Centre Eau Terre Environnement

Dessalement éolien des eaux souterraines saumâtres : Évaluation du concept et étude de cas

Par

Douae Nacer

Mémoire présenté pour l'obtention du grade de

Maître ès Sciences (M.Sc.)

en sciences de l'eau

Jury d'évaluation

Président du jury et examinateur interne	Jean-François Blais INRS
Examinateur externe	Sonia Hassini McMaster
Directeur de recherche	Taha B. M. J. Ouarda INRS
Codirecteur de recherche	Patrick Drogui INRS
Codirecteur de recherche	Kamal El Haji ISHEDD

© Droits réservés de Douae Nacer, Novembre 2023

REMERCIEMENTS

C’est avec un grand plaisir que je réserve ces lignes en gage de remerciements et de gratitudes à tous ceux qui ont contribué de près ou de loin à la réussite de ce travail.

Je tiens à exprimer ma sincère gratitude à Taha B. M. J. Ouarda, mon directeur de recherche, pour ses conseils précieux et son soutien constant tout au long de ce projet. Son expertise, ses conseils éclairés et ses encouragements ont été d'une valeur inestimable dans la réalisation de ce mémoire. De plus, je tiens à exprimer ma gratitude à Patrick Drogui, mon co-directeur, pour son implication, sa disponibilité et ses conseils infaillibles. Je remercie également Kamal El Haji, mon co-directeur, pour son soutien et ses conseils. Je suis profondément reconnaissante pour tout ce que j'ai appris de vous.

Je tiens aussi à remercier Alae Benguit pour son aide et son encadrement dans les travaux de laboratoire et tout au long du projet. Je remercie aussi Lambarki Moulay Boutal d'avoir mobilisé des moyens pour l’échantillonnage et l’envoi des eaux étudiées.

Je tiens à dédier ce travail à mes parents, Noureddine et Fouzia, et toute ma famille pour leurs conseils avisés et leur oreille bienveillante. Vous êtes le meilleur système de soutien que l'on puisse demander.

Sans l'aide, la bienveillance et l'engagement de toutes ces personnes, ce mémoire n'aurait pas été possible. Je vous suis profondément reconnaissante pour leur précieuse aide.

RÉSUMÉ

Les eaux douces représentent environ 2,5% de toute l'eau terrestre, le reste est de l'eau de mer salée. Et cette quantité limitée d'eau douce se présente principalement sous forme de glace et de couverture neigeuse permanente (68,7 %), tandis que 29,9 % sont des eaux souterraines potentiellement douces. Ainsi, à peine 0,26 % de l'eau douce de la planète est facilement accessible mais inégalement réparti. Selon l'UNICEF, plus de deux milliards de personnes souffrent d'un approvisionnement en eau insuffisant. La plupart d'entre eux vivent dans des zones reculées des pays en développement et dépendent des eaux souterraines comme principale source d'eau douce. À mesure que la salinité de ces eaux augmente pour diverses raisons, naturelles et/ou anthropique, il devient urgent d'en améliorer sa qualité. Pour remédier à cette situation préoccupante, ce projet visait à étudier la faisabilité du dessalement des eaux souterraines saumâtres par électrodialyse éolienne dans le contexte d'une application à petite échelle. Il s'agit de fournir une preuve de concept convaincante pour préconiser l'application de l'électrodialyse éolienne dans les régions isolées confrontées à une pénurie d'eau. Sur le plan expérimental, différentes intensités et débits ont été testés et évalués lors du processus de dessalement en laboratoire afin d'identifier les conditions optimales d'électrodialyse et d'améliorer le temps de traitement. Dans le cadre des paramètres analysés, principalement les concentrations en chlorures et sulfates, le système de dessalement, opéré à un débit de 5 litres par heure à une intensité du courant de 2,4A (quantité d'électricité 0.64 Ah/L), a produit une eau de qualité conforme à la réglementation sur l'eau potable, notamment une concentration en chlorure de 200 mg/L et en sulfate de 150 mg/L. Pour alimenter le système de dessalement, le potentiel énergétique de la zone d'étude a été estimé en collectant et en analysant des données quotidiennes de la vitesse du vent sur une période de 17 ans. Les données de de vitesse du vent ont été ajustées avec une distribution de Weibull à deux paramètres en utilisant une méthode du maximum de vraisemblance. Le modèle a montré de bonnes performances avec un coefficient de détermination de 90 %. Le parc éolien a ensuite été dimensionné en fonction de l'énergie requise par le système d'électrodialyse et en fonction d'une estimation de la puissance éolienne annuelle moyenne produite. Il en ressort que 2 éoliennes sont suffisantes pour alimenter le système de dessalement pour fournir de l'eau potable à la population de la zone d'étude en 2023. L'efficacité et la consommation d'énergie atteintes en couplant l'énergie éolienne et l'électrodialyse ont fourni une preuve de concept qui encourage l'adoption de cette approche dans les régions éloignées confrontées à une problématique d'approvisionnement en eau potable.

ABSTRACT

About 2.5% of the Earth's water is freshwater, the rest is salty seawater. And this limited amount of freshwater is mostly in the form of ice and permanent snow cover (68.7%), while 29.9% is potentially fresh groundwater. As a result, only 0.26% of the planet's total freshwater supply is readily accessible but unevenly distributed. According to UNICEF, more than two billion people suffer from inadequate water supplies. Most of them live in remote areas of developing countries and rely on groundwater as their main source of freshwater. As the salinity of this water increases for a variety of reasons, both natural and anthropogenic, there is an urgent need to improve its quality. To remedy this alarming situation, the aim of this project was to investigate the feasibility of desalinating brackish groundwater using wind-powered electrodialysis in a small-scale application. The project seeks to provide a convincing proof of concept for the application of wind-powered electrodialysis in remote regions facing water scarcity.

In this context, during the laboratory desalination process, different intensities and flow rates were evaluated to identify the optimal electrodialysis conditions and improve the treatment time. Within the analyzed parameters, mainly chloride and sulfate concentration, the desalination system produced water quality in compliance with drinking water regulations, with most notably a chloride concentration of 200 mg/L and sulphate concentration of 150 mg/L, with a desalination capacity of 5 liters per hour at a current intensity of 2.4 A (quantity of electricity 0.64 Ah/L). To power the desalination system, the energy potential of the study area was estimated by collecting and analyzing daily wind speed data over a 17-year period. The median daily wind speed data were fitted with a two-parameter Weibull distribution using maximum likelihood; the model performed well, with a coefficient of determination of 90%. The wind farm was then sized based on the energy required by the electrodialysis system and an estimate of the average annual wind power. It was found that 2 wind turbines would be sufficient to power the desalination system to supply the population of the study area with potable water in 2023. The efficiency and energy consumption achieved by coupling wind power and electrodialysis has provided a proof of concept that encourages the adoption of this approach in remote, water-scarce areas around the world and paves the way for similar projects.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS ..... **III**
RÉSUMÉ ..... **V**
ABSTRACT ..... **VI**
LISTE DES FIGURES ..... **IX**
LISTE DES TABLEAUX ..... **XI**
LISTE DES ÉQUATIONS ..... **XIII**
LISTE DES ABRÉVIATIONS ..... **XV**
STRUCTURE DU MEMOIRE ..... **XVII**
1 SYNTHÈSE **1**
1.1 MISE EN CONTEXTE 1
1.2 REVUE DE LITTERATURE 2
1.2.1 Procédés de dessalement des eaux saumâtres *2*
1.2.1.1 Distillation thermique 2
1.2.1.2 Électrodialyse 4
1.2.1.3 Osmose inverse 5
1.2.1.4 Nanofiltration 6
1.2.2 Modélisation du potentiel éolien pour le dessalement *7*
1.2.2.1 Modélisation de l'énergie éolienne 7
1.2.2.2 Utilisation de l'énergie éolienne dans le dessalement 8
1.3 OBJECTIFS ET METHODOLOGIE DE RECHERCHE 10
1.3.1 Objectifs de recherche *10*
1.3.2 Méthodologie de recherche *10*
1.3.2.1 Procédé d'électrodialyse 10
1.3.2.2 Modélisation énergétique 11
1.4 RESULTATS ET DISCUSSION 14
1.4.1 Traitement des eaux souterraines saumâtres par ED *14*
1.4.1.1 Échantillonnage des eaux souterraines et caractérisation de l'effluent 14
1.4.1.2 Estimation de l'intensité maximale 14
1.4.1.3 Effet du débit de recirculation et de la proportion de l'intensité du courant sur le taux de dessalement 15
1.4.1.4 Dessalement en fonctionnement semi-continu et ajustement du modèle 17
1.4.2 Estimation du potentiel éolien *20*
1.4.2.1 Sélection du modèle d'éolienne 20
1.4.2.2 Estimation de la vitesse du vent à hauteur de moyeu et ajustement de Weibull 20

1.4.2.3 Dimensionnement du parc éolien 21
1.5 CONCLUSION GENERALE 22
2 ARTICLE 24
ABSTRACT 26
2.1 INTRODUCTION 27
2.2 MATERIAL AND METHODS 31
2.2.1 Groundwater desalination by electrodialysis 31
2.2.1.1 Electrodialysis reactor setup 31
2.2.1.2 Experimental design procedure 32
2.2.1.3 Analytical methods 33
2.2.2 Wind energy modeling 33
2.2.2.1 Fitting of the wind data 33
2.2.2.2 Assessment of wind potential 35
2.3 CASE STUDY 37
2.3.1 Description of the freshwater demand 37
2.3.2 Description of the wind data 37
2.4 RESULTS 38
2.4.1 Treatment of brackish groundwater by ED 38
2.4.1.1 Underground water sampling and characterization of the effluent 38
2.4.1.2 Estimation of the intensity limit 38
2.4.1.3 Effect of recirculation flow and the proportion the current intensity on the desalination rate 39
2.4.1.4 Desalination in semi-continuous operation and model fitting 41
2.4.2 Estimation of wind power potential 42
2.4.2.1 Selection of wind turbine model 42
2.4.2.2 Estimation of wind speed at hubheight and Weibull fitting 42
2.4.2.3 Wind farm sizing 44
2.5 DISCUSSIONS 45
2.6 CONCLUSIONS AND FUTURE WORKS 47
2.7 APPENDIX 49
3 BIBLIOGRAPHIE GENERALE 55

LISTE DES FIGURES

FIGURE 1.2.1 : SCHEMA SIMPLE D'ELECTRODIALYSE 5
FIGURE 1.2.2: COMPOSANTS DE BASE D'UNE CELLULE D'OSMOSE INVERSE.....6
FIGURE 1.4.1: PROFILS DE CONDUCTIVITÉ DE LA SOLUTION DILUÂT ET DU CONCENTRÂT.....15
FIGURE 1.4.2: PROFILS DE CONDUCTIVITÉ DU DILUÂT ET DU CONCENTRÂT À DIFFÉRENTES PROPORTIONS D'I_{LIM}.....16
FIGURE 1.4.3: CONCENTRATION D'ANIONS DANS LE DILUÂT.....16
FIGURE 1.4.4 : VITESSES DU VENT A DIFFERENTES HAUTEURS EN 2005 20
FIGURE 1.4.5 : AJUSTEMENT WEIBULL : VITESSES DE VENT A 10M ET 84M 21
FIGURE 2.4.1 : CONDUCTIVITY PROFILES OF DILUTE AND CONCENTRATE 39
FIGURE 2.4.2 : CONDUCTIVITY PROFILES OF DILUTE AND CONCENTRATE AT DIFFERENT PROPORTIONS OF I_{LIM}.....40
FIGURE 2.4.3 : ANIONS CONCENTRATION IN THE DILUTE 40
FIGURE 2.4.4: MEDIAN DAILY WIND SPEEDS AT DIFFERENT HEIGHTS IN THE YEAR 2005.....43
FIGURE 2.4.5 : WEIBULL FITTING: MEDIAN DAILY WIND SPEEDS AT 10M AND 84M 44
FIGURE 2.7.1: ELECTRODIALYSIS CELL: A VISUAL REPRESENTATION OF THE PROCESS 49
FIGURE 2.7.2 : ELECTRODIALYSIS CELL: A VISUAL REPRESENTATION OF THE IONS MOVEMENT DURING THE PROCESS.....49
FIGURE 2.7.3 : LOCATION OF DAKHLA 50
FIGURE 2.7.4 : PROJECTION OF THE FRESH WATER DEMAND UP TO 2040.....50
FIGURE 2.7.5 : CONCENTRATE'S FINAL CONDUCTIVITY FOR EACH DESALINATION BATCH.....51

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 1.2.1 : CARACTERISTIQUES DE 3 PROCEDES DE DESSALEMENT THERMIQUE....3
TABLEAU 1.4.1: CONDUCTIVITÉ DU DILUÂT AVANT ET APRÈS TRAITEMENT....17
TABLEAU 1.4.2 : LES VALEURS DES FACTEURS ET DES REPONSES PAR APPLICATION DU PLAN COMPOSITE CENTRAL....18
TABLEAU 1.4.3 : RÉSULTATS THÉORIQUES ET EXPÉRIMENTAUX COMPOSITES CENTRAUX....19
TABLEAU 1.4.4: NOMBRE D'ÉOLIENNES EN FONCTION DE L'ESTIMATION DE LA POPULATION....22
TABLE 2.2.1: FACTORS AND LEVELS INVESTIGATED FOR RESPONSE SURFACE....32
TABLE 2.4.1 : CENTRAL COMPOSITE THEORETICAL AND EXPERIMENTAL RESULTS....42
TABLE 2.4.2: NUMBERS OF TURBINES BASED ON POPULATION ESTIMATE....44
TABLE 2.7.1 : WATER SAMPLES PHYSIO-CHEMICAL PARAMETERS....51
TABLE 2.7.2 : DILUTE'S CONDUCTIVITY BEFORE AND AFTER TREATMENT....51
TABLE 2.7.3 : FACTOR AND RESPONSE VALUES BY APPLICATION OF THE CENTRAL COMPOSITE PLAN....52
TABLE 2.7.4: CHARACTERISTICS OF THE CHOSEN WIND TURBINE MODEL....53
TABLE 2.7.5: YEARLY POWER AND ENERGY ESTIMATION....54

LISTE DES ÉQUATIONS

ÉQUATION 1.2.1 : LOI DE BETZ 7
ÉQUATION 1.2.2 : PUISSANCE INCIDENTE 7
ÉQUATION 1.3.1 : CONSOMMATION D'ENERGIE 11
ÉQUATION 1.3.2 : FONCTION DE DISTRIBUTION DE WEIBULL 12
ÉQUATION 1.3.3: PARAMETRE DE FORME DE WEIBULL 12
ÉQUATION 1.3.4 : PARAMETRE D'ECHELLE DE WEIBULL 12
ÉQUATION 1.3.5 : COEFFICIENT DE DETERMINATION 12
ÉQUATION 1.3.6 : LOI DE PUISSANCE 13
ÉQUATION 1.3.7 : PRODUCTION D'ENERGIE D'UN MODELE D'EOLIENNE 13
ÉQUATION 1.3.8 : ÉNERGIE PRODUITE PAR L'EOLIENNE 13
ÉQUATION 1.3.9 : NOMBRE D'EOLIENNES 14
ÉQUATION 1.4.1: CONDUCTIVITE DU CONCENTRÂT 17
ÉQUATION 1.4.2: CONDUCTIVITÉ DU DILUÂT 17
EQUATION 2.2.1 : STATISTICAL MODEL 32
EQUATION 2.2.2 : ENERGY CONSUMPTION 33
EQUATION 2.2.3 : WEIBULL DISTRIBUTION FUNCTION 34
EQUATION 2.2.4 : WEIBULL SHAPE PARAMETER 34
EQUATION 2.2.5 : WEIBULL SCALE PARAMETER 34
EQUATION 2.2.6 : COEFFICIENT OF DETERMINATION 35
EQUATION 2.2.7 : POWER LAW 35
EQUATION 2.2.8 : POWER PRODUCTION OF A WIND TURBINE MODEL 35
EQUATION 2.2.9 : ENERGY PRODUCED BY WIND TURBINE 36
EQUATION 2.2.10 : NUMBER OF WIND TURBINES 36
EQUATION 2.4.1 : CONDUCTIVITY OF THE CONCENTRATE 41
EQUATION 2.4.2 : CONDUCTIVITY OF THE DILUTE 41

LISTE DES ABRÉVIATIONS

ED	Electrodialysis
MSF	Multistage Flash
MED	Multi Effect Distillation
VC	Vapor Compression
VCD	Vapor-compression desalination
TDS	Total dissolved solids
NF	Nanofiltration
RO	Reverse osmosis
UNICEF	United Nations International Children's Emergency Fund
IRENA	International Renewable Energy Agency
MENA	Middle East/North Africa
NTU	Nephelometric Turbidity unit
ISD	Integrated Surface Dataset
ASOS	Automated Surface Observing System
BG	Brackish Groundwater
CVC	Current-voltage curve
CCD	Central composite design
RSM	Response surface method
CP	Power coefficient
EWT	Energy per wind turbine
PWT	Power per wind turbine

STRUCTURE DU MEMOIRE

Cette étude suit la structure d'articles pour mémoire de maîtrise recommandée par l'INRS-ETE. Le premier chapitre est consacré à une synthèse dont une mise en contexte, une revue de littérature, les objectifs, la méthodologie et un aperçu général des résultats du projet. Le deuxième chapitre est consacré à l'article à soumettre à une revue scientifique. Dans le troisième chapitre, le dernier du document, se trouve la bibliographie du mémoire.

1 SYNTHÈSE

1.1 Mise en contexte

En raison du manque d'eau de surface, des milliards de personnes dans le monde sont confrontées à l'insécurité hydrique. La plupart d'entre elles vivent dans des zones isolées des pays en développement et dépendent des eaux souterraines comme principale source d'eau potable Chang (2011). Ces eaux souterraines peuvent être de mauvaise qualité en raison de l'augmentation des niveaux de salinité, qui peut se produire naturellement ou à la suite d'activités humaines (Foster and Chilton 2003, Flörke, Bärlund et al. 2019, Thorslund and van Vliet 2020). Pour atténuer la baisse de la qualité des eaux souterraines et remédier à la pénurie d'eau douce, le dessalement de ces eaux est une technologie bien établie dans le monde entier.

Parmi les multiples procédés de dessalement, celui qui a été développée dans cette étude est le dessalement par électrodialyse (ED). Ce procédé de dessalement est facile à optimiser en ajustant ses paramètres et présente une grande stabilité chimique (Al-Karaghouli and Kazmerski 2013, Malek, Ortiz et al. 2016). L'une des barrières à l'adoption généralisée du dessalement est sa consommation élevée d'énergie, à la fois coûteuse et nocive pour l'environnement (Ali, Tufa et al. 2018). Par conséquent, une solution consiste donc à combiner l'énergie éolienne, l'une des principales sources d'énergie renouvelable, avec les processus de dessalement. L'énergie éolienne s'est imposée comme source fiable d'électricité, produisant 1134 térawattheures d'énergie en 2017 (IRENA 2019). De plus, l'utilisation de l'énergie éolienne peut réduire l'impact environnemental du dessalement jusqu'à 75% par rapport aux options basées sur les combustibles fossiles (Raluy, Serra et al. 2005, Greco, Heijman et al. 2021).

Dans cette étude, une approche innovante a été appliquée dans un pays confronté à une pénurie d'eau, le Maroc. Cette recherche évalue la faisabilité du concept de l'électrodialyse alimenté par l'énergie éolienne, en mettant l'accent sur Dakhla, une ville confrontée à la pénurie d'eau et dont la principale source actuelle d'eau douce est l'eau souterraine saumâtre. Revue de littérature

Cette section aborde les multiples concepts et méthodes relatifs à la présente étude.

1.2 Revue de littérature

Cette section aborde les multiples concepts et méthodes relatifs à la présente étude.

1.2.1 Procédés de dessalement des eaux saumâtres

L'eau était autrefois considérée comme une ressource inépuisable. Aujourd'hui, nous savons que c'est faux ; l'approvisionnement en eau de la terre est en fait en déclin. Ainsi, déployer les nappes phréatiques est devenu une nécessité. Malheureusement, récemment, la salinité de cette eau a augmenté pour diverses raisons, entraînant l'apparition d'eaux souterraines saumâtres. Le dessalement est la meilleure méthode pour utiliser cette ressource en toute sécurité. En ce qui concerne le dessalement, de nombreux procédés sont utilisés aujourd'hui, dont certains sont des procédés thermiques, comme la distillation flash à plusieurs étages, la distillation à effets multiples et la compression de vapeur, qui ont un pourcentage très élevé d'efficacité et des coûts de traitement qui varient de 0,56 à 2,6 dollars/m^3 (Lo, Dia et al. 2008, Eltawil, Zhengming et al. 2009, Salomon 2012), Al-Karaghouli and Kazmerski (2013), (Escudier, Gillery et al. 2019). D'autres sont des procédés membranaires très efficaces tels que l'osmose inverse, la nanofiltration et l'électrodialyse. En fait, l'osmose inverse produit 68,7 % de l'eau dessalée, ce qui en fait la technologie de dessalement la plus populaire. Le processus d'électrodialyse, quant à lui, présente un taux de récupération élevé de 85 % à 94 %, est facile à optimiser en ajustant ses paramètres et présente une grande stabilité chimique. Par rapport aux technologies telles que la RO, le MSF, le MED et les techniques basées sur le VC, l'ED s'avèrent plus efficace sur le plan énergétique pour le dessalement de l'eau saumâtre (TDS 5000 mg/L) (Al-Karaghouli and Kazmerski 2013, Malek, Ortiz et al. 2016).

1.2.1.1 Distillation thermique

Les procédés de dessalement thermique utilisent le point d'ébullition de l'eau pour séparer l'eau des sels lorsqu'elle est en phase vapeur. La vapeur d'eau est ensuite recueillie et déplacée dans un tambour à condensat. Il existe trois grandes méthodes de distillation thermique utilisées à grande échelle : la distillation par compression de vapeur (VC), la distillation séquentielle (MSF) et la distillation multi-effets (MED) (Al-Karaghouli and Kazmerski 2013). Le VCD fonctionne selon le principe du chauffage-pompe. Après avoir été préchauffée dans un échangeur de chaleur récupérateur, l'eau de mer est évaporée. La vapeur d'eau produite est condensée. En raison de la pression élevée, la vapeur se condense à une température supérieure à celle de l'évaporateur grâce au transfert de la chaleur latente de condensation.

Tout au long du cycle d'évaporation et de condensation, de l'eau douce et de la saumure sont extraites. Pendant toute l'opération de chauffage, le MSF maintient l'eau sous pression. Lorsque celle-ci atteint une température d'environ 120 °C, elle est transférée à un autre compartiment où la pression est plus faible. Cela provoque un phénomène appelé flash, ou vaporisation partielle instantanée par expansion. Lorsque l'eau de mer atteint le point d'ébullition, qui correspond à la pression de l'étage, l'ébullition cesse. Puis, lors d'une étape ultérieure avec une pression encore plus faible, le phénomène de flash se reproduit. Ainsi, le processus de vaporisation de l'eau implique une expansion successive à une séquence de pressions de plus en plus basses. Dans une unité MSF industrielle, il peut y avoir jusqu'à 40 étapes séquentielles (Tahri, Bettahar et al. 2010). La MED repose sur l'idée qu'une partie de l'eau de mer chauffée à une température comprise entre 70 et 80°C s'évapore sous pression réduite. Contrairement à la méthode précédente, où elle était fixée par expansion par étapes successives, l'eau s'évapore sur une surface d'échange. Dans le second effet, où la pression est moindre, la vapeur créée est condensée pour former de l'eau fraîche. Par conséquent, la chaleur de condensation dégagée pourrait évaporer partiellement l'eau de mer contenue dans le second effet (Tahri, Bettahar et al. 2010). Les paramètres et les coûts de traitement des procédés de dessalement thermique sont présentés dans le tableau 1.2.1 : (Méricq 2009, Salomon 2012, Escudier, Gillery et al. 2019).

Tableau 1.2.1 : Caractéristiques de 3 procédés de dessalement thermique

Procédés thermiques	Volumes traités (m^3/j)	Consommation énergétique (kWh/m^3)	Coût moyen ($US/$m^3$)	Salinité de l'effluent (mg/L)
VC	1000	16,3	2,0 – 2,6	1 – 50
MSF	23 000 – 528 000	19,6 – 27,3	0,56 – 1,75	50 – 100
MED	91 000 – 320 000	14,5 – 21,4	0,52 – 1,01	1 – 50

Le principal inconvénient des procédures de distillation est la consommation d'énergie considérable associée à la chaleur de vaporisation de l'eau. Les prétraitements comprennent une chloration, une filtration (à l'aide d'un filtre ayant une porosité de 0,5 mm) et un traitement antitartre sont également nécessaires. En plus d'autres inconvénients, les techniques de distillation thermique peuvent être limitées par des problèmes techniques, tels que la nécessité d'extraire les gaz incondensables de l'eau de mer (Méricq 2009).

1.2.1.2 Électrodialyse

L'électrodialyse (ED) est un processus de séparation électrochimique dans lequel un courant électrique direct est appliqué pour déplacer sélectivement les ions des sels à travers une membrane (Al-Karaghouli and Kazmerski 2013, Khan, Luque et al. 2016) Le résultat final est une solution dessalée d'un côté et une solution de saumure très concentrée de l'autre. Des membranes échangeuses d'anions et de cations sont placées entre deux électrodes qui servent de cathode et d'anode pour séparer la cellule (figure 1.2.1). Les anions traversent la membrane échangeuse d'anions tandis que les cations sont interceptés lorsqu'un courant électrique est fourni, et inversement lorsqu'un courant cationique est appliqué, les cations traversent la membrane échangeuse de cations tandis que les anions sont interceptés. Ainsi, la concentration de sels augmente dans le compartiment du concentrat tandis que du côté du diluât, on observe une réduction de la teneur en sel. Les principaux avantages du ED sont : un taux élevé d'élimination du sel (qui peut être récupéré) sans nécessiter l'utilisation de produits chimiques, une ségrégation élevée des métaux, une simplicité d'utilisation, une longue durée de vie de la membrane et un fonctionnement à haute température. De plus, l'ED peut aussi accomplir une séparation sélective des ions monovalents (Strathmann 2004, Al-Amshawee, Yunus et al. 2020). Cependant, la sélectivité, la conductivité électrique, la stabilité chimique et mécanique et les coûts de production de la membrane échangeuse d'ions peuvent influencer l'efficacité du procédé (Xu, Innocent et al. 2005, Kariduraganavar, Nagarale et al. 2006).

L'ED permet le traitement à l'échelle industrielle des effluents avec des salinités jusqu'à 3 000 mg/L (Al-Amshawee, Yunus et al. 2020). Avec une capacité allant de 100 m^3/j à 20 000 m^3/j, elle est utilisée dans des systèmes de petite à moyenne taille. Entre 0,49 et 5,6 kWh/m^3 sont généralement nécessaires pour le dessalement d'une eau à faible salinité (Fernandez-Gonzalez, Dominguez-Ramos et al. 2015, Escudier, Gillery et al. 2019). Lorsque la salinité de l'eau est comprise entre 100 et 1 200 mg/L, les performances en termes d'élimination des matières dissoutes totales (TDS) montrent que l'eau traitée a une salinité inférieure à 10 mg/L (Strathmann 2004).

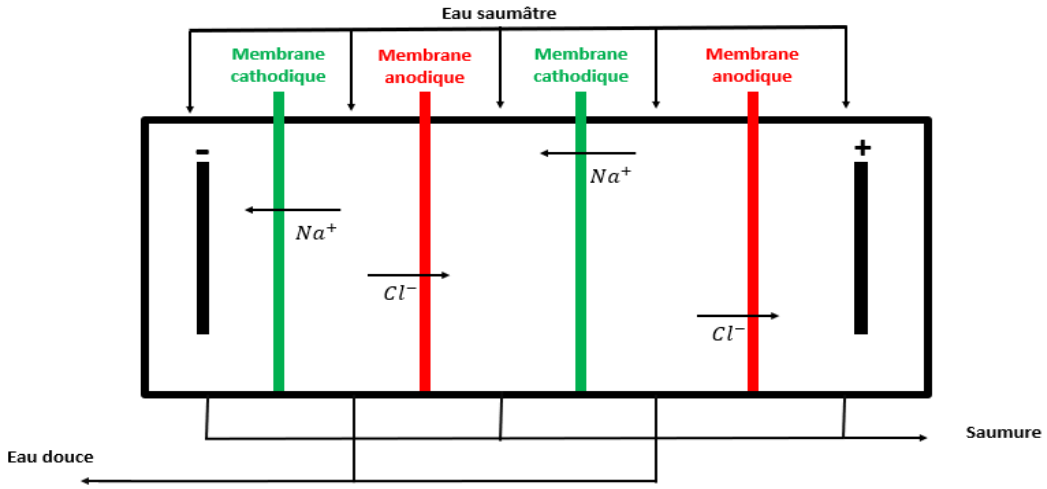

Figure 1.2.1 : Schéma simple d'électrodialyse

1.2.1.3 Osmose inverse

Le type le plus populaire de technique de dessalement par membrane est l'osmose inverse (Yao, Zhang et al.). Ce procédé élimine efficacement toutes les particules dissoutes ou colloïdales d'une solution aqueuse, ce qui donne une saumure concentrée et un perméat qui est presque de l'eau pure (Fritzmann, Löwenberg et al. 2007). L'osmose inverse a été utilisée pour concentrer les composés organiques, mais son utilisation dans les applications de dessalement de l'eau de mer est plus fréquente. Cette méthode utilise les caractéristiques des membranes semi-perméables composites ou asymétriques avec des diamètres de pores inférieurs à 1,5 nm (figure 1.2.2). Les interactions entre les composants de la membrane et les produits chimiques du milieu traité, appelées réactions physico-chimiques, sont la base première de la séparation. A l'exception de quelques molécules organiques dont la taille est extrêmement proche de celle de l'eau, tous les autres solutés sont rejetés lors de la migration de l'eau. En raison de son faible coût énergétique, l'osmose inverse est couramment utilisée (Elimelech and Phillip 2011). Environ 2 à 10 kWh/m^3 d'énergie sont consommés par l'osmose inverse (Lo, Dia et al. 2008) et les coûts associés au traitement varient de 0,57 à 1,15 CAD/m^3 d'eau produit (Méricq 2009). En fait, le taux de conversion (fait référence à l'efficacité du processus de transformation de l'eau saline en eau douce) par osmose inverse détermine la quantité et la salinité de ces concentrats. Le débit du concentrat sera de 22 000 m3/j avec une salinité de 72 g/L compte tenu d'une salinité d'eau de mer de 40 g/L, un perméat de 500 mg/L, un débit d'alimentation de 40 000 m3/j et un taux de conversion de 45 % (Méricq 2009). L'eau de mer peut atteindre des niveaux de salinité allant jusqu'à 45 g/L . La salinité standard de l'eau de mer se situe autour

de 35 g/L (Maurel 2001). Le concentrât issu de l'osmose inverse possède une concentration supérieure à 35g/L. Ces saumures (concentrats issus de l'osmose inverse de l'eau de mer) possèdent en général une salinité supérieure à 35g/L pouvant négativement affecter la faune et la flore aquatique. Un autre problème majeur lié à l'osmose inverse est la présence d'ions chlorure dans l'eau salée qui peut endommager les membranes en polyamide, ce qui nécessiterait l'achat de nouvelles membranes (Mohammad, Teow et al. 2015).

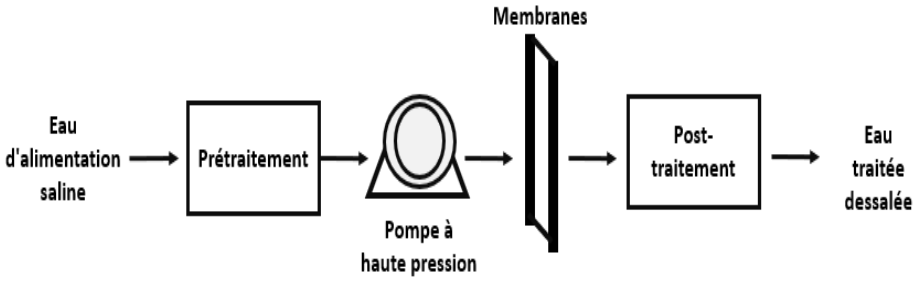

Figure 1.2.2: Composants de base d'une cellule d'osmose inverse

1.2.1.4 Nanofiltration

Un procédé membranaire connu sous le nom de nanofiltration (Nfaoui) se situe entre l'osmose inverse (RO) et l'ultrafiltration (Ali, Tufa et al.). Il est utilisé comme prétraitement pour le dessalement ou pour traiter tous types d'eau (Hilal, Al-Zoubi et al. 2004). De nos jours, l'osmose inverse est progressivement remplacée par l'utilisation de la nanofiltration, notamment dans le traitement des eaux saumâtres. Une membrane asymétrique ou composite transportant des charges électriques est la caractéristique de la nanofiltration (négative en surface). La solubilisation-diffusion et la force de convection sont utilisées comme méthodes de transfert de masse. Ses membranes ont des pores d'une taille de 1 nm, ce qui équivaut à un seuil de poids moléculaire de 300 à 500 Da (Mohammad, Teow et al. 2015). Pour la séparation des ions inorganiques et des minuscules composés organiques, les membranes NF sont efficaces. Trois sels de sodium ont fait l'objet d'une étude pour jauger la sélectivité des membranes de nanofiltration (Na_2SO_4, NaCl et $NaNO_3$). Les résultats montrent que la rétention était plus élevée pour les ions divalents (SO_4^{2-}), avec plus de 90 %, et plus faible pour les ions monovalents, tels que les ions chlorure et nitrate, avec moins de 50 % (Kelewou, Lhassani et al. 2011). La NF permet une rétention des sels jusqu'à 95%. Pour une production de 50 à 100 L/h/m^2, le NF consomme entre 0,5 et 2 kWh/m^3 d'énergie (Lo, Dia et al. 2008). Les coûts associés au traitement varient de 0,3 à 1,6 $US/m^3 (Shahmansouri and Bellona

2015). L'encrassement, la sélectivité et la courte durée de vie de la membrane sont les principaux inconvénients du NF (Patel, Qin et al. 2020).

1.2.2 Modélisation du potentiel éolien pour le dessalement

1.2.2.1 Modélisation de l'énergie éolienne

Dans son ouvrage ''L'énergie éolienne'', Betz a donné l'un des principes de base de l'énergie éolienne. Betz précise que la puissance maximale théorique récupérable d'un capteur éolien est égale à 16/27 de la puissance éolienne incidente traversant cette l'éolienne (Hammoudi, Absi et al. 2016).

La puissance maximale récupérable (P) est donnée par la loi de Betz :

Équation 1.2.1 : Loi de Betz

$$\mathbf{P} = \frac{16}{27} \times \mathbf{P_{incidente}}$$

Équation 1.2.2 : Puissance incidente

$$\boldsymbol{P_{incidente}} = \boldsymbol{P_{cinetique}} = \frac{1}{2}\,\boldsymbol{\rho\, S\, V^3}$$

Où : ρ : masse volumique du fluide (1.23 kg/m³ pour l'air à 20°C)

S : surface du capteur éolien en m²

V : vitesse incidente (amont) du fluide en m/s

Plusieurs méthodes sont actuellement utilisées pour concevoir et modéliser les performances et l'efficacité des éoliennes. Un exemple est la méthode de l'Atlas éolien européen qui est couramment utilisé dans l'industrie de l'énergie éolienne. Le processus commence par diviser les mesures de vent en plusieurs secteurs. Un calcul en régime permanent est ensuite effectué pour les directions du vent sur un domaine contenant le point de mesure. Sur la base du débit, les perturbations topographiques et de rugosité sont calculées pour chacun des secteurs aux emplacements de mesure et de prédiction (Ayotte 2008).

Il y a d'abord la modélisation linéaire des ressources éoliennes qui est basée sur la théorie de l'écoulement sur les collines (Wood 2000). Dans ces modèles, les équations de mouvement ont été simplifiées en linéarisant les termes d'advection et les autres non-linéarités plus faibles dans les équations de fermeture

de turbulence. La linéarisation des termes d'advection a été effectuée en supposant que le flux de fond était constant dans les directions horizontales ou suivant le terrain mais variait verticalement. Cette variation verticale consistait souvent en trois couches ou plus correspondant à une division de la couche limite turbulente en couches distinctes (Ayotte 2008). La figure 1.2.4 ci-dessous montre l'écoulement sur une colline isolée divisée en quatre couches. La couche la plus basse, la couche de surface interne (IS), est une couche mince à côté de la surface et contient la sous-couche de rugosité où la vitesse passe à zéro à la surface et les forces visqueuses dominent. Au-dessus se trouve la couche de contrainte de cisaillement (SS) où l'écoulement est fortement cisaillé et où la divergence de contrainte turbulente affecte fortement l'écoulement moyen. C'est dans cette couche que se produit l'accélération maximale du profil du vent. La région externe est composée de deux couches supplémentaires, les couches médiane (M) et supérieure (U) dans lesquelles les forces d'inertie dominent (Ayotte 2008).

Bien que toujours utilisé, le modèle linéaire présenté précédemment s'est avéré très limité aux cas d'écoulement stratifié neutre sur un terrain de pente modeste. Aujourd'hui, le modèle non linéaire est le plus utilisé. Ces modèles sont dépendant du temps et sont intégrés à un état stable dans chacun d'un certain nombre de secteurs de direction, très probablement 12 secteurs. Ces solutions non linéaires sont ensuite utilisées dans le cadre de la méthodologie standard de l'Atlas éolien européen présentée précédemment.

1.2.2.2 Utilisation de l'énergie éolienne dans le dessalement

L'un des obstacles à l'adoption généralisée du dessalement est sa forte consommation énergétique, qui est à la fois coûteuse et environnementalement nuisible (Ali, Tufa et al. 2018). Le dessalement conventionnel alimenté par des combustibles fossiles est responsable de 76 Mt d'émissions de CO2 par an, avec une consommation moyenne de 75,2 TWh par an (Ali, Tufa et al. 2018). Par conséquent, une solution écologiquement responsable consiste à combiner ces processus de dessalement avec les énergies renouvelables. Des systèmes de dessalement qui utilisent l'énergie éolienne sont les plus répandus, en particulier dans les régions côtières où l'énergie éolienne est abondante. Par rapport à d'autres sources d'énergie renouvelable, le dessalement éolien se caractérise par un impact environnemental considérablement réduit (Raluy, Serra et al. 2005). Une évaluation technico-économique d'un système de dessalement éolien et le stockage stratégique de l'eau dessalée a été réalisée par Loutatidou, Liosis et al. (2017). Dont les principales conclusions mettent en évidence la faisabilité technique et la viabilité

économique de ce système de dessalement éolien, qui dépend fortement de la disponibilité des ressources éoliennes et du procédé de dessalement utilisé. En fait, pour les sites à forte intensité de vent, le dessalement par osmose inverse (RO) alimenté par l'énergie éolienne offre un avantage concurrentiel par rapport aux systèmes de RO alimentés par le réseau électrique et permet de réaliser des économies significatives par rapport aux systèmes alimentés par des combustibles fossiles.

La viabilité de ces systèmes de dessalement dépend fortement du coût initial de l'éolienne, du facteur de capacité de l'éolienne, de l'équipement de dessalement, et, le cas échéant, du coût du stockage de l'eau ou de l'énergie. Dans l'ensemble, Loutatidou met en évidence le potentiel du dessalement éolien en tant que solution économiquement viable et durable pour le stockage stratégique de l'eau, en particulier dans les régions où les ressources éoliennes sont abondantes. Un système présenté par Veza, Peñate et al. (2004) effectue le dessalement de l'eau hors réseau électrique en utilisant l'électrodialyse (ED) alimenté par l'énergie éolienne. L'étude démontre l'efficacité de l'ED dans la production d'une eau potable de bonne qualité et dans l'élimination des sels dissous dans l'eau.

D'un autre côté, l'utilisation de l'énergie éolienne en combinaison avec le traitement par électrodialyse présente une option prometteuse pour le dessalement des eaux saumâtres. Les études existantes se sont principalement concentrées sur l'électrodialyse solaire, tandis que l'électrodialyse éolienne a été moins explorée. Cependant, une étude menée par Malek, Ortiz et al. (2016) a examiné la faisabilité de l'électrodialyse éolienne sans stockage d'énergie et a conclu que les systèmes d'électrodialyse offrent une approche électriquement stable et très fiable pour le dessalement hors réseau dans les régions éloignées souffrant de stress hydrique. De plus, une recherche réalisée en 2004 a étudié une installation de dessalement par électrodialyse dans les îles Canaries (Espagne) utilisant un système d'énergie éolienne hors réseau. Cette installation a réussi à dessaler de l'eau dont la salinité était de 5000 mS/cm en utilisant une puissance de 4,8 à 19 kW, démontrant ainsi l'efficacité de ce couplage dans le contexte des eaux saumâtres (Veza, Peñate et al. 2001, Mir and Bicer 2021). L'article en question se concentre sur la conception, la fabrication et les tests d'un système de dessalement par électrodialyse dans le but d'améliorer la durabilité et la viabilité financière de ce système.

1.3 Objectifs et Méthodologie de recherche

1.3.1 Objectifs de recherche

L'objectif principal de ce projet est d'étudier et de développer un procédé d'électrodialyse alimenté par l'énergie éolienne pour le dessalement des eaux souterraines saumâtres. Pour ce faire, nous avons tracé les objectifs spécifiques suivants :

- Estimer les besoins en eau de consommation de la population de la zone d'étude ciblée (Ville de Dakhla).
- Déterminer les meilleures conditions opératoires de l'électrodialyse en termes d'intensité limite, de débit de recirculation, de temps de traitement et de la quantité d'électricité (en mode d'opération batch dynamique).
- Évaluer les performances épuratoires du dessalement des ESS, en mode d'opération semi-continue.
- Déterminer le potentiel éolien de la zone d'étude pour évaluer la faisabilité du projet de dessalement.
- Déterminer le nombre de turbines nécessaires pour répondre aux besoins en énergie du projet.

1.3.2 Méthodologie de recherche

1.3.2.1 Procédé d'électrodialyse

La conception d'une cellule d'électrodialyse a permis de définir les conditions optimales de fonctionnement du procédé. Il s'agit d'un procédé de séparation dans lequel les espèces ionisées minérales ou organiques dissoutes sont transportées à travers des membranes échangeuses d'ions sous l'action d'un champ électrique (Figure 1.2.1). Des membranes alternativement cationiques et anioniques délimitent des compartiments de dilution (D) et des compartiments de concentration (C). Ces membranes permettent de séparer le diluât du concentrât. La cellule d'électrodialyse utilise des membranes d'échange d'anions standard Tokuyama AMX et des membranes échangeuses cationiques standard Tokuyama CMX. Trois pompes de recirculation ont été utilisées pour assurer la circulation dans la cellule d'ED. L'intensité maximale du courant (intensité limite) pour atteindre le niveau de salinité requis en mode batch dynamique a été déterminée en prenant en compte les caractéristiques de l'eau échantillonnée, la configuration de la cellule d'électrodialyse et le taux de recirculation. L'effet du débit de recirculation et

de l'intensité du courant sur la diminution de la salinité a également été étudié par l'ajustement du débit et l'observation de la diminution de la salinité qui en résulte. Plusieurs intervalles de temps ont été étudiés pour sélectionner le meilleur temps de traitement et déterminer l'effet du temps de recirculation sur l'efficacité du dessalement.

Par la suite, des essais sur la réduction de salinité, en mode d'opération semi-continue ont été menés afin de déterminer les meilleures conditions de fonctionnement. Après un temps d'électrolyse fixé, l'eau du compartiment de concentration à salinité élevée est maintenue dans ce même compartiment. Alors que l'eau dessalée présente dans le compartiment de dilution est entièrement récupérée et remplacée par une eau brute contaminée en ion chlorure et le processus pourra recommencer à zéro. Les variables du processus, telles que le temps de traitement, le débit de recirculation et l'intensité du courant, ont été optimisées au cours de ces expériences. La consommation d'énergie a ensuite été déterminée en fonction de la puissance consommée, de la durée de l'expérience et de la capacité du réacteur de dessalement en utilisant l'équation (1.3.1) :

Équation 1.3.1 : Consommation d'énergie

$$E = \frac{i}{V} \int_{t_0=0}^{t=0.5} u(t)\, dt$$

Où :

E est la consommation d'énergie (kWh.m−3)

i est l'intensité du courant (A)

u est la tension (V)

t est le temps de traitement (0h à 0.5h)

V est le volume d'eau traitée (L)

1.3.2.2 Modélisation énergétique

L'étude a commencé par la collecte de données de vitesse du vent en (m/s) dans la zone d'étude (NCEI). L'étape suivante a consisté à corriger et à supprimer les valeurs de vitesse manquantes ou aberrantes. En raison de l'abondance des mesures de la vitesse du vent, horaires sur 17 ans, il était essentiel de simplifier les données en utilisant les médianes quotidiennes de la vitesse du vent. La distribution de probabilité de Weibull, à deux paramètres, a ensuite été utilisée pour ajuster les données de vent (Justus, Hargraves et

al. 1976, Seguro and Lambert 2000). La fonction de distribution de Weibull est donnée par l'équation (1.3.2) :

Équation 1.3.2 : Fonction de distribution de Weibull

P(v<vi<v+dv) =P(v>0) exp$\left(\frac{k}{c}\right)\left(\frac{v_i}{c}\right)^{k-1}\left[-\left(\frac{v_i}{c}\right)^{k}\right]\mathbf{d}v$

Où:

P(v<vi<v+dv) : est la probabilité que la vitesse du vent soit comprise entre v et v+dv

P(v>0) : est la probabilité que la vitesse du vent soit supérieure à zéro

V : est la vitesse générale du vent

Vi : est une vitesse de vent spécifique

C : est le paramètre de l'échelle de Weibull (m/s)

K : est le paramètre de forme de Weibull sans dimension

Ces deux derniers paramètres sont estimés selon la méthode du maximum de vraisemblance (Seguro et Lambert, 2000), à l'aide des équations (1.3.3) et (1.3.4) ci-dessous :

Équation 1.3.3: Paramètre de forme de Weibull

$$\mathbf{k} = \left(\frac{\sum_{i=1}^{n} v_i^{k} \ln(v_i)}{\sum_{i=1}^{n} v_i^{k}} - \frac{\sum_{i=1}^{n} \ln(v_i)}{n}\right)^{-1}$$

Équation 1.3.4 : Paramètre d'échelle de Weibull

$$c = \left(\frac{1}{\eta}\sum_{i=1}^{n} v_i^{k}\right)^{1/k}$$

Où :

n est le nombre de points de données de vitesse du vent non nuls

vi est la vitesse du vent dans le pas de temps i

L'ajustement de la distribution de Weibull a été évalué à l'aide d'un coefficient Qq R2, qui est associé au tracé graphique quantile-quantile (Ouarda, Charron et al., 2016), comme exprimé dans l'équation (1.3.5) :

Équation 1.3.5 : Coefficient de détermination

$$\mathbf{R}_{QQ}^{2} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{n} (v_i - \hat{v}_i)^2}{\sum_{i=1}^{n} (v_i - \bar{v})2}$$

où vi est la vitesse du vent observée et $\bar{v} = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n} v_i$

Une série quotidienne de valeurs de vitesse du vent à une hauteur de référence de 10 m a été utilisée pour calculer la vitesse du vent correspondant à la hauteur de moyeu du modèle éolien choisi à l'aide de l'équation (1.3.6) de la loi de puissance (Hussain 2002) :

Équation 1.3.6 : Loi de puissance

$$\frac{v_1}{v_2} = \left(\frac{h_1}{h_2}\right)^a$$

Où :

v1 : est la vitesse du vent à 10 m (h1)

v2 : est la vitesse du vent à 84 m (h2)

a : est le coefficient (dans des conditions de stabilité neutre, la valeur est fixée à 0,143)

En comprenant les caractéristiques de la vitesse du vent à différentes hauteurs, il a été possible de déterminer avec précision la puissance anticipée de l'éolienne. De nombreux facteurs entrent en jeu lorsqu'il s'agit d'estimer la puissance mécanique moyenne d'un modèle d'éolienne. La formule (1.3.7) utilisée pour cette estimation est la suivante (Loutatidou, Liosis et al. 2017) :

Équation 1.3.7 : Production d'énergie d'un modèle d'éolienne

$$P = \left(\frac{1}{2}\right) * \varphi_{air} * CP * \Pi * \left(\frac{D^2}{4}\right) * v^3$$

Où:

φ_{air}: est la densité de l'air

v : est la vitesse du vent

D : est le diamètre du rotor

CP : est le coefficient de puissance

L'ensemble de ces variables contribue au calcul de la puissance mécanique moyenne de l'éolienne. Le coefficient de puissance, calculé à l'aide de la courbe de puissance fournie par le fabricant de l'éolienne, quantifie le rapport entre la puissance extraite de l'éolienne et le potentiel de puissance maximale disponible dans le vent, tel que déterminé par la loi de Betz (Rauh et Seelert, 1984). La puissance calculée précédemment a ensuite été convertie en énergie à l'aide de l'équation (1.3.8) :

Équation 1.3.8 : Énergie produite par l'éolienne

$$E_{WT}=P_{WT}*T$$

Où:

E_{wt} : c'est l'énergie produite par une seule éolienne (kWh)

P_{wt} : c'est la puissance calculée précédemment (kW)

T : est le temps (h)

Le nombre nécessaire d'éoliennes a ensuite été calculé dans l'équation (1.3.9) en divisant les besoins annuels en énergie E_{req} du système d'électrodialyse éolien par E_{WT} :

Équation 1.3.9 : Nombre d'éoliennes

$$\mathbf{N_{WT}} = \frac{\mathbf{E_{req}}}{\mathbf{E_{wT}}}$$

1.4 Résultats et Discussion

1.4.1 Traitement des eaux souterraines saumâtres par ED

1.4.1.1 Échantillonnage des eaux souterraines et caractérisation de l'effluent

Des échantillons d'eau ont été prélevés du puit Taouarta 4 (129/125) de la zone de Taourta dans la ville de Dakhla et ont révélé des concentrations élevées de chlorure et de sulfate. Ces indicateurs de salinité (Smith 1982) sont plus élevés que les normes marocaines de potabilisation, avec des concentrations de sulfate de 510 mg/L et des valeurs de chlorure de 706 mg/L (Normes : Chlorure ≤ 200 mg/L, Sulfate ≤ 250 mg/L). Ces concentrations élevées peuvent affecter négativement la qualité de l'eau, l'aptitude à l'irrigation et la consommation humaine. En conclusion, les eaux souterraines de Dakhla ont des teneurs importantes en chlorure et en sulfate, ce qui nécessite une attention particulière dans la gestion et le traitement de l'eau afin de garantir une eau de bonne qualité.

1.4.1.2 Estimation de l'intensité maximale

La limite de courant est le courant le plus élevé qui peut être appliqué à un système d'électrodialyse sans produire d'effets secondaires indésirables (Bazinet 2005, Korzenowski, Rodrigues et al. 2008, Machado 2008). En effet, si le courant dépasse cette valeur, il entraîne un colmatage, une détérioration de la membrane, un risque de points chauds et une électrolyse de l'eau (Brun 1989). En observant l'évolution de l'intensité en fonction de la tension pour un volume de 2.5 L (Machado 2008), l'intensité limite a été déterminée. Cela a abouti à une limite de courant de 2 A pour un débit de 165 mL/min, de 2,2 A pour un débit de 650 mL/min et de 2,4 A pour un débit de 1090 mL/min.

1.4.1.3 Effet du débit de recirculation et de la proportion de l'intensité du courant sur le taux de dessalement

Le processus consiste à sélectionner le débit de recirculation optimal. La figure 1.4.1 présente trois graphiques illustrant la conductivité du concentrât et du diluât pour différents débits, l'intensité maximale étant appliquée à chacun d'eux. Le premier débit atteint la capacité de traitement maximale en 70 minutes et nécessite 0,93 Ah/L d'électricité. Le deuxième débit prend moins de 60 minutes en utilisant 0,86 Ah/L, et le troisième prend 40 minutes en utilisant 0,64 Ah/L d'électricité. Le débit de 1090 ml est choisi pour sa capacité de dessalement plus rapide avec une consommation d'électricité de 0,64 Ah/L.

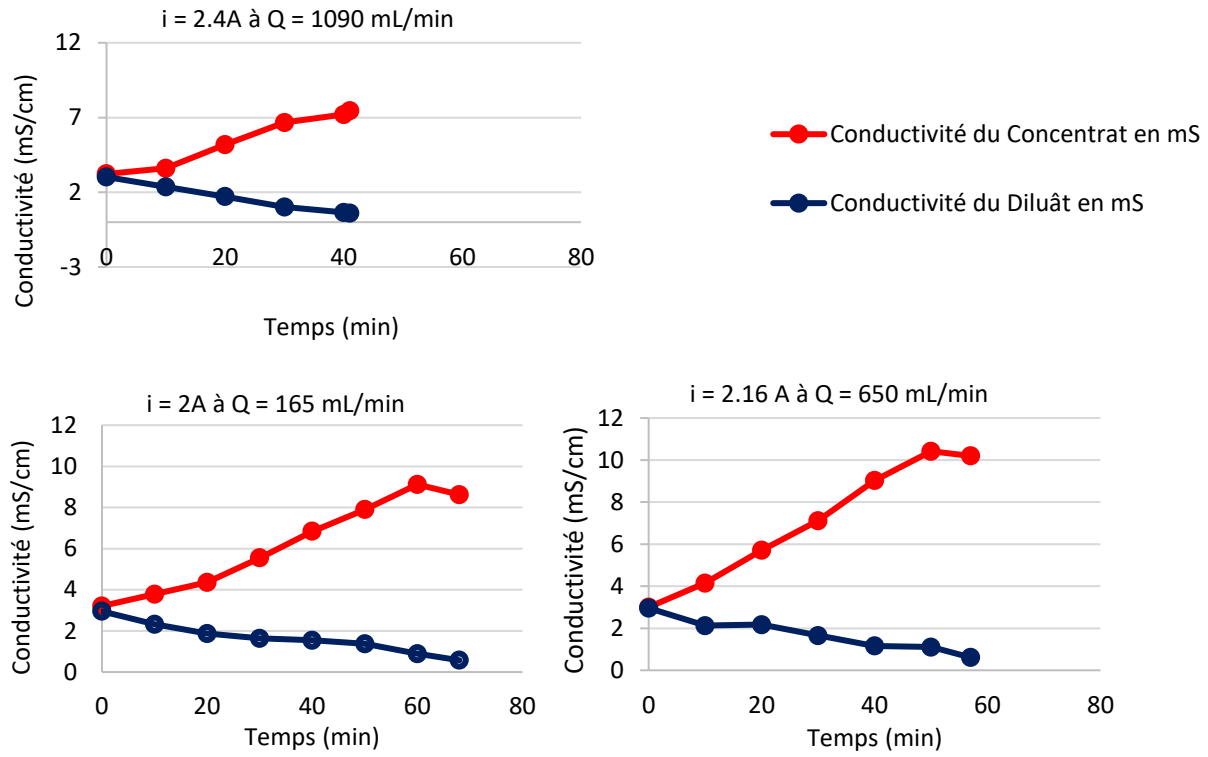

Figure 1.4.1: Profils de conductivité de la solution diluât et du concentrât

L'étape suivante consiste à explorer l'influence du pourcentage d'i_{lim} sur les taux de dessalement. Avec un débit de 1090 mL/min, le graphique de droite montre l'évolution de la conductivité du concentrât, tandis que celui de gauche montre l'évolution de la conductivité du diluât dans la figure 1.4.2.

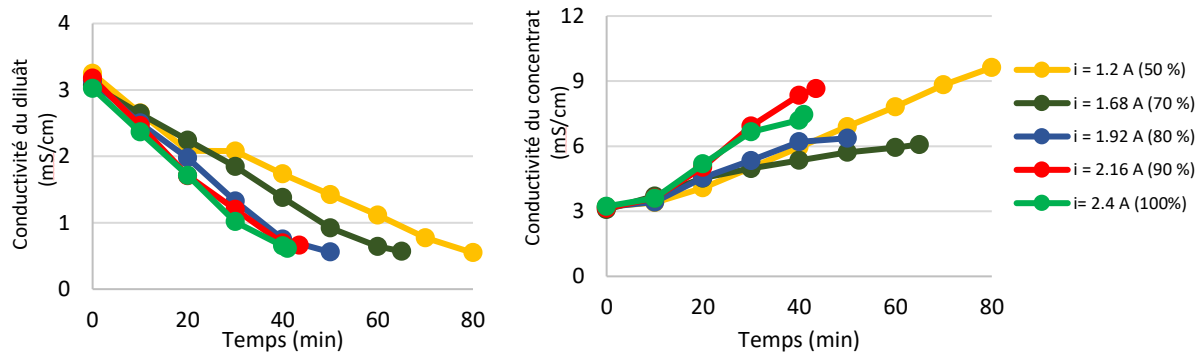

Figure 1.4.2: Profils de conductivité du diluât et du concentrât à différentes proportions d'i_{lim}

L'étude a montré qu'une intensité de 2,16A et une intensité de 2,4A donnaient les meilleurs taux de dessalement. Après 40 minutes de traitement, la concentration anionique du diluât était significativement inférieure aux niveaux maximums autorisés au Maroc, avec des chlorures résiduels à 72,2 mg/L et des sulfates résiduels à 50,8 mg/L. Ceci suggère que le temps de dessalement peut être encore réduit. Par conséquent, l'évolution de la concentration en anions, principalement les chlorures et les sulfates, dans le diluât a été suivie pour déterminer le temps de traitement optimal (figure 1.4.3).

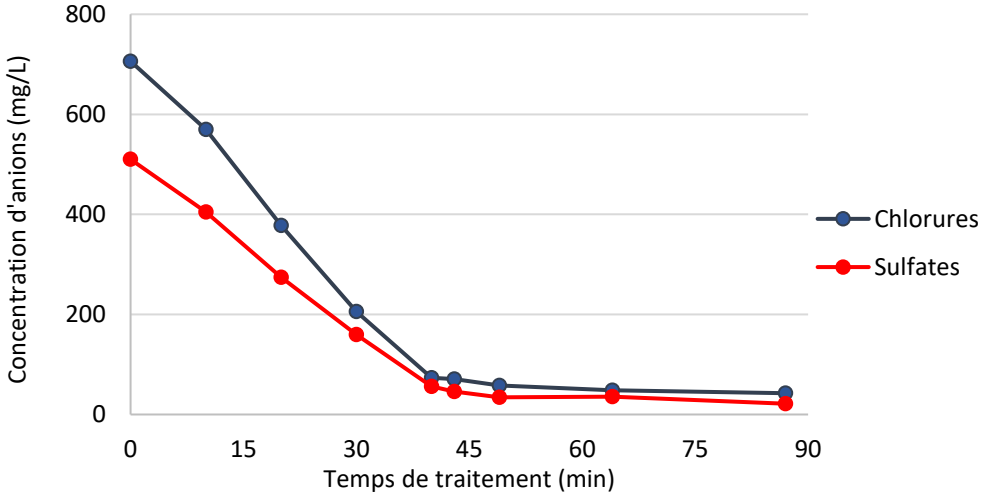

Figure 1.4.3: Concentration d'anions dans le diluât

La concentration en chlorure est d'environ 200 mg/L et la concentration en sulfate est d'environ 150 mg/L obtenues à exactement 31 minutes de temps de traitement. Comme ces valeurs sont inférieures à la norme marocaine de potabilisation, ce temps de traitement a été utilisé au cours de l'étape suivante de dessalement semi-continu.

1.4.1.4 Dessalement en fonctionnement semi-continu et ajustement du modèle

L'étude a évalué les performances et la capacité d'un processus de dessalement semi-continu en utilisant trente tests en duplicatas. Les échantillons d'eau ont été traités sous une intensité de courant de une 2,4 A et à un débit de 1090 ml/min pendant 31 minutes. La conductivité initiale moyenne était de 3,23 mS/cm avec une efficacité de 58,2 % en termes de diminution de la conductivité. La consommation en énergie était de 8,74 KWh.m-3 à une intensité de 2,4 A et un volume de 2,5 L (tableau 1.4.1). La conductivité du concentrât a augmenté, naturellement, avec chaque lot.

Tableau 1.4.1: Conductivité du diluât avant et après traitement

Diluât	
Conductivité initiale (mS/cm)	**Conductivité finale (mS/cm)**
3,23 ± 0,22	1,35 ± 0,57

Pour évaluer l'efficacité du procédé de dessalement, la méthodologie de surface de réponse (RSM) et la conception composite centrale (CCD) ont été utilisées. Le temps de traitement (X1), l'intensité du courant (X2) et le débit de recirculation (X3) sont les principales variables prises en compte. Ces éléments ont été inclus dans les équations 1.4.1 et 1.4.2 afin de créer un modèle mathématique permettant d'évaluer la conductivité du concentrât et du diluât :

Équation 1.4.1: Conductivité du concentrât

Conductivity of the concentrate=5.7 + 1.9 X1 + 2.6 X2 + 0.7 X3 + 0.07 X1 X2 -0.06 X1 X3 - 1.09 X2 X3

Équation 1.4.2: Conductivité du diluât

Conductivity of the dilute = 0.92 - 0.6 X1 - 0.01 X2 - 0.05 X3 - 0.12 X1 X2 -0.1 X1 X3 - 0.16 X2 X3

Le coefficient de détermination R2 a été utilisé pour évaluer la précision des deux équations après une validation approfondie. La conductivité du diluât avait un R2 de 0.96, tandis que celle du concentrât avait un R2 de 0.85.

Ce modèle a ensuite été utilisé pour identifier et établir les conditions de fonctionnement optimales. Les prédictions du modèle ont ensuite été comparées aux résultats de laboratoire (tableau 1.4.3). Un intervalle général a été créé pour les exigences d'optimisation des valeurs des paramètres de temps, d'intensité et de vitesse. Tandis que 1.1 ms/cm a été choisi comme critère fixe d'optimisation de la conductivité du diluât. Les résultats étaient similaires à ceux observés en laboratoire. À l'exception du

temps de traitement idéal, qui s'est avéré être d'environ 31 minutes en laboratoire, bien que le temps de traitement idéal soit théoriquement de 31.1 minutes. Théoriquement, selon le résultat réel du laboratoire, l'intensité et le débit idéaux étaient égaux. La conductivité du diluât prédit est de 1.1 mS/cm, alors que la mesure de laboratoire est de 1.35 mS/cm (avec une incertitude de 0.57 mS/cm).

Tableau 1.4.2 : Les valeurs des facteurs et des réponses par application du plan composite central

Test	Temps (mins)	Intensité (A)	Débit (mL/min)	Concentrât (mS/cm)	Diluât (mS/cm)
1	10	2	165	3.78	2.32
2	20	2	165	4.36	1.87
3	30	2	165	5.55	1.64
4	40	2	165	6.84	1.54
5	50	2	165	7.90	1.37
6	60	2	165	9.12	0.89
7	68	2	165	8.62	0.57
8	10	2.16	650	4.15	2.13
9	20	2.16	650	5.71	2.17
10	30	2.16	650	7.12	1.66
11	40	2.16	650	9.03	1.16
12	50	2.16	650	10.42	1.11
13	57	2.16	650	10.20	0.61
14	10	2.4	1090	3.60	2.37
15	20	2.4	1090	5.19	1.71
16	30	2.4	1090	6.66	1.02
17	40	2.4	1090	7.20	0.65
18	41	2.4	1090	7.46	0.61
19	10	1.2	1090	3.41	2.65
20	20	1.2	1090	4.08	2.08
21	30	1.2	1090	5.01	2.08
22	40	1.2	1090	5.95	1.73
23	50	1.2	1090	6.90	1.42
24	60	1.2	1090	7.82	1.11
25	70	1.2	1090	8.83	0.77
26	80	1.2	1090	9.63	0.55
27	87	1.2	1090	10.20	0.41
28	10	1.68	1090	3.71	2.64
29	20	1.68	1090	4.53	2.24

30	30	1.68	1090	4.98	1.85
31	40	1.68	1090	5.35	1.38
32	50	1.68	1090	5.72	0.92
33	60	1.68	1090	5.94	0.64
34	65	1.68	1090	6.08	0.57
35	10	1.92	1090	3.42	2.50
36	20	1.92	1090	4.54	1.97
37	30	1.92	1090	5.34	1.33
38	40	1.92	1090	6.20	0.75
39	50	1.92	1090	6.36	0.56
40	10	2.16	1090	3.61	2.46
41	20	2.16	1090	5.03	1.71
42	30	2.16	1090	6.93	1.20
43	40	2.16	1090	8.35	0.69
44	43.5	2.16	1090	8.66	0.66
45	10	2.4	1090	3.60	2.37
46	20	2.4	1090	5.19	1.71
47	30	2.4	1090	6.66	1.02
48	40	2.4	1090	7.20	0.65
49	41	2.4	1090	7.46	0.61

Tableau 1.4.3 : Résultats théoriques et expérimentaux composites centraux

Paramètres	Critères d'optimisation	Valeurs théoriques	Valeurs observées
X1 : Temps	Entre 10 et 87 min	31.1 minutes	31 minutes
X2 : Intensité	Entre 1.2 et 2.4 A	2.4A	2.4A
X3 : Débit	Entre 0.16 et 1.09 L/min	1.09 L/min	1.09 L/min
Conductivité du diluât	1.1 mS /cm	1.1 mS /cm	1.35 ± 0.57 mS /cm

Les résultats de modélisation obtenus montrent une corrélation étroite entre les taux réels d'élimination des anions en laboratoire et les valeurs calculées à l'aide du CCD. Les résultats de la modélisation confirment les recherches antérieures, en particulier celle de Zaviska, Drogui et al. (2012) qui ont trouvé une bonne corrélation entre les résultats théoriques et les résultats de l'électrodialyse en laboratoire. Une étude portant sur la possibilité d'une production optimisée de chlore actif à partir d'un concentrât d'eau de mer synthétique basée sur l'électrodialyse, a révélé que l'intensité du courant et la durée du traitement étaient les facteurs de traitement les plus critiques.

1.4.2 Estimation du potentiel éolien

1.4.2.1 Sélection du modèle d'éolienne

Les facteurs qui ont été pris en considération pour s'assurer que le modèle d'éolienne choisi pouvait produire l'énergie requise sont la taille du rotor, la hauteur du moyeu, la puissance nominale, la vitesse nominale du vent, la vitesse du vent d'enclenchement et la vitesse du vent de coupure. Sur la base de ces facteurs, le V117-3,45 MW a été sélectionné, un modèle d'éolienne de Vestas, qui présente un diamètre de rotor de 112 m et une hauteur de moyeu de 84 m. Ce modèle a une puissance nominale estimée à 3450 kW, avec une vitesse nominale du vent de 13 m/s, tandis que la vitesse du vent d'enclenchement et la vitesse du vent de coupure sont respectivement de 3 m/s et 25 m/s.

1.4.2.2 Estimation de la vitesse du vent à hauteur de moyeu et ajustement de Weibull

L'équation de la loi de puissance a été utilisée pour déterminer la vitesse du vent à la hauteur requise de 84 m, en utilisant les vitesses de vent enregistrées à une hauteur de référence de 10 mètres. Un graphique (figure 1.4.4) montrant la variation entre les vitesses du vent à 10 m et à 84 m pour l'année 2005 est présenté ci-dessous :

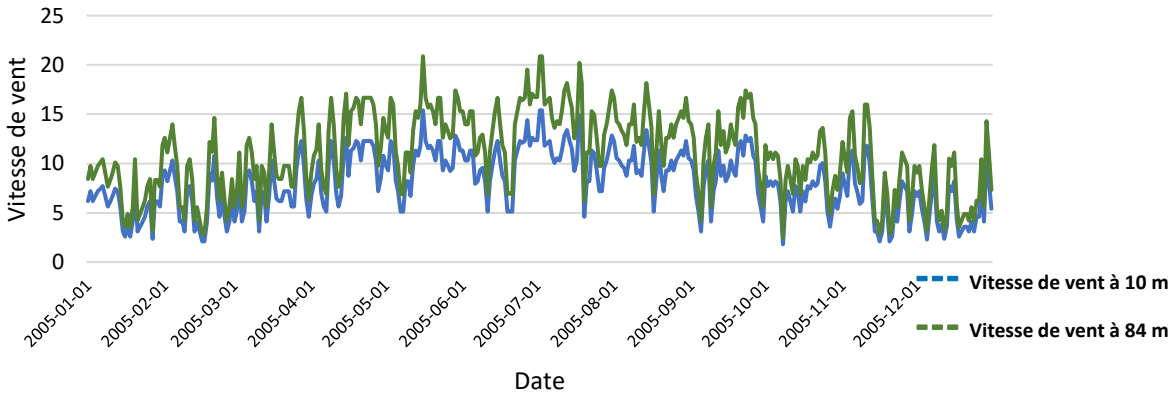

Figure 1.4.4 : Vitesses du vent à différentes hauteurs en 2005

L'ajustement de Weibull a été utilisé pour ajuster les données de vitesse du vent à 10 m et 84 m, en déterminant la qualité de l'ajustement par la détermination du coefficient de détermination (R2). L'ajustement a produit une échelle de 9.04 m/s et une forme de 3.20 à une hauteur de 10 m, avec une valeur R2 de 90.32 %. L'ajustement à 84 m a donné une échelle de 12.26 m/s et une forme de 3.20 avec

une valeur R2 de 90.31%. Dans cette étude, R2 a été choisi comme mesure d'ajustement en raison de son efficacité à quantifier la corrélation entre le modèle de Weibull et les données sur la vitesse du vent à différentes hauteurs. Pour fournir une représentation visuelle des caractéristiques de la vitesse du vent à 10 m et à 84 m, la représentation graphique de la distribution de Weibull est fournie ci-dessous sur la figure 1.4.5 :

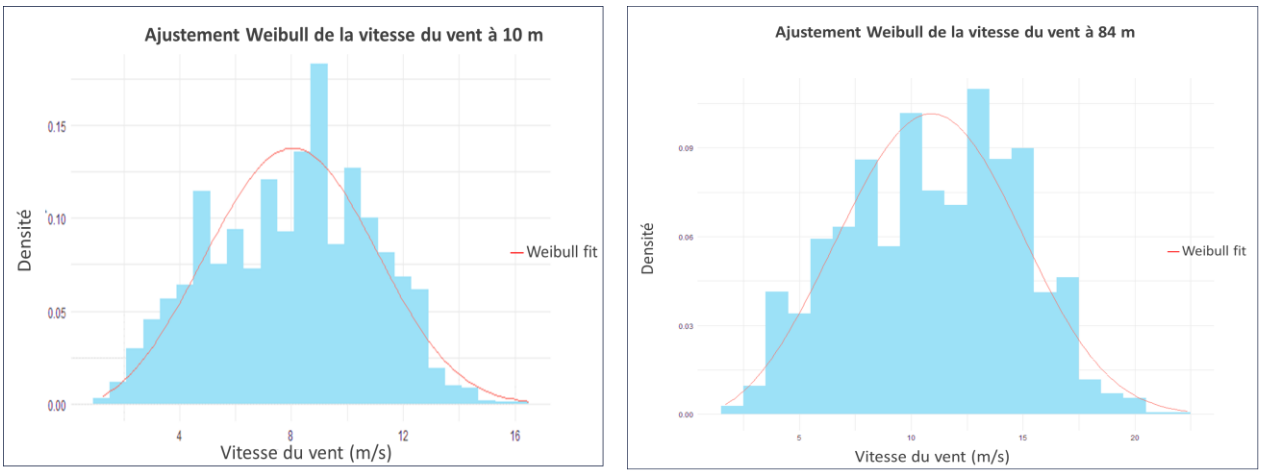

Figure 1.4.5 : Ajustement Weibull : Vitesses de vent à 10m et 84m

En ajustant les données relatives à la vitesse du vent à 10 m et à 84 m, il a été constaté que les paramètres de forme sont similaires aux deux hauteurs, ce qui indique une caractéristique de distribution similaire. Toutefois, le paramètre d'échelle augmente avec la hauteur, ce qui met en évidence l'influence de la hauteur sur la distribution de la vitesse du vent. Ceci est en accord avec Chang (2011) qui a trouvé que le paramètre d'échelle fluctue avec la hauteur, alors que le paramètre de forme de Weibull est indépendant de la hauteur. En contradiction, avec la comparaison d'Aziz, Tsuanyo et al. (2023) de quatorze méthodes de détermination des paramètres de Weibull, qui ont trouvé que les valeurs du paramètre d'échelle augmentent avec la hauteur, tandis que le paramètre de forme diminue.

1.4.2.3 Dimensionnement du parc éolien

Les données ont été ajustées et la production annuelle d'énergie a été évaluée. L'énergie moyenne produite par an avec le modèle d'éolienne sélectionné en fonction des conditions de vent à Dakhla était d'environ 20 201 463 kWh. Le nombre d'éoliennes nécessaires pour répondre aux besoins énergétiques du système de dessalement a été estimé à deux en 2023, et estimé à trois en 2029 et quatre en 2040, ces prévisions pouvant être révisées en fonction de l'évolution de la démographie (tableau 1.4.4).

Tableau 1.4.4: Nombre d'éoliennes en fonction de l'estimation de la population

Année	2023	2029	2040
Estimation de la population (personne)	166 049	254 101	474 443
Besoins en eau pour l'ensemble de la population (m3/an)	3 030 394	4 637 343	8 658 585
Besoins énergétiques annuels en ED (kWh)	26 485 646	40 530 380	75 676 031
Moyenne énergétique fournie par une turbine (kWh)		20 201 463	
Nombre d'éoliennes	2	3	4

Sur la base de cette évaluation, l'étude propose de mettre en œuvre le projet en deux phases : Dans la première, deux turbines seront installées pour répondre aux besoins énergétiques de l'usine de dessalement à partir de 2023. Cela permettra d'évaluer l'impact positif du projet sur les cinq premières années d'exploitation et d'encourager de nouveaux investissements pour la deuxième phase du projet. Dans cette seconde phase, deux nouvelles turbines seront ajoutées pour répondre aux besoins énergétiques jusqu'en 2040. Le nouveau recensement marocain de 2024, la consommation journalière des citoyens de la ville de Dakhla, ainsi que les nouvelles turbines d'autres fabricants, devront être pris en compte lors du dimensionnement des nouvelles turbines pour la deuxième phase du projet. Cela met en évidence non seulement le potentiel éolien prometteur de la ville, mais aussi l'efficacité de l'éolienne choisie pour exploiter cette source d'énergie renouvelable.

1.5 Conclusion générale

Ce projet a exploré la possibilité de combiner l'énergie éolienne et l'électrodialyse dans les processus de dessalement, en se concentrant sur le processus d'électrodialyse, en fournissant une preuve de concept convaincante et en promouvant son utilisation et son application dans les régions du monde confrontées à une pénurie d'eau. Cette approche peut potentiellement contribuer à relever les défis de la pénurie d'eau dans le monde entier et façonner les approches futures pour la combattre. La ville de Dakhla a été choisie pour la mise en œuvre à petite échelle de ce concept. Le processus d'électrodialyse a donné des

résultats optimaux de dessalement à un débit d'homogénéisation de 1,09 L/min et à une intensité de courant allant de 2,16 à 2,4 A, fixée à 90 % et 100 % de l'intensité limite. La consommation énergétique du système d'électrodialyse a été estimée à 8,7 kWh/m3, avec une capacité de dessalement de 5 L/h. Pour la suite des travaux, il est recommandé de réaliser une analyse physico-chimique complète des diluâts et concentrâts afin d'étudier plus en détails les variations de la concentration en cations et en anions au cours du traitement. Des recherches supplémentaires devraient être entreprises afin de déterminer les conditions optimales visant à minimiser la conductivité dans l'eau traitée et à réduire la consommation énergétique.

Concernant l'énergie éolienne, l'utilisation d'une distribution de Weibull à 2 paramètres a donné d'excellents résultats dans l'ajustement des données sur la vitesse du vent avec un coefficient de détermination de 90%. Néanmoins, une distribution à 3 paramètres devrait être considérée à l'avenir afin d'explorer la possibilité d'un meilleur ajustement. En combinant le potentiel éolien disponible dans la ville de Dakhla avec le modèle V112-3,45 MW®, il a été déterminé que deux éoliennes suffiraient pour alimenter en énergie le procédé de dessalement pour alimenter en eau potable la population de la ville de Dakhla durant la période 2023 et 2029. La deuxième phase du projet pourrait nécessiter l'ajout de deux éoliennes supplémentaires pour fournir de l'électricité dans les années à venir, en fonction des taux de croissance de la population, des résultats récents sur les besoins en eau de la population et des modèles avancés d'éoliennes. Une étude de techno-faisabilité pour évaluer la viabilité du projet reste essentielle. Sur la base de ces conclusions, les auteurs estiment que la mise en œuvre d'un système de dessalement éolien à Dakhla permettra d'atténuer considérablement les pénuries d'eau et contribuera par conséquent au développement de la région. En outre, les auteurs estiment que la recherche sur le dessalement éolien des eaux souterraines saumâtres est une voie prometteuse, non seulement pour la zone d'étude mais aussi à l'échelle mondiale. Cette étude constitue une étape vers l'intégration des sources d'énergie renouvelables (comme le solaire, l'éolien ou le géothermique) dans le processus complexe du dessalement. La poursuite de la recherche dans ce domaine innovant pourrait produire des résultats et des avancées dans les processus de dessalement, garantissant de meilleures performances, des coûts plus faibles et un impact environnemental réduit pour le dessalement de l'eau saumâtre et de l'eau de mer.

2 ARTICLE

Wind-powered Desalination of Brackish Groundwater: Assessment of the concept and case study

D. Nacer[1*], T. B.M.J. Ouarda[1], P. Drogui[1], K. El Haji[2], A. Benguit[1], Lambarki Moulay Boutal [3]

[1] *Institut National de la Recherche Scientifique, Centre Eau Terre et Environnement, 490, rue de la Couronne, Québec (Québec), G1K 9A9, Canada.*

[2] *Institut Supérieur des Hautes Études en Développement Durable, 15 bis Rue Daraa angle rue Oum Errabia, Rabat 10000, Maroc.*

[3] *Agence du bassin hydraulique de la région Dakhla Oued Eddahab, Av Hassan II, BP 459,, Dakhla 73000.*

[*]**Corresponding author:** Tel: +1 (418) 282 9565

Email: douae.nacer@inrs.ca

01 December 2023

LISTE OF ABREVIATIONS

ASOS	Automated Surface Observing System
BG	Brackish Groundwater
CCD	Central composite design
CP	Power coefficient
CVC	Current-voltage curve
ED	Electrodialysis
EWT	Energy per wind turbine
IRENA	International Renewable Energy Agency
ISD	Integrated Surface Dataset
MED	Multi Effect Distillation
MENA	Middle East/North Africa
MSF	Multistage Flash
NF	Nanofiltration
NTU	Nephelometric Turbidity unit
PWT	Power per wind turbine
RO	Reverse osmosis
RSM	Response surface method
TDS	Total dissolved solids
UNICEF	United Nations International Children's Emergency Fund
VC	Vapor Compression
VCD	Vapor compression distillation

ABSTRACT

As the world faces increasing water scarcity, its dependence on groundwater is growing, and as its salinity increases, improving its quality becomes an urgent necessity. To address this challenging situation, this project aimed to investigate the feasibility of brackish groundwater desalination using wind-powered electrodialysis through a small-scale application and provide a convincing proof of concept for application in remote areas facing water scarcity. In this context, different intensities and flow rates were evaluated during the laboratory desalination process in order to identify the optimal electrodialysis conditions and to improve the treatment time. Within the analyzed parameters, mainly chloride and sulfate concentration, the desalination system produced water quality in compliance with drinking water regulations, with most notably a chloride concentration of 200 mg/L and sulphate concentration of 150 mg/L, with a desalination capacity of 5 liters per hour at a current intensity of 2.4 A (current density 0.64 Ah/L). To power the desalination system, the energy potential of the study area was estimated by collecting and analyzing daily wind speed data over a 17-year period. The median daily wind speed data was then fitted with a two-parameter Weibull distribution using a maximum likelihood method; the model showed good performance with a coefficient of determination of 90%. The wind farm was then sized based on the energy required by the electrodialysis system and an estimate of the average annual wind power produced. The efficiency and energy consumption achieved by coupling wind power with electrodialysis provided a proof of concept that encourages the adoption of this approach in remote, water-scarce areas worldwide and paves the way for similar projects.

Keywords: Wind power, Wind Speed, Desalination, Electrodialysis, Brackish Groundwater, Weibull Distribution, Maximum Likelihood Method.

2.1 INTRODUCTION

Only 2.5% of the earth's water is fresh water, the rest is salty seawater. And this limited amount of fresh water is mostly in the form of ice and permanent snow cover (68.7%), while 29.9% is potentially fresh groundwater. Thus, barely 0.26% of the world's total freshwater supply is readily accessible but unequally distributed (Shiklomanov 1998, VUGLINSKY 2009). According to UNICEF, more than two billion people suffer from inadequate water supplies (Unicef). Most of them live in remote areas of developing countries and rely on groundwater as their main source of fresh water (Chang 2011). This groundwater may be of questionable quality due to increasing salinity that makes it brackish, which can occur naturally as a result of weathering of the parent rock, accumulation of soluble salts in soils through natural processes and their infiltration, and saltwater intrusion. In addition, increased salinity can occur as a result of human activities such as land alteration and overexploitation of the resource (Foster and Chilton 2003, Flörke, Bärlund et al. 2019, Thorslund and van Vliet 2020). To mitigate the decline in groundwater quality and address freshwater scarcity, brackish groundwater desalination is an established technology used around the world. Desalination processes can be broadly categorized into two classes, the first being thermal desalination, mainly Multi-Effect Distillation (MED), Multi-Stage Flash (MSF) and Vapor Compression (VC), and the second being membrane desalination, mainly Reverse Osmosis (RO) and Electrodialysis (ED). The distillation of fresh water from seawater using heat produces approximately half of the world's desalinated water. In the distillation process, salt water is heated, releasing water vapor, which condenses to freshwater, simulating the natural water cycle (Buros 2000). The MED process involves a series of stages at progressively lower pressure levels. External heat raises the temperature of the brine, which evaporates and heats the seawater, sequentially producing water vapor. Water condensation then occurs due to rapid temperature changes (Al-Karaghouli and Kazmerski 2013). MSF is a commonly used desalination technology on ships to produce fresh water from seawater (Tenno and Nguyen 2016), it is a high-energy, heat- and power-consuming process that uses low-pressure bleed steam and electrical power to drive multiple pumps. It involves phases of temperature and pressure reduction, resulting in flash evaporation and condensation of fresh water (Al-Karaghouli and Kazmerski 2013). Similar to MSF and MED, VCD produces fresh water from saltwater through vapor compression, reducing boiling point and allowing for evaporation and boiling instead of direct heat exchange (Khan, Maraqa et al. 2021). On the other hand, RO produces 68.7% of the desalinated water, making it the most popular desalination technology (Curto, Franzitta et al. 2021). Under pressurized conditions, this process efficiently eliminates all dissolved or

colloidal particles from an aqueous solution, resulting in a concentrated brine and a permeate that is nearly purified water (Fritzmann, Löwenberg et al. 2007). Its worldwide adoption is a testament to its critical role in the desalination field and its effectiveness in converting saline seawater into safe drinking water. And by selectively moving salt ions across a stack of cationic and anionic membranes using direct electrical current and operating at atmospheric pressure, ED separates salt ions from fresh water (Drioli and Giorno 2010, Al-Karaghouli and Kazmerski 2013). An ED desalination cell is multi-compartmental, with several dilute and concentrate compartments separated by a series of selective membranes. Cationic membranes retain anions and anionic membranes retain cations, forming the dilute and concentrate (Al-Karaghouli and Kazmerski 2013, Malek, Ortiz et al. 2016, Greco, Heijman et al. 2021). This desalination process, with a high recovery rate of 85% to 94%, is easy to optimize by adjusting its parameters and has a high chemical stability. Compared to technologies such as RO, MSF, MED and VC based techniques, ED has been shown to be more energy efficient for the particular purpose of desalinating brackish water (TDS 5000 mg/L) (Al-Karaghouli and Kazmerski 2013, Malek, Ortiz et al. 2016).

One of the barriers to the widespread adoption of desalination is its high energy consumption, which is both costly and environmentally damaging (Ali, Tufa et al. 2018). Conventional fossil fuel powered desalination is responsible for 76 Mt of CO_2 emissions per year with an average consumption of 75.2 TWh per year (Ali, Tufa et al. 2018). Therefore, an environmentally sound solution could be to combine renewable energies with desalination processes. With solar power accounting for approximately 57% of the renewable desalination industry, wind power is one of the other primary renewable energy sources being utilized (Sharon and Reddy 2015). Solar photovoltaic technology is particularly useful for small-scale applications in sunny areas. While for larger units, wind power can be more attractive because it does not require as much surface area. This is often the case on islands, where the wind regime is sufficient and there is little flat surface to install photovoltaic systems (Agrawal and Mathur 2016). Moreover, wind energy requires less investment and capital compared to other renewable energy sources (Memon, Lee et al. 2022). Thanks in large part to the remarkable development of wind turbines, wind power has established itself as a reliable source of electricity producing 1134 TWh of energy in 2017 (IRENA 2019). In addition, the use of wind energy can minimize the environmental impact of desalination up to 75% compared to fossil fuel options (Raluy, Serra et al. 2005, Greco, Heijman et al. 2021).

Over the years, various desalination treatments have been paired with renewable energy in general and wind energy in particular, and each of these combinations has proven to have its own unique advantages.

By studying these different pairings, researchers have found it easier to customize the best combination option for each case study (García-Rodríguez 2003, Kalogirou 2005, Eltawil, Zhengming et al. 2009, Kondili 2010, Nassrullah, Anis et al. 2020, Panagopoulos 2021). For thermal distillation technologies, Nakatake and Tanaka (2005) designed a small distiller that converts wind energy into thermal energy for seawater desalination. This distiller could be driven only by wind and was predicted to produce 1.5 kg/d or more when a 6 m/s wind blew steadily all day on a sunny or cloudy day. Although this is merely a small-scale application of wind-driven thermal distillation, it proves the feasibility of this combination (Ma and Lu 2011).

In their study Loutatidou, Liosis et al. (2017) found that coupling wind resources with RO desalination could be another reliable water resource and an innovative approach to desalinate water and address water scarcity. The same study also highlighted how wind-powered RO systems can offer significant cost savings compared to fossil fuel-based desalination systems.

On the other hand, to desalinate brackish groundwater, the wind energy could be coupled with an electrodialysis treatment. Based on our current knowledge, the limited studies available tend to focus on solar-powered ED, while wind-powered ED has been less studied. Nevertheless, Malek, Ortiz et al. (2016), investigated the feasibility of wind powered ED without energy storage and found that ED systems are an electrically stable and highly reliable off-grid desalination approach for remote water-stressed areas. In addition, a 2004 study investigated an ED desalination plant in the Canary Islands (Spain) for an off-grid wind energy system. The plant used 4.8-19 kW to desalinate feed water with a salinity of 5000 mS/cm, thus demonstrating the effectiveness of this coupling in the context of brackish water (Veza, Peñate et al. 2001, Mir and Bicer 2021). Hence, our study aims to prove the concept of wind-powered ED and provide an overview of the potential and feasibility of wind powered ED desalination in terms of environmental benefits, access to water in remote locations, and economic benefits.

In this study, the authors apply this innovative approach in a country facing water scarcity, namely Morocco. Water scarcity and a general lack of surface water are major issues in the Middle East and North Africa (MENA) region. Morocco, a North African country, is inevitably facing this water scarcity, which is exacerbated by the region's natural geography, increasing water demand, and decreasing rainfall (Taheripour, Tyner et al. 2020). Given these conditions, groundwater is naturally being explored but its quality is proving to be a challenge with the increase in salinity. As for Morocco, with its natural wind energy potential with a total theoretical potential of wind energy estimated at 25 GW (El Khchine, Sriti et

al. 2019), is one of the countries prioritizing the use of wind energy and renewable energy in all energy-intensive sectors. For instance, the first wind farm was built by a private developer for the Moroccan office of water and electricity in the 2000s. The following years saw the development of many wind farms throughout Morocco, such as the Tetouan wind farm (54 MW, commissioned in 2000), the Lafarge wind farm in Tetouan (32 MW, commissioned in 2005, 2008 and 2009) and the Amogdoul wind farm near Essaouira (60 MW, commissioned in 2007). Furthermore, throughout the years, independent manufacturers have created 620 MW for industrial users (Nfaoui 2004, Choukri, Naddami et al. 2017). In the year 2022, the plan of a wind-powered desalination plant based on reverse osmosis of seawater near the city of Dakhla, with a yearly production of thirty-seven million m3, was announced without a particular start date. About thirty million m3 of the treated water will be used to irrigate agricultural land. The remaining part of the production, 7 million m3 per year, will be used to supply drinking water to the city (Africa 2022, News 2022).

This demonstrates the importance given to wind powered desalination in Morocco and makes the combination of ED and wind energy a very practical solution to be explored for Morocco to address its challenging water crisis and improve the quality of its groundwater to be used as a source of fresh water. To the best of our knowledge, no studies have exclusively investigated the use of wind-powered electrodialysis for brackish groundwater desalination in Morocco, making the application of this technique rather novel.

This research evaluates the feasibility of the concept of wind powered desalination by electrodialysis through an application in Morocco, focusing on Dakhla, a city facing water scarcity and whose actual primary source of fresh water is brackish groundwater. This research was conducted in two main parts, the first being the development of the ED on a laboratory scale and the second being the sizing of the wind farm, collectively the two parts of our study contribute to substantiating the proof of concept for wind-powered electrodialysis.

The study first assessed the drinking water needs of the population of Dakhla. The next step was to develop the ED technology in the laboratory to determine the ideal electrodialysis operating conditions in terms of limiting intensity, recirculation flow rate, treatment time, and electricity quantity. This was followed by the optimization of the ED operation by evaluating and improving the parameters of the desalination process. The second part of this study was to ensure that the ED would be coupled with wind energy once it had been developed on a laboratory scale. In order to assess the viability of the desalination

project in terms of energy requirements, our study identified the wind energy potential of the Dakhla region. This was then used to calculate the number of turbines required to meet the energy needs of the desalination project.

The paper is organized as follows. Section 2 discusses the different materials and methods used to develop the ED process and determine the wind potential. The case study and the data set used are described in Section 3. Section 4 presents the results of this research. Sections 5 and 6 contain the discussion and conclusion, respectively.

2.2 MATERIAL AND METHODS

2.2.1 Groundwater desalination by electrodialysis

To develop a scalable and efficient electro-dialysis system for desalination of brackish groundwater (BG), a series of experiments were conducted to determine the optimal operational conditions for dynamic batch desalination and investigate the desalination performance under semi-continuous operation.

2.2.1.1 Electrodialysis reactor setup

The electrodialysis cell used in this work had five compartments: concentration, dilution, anodic, cathodic, and external. The concentration and dilution compartments each contained 2.5 L of brackish groundwater. A 2.5 L solution of sodium sulfate (Na_2SO_4) was divided equally between the anodic and cathodic compartments, while the external compartment contained 0.5 L of Na_2SO_4. The maximum recirculation rate is 1090 mL/min with a membrane surface area of 700 cm^2.

The stainless-steel anode had a surface area of 500 cm^2, while the graphite cathode had a surface area of 580 cm^2. A distance of 12 cm separated the electrodes, while 4 cm separated the membranes. A current generator with a maximum output of 10 A and a maximum voltage of 30 V powered the electrodialysis process. The electrodialysis setup employs Tokuyama AMX standard anion exchange membranes and Tokuyama CMX standard cation exchange membranes.

2.2.1.2 Experimental design procedure

One of the main objectives of this study was to optimize salt removal by electrodialysis through the use of response surface methodology (RSM) with particular emphasis on central composite design (CCD) (Behbahani, Moghaddam et al. 2011). In the study, three independent coded factors were used, namely current intensity (X1), treatment time (X2), and recirculation flow rate (X3), each with specific ranges as shown in table 2.2.1. While the responses are the conductivity of the dilute (Y1) and the conductivity of the concentrate (Y2), both measured in mS/cm.

Table 2.2.1: Factors and levels investigated for response surface

Factors	Current intensity (X_1)	Processing time (X_2)	Recirculation flow(X_3)
Unit	A	min	mL/min
Minimum value	1.2	10	165
Minimum value	2.4	87	1090

To shed light on the interrelationships and combined influence of the individual and interacting variables on the response variable, the following statistical model (2.2.1) is used (Zaviska, Drogui et al. 2012):

Equation 2.2.1 : Statistical model

$$\mathbf{y = b_0 + \sum_{i=1}^{K} b_i x_i + \sum_{i=1}^{K} b_{ii} x_i^2 + \sum_{i \le i \le j}^{K} b_{ii} x_i x_j + \varepsilon}$$

Where:

Y represents the experimental response

b_0 corresponds to the average of the experimental response

b_i denotes the estimation of the principal effect of factor j on the response Y

b_{ii} signifies the estimation of the second effect of factor i on the response Y

This multiple polynomial regression model was used to capture non-linear relationships between multiple independent variables $\mathbf{x_i}$ and a dependent variable $\mathbf{y}$. It allows for more flexible modeling of complex patterns in the data.

Based on the preliminary results of the desalination experiment, the values of the process variables and their ranges were determined. The data from the experimental protocol were then analyzed using Design Expert 7.1.

The energy consumption for the desalination process (Zaviska, Drogui et al. 2012) was then calculated using equation (2.2.2):

Equation 2.2.2 : Energy consumption

$$E = \frac{i}{V} \int_{t_0=0}^{t=0.5} u(t)\, dt$$

Where:

E is the energy consumption ($kWh.m^{-3}$)

i is the current intensity (A)

u is the tension (V)

t is the treatment time (from 0h to 0.5h)

V is the volume of treated water (L)

2.2.1.3 Analytical methods

A Hanna instruments multi-parameter model HI98194, was used to examine the sample's pH and conductivity. With the use of this tool, it was possible to assess several variables simultaneously and record the results in real time. A turbidimeter Hanna HI88703 was used to quantify turbidity, utilising a nephelometric technique to gauge light scattering within the sample. In a separate lab, ion chromatography was used to analyse the main ions. This technique identifies and quantifies the ionic species that were present in the sample. The digital multi-parameter XL830L, which enabled accurate monitoring of the electrodialysis process parameters, was utilized to measure the intensity and voltage of the current employed in the electrodialysis process.

2.2.2 Wind energy modeling

2.2.2.1 Fitting of the wind data

Starting with the collection of wind speed data in (m/s) in the study area, the next step was to correct the data and remove missing speed values. Given the abundance of wind speed measurements, hourly over a 17 year period, it was important to simplify the data. Daily medians of wind speeds were calculated using R software (supported by the R Foundation for Statistical Computing). Daily medians were chosen over averages because they are less sensitive to outliers and severe wind events, reducing the chance of

bias from extremely high or low wind speed measurements (McCluskey and Lalkhen 2007). Due to its constant spatio-temporal variability, accurately predicting wind speed trends is a challenging task. Typically, a probability distribution is used to estimate the probability of occurrence of a given wind speed. To fit the wind data, the Weibull probability law, a two-parameter function, has been commonly used to fit the frequency distribution of wind speed (Justus, Hargraves et al. 1976, Seguro and Lambert 2000). The Weibull distribution function is given by the equation (2.2.3):

Equation 2.2.3 : Weibull distribution function

$$P(v<v_i<v+dv)=P(v>0)\left(\frac{k}{c}\right)\left(\frac{v_i}{c}\right)^{k-1}\exp\left[-\left(\frac{v_i}{c}\right)^{k}\right]dv$$

Where:

P(v<vi<v+dv): is the probability that the wind speed is between v and v+dv

P(v>0): is the probability that the wind speed is greater than zero

V: is the general wind speed

V_i: is a specific wind speed

C: is the Weibull scale parameter (m/s)

K: is the dimensionless Weibull shape parameter

These two last parameters are estimated following the maximum likelihood method (Seguro and Lambert 2000), using the equations (2.2.4) and (2.2.5) below:

Equation 2.2.4 : Weibull shape parameter

$$\mathbf{k}=\left(\frac{\sum_{i=1}^{n}{v_i}^{k}\ln(v_i)}{\sum_{i=1}^{n}{v_i}^{k}}-\frac{\sum_{i=1}^{n}\ln(v_i)}{n}\right)^{-1}$$

Equation 2.2.5 : Weibull scale parameter

$$c=\left(\frac{1}{\eta}\sum_{i=1}^{n}{v_i}^{k}\right)^{1/k}$$

Where:

n is the number of nonzero wind speed data points

v_i is the wind speed in timestep i

The fit of the Weibull distribution was evaluated with an R^2_{QQ}, which is the coefficient of determination associated with the quantile-quantile plot. This plot compares predicted wind speed quantiles with observed wind speeds (Ouarda, Charron et al. 2016). R^2_{QQ} is expressed as follows in equation (2.2.6):

Equation 2.2.6 : Coefficient of determination

$$\mathbf{R^2_{QQ} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{n}(v_i - \hat{v}_i)^2}{\sum_{i=1}^{n}(v_i - \bar{v})2}}$$

where v_i is the observed wind speed and $\bar{v} = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n} v_i$.

2.2.2.2 Assessment of wind potential

A time series of daily wind speed values at a reference height was utilized to calculate the corresponding wind speed values at the hubheight of the turbine model. The estimation of these speed values was based on the power law equation (Hussain 2002), expressed in equation (2.2.7) as follows:

Equation 2.2.7 : Power law

$$\mathbf{\frac{v_1}{v_2} = \left(\frac{h_1}{h_2}\right)^a}$$

Where:

v_1: is the wind speed at 10 m (h_1)

v_2: is the wind speed at 84 m (h_2)

a: is the coefficient (under conditions of neutral stability, the value is set to 0.143)

By understanding the wind speed characteristics at different heights, it is possible to accurately determine the expected power output of the turbine. To estimate the average mechanical power production of a wind turbine model, numerous factors come into play. These factors are air density, wind speed, rotor diameter, and the power coefficient. The formula (2.2.8) used for this estimation is (Loutatidou, Liosis et al. 2017):

Equation 2.2.8 : Power production of a wind turbine model

$$\mathbf{P = \left(\frac{1}{2}\right) * \varphi_{air} * CP * \Pi * \left(\frac{D^2}{4}\right) * v^3}$$

Where:

φ_{air}: is the air density

v: is the wind speed

D: is the rotor diameter

CP: is the power coefficient

These variables collectively contribute to the calculation of the average mechanical power production of the wind turbine. The power coefficient serves as a critical metric for evaluating the energy conversion efficiency of a wind turbine. It quantifies the ratio between the power extracted from the turbine and the maximum power potential available in the wind, as determined by Betz's Law. This law, also known as Betz' limit or maximum efficiency, sets a theoretical limit on the energy conversion efficiency of a wind turbine. $\mathbf{CP}$ is an indicator of how effectively the turbine converts wind energy into usable power (Rauh and Seelert 1984). The power coefficient was calculated utilizing the power curve supplied by the wind turbine manufacturer. Then, the previously calculated power was converted to an energy value by employing equation (2.2.9):

Equation 2.2.9 : Energy produced by wind turbine

$$\mathbf{E_{WT}=P_{WT}*T}$$

Where:

E_{wt}: is the energy generated by a single wind turbine (kWh)

P_{wt}: is the previously calculated power (kW)

T: is the time (h)

This conversion process enables us to quantify the total energy produced by the system over a specific period. The required number of wind turbines was then calculated in equation (2.2.10) by dividing the yearly energy needs E_{req} of the wind-powered electrodialysis system by E_{WT}:

Equation 2.2.10 : Number of wind turbines

$$\mathbf{N_{WT}} = \frac{\mathbf{E_{req}}}{\mathbf{E_{wT}}}$$

2.3 CASE STUDY

Dakhla is a city of 301.4 km^2 in southern Morocco, bordering Mauritania to the east and the Atlantic Ocean to the west. In the absence of surface water, groundwater is the main source of water for the entire region, but due to its high salinity, this alternative source is of average quality. It is therefore essential to explore desalination, an unconventional water treatment technique, to solve this problem. Among the various desalination processes, electrodialysis was chosen for its ease of optimization, low pressure requirements, and comparatively low investment and maintenance costs (Al-Amshawee, Yunus et al. 2020). As desalination is a costly and energy intensive process, the use of wind power represents a sustainable and cost effective option to reduce costs in the long term for this city (Greco, Heijman et al. 2021).

2.3.1 Description of the freshwater demand

The population of Dakhla's water needs were based on the population prediction supplied by the Haut Commissariat du Plan Marocain. An estimated value of the daily water consumption per Dakhla citizen is around the 50 L mark. The predicted water consumption for the population in 2023 is 3 030 394 m^3. It will amount to 4 637 343 m^3 in the year 2029 and 8 658 589 m^3 in the year 2040.

2.3.2 Description of the wind data

The Integrated Surface Database (ISD) is a comprehensive global database of hourly and daily weather observations from over 35,000 stations worldwide (NCEI , Smith, Lott et al. 2011). This is a valuable resource for estimating wind potential at various locations around the world. The ISD dataset uses Automated Surface Observing System (ASOS) stations, which are automated weather stations equipped with various sensors such as wind speed and direction sensors that measure wind conditions at a height of 10 meters above the ground. To estimate the wind potential in Dakhla, meteorological data were collected from the ISD dataset. The data used is from January 1, 2005 to December 2022 and is available hourly, providing a large data set for analysis over a 17 year period. The daily wind speed data allows the analysis of seasonal and annual patterns of wind behavior in Dakhla, which helps to understand how wind conditions fluctuate over time. The amount of energy that can be extracted from the wind is directly dependent on wind speed, making it a key factor in assessing wind energy potential (Gipe 2018).

2.4 RESULTS

2.4.1 Treatment of brackish groundwater by ED

2.4.1.1 Underground water sampling and characterization of the effluent

One well “Taouarta 4 (129/125)” was sampled as part of this study. The samples were gathered in sterile containers that were adequately labelled with the location and time. The water samples were stored at 4°C once they were collected to preserve their integrity and prevent any alterations to their chemical characteristics. The results of the anionic concentration analysis demonstrate that the chloride (Cl^-) and sulfate (SO_4^{2-}) concentrations, both indicators of salinity (Smith 1982), are higher than the Moroccan potabilization criteria (Chloride ≤ 200 mg/L, Sulfate ≤ 250 mg/L). Sulfate concentrations are 510 mg/L, whereas chloride values are 706 mg/L. High quantities of these substances may negatively affect the quality of water and its suitability for irrigation and human consumption. It is crucial to highlight that a cathionic analysis was not conducted on the sampled water. In summary, Dakhla's groundwater exhibits significant chloride and sulfate contents, necessitating extra care in water management and treatment to assure the safety of its consumption.

2.4.1.2 Estimation of the intensity limit

The current limit is the highest current that can be applied to an electrodialysis system without producing undesirable side effects (Bazinet 2005, Korzenowski, Rodrigues et al. 2008, Machado 2008). Indeed, if the current exceeds this value, it leads to clogging, membrane deterioration, the risk of hot spots and water electrolysis (Brun 1989). Following the evolution of intensity as a function of voltage (Machado 2008), the limiting intensity was determined for the three available flow rate settings on the pump in use. This yielded a current limit of 2 A for a flow rate of 165 mL/min, 2.16 A for a flow rate of 650 mL/min and 2.4 A for a flow rate of 1090 mL/min.

2.4.1.3 Effect of recirculation flow and the proportion the current intensity on the desalination rate

This step involves choosing the best recirculation flow rate. The following three graphs, figure 2.4.1, show the evolution of the conductivity of the concentrate in red and of the dilute in blue for different recirculation flow rates, while applying the maximum intensity to each. The first flow reaches its maximum processing capacity in around 70 minutes, requiring 0.93 Ah/L of electricity. The second flow reaches its maximum capacity in less than 60 minutes, using 0.86 Ah/L of electricity. While, the third flow takes 40 minutes, with 0.64 Ah/L of electricity. We have therefore opted for the 1090 ml flow rate, as it reached the maximum desalination capacity faster and for a relatively minimal quantity of electricity, i.e. 0.64 Ah/L.

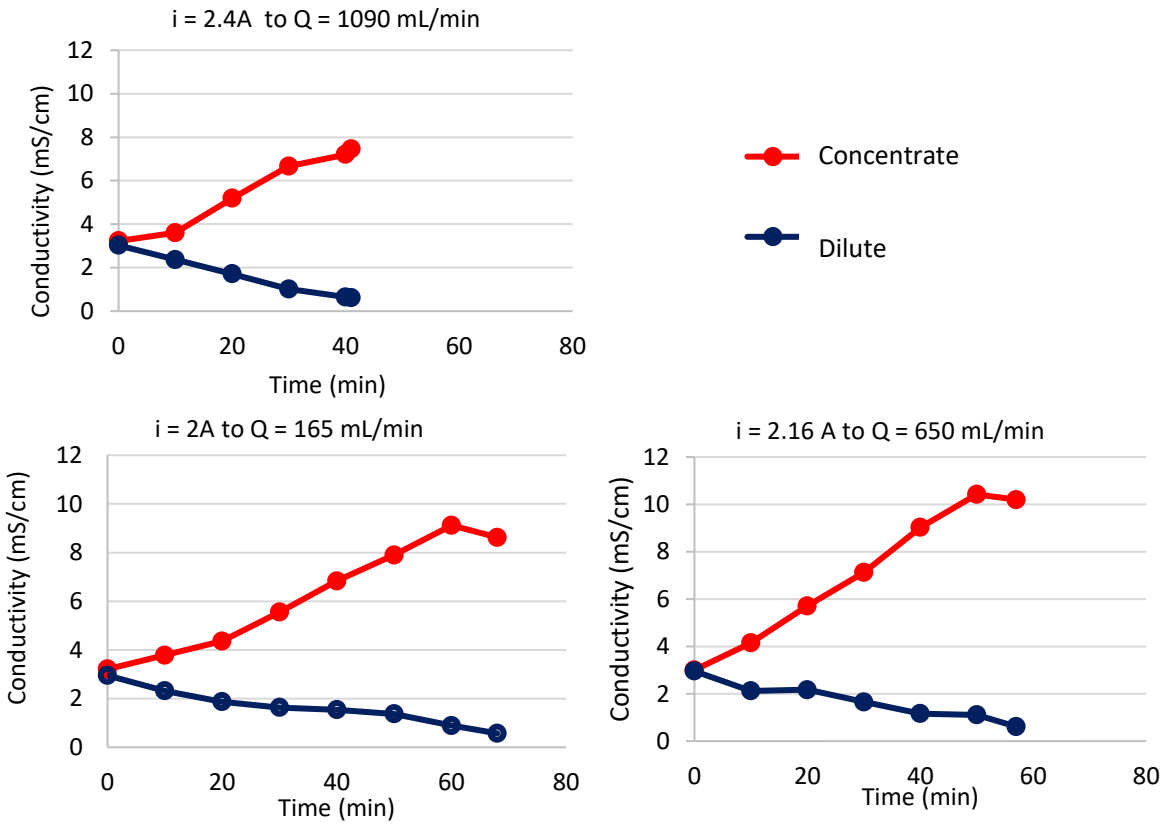

Figure 2.4.1 : Conductivity profiles of dilute and concentrate

The next step is to explore the influence of i_{lim} percentage on the desalination rates. With a flow rate of 1090 mL/min, the graph on the right shows the evolution of the conductivity of the concentrate, while that on the left shows the evolution of the conductivity of the dilute in figure 2.4.2.

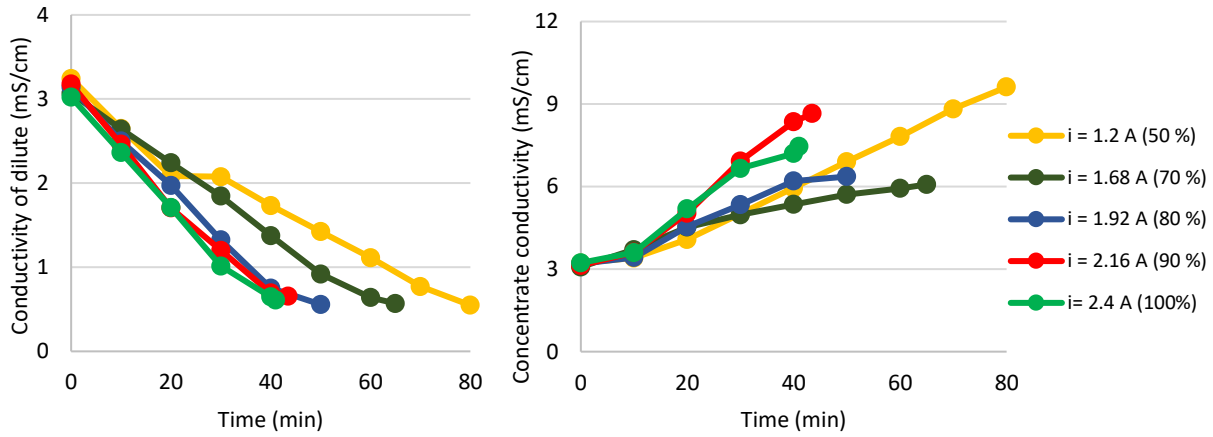

Figure 2.4.2 : Conductivity profiles of dilute and concentrate at different proportions of i_{lim}

These graphs led us to conclude that an intensity of 2.16A and an intensity of 2.4A produced the best desalination rates. Following additional measurement of the dilute's anionic concentration, it was determined that after 40 minutes of treatment, the residues in chlorides were at 72.2 mg/L and the residues in sulphates were at 50.8 mg/L. Both quantities are significantly lower than the maximum allowable levels in Morocco (Appendix: table 2.7.1). These results have shown that the desalination time can be reduced even more. The evolution of the anion concentration in the dilute was then tracked, primarily chlorides and sulphates, with the treatment time to pinpoint the precise treatment time to achieve the desired desalination rates.

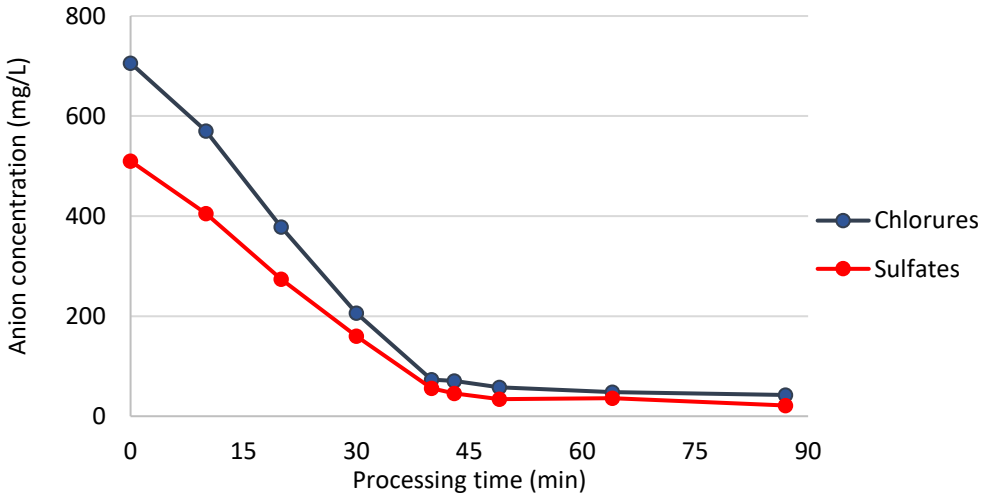

Figure 2.4.3 : Anions concentration in the dilute

The chloride concentration is about 200 mg/L and the sulfate concentration is about 150 mg/L at exactly 31 minutes treatment time. As these values fall below the Moroccan standard, this treatment time was used in the next semi-continuous desalination stage.

2.4.1.4 Desalination in semi-continuous operation and model fitting

To evaluate the performance and capacity of the desalination process in semi-continuous form, a total of thirty duplicate desalination batches were conducted. Desalinated water samples were treated at an intensity of 2.4 A and a flow rate of 1090 ml/min for a treatment time of 31 minutes, maintaining consistent and representative test conditions. The average initial conductivity for all administered tests is roughly 3.23 mS/cm, while the average final conductivity is roughly 1.35 mS/cm, resulting in an efficiency of approximately 58.2% in terms of conductivity removal. The energy consumption of the desalination process at an intensity of 2.4A and a volume of 2.5L is around 8.74 $KWh.m^{-3}$. Naturally, the conductivity of the concentrate increased with each of the thirty batches.

To evaluate the efficiency of the desalination process, the Response Surface Methodology (RSM) and the Central Composite Design (CCD) was used. Treatment time (X1), current intensity (X2) and recirculation flow rate (X3) are the main variables considered. These elements have been included in the following equations (2.4.1) and (2.4.2) to create a mathematical model to evaluate the conductivity of concentrate and dilute:

Equation 2.4.1 : Conductivity of the concentrate

$$\textbf{Conductivity of the concentrate} = 5.7 + 1.9\,X1 + 2.6\,X2 + 0.7\,X3 + 0.07\,X1\,X2 - 0.06\,X1\,X3 - 1.09\,X2$$

Equation 2.4.2 : Conductivity of the dilute

$$\textbf{Conductivity of the dilute} = 0.92 - 0.6\,X1 - 0.01\,X2 - 0.05\,X3 - 0.12\,X1\,X2 - 0.1\,X1\,X3 - 0.16\,X2\,X3$$

The coefficient of determination R^2 was used to gauge the precision of both equations after thorough validation. The conductivity of the dilute had an R^2 of 0.96, while that of the concentrate had an R^2 of 0.85.

This model was then used to identify and establish the ideal operating conditions. The model's predictions were then compared with laboratory results (table 2.4.1). A general range was created for the optimisation requirements for the values of the time, intensity, and speed parameters. While 1.1 ms/cm was chosen as the dilute conductivity optimisation criterion. The outcomes were similar to those seen in the laboratory. Except for the ideal processing time, which was found to be around 31 minutes in the

laboratory, although the ideal processing time is theoretically 31.1 minutes. Theoretically and according to the actual laboratory result, the ideal intensity and flow were equal. The predicted dilute's conductivity is 1.1 mS/cm, whereas our measurement is 1.35 mS/cm (with a 0.57 mS/cm uncertainty).

Table 2.4.1 : Central composite theoretical and experimental results

Settings	Optimization criteria	Theoretical values	Observed values
X_1: Time	Between 10 and 87 min	31.1 mins	31 mins
X_2: Intensity	Between 1.2 and 2.4 A	2.4A	2.4A
X_3: Flow	Between 0.16 and 1.09 L/min	1.09 L/min	1.09 L/min
Conductivity of the dilute	1.1 mS /cm	1.1 mS /cm	1.35 ± 0.57 mS /cm

2.4.2 Estimation of wind power potential

2.4.2.1 Selection of wind turbine model

The factors that were considered to ensure that the chosen wind turbine model could produce the required energy output are the rotor size, hub height, rated power, rated wind speed, cut-in wind speed, and cut-out wind speed. Based on these requirements, V117-3.45 MW has been selected which is a wind turbine model by Vestas, that features a rotor diameter of 112 m and a hub height of 84m. This model has an estimated rated power output of 3450 kW, with a rated wind speed of 13 m/s, while the cut-in wind speed and cut-out wind speed are respectively 3 m/s and 25 m/s.

2.4.2.2 Estimation of wind speed at hubheight and Weibull fitting

The power law equation was used to determine wind speeds at the required height of 84 m, using the observed wind speeds at a reference height of 10 meters. A graph (figure 2.4.4) showing the variation between median daily wind speeds at 10 m and 84 m for the year 2005 is shown below:

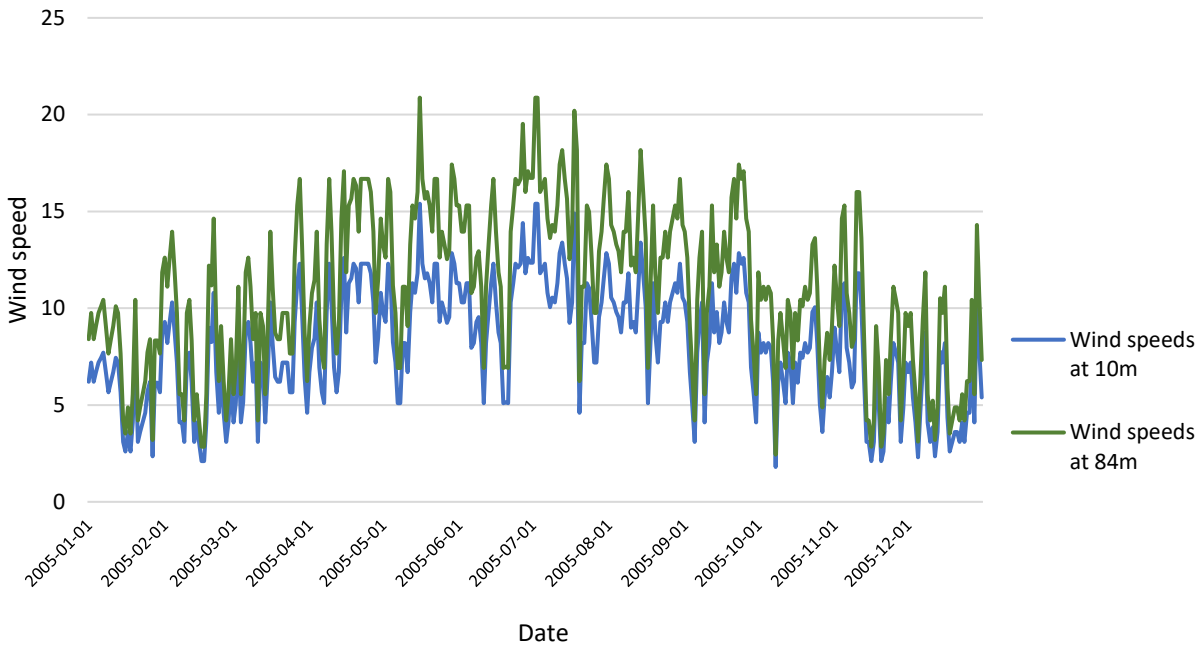

Figure 2.4.4: Median daily wind speeds at different heights in the year 2005

The Weibull fit was then used to further adjust the median daily wind speed data collected at 10m and calculated at 84m while quantifying the goodness of fit based on the coefficient of determination R^2. The Weibull fit produced a scale parameter of 9.04 m/s and a shape parameter of 3.20 at the reference height of 10m, resulting in an R^2 value of 90.32%. Similar to this, the Weibull fit at 84m produced a scale parameter of 12.26 m/s and a shape parameter of 3.20 with a R^2 of 90.31%, providing a comprehension of the wind speed distribution at a higher height. In this study, R^2 was chosen as the fit metric because of its effectiveness in quantifying the correlation between the Weibull model and the wind speed data at different heights. To provide a visual representation of the wind speed characteristics at both 10m and 84m, the graphical representation of the Weibull distribution is provided below in figure 2.4.5:

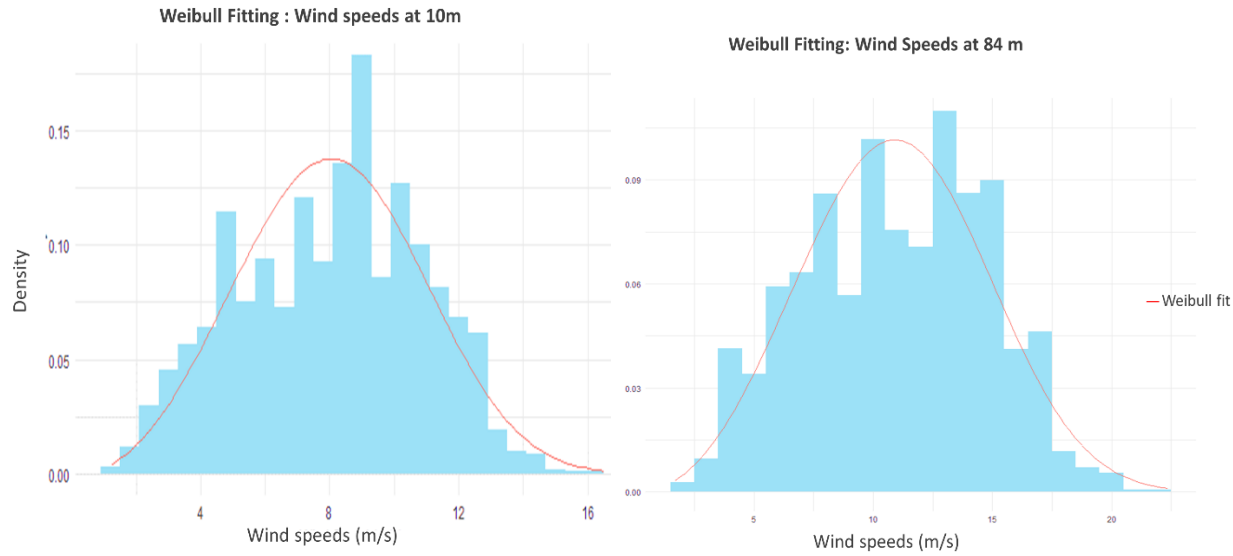

Figure 2.4.5 : Weibull fitting: Median daily wind Speeds at 10m and 84m

2.4.2.3 Wind farm sizing

Once the data had been fitted, the next step was to assess the annual power output. The estimated power was then converted into energy. Overall, the average energy produced per year with the chosen turbine model and Dakhla wind conditions is around 20 201 463 kWh.

Using the energy outputs previously calculated, the approximate number of wind turbines required to meet the energy needs of the desalination system were estimated as described in table 2.4.2. This allowed the calculation of the number of wind turbines needed by 2040 based on population growth. It was then determined that two turbines would meet the water needs of the population in 2023. By 2029, three turbines will be needed, and by 2040, the number of turbines will increase to four.

Table 2.4.2: Numbers of turbines based on population estimate

Year	2023	2029	2040
Population estimate (person)	166 049	254 101	474 443
Water requirements for the entire population (m3/year)	3 030 394	4 637 343	8 658 585
Annual energy requirements for ED (kWh)	26 485 646	40 530 380	75 676 031
Energy average supplied by one turbine (kWh)		20 201 463	
Number of turbines	2	3	4

2.5 DISCUSSIONS

The present study found that ED is a technically, economically, and environmentally feasible desalination method for brackish groundwater. This desalination process could also be powered by wind energy without the need for external resources. Similarly to Malek, Ortiz et al. (2016) who pioneered the innovative use of wind energy for electrodialysis and found that energy consumption was largely unaffected by fluctuations and irregularities in the wind resource, emphasizing the wind-ED system as an energetically stable and reliable off-grid desalination technique.

In the experimental setup of this project, different parameters were assessed, and the best flow rate was found to be 1090 mL/min with a treatment intensity of 2.4A over a treatment time of 31 minutes. The desalination results demonstrated the effectiveness of the electrodialysis process in achieving the desired desalination results, as well documented by Al-Karaghouli and Kazmerski (2013). In fact, it was shown that achieving the desired desalination results was highly dependent on the design of the electrodialysis reactor. It was also found that the desalination efficiency was strongly influenced by specific features of the reactor, including membrane configuration and electrode positioning.

The modeling results obtained show a close correlation between the actual laboratory anion removal rates and the values calculated using the CCD. The modeling results support previous research, particularly that of Zaviska, Drogui et al. (2012), which found a good correlation between theoretical and laboratory electrodialysis results. A study investigating the possibility of an electrodialysis-based optimized production of active chlorine from a synthetic seawater concentrate, which found that current intensity and treatment time were the most critical treatment factors.

On the other hand, for the purpose of calculating wind energy potential, the Weibull function offers a suitable representation of wind speed data (Justus, Hargraves et al. 1976). After fitting the wind speed data at 10 m and 84 m, it was established that the shape parameters are similar at both heights, indicating a similar distribution characteristic, but the scaling parameter increases with height. These results highlight the influence of height on the wind speed distribution. And are supported by Chang (2011) who found that the scale parameter c fluctuates with height while the values of the Weibull shape parameter k are independent of height. A study comparing the moment, empirical, graphical, maximum likelihood, modified maximum likelihood, and energy pattern factor methods - six different numerical estimators commonly used to determine Weibull parameters. However, Aziz, Tsuanyo et al. (2023) found that the values of the scale parameter increase with height, while the shape parameter decreases. The research

compared fourteen methods for determining Weibull parameters, namely the graphical method, the standard deviation method, the Justus empirical method, the Lysen empirical method, the energy pattern factor method, the maximum likelihood method, the modified maximum likelihood method, the alternative maximum likelihood method, the least squares method, the weighted least squares method, the curve fitting method, the wind variability method, the Moroccan method, the median method, and the quartile method, applied to three different windy sites within 10 years of hourly wind data.

This study also evaluated the performance of the selected wind turbine, which had a power rating of 3450 kWh when combined with the wind potential of the city of Dakhla. Based on this assessment, the research proposes the implementation of the project in two phases: In the first, two turbines will be installed to meet the energy needs of the desalination plant starting 2023. This will allow the positive impacts of the project to be assessed over the first five years of operation and encourage new investment for the second phase of the project. In this second phase, two new turbines will be added to meet the energy needs until 2040. The new Moroccan census of 2024, as well as new turbines from other manufacturers, will need to be considered when sizing new turbines for the second phase of the project. This highlights not only the city's promising wind potential, but also the effectiveness of the selected wind turbine in harnessing this renewable energy source.

The electrodialysis results presented demonstrate its viability and benefits for brackish water desalination. In addition, it has been shown previously by Elsaid, Sayed et al. (2020) to have superior positive environmental impacts compared to other membrane desalination processes. However, it is acknowledged that electrodialysis lags behind other processes such as RO, which is often coupled with wind energy and treats both brackish and seawater and has been extensively studied. Nonetheless, further study and research on electrodialysis could lead to more innovation and improved performance in the future. Additionally, the results show the importance of the reactor design, the scalability of the process, the statistical analysis used, the effect of altitude on wind speed distribution, and the energy efficiency achieved.

Overall, this study provides insightful information on the application of wind powered electrodialysis desalination and goes to prove the broader applicability of the concept to remote areas and its potential positive social and environmental impact on these areas. These results pave the way for future advancements to help meet the growing demand for clean water resources around the world, by advancing sustainable water desalination technologies.

2.6 CONCLUSIONS AND FUTURE WORKS

This paper aimed to showcase the potential of utilizing a combination of wind energy and electrodialysis in desalination processes, providing a compelling proof of concept. This can potentially contribute to addressing water scarcity challenges worldwide and shape future approaches to combat it. The city of Dakhla was chosen for the implementation of this approach. The electrodialysis process yielded optimal desalination results at a homogenized flow rate of 1090 mL/min and a current intensity ranging from 2.16 to 2.4 A, set at 90% and 100% of the limiting intensity. The study estimated that the energy consumption for brackish groundwater desalination is 8.7 kWh/m3, with a desalination capacity of 5 L/h. Future studies should conduct comprehensive physicochemical analyses of the dilute and concentrate solutions to further investigate the variations in cation and anion concentrations during treatment, with a particular emphasis on the variation in cation concentration. Further inquiries should be conducted to determine the optimal conditions for minimizing conductivity in the treated water and reducing energy consumption.

Regarding wind power, the use of a 2-parameter Weibull distribution yielded excellent results in fitting wind speed data. Nonetheless, consideration should be given to a 3-parameter distribution in the future to explore the possibility of a better fit. Combining the available wind potential in the city of Dakhla with the V112-3.45 MW® model, it was determined that two turbines would suffice to meet the energy needs of the population from the year 2023 to 2029. The second phase of the project may require the installation of two additional turbines to provide supplementary energy. The updated estimate will rely on the 2024 census, recent findings on the water needs of the population, and advanced wind turbine models. Conducting a techno-feasibility study to assess the project's viability remains essential. On the basis of these findings, the authors concluded that the implementation of wind-powered desalination in Dakhla will significantly alleviate water scarcity and contribute to the development of the region. Furthermore, the authors find that research into wind-powered desalination of BG is a promising avenue, not only for the specific area but globally. This study is a step towards integrating energy sources like solar, wind, or geothermal with the critical process of thermal or membrane desalination. Continued research in this innovative field could yield crucial results and advances in desalination processes, ensuring better performance, lower costs, and reduced environmental impact for both brackish and seawater desalination. In addition to the positive laboratory results and promising energy modeling outcomes for our case study, this research envisions a future where clean and limitless energy sources power desalination processes, promoting environmental sustainability and prosperity.

2.7 APPENDIX

A. Electrodialysis reactor setup

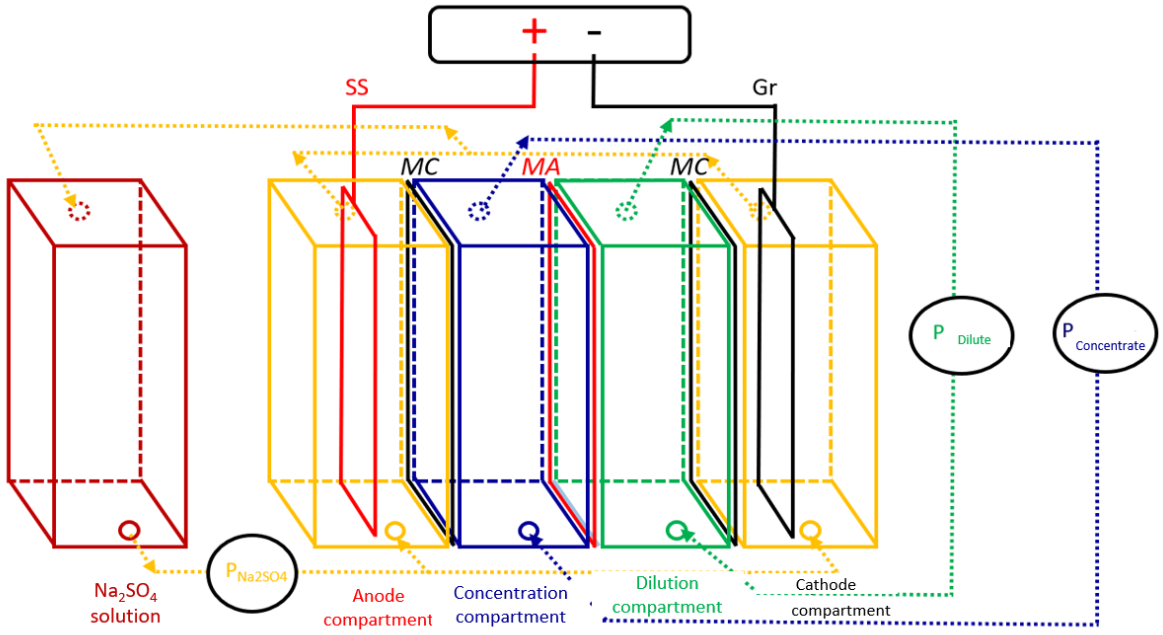

Figure 2.7.1: Electrodialysis cell: A Visual Representation of the Process

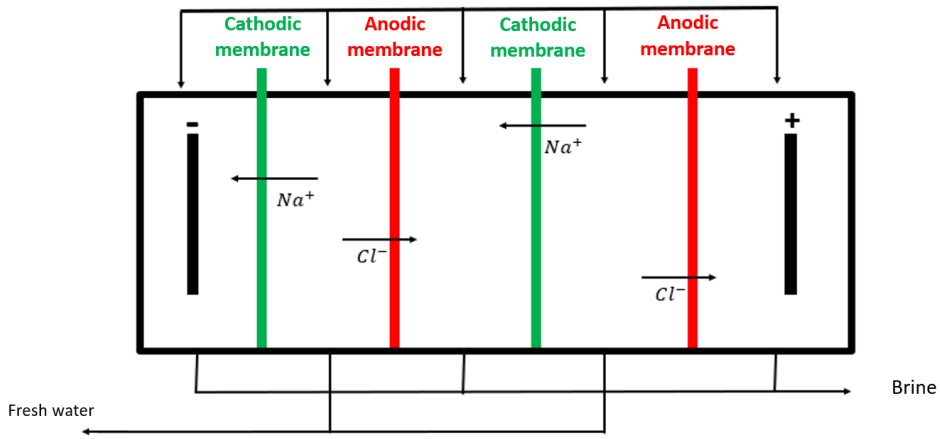

Figure 2.7.2 : Electrodialysis cell: A Visual Representation of the ions movement during the process

B. Case study

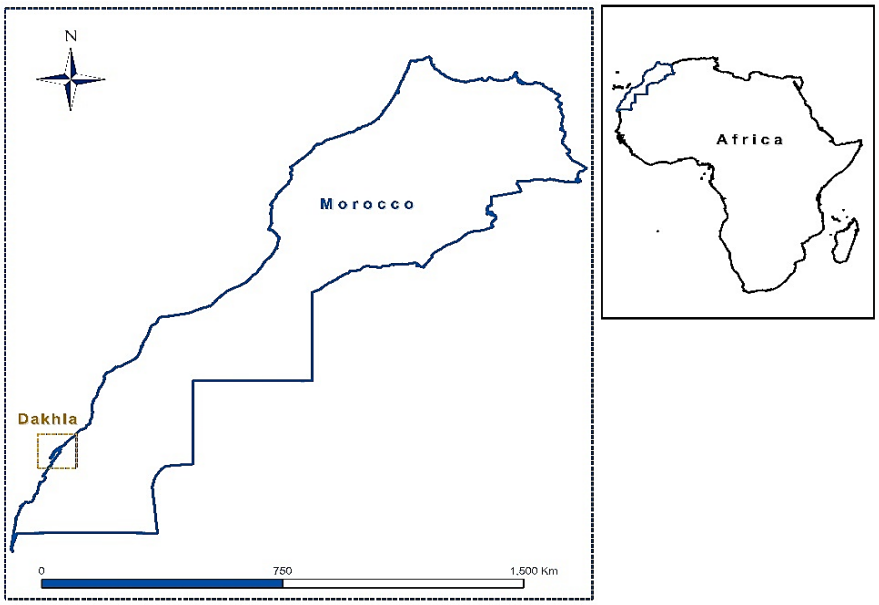

Figure 2.7.3 : Location of Dakhla

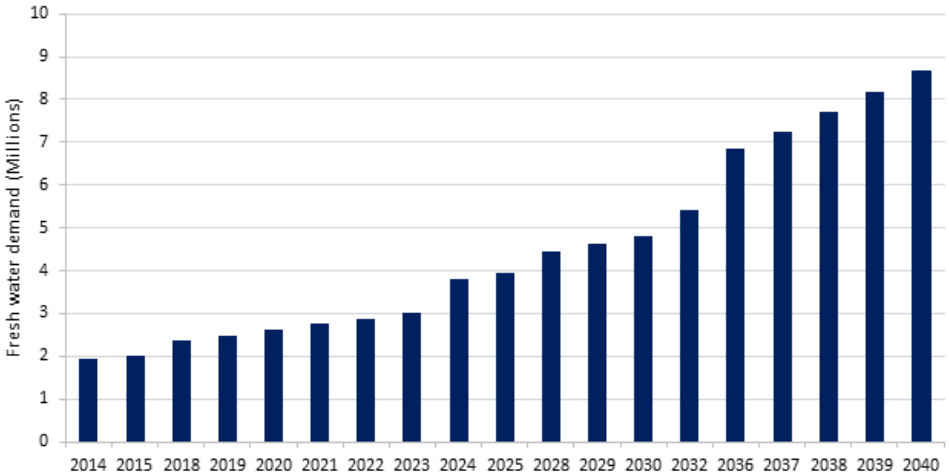

Figure 2.7.4 : Projection of the fresh water demand up to 2040

C. Underground water sampling and characterization of the effluent

Table 2.7.1 : Water samples physio-chemical parameters

Physico-chemical parameters	*TAOUARTA 4 04/2022*	*Moroccan norms (Decree n∘89-3, 1989)*
Temperature (∘C)	-	≤ 25
pH	6.9	6.5-9
Turbidity (NTU)	0.2	≤ 2
Conductivity (mS/cm)	3.2	-
Cl^- (mg/L)	706	≤ 200
SO_4^{2-} (mg/L)	510	≤ 250
NO_3^- (mg/L)	0.5	≤ 50

D. Desalination in semi-continuous operation and model fitting

Table 2.7.2 : Dilute's conductivity before and after treatment

Dilute	
Initial conductivity (mS/cm)	**Final conductivity (mS/cm)**
3.23 ± 0.22	1.35 ± 0.57

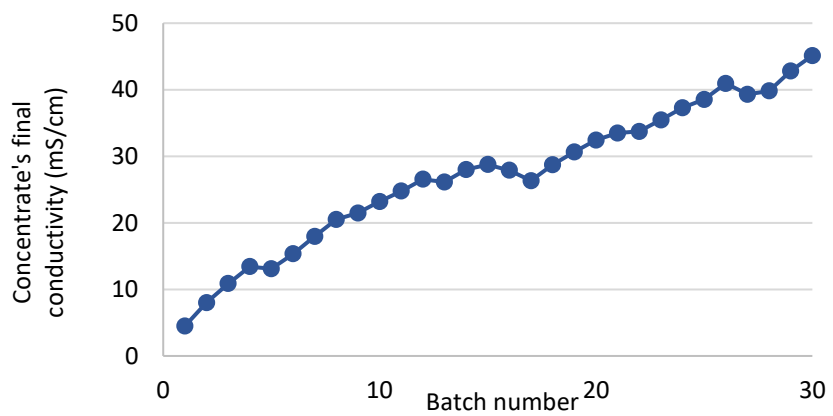

Figure 2.7.5 : Concentrate's final conductivity for each desalination batch

Table 2.7.3 : Factor and response values by application of the central composite plan

Test	Time (mins)	Intensity (A)	Flow (mL/min)	Concentrate (mS/cm)	Dilute (mS/cm)
1	10	2	165	3.78	2.32
2	20	2	165	4.36	1.87
3	30	2	165	5.55	1.64
4	40	2	165	6.84	1.54
5	50	2	165	7.90	1.37
6	60	2	165	9.12	0.89
7	68	2	165	8.62	0.57
8	10	2.16	650	4.15	2.13
9	20	2.16	650	5.71	2.17
10	30	2.16	650	7.12	1.66
11	40	2.16	650	9.03	1.16
12	50	2.16	650	10.42	1.11
13	57	2.16	650	10.20	0.61
14	10	2.4	1090	3.60	2.37
15	20	2.4	1090	5.19	1.71
16	30	2.4	1090	6.66	1.02
17	40	2.4	1090	7.20	0.65
18	41	2.4	1090	7.46	0.61
19	10	1.2	1090	3.41	2.65
20	20	1.2	1090	4.08	2.08
21	30	1.2	1090	5.01	2.08
22	40	1.2	1090	5.95	1.73
23	50	1.2	1090	6.90	1.42
24	60	1.2	1090	7.82	1.11
25	70	1.2	1090	8.83	0.77
26	80	1.2	1090	9.63	0.55
27	87	1.2	1090	10.20	0.41
28	10	1.68	1090	3.71	2.64
29	20	1.68	1090	4.53	2.24
30	30	1.68	1090	4.98	1.85
31	40	1.68	1090	5.35	1.38
32	50	1.68	1090	5.72	0.92
33	60	1.68	1090	5.94	0.64
34	65	1.68	1090	6.08	0.57

35	10	1.92	1090	3.42	2.50
36	20	1.92	1090	4.54	1.97
37	30	1.92	1090	5.34	1.33
38	40	1.92	1090	6.20	0.75
39	50	1.92	1090	6.36	0.56
40	10	2.16	1090	3.61	2.46
41	20	2.16	1090	5.03	1.71
42	30	2.16	1090	6.93	1.20
43	40	2.16	1090	8.35	0.69
44	43.5	2.16	1090	8.66	0.66
45	10	2.4	1090	3.60	2.37
46	20	2.4	1090	5.19	1.71
47	30	2.4	1090	6.66	1.02
48	40	2.4	1090	7.20	0.65
49	41	2.4	1090	7.46	0.61

E. Selection of wind turbine model

Table 2.7.4: Characteristics of the chosen wind turbine model

Model	*Rated power (kW)*	*Rotor diameter (m)*	*Hub height (m)*	*Cut-in speed (m/s)*	*Rated speed (m/s)*	*Cut-off speed (m/s)*
V112-3.45 MW™	3450	112	84	3	13	25

F. Wind farm sizing: Determination of the power and energy output of a wind turbine

Table 2.7.5: Yearly power and energy estimation

Year	Power (kW)	Energy (kWh)
2005	824226	19781420
2006	822351	19736429
2007	805058	19321389
2008	790355	18968515
2009	762406	18297733
2010	704685	16912443
2011	782945	18790683
2012	858204	20596890
2013	877704	21064904
2014	931332	22351979
2015	898957	21574967
2016	858344	20600265
2017	855416	20529990
2018	886478	21275474
2019	888613	21326713
2020	858260	20598256
2021	911085	21866047
2022	834677	20032246

3 BIBLIOGRAPHIE GENERALE

Africa, E. (2022). "Desalination." from https://www.engie-africa.com/node/87.

Agrawal, R. and S. Mathur (2016). "A Review of Renewable Energy Technologies Integrated With Desalination System." International Journal of Production Engineering **2**(2): 1-8.

Al-Amshawee, S., et al. (2020). "Electrodialysis desalination for water and wastewater: A review." Chemical Engineering Journal **380**: 122231.

Al-Karaghouli, A. and L. L. Kazmerski (2013). "Energy consumption and water production cost of conventional and renewable-energy-powered desalination processes." Renewable and Sustainable Energy Reviews **24**: 343-356.

Ali, A., et al. (2018). "Membrane technology in renewable-energy-driven desalination." Renewable and Sustainable Energy Reviews **81**: 1-21.

Ayotte, K. W. (2008). "Computational modelling for wind energy assessment." Journal of wind engineering and industrial aerodynamics **96**(10-11): 1571-1590.

Bazinet, L. (2005). "Electrodialytic phenomena and their applications in the dairy industry: a review." Critical reviews in food science and nutrition **45**(4): 307-326.

Brun, Jean-Pierre. (1989). Procédés de séparation par membranes: transport, techniques membranaires, applications. Masson.

Buros, O. (2000). The ABCs of desalting, International Desalination Association Topsfield, MA.

Chang, T. P. (2011). "Performance comparison of six numerical methods in estimating Weibull parameters for wind energy application." Applied Energy **88**(1): 272-282.

Choukri, K., et al. (2017). "Renewable energy in emergent countries: lessons from energy transition in Morocco." Energy, Sustainability and Society **7**(1): 25.

Curto, D., et al. (2021). "A review of the water desalination technologies." Applied Sciences **11**(2): 670.

Drioli, Enrico et Giorno, Lidietta (ed.). Comprehensive membrane science and engineering. Newnes, 2010.

El Khchine, Younes, Sriti, Mohammed, et Elyamani, Nacer Eddine El Kadri. Evaluation of wind energy potential and trends in Morocco. Heliyon, 2019, vol. 5, no 6.

Elimelech, M. and W. A. Phillip (2011). "The future of seawater desalination: energy, technology, and the environment." science **333**(6043): 712-717.

Elsaid, K., et al. (2020). "Environmental impact of emerging desalination technologies: A preliminary evaluation." Journal of Environmental Chemical Engineering **8**(5): 104099.

Eltawil, M. A., et al. (2009). "A review of renewable energy technologies integrated with desalination systems." Renewable and Sustainable Energy Reviews **13**(9): 2245-2262.

Escudier, J. L., Gillery, B., Ojeda, H., & Etchebarne, E. F. (2019). Maitrise de la salinité des eaux d'irrigation pour la viticulture. In BIO Web of Conferences (Vol. 12, p. 01010). EDP Sciences.

Fernandez-Gonzalez, C., et al. (2015). "Sustainability assessment of electrodialysis powered by photovoltaic solar energy for freshwater production." Renewable and Sustainable Energy Reviews **47**: 604-615.

Flörke, M., et al. (2019). "Analysing trade-offs between SDGs related to water quality using salinity as a marker." Current opinion in environmental sustainability **36**: 96-104.

Foster, S. and P. Chilton (2003). "Groundwater: the processes and global significance of aquifer degradation." Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences **358**(1440): 1957-1972.

Fritzmann, C., et al. (2007). "State-of-the-art of reverse osmosis desalination." Desalination **216**(1-3): 1-76.

García-Rodríguez, L. (2003). "Renewable energy applications in desalination: state of the art." Solar energy **75**(5): 381-393.

Gipe P. Wind energy for the rest of us: a comprehensive guide to wind power and how to use it. Bakersfield, CA. USA: Wind-Works.Org; 2016.

Greco, F., et al. (2021). "Integration of wind energy and desalination systems: A review study." Processes **9**(12): 2181.

Hilal, N., et al. (2004). "A comprehensive review of nanofiltration membranes: Treatment, pretreatment, modelling, and atomic force microscopy." Desalination **170**(3): 281-308.

Hussain, M. (2002). "Dependence of power law index on surface wind speed." Energy Conversion and Management **43**(4): 467-472.

IRENA. Renewable Energy Statistics 2019; International Renewable Energy Agency: Abu Dhabi, United Arab Emirates, 2019.

Justus, C., et al. (1976). "Nationwide assessment of potential output from wind-powered generators." Journal of Applied Meteorology (1962-1982): 673-678.

Kalogirou, S. A. (2005). "Seawater desalination using renewable energy sources." Progress in energy and combustion science **31**(3): 242-281.

Kariduraganavar, M., et al. (2006). "Ion-exchange membranes: preparative methods for electrodialysis and fuel cell applications." Desalination **197**(1-3): 225-246.

Kelewou, H., et al. (2011). "Salts retention by nanofiltration membranes: Physicochemical and hydrodynamic approaches and modeling." Desalination **277**(1-3): 106-112.

Khan, M. I., et al. (2016). "Design of anion exchange membranes and electrodialysis studies for water desalination." Materials **9**(5): 365.

Khan, Q., et al. (2021). "Inland desalination: Techniques, brine management, and environmental concerns." Pollution Assessment for Sustainable Practices in Applied Sciences and Engineering: 871-918.

Kondili, E. (2010). Hybrid wind energy systems for desalination. In Stand-alone and hybrid wind energy systems (pp. 506-535). Woodhead Publishing.

Korzenowski, C., et al. (2008). "Purification of spent chromium bath by membrane electrolysis." Journal of hazardous materials **152**(3): 960-967.

Lo, S. M., et al. (2008). "Caractérisation et Modélisation du Transfert de Matière de Membranes de Nanofiltration (NF) et d'Osmose Inverse (OI) Commerciales: Application au Dessalement Sélectif d'une Eau Faiblement Saumâtre de Mauritanie." J. Soc. Ouest-Afr. Chim **25**: 19-33.

Loutatidou, S., et al. (2017). "Wind-powered desalination for strategic water storage: techno-economic assessment of concept." Desalination **408**: 36-51.

Ma, Q. and H. Lu (2011). "Wind energy technologies integrated with desalination systems: Review and state-of-the-art." Desalination **277**(1-3): 274-280.

Machado, M.B., 2008. Avaliação do Processo de Eletrodiálise Reversa no Tratamento de Efluentes de Refinaria de Petróleo. Master Thesis. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Brazil.

Malek, P., et al. (2016). "Decentralized desalination of brackish water using an electrodialysis system directly powered by wind energy." Desalination **377**: 54-64.

Maurel, A. (2001). Dessalement de l'eau de mer et des eaux saumâtres et autres procédés non conventionnels d'approvisionnement en eau douce, Éditions Tec & Doc.

McCluskey, A. and A. G. Lalkhen (2007). "Statistics II: Central tendency and spread of data." Continuing Education in Anaesthesia, Critical Care & Pain **7**(4): 127-130.

Memon, S., et al. (2022). "Parametric investigation of modular configuration of multi-stage direct contact membrane distillation powered by waste heat of wind turbine." Desalination **533**: 115770.

Mericq JP. Approche intégrée du dessalement d'eau de mer: distillation membranaire sous vide pour la réduction des rejets salins et possibilités de couplage avec l'énergie solaire, Thèse de doctorat, INSA de Toulouse, France; 2009.

Mir, N. and Y. Bicer (2021). "Integration of electrodialysis with renewable energy sources for sustainable freshwater production: A review." Journal of Environmental Management **289**: 112496.

Mohammad, A. W., et al. (2015). "Nanofiltration membranes review: Recent advances and future prospects." Desalination **356**: 226-254.

Nakatake, Y. and H. Tanaka (2005). "A new maritime lifesaving distiller driven by wind." Desalination **177**(1-3): 31-42.

Nassrullah, H., et al. (2020). "Energy for desalination: A state-of-the-art review." Desalination **491**: 114569.

NCEI, N. "Integrated Surface Dataset (Global)." from https://www.ncei.noaa.gov/access/search/data-search/global-hourly?stations=60034099999.

News, C. M. (2022). "Engie, Navera partner to build wind-powered desalination plant in Morocco." from https://idadesal.org/engie-navera-partner-to-build-wind-powered-desalination-plant-in-morocco/.

Nfaoui, H (2004). aractéristiques du gisement éolien marocain et optimisation d'un système aérogénérateur/groupe électrogène pour l'électrification des villages isolés. Rabat, Faculté des Sciences. Accessed 13 May 2017

Ouarda, T. B., et al. (2016). "Review of criteria for the selection of probability distributions for wind speed data and introduction of the moment and L-moment ratio diagram methods, with a case study." Energy Conversion and Management **124**: 247-265.

Panagopoulos, A. (2021). "Water-energy nexus: desalination technologies and renewable energy sources." Environmental Science and Pollution Research **28**(17): 21009-21022.

Patel, S. K., et al. (2020). "Energy efficiency of electro-driven brackish water desalination: electrodialysis significantly outperforms membrane capacitive deionization." Environmental science & technology **54**(6): 3663-3677.

Raluy, R., et al. (2005). "Life cycle assessment of desalination technologies integrated with renewable energies." Desalination **183**(1-3): 81-93.

Rauh, A. and W. Seelert (1984). "The Betz optimum efficiency for windmills." Applied Energy **17**(1): 15-23.

Salomon, J.-N. (2012). "Le dessalement de l'eau de mer est-il une voie d'avenir?" Revista de geografia e ordenamento do territorio **1**(1): 237 a 262.

Seguro, J. and T. Lambert (2000). "Modern estimation of the parameters of the Weibull wind speed distribution for wind energy analysis." Journal of wind engineering and industrial aerodynamics **85**(1): 75-84.

Shahmansouri, A. and C. Bellona (2015). "Nanofiltration technology in water treatment and reuse: applications and costs." Water Science and Technology **71**(3): 309-319.

Sharon, H. and K. Reddy (2015). "A review of solar energy driven desalination technologies." Renewable and Sustainable Energy Reviews **41**: 1080-1118.

Shiklomanov, I., 1998. World water resources A new appraisal and assessment for the 21st century. International Hydrological Programme 1-37.

Smith, A., et al. (2011). "The integrated surface database: Recent developments and partnerships." Bulletin of the American Meteorological Society **92**(6): 704-708.

Smith, S., 1982. Ground water hydrology for water well contractors. National Water Well Association (NWWA), Dublin, Ohio, USA 286 pp.

Strathmann, H. Ion-Exchange Membrane Separation Processes Vol. 9, 89–146 (Elsevier, 2004).

Taheripour, W. E. Tyner, I. Haqiqi, and E. Sajedinia, “Water scarcity in Morocco”, Accessed: May 17, 2023. [Online]. Available: www.worldbank.org/gwsp.

Tahri, T., et al. (2010). "Dessalement de l’eau de mer par l’énergie solaire en vue de l’irrigation d’une serre agricole." Faculté des sciences et des sciences de l'ingénieur, Université de Hassiba Ben Bouali, Chlef, Algérie.

Tenno, R. and P. Nguyen (2016). "Multistage Flash Evaporator Control in PDE Representation." IFAC-PapersOnLine **49**(24): 70-75.

Thorslund, J. and M. T. van Vliet (2020). "A global dataset of surface water and groundwater salinity measurements from 1980–2019." Scientific Data **7**(1): 231.

UNICEF. (n.d.). Water scarcity: Addressing the growing lack of available water to meet children’s needs. from UNICEF website.

Veza, J., et al. (2004). "Electrodialysis desalination designed for off-grid wind energy." Desalination **160**(3): 211-221.

Veza, J. M., et al. (2001). "Electrodialysis desalination designed for wind energy (on-grid tests)." Desalination **141**(1): 53-61.

Vuglinsky, V. (2009). Hydrosphere Structure and its Relationship to the Global Hydrological Cycle, Volum 1 în The Hydrological Cycle editată de SHIKLOMANOV A., I, EOLSS Publisher, Oxford.

Wood, N. (2000). "Wind flow over complex terrain: a historical perspective and the prospect for large-eddy modelling." Boundary-Layer Meteorology **96**(1): 11-32.

Xu, F., et al. (2005). "Electrodialysis with ion exchange membranes in organic media." Separation and purification technology **43**(1): 17-24.

Yao, Y., et al. (2021). "High performance polyester reverse osmosis desalination membrane with chlorine resistance." Nature Sustainability **4**(2): 138-146.

Zaïd Hammoudi, Rafik Absi, Ikram El Abbassi, A.-M. Darcherif. Simulation bidimensionnelle d'une hydrolienne à axe vertical dans un courant marin. XIVèmes Journées Nationales Génie Côtier – Génie Civil, Jun 2016, Toulon, France. pp.487-496,

Zaviska, F., et al. (2012). "Statistical optimization of active chlorine production from a synthetic saline effluent by electrolysis." Desalination **296**: 16-23.