

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

المدرسة الوطنية العليا لعلوم البحر وتهيئة الساحل

Ecole Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral



MEMOIRE DE FIN d'ETUDE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME  
D'INGENIEUR EN SCIENCES DE LA MER

OPTION : Environnement Marin et Côtier

Thème :

**Caractérisation des rejets de saumure  
des stations de dessalement et leur  
impact sur le milieu récepteur**

Présenté par :

**RADJAI Abdessalam**

**LIFA Akram**

Soutenu le 30/10/2021 devant le jury suivant :

Mme BACHARI H.	ENSSMAL	Présidente
Mme ADEM A.A.	ENSSMAL	Promotrice
Mme BELKACEM Y.	CNRDPA	Co-promotrice
Mme MOKRANE Z.	ENSSMAL	Examinatrice
Mme KERAGHEL M.	ENSSMAL	Examinatrice

Promotion : 2020/2021

## **REMERCIEMENTS**

On remercie premièrement le Dieu tout puissant qui ne cesse de nos protéger, merci seigneur de nos accorder ta bénédiction à travers notre soutenance,

Nous tenons à exprimer tout d'abord nos remerciements et gratitude à Madame Houma Bachari F., Professeur à l'ENSSMAL, de nous avoir fait l'honneur de présider notre mémoire malgré ses préoccupations pédagogiques et administratives.

Nous exprimons nos plus vifs remerciements aux membres des jury, Madame Mokrane Z., Maitre de conférences à l'ENSSMAL, et Madame Keraghel M., Maitre de conférences à l'ENSSMAL, qui ont accepté d'évaluer notre travail de fin d'étude, nous vous sommes très reconnaissant.

On exprime nos profondes gratitude, respect et reconnaissances à notre encadreur Madame Adem Amina Amel Maitre assistante à l'ENSSMAL, pour sa bonne volonté d'accepter de nous encadrer, et pour tout le temps qu'elle nous accordé et avoir fait preuve de patience et d'attention afin de nous donner les indications nécessaires au bon déroulement de notre projet de fin d'études ;

On remercie Mme Belkacem Yasmina attachée de recherche au niveau du CNRDPA, notre Co-promotrice qui a accepté de nous aider et de nous soutenir.

Nous tenons à remercier vivement, le personnel technique de l'ENSSMAL, Mr. Malik, Mr. Noredinne, Mr. Aroua et Mme Houda ingénieurs de laboratoire à ENSSMAL et Mr. Youcef, pour leurs aide, gentillesse et pertinence ;

Nous remercions tous ceux qui nous ont aidé de près ou de loin à la réalisation de ce mémoire;

Finalement, nous adressons nos profonds remerciements à nos familles qui ont toujours été présents à nos côtés au long de ce projet de fin d'étude.

**DÉDICACE**

*Je dédie ce modeste travail*

*A mon grand-père Allah yerhamhou.*

*A mes sources d'inspiration mes parents, pour leurs sacrifices,*

*leurs amours et leurs soutiens.*

*A mes frères Bilel, Khierreddine, Oussama et Nassim.*

*A mes chers amis Moncef, Pidro, Dahmane, Khalil, Charaf, Lanwa,*

*Sami, Akram, Cef, Imad Ramdan, Anis Sehil, , Hiba, Nada El*

*Hanine, Manel, Rym, Houria et Houda,*

*A mon Binôme Akram.*

*Islem*

## SOMMAIRE

REMERCIEMENTS .....	i
DÉDICACE.....	ii
LISTE DES FIGURES .....	vi
LISTE DES TABLEAUX.....	ix
INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
I. Chapitre I : Impact du dessalement de l'eau de mer sur l'environnement.....	5
Introduction .....	6
I.1 Impacts du dessalement sur la qualité de l'air.....	6
I.2 Impacts du dessalement sur la qualité de l'eau de mer .....	7
I.3 Impacts du dessalement sur la composante biologique .....	10
I.3.1 Impact de la salinité .....	10
I.4 Impact de la caléfaction.....	10
I.5 Autres impacts.....	12
I.5.1 Bruit et vibrations .....	12
I.5.2 Occupation du sol .....	12
I.5.3 Impact sur l'aquifère.....	12
Conclusion.....	12
II. Chapitre II : Gestion et valorisation des rejets de saumures .....	15
Introduction .....	16
II.1 Méthodes d'élimination de la saumure : .....	16
II.1.1 Rejet à la côte :.....	16
II.1.2 Rejet submergé : .....	17
II.1.3 L'injection en puits profond : .....	18

II.1.4	Bassins d'évaporation :.....	18
II.1.5	Épandage :.....	18
II.2	Valorisation de la saumure :.....	19
II.2.1	Phytodessalement :.....	20
II.2.2	La distillation par membrane: .....	20
II.2.3	L'osmose inverse à deux étages : .....	21
II.2.4	Osmose directe :.....	22
II.2.5	Électrodialyse :.....	22
II.3	Aspects juridiques des rejets de saumure :.....	23
	Conclusion.....	23
III.	Chapitre III : Matériel et Méthodes.....	25
III.1	Site d'étude.....	26
III.1.1	Situation géographique : .....	26
III.1.2	Fonctionnement de la station de dessalement :.....	27
III.2	Matériels et méthodes.....	29
III.2.1	Stratégie d'échantillonnage :.....	29
III.2.2	Travaux effectués en mer.....	30
III.2.3	Travaux effectués au laboratoire :.....	31
III.2.4	Traitements des données :.....	34
IV.	Chapitre IV : Résultats et discussion.....	35
	Introduction :.....	36
IV.1	Caractérisation des rejets de saumure : .....	36
IV.1.1	Variation des paramètres physico-chimiques : .....	36
IV.1.2	Paramètres indicateurs de pollution :.....	43
IV.1.3	Variation des sels nutritifs : .....	47
IV.1.4	Variation des paramètres microbiologiques : .....	48

IV.1.5	Étude qualitative et quantitative des populations phytoplanctoniques : .....	49
IV.2	Évaluation de la qualité du milieu récepteur : .....	53
IV.2.1	Variation des paramètres physico-chimiques : .....	53
2.1.1.	Variation de la conductivité : .....	55
IV.2.2	Paramètres indicateurs de pollution : .....	58
IV.2.3	Variation des sels nutritifs : .....	62
IV.2.4	Étude qualitative et quantitative des populations phytoplanctoniques : .....	64
IV.3	Analyse en composantes principales .....	69
CONCLUSION GÉNÉRALE .....		71
Références .....		71
Annexes .....		71

**LISTE DES FIGURES**

**Figure 1:** Schéma simplifié du processus de dessalement en termes d'entrées et de sorties (Elsaid et al., 2020) ..... 6

**Figure 2:** Rejet à la côte de la saumure produite par la station de dessalement de Palm-Beach (ADEM, 2017) ..... 17

**Figure 3:** Émissaire du rejet de saumure avec diffuseur de la station de dessalement de Fouka (Belhanafi et al., 2016)..... 17

**Figure 4:** Schéma du processus intégré du dessalement de l'eau de mer par osmose inverse et distillation par membrane sous vide (DMV) (Mericq et al, 2010). ..... 20

**Figure 5:** Schéma d'un système de dessalement d'eau de mer par OI à deux étages avec conversion de la saumure (Kurihara et al, 2001). ..... 21

**Figure 6:** Schéma simplifié du procédé d'osmose directe (Alex et Ouellet, 2018). ..... 22

**Figure 7:** Localisation géographique de la zone d'étude Plage de Palm Beach..... 26

**Figure 8:** Photographie du schéma général de la station de dessalement de Palm Beach..... 27

**Figure 9:** Crépine d'aspiration (ADEM, 2017). ..... 28

**Figure 10 :** Localisation des stations de prélèvement. .... 30

**Figure 11:** Variation de la température de la saumure et de l'eau brute (station opérationnelle). ..... 37

**Figure 12:** Variation de la température de la saumure et de l'eau brute (station à l'arrêt). .... 37

**Figure 13:** Variation du pH de la saumure et de l'eau brute (station opérationnelle). ..... 38

**Figure 14:** Variation du pH de la saumure et de l'eau brute (station à l'arrêt). ..... 38

**Figure 15:** Variation de la salinité de la saumure et de l'eau brute (station opérationnelle).. 39

**Figure 16:** Variation de la salinité de la saumure et de l'eau brute (station à l'arrêt). ..... 40

**Figure 17:** Variation de la conductivité de la saumure et de l'eau brute (station opérationnelle). ..... 41

**Figure 18:** Variation de la conductivité de la saumure et de l'eau brute (station à l'arrêt). .... 41

**Figure 19:** Variation de l'oxygène dissous de la saumure et de l'eau brute (station opérationnelle). ..... 42

<b>Figure 20:</b> Variation de l'oxygène dissous de la saumure et de l'eau brute (station à l'arrêt). .....	42
<b>Figure 21 :</b> Variation de la turbidité de la saumure et de l'eau brute (station opérationnelle). .....	44
<b>Figure 22:</b> Variation de la turbidité de la saumure et de l'eau brute (station à l'arrêt). .....	44
<b>Figure 23:</b> Variation de la matière en suspension de la saumure et de l'eau brute (station opérationnelle).....	45
<b>Figure 24:</b> Variation de la matière en suspension de la saumure et de l'eau brute (station à l'arrêt).....	45
<b>Figure 25:</b> Variation de la matière organique particulaire de la saumure et de l'eau brute (station opérationnelle).....	46
<b>Figure 26:</b> <i>Variation de la matière organique particulaire de la saumure et de l'eau brute (station à l'arrêt).</i> .....	46
<b>Figure 27:</b> Variation des concentrations en sels nutritifs de la saumure et de l'eau d'alimentation.....	47
<b>Figure 28:</b> Variation des concentrations des germes microbiologiques.....	48
<b>Figure 29:</b> Abondance des groupes phytoplanctoniques des échantillons d'eau brute, de saumure et d'eau produite (station opérationnelle). .....	50
<b>Figure 30:</b> Caractérisation des échantillons d'eau brute, de saumure et d'eau produite (station opérationnelle).....	51
<b>Figure 31:</b> Abondance des groupes phytoplanctoniques des échantillons d'eau brute, de saumure et d'eau produite (Station à l'arrêt).....	52
<b>Figure 32:</b> Caractérisation des échantillons d'eau brute, de saumure et d' eau produite (Station à l'arrêt). .....	53
<b>Figure 33:</b> Variation des paramètres physico-chimiques de l'eau de mer (Station opérationnelle).....	56
<b>Figure 34:</b> Variation des paramètres physico-chimiques de l'eau de mer lors de la campagne du 21/06/2021(Station à l'arrêt). .....	57
<b>Figure 35:</b> Variation des paramètres indicateurs de pollution (station opérationnelle). .....	60

**Figure 36:** Variation des paramètres indicateurs de pollution (station à l'arrêt)..... 61

**Figure 37:** Variation des concentrations des sels nutritifs en fonction des stations..... 63

**Figure 38:** Distribution des densités cellulaires totales (cell/l) des populations phytoplanctoniques sur toutes les stations (Station opérationnelle)..... 65

**Figure 39:** Distribution des densités cellulaires totales (cell/l) des populations phytoplanctoniques sur toutes les stations (station à l'arrêt)..... 67

**Figure 40:** Projection des variables sur le plan factoriel (1x2) ..... 70

**Figure 41:** Projection des variables et des observations sur le plan factoriel (1x2) ..... 70

**LISTE DES TABLEAUX**

**Tableau 1:** Émissions atmosphériques produites par les stations de dessalement en fonction du type de procédé par jour (Raluy et al., 2006). ..... 7

**Tableau 2:** Émissions atmosphériques et empreinte carbone des stations de dessalement situées en EAU (Liu et al., 2015) ..... 7

**Tableau 3:** Composition chimique de l'eau de mer et de la saumure de l'unité de dessalement de Tajoura (Brika et al. 2016). ..... 9

**Tableau 4:** Impacts de la caléfaction sur la biocénose marine (Miri, et al. 2005) ..... 11

**Tableau 5:** Grille des impacts environnementaux associés aux procédés de dessalement (Loizides, 2003). ..... 14

**Tableau 6:** Principales méthodes utilisées pour l'élimination de la saumure (Zander, 2008). 19

**Tableau 7:** Equipement de l'osmose inverse dans la station de dessalement Palm Beach. .... 29

**Tableau 8:** Matériels et méthodes utilisées en fonction du type d'analyse. .... 33

**Tableau 9:** Résultats des paramètres physico-chimiques de la saumure et de l'eau brute. .... 36

**Tableau 10 :** Résultats des paramètres indicateurs de pollution mesurés pour la saumure et de l'eau brute (eau de mer). ..... 43

**Tableau 11:** Résultats du phytoplancton des échantillons d'eau brute, de saumure et d'eau produite (station opérationnelle). ..... 50

**Tableau 12:** Résultats des paramètres physico- chimiques de de l'eau de mer. .... 54

**Tableau 13:** Résultats des paramètres indicateurs de pollution de l'eau de mer..... 58

**Tableau 14:** Statistiques descriptives des sels nutritifs dans les eaux superficielles de la plage de Palm Beach (station à l'arrêt). ..... 62

**Tableau 15:** Résultats des populations phytoplanctoniques sur toutes les stations (Station opérationnelle)..... 65

**Tableau 16:** Résultats des populations phytoplanctoniques sur toutes les stations (Station à l'arrêt)..... 66

**Tableau 17:** matrice corrélation des 11 variables étudiées. .... 70

## **LISTE DES ABRÉVIATIONS ET SYMBOLES**

**SWRO** : Seawater Reverse Osmosis -osmose inverse à l'eau de mer-

**IDA** : International Desalination Association -Association internationale du dessalement-

**EAU** : Émirats arabes unis.

**MED** : Multiple Effect Distillation - distillation à multiples effets.

**MSF** : Multi-Stage Flash distillation - distillation à détente étagées.

**OI** : Osmose inverse.

**NF** : Nanofiltration.

**FO** : Forward osmosis - osmose directe.

**ED** : Électrodialyse.

**EDR** : Electrodialysis reversal - électrolyse inverse ou réversible.

**DM** : Distillation par membrane.

**DMV** : Distillation par membrane sous vide.

**CO<sub>2</sub>** : Dioxyde de carbone.

**TDS** : Total des solides dissous.

**pH** : Potentiel d'Hydrogène.

**MES** : Matières en suspension.

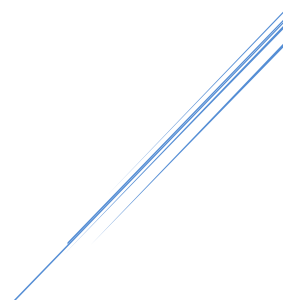
**DCO** : Demande Chimique en Oxygène .

**DBO<sub>5</sub>** : Demande Biochimique en Oxygène pendant 5 jours.

**SO<sub>x</sub>** : Oxyde de Soufre.

**NO<sub>x</sub>** : Oxyde d'Azote.

# INTRODUCTION GÉNÉRALE



## **Introduction générale :**

La problématique de la rareté de l'eau est l'un des plus grands défis sociétaux du 21<sup>ème</sup> siècle.

De nos jours, les ressources en eau de bonne qualité sont inadéquates et s'épuisent continuellement en raison de l'industrialisation rapide, de la surexploitation, de la croissance démographique, des changements climatiques (Ihsanullah *et al.*, 2021) et de la pollution.

Pour répondre à la demande en eau sans cesse croissante, de nombreux pays ont recours au dessalement de l'eau de mer. Ce procédé fort ancien, apparaît actuellement comme l'une des solutions les plus viables (Panagopoulos *et al.*, 2019).

En effet, cette méthode d'extraction d'eau douce à partir de l'eau de mer ou d'autres sources salines au moyen de procédés thermiques ou membranaires, est employée par 183 pays et permet ainsi de répondre aux besoins hydriques de plus de 300 millions de personnes dans le monde (International Desalination Association, 2021).

Selon le rapport de l'Association internationale du dessalement (IDA), il existe près de 19 744 usines de dessalement dans le monde avec une capacité de production quotidienne d'environ 91,4 millions de m<sup>3</sup>.

En Algérie, la sécheresse sévit depuis les années quatre-vingt-dix ; principalement dans la partie ouest du pays, ceci a considérablement affecté le niveau des réservoirs d'eau. De plus, l'utilisation des eaux souterraines dans la région nord a déjà atteint sa limite, et le taux de pompage toujours plus élevé a considérablement affecté le niveau des eaux souterraines dans cette région (Drouiche *et al.*, 2011).

Face à cette situation, les décideurs des secteurs de l'eau ont opté pour une politique impliquant l'utilisation des ressources non conventionnelles, et ont lancé dès 2002 un large programme de dessalement d'eau de mer (Drouiche *et al.*, 2011). De ce fait, onze mégastations de dessalement d'eau de mer ; d'une capacité installée de 2,1 millions de mètres cubes d'eau par jour, sont actuellement mises en service (Amokrane et Salmi, 2021).

Comme partout dans le monde l'osmose inverse est l'un des procédés de dessalement le plus utilisé en Algérie, mais cette technologie présente de nombreuses contraintes ; liées essentiellement aux problèmes environnementaux (Gao *et al.*, 2021).

La liste des impacts potentiels des installations de dessalement sur le milieu naturel est assez longue, mais la principale préoccupation est le rejet de concentrats et de produits chimiques évacués en mer. Ces derniers ont des effets négatifs sur la qualité du milieu récepteur, et

peuvent sérieusement nuire à la vie marine ainsi qu'au fonctionnement des écosystèmes côtiers (Lattemann *et al.*, 2008).

En Algérie, les stations de dessalement d'eau de mer par osmose inverse (SWRO) sont installées sur la frange littorale, ceci constitue une pression supplémentaire sur l'écosystème marin déjà fragilisé par d'autres activités industrielles.

D'ailleurs, notre étude s'inscrit dans cette optique, elle a pour objectifs de déterminer la qualité des effluents issus d'une station de dessalement, et d'évaluer leur impact sur la qualité du milieu marin récepteur ; à travers l'analyse d'un certain nombre de paramètres physico-chimiques, biologique et nutritifs. Et de proposer également des solutions en vue de minimiser l'empreinte de ce type d'installation sur l'environnement.

La station choisie à cet effet, est la station de dessalement d'eau de mer par osmose inverse de Palm-Beach, qui fait partie du programme d'urgence lancé en 2002 par le gouvernement algérien (Benssenasse, 2006).

Peu d'étude concernant l'impact de l'eau de saumure d'une station de dessalement sur l'environnement marin ont été menées au niveau des stations algériennes, citons une étude de 2016 qui a permis d'évaluer l'impact potentiel des rejets de l'osmose inverse de l'eau de mer de la station de dessalement de Bou Ismail sur le milieu marin en Algérie (Belkacem *et al.*, 2016), cette étude a montré que l'écosystème marin et la biodiversité sont menacés par la saumure rejetée.

Le travail présenté s'organise en deux parties comportant chacune deux chapitres.

La première partie, constitue une synthèse bibliographique dans laquelle nous aborderons dans :

- Le Chapitre I ; les principaux impacts environnementaux du dessalement de l'eau de mer sur l'environnement en général, et le milieu marin en particulier.
- Le Chapitre II ; les méthodes de gestion et de valorisation des rejets de saumure existantes.

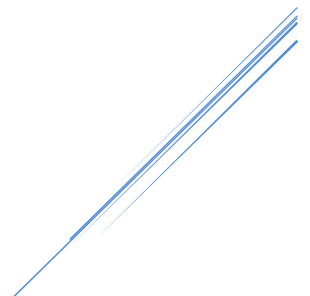
La deuxième partie, comporte l'essentiel du travail effectué sur le terrain et au laboratoire, ainsi que les résultats obtenus et les principales conclusions.

Elle comporte un troisième chapitre ; qui est consacré à la présentation de la zone d'étude et aux différentes analyses et méthodologies suivies. Et un quatrième chapitre ; dans lequel sont présentés les résultats des différentes mesures et analyses effectuées durant notre étude. Ainsi,

## *Introduction générale*

que les solutions proposées afin de prévenir l'impact des rejets de la station de Palm Beach  
sur le milieu marin.

# **I. Chapitre I : Impact du dessalement de l'eau de mer sur l'environnement**



**Introduction :**

Pour résoudre les problèmes d'alimentation en eau potable, de nombreux pays ont recours au dessalement de l'eau de mer (Salomon, 2012).

Cette technologie permet la production d'eau douce pour des usages urbains, industriels et agricoles (Bougis, 2011), mais comme toute autre activité industrielle le processus de dessalement est susceptible d'avoir des incidences sur le site de l'installation et la zone environnante (Panagopoulos *et al.*, 2019).

Les impacts environnementaux associés au dessalement de l'eau de mer sont l'occupation du sol (Fuentes-Bargues, 2014), la consommation énergétique, l'émission de polluants atmosphériques, le bruit (Ihsanullah *et al.*, 2021), mais surtout les rejets de saumure.

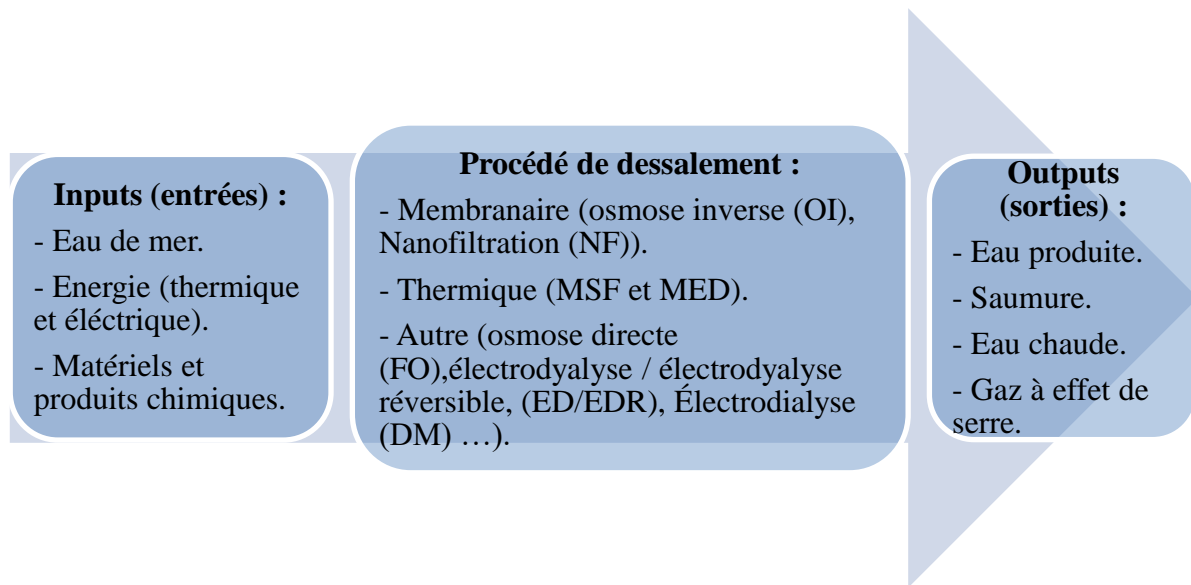
Il faut toutefois préciser que le type et le degré des altérations dépendent, entre autres, de la technologie utilisée (Sommariva *et al.*, 2004).

Au cours du processus de dessalement, le traitement de l'eau salée ; appelée également eau d'alimentation, génère deux type de flux :

- De l'eau douce faiblement concentrée en sels et minéraux ;
- De la saumure (concentrat) fortement concentrée en sels (Clayton, 2011).

Dans les procédés thermiques, la saumure produite à une température très élevée et une salinité légèrement supérieure à celle de l'eau de mer naturelle (1,1 fois plus concentrée). Alors que dans les procédés membranaires, les effluents ont une faible température, mais leur concentration en sels est très importante ; elle est de 1,3 jusqu'à 1,7 fois plus élevée que la salinité de l'eau d'alimentation (UNEP/MAP, 2003).

Un schéma simplifié du système de dessalement, allant de la prise d'eau de mer jusqu'à la production d'eau douce est présenté dans la Figure 1.



**Figure 1:** Schéma simplifié du processus de dessalement en termes d'entrées et de sorties  
(Elsaid et al., 2020)

Dans ce premier chapitre, nous présentons brièvement les impacts du dessalement de l'eau de mer sur l'environnement.

Nous allons nous concentrer sur les procédés membranaires ; en particulier l'osmose inverse et ses éventuelles répercussions sur la qualité du milieu récepteur. Il s'agit dans notre cas de l'écosystème marin.

### **I.1 Impacts du dessalement sur la qualité de l'air :**

Tous les procédés de dessalement nécessitent un apport d'énergie important, afin de séparer l'eau douce de l'eau salée (Xevgenos et al., 2016).

L'énergie requise dans les procédés membranaires, tels que l'osmose inverse et l'électrodialyse est sous forme d'électricité, alors que la MSF (distillation à détente étagées) et la MED (distillation à multiples effets) utilisent principalement de l'énergie thermique ; en plus de l'électricité nécessaire au fonctionnement des pompes de circulation d'eau.

Ces deux formes d'énergie proviennent généralement des combustibles fossiles (charbon, pétrole ou gaz naturel), qui sont à l'origine de nombreux polluants atmosphériques ; tels que les gaz à effet de serre (Al-Karaghoulis et al., 2013).

Nous présentons dans le Tableau 1 les matières émises par les stations de dessalement pour la production d'un mètre cube d'eau, en fonction du procédé employé.

**Tableau 1:** Émissions atmosphériques produites par les stations de dessalement en fonction du type de procédé par jour (Raluy et al., 2006).

Technologie	CO <sub>2</sub> (kg)	SO <sub>x</sub> (g)	NO <sub>x</sub> (g)	Poussière/PM <sub>10</sub> (g)
<b>OI (eau de mer)</b>	1.78	10.68	3.87	2.07
<b>MED</b>	18.05	26.49	21.41	1.02
<b>MSF</b>	23.41	23.41	27.92	2.04

Selon Liu et al., 2015 , les émissions de dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>) issues des unités de dessalement situées en Émirats arabes unis étaient d'environ 15 845 tonnes / jour.

Le Tableau 2 nous donne une indication sur la consommation énergétique, l'empreinte carbone et la quantité de CO<sub>2</sub> émise par différentes installations de dessalement d'eau de mer des Émirats arabes unis.

**Tableau 2:** Émissions atmosphériques et empreinte carbone des stations de dessalement situées en EAU (Liu et al., 2015)

Procédé	Capacité de production (m <sup>3</sup> /j)	Énergie thermique (kWh/m <sup>3</sup> )	Électricité (kWh/m <sup>3</sup> )	Émissions (t CO <sub>2</sub> /j)	Empreinte (kg CO <sub>2</sub> )
<b>OI</b>	625 035	----	3	1 455,08	2,238
<b>MED</b>	621 674	6	1,5	723,63	1,164
<b>MSF</b>	5 032 133	12	3,5	13 667,27	2,716

## I.2 Impacts du dessalement sur la qualité de l'eau de mer :

La construction d'une station de dessalement s'accompagne de la mise en place des prises d'eau et d'émissaires marins, ceux-ci conduisent à une augmentation considérable de la turbidité de l'eau (Olabarria, 2015).

Durant l'exploitation de l'installation, le processus de dessalement génère en plus de l'eau douce des rejets communément appelés saumures ou concentrâts.

Ces sous-produits ont des caractéristiques qui diffèrent d'une technologie à une autre. Leur concentration en TDS (total des solides dissous) est supérieure à 36 000 mg/L, elle varie entre 60 g/L et 85 g/L au cours du dessalement d'eau de mer par osmose inverse, et entre 55 g/L et 65 g/L dans les processus thermiques comme MSF et MED (Panagopoulos *et al.*, 2019).

Les rejets de saumure contiennent ; en plus des sels, des produits chimiques utilisés durant les phases de prétraitement et de post-traitement (Mickley 2001).

Le prétraitement peut inclure plusieurs processus tels que la chloration, la clarification, la coagulation, l'acidification et le dégazage, pour prévenir la croissance des algues, l'entartrage et la corrosion. Et implique l'utilisation de plusieurs produits chimiques comme : l'hypochlorite de sodium (NaOCl), le chlorure de fer (III) (FeCl<sub>3</sub>) ou le chlorure d'aluminium (AlCl<sub>3</sub>), l'acide sulfurique (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) ou l'acide chlorhydrique (HCl), le bisulfite de sodium (NaHSO<sub>3</sub>) et les inhibiteurs de tartre (Mahi, 2001 ; Sadhwani *et al.*, 2005).

Le post-traitement quant à lui se résume ; dans le cas des procédés membranaires, à la phase de nettoyage et de la reminéralisation par l'ajout de chaux et de CO<sub>2</sub>.

Les systèmes d'osmose inverse et de nanofiltration (NF) nécessitent par exemple l'utilisation d'agents chimiques ; tels que des :

- Enzymes ; pour la décomposition de la masse bactérienne ;
- Détergents et surfactants ; pour la remise en suspension des particules et la dissolution des matières organiques ;
- Biocides ; pour l'élimination des bactéries ;
- Agents chélateurs ; pour l'élimination du tartre ;
- Acides ; pour la dissolution des matières inorganiques ;
- Substances caustiques pour la dissolution des substances organiques et de la silice (Younos, 2005).

Finalement, les effluents issus des usines de dessalement contiennent des agents chimiques de prétraitement, des produits de nettoyage, des agents antitartre, des matières organiques issues des filtres à sable (Sadhwani *et al.*, 2005), du chlore employé autant qu'agent anti-encrassement biologique dans les procédés d'osmose inverse (Hoepner *et al.*, 2003), mais aussi des composants toxiques tels que les métaux lourds (Roberts *et al.*, 2010).

Souvent évacuée en mer, la saumure produite est plus dense que l'eau naturelle et aura donc tendance à se déposer sur le fond.

Sa composition (voir Tableau 3) peut modifier les propriétés physicochimiques (salinité, température, oxygène dissous, turbidité, densité ...) du milieu marin et avoir des effets non négligeables sur la communauté benthique (Belatoui *et al.*, 2017 ; Elsaid *et al.*, 2020).

Des valeurs de salinité allant de 39,2 psu jusqu'à 41,9 psu ont déjà été observées respectivement à 5 km et 1 km du point de rejet (Miller *et al.* 2015).

De telles variations sont susceptibles de perturber l'équilibre osmotique entre l'eau et les organismes marins et d'endommager leurs cellules (Roberts *et al.* 2010).

Une élévation de température de l'ordre de 3°C et un pH inférieur à 7,15 ont déjà été mesurés au voisinage d'une station de dessalement thermique (Kress, 2019).

Il faut donc rappeler que des variations importantes de température et de salinité peuvent entraîner une désoxygénation des plans d'eau récepteurs (Elsaid *et al.*, 2020).

**Tableau 3:** Composition chimique de l'eau de mer et de la saumure de l'unité de dessalement de Tajoura (Brika *et al.* 2016).

Élément	Eau de mer (mg/l)	Saumure (mg/l)
<b>TDS</b>	37 050	49 330
<b>Salinité</b>	37 900	52 600
<b>Sodium</b>	13 230	17 800
<b>Calcium</b>	420	1 160
<b>Magnésium</b>	1 740	580
<b>Potassium</b>	452	610
<b>Chlorures</b>	22 500	30 840
<b>Sulfate</b>	2 800	4 330
<b>Nitrate</b>	0,53	1,07
<b>Carbonate</b>	39	-
<b>Bicarbonate</b>	134	22
<b>Silicium</b>	0,25	0,7
<b>Cuivre</b>	0,30	0,45
<b>Fer (Fe<sup>2+</sup>)</b>	> 0,009	> 0,009
<b>Chrome (Cr<sup>6+</sup>)</b>	0,107	0,21
<b>Manganèse</b>	0,2	0,45

### **I.3 Impacts du dessalement sur la composante biologique :**

#### **I.3.1 Impact de la salinité :**

Une augmentation de la concentration en sels dans l'écosystème marin peut réduire la production du phytoplancton jusqu'à son extinction ; les larves et les jeunes individus sont les plus vulnérables.

La sensibilité des invertébrés aux changements de salinité est variable. Elle est assez marquée chez les larves de crustacés et les individus ayant un estomac long, mais aussi chez d'autres invertébrés flottants dans la colonne d'eau (Bremere, *et al.* 2001).

Certaines espèces ; principalement les diatomées, sont résistantes aux niveaux de salinité élevés, mais la majorité d'entre elles ne survivent pas.

D'autres sont capables de supporter des valeurs de salinité relativement importantes après une période d'acclimatation, mais la nature de l'écoulement ne permet pas la mise en place d'une population d'espèces halophiles à la sortie du rejet (Einav, *et al.* 2003).

Chez les poissons, la sensibilité à l'augmentation de la salinité varie d'une espèce à une autre et d'un endroit à un autre. Mais jusque-là, aucun travail n'a été effectué dans ce sens en Méditerranée (Miri, *et al.* 2005).

Une étude récente menée en Australie a cependant démontré que la présence d'un rejet de saumure a au contraire permis l'augmentation du nombre de poissons des récifs dans la zone de décharge (Kelaher *et al.*, 2019).

#### **I.4 Impact de la caléfaction :**

L'effet de caléfaction est un phénomène d'isolation entre un liquide et un solide (ou un autre liquide) dont la température est supérieure à la température d'ébullition du liquide (Miri, *et al.* 2005).

Comme cité plus haut, la température de la saumure rejetée par les usines de dessalement thermique est supérieure à celle du milieu récepteur (d'environ 5 à 15 °C).

Elle est généralement dissipée dans la masse d'eau, mais peut provoquer une augmentation de la température du milieu marin si le volume des rejets est supérieur à la capacité de dissipation (Miri, *et al.* 2005).

Ceci provoque diverses réponses physiologiques et comportementales chez les organismes ; liées principalement à une modification des réactions biochimiques.

Les différentes réactions des organismes aquatiques devant ce type modification sont résumées dans le Tableau 4.

**Tableau 4:** Impacts de la caléfaction sur la biocénose marine (Miri, et al. 2005)

Composante Biologique	Impact
<b>Poissons</b>	Mortalité provoquée par : <ul style="list-style-type: none"> <li>• Une dénaturation des protéines.</li> <li>• Une augmentation de l'acide lactique dans le sang.</li> <li>• Un déficit en oxygène en raison de l'augmentation de l'activité respiratoire.</li> <li>• Un échec du péristaltisme du muscle lisse.</li> </ul> - Effets physiologiques : <ul style="list-style-type: none"> <li>• Inhibition du développement larvaire.</li> <li>• Dégénérescence des hématies et diminution de la fréquence respiratoire.</li> </ul>
<b>Zooplancton</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Forte mortalité due à l'augmentation de la température.</li> <li>- Réduction de la croissance et de la biomasse.</li> <li>- Variation de l'abondance du micro-zooplancton qui se traduit par une réduction des larves d'annélides, de bivalves, et des copépodes, ou par une augmentation des rotifères et des larves de gastéropodes.</li> </ul>
<b>Production primaire</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Diminution de la production primaire.</li> <li>- Perturbation du système aquatique et modifications au niveau de :               <ul style="list-style-type: none"> <li>• La respiration des communautés.</li> <li>• La composition des espèces.</li> <li>• La dynamique des nutriments.</li> <li>• La production secondaire.</li> </ul> </li> </ul>
<b>Algues</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Diminution de l'activité photosynthétique du phytoplancton.</li> <li>- Prolifération d'algues invasives - eutrophisation.</li> <li>- Diminution de la production des populations de macroalgues.</li> <li>- Diminution de l'abondance et de la diversité du phytoplancton.</li> </ul>
<b>Invertébrés benthiques</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Diminution de la communauté benthique.</li> <li>- Réduction de la croissance de la palourde et une croissance plus rapide des huîtres.</li> <li>- Mortalité accrue des espèces adultes.</li> </ul>

## **I.5 Autres impacts :**

### **I.5.1 Bruit et vibrations :**

Les nuisances sonores et vibrations sont générées par les engins de transport et les travaux de terrassement ; durant la phase de construction de l'usine (IHEE, 2016).

Lors de l'exploitation de l'installation de dessalement, la pollution sonore est causée par les pompes haute pression des systèmes d'osmose inverse, des systèmes de récupération d'énergie, et des turbines qui produisent un niveau de bruit assez élevé (> à 90 dB).

C'est pourquoi, les stations de dessalement doivent être installées loin des zones habitées et être équipées d'une technologie acoustique appropriée afin de minimiser le bruit (Sadhvani *et al.*, 2005).

### **I.5.2 Occupation du sol :**

La construction et la mise en place d'une usine de dessalement implique l'édification simultanée d'installations de prétraitement et de post-traitement, de prises d'eau et d'émissaires. Mais aussi d'activités antérieures telles que la construction de routes internes, de réseaux d'électricité et d'égouts (Olabarria, 2015).

En tenant compte du fait que la procédure de construction peut prendre jusqu'à 2 ans, l'impact peut être plus au moins significatif (Olabarria, 2015) et se traduit souvent par une modification de l'occupation du sol, une destruction d'espaces verts, déplacements de la faune et une fragmentation des habitats (Sadhvani Alonso et Melián-Martel, 2018).

### **I.5.3 Impact sur l'aquifère :**

La contamination potentielle des aquifères d'eau souterraine à proximité des stations de dessalement peut être un problème environnemental (Tamim, 2005).

En effet, il existe un risque d'intrusion d'eau de mer lors du processus de forage et de l'installation des pompes d'alimentation en eau (Bombar *et al.*, 2016).

La qualité des eaux souterraines peut également être altérée par des infiltrations dans le sous-sol, suite à des fuites dans les conduites d'alimentation et d'émissaire.

De ce fait, les usines de dessalement devraient inclure des capteurs et des dispositifs de surveillance appropriés afin de vérifier la qualité du milieu durant la période d'exploitation (Tamim, 2005).

### **Conclusion :**

Dans ce chapitre, nous avons brièvement présenté les impacts environnementaux associés aux installations de dessalement. De nombreux auteurs (Dawoud *et al.*, 2012 ; Bombar *et al.*, 2016 ; Al Saadi *et al.*, 2019 ) s'accordent sur le fait que l'impact le plus marqué provient essentiellement des effluents salins.

La capacité de dessalement qui ne cesse d'augmenter à travers le monde, génère des volumes importants de saumure. Ainsi, près de 141,5 million de m<sup>3</sup> de rejets hautement concentrés en sels sont déversés chaque jour en mer (Ihsanullah *et al.*, 2021).

Ces sous-produits peuvent contenir des éléments chimiques difficilement dégradable ; tels que des agents antitartre (Hoepner, *et al.* 2003), ou encore des matières organiques dont le traitement par les systèmes d'épuration conventionnels semble compliqué (Al- Barranco, *et al.* 2001).

Pourtant, les études relatives à l'impact du dessalement sur l'environnement n'en sont qu'à leurs débuts (Kress et al, 2018) et reposent souvent sur des données théoriques (Kress *et al.*, 2020), qu'il convient de compléter par des mesures concrètes sur le terrain en vue d'atténuer les impacts.

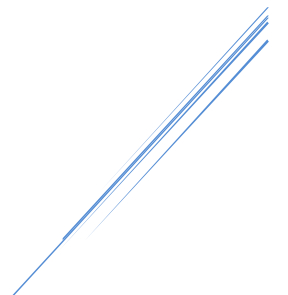
L'aboutissement de cette étape cruciale dépend de la coopération entre l'industrie du dessalement, la recherche, et la législation rigoureuse (Kress *et al.*, 2018).

Le Tableau 5 reprend de façon sommaire les éventuelles répercussions de ce type d'industrie sur le milieu naturel, et les mesures d'atténuations des impacts anticipés.

Tableau 5: Grille des impacts environnementaux associés aux procédés de dessalement (Loizides, 2003).

Impact	Origine de l'impact	Mesure d'atténuation
Pollution thermique : - Réduction de l'oxygène dissous dans les eaux réceptrices. - Effets nocifs pour les espèces thermorésistantes.	Saumure chaude.	- Mélange de la saumure avec de l'eau froide avant son rejet. - Bassins de retenue.
Salinité accrue.	Saumure concentrée.	- Dilution de la saumure avant rejet. - Récupération des sels. - Emplacement adéquat de l'émissaire afin de permettre une bonne dilution.
Désinfectants.	- Chlore et ses composés. - Réaction du chlore avec des composés organiques.	- Utilisation d'autres désinfectants.
Métaux lourds.	Corrosion du matériel de l'usine.	- Conception et choix judicieux du matériel de l'usine (matériaux résistants à la corrosion).
Produits chimiques : - Eutrophisation des eaux réceptrices. - Toxicité – hausse du pH.	- Adjonction d'agents anti-corrosion et antitartre.	- Réduction de l'utilisation de produits chimiques. - Utilisation d'additifs sans danger pour l'environnement.
Pollution atmosphérique - Plus acides – effet de serre – poussières.		- Utilisation d'énergies propres et renouvelables. - Application de systèmes mixtes et de production couplée. - Purification des gaz avant émission.
Sédiments - Turbidité et limitation de la photosynthèse. - Difficultés de respiration chez les animaux aquatiques.	Remise en suspension des sédiments par des activités d'excavation et de dragage.	- Réduction et contrôle des activités d'excavation et de remblayage.

## **II. Chapitre II : Gestion et valorisation des rejets de saumures**



## Introduction :

Le chapitre précédant a décrit les impacts du dessalement de l'eau de mer sur l'environnement, en mettant l'accent sur la saumure.

Cette dernière constitue l'un des principaux inconvénients des procédés d'osmose inverse, en termes de quantité (Belatoui *et al.*, 2017) et de répercussions sur les écosystèmes marins ; comme l'herbier de posidonies (*Posidonia oceanica*) en Méditerranée (Morillo *et al.*, 2014).

L'évacuation de la saumure a toujours été une source de préoccupations lors de la planification et de l'exploitation d'une installation de dessalement d'eau de mer, raison pour laquelle différentes méthodes ont été élaborées pour tenter de minimiser l'impact de la saumure sur l'environnement (Safrai *et al.* 2008).

Dans ce deuxième chapitre, nous allons nous intéresser aux méthodes d'élimination de la saumure, aux processus de valorisation de ces sous-produits, ainsi qu'aux textes réglementaires mis en place au niveau international en vue de minimiser les effets négatifs de la technologie de dessalement sur le milieu naturel.

### II.1 Méthodes d'élimination de la saumure :

Les processus de dessalement produisent d'importantes quantités de saumure, et le moyen le plus simple de l'éliminer est le déversement en mer.

De nombreuses techniques ont été développées par l'industrie du dessalement afin d'éliminer la saumure. Le choix de la méthode dépend de la quantité et de la composition de la saumure produite, de la disponibilité et de l'emplacement du site d'élimination et des coûts d'investissement et d'exploitation (Panagopoulos *et al.*, 2019).

Parmi les techniques d'élimination existantes, nous citons : le rejet à la côte au moyen d'un canal, le rejet au large au moyen d'un émissaire, l'injection par infiltration sous la mer, les bassins d'évaporation, et l'épandage.

#### II.1.1 Rejet à la côte :

Cette méthode d'élimination de la saumure est réalisée par rejet direct en mer /ou plans d'eau ouverts via un émissaire, un canal ou un déversoir (Habet, 2010). Elle est adoptée par plus de 90 % des usines de dessalement d'eau de mer à travers le monde (Ziolkowska, 2014), notamment en Algérie (Figure 2).



**Figure 2:** Rejet à la côte de la saumure produite par la station de dessalement de Palm-Beach (ADEM, 2017)

### II.1.2 Rejet submergé :

Ce type de rejet convient aux usines de dessalement modernes et à grande capacité de production (méga stations), il permet d'assurer une bonne dilution de la saumure afin de minimiser les effets néfastes sur la vie marine.

Il se fait au large au moyen d'un émissaire marin submergé, conçu de manière à augmenter la dilution de la saumure rejetée (Jirka, 2008), grâce à un diffuseur (Figure 3) avec un seul ou plusieurs orifices (Bougis, 2013).



**Figure 3:** Émissaire du rejet de saumure avec diffuseur de la station de dessalement de Fouka (Belhanafi et al., 2016)

**II.1.3 L'injection en puits profond :**

L'injection en puits profond est une technique qui peut être appliquée dans différentes stations de dessalement, elle consiste à injecter la saumure dans un aquifère souterrain situés à des profondeurs entre 500 m et 1500 m (Gálvez *et al.*, 2010).

La saumure est injectée dans un puits composé de plusieurs couches de tubage et d'injection. Les roches poreuses sont ensuite utilisées pour contenir cette première, tandis que l'argile et les autres formations rocheuses imperméables sont utilisées pour prévenir la pollution des aquifères (Pertwi, 2015).

**II.1.4 Bassins d'évaporation :**

L'évaporation solaire consiste à stocker les rejets hypersalins dans des bassins d'évaporation peu profonds (de 25 à 45 cm), où l'eau s'évapore naturellement grâce à l'énergie du soleil.

Le sel restant est ensuite retiré pour être éliminé (Ahmed et al, 2000 ; Katzir et al, 2010).

Les bassins d'évaporation sont faciles à construire, ils nécessitent peu d'entretien et d'attention de la part des opérateurs, et aucun équipement mécanique n'est nécessaire, à l'exception de la pompe indispensable à l'acheminement des eaux usées vers le bassin (Ahmed et al, 2000).

L'évaporation solaire est une technologie adaptée aux régions arides où les terres sont disponibles (Gilron et al, 2003).

**II.1.5 Épandage :**

La méthode d'élimination par épandage comprend l'irrigation par pulvérisation de la saumure sur des plantes et des herbes tolérantes au sel (par exemple, les herbes utilisées dans les parcs, les pelouses et les terrains de golf), et l'infiltration de la saumure via des bassins en terre.

Cette technique est principalement utilisée pour de faibles volumes de saumure d'eau de mer, et son application à grande échelle est limitée par les conditions climatiques, la demande saisonnière ainsi que la disponibilité de terrains et d'eaux souterraines appropriés (Ladewig and Asquith, 2011).

La quantité de saumure pouvant être utilisée dépend de l'espèce végétale, du sol et des caractéristiques de la saumure, puisque la tolérance des plantes à la salinité est très variable (Panagopoulos *et al.*, 2019).

D'une manière générale, les plantes peuvent tolérer des concentrations de TDS inférieures à 500 mg/L, mais seules les espèces halophytes peuvent être irriguées avec une saumure ayant une concentration en TDS supérieure à 2000 mg/L (Panta *et al.*, 2016).

Les diverses méthodes utilisées pour éliminer la saumure sont brièvement présentées dans le Tableau 6.

**Tableau 6:** Principales méthodes utilisées pour l'élimination de la saumure (Zander, 2008).

Méthode	Principe	Inconvénients/limitations
<b>Injection en puits profonds</b>	Injection de la saumure dans des roches souterraines poreuses.	Contamination des eaux souterraines et risque de tremblements de terre. Coûts d'investissement élevés
<b>Bassins d'évaporation</b>	Utilisation de la saumure pour l'irrigation de cultures et de plantes tolérantes au sel.	Risques de contamination des aquifères sous-jacents en raison de fuites. Problèmes pour les oiseaux et les oiseaux migrateurs.
<b>Épandage sur le sol</b>	Évaporation de l'eau contenue dans la saumure dans des bassins et accumulation des sels restants dans la base du bassin.	Salinisation du sol si la méthode est utilisée pour la production de cultures à grande échelle.
<b>Rejets en mer à la côte (en surface)</b>	Déversement de la saumure à la surface de l'eau de mer.	Pollution marine due à une dilution inadéquate.
<b>Rejets en mer submergé (en profondeur)</b>	Évacuation de la saumure au large des côtes par des diffuseurs multiport installés au fond de la mer.	Une conception appropriée des diffuseurs est nécessaire pour obtenir haute dilution.

## II.2 Valorisation de la saumure :

En raison des problèmes environnementaux liés à l'élimination de la saumure et de son coût élevé, de nombreuses technologies ont été développées pour sa récupération.

Nous citerons à ce titre, quelques méthodes alternatives utilisées pour la valorisation des rejets hypersalins, en vue de réduire et de limiter leur empreinte sur le milieu naturel.

### II.2.1 Phytodessalement :

L'utilisation de la saumure pour la production végétale est limitée en raison de la faible tolérance de la plupart des plantes. Selon Jordan et al, 2009, environ 1 % des espèces d'angiospermes ont développé une tolérance élevée au sel, de sorte que certaines sont capables de croître et de se reproduire à des salinités supérieures à celles de l'eau de mer.

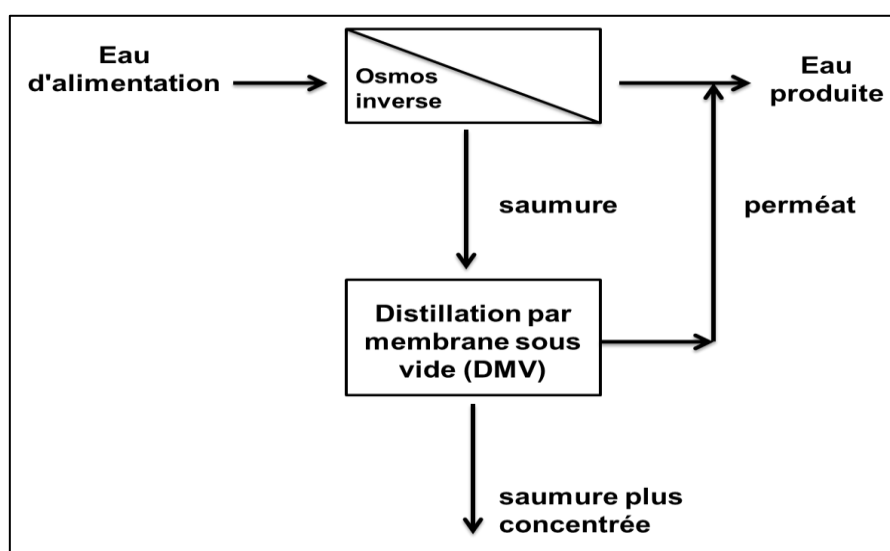
Le phytodessalement, permet de cultiver des espèces dites halophytes en les irrigant simplement avec de la saumure issue du procédé d'osmose inverse pure ou mélangée à de l'eau douce. Certains produits sont ensuite dérivés de ces halophytes tels que les oléagineux, les fourrages et les biocarburants (Jordan et al, 2009).

Cette approche simple est encore au stade expérimental et des améliorations en termes de performances de traitement de l'eau sont nécessaires (Morillo *et al.*, 2014).

### II.2.2 La distillation par membrane:

La distillation par membrane (DM) est une technologie d'évaporation non isotherme qui utilise une membrane microporeuse hydrophobe, dont la force motrice est la différence de pression de vapeur entre les deux côtés de la membrane. Ce procédé peut être appliqué pour le traitement de solutions salines à forte concentration.

Une variante de la DM existe, elle est appelée distillation par membrane sous vide (DMV), dans laquelle une basse pression ou un vide est appliqué sur le côté perméat du module à membrane au moyen d'une ou plusieurs pompes à vide (Figure 4).



**Figure 4:** Schéma du processus intégré du dessalement de l'eau de mer par osmose inverse et distillation par membrane sous vide (DMV) (Mericq et al, 2010).

La condensation a lieu à l'extérieur du module à membrane à des températures inférieures à la température ambiante (Khayet et al, 2011).

Des simulations ont été effectuées pour optimiser les conditions de fonctionnement du DMV, puis elles ont été complétées par des expériences en utilisant des saumures synthétiques d'osmose inverse, contenant uniquement la partie minérale de l'eau de mer avec des concentrations totales en sel allant jusqu'à 300 g/L. Des flux de perméat élevés ont été obtenus même pour des concentrations plus élevées en sel (Mericq et al, 2010).

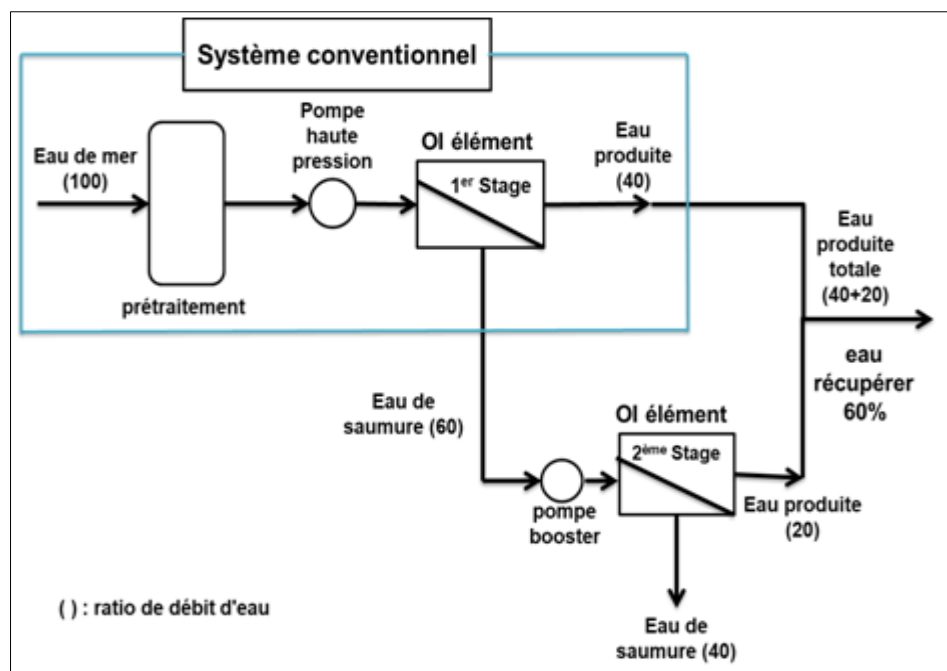
### II.2.3 L'osmose inverse à deux étages :

L'osmose inverse à deux étages est une technique qui permet d'augmenter la production d'eau et de réduire la quantité de saumure.

Dans ce procédé, le concentrât à la pression de travail du premier étage d'OI est pressurisé avant d'entrer dans les modules d'OI du deuxième étage.

Ce type d'installations augmente la récupération de l'eau du processus, mais ne permet pas d'atteindre le zéro rejet liquide (Kurihara et al, 2001).

Le système d'osmose inverse à deux étages avec conversion de la saumure est schématisé dans la Figure 5.



**Figure 5:** Schéma d'un système de dessalement d'eau de mer par OI à deux étages avec conversion de la saumure (Kurihara et al, 2001).

### II.2.4 Osmose directe :

L'osmose directe (FO) est un procédé simple (Figure 6) et peu polluant (Cath et al, 2005) utilise une solution hautement concentrée ; appelée solution soutirage (draw solution), qui permet de générer une pression osmotique différentielle à travers la membrane. Ceci entraîne la diffusion de l'eau de la solution diluée ; nommée solution d'alimentation vers la solution de soutirage (Neilly et al, 2009).

La technologie de l'osmose directe permet de concentrer fortement la saumure avec de faibles besoins énergétiques, et les solutés de la solution de soutirage très solubles dans l'eau et non toxiques sont facilement séparés et recyclés (Neilly et al, 2009).

L'un des inconvénients de ce procédé est la précipitation des sels sur les membranes qui diminue le débit du perméat. D'où la nécessité d'utiliser des solutions de soutirage et des membranes spéciales (Neilly et al, 2009).

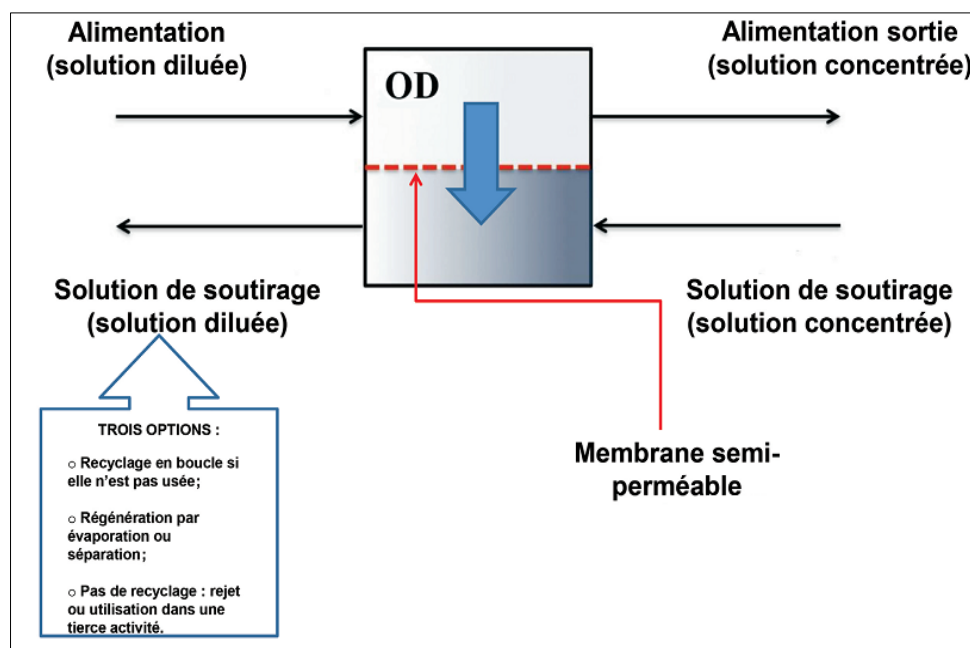


Figure 6: Schéma simplifié du procédé d'osmose directe (Alex et Ouellet, 2018).

### II.2.5 Électrodialyse :

L'électrodialyse (ED) est un procédé d'électro-séparation qui utilise la différence de potentiel électrique comme force motrice, pour déplacer les ions à travers des membranes (Morillo et al., 2014).

Développé à l'échelle industrielle, ce procédé est capable de concentrer efficacement la saumure en utilisant uniquement l'électricité comme source d'énergie.

L'énergie pouvant être fournie par des panneaux photovoltaïques, ceci rend cette technologie particulièrement adaptée aux lieux à fort ensoleillement.

Néanmoins, les performances de l'ED sont moins bonnes que celles des autres technologies lorsque la saumure devient très concentrée, en raison de l'entartrage des membranes et du faible rendement des champs électriques (Morillo *et al.*, 2014).

### **II.3 Aspects juridiques des rejets de saumure :**

Des seuils stricts de salinité ont déjà été fixés par certains pays pour les rejets des stations de dessalement (Lattemann, 2010). À titre d'exemple, l'Espagne a limité la salinité des rejets de saumure à 37,7 psu (Sola *et al.*, 2019).

Cette valeur réglementaire a été fixée sur la base d'études menées sur la tolérance et la sensibilité des herbiers de posidonies aux effluents hypersalins (Sola et al, 2020).

Le concept de zone de mélange est largement adopté par certains pays, comme le sultanat d'Oman ; où les rejets liquides directs ou indirects sont soumis à des autorisations. Ces dernières sont conditionnées par le respect des normes de rejets, et d'une zone de mélange de 300 m autour de laquelle la salinité ne devrait pas dépasser celle de l'eau ambiante de 2 psu (Sultanate of Oman, 2005 ; Ahmed et Baddour, 2014).

En Australie-Occidentale (Perth), l'Agence de Protection de l'Environnement tolère un dépassement de salinité de 1,2 psu pour les eaux situées à 50 m du rejet, et pas plus de 0,8 psu pour les eaux profondes localisées à moins de 1 000 m du point de décharge (Ahmed et Baddour, 2014).

En Algérie, il n'existe aucune politique ou exigences environnementales relatives aux rejets de saumure, seules des valeurs limites des paramètres d'effluents liquides industriels ont été fixées par le décret exécutif n° 06-141 du 20 Rabie El Aouel 1427 correspondant au 19 avril 2006 (Tableau I.1, Annexe I).

### **Conclusion :**

Ce second chapitre nous a permis de découvrir quelques approches mises en place pour minimiser les impacts environnementaux des rejets de saumure liés à l'industrie du dessalement de l'eau de mer.

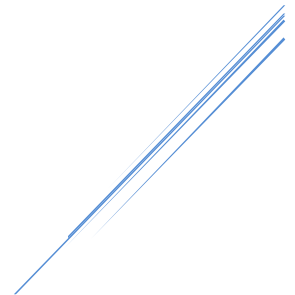
Parmi les méthodes citées, certaines semblent très prometteuses mais aucune ne peut être appliquée à grande échelle et encore moins aux différents types d'installations de dessalement (Panagopoulos *et al.*, 2019).

Selon *Latteman 2010*, la solution clé consiste à diluer et disperser la saumure efficacement, afin d'atteindre les concentrations ambiantes. Mais cet argument n'est pas nécessairement valable pour les effluents contenant des additifs chimiques, surtout que certains éléments ont tendance à s'accumuler dans l'environnement (Lattemann, 2010).

Il est important que les décideurs adoptent le principe de précaution dans leur politique environnementale, c'est-à-dire, la prévention des risques potentiels en incluant des études de modélisation hydrodynamique, accompagnées d'une surveillance dans la zone de mélange (Lattemann, 2010).

Enfin, il convient de poursuivre les recherches afin de pouvoir mettre en place un programme de gestion des saumures respectueux de l'environnement et économiquement réalisable (Morillo *et al.*, 2014).

# **III. Chapitre III : Matériel et Méthodes**



### III.1 Site d'étude

#### III.1.1 Situation géographique :

L'étude de cas choisie pour réaliser cette étude fait partie du programme d'urgence de dessalement lancé en 2002 par le gouvernement algérien (Benssenasse, 2006). Il s'agit de la station de dessalement de Palm Beach ; opérationnelle depuis 2004.

Ce choix a été justifié par la facilité d'accès au site de rejet et de la localisation de ce dernier dans une plage autorisée à la baignade.

Cette installation s'étend sur une superficie de 6100 m<sup>2</sup> et est située dans la partie Est de la baie de Bou-Ismaïl ; à côté de l'hôpital d'Azur et de la plage de Palm Beach (Figure 7).

Cette dernière est localisée dans la commune de Staoueli ; à une vingtaine de kilomètres à l'Ouest d'Alger (latitude : 36°43'44'' - 36°44'48'' N ; longitude : 2°50'12'' - 2°50'44'' E) et s'étend sur un linéaire côtier de 200 m. Elle est délimitée au Nord par le port présidentiel, et au Sud par l'épi transversal et les brise-lames du complexe touristique de Zéralda.

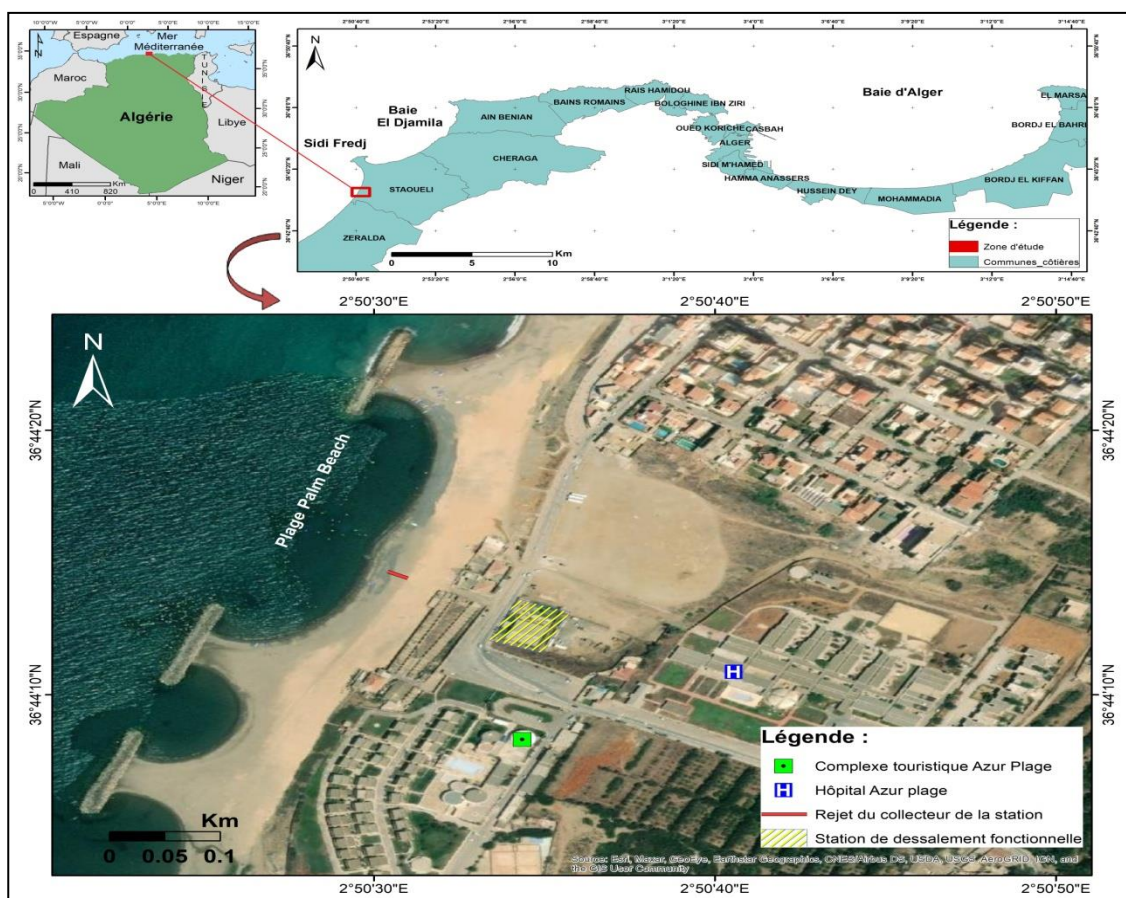


Figure 7: Localisation géographique de la zone d'étude Plage de Palm Beach.

**III.1.2 Fonctionnement de la station de dessalement :**

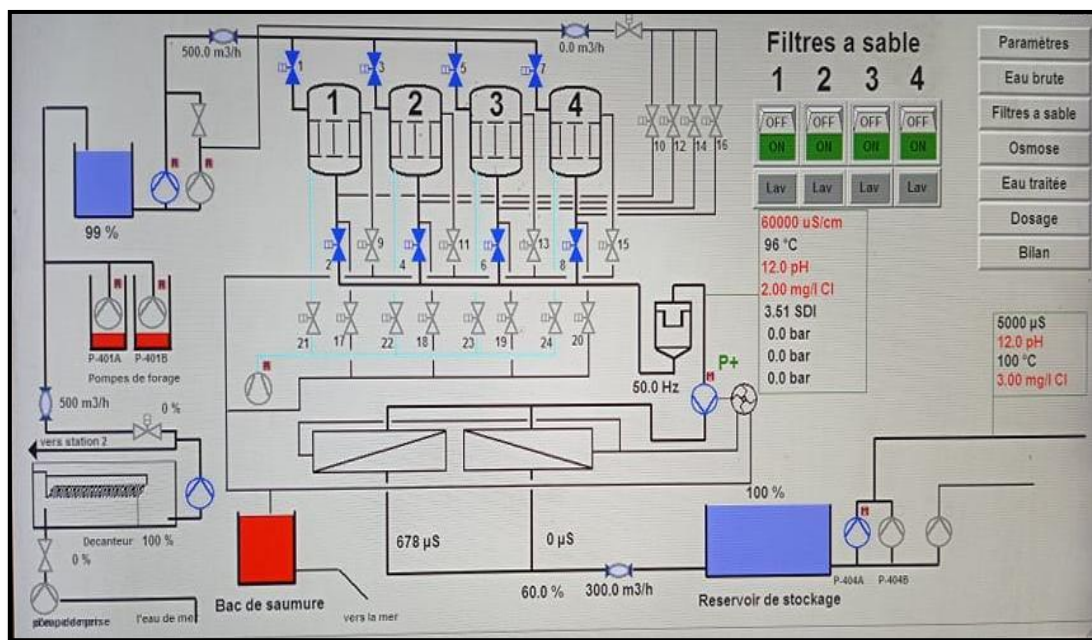
La capacité de production initiale de l'unité de dessalement de Palm Beach été de l'ordre de 2 500 m<sup>3</sup> /jour ; celle-ci a été renforcée en août 2021 par 5 000 m<sup>3</sup> /jour supplémentaires.

Le procédé employé au niveau de cette installation de type monobloc est l'osmose inverse.

Cette technique de séparation de l'eau et des sels dissous est réalisée au moyen de membranes semi-perméables sous l'action d'une pression (Ahmed et al, 2000).

Le dessalement de l'eau de mer au niveau de la station de Palm-Beach est réalisé en quatre principales étapes (Figure 8) :

- Captage de l'eau de mer ;
- Prétraitement ;
- Procédé d'osmose inverse ;
- Post-traitement.



**Figure 8:** Photographie du schéma général de la station de dessalement de Palm Beach.

**III.1.2.1 Captage et pompage de l'eau brute :**

Le captage de l'eau de mer s'effectue par un tuyau d'aspiration terminé par une crépine (Figure 8), qui permet la filtration des matières grossières.

La pression d'entrée de l'eau de mer est de 2 à 4 bars (P.B.D.C.A.F, 2005).

La conduite d'aspiration est installée au large ; à 450 m de la côte et à une profondeur d'environ 7 m (Dif et Moutarfi, 2018).



**Figure 9:** *Crépine d'aspiration (ADEM, 2017).*

### III.1.2.2 Prétraitement de l'eau brute :

L'eau captée va s'écouler dans un décanteur divisé en trois compartiments (Figure II.4) (Annexe II), où elle va subir différents traitements ; à savoir :

- Une coagulation ; qui permet l'élimination des substances indésirables et la réduction de la turbidité et de la coloration de l'eau de mer, grâce à l'injection de coagulants (Valiron, 1994).
- Une floculation ; où l'agitation hydraulique augmente les chances de rencontre des particules entre elles, et l'injection d'un polymère dans la conduite alimentant le poste de filtration permet la formation de floccs volumineux (P.B.D.C.A.F, 2005).
- Une filtration à sable ; qui permet la filtration des matières en suspension non éliminées par la décantation à travers les quatre filtres à sable (Figure II.3) (Annexe II) présents dans la station.

### III.1.2.3 Osmose inverse :

La deuxième étape concerne le processus de dessalement qui est l'osmose inverse.

Les informations relatives à cette partie de l'installation sont données dans le Tableau 7.

**Tableau 7:** *Equipement de l'osmose inverse dans la station de dessalement Palm Beach.*

<b>Microfiltres</b>	<b>Deux microfiltres en cartouche (Figure 43) (Annexe II) permettent de protéger la pompe à haute pression et les membranes d'osmose inverse, en retenant les particules entraînées par l'eau filtrée ou par les produits de conditionnement (Tahraoui &amp; al, 2010).</b>
<b>Pompe à haute pression</b>	La pompe à haute pression (Figure 46) (Annexe II) alimente les quatre lignes de production de l'eau dessalée (Cherif, 2000).
<b>Système de membranes d'osmose inverse</b>	Le système d'osmose inverse comporte quatre lignes indépendantes (Figure 47) (Annexe II). Les membranes d'osmose inverse permettent la production d'eau douce à partir d'eau de mer en éliminant 99% des sels dissous (P.B.D.C.A.F, 2005).

### III.1.2.4 Post-traitement

#### ➤ Ajustement du pH

Cet ajustement est conçu pour diminuer l'agressivité de l'eau produite, par l'injection de chaux ( $\text{CaOH}_2$ ) en aval du système d'osmose inverse (Cherif, 2000).

#### ➤ Poste chloration

L'injection du chlore est incluse avant la distribution afin de prévenir les risques de contamination bactérienne dans les réservoirs et les systèmes de distribution (P.B.D.C.A.F, 2005).

## III.2 Matériels et méthodes

### III.2.1 Stratégie d'échantillonnage :

Pour atteindre les objectifs de notre étude, nous avons recueillis des échantillons d'eau d'alimentation et de saumure produite par la station de Palm Beach, ainsi que les eaux superficielles (eau de mer) depuis la zone de rejets.

Les analyses effectuées étaient d'ordre : physico-chimiques, nutritifs, bactériologiques, et phytoplanctoniques.

Le plan d'échantillonnage prévu est illustré dans la Figure 48 en (Annexe II).

Il convient toutefois de préciser qu'une fois sur le terrain le plan proposé n'a pas été respecté, en raison des conditions météorologiques défavorables et d'un problème d'ordre technique lié à l'embarcation.

Ainsi, les stations concrètement mesurées sont présentées dans la Figure 10.

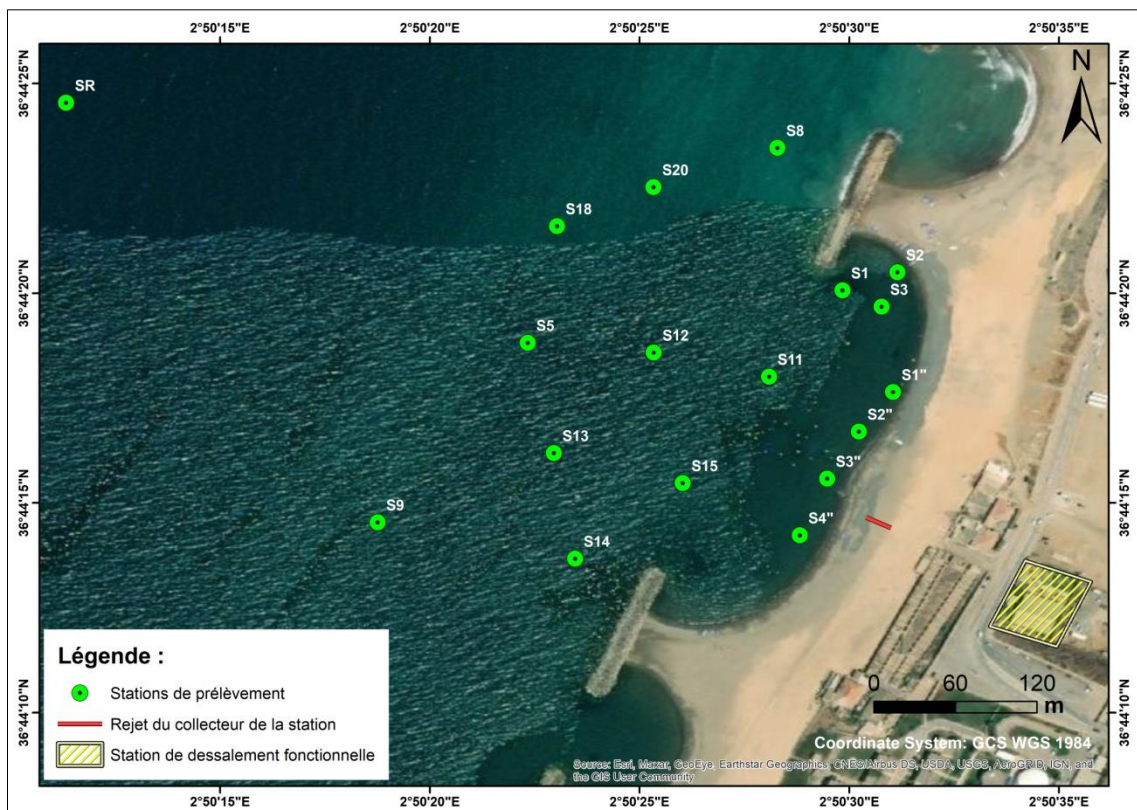


Figure 10 : Localisation des stations de prélèvement.

### III.2.2 Travaux effectués en mer

#### III.2.2.1 Prélèvements d'eau et conservation :

Les prélèvements d'eau d'alimentation (eau de mer brute) et de saumure ont été réalisés depuis la station de dessalement de Palm Beach aux dates suivantes : 12/04/2021, 04/05/2021, 07/06/2021, 27/04/2021, et 21/06/2021:

Les prélèvements d'eau de mer ont été réalisés en sub-surface le 21/06/2021 en utilisant directement des flacons en polyéthylène de 1000 ml ; préalablement rincés à l'eau du milieu à analyser.

Les échantillons destinés à l'étude des espèces phytoplanctoniques ont été immédiatement fixés en utilisant le lugol. Ceux destinés aux analyses physicochimiques, ont été recueillis dans des bouteilles en polyéthylène d'un volume de 1500 ml, et des flacons de 250 ml pour les sels nutritifs.

Pour les analyses bactériologiques, les échantillons ont été conservés dans flacons en verre stériles de 500 ml.

L'ensemble des échantillons ont été conservés dans une glacière pour être acheminés au laboratoire. Certains ont été traités le jour même, d'autres ont été congelés ou simplement conservés à l'abri de la lumière pour être analysés ultérieurement.

### **III.2.2.2 Mesures *in-situ***

Les mesures de la **température**, de la **salinité** et de la **conductivité** ont été effectuées par un conductimètre de la marque (WTW 315 i/Set) (**Figure 49**) (**annexe II**).

Le **pH** de l'eau est mesuré à l'aide d'un pH-mètre de terrain de la marque (WTW type 315 i/S) (**Figure 50**) (**annexe II**). L'électrode doit être rincée après chaque manipulation avec de l'eau distillée et légèrement essuyée.

L'**oxygène dissous** est mesurée par un oxymètre de terrain de la marque (Oxi/ WTW 197) (**Figure 51**) (**annexe II**).

Note : Les sondes utilisées pour les mesures ont été déjà calibrées.

### **III.2.3 Travaux effectués au laboratoire :**

Les paramètres mesurés au laboratoire sont :

#### **– La turbidité (NTU)**

La turbidité est mesurée à l'aide d'un turbidimètre de terrain préalablement calibré de la marque Lovibond® modèle TurbiDirect (**Figure 52**) (**annexe II**). La turbidité est donnée en NTU (Nephelometric Turbidity Unit).

L'eau de l'échantillon est remplie dans la cellule fournie avec l'appareil et elle est introduite dans son emplacement dédié, l'appareil affiche ensuite la valeur de la turbidité après un bref temps de lecture. La cellule doit être conditionnée par un simple rinçage avec l'eau échantillonnée pour minimiser toute erreur de lecture. (**Aminot & Chaussepied, 1983**).

#### **– La matière en suspension (MES)**

La méthode consiste à filtrer l'eau de mer sur des membranes filtrantes afin de retenir les particules de taille supérieure à 0.45µm. La membrane est séchée et pesée avant et après filtration. La différence de poids permet de connaître la masse sèche totale de matières en suspension dans le volume filtré correspondant. (**Aminot & Chaussepied, 1983**).

#### **– La matière organique particulaire (MOP)**

Cette mesure consiste à calciner les filtres déjà utilisées pour la mesure de la concentration des matières en suspension. La teneur en matière organique particulaire est obtenue par la différence de poids des filtres avant et après calcination. (**Aminot & Chaussepied, 1983**).

– **Les sels nutritifs :**

La méthode utilisée pour le dosage des sels nutritifs (Nitrite, Nitrate, phosphate, Silicate) est basée sur une réaction de coloration à flux continu sur une chaîne automatisée « Auto Analyser San Plus » S.F.A.S (**Figure 53**) (**annexe II**) selon le protocole décrit par le constructeur SKALAR (**Annexe III**).

– **Le phytoplancton :**

Les analyses phytoplanctoniques ont été effectuées au laboratoire par la méthode classique d'Utermöhl (1958).

Le comptage du phytoplancton a été fait sur toute la cuve, et les identifications des espèces phytoplanctoniques ont été faites avec un microscope inversé, après sa sédimentation, la détermination des espèces a été réalisée en utilisant les ouvrages suivants : **Boni & al (2005) ; Carmelo & Tomas (1997) ; Ricard (1987) ; Kazumis & Yasuwo (2000) ; Cupp (1977) ; Peraguallo (1965) ; Nezan & al (1997)**.

– **Analyse Bactériologique :**

Les analyses bactériologiques ont été effectuées par la technique de filtration sur membrane qui consiste à recueillir, sur une membrane stérile un volume donné de produit à analyser, la membrane est ensuite déposée sur un milieu nutritif convenable ; après incubation, les colonies sont dénombrer et identifier.

Pour les coliformes totaux et les coliformes fécaux, la membrane est déposée sur un milieu gélosé approprié. Ceci permet aux colonies de coliformes de se développer préférentiellement au cours d'une incubation durant 24 à 48 h pour la recherche des coliformes totaux à 37°C et à 44°C pour les coliformes fécaux. (**Rejsek, 2002**).

Pour les streptocoques fécaux, deux tests sont effectués. Le premier est présomptif et réalisé sur le milieu de Slanetz et Bartley. Le second est confirmatif et réalisé sur gélose BEA. (**Rejsek, 2002**).

Le matériel utilisé et la méthode de mesure suivie pour chaque type d'analyse sont résumés dans le Tableau 8. Les protocoles sont détaillés en **Annexe III**.

Tableau 8: Matériels et méthodes utilisées en fonction du type d'analyse.

Type d'analyse	Matériel utilisé	Protocole
<b>Mesure de la matière en suspension (MES)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Rompe de filtration.</li> <li>- Pompe à vide.</li> <li>- Filtres Whatmann (47 µm).</li> <li>- Etuve.</li> <li>- Balance de précision.</li> <li>- Eprouvette graduée de 250 ml.</li> <li>- Dessiccateur.</li> <li>- Pince.</li> <li>- Eau distillée.</li> </ul>	Aminot, A et Chaussepied, M. (1983) (Annexe III)
<b>Mesure de la matière organique (MOP)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Creusés en porcelaine.</li> <li>- Four à moufle.</li> <li>- Balance de précision.</li> <li>- Dessiccateur.</li> <li>- Pince.</li> </ul>	Aminot, A et Chaussepied, M. (1983) (Annexe III).
<b>Analyse des sels nutritifs</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Fioles jaugées de 1000 mL et de 100 mL.</li> <li>- Béchers.</li> <li>- Balance de précisions.</li> <li>- Micropipettes.</li> <li>- Pipettes.</li> <li>- Eau distillée.</li> </ul>	Aminot, A et Chaussepied, M. (1983) (Annexe III).
<b>Mesure de turbidité</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Turbidimètre.</li> <li>- Eau distillée.</li> </ul>	Aminot, A et Chaussepied, M. (1983) (Annexe III).
<b>Analyse du phytoplancton</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Microscope inversé.</li> <li>- Chambre de sédimentation.</li> <li>- Lugol.</li> <li>- Eau distillée.</li> </ul>	Méthode classique d'Utermöhl (Utermöhl, 1958). (Annexe III).
<b>Analyse microbiologique</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Autoclave.</li> <li>- Milieux de cultures.</li> <li>- Pompe à vide.</li> <li>- Rompe de filtration.</li> <li>- Filtres.</li> <li>- Boîtes de pétrie.</li> <li>- Balance de précision.</li> <li>- Deux (2) bec-Bunsen.</li> <li>- Pince stérilisée.</li> <li>- Pipette.</li> <li>- Eau distillée.</li> </ul>	Rejsek, 2002, (Anexxe III).
<b>Mesure de la DBO<sub>5</sub></b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Flacons en vers bruns.</li> <li>- DBO. mètre.</li> <li>- Manomètre à affichage Numérique.</li> <li>- Barreaux magnétique.</li> </ul>	Aminot, A et Chaussepied, M. (1983). (Annexe III).

**III.2.4 Traitements des données :**

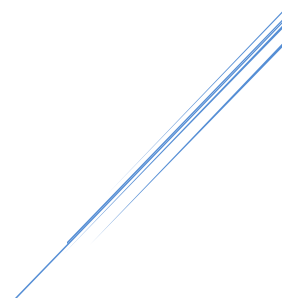
Les résultats des mesures effectuées ont été analysés statistiquement ; en utilisant les logiciels Excel pour les statistiques descriptives et XLSTAT (2010.3) pour l'analyse en composantes principales (ACP).

L'analyse en composantes principales des variables issus des échantillons collectées in situ et au laboratoire a été effectuée afin de discriminer entre les différentes stations d'échantillonnage.

Cette méthode d'analyse multidimensionnelle a été appliquée uniquement pour les échantillons d'eau prélevés en mer, en vue de décrire les éventuelles relations existantes entre les variables physicochimiques et la densité des espèces phytoplanctoniques.

Enfin, à partir de la synthèse bibliographique relative aux méthodes de gestion et de valorisation de la saumure et des informations recueillies auprès des opérateurs et des responsables de la station de dessalement de Palm Beach, nous avons essayé de proposer des solutions quant au mode d'évacuation des rejets de saumure produits par cette installation.

## **IV. Chapitre IV : Résultats et discussion**



**Introduction :**

Compte tenu des différents objectifs de ce travail divers types de prélèvements, de mesures et d'analyses statistiques ont été effectués.

Dans cette étude, les caractéristiques de la saumure et de l'eau d'alimentation (eau brute) de la station de dessalement de Palm Beach ont été déterminées durant la période de fonctionnement et d'arrêt de la dite installation.

Par ailleurs, la campagne de prélèvement en mer visant à évaluer la qualité des eaux superficielles situées dans la zone de rejet, a coïncidé avec la période d'inactivité de la station (station à l'arrêt) à cause des activités de forage effectués dans le cadre du projet de réhabilitation et d'extension de la station de dessalement de Palm Beach.

Les résultats et les principales conclusions obtenus seront présentés dans ce chapitre ; sous forme de tableaux, d'histogrammes, et de matrice de corrélation.

**IV.1 Caractérisation des rejets de saumure :****IV.1.1 Variation des paramètres physico-chimiques :**

Les paramètres physico-chimiques (température, salinité, pH, conductivité, et O<sub>2</sub> dissous) de la saumure et de l'eau brute (eau de mer) ont été mesurés in situ aux dates suivantes : 12/04/2021, 27/04/2021, 04/05/2021, 07/06/2021 et le 21/06/2021. Les résultats sont présentés dans le Tableau 9.

**Tableau 9:** Résultats des paramètres physico-chimiques de la saumure et de l'eau brute.

	Paramètre	Saumure					Eau brute (eau de mer)				
		Température (°C)	Salinité (psu)	pH	Conductivité (ms/cm)	O <sub>2</sub> dissous (ppm)	Température (°C)	Salinité (psu)	pH	Conductivité (ms/cm)	O <sub>2</sub> dissous (ppm)
station opérationnelle	12/04/2021	19,20	54,20	7,30	73,20	9,97	18,40	36,30	8,02	51,80	12,65
	04/05/2021	19,90	61,30	7,87	77,70	10,76	18,60	36,90	8,07	48,80	11,06
	07/06/2021	22,40	59,40	7,90	78,70	4,23	19,80	37,00	8,09	51,20	5,08
station à l'arrêt	27/04/2021	18,60	36,80	7,98	49,20	11,92	20,30	36,90	8,01	48,90	10,56
	21/06/2021	22,90	36,50	7,36	51,90	NA	22,20	36,90	7,49	51,80	NA

IV.1.1.1 Variation de la température :

Selon les Figures 11 et 12 , nous avons constaté une légère variation de la température de la saumure produite et de l’eau brute.

Lorsque la station était opérationnelle, la température de la saumure variait entre 19,20 C° et 22,40 C° ; avec une moyenne de 20,50 C°, alors que les valeurs enregistrées pour l’eau brute étaient de 18,40 C° à 19,90 C° ; avec une moyenne de 18,93 C°.

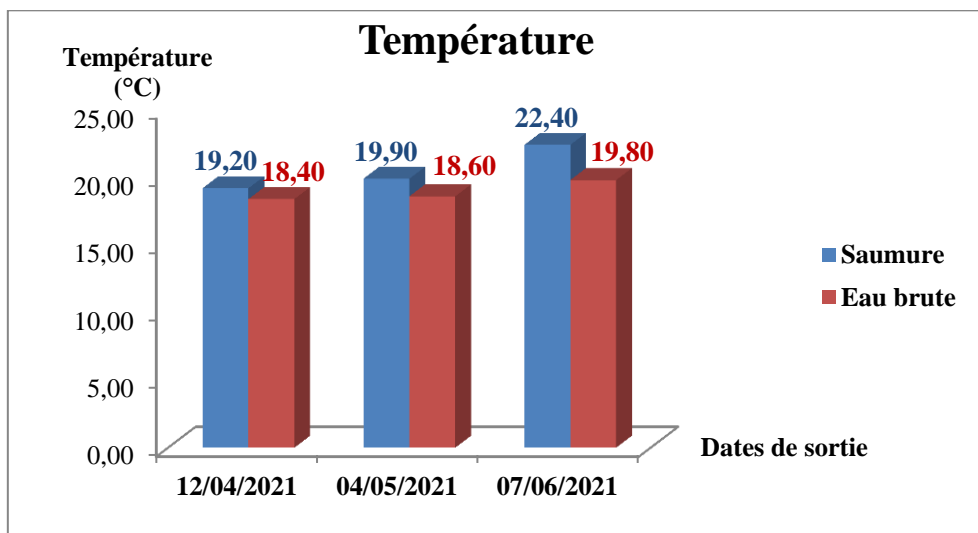


Figure 11: Variation de la température de la saumure et de l’eau brute (station opérationnelle).

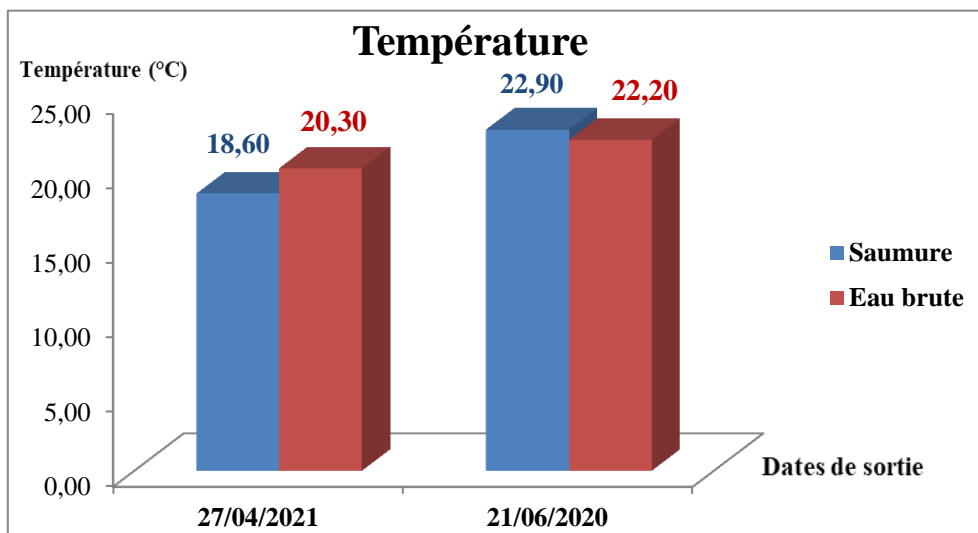


Figure 12: Variation de la température de la saumure et de l’eau brute (station à l’arrêt).

La température des rejets de saumure issus de la station de dessalement de Plam Beach sont inférieures aux normes algériennes fixées pour les rejets industriels (<30 C°) (JORA, 2006).

IV.1.1.2 Variation du potentiel d'Hydrogène (pH) :

Les valeurs de pH de la saumure sont comprises entre 7,30 et 7,90 avec une moyenne de 7,69, et celles de l'eau brute varient entre 8,02 et 8,09 ; avec une moyenne de 8,06, durant la période de fonctionnement de la station (Figure 13).

Lorsque la station était à l'arrêt, les mesures du pH enregistrent une valeur moyenne de 7,67 pour la saumure, et une valeur moyenne de 7,75 pour l'eau brute (Figure 14).

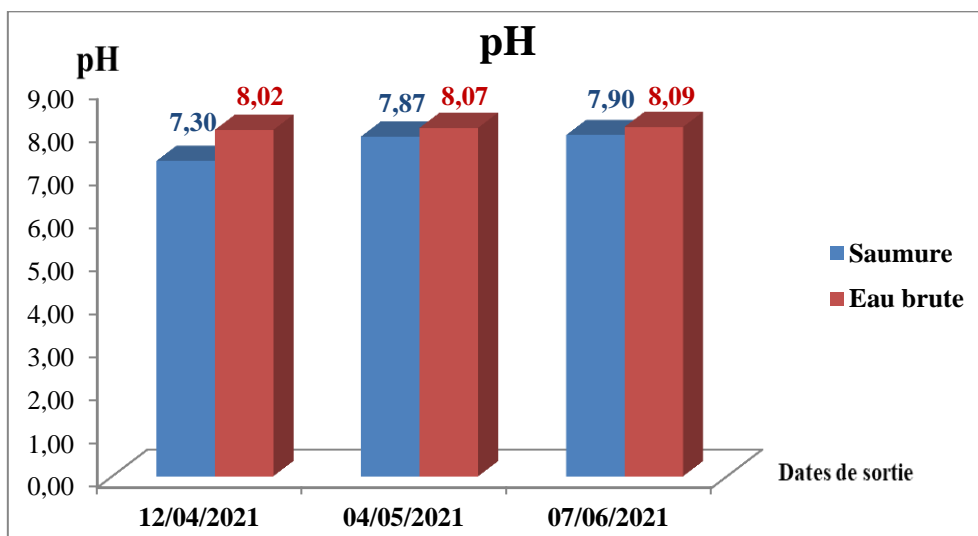


Figure 13: Variation du pH de la saumure et de l'eau brute (station opérationnelle).

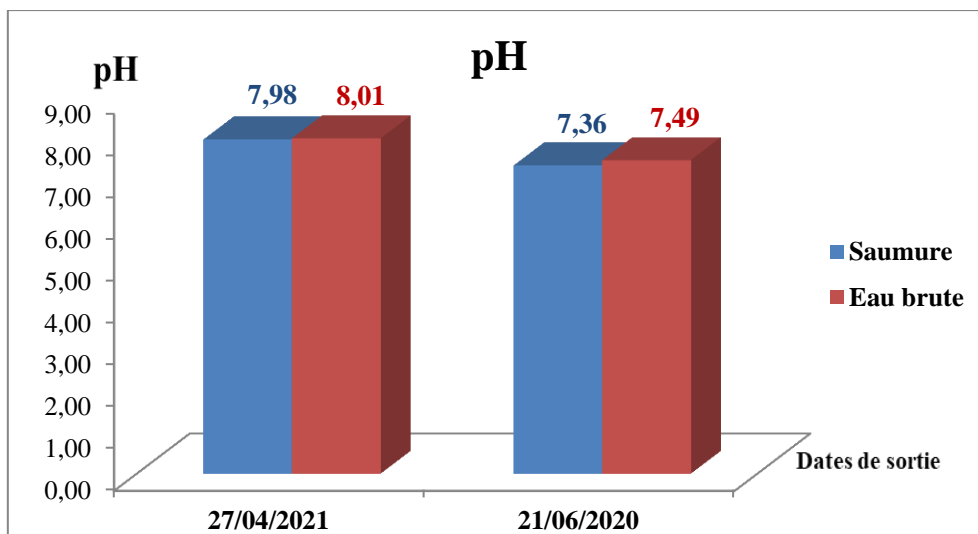


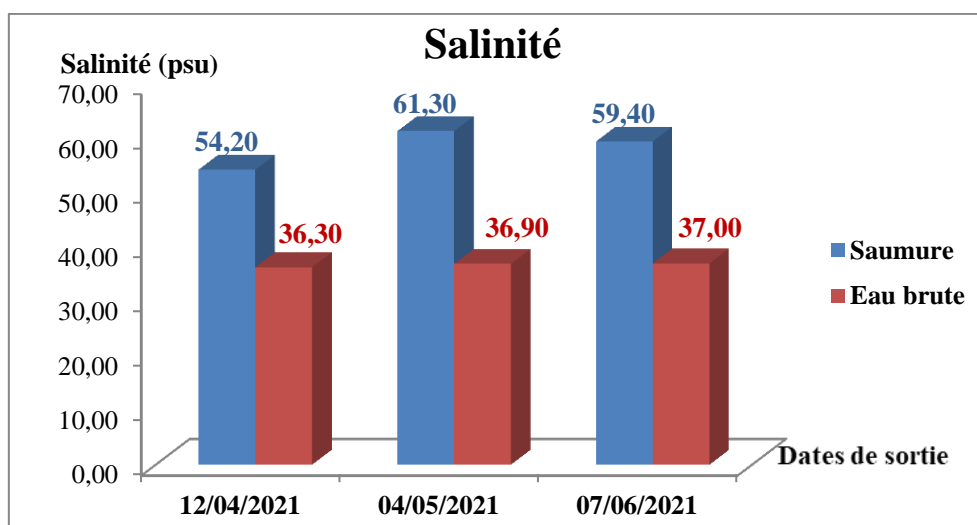
Figure 14: Variation du pH de la saumure et de l'eau brute (station à l'arrêt).

Les valeurs du pH de la saumure sont généralement neutres à légèrement alcalines lorsque la station était opérationnelle. Elles sont plus faibles que celles des eaux brutes, mais restent conformes aux normes algériennes (entre 6,5 et 8,5) (JORA, 2006). Ce changement est probablement lié à la présence de produits chimiques utilisés par l'unité de dessalement comme la chaux ( $\text{CaOH}_2$ ).

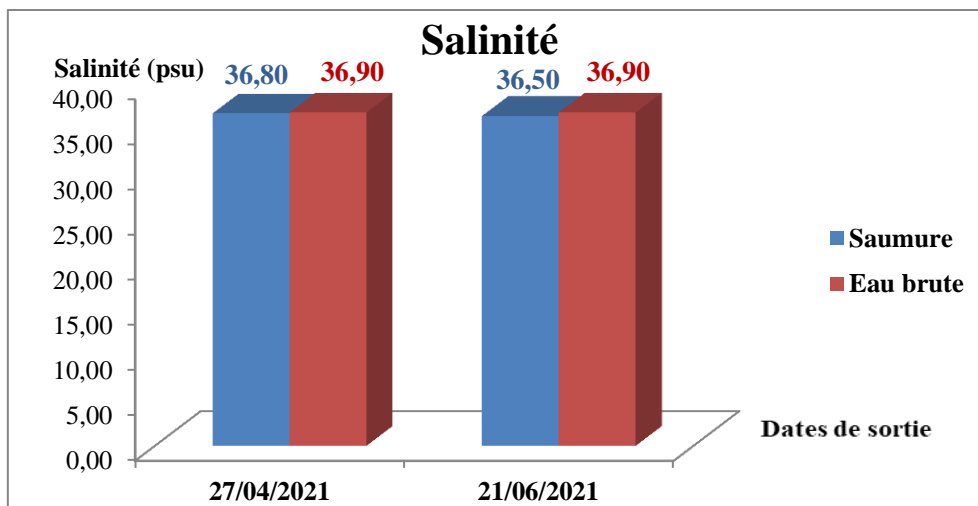
#### IV.1.1.3 Variation de la salinité :

Au moment où la station était opérationnelle, les valeurs de la salinité de la saumure étaient largement supérieures à celles de l'eau d'alimentation. Des valeurs allant de 54,2 psu jusqu'à 61,30 psu ; et une moyenne de 58,30 psu ont été enregistrées pour la saumure, et des valeurs comprises entre 36,30 psu et 37,00 psu ; avec une moyenne de 36,73 psu pour l'eau brute (Figure 15).

Lorsque l'unité était à l'arrêt (Figure 16), nous avons noté que la salinité moyenne de la saumure (36,65 psu) était presque identique de celle de l'eau brute (36,90 psu).



**Figure 15:** Variation de la salinité de la saumure et de l'eau brute (station opérationnelle).



**Figure 16:** *Variation de la salinité de la saumure et de l'eau brute (station à l'arrêt).*

La composition chimique de la saumure est similaire à l'eau de mer, mais sa salinité est beaucoup plus élevée que celle de l'eau de mer, qui est généralement de 38 PSU en Méditerranée. Comme cité précédemment, une salinité aussi élevée peut causer de graves dommages à la flore et la faune marine (Shunya et al., 1994).

#### **IV.1.1.4 Variation de la conductivité :**

La valeur moyenne de la conductivité était de 76,53 mS/cm, avec un minimum de 73,20 mS/cm et un maximum de 78,70 mS/cm pour la saumure, et une moyenne de 50,60mS/cm et des valeurs comprises entre 48,80 mS/cm et 51,80 mS/cm ont été enregistrées pour l'eau brute lorsque la station était opérationnelle (Figure 17).

Lorsque celle-ci était l'arrêt, la conductivité moyenne de la saumure était de 50,55 mS/cm, et celle de l'eau brute était de 50,35 mS/cm (Figure 18).

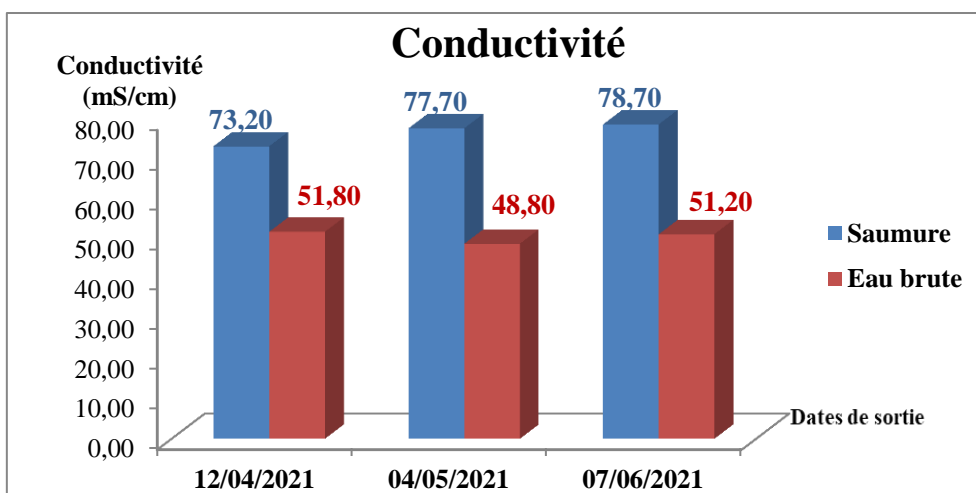


Figure 17: Variation de la conductivité de la saumure et de l'eau brute (station opérationnelle).

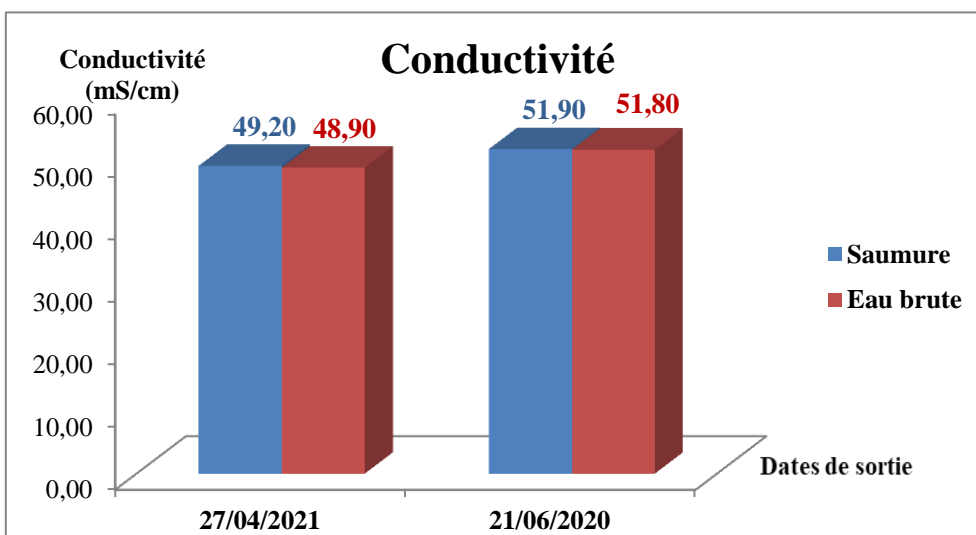


Figure 18: Variation de la conductivité de la saumure et de l'eau brute (station à l'arrêt).

Les valeurs très élevées de la conductivité de l'eau de saumure sont liées à la concentration élevée en saumure, autrement dit aux sels dissous éliminés par le dessalement de l'eau brute (par OI).

#### IV.1.1.5 Variation de l'oxygène dissous :

Les teneurs en oxygène dissous enregistrées pour la saumure étaient comprises entre 4,23 ppm et 10,76 ppm ; avec une valeur moyenne de 8,32 ppm, et celles de l'eau brute varient entre 5,08 ppm et 12,65 ppm ; avec une moyenne de 9,60 ppm, quand l'unité fonctionnait correctement (Figure 19).

Lorsque cette dernière était à l'arrêt, nous avons noté pour la saumure une valeur de 11,92 ppm, et une valeur de 10,56 ppm pour l'eau brute (Figure 20).

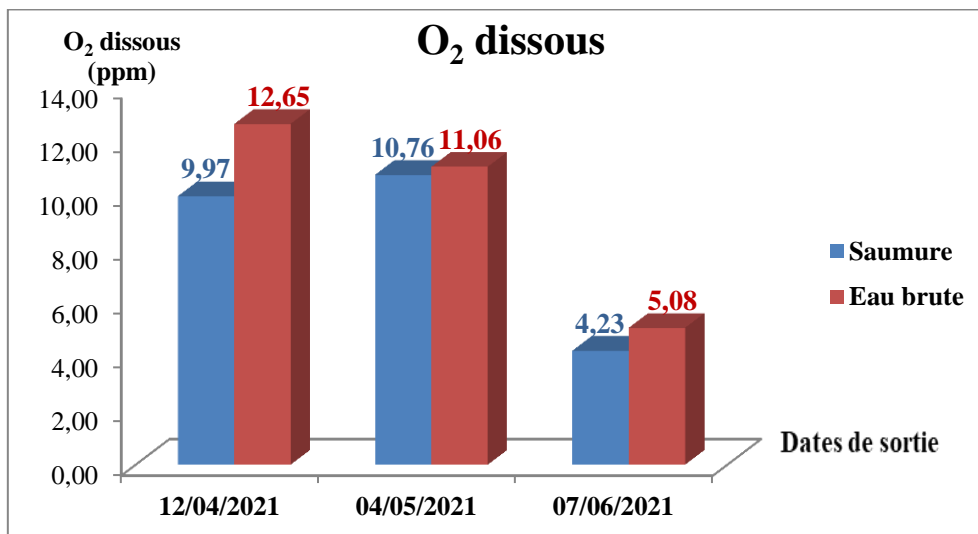


Figure 19: Variation de l'oxygène dissous de la saumure et de l'eau brute (station opérationnelle).

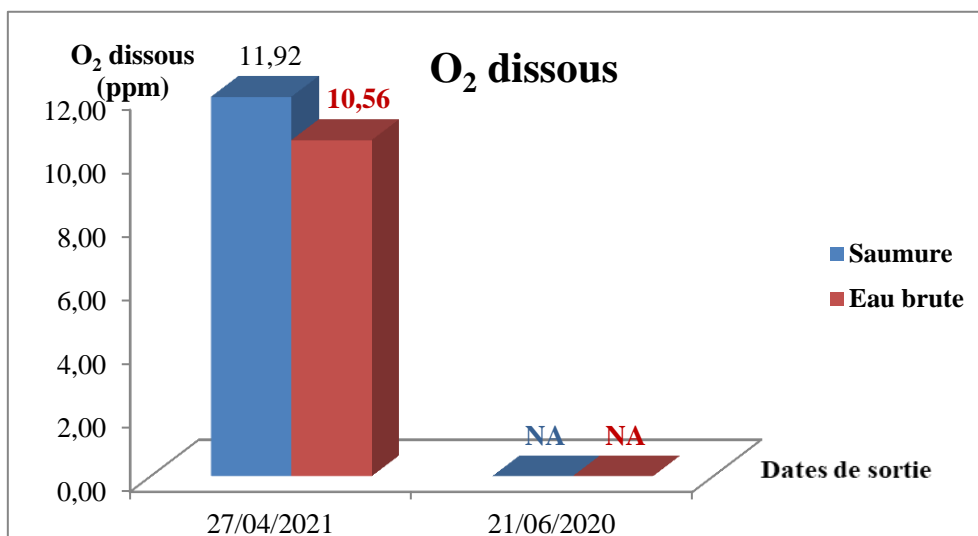


Figure 20: Variation de l'oxygène dissous de la saumure et de l'eau brute (station à l'arrêt).

L'eau saturée d'air, à 20 °C et sous la pression normale contient 9,1 mg/L d'oxygène (Rodier, 2009).

L'eau de saumure et l'eau brute présentent une bonne oxygénation qui pourrait être justifiée par l'agitation des masses d'eau. Mais lors de la 3ème sortie nous avons enregistré de faibles teneurs en oxygène, liées probablement à la présence de rejet d'eau douce dans la région et à

l'utilisation de produits chimiques tels que le bisulfite de sodium ( $\text{HNaO}_3\text{S}$ ), qui pourrait réduire la concentration de l'oxygène dans le milieu.

#### IV.1.2 Paramètres indicateurs de pollution :

Le **Tableau 10** résume les résultats des différents paramètres (Turbidité, MES et MOP) mesurés pour la saumure et l'eau brute durant les deux cas (station opérationnelle et station à l'arrêt).

**Tableau 10** : Résultats des paramètres indicateurs de pollution mesurés pour la saumure et de l'eau brute (eau de mer).

	Paramètre	Saumure			Eau brute (eau de mer)		
		Turbidité (NTU)	MES (mg/L)	MOP (%)	Turbidité (NTU)	MES (mg/L)	MOP (%)
station opérationnelle	12/04/2021	0,7	11,06	60,58	0,9	10,93	31,11
	04/05/2021	0,5	11,73	70,76	0,65	20,8	55,91
	07/06/2021	0,3	21,9	57,99	0,45	29,2	55,82
station à l'arrêt	27/04/2021	4,8	29,6	66,22	1,9	40,8	66,67
	21/06/2020	2,7	34,3	74,95	2,4	3382,4	88,50

##### IV.1.2.1 Variation de la turbidité :

Quand l'unité de dessalement de Palm Beach était opérationnelle, la turbidité de la saumure était comprise entre 0,3 et 0,7 NTU ; avec une moyenne de 0,5 NTU, et entre 0,45 et 0,9 NTU ; avec une moyenne de 0,67 NTU pour l'eau brute (Figure 21).

Quand la station était à l'arrêt, pour la saumure nous avons noté une valeur moyenne de 3,75 NTU, et une turbidité moyenne de 2,15 NTU pour l'eau brute (Figure 22)..

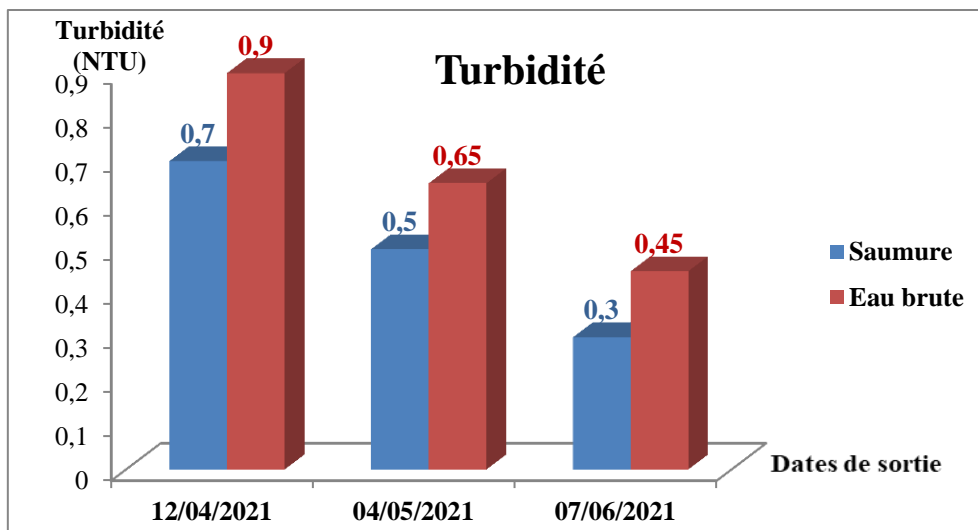


Figure 21 : Variation de la turbidité de la saumure et de l’eau brute (station opérationnelle).

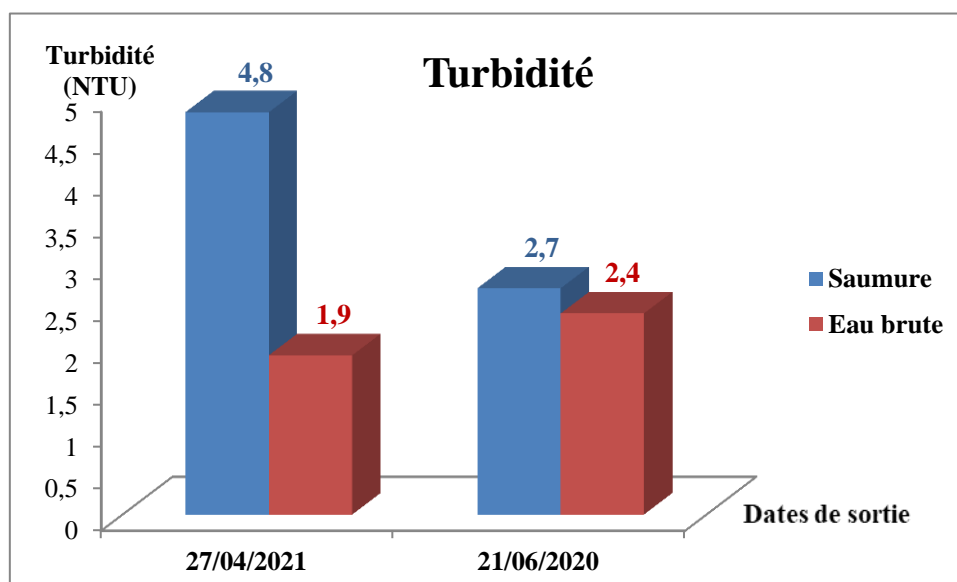


Figure 22: Variation de la turbidité de la saumure et de l’eau brute (station à l’arrêt).

Ces faibles teneurs en turbidité des eaux de saumure enregistrées quand la station était opérationnelle peuvent être expliquées par la filtration sur sable et la filtration à cartouche opérées.

**IV.1.2.2 Variation de la matière en suspension (MES):**

Lorsque l’installation était opérationnelle les valeurs des matières en suspension enregistrées pour la saumure ont varié entre 11,06 et 21,90 mg/l ; avec une valeur moyenne de 14,90 mg/l, alors que celles enregistrées pour l’eau brute étaient comprises entre 10,93 et 29,20 mg/l ; avec une moyenne de 20,31 mg/l (Figure 23).. Au moment où la station était inactive nous

avons noté pour la saumure une valeur moyenne de 919,80 mg/l, et une valeur moyenne de 1711,6 mg/l pour l'eau brute (Figure 24).

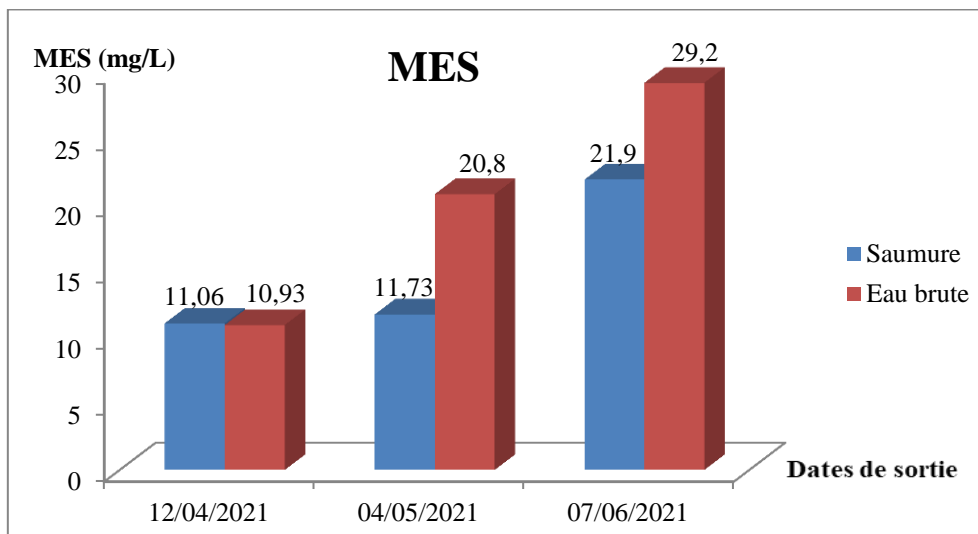


Figure 23: Variation de la matière en suspension de la saumure et de l'eau brute (station opérationnelle).

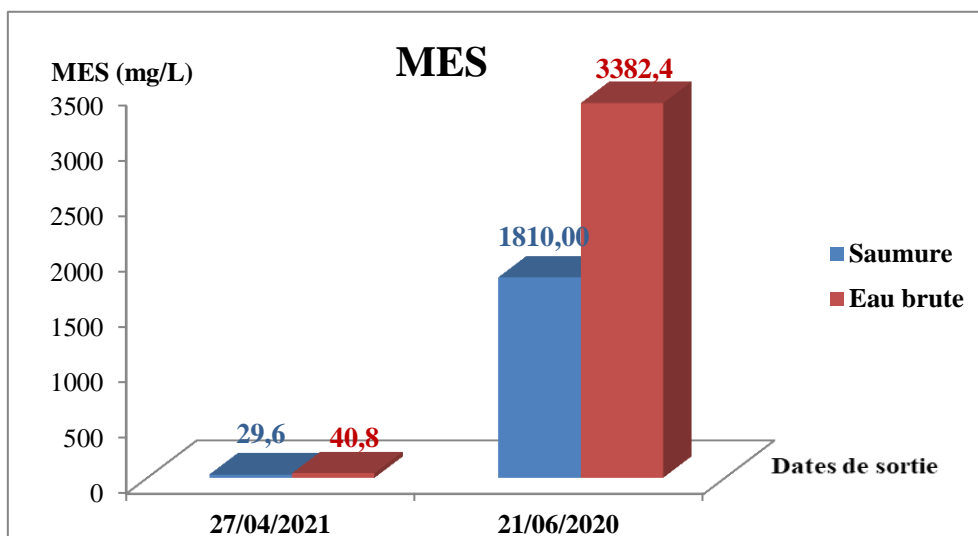


Figure 24: Variation de la matière en suspension de la saumure et de l'eau brute (station à l'arrêt).

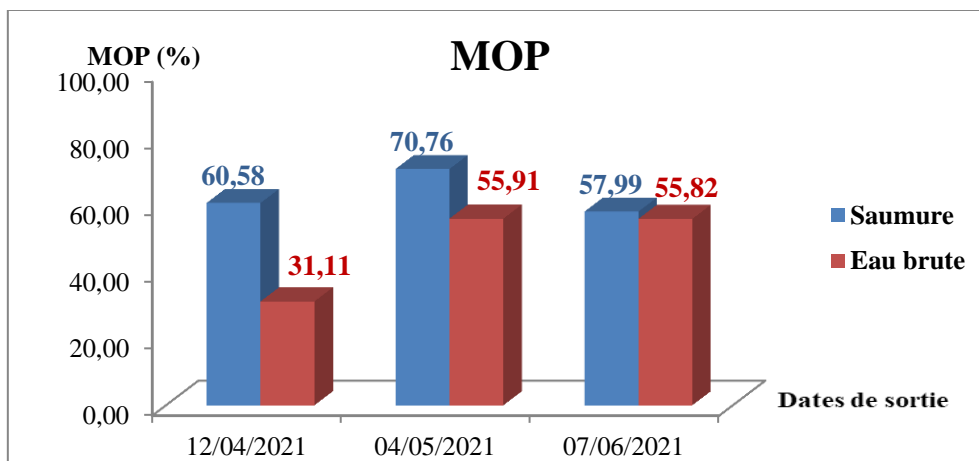
Quand l'unité fonctionnait correctement, les concentrations en MES des eaux de saumure étaient plus faibles que celles des eaux brutes, et cela s'explique par la décantation, la filtration sur sable et la filtration à cartouche. Ces résultats restent conformes aux normes algériennes (<35 mg/l) (JORA, 2006).

Durant l'arrêt de la station, on a fait des doublons (plusieurs filtrations), les résultats persistent dans ces valeurs très élevées.

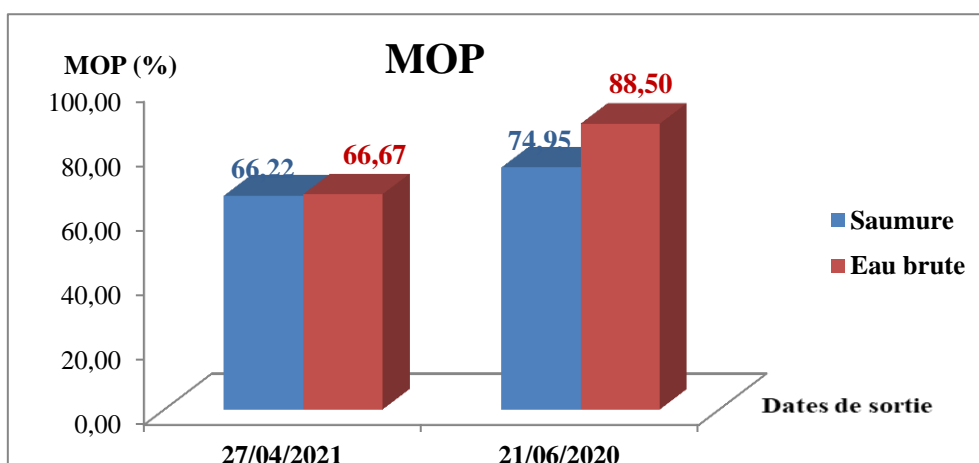
**IV.1.2.3 Variation de la matière organique particulaire (MOP):**

Durant le fonctionnement de la station, Les pourcentages de la matière organique particulaire présentes dans la saumure étaient comprises entre 57,99 % et 70,76 % ; avec une moyenne de 63,11 %, et pour l'eau brute des pourcentages allant de 31,11 % et 55,91 % ; avec une moyenne de 47,61 % ont été enregistrés (Figure 25).

À l'arrêt de la station, la saumure contenait en moyenne 70,95 % de matière organique, alors que l'eau brute en contenait 77,59 % (Figure 26).



**Figure 25:** Variation de la matière organique particulaire de la saumure et de l'eau brute (station opérationnelle).



**Figure 26:** Variation de la matière organique particulaire de la saumure et de l'eau brute (station à l'arrêt).

La représentation graphique des pourcentages des matières organiques particulaire quand la station était opérationnelle a révélé qu'il y a une grande variation entre l'eau de saumure et l'eau brute.

#### IV.1.3 Variation des sels nutritifs :

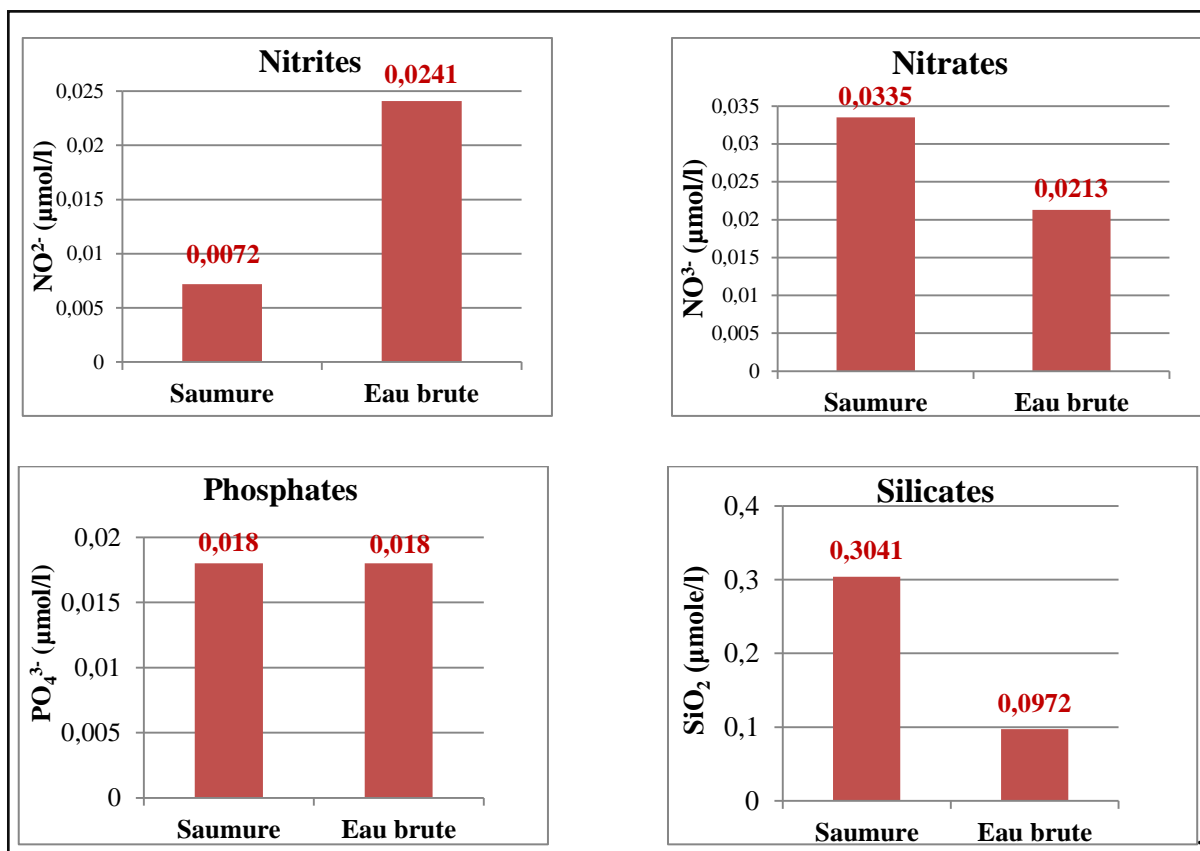
Les concentrations en sels nutritifs sont présentées dans la Figure 27.

La concentration en nitrite ( $\text{NO}_2^-$ ) mesurée dans la saumure était de 0,0072  $\mu\text{mole/l}$ , et 0,0241  $\mu\text{mole/l}$  dans l'eau d'alimentation.

La concentration en nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ) mesurée dans la saumure était de 0,0335  $\mu\text{mole/l}$  et de 0,0213  $\mu\text{mole/l}$  dans l'eau d'alimentation.

La même concentration en phosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) (0,018  $\mu\text{mole/l}$ ) a été enregistrée au niveau de la saumure et de l'eau d'alimentation.

Les valeurs des silicates ( $\text{SiO}_2$ ) étaient respectivement de 0,3041 et 0,0972  $\mu\text{mole/l}$  pour la saumure et l'eau d'alimentation.



**Figure 27:** Variation des concentrations en sels nutritifs de la saumure et de l'eau d'alimentation.

Les teneurs en nitrites dans l'ensemble des stations présentent des concentrations significativement faibles, ceci pourrait être expliqué par l'oxydation des ions nitrites en nitrates par une action bactérienne « nitrification » (Rodier, 2009).

Les valeurs enregistrées des nitrates dans l'eau de saumure et l'eau brute sont dans l'ensemble assez faibles, ceci pourrait être dû à une faible régénération bactérienne.

Les teneurs enregistrées en orthophosphates sont faibles et cela peut être lié au phénomène d'assimilation de cet élément par le phytoplancton.

Les faibles valeurs enregistrées en silicates dans l'eau de saumure et l'eau brute, s'expliquent par une forte biomasse phytoplanctoniques (Diatomées).

#### IV.1.4 Variation des paramètres microbiologiques :

Les résultats des paramètres microbiologiques de la saumure, de l'eau brute et de l'eau produite, obtenus le 04/05/2021 sont présentés dans la Figure 28.

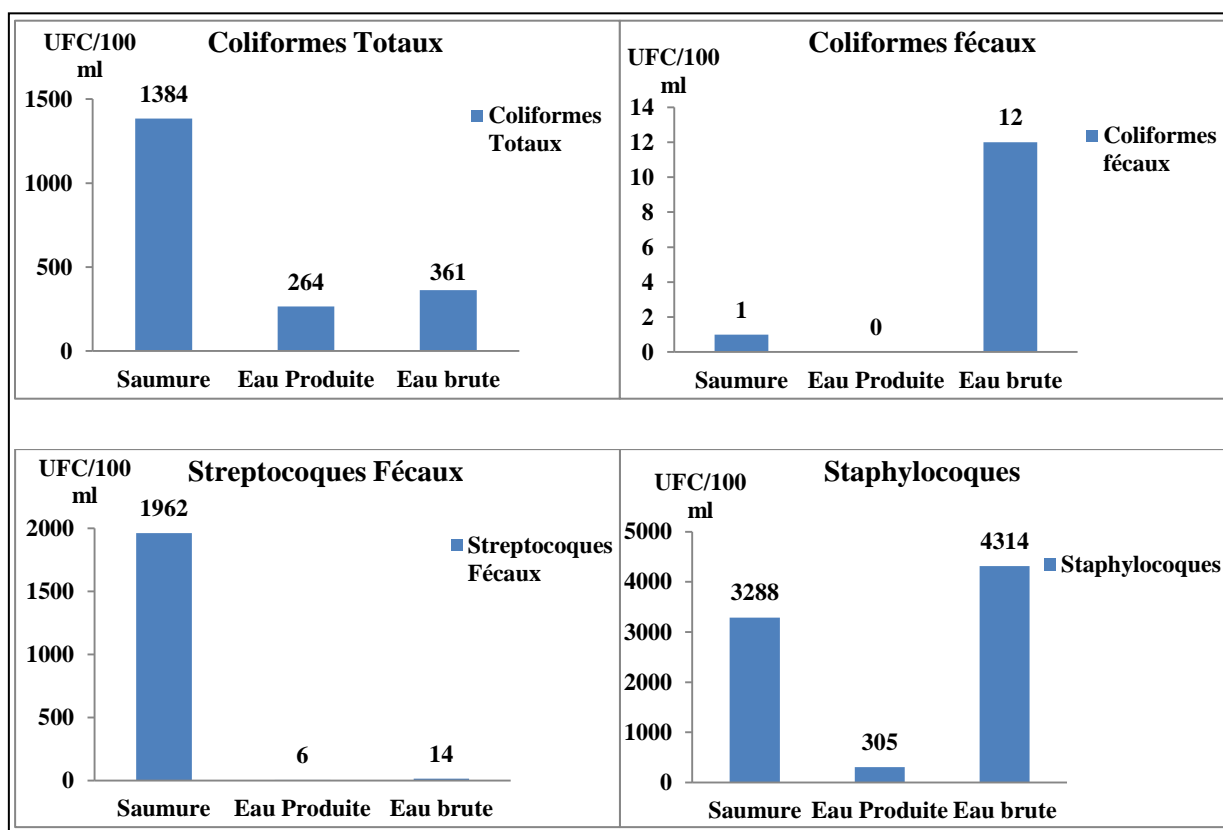


Figure 28: Variation des concentrations des germes microbiologiques.

Les concentrations les plus élevées en coliformes totaux ont été enregistrées au niveau des rejets de saumure, mais restent conformes à la norme ; qui est de 500 à 10 000 CT/100ml.

Les coliformes fécaux sont par contre très présents dans les eaux brutes, mais ne dépassent pas la norme (< à 100 CF/100ml). Leur présence peut être liée à la contamination du bassin de décantation.

Les teneurs en streptocoques fécaux sont enregistrées aux niveaux de tous les échantillons, y compris dans l'eau produite. Les valeurs les importantes sont observées au niveau de la saumure, et dépassent largement la valeur guide (30SF/100ml). Ces teneurs élevées au niveau de la saumure témoignent d'une contamination fécale assez résistante ; notamment dans les milieux de forte salinité (Gaujous, 1995). Leur présence dans les eaux produite a par ailleurs été justifiée par les conditions de prélèvement, et par une contamination instantanée du robinet.

#### **IV.1.5 Étude qualitative et quantitative des populations phytoplanctoniques :**

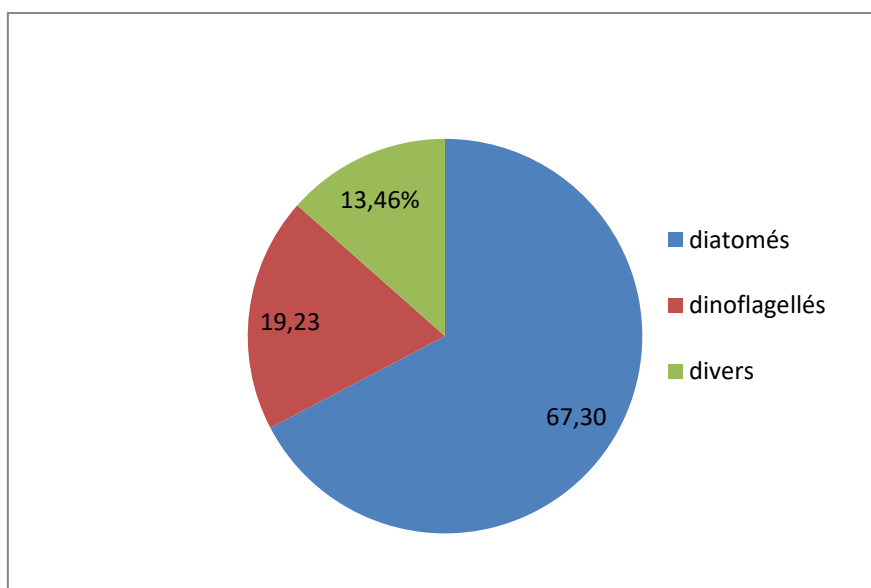
Cette partie consiste à étudier l'inventaire des espèces phytoplanctoniques recueillies durant les deux campagnes et dans les deux cas (station opérationnelle et station à l'arrêt).

La caractérisation des peuplements phytoplanctoniques a été réalisée en adoptant la méthode de sédimentation d'Utermôhl (1958), qui consiste à identifier et énumérer directement la flore planctonique.

##### **IV.1.5.1 Premier cas : station opérationnelle**

L'inventaire floristique obtenu durant cette période est composé de deux groupes importants : Diatomées, Dinoflagellés. Par contre, nous signalons la présence d'espèces d'autres groupes tels que les Chlorophycées, les Dichtyophycés, les euglenophycés, avec un nombre spécifique plus faible. 15 genres ont été répertoriés dans les différentes eaux analysées (5 genres pour l'eau d'alimentation, 9 genres pour la saumure et 3 genres pour l'eau produite) regroupant les deux groupes phytoplanctoniques : Diatomées, Dinoflagellés.

Sur le plan spécifique, les Diatomées détiennent le premier rang avec 9 genres ; soit plus de 60 % (67,30 %) de la communauté phytoplanctonique, suivies par les Dinoflagellés avec 6 genres ; soit une proportion de 19, 23 %. En troisième ordre et avec une représentation faible, nous citons le reste des groupes comme divers avec un pourcentage de 13,46% (Figure 29).

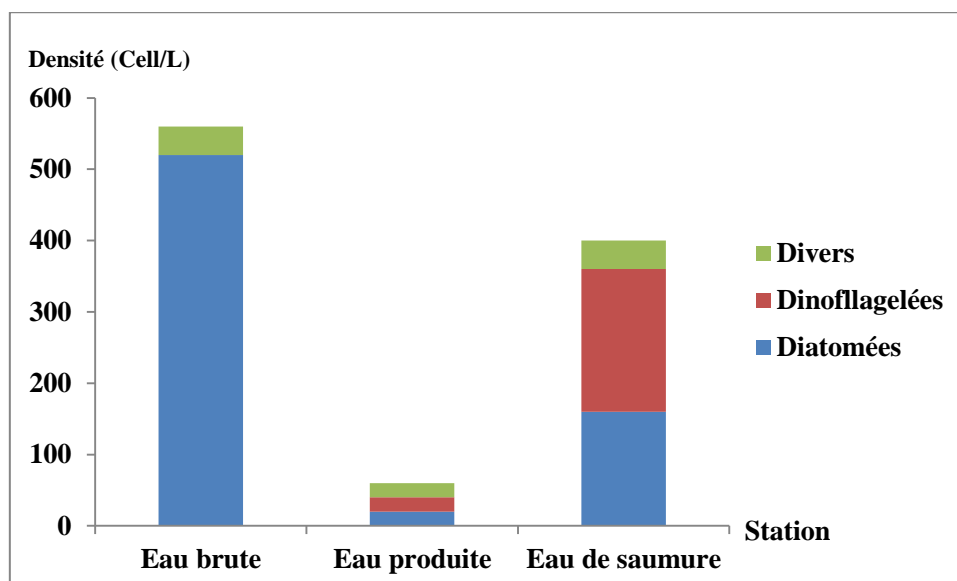


**Figure 29:** Abondance des groupes phytoplanctoniques des échantillons d'eau brute, de saumure et d'eau produite (station opérationnelle).

L'eau brute est caractérisée par la dominance du groupe des diatomées avec 92,85 % avec une absence totale des dinoflagellés, alors que la saumure est caractérisée par la dominance des dinoflagellés avec 50 % de la flore totale suivi par les diatomées avec 40% puis le groupe des divers avec une proportion de 10 %. Les proportions enregistrées pour les trois groupes sont similaires pour l'eau produite (Figure 30).

**Tableau 11:** Résultats du phytoplancton des échantillons d'eau brute, de saumure et d'eau produite (station opérationnelle).

	Eau brute	Eau produite	Eau de saumure
<b>Nombre d'espèce</b>	840	200	20
<b>abondanc</b> Dinoflage-lées (%)	0	17,39	11,76
Diatomées (%)	66,66	21,74	5,88
<b>densité des espèces toxiques (Cell/L)</b>	0	80	0



**Figure 30:** Caractérisation des échantillons d'eau brute, de saumure et d'eau produite (station opérationnelle).

Dans cette analyse qualitative nous avons pu observer la faible diversification des Dinoflagellés, les principaux genres rencontrés sont : *Diplopsalis*, *Hermesinum*, *Ostreopsis*, *Alexandrium* et *Prorocentrum*.

Le groupe des Diatomées est fortement représentés par rapport au groupe précédent, et les principaux genres rencontrés sont les genres *Amphora*, *Navicula*, *Nitzschia*, *Licmophora*, *Cerataulina*, *Amphiprora*, *Tryblionella* et *Guinardia*.

Dans l'eau brute la concentration des espèces phytoplanctoniques atteint une densité maximale (560 cell/l), par contre, une concentration faible dans l'eau de saumure (400 cell/l), cela expliquer par Alors on peut dire donc que les microalgues sont sensibles aux variations de la salinité.

le groupe des dinoflagellés est dominant dans l'eau de saumure, certaines de ces espèces (*Scrippsiella sp.* et *Alexandrium sp.*) ont la capacité de supporter des conditions environnementales fluctuantes et contrastées, car elle s'adaptent a une large gamme de la salinité (Wang et al., 2011).

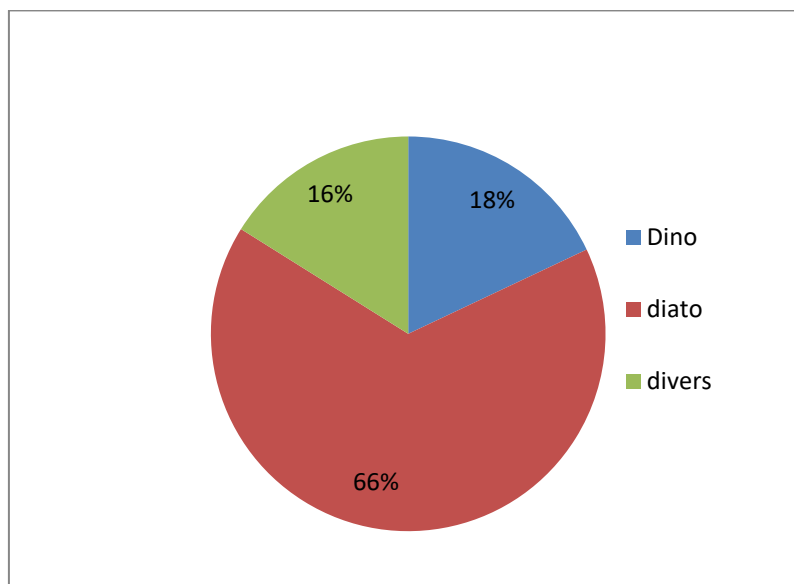
#### IV.1.5.2 Deuxième cas : station à l'arrêt

Dans ce cas, nous avons effectué des prélèvements au niveau du décanteur, du rejet de la station et dans 10 points, où nous avons pu identifier 35 genres répartis entre deux groupes phytoplanctoniques: Diatomées, Dinoflagellés. Le reste des genres a été classé dans Divers.

Sur le plan spécifique, les Diatomées détiennent le premier rang avec 66% suivies par les Dinoflagellés avec une proportion de 18%. En troisième position le groupe des divers avec un pourcentage de 13,46% (Figure 31).

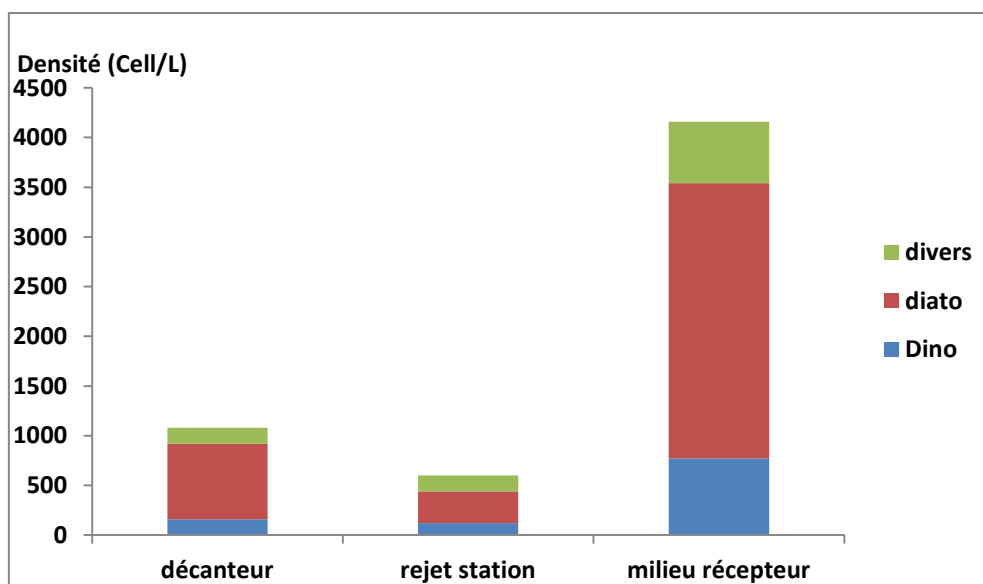
Le groupe des Dinoflagellés est présenté avec 11 genres et les espèces les plus courantes sont : *Ostreopsis* et *Prorocentrum*.

Le groupe des Diatomées est le plus présent et le plus diversifié avec une totalité de 24 genres. Les principaux genres rencontrés régulièrement sont : *Cylindrotheca* et *Navicula*.



**Figure 31:** Abondance des groupes phytoplanctoniques des échantillons d'eau brute, de saumure et d'eau produite (Station à l'arrêt).

L'eau du décanteur est caractérisée par la dominance du groupe des diatomées avec 70 % et des proportions similaires entre le groupe des dinoflagellés et le groupe des divers alors que le rejet est caractérisée par la dominance de diatomées avec 53 % de la flore totale suivie par les dinoflagellés avec 27 % puis le groupe des divers avec une proportion de 20 % (Figure 32).



**Figure 32:** *Caractérisation des échantillons d'eau brute, de saumure et d'eau produite (Station à l'arrêt).*

Du point de vue taxonomique, les travaux de Bougis (1974) révèlent que le phytoplancton en générale dans le milieu marin montre une grande diversité. Toutefois, la classe prédominante est celle des Diatomées, suivie par la classe des Dinophycées. Les autres classes phytoplanctoniques sont incluses mais avec moins de diversité.

## IV.2 Évaluation de la qualité du milieu récepteur :

### IV.2.1 Variation des paramètres physico-chimiques :

Les résultats des paramètres physico-chimiques relatifs à l'analyse de la qualité de l'eau de mer superficielle au voisinage du point de rejet sont présentés dans le Tableau 11 et le Figures 33 et 34 par ordre du côté vers le large.

**Tableau 12:** Résultats des paramètres physico- chimiques de de l'eau de mer.

		Eau de mer				
paramètre		Température (°C)	Salinité (psu)	pH	Conductivité (mS/cm)	Oxygène dissous (ppm)
station opérationnelle	Min	17,50	36,90	7,89	49,30	11,57
	Max	19,10	55,90	8,03	71,00	14,33
	Moyenne	17,92	41,20	7,99	54,20	13,03
	Coefficient de variation	03,30	17,90	00,70	15,50	07,60
station à l'arrêt	Min	22,40	36,00	NA	51,60	NA
	Max	23,90	37,00	NA	52,50	NA
	Moyenne	23,16	36,59	NA	52,21	NA
	Coefficient de variation	02,30	00,80	NA	80,40	NA

#### IV.2.1.1 Variation de la température :

Lorsque la station était opérationnelle les valeurs de températures mesurées étaient entre un minimum de 17,50 °C et maximum de 19,10 °C ; avec une moyenne de 17,92 °C et un coefficient de variation de 03,30 %.

Une fois à l'arrêt la température de l'eau de mer a variée entre 22,40 °C et 23,90 °C ; avec une moyenne de 23,16 °C un coefficient de variation de 02,30 %.

Les températures dans les deux cas n'ont jamais dépassé la valeur limite préconisée (30 °C) (JORA, 2006). cette légère différence entre les températures quand la station était opérationnelle et quand elle était opérationnelle est liée aux conditions métrologiques car la couche superficielle est soumise à l'influence directe de la température de l'air.

#### IV.2.1.2 Variation de la salinité :

Les valeurs de salinité enregistrées lorsque la station était opérationnelle étaient comprises entre 36,90 et 55,9 psu ; avec une moyenne de 41,2 psu et un coefficient de variation de 17,90 % et lorsque la station était à l'arrêt la valeur moyenne de salinité était de 36,59 psu ; avec un coefficient de variation de 0,80 %, un minimum de 36,00 psu et un maximum de 36,59 psu.

Lorsque la station était opérationnelle les valeurs de salinité les plus élevées ont été enregistrées au niveau de la station S1, ces valeurs (55,9 psu) sont beaucoup plus élevées que

la salinité des eaux de la Méditerranée qui varie entre 38 et 39 psu (Aminot et Kerouel, 2004). Cette valeur est indéniablement liée aux rejets de saumure.

#### **IV.2.1.3 Variation du pH :**

Les valeurs de pH lorsque la station était en service étaient comprises entre 7,89 et 8,03 ; avec une moyenne de 7,99 et un coefficient de variation de 7,00 %. À l'arrêt, le pH n'a pas été mesuré en raison d'une défaillance du pH-mètre.

Le pH mesuré est légèrement alcalin, et les valeurs enregistrées sont proches du pH de l'eau de mer qui avoisine 8,2. Ces valeurs restent tout de même conformes aux normes algériennes (entre 6,5 et 8,5) (JORA, 2006).

#### **2.1.1. Variation de la conductivité :**

Lorsque la station était opérationnelle, les valeurs de conductivité ont varié entre un minimum de 49,30 mS/cm et un maximum de 71,00 mS/cm ; avec une moyenne de 54,20 et un coefficient de variation de 15,50 %. Des variations allant de 51,60 à 52,50 mS/cm ; avec une moyenne de 52,21 mS/cm et un coefficient de variation de 80,40 % quand la station était à l'arrêt.

La conductivité enregistrée au niveau de la station S1 lorsque la station était opérationnelle est assez élevée par rapport à la conductivité de l'eau de mer ; qui est d'environ 50 mS/cm (Rodier, 2009). Ce résultat est lié aux effluents de saumure fortement concentrés en sels dissous.

#### **IV.2.1.4 Variation de l'oxygène dissous :**

Les teneurs en oxygène dissous étaient comprises entre 11,57 mg/l et 14,33 mg/l ; avec une moyenne de 13,03 mg/l et un coefficient de variation de 7,30 %, quand la station était opérationnelle. Les fortes teneurs en oxygène (saturation du milieu) pourraient être dues au brassage des masses d'eau.

La mesure de l'oxygène dissous lors de la phase d'inactivité de l'installation n'a pas été effectuée ; en raison d'une défaillance de l'oxymètre.

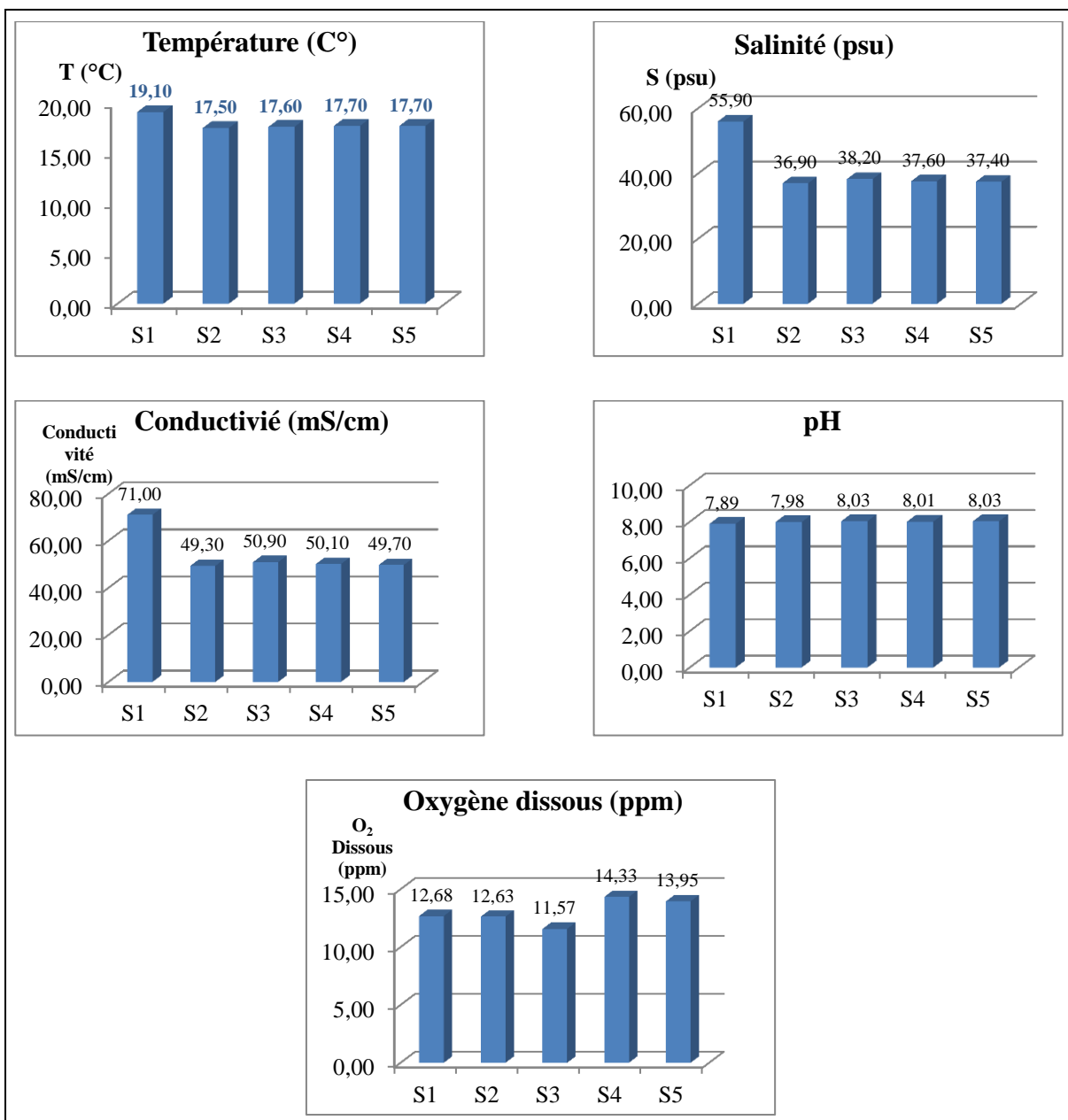


Figure 33: Variation des paramètres physico-chimiques de l'eau de mer (Station opérationnelle).

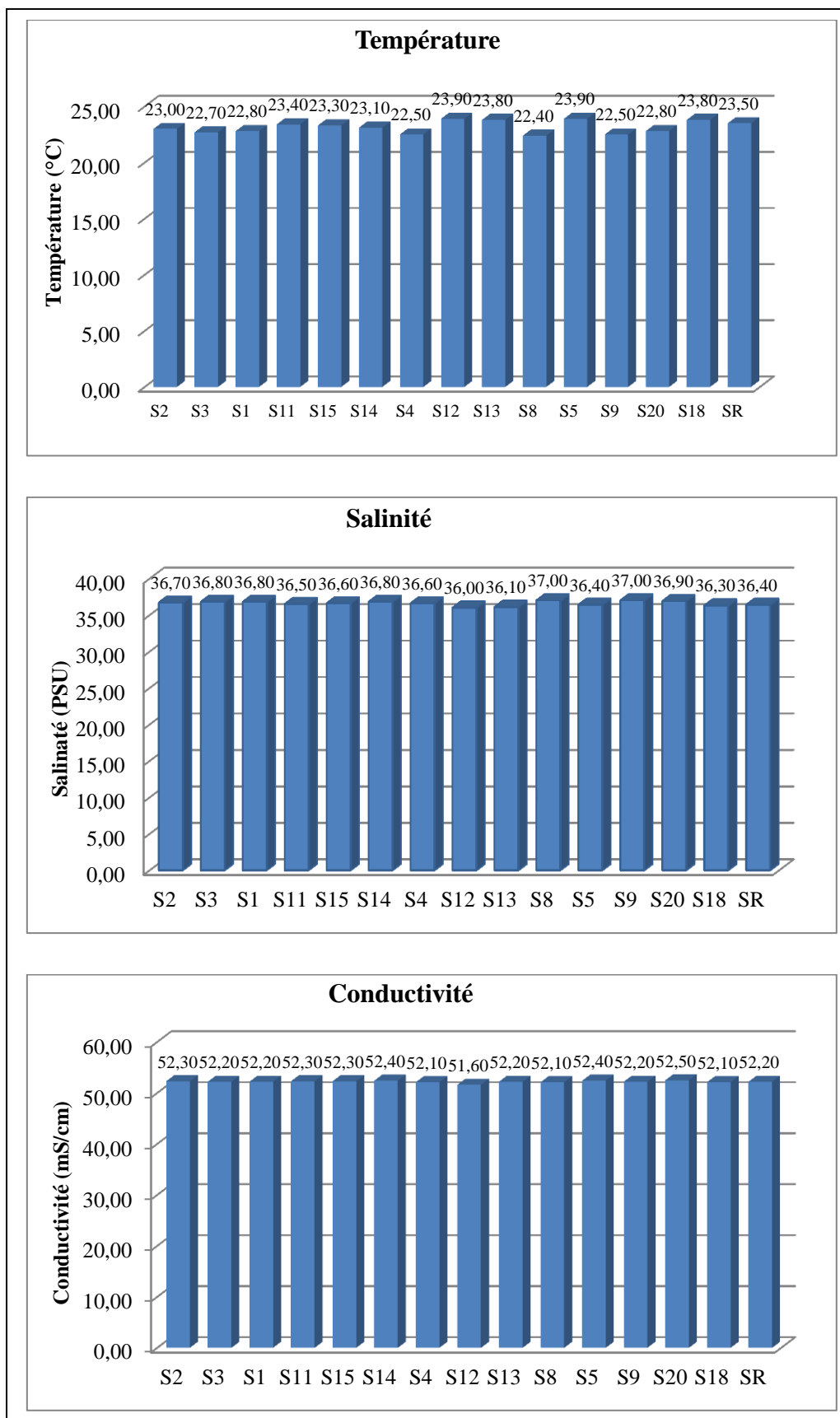


Figure 34: Variation des paramètres physico-chimiques de l'eau de mer lors de la campagne du 21/06/2021 (Station à l'arrêt).

### IV.2.2 Paramètres indicateurs de pollution :

Les résultats relatifs aux paramètres indicateurs de pollution sont illustrés dans le Tableau 12 et la Figure 35.

**Tableau 13:** Résultats des paramètres indicateurs de pollution de l'eau de mer.

		Eau de mer		
Paramètre		Turbidité (NTU)	MES (mg/L)	MOP (%)
station opérationnelle	Min	0,80	3,20	56,25
	max	5,70	14,90	87,14
	Moyenne	3,10	9,58	71,07
	coefficient de variation (%)	53.80	42.40	15.60
station à l'arrêt	Min	5,50	81,60	42,79
	Max	75,00	3697,40	99,51
	Moyenne	26,80	1096,59	74,18
	coefficient de variation (%)	80.40	120.60	23.60

#### IV.2.2.1 Variation de la turbidité :

Les valeurs de turbidité étaient comprises entre 0,80 NTU et 5,70 NTU ; avec une moyenne de 3,10 NTU et un coefficient de variation de 53,80 %, lorsque la station était opérationnelle. Les résultats obtenus sont conformes à la norme ( $>5$  NTU) (Rodier, 2009), sauf pour la station S5 où la turbidité dépasse la norme. Cela pourrait s'expliquer par la remise en suspension des sédiments en raison de l'agitation de l'eau et des opérations de dragage dans la région.

Au moment où la station était à l'arrêt, les valeurs de turbidité ont varié entre un minimum de 5,50 NTU et 75,00 NTU ; avec une moyenne de 26,80 NTU et un coefficient de variation de 80,40 %. Ces valeurs importantes sont liées à l'état de la mer (agitée) et aux activités de forage effectués dans le cadre du projet de réhabilitation et d'extension de la station de dessalement de Palm Beach.

**IV.2.2.2 Variation de la matière en suspension :**

Lorsque la station était opérationnelle, les concentrations des MES enregistrées étaient entre 3,20 mg/L et 9,58 mg/L ; avec une moyenne de 9,58 mg/L et un coefficient de variation de 42,40 %. Ces valeurs sont toujours conformes à la norme (< 35 mg/l) (JORA, 2006).

Durant la période d'inactivité de la station, les concentrations étaient comprises entre un minimum de 81,60 mg/L et un maximum de 3697,40 mg/L ; avec une moyenne de 1096,59 mg/L et un coefficient de variation de 120,30 %. Les valeurs sont extrêmement élevées et on peut les expliquer par la remise en suspension des particules occasionnée par un fort hydrodynamisme, en plus des travaux de forage à côté des points de prélèvements.

**IV.2.2.3 Variation de la matière organique particulaire :**

Quand la station était opérationnelle les pourcentages de la matière organique particulaire étaient compris entre un minimum de 56,25 % et un maximum de 87,14 % ; avec une moyenne de 71,07 % et un coefficient de variation de 15,60 %. Quand la station était à l'arrêt pourcentages variaient entre un minimum de 42,79 % et un maximum de 99,51 % ; avec une moyenne de 74,18 % et un coefficient de variation de 23,60 %.

Ces pourcentages importants peuvent être liés à la formation de matières organiques lors de la décomposition des végétaux marins. Ça pourrait être du aux rejets des eaux usées très riches en matière organique.

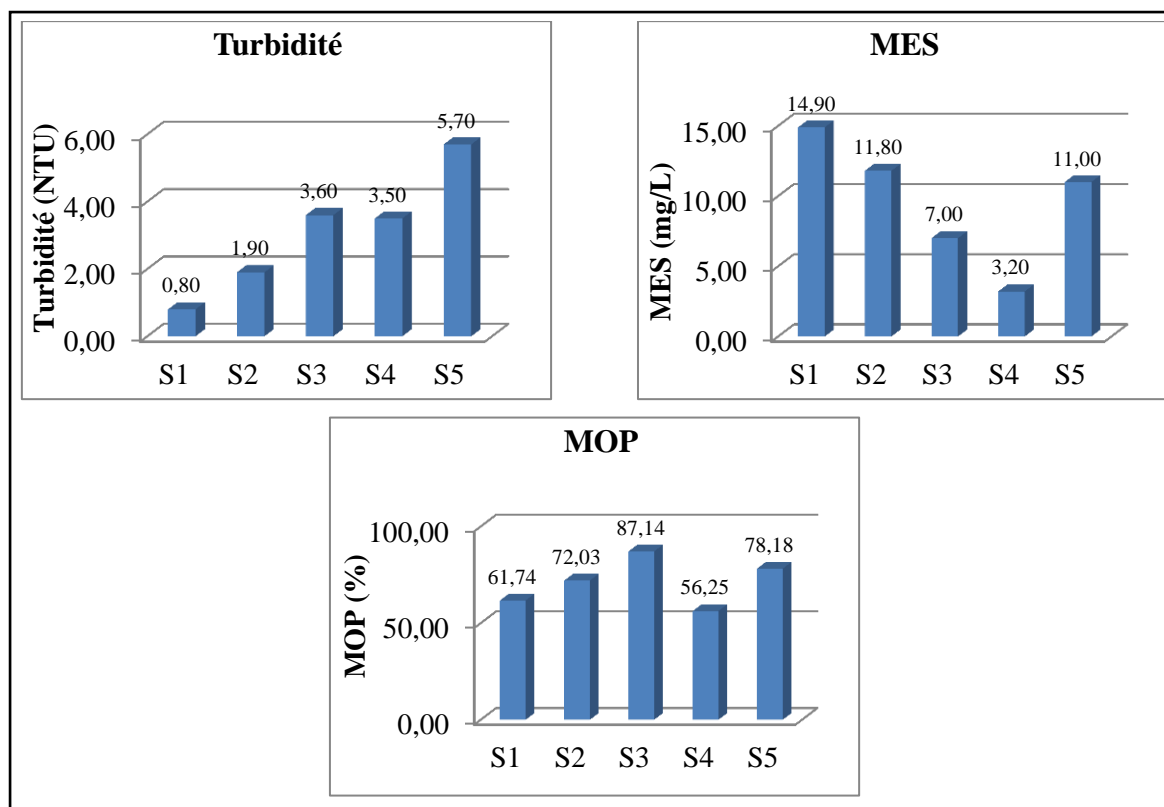


Figure 35: Variation des paramètres indicateurs de pollution (station opérationnelle).

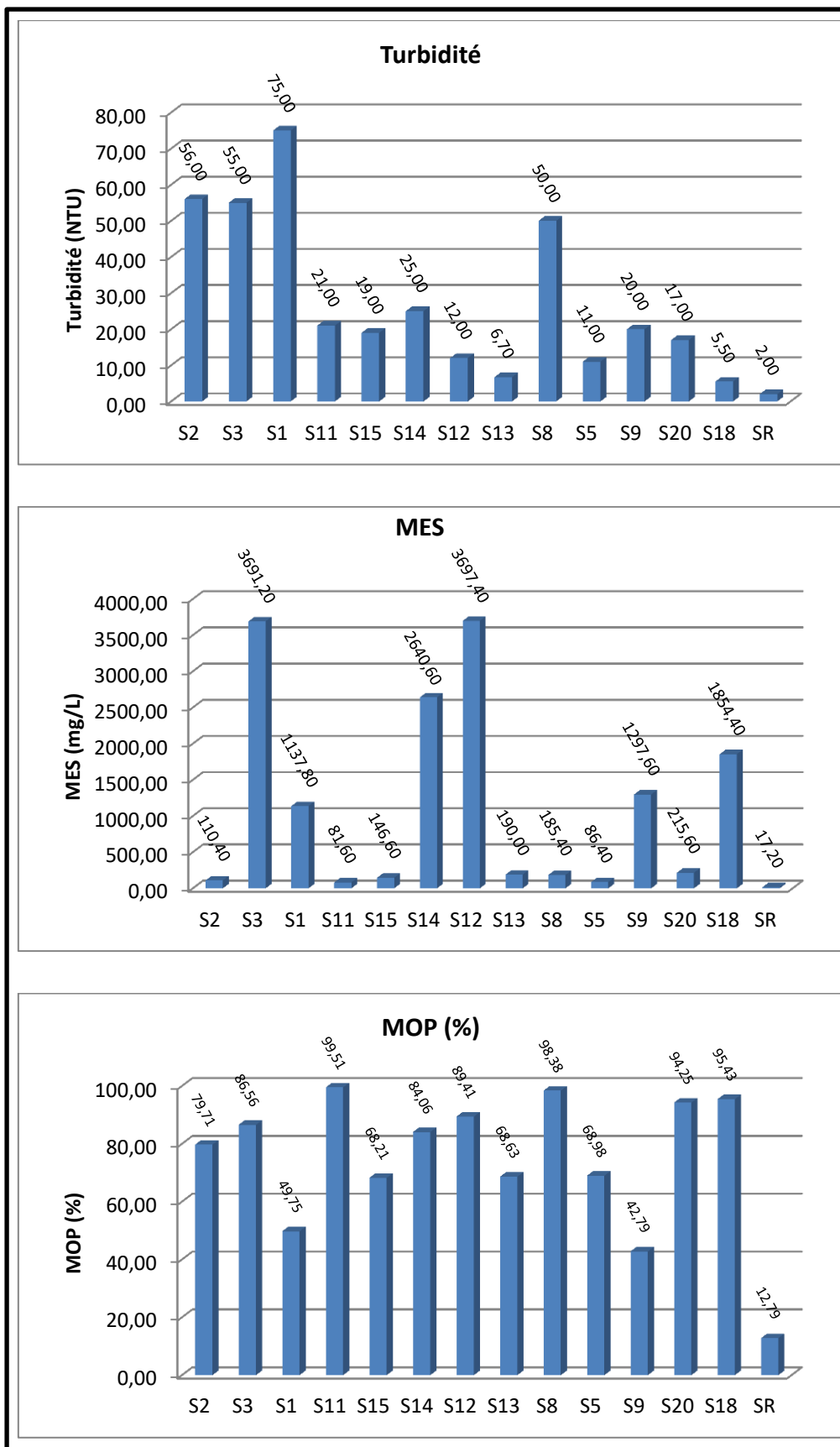


Figure 36: Variation des paramètres indicateurs de pollution (station à l'arrêt).

### IV.2.3 Variation des sels nutritifs :

Le Tableau 13 et la Figure 37 regroupent les résultats de l'analyse des sels nutritifs dans les eaux superficielles de la plage de Palm Beach.

La station de dessalement était à l'arrêt.

**Tableau 14:** Statistiques descriptives des sels nutritifs dans les eaux superficielles de la plage de Palm Beach (station à l'arrêt).

	[NO <sup>2-</sup> ] (µmol/L)	[NO <sup>3-</sup> ] (µmol/L)	[PO <sup>4</sup> <sup>3-</sup> ] (µmol/L)	[SiO <sub>2</sub> ] (µmol/L)
<b>Min</b>	0,0070	0,0133	0,0173	0,1529
<b>Max</b>	0,0228	0,0726	0,6654	1,7260
<b>Moyenne</b>	0,0154	0,0360	0,1181	0,5333
<b>coefficient de variation (%)</b>	34,62	53,25	130,36	68,87

Les résultats obtenus pour les nitrites montrent une gamme de concentration qui varie entre 0,0070 et 0,0228 µmol/l avec une moyenne de 0,0154 µmol/l et un coefficient de variation de 34,62%. Les teneurs en nitrite relativement faibles mettent en évidence la dominance des nitrates, ceci est expliqué par l'oxydation des ions nitrites en nitrates due à une activité bactérienne « nitrification » (Rodier, 2009).

Les nitrates varient entre [0,0133 µmol/L – 0,0726 µmol/L] avec une moyenne de 0,0360 µmol/L et un coefficient de variation 53,25 %. Ces faibles concentrations sont peut être dues à une faible régénération bactérienne par la dégradation de la MO ; d'où les fortes teneurs en MO.

Les valeurs extrêmes minimales et maximales des concentrations en phosphates présentes dans les eaux superficielles des différentes stations étudiées, sont respectivement de l'ordre de 0,0173 et 0,6654 µmol/L ; avec une moyenne de 0,1181 µmol/L et un coefficient de variation de 130,26 %. Les faibles teneurs observées peuvent être expliquées par le phénomène d'assimilation de cet élément par le phytoplancton, les nitrates sont aussi utilisés dans la photosynthèse.

Les prélèvements effectués enregistrent des valeurs en silicates comprises entre 0,1529 et 1,7260 µmole/L ; avec une moyenne de 0,5333 µmol/L et un coefficient de variation de 68,87

%. La forte teneur en silicates enregistrée au niveau de la station S2'' peut s'expliquer par le rejet d'eau douce provenant du forage effectué juste à proximité du point de prélèvement.

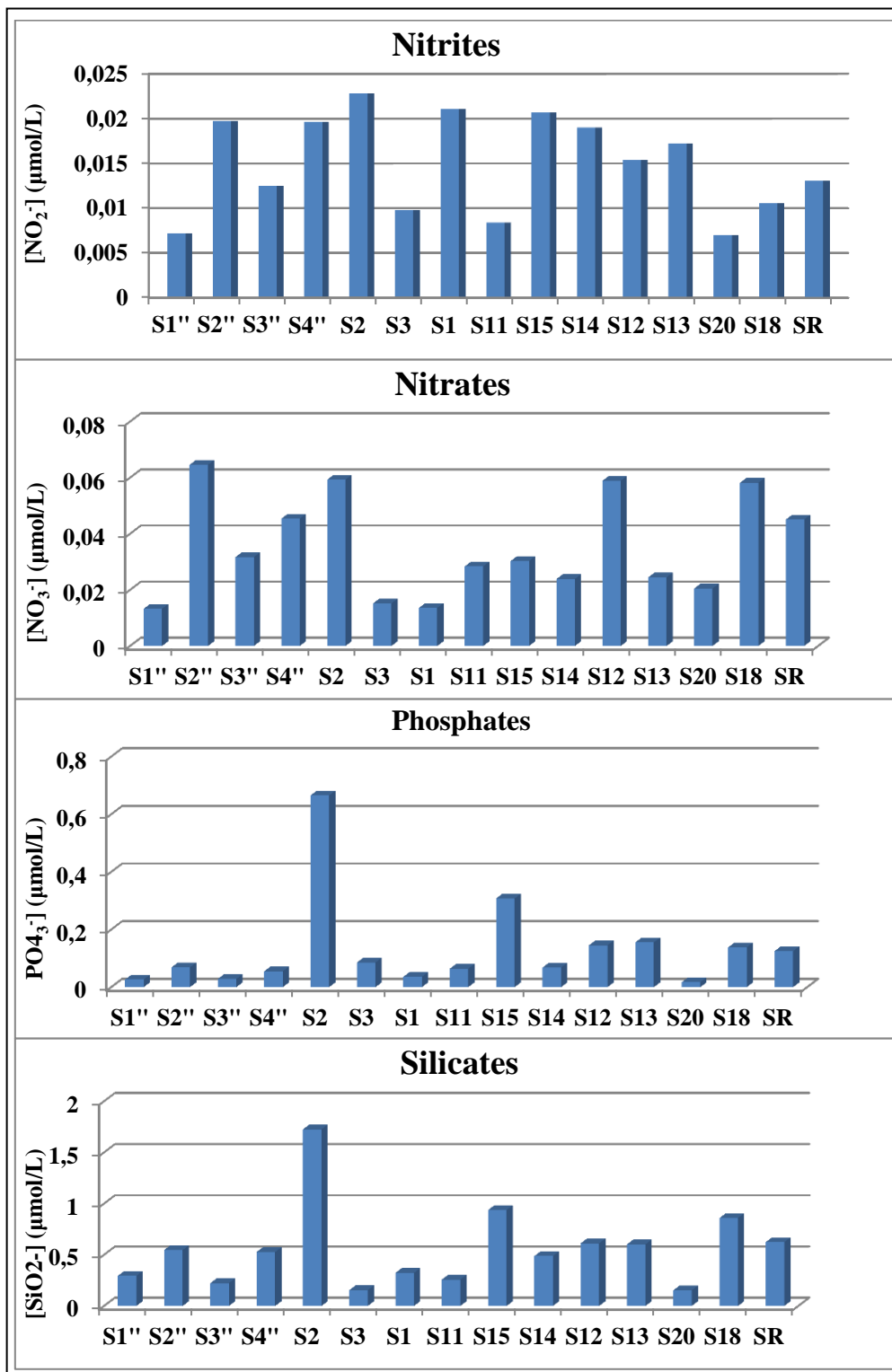


Figure 37: Variation des concentrations des sels nutritifs en fonction des stations.

#### IV.2.4 Étude qualitative et quantitative des populations phytoplanctoniques :

##### IV.2.4.1 Premier cas : station opérationnelle

La communauté phytoplanctonique du milieu récepteur (zone de rejet de saumure) se caractérise par la prépondérance des deux groupes floristiques : les diatomées, les dinoflagellés. Les deux groupes sont présents dans toutes les stations mais avec des proportions différentes ; 34 genres ont été répertoriés pour l'ensemble des stations.

Le groupe des Dinoflagellés est le plus présent et le plus diversifié avec une totalité de 23 genres. Les principaux genres rencontrés régulièrement : *Alexandrium sp.* , *Scrippsiella sp.*

Le groupe des Diatomées est présenté par 11 genres et les espèces les plus courantes sont : *Licmophora sp.* , *Navicula sp.* , *Amphora sp.*

La Figure 38 représente la distribution des densités cellulaires totales dans le milieu récepteur lorsque la station était opérationnelle.

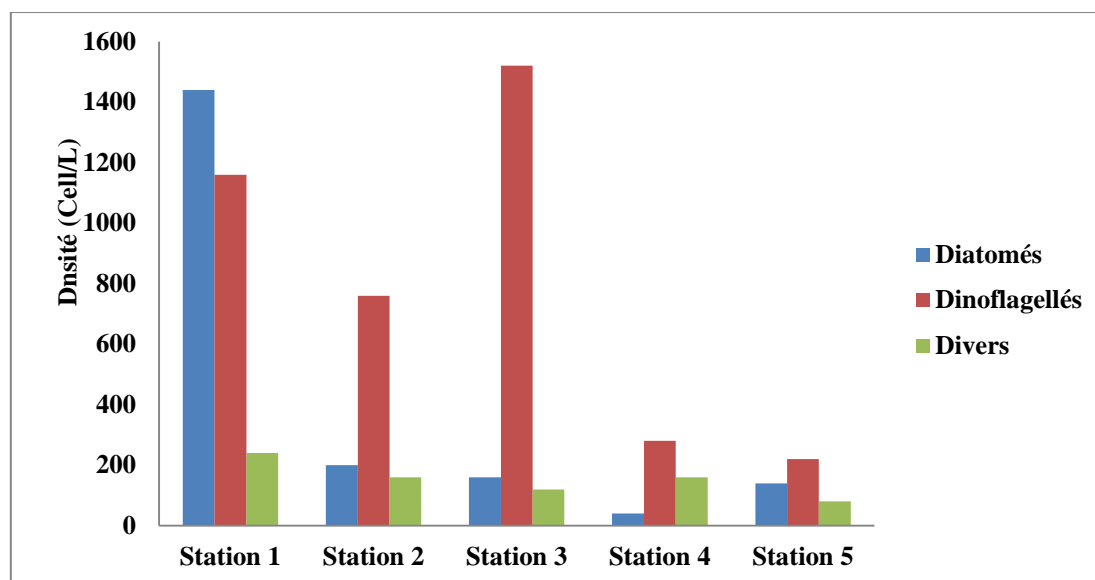
L'étude quantitative des cellules phytoplanctoniques au niveau du milieu récepteur montre une densité cellulaire totale variable d'une station à une autre, de (440 Cell/l à 2840 Cell/l). Dans l'ensemble, nous avons remarqué une dominance des dinoflagellés par rapport aux diatomées, Cette dominance est plus visible au niveau des stations 2 et 3.

Les diatomées sont bien représentées au niveau de la station 1, tandis que les autres stations présentent une dominance relative des dinoflagellés.

Le groupe des dinoflagellés est dominant dans les stations 2, 3, 4 et 5, cela est probablement due à la capacité de certains espèces de ce groupe de supporter des conditions environnementales fluctuantes et contrastées, car elles s'adaptent à une large gamme de la salinité (Wang et al., 2011).

**Tableau 15:** Résultats des populations phytoplanctoniques sur toutes les stations (Station opérationnelle).

	S1	S2	S3	S4	S5
<b>Nombre d'espèce</b>	2840	1120	1800	480	440
<b>abondanc</b> Dinofllage-lées (%)	40,85	67,86	84,44	58,33	50,00
Diatomées (%)	50,70	17,86	8,89	8,33	31,82
<b>densité des espèces</b> <b>toxiques (Cell/L)</b>	320	120	1160	120	60



**Figure 38:** Distribution des densités cellulaires totales (cell/l) des populations phytoplanctoniques sur toutes les stations (Station opérationnelle).

#### IV.2.4.2 Deuxième cas : station à l'arrêt

La distribution des densités cellulaires totales des populations phytoplanctoniques lorsque la station de dessalement était inactive est représentée dans la Figure 39.

Le dénombrement des cellules phytoplanctoniques (Annexe IV) au niveau de milieu récepteur a permis de calculer une densité totale qui varie d'une station à une autre, on note que cette densité varie entre une valeur minimale de 140 Cell/l au niveau de la station S'4 à un maximum de 1040 Cell/l au niveau de la station S1''. Dans l'ensemble, nous avons noté une

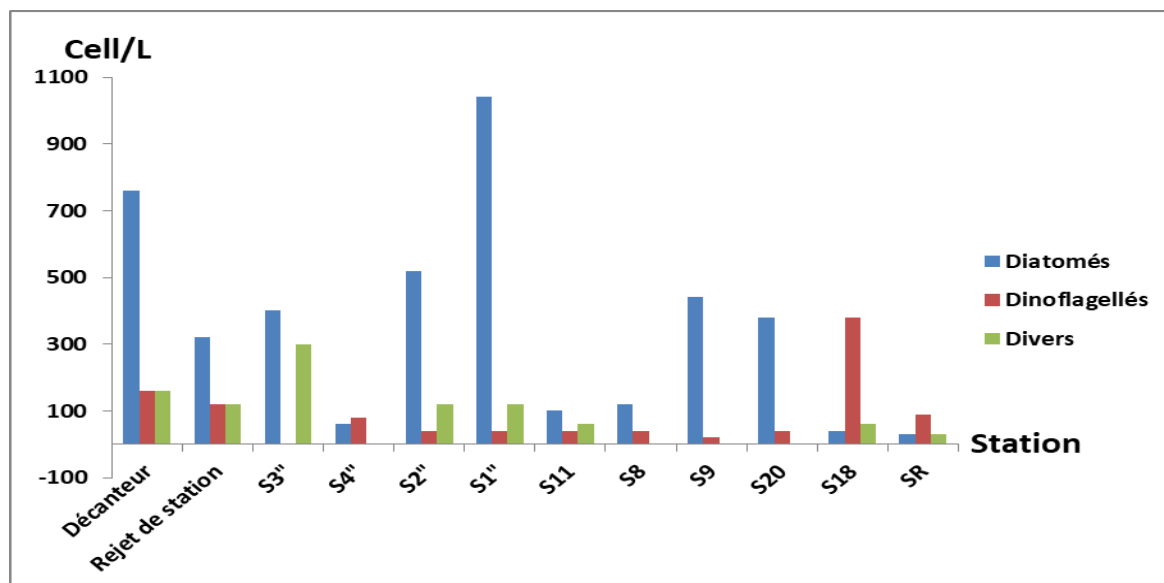
dominance des diatomées par rapport aux dinoflagellés, Cette dominance est plus visible au niveau de la station S1'' avec une densité de (1040 Cell/l). Les dinoflagellés sont bien représentés au niveau de la station S18 avec une densité de (380 Cell/l). Les autres stations présentent une dominance de groupes de diatomée.

D'une façon générale, la densité des espèces phytoplanctoniques diminue du rejet vers le large. Cette distribution est conditionnée et influencée par les conditions physico-chimiques qui règnent au sein de la masse d'eau, ainsi que plusieurs autres facteurs (sels nutritifs).

La concentration élevée des Diatomées dans la station S1'' est probablement due à l'accumulation des espèces évacuées par le rejet de la station de dessalement.

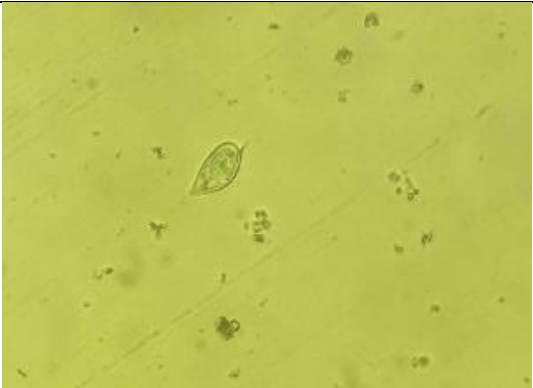
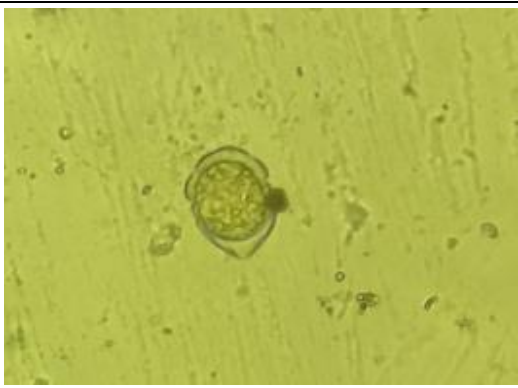
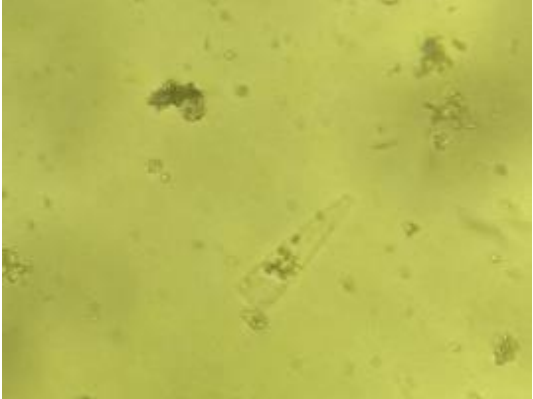



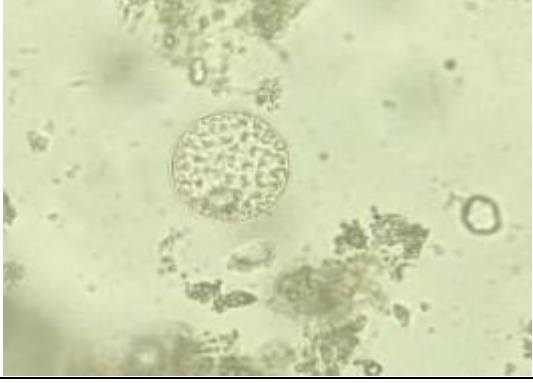

**Tableau 16:** Résultats des populations phytoplanctoniques sur toutes les stations (Station à l'arrêt).

	Décan t-eur	Rejet de station	S3''	S4''	S2''	S1''	S11	S8	S9	S20	S18	SR	
<b>Nombre d'espèce</b>	1080	560	700	140	680	1200	200	160	460	420	480	150	
<b>abondance</b>	Dinoflage-lées (%)	14,81	21,42	0	57,14	5,88	3,33	20,00	25,00	4,35	9,52	79,17	60,00
	Diatomées (%)	70,37	57,14	57,14	42,86	76,47	86,67	50,00	75,00	95,48	90,48	8,33	20,00
<b>densité des espèces toxiques (Cell/L)</b>	40	40	0	20	40	0	40	40	0	20	200	10	



**Figure 39:** Distribution des densités cellulaires totales (cell/l) des populations phytoplanctoniques sur toutes les stations (station à l'arrêt).

Planche : espèces identifiées et observée au microscope inversée.

	
<i>Prorocentrum sp.</i>	<i>Scripsiella sp.</i>
	
<i>Licmophra sp.</i>	<i>Navicula sp.</i>
	
<i>Prorocentrum sp.</i>	<i>Guinardia sp.</i>
	
<i>Cosinodescus sp.</i>	<i>Ostreopsis sp.</i>

### **IV.3 Analyse en composantes principales**

Les corrélations linéaires obtenues pour l'ensemble des 11 variables étudiées, prises deux à deux, figurent dans le Tableau 14.

L'examen de la matrice de corrélation du Tableau 14, montre qu'il existe des corrélations positives et des corrélations négatives. Parmi ces corrélations nous observons une corrélations juste significative entre le couple (turbidité et la densité phytoplanctonique), une corrélation hautement significative (conductivité et salinité) et des corrélations très hautement significatives entre ( $\text{SiO}_2$ ,  $\text{PO}_4$ ) et (T et S), le reste sont des corrélations non significatives.

Les calculs réalisés donnent les caractéristiques des 11 axes principaux, dont les 2 premiers possèdent chacun une valeur propre supérieure à l'unité soit à la contribution moyenne des différentes variables c'est-à-dire à la moyenne arithmétique de toutes les valeurs propres.

Le tableau IV.1, (annexe IV) donne les valeurs propres, les pourcentages de variation expliquée par chacun des 2 axes retenus. Le premier axe explique à lui seul 30,47 % de la variation totale des variables initiales, les deux premiers axes expliquent ensemble 53,81 %. Donc ces deux axes résument au mieux l'information apportée par les 11 variables initiales.



L'étude des liaisons des variables avec les deux facteurs montre que la première composante 1 est bien représenté par les variables (phyto densité, TC°, MES, MO, et S).

L'axe 2 (23,34 %) quant à lui, est associé à des variables telles que PO<sub>4</sub>, SiO<sub>2</sub>, cond et Tu). Alors que les liens des observations (les stations) avec les deux axes montre que la première composante 1 est bien représentée par les stations (S3 et S1), et le facteur F2 est représentée par (S11 et S1").

### **Conclusion :**

Les rejets de saumures produits par la station de dessalement de Palm Beach, sont fortement concentrés en sels. Ceci se traduit par les fortes valeurs de salinité ; pouvant atteindre jusqu'à 61,30 psu. Ceci implique forcément une augmentation de la conductivité (un maximum de 78,70 ms/Cm) des eaux de saumure, mais aussi de celle du milieu marin récepteur (55,90 psu).

Contrairement aux procédés thermiques, la technologie de dessalement par osmose inverse n'occasionne nullement des effluents ayant des températures élevées. Donc les valeurs de température enregistrées sont liées aux variations saisonnières.

Certains paramètres mesurés ; tels que le pH, sels les nutritifs et les coliformes totaux restent conformes aux normes, d'autres au contraire dépassent les normes de rejets comme c'est le cas des streptocoques fécaux, dont la présence est très marquée dans les rejets.

La partie relative aux mesures d'atténuation de l'impact des rejets de saumures sur la qualité du milieu récepteur n'a pas vraiment été développée suffisamment ; en raison du manque de données.

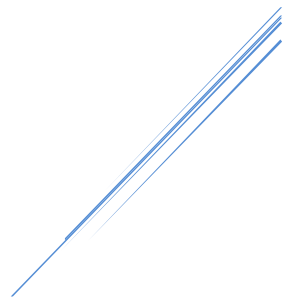
Néanmoins, deux scénarios sont proposés :

Scénario 1 : le mélange des rejets de saumures avec les effluents d'une station d'épuration ou avec les eaux pluviales est intéressante, mais l'étude de faisabilité n'a pas pu être réalisée ; en raison du manque de données sur les stations d'épuration situées à proximité de l'installation de dessalement de Palm Beach et des collecteurs des eaux pluviales.

Scénario 2 : le couplage de l'osmose inverse avec la distillation membranaire sous vide permettra de réduire à la fois le volume de la saumure et la consommation énergétique.

Un dimensionnement de l'installation est nécessaire pour estimer les coups de la mise en place d'un tel procédé et de sa rentabilité. Ce volet n'a pas été étudié puisqu'il dépasse nos compétences.

# CONCLUSION GÉNÉRALE



**Conclusion générale :**

L'objectif de ce travail était de caractériser les rejets issus de la station de dessalement de Palm Beach, et de déterminer l'impact de la saumure sur le milieu récepteur, à travers l'évaluation de la qualité de ce dernier. Et de proposer également des mesures d'atténuations des potentielles répercussions de ce type d'effluents sur l'environnement.

Ces objectifs ainsi que les données mises à notre disposition ont guidé nos choix d'analyses, combinant à la fois des méthodes physico-chimiques, microbiologiques, et biologiques ...

Nos résultats confirment clairement que les rejets produits par cette installation sont fortement concentrés en sels (salinité maximale de 61,30), et chargés en streptocoques fécaux.

Les eaux de saumure sont caractérisées par la présence de 9 genres d'espèces entre les deux groupes Diatomées et Dinoflagellés, avec une dominance des dinoflagellés avec 50 % de la flore totale suivi par les diatomées avec 40% puis le groupe des divers avec une proportion de 10%.

Les eaux de mer superficielles sont quant à elles caractérisées par des salinités élevées durant la période d'activité de la station (55,90 psu). Elles comportent 34 genres d'espèces floristiques avec de la prépondérance des diatomées et des dinoflagellés.

L'analyse en composante principale (ACP) regroupant tous les paramètres analysés, a révélé que la distribution des peuplements phytoplanctoniques dans les eaux superficielles est affectée par la turbidité, les matières en suspension et la matière organique.

L'impact environnemental du rejet de saumure au niveau de la plage de Palm Beach n'a pas été établi, et l'élément principal qui pourrait expliquer l'absence de résultats concrets est le manque de moyens et les conditions aléatoires dans lesquels les prélèvements ont été réalisés.

Les principales solutions envisagées pour atténuer les éventuels impacts des rejets de saumures sur la qualité du milieu récepteur sont :

- Selon les résultats obtenus (concentration élevée de la salinité, ...), l'état algérien devrait lancer des études plus poussées (meilleure compréhension des impacts) et d'adapter des méthodes d'atténuation sur l'ensemble des stations de dessalement.

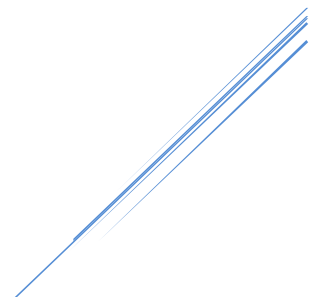
- Le mélange des rejets de saumures avec les effluents d'une station d'épuration ou avec les eaux pluviales ;
- Le couplage de l'osmose inverse avec la distillation membranaire sous vide en vue de réduire le volume de la saumure et la consommation énergétique.

Mais ces deux variantes doivent cependant être étudiées en détails afin de déterminer la possibilité de mise en place de telles solutions.

Il est vrai que cette étude fournit des informations importantes sur les propriétés des effluents produits par la station de dessalement d'eau de mer de Palm Beach, et sur l'état initial en quelque sorte de la qualité du milieu marin au voisinage du rejet avant l'augmentation de la capacité de production de cette installation. Mais ce travail comporte certes un certain nombre de limites qu'il conviendra de repousser en :

- Complétant les données relatives aux volumes des rejets et leurs débits ;
- Augmentant la fréquence d'échantillonnage des différentes variables physico-chimiques et biologiques ;
- Intégrant des variables supplémentaires quant à l'évaluation de la qualité des rejets et du milieu marin (Métaux lourds, Chlorophylle, TDS, Courantologie ...);
- Évaluant d'autres matrices de l'écosystème marin comme le sédiment ;
- Et en utilisant des modèles mathématiques qui permettent de prédire le comportement des rejets de saumure en mer.
- La nécessité d'une étude de courantologie pour mieux apprécier la distribution du panache des saumures.
- Etudier l'effet de la saumure sur la biodiversité de la zone.

## Références



**Références bibliographiques :**

**Ahmad, N., Baddour, R. E. (2014).** A review of sources, effects, disposal methods, and regulations of brine into marine environments. *Ocean & coastal management*, 87, 1-7.

<https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.10.020>

**Ahmed, M., Shayya, et al. (2000).** Use of evaporation ponds for brine disposal in desalination plants, *Desalination*, 130, pp. 155–168. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(00\)00083-7](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(00)00083-7)

**Ahmed, M., Shayya, W.H., et al. (2002).** Brine disposal from inland desalination plants, *Water Int.* 27, pp. 194–201. <https://doi.org/10.1080/02508060208686992>

**Al-Barwani, H.H. & Purnama, A., (2007).** Re-assessing the Impact of Desalination Plants Brine Discharges on Eroding Beaches, *Desalination*. 204, pp. 94-101. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.03.536>

**Alex, S., Ouellet, C. (2018).** L'osmose directe et l'osmose inverse: techniques ennemies ou complémentaires. *Vecteur Environnement*, 51(4), pp. 41-45

**Al-Karaghoul, A., & Kazmerski, L. L. (2013).** Energy consumption and water production cost of conventional and renewable-energy-powered desalination processes. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 24, 343-356. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.12.064>

**Al Saadi, M. M., Al Harrsi, E. M., et al. (2019).** Handling of Brine Effluent of Desalination Plant through Producing Chemicals. *Glob J Eng Sci*, 1(3). [doi: 10.33552/GJES.2019.01.000514](https://doi.org/10.33552/GJES.2019.01.000514)

**Aminot, A., Chaussepied, M. (1983).** Manuel des analyses chimiques en milieu marin. Centre national pour l'exploitation des océans. France : Cnexo. pp. 88.

**Amokrane, M., & Salmi, A. (2021).** Surface spreading of the brine discharge from the seawater reverse osmosis plants: Hamma Water Desalination plant in Algeria. *DESALINATION AND WATER TREATMENT*, 222, pp. 81-91. [doi: 10.5004/dwt.2021.27103](https://doi.org/10.5004/dwt.2021.27103)

**Barranco, C.R., Balbuena, M.B., et al. (2001).** Management of Spent Brines or Osmotic Solutions, *Journal of Food Engineering*, 49, pp. 237-246.

**Belatoui, A., Bouabessalam, H., et al. (2017).** Environmental effects of brine discharge from two desalination plants in Algeria (South Western Mediterranean). *Desalination. Water Treat*, 76, pp. 311-318. [doi:10.5004/dwt.2017.20812](https://doi.org/10.5004/dwt.2017.20812)

- Belhanafi, K ., Baha, S., et al. (2016).** Impact environnemental de la station de dessalement de Fouka “Tipaza” : entre le légal et le réel. Mémoire de Technicien Supérieur en environnement et propreté. Médéa : I.N.S.F.P, pp. 100.
- Belkacem, Y., Benfares, R., Houma Bachari, F. (2016).** Potential Impacts of Discharges from Seawater Reverse Osmosis on Algeria Marine Environment. Journal of Environmental Science and Engineering. 5, pp. 131-138. [doi:10.17265/2162-5263/2016.03.005](https://doi.org/10.17265/2162-5263/2016.03.005)
- Bessenasse, M. (2006).** Dessalement d’eau de mer : étude de trois stations du littoral Algérois. Université SAAD Dahleb (Blida), B.P 26 D Hadjout-W.Tipaza-42200.Algérie.
- Bombar, G., Dölgen, D., et al. (2015).** Environmental impacts and impact mitigation plans for desalination facilities. Desalination and Water Treatment, 57(25), pp. 11528–11539. [doi.org/10.1080/19443994.2015.1089198](https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1089198)
- Bombar, G., Dölgen, D., et al. (2016).** Environmental impacts and impact mitigation plans for desalination facilities. Desalination and Water Treatment, 57(25), 11528-11539. [doi: 10.1080/19443994.2015.1089198](https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1089198)
- BOUGIS, J. (2013).** Revue des aspects maritimes du dessalement d’eau de mer. Revue Paralia, 6, pp. 1-1. [doi: http://dx.doi.org/10.5150/revue-paralia.2013.001](https://dx.doi.org/10.5150/revue-paralia.2013.001).
- Bougis, J. (2011).** Aspects maritimes du dessalement d’eau de mer. Conférence Méditerranéenne Côtière et Maritime - EDITION 2, TANGER, MAROC.
- Bougis, P. (1974).** Ecologie du plancton marin. 1. Le phytoplancton. 2. Le zooplancton. Masson & Cie, Paris: p. 98F.
- Bremere, I., Kennedy, M., et al. (2001).** How water scarcity will affect the growth in the desalination market in the coming 25 years. Desalination, 138, pp. 7–15.
- Brika, B., Omran, A. A., et al. (2016).** Chemical elements of brine discharge from operational Tajoura reverse osmosis desalination plant, Desalination and Water Treatment, 57:12, pp. 5345-5349. [doi: 10.1080/19443994.2014.1003330](https://doi.org/10.1080/19443994.2014.1003330)
- Cath, T.Y., Gormly, S., et al. (2005).** Membrane contactor processes for wastewater reclamation in space Part I. Direct osmotic concentration as pretreatment for reverse osmosis, J. Membr. Sci., 257, pp. 85–98. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2004.08.039>
- Cherif, M.C. (2000).** Expérience marocaine dans le domaine de dessalement de l’eau de mer cas de l’usine de Laayoune. pp. 82-88.
- Clayton, R. (2011).** A Review of Current Knowledge Desalination for Water Supply. Bucks: Foundation for Water Research.[en ligne] [Consulté le 28 juin 2021]. Disponible sur le web : <http://www.fwr.org/desal.pdf>

- Dawoud, M. A. (2012).** Environmental impacts of seawater desalination: Arabian Gulf case study. *International Journal of Environment and Sustainability*, 1, pp.3. [doi: 10.24102/ijes.v1i3.96](https://doi.org/10.24102/ijes.v1i3.96)
- Décret exécutif n° 06-141 du 20 Rabie El Aouel 1427** correspondant au 19 avril 2006 définissant les valeurs limites des rejets d'effluents liquides industriels.
- Dif, N., Moutarfi, S. (2018).** Optimisation de l'énergie électrique dans les stations de dessalement des eaux de mer par osmose inverse, cas de la station Palm Beach. Mémoire de Master, Génie civil. Tizi-Ouzou : université Mouloud Mammeri, pp. 67.
- Einav, R. and Lockiec, F., (2003).** Environmental aspects of a desalination plant in Ashkelon. *Desalination*, 156, pp. 79–85. [doi.org/10.1016/S0011-9164\(02\)01057-3](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(02)01057-3)
- Elsaid, K., Sayed, E. T., Abdelkareem, M. A., Baroutaji, A., & Olabi, A. G. (2020).** Environmental impact of desalination processes: Mitigation and control strategies. *Science of the Total Environment*, 740, pp. 140-125. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140125>
- Fernandez-Torquemada, Y., et al. (2011).** Responses of two Mediterranean seagrasses to experimental changes in salinity. *Hydrobiologia* 669, pp. 21–33. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0644-1>.
- Fuentes-Bargues, J. L. (2014).** Analysis of the process of environmental impact assessment for seawater desalination plants in Spain. *Desalination*, 347, pp. 166-174. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2014.05.032>
- GAUJOUS D. (1995).** La pollution des milieux aquatiques : aide-mémoire. Tec & Doc Lavoisier, Paris : pp. 217
- Gálvez, J.B., Rodríguez, S.M., et al. (2010).** Solar Energy Conversion And Photoenergy Systems: Thermal Systems and Desalination Plants. Volume IV. EOLSS Publications.
- Gao, L., Zhang, J., & Liu, G. (2021).** Life cycle assessment for algae-based desalination system. *Desalination*, 512, 115148. [doi:10.1016/j.desal.2021.115148](https://doi.org/10.1016/j.desal.2021.115148) .
- Garrote-Moreno, A., Sandoval-Gil, J.M., et al. (2015).** Plant Water Relations and Ion Homeostasis of Mediterranean Seagrasses (*Posidonia oceanica* and *Cymodocea nodosa*) in Response to Hypersaline Stress. *Mar. Biol.* 162, pp. 55–68. <https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs00227-014-2565-9>
- Gilron, J., Folkman, Y. et al. (2003).** WAIV — wind aided intensified evaporation for reduction of desalination brine volume, *Desalination*, 158, pp. 205–214. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(03\)00453-3](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(03)00453-3)

- Habet, L. (2010).** Contribution à l'étude des impacts du dessalement des eaux de mer sur l'environnement : cas du littoral de Boumerdes. Mémoire de magister. Génie de l'environnement. Boumerdes : université M'hamed Bougara, pp. 153..
- Hoepner, T. & Lattemann, S., (2003).** Chemical Impacts from Seawater Desalination Plants - a Case Study of the Northern Red Sea, *Desalination*, 152, pp. 133-140. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(02\)01056-1](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(02)01056-1)
- IHEE. (2016).** Étude d'Impact sur l'Environnement du projet de réalisation de la station de dessalement d'eau de mer dans le grand Sfax. [Consulté le 24/07/2021]. Disponible sur le web: [https://www.jica.go.jp/english/our\\_work/social\\_environmental/id/middle\\_east/tunisia/c8h0vm000090rf0q-att/c8h0vm0000bh406d.pdf](https://www.jica.go.jp/english/our_work/social_environmental/id/middle_east/tunisia/c8h0vm000090rf0q-att/c8h0vm0000bh406d.pdf)
- Ihsanullah, I., Atieh, M. A., et al. (2021).** Desalination and environment: A critical analysis of impacts, mitigation strategies, and greener desalination technologies. *Science of The Total Environment*, pp. 146585. [doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146585](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146585).
- International Desalination Association , (2021).** [en ligne]. [Consulté le 07/10/2021]. Disponible sur le web : <https://idadesal.org> .
- Jirka, G.H., (2008).** Improved discharge configuration for brine effluents from desalination plants. *J. Hydraulic Eng.* 134 (1), pp. 116-120.
- Jordan, F.L., Yoklic, M., et al. (2009).** Consumptive water use and stomatal conductance of *Atriplex lentiformis* irrigated with industrial brine in a desert irrigation district, *Agric. For. Meteorol.* 149, pp. 899–912. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2008.11.010>
- Katzir, L., Volkmann, et al., (2010).** WAIV wind aided intensified evaporation for brine volume reduction and generating mineral by products, *Desalination . Water Treatment.* 13, pp. 63–73. <https://doi.org/10.5004/dwt.2010.772>
- Kelaher, B. P., Clark, G. F., et al. (2019).** Effect of Desalination Discharge on the Abundance and Diversity of Reef Fishes. *Environmental Science & Technology.* [doi.org/10.1021/acs.est.9b03565](https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03565)
- Khayet, M., Matsuura, T., (2011).** Membrane Distillation: Principles and Applications. [en ligne]. [Consulté le 20 août 2021]. Disponible sur le web : [https://books.google.dz/books?hl=fr&lr=&id=5yzHdm8vOqMC&oi=fnd&pg=PP1&dq=Membrane+Distillation:+Principles+and+Applications&ots=DtV18MpMI\\_&sig=yO54u8EUQcr\\_gunnA9Bm4wSGpCwU&redir\\_esc=y#v=onepage&q=Membrane%20Distillation%3A%20Principles%20and%20Applications&f=false](https://books.google.dz/books?hl=fr&lr=&id=5yzHdm8vOqMC&oi=fnd&pg=PP1&dq=Membrane+Distillation:+Principles+and+Applications&ots=DtV18MpMI_&sig=yO54u8EUQcr_gunnA9Bm4wSGpCwU&redir_esc=y#v=onepage&q=Membrane%20Distillation%3A%20Principles%20and%20Applications&f=false)

- Kress, N., Galil, B. (2018).** Impact of seawater desalination by reverse osmosis on the marine environment. *Efficient Desalination by Reverse Osmosis*, 8, 175-193.
- Kress, N. (2019).** Actual Impacts of Seawater Desalination on the Marine Environment Reported Since 2001. *Marine Impacts of Seawater Desalination Science, Management, and Policy*. Elsevier, 81-133. [doi.org/10.1016/B978-0-12-811953-2.00006-2](https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811953-2.00006-2)
- Kress, N., Gertner, Y., et al. (2020).** Seawater quality at the brine discharge site from two mega size seawater reverse osmosis desalination plants in Israel (Eastern Mediterranean). *Water research*, 171, pp. 115402. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115402>
- Kurihara, M., Yamamura, H., et al. (2001).** Operation and reliability of very high-recovery seawater desalination technologies by brine conversion two-stage RO desalination system, *Desalination*, 138, pp. 191–199. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(01\)00264-8](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(01)00264-8)
- Ladewig, B., Asquith, B., (2011).** *Desalination Concentrate Management*. Springer Science & Business Media.
- Lattemann, S. (2010).** Development of an Environmental Impact Assessment and Decision Support System for Seawater Desalination Plants. pp. 138-139.
- Lattemann, S. & Höpner, T. (2008).** Environmental impact and impact assessment of seawater desalination. *Desalination*. [doi:10.1016/j.desal.2007.03.009](https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.03.009).
- Liu, J., Chen, S., Wang, H., et al. (2015).** Calculation of carbon footprints for water diversion and desalination projects. *Energy Procedia*, 75, pp. 2483-2494. [doi.org/10.1016/j.egypro.2015.07.239](https://doi.org/10.1016/j.egypro.2015.07.239)
- Loi n°03-10 du 19 Jomada El Oula 1424 correspondant au 19 juillet 2003** relative à la protection de l'environnement et qui a pour objet de définir les règles de protection de l'environnement dans le cadre du développement durable.
- Loi n°05-12 du 28 Jomada Ethania 1426 correspondant au 4 août 2005** relative à l'eau et qui a pour objet de fixer les principes et les règles applicables pour l'utilisation, la gestion et le développement durable des ressources en eau en tant que bien de la collectivité nationale.
- Loizides L.,(2003).** Évaluation des activités de dessalement de l'eau de mer dans la région méditerranéenne et impacts sur l'environnement UNEP /MAP rapport N°139.
- Marín-Guirao, L., Sandoval-Gil, J.M., et al. (2017).** The stenohaline seagrass *Posidonia oceanica* can persist in natural environments under fluctuating hypersaline conditions. *Estuar. Coast* 40 (6),pp. 1688–1704. <https://doi.org/10.1007/s12237-017-0242-1>

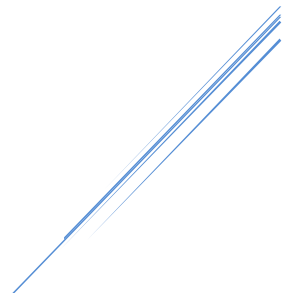
- Mericq, J. P., Laborie, S., Cabassud, C., (2010).** Vacuum membrane distillation of seawater reverse osmosis brines, *Water Res.* 44, pp. 5260–5273. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.06.052>
- Mickley, M.C. (2004).** Membrane Concentrate Disposal: Practices and Regulation, Desalination and Water Purification Research and Development Program Report No. 19.
- Miller, S., Shemer, H., Semiat, R., (2015).** Energy and environmental issues in desalination. *Desalination* 366, 2–8. [doi.org/10.1016/j.desal.2014.11.034](https://doi.org/10.1016/j.desal.2014.11.034)
- Ministerial Decision No. 159/2005:** Promulgating the bylaws to discharge liquid waste in the marine environment. [en ligne]. [Consulté le 13 août 2021]. Disponible sur le web : <<https://www.pdo.co.om/hseforcontractors/Environment/Documents/Oman%20Laws/Misterial%20Decision%20-%20Guidelines/Concerning%20the%20Disposal%20of%20Liquid%20Effluents%20to%20Marine%20Environment.pdf> >
- Miri, R. and Chouikhi, A., (2005).** Ecotoxicological marine impacts from seawater desalination plants. *Desalination*, 182, pp. 403–410. [doi.org/10.1016/j.desal.2005.02.034](https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.02.034)
- Mohamed, A.M.O., Maraqa, M. et al. (2005).** Impact of Land Disposal of Reject Brine from Desalination Plants on Soil and Groundwater, *Desalination*, 182, pp. 411-433. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.02.035>
- Morillo, J., Usero, J., et al. (2014).** Comparative study of brine management technologies for desalination plants. *Desalination*. 336, pp. 32–49. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2013.12.038>
- Morton, A. J., Callister, I. K. et al. (1997).** Environmental impacts of seawater distillation and reverse osmosis processes. *Desalination*, 108, pp. 1-10. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(97\)00002-7](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(97)00002-7)
- Neilly, A., Jegatheesan, V. et al. (2009).** Evaluating the potential for zero discharge from reverse osmosis desalination using integrated processes. *Desalination, Water Treat.* 11, pp. 58–65. <https://doi.org/10.5004/dwt.2009.843>
- Olabarria, P.M.G., (2015).** Constructive Engineering of Large Reverse Osmosis Desalination Plants. s.l.. Chemical Publishing Company. [en ligne]. [Consulté le 13 août 2021]. Disponible sur le web : <[https://books.google.dz/books?hl=fr&lr=&id=6-jZCgAAQBAJ&oi=fnd&pg=PP14&dq=Olabarria,+P.M.G.,+\(2015\).+&ots=lz-597WwDN&sig=40Nnz7Gn8KwuAAQBlkjO4OBKlcA&redir\\_esc=y#v=onepage&q&f=false](https://books.google.dz/books?hl=fr&lr=&id=6-jZCgAAQBAJ&oi=fnd&pg=PP14&dq=Olabarria,+P.M.G.,+(2015).+&ots=lz-597WwDN&sig=40Nnz7Gn8KwuAAQBlkjO4OBKlcA&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false) >

- Panagopoulos, A., Haralambous, K.-J., et al. (2019).** Desalination brine disposal methods and treatment technologies-A review. *Science of the Total Environment*, 693, 133545. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.351>
- Panta, S., Lane, P., Doyle, et al. (2016).** Halophytes as a Possible Alternative to Desalination Plants. *Halophytes for Food Security in Dry Lands*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, pp. 317–329. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-801854-5.00019->
- P.B.D.C.A.F. (2005).** Diagnostique et formation dans le cadre des unités de dessalement d'eau de mer de l'Algériennes des eaux.
- Pertiwi, P., (2015).** An environmental protection (zero discharge) utilizing idle wells to inject produced water for pressure maintenance using deep well injection method. *Proc. Indonesian petrol. Assoc.* <https://doi.org/10.29118/ipa.0.15.o.183>.
- Qiu, T., Davies, P.A., (2012).** Comparison of configurations for high-recovery inland desalination systems, *Water*, 4, pp. 690–706. <https://doi.org/10.3390/w4030690>
- Raluy, G., Serra, L., Uche, J., 2006.** Life cycle assessment of MSF, MED and RO desalination technologies. *Energy*, 31, pp. 2361–2372. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2006.02.005>
- Rejsek, F. (2002).** Analyse des eaux aspects réglementaires et technique. Centre régional de documentation pédagogique d'Aquitaine, France. 360 p.
- Roberts, D.A., Johnston, E.L. & Knott, N.A., (2010).** Impacts of Desalination Plant Discharges on the Marine Environment: A Critical Review of Published Studies, *Water Research*, 44, pp. 5117-5128. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.04.036>.
- Sadhwani, J J., Jose M. V., et al. (2005).** Case studies on Environmental Impact of Seawater Desalination, *Desalination*, 185, pp.1–8.
- Sadhwani, J. J., & Melián-Martel, N. (2018).** Environmental Regulations—Inland and Coastal Desalination Case Studies. *Sustainable Desalination Handbook*, 403–435. [doi:10.1016/b978-0-12-809240-8.00010-1](https://doi.org/10.1016/b978-0-12-809240-8.00010-1)
- Safrai, I., Zask, A. (2008).** Reverse osmosis desalination plants – marine environmentalist regulator point of view. *Desalination*. 220, pp. 72–84. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.01.023>
- Salomon, J. N. (2012).** Le dessalement de l'eau de mer est-il une voie d'avenir? *Revista de geografia e ordenamento do territorio*, 1, pp 237.

- Shrivastava, I., Adams, E.E., (2018).** Pre-dilution of desalination reject brine: impact on outfall dilution in different water depths. *Journal of Hydro-Environment Research*. <https://doi.org/10.1016/j.jher.2018.09.001>.
- Shunya, I., Shiger, S., et al. (1994),** The lethal effect of hypotonic solutions and avoidance of marine organisms in relation to discharged brine from desalination plant. *Desalination*. 97, pp. 389-399
- Sola, I., Zarzo, D., Sánchez-Lizaso, J.L., (2019).** Evaluating environmental requirements for the management of brine discharges in Spain. *Desalination* 471, pp. 114132. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2019.114132>.
- Sola, I., Zarzo D., et al. (2020).** *Ocean and Coastal Management*. 196, pp. 105301. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105301>
- Sommariva, C., Hogg, H., et al. (2004).** Environmental impact of seawater desalination: relations between improvement in efficiency and environmental impact. *Desalination*, 167, pp. 439-444. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2004.06.159>
- Tahraoui, D. (2010).** Qualité des eaux de mer après dessalement de la ville de Ténès, Chlef. Impact de dessalement sur l'environnement (milieu aquatique).
- Tamim Y. (2005).** Environmental Issues of Desalination. *Universities Council on Water Resources Journal of Contemporary Water Research & Education*, 132, pp.11-18.
- Tomasello, A., Di Maida, G., et al. (2009).** Seagrass meadows at the extreme of environmental tolerance: the case of *Posidonia oceanica* in a semi-enclosed coastal lagoon. *Mar. Ecol.* 30 (3), pp. 288–300. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.2009.00285.x>.
- Truesdall, J., Mickley, M., et al. (1995).** Survey of membrane drinking water plant disposal methods, *Desalination*, 102, pp. 93–105. [https://doi.org/10.1016/0011-9164\(95\)00046-5](https://doi.org/10.1016/0011-9164(95)00046-5)
- UNEP/MAP. (2003).** Sea water desalination in the Mediterranean : assessment and guidelines = Dessalement de l'eau de mer en Méditerranée : évaluation et lignes directrices. [en ligne]. [Consulté le 2 juillet 2021]. Disponible sur le web : <https://digitallibrary.un.org/record/522520>
- Utermohl, H., (1958).** Zür Vervollkommung der quantitative Phytoplankton Methodik. *Mitt. Internat. Ver. Theor. Anqew. Limnol.* 9: pp. 1-38.
- Wang, Z. H., Qi, Y. Z. et al. (2007).** Cyst formation: an important mechanism for the termination of *Scrippsiellatrochoidea* (Dinophyceae) bloom. *Journal of Plankton Research*. 29(2), pp.209-218.

- Xevgenos, D., Moustakas, K., et al. (2016).** An overview on desalination & sustainability: renewable energy-driven desalination and brine management. *Desalination and Water Treatment*, 57, pp. 2304-2314. <https://doi.org/10.1080/19443994.2014.984927>
- Younos, T. (2005).** Environmental Issues of Desalination. *JOURNAL OF CONTEMPORARY WATER RESEARCH & EDUCATION ISSUE*. 132, pp.11-18.
- Zander, A.K., (2008).** Desalination: a National Perspective. Committee on Advancing Desalination Technology Formed by Water Science and Technology Board of National Research Council (NRC). The National Academies Press, Washington, D.C.
- Ziolkowska, J.R., (2014).** Is desalination affordable?—regional cost and price analysis. *Water Resour. Manag.* 29 (5), pp. 1385–1397. <https://doi.org/10.1007/s11269-014-0901-y>.

# Annexes



## Annexe I

**Tableau 18:** Les valeurs limites des paramètres de rejets d'effluents liquides industriels (Journal officiel de la République Algérienne, 2006).

Paramètre	Unité	Valeur limite
Température	° C	30
pH	/	6,5-8,5
MES	mg/L	35
Azote Kjeldahl	mg/L	30
Phosphore total	mg/L	10
DCO	mg/L	120
DBO5	mg/L	35
Aluminium	mg/L	3
Substances toxique bioaccumulables	mg/L	0,005
Cyanures	mg/L	0,1
Fluor et composés	mg/L	15
Indice de phénol	mg/L	0,3
Hydrocarbure totaux	mg/L	10
Huile et graisse	mg/L	20
Cadmium	mg/L	0,2
Cuivre total	mg/L	0,5
Mercure total	mg/L	0,01
Plomb total	mg/L	0,5
Chrome total	mg/L	0,5
Etain total	mg/L	2
Manganèse	mg/L	1
Nickel total	mg/L	0,50
Zinc total	mg/L	3
Fer	mg/L	3
Composés organiques chlorés	mg/L	5
Chrome III+	mg/L	3
Chrome VI+	mg/L	0.1
Solvants organiques	mg/L	20
Chlore actif	mg/L	0.1
PCB	mg/L	0.001
Détergents	mg/L	2
Tensioactifs anioniques	mg/L	10

## *Annexe II*

Annexe II : Photos des équipements de la station de dessalement Palm-Beach.



**Figure 42:** *Tuyau de captage de l'eau de mer.*



**Figure 43:** *Photographie des micro-filtres en cartouche*



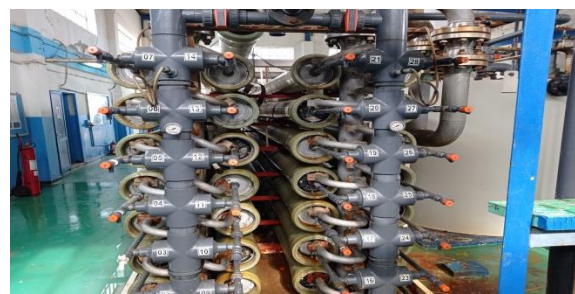
**Figure 44:** *Photographie des filtres à sable.*



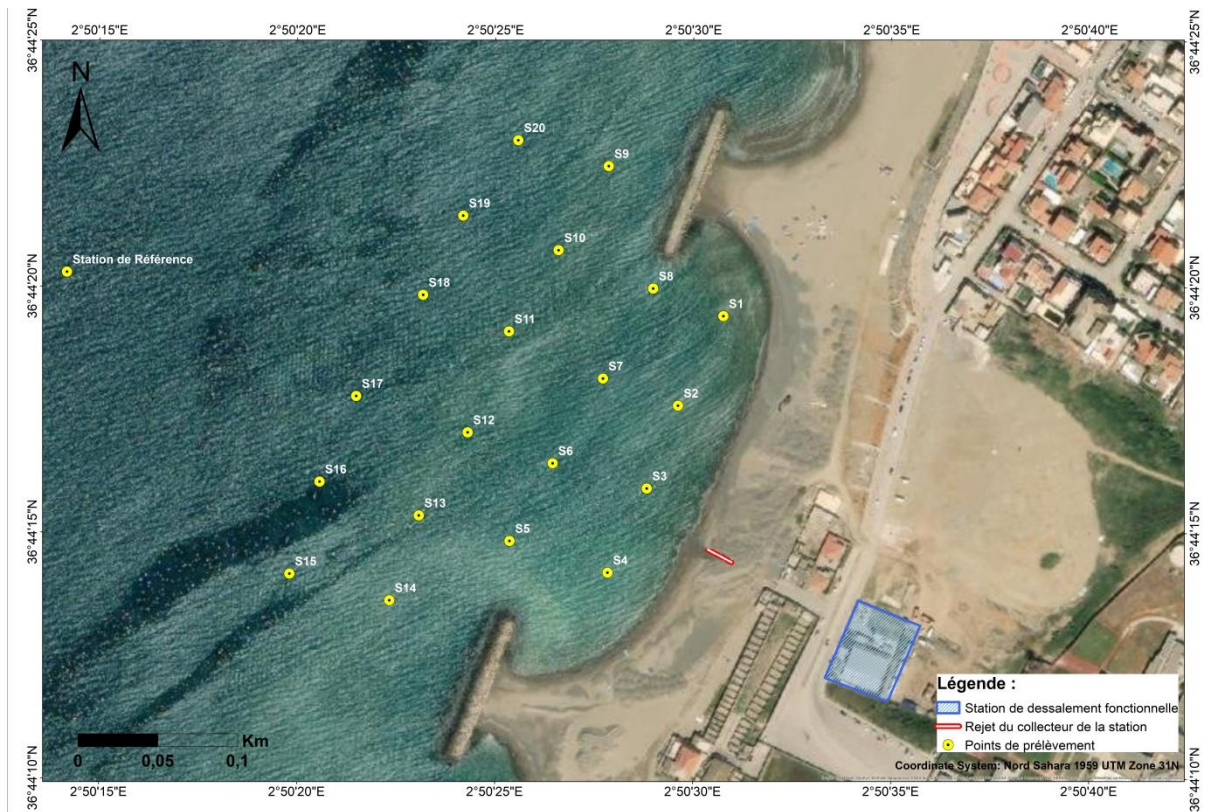
**Figure 45:** *Décanteur lamellaire.*



**Figure 46:** *Photographie d'une pompe à haute pression.*



**Figure 47:** *Photographie système de membranes d'osmose inverse.*



**Figure 48:** Localisation des stations de prélèvement (le plan d'échantillonnage prévu).

**Tableau 18:** Coordonnées géographiques des stations de prélèvement prévues et des stations mesurées ; au niveau de la plage de Palm-Beach.

Station prévues	Longitude	Latitude	Stations mesurées	Longitude	Latitude
<b>S1</b>	2° 50' 30,778" E	36° 44' 19,41" N	<b>S1</b>	2° 50' 29,832" E	36° 44' 20,037" N
<b>S2</b>	2° 50' 29,637" E	36° 44' 17,585" N	<b>S1"</b>	2° 50' 31,056" E	36° 44' 17,524" N
<b>S3</b>	2° 50' 28,85" E	36° 44' 15,9" N	<b>S2</b>	2° 50' 31,128" E	36° 44' 20,394" N
<b>S4</b>	2° 50' 27,86" E	36° 44' 14,19" N	<b>S2"</b>	2° 50' 30,228" E	36° 44' 16,796" N
<b>S5</b>	2° 50' 25,39" E	36° 44' 14,83" N	<b>S3</b>	2° 50' 30,768" E	36° 44' 19,680" N
<b>S6</b>	2° 50' 26,47" E	36° 44' 16,41" N	<b>S3"</b>	2° 50' 29,472" E	36° 44' 15,725" N
<b>S7</b>	2° 50' 27,74" E	36° 44' 18,14" N	<b>S4"</b>	2° 50' 28,824" E	36° 44' 14,283" N
<b>S8</b>	2° 50' 29" E	36° 44' 19,97" N	<b>S5</b>	2° 50' 22,344" E	36° 44' 18,966" N
<b>S9</b>	2° 50' 27,88" E	36° 44' 22,46" N	<b>S8</b>	2° 50' 28,284" E	36° 44' 23,635" N
<b>S10</b>	2° 50' 26,62" E	36° 44' 20,74" N	<b>S9</b>	2° 50' 18,744" E	36° 44' 14,640" N
<b>S11</b>	2° 50' 25,37" E	36° 44' 19,09" N	<b>S11</b>	2° 50' 28,104" E	36° 44' 17,881" N
<b>S12</b>	2° 50' 24,32" E	36° 44' 17,04" N	<b>S12</b>	2° 50' 25,332" E	36° 44' 18,595" N
<b>S13</b>	2° 50' 23" E	36° 44' 15,35" N	<b>S13</b>	2° 50' 22,956" E	36° 44' 16,082" N
<b>S14</b>	2° 50' 22,35" E	36° 44' 13,62" N	<b>S14</b>	2° 50' 23,46" E	36° 44' 13,555" N
<b>S15</b>	2° 50' 19,83" E	36° 44' 14,16" N	<b>S15</b>	2° 50' 26,016" E	36° 44' 15,354" N
<b>S16</b>	2° 50' 20,58" E	36° 44' 16" N	<b>S18</b>	2° 50' 23,028" E	36° 44' 21,479" N
<b>S17</b>	2° 50' 21,51" E	36° 44' 17,77" N	<b>S20</b>	2° 50' 25,332" E	36° 44' 22,564" N
<b>S18</b>	2° 50' 23,19" E	36° 44' 19,83" N	<b>SR</b>	2° 50' 11,328" E	36° 44' 24,720" N
<b>S19</b>	2° 50' 24,20" E	36° 44' 21,44" N	SR : Station de Référence		
<b>S20</b>	2° 50' 25,59" E	36° 44' 22,98" N			
<b>SR</b>	2° 50' 14,2" E	36° 44' 20,30" N			



**Figure 49:** Photographie d'un conductimètre de terrain



**Figure 50:** Photographie d'un pH mètre de terrain



**Figure 51:** Oxymètre de terrain.



**Figure 52:** Photographie d'un turbidimètre.



**Figure 53:** Photographie d'un Autoanalyser SAN Plus.



**Figure 54:** Photographie d'une balance de précision



**Figure 55:** Photographie d'un dessiccateur.



**Figure 56:** Photographie d'un four à moufle



**Figure 57:** Dispositif de filtration sur membrane

## *Annexe III*

### **Les protocoles des analyses effectuées au laboratoire:**

#### **Analyse des sels nutritifs :**

##### **Principe de dosage des sels nutritifs dans l'eau :**

La méthode utilisée pour le dosage des sels nutritifs (nitrites, nitrates, orthophosphates et silicates) est basée sur une réaction de coloration. En effet, ces sels réagissent dans certaines conditions (température, pH, présence de catalyseurs...) avec des réactifs spécifiques pour donner une coloration absorbant la lumière à une certaine longueur d'onde  $\lambda$ ).

L'absorption de l'énergie lumineuse dépend de l'intensité de la coloration, de même, cette dernière est d'autant plus importante que la solution est concentrée en sel dosé.

La quantité de lumière absorbée par la solution, appelée absorbance (A) ou densité optique (D.O), obéit à la loi de BEER-LAMBERT qui est exprimée par la relation suivante :

$$A = D.O = \log (I_0/I) = \epsilon.L$$

**I<sub>0</sub>, I :** Sont respectivement intensité lumineuse incidente et émergente du milieu absorbant ;

**$\epsilon$  :** Le coefficient d'extinction moléculaire variant en fonction de la température et la longueur d'onde ;

**L :** Longueur du milieu traversé exprimé en cm ;

**C :** Concentration de la solution absorbante exprimée en mol/l ;

**A :** Absorbance de la solution ;

**D.O :** Densité optique de la solution.

#### **Analyse automatique des sels nutritifs dans l'eau**

L'analyse automatique consiste à réaliser automatiquement les différentes manipulations nécessaires à un dosage manuel : prélèvement, analyse et lecture. (**Rodier *et al.*, 1996**)

Dans notre étude, le dosage des sels nutritifs s'est fait par colorimétrie à flux continu sur chaîne automatisée « Auto-Analyseur SAN PLUS » selon les protocoles définis par le fabricant. (**SKALAR Analytical, 1998**)

Le fonctionnement de l'appareil repose sur un principe dynamique simple, celui de l'analyse liquide e flux continu :

Une veine liquide progresse, par l'intermédiaire d'une pompe péristaltique, en continu, ce qui autorise une polyvalence et une grande souplesse. Les réactions chimiques s'effectuent dans cette veine en progression. L'analyse des échantillons est réalisée par s'séquence, ce qui permet une grande cadence de travail.

#### **a. Dosage des nitrites**

Les nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ) forment un diazoïque par action avec la sulfanilamide en milieu acide  $\text{pH} < 2$ . Ce composé formera ensuite en présence de N-naphtylethylénediamine un composé azoïque de couleur rose absorbant la lumière à 540 nm. (**Benschneider et Robinson, 1952 et Skalar, 1998**)

#### **b. Dosage des nitrates**

La méthode est basée sur la réduction des nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) en nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ) par passage de l'échantillon sur une colonne de cadmium traité au cuivre. (**Wood. E.-D, et al, 1967**)

Les nitrites (en réalité  $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$  réduits) seront ensuite dosés par colorimétrie selon la méthode précédemment décrite. Il suffira alors d'en déduire la concentration des nitrites déterminés directement (sans passage de l'échantillon sur la colonne réductrice) pour trouver les concentrations des nitrites. (**Rodier et al., 1996**)

#### **c. Dosage des orthophosphates**

En présence d'antimoine tartrate de potassium à une température de  $40^\circ\text{C}$  (bain-marie), les ions orthophosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) réagissent avec le molybdate d'ammonium pour former un complexe antimoine phosphomolybdique qui sera réduit par l'acide ascorbique (**Murphy. J et Riley. J. P., 1962**).

Cette forme réduite de coloration bleue a un maximum d'absorption à 880 nm.

#### **d. Dosage du silicium :**

Le silicium dissous (représenté dans l'eau par 95% sous forme d'acide orthosilicique  $\text{Si}(\text{OH})_4$ , (**Aminot et Chaussepied, 1983**) réagit avec le molybdate d'ammonium en milieu acide pour former un complexe silicomolybdique qui sera réduit par l'acide ascorbique en un composé coloré en bleu absorbant à 810 nm. (**Murphy et Riley, 1962**)

#### ➤ **Étalonnage**

Cette opération nécessite la préparation d'une solution mère puis une solution fille pour chaque élément à analyser.

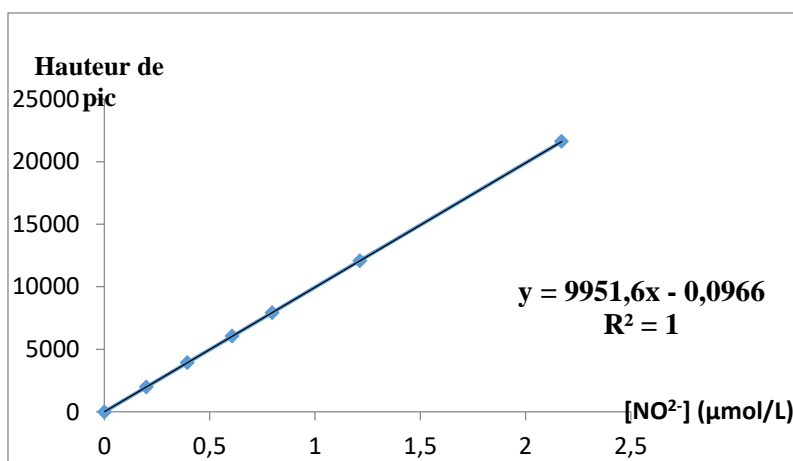
Les droites d'étalonnage sont établies automatiquement par le logiciel en utilisant les concentrations connues des solutions étalons et leurs hauteurs de pic correspondantes.

**Gamme d'étalonnage :**

**Gamme d'étalonnage du nitrite :**

**Tableau 19:** *Gamme d'étalonnage du nitrite*

Standards	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	Hauteur de pic
Wash	0	0
S1	0,1992	1982
S2	0,3941	3922
S3	0,6078	6049
S4	0,7973	7934
S5	1,2134	12075
S6	2,172	21615

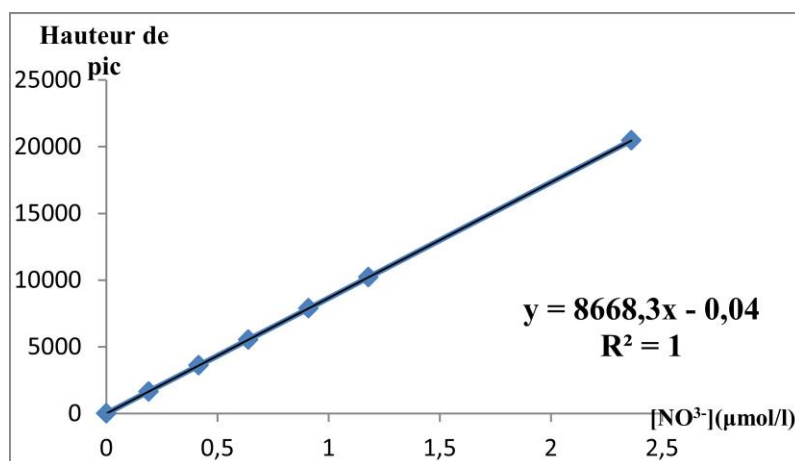


**Figure 58:** *Gamme d'étalonnage du nitrite.*

**Gamme d'étalonnage du Nitrate :**

**Tableau 20 :** *Gamme d'étalonnage du nitrate.*

Standards	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Hauteur de pic
Wash	0	0
S1	0,1908	1654
S2	0,4157	3603
S3	0,6396	5544
S4	0,91	7888
S5	1,1787	10218
S6	2,3622	20476

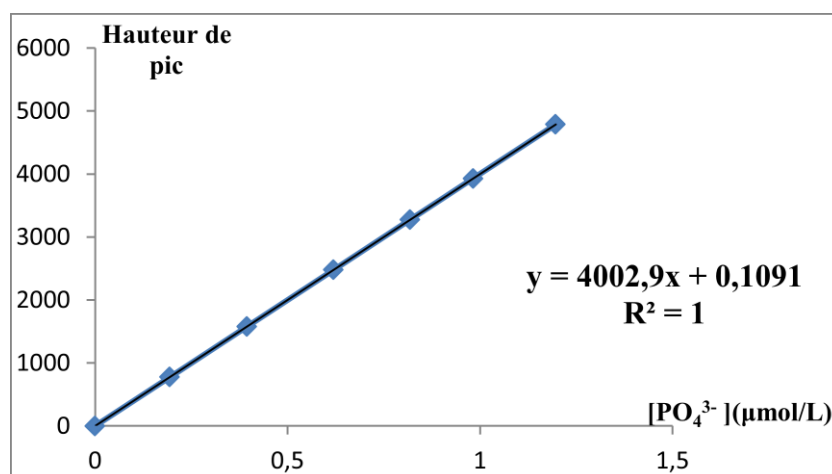


**Figure 59:** *Gamme d'étalonnage du nitrate.*

## Gamme d'étalonnage de l'Orthophosphate :

**Tableau 21:** Gamme d'étalonnage d'orthophosphate.

Standards	PO <sub>4</sub>	Hauteur de pic
Wash	0	0
S1	0,1942	777
S2	0,3941	1578
S3	0,6194	2480
S4	0,8181	3275
S5	0,982	3931
S6	1,1962	4788

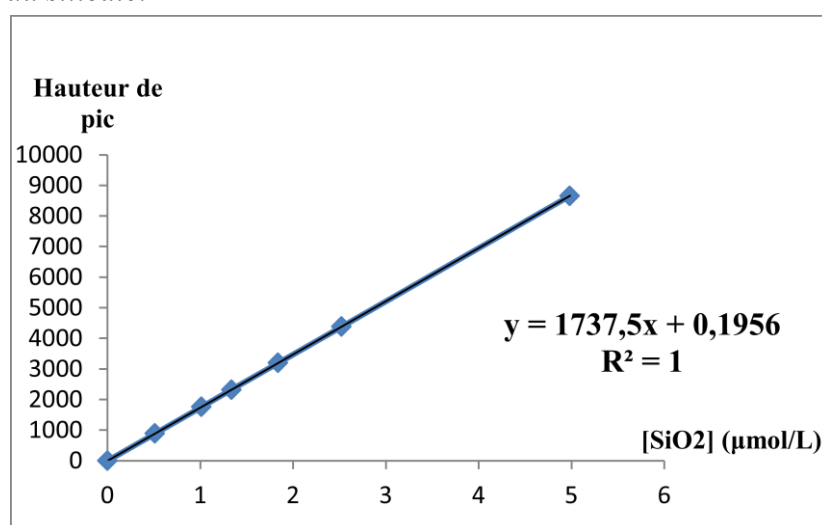


**Figure 60:** Gamme d'étalonnage d'orthophosphate.

## Gamme d'étalonnage de Silicate

**Tableau 22:** Gamme d'étalonnage du silicate.

Standards	SiO <sub>2</sub>	Hauteur de pic
Wash	0	0
S1	0,5129	891
S2	1,0149	1764
S3	1,3373	2324
S4	1,8405	3198
S5	2,5232	4384
S6	4,9842	8660



**Figure 61:** Gamme d'étalonnage du silicate.

## Analyse de la matière en suspension :

### a. matériel:

- Flacons de prélèvement.
- Glacières (moyen pour conservation des échantillons).
- Filtres Whatman GF/C de diamètre 47 µm.
- Boîtes à filtres.
- Four à moufle.

- Balance de précision au 0.1 milligramme.
- Dessiccateur.
- Rampe de filtration.
- Pompe à vide pour filtration.
- Eprouvette graduée de 250 ml.
- Etuve.
- Pinces à bouts plats.

**b. Réactif :**

Solution isotonique a l'eau de mer :

Formiate d'ammonium  $\text{HCOONH}_4$ .....68 g.

Eau distillée .....1000 mL.

**c. Mode opératoire:**

➤ **Préparation des filtres au laboratoire:**

- Calciner les filtres GF/C au four à moufle à 450-500 °C pendant 1h dans un papier aluminium.
- Rincer les filtres à l'eau distillée en les plaçant sur le support-filtre, sans l'entonnoir sous un vide très léger.
- Placer les filtres dans leurs boites numérotées et les laisser sécher dans une étuve à 70°C pendant au moins 2h avec le couvercle des boites entre-ouvert.
- Après séchage, refermer les boîtes.
- Laisser revenir à température ambiante, dans un dessiccateur jusqu'au moment de la pesée.
- Peser chaque filtre  $P_1$  (poids du filtre vide) et le replacer dans sa boîte à l'abri de la poussière.

➤ **Filtration de l'eau de mer**

- Homogénéiser l'échantillon par une agitation.
- Placer le filtre sur la base de filtration à l'aide d'une pince à bouts plats.
- Placer l'entonnoir de filtration et fixer bien le dispositif de filtration.
- Mesurer le volume à filtrer ( $V_F = 250$  ml) à l'aide d'une éprouvette.
- Filtrer le volume de l'échantillon mesuré à l'éprouvette ( $V_F$ ).
- Replacer le filtre dans sa boîte identifiée aux caractéristiques de l'échantillon (date, numéro, noms ...).

- Rincer le système de filtration, l'éprouvette et les bouteilles de prélèvement à l'eau douce.
- Effectuer un dernier rinçage à l'eau distillée.
- **Séchage et pesée des filtres:**
  - Placer la boîte dans une étuve entre à 70°C pendant au moins 2h avec le couvercle entre-ouvert.
  - Retirer les filtres de l'étuve, remettre les couvercles et les placer dans un dessiccateur le temps de les laisser se stabiliser à la température ambiante.
  - Peser chaque filtre P<sub>2</sub> (poids sec après filtration) une seconde fois dans les mêmes conditions que la première (même balance, idéalement même taux d'humidité...).

#### **d. Calcul de la concentration en MES:**

La concentration en MES est donnée par l'expression :

$$[\text{M.E.S}](\text{mg/l}) = (P_1 - P_2) / V_F$$

P<sub>1</sub> : Poids du filtre sec avant filtration (mg).

P<sub>2</sub> : Poids du filtre sec après filtration (mg).

V<sub>F</sub> : volume de l'eau de mer filtré (L).

### **Bibliographie**

**Aminot, A et Chaussepied, M. (1983).** Manuel des analyses chimiques en milieu marin. Centre national pour l'exploitation des océans. France : Cnexo. 396 p.

### **Analyse de la matière organique**

#### **a. Matériel:**

- Four à moufle.
- Des creusés en porcelaine.
- La balance de précision.

#### **b. Mode opératoire:**

Les filtres issus de la mesure de la concentration en MES, sont conservés afin de déterminer le charge des eaux en MOP dans un dessiccateur, dans la but d'éviter qu'ils absorbent l'humidité de l'aire.

- Numéroter les creusés après nettoyage pour leur enlever toute la poussière,
- Plier chaque filtre en 4 à l'aide de deux pinces et le mettre dans un creusé.

- Peser ensuite le creusé avec le filtre P<sub>1</sub>.
- Placer les creusés dans le four à moufle et programmer la Température à 600 °C pendant 2 heures.
- Ouvrir le four à moufle et le laisser refroidir.
- Retirer les creusés à l'aide d'un bras métallique et les mettre dans un dessiccateur.
- Une fois refroidis, pesé les filtres calcinés P<sub>2</sub>.

### **C. Calcul de la concentration en MOP**

Le calcul de la matière organique particulaire se fait comme suit :

$$[\text{M.O.P}](\%) = ((P_1 - P_2) / P_1) \times 100$$

P<sub>1</sub> : Poids du creuset et du filtre avant séchage en (mg).

P<sub>2</sub> : Poids du creuset et du filtre après séchage en (mg).

### **Analyse de phytoplancton :**

#### **a. Matériel:**

- Cuves à sédimentation.
- Pipette.
- Flacons 1L.
- Microscope inversé.
- Lugol.
- Propipette.

#### **b. Mode opératoire**

- L'échantillon était conservé au noir après ajout de lugol.
- Le comptage des cellules a été réalisé à l'aide de la méthode classique d'Utermöhl (Utermöhl, 1958).
- Homogénéiser l'échantillon et le concentré dans des cuves de 50 ml et à 100 ml, l'analyse est faite à l'aide d'un microscope inversé Zeiss.
- Les comptages étaient effectués aux grossissements 40X.

### **Analyse bactériologique :**

#### **a. Matériel :**

- Rampe de filtration.
- Deux bec-Bunsen de manière à ménager une zone de travail stérile, et à pouvoir stériliser le matériel.

- Boite Pétri avec les milieux des cultures spécifiques pour chaque germe.
- Membranes d'ester de cellulose, filtrantes stériles quadrillées de porosité de 0.45µm et de 49 mm de diamètre susceptibles de retenir les bactéries.
- Etuve dont la température est ajustée selon le germe étudié.
- Pompe à vide.
- Pince stérilisée.
- Pipette.

**b. Mode opératoire :**

- Stériliser le dispositif de filtration.
- Mettre en place le dispositif.
- Poser stérilement la membrane stérile.
- Agiter soigneusement le flacon d'échantillon de manière à remettre les microorganismes en suspension homogène.
- filtrer un volume d'échantillon (100ml).
- Déposer le filtre sur le milieu adéquat, sans faire de bulles d'air et sans la retourner.
- Inscrire sur la boite de Pétri, le numéro de l'échantillon et la date.
- Incuber les boites à une température adéquate en les retournant.
- Flamber l'ensemble godet-base pour une autre manipulation.

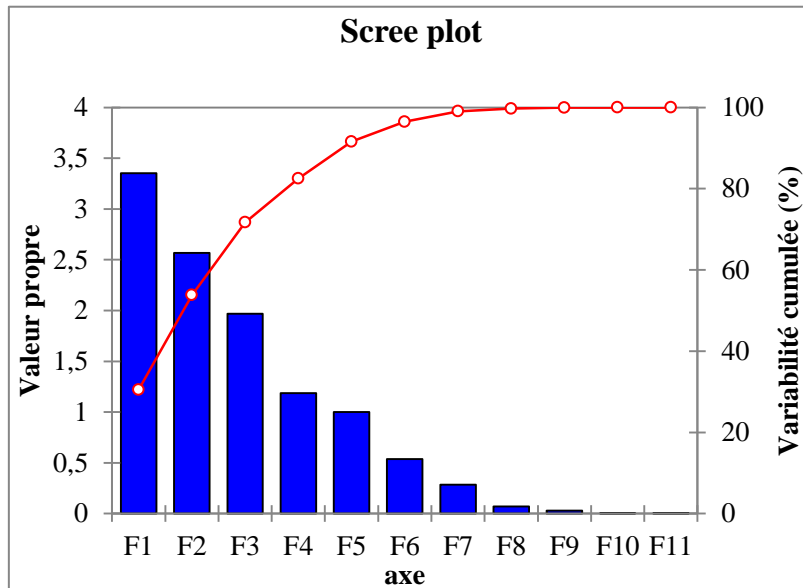
**c. Milieux et réactifs :**

- Tergitol
- Slanatez et Barkley
- BEA (Bile et Esculine Azide)
- Chapman

## Annexe IV

**Tableau 23:** *Tableau des valeurs propres.*

	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9	F10	F11
Valeur propre	3,351	2,567	1,968	1,188	1,002	0,536	0,284	0,071	0,028	0,003	0,001
Variabilité (%)	30,467	23,340	17,890	10,798	9,106	4,873	2,584	0,646	0,255	0,029	0,013
% cumulé	30,467	53,807	71,698	82,496	91,602	96,475	99,059	704	99,959	99,987	



**Tableau 24:** *Corrélations entre les variables et les facteurs.*

	F1	F2
Var1	0,143	-0,258
Var2	-0,322	0,044
Var3	-0,405	0,646
Var4	-0,574	0,591
Var5	-0,728	-0,388
Var6	0,664	0,592
Var7	0,314	0,768
Var8	0,335	-0,706
Var9	0,754	0,136
Var10	0,671	0,154
Var11	0,730	-0,319

## Résumé

Cette étude vise à caractériser les rejets issus de la station de dessalement d'eau de mer de Palm Beach, à analyser leurs éventuels impacts sur le milieu marin récepteur et à proposer des mesures d'atténuation. L'analyse des paramètres physico-chimiques, microbiologique, nutritifs et des peuplements phytoplanctoniques a montré une certaine homogénéité entre les mesures effectuées durant la période d'activité et la période d'inactivité de la station de dessalement. Nos résultats confirment clairement que les rejets produits par cette installation sont fortement concentrés en sels (salinité maximale de 61,30 psu), et chargés en streptocoques fécaux. Les eaux de saumure sont caractérisées par la présence de 9 genres d'espèces, avec une dominance des dinoflagellés avec 50 % de la flore totale suivi par les diatomées avec 40% puis le groupe des divers avec une proportion de 10%.

Les eaux de mer superficielles sont quant à elle caractérisées par des salinités élevées durant la période d'activité de la station (55,90 psu). Elles comportent 34 genres d'espèces floristiques avec de la prépondérance des diatomées et des dinoflagellés.

L'analyse en composante principale (ACP) regroupant tous les paramètres analysés, a révélé que la distribution des peuplements pytoplanctoniques est affectée par la turbidité, les matières en suspension et la matière organique.

Mots clés : Saumure ; Station de dessalement ; Pollution ; Palm Beach

Abstract:

This study aims to characterize the discharges from the Palm Beach seawater desalination plant, to analyze their possible impacts on the receiving marine environment and to propose mitigation measures. The analysis of physico-chemical, microbiological, nutrient and phytoplanktonic parameters showed a certain homogeneity between the measurements carried out during the active and inactive periods of the desalination plant. Our results clearly confirm that the discharges produced by this facility are highly concentrated in salts (maximum salinity of 61.30 psu), and loaded with fecals streptococci. The brine waters are characterized by the presence of 9 genera of species, with a dominance of dinoflagellates with 50% of the total flora followed by diatoms with 40% and then the miscellaneous group with a proportion of 10%. The superficial sea waters are characterized by high salinities during the period of activity of the station (55.90 psu). They include 34 genera of floristic species with the preponderance of Diatoms and Dinoflagellates. The principal component analysis (PCA) regrouping all the analyzed parameters, revealed that the distribution of pytoplanktonic populations is affected by turbidity, suspended matter and organic matter.

Keywords: Brine Discharge; Desalination plant; Pollution; Palm Beach

الملخص:

تهدف هذه الدراسة إلى توصيف التصريفات من محطة تحلية مياه البحر في شاطئ النخيل، لتحليل آثارها المحتملة على البيئة البحرية المستقبلية واقتراح تدابير التخفيف. أظهر تحليل المعلمات الفيزيائية والكيميائية، الميكروبيولوجية، والعوالق النباتية تجانساً معيناً بين القياسات التي تم إجراؤها خلال فترة النشاط وفترة عدم نشاط محطة التحلية. تؤكد نتائجنا بوضوح أن التصريفات الناتجة عن هذا التركيب تتركز بشكل كبير في الأملاح (أقصى ملوحة تبلغ 61.30)، ومحملة بالمكورات العقدية. تتميز المياه المالحة بوجود 9 أجناس من الأنواع، مع غلبة دينوفلاجيلات بنسبة 50% من مجموع النباتات تليها الدياتومات بنسبة 40% ثم مجموعة متنوعة بنسبة 10%. تتميز مياه البحر السطحية بارتفاع نسبة الملوحة خلال فترة نشاط المحطة (55.90). وهي تشمل 34 جنساً من الأنواع النباتية مع كثرة الدياتومات والدينوفلاجيلات. كشف تحليل المكونات الرئيسية (PCA)، الذي يجمع معاً جميع المعلمات التي تم تحليلها، أن توزيع مجموعات العوالق يتأثر بالعاكارة والمواد الصلبة العالقة والمواد العضوية.

*الكلمات الرئيسية: المحلول الملحي؛ محطة تحلية مياه البحر؛ التلوث؛ شاطئ النخيل*