Rabiah, R. Wang, R., Combined organic–inorganic fouling of forward osmosis hollow fiber membranes, *Water Research* (2012)46-19.
- 91- C. K. Diawara, S. M. Lô, M. Rumeau, M. Pontié, O. Sarr. A phenomenological mass transfer approach in nanofiltration of halide ions for a selective defluorination of brackish drinking water. *J. Memb. Sci.* 219 (2003): 103-112.
- 92- N. B. Frarès, S. Taha, G. Dorange. Influence of the operating conditions on the elimination of zinc ions by nanofiltration. *Desalination* 185 (2005): 245–253.
- 93- N. B. Frarès, S. Taha, G. Dorange. Influence of the operating conditions on the elimination of zinc ions by nanofiltration. *Desalination* 185 (2005): 245–253.
- 94- H. Al-Zoubi, W. Omar. Rejection of salt mixtures from high saline by nanofiltration membranes. *Korean J. Chem. Eng.* 26(3); (2009): 799-805.
- 95- E. M. V. Wagner, A. C. Sagle, M. M. Sharma, B. D. Freeman. Effect of crossflow testing conditions, including feed pH and continuous feed filtration, on commercial reverse osmosis membrane performance. *J. Memb. Sci.* 345 (2009): 97-109.

- 96- S. C. J. M. van Hoof, J. G. Minnery, B. Mack. Performing a membrane autopsy. *Desalination & Water Reuse*. 11 (2002): 40-46.
- 97- A. P. de los Rios, F. J. H. Fernandez, F. T. Alonson, J. M. Palacios, D. Gomez, M. Rubio, G. Villora. A SEM-EDX study of highly stable supported liquid membranes based on ionic liquids. *J. Memb. Sci.* 300 (2007): 88-94.
- 98- A. Jawor, E. M. V. Hoek. Effects of feed water temperature on inorganic fouling of brackish water RO membranes. *Desalination* 235 (2009): 44-57.
- 99- A. Martin, F. Martinez, J. Malfeito, L. Palacio, P. Pradanos, A. Hernandez. Zeta potential of membranes as a function of pH Optimization of isoelectric point evaluation. *J. Memb. Sci.* 213 (2003): 225-230.
- 100- N. B. Amar, H. Saidani, J. Palmeri, A. Deratani. Effect of temperature on the rejection of neutral and charged solutes by Desal 5 DK nanofiltration membrane. *Desalination* 246 (2009): 294-303. A. Tor. Removal of fluoride from an aqueous solution by using montmorillonite. *Desalination* 201 (2006): 267-276.
- 101- A. Dièye, C. M. Diop, M. Rumeau. Les procédés de défluoruration des eaux de boisson. *Tribune de l'Eau* 568 (2) (1994): 27-34.
- 102- D. Habibi, O. Marvi. Montmorillonite KSF clay as an efficient catalyst for the synthesis of 1,4-dioxo-3,4-dihydrophthalazine-2(1H)-carboxamides and -carbothioamides under solvent-free conditions using microwave irradiation. *Catalysis Communications* 8 (2007): 127-130.
- 103- B. Kemer, D. Ozdes, A. Gundogdu, V. N. Bulut, C. Duran, M. Soylak. Removal of fluoride ions from aqueous solution by waste mud. *J. of Hazardous Materials* 168 (2009): 888-894.
- 104- C. A. Kailash, K. G. Sunil, B. G. Akhilendra. Development of new low cost defluoridation technology (KRASS). *Wat. Sci. Tech.*; 2 (40) (1999): 167-173.
- 105- B. Kemer, D. Ozdes, A. Gundogdu, V. N. Bulut, C. Duran, M. Soylak. Removal of fluoride ions from aqueous solution by waste mud. *J. of Hazardous Materials* 168 (2009): 888-894

Résumé

L'usine de dessalement par osmose inverse de la ville de Khénifra au Maroc, combine un traitement conventionnel avec un procédé d'Osmose Inverse (OI). Depuis son démarrage, plusieurs problèmes ont été rencontrés au sein de l'unité d'Osmose Inverse liés à l'encrassement des membranes, ce qui déclenche des arrêts de la production avec des nettoyages fréquents appliqués. Plusieurs investigations ont été effectuées pour comprendre l'origine du problème, sa résolution afin d'améliorer le système de production. Ainsi au cours de ce travail, nous avons étudié les causes de ces dysfonctionnements et ce, à travers une caractérisation de la couche d'encrassement des membranes d'osmose inverse par différentes techniques telles que la microscopie électronique à balayage, la spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier et la diffraction des rayons X. Les résultats montrent que la couche de salissure se compose principalement par des minéraux : Al_2O_3 , CaSO_4 et CaCO_3 . Lors de ce travail, il a été révélé le principal élément responsable du colmatage est l'hydroxyde d'aluminium, probablement dû à un excès de coagulant à base d'aluminium introduit dans l'eau d'alimentation pendant l'étape de prétraitement, ce qui peut provoquer des fuites d'aluminium appelé «aluminium résiduel» dans l'eau filtrée. Il est à préciser que selon les exigences du fabricant de ces membranes, la teneur résiduelle en aluminium dans l'eau à déminéraliser par Osmose Inverse ne doit pas dépasser $0,05 \text{ mg.L}^{-1}$. Par ailleurs, et lors du traitement classique préalable à l'Osmose Inverse, une application du plan expérimental de Doehlert a été réalisée sur l'étape de coagulation. La concentration optimale pour une réduction maximale de l'aluminium résiduel a été observée à un pH de 6,5 et à une dose de Sulfate d'Aluminium de $18,5 \text{ mg.L}^{-1}$. A ces valeurs de pH et de la concentration en Sulfate d'aluminium, la valeur de l'aluminium résiduel optimale est de $0,03 \text{ mg.L}^{-1}$.

Mot-clé : eau ; dessalement ; aluminium résiduel ; coagulation-floculation ; sulfate d'aluminium, plan expérimental de Doehlert

Abstract

The city of Khenifra is located in the middle of the Atlas mountains, in Morocco. The nearby «Oum Rbiâa » river is used to provide the city and the region with drinking water. This plant uses both conventional and reverse osmosis to produce $36,290 \text{ m}^3$ of drinking water per day until 2030. Since it first went into service in June 2013, this plant has experienced multiple reverse osmosis related issues due to the fouling of the membranes. Production must stop in order to clean them. Multiple investigations were conducted to identify the issue and find a solution to improve the production system. To determine the malfunction cause, an analysis of the foul layer was done using multiple tools such as scanning electron microscopy (SEM), Fourier transform infrared spectroscopy (FTIR) and X-ray diffraction (XRD). The results indicate that the layer is mostly made of Al_2O_3 , $\text{Ca}(\text{SO}_4)$ and CaCO_3 . According to the identifications, it has been revealed that the main element responsible for the clogging is residual aluminum hydroxide. This is the probably the result of the excess coagulant introduced into the water during the pretreatment stage. This can lead to aluminum leaks known as « residual aliminium » in the filtered water. It is worth stating that according to the membrane suppliers, the residual aluminum concentration in the water that is to be treated by reverse osmosis, must not exceed 0.05 mg.L^{-1} . Moreover for the conventional water treatment, an application of the experimental Doehlert plan was conducted on the coagulation stage. The optimal concentration by a maximal reduction in the residual aluminum was observed at 6.5 pH and at a 18.5 mg.L^{-1} Aluminum Sulfate concentration. At these values the recorded concentration of aluminum was 0.03 mg.L^{-1} below the 0.05 mg.L^{-1} .

Keywords: membrane; residual aliminium; water; reverse osmosis; aluminium sulfate ;pretreatment.

Année Universitaire : 2020/2021