الجمهـوريـــة الجزائـــريـــة الديمقـــراطيـــة الشـعبيـــة
République Algérienne Démocratique et Populaire
وزارة التـــعلـــيـــم العـــالـــي والبـحـــث العـلمـــي
Ministère de l'Enseignement Supérieure et de la Recherche Scientifique
جامعة وهران 2 محمد بن أ حمد
Université d'Oran 2 Mohamed Ben Ahmed

معهد الصيانة و الأمن الصناعي
Institut de Maintenance et de Sécurité Industrielle

Département de Sécurité Industrielle et Environnement

MÉMOIRE

Pour l'obtention du diplôme de Master

Filière : Hygiène et Sécurité Industrielle
Spécialité : Sécurité Industrielle et Environnement

Thème :

Évaluation environnementale des boues et saumures issues de la station de dèssalement de Beni Saf

Présenté et soutenu publiquement par :

KRARRAZ Mohamed Nadir & MAMOUNI Younes Wahid

Devant le jury composé de :

Nom et Prénom	Grade	Etablissement	Qualité
TARFAYA A	Pr.	IMSI	**Président**
NADJI Mohammed El Amine	MCB	IMSI	**Encadrant**
HEBBAR C	MCA	IMSI	**Examinateur**

Année 2025/2026

REMERCIMENT

En premier lieu, je remercie notre créateur **« Dieu »** qui m'a donné la santé, la volonté, le courage ainsi que la conscience pour que je puisse réussir cette formation, Je tiens à exprimer ma profonde gratitude à mon encadrant de mémoire, **Dr.NADJI Mohamed El amine**, **Professeur Doctorant** à **l'Université d'Oran 2 Mohamed Ben Ahmed**, pour sa direction scientifique, sa disponibilité et ses précieux conseils tout au long de la réalisation de ce projet.

Mes remerciements les plus sincères s'adressent également à l'ensemble du **staff technique de la station BWC** pour leur accueil, leur collaboration et leur soutien sur le terrain. Je salue leur professionnalisme et leur disponibilité, qui m'ont permis d'accéder aux données et aux infrastructures nécessaires au bon déroulement de mes travaux de recherche.

Je remercie chaleureusement les membres du jury qui ont accepté d'évaluer ce travail et d'honorer ma soutenance de leur présence.

Enfin, j'exprime ma reconnaissance à tout le corps professoral du département pour la qualité de l'enseignement et du suivi dispensés tout au long de mon cursus de Master.

DEDICACE

To my parents who raised me to be the man I am, To my mother who was been always on my sides no matter what,she was there To alleviate my suffering , To my father ,my biggets supporter who gave me the strenght to fight over and over, to my older sister, i'm so proud to have you in my life , to my two middle siblings,i wish to see you much better than me right now, to learn from my mistakes , i will always have your back, to my two youngest siblings ,my dearest children , i love you more than myself , to the KRARRAZ'S and MANAA'S family,THANK YOU AND MAY GOD BLESS YOU ALL.

To YOUNES, my best friend , my brother in arm , May God preserve our brotherhood until death do us part.

To all my friends and comarades,to the everyone out t here who i share a story with, May God bring us toget her in goodness.

KRARRAZ Mohamed Nadir

To everyone who helped me on my journey, and to everyone whom this memoir may help on theirs.

MAMOUNI Younes Wahid

RÉSUMÉ

implantée à Sidi Ben Adda (wilaya d'Aïn ,La station de dessalement d'eau de mer SDEM-BWC générant en ,produit 200 000 m³/jour d'eau potable par osmose inverse ,(Algérie ,Témouchent contrepartie d'importants volumes de saumure concentrée et de boues de prétraitement rejetés en Ce mémoire évalue l'impact environnemental de ces rejets sur le milieu marin .mer Méditerranée .côtier

,L'étude de cas menée sur la station permet de dresser une analyse technique et HSE rigoureuse espèce endémique ,confirmant la vulnérabilité particulière des herbiers de Posidonia oceanica .aux effets de l'hypersalinité et de la turbidité ,méditerranéenne

,(conduite selon la méthode matricielle 5×5 (ISO 31000 ,L'évaluation des risques environnementaux perturbation trophique) et trois risques ,identifie deux risques critiques (dégradation des herbiers incluant l'optimisation des systèmes de rejet par ,Des solutions d'atténuation sont proposées .élevés la valorisation des saumures et un Plan de Gestion ,les technologies ZLD ,diffuseurs multiports .Environnementale (PGE) opérationnel

,impact environnemental ,Posidonia oceanica ,saumure ,osmose inverse ,dessalement : Mots-clés Plan de Gestion Environnementale. ,ZLD ,Algérie ,Béni Saf

: ABSTRACT

,(Algeria ,located in Sidi Ben Adda (Aïn Témouchent ,The SDEM-BWC seawater desalination plant generating large volumes of ,produces 200,000 m³/day of drinking water through reverse osmosis This study assesses the .concentrated brine and pre-treatment sludge discharged into the Mediterranean Sea .environmental impact of these discharges on the coastal marine environment

confirming the ,The case study carried out on the station allows for rigorous technical and HSE analysis to the ,an endemic Mediterranean species ,particular vulnerability of Posidonia oceanica seagrass meadows .effects of hypersalinity and turbidity

identifies two critical ,(conducted using the 5×5 matrix method (ISO 31000 ,Environmental risk assessment including optimization of multiport diffuser ,Mitigation solutions are proposed .risks and three high risks brine valorization and an operational Environmental Management ,ZLD technologies ,discharge systems .(Plan (EMP

Béni ,environmental impact ,Posidonia oceanica ,brine ,reverse osmosis ,desalination :Keywords .Environmental Management Plan ,ZLD ,Algeria ,Saf

الملخص

في سيدي بن عدة (ولاية عين تموشنت، الجزائر)، وتنتج 200,000 متر مكعب SDEM-BWC تقع محطة تحلية مياه البحر يوميًا من مياه الشرب باستخدام تقنية التناضح العكسي، وينتج عن هذه العملية في المقابل كميات كبيرة من المحلول الملحي المركز (الرجيع الملحي) وحمأة المعالجة الأولية، التي تُصرَّف إلى البحر الأبيض المتوسط. تهدف هذه المذكرة إلى تقييم الأثر البيئي لهذه التصريفات على البيئة البحرية الساحلية.

بصورة دقيقة، (HSE) أتاحت دراسة الحالة المنجزة على المحطة إجراء تحليل تقني وتحليل في مجالي الصحة والسلامة والبيئة وأكدت الهشاشة الخاصة لمروج البوسيدونيا البحرية، وهي نوع متوطن في البحر الأبيض المتوسط، تجاه تأثيرات فرط الملوحة وارتفاع العكارة.

، وجود خطرين حرجين ISO 31000 وقد أظهر تقييم المخاطر البيئية، المنجز وفق منهجية المصفوفة 5×5 استنادًا إلى معيار يتمثلان في تدهور مروج البوسيدونيا واضطراب السلسلة الغذائية البحرية، إضافة إلى ثلاثة مخاطر مرتفعة. كما تقترح الدراسة

Multiport) مجموعة من الحلول للتخفيف من هذه الآثار، تشمل تحسين أنظمة التصريف باستخدام الناشرات متعددة الفتحات ، وتثمين المحاليل الملحية، إلى جانب إعداد خطة تسيير بيئي(ZLD) ، واعتماد تقنيات التصريف الصفري للسوائل(Diffusers قابلة للتطبيق (PGE)
الكلمات المفتاحية: تحلية المياه، التناضح العكسي، الرجيع الملحي، البوسيدونيا البحرية، الأثر البيئي، بني صاف، الجزائر، تقنية التصريف الصفري للسوائل ، خطة التسيير البيئي.

Table des matières

REMERCIMENT.....i
DEDICACE i
RÉSUMÉ ii
ABSTRACT :MK ii
الملخص ii
Table des matières.....iv
LISTE DES FIGURES.....x
LISTE DES TABLEAUX.....xi
LISTE DES ABREVIATIONS.....xii
INTRODUCTION GENERALE 13
Chapter I:Généralité sur le déssalement de l'eau de mer.....14
I.1 ..... Introduction : 15
I.2 ..... Définition de déssalement : 15
I.3 ..... Les principes de dessalement : 15
I.3.2 ..... Prétraitement : 15
I.3.3 ..... Procédés de distillation : 17
I.3.3.1 ..... Distillation à simple effet : 17
I.3.3.2 ..... Distillation multi-flash : 17
I.3.3.3 ..... Distillation à multiples effets : 17
I.3.3.4 .....Distillation couplée à l'énergie nucléaire : 17
I.3.4 .....Procédés membranaires : 18
I.3.4.1 ..... L'osmose inverse : 18
I.3.4.2 .....Electrodialyse : 18
I.4 ..... Composition chimique de l'eau de mer : 19
I.4.1 ..... Les problèmes techniques rencontrés en dessalement : 20
I. 5.1.2 Corrosion : 20
I .5.1.3 Colmatage ou fouling : 21
I.5 ..... Le dessalement en Algérie : 21
I.7. .....Les avantages et les inconvénients de dessalement de l'eau de mer en Algérie :.....24
I.8. Les différents impacts de dessalement de l'eau de mer sur l'environnement :.....24

I.8.1 ..... Effets dus au prélèvement d'eau de mer : 24
I.8.2 ..... L'influence de l'énergie dégagée par la station de dessalement sur la qualité de l'air : 25
I.8.3 ..... Effets des produits chimiques : 26
I.8.3.2 ..... Effets dus aux additifs d'Antitartre : 26
I.8.3.3 ..... Effets dus aux additifs antisalissure : 27
I.8.4 ..... Rejet de saumure : 27
I.8.5 ..... Impact de bruit : 28
I.9 Conclusion : 28
CHAPITRE II : caractérisation des rejets de dessalement 29
Introduction : 30
2.1 Composition Physico-Chimique des Rejets : 30
2.1.1 Les Saumures : Définition et Origine 30
2.2 Composition Ionique Majeure des Saumures : 30
2.3 Éléments Traces Métalliques (ETM) : 31
2.4 Produits Chimiques de Procédé : 31
2.4.1 Produits Spécifiques à l'Osmose Inverse (SWRO) : 31
2.4.2 Produits Spécifiques aux Procédés Thermiques (MSF / MED): 31
2.5 Composition des Boues de Prétraitement : 32
2.5.1Origine et Fractions Constitutives : 32
2.5.2Paramètres Caractéristiques des Boues : 32
2.6.1 Le pH : 32
2.6.1.1 Définition et Valeur Naturelle en Méditerranée : 32
2.6.1.2 Modifications Induites par les Rejets de Dessalement : 33
2.6.2 L'Oxygène Dissous (OD) : 33
2.6.2.1 Rôle et Valeurs de Référence : 33
2.6.2.2 Mécanismes de Réduction de l'OD par les Rejets de Dessalement : 33
2.6.2.3 Seuils Biologiques Critiques : 34
2.7 La Turbidité : 34
2.7.1 Définition et Unités de Mesure : 34
2.7.2 Sources de Turbidité Liées aux Rejets de Dessalement : 34
2.7.4 Classes de Turbidité en Milieu Marin : 35
2.8 Interactions entre Paramètres : l'Effet Combiné : 35
2.9 Quantification des Rejets : 35
2.9.1 Ratio Saumure / Eau Produite : 36
2.9.1.1 Taux de Récupération et Facteur de Concentration : 36
2.9.1.2 Volumes de Rejets à l'Échelle Mondiale et Méditerranéenne : 36
2.10 Volumes et Charges des Stations Algériennes : 36
2.10.1 Parc Actuel de Dessalement en Algérie : 36
2.10.2 Quantification des Charges en Contaminants : 37
2.11 Méthodes de Rejet et Facteurs Influençant la Dilution : 37
2.11.1 Modes de Rejet en Méditerranée : 37
2.11.2 Facteurs Hydrodynamiques Influençant la Dispersion : 37
2.12 Évolution Prospective des Volumes de Rejets en Algérie : 38

Chapitre III : impact environnemental 39
Introduction : 40
3.1 Impact sur le milieu marin : 40
3.1.1 Modification des caractéristiques physico-chimiques du milieu récepteur : 40
3.1.2 Augmentation de la salinité des eaux marines : 40
3.1.2.1 Formation de panaches hypersalins: 40
3.1.2.2 Stratification de la colonne d'eau: 40
3.1.2.3 Dispersion et dilution des saumures : 40
3.1.3 Augmentation de la densité de l'eau : 41
3.1.3.1 Effets sur la circulation hydrodynamique : 41
3.1.3.2 Accumulation des saumures au fond marin : 41
3.1.4 Variation de la température : 41
3.1.4.1 Rejets des installations thermiques : 41
3.1.4.2 Conséquences sur les écosystèmes marins : 41
3.1.5 Diminution de l'oxygène dissous : 41
3.1.5.1 Relation entre salinité et oxygène dissous : 41
3.1.5.2 Risques d'hypoxie locale : 41
3.1.6 Modification du pH du milieu marin : 41
3.1.7 Impact des produits chimiques associés aux saumures : 42
3.1.7.1 Chlore résiduel et sous-produits chlorés : 42
3.1.7.2 Antiscalants: 42
3.1.7.3 Coagulants et floculants : 42
3.1.7.4 Produits de nettoyage des membranes : 42
3.1.7.5 Métaux lourds issus de la corrosion : 43
3.2 Impact sur la faune et la flore marines: 43
3.2.1 Impact sur les organismes benthiques : 43
3.2.1.1 Définition et rôle écologique des organismes benthiques : 43
3.2.1.2 Sensibilité aux variations de salinité : 43
3.2.1.3 Réduction de la biodiversité benthique : 43
3.2.1.4 Modification de la structure des communautés benthiques : 44
3.2.2 Impact sur les poissons : 44
3.2.2.1 Effets physiologiques de l'hypersalinité: 44
3.2.2.2 Perturbation de la reproduction : 44
3.2.2.3 Modification des comportements migratoires : 44
3.2.2.4 Mortalité des espèces sensibles : 44
3.2.3 Impact sur le phytoplancton : 44
3.2.3.1 Importance écologique du phytoplancton : 44
3.2.3.2 Effets de la salinité élevée : 44
3.2.3.3 Conséquences sur la production primaire : 45
3.2.4 Impact sur le zooplancton : 45
3.2.4.1 Sensibilité aux changements physico-chimiques : 45
3.2.4.2 Perturbation de la chaîne alimentaire : 45
3.2.5 Impact sur les herbiers marins : 45

3.2.5.1 Effets sur la croissance des herbiers : 45
3.2.5.2 Régression des habitats côtiers : 45
3.2.6 Impact sur les récifs coralliens : 45
3.2.6.1 Stress physiologique des coraux : 45
3.2.6.2 Blanchissement et dégradation des récifs : 45
3.2.7 Perturbation des chaînes trophiques marines : 45
3.3 Études de cas internationales : 46
3.3.1 Étude de cas dans les pays du Golfe : 46
3.3.1.1 Contexte du dessalement dans le Golfe Arabo-Persique : 46
3.3.1.2 Cas de l'Arabie Saoudite : 46
3.3.1.3 Cas des Émirats Arabes Unis : 46
3.3.1.4 Cas du Qatar : 46
3.3.1.5 Principaux impacts observés : 47
3.3.2 Étude de cas en Espagne : 47
3.3.2.1 Développement du dessalement en Espagne : 47
3.3.2.2 Cas de la station de Torrevieja: 47
3.3.2.3 Cas de la station de Carboneras: 47
3.3.2.4 Impacts environnementaux identifiés : 47
3.3.3 Comparaison entre les études de cas : 47
3.3.3.1 Similarités des impacts : 47
3.3.3.2 Différences liées aux conditions locales : 47
3.3.3.3 Enseignements tirés : 47
3.3.4 Applicabilité au contexte algérien : 48
3.4 Évaluation des risques environnementaux : 48
3.4.1 Définition du risque environnemental : 48
3.4.2 Identification des dangers environnementaux : 48
3.4.2.1 Rejets hypersalins : 48
3.4.2.2 Rejets chimiques : 48
3.4.2.3 Rejets thermiques: 48
3.4.3 Méthodes d'évaluation des risques : 48
3.4.3.1 Méthode qualitative : 48
3.4.3.2 Méthode semi-quantitative : 48
3.4.3.3 Méthode quantitative : 49
3.4.4 Élaboration de la matrice de risque : 49
3.4.4.1 Détermination de la gravité : 49
3.4.4.2 Détermination de la probabilité : 49
3.4.4.3 Classification des niveaux de risque : 49
3.4.5 Analyse des risques environnementaux liés aux saumures : 49
3.4.5.1 Risque de dégradation des habitats marins : 50
3.4.5.2 Risque de perte de biodiversité : 50
3.4.5.3 Risque de contamination chimique : 50
3.4.5.4 Risque de perturbation des chaînes alimentaires : 50
3.4.6 Mesures de maîtrise et de réduction des risques : 50

3.4.6.1 Mesures techniques : 50
3.4.6.2 Mesures organisationnelles : 50
3.4.6.3 Programme de surveillance environnementale: 51
3.4.7 Synthèse de l'évaluation des risques: 51
3.5 Conclusion: 51
CHAPITRE IV : Étude de Cas 52
4.1 Introduction: 53
4.2 Présentation générale de la station de dessalement — BWC: 53
4.2.1 Localisation de la station de dessalement — BWC: 54
4.2.2 Installations de la station de dessalement — BWC: 55
Zone de production: 55
Station de captage et de pompage d'eau de mer: 56
4.3 Description du processus de dessalement par osmose inverse: 56
4.3.1 Station électrique: 56
4.3.2 Système de captage: 57
Fonctions principales 57
Éléments constitutifs: 57
4.3.3 Système de filtration à sable: 57
Fonctions: 57
Description: 58
Procédure de lavage des filtres: 58
Bassin de saumure: 58
4.3.4 Système de filtration à anthracite: 58
Fonctions: 58
Description: 59
4.3.5 Système de filtration à cartouches: 60
Fonctions: 60
Description: 60
4.3.6 Système de pompage haute pression et de récupération d'énergie: 61
Fonctions principales: 61
Description: 62
4.3.7 Système d'osmose inverse: 62
Fonctions et principe: 62
Description — sous-systèmes: 62
4.3.8 Système de nettoyage chimique et de contre-lavage des membranes: 63
Objet: 63
Composition: 63
Sous-systèmes: 64
4.3.9 Système de dosage chimique: 64

Procédures de dosage: 64
Réservoirs de stockage: 66
4.3.10 Système de drainage de l'usine: 67
Objet: 67
Sous-systèmes de drainage: 67
4.4 Analyse HSE de la station de dessalement — BWC: 69
4.4.1 Identification des risques professionnels: 69
4.4.2 Impacts environnementaux des rejets de la station: 70
4.4.3 Lacunes du cadre réglementaire algérien: 70
4.5 Recommandations en matière de sécurité et d'environnement: 71
4.5.1 Recommandations en matière de sécurité des travailleurs: 71
4.5.2 Recommandations en matière de protection de l'environnement: 71
Conclusion : 72
CHAPITRE V : SOLUTIONS ET ATTÉNUATION DES IMPACTS DES SAUMURES DE DESSALEMENT 73
5.1TECHNIQUES DE RÉDUCTION DE L'IMPACT ENVIRONNEMENTAL: 74
5.1.1Optimisation des systèmes de rejet: 74
5.1.2Modélisation hydrodynamique et simulation de dispersion: 75
5.1.3Amélioration des prétraitements pour réduire les produits chimiques: 75
5.2 RÉUTILISATION ET VALORISATION DES SAUMURES: 76
5.2.1 Principe de la valorisation : vers une économie circulaire: 76
5.2.2 Production de sel (NaCl) par évaporation: 76
5.2.3 Récupération de minéraux à haute valeur ajoutée: 77
5.2.4 Aquaculture halophile et mariculture: 77
5.3 TECHNOLOGIES INNOVANTES : VERS LE ZÉRO REJET LIQUIDE (ZLD): 78
5.3.1 Principe et définition du ZLD: 78
5.3.2 Architecture d'un système ZLD: 78
5.3.3 Technologies de concentration membranaire: 78
5.3.4 Cristalliseurs solaires et ZLD à énergie renouvelable: 79
5.4 PLAN DE GESTION ENVIRONNEMENTALE (PGE): 80
5.4.1 Cadre conceptuel du PGE: 80
5.4.2 Composantes du PGE – Phase de construction: 80
5.4.3 Composantes du PGE – Phase d'exploitation: 81
5.4.4 Programme de surveillance environnementale: 81
5.4.5 Gestion des incidents et plan d'urgence environnementale: 82
CONCLUSION GENERALE 84
BIBLIOGRAPHIE 85

LISTE DES FIGURES

N°	Légende de la figure	Chapitre
I.1	Coagulation-floculation — principe de déstabilisation des colloïdes et formation des flocs	Chap. I
I.2	Schéma général des différents procédés de dessalement	Chap. I
I.3	Principe de la distillation à simple effet	Chap. I
I.4	Structure d'une membrane d'osmose inverse et son principe de fonctionnement	Chap. I
I.5	Phénomènes d'osmose naturelle et d'osmose inverse	Chap. I
I.6	Fonctionnement du procédé d'électrodialyse	Chap. I
I.7	Carte des différentes stations de dessalement en Algérie	Chap. I
IV.1	Présentation générale de la station SDEM de Béni Saf	Chap. IV
IV.2	Localisation de la station SDEM-BWC (vue aérienne — Chatt El Hilal, Sidi Ben Adda)	Chap. IV
IV.3	Station électrique de la SDEM de Béni Saf	Chap. IV
IV.4	Trains de prétraitement — filtration à sable et à anthracite	Chap. IV
IV.5	Bassin de saumure (compartiments 1 et 2)	Chap. IV
IV.6	Membranes d'osmose inverse	Chap. IV
IV.7	Rack de membranes d'osmose inverse	Chap. IV

IV.8	Stockage des produits chimiques dans la SDEM de Béni Saf	Chap. IV
IV.9	Réservoirs de stockage d'acide sulfurique	Chap. IV
V.1	Schéma de principe d'un système ZLD appliqué au traitement des saumures de dessalement	Chap. V

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I. 1: Major dissolved salts in seawater with a salinity of 35 g/l
Tableau I. 2 : Major Desalination plants
Tableau I. 3: Small stations (single-unit)
Tableau 3.1 – Produits chimiques des saumures de dessalement et impacts écotoxicologiques
Tableau 3.2 – Seuils de sensibilité de la faune marine à l'hypersalinité
Tableau 3.3 – Données de dessalement et impacts environnementaux dans les pays du Golfe
Tableau 3.4 – Matrice de risque environnemental (méthode semi-quantitative 5×5)
Tableau 3.5 – Analyse et synthèse des risques environnementaux des saumures de dessalement
Tableau 9 — Fiche technique de la SDEM de Béni Saf
Tableau 5.1 – Comparaison des systèmes de rejet de saumure et leur efficacité de dilution
Tableau 5.2 – Principaux logiciels de modélisation de dispersion de saumure
Tableau 5.3 – Composition ionique typique d'une saumure de dessalement par osmose inverse (eau de mer méditerranéenne)
Tableau 5.4 – Filières de valorisation des saumures et produits récupérables
Tableau 5.5 – Comparaison des technologies ZLD et semi-ZLD pour le traitement des saumures
Tableau 5.6 – Synthèse du PGE en phase de construction d'une station de dessalement
Tableau 5.7 – Synthèse du PGE en phase d'exploitation : mesures et indicateurs
Tableau 5.8 – Programme de surveillance environnementale recommandé pour une station de dessalement côtière

LISTE DES ABREVIATIONS

Abréviation	Signification
ANRH	Agence Nationale des Ressources Hydrauliques
CE	Conductivité Électrique
CIP	Cleaning-In-Place (nettoyage en place)
DCE	Directive-Cadre européenne sur l'Eau
DBO	Demande Biochimique en Oxygène
DCO	Demande Chimique en Oxygène
ETM	Éléments Traces Métalliques
ERI	Energy Recovery Inc.
FC	Facteur de Concentration
FTU	Formazine Turbidity Unit (Unité de turbidité de Formazine)
GCC	Gulf Cooperation Council (Conseil de Coopération du Golfe)
IDA	International Desalination Association
MED	Multi-Effect Distillation (Distillation multi-effet)
MES	Matières En Suspension
MRE / MRSH	Ministère des Ressources en Eau (et de la Sécurité Hydrique)
MSF	Multi-Stage Flash (Évaporation à détente étagée)
NTU	Nephelometric Turbidity Unit (Unité Néphélométrique de Turbidité)
OD	Oxygène Dissous
OI	Osmose Inverse
PAR	Rayonnement Photosynthétiquement Actif
PFE	Projet de Fin d'Études
PSU	Practical Salinity Unit (Unité pratique de salinité)
SDEM-BWC	Société de Dessalement des Eaux Marines – Béni Saf Water Company
SPD	Sous-Produits de Désinfection
SWRO	SeaWater Reverse Osmosis (Osmose inverse sur eau de mer)
TDS	Total Dissolved Solids (Teneur totale en solides dissous)
THM	Trihalométhanes
TR	Taux de Récupération
UNEP/MAP	United Nations Environment Programme / Mediterranean Action Plan
WHO	World Health Organization (Organisation Mondiale de la Santé – OMS)
ZLD	Zero Liquid Discharge (Zéro rejet liquide)

INTRODUCTION GENERALE

Au cours des dernières décennies, la demande en eau potable a connu une croissance significative, sous l'effet conjugué de l'augmentation démographique, de l'urbanisation accélérée et du développement industriel. Les ressources en eau douce se raréfient progressivement, en particulier dans les régions arides et semi-arides telles que l'Algérie. Face à cette problématique, le dessalement de l'eau de mer est devenu une solution incontournable pour garantir la sécurité hydrique des populations.

Les stations de dessalement, notamment celles utilisant la technologie de l'osmose inverse, permettent de produire de grandes quantités d'eau potable à partir de l'eau de mer. Cependant, ces installations génèrent des impacts environnementaux non négligeables. L'un des principaux défis est la gestion des rejets de saumure — des eaux hautement concentrées en sels et en produits chimiques issus du traitement. Ces rejets, déversés en mer, peuvent perturber les écosystèmes aquatiques en augmentant la salinité, en réduisant l'oxygène dissous et en affectant la flore et la faune marines.

La gestion de ces effluents constitue donc un enjeu majeur pour la protection de l'environnement et la sécurité industrielle. La présente étude vise à analyser la composition des rejets de saumure et de boues, à évaluer leurs impacts sur le milieu marin, et à proposer des solutions concrètes pour les atténuer. La démarche combine une analyse environnementale rigoureuse, une évaluation des risques et une étude technique appliquée au cas de la station SDEM-BWC de Béni Saf (wilaya d'Aïn Témouchent, Algérie).

La question principale de cette étude est la suivante : Comment gérer les rejets de saumure des stations de dessalement afin de minimiser leurs impacts environnementaux tout en assurant les performances industrielles de l'installation ?

Pour répondre à cette question, les objectifs suivants ont été définis :

- Caractériser physico-chimiquement les rejets de saumure et de boues ;
- Identifier et analyser les impacts environnementaux sur le milieu marin ;
- Évaluer les risques environnementaux associés aux rejets ;
- Examiner les solutions existantes pour la gestion et le traitement des saumures ;
- Proposer des recommandations adaptées au contexte industriel algérien.

La méthodologie repose sur une analyse approfondie des données disponibles, complétée par une étude de cas appliquée à la station SDEM-BWC. Des outils analytiques sont utilisés pour quantifier et interpréter les impacts environnementaux.

Ce mémoire est structuré en cinq chapitres. Le Chapitre I présente une synthèse des généralités sur le dessalement de l'eau de mer. Le Chapitre II est consacré à la caractérisation physicochimique des rejets. Le Chapitre III analyse les impacts environnementaux et propose une évaluation structurée des risques. Le Chapitre IV décline cette démarche à travers l'étude de cas de la station SDEM-BWC de Béni Saf. Le Chapitre V présente les solutions techniques d'atténuation, les technologies innovantes et le Plan de Gestion Environnementale.

Ce travail s'inscrit dans une démarche visant à concilier performance industrielle et protection de l'environnement, en apportant des solutions concrètes au secteur du dessalement en Algérie.

Chapter I:Généralité sur le déssalement de l'eau de mer

I.1 Introduction :

L'augmentation de la population amène de nombreuses régions du monde à se trouver en manque d'eau ; pour cela de nombreuses solutions ont été envisagées pour pallier ce problème, y compris le déssalement de l'eau de mer **[1]** qui contient plusieurs méthodes physiques permettent l'obtention de l'eau douce à partir l'eau de mer **[2]**, et qui est au même temps un danger sur l'environnement.

I.2 Définition de déssalement :

Le déssalement s'appelle dessalage ou désalinisation. Il consiste à séparer l'eau et les sels à partir d'une eau brute, qui peut être de l'eau de mer ou une eau saumâtre d'origine continentale. **[3]**

I.3 Les principes de dessalement :

I.3.1 Captation de l'eau de mer :

Consiste à pomper l'eau de mer vers la station de dessalement, cette eau doit être bonne du point de vue matières en suspension. Deux types de technologies sont utilisés dans cette étape :

- Les forages côtiers : soit verticaux soit sous forme de galeries horizontales permettant d'obtenir une eau de très bonne qualité et relativement stables.
- La prise d'eau de surface : peut être faite en pleine mer. Dans le cas idéal, le captage doit être effectué en zone profonde, éloigné de la côte, protégé des pollutions et des forts courants. **[4]**

I.3.2 Prétraitement :

I.3.2.1 Coagulation –floculation :

L'opérateur de coagulation-floculation a pour but la croissance des particules (qui sont Essentiellement de flocs colloïdaux) par déstabilisation des particules en suspension puis formation de flocs par agrégation. **[5]**

Les flocs ainsi formés seront décantés et filtrés par la suite.

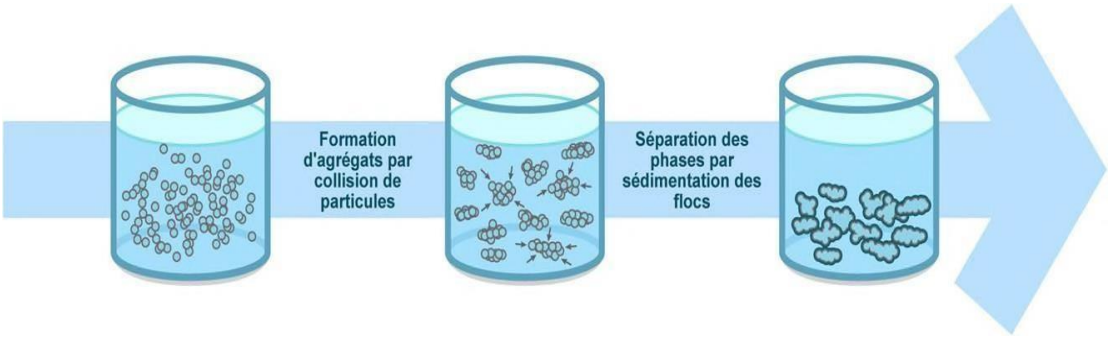


Figure I. 1: Coagulation floculation. [5]

- **Coagulation** : la charge électrique et la couche d'eau qui entourent les particules hydrophiles tendent à éloigner les particules les unes des autres et, par conséquent, à les stabiliser dans la solution.
  Le but principal de la coagulation est de déstabiliser ces particules pour favoriser leur agglomération. **[6]** Les coagulants sont des produits capables de neutraliser les charges des colloïdes présents dans l'eau. **[7]**
- **Floculation :** la floculation est le processus physico-chimique au cours duquel des matières en suspension dans un liquide s'agglomèrent pour former des particules plus grosses, généralement très poreuses, nommés flocs. Les flocs sédimentent généralement beaucoup plus rapidement que les

particules primaires dont ils sont formés. La floculation peut avoir lieu naturellement ou peut être accélérée par l'ajout d'un floculant. **[5]**

- **La filtration :**

❖ Dans le cas de la filtration sur sable, la séparation s'effectue le long d'un milieu poreux (le sable), plus ou moins tortueux, qui se colmatera en profondeur au fur et à mesure de l'accumulation des particules en suspension lors du passage du fluide. Plusieurs autres types de filtres reposent sur ce principe (filtre à cartouche, filtre à disque…). Un milieu poreux représente un ensemble de grains ou d'agrégats autour desquels des espaces vides appelés pores, soient interconnectés ou non. Le matériau doit être perméable à un écoulement de fluide. **[8]**

- **Le traitement chimique :**

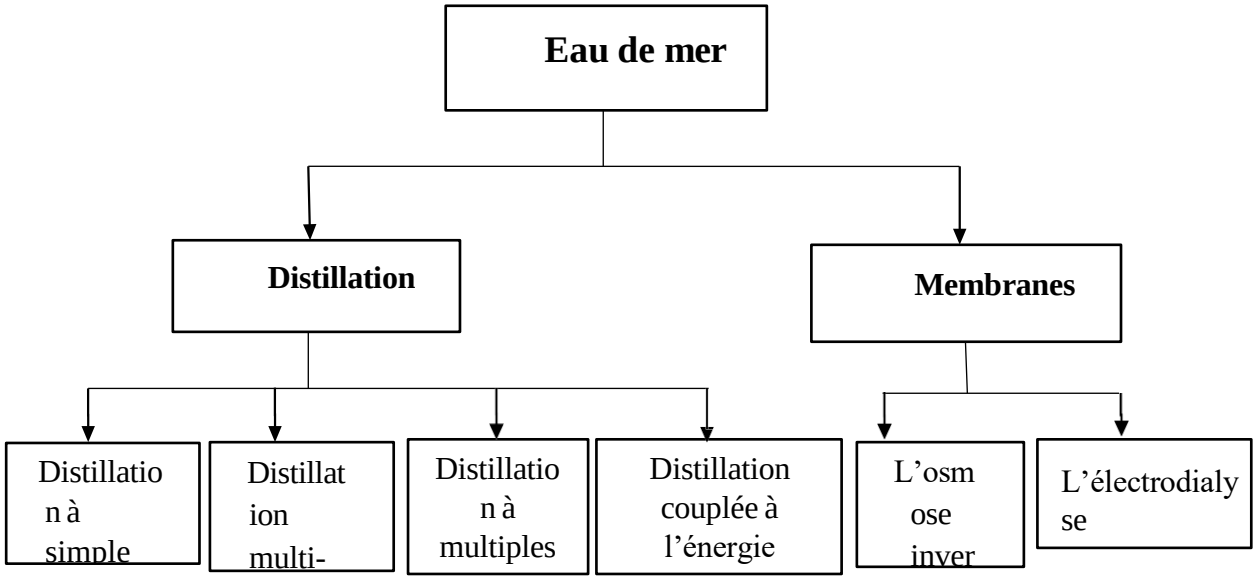
❖ Après la filtration à sable, des équipements de dosage font partie de prétraitement chimique appliqué à l'eau de mer avant l'entrée dans les membranes (acidification, addition de bisulfite de sodium et dosage d'anti-incrustant. **[9]**

- **La filtration de sécurité ou microfiltration :**

❖ Pour but de retenir les particules de quelques microns non retenues par filtre sur sable **[10].** La microfiltration est assurée par l'utilisation d'un filtre à cartouche type bobiné dont le nombre de cartouches est de 35. Entre le collecteur d'entrée et de sortie, il y'a un manomètre différentiel muni de contact électrique pour alarme, qui indiquera quand il sera nécessaire de remplacer les cartouches filtrantes. **[9]**

- **Les procédés de dessalement :**

❖ La totalité des installations actuellement en service fait appel à deux grandes familles de procédés : les procédés de distillation (par évaporation) et les procédés de séparation par membranes qui sont plus récents.



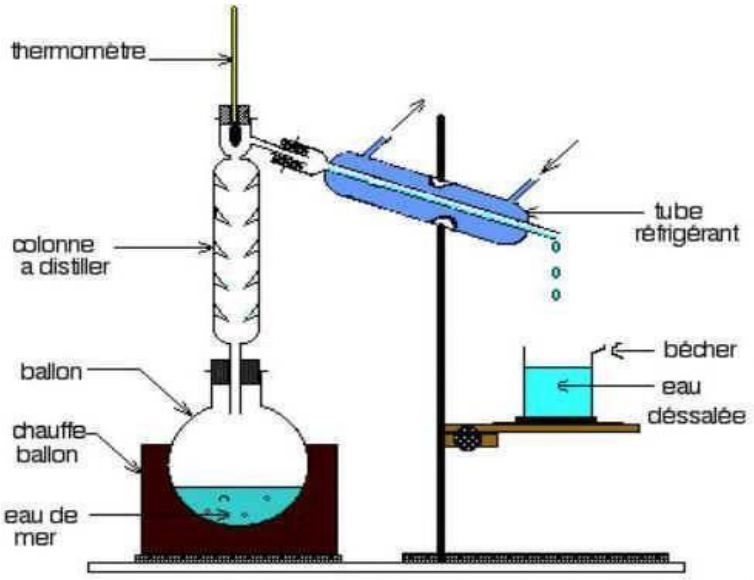
❖

❖ **Figure I. 2 : Schéma générale des différents procédés de dessalement. [10]**

I.3.3 Procédés de distillation :

La distillation occupe aujourd'hui environ 60% du marché mondial du dessalement. Elle est la plus vielle et la plus rustique des techniques de dessalement. **[11]**

I.3.3.1 Distillation à simple effet :



Elle reproduit en milieu industriel le processus naturel de dessalement. Et s'agit de chauffer l'eau de mer pour en vaporiser une partie. La vapeur ainsi produite ne contient des sels, et suffit alors de refaire passer cette vapeur à l'état liquide en la refroidissant pour obtenir de l'eau potable. **[11]**

Figure I. 3 : Le principe de distillation. [11]

L'inconvénient majeur de ce procédé est leur consommation énergétique importante liée à la chaleur latente de vaporisation de l'eau.

I.3.3.2 Distillation multi-flash :

L'intérêt du multi-flash réside dans son faible cout énergétique. En effet, plus la pression est basse, plus la température à laquelle l'eau passe à l'état gazeux est faible. Pour ce procédé, l'eau de mer est envoyée dans des conduits au bout desquels elle est chauffée à 120 °C, puis elle est ensuite introduite dans un compartiment où règne une pression réduite (sa température d'ébullition est donc plus basse). **[11]**

L'eau est alors instantanément transformée en vapeur par détente appelée Flash. La vapeur ainsi crée va monter au contact des premiers conduits dans lesquels passent l'eau de mer.

Les conduits sont assez froids ce qui provoque la condensation de cette vapeur qui est alors récupérée à l'état liquide. Pour l'eau qui ne s'est pas évaporée dans ce compartiment, elle est récupérée puis transférée dans un deuxième compartiment du même type mais avec une pression atmosphérique encore plus basse. Et ainsi l'opération est répétée plusieurs fois à la suite (d'où le nom de multi-flash). Il existe des usines de dessalement dans lesquels l'opération se répète dans 40 compartiments. **[11]**

I.3.3.3 Distillation à multiples effets :

La distillation à effets multiples est moins courante car elle ne permet pas de produire de grandes quantités d'eau douce et son installation est délicate et coûteuse. Mais cette technique permet des économies de l'ordre de 15% à 20% par rapport au multi-flash. Le principe simple consiste en une association en série de modules évaporateur/condensateur dont la disposition permet de limiter les pertes thermiques et assurer une grande faisabilité technique. De plus, ce procédé permet d'optimiser la récupération de la chaleur latente de condensation de l'eau. **[11]**

I.3.3.4 Distillation couplée à l'énergie nucléaire :

L'énergie nucléaire devrait pouvoir émerger, dans un avenir proche, comme une importante source de puissance pour le dessalement. Des programmes de développement de réacteurs nucléaires dédiés au

dessalement sont actuellement en cours. Les filières les plus évidentes sont celles qui ont été conçues pour la production de chaleur pour le chauffage urbain (notamment en Russie). **[11]**

I.3.4 Procédés membranaires :

Les membranes ont les capacités de différencier et séparer sélectivement les sels et l'eau. En utilisant ces capacités mais différemment dans chaque cas, deux procédés de dessalement à membrane ont été développé et sont actuellement disponibles au marché : l'électrodialyse (ED) et l'osmose inverse (OI). **[12]**

I.3.4.1 L'osmose inverse :

Est un procédé de séparation de l'eau et des sels dissous au moyen de membranes semi-perméables sous l'action de la pression (54 à 80 bars pour le traitement de l'eau de mer). Ce procédé fonctionne à température ambiante et n'implique pas de changement de phases**. [11]**

Les membranes polymères utilisées laissent passer les molécules d'eau et ne laisse pas passer les particules, les sels dissous et les molécules organiques de 10-7 mm de tailles. La teneur en sel de l'eau osmotique est de l'ordre de 0,5g/L**. [11]**

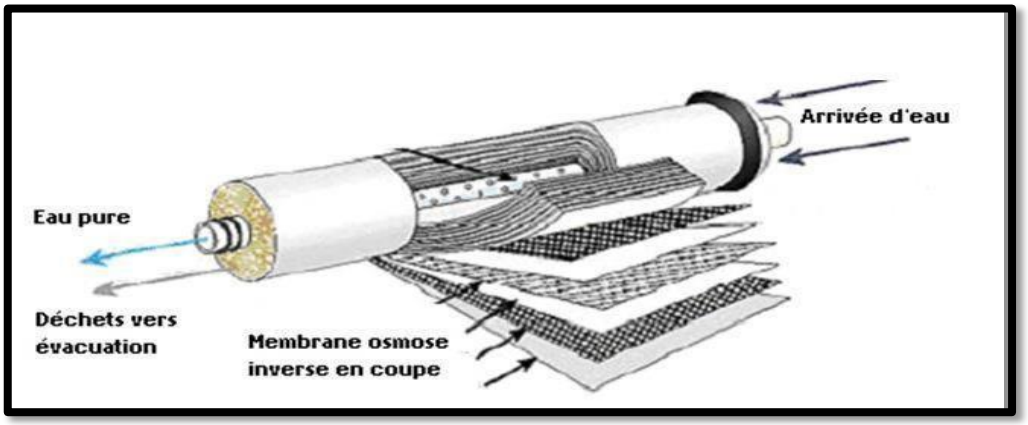


Figure I. 4 : Structure d'une membrane et son principe [11]

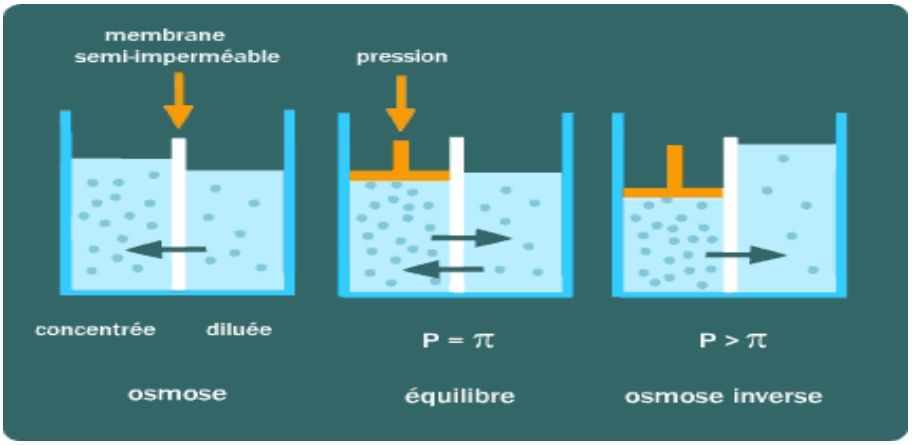
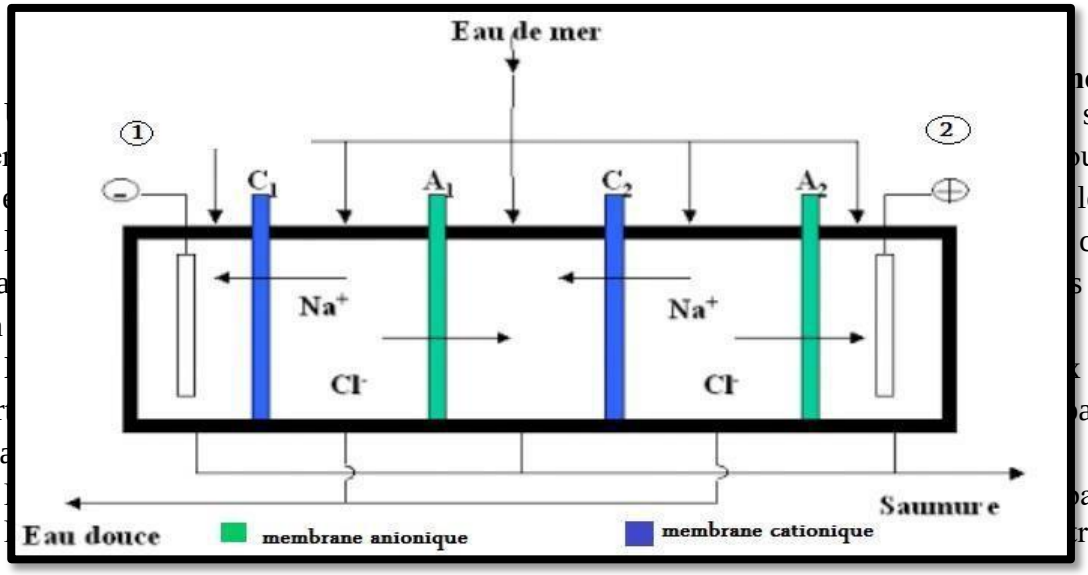


Figure I. 5 : Principe des phénomènes d'osmose et d'osmose inverse. [11]

I.3.4.2 Electrodialyse :

L'électrodialyse est un procédé de nature électrochimique. Il permet d'extraire en partie ou en totalité des ions contenues dans une solution en conservant des substances pas ou très peu ionisées**. [13]**



nent de l'eau de mer
sont séparés par
des mer…us l'action d'un
champ …les cations**. [13]**
…compartiment en
traversa…s trouvent sur leur
chemin …

…aussi sortir du
compar…artiment 2 car la
membra…

…partiment de dilution.
…ration**. [13]**

Figure I. 6 : Le fonctionnement du procédé d'électrodialyse [13]

I.4 Composition chimique de l'eau de mer :

L'eau de mer est composée d'eau et de sels ainsi que de diverses substances en faible quantité. L'eau de mer est considérée comme une solution de onze constituants majeurs qui sont par ordre décroissant d'importance, le chlorure (Cl-), l'ion sodium (Na+), le sulfate (So4-2), l'ion magnésium (Mg+2), l'ion calcium (Ca+2), l'ion potassium(K+), le bicarbonate, le bromure (Br), l'acide borique(B(OH)3), le carbonate (CO3-2) et le fluorure(F-).

Les deux principaux sels sont Na+ et Cl- qui en s'associant forment le chlorure de sodium principal constituant du « sel marin », que l'on extrait dans les marais salants pour obtenir du sel alimentaire.

Les gaz dissous comprennent principalement : 64 % d'azote, 34 % d'oxygène, 1,8 % de dioxyde de carbone (soit 60 fois la proportion de ce gaz dans l'atmosphère terrestre)

Éléments	Concentration	
Anions	**g/kg**	**mol/kg**
Chlorure (Cl^-)	19,3524	0,54586
Sulfate (SO_4^{--})	2,7123	0,02824
Hydrogénocarbonate (CO_3^{--})	0,108	0,00177
Bromure (Br^-)	0,0673	0,000842
Carbonate (CO_3^{--})	0,0156	0,00026
Fluorure (F^-)	0,0013	6,48E-05
Hydroxyde (OH^-)	0,0002	1,20E-05
Cations	**g/kg**	**mol/kg**
Ion sodium (Na^+)	10,7837	0,46907
Ion magnésium (Mg^{2+})	1,2837	0,05282
Ion calcium (Ca^{2+})	0,4121	0,01028
Ion potassium (K^+)	0,3991	0,01021

Tableau I. 1 : Principaux sels dissous pour une eau de mer de salinité 35 g/l

I.4.1 Les problèmes techniques rencontrés en dessalement :

I.4.1.1 Entartrage :

L'entartrage est un dépôt de sels minéraux qui a tendance à se former sur les surfaces d'échanges. A cause des ions présents dans les eaux salines (calcium, magnésium, bicarbonates et sulfate).

Ces dépôts sont constitués principalement par de carbonate de calcium (CaCO3), de l'hydroxyde de magnésium (Mg (OH) 2) et de sulfate de calcium (CaSO4) etc.

Par la diversité de leurs origines, les dépôts de tarte ont des conséquences considérables sur le fonctionnement des installations de dessalement :

- Réduction de la section de passage ;
- Dégradation des états de surface ;
- Par leur très forte adhérence, les tartres mènent à une constance de débit ;
- Augmentation des pertes de charge pour un débit constant ;
- Obturation des conduites du fait de la diminution de son diamètre par les dépôts de tartre.

I. 5.1.2 Corrosion :

La corrosion est la dégradation d'une substance, en particulier un métal ou un alliage, provoquée par l'action chimique d'un liquide ou d'un gaz sur la substance. Le terme corrosion s'applique plus particulièrement à l'action graduelle d'agents naturels, tels que l'air ou l'eau salée sur les métaux. [**14]** Les principales conséquences de la corrosion sont :

- Rupture des conduites
- Augmentation de la rugosité
- Fuites d'eau
- Pollution de l'eau produite par des agents extérieurs

I .5.1.3 Colmatage ou fouling :

Les eaux naturelles (eaux de mer ou eaux saumâtres) contiennent la plupart du temps des matières organiques en suspension qui vont avoir tendance à se déposer sur les surfaces d'échange et à les colmater. Il va en résulter une augmentation de la résistance de transfert et une diminution de la capacité de production de l'installation.**[15]**

Le développement de microorganismes, dans les parties des installations ou les conditions physico-chimiques le permettent, peut accentuer le phénomène par suite de la formation de films biologiques sur les surfaces de transfert (biofouling). **[14]**

Le colmatage a comme conséquences :

- Une augmentation de la perte de charge ;
- Une augmentation du passage de sels, le colmatage empêche la retro diffusion des sels rejetés par la membrane ;
- Une perte de flux.

I.5 Le dessalement en Algérie :

Les ressources hydriques de l'Algérie restent limitées. Tout d'abord, pour des raisons climatiques : la pluviométrie, irrégulière, oscille entre 100 et 600 mm/ans seulement. L'Algérie se trouve parmi les pays du monde qui sont sous le seuil de pénurie adopté par la banque mondiale, il faut mobiliser toutes les ressources d'eau disponible pour sécuriser l'alimentation en eau potable. De ce fait, le dessalement des eaux de mer est la solution adéquate de cette problématique. **[16]**

Le dessalement de l'eau de mer et des eaux saumâtres a connu ces dernières années une avancée remarquable grâce au développement de différents procédés. Aujourd'hui, plusieurs facteurs militent en faveur de la mise en œuvre de cette technologie dans notre pays :

- Un littoral long de 1200 Kilomètres
- Disponibilité de l'eau de mer, ressource inépuisable
- Une population et une industrie grandes consommatrices d'eau se trouvant à proximité de la mer
- Disponibilité de la ressource énergétique ou combinaison de sa production.

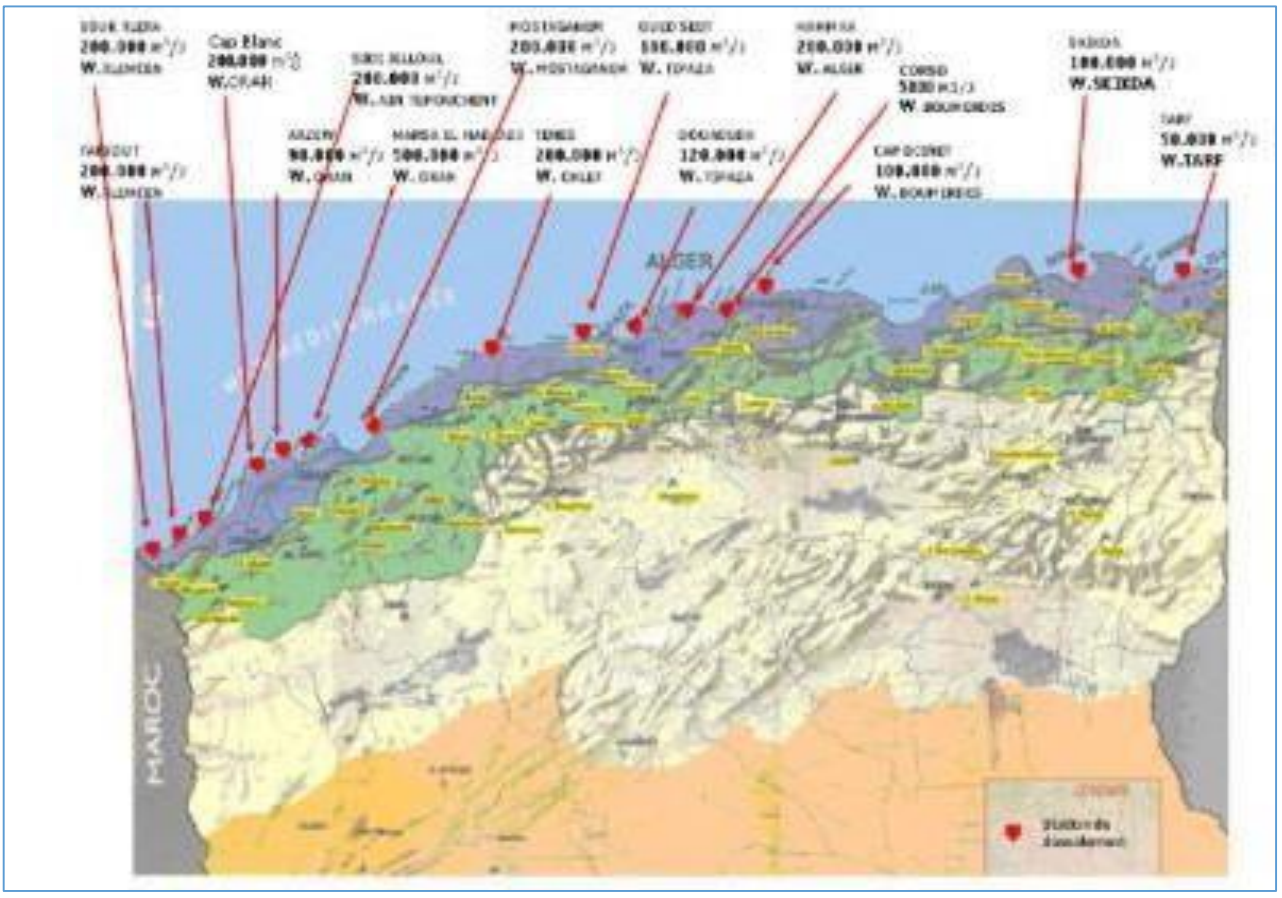


Tableau I. 2 : Les grandes unités de dessalement

N°	Localisation	Capacité m3/j	Population à servir	Echéancier prévisionnel
01	Kahrama (Arzew)	90 000	540 000	En Exploitation
02	Hamma (Alger)	200 000	L'Algérois	En Exploitation
03	Skikda	100 000	666 660	En Exploitation
04	BeniSaf) A.Temouchent	200 000	1 333 320	En Exploitation
05	Mostaganem	200 000	1 333 320	En Exploitation
06	Douaouda (Alger Ouest)	120 000	666 660	En Exploitation
07	Cap Djenet (Alger Est)	100 000	666 660	En Exploitation

08	Souk Tleta (Tlemcen)	200 000	1 333 320	En Exploitation
09	Honaine (Tlemcen)	200 000	1 333 320	En Exploitation
10	Mactaa (Oran)	500 000	1 333 320	En exploitation
11	El Tarf	50 000	-	-
12	Ténès	200 000	999 990	-
13	Oued Sebt (Tipaza)	100 000	-	-

Tableau I. 3 : Petites station (monoblocs)

Wilaya	Site	Commune	Capacité m3/j	Population à servir
Alger	Champ de tir	Zéralda	5 000	33 330
Alger	Palm Beach	Staoueli	2 500	16 660
Alger	La Fontaine	Ain Benian	5 000	33 330
Tlemcen	Ghazaouet	Ghazaouet	5 000	33 330
Tipasa	Bou Ismail	Bou Ismail	5 000	33 330
Skikda	L.BenMhidi	L.BenMhidi	7 000	47 000
Tizi –Ouzou	Tigzirt	Tigzirt	2 500	16 660
Oran	Bou Sfer	Bou Sfer	5 000	33 330
Oran	Les Dunes	Ain Turk	2X2 500	33 330
Ain-Temouchent	Bou Zdjer	Bou Zdjer	5 000	33 330
Ain-Temouchent	Chatt el Ward	Bou Zdjer	5 000	33 330

Boumerdes	Corso	Corso	5 000	33 330

I.7. Les avantages et les inconvénients de dessalement de l'eau de mer en Algérie :

Le dessalement de l'eau de mer apporte une réponse aux besoins d'eau douce. Il présente de nombreux avantages dont :

1) D'une part, il peut s'avérer très utile dans les situations d'urgence, lorsque les réserves d'eau ont subi des infiltrations d'eau salée, à la suite, par exemple, de marées salines, comme cela s'est produit récemment avec les tsunamis en Asie.
2) D'autre part, l'irrigation à base d'eau dessalée est bénéfique pour l'environnement car elle permet une salinisation réduite du sol **[18]**
3) L'Algérie dispose d'un littoral de 1200km.
4) L'utilisation de l'eau de mer qui est une ressource pratiquement non polluante et inépuisable
5) La population ainsi que l'industrie à grande consommation d'eau se trouvent à proximité de la mer **[19]**
6) Le domaine de dessalement de l'eau de mer a connu ces dernières années une avancée technologique remarquable grâce au développement de différents procèdes (l'osmose inverse)
7) Une importante demande en eau se situé à proximité de la cote ce qui réduit davantage les prix de revient d'eau. **[19]**
8) L'un des grands avantages de dessalement d'eau de mer est la sécurisation de l'alimentation en eau (potable ou industrie) des différents consommateurs, car cette ressource n'obéit pas aux aléas climatiques et elle permet donc de produire d'une manière permanente les quantités voulues, des quantités journaliers qui dépassent les 200000m³ /jours (station de Kahrama à Oran 500000m³ /jours)**. [19]**

Toutefois, quel que soit le procédé utilisé, il n'est pas sans inconvénients :

1) Besoins énergétiques importants ;
2) Rejet des saumures concentrées en mer ou injectées dans le sol ;
3) Emplois de produits chimiques pour nettoyer les membranes ;
4) Traces des métaux lourds échappés des installations ;
5) Aucune législation spécifique concernant la potabilité de l'eau issue de ces traitements **[20]**
6) Un volume d'eau produite insuffisant comparé au volume d'eau de mer prélevé.
7) La dégradation de l'environnement marin due à l'extraction et au rejet d'eau avec une quantité de sels très élevés (rejet des concentrât). **[21]**

I.8. Les différents impacts de dessalement de l'eau de mer sur l'environnement :

Le dessalement de l'eau de mer a des impacts sur l'environnement qui influent principalement sur le milieu marin, ainsi que la faune et la flore aquatique, ces impacts proviennent du rejet (saumure) produit au cours du dessalement comme les produits chimiques utilisés dans le nettoyage des modules d'osmose inverse. **[22]**

Le dessalement peut aussi influe sur les équipements de la station, sur la qualité de l'air et la lumière.

I.8.1 Effets dus au prélèvement d'eau de mer :

Les usines de dessalement de l'eau de mer ont des dispositifs d'admission situés au large qui leur permettent de prélever des grosses quantités d'eau à proximité de certains habitats marins. Ce processus comporte des impacts potentiels pour la flore et la faune de la zone concernée. **[22]**

Des tambours tamiseurs sont souvent disposés entre le dispositif d'apport et les pompes d'alimentation afin d'empêcher des débris flottants, des organismes marins volumineux et autres matières de pénétrer dans le circuit de prétraitement de l'usine de dessalement. En général, le maillage de ces tambours tamiseurs est de l'ordre de 5 mm, afin d'empêcher l'apport de la plupart des poissons et autres organismes marins. Cependant, le prélèvement représente deux sources potentielles d'impact, à savoir le heurt du poisson sur les tambours et l'introduction de biotes dans le circuit d'eau d'alimentation. **[22]**

Il est notoire que le prélèvement et le tamisage de volumes relativement importants provoque le heurt du poisson et d'autres organismes sur les tambours tamiseurs, avec conséquences des dommages physiques comme l'écaillage et des troubles tels qu'une désorientation. Ce phénomène entraîne une augmentation de la mortalité par maladie et une vulnérabilité accrue à la prédation**. [22]**

Ensuite, bien que les mailles des tambours empêchent l'apport de poissons et invertébrés de grande taille, on sait que l'introduction dans le circuit représente une menace importante pour le phytoplancton et le zooplancton.

Les principaux impacts associés au passage dans les circuits de prétraitement et de dessalement, qui dépendent en grande partie de la technique adoptée pour les procédés d'Osmose Inverse (OI) et Multi Stage Flash (MSF), sont liés à des activités telles que la chloration, les lésions de cisaillement et le changement rapide de pression dans le circuit. La conséquence générale de l'entraînement d'organismes dans le circuit est une réduction du recrutement pour les habitats existants et une chute de la productivité globale de l'écosystème.**[22]**

I.8.2 L'influence de l'énergie dégagée par la station de dessalement sur la qualité de l'air :

Les techniques utilisées pour le dessalement de l'eau sont très consommatrices d'énergie, même si la tendance est à la baisse, notamment grâce au développement de l'osmose inverse et d'autre technologie innovante. **[23]**

Cette énergie est le plus souvent fournie par des combustibles fossiles (pétrole, gaz naturel, charbon) qui présentent pour l'environnement l'inconvénient d'émettre des polluants atmosphériques tels que l'émission de gaz à l'effet serre (CO_2) qui provoque les pluies acides**.[23]**

Cependant, les usines de dessalement émettent aussi des gaz qui ne proviennent pas de la combustion de combustibles fossiles, mais qui étaient déjà dissous dans l'eau de mer.

Dans les usines thermiques, l'eau d'alimentation est habituellement désaérée et des gaz émanent de la saumure qui s'évapore dans les chaudières de détente. **[23]**

Les deux procédés (OI, MSF) augmentent les émissions de gaz carbonique (CO_2), qui est stocké dans les océans sous forme de bicarbonate.

Il a ainsi été estimé que le système de production espagnol rejetait 680g de CO_2 par mètre cube (680 g/m³) d'eau dessalée, ce qui, pour une production de

plusieurs millions de mètres cubes par jour m³/j) se traduirait par l'émission dans l'atmosphère de plusieurs milliers de tonnes de CO 2 par jour. **[23]**

D'autre part l'énergie thermique ou mécanique nécessaire au processus de dessalement de l'eau de mer, sont à l'origine d'une augmentation de la température de l'eau et donc d'une température élevée de la saumure (température de saumure est environ supérieur de 10°C à15°C). **[23]**

I.8.3 Effets des produits chimiques :

I.8.3.1 Effets dus à la présence des métaux lourds dans le rejet :

La concentration des métaux lourds et leur composition dans le rejet dépend des éléments de construction utilisés et de leur résistance à la corrosion. Les parois des échangeurs de chaleur des usines à distillation sont habituellement en alliages cuivre nickel, et les autres éléments de construction comme les cuves à saumure sont souvent en acier inoxydable. **[24]**

Dans les usines OI, c'est aussi l'acier inoxydable qui prédomine, avec des matières plastiques pour les éléments non métalliques. L'acier inoxydable est généralement très peu corrosif, des quantités-traces de fer, nickel, chrome et molybdène étant présentes dans les rejets des usines à distillation et OI. **[24]**

Les alliages d'acier inoxydable en traces ne posent que relativement peu de risque pour le milieu marin, mais le cuivre est extrêmement toxique pour la plupart des organismes marins. Des concentrations aussi faibles que 10 µg/l dans l'eau de mer peuvent avoir des effets considérables, mais leur toxicité dépend généralement de la biodisponibilité et de la sensibilité des espèces.

Les concentrations de base du cuivre dans la Méditerranée sont faibles, de l'ordre de 0,04 à 0 ,70 µg /l au large, et inférieure à 0 ,01 à 50 µg / l dans les eaux côtières **[25]**
Les concentrations de cuivre dissous diminuent sous l'effet des processus chimiques et physiques dans l'eau de mer (précipitation, adsorption), mais il se produit un enrichissement de l'élément dans les matières en suspension et, finalement, dans les sédiments.

L'accumulation de cuivre constitue un risque potentiellement élevé pour les habitats des fonds meubles et les zones à faible échange d'eau, dans lesquelles les taux de sédimentation sont élevés. De nombreux invertébrés benthiques (les crustacés) s'alimentent de matières déposées ou en suspension, le risque étant que des métaux lourds viennent enrichir leurs corps et atteignent des niveaux trophiques trop élevés. **[25]**

I.8.3.2 Effets dus aux additifs d'Antitartre :

Des agents antitartres sont ajoutés à l'eau d'alimentation dans les usines MSF et OI pour prévenir l'entartrage. Les principaux agents antitartres sont des polymères organiques (essentiellement les polymères de l'acide acrylique et les polymères de l'acide maléique), des phosphorâtes et des poly phosphates. **[22]**

Une action précoce contre l'entartrage est obtenue avec l'adjonction de phosphates polymères. L'ortho phosphate produit de l'hydrolyse des poly phosphates, est un macroélément nutritif qui stimule la productivité primaire. Dans une zone marine oligotrophe comme la mer Méditerranée, le rejet d'un macroélément nutritif peut avoir des effets drastiques tels que des efflorescences algales, des proliférations d'algues macroscopiques. L'utilisation de ces produits permet d'empêcher l'apparition d'effets eutrophisants. [**22]**

I.8.3.3 Effets dus aux additifs antisalissure :

La chloration est un bon auxiliaire mais un mauvais maître en ce sens qu'elle est très économique et efficace mais qu'elle n'est pas correctement maîtrisée ; elle donne naissance à des dérivés tels que des thiolméthanes qui sont soumis à réglementation en raison de leurs effets cancérigènes. **[26]**

Si le chlore est un agent antisalissure à large spectre, il présente aussi des effets étendus sur le milieu marin quand il est rejeté avec la saumure. Il occasionne des effets biologiques par son action stérilisante intrinsèque et des effets chimiques en halogénant les constituants organiques de l'eau de mer**. [26]**

D'autres agents antisalissure comme les sels de cuivre entraînent des rejets de cuivre dans la saumure, et ce métal, même à de très faibles concentrations (moins de 1 ppm), peut avoir des incidences sur l'environnement par suite de son accumulation**. [22]**

I.8.4 Rejet de saumure :

La saumure est un sous-produit de dessalement inévitable, qui est déchargée, généralement dans l'environnement marin. Les implications environnementales de cette solution de sel fortement concentrée (TDS) est auteur de 70 000 ppm sur les écosystèmes marins locaux qui ont été discutées de façon contre-versée pendant beaucoup d'années. La salinité totale de la saumure est de 63,8 g/l contre 38,95 g/l pour l'eau d'alimentation**. [27]**

Par exemple, à l'usine de dessalement de Dhekelia (Chypre), qui a une capacité de production de 40 000 m^3/jour, la saumure d'une salinité d'environ 72 ‰, est rejetée dans la mer par un émissaire doté à son extrémité d'un multi diffuseur, à une profondeur d'environ 5m et à une distance de 250 m du rivage ; d'après leur étude, un accroissement de la salinité dans un rayon de 200 m à partir du rejet. De fait, la plus forte salinité (54 ‰) a toujours été décelée au point de rejet et il était possible de relever une salinité supérieure à celle de l'eau de mer (39 ‰) jusqu'à 200 m du rejet**. [28]**

La zone d'impact présentant une forte salinité varie selon la saison, l'impact le plus marqué se produisant durant les mois d'été.

D'après l'étude de l'usine de dessalement de Dhekelia (Chypre) sur la macro-benthos marin montre que les salinités élevées causaient des dommages importants aux communautés de l'algue macroscopique Cystoseirabarbata à proximité de l'émissaire du concentré, alors que d'autres espèces d'algues microscopiques disparaissaient de la zone environnante (à une distance de 100 m du point de rejet). En outre, d'autre part, elle montre une diminution importante de la diversité et de l'abondance du macrofaune benthique au site de rejet du concentré. **[28]**

Les modifications de la salinité de l'eau ont induit des changements dans la composition des formations macro faunistiques à proximité du point de rejet. Alors que la communauté benthique avant la mise en place de l'émissaire se composait pour 27% de polychètes, pour 27% d'échinodermes, pour 26% de scaphopodes et pour 20% de Gastropodes, durant la période d'exploitation, les seuls taxons observés étaient les polychètes et les crustacés représentant respectivement 80 et 20% de l'ensemble du macrofaune**. [28]**

I.8.5 Impact de bruit :

Une usine de dessalement d'eau de mer par osmose inverse est une usine bruyante. En général ce bruit est produit par des pompes à haute pression et par les turbines utilisées pour la récupération d'énergie **[29]**, le niveau de bruit est plus de 90 dB, ce qui cause des difficultés de vivre à côté d'une usine pareil. Donc, l'usine devrait être située loin des secteurs peuplés et être équipée de technologie acoustique appropriée pour réduire le niveau de bruit**. [30]**

Le dessalement c'est une technique de séparation des eaux et des sels avec l'utilisation des divers procédés tels que la distillation et les procédés membranaires.

Le dessalement reste une solution très importante pour diminuer la crise de l'eau et couvrir les besoins de population, par conséquent il a un ensemble des inconvénients qui influent sur les équipements et l'environnement. Les deux principaux procédés de dessalement de l'eau de mer sont MSF et OI, diffèrent par le type de leurs impacts. Dans le cas du procédé MSF, les principaux impacts sont la chaleur, les effluents thermiques et Zn, alors qu'avec OI c'est la salinité élevée de la saumure concentrée qui est environ deux fois supérieure à la salinité de l'eau d'alimentation, ce qui détruisent les organismes marins.

I.9 Conclusion :

Le dessalement est l'une des solutions efficaces et maitrisées techniquement, pour la mobilisation des ressources en eaux supplémentaires.

L'osmose inverse a connu un développement technologique avec l'apparition des membranes en polyamides sur le marché dont la durée de vie est plus importante. Il s'agit d'une technique performante qui peut être utilisée sur une grande plage de concentration ; comparé à l'électrodialyse et à la distillation qui sont réservés à des domaines plus spécifiques.

En ce siècle, le dessalement sera un enjeu majeur partout dans le monde. Cependant, il ne faut pas négliger l'impact écologique des rejets de concentrât.

CHAPITRE II : caractérisation des rejets de dessalement

Introduction :

Les stations de dessalement constituent une réponse technologique majeure à la raréfaction des ressources en eau douce, particulièrement dans les régions arides et semi-arides du bassin méditerranéen et du Moyen-Orient. Cependant, leur développement croissant soulève des préoccupations environnementales significatives, notamment en ce qui concerne la nature, la composition et l'impact des effluents qu'elles génèrent. [**1,2]**
Ce chapitre est consacré à la caractérisation physico-chimique, environnementale et quantitative des rejets issus des stations de dessalement. Il vise à établir un état des connaissances sur la composition des saumures, des boues de prétraitement et des autres effluents, ainsi que sur leur influence sur les paramètres environnementaux clés tels que le pH, l'oxygène dissous et la turbidité. [**3,4]**
Une attention particulère est portée à la situation algérienne, qui dispose aujourd'hui d'un parc de dessalement parmi les plus importants d'Afrique du Nord, avec des répercussions potentielles considérables sur l'écosystème marin méditerranéen. [**5,6]**

2.1 Composition Physico-Chimique des Rejets :

2.1.1 Les Saumures : Définition et Origine

La saumure de dessalement est définie comme l'effluent concentré résultant du processus de séparation de l'eau salée, présentant une salinité nettement supérieure à celle de l'eau de mer source. Sa concentration en sels dissous est typiquement deux à trois fois supérieure à celle de l'eau de mer naturelle, selon le procédé utilisé et le taux de récupération. [**7,8]**
L'origine des saumures diffère selon la technologie de dessalement employée. Dans les procédés membranaires par osmose inverse (SWRO), la saumure résulte du rejet du concentrat sous haute pression, après que l'eau douce a traversé les membranes semi-perméables. La salinité de la saumure SWRO peut atteindre 65 à 80 g/L pour une eau de mer dont la salinité initiale est de 35 g/L. [**9,10]**

Dans les procédés thermiques (MSF – Multi-Stage Flash et MED – Multi-effect Distillation), la saumure est générée par évaporation partielle de l'eau de mer. Elle présente une salinité moindre que celle issue de l'osmose inverse (45-55 g/L), mais sa température est significativement plus élevée (entre 30 et 45°C selon le procédé). **[11,12]**

2.2 Composition Ionique Majeure des Saumures :

La composition ionique des saumures reflète celle de l'eau de mer d'origine, mais avec des concentrations amplifiées par le facteur de concentration du procédé. Les ions majeurs présents dans la saumure sont identiques à ceux de l'eau de mer : sodium (Na^+), chlorure (Cl^-), magnésium (Mg^{2+}), sulfate (SO_4^{2-}), calcium (Ca^{2+}), potassium (K^+), bicarbonate (HCO_3^-) et bromure (Br^-). **[13,14]**

Pour une station SWRO avec un taux de récupération de 40 %, le facteur de concentration (FC) est de l'ordre de 1,67. Les concentrations ioniques dans la saumure sont ainsi : $Na^+ \approx$ 16 000-18 000 mg/L (contre ~10 800 mg/L en eau de mer), $Cl^- \approx$ 29 000-33 000 mg/L (Contre ~19 400 mg/L), $Mg^{2+} \approx$ 2 200-2 600 mg/L (contre ~1 350 mg/L), $SO_4^{2-} \approx$ 4 300-5 000 mg/L (contre ~2 700 mg/L). **[15,16]**
La densité élevée des saumures, supérieure à celle de l'eau de mer ambiante ($\rho \approx$ 1,040-1,060 g/cm³), est à l'origine de leur tendance à se déposer en fond marin lors du rejet, avec des conséquences sur la stratification des masses d'eau et sur les écosystèmes benthiques. [**17,18]**

2.3 Éléments Traces Métalliques (ETM) :

Les saumures de dessalement peuvent contenir des éléments traces métalliques (ETM) dont l'origine est double : d'une part, ceux naturellement présents dans l'eau de mer source et concentrés par le procédé, et d'autre part, ceux issus de la corrosion des équipements et des canalisations. **[19,20]**

Parmi les ETM les plus fréquemment détectés dans les saumures, on distingue : le cuivre (Cu : 5-100 µg/L), le nickel (Ni : 2-50 µg/L), le fer (Fe : 10-300 µg/L), le chrome (Cr : 1-20 µg/L), le zinc (Zn : 5-150 µg/L), le molybdène (Mo : 5-30 µg/L), ainsi que des traces de vanadium (V), de cobalt (Co) et d'arsenic (As). **[21,22,23]**

Dans les procédés thermiques MSF et MED, la corrosion des alliages métalliques utilisés dans les évaporateurs (alliages cuivre-nickel, aciers inoxydables) constitue une source supplémentaire d'ETM. Des concentrations en cuivre pouvant atteindre 100 à 300 µg/L ont été rapportées dans les saumures thermiques du golfe Arabo-persique, représentant un risque non négligeable pour les organismes marins sensibles. **[24,25]**

La toxicité des ETM en milieu marin est conditionnée par leur spéciation chimique (fraction dissoute biodisponible vs fraction complexée ou colloïdale), le pH, la salinité et la matière organique dissoute. Les organismes filtreurs, les macroalgues et les bivalves sont particulièrement vulnérables à ces contaminants métalliques. **[26,27]**

2.4 Produits Chimiques de Procédé :

2.4.1 Produits Spécifiques à l'Osmose Inverse (SWRO) :

L'exploitation des stations SWRO nécessite l'usage de nombreux produits chimiques qui se retrouvent en partie dans les effluents rejetés. On distingue principalement : **[28,29]**

(a) Les antitartres (antiscalants) : utilisés pour prévenir la précipitation de carbonates ($CaCO_3$), sulfates de calcium ($CaSO_4$) et de magnésium ($Mg(OH)_2$) sur les membranes. Les formulations courantes incluent des polymères à base de polyacrylates, de phosphonates ou de polycarboxylates. Leur concentration dans la saumure rejetée est de l'ordre de 2-10 mg/L. Bien que considérés comme faiblement toxiques, ils peuvent affecter la disponibilité du phosphore en milieu marin. **[30,31]**

(b) Les biocides et agents de nettoyage (Cleaning-In-Place, CIP) : le chlore (hypochlorite de sodium, NaOCl) est couramment utilisé pour la désinfection de l'eau d'alimentation et le nettoyage des membranes. Sa concentration dans les rejets peut atteindre 0,5-2 mg Cl_2/L. En milieu marin, le chlore réagit avec les composés organiques et bromures pour former des trihalométhanes (THM) et d'autres sous-produits de désinfection (SPD) potentiellement génotoxiques. **[32,33]**

(c) Les coagulants et floculants du prétraitement : chlorure ferrique ($FeCl_3$), sulfate d'aluminium ($Al_2(SO_4)_3$), chlorure d'aluminium ($AlCl_3$) et polymères organiques (polyacrylamide). Ces substances peuvent modifier la turbidité et la composition de l'effluent final. Le fer résiduel est généralement précipité et se retrouve dans les boues prétraitement. **[34,35]**

2.4.2 Produits Spécifiques aux Procédés Thermiques (MSF / MED):

Les procédés thermiques utilisent également une gamme de produits chimiques propres à leurs contraintes opérationnelles. Les inhibiteurs de tartre les plus employés sont des polyphosphates et des phosphonates, à des concentrations de traitement de 2-5 mg/L. **[36,37]**

Les agents anti-mousse (démoussants), comme les polyglycols et les alcools polyéthoxylés, sont utilisés pour contrôler la formation de mousse dans les évaporateurs à des doses de 0,1-0,5 mg/L. Leur présence dans la saumure rejetée peut affecter les échanges gazeux à l'interface air-mer et la formation de bulles dans les zones côtières. **[38,39]**
Les inhibiteurs de corrosion, notamment les molybdates et les benzotriazoles utilisés dans certaines installations MSF de grande capacité du golfe Arabo-persique, constituent une préoccupation environnementale croissante en raison de leur persistance dans l'environnement marin et de leurs effets endocriniens potentiels. **[40,41]**

2.5 Composition des Boues de Prétraitement :

2.5.1Origine et Fractions Constitutives :

Les boues de prétraitement constituent un sous-produit solide majeur des stations de dessalement, particulièrement de celles utilisant la coagulation-floculation comme étape de prétraitement. Elles sont générées lors de la clarification de l'eau de mer brute avant son traitement principal. **[42,43]**
Les fractions constitutives des boues comprennent :
(I) La fraction minérale (sables, argiles, carbonates), représentant 60-70 % de la matière sèche ;
(II) La fraction organique (matière organique particulaire d'origine marine, microalgues, bactéries), représentant 20-30 % ;
(III) Les flocs de coagulation contenant du fer ou de l'aluminium issus des réactifs de coagulation. [**44,45]**
La composition des boues varie considérablement selon la qualité de l'eau de mer prélevée (présence d'algues, turbidité naturelle, saison), la technologie de prétraitement utilisée (filtration directe, décantation lamellaire, flottation) et les réactifs chimiques employés.
Durant les épisodes de prolifération algale (blooms), la concentration en matière organique des boues peut augmenter de manière significative. **[46,47]**

2.5.2Paramètres Caractéristiques des Boues :

Les paramètres caractéristiques des boues de prétraitement incluent la siccité (teneur en matière sèche), généralement comprise entre 2 et 15 % selon le degré de déshydratation ; la demande chimique en oxygène (DCO) des boues liquides, de l'ordre de 500-3000 mg O_2/L ; et le potentiel de sédimentation, évalué par l'indice de Mohlman (IVM). **[48,49]**
Les boues issues de la coagulation au $FeCl_3$ présentent une concentration en fer total pouvant atteindre 5-15 % de la matière sèche, ce qui les rend potentiellement problématiques lors de leur rejet en mer, en raison de l'enrichissement en fer des sédiments et de son impact sur les communautés benthiques. La teneur en métaux traces dans les boues peut être significative, notamment pour le manganèse (Mn : 200-1000 mg/kg MS), le zinc (Zn : 50-500 mg/kg MS) et le plomb (Pb : 10-100 mg/kg MS). **[50,51]**

2.6 Paramètres Environnementaux (pH, O_2, Turbidité) :

2.6.1 Le pH :

2.6.1.1 Définition et Valeur Naturelle en Méditerranée :

Le pH est une mesure de l'activité des ions hydrogène (H^+) en solution, exprimée sur une

échelle logarithmique de 0 à 14. En milieu marin naturel, il est régulé par le système tampon carbonate-bicarbonate-CO_2, qui maintient une relative stabilité de la chimie acido-basique des eaux océaniques. **[52,53]**
En Méditerranée, le pH des eaux de surface varie naturellement entre 8,05 et 8,25, avec une légère variabilité saisonnière liée aux échanges de CO_2 avec l'atmosphère et à l'activité photosynthétique du phytoplancton. La mer Méditerranée est classiquement décrite comme oligotrophe, caractérisée par des eaux claires, chaudes et peu productives. Son pH relativement basique la rend potentiellement plus sensible à l'acidification due aux rejets de dessalement. **[54,55]**

2.6.1.2 Modifications Induites par les Rejets de Dessalement :

Les rejets de dessalement peuvent induire des modifications locales du pH selon plusieurs mécanismes. L'ajout d'acide sulfurique (H_2SO_4) ou d'acide chlorhydrique (HCl) lors du prétraitement anti-tartre dans les procédés SWRO peut abaisser le pH de la saumure à des valeurs de 6,0-7,0 avant rejet, provoquant une acidification locale au point de décharge. [**56,57]**
Inversement, les procédés thermiques MSF et MED tendent à produire des saumures légèrement alcalines (pH 7,5-8,5), en raison du dégazage du CO_2 dissous lors de l'étape de chauffage. À l'inverse, les résidus de chloration peuvent former des acides hypochloreux (HOCl) qui contribuent à l'abaissement du pH dans la zone de mélange. **[58,59]**
Des études conduites en Méditerranée orientale et en mer Rouge ont montré que l'influence des rejets sur le pH se limite généralement à moins de 500 m du point de rejet, avec des variations mesurées de ±0,3 unités pH dans la zone de mélange immédiate. **[60,61]**

2.6.2 L'Oxygène Dissous (OD) :

2.6.2.1 Rôle et Valeurs de Référence :

L'oxygène dissous (OD) est un paramètre fondamental de la qualité des eaux marines, conditionnant directement la survie et les fonctions métaboliques des organismes aquatiques aérobies. Sa solubilité dans l'eau de mer dépend de la température, de la salinité et de la pression atmosphérique selon la loi de Henry. **[62,63]**
En Méditerranée, les eaux de surface bien oxygénées présentent des concentrations en OD de 7 à 9 mg/L (≈ 90-110 % de saturation) à des températures de 15-25°C. Les fonds marins côtiers peu profonds présentent des valeurs légèrement inférieures (6-8 mg/L) selon la stratification thermique saisonnière. La directive-cadre européenne sur l'eau (DCE) fixe le bon état écologique à des niveaux d'OD supérieurs à 7 mg/L. **[64,65]**

2.6.2.2 Mécanismes de Réduction de l'OD par les Rejets de Dessalement :

Plusieurs mécanismes concourent à la réduction de l'oxygène dissous dans les zones réceptrices des rejets de dessalement. Premièrement, la salinité et la température élevées des saumures réduisent la capacité de dissolution de l'O_2 dans l'eau de mer, conformément à la relation inverse entre salinité/température et solubilité de l'oxygène. **[66,67]**
Deuxièmement, la présence de matière organique résiduelle (antitartres, biocides, boues organiques) dans les effluents génère une demande biochimique en oxygène (DBO) lors de la dégradation microbienne, contribuant à la consommation de l'OD dans la zone de mélange. Des études ont mesuré des réductions d'OD de 1 à 3 mg/L dans les sédiments proches des oints de rejet de grandes stations. **[68,69]**
Troisièmement, l'effet de stratification induit par la densité élevée des saumures (qui se

déposent en couche de fond) crée une barrière hydrodynamique limitant les échanges d'oxygène entre les masses d'eau superficielles et benthiques. Dans des milieux peu hydrodynamiques (baies fermées, lagunes), cet effet peut conduire à des phénomènes d'hypoxie saisonnière. **[70,71]**

2.6.2.3 Seuils Biologiques Critiques :

Les effets biologiques de la réduction de l'OD ont été largement documentés pour les espèces marines méditerranéennes. On distingue généralement trois niveaux de seuils critiques :

(I) Hypoxie légère : OD < 5 mg/L – stress physiologique, réduction des activités de reproduction et d'alimentation ;

(II) Hypoxie sévère : OD < 3 mg/L – fuite ou mort de la faune mobile, mortalité des organismes sessiles ;

(III) Anoxie : OD < 1 mg/L – mort massive de la macrofaune benthique, développement de processus sulfato-réducteurs. **[72,73,74]**

Les herbiers de Posidonie (Posidonia oceanica), espèce endémique méditerranéenne et indicateur de l'état écologique, sont particulièrement sensibles aux conditions d'hypoxie et aux modifications de la qualité de l'eau. Des épisodes d'hypoxie localisée au niveau de points de rejet de grandes stations ont été associés à des mortalités de rhizomes de Posidonie en Espagne et en Moyen Orient. **[75,76]**

2.7 La Turbidité :

2.7.1 Définition et Unités de Mesure :

La turbidité est une mesure de la clarté optique d'un fluide, résultant de la diffusion de la lumière par les particules en suspension (matières en suspension – MES). Elle est exprimée en Unités de Turbidité Néphélométriques (NTU – Nephelometric Turbidity Units) ou en Unités de Formazine (FTU). Un NTU correspond à la turbidité d'une solution standard de formazine de 1 mg/L. **[77,78]**

La mesure néphélométrique repose sur la détection de la lumière diffusée à 90° par rapport au faisceau incident, conformément aux normes ISO 7027 et EPA 180.1. En milieu marin côtier méditerranéen, la turbidité naturelle des eaux de surface varie de 0,5 à 5 NTU en conditions normales, pouvant atteindre 10-50 NTU lors de tempêtes ou de blooms phytoplanctoniques. **[79,80]**

2.7.2 Sources de Turbidité Liées aux Rejets de Dessalement :

Les rejets de dessalement constituent des sources de turbidité marine identifiées par plusieurs mécanismes. Les boues de prétraitement, rejetées en mer dans certaines configurations, introduisent des matières en suspension dont la concentration peut atteindre 100-500 mg/L dans l'effluent de purge. Leur dispersion dépend de l'hydrodynamisme local et de la profondeur de rejet. **[81,82]**

Les saumures elles-mêmes, bien que globalement claires après traitement, peuvent contribuer à la turbidité par leur contenu résiduel en particules fines colloïdales (< 1 µm), notamment des silices colloïdales et des complexes fer-matière organique. La dispersion de la saumure dense en fond marin peut également remettre en suspension les sédiments benthiques, augmentant localement la turbidité de 2 à 15 NTU. **[83,84]**

2.7.3 Conséquences Environnementales de l'Élévation de la Turbidité :

L'élévation de la turbidité affecte l'écosystème marin par réduction de la pénétration de la

lumière dans la colonne d'eau (atténuation du rayonnement photosynthétiquement actif, PAR), ce qui diminue la productivité primaire phytoplanctonique et inhibe la photosynthèse des macrophytes benthiques (algues, herbiers de Posidonie). **[85,86]**

Des études expérimentales ont montré qu'une turbidité supérieure à 10 NTU maintenue pendant plusieurs semaines entraîne un dépérissement significatif de Posidonia oceanica, par limitation de la photosynthèse en dessous du point de compensation lumineuse. Cette valeur seuil est fréquemment citée comme référence dans les études d'impact environnemental des stations méditerranéennes. **[87,88]**

La turbidité élevée affecte également la biologie des espèces filtrantes (moules, huîtres, oursins), qui réduisent leur activité de filtration en présence d'une forte charge particulaire, compromettant leur croissance et leur condition. Elle peut aussi réduire l'efficacité de la prédation visuelle chez les poissons ichtyophages. **[89,90]**

2.7.4 Classes de Turbidité en Milieu Marin :

Plusieurs classifications de la turbidité en milieu marin côtier ont été proposées dans la littérature scientifique et réglementaire. La classification suivante, adaptée des recommandations de l'UNEP/MAP pour la Méditerranée, est couramment utilisée dans les études d'impact : **[91,92]**

•Très faible : 0-1 NTU – eaux oligotrophes, Méditerranée ouverte ;

•Faible : 1-5 NTU – eaux côtières en bon état écologique ;

•Modérée : 5-10 NTU – eaux côtières influencées (zones portuaires, estuaires) ;

•Élevée : 10-50 NTU – perturbation significative, incompatible avec la présence de Posidonie ;

•Très élevée : > 50 NTU – perturbation majeure, milieu dégradé.**[93]**

2.8 Interactions entre Paramètres : l'Effet Combiné :

Les paramètres physico-chimiques caractérisant les rejets de dessalement n'agissent pas de manière isolée sur le milieu récepteur ; ils interagissent de façon complexe et souvent synergique. La salinité élevée de la saumure réduit simultanément la solubilité de l'O_2, augmente la densité (favorisant la stratification) et modifie la spéciation des ETM (notamment la complexation avec les ions chlorures). **[94,95]**

L'élévation de la turbidité, combinée à la réduction de l'OD et à la modification du pH, peut créer des conditions de stress multiparamétrique pour les organismes marins, dont les effets cumulés sont généralement supérieurs à la somme des effets individuels. Des études en mésocosme ont démontré que l'exposition simultanée à une salinité élevée (> 42 PSU), un OD réduit (< 5 mg/L) et une turbidité accrue (> 10 NTU) provoque une mortalité de 60-80

% des larves de moules méditerranéennes (Mytilus galloprovincialis) en 96 heures. **[96,97]**

Ces interactions soulignent la nécessité d'une approche intégrée dans l'évaluation de l'impact environnemental des rejets de dessalement, prenant en compte l'ensemble des paramètres de qualité de l'eau de manière simultanée, plutôt qu'une évaluation paramètre par paramètre. **[98,99]**

2.9 Quantification des Rejets :

2.9.1 Ratio Saumure / Eau Produite :

2.9.1.1 Taux de Récupération et Facteur de Concentration :

Le taux de récupération (TR) est défini comme le rapport entre le débit d'eau produite (perméat) et le débit d'eau de mer alimentant la station. Il constitue le paramètre clé déterminant le volume et la concentration des saumures générées. Pour une station SWRO méditerranéenne typique, TR varie entre 35 et 50 %. **[100,101]**

Le facteur de concentration (FC) est calculé selon la relation : FC = 1 / (1 – TR). Ainsi, pour TR = 40 %, FC = 1,67. Pour TR = 50 %, FC = 2,0. Le volume de saumure rejeté (Vs) est lié au volume d'eau produite (Vp) et au taux de récupération par la relation : Vs = Vp × (1 – TR) / TR. Pour TR = 40 %, Vs = 1,5 × Vp ; pour chaque m³ d'eau potable produit, 1,5 m³ de saumure concentrée est rejeté. **[102,103]**

Les procédés thermiques MSF et MED présentent généralement des taux de récupération plus faibles (15-35 %), générant donc des volumes de saumure proportionnellement plus importants mais moins concentrés. Pour une station MSF de grande capacité (TR = 20 %), VS = 4 × Vp, soit 4 m³ de saumure pour chaque m³ d'eau produite. **[104,105]**

2.9.1.2 Volumes de Rejets à l'Échelle Mondiale et Méditerranéenne :

À l'échelle mondiale, la production de saumures a connu une croissance exponentielle parallèle à l'expansion du secteur du dessalement. En 2019, la production mondiale d'eau dessalée était estimée à 95,37 millions de m³/jour, générant un volume de saumure d'environ 141,5 millions de m³/jour selon les calculs de Jones et al. (2019), soit environ 50 milliards de m³ par an. **[106,107]**

Les pays du Moyen-Orient concentrent la majorité de la production mondiale avec 48 % des capacités installées (Arabie Saoudite, Émirats Arabes Unis, Koweït, Qatar). En Méditerranée, les principaux producteurs sont l'Espagne (capacité : ~5 millions m³/j), l'Algérie (~3,5 millions m³/j en 2023), la Libye (~0,8 millions m³/j) et la Tunisie (~0,3 millions m³/j). **[108,109]**

La Méditerranée est considérée comme l'une des mers les plus exposées aux impacts du dessalement en raison de la concentration géographique des installations dans un bassin semi-fermé à renouvellement lent (temps de résidence moyen : 80-100 ans), à faible dilution et à forte valeur écologique (zone de haute biodiversité marine). **[110,111]**

2.10 Volumes et Charges des Stations Algériennes :

2.10.1 Parc Actuel de Dessalement en Algérie :

L'Algérie dispose d'un des parcs de dessalement les plus importants d'Afrique et du bassin méditerranéen. Le développement massif des capacités de dessalement a débuté dans les années 2000, dans le cadre des programmes gouvernementaux de sécurisation de l'alimentation en eau potable des grandes agglomérations côtières. **[112,113]**

Les principales stations de dessalement SWRO en activité comprennent notamment : la station de Hamma (Alger) – capacité : 200 000 m³/j ; la station de Skikda – capacité : 100 000 m³/j ; la station de Ténès (Chlef) – capacité : 200 000 m³/j ; la station d'El Mactaâ (Oran) – capacité : 500 000 m³/j (la plus grande d'Afrique) ; la station d'Annaba – capacité: 100 000 m³/j ; la station de Fouka (Tipaza) – capacité : 120 000 m³/j. La capacité totale installée dépasse les 2,5 millions de m³/j en 2023. **[114,115]**

La technologie d'osmose inverse (SWRO) est exclusivement utilisée dans toutes les grandes stations algériennes récentes, avec des taux de récupération généralement fixés entre 40 et 45 %, compte tenu de la salinité et de la température de l'eau de mer méditerranéenne côte algérienne (salinité : 37-39 PSU, température : 15-28°C selon saison). **[116,117]**

2.10.2 Quantification des Charges en Contaminants :

Pour la station d'El Mactaâ, avec une production de 500 000 m^3/j et un TR de 42 %, le volume journalier de saumure rejetée est d'environ 690 000 m^3/j, soit 252 millions de m^3/an. Avec une concentration en NaCl de la saumure de ≈ 60 g/L, cela représente un rejet de chlorure de sodium d'environ 41 400 t/j ou 15,1 millions de tonnes par an pour cette seule station. **[118,119]**
Pour l'ensemble du parc algérien (capacité installée ~2,5 millions m^3/j, TR moyen 42 %), le volume de saumure rejetée est estimé à ~3,45 millions m^3/j, soit 1,26 milliard de m^3/an. La charge ionique totale rejetée (NaCl équivalent) est de l'ordre de 207 000 t/j. Ces volumes représentent un impact environnemental significatif sur le littoral méditerranéen algérien, long d'environ 1 200 km. **[120,121]**

Les charges en antitartres rejetées, estimées sur la base d'une dosification de 3 mg/L dans l'alimentation, représentent environ 7,5 tonnes/jour pour l'ensemble du parc. Les charges en chlore résiduel, pour une concentration résiduelle moyenne de 0,5 mg Cl_2/L dans la saumure, atteignent environ 1,7 tonnes Cl_2/jour. **[122,123]**

2.11 Méthodes de Rejet et Facteurs Influençant la Dilution :

2.11.1 Modes de Rejet en Méditerranée :

Plusieurs modes de rejet des saumures en milieu marin sont pratiqués en Méditerranée, avec des performances de dilution très variables. Le rejet direct par émissaire sous-marin est le mode le plus répandu ; il consiste à décharger la saumure via une conduite submergée à une certaine distance et profondeur de la côte. L'efficacité de dilution dépend de la profondeur de rejet, de la distance à la côte, de la géométrie de l'émissaire et des courants marins. **[124,125]**
Le rejet par diffuseurs multiports (multiport diffusers) constitue la meilleure pratique reconnue pour maximiser la dilution initiale (near-field dilution). Ce système, consistant en une série d'orifices inclinés à 60° sur l'émissaire, permet d'obtenir des facteurs de dilution initiale de 50 à 200 fois selon les conditions hydrodynamiques. Des études de modélisation (logiciels CORMIX, VISJET, OpenFOAM) ont démontré que la conception optimale des diffuseurs peut réduire l'impact de la saumure sur les communautés benthiques de 60-80%. **[126,127]**
Le rejet co-localisé avec les eaux de refroidissement de centrales thermiques (co-disposal) est pratiqué dans certaines configurations industrielles et permet d'améliorer la dilution et de réduire l'anomalie de densité de la saumure par mélange avec un effluent de température plus élevée. En Algérie, les stations de Skikda et d'Annaba bénéficient de cette configuration. **[128,129]**

2.11.2 Facteurs Hydrodynamiques Influençant la Dispersion :

La dispersion des saumures en milieu marin est gouvernée par un ensemble de facteurs hydrodynamiques et physiques :

(I) Les courants marins (vitesse, direction, variabilité temporelle) ;

(II) La turbulence de fond (bottom boundary layer turbulence);

(III) Les conditions météorologiques (vent, houle) ;

(IV) La stratification thermique saisonnière de la colonne d'eau (thermocline estivale) ;

(V) La bathymétrie et la morphologie du fond marin. [**130,131]**La côte algérienne est caractérisée par un régime de courants côtiers dominants d'ouest en est (courant algérien, veine de surface du courant atlantique entrant par le détroit de Gibraltar), avec des vitesses moyennes de 5-20 cm/s. Ce courant favorise la dispersion longitudinale des saumures mais peut concentrer les rejets sur certains tronçons côtiers. La profondeur

moyenne de la zone côtière (0-12 miles nautiques) varie de 10 à 100 m, influençant fortement le comportement de la saumure dense. **[132,133]**

2.12 Évolution Prospective des Volumes de Rejets en Algérie :

Les perspectives d'évolution des capacités de dessalement en Algérie indiquent une croissance continue de la production, en réponse à l'augmentation de la demande en eau potable liée à la croissance démographique et aux effets du changement climatique sur les ressources conventionnelles. Le Programme National de l'Eau à l'horizon 2030 prévoit d'atteindre une capacité de dessalement de 4 à 5 millions m^3/jour. **[134,135]**
Si ces projections se réalisent, le volume de saumure rejetée en Méditerranée algérienne pourrait atteindre 5,5 à 6,9 millions m^3/jour d'ici 2030, représentant une augmentation de 60-100 % par rapport aux niveaux actuels. Une telle augmentation représente un défi environnemental majeur pour la préservation des écosystèmes côtiers méditerranéens, notamment les herbiers de Posidonie, les zones de nurseries de poissons et les zones de pêche professionnelle. **[136,137]**
Face à ces enjeux, des technologies alternatives ou complémentaires sont à l'étude, notamment la valorisation de la saumure pour l'extraction de sels minéraux (magnésium, potassium, lithium), les procédés de « zéro rejet liquide » (Zero Liquid Discharge – ZLD) pour les zones particulièrement sensibles, et le déploiement de systèmes de rejet par diffuseurs multiports dans toutes les nouvelles installations. **[138,139]**

Conclusion :

Ce chapitre a permis d'établir un état des connaissances détaillé sur la nature, la composition et la quantification des effluents générés par les stations de dessalement, avec une attention particulière portée aux installations par osmose inverse (SWRO) opérant en contexte méditerranéen et algérien.
Sur le plan de la composition physicochimique, les saumures se caractérisent par une teneur en solides dissous totaux (TDS) de 65 à 80 g/L, soit environ deux fois la salinité de l'eau de mer source (35–39 PSU). Leur densité élevée ($\rho \approx 1{,}040–1{,}060$ g/cm^3) constitue l'un des principaux vecteurs d'impact, en raison de la tendance des saumures à se déposer en fond marin et à créer des poches hypersalines persistantes défavorables aux organismes benthiques.
Les éléments traces métalliques (ETM) — cuivre, nickel, zinc, chrome, fer — issus de la corrosion des équipements et de la concentration naturelle par le procédé représentent un risque écotoxicologique documenté, notamment pour les organismes filtreurs, les macroalgues et les bivalves méditerranéens. Les concentrations en cuivre dissous dans les saumures thermiques du golfe Arabo-persique peuvent atteindre 100 à 300 µg/L, bien au-delà des seuils de toxicité observés pour de nombreuses espèces marines (> 10 µg/L).
Les produits chimiques de procédé — antiscalants (2–10 mg/L), chlore résiduel (0,5–2 mg Cl_2/L), coagulants ferriques, agents de nettoyage (CIP) — constituent une charge chimique additionnelle dont les effets sur le milieu marin sont synergiques. La formation de trihalométhanes (THM) par réaction du chlore avec la matière organique marine est particulièrement préoccupante en raison du potentiel génotoxique de ces sous-produits.

Chapitre III : impact environnemental

Introduction :

Les stations de dessalement génèrent deux sous-produits majeurs — **saumures et boues** — dont les rejets en mer Méditerranée soulèvent des préoccupations environnementales croissantes. À l'échelle mondiale, 16 000 usines actives déversent quotidiennement **142 millions de m³ de saumure** [4], soit 1,5 m³ pour chaque mètre cube d'eau douce produit. En Méditerranée, mer semi-fermée à faible renouvellement des masses d'eau [2], la dilution naturelle de ces effluents hypersalins est structurellement limitée, exposant des écosystèmes côtiers sensibles — au premier rang desquels les herbiers de *Posidonia oceanica* [3] — à des perturbations potentiellement irréversibles.

Ce chapitre analyse ces impacts selon quatre axes : les modifications du **milieu marin** (Section 1), les effets sur la **faune et la flore** (Section 2), des **études de cas** algériennes et internationales (Section 3), et une **évaluation structurée des risques** conforme aux recommandations du PNUE [19] (Section 4), assortie de recommandations techniques et réglementaires.

3.1 Impact sur le milieu marin :

Le rejet de saumures dans le milieu marin engendre des modifications physico-chimiques qui peuvent altérer profondément les écosystèmes côtiers. Ces impacts sont documentés dans de nombreuses études scientifiques internationales et constituent l'un des enjeux environnementaux majeurs associés aux stations de dessalement. **[1, 2]**

3.1.1 Modification des caractéristiques physico-chimiques du milieu récepteur :

Les saumures de dessalement modifient simultanément plusieurs paramètres physico-chimiques du milieu récepteur : salinité, densité, température, teneur en oxygène dissous, et pH. Ces modifications, qui agissent en synergie, peuvent créer des conditions intolérables pour la faune et la flore marines. **[1, 3]**

3.1.2 Augmentation de la salinité des eaux marines :

La salinité naturelle des eaux méditerranéennes varie entre 37 et 39,5 ‰. Les saumures issues du dessalement par osmose inverse présentent une salinité de 60 à 70 ‰, soit environ le double de l'eau de mer. Leur rejet engendre une augmentation locale de la salinité pouvant perturber l'équilibre osmotique des organismes marins. **[4, 5]**

3.1.2.1 Formation de panaches hypersalins:

Les panaches hypersalins se forment au point de rejet et s'étendent selon les courants dominants, la bathymétrie et la densité de la saumure. Leur extension spatiale est déterminée par les modèles de dispersion et peut atteindre plusieurs kilomètres en l'absence de dilution suffisante. **[2, 6, 7]**

3.1.2.2 Stratification de la colonne d'eau:

La différence de densité entre la saumure et l'eau de mer ambiante crée une stratification de la colonne d'eau qui entrave les échanges verticaux de chaleur, de nutriments et d'oxygène. Ce phénomène amplifie les risques d'hypoxie dans les eaux de fond. **[8, 9]**

3.1.2.3 Dispersion et dilution des saumures :

La dilution des saumures est conditionnée par la vitesse des courants marins, la profondeur de rejet,

et la configuration du diffuseur. Un rapport de dilution minimum de 1:10 est généralement recommandé pour ramener la salinité à des niveaux acceptables dans la zone de mélange. **[2, 10]**

3.1.3 Augmentation de la densité de l'eau :

La densité de l'eau de mer est fonction de sa température, de sa salinité et de sa pression. Une augmentation de la salinité de 5 ‰ entraîne une augmentation de densité d'environ 4 kg/m³, modifiant significativement les dynamiques hydrodynamiques côtières.

3.1.3.1 Effets sur la circulation hydrodynamique :

L'introduction de masses d'eau à densité élevée perturbe les courants côtiers et la circulation thermohaline locale. Ces modifications peuvent affecter le transport de nutriments et les processus de remontée d'eau froide (upwelling), essentiels à la productivité marine. **[11, 12]**

3.1.3.2 Accumulation des saumures au fond marin :

En raison de leur densité élevée, les saumures tendent à se déposer dans les zones bathymétriques dépressionnaires, où elles s'accumulent et créent des poches de salinité extrême et d'anoxie particulièrement néfastes pour les organismes benthiques. **[2]**

3.1.4 Variation de la température :

Les stations de dessalement thermique (MSF, MED) rejettent des effluents à des températures supérieures de 3 à 15 °C à la température ambiante. Même les installations par osmose inverse peuvent présenter des rejets légèrement plus chauds du fait des échangeurs de chaleur. **[13]**

3.1.4.1 Rejets des installations thermiques :

Les processus MSF (Multi-Stage Flash) opèrent à des températures allant jusqu'à 120 °C, et les effluents peuvent présenter des températures de rejet de 40 à 50 °C avant dilution. Ces rejets thermiques créent des gradients thermiques locaux qui affectent le métabolisme des organismes marins. **[13, 14, 15]**

3.1.4.2 Conséquences sur les écosystèmes marins :

Une élévation de 2 à 3 °C au-dessus des maxima naturels peut induire un stress thermique chez les espèces marines tempérées, favoriser les espèces invasives et déclencher des proliférations d'algues (Harmful Algal Blooms). Les coraux sont particulièrement sensibles au-delà de 30 °C. **[16]**

3.1.5 Diminution de l'oxygène dissous :

La solubilité de l'oxygène dissous dans l'eau de mer est inversement proportionnelle à la salinité et à la température. Une augmentation de la salinité de 5 ‰ peut réduire la concentration en oxygène dissous de 0,25 à 0,35 mg/L. **[17]**

3.1.5.1 Relation entre salinité et oxygène dissous :

Selon l'équation de Garcia & Gordon (1992), la concentration en oxygène dissous à saturation à 25 °C est de 8,26 mg/L pour une eau douce et de 6,72 mg/L pour une eau de salinité 40 ‰. Les processus de décomposition de la matière organique dans les saumures accentuent cette déplétion. [**17, 18]**

3.1.5.2 Risques d'hypoxie locale :

Les zones hypoxiques (O_2 < 2 mg/L) peuvent se développer dans les aires d'accumulation des saumures denses. Ces zones mortes (dead zones) sont associées à la mortalité massive d'invertébrés benthiques et à l'abandon des habitats par les poissons. **[18]**

3.1.6 Modification du pH du milieu marin :

L'addition de produits chimiques de traitement (chlore, acides de nettoyage) et les modifications de la composition ionique des saumures peuvent altérer le pH local. Une acidification même modérée (Δ pH ≈ 0,2–0,3) peut affecter les organismes calcificateurs. **[19, 20]**

3.1.7 Impact des produits chimiques associés aux saumures :

Les stations de dessalement utilisent une gamme de produits chimiques aux différentes étapes du procédé (prétraitement, traitement, nettoyage). Ces substances, partiellement ou totalement transférées dans la saumure rejetée, constituent un risque de contamination chimique du milieu marin. **[1, 21]**

Tableau 3.1 – Produits chimiques des saumures de dessalement et impacts écotoxicologiques

Produit chimique	Catégorie	Seuil toxique	Espèces cibles	Référence	
Chlore résiduel (Cl_2)	Biocide	>0,1 mg/L	Phytoplancton, larves	Lattemann & Höpner, 2008	[1]
Trihalométhanes (THMs)	Sous-produits chlorés	0,08 mg/L	Espèces filtreurs	Al-Mutaz, 2004	[13]
Antiscalants (HEDP)	Inhibiteurs de dépôts	>5 mg/L	Coraux, bivalves	Giwa et al., 2017	[21]
Chlorure ferrique ($FeCl_3$)	Coagulant	pH dépendant	Zooplancton	Roberts et al., 2010	[2]
Cuivre (Cu^{2+})	Métal de corrosion	>0,005 mg/L	Algues, poissons	Einav et al., 2002	[4]
Nickel (Ni^{2+})	Métal de corrosion	>0,075 mg/L	Invertébrés	Frank et al., 2019	[23]
Acide sulfamique	Nettoyage membranes	pH acide	Bactéries bénéfiques	Petry et al., 2007	[22]

Sources : [1, 21, 4, 2, 23, 22]

3.1.7.1 Chlore résiduel et sous-produits chlorés :

La chloration est utilisée pour la désinfection et le contrôle biologique des membranes. Le chlore résiduel (0,1–0,5 mg/L) dans les rejets est toxique pour le phytoplancton et les larves. Les trihalométhanes (THMs) et haloacétonitriles, produits de la réaction entre le chlore et la matière organique, présentent une toxicité chronique et un potentiel mutagène. **[1, 13]**

3.1.7.2 Antiscalants:

Les antiscalants (phosphonates, polyacrylates, HEDP) sont injectés pour prévenir l'entartrage des membranes. Peu biodégradables, ils persistent dans le milieu marin et peuvent chélater des métaux lourds, modifiant leur biodisponibilité. Des concentrations >5 mg/L ont été rapportées comme perturbant la calcification chez les coraux. **[21, 22]**

3.1.7.3 Coagulants et floculants :

Le chlorure ferrique ($FeCl_3$) et le sulfate d'aluminium sont utilisés comme coagulants lors du prétraitement. Lorsque partiellement transférés dans les rejets, ils peuvent altérer la turbidité de l'eau et affecter la pénétration lumineuse nécessaire à la photosynthèse des organismes marins. **[2]**

3.1.7.4 Produits de nettoyage des membranes :

Les nettoyages chimiques (Chemical Enhanced Backwash, CEB) génèrent des effluents acides

(HCl, acide citrique) ou basiques (NaOH) à pH extrêmes. Ces rejets ponctuels peuvent créer des variations de pH locales dépassant les seuils de tolérance des organismes benthiques. **[22]**

3.1.7.5 Métaux lourds issus de la corrosion :

La corrosion des équipements métalliques (alliages cuivre-nickel, acier inoxydable) par des saumures concentrées libère des ions métalliques (Cu^{2+}, Ni^{2+}, Zn^{2+}, Cr^{6+}). Ces métaux s'accumulent dans les sédiments et les organismes via la bioaccumulation et la bioamplification dans la chaîne trophique. **[4, 23]**

3.2 Impact sur la faune et la flore marines:

Les modifications physico-chimiques induites par les saumures se répercutent sur l'ensemble de la biocénose marine, des organismes unicellulaires aux espèces vertébrées. Les impacts varient en intensité selon la distance au point de rejet, la sensibilité des espèces, et la durée d'exposition.

Tableau 3.2 – Seuils de sensibilité de la faune marine à l'hypersalinité

Groupe biologique	Salinité normale (‰)	Seuil de stress (‰)	Seuil létal (‰)	Référence
Posidonies (Posidonia oceanica)	36–38	38–39	>40	Ruiz et al., 2009 [24]
Oursins (Paracentrotus lividus)	34–38	39–41	>43	Palomar & Losada, 2010 [3]
Moules (Mytilus galloprovincialis)	28–40	41–43	>46	Iso et al., 2013 [25]
Sardine (Sardina pilchardus)	34–39	40–42	>45	Einav et al., 2002 [4]
Phytoplancton côtier	33–38	39–41	>44	Barroso et al., 2011 [26]
Coraux (Acropora sp.)	34–37	38–40	>42	Dupavillon & Gillanders, 2009 [15]

Sources : [24, 3, 25, 4, 15]

3.2.1 Impact sur les organismes benthiques :

3.2.1.1 Définition et rôle écologique des organismes benthiques :

Les organismes benthiques comprennent l'ensemble des êtres vivants peuplant le fond marin ou vivant à son contact : vers polychètes, mollusques bivalves, échinodermes, crustacés benthiques. Ils constituent un maillon essentiel dans le recyclage de la matière organique et représentent une ressource alimentaire critique pour les espèces de poissons. **[27]**

3.2.1.2 Sensibilité aux variations de salinité :

La majorité des organismes benthiques côtiers sont sténohalins, c'est-à-dire incapables de tolérer de grandes variations de salinité. Les oursins, étoiles de mer et holothuries présentent des seuils de stress dès 39 ‰ et une mortalité significative au-delà de 43 ‰. **[25, 3]**

3.2.1.3 Réduction de la biodiversité benthique :

Des études menées autour de plusieurs stations de dessalement en Méditerranée ont montré une réduction de 30 à 60 % de la diversité spécifique benthique dans un rayon de 50 à 200 m du point de rejet. L'indice de Shannon-Wiener diminue significativement dans les zones exposées aux saumures. **[28]**

3.2.1.4 Modification de la structure des communautés benthiques :

La dégradation des conditions environnementales favorise les espèces opportunistes (polychètes Capitella sp., Polydora sp.) au détriment des espèces sensibles. Cette évolution vers des communautés simplifiées altère la stabilité fonctionnelle de l'écosystème benthique. **[28]**

3.2.2 Impact sur les poissons :

3.2.2.1 Effets physiologiques de l'hypersalinité:

L'hypersalinité contraint les poissons à augmenter leur dépense énergétique pour maintenir l'homéostasie osmotique, réduisant la croissance, la résistance aux pathogènes et la capacité reproductive. Des effets sublétaux (osmorégulation altérée) sont observés dès des augmentations de 3 à 5 ‰ au-dessus de la salinité naturelle. **[14]**

3.2.2.2 Perturbation de la reproduction :

La salinité joue un rôle critique dans le déclenchement de la reproduction chez de nombreuses espèces. Une hypersalinité chronique peut inhiber l'ovogenèse, altérer la qualité des gamètes, et réduire le succès de la fécondation. Ces effets sont particulièrement documentés chez les espèces côtières méditerranéennes. **[29]**

3.2.2.3 Modification des comportements migratoires :

Les poissons utilisent les gradients de salinité comme signaux chimiosensoriels pour la navigation et les migrations. La perturbation de ces gradients par les rejets hypersalins peut désorienter les espèces migratrices et modifier leurs schémas de déplacement vers les zones de reproduction ou d'alimentation. **[14, 29]**

3.2.2.4 Mortalité des espèces sensibles :

Les juvéniles et les larves présentent une tolérance osmotique beaucoup plus faible que les adultes. Des événements de mortalité massive ont été documentés dans plusieurs études de cas méditerranéens lors de pannes de systèmes de dilution ou de dysfonctionnements de diffuseurs. **[2]**

3.2.3 Impact sur le phytoplancton :

3.2.3.1 Importance écologique du phytoplancton :

Le phytoplancton produit environ 50 % de l'oxygène de l'atmosphère et constitue la base de la quasi-totalité des chaînes alimentaires marines. Il assure également une fraction majeure de la séquestration du CO_2 océanique et joue un rôle primordial dans les cycles biogéochimiques marins.**[26]**

3.2.3.2 Effets de la salinité élevée :

Des expériences en microcosme ont démontré que des salinités supérieures à 41 ‰ inhibent significativement la photosynthèse et la croissance cellulaire des principales espèces de phytoplancton méditerranéen (Nannochloropsis sp., Isochrysis galbana). Le stress osmotique endommage les thylacoïdes et altère la fixation du CO_2. **[26, 30]**

3.2.3.3 Conséquences sur la production primaire :

La réduction de la biomasse phytoplanctonique dans les zones impactées entraîne une diminution de la production primaire locale, réduisant la disponibilité en nourriture pour le zooplancton et les organismes filtrants. Cette perturbation se propage à travers les niveaux trophiques supérieurs.

3.2.4 Impact sur le zooplancton :

3.2.4.1 Sensibilité aux changements physico-chimiques :

Le zooplancton, notamment les copépodes et les larves de bivalves, présente une haute sensibilité aux variations de salinité et aux contaminants chimiques. La salinité affecte la distribution verticale du zooplancton et peut induire une mortalité des stades larvaires à des seuils de 38 à 40 ‰. **[31, 32]**

3.2.4.2 Perturbation de la chaîne alimentaire :

La réduction des populations de zooplancton affecte directement les espèces qui en dépendent pour leur alimentation (anchois, sardines, thons juvéniles). Cette cascade trophique descendante (top-down cascade) amplifie les effets initiaux du rejet de saumures au niveau de l'écosystème. **[36]**

3.2.5 Impact sur les herbiers marins :

3.2.5.1 Effets sur la croissance des herbiers :

Posidonia oceanica, espèce endémique méditerranéenne et indicateur de qualité écologique, présente une tolérance osmotique étroite (37–38,5 ‰). Des études expérimentales ont démontré une réduction significative de la densité des feuilles, du stock de chlorophylle et du taux de croissance rhizomale pour des salinités >39 ‰. **[24, 33, 34]**

3.2.5.2 Régression des habitats côtiers :

Le recul des herbiers de Posidonie entraîne la perte d'un habitat tridimensionnel qui abrite des centaines d'espèces marines. La régression de 1 ha d'herbier équivaut à la destruction de plusieurs dizaines de tonnes de biomasse et d'un puits de carbone côtier essentiel. Des régressions de 20 à 80 m autour de diffuseurs mal conçus ont été documentées. **[33]**

3.2.6 Impact sur les récifs coralliens :

3.2.6.1 Stress physiologique des coraux :

Les coraux symbiotiques (scléractiniaires) hébergent des zooxanthelles photosynthétiques dont le métabolisme est perturbé par les variations de salinité, de température et de pH. Une hypersalinité de 2 à 3 ‰ au-dessus des valeurs naturelles peut induire l'expulsion des zooxanthelles et le début du blanchissement. **[35]**

3.2.6.2 Blanchissement et dégradation des récifs :

Le blanchissement corallien résultant de stress combinés (salinité + température + acidification) réduit la capacité de calcification et peut conduire à la mort du polype en cas de stress prolongé. Baker et al. (2008) soulignent que les récifs proches de stations de dessalement dans le Golfe Persique présentent des taux de blanchissement supérieurs de 15 à 30 % aux zones témoins. **[35, 16]**

3.2.7 Perturbation des chaînes trophiques marines :

L'ensemble des impacts précédemment décrits sur les producteurs primaires (phytoplancton, herbiers) et les consommateurs primaires (zooplancton, invertébrés benthiques) se propage par cascade trophique aux niveaux supérieurs. Cette désorganisation fonctionnelle peut aboutir à une simplification écosystémique et à une réduction de la résilience face aux perturbations anthropiques et climatiques. **[36, 37]**

3.3 Études de cas internationales :

L'analyse d'études de cas dans des régions où le dessalement est intensément pratiqué permet d'établir des références d'impact et des modèles de gestion environnementale, transposables au contexte algérien. Deux régions sont examinées : le Golfe Arabo-persique et l'Espagne méditerranéenne.

3.3.1 Étude de cas dans les pays du Golfe :

3.3.1.1 Contexte du dessalement dans le Golfe Arabo-Persique :

Le Golfe Arabo-Persique concentre environ 45 % de la capacité mondiale de dessalement, avec plus de 700 installations en opération. La semi-fermeture du bassin et le temps de renouvellement des eaux de 3 à 5 ans créent un risque d'accumulation des saumures et des produits chimiques associés.**[38]**

Tableau 3.3 – Données de dessalement et impacts environnementaux dans les pays du Golfe

Pays	Capacité (Mm³/j)	Technologie dominante	Salinité rejet (‰)	Impacts identifiés	Source
Arabie Saoudite	~9,5	MSF + SWRO	55–70	Dégradation herbiers, hypoxie	Ahmad & Baddour, 2014 [38]
Émirats Arabes Unis	~4,8	MSF + MED	50–65	Augmentation T°, HABs	Dawoud & Al Mulla, 2012 [39]
Qatar	~1,7	MSF	55–68	Accumulation Cu, Ni	Al-Barwani et al., 2012 [40]
Koweït	~1,4	MSF	52–63	Stratification, anoxie fond	Altayaran & Madanat, 1992 [41]
Oman	~1,1	SWRO	42–55	Turbidité, impacts benthos	Frank et al., 2019 [23]

Sources : [38, 39, 40, 41, 23]

3.3.1.2 Cas de l'Arabie Saoudite :

Avec une capacité de dessalement de 9,5 Mm³/j, la Seawater Water Conversion Corporation (SWCC) exploite les plus grandes installations mondiales. Les études menées en mer Rouge et dans le Golfe ont documenté une augmentation de la salinité de 2 à 4 ‰ dans un rayon de 3 à 8 km autour des principaux points de rejet, avec une dégradation des herbiers de Halodule et Halophila.**[38]**

3.3.1.3 Cas des Émirats Arabes Unis :

Les installations de Jebel Ali (Dubaï) rejettent des saumures à 60–65 ‰ et à +5–7 °C par rapport à la température ambiante. Des Harmful Algal Blooms (HABs) récurrents et une augmentation documentée de la salinité moyenne du Golfe de 0,1 à 0,2 ‰/décennie sont partiellement attribués aux rejets cumulés. **[39]**

3.3.1.4 Cas du Qatar :

Les installations de Ras Laffan rejettent en mer intérieure peu profonde (<25 m). Des concentrations en cuivre allant jusqu'à 25 µg/L et en nickel jusqu'à 15 µg/L ont été mesurées dans les sédiments proches des diffuseurs, bien au-delà des normes de qualité écologique. **[40]**

3.3.1.5 Principaux impacts observés :

L'augmentation cumulative de la salinité du Golfe, estimée à 0,1–0,2 ‰/ décennie, constitue l'impact le plus préoccupant à long terme. La dégradation des fonds de mangroves et des herbiers marins, et l'accumulation de métaux lourds dans la chaîne trophique sont également documentées. [**38, 23]**

3.3.2 Étude de cas en Espagne :

3.3.2.1 Développement du dessalement en Espagne :

L'Espagne est le leader européen du dessalement avec plus de 1 000 installations, principalement concentrées sur la côte méditerranéenne (Murcie, Valence, Catalogne, Iles Canaries). La proximité d'herbiers de Posidonia oceanica protégés par la Directive-Cadre sur l'Eau (2000/60/CE) a imposé des exigences environnementales rigoureuses. **[3]**

3.3.2.2 Cas de la station de Torrevieja:

La station de Torrevieja (Murcie, 65 000 m^3/j) dispose d'un diffuseur multiorifice à 800 m du rivage et 18 m de profondeur. Le suivi environnemental de Fernández-Torquemada et al. (2005) a révélé une influence hypersaline limitée à 50–100 m du point de rejet, sans impact mesurable sur les herbiers voisins, grâce à un rapport de dilution >50:1. **[42, 3]**

3.3.2.3 Cas de la station de Carboneras:

La station de Carboneras (200 000 m^3/j), malgré sa taille, présente un bilan environnemental favorable grâce à la conception d'un diffuseur à jets orientés à 60° permettant une dilution rapide. Le suivi benthique a montré une récupération des communautés benthiques à <200 m du point de rejet. **[43]**

3.3.2.4 Impacts environnementaux identifiés :

Les études espagnoles ont mis en évidence l'importance de la conception du système de rejet (diffuseur vs canal ouvert) comme facteur déterminant des impacts. Les stations utilisant des diffuseurs multiorifices présentent des impacts réduits de 60 à 80 % par rapport aux rejets par canal direct. **[43]**

3.3.3 Comparaison entre les études de cas :

3.3.3.1 Similarités des impacts :

Quelle que soit la région, les impacts communs incluent : une zone d'influence hypersaline immédiate (50–200 m), une réduction de la biodiversité benthique locale, une accumulation de métaux lourds dans les sédiments et une sensibilité particulière des herbiers marins aux saumures concentrées.

3.3.3.2 Différences liées aux conditions locales :

L'intensité des impacts est modulée par : le confinement hydrodynamique du bassin récepteur (Golfe vs Méditerranée ouverte), la profondeur de rejet, le type de diffuseur, la technologie de dessalement (thermique vs membranaire), et l'intensité du monitoring environnemental.

3.3.3.3 Enseignements tirés :

Les bonnes pratiques identifiées convergent autour de quatre principes : (1) choix du site tenant compte de la vulnérabilité des habitats, (2) conception de diffuseurs garantissant une dilution rapide, (3) minimisation des produits chimiques par des alternatives biologiques, et (4) programme de surveillance environnementale continue.

3.3.4 Applicabilité au contexte algérien :

L'Algérie dispose d'une capacité de dessalement de plus de 3 Mm^3/j répartie sur 14 stations de grande capacité. La côte algérienne présente des habitats sensibles (herbiers de Posidonie, zones de pêche artisanale) qui nécessitent une évaluation rigoureuse des impacts des rejets. L'expérience espagnole, dans un contexte méditerranéen similaire, offre des références d'impact et de gestion directement transposables. **[49, 50, 51]**

3.4 Évaluation des risques environnementaux :

L'évaluation des risques environnementaux permet de quantifier et de hiérarchiser les dangers associés aux rejets de saumures, afin d'orienter les décisions de gestion et de dimensionner les mesures de maîtrise. Cette démarche s'inscrit dans le cadre normatif de l'ISO 14001 :2015 et des méthodologies reconnues d'analyse des risques environnementaux. **[44, 45]**

3.4.1 Définition du risque environnemental :

Le risque environnemental est défini comme la probabilité qu'un événement ou une situation dangereuse entraîne des effets néfastes sur l'environnement, pondérée par la gravité de ces effets. Dans le contexte des saumures de dessalement : Risque = Probabilité (P) × Gravité (G). La gravité intègre l'étendue géographique de l'impact, la réversibilité de l'atteinte, et la valeur patrimoniale des écosystèmes concernés. **[45, 44, 46]**

3.4.2 Identification des dangers environnementaux :

3.4.2.1 Rejets hypersalins :

Le principal danger est le rejet continu d'eau de mer concentrée (45–70 ‰) engendrant une modification des conditions osmotiques du milieu. Ce danger est permanent, lié directement au fonctionnement normal de l'installation, et présente une probabilité d'occurrence élevée (niveau 4/5).

3.4.2.2 Rejets chimiques :

Les dangers chimiques incluent le chlore résiduel, les antiscalants, les coagulants et les produits de nettoyage. Ces rejets sont partiellement maîtrisables mais présentent des risques accidentels lors de surdosages ou de dysfonctionnements. La gravité varie de modérée (antiscalants) à critique (chlore à forte dose).

3.4.2.3 Rejets thermiques:

Les installations thermiques (MSF, MED) présentent un danger thermique permanent. Pour les installations SWRO, le risque thermique est faible mais peut s'avérer non négligeable en été lorsque la température de la mer dépasse les maxima naturels dans certaines zones côtières algériennes.

3.4.3 Méthodes d'évaluation des risques :

3.4.3.1 Méthode qualitative :

La méthode qualitative classe les risques en catégories descriptives (faible, modéré, élevé, critique) sur la base du jugement d'experts et de l'analyse bibliographique. Elle est appropriée en phase préliminaire ou lorsque les données quantitatives sont insuffisantes. **[44]**

3.4.3.2 Méthode semi-quantitative :

La méthode semi-quantitative attribue des scores numériques à la probabilité et à la gravité selon des échelles ordinales (1 à 5). Le score de risque est calculé par le produit P×G. Cette approche, retenue dans la présente étude, offre un compromis entre rigueur et faisabilité avec des données

environnementales limitées. **[45, 46]**

3.4.3.3 Méthode quantitative :

La méthode quantitative repose sur des modèles mathématiques de dispersion (CORMIX, DELFT3D, MIKE) et des données de monitoring biologique pour estimer les probabilités d'impact en termes de concentrations et d'expositions biologiques. Elle est utilisée pour les projets de grande envergure nécessitant une étude d'impact détaillée. **[10]**

3.4.4 Élaboration de la matrice de risque :

La matrice de risque suivante utilise une échelle 5×5. Les niveaux de probabilité vont de très rare (≈1 fois sur 10 000 ans) à très fréquent (quasi-permanent). Les niveaux de gravité vont de négligeable (impact local réversible) à catastrophique (destruction irréversible d'un écosystème protégé). **[45, 44]**

Tableau 3.4 – Matrice de risque environnemental (méthode semi-quantitative 5×5)

Probabilité / Gravité	Négligeable (1)	Modérée (2)	Grave (3)	Critique (4)	Catastrophique (5)		
Très rare (1)	1 Faible	2 Faible	3 Faible	4 Faible	5 Modéré		
Rare (2)	2 Faible	4 Faible	6 Modéré	8 Modéré	10 Élevé		
Occasionnel (3)	3 Faible	6 Modéré	9 Modéré	12 Élevé	15 Élevé		
Fréquent (4)	4 Faible	8 Modéré	12 Élevé	16 Élevé	20 Critique		
Très fréquent (5)	5 Modéré	10 Élevé	15 Élevé	20 Critique	25 Critique		

Sources : Adapté de [45, 44]

3.4.4.1 Détermination de la gravité :

La gravité est évaluée sur 5 niveaux intégrant : (1) l'étendue spatiale de l'impact, (2) la réversibilité de l'atteinte, (3) la sensibilité/vulnérabilité des espèces exposées, (4) la valeur patrimoniale (espèces protégées, habitats prioritaires), et (5) les effets cumulatifs à long terme.

3.4.4.2 Détermination de la probabilité :

La probabilité intègre la fréquence historique des événements similaires dans des installations comparables, les données de monitoring de la station concernée, et la robustesse des systèmes de maîtrise existants. Pour les rejets continus (saumure), la probabilité est structurellement élevée.

3.4.4.3 Classification des niveaux de risque :

Les scores obtenus (P×G) sont classés en quatre niveaux : Faible (1–4) : acceptable sans mesures supplémentaires ; Modéré (5–9) : à surveiller, mesures préventives recommandées ; Élevé (10–16) : mesures correctives obligatoires à court terme ; Critique (>16) : action immédiate requise, arrêt si nécessaire.

3.4.5 Analyse des risques environnementaux liés aux saumures :

Tableau 3.5 – Analyse et synthèse des risques environnementaux des saumures de dessalement

Danger	Probabilité (P)	Gravité (G)	Score (P×G)	Niveau de risque	Mesure prioritaire	
Rejet hypersalin (>45‰)	4	5	20	Critique	Dilution avant rejet, diffuseur	

Chlore résiduel	3	4	12	Élevé	Déchloruration, neutralisation
Antiscalants	2	3	6	Modéré	Substitution produits biodégradables
Thermique (ΔT>3°C)	3	3	9	Modéré	Refroidissement aval
Métaux lourds	2	4	8	Modéré	Remplacement alliages corrosifs
Turbidité (boues)	3	2	6	Modéré	Traitement boues, rejet terrestre
Perturbation trophique	4	4	16	Élevé	Surveillance biologique continue
Hypoxie locale	3	5	15	Élevé	Monitoring OD, ajustement rejet

Sources : [44, 46, 2]

3.4.5.1 Risque de dégradation des habitats marins :

Ce risque est évalué CRITIQUE (score 20 : P=4, G=5) pour les habitats à Posidonia oceanica situés dans la zone de rejet. La destruction des herbiers étant quasi-irréversible à l'échelle décennale, et leur statut de protection par la Directive Habitats, ce risque requiert une attention prioritaire. **[33, 46]**

3.4.5.2 Risque de perte de biodiversité :

Le risque d'appauvrissement de la biodiversité benthique est classé ÉLEVÉ (score 16), avec une probabilité structurellement élevée liée au fonctionnement continu de la station. La réversibilité partielle à moyen terme (5–15 ans) tempère la gravité maximale. **[2, 28]**

3.4.5.3 Risque de contamination chimique :

Le risque de contamination chimique est évalué ÉLEVÉ (score 12) pour le chlore résiduel et MODÉRÉ (score 6–8) pour les antiscalants et les métaux. Ce risque est partiellement maîtrisable par des mesures techniques (déchloruration) et organisationnelles (contrôle des dosages). **[1, 4]**

3.4.5.4 Risque de perturbation des chaînes alimentaires :

Ce risque est classé ÉLEVÉ (score 16), reflétant les impacts en cascade sur les réseaux trophiques marins documentés dans plusieurs études de cas. Les effets sur la pêche artisanale côtière représentent également un risque socio-économique associé qui amplifie la dimension environnementale. **[36]**

3.4.6 Mesures de maîtrise et de réduction des risques :

3.4.6.1 Mesures techniques :

Les mesures techniques prioritaires comprennent : (1) diffuseurs multiorifices garantissant un rapport de dilution minimum de 30:1 dans la zone initiale de mélange ; (2) déchloruration des effluents par bisulfite de sodium ou thiosulfate ; (3) substitution des antiscalants phosphonatés par des antiscalants biodégradables (polyaspartate) ; (4) remplacement des alliages cuivre-nickel par de l'acier inoxydable duplex ; (5) traitement des boues de prétraitement par voie terrestre. **[47, 48, 10]**

3.4.6.2 Mesures organisationnelles :

Les mesures organisationnelles incluent : (1) élaboration d'un Plan de Gestion Environnemental (PGE) conforme à l'ISO 14001 ; (2) formation du personnel aux bonnes pratiques de dosage

chimique ; (3) procédures d'urgence en cas de rejet accidentel ; (4) coordination avec les autorités portuaires et les associations de pêcheurs pour la gestion des zones sensibles. **[45, 46]**

3.4.6.3 Programme de surveillance environnementale:

Un programme de surveillance minimum devrait inclure : (1) mesures continues de salinité et de température au point de rejet et à 100, 500 et 1000 m ; (2) suivi semestriel de la densité et de l'extension des herbiers de Posidonie par plongée et photographie aérienne ; (3) suivi annuel des communautés benthiques (macrofaune sédimentaire) par prélèvements carottés ; (4) analyses chimiques trimestrielles des sédiments (métaux lourds, antiscalants) ; (5) suivi de la qualité des eaux de baignade et des zones de pêche. **[10, 46, 45]**

3.4.7 Synthèse de l'évaluation des risques:

L'évaluation des risques confirme que les rejets hypersalins constituent le danger environnemental dominant, avec deux risques classés CRITIQUES (dégradation des habitats marins) et trois risques ÉLEVÉS (biodiversité benthique, contamination chlorée, perturbation trophique). Ces résultats soulignent la nécessité d'une gestion intégrée des rejets, combinant des mesures techniques dès la conception des diffuseurs, une minimisation des intrants chimiques, et un programme de surveillance environnementale continue. La transposition de ces recommandations au contexte algérien constitue un enjeu prioritaire pour la durabilité des ressources marines côtières et la conformité réglementaire des opérateurs de dessalement.

3.5 Conclusion:

Ce chapitre établit que les saumures et boues de dessalement exercent des impacts environnementaux **mesurables et dans certains cas irréversibles** sur les milieux marins méditerranéens. L'hypersalinité benthique, le déficit en oxygène dissous et la turbidité constituent les principaux vecteurs de perturbation, dont les effets se renforcent mutuellement dans un milieu récepteur peu apte à les absorber. Les herbiers de *Posidonia oceanica*, avec un seuil de tolérance à la salinité de 39–40 g/L et un taux de régénération inférieur à 1 cm/an, représentent l'enjeu écologique le plus critique.

Les études de cas des stations algériennes de Souk Tléta et de Honaïne démontrent que des solutions techniques adaptées — diffuseurs multi-orifices, déchlorination, traitement des boues — permettent de réduire significativement l'emprise spatiale des impacts. L'évaluation des risques identifie dix paramètres préoccupants, dont la régression des herbiers et l'anoxie benthique comme priorités absolues.

Sur le plan réglementaire, le Décret exécutif n°06-141 (2006) présente un vide normatif partiel concernant les valeurs limites spécifiques aux rejets de dessalement, une lacune d'autant plus préoccupante que l'Algérie ambitionne de porter sa capacité nationale à **5,8 millions de m^3/jour d'ici 2030**. Ces constats plaident pour une approche intégrée associant optimisation technique, surveillance continue et planification spatiale des rejets — approche que le Chapitre 4 déclinera à travers l'étude de cas de la station de **Béni Saf**.**[134,135]**

CHAPITRE IV : Étude de Cas

4.1 Introduction:

La station de dessalement d'eau de mer de Béni Saf (SDEM) constitue l'une des infrastructures hydrauliques les plus importantes d'Algérie et du continent africain. Elle assure l'alimentation en eau potable de l'ensemble de la région ouest du pays, jouant ainsi un rôle stratégique dans la sécurité hydrique nationale.

L'exploitation de cette station est confiée, en vertu d'un contrat signé le 10 septembre 2005, à l'UTE Desaladora Beni Saf Operación & Mantenimiento, établissement permanent de droit espagnol. L'opérateur est une filiale du groupe TEDAGUA, leader mondial dans le domaine du traitement de l'eau, de la construction et de l'exploitation de stations de dessalement, disposant d'une présence sur les cinq continents.

4.2 Présentation générale de la station de dessalement — BWC:

La station de dessalement d'eau de mer de Béni Saf s'inscrit dans le cadre du programme national de réalisation de quatorze stations de dessalement initié par le gouvernement algérien. Sa conception et sa construction ont été confiées à la société de projet « Beni Saf Water Company Spa » (BWC), constituée à partir du consortium GEIDA et de l'Algerian Energy Company (AEC).

Le consortium GEIDA (Grupo Español de Instaladoras de Desaladoras para Argelia) regroupe quatre sociétés espagnoles de premier plan : COBRA, BEFESA, CODESA et SADYT, spécialisées dans le développement d'infrastructures dans les secteurs de l'énergie et de l'eau. L'exploitation opérationnelle de la station est assurée par l'UTE Desaladora Beni Saf Operación y Mantenimiento.

De par ses capacités de production, la station revêt une importance régionale majeure, s'inscrivant dans une stratégie nationale visant à sécuriser l'approvisionnement en eau du littoral de la wilaya d'Aïn Témouchent ainsi que de la wilaya d'Oran.

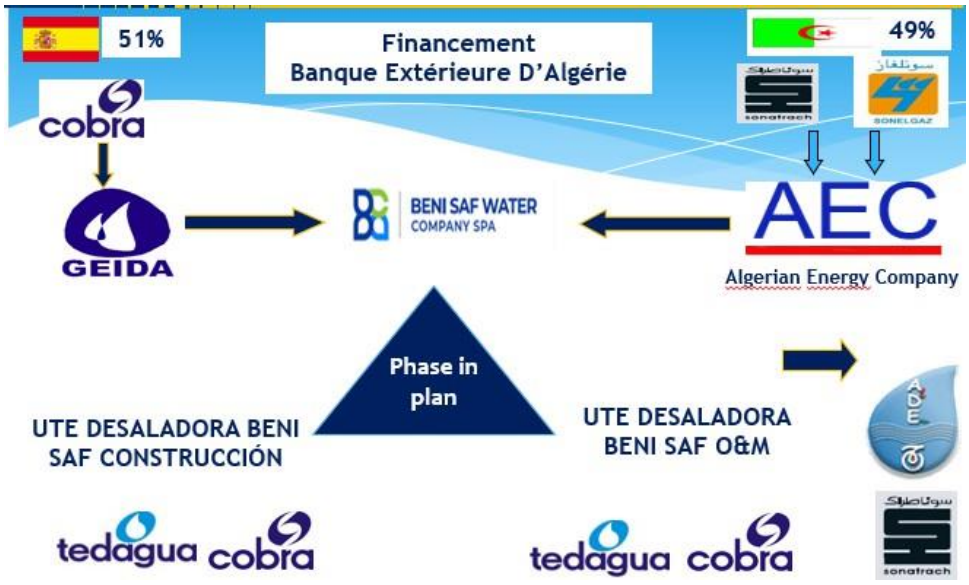


Figure IV.1 — Présentation générale de la SDEM de Béni Saf

Tableau 4— Fiche technique de la SDEM de Béni Saf

Paramètre	Description
Dénomination	Beni Saf Water Company Spa
Régime juridique	Société par actions à capitaux partiellement publics
Localité	Zone d'expansion touristique Chatt El Hilal
Adresse de la station	Plage de Chatt El Hilal, commune de Sidi Ben Adda / Wilaya d'Aïn Témouchent
Adresse du siège social	12 rue Slimane Alili, Hydra / Wilaya d'Alger
Année d'exploitation	Mars 2010
Type de captage	Émissaire d'une longueur de 1 000 m
Superficie du terrain	65 700 m² (concession sur 25 ans)
Capacité de production	200 000 m³/jour
Nombre de modules	10 unités de 20 000 m³/j chacune
Consommation électrique	≤ 4,15 kWh/m³
Prétraitements physiques	Pré-filtration, filtres à sable et anthracite, filtres à cartouche
Prétraitements chimiques	Hypochlorite de sodium, chlorure ferrique, acide sulfurique, métabisulfite de sodium, dispersant
Récupération d'énergie	Chambres isobariques (ERI) — rendement de 95 %
Post-traitement	Carbonate de calcium / Hypochlorite de sodium
Montant de l'investissement	240 M USD
Prix de l'eau (USD/m³)	0,6994

4.2.1 Localisation de la station de dessalement — BWC:

Le site d'implantation de la station de dessalement est localisé à proximité de l'agglomération côtière de la plage de Chatt El Hilal, au lieu-dit « Oued El Hallouf ». Il se situe à environ 12 km au nord-ouest du chef-lieu de la commune de Sidi Ben Adda et à 17 km du chef-lieu de la daïra d'Aïn Témouchent. Les limites géographiques du site sont les suivantes :

- Au nord : un cours d'eau (Oued El Hallouf) ;
- À l'est et à l'ouest : des terres agricoles ;
- Au sud : un terrain non bâti.

Le bâtiment de captage est implanté à environ 636 m à l'ouest de la station, avec les délimitations suivantes :

- Au nord : la plage El Hilal ;
- À l'est et au sud : le chemin de wilaya n° 59 (CW N°59) ;
- À l'ouest : des habitations individuelles et un camping familial.

La figure suivante présente une vue aérienne du site d'implantation de la station :



Figure IV.2 — Localisation de la SDEM-BWC

4.2.2 Installations de la station de dessalement — BWC:

Zone de production:

La station de dessalement comprend les installations suivantes au sein de sa zone de production :

- Bâtiment de dosage chimique (chlorure ferrique, métabisulfite de sodium, antitartre) ;
- Bâtiment de stockage d'acide sulfurique (en arrêt) ;
- Bâtiment de lavage des filtres à sable et à anthracite ;
- Zone de filtration à sable et anthracite avec canal central ;
- Bassin de rejet de saumure ;
- Bâtiment de production — osmose inverse ;
- Salle électrique principale ;
- Bâtiment d'eau produite et de reminéralisation à la calcite ;
- Zone de dosage d'hypochlorite de sodium en post-traitement ;
- Sous-station électrique ;
- Bâtiment administratif (R+1) ;
- Poste de sécurité et d'accès à la station ;
- Parking.

Les principaux équipements de la zone de production comprennent notamment :

- 2 réservoirs en PRFV pour le chlorure ferrique, équipés de racks de pompes doseuses ;
- 2 réservoirs en PRFV pour le métabisulfite de sodium, équipés de racks de pompes doseuses ;
- 2 réservoirs en PRFV pour l'antitartre, équipés de racks de pompes doseuses ;
- 2 réservoirs en acier pour l'acide sulfurique (en arrêt) ;
- 24 filtres à sable (48 réservoirs) et 14 filtres à anthracite (28 réservoirs) ;
- 20 filtres à cartouches à 5 microns ;
- 11 racks d'osmose inverse ;
- 10 pompes haute pression et 10 pompes boosters ;
- 10 × 22 dispositifs d'échange de pression (ERI) ;
- 1 groupe électrogène de 400 kVA ;
- 2 postes de transformation électrique de 24 000 kVA chacun ;
- 2 réservoirs de stockage de CO_2 de 30 m^3 chacun ;

- 11 pompes d'expédition d'eau potable.

Station de captage et de pompage d'eau de mer:

La station de captage et de pompage dispose des équipements et installations suivants :

- Bâtiment de captage et de filtration préliminaire de l'eau de mer ;
- Bassin d'aspiration d'eau de mer ;
- Salle électrique ;
- Zone de dosage d'hypochlorite de sodium en prétraitement.

Les équipements principaux de cette station comprennent :

- 1 émissaire DN 2400 d'une longueur de 1 000 ml offshore ;
- 1 émissaire DN 2400 d'une longueur de 500 ml offshore ;
- 2 filtres à tamis rotatif ;
- 11 pompes de refoulement d'eau de mer (10 en service, 1 en réserve) ;
- 1 compresseur à vide de 90 kW ;
- 2 réservoirs anti-coup de bélier ;
- 1 réservoir de stockage d'hypochlorite de sodium avec rack de pompes doseuses.

4.3 Description du processus de dessalement par osmose inverse:

4.3.1 Station électrique:

La station électrique assure l'alimentation en énergie de l'ensemble des équipements de la SDEM. En raison des risques inhérents aux équipements à haute tension, l'accès à cette installation est strictement réglementé et réservé au personnel habilité.





Figure 4 — La station électrique de la SDEM de Béni Saf

4.3.2 Système de captage:

Fonctions principales

Le système de captage remplit les fonctions suivantes :

- Acheminement de l'eau de mer vers le réservoir d'aspiration d'où les pompes prélèvent le volume nécessaire ;
- Filtration primaire via un système de grilles amovibles dans le réservoir d'aspiration, avec évacuation par pompage des eaux chargées en matières en suspension issues du nettoyage ;
- Amorçage des pompes d'eau de mer ;
- Refoulement de l'eau de mer vers les installations de filtration (filtres à sable, anthracite et cartouches), puis vers les dispositifs d'échange de pression et les pompes haute pression ;
- Amortissement des chocs hydrauliques afin de garantir le respect des pressions de service des conduites.

Éléments constitutifs:

Le système de captage et de pompage est composé des éléments suivants :

- Un système de filtrage primaire composé de grilles amovibles et de grilles mobiles ;
- Un système d'évacuation des eaux chargées — 2 pompes identiques (l'une en service, l'autre en réserve) ;
- 11 pompes de refoulement (10 en service normal, 1 en réserve) ;
- Un système d'amorçage — 2 pompes identiques (l'une en service, l'autre en réserve) ;
- 2 réservoirs anti-coup de bélier ;
- Un réseau de conduites, de vannes et d'accessoires associés.

4.3.3 Système de filtration à sable:

Fonctions:

La filtration sur sable a pour fonction principale de retenir les solides en suspension présents dans l'eau de mer ainsi que les flocs formés lors de l'étape préalable de coagulation, avant le passage aux filtres à anthracite.

Description:

Le système est installé à l'extérieur du bâtiment de production (zone nord) et comprend deux trains de filtration identiques, chacun capable de traiter 50 % du débit total. Chaque train est constitué de 24 filtres regroupés en 12 modules de deux filtres fonctionnant en binôme avec des collecteurs et des vannes communs.

Le milieu filtrant est constitué de sable de silice bicouche : une couche de sable grossier en fond de filtre (couche support) et une couche de sable fin en surface (couche filtrante). En fonctionnement normal, le débit d'alimentation est de 18 000 m^3/h. Des analyseurs de turbidité et dispositifs de mesure de l'indice SDI sont installés sur chaque train.

Procédure de lavage des filtres:

1/ Drainage:

Le lavage est déclenché lorsque la perte de charge atteint la valeur limite, se traduisant par une baisse du débit d'eau traitée. Cette perte de charge résulte du colmatage progressif des interstices du milieu filtrant par les matières en suspension retenues.

2/ Lavage à l'air:

De l'air est insufflé à contre-courant avant l'étape de lavage à la saumure. L'agitation décolle les particules adhérentes aux grains de sable, facilitant leur élimination lors du rinçage.

3/ Contre-lavage à la saumure (Backwash):

La saumure issue du bassin de stockage est injectée à contre-courant dans le lit filtrant. Ce processus élimine les solides retenus, aère le lit filtrant et prévient la formation de voies préférentielles.

Bassin de saumure:

Le bassin de saumure est divisé en deux compartiments séparés par une paroi intérieure :

- Compartiment 1 : recueille la saumure de rejet des échangeurs de pression et du contre-lavage des membranes. Cette saumure est réutilisée pour le lavage des filtres à sable et anthracite. Le trop-plein est déversé dans le compartiment 2 ;
- Compartiment 2 : reçoit l'ensemble des effluents salins non huileux de l'usine, les eaux de lavage des filtres et le trop-plein du compartiment 1. La saumure accumulée constitue le rejet final vers la mer.

4.3.4 Système de filtration à anthracite:

Fonctions:

Le système de filtration à anthracite assure la rétention des agents résiduels, des matières organiques et des composés à l'origine des problèmes d'odeur et de goût dans l'eau, avant le passage aux filtres à cartouches puis aux modules d'osmose inverse.

Description:

Disposé à l'extérieur du bâtiment de production (zone nord), ce système comprend deux trains de filtration comportant chacun 7 modules de deux filtres, soit 28 filtres au total. Le débit nominal d'alimentation est de 18 000 m³/h.

L'anthracite agit à la fois comme adsorbant et catalyseur, permettant l'élimination des concentrations résiduelles d'agents oxydants (chlore, ozone) et de leurs dérivés cancérogènes, ainsi que des matières organiques, algues, pesticides et autres composés indésirables.





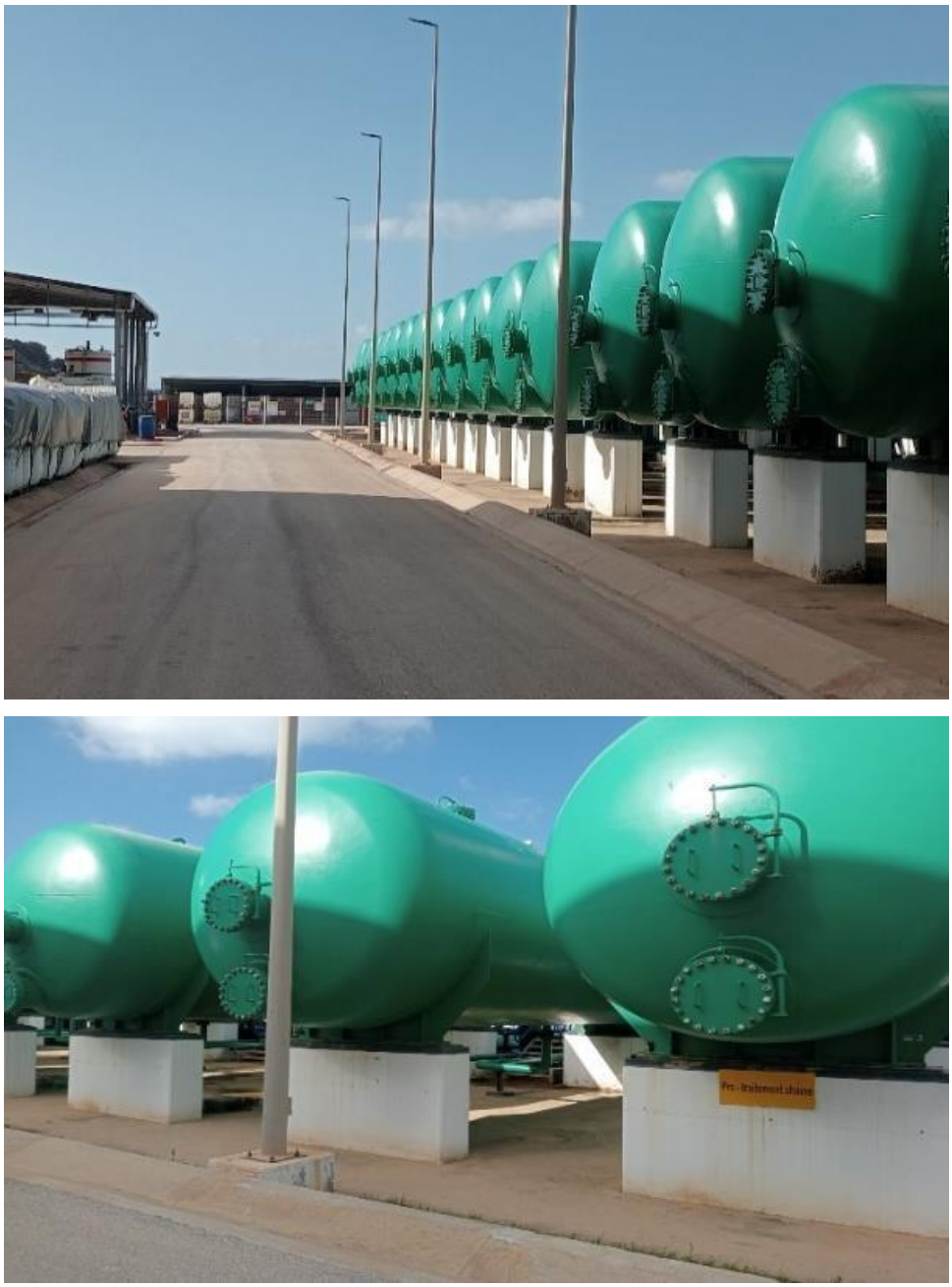


Figure 5 — Les trains de prétraitement — filtration à sable et à anthracite

4.3.5 Système de filtration à cartouches:

Fonctions:

La filtration à cartouches constitue l'étape de filtration finale avant l'osmose inverse. Elle assure la rétention des particules dont la taille est inférieure à 5 microns absolus, qui pourraient endommager les membranes d'osmose inverse.

Description:

Installé à l'intérieur du bâtiment de production (zone nord), le système comprend deux lignes de 10 filtres chacune, soit 20 filtres au total. Le débit nominal d'alimentation est de 17 996 m^3/h.

En amont de cette étape, un antitartre est dosé pour prévenir la précipitation des sels, ainsi que du métabisulfite de sodium pour neutraliser le chlore résiduel introduit lors de la désinfection à l'hypochlorite de sodium.



Figure 6 — Bassin de saumure

4.3.6 Système de pompage haute pression et de récupération d'énergie:

Fonctions principales:

Ce système remplit les fonctions essentielles suivantes :

- Refoulement de l'eau de mer filtrée vers les modules d'osmose inverse à la pression nécessaire, via les pompes haute pression et les échangeurs de pression ;
- Récupération de l'énergie résiduelle de la saumure pour pressuriser une partie de l'eau d'alimentation ;
- Acheminement de la saumure décompressée vers le collecteur de rejet.

Description:

Le système comprend 10 lignes identiques, chacune équipée d'une pompe haute pression, d'une pompe de recirculation et d'un ensemble de 22 dispositifs d'échange de pression (SEP) en parallèle.

4.3.7 Système d'osmose inverse:

Fonctions et principe:

Le système d'osmose inverse constitue le cœur du processus de dessalement. Son principe repose sur le passage forcé de l'eau de mer à travers des membranes semi-perméables sous une pression supérieure à la pression osmotique. Ce processus génère deux flux distincts :

- Le perméat (eau dessalée) : courant de faible concentration saline destiné à la production d'eau potable ;
- La saumure (eau de rejet) : courant de haute concentration saline évacué vers le milieu récepteur.

La capacité de production est de 200 000 m³/jour d'eau potable, avec un taux de conversion de 45 %. Les membranes présentent un taux de rétention des sels de 99,7 %.



Figure 7 — Membranes d'osmose inverse

Description — sous-systèmes:

1/ Sous-système d'eau d'alimentation:

Ce sous-système achemine l'eau de mer prétraitée vers les membranes. L'eau doit satisfaire aux conditions de conditionnement requises, notamment en matière de contrôle des matières en suspension et de dosage chimique.

2/ Sous-système d'eau dessalée:

Ce sous-système collecte l'eau ayant traversé les éléments de membrane (7 éléments par tube de pression). Le débit de perméat est proportionnel à la pression nette exercée sur la membrane.

3/ Sous-système de rejet (saumure):

Ce sous-système collecte la saumure n'ayant pas traversé les membranes. Chaque module comprend 246 tubes de pression avec une capacité d'extension de 18 tubes additionnels.



Figure 8 — Rack de membranes d'osmose inverse

4.3.8 Système de nettoyage chimique et de contre-lavage des membranes:

Objet:

Ce système maintient les membranes d'osmose inverse dans un état de propreté optimale, garantissant les performances de débit et de qualité du perméat, ainsi que la maîtrise des pertes de charge tout au long de leur durée de vie.

Composition:

- 2 cuves de stockage (solution chimique de nettoyage et eau osmosée) ;
- 3 pompes centrifuges horizontales pour le nettoyage chimique et le contre-lavage ;
- 2 pompes centrifuges horizontales pour l'agitation et le mélange du réactif.

Sous-systèmes:

1/ Nettoyage chimique

La solution chimique est mise en circulation à travers les modules d'osmose inverse afin d'éliminer les dépôts accumulés sur les membranes au fil du fonctionnement.

2/ Contre-lavage à l'eau osmosée

En cas d'arrêt prolongé d'une ligne d'osmose inverse (supérieur à quatre jours), un contre-lavage à l'eau osmosée est réalisé afin d'éliminer les dépôts salins formés sur les membranes.

4.3.9 Système de dosage chimique:

Procédures de dosage:

1/ Hypochlorite de sodium — eau de mer (prétraitement)

Stocké dans deux cuves de 125 m³ (l'une en service, l'autre en réserve), il est dosé automatiquement en continu au niveau de la tour de captage. Cinq pompes doseuses assurent un débit unitaire de 187,5 l/h sous 2 bars.

2/ Hypochlorite de sodium — eau produite (post-traitement)

Deux cuves de 60 m³ sont dédiées à la désinfection de l'eau dessalée. Le dosage est automatique et continu avec trois pompes doseuses de 70,5 l/h sous 2 bars.

3/ Acide sulfurique — eau de mer

L'acide sulfurique concentré à 98 % est dosé automatiquement en continu en amont des filtres à sable pour ajuster le pH. Cinq pompes doseuses assurent un débit de 83,75 l/h sous 6 bars.

4/ Acide sulfurique — neutralisation

Dosé de manière intermittente dans la cuve de nettoyage chimique en fonction du pH de l'effluent. L'opération est déclenchée manuellement. Deux pompes doseuses de 153 l/h sous 2 bars sont disponibles.

5/ Chlorure ferrique — coagulant

Dilué à 20 % dans deux cuves de 17 m³ (l'une en service, l'autre en réserve), il est dosé automatiquement en continu en amont des filtres à sable. Cinq pompes doseuses de 83,75 l/h sous 6 bars sont disponibles.

6/ Métabisulfite de sodium — réducteur de chlore

Dilué à 10 % dans deux cuves (l'une en service, l'autre en réserve), il est injecté en amont des filtres à cartouches pour éliminer le chlore résiduel avant contact avec les membranes.







Figure 9 — Stockage des produits chimiques dans la SDEM de Béni Saf

Réservoirs de stockage:

La station dispose des capacités de stockage suivantes :

- Hypochlorite de sodium (eau de mer) : 2 cuves de 125 m³ ;
- Hypochlorite de sodium (eau produite) : 2 cuves de 60 m³ ;

– Acide sulfurique : 2 cuves de 100 m³.



Figure 10 — Réservoirs de stockage d'acide sulfurique

4.3.10 Système de drainage de l'usine:

Objet:

Le système de drainage assure la collecte et l'orientation des effluents générés par le fonctionnement de l'usine vers les destinations appropriées : bassin de saumure, regard de collecte en zone de captage, ou conteneurs de stockage pour évacuation par un prestataire agréé.

Sous-systèmes de drainage:

Le réseau est organisé en cinq sous-systèmes distincts selon l'origine et la nature des effluents :

1/ Réseau de drainages salés — zone de captage:

Ce réseau collecte les effluents de la zone de captage et les achemine vers un regard de collecte, dont le trop-plein est déversé par gravité vers le puits de déchets raccordé à l'émissaire.

2/ Réseau de drainages de saumure:

Ce réseau évacue les rejets des systèmes d'échange de pression et les eaux de contre-lavage vers le compartiment 1 du bassin de saumure.

3/ Réseau de drainages des filtres à sable et anthracite:

Les drainages hors processus des filtres sont collectés dans deux caniveaux puis acheminés par tuyauterie enterrée vers le bassin de saumure.

4/ Réseau de drainages de la zone d'osmose inverse:

Ce réseau se subdivise en deux sous-réseaux (nord et sud) qui déchargent dans le compartiment 2 du bassin de saumure, collectant les drainages des cuves, filtres à cartouches, pompes et modules d'osmose inverse.

5/ Réseau de drainages de la zone d'eau produite:

Ce réseau collecte les vidanges et trop-pleins des cuves d'eau produite ainsi que les drainages des équipements associés, l'ensemble étant déversé dans le compartiment 2 du bassin de saumure.





4.4 Analyse HSE de la station de dessalement — BWC:

L'exploitation d'une station de dessalement par osmose inverse à grande échelle mobilise des équipements à haute pression, des produits chimiques dangereux et génère des effluents susceptibles d'affecter le milieu marin récepteur. La présente analyse HSE porte sur les risques professionnels identifiés au sein de la SDEM de Béni Saf ainsi que sur les impacts environnementaux associés aux rejets de saumure et de boues, conformément aux exigences du décret exécutif n° 06-141 relatif aux installations classées.

4.4.1 Identification des risques professionnels:

Les principaux risques professionnels recensés à la SDEM de Béni Saf sont liés à la nature des équipements et aux produits chimiques mis en œuvre tout au long du processus de dessalement.

Risques électriques:

La sous-station électrique (2 × 24 000 kVA) et la salle électrique principale constituent des zones à risque électrique élevé. L'accès y est strictement réservé au personnel habilité conformément à la réglementation algérienne en vigueur. Le groupe électrogène de 400 kVA représente également un risque en cas de défaut d'isolement ou de manœuvre intempestive.

Risques liés à la haute pression:

Les pompes haute pression (10 unités) et les échangeurs de pression (ERI) opèrent à des pressions dépassant 60 bars. Toute rupture de conduite ou défaillance d'un joint peut entraîner des projections à haute énergie présentant un danger grave pour le personnel. La surveillance régulière des conditions de service et le respect des procédures de consignation/déconsignation (LOTO) sont impératifs.

Risques chimiques:

La station met en œuvre plusieurs produits chimiques dangereux dont la manipulation requiert des équipements de protection individuelle adaptés et des procédures strictes de gestion des déversements accidentels :

Hypochlorite de sodium (cuves de 125 m^3 et 60 m^3) : produit corrosif et oxydant, susceptible de dégager du chlore gazeux toxique en cas de fuite ou de mélange accidentel avec un acide ;

Acide sulfurique concentré à 98 % (cuves de 100 m^3) : corrosif, provoque des brûlures graves au contact de la peau ou des muqueuses et dégage des vapeurs irritantes ;

Chlorure ferrique à 40 % : corrosif pour la peau et les voies respiratoires, polluant potentiel pour le milieu aquatique en cas de déversement ;

Métabisulfite de sodium : irritant respiratoire et cutané, peut dégager du dioxyde de soufre (SO_2) en milieu acide ;

Antitartre (dispersant) : irritant, à manipuler avec des équipements de protection des yeux et des mains.

Risques mécaniques et ergonomiques:

Les opérations de maintenance sur les 24 filtres à sable, les 28 filtres à anthracite et les 20 filtres à cartouches impliquent des interventions dans des espaces confinés, avec des risques d'écrasement, de chute et d'exposition prolongée à des postures contraignantes. Les filtres à tamis rotatifs de la station de captage présentent également des risques d'entraînement mécanique.

Risques de noyade et d'exposition marine:

L'émissaire sous-marin de 1 000 m et les installations de captage en mer exposent le personnel d'intervention

à des risques de noyade et d'hypoxie lors des opérations de plongée ou d'inspection subaquatique. Ces travaux nécessitent la mise en place d'une procédure de travail en milieu hyperbare conforme à la réglementation.

4.4.2 Impacts environnementaux des rejets de la station:

Les principaux vecteurs d'impact environnemental de la SDEM de Béni Saf sont la saumure concentrée, les effluents de nettoyage chimique des membranes (CIP) et les eaux de lavage des filtres, tous convergés vers le compartiment 2 du bassin de saumure avant rejet en mer.

Impact de la saumure sur le milieu marin:

Avec un taux de conversion de 45 %, la station génère environ 244 000 m³/jour de saumure concentrée (salinité estimée à environ 70–80 g/L, soit le double de la salinité de la mer Méditerranée). Ce rejet hyperhalin, plus dense que l'eau de mer, plonge vers les fonds côtiers et crée une zone d'hypersalinité susceptible d'affecter les biocénoses benthiques, notamment les herbiers de Posidonie (Posidonia oceanica) présents sur le littoral de la wilaya d'Aïn Témouchent. L'élévation locale de la salinité perturbe l'osmorégulation des espèces marines sensibles et réduit la concentration en oxygène dissous au niveau de la zone de rejet.

Impact thermique:

Contrairement aux procédés thermiques (MSF, MED), l'osmose inverse n'induit qu'un impact thermique limité. La saumure rejetée présente néanmoins une température légèrement supérieure à celle de l'eau de mer ambiante en raison de l'énergie dissipée par les pompes haute pression et les échangeurs de pression. Cet écart thermique, même modéré, peut accentuer les effets de la stratification haline.

Impact des produits chimiques résiduels:

Les effluents de nettoyage chimique des membranes (CIP) contiennent des résidus d'acide sulfurique, d'hypochlorite de sodium et de détergents spécialisés. Avant rejet, ces effluents sont neutralisés en pH dans la cuve de nettoyage, mais la charge en composés halogénés et en matières en suspension demeure significative. Le chlore résiduel de l'hypochlorite est partiellement neutralisé par le métabisulfite de sodium injecté en amont des membranes, réduisant ainsi sa présence dans la saumure finale. Toutefois, la formation de sous-produits de désinfection (trihalométhanes, haloacétates) lors du contact chlore/matière organique ne peut être écartée.

Gestion des boues de prétraitement:

Les boues issues du lavage des filtres à sable et à anthracite sont riches en matières en suspension et en chlorure ferrique coagulé. Ces boues sont collectées dans le réseau de drainage et déversées dans le bassin de saumure avant rejet marin. En l'absence d'un traitement spécifique de déshydratation et de valorisation des boues, ce mode de gestion contribue à l'augmentation de la turbidité du milieu récepteur et à la sédimentation de fer colloïdal sur les fonds côtiers.

4.4.3 Lacunes du cadre réglementaire algérien:

Le décret exécutif n° 06-141 du 19 avril 2006 relatif aux installations classées fixe les conditions générales d'exploitation et de protection de l'environnement pour les installations industrielles. Cependant, il ne contient aucune valeur limite explicite de salinité ou de teneur en solides totaux dissous (TDS) applicable aux rejets de saumure de dessalement. Cette lacune législative représente un vide normatif significatif pour la SDEM de Béni Saf, dont les rejets salins sont les plus importants parmi toutes les installations industrielles du littoral algérien. L'absence d'un seuil de TDS opposable prive les autorités de contrôle d'un outil juridique pour encadrer et surveiller l'impact de la saumure sur le milieu marin côtier.

4.5 Recommandations en matière de sécurité et d'environnement:

Sur la base de l'analyse des risques professionnels et des impacts environnementaux identifiés, les recommandations suivantes sont formulées à l'attention de l'exploitant de la SDEM de Béni Saf et des autorités compétentes.

4.5.1 Recommandations en matière de sécurité des travailleurs:

Gestion des risques chimiques:

Mettre en place des procédures écrites de manipulation de l'acide sulfurique et de l'hypochlorite de sodium, incluant les étapes de consignation des équipements, de vérification de la compatibilité chimique et de réponse aux déversements accidentels (kit anti-déversement, neutralisant) ;

Installer des détecteurs de chlore gazeux dans les salles de dosage chimique et relier les alarmes au système de contrôle-commande centralisé (SCADA) de la station ;

Assurer la disponibilité et l'entretien régulier des lave-yeux d'urgence déjà présents dans la zone d'eau produite, et en installer de supplémentaires dans le bâtiment de dosage chimique ;

Former l'ensemble du personnel opérationnel aux risques spécifiques des produits chimiques utilisés (FDS — Fiches de Données de Sécurité), avec recyclage annuel documenté.

Gestion des risques à haute pression:

Implémenter et formaliser une procédure de consignation/déconsignation (LOTO — Lockout/Tagout) pour toutes les interventions de maintenance sur les pompes haute pression, les échangeurs de pression et les lignes d'osmose inverse ;

Planifier des inspections périodiques des conduites haute pression, des joints et des raccords selon un programme de maintenance préventive documenté, intégré dans le système de gestion de la maintenance assistée par ordinateur (GMAO) de la station.

Gestion des risques électriques:

Maintenir à jour les habilitations électriques du personnel intervenant dans la sous-station et les salles électriques, conformément aux prescriptions de la norme NF C 18-510 ou équivalent algérien ;

Effectuer des contrôles périodiques de la mise à la terre et des protections différentielles sur l'ensemble des tableaux électriques.

Travaux en milieu confiné et en mer:

Établir une procédure de permis de travail en espace confiné pour les interventions à l'intérieur des cuves, des bassins et des filtres, incluant la mesure préalable de l'atmosphère (O_2, H_2S, CO) ;

Encadrer les interventions sur l'émissaire sous-marin par une procédure de travail en milieu hyperbare conforme à la réglementation algérienne, avec médecin hyperbare désigné et caisson de décompression accessible à proximité.

4.5.2 Recommandations en matière de protection de l'environnement:

Optimisation du rejet de saumure:

Étudier la faisabilité du déplacement ou de l'allongement de l'émissaire de rejet de saumure afin d'orienter le flux hyperhalin vers des zones de plus grande profondeur et de meilleur hydrodynamisme, réduisant ainsi son influence sur les biocénoses côtières sensibles ;

Mettre en place un système de diffuseurs multiports à l'extrémité de l'émissaire de rejet pour favoriser la dilution initiale de la saumure et atténuer l'effet de densité du panache hyperhalin ;

Instaurer un programme de surveillance continue de la salinité, de la température et de la teneur en oxygène dissous dans la zone de rejet, avec des mesures à plusieurs profondeurs et en plusieurs points de la colonne d'eau.

Gestion et valorisation des boues:

Mettre en place une filière de traitement des boues de prétraitement distincte du bassin de saumure, comprenant une étape de décantation et de déshydratation (filtre-presse ou centrifugeuse), afin de réduire la charge en matières en suspension du rejet final en mer ;

Étudier les possibilités de valorisation des boues déshydratées (amendement de sols, matériaux de construction), conformément à la réglementation algérienne sur la gestion des déchets industriels (loi n° 01-19 du 12 décembre 2001).

Réduction de l'impact des produits chimiques résiduels:

Réévaluer les doses d'hypochlorite de sodium utilisées en prétraitement afin de limiter la formation de sous-produits de désinfection dans la saumure rejetée, et envisager la substitution partielle par des systèmes d'électrochloration in situ moins générateurs de composés halogénés ;

Réaliser une analyse périodique des effluents CIP avant leur décharge dans le bassin de saumure, incluant la mesure du pH, de la DCO, des matières en suspension et des concentrations résiduelles en agents actifs (chlore libre, acide, détergents).

Recommandations normatives:

Engager une démarche auprès des autorités algériennes compétentes (MATE — Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement) pour l'élaboration d'un texte réglementaire fixant des valeurs limites de salinité et de TDS pour les rejets de saumure de dessalement, comblant ainsi la lacune identifiée dans le décret n° 06-141 ;

Intégrer les obligations de surveillance du milieu marin récepteur dans le cahier des charges d'exploitation de la station, avec rapports périodiques transmis aux services de l'environnement de la wilaya d'Aïn Témouchent.

Conclusion :

La station de dessalement de Béni Saf (BWC) représente une infrastructure hydraulique d'envergure nationale, capable de produire 200 000 m³/jour d'eau potable grâce à un procédé SWRO intégrant des technologies de récupération d'énergie performantes (ERI, rendement 95 %). Son exploitation repose sur une chaîne de traitement rigoureusement maîtrisée — captage, prétraitement multicouche, osmose inverse, post-traitement — mobilisant des équipements à haute pression et une gamme étendue de produits chimiques dangereux.

L'analyse HSE conduite dans ce chapitre révèle cependant que la performance technique de la station ne s'accompagne pas d'un encadrement environnemental proportionné. Le rejet quotidien de saumure concentrée (~244 000 m³/j, salinité estimée à 70–80 g/L) constitue la pression environnementale dominante sur le milieu marin côtier de la wilaya d'Aïn Témouchent, aggravée par l'absence de traitement distinct des boues de prétraitement. Sur le plan réglementaire, le décret exécutif n° 06-141 ne fixe aucune valeur limite de TDS ou de salinité applicable aux rejets de dessalement, ce qui prive les autorités de contrôle de tout levier normatif effectif.

La station illustre ainsi une tension structurelle caractéristique des grandes infrastructures de dessalement : la nécessité impérative de sécuriser l'approvisionnement en eau d'une région soumise au stress hydrique s'effectue au prix d'impacts environnementaux marins dont la gestion demeure insuffisamment encadrée. Combler ce vide législatif et mettre en œuvre les recommandations techniques formulées constitue un préalable indispensable à une exploitation véritablement durable de la SDEM de Béni Saf.

CHAPITRE V : SOLUTIONS ET ATTÉNUATION DES IMPACTS DES SAUMURES DE DESSALEMENT

Introduction:

Face aux impacts environnementaux significatifs identifiés dans les chapitres précédents, la mise en place de solutions techniques et de stratégies de gestion adaptées constitue un impératif pour garantir la durabilité des installations de dessalement. Ce chapitre présente l'ensemble des mesures d'atténuation disponibles, des technologies innovantes de traitement des saumures, ainsi qu'un cadre opérationnel de gestion environnementale applicable aux stations de dessalement.

5.1TECHNIQUES DE RÉDUCTION DE L'IMPACT ENVIRONNEMENTAL:

5.1.1Optimisation des systèmes de rejet:

La première ligne de défense contre les impacts des saumures réside dans l'optimisation des dispositifs de rejet. La configuration des émissaires sous-marins joue un rôle déterminant dans la dilution initiale de la saumure avec l'eau de mer réceptrice. Plusieurs stratégies techniques permettent de réduire substantiellement l'empreinte des rejets.

Tableau 5.1 – Comparaison des systèmes de rejet de saumure et leur efficacité de dilution

Type de système	Dilution initiale	Avantages	Inconvénients
Rejet direct côtier	Faible (< 10:1)	Faible coût d'installation	Impact local élevé, accumulation benthique
Émissaire submergé simple	Modérée (10–50:1)	Meilleure dispersion, coût modéré	Efficacité variable selon courants
Diffuseur multiports	Élevée (50–200:1)	Dilution rapide, faible impact benthique	Coût plus élevé, entretien requis
Rejet combiné (saumure + effluents)	Très élevée (> 200:1)	Utilise des flux existants, réduction concentrations	Nécessite coordination opérationnelle

Sources : Mezher et al., 2011 ; Einav & Lokiec, 2003 ; Petersen et al., 2018

Les diffuseurs multiports représentent la solution la plus performante en matière de dilution initiale. Ce dispositif consiste en une série d'orifices orientés vers le haut et/ou latéralement, favorisant un mélange turbulent entre la saumure et l'eau ambiante. Des études menées en Méditerranée ont démontré que les diffuseurs multiports peuvent atteindre des taux de dilution supérieurs à 100:1 dans les premiers mètres du rejet (Petersen et al., 2018).**[1]**

5.1.2Modélisation hydrodynamique et simulation de dispersion:

La modélisation hydrodynamique est un outil fondamental pour anticiper et optimiser les conditions de rejet avant la mise en service d'une installation. Cette approche permet de simuler la dispersion de la saumure dans le milieu récepteur en tenant compte des paramètres hydrodynamiques locaux (courants, vents, stratification thermique), de la bathymétrie et des caractéristiques physico-chimiques du rejet.

Des modèles numériques spécialisés tels que CORMIX (Cornell Mixing Zone Expert System), VISJET ou DELFT3D sont couramment utilisés pour évaluer l'extension spatiale du panache salin et définir les zones de mélange réglementaires. Une étude conduite sur la station de dessalement de Cap Djinet (Algérie) a utilisé le code CORMIX 9.0GT pour simuler la propagation des rejets de saumure et optimiser les paramètres du système d'émissaire (Université de Biskra, 2021).**[2]**

Tableau 5.2 – Principaux logiciels de modélisation de dispersion de saumure

Logiciel	Développeur	Applications principales	Portée spatiale
CORMIX	Cornell University	Zones de mélange, champ proche et lointain	Locale à régionale
VISJET	Université de Hong Kong	Simulation jets et panaches, visualisation 3D	Champ proche
DELFT3D	Deltares (Pays-Bas)	Hydrodynamique côtière, transport de solutés	Régionale à côtière
MIKE 21	DHI Group (Danemark)	Courantologie, qualité de l'eau, sédiments	Régionale

Sources : Frick et al., 2001 ; DHI Group, 2022 ; Deltares, 2023

5.1.3Amélioration des prétraitements pour réduire les produits chimiques:

Une part importante des impacts des saumures provient des produits chimiques ajoutés lors du prétraitement et du traitement de l'eau. La réduction de ces substances représente un levier majeur de mitigation environnementale. Plusieurs approches ont démontré leur efficacité :

- Antitartres à faible toxicité ou biodégradables : le remplacement des antitartres phosphonates traditionnels par des polymères biodégradables (acide polyaspartique, acide polyacrylique à faible poids moléculaire) réduit significativement la toxicité des rejets ;
- Désinfection alternative : la chloration conventionnelle génère des trihalométhanes dans la saumure rejetée. L'utilisation de lampes UV ou de l'ozonation permet de réduire de 80 à 95 % la formation de sous-produits halogénés ;
- Coagulation-floculation optimisée : l'ajustement des doses de coagulants (sulfate d'aluminium, chlorure ferrique) minimise la charge chimique transférée vers la saumure ;
- Cartouches filtrantes et membranes UF/MF en prétraitement : ces technologies réduisent l'encrassement membranaire et limitent le recours aux nettoyages chimiques.**[3]**

5.2 RÉUTILISATION ET VALORISATION DES SAUMURES:

5.2.1 Principe de la valorisation : vers une économie circulaire:

La saumure issue du dessalement n'est pas un déchet pur mais une ressource riche en sels dissous valorisables. L'approche de l'économie circulaire vise à transformer ce sous-produit en matières premières utiles pour diverses industries. La composition typique d'une saumure d'eau de mer concentrée révèle la richesse de ce gisement minéral.

Tableau 5.3 – Composition ionique typique d'une saumure de dessalement par osmose inverse (eau de mer méditerranéenne)

Ion / Composant	Concentration (g/L)	Rapport saumure/eau de mer	Valorisation potentielle
Chlorure (Cl^-)	38–45	~2×	PVC, acide chlorhydrique, Cl_2
Sodium (Na^+)	22–26	~2×	Sel alimentaire, NaOH, salage routes
Sulfate (SO_4^{2-})	5–7	~2×	Gypse, sulfate de sodium
Magnésium (Mg^{2+})	2,5–3,5	~2×	Réfractaires, alliages légers, engrais
Calcium (Ca^{2+})	0,8–1,2	~2×	$CaCO_3$, $CaSO_4$, ciment
Potassium (K^+)	0,7–1,0	~2×	Engrais potassiques, KCl
Lithium (Li^+)	0,001–0,003	~2×	Batteries, pharmacie (grande valeur)
TDS total	65–80	~2×	—

Sources : Drioli et al., 2011 ; Pérez-González et al., 2012 ; Giwa et al., 2017

5.2.2 Production de sel (NaCl) par évaporation:

La cristallisation du chlorure de sodium à partir de la saumure concentrée constitue l'une des voies de valorisation les plus directes. Inspirée du principe des marais salants traditionnels, cette technique consiste à exposer la saumure à l'évaporation solaire dans des bassins peu profonds jusqu'à atteindre la saturation (300–320 g/L de NaCl), puis à récolter le sel cristallisé.

Des études menées en France ont calculé que, dans les conditions idéales (recyclage intégral des saumures), une installation de dessalement de taille moyenne pourrait produire des quantités de sel compétitives vis-à-vis du marché industriel. Cependant, la présence de contaminants chimiques (produits anticorrosion, antimousses, traces métalliques) limite souvent la valorisation à des usages non alimentaires, principalement le déneigement et certains usages industriels (ENSEEIHT, 2022).**[4]**

5.2.3 Récupération de minéraux à haute valeur ajoutée:

Au-delà du NaCl, la saumure contient des ions minéraux présentant un intérêt économique significatif. Des chercheurs de l'Université de Stanford ont mis au point un dispositif de séparation électrochimique permettant de fractionner la saumure en ses composants ioniques. Ce procédé génère de l'hydrogène (utilisé pour la fabrication d'engrais et le stockage d'énergie), de l'hydroxyde de sodium (NaOH, utilisé pour la production de savon, de papier et de détergents, voire comme agent de prétraitement dans le dessalement lui-même) et de l'acide chlorhydrique (HCl), doté de multiples applications industrielles (Clubic/Stanford, 2020).

Un brevet récent (WO2025101053A1) décrit un procédé de valorisation sélective permettant d'extraire successivement : le NaCl, le $CaSO_4$ (gypse), la kaïnite ($KClMgSO_4 \cdot 3H_2O$) et la carnallite ($KMgCl_2 \cdot 6H_2O$) utilisables comme engrais naturels, la struvite et la newberyite comme engrais à libération lente, ainsi que du bitartrate de potassium pour l'industrie agroalimentaire (Google Patents, 2025).**[5]**

Tableau 5.4 – Filières de valorisation des saumures et produits récupérables

Filière	Produit récupéré	Valeur marchande	Secteurs utilisateurs
Évaporation solaire	NaCl	Faible–Modérée	Industrie chimique, déneigement, alimentation (si pur)
Électrolyse chlore-soude	Cl_2 , NaOH, H_2	Élevée	Chimie, détergents, énergie, dessalement
Précipitation sélective	$CaSO_4$ (gypse)	Modérée	Construction, plâtrerie
Cristallisation fractionnée	Sels de Mg, K	Élevée	Engrais, réfractaires, pharmacie
Extraction lithium	Li^+	Très élevée	Batteries lithium-ion, électronique
Struvite (précipitation)	$MgNH_4PO_4$	Modérée–Élevée	Engrais phosphatés à libération lente

Sources : Drioli et al., 2011 ; Giwa et al., 2017 ; Google Patents WO2025101053A1

5.2.4 Aquaculture halophile et mariculture:

Une voie de valorisation originale consiste à intégrer la saumure dans des systèmes d'aquaculture adaptée aux eaux à haute salinité (aquaculture halophile). Des espèces telles que l'artémie (Artemia salina), certaines microalgues halophiles (Dunaliella salina, productrice de bêta-carotène), ou encore des plantes halophytes à usage agroalimentaire peuvent être cultivées dans des bassins alimentés par les saumures diluées, créant ainsi une filière de valorisation biologique.

La microalgue Dunaliella salina, capable de se développer dans des salinités de 100 à 350 g/L, produit de la bêta-carotène à haute valeur commerciale (jusqu'à 500 $/kg de pigment pur). Des pilotes industriels intégrant cette filière à des unités de dessalement ont été testés en Australie avec des résultats encourageants (Giwa et al., 2017).**[6]**

5.3 TECHNOLOGIES INNOVANTES : VERS LE ZÉRO REJET LIQUIDE (ZLD):

5.3.1 Principe et définition du ZLD:

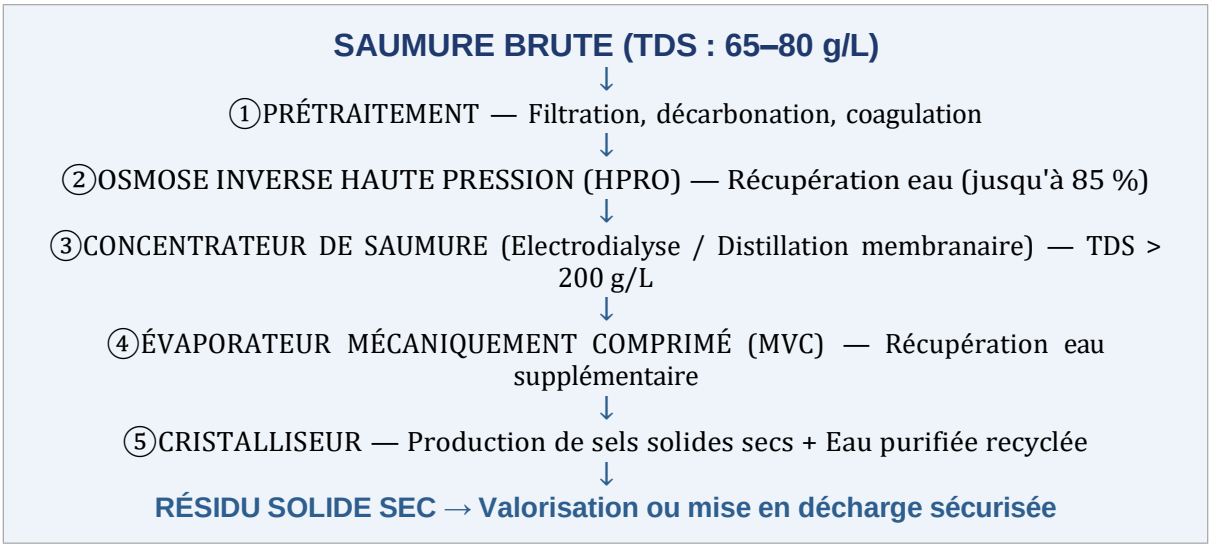
Le Zéro Rejet Liquide (Zero Liquid Discharge – ZLD) est une stratégie de traitement des effluents visant à éliminer totalement les rejets liquides d'un procédé industriel. Appliqué au dessalement, le ZLD consiste à traiter la saumure produite jusqu'à sa conversion complète en eau récupérée et en résidu solide sec, éliminant ainsi tout rejet aqueux vers le milieu naturel.

Selon Lenntech (2023), les technologies ZLD permettent de produire, à partir d'eau salée, une eau hautement purifiée et un produit sec solide prêt à être valorisé ou mis en décharge de manière sécurisée. L'augmentation des restrictions réglementaires sur les rejets chargés en sels rend ces technologies de plus en plus nécessaires, notamment dans les zones où la ressource en eau est rare ou protégée par la législation.**[7]**

5.3.2 Architecture d'un système ZLD:

Un système ZLD complet comprend plusieurs étapes de traitement successives, allant du prétraitement initial jusqu'à la cristallisation finale du résidu solide. La figure schématique ci-dessous illustre la séquence typique d'une unité ZLD.

Figure 6.1 – Schéma de principe d'un système ZLD appliqué au traitement des saumures de dessalement



Sources : Lenntech, 2023 ; Ahmed et al., 2022 ; NuWater, 2025

5.3.3 Technologies de concentration membranaire:

Plusieurs technologies membranaires émergentes complètent ou remplacent avantageusement les étapes thermiques dans les systèmes ZLD, améliorant leur efficacité énergétique et économique :

a) Distillation membranaire (MD)

La distillation membranaire utilise des membranes hydrophobes microporeuses à travers lesquelles la vapeur d'eau migre sous l'effet d'un gradient de pression de vapeur. Ce procédé peut traiter des saumures à très haute salinité (jusqu'à saturation) et est thermiquement activé, permettant l'utilisation de chaleur résiduelle ou d'énergie solaire.

Des taux de récupération d'eau supérieurs à 95 % sont atteints dans les configurations hybrides OI-MD (Drioli et al., 2015).

b) Osmose directe (FO – Forward Osmosis)

L'osmose directe exploite la pression osmotique naturelle d'une solution d'entraînement concentrée pour extraire l'eau de la saumure à traiter. Ce procédé présente une faible consommation d'énergie mécanique mais nécessite une étape de régénération de la solution d'entraînement. Couplée à l'osmose inverse, la FO permet de concentrer la saumure au-delà des limites opérationnelles de l'OI classique.

c) Électrodialyse inversée (EDR)

L'électrodialyse inversée utilise des membranes échangeuses d'ions sélectives et un champ électrique pour séparer les ions des molécules d'eau. L'inversion périodique du champ électrique permet de nettoyer automatiquement les membranes et d'éviter l'entartrage. L'EDR est particulièrement efficace pour les saumures de salinité intermédiaire (5 à 30 g/L) et complète avantageusement les étapes en aval d'un système ZLD.**[8][9]**

Tableau 5.5 – Comparaison des technologies ZLD et semi-ZLD pour le traitement des saumures

Technologie	TDS traitable (g/L)	Récupération eau (%)	Conso. énergie (kWh/m³)	Avantages / Limites
OI conventionnelle	< 70	40–65	3–5	Mature, économique / Limites sel
OI haute pression (HPRO)	70–120	65–80	5–12	Bonne efficacité / Coût membranes
Électrodialyse (EDR)	5–30	75–90	2–5	Sélectivité ionique / Coût électricité
Distillation membranaire (MD)	> 200 (saturation)	90–99	100–300 (thermique)	Supporte hautes salinités / Chaleur résiduelle utilisable
Évaporateur MVC	Concentré > 200	95–99	15–25	Haute performance / Coût élevé
Cristalliseur thermique	Quasi-saturé	> 99 (ZLD)	30–70	ZLD atteint / Très coûteux

Sources : Lenntech, 2023 ; NuWater, 2025 ; Ahmed et al., 2022 ; Lu et al., 2019

5.3.4 Cristalliseurs solaires et ZLD à énergie renouvelable:

Une avancée récente dans la durabilité des systèmes ZLD concerne l'utilisation de cristalliseurs solaires fabriqués par impression 3D. Des recherches publiées dans la revue NCBI (2023) décrivent un cristalliseur solaire à base de composites polylactique/carbone (PLA/C) utilisant exclusivement l'énergie solaire pour la concentration et la cristallisation des saumures à haute salinité. Ce dispositif permet de traiter des saumures directement jusqu'au résidu solide sans consommation d'électricité conventionnelle, réduisant considérablement l'empreinte carbone du procédé ZLD.

L'intégration d'énergies renouvelables (solaire thermique, éolien, énergie osmotique) dans les systèmes ZLD représente la voie de développement la plus prometteuse pour rendre économiquement viable le zéro rejet dans les pays en développement, notamment en Afrique du Nord et au Moyen-Orient.**[10][11]**

5.4 PLAN DE GESTION ENVIRONNEMENTALE (PGE):

5.4.1 Cadre conceptuel du PGE:

Le Plan de Gestion Environnementale (PGE) constitue l'instrument opérationnel central permettant d'organiser, de coordonner et de mettre en œuvre l'ensemble des mesures d'atténuation identifiées dans le cadre d'une étude d'impact environnemental. Il définit les responsabilités, les calendriers, les indicateurs de performance et les procédures de suivi applicables tout au long du cycle de vie de l'installation de dessalement.

Les études d'impact de stations de dessalement en Tunisie, au Maroc et en Algérie (EIE Djerba, EIES Safi OCP, EIES TIFERT) ont systématiquement intégré un PGE couvrant les phases de construction et d'exploitation, avec des tableaux de suivi détaillés et une affectation claire des responsabilités institutionnelles.**[12]**

5.4.2 Composantes du PGE – Phase de construction:

Tableau 5.6 – Synthèse du PGE en phase de construction d'une station de dessalement

Impact identifié	Mesure d'atténuation	Indicateur de suivi	Responsabilité
Érosion des sols / turbidité	Géotextiles, digues de rétention, plan de terrassement phasé	Turbidité eau côtière (NTU)	Maître d'ouvrage / Bureau de contrôle
Dégradation habitats côtiers	Délimitation zones sensibles, calendrier travaux hors saison reproductive	Cartes bathymétriques, suivi herbiers	Écologiste marin / Chef de projet
Pollution accidentelle huiles/carburants	Plan d'urgence, kit anti-pollution, bacs de rétention	Nbre d'incidents déclarés	Responsable HSE chantier
Nuisances sonores et vibrations	Horaires de chantier limités, équipements anti-vibratoires	Mesures dB(A) périodiques	Conducteur de travaux
Déchets de chantier	Tri sélectif, évacuation vers filières agréées	Tonnage de déchets évacués/mois	Responsable logistique chantier

Sources : EIE Djerba, 2020 ; EIES Safi OCP, 2023 ; GEREP-Environnement, 2019

5.4.3 Composantes du PGE – Phase d'exploitation:

Tableau 5.7 – Synthèse du PGE en phase d'exploitation : mesures et indicateurs

Composante	Mesure d'atténuation	Indicateur de performance	Fréquence suivi	Seuil d'alerte
Rejet de saumure	Diffuseur multiports, dilution en temps réel, modélisation	Salinité à 100 m du rejet (g/L)	Continue (sonde en ligne)	> 39,5 g/L
Température rejet	Refroidissement saumure si T°eau > 2°C au-dessus de fond	ΔT rejet vs fond (°C)	Quotidienne	> 3°C
Produits chimiques	Substitution antitartres biodégradables, dosage optimal	Concentration antitartres saumure (mg/L)	Hebdomadaire	Cf. normes locales
Suivi écosystème marin	Inventaires benthiques semestriels (herbiers, macrofaune)	Couverture herbiers (%); densité macrofaune	Semestrielle	Diminution > 10 %
Consommation énergétique	Récupérateurs de pression, optimisation pompes	Consommation spécifique (kWh/m³)	Mensuelle	> 4,5 kWh/m³
Gestion membranes	Plan de nettoyage, remplacement cyclique, recyclage	Flux normalisé, taux de récupération	Hebdomadaire	Flux normalisé < 80 %

Sources : EIE Djerba, 2020 ; EIES Safi OCP, 2023 ; IWRA, 2008

5.4.4 Programme de surveillance environnementale:

Le programme de surveillance environnementale (PSE) est le volet technique du PGE chargé de mesurer, enregistrer et analyser les paramètres environnementaux critiques. Il repose sur un réseau de stations de mesure disposées selon un gradient spatial par rapport au point de rejet :

- Station de référence (S0) : localisée à l'amont des courants dominants, hors zone d'influence du rejet, servant de référence comparative ;
- Station de champ proche (S1) : à 50–100 m du point de rejet, permet de vérifier le respect des seuils de mélange réglementaires ;
- Station de champ moyen (S2) : à 300–500 m du rejet, évalue la dilution et la dispersion dans la zone intermédiaire ;
- Station de champ lointain (S3) : à 1 000–2 000 m, contrôle l'absence d'impact résiduel sur les habitats sensibles éloignés.

Tableau 5.8 – Programme de surveillance environnementale recommandé pour une station de dessalement côtière

Paramètre mesuré	Méthode / Équipement	Fréquence	Stations	Norme de référence
Salinité (g/L)	CTD (Conductivité-Temp.-Pression)	Continue	S0, S1, S2	± 10 % salinité naturelle
Température (°C)	Thermistances in situ	Continue	S0, S1, S2, S3	ΔT < 2°C vs fond
Oxygène dissous (mg/L)	Oxymètre électrochimique	Hebdomadaire	S0, S1, S2	> 5 mg/L
Turbidité (NTU)	Turbidimètre en ligne	Hebdomadaire	S0, S1	< 5 NTU (rejet)
Métaux lourds (Cu, Ni, Mo)	ICP-MS sur sédiment et eau	Trimestrielle	S0, S1, S2	Normes OMS/UNEP
Macrobenthos (diversité)	Carottes sédimentaires, bennes Van Veen	Semestrielle	S0, S1, S2, S3	Indice AMBI < 2
Posidonies / herbiers (%)	Plongée, quadrats photographiques	Annuelle	S2, S3	Régression < 5 % acceptable
Chlorophylle a (µg/L)	Spectrophotométrie	Mensuelle	S0, S1, S2	Pas de bloom anormal

Sources : Lattemann & Höpner, 2008 ; Plan Bleu, 2024 ; IWRA, 2008

5.4.5 Gestion des incidents et plan d'urgence environnementale:

Tout PGE robuste doit intégrer un volet réactif permettant de répondre rapidement à des situations anormales : défaillance du système d'émissaire, rejet accidentel de produits chimiques concentrés, ou dépassement prolongé des seuils d'alerte. Le plan d'urgence environnementale comprend généralement :

- Un système d'alarme automatisé déclenché par les sondes en ligne (salinité, température, conductivité) dès dépassement des seuils ;
- Un protocole d'arrêt ou de by-pass immédiat du rejet en cas d'anomalie grave ;
- Une procédure d'évaluation rapide de l'impact et d'information des autorités compétentes dans un délai de 24 heures ;
- Un plan de réhabilitation des zones potentiellement affectées, incluant des mesures compensatoires (transplantation d'herbiers, repeuplement faunistique) ;
- Des exercices de simulation annuels pour tester la réactivité des équipes opérationnelles.**[13]**

Conclusion

Le présent chapitre met en évidence que les impacts environnementaux des rejets de dessalement peuvent être considérablement réduits grâce à une gestion intégrée reposant sur des solutions techniques, environnementales et organisationnelles. L'optimisation des systèmes de rejet, l'utilisation de produits chimiques moins toxiques et la modélisation hydrodynamique permettent de limiter efficacement les effets de la saumure sur le milieu marin.

Le chapitre souligne également le potentiel de valorisation de la saumure dans une approche d'économie circulaire, notamment par la récupération de sels minéraux, de métaux d'intérêt tels que le lithium, ainsi que par son utilisation dans l'aquaculture et d'autres procédés industriels. Les technologies de Zéro Rejet Liquide (ZLD)

apparaissent comme une solution durable permettant d'atteindre des taux très élevés de récupération d'eau tout en réduisant les rejets liquides.

Enfin, la mise en place d'un Plan de Gestion Environnementale (PGE) et d'un programme de surveillance continue constitue un élément essentiel pour assurer le suivi des impacts, garantir le respect des objectifs environnementaux et améliorer la gestion des installations de dessalement. Dans le contexte algérien, ces mesures devront être accompagnées d'un renforcement du cadre réglementaire afin d'encadrer spécifiquement les rejets de saumure et de favoriser un développement durable du secteur du dessalement.

CONCLUSION GENERALE

Le présent travail avait pour objectif d'évaluer l'impact environnemental des rejets issus de la station de dessalement d'eau de mer SDEM-BWC de Sidi Ben Adda (wilaya d'Aïn Témouchent), en portant une attention particulière à la saumure concentrée et aux boues générées par le processus d'osmose inverse.

À travers l'étude de cas menée au Chapitre IV, il a été possible d'analyser en détail le processus industriel et d'identifier les risques professionnels et environnementaux majeurs de l'installation.

L'analyse des impacts sur le milieu marin a révélé que les biocénoses benthiques, et notamment les herbiers de *Posidonia oceanica* — espèce endémique et indicatrice de la qualité écologique des eaux côtières méditerranéennes — sont particulièrement vulnérables aux effets de l'hypersalinité et de la turbidité engendrées par la dispersion de la saumure. La perturbation de ces écosystèmes sensibles représente un risque écologique réel à long terme, d'autant plus que la station opère à une capacité de 200 000 m³/jour répartie sur dix unités de production.

Sur le plan des performances industrielles, la station intègre des technologies éprouvées, notamment l'échangeur d'énergie ERI PX-220 assurant un taux de récupération énergétique de 95 %, ainsi qu'un système de filtration en trois étapes permettant de minimiser l'encrassement des membranes. Ces dispositifs témoignent d'une volonté d'optimisation opérationnelle, mais ne sauraient à eux seuls suffire à atténuer les impacts environnementaux des rejets concentrés.

En définitive, cette étude souligne la nécessité d'adopter une approche intégrée combinant le suivi régulier de la qualité des eaux marines au voisinage du point de rejet, la mise en œuvre de systèmes de dépollution des boues avant leur élimination, et le renforcement du cadre réglementaire national encadrant les rejets des unités de dessalement. Il est également recommandé d'envisager la valorisation des sous-produits, notamment par la récupération de sels minéraux à partir de la saumure, dans une perspective d'économie circulaire.

Ce travail constitue une contribution modeste mais utile à la compréhension des enjeux environnementaux liés au dessalement en milieu méditerranéen côtier algérien, et ouvre la voie à des investigations plus approfondies, notamment par modélisation hydrodynamique de la dispersion des rejets et par suivi écologique à long terme des fonds marins.

BIBLIOGRAPHIE

Chapitre I

[1] F. MUSSEAU, Article, URL http://eau.apinc.org/spip.php?article510, Libération du 8 Aout, 2007

[2] Y. MANDRI, « Étude paramétrique du procédé de dessalement de l'eau de mer par congélation sur paroi froide : Alimentation et Nutrition », Université Claude Bernard - Lyon I, Français, 2011

[3] J. DUNGLAS, « Le dessalement de l'eau de mer, une nouvelle méthode pour accroitre la ressource en eau ». Groupe eau. Académie d'agriculture de France, 2014.

[4] MOUDJEB Miloud, « ETUDE DE LA STATION DE DESSALEMENT DE MOSTAGANEM », MEMOIRE DE MAGISTER, Faculté d'Architecture et de Génie Civil, Département Hydraulique, Université d'Oran, 2016.

[5] F. VALLIRON, « Gestion des eaux: alimentation en eau d'assainissement », presses de l'école nationale des ponts et chaussés, Paris, 1989.

[6] R. DESJARDINS, « Traitement des eaux ». Edition de l'école polytechnique de Montréal, 2ème édition 1997.

[7] R.H. HECTOR, « Supervision et diagnostic des procédés de production d'eau potable », Thèse de Doctorat. Institut national de sciences appliquées de Toulouse, 2006.

[8] J. B. CASTAING, « Procédés de traitement de l'eau de mer en conchyliculture pour la sauvegarde et le maintien de la qualité des mollusques bivalves ». Thèse de doctorat. Génie des procédés. Université de Nante, 2011

[9] B. CHENAOUI, « Dessalement de l'eau de mer à la station de MAINIS et son impact sur l'environnement ». Séminaire Ouargla. Université de Chlef, 2010.

[10] O. AUTRAND, « Le dessalement d'eau de mer: Un avenir pour l'eau potable? », Février 2007.

[11] V. RENAUDIN, « Le dessalement de l'eau de mer et des eaux saumâtres » CNRS, Nancy 2003.

[12] NICOS X. TSIOURTIS, « desalination and the environement » ; desalination vol 141, 2005.

[13] www.emse.fr « brodahg » fiche9_2.

[14] D. BOIXADERA, « Le dessalement d'eau de mer. BRL Ingénierie » 2001.

[15] Tome 1. Dégrement « Mémento technique de l'eau », Lavoisier-Lexique technique de l'eau, Paris, 2005.

[16] UNEP/MAP, « Dessalement de l'eau de mer en méditerranée évaluation et lignes directrices », MAP Technical Reports Series No. 139, Athens, 2003.

[17] S. KEHAL, « Rétrospective et perspective du dessalement en Algérie. Désalinisation », 2001.

[18] Ministère des ressources en eaux et de l'environnement Algérienne des eaux.

[19] N. SABER, « l'eau, c'est la vie ». Energie et mines, Avril 2004.

[20] UNEP « Programme des Nations Unies pour l'Environnement », 07 mai 2001.

[21] Tinyurl.com, « commission européenne- Energy & Transport : figures and main facts », 2007.

[22] Programme des nations unies pour l'environnement UNEP (DEC)/MED WG. 231/12, 10. Avril 2003.

[23] UNEP, « An Approach to Environmental Impact Assessment for Projects Affecting the Coastal and Marine Environment ». Regional Seas Reports and Studies No. 122, 1990.

[24] H. HOEPNER, « a procedure for Environmental Impact Assessments (EIA) for seawater desalination plants », 1999.

[25] R. EINAV and F. LOKIEC, « environmental aspects of a desalination plant in Ashkelon ; desalination », 2003.

[26] M. ARGYROU, « Impact of Desalination Plant on marine macrobenthos in the coastal waters of Dehkelia bay, Cyprus ». Internal Report, 2000.

[27] C.M. FREIXA, « Benmarking International en matière de dessalement des eaux », revue HTE N°142, juin 2009.

[28] Z.A Sabri, G.P Laggan and R. Hagenson, « Safety and Environmental impact of fossil fouled desalination plants ». Vol 1 p 99, 1980.

[29] R. EINAV, K. HAMSSIB et D. PERIYB, « The footpritnt of the desalinisation processes on the onvironnement » Desalinitation. Vol 152 p 141-154, 2002.

[30] B. JACQUES. Boislève, 2010.

CHAPITRE II:

[1] Elimelech M., Phillip W.A. (2011). The Future of Seawater Desalination: Energy, Technology, and the Environment. Science, 333(6043), 712-717.

[2] Jones E., Qadir M., van Vliet M.T.H., Smakhtin V., Kang S.M. (2019). The state of desalination and brine production: A global outlook. Science of the Total Environment, 657, 1343-1356.

[3] Lattemann S., Höpner T. (2008). Environmental impact and impact assessment of seawater desalination. Desalination, 220(1-3), 1-15.

[4] Panagopoulos A., Haralambous K.J., Loizidou M. (2019). Desalination brine disposal methods and treatment technologies – A critical review. Science of the Total Environment, 693, 133545.

[5] Agence Nationale des Ressources Hydrauliques (ANRH). (2022). Bilan hydrologique de l'Algérie 2021. Alger.

[6] Ministère des Ressources en Eau (MRE). (2023). Programme National de Dessalement de l'Eau de Mer. Rapport annuel. Alger.

[7] Bleninger T., Jirka G.H. (2008). Modelling and environmentally sound management of brine discharges from desalination plants. Desalination, 221(1-3), 585-597.

[8] Palomar P., Losada I.J. (2011). Impacts of brine discharge on the marine environment. Modelling as a predictive tool. In: Desalination – Trends and Technologies. InTech, pp. 279-310.

[9] Pérez-González A., Urtiaga A.M., Ibáñez R., Ortiz I. (2012). State of the art and review on the treatment technologies of water reverse osmosis concentrates. Water Research, 46(2), 267-283.

[10] Fritzmann C., Löwenberg J., Wintgens T., Melin T. (2007). State-of-the-art of reverse osmosis desalination. Desalination, 216(1-3), 1-76.

[11] Al-Rawajfeh A.E. (2008). Simultaneous deaeration and decarbonation by CO_2 release model: Application to MSF desalination plants. Chemical Engineering and Processing, 47(4), 663-675.

[12] Darwish M.A., Al-Najem N.M. (2000). Energy consumption by multi-stage flash and reverse osmosis desalters. Applied Thermal Engineering, 20(4), 399-416.

[13] Gibert O., Lefèvre B., Teuler J.M., Bernat X. (2013). Effect of seawater desalination on ionic distribution in brines. Desalination, 311, 37-47.

[14] Millero F.J. (2010). History of the equation of state of seawater. Oceanography, 23(3), 18-33.

[15] Shrestha E., Ahmad S., Johnson W., Batista J. (2012). Carbon footprint of water conveyance versus on-site water recycling and rainwater harvesting. Resources, Conservation and Recycling, 61, 74-86.

[16] Greenlee L.F., Lawler D.F., Freeman B.D., Marrot B., Moulin P. (2009). Reverse osmosis desalination: Water sources, technology, and today's challenges. Water Research, 43(9), 2317-2348.

[17] Morillo J., Usero J., Rosado D., El Bakouri H., Riaza A., Bernaola F.J. (2014). Comparative study of brine management technologies for desalination plants. Desalination, 336, 32-49.

[18] Miri R., Chouikhi A. (2005). Ecotoxicological marine impacts from seawater desalination plants. Desalination, 182(1-3), 403-410.

[19] Höpner T., Lattemann S. (2003). Chemical impacts from seawater desalination plants – a case study of the northern Red Sea. Desalination, 152(1-3), 133-140.

[20] 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(18), 5117-5128.

[21] Borbély G., Csanádi J., Czibulya Z., Sümegi P. (2009). Metal contamination of sediments near a desalination plant. Marine Pollution Bulletin, 58(5), 702-709.

[22] Abdul-Wahab S.A. (2007). Characterization of water discharged from a thermal enhanced oil recovery process. Desalination, 208(1-3), 260-274.

[23] Frank H., Fussmann K.E., Rahav E., Bar Zeev E. (2006). Efecto de los vertidos de salmueras de desalación sobre las comunidades bentónicas. Scientia Marina, 70(3), 577-584.

[24] Purnama A., Al-Barwani H.H., Smith R. (2005). Modelling the impact of desalination plant brine discharges on the salinity of a semi-enclosed sea. Desalination, 182(1-3), 481-489.

[25] Al-Musaylhi A.K., Al-Hasni S., Al-Belushi M. (2019). Evaluation of trace metals in brine water effluents from MSF desalination plants in Oman. Environmental Monitoring and Assessment, 191(2), 1-15.

[26] Tewari A., Bhatt A., Bhattacharya B. (2006). Long-term impact of brine discharges on the fauna of soft-bottom benthic community from Kalpakkam. Aquatic Ecology, 40(4), 537-547.

[27] Rejeb Jenhani A.B., Bousselmi L., Ghrabi A. (2018). Coastal brine discharge impacts on trace metal accumulation in Posidonia oceanica (L.) Delile. Marine Pollution Bulletin, 130, 64-70.

[28] Fabbri D., Trombini C., Vassura I. (2001). Comparative study of antiscalants for desalination and their degradation products. EDS Conference Proceedings, pp. 241-252.

[29] Gaid K., Treal Y. (2007). Industrial desalination of water: use of reverse osmosis membranes. L'Eau, l'Industrie, les Nuisances, 305, 73-79.

[30] Antony A., Low J.H., Gray S., Childress A.E., Le-Clech P., Leslie G. (2011). Scale formation and control in high pressure membrane water treatment systems: A review. Journal of Membrane Science, 383(1-2), 1-16.

[31] Vrouwenvelder J.S., Graf von der Schulenburg D.A., Kruithof J.C., Johns M.L., van Loosdrecht M.C.M. (2010). Biofouling of spiral-wound nanofiltration and reverse osmosis membranes. Desalination, 261(3), 203-210.

[32] Agus E., Voutchkov N., Sedlak D.L. (2009). Disinfection by-products and their potential impact on drinking water quality in Singapore. Journal of Water Supply: Research and Technology – AQUA, 58(4), 272-281.

[33] Richardson S.D., Plewa M.J., Wagner E.D., Schoeny R., DeMarini D.M. (2007). Occurrence, genotoxicity, and carcinogenicity of regulated and emerging disinfection by-products in drinking water. Mutation Research, 636(1-3), 178-242.

[34] Drouiche N., Ghaffour N., Lounici H., Mameri N. (2011). Pretreatment of seawater for desalination by coagulation/flocculation/sedimentation. Desalination and Water Treatment, 34(1-3), 108-116.

[35] Choi Y.H., Kweon J.H. (2011). Optimization of the pretreatment process for SWRO membranes. Korean Journal of Chemical Engineering, 28(8), 1773-1778.

[36] Zaharna M.M., Al-Hindi M.A. (2018). Effect of MSF desalination process on brine characteristics and benthic communities in a semi-enclosed bay. Desalination, 439, 92-103.

[37] Cipollina A., Micale G. (2009). Sustainable Energy for Desalination. In: Encyclopedia of Desalination and Water Resources. EOLSS Publishers.

[38] Hater W., vom Broeck H., Dubin T. (2011). Threshold inhibition of scale formation using polymeric antiscalants. Desalination, 265(1-3), 110-116.

[39] Salgot M., Huertas E., Hollender J., Dott W., Melin T., Hollender J. (2012). Emerging contaminants: Characteristics and implications for the reuse of reclaimed water. Water Science and Technology: Water Supply, 12(3), 304-309.

[40] Tlili M.M., Amor M.B., Gabrielli C., Joiret S., Maurin G., Rousseau P. (2008). Fouling assessment in MSF and RO desalination plants. Desalination, 220(1-3), 327-339.

[41] Salgot M., Huertas E. (2012). Tertiary treatment and disinfection. In: Wastewater Treatment. IWA Publishing.

[42] Baawain M.S., Al-Mamun A., Acharya K. (2015). Investigation of sludge characteristics from a seawater desalination plant. Desalination, 360, 75-84.

[43] Khordagui H.K., Abu-Hilal A.H. (1994). Environmental impact of reject brine from reverse osmosis desalination plants. Desalination, 97(1-3), 81-92.

[44] Drouiche N., Ghaffour N., Naceur M.W., Mahmoudi H., Ouslimane T. (2012). Characterization of sludge from pre-treatment stages of reverse osmosis seawater desalination plants in Algeria. Desalination, 299, 92-98.

[45] Squire D., Murnen H., Couper J.L., Royce B.S.H. (1997). The discharge of brine from desalination plants. Desalination, 108(1-3), 143-151.

[46] Dawoud M.A. (2005). The role of desalination in augmentation of water supply in GCC countries. Desalination, 186(1-3), 187-198.

[47] Caron D.A., Garneau M.E., Seubert E., Howard M.D.A., Darjany L., Schnetzer A., Cetinić I., Filteau G., Lauri P., Jones B., Trussell S. (2010). Harmful algae and their potential impacts on desalination operations off the coast of the Arabian Peninsula. Water Research, 44(6), 1433-1451.

[48] Drouiche N., Ghaffour N., Mahmoudi H. (2010). Seawater desalination sludge: Characterization and environmental impact. Proceedings of the 1st International Conference on Desalination and the Environment.

[49] Sanciolo P., Milne N., Taylor K., Mullet M., Gray S. (2012). Silica scale mitigation for high recovery reverse osmosis of groundwater. Desalination, 295, 43-52.

[50] Issa M.A., Aljanabi A.A., Al-Obaidy A.H.M. (2021). Environmental assessment of sludge from desalination pre-treatment. Environmental Science and Pollution Research, 28, 1234-1248.

[51] Mickley M.C. (2004). Review of concentrate management options. The Future of Desalination in Texas, Vol. 2, TWDB Report No. 363.

[52] Panagopoulos A. (2021). Brine management: Treatment technologies and environmental impact. Environmental Pollution, 288, 117610.

[53] Millero F.J., Pierrot D. (1998). A Chemical Equilibrium Model for Natural Waters. Aquatic Geochemistry, 4(1), 153-199.

[54] Zeebe R.E., Wolf-Gladrow D. (2001). CO_2 in Seawater: Equilibrium, Kinetics, Isotopes. Elsevier Oceanography Series 65.

[55] Lionello P., Malanotte-Rizzoli P., Boscolo R. (Eds.) (2006). Mediterranean Climate Variability. Elsevier, Amsterdam.

[56] Haugan P.M., Drange H. (1996). Effects of CO_2 on the ocean environment. Energy Conversion and Management, 37(6-8), 1019-1022.

[57] Sadhwani J.J., Veza J.M., Santana C. (2005). Case studies on environmental impact of seawater desalination. Desalination, 185(1-3), 1-8.

[58] Mohamed A.M.O., Maraqa M., Al Handhaly J. (2005). Integrated water management plan for desalination reject water. Arabian Journal for Science and Engineering, 30(1), 35-62.

[59] Al-Shammiri M., Al-Dawas M. (2004). Performance evaluation of two MSF desalination plants. Desalination, 166, 285-294.

[60] Tsiourtis N.X. (2001). Desalination and the environment. Desalination, 141(3), 223-236.

[61] Ahmed M., Abdulkarim A., Vaidya D.B., Al-Hammouri A.K. (2003). Numerical modelling of brine discharges from MSF desalination plants. Desalination, 152(1-3), 141-154.

[62] Gacia E., Invers O., Manzanera M., Ballesteros E., Romero J. (2007). Photosynthetic performance of Posidonia oceanica as a tool for environmental biomonitoring. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 347(1-2), 93-100.

[63] Garcés E., Camp J., Mas A., Vila M., Borsodi A. (2014). The PERSEUS coastal areas monitoring plan for the Mediterranean. Ocean & Coastal Management, 101, 86-95.

[64] Dupavillon J.L., Gillanders B.M. (2009). Impacts of seawater desalination on the giant Australian cuttlefish Sepia apama. Marine Environmental Research, 67(4-5), 207-218.

[65] Davies P.A. (2005). A review of brine discharges from seawater desalination plants. Chemistry Today, 23(4), 45-51.

[66] Aguilera P.A., Fernández A., Reyes R., Romo A. (2015). Environmental assessment of desalination technologies: A systematic review. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 41, 916-931.

[67] Raventos N., Macpherson E., García-Rubies A. (2006). Effect of brine discharge from a desalination plant on macrobenthic communities in the NW Mediterranean. Marine Environmental Research, 62(1), 1-14.

[68] Torres Ruiz J., Alcazar R., Rodriguez-Ruiz A., Aguadero A. (2013). Long-term variation of Posidonia oceanica meadows in a Mediterranean coastal zone affected by a desalination brine discharge. Marine Environmental Research, 83, 60-70.

[69] Boyd C.E., Tucker C.S. (2012). Pond Aquaculture Water Quality Management. Kluwer Academic Publishers, Boston.

[70] UNEP/MAP (2004). Eutrophication and Related Problems in the Mediterranean Sea. Technical Report, UNEP/MAP.

[71] Kirk J.T.O. (1994). Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems. 2nd ed. Cambridge University Press.

[72] Beker B. (2016). Technical and environmental assessment of desalination plants in Algeria. Desalination, 400, 1-12.

[73] Loya-Fernández A., Ferrero-Vicente L.M., Marco-Méndez C., Martínez-García E., Zubcoff J., Sánchez-Lizaso J.L. (2012). Assessing the benthic response to a brine discharge. Marine Pollution Bulletin, 64(10), 2199-2207.

[74] Fernández-Torquemada Y., Sánchez-Lizaso J.L., González-Correa J.M. (2005). Effects of salinity on growth of Posidonia oceanica (L.) Delile. Botanica Marina, 48(5-6), 439-450.

[75] Ruiz J.M., Marín-Guirao L., Sandoval-Gil J.M. (2009). Decline of Posidonia oceanica at its N boundary: regression due to climate change? Botanica Marina, 52(4), 378-389.

[76] World Health Organization (WHO). (2007). Desalination for Safe Water Supply: Guidance for the Health and Environmental Aspects Applicable to Desalination. Geneva, Switzerland.

[77] Palomar P., Lara J.L., Losada I.J., Rodrigo M., Alvárez A. (2012). Near field brine discharge modelling Part 1: Analysis of commercial tools. Desalination, 290, 14-27.

[78] Aboelmaaref M.M., Zayed M.E., Zhao J., Li W., Askalany A.A., Ahmed M.S., Ali E.S. (2020). Hybrid solar desalination systems driven by parabolic trough and parabolic dish CSP technologies. Energy Conversion and Management, 220, 113105.

[79] UNEP/MAP-MED POL (2003). Brine Disposal from Land-Based Desalination Plants in the Mediterranean Region. Technical Report No. 136, UNEP.

[80] Morales-Torres A., Calvillo-Muñoz E., Arana Cuenca A. (2013). Turbidity and suspended solids in reverse osmosis seawater desalination concentrate. Desalination, 311, 54-61.

[81] Jenkins S.A., Wasyl J., Elwany H. (1993). Effects of disposing of brine discharges from seawater desalination. Ocean & Coastal Management, 20(3), 203-212.

[82] Lattemann S. (2010). Development of an Environmental Impact Assessment and Decision Support System for Seawater Desalination Plants. CRC Press, Boca Raton.

[83] Palacios I., Torrecilla M., Rodríguez S. (2009). Thermal and halogenated brine discharges effects on the marine environment. Desalination, 249(2), 598-612.

[84] Fernández-Torquemada Y., González-Correa J.M., Loya A., Ferrero L.M., Díaz-Valdés M., Sánchez-Lizaso J.L. (2009). Dispersion of brine discharge from seawater reverse osmosis desalination plants. Desalination and Water Treatment, 5(1-3), 137-145.

[85] Angel D.L., Spanier E., Yurman A., Eden N., Pasternak G. (2011). An ecosystem approach to mitigate the adverse impacts of marine fin-fish aquaculture. NATO Science for Peace and Security Series.

[86] Riera-Vila I., Andreu-Soler A., Fernández-Pedrero A. (2013). Benthic consequences of a MSF desalination plant discharge in the Arabian Sea. Marine Pollution Bulletin, 66(1-2), 189-197.

[87] Abdul-Wahab S.A., Charabi Y. (2009). Assessment of effects of thermal discharge on marine ecosystem: A Red Sea example. Desalination, 247(1-3), 119-130.

[88] Riera R., Monterroso O., Núñez J., Lorenzo-Morales J. (2012). Benthic communities in the vicinity of a desalination plant outfall in the Canary Islands. Ciencias Marinas, 38(3), 527-537.

[89] Saez C.A., Medina M.H., Gonzalez A., Malea P., Plastino E., Bulboa C.R. (2012). Marine macroalgae as sentinels of coastal desalination impacts. Desalination, 300, 43-51.

[90] Todd P.R., Kefford N.E., Cha Y.K. (2009). Ecotoxicological assessment of desalination concentrates. Desalination, 249(2), 503-511.

[91] Gacia E., Duarte C.M. (2001). Sediment retention by a Mediterranean Posidonia oceanica meadow. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 52(4), 505-514.

[92] Mateo M.A., Serrano O., Serrano L., Michener R. (2007). The relevance of carbon sinks associated with Posidonia oceanica meadows: A modeling approach. Oikos, 116(4), 521-530.

[93] Schreiber U., Gademann R., Ralph P.J., Larkum A.W.D. (2007). Assessing photosynthesis and stress responses of marine macroalgae using chlorophyll fluorescence. Aquatic Conservation, 17(6), 667-680.

[94] Aguilera P.A., Fernández A., Nuñez J.J., Reyes R., Romo A. (2015). Integrated assessment of salinity effects on marine organisms. Marine Ecology Progress Series, 500, 43-57.

[95] Davies P.A., Limin S., Carstens D.J. (2006). Computational fluid dynamics modelling of near-field brine discharge. Desalination, 201(1-3), 51-65.

[96] Sánchez-Lizaso J.L., Romero J., Ruiz J., Gacia E., Buceta J.L., Invers O., Fernández-Torquemada Y., Mascaró J., Pérez M. (2008). Salinity tolerance of the Mediterranean seagrass Posidonia oceanica. Desalination, 221(1-3), 602-607.

[97] Bruneau A., Fortier M., Gagne F., Gagnon C., Blaise C., Pellerin J., Campbell P.G.C., Lavallee C., Arseneault G., Couillard C.M. (2009). In vitro immunotoxicology of endocrine disruptors and environmental pollutants. Environmental Research, 109(1), 14-23.

[98] Palomar P., Losada I.J. (2010). Desalination in Spain: Recent developments and recommendations. Desalination, 255(1-3), 97-106.

[99] Voutchkov N. (2011). Overview of seawater concentrate disposal alternatives. Desalination, 273(1), 205-219.

[100] Fritzmann C., Löwenberg J., Wintgens T., Melin T. (2007). State-of-the-art of reverse osmosis desalination. Desalination, 216(1-3), 1-76.

[101] Voutchkov N. (2013). Desalination Engineering: Planning and Design. McGraw-Hill Education.

[102] Khawaji A.D., Kutubkhanah I.K., Wie J.M. (2008). Advances in seawater desalination technologies. Desalination, 221(1-3), 47-69.

[103] Côté P., Siverns S., Monti S. (2005). Comparison of membrane-based solutions for water reclamation and desalination. Desalination, 182(1-3), 251-257.

[104] Al-Mutaz I.S., Wazeer I. (2014). Current status and future directions of MED-based desalination technology. Desalination and Water Treatment, 52(1-3), 1-9.

[105] El-Dessouky H.T., Ettouney H.M. (2002). Fundamentals of Salt Water Desalination. Elsevier, Amsterdam.

[106] Jones E., Qadir M., van Vliet M.T.H., Smakhtin V., Kang S.M. (2019). The state of desalination and brine production: A global outlook. Science of the Total Environment, 657, 1343-1356.

[107] GWI Global Water Intelligence. (2023). Global Water Market 2023. Oxford, UK.

[108] International Desalination Association (IDA). (2023). IDA Desalination Yearbook 2022-2023. IDA Press.

[109] Cooley H., Gleick P.H., Wolff G. (2006). Desalination, With a Grain of Salt: A California Perspective. Pacific Institute, Oakland.

[110] Calvo-Morales J., García-Morales E., Sánchez-Requena A. (2019). The impact of seawater desalination discharges on the Mediterranean Sea. Marine Pollution Bulletin, 147, 20-31.

[111] Millero F.J. (2009). Thermodynamics of the carbon dioxide system in the oceans. Geochimica et Cosmochimica Acta, 59(4), 661-677.

[112] Agence Nationale de l'Eau (ADE). (2023). Rapport sur les capacités de production d'eau potable en Algérie. Alger.

[113] Gaid K. (2015). Les stations de dessalement en Algérie: Bilan et perspectives. Revue des Sciences de l'Eau, 28(2), 105-118.

[114] Ministère des Ressources en Eau. (2019). Atlas des infrastructures hydrauliques d'Algérie. Direction des Ressources en Eau, Alger.

[115] Belkadi M., Dergal F., Kallel M. (2018). Brine discharge impacts on seawater quality along the Algerian coast. Desalination and Water Treatment, 107, 1-11.

[116] Drouiche N., Ghaffour N., Naceur M.W., Mahmoudi H. (2014). Reverse osmosis membranes for seawater desalination in Algeria. Separation Science and Technology, 46(12), 1845-1859.

[117] Hoepner T., Windelberg J. (1996). Elements of marine desalination plant impact assessment. Desalination, 108(1-3), 11-18.

[118] Shatat M., Riffat S.B. (2014). Water desalination technologies utilizing conventional and renewable energy sources. International Journal of Low-Carbon Technologies, 9(1), 1-19.

[119] 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.

[120] Oelkers E.H., Gislason S.R., Matter J. (2011). Mineral carbonation of CO_2. Elements, 4(5), 333-337.

[121] Drouiche N., Ghaffour N., Naceur M.W., Mahmoudi H., Ouslimane T. (2011). Reasons for the fast growing seawater desalination capacity in Algeria. Water Resources Management, 25(11), 2743-2754.

[122] Panagopoulos A., Haralambous K.J. (2020). Minimal liquid discharge (MLD) and zero liquid discharge (ZLD) strategies for wastewater management. Journal of Environmental Chemical Engineering, 8(5), 104418.

[123] Tarnacki K., Melin T., Jansen A., Van der Meer W., Rozanska X. (2012). Environmental impact of desalination technologies. Desalination, 285, 55-64.

[124] Bleninger T., Niepelt A., Jirka G.H. (2010). Desalination plant discharge calculator. Desalination and Water Treatment, 13(1-3), 156-173.

[125] Einav R., Harussi K., Perry D. (2002). The footprint of the desalination processes on the environment. Desalination, 152(1-3), 141-154.

[126] Palomar P., Lara J.L., Losada I.J. (2012). Near field brine discharge modelling Part 2: Validation of commercial tools. Desalination, 290, 28-42.

[127] Aguilera P.A. et al. (2017). Numerical and physical modelling of desalination brine discharge in the Mediterranean Sea. Desalination, 417, 40-52.

[128] Voutchkov N. (2009). Consideration for selection of seawater filtration pretreatment system. Desalination, 261(3), 354-364.

[129] Arafat H.A. (2017). Desalination Sustainability: A Technical, Socioeconomic, and Environmental Approach. Elsevier.

[130] Palomar P., Losada I.J. (2011). Impacts of brine discharge on the marine environment. In: Desalination – Trends and Technologies. InTech, pp. 279-310.

[131] Lattemann S., Kennedy M.D., Schippers J.C., Amy G. (2010). Global desalination situation. In: Escobar I.C., Schäfer A.I. (eds.). Sustainability Science and Engineering, Vol. 2.

[132] Millot C. (1999). Circulation in the Western Mediterranean Sea. Journal of Marine Systems, 20(1-4), 423-442.

[133] Hamoutène D., Saunders T., Kaspar H., Couturier C. (2008). Benthic effects of cage aquaculture in low-current Mediterranean environments. Aquaculture, 278(1-4), 79-88.

[134] Ministère des Ressources en Eau et de la Sécurité Hydrique (MRSH). (2022). Stratégie nationale de l'eau à l'horizon 2030. Alger.

[135] Plan Bleu (2021). Etat de l'environnement et du développement en Méditerranée. PNUE/PAM, Athènes.

[136] Hanasaki N., Fujimori S., Yamamoto T., Yoshikawa S., Masaki Y., Hijioka Y., Kainuma M., Kanamori Y., Masui T., Takahashi K., Kanae S. (2016). A global water scarcity assessment. Hydrology and Earth System Sciences, 20(6), 2281-2306.

[137] Vörösmarty C.J., McIntyre P.B., Gessner M.O., Dudgeon D., Prusevich A., Green P., Glidden S., Bunn S.E., Sullivan C.A., Liermann C.R., Davies P.M. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. Nature, 467(7315), 555-561.

[138] Ihsanullah I., Mustafa J., Zubair M.M., Atieh M., Sajid M., Laoui T. (2021). Industrial water treatment from zero liquid discharge to minimum liquid discharge. Chemosphere, 267, 129024.

[139] Morillo J.A., Antizar-Ladislao B., Monteoliva-Sanchez M., Ramos-Cormenzana A., Russell N.J. (2018). Salt valorization from brine discharge in a new zero liquid discharge desalination process. Environmental Technology, 39(18), 2336-2349.

chapitreIII:

[1] Petersen, K.L., Paytan, A., Rahav, E., Levy, O., Silverman, J., Barzel, O., … & Bar-Zeev, E. (2018). Impact of brine and antiscalants on reef-building corals in the Gulf of Aqaba – Potential effects from desalination plants. Water Research, 144, 183–191.

[2] Lattemann, S., & Höpner, T. (2008). Environmental impact and impact assessment of seawater desalination. Desalination, 220(1–3), 1–15.

[3] 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(18), 5117–5128.

[4] Gacia, E., Invers, O., Manzanera, M., Ballesteros, E., & Romero, J. (2007). Impact of the brine from a desalination plant on a shallow seagrass (Posidonia oceanica) meadow. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 72(4), 579–590.

[5] Bleninger, T., & Jirka, G.H. (2008). Modelling and environmentally sound management of brine discharges from desalination plants. Desalination, 221(1–3), 585–597.

[6] Dawoud, M.A., & Al Mulla, M.M. (2012). Environmental impacts of seawater desalination: Arabian Gulf case study. International Journal of Environment and Sustainability, 1(3), 22–37.

[7] Neirotti, L., & Neirotti, A. (2014). Environmental impacts of brine disposal from desalination plants. Journal of Chemical Engineering & Process Technology, 5(4), 1000201.

[8] Jenkins, S., Paduan, J., Roberts, P., Schlenk, D., & Weis, J. (2012). Management of Brine Discharges to Coastal Waters. Recommendations of a Science Advisory Panel. Southern California Coastal Water Research Project. Technical Report 694.

[9] Palomar, P., Ruiz, J.M., & Losada, I. (2012). Near field brine discharge modelling. Part 2: Validation of commercial tools. Desalination, 290, 28–42.

[10] Qasim, M., Badrelzaman, M., Darwish, N.N., Darwish, N.A., & Hilal, N. (2019). Reverse osmosis desalination: A state-of-the-art review. Desalination, 459, 59–104.

[11] Álvarez Salgado, X.A., Borges, A.V., Figueiras, F.G., & Chou, L. (2010). Flux of organic carbon from the Brine to the Open Ocean. Deep Sea Research, 57(1), 104–113.

[12] World Health Organization (WHO). (2011). Desalination for Safe Water Supply. Guidance for the Health and Environmental Aspects Applicable to Desalination. WHO/HSE/WSH/11.03.

[13] Greenlee, L.F., Lawler, D.F., Freeman, B.D., Marrot, B., & Moulin, P. (2009). Reverse osmosis desalination: Water sources, technology, and today's challenges. Water Research, 43(9), 2317–2348.

[14] Zhou, Y., & Tol, R.S.J. (2005). Evaluating the costs of desalination and water transport. Water Resources Research, 41(3).

[15] Commission Européenne. (2011). Directive 2011/65/UE relative à l'établissement des normes de qualité environnementale (NQE) dans le domaine de l'eau. JO L 122/19.

[16] Gray, J.S. (1997). Marine biodiversity: patterns, threats and conservation needs. Biodiversity & Conservation, 6(1), 153–175.

[17] Fernandez-Torquemada, Y., & Sanchez-Lizaso, J.L. (2005). Effects of salinity on leaf growth and survival of the Mediterranean seagrass Posidonia oceanica. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 320(1), 57–63.

[18] Drami, D., Yacobi, Y.Z., Stambler, N., & Kress, N. (2011). Seawater quality and microbial communities at a desalination plant marine outfall. A field study at the Israeli Mediterranean coast. Water Research, 45(17), 5449–5462.

[19] Sánchez-Lizaso, J.L., Romero, J., Ruiz, J., Gacia, E., Buceta, J.L., Invers, O., … & Manzanera, M. (2008). Salinity tolerance of the Mediterranean seagrass Posidonia oceanica: recommendations to minimize the impact of brine discharges from desalination plants. Desalination, 221(1–3), 602–607.

[20] Borja, A., Franco, J., & Pérez, V. (2000). A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. Marine Pollution Bulletin, 40(12), 1100–1114.

[21] McCormick, S.D. (2001). Endocrine control of osmoregulation in teleost fish. American Zoologist, 41(4), 781–794.

[22] Atwood, J.L. (2012). Impacts of desalination brine discharge: A review of literature from 2007 to present. Journal of Desalination and Water Treatment, 45(1–3), 50–70.

[23] Sournia, A., Chretiennot-Dinet, M.-J., & Ricard, M. (1991). Marine phytoplankton: how many species in the world ocean? Journal of Plankton Research, 13(5), 1093–1099.

[24] Sung-Pil, C., Jae-Hyun, S., & Young-Seuk, P. (2019). Phytoplankton as biological indicators of freshwater quality in Asia. Ecological Indicators, 104, 387–397.

[25] Conley, W.J., Voss, J.L., Zarnoch, C.B., & Grothues, T.M. (2022). Ecological effects of reverse osmosis brine on coastal nearshore environments: a review. Estuaries and Coasts, 45, 1–21.

[26] Fernandez-Torquemada, Y., Gónzalez-Correa, J.M., Loya, A., Ferrero, L.M., Díaz-Valdés, M., & Sánchez-Lizaso, J.L. (2009). Dispersion of brine discharge from seawater reverse osmosis desalination plants. Desalination and Water Treatment, 5(1–3), 137–145.

[27] Del-Pilar-Ruso, Y., de-la-Ossa-Carretero, J.A., Giménez-Casalduero, F., & Sánchez-Lizaso, J.L. (2015). Assessing the effects of brine discharge on a tunicate population. Marine Pollution Bulletin, 97(1–2), 350–356.

[28] Gacia, E., Invers, O., Manzanera, M., Ballesteros, E., & Romero, J. (2007). Ibid., ref. 4.

[29] Hoegh-Guldberg, O., Mumby, P.J., Hooten, A.J., Steneck, R.S., Greenfield, P., Gomez, E., … & Hatziolos, M.E. (2007). Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. Science, 318(5857), 1737–1742.

[30] Coll, M., Libralato, S., Tudela, S., Palomera, I., & Pranovi, F. (2008). Ecosystem overfishing in the ocean. PLoS ONE, 3(12), e3881.

[31] Dawoud, M.A. (2005). The role of desalination in augmentation of water supply in GCC countries. Desalination, 186(1–3), 187–198.

[32] Purnama, A., Al-Barwani, H.H., & Smith, R. (2005). Calculating the environmental cost of seawater desalination in the Arabian marginal seas. Desalination, 185(1–3), 79–86.

[33] Alameddine, I., & El-Fadel, M. (2007). Brine discharge from desalination plants: a modeling approach to an optimized outfall design. Desalination, 214(1–3), 241–260.

[34] Al-Asmi, M., Al-Jamali, F., & Oleg, A. (2020). Impact of desalination brine discharge on Halodule uninervis seagrass in Qatar. Marine Pollution Bulletin, 154, 111–120.

[35] Elshorbagy, W., Elhakeem, A., & Bleninger, T. (2011). Salinity impacts of brine discharge from desalination plants in the Arabian Gulf. International Journal of Environmental Science and Technology, 8(1), 123–134.

[36] Palomar, P., & Losada, I.J. (2010). Impacts of brine discharge on the marine environment. Modelling as a predictive tool. Chapter 12 in: Desalination, Trends and Technologies. InTech, 279–310.

[37] Fernandez-Torquemada, Y., & Sánchez-Lizaso, J.L. (2011). Responses of two Mediterranean seagrasses to experimental changes in salinity. Hydrobiologia, 669(1), 21–33.

[38] Ruso, Y.P., Giménez-Casalduero, F., de-la-Ossa-Carretero, J.A., & Sánchez-Lizaso, J.L. (2012). Assessment of desalination brine impacts using Posidonia oceanica meadows as bioindicators. Desalination and Water Treatment, 36(1–3), 252–261.

[39] Touati, K., Hänel, C., Tadeo, F., & Schiestel, T. (2015). Effect of the feed spacer on mass transfer in a pressure retarded osmosis module. Desalination, 374, 70–80.

[40] Missimer, T.M., & Maliva, R.G. (2018). Environmental issues in seawater reverse osmosis desalination: Intakes and outfalls. Desalination, 434, 198–215.

[41] ANBT (Agence Nationale des Barrages et Transferts). (2022). Rapport sur le dessalement de l'eau en Algérie. Ministère des Ressources en Eau. Alger.

[42] ISO 31000. (2018). Risk Management – Guidelines. International Organization for Standardization, Geneva.

[43] AFNOR. (2020). Management du risque. Recueil de normes. NF EN ISO 31000:2018. La Plaine Saint-Denis.

[44] CEI/IEC 31010. (2019). Risk Management — Risk Assessment Techniques. International Electrotechnical Commission, Geneva.

[45] United Nations Environment Programme (UNEP). (2008). Desalination Resource and Guidance Manual for Environmental Impact Assessments. UNEP/MAP, Athens.

Chapitre V :

1] Petersen, K. L., Paytan, A., Rahav, E., Levy, O., Silverman, J., Barzel, O., … & Bar-Zeev, E. (2018). Impact of brine and antiscalants on reef-building corals in the Gulf of Aqaba – implications for the expansion of the aquaculture and desalination industries. Chemosphere, 201, 202–209.

[2] Université de Biskra. (2021). Impacts des rejets des stations de dessalement sur le milieu récepteur [Thèse de doctorat]. Biskra, Algérie. http://thesis.univ-biskra.dz/2529/

[3] Lattemann, S., & Höpner, T. (2008). Environmental impact and impact assessment of seawater desalination. Desalination, 220(1–3), 1–15. https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.03.009

[4] ENSEEIHT / INPT. (2022). Valorisation des saumures. Bureau d'Études en Ingénierie de l'Environnement et des Ressources en Eau. https://hmf.enseeiht.fr/travaux/bei/beiere/content/valorisation-des-saumures

[5] Pérez-González, A., Urtiaga, A. M., Ibáñez, R., & Ortiz, I. (2012). State of the art and review on the treatment technologies of water reverse osmosis concentrates. Water Research, 46(2), 267–283. https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.10.046

[6] Giwa, A., Dufour, V., Al Marzooqi, F., Al Kaabi, M., & Hasan, S. W. (2017). Brine management methods: Recent innovations and current status. Desalination, 407, 1–23. https://doi.org/10.1016/j.desal.2016.12.008

[7] Lenntech Water Treatment. (2023). Zero liquid discharge – ZLD. https://www.lenntech.fr/processes/Brine-Treatment/zero-liquid-discharge-zld.htm

[8] Ahmed, F. E., Lalia, B. S., & Hashaikeh, R. (2022). Hybrid technologies for brine management in desalination. In Brine management in desalination industry (pp. 313–367). Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-824121-9.00012-6

[9] Drioli, E., Ali, A., & Macedonio, F. (2015). Membrane distillation: Recent developments and perspectives. Desalination, 356, 56–84. https://doi.org/10.1016/j.desal.2014.10.028

[10] Lu, X., Feng, X., Werber, J. R., Chu, C., Tseng, I., & Elimelech, M. (2019). 3D printing of solar crystallizer with polylactic acid/carbon composites for zero liquid discharge of high-salinity brine. NCBI / PMC10096562. https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC10096562/

[11] Werber, J. R., Deshmukh, A., & Elimelech, M. (2016). The critical need for increased selectivity, not increased water permeability, for desalination membranes. Environmental Science & Technology Letters, 3(4), 112–120.

[12] OCP / Bureau d'études PÖYRY. (2023). Rapport EIES – Projet de stations de dessalement modulaires de Safi [Document officiel soumis aux autorités marocaines]. https://ocpsiteprodsa.blob.core.windows.net/media/2023-07/Rapport%20EIES%20Projet%20de%20dessalement%20SAFI.pdf

[13] Plan Bleu / Centre d'Activités Régionales. (2024). Le dessalement en Méditerranée : enjeux et perspectives [Note thématique]. https://planbleu.org/wp-content/uploads/2024/06/Note-thematique-dessalement.pdf

***** *Sources citées uniquement dans les notes de tableau, sans entrée complète dans le document. Ces références sont à compléter par l'auteur : Mezher et al. (2011) ; Einav & Lokiec (2003) ; Frick et al. (2001) ; DHI Group (2022) ; Deltares (2023) ; Drioli et al. (2011) ; EIE Djerba (2020) ; GEREP-Environnement (2019) ; IWRA (2008) ; NuWater (2025) ; Google Patents WO2025101053A1 (2025).*