

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية وزارة
التعليم العالي والبحث العلمي

24/06/2025

بسكرة في:

جامعة محمد خيضر-بسكرة
كلية العلوم والتكنولوجيا
قسم الكيمياء الصناعية

إذن بإيداع مذكرة الماستر بعد التصحيحات

أنا الممضي أسفله الأستاذ: عايدي أمال

الرتبة: بروفيسور

أستاذ مشرف على مذكرة ماستر-للطالب ة): زحاف شيماء مباركة

الشعبة: هندسة الطرائق

التخصص: هندسة الطرائق - للبيئة -

بمعنوان: Dessalement du chlorure de sodium par adsorption
sur charbon actif et biochar à base de feuilles de palmier

أرخص بإيداع المذكرة المذكورة.

رئيس لجنة المناقشة

الأستاذ المشرف

ملحق القرار رقم : 933 المؤرخ في : 20 جويلية 2016
الذي يحدد القواعد المتعلقة بالوقاية من السرقة العلمية ومكافحتها

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

مؤسسة التعليم العالي :

نموذج التصريح الشرفي

خاص بالالتزام بقواعد النزاهة العلمية لانجاز بحث

انا الممضي أدناه ،

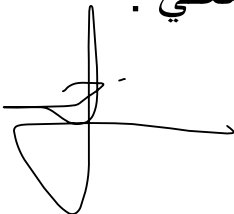
السيدة : زحاف شيماء مباركة ، الصفة : طالب ، الحاملة لبطاقة التعريف
الوطنية رقم : 110011022015570003 والصادرة بتاريخ
2024/09/29 ، المسجلة بكلية العلوم والتكنولوجيا ، قسم الكيمياء
الصناعية ، والمكلفة بانجاز اعمال بحث مذكرة التخرج عنوانها :

Dessalement du chlorure de sodium par adsorption
sur charbon actif et biochar à base de feuilles de
palmier

أصرح بشرفي أنني ألتزم بمراعاة المعايير العلمية والمنهجية ومعايير
الاخلاقيات المهنية والنزاهة الاكاديمية المطلوبة في انجاز البحث المذكور
اعلاه .

التاريخ: 2025/06/25

امضاء المعني :





Université Mohamed Khider de Biskra
Faculté des Sciences et de la Technologie
Département de Chimie Industrielle

MÉMOIRE DE MASTER

Domaine : Sciences et Technologies

Filière : Génie des procédés

Spécialité : Génie d'environnement

Présenté et soutenu par :

Zahaf Chaima Mebarka

Le : 03/06/2025

Dessalement du chlorure de sodium par adsorption
sur charbon actif et biochar à base de feuilles de
palmier

Jury :

<i>M^{me}</i>	Almi Zineb	MC	Université de Biskra	Président
<i>M^{me}</i>	Aidi Amel	Pr	Université de Biskra	Encadreur
<i>M^{me}</i>	Ziad Sabrina	Dr. Chef de labo ADE de Biskra		Co- encadreur
<i>M^{me}</i>	Ghabghoub Fatima	MCA	Université de Biskra	Examineur

REMERCIEMENTS

Tout d'abord je remercie mon grand dieu pour m'avoir donné la santé, le courage et la volonté pour achever ce modeste travail.

Je tiens à exprimer mes sincères remerciements, ma profonde gratitude et ma reconnaissance à mes honorables encadrants, Monsieur **M^{me} Aidi Amel** docteur de l'université de Biskra, département de Chimie Industrielle et Monsieur **M^{me} Ziad Sabrina** également professeur ayant récemment rejoint le Département de chimie industrielle qui ont été pour moi de véritables guides et soutiens constants tout au long de la préparation de ce mémoire. Grâce à leur encadrement scientifique, leurs conseils précieux et leur grande patience, ce travail a pu voir le jour et aboutir à sa réalisation.

J'adresse également mes vifs remerciements et ma profonde gratitude aux éminents membres du jury, Monsieur **M^{me} Almi Zineb** et Monsieur **M^{me} Ghabghoub Fatima**, pour le temps précieux qu'ils ont consacré à l'évaluation de ce travail, ainsi que pour leurs remarques constructives qui enrichissent considérablement cette recherche.

Je ne saurais oublier d'exprimer ma profonde reconnaissance à l'ensemble du personnel administratif et pédagogique du Département de Génie Chimique Industriel, qui n'ont jamais ménagé leurs efforts pour nous accompagner et nous soutenir depuis le début de notre parcours universitaire. Leur appui constant, tant sur le plan matériel que moral, a été d'un grand secours.

À vous tous, je dis du fond du cœur :

Merci infiniment, et que Dieu vous accorde réussite et bénédiction dans votre noble mission au service du savoir et de la science.

DÉDICACES

Je dédie ce simple travail ...

À mes chers parents, ceux qui m'ont soutenu avec amour, patience et prières, et dont les sacrifices silencieux sont le fondement de chaque pas que je fais.

À mes frères

À toute ma famille, pour leur amour sincère et leur fierté cachée.

À mes fidèles amis, pour les beaux moments que nous partageons

Zahaf chaima Mebarka

Sommaire

Remerciements.....	I
Dédicace.....	II
Liste des Figures.....	IX
Liste des Tableaux.....	XI
Introduction générale.....	1

PARTIE I : ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

Chapitre I : La sécurité hydrique

I.2.Definition.....	4
I.1.Introduction.....	4
I.3. Fondements de la sécurité hydrique.....	4
I.3.1. Disponibilité.....	4
I.3.2. Accessibilité.....	4
I.3.3. Qualité.....	4
I.3.4. Gestion durable et gouvernance.....	5
I.4. Classifications et caractéristiques des ressources en eau.....	5
I.4.1. Définition ressources en eau.....	5
I.4.2. Classification selon l'origine.....	6
I.4.2.1. Eaux de surface.....	6
I.4.2.2. Eaux souterraines.....	6
I.4.2.3. Eaux de pluie.....	6
I.4.2.4. Eaux marines et saumâtres.....	6
I.4.3. Classification selon la salinité.....	7
I.4.3.1. Définition de la salinité.....	7

I.4.3.2. Méthodes de mesure de la salinité.....	7
• Conductivité électrique (CE)	
• Total des solides dissous (TDS)	
• Salinité pratique (PSU)	
I.4.3.3. Principaux sels dissous dans l'eau.....	8
I.4.3.4. Classification des eaux.....	9
I.4.4. Eaux potables.....	9
I.4.4.1. Définition.....	9
I.4.4.2. Normes pour l'eau potable selon l'OMS.....	9
I.5. Répartition géographique de la sécurité hydrique dans le monde.....	11
I.5.1. Régions bien pourvues en eau.....	
I.5.2. Zones de stress hydrique.....	
I.5.3. Cas de pénurie extrême.....	11
I.6. Déterminants de l'insécurité hydrique.....	12
I.7. Conséquences de l'insécurité hydrique.....	12
I.7.1. Santé publique.....	12
I.7.2. Sécurité alimentaire.....	13
I.7.3. Conflits et migrations.....	13
I.7.4. Inégalités sociales.....	13
I.7.5. Dégradation des écosystèmes.....	13
I.8. Solutions et stratégies pour assurer la sécurité hydrique.....	13
I.8.1 Gestion intégrée des ressources en eau (GIRE).....	13
I.8.2. Technologies de traitement et de réutilisation de l'eau.....	13
I.8.3. Réduction des pertes dans les réseaux.....	14

I.8.4. Protection des écosystèmes aquatiques.....	14
I.8.5. Gouvernance participative et coopération internationale.....	14
I.9.Conclusion.....	14

Chapitre II : Sources d'eau et méthodes de dessalement

II.1. Définition.....	15
II.2. Sources d'eau concernées par le dessalement.....	15
II.2.1. Eau de mer (eau salée)	15
II.2.2. Eau saumâtre (eaux souterraines légèrement salées)	16
II.2.3. Eaux usées traitées (réutilisation indirecte)	16
II.3. Classification des méthodes de dessalement.....	16
II.3.1. Méthodes thermiques (par évaporation)	16
II.3.1.1. Distillation multi-étage (MED - Multi-Effet Distillation)	16
II.3.1.2. Distillation multi-flash (MSF - Multi-Stage Flash Distillation)	17
II.3.1.3 Vaporisation mécanique (MVC - Mechanical Vapor Compression)....	18
II.3.2. Méthodes membranaires.....	18
II.3.2.1. Osmose inverse (RO - Reverse Osmoses)	18
II.3.2.2. Électrodialyse (ED - Électrodialyse)	19
II.3.2.3. Nanofiltration (NF).....	20
II.3.3. Méthodes alternatives et émergentes.....	20
II.3.3.1. Adsorption.....	20
II.3.3.2. Dessalement par congélation (Freeze desalination)	20
II.3.3.3. Dessalement solaire.....	20
II.4. Situation mondiale du dessalement de l'eau.....	23
II.4.1. Croissance mondiale de la capacité de dessalement.....	23

II.5. Situation du dessalement de l'eau en Algérie.....	24
II.5.1. Contexte hydrique et nécessité du dessalement.....	24
II.5.2. Capacités actuelles et objectifs futurs.....	24
II.5.3. Répartition géographique des installations.....	24
II.5.4. Défis et perspectives.....	25

Chapitre III : Adsorption et charbon actif

III.1. L'adsorption.....	27
III.1.1. Définition 1.....	27
III.1.2. Définition 2.....	27
III.1. 2.Types d'adsorption.....	27
III.1.2.1. Adsorption physique (physisorption).....	27
III.1.2.2. Adsorption chimique (chimisorption).....	28
III.1.3. Facteurs influençant l'adsorption.....	29
III.1.4. Mécanisme d'adsorption.....	29
III.1.5 Équilibre d'adsorption.....	31
III.1.5.1. Isothermes d'adsorption.....	31
III.1.5.2. Modèles des isothermes d'adsorption.....	33
III.1.6. Cinétique d'Adsorption.....	35
III.1.6.1. Définition.....	35
III.1.6.2. Modèles cinétiques les plus utilisés.....	35
a) Modèle du pseudo-premier ordre.....	35
b) Modèle du pseudo-deuxième ordre.....	35
III.1.6.3. Importance de l'étude cinétique	36

III.2. Charbon actif.....	36
III.2.1. Définition	36
III.2.2. Structure et propriétés physico-chimiques.....	37
III.2.3. Types de charbon actif.....	38
III.2.3.1. Charbon actif en poudre (CAP).....	38
III.2.3.2. Charbon actif en grains (CAG).....	38
III.2.3.3. Charbon actif extrudé (CAE).....	39
III.2.4. Matières premières pour la production.....	40
III.2.5. Procédés de fabrication du charbon actif.....	41
Étape 1 : Carbonisation.....	41
Étape 2 :	41
• Activation physique.....	41
• Activation chimique.....	41
III.2.6. Caractérisation du charbon actif.....	42
III.2.7. Applications environnementales.....	43

PARTIE II : ETUDE EXPERIMENTALE

Chapitre IV : Matériaux et méthodes

Introduction.....	44
IV.1. Origine des feuilles de palmier.....	44
IV. 2. Matériels utilisés.....	45
IV.3. Méthodologie de préparation du charbon actif et biochar à partir des feuilles de palmiers.....	46
• A- Collecte et préparation de la matière première (feuilles de palmier).....	46
• B- Broyage et tamisage.....	47
• C- L'activation par le citron naturel (production de charbon actif).....	48

• D- Filtration et séchage.....	48
• E- Carbonisation.....	49
• F- Lavage et séchage.....	50
IV.4. Caractérisation des adsorbants (charbon actif et biochar).....	50
• A- Analyse FTIR.....	51
• B- Détermination du pH au point de charge nulle (pHpzc).....	52
IV.5. Préparation solution de chlorure de sodium.....	52
IV.6. Description des essais d'adsorption de NaCl sur les charbons.....	53
• Pour l'effet de différents temps d'agitation sur l'adsorption.....	53
• Pour les effets de masse, de concentration et de pH sur l'adsorption	54

Chapitre V : Résultats et discussions

V.1 Cinétique d'adsorption.....	56
V.1.1 Évolution de l'efficacité d'élimination du Sodium et chlorure en fonction du temps d'agitation.....	56
V.1.2 : Évolution de l'efficacité d'élimination du Sodium et chlorure par le biochar en fonction du pH.....	58
V.1.3 : Évolution de l'efficacité d'élimination du Sodium et chlorure par le biochar en fonction de la dose d'adsorbant	59
V.1.4. Évolution de l'efficacité d'élimination du Sodium et chlorure par le biochar en fonction de la teneur initiale.....	60
V.2. Modélisation des cinétiques d'adsorption.....	60
V.3. Analyse des résultats de la caractérisation de biochar.....	63
• A- Analyse FTIR.....	63
• B- Détermination du pH au point de charge nulle (pHpzc).....	65

Liste des Figures

PARTIE I : ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE		
Chapitre	Titre	Page
Chapitre I	Figure. I.1: Piliers fondamentaux de la sécurité hydrique	5
	FigureI.2 : Cycle de l'eau	6
	Figure I.3. : Composition de l'eau de mer	7
	FigureI.4 : Composition moyenne en sels minéraux selon du laboratoire d'analyses de Paris	10
	Figure I.5.: Eau douce dans le monde	11
	FigureI.6.: Pollution des ressources hydriques	12
Chapitre II	Figure II.1. : Processus de dessalement	15
	FigureII.2.: Schéma d'un processus de distillation à effets multiples	17
	Figure II.3.: Distillateur multi-flash	18
	Figure II.4: Osmose inverse	19
	FigureII.5: Inversion de l'électrodialyse	19
	FigureII.6 : Distillateur solaire	21
	FigureII.7 : Désalinisation dans le monde	24
	FigureII.8 : Projet d'une station de dessalement d'eau de mer à Jijel	25
Chapitre III	Figure III.1: Phénomène d'adsorption	27
	FigureIII.2 : Deux types d'adsorption	28
	Figure III.3 : Mécanisme du transfert d'un adsorbant vers le site d'adsorption au sein d'un grain d'adsorbant.	31
	FigureIII.4 : Charbon actif	37
	FigureIII.5: Structure des pores du charbon actif	38
	FigureIII.6: Charbon actif en grains	39

	FigureIII.7 : Charbon actif extrudé	40
	FigureIII.8 : Matières premières pour production de charbon actifs	41
	FigureIII.9 : Étapes de fabrication du charbon actif.	42
PARTIE II : ETUDE EXPERIMENTALE		
Chapitre IV	FigureIV.1 : Situation géographique de la commune de Bouchagroun – Biskra	44
	FigureIV.2 : Palmeraie de Bouchagroun.	45
	FigureIV.3 : Quelques matériels utilisés.	46
	FigureIV.4. : Lavage et séchage.	47
	FigureIV.5 : Produit après tamisage	47
	FigureIV.6 : Activation par le citron naturel.	48
	FigureIV.7 : Filtration.	49
	FigureIV.8 : Les creusets dans le four à moufle.	49
	FigureIV.9 : Charbon actif et Biochar après carbonisation et séchage.	50
	FigureIV.10 : Technique de FTIR dans les adsorbants utilisés est réalisée à l'aide d'un appareil Spécifique (Agilent cary 630 FTIR - Laboratoire de recherche CRAPC-Biskra).	51
	FigureIV.11 : pH-mètre.	52
	FigureIV.12 : Préparation de solution de NaCl.	53
	FigureIV.13 : Solutions de charbon actif et Biocharbon.	54
	FigureIV.14 : Échantillons de différentes concentrations et pH.	55
	Figure V.1 : Élimination du sodium pour le biochar et charbon actif, pH=5.41, [adsorbant]=1g/l, $[Na^+]_0=500$ mg/l et T=20°C.	57

Chapitre V	Figure V.2 : Élimination du chlorure pour le biochar et charbon actif pH=5.41, [Adsorbant]=1g/l, $[Cl^-]_0=500$ mg/l et T=20°C.	57
	FigureV.3 : Effet du pH sur le rendement d'élimination des ions Na^+ et Cl^- par adsorption sur le biochar.	58
	FigureV.4 : Effet de la dose d'adsorbant sur le rendement d'élimination des ions Na^+ et Cl^- par adsorption sur le biochar.	59
	FigureV.5 : Effet de la teneur initiale sur le rendement d'élimination des ions Na^+ et Cl^- par adsorption sur le biochar.	60
	FigureV.6 : (a) Ajustement non linéaire des modèles cinétiques (PFO et PSO), (b) Ajustement linéaire du modèle cinétique (diffusion intra-particulaire) aux données expérimentales. (Dose de Biochar) = 1 g/L, $[Na^+]_0= 500$ mg/L, T = 25 C°	61
	FigureV.7 : (a) Ajustement non linéaire des modèles cinétiques (PFO et PSO), (b) Ajustement linéaire du modèle cinétique (diffusion intra-particulaire) aux données expérimentales. (Dose de Biochar) = 1 g/L, $[Cl^-]_0 = 500$ mg/L, T = 25C°.	62
	FigureV.8 : Échantillon de biochar avant l'adsorption dans l'appareil de FTIR.	64
	FigureV.9 : Échantillon de biochar après l'adsorption dans l'appareil de FTIR.	65
	FigureV.10: pHpzc de biochar.	66

LISTE DES TABLEAUX

PARTIE I : ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE		
Chapitre	Titre	Page
Chapitre I	Tableau I.1. : Principaux sels dissous dans l'eau.	8
	Tableau I.2. : Classification des eaux.	9

	Tableau I.3. : les normes internationales d’eau potable.	9
Chapitre II	Tableau II.1. : les avantages et les inconvénients de chaque méthode	21
Chapitre III	Tableau III.1. : Comparaison entre physisorption et chimisorption	28
	Tableau III.2.: Principaux facteurs affectant l’adsorption.	29
	Tableau III.3. : Les étapes du mécanisme d’adsorption.	30
	Tableau III.4: Classification des isothermes d’adsorption selon l’UICPA (Union internationale de chimie pure et appliquée).	32
	Tableau III.5: Caractéristiques des Modèles non linéaires des isothermes d’adsorption (Le plus utilisé)	33
	Tableau III.6: Équations des modèles cinétiques d’adsorption	35
PARTIE II : ETUDE EXPERIMENTALE		
Chapitre IV	Tableau IV.1 : Description de la solution de chlorure de sodium.	53
	Tableau IV.2 : pH initiaux de charbon actif et biochar.	54
Chapitre V	Tableau V.1 : Paramètres des modèles de la cinétique d'adsorption de des ions $[Na^+]$ et $[Cl^-]$ sur biochar	62

Liste des notations et abréviations

FTIR : Fourier Transform Infrared Spectrometer

Introduction

Générale

Introduction

L'eau douce représente une ressource vitale, indispensable à la survie humaine, au développement économique et à la stabilité environnementale. Cependant, de nombreuses régions dans le monde, notamment les zones arides et semi-arides, sont confrontées à un stress hydrique croissant, menaçant directement la sécurité hydrique (sécurité d'accès à une eau de qualité, en quantité suffisante) **(FAO, 2012)**.

Parmi les défis majeurs affectant la qualité de l'eau, la salinité excessive des ressources disponibles constitue une problématique majeure. Elle résulte soit de phénomènes naturels (infiltration d'eaux marines, évaporation accrue), soit d'activités anthropiques (irrigation inappropriée, rejets industriels) **(WHO, 2017)**. Cette salinité rend l'eau impropre à la consommation, à l'agriculture et à l'industrie, et exige des solutions technologiques adaptées pour son traitement.

Face à cette situation, diverses techniques de dessalement ont été développées, comme l'osmose inverse, la distillation thermique, et l'électrodialyse. Bien que ces méthodes soient efficaces, elles nécessitent des investissements élevés en infrastructure et en énergie **(El-Dessouky & Ettouney, 2002)**. C'est dans ce contexte que la recherche scientifique s'oriente vers des procédés plus écologiques, économiques et durables.

Parmi ces alternatives, la technique d'adsorption se distingue par sa simplicité, son efficacité dans l'élimination des ions dissous (Na^+ , Cl^- , métaux lourds), et sa faible consommation énergétique **(Babel & Kurniawan, 2003)**. Ce procédé repose sur l'utilisation de matériaux adsorbants dotés d'une grande surface spécifique.

Le charbon actif, matériau poreux largement utilisé pour le traitement des eaux, est reconnu pour ses excellentes propriétés d'adsorption. Toutefois, son coût élevé pousse les chercheurs à explorer des sources alternatives, notamment les déchets agricoles tels que les feuilles de palmier **(Ioannidou & Zabaniotou, 2007)**. Ces biomasses locales sont abondantes, peu coûteuses et présentent un fort potentiel pour la valorisation environnementale.

En parallèle, le biochar, obtenu par pyrolyse partielle de matières organiques, suscite également un intérêt croissant pour ses capacités d'adsorption et sa structure poreuse **(Lehmann & Joseph, 2009)**. Comparé au charbon actif, il est plus facile à produire, mais son efficacité dépend largement des conditions de fabrication.

C'est dans cette optique que s'inscrit la présente étude, qui vise à évaluer la capacité d'adsorption du charbon actif préparé à partir de feuilles de palmier, et à la comparer avec celle du biochar, dans le cadre du dessalement de l'eau. L'objectif est de proposer une solution locale, économique et efficace pour améliorer la qualité de l'eau dans les régions touchées par la salinité.

Dans cette étude, nous avons d'abord présenté une introduction complète, puis le cœur du sujet, qui est divisé en deux parties théoriques et pratiques intégrées, et nous l'avons complété par une conclusion qui résume le contenu et les résultats.

La structure est résumée comme suit :

Étude bibliographique

Cette section regroupe les fondements scientifiques et techniques du sujet, à travers trois chapitres :

- **Chapitre I :** Dans ce chapitre, nous avons parlé en détail de la sécurité de l'eau, des raisons de son absence et des conséquences de cette absence.
- **Chapitre II :** Nous avons parlé des sources d'eau, de la salinité et des méthodes de dessalement.
- **Chapitre III :** Comprend le processus d'adsorption, le charbon actif et sa fabrication.

Étude expérimentale

La deuxième partie présente l'étude appliquée :

- Préparation du charbon actif à partir de feuilles de palmier, activé chimiquement à l'aide du jus de citron (acide citrique naturel).
- Mise en œuvre de tests d'adsorption sur une solution saline synthétique pour évaluer la capacité d'élimination du NaCl.
- Comparaison de l'efficacité entre le charbon actif et le biochar.
- Analyse des résultats à l'aide de courbes, calculs de pourcentage d'élimination et interprétation des paramètres optimaux.

Ce travail ambitionne de contribuer à la valorisation des déchets végétaux locaux dans une optique de gestion durable des ressources en eau, tout en réduisant l'impact environnemental et les coûts de traitement.

PARTIE I :

ÉTUDE

BIBLIOGRAPHIQUE

Chapitre I

La sécurité hydrique

I.1.Introduction

La question de la sécurité hydrique s'impose désormais comme un défi global central, en lien étroit avec la préservation de l'environnement, la protection de la santé des populations et le maintien de l'équilibre socio-économique. (UNESCO, 2020).

Sous l'effet combiné du changement climatique, de l'essor démographique et de l'expansion urbaine, les ressources en eau douce sont soumises à des pressions croissantes et inédites. Selon le Rapport mondial des Nations Unies sur la mise en valeur des ressources en eau, environ 4 milliards d'individus résident dans des régions touchées par une pénurie d'eau sévère pendant au moins un mois chaque année. (UNESCO, 2018).

I.2.Definition

La notion de sécurité hydrique fait référence à « la disponibilité constante d'une eau de qualité et en quantité suffisante pour préserver la santé humaine, soutenir les moyens de subsistance et assurer les activités productives, tout en maintenant les risques liés à l'eau à un niveau acceptable ».

Elle implique l'absence ou la maîtrise des risques tels que les pénuries d'eau, les inondations destructrices et la pollution des ressources hydriques. (Singh, S. 2022)

I.3. Fondements de la sécurité hydrique

La sécurité hydrique repose sur quatre fondements essentiels, qui permettent d'assurer un accès durable et équitable à l'eau :

I.3.1. Disponibilité

L'eau doit exister en quantité suffisante dans l'environnement, qu'elle provienne des précipitations, des cours d'eau ou des nappes souterraines. (UNESCO 2020).

I.3.2. Accessibilité

La simple présence de l'eau ne suffit pas : elle doit être physiquement et financièrement accessible à tous les citoyens, sans distinction. (ONU-Eau 2013).

I.3.3. Qualité

L'eau destinée à la consommation humaine doit respecter les normes de potabilité afin de prévenir les maladies hydriques. (WHO 2017).

I.3.4. Gestion durable et gouvernance

Une gestion intégrée des ressources en eau (GIRE) est essentielle. Elle implique une planification stratégique, une cohérence dans les politiques publiques, et la participation active des populations locales. (Rieu-Clarke, A. et al. 2017).

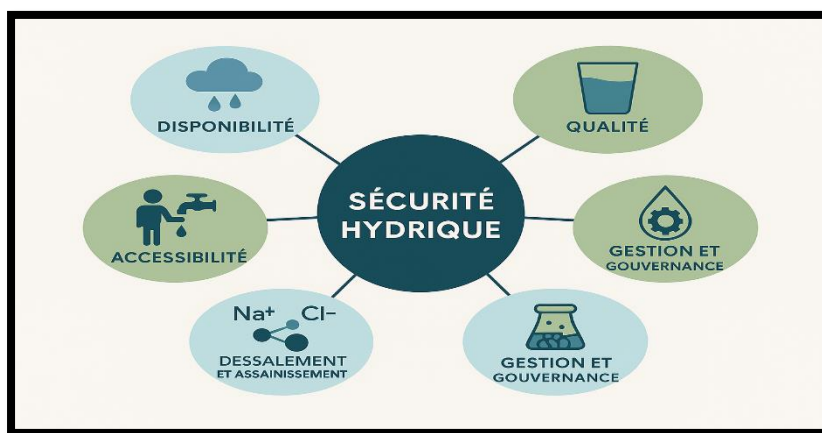


Figure. I.1: Piliers fondamentaux de la sécurité hydrique. [1]

I.4. Classification et caractéristiques des ressources en eau

I.4.1. Définition ressources en eau

Les ressources en eau englobent l'ensemble des eaux présentes à la surface ou dans le sous-sol terrestre, mobilisables pour des usages domestiques, agricoles, industriels ou écologiques. (Margat, J. & Treyer, S. 2004)

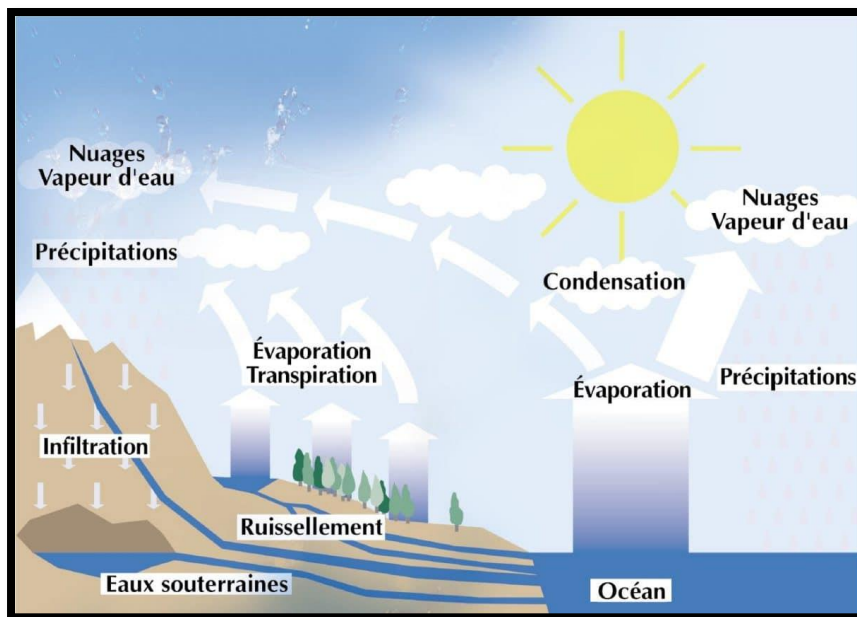


Figure I.2 : Cycle de l'eau. [2]

I.4.2. Classification selon l'origine

I.4.2.1. Eaux de surface : Eaux présentes à la surface terrestre (rivières, fleuves, lacs, réservoirs). (UNESCO 2006).

I.4.2.2. Eaux souterraines : Eaux contenues dans les nappes aquifères sous la surface terrestre. (Margat, J. 1996).

I.4.2.3. Eaux de pluie : Eaux issues des précipitations, parfois collectées pour l'usage domestique ou agricole. (FAO 2015).

I.4.2.4. Eaux marines et saumâtres : eaux salées des mers et océans ou eaux à salinité intermédiaire telles que celles des estuaires. (GWP 2016).

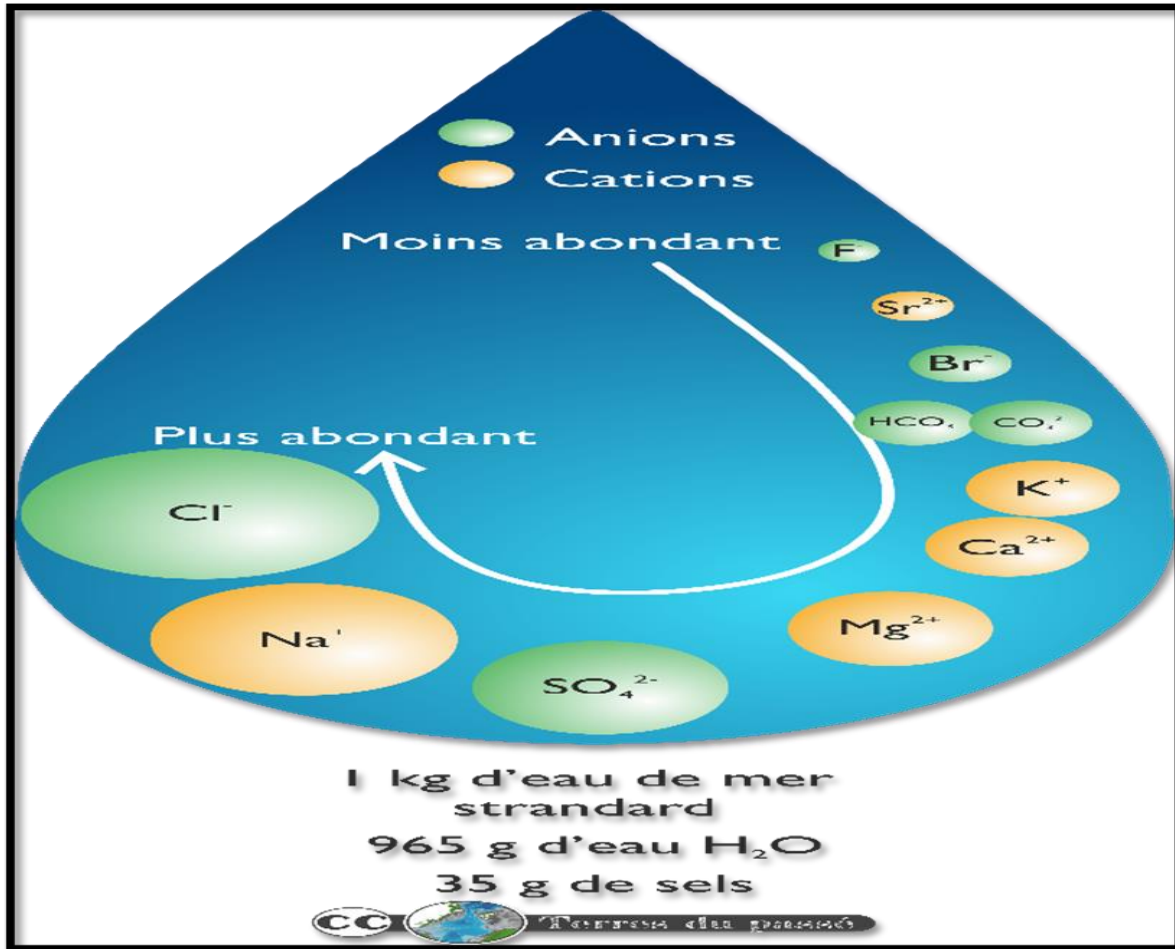


Figure I.3. : Composition de l'eau de mer.[3]

I.4.3. Classification selon la salinité

I.4.3.1. Définition de la salinité

La salinité correspond à la concentration totale en sels dissous dans l'eau, incluant principalement le chlorure de sodium (NaCl), ainsi que d'autres ions tels que le magnésium, le calcium, le potassium et les sulfates. Elle se mesure en grammes par litre (g/L) ou en parties par million (ppm) (Selon Rodier et al. 2009).

I.4.3.2. Méthodes de mesure de la salinité

- **Conductivité électrique (CE) :** méthode indirecte la plus utilisée. La conductivité augmente avec la concentration de sels.

- **Total des solides dissous (TDS)** : mesuré par évaporation de l'eau et pesée des résidus.
- **Salinité pratique (PSU)** : utilisée en océanographie. (Hem, J.D. 1985).

I.4.3.3. Principaux sels dissous dans l'eau

Les sels dissous sont principalement des ions résultant de la dissolution de minéraux dans l'eau. (Merlet, N. (2009)).

Tableau I.1. : Principaux sels dissous dans l'eau.

Symbole	Ion
Cl^-	Chlorure
Na^+	Sodium
Mg^{2+}	Magnésium
Ca^{2+}	Calcium
HCO_3^-	Bicarbonates
SO_4^{2-}	Sulfates
K^+	Potassium

I.4.3.4. Classification des eaux

Tableau I.2. : Classification des eaux.

Type d'eau	TDS (g/L)
Eau douce	< 1 g/L
Eau légèrement salée	1 – 3 g/L
Eau saumâtre	3 – 30 g/L
Eau salée	30 – 40 g/L
Eau hypersaline	> 40 g/L

I.4.4. Eaux potables

I.4.4.1. Définition

Une eau est dite potable lorsqu'elle satisfait aux critères microbiologiques, physico-chimiques et sensoriels garantissant son innocuité pour la consommation humaine. (Merlet, N. 2009).

I.4.4.2. Normes pour l'eau potable selon l'OMS

L'Organisation mondiale de la santé définit des valeurs seuils pour divers paramètres afin d'assurer une sécurité sanitaire optimal. (APHA 2017).

Tableau I.3. : les normes internationales d'eau potable.

Paramètre	Limite OMS
pH	6.5 – 8.5
Turbidité (NTU)	≤ 5
Nitrates (mg/l)	≤ 50
Fluor (mg/l)	$\leq 1,5$
Plomb (mg/l)	$\leq 0,01$
Sodium (mg/l)	≤ 200
Chlorures (mg/l)	≤ 250
Sulfates (mg/l)	≤ 250
Conductivité $\mu\text{S}/\text{cm}$	≤ 2500
Fer (mg/l)	$\leq 0,3$
Manganèse (mg/l)	$\leq 0,1$



Figure I.4 : Composition moyenne en sels minéraux selon du laboratoire d'analyses de Paris. [5]

I.5. Répartition géographique de la sécurité hydrique dans le monde

La distribution de la sécurité hydrique à l'échelle mondiale varie de manière significative selon les ressources en eau disponibles, les usages, le climat et les modes de gestion adoptés. (FAO, AQUASTAT - Global Water Statistics 2021).

I.5.1. Régions bien pourvues en eau

Des pays comme le Canada, la Finlande ou la Nouvelle-Zélande bénéficient d'abondantes ressources renouvelables en eau douce, avec des volumes dépassant généralement 10 000 m³ par habitant et par an. Ces niveaux élevés s'expliquent par des climats favorables, une faible densité de population et une gestion efficiente des ressources. (FAO, AQUASTAT - Global Water Statistics (2021)).

I.5.2. Zones de stress hydrique

Des régions telles que le Maghreb, le Moyen-Orient et certaines zones d'Asie du Sud subissent une pression hydrique intense, caractérisée par une disponibilité inférieure à 1 000 m³/hab/an. Ce déficit est accentué par des conditions climatiques arides, la croissance démographique rapide et une exploitation agricole intensive (UNESCO/UN-Water).

I.5.3. Cas de pénurie extrême

Dans des pays comme le Yémen, la Jordanie ou le Tchad, la disponibilité en eau est inférieure au seuil critique de pénurie, menaçant directement la santé publique, la sécurité alimentaire et la stabilité socio-économique. (Gleick, P.H. (1993)).

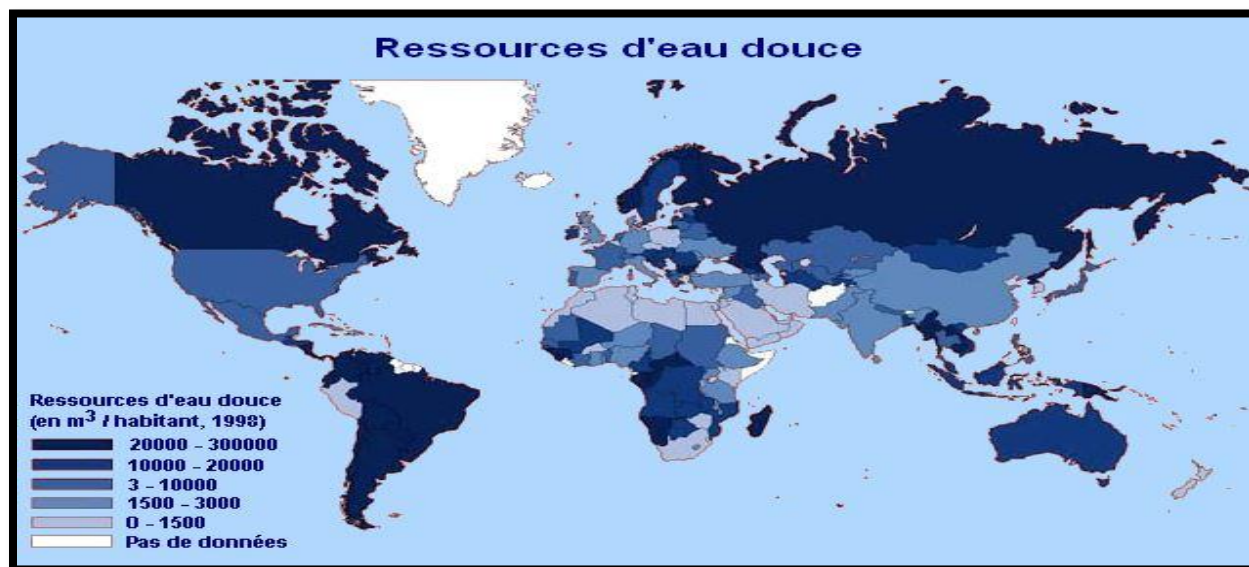


Figure I.5.: Eau douce dans le monde.[6]

I.6. Déterminants de l'insécurité hydrique

L'insécurité hydrique est influencée par plusieurs facteurs majeurs, souvent interdépendants :

- **Rareté des ressources en eau** : accentuée par le changement climatique, les sécheresses prolongées et la surexploitation des nappes. (IPCC 2022)
- **Croissance démographique rapide** : particulièrement dans les zones urbaines mal équipées, entraînant une pression sur les infrastructures. (WWAP 2018).

- **Pollution des ressources hydriques** : due aux rejets industriels, aux engrais agricoles et aux eaux usées domestiques non traitées. (Gleick, P.H. 1993).
- **Mauvaise gouvernance et gestion de l'eau** : manque de régulation, d'investissement et d'accords de coopération entre pays. (UNESCO 2023)



Figure I.6.: Pollution des ressources hydriques. [7]

I.7. Conséquences de l'insécurité hydrique

L'insécurité hydrique engendre des impacts multidimensionnels affectant les domaines sanitaire, alimentaire, social et environnemental. (WHO 2022).

I.7.1. Santé publique

L'absence d'un accès sûr à l'eau potable favorise la transmission de maladies telles que le choléra, la dysenterie ou le paludisme. L'OMS estime à environ 829 000 le nombre annuel de décès attribuables à une eau insalubre. (WHO 2022)

I.7.2. Sécurité alimentaire

La raréfaction de l'eau limite la production agricole, compromettant ainsi la sécurité alimentaire, en particulier dans les régions dépendantes de l'irrigation. (FAO 2021).

I.7.3. Conflits et migrations

Les tensions liées à l'eau peuvent exacerber les conflits entre groupes ou pays et provoquer des flux migratoires, notamment dans des régions vulnérables comme le Sahel. (UNESCO 2023).

I.7.4. Inégalités sociales

L'accès inégal à l'eau accentue les disparités sociales, affectant de manière disproportionnée les communautés rurales et les populations à faibles revenus. (UNDP 2021)

I.7.5. Dégradation des écosystèmes

L'exploitation excessive des ressources hydriques entraîne le tarissement des cours d'eau, la perte de biodiversité aquatique et la dégradation des zones humides. (IPCC 2022).

I.8. Solutions et stratégies pour assurer la sécurité hydrique

Face aux défis croissants liés à l'insécurité hydrique, plusieurs solutions durables et stratégies intégrées sont proposées à l'échelle mondiale :

I.8.1 Gestion intégrée des ressources en eau (GIRE)

Le GIRE repose sur la coordination des usages de l'eau (agriculture, industrie, consommation humaine) dans une approche écosystémique. Elle est reconnue par l'UNESCO comme une stratégie clé pour la durabilité hydrique. (UNESCO 2023).

I.8.2. Technologies de traitement et de réutilisation de l'eau

Le recours à la désalinisation, à la réutilisation des eaux usées traitées et à des méthodes naturelles de filtration permet d'élargir les sources d'approvisionnement en eau douce. Gleick, P.H. (1993)

I.8.3. Réduction des pertes dans les réseaux

Dans de nombreux pays, des pertes importantes (parfois supérieures à 30 %) sont observées dans les réseaux de distribution. Une modernisation des infrastructures est indispensable pour améliorer leur efficacité. (World Bank 2018).

I.8.4. Protection des écosystèmes aquatiques

La conservation des bassins versants, des zones humides et des forêts joue un rôle fondamental dans la recharge des nappes et la qualité des ressources en eau. (FAO 2020).

I.8.5. Gouvernance participative et coopération internationale

Le renforcement de la coopération entre pays partageant un même bassin hydrologique, ainsi que la participation active des communautés locales, sont essentiels pour une gestion équitable et pacifique des ressources. (UN-Water 2021).

I.9. Conclusion

Garantir la sécurité hydrique requiert une démarche systémique et intégrée combinant gestion durable, innovation technologique et gouvernance inclusive. La réutilisation des eaux usées, la désalinisation, la préservation des écosystèmes et la coopération transfrontalière représentent des leviers fondamentaux, à adapter aux contextes locaux et aux défis climatiques. (WWAP 2023).

Chapitre II

Sources d'eau et méthodes de dessalement

II.1. Définition

Le dessalement désigne l'ensemble des procédés visant à extraire les sels et minéraux dissous présents dans les eaux salines, notamment l'eau de mer et les eaux saumâtres. Son objectif fondamental est de produire de l'eau douce adaptée à la consommation humaine, à l'irrigation ou à des usages industriels. (Chua, HT 2017)

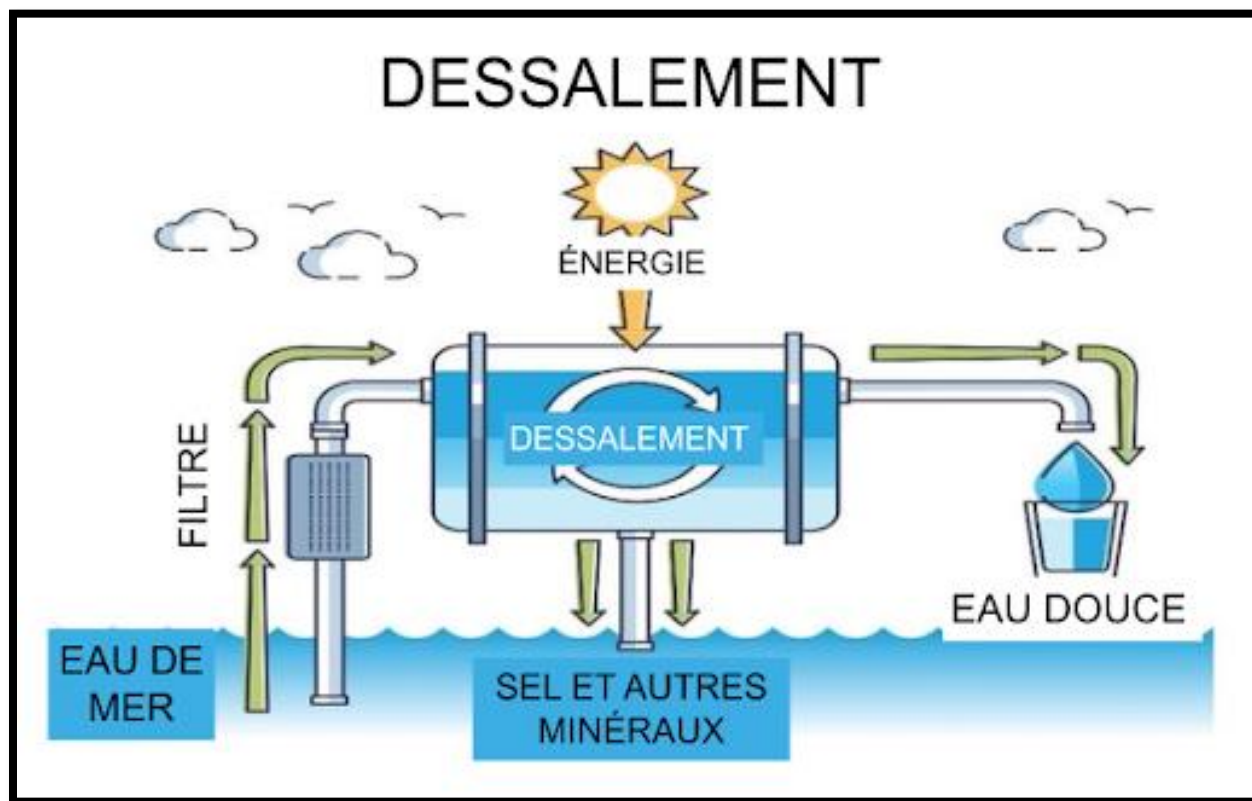


Figure II.1. : Processus de dessalement.[8]

II.2. Sources d'eau concernées par le dessalement

Le dessalement de l'eau est principalement appliqué à trois types de sources aqueuses:

II.2.1. Eau de mer (eau salée)

Avec une salinité moyenne avoisinant 35 g/L, l'eau de mer constitue la source la plus couramment exploitée pour les grandes unités de dessalement, notamment dans les pays du Golfe, au Maghreb et en Espagne. (Moulin, P. 2009).

II.2.2. Eau saumâtre (eaux souterraines légèrement salées)

Issue majoritairement des nappes souterraines, cette eau présente une concentration saline variant de 1 à 10 g/L. Elle est répandue dans les zones arides comme le sud de l'Algérie, la Tunisie ou l'Égypte, et son traitement est généralement moins coûteux que celui de l'eau de mer. **(Wang, G. 2008).**

II.2.3. Eaux usées traitées (réutilisation indirecte)

Après traitement avancé, les eaux usées peuvent être désalinisées à des fins industrielles, agricoles ou même, dans certains cas, pour la consommation humaine. Cette pratique s'inscrit dans une démarche d'économie circulaire. **(Gude, V. G. 2016).**

II.3. Classification des méthodes de dessalement

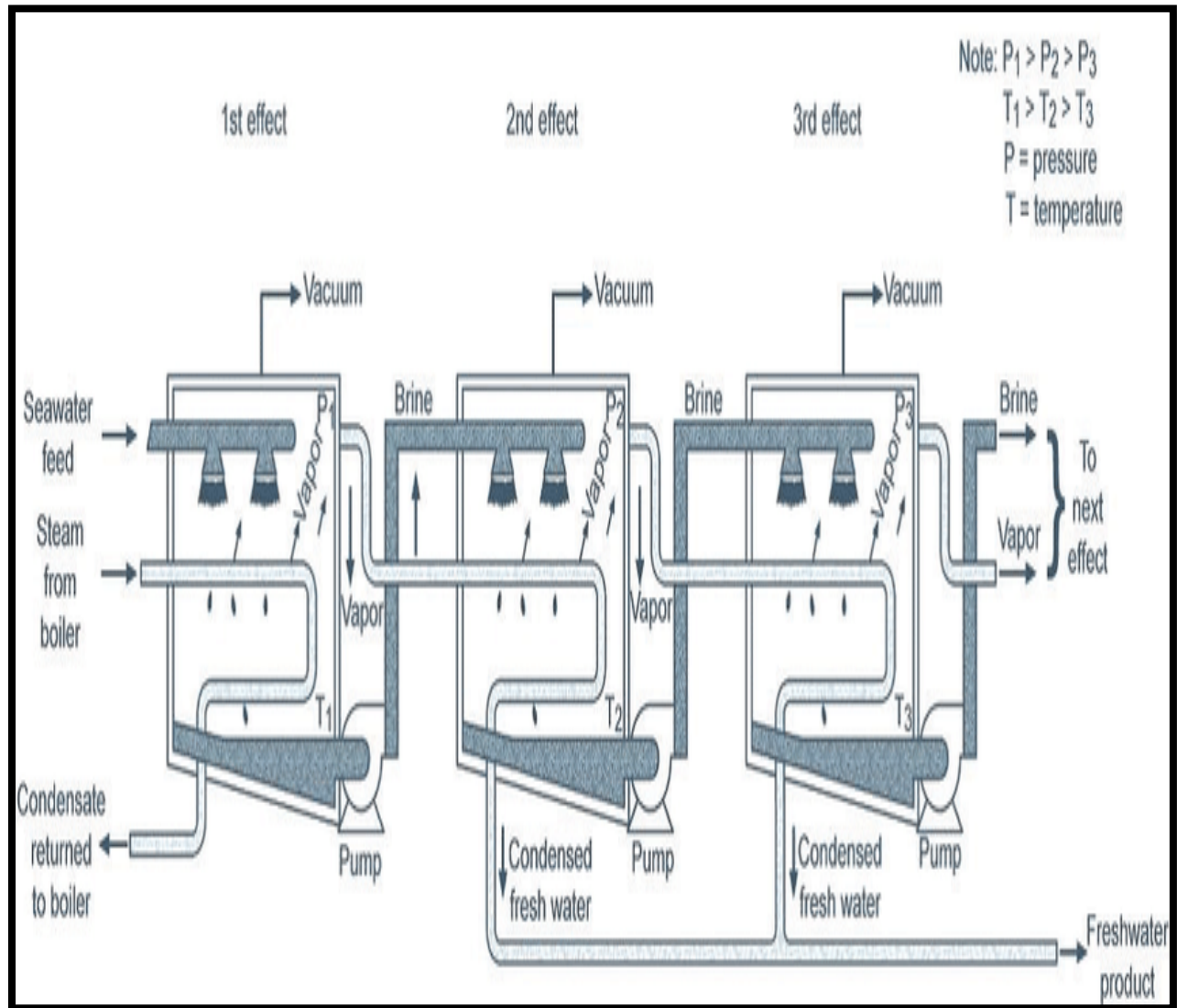
Les technologies de dessalement peuvent être classées selon le principe de séparation mis en œuvre. Elles se divisent principalement en :

II.3.1. Méthodes thermiques (par évaporation)

Elles reposent sur la vaporisation de l'eau puis la condensation de la vapeur, laissant derrière les sels.

II.3.1.1. Distillation multi-étage (MED - Multi-Effet Distillation)

Ce procédé consiste à faire évaporer l'eau en plusieurs étages sous vide, chaque étage utilisant la chaleur récupérée de l'étage précédent. Cette configuration permet une meilleure efficacité énergétique. **L. L. (2013).**



FigureII.2.: Schéma d'un processus de distillation à effets multiples. [9]

II.3.1.2. Distillation multi-flash (MSF - Multi-Stage Flash Distillation)

L'eau est d'abord chauffée puis introduite dans une série de chambres à pression décroissante, où elle s'évapore instantanément. La vapeur est ensuite condensée pour obtenir de l'eau douce. (G. L. 2013).

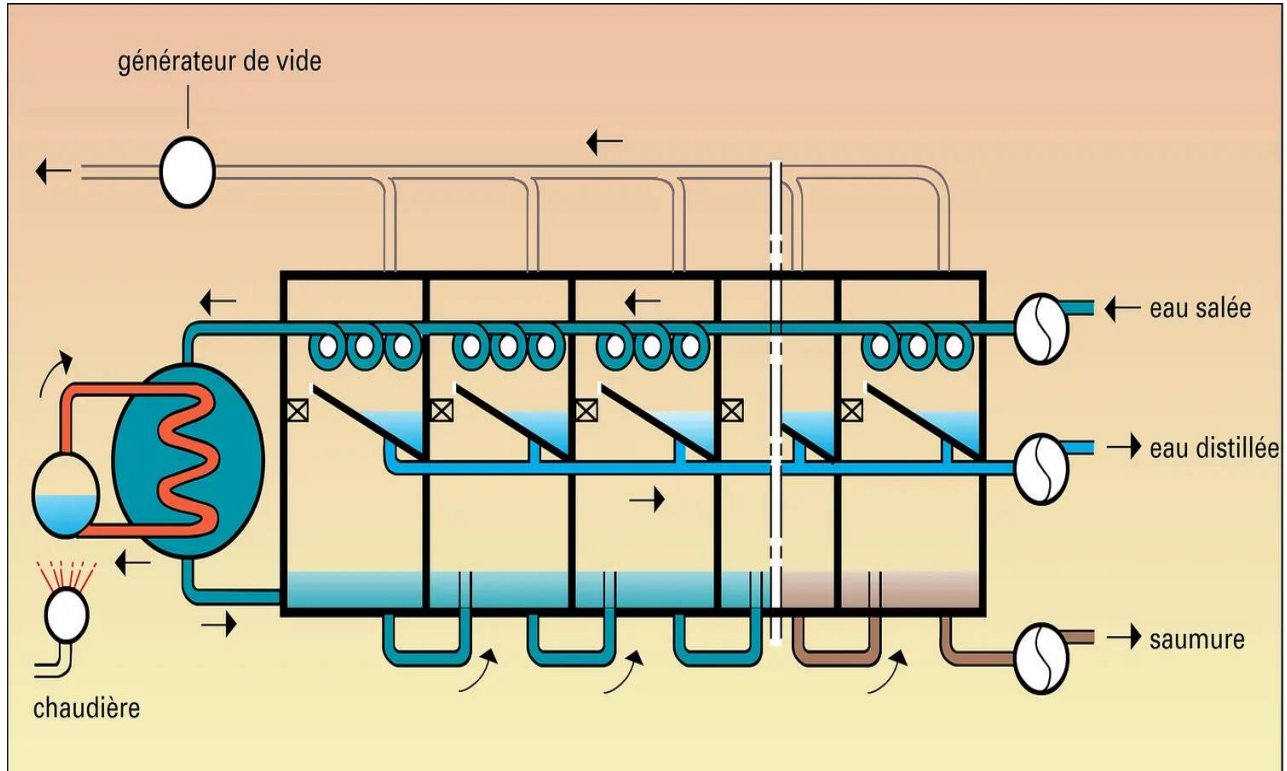


Figure II.3.: Distillateur multi-flash.[10]

II.3.1.3 Vaporisation mécanique (MVC - Mechanical Vapor Compression)

Ce procédé repose sur la compression mécanique de la vapeur produite, laquelle est ensuite réutilisée comme source de chaleur pour l'évaporation de l'eau saline. Cela permet une économie d'énergie par recyclage thermique. (Kalogirou, S. A. 2005).

II.3.2. Méthodes membranaires

Elles utilisent des membranes semi-perméables pour séparer l'eau des sels par pression ou gradients électriques.

II.3.2.1. Osmose inverse (RO - Reverse Osmoses)

L'osmose inverse utilise une pression élevée pour forcer l'eau à travers une membrane, retenant les sels et autres impuretés. C'est la technologie la plus répandue dans le monde. (Moulin, P. 2009).

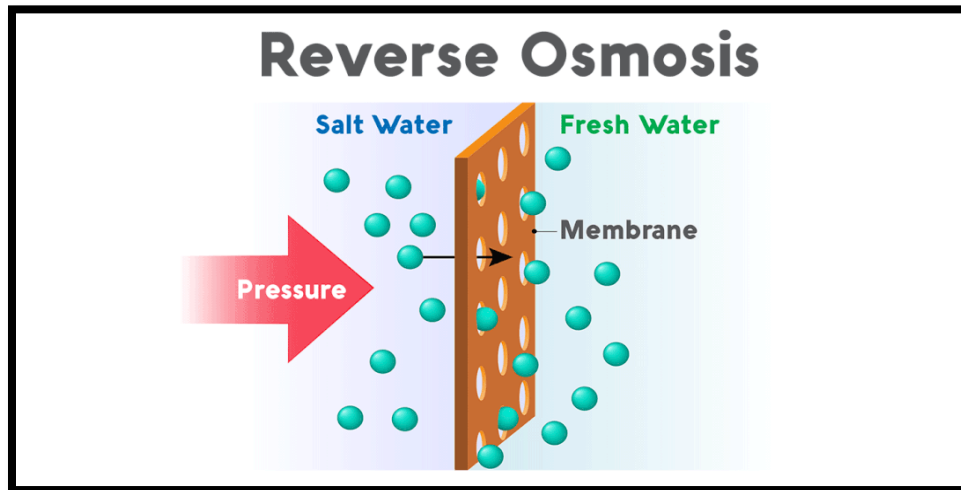


Figure II.4: Osmose inverse. [11]

II.3.2.2. Électrodialyse (ED - Électrodialyse)

L'électrodialyse repose sur l'utilisation d'un champ électrique pour déplacer les ions à travers des membranes échangeuses d'ions, séparant ainsi les sels de l'eau. (Strathmann, H. 2010).

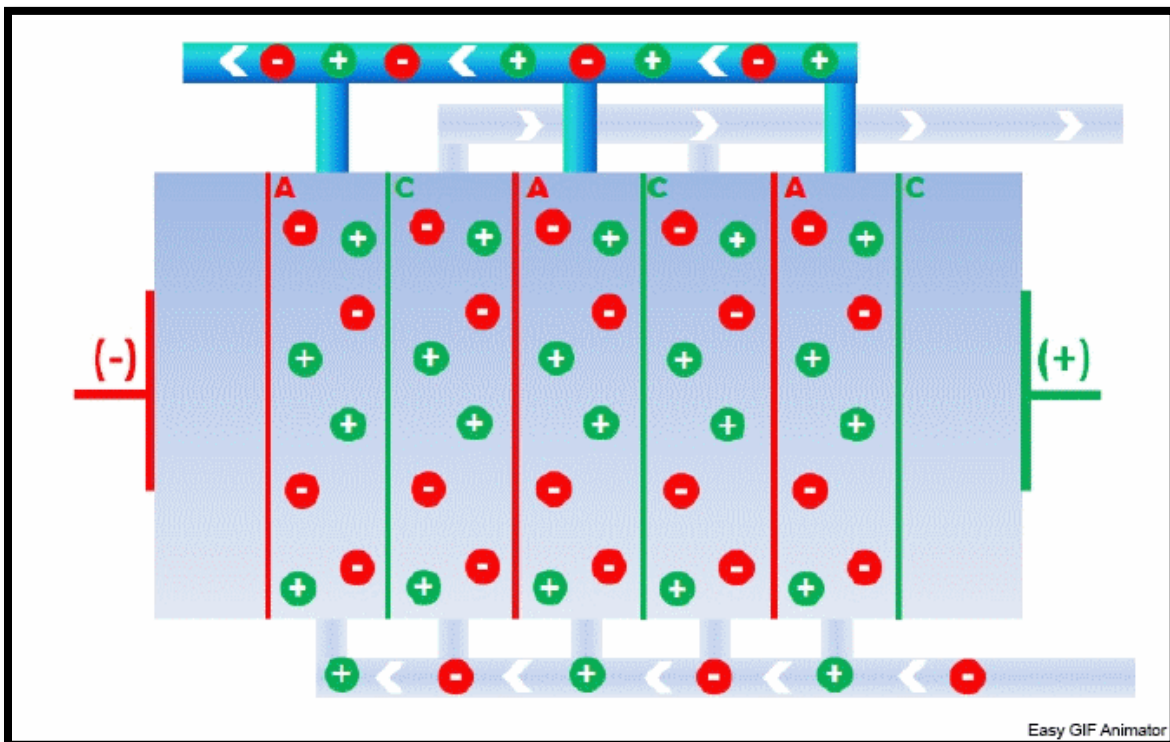


Figure II.5: Inversion de l'électrodialyse. [12]**II.3.2.3. Nanofiltration (NF)**

Ce procédé intermédiaire entre l'ultrafiltration et l'osmose inverse permet de retenir certains ions divalents (comme Ca^{2+} , Mg^{2+}) et molécules organiques, tout en laissant passer partiellement les sels monovalents. (Vandecasteele, C. 2003).

II.3.3. Méthodes alternatives et émergentes**II.3.3.1. Adsorption**

L'adsorption consiste à faire passer l'eau à travers un matériau (charbon actif, biochar, etc.) capable de piéger les ions à sa surface. Elle est particulièrement efficace pour les métaux lourds et les ions présents en faible concentration. (Al. 2020).

II.3.3.2. Dessalement par congélation (Freeze desalination)

En abaissant la température de l'eau, seule la glace – presque pure – se forme, laissant les sels dans la phase liquide. Il faut ensuite séparer la glace de la saumure. (Nathoo, J. 2015).

II.3.3.3. Dessalement solaire

Cette méthode repose sur l'énergie solaire pour évaporer puis condenser l'eau. Elle peut s'effectuer via des systèmes simples ou être combinée à d'autres techniques comme MED ou RO (al. 2017).

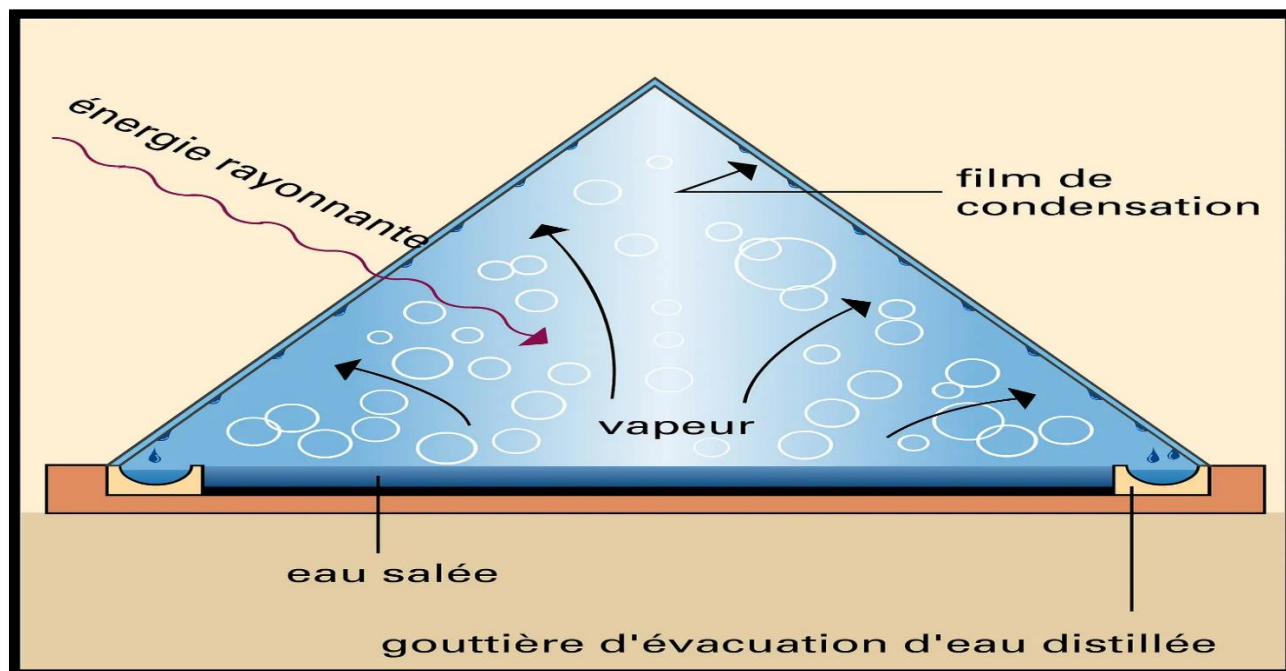


Figure II.6 : Distillateur solaire. [13]

Tableau II.1. : les avantages et les inconvénients de chaque méthode.

Méthodes	Avantages	Inconvénients
Distillation thermique	✓ -Très efficace pour des eaux à haute salinité.	✓ -Coûts d'investissement et d'exploitation élevés.
MSF (Multi-Stage Flash)	✓ -Bonne qualité de l'eau produite	✓ -Fort impact environnemental (Émissions de CO ₂). (H.M. 2002)
MED (Multi-Effect Distillation)		

Osmose inverse (Osmose Inverse - RO)	✓ Très efficace pour éliminer les sels (>99%). ✓ -Technologie mature et bien établie.	✓ -Consommation énergétique élevée (électricité pour les pompes). ✓ -Encrassement des membranes. ✓ Production de saumures concentrées nuisibles à l'environnement. (W. A. 2011)
Nanofiltration	✓ Moins de pression requise (économie d'énergie). ✓ Élimination sélective des ions	✓ Moins efficace pour les sels monovalents (comme Na Cl). ✓ Moins répandue à grande échelle. (al. 2003)
Électrodialyse (ED)	✓ Efficace pour les eaux faiblement salées. ✓ Consommation énergétique proportionnelle à la salinité	✓ Moins adapté pour l'eau de mer. ✓ Besoin de maintenance régulière des membranes. (Strathmann, H. 2010)
Adsorption	✓ Faible coût (surtout avec des matériaux biosourcés). ✓ Faible consommation énergétique. ✓ Technologie simple et écologique	✓ Capacité d'adsorption limitée (besoin de régénération ou remplacement). ✓ Moins adaptée seule pour les fortes salinités (mais très utile en traitement complémentaire). (Ali, I., et al. 2012)

Dessalement par congélation	✓ Très faible corrosion des équipements. ✓ Faible besoin énergétique thermique (surtout dans les régions froides). ✓ Pas de membranes ou produits chimiques	✓ Procédé lent. ✓ Difficile à mettre en œuvre à grande échelle. ✓ Problème de séparation de la glace. (Nathoo, J. 2015)
Dessalement solaire	✓ Énergie gratuite et renouvelable. ✓ Convient aux zones rurales isolées. ✓ Faible impact environnemental	✓ Rendement faible (surtout dans les systèmes simples). ✓ Dépend des conditions climatiques. ✓ Nécessite de grandes surfaces. (al. 2017)

II.4. Situation mondiale du dessalement de l'eau

II.4.1. Croissance mondiale de la capacité de dessalement

La capacité mondiale de dessalement a augmenté à un rythme moyen de 7 % par an entre 2010 et 2019.

En 2020, elle atteignait 95,6 millions de m³/jour, répartis sur plus de 18 900 installations.

La majorité de l'eau produite est destinée à un usage municipal (62,3 %) et industriel (30,2 %) **(Amy G. L. 2020)**.

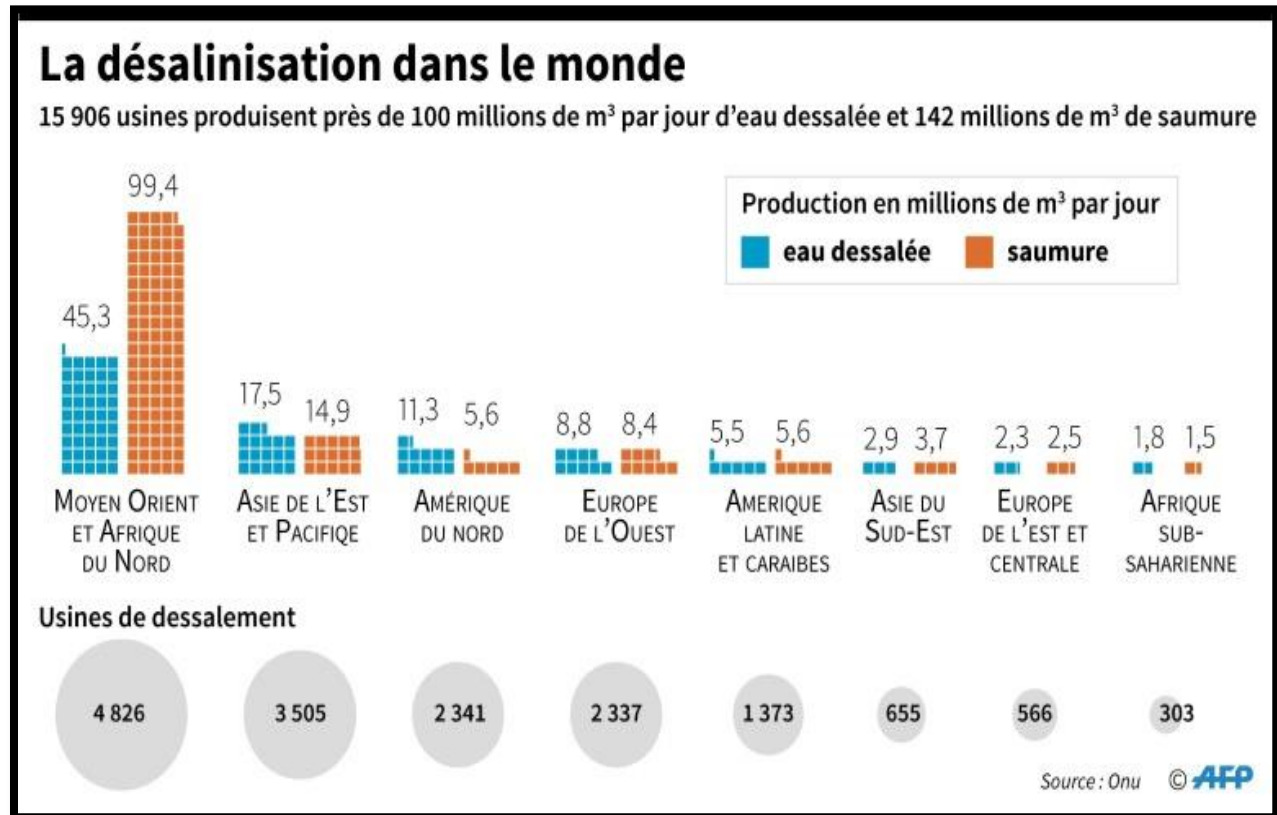


Figure II.7 : Désalinisation dans le monde. [14]

II.5. Situation du dessalement de l'eau en Algérie

II.5.1. Contexte hydrique et nécessité du dessalement

Confrontée à une raréfaction des précipitations et à l'intensification des effets du changement climatique, l'Algérie considère désormais le dessalement comme une option stratégique pour sécuriser son approvisionnement, en particulier dans les zones côtières densément peuplées. (Belmahi, I. 2024).

II.5.2. Capacités actuelles et objectifs futurs

Le pays dispose actuellement d'une capacité de production estimée à 2,3 millions de m³/jour. Des projets en cours visent à porter ce volume à 3,7 millions d'ici fin 2024, soit environ 42 % des besoins en eau potable. À l'horizon 2030, l'objectif est fixé à 5,6 millions de m³/jour. (Boutabba, M. 2024)

II.5.3. Répartition géographique des installations

Les principales usines de dessalement sont situées le long de la côte algérienne, notamment à Oran, Alger, Skikda, Mostaganem et Tlemcen. Ces installations utilisent principalement la technologie de l'osmose inverse, reconnue pour son efficacité énergétique et sa fiabilité. (Kettab, A. 2020).



FigureII.8 : Projet d'une station de dessalement d'eau de mer à Jijel.[15]

II.5.4. Défis et perspectives

Malgré les avancées, le secteur du dessalement en Algérie fait face à plusieurs défis :

- **Coûts énergétiques élevés** : la production d'eau dessalée nécessite une consommation énergétique importante, posant des questions sur la durabilité économique.

➤ **Impacts environnementaux** : le rejet de saumures concentrées peut affecter les écosystèmes marins.

➤ **Besoin en compétences spécialisées** : le développement du secteur requiert une main-d'œuvre qualifiée dans les domaines du génie maritime et de la gestion des ressources en eau.

Boualem, H. (2025)

Chapitre III :
Adsorption et
charbon actif

III.1. L'adsorption

III.1.1. Définition 1

L'adsorption désigne un procédé de séparation basé sur l'attraction de molécules d'un gaz ou d'un liquide par la surface d'un solide poreux. Ce phénomène, intervenant essentiellement au niveau des interfaces, est exploité dans des domaines variés tels que la pétrochimie et le traitement des eaux usées. [Manero, M.-H. \(2016\)](#)

III.1.2. Définition 2

Une autre définition la considère comme une accumulation de molécules à la surface d'un solide ou d'un liquide, sans pénétration dans le volume de l'adsorbant. [Sing, K. S. W. \(1999\)](#)

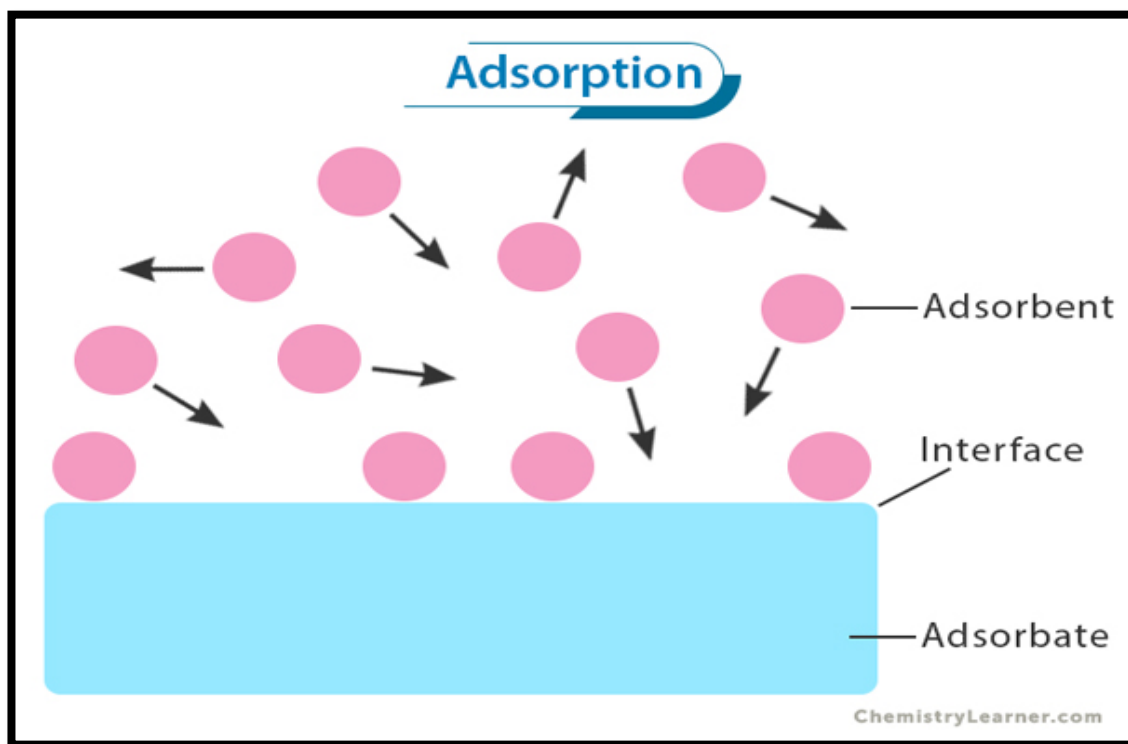


Figure III.1: Phénomène d'adsorption.[16]

III.1. 2.Types d'adsorption

III.1.2.1. Adsorption physique (physisorption)

- **Nature des interactions :** Forces de Van der Waals.

- **Énergie d'adsorption** : Inférieure à 40 kJ/mol.
- **Réversibilité** : Généralement réversible.
- **Nombre de couches** : Formation possible de plusieurs couches. **V., Katayama, M. (2003)**

III.1.2.2. Adsorption chimique (chimisorption)

- **Nature des interactions** : Liaisons chimiques (covalentes ou ioniques).
- **Énergie d'adsorption** : Élevée, entre 80 et 400 kJ/mol.
- **Réversibilité** : Souvent irréversible.
- **Nombre de couches** : Généralement une monocouche. **(Ruthven, D. M. 1984).**

Tableau III.1. : Comparaison entre physisorption et chimisorption. **(Ruthven, D. M. 1984).**

Caractéristique	Chimisorption	Physisorption
Type d'interaction	Liaisons chimiques	Forces de Van der Waals
Énergie d'adsorption	Élevée (80–400 kJ/mol)	Faible (< 40 kJ/mol)
Réversibilité	Non (en général)	Oui
Température optimale	Élevée	Basse
Nombre de couches	Monocouche	Multicouche

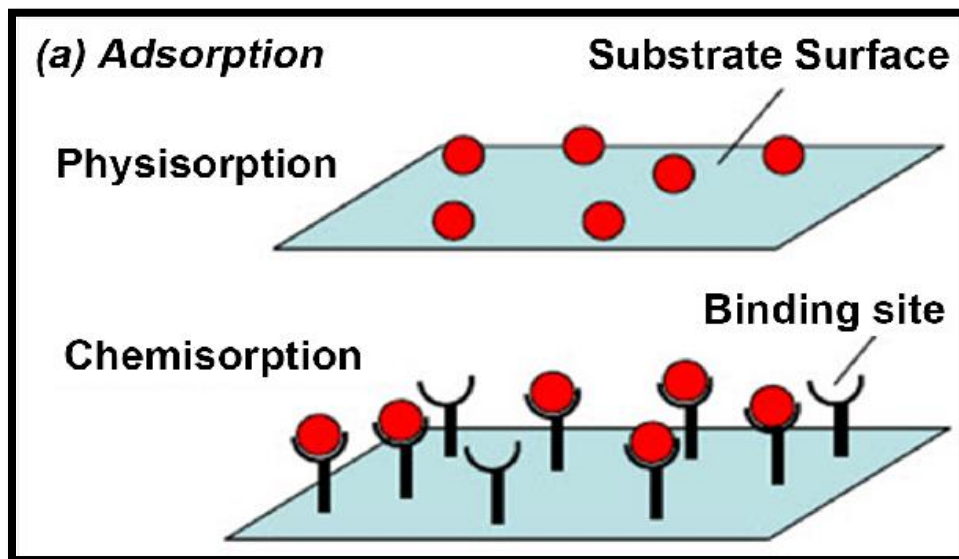


Figure III.2 : Deux types d'adsorption. [17]

III.1.3. Facteurs influençant l'adsorption

Le processus d'adsorption est influencé par plusieurs facteurs physiques et chimiques qui déterminent l'efficacité, la capacité et la vitesse d'adsorption. (Sing K. S. W. 1999).

Tableau III.2.: Principaux facteurs affectant l'adsorption.

Facteur	Effet principal	Source
Nature de l'adsorbant	Surface spécifique, porosité	Sing, K. S. W. (1982)
Nature de l'adsorbat	Taille, polarité, solubilité	Ruthven, 1984
Température	Réduction ou augmentation selon le type d'adsorption	Oura et al., 2003
Pression	Augmentation de l'adsorption	Langmuir, 1918
pH	Influence sur la charge de surface	Ho et McKay, 1999

III.1.4. Mécanisme d'adsorption

Le mécanisme d'adsorption décrit l'ensemble des étapes par lesquelles des molécules en solution (adsorbats) se fixent à la surface d'un solide (adsorbant), comme le charbon actif. Ruthven, D. M. (1984). Ce processus repose sur des interactions physiques (physisorption) ou chimiques (chimisorption), Goyal, M. (2005), et il est influencé par divers facteurs tels que la température, le pH, la surface spécifique du matériau, et la nature du polluant. Hameed, B. H. (2010).

Tableau III.3. : Les étapes du mécanisme d'adsorption.

Étape	Description scientifique	Référence
1.Diffusion externe	Migration des molécules d'adsorbat de la solution vers la surface externe de l'adsorbant.	Weber, W. J. (1972)
2.Diffusion interne	Pénétration des molécules à l'intérieur des pores du matériau adsorbant.	Ho & McKay (1999)
3.Adsorption de surface	Fixation des molécules sur les sites actifs du solide via physisorption ou chimisorption.	Bansal & Goyal (2005)
4.Equilibre d'adsorption	État stable où les vitesses d'adsorption et de désorption s'équilibrent.	Ruthven, D. M. (1984)

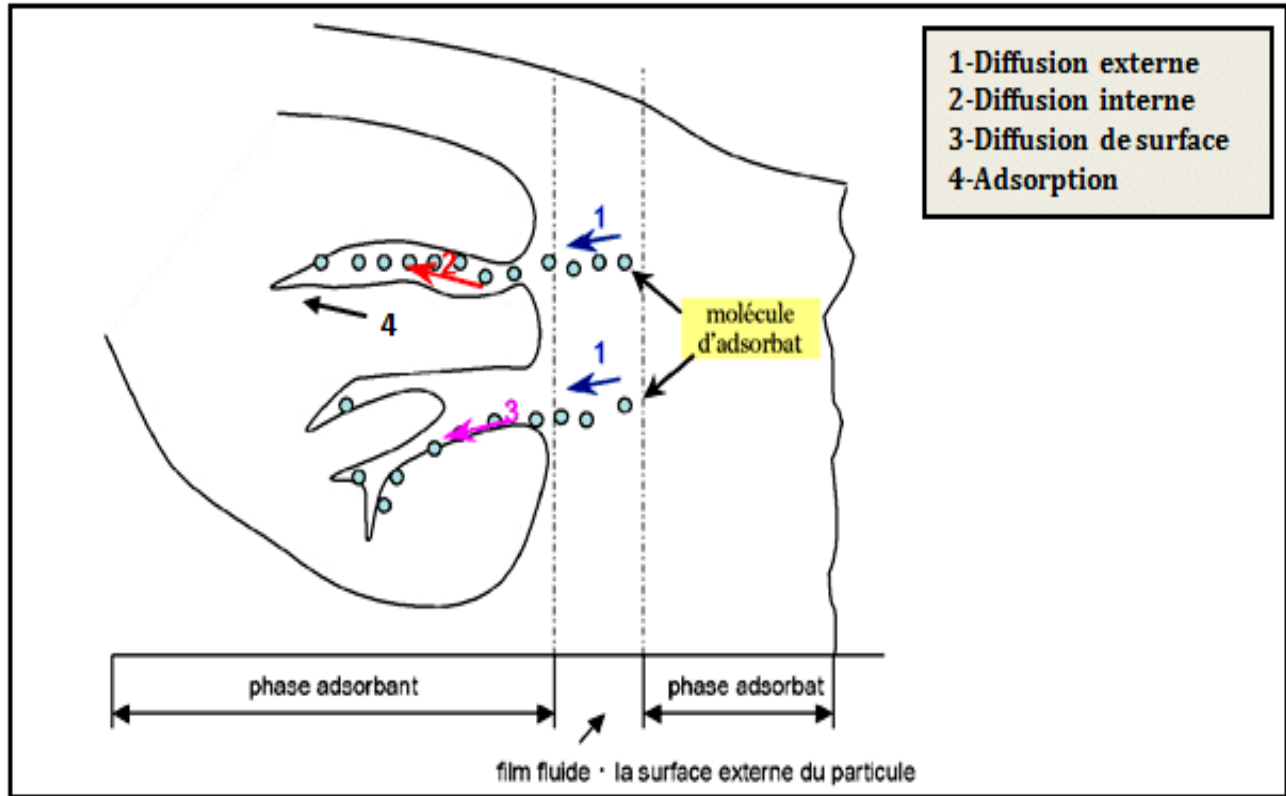


Figure III.3 : Mécanisme du transfert d'un adsorbant vers le site d'adsorption au sein d'un grain d'adsorbant. [18]

III.1.5 Équilibre d'adsorption

III.1.5.1. Isothermes d'adsorption

Les isothermes d'adsorption décrivent la relation entre la quantité de matière adsorbée par un solide (adsorbant) et la concentration (ou pression) du fluide (adsorbat), à température constante.

Ils sont essentiels pour analyser les processus d'adsorption en environnement et en industrie. (K. S. W. 1999). Elle est donnée par l'équation (1) suivante:

$$q_e = \frac{V}{m} * (C_0 - C_e) \quad (1)$$

Où :

V: Volume de solution en ml.

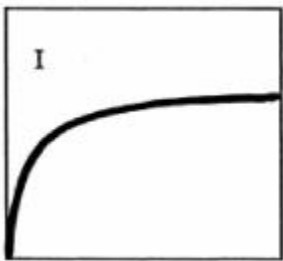
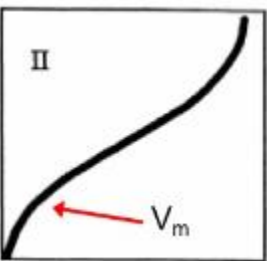
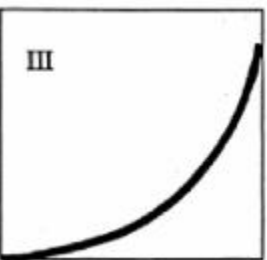
m : Masse de solide adsorbant en g.

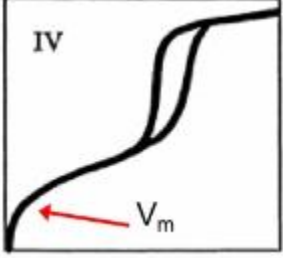
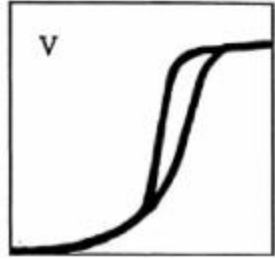
C_0 : Concentration initiale en soluté en phase liquide.

C_e : Concentration de soluté en phase liquide à l'équilibre.

Ces modèles sont classés en six types (I-VI) en fonction de leurs formes. Chaque type reflète différents mécanismes d'adsorption et caractéristiques de surface. Comme il est indiqué dans le tableau **III.4** qui décrit les différentes classes des isothermes d'adsorption selon l'UICPA (Union internationale de chimie pure et appliquée). (S. ziad2025)

Tableau III.4: Classification des isothermes d'adsorption selon l'UICPA (Union internationale de chimie pure et appliquée). (S. ziad 2025)

Modèle isotherme d'adsorption	Mécanisme d'adsorption et caractéristique de surface.
	➤ Caractérisé par une augmentation rapide de l'adsorption à basse pression, indiquant une adsorption monocouche sur une surface comportant un nombre fini de sites identiques. ➤ Fréquemment observé dans les matériaux microporeux.
	➤ Présente une forme sigmoïdale, indiquant une adsorption multicouche sur des adsorbants non poreux ou macroporeux. ➤ Ce type est souvent associé à des processus de physisorption
	➤ Montre une courbe convexe, suggérant de faibles interactions adsorbate- adsorbat par rapport aux interactions adsorbate-adsorbant. ➤ Généralement observé dans les systèmes où l'adsorbat n'a pas une forte affinité pour l'adsorbant.

	➤ Caractérisé par une boucle d'hystérésis, indiquant une condensation capillaire dans les matériaux mésoporeux. ➤ Ce type est important pour comprendre les mécanismes de remplissage des pores.
	➤ Similaire au type III mais indique des interactions adsorbate-adsorbant plus fortes, souvent observées dans des systèmes présentant des interactions spécifiques
	➤ Représente un processus d'adsorption par étapes, indiquant une distribution uniforme des sites d'adsorption. ➤ Moins courant mais important pour des applications spécifiques.

III.1.5.2. Modèles des isothermes d'adsorption

Les modèles des isothermes d'adsorption sont utilisés pour estimer la quantité absolue adsorbée. Il existe plusieurs modèles d'adsorption, tant analytiques que numériques. Voici quelques modèles analytiques empiriques fréquemment utilisés pour décrire l'adsorption. Le tableau III.5 décrit ces modèles ainsi que leurs caractéristiques. (S. ziad. 2025).

Tableau III.5: Caractéristiques des Modèles non linéaires des isothermes d'adsorption (Le plus utilisé). (S. ziad 2025).

Modèle Isotherme d'adsorption	Model non-linaire	Caractéristiques

Langmuir	$q_e = \frac{Q_{\max} \cdot K_L \cdot C_e}{1 + K_L \cdot C_e} \quad (2)$	➤ Le processus d'absorption se déroule en une seule couche. ➤ Les molécules n'interagissent pas entre elles dans une direction latérale. ➤ La réponse est réversible (c'est-à-dire qu'il existe un équilibre entre absorption et désorption).
Freundlich	$q_e = K_F \cdot C_e^{\frac{1}{n}} \quad (3)$	➤ Utilise généralement l'isotherme lorsque la quantité de matière adsorbée est faible. Ce modèle empirique rend compte la possibilité d'interactions entre les molécules adsorbées, tout en prenant en compte la diversité des surfaces (n)
Temkin	$q_e = \frac{R \cdot T \cdot \ln(A \cdot C_e)}{b} \quad (4)$	➤ La chaleur d'adsorption dépend de la température diminuait de manière linéaire dans la couche de molécules adsorbées, en raison de la dépendance de l'énergie des molécules à la température.

- q_e : Quantité de substance adsorbée à l'équilibre par unité de poids de l'adsorbant « capacité d'adsorption (mg/g) .
- C_e : Concentration du substrat en adsorbat à l'équilibre (mg/l).
- $Q_{\max}$: Capacité d'adsorption à la saturation (mg/g) et qui correspond à la formation d'une monocouche (c'est aussi le nombre de sites actifs par unité de masse de la phase solide);
- K_L : constante d'équilibre de Langmuir (l/g)
- K_F/ n , constantes de Freundlich, sont indicatifs de l'intensité et de la capacité d'adsorption

- R: la constante du gaz idéal ($R=8,314 \text{ J/ (mol}\times\text{K)}$). T :la température absolue en kelvins (K).
- A :la constante de liaison à l'équilibre de l'isotherme de Temkin (L/g).
- b : la constante de l'isotherme de Temkin (J/mol).

III.1.6. Cinétique d'Adsorption

III.1.6.1. Définition

La cinétique d'adsorption désigne l'étude de la vitesse à laquelle un soluté (adsorbat) est retenu par la surface d'un solide (adsorbant) au cours du temps. Elle permet de :

- Comprendre le mécanisme de l'adsorption.
- Déterminer le temps nécessaire pour atteindre l'équilibre.
- Identifier l'étape limitante du processus (diffusion externe, chimisorption, etc.). (McKay, G. 1999).

III.1.6.2. Modèles cinétiques les plus utilisés

➤ a) Modèle du pseudo-premier ordre

Ce modèle considère que la vitesse d'adsorption est proportionnelle au nombre de sites encore libres sur l'adsorbant. (Lagergren, S. 1898).

➤ b) Modèle du pseudo-deuxième ordre

Ce modèle suppose que la vitesse d'adsorption dépend :

- De la quantité de soluté encore à adsorber.
- De l'interaction chimique avec la surface (chimisorption). (Ho et McKay).

Tableau III.6: Équations des modèles cinétiques d'adsorption. (S. ziad .2025).

Modèle de réaction	Model
Pseudo-premier ordre	$q_t = q_e(1 - e^{-k_1 t})$ (5)
Pseudo-second ordre	

	$q_t = \frac{qe^2k_2t}{1+qek_2t} \quad (6)$
--	---

III.1.6.3. Importance de l'étude cinétique

L'étude de la cinétique d'adsorption est indispensable pour :

- Déterminer la durée optimale du traitement (temps de contact),
- Comprendre le type d'adsorption (physique ou chimique),
- Identifier les phénomènes limitants (film externe, pores internes...),
- Optimiser les procédés de traitement des eaux par adsorption. **(Hameed, B. H. 2010).**

III.2. Charbon actif

III.2.1. Définition

Le charbon actif (ou charbon activé) est un matériau carboné microporeux possédant une très grande surface spécifique, capable de retenir des substances chimiques présentes en phase liquide ou gazeuse, par le phénomène d'adsorption.

Il est utilisé depuis longtemps dans le traitement de l'eau, l'industrie pharmaceutique, et les procédés environnementaux. **(Rodríguez-Reinoso, F. 2006).**



FigureIII.4 : Charbon actif. [19]

III.2.2. Structure et propriétés physico-chimiques

Le charbon actif se caractérise par :

- Une grande surface spécifique (jusqu'à $2000 \text{ m}^2/\text{g}$),
- Une porosité développée avec différents types de pores :
- Micropores ($< 2 \text{ nm}$), Mésopores ($2\text{--}50 \text{ nm}$), Macropores ($> 50 \text{ nm}$),
- Une capacité élevée d'adsorption, tant pour les substances organiques que pour les métaux lourds. (Zabaniotou, A. 2007).

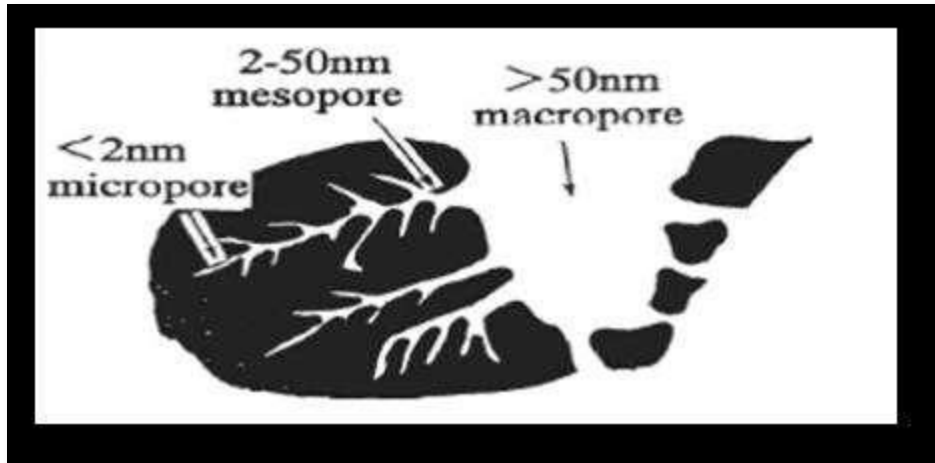


Figure III.5: Structure des pores du charbon actif. [20]

III.2.3. Types de charbon actif

III.2.3.1. Charbon actif en poudre (CAP)

- **Taille des particules :** $< 0,18 \text{ mm}$
- **Utilisé pour :** l'adsorption rapide dans l'eau, les traitements en discontinu (batch).
- **Avantage :** surface de contact très élevée.
- **Inconvénient :** difficile à séparer après traitement. (Moreno-Castilla, C. 2004).

III.2.3.2. Charbon actif en grains (CAG)

- **Taille :** $> 0,5 \text{ mm}$
- Utilisé dans les colonnes (filtres) pour le traitement continu.
- Facile à régénérer et à recycler.
- Moins rapide que le CAP mais plus durable. (Goyal, M. 2005).



FigureIII.6: Charbon actif en grains. [21]

III.2.3.3. Charbon actif extrudé (CAE)

- Forme cylindrique (généralement 1 à 5 mm de diamètre).
 - Résistant mécaniquement, utilisé dans le traitement des gaz et vapeurs.
 - Très utilisé dans les applications industrielles (désodorisation, captage de COV).
- (Rodríguez-Reinoso, F. 2006)



FigureIII.7 : Charbon actif extrudé. [22]

III.2.4. Matières premières pour la production

Le charbon actif peut être produit à partir de matières premières riches en carbone, telles que : Le bois, Les coques de noix, Le charbon minéral, Les résidus agricoles : feuilles de palmier, tiges de maïs, coquilles d'arachide. Ces matériaux sont souvent choisis pour leur abondance, leur coût faible et leur impact écologique réduit. (Kurniawan, T. A. 2003).



Figure III.8: Matières premières pour production de charbon actifs. [23]

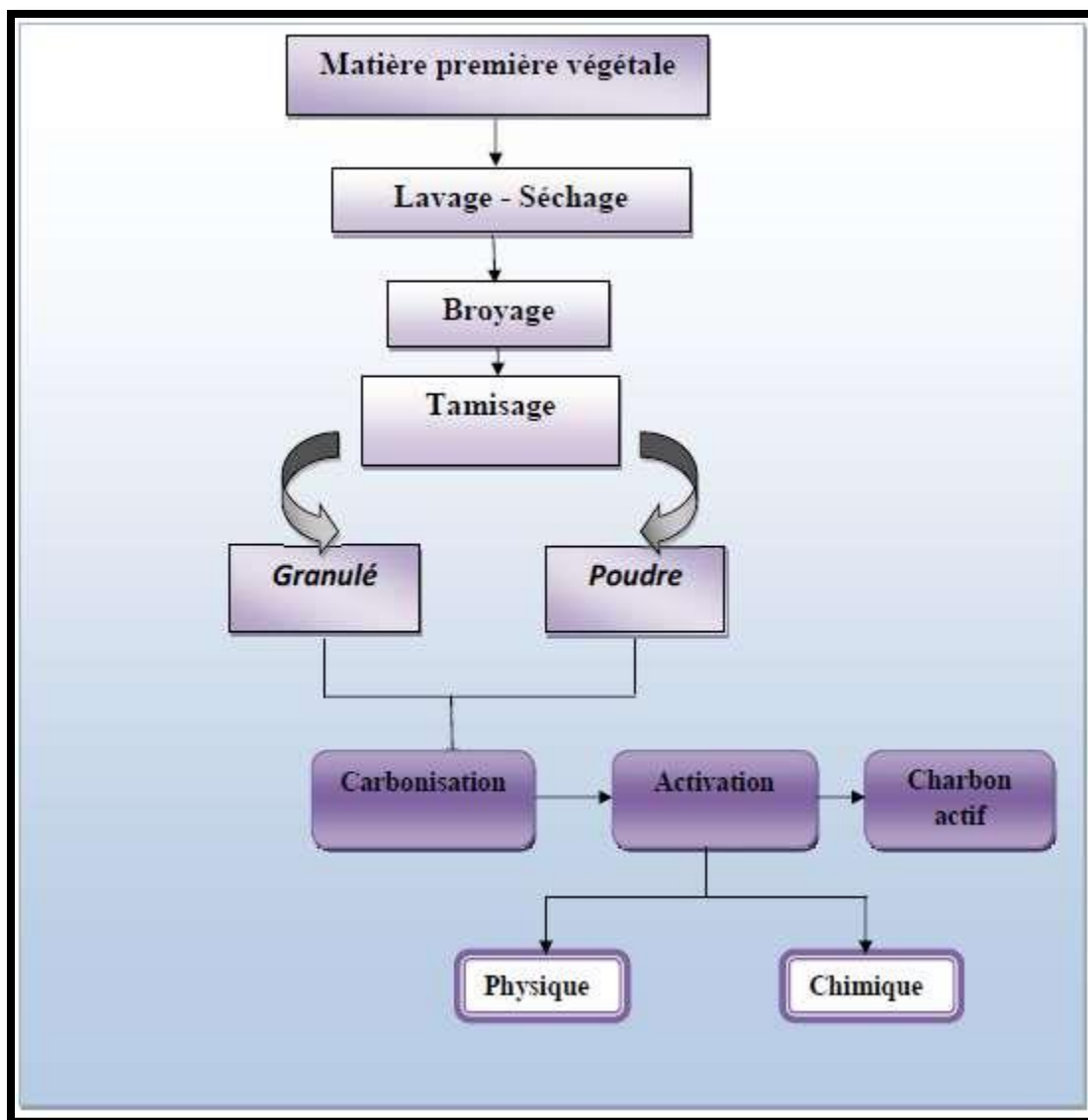
III.2.5. Procédés de fabrication du charbon actif

➤ **Étape 1 :** Carbonisation

La matière première est chauffée (400–800 °C) en absence d’oxygène pour éliminer les composés volatils et obtenir un charbon brut.

➤ **Étape 2 :** Activation par deux types :

- **Activation physique :** à haute température (800–1000 °C) avec de la vapeur ou du CO₂,
- **Activation chimique :** à plus basse température (450–700 °C) avec des agents chimiques (H₃PO₄, Zn Cl₂, ou acide citrique. (El Nemr, A. et al. 2010)



FigureIII.9: Étapes de fabrication du charbon actif. [24]

III.2.6. Caractérisation du charbon actif

Les propriétés du charbon actif sont évaluées par :

- Surface spécifique (BET) : méthode Brunauer–Emmett–Teller,
- Volume poreux (méthode BJH),
- pH au point de charge zéro (pHpzc).
- Spectroscopie (FTIR), analyse thermique (TGA), microscopie (SEM). (Hameed, B. H. 2010)

III.2.7. Applications environnementales

Le charbon actif est un matériau de choix pour :

- Le traitement des eaux potables,
- L'élimination des métaux lourds (Pb^{2+} , Cr^{6+} , Cd^{2+}),
- La décolorisation (colorants organiques),
- L'adsorption de composés organiques volatils (COV),

L'adsorption des pesticides et des hydrocarbures. **(Dabrowski, A. 2001).**

PARTIE II :

ETUDE

EXPRIMENTALE

Chapitre IV :

Matériaux et Méthodes

Introduction

Cette partie expérimentale vise à préparer un charbon actif à partir de feuilles de palmier, en utilisant une méthode d'activation chimique douce à base de jus de citron. Le matériau obtenu sera ensuite testé pour sa capacité à éliminer les sels dissous présents dans l'eau, par le biais du processus d'adsorption. L'efficacité du charbon actif ainsi produit sera évaluée à travers une série d'analyses en laboratoire, dans le but de déterminer ses performances et sa viabilité dans le traitement de l'eau.

➤ La problématique

Dans quelle mesure le charbon actif élaboré à partir de feuilles de palmier activées par le jus de citron peut-il réduire efficacement la salinité présente dans l'eau, et ainsi contribuer à une solution durable pour le traitement de l'eau potable.

IV.1. Origine des feuilles de palmier

Des feuilles de palmier ont été prélevées à Bouchagroun, wilaya de Biskra. Situé dans le sud de l'Algérie. Plus précisément dans la circonscription de Tolga. Elle a une superficie d'environ 57,34 km².

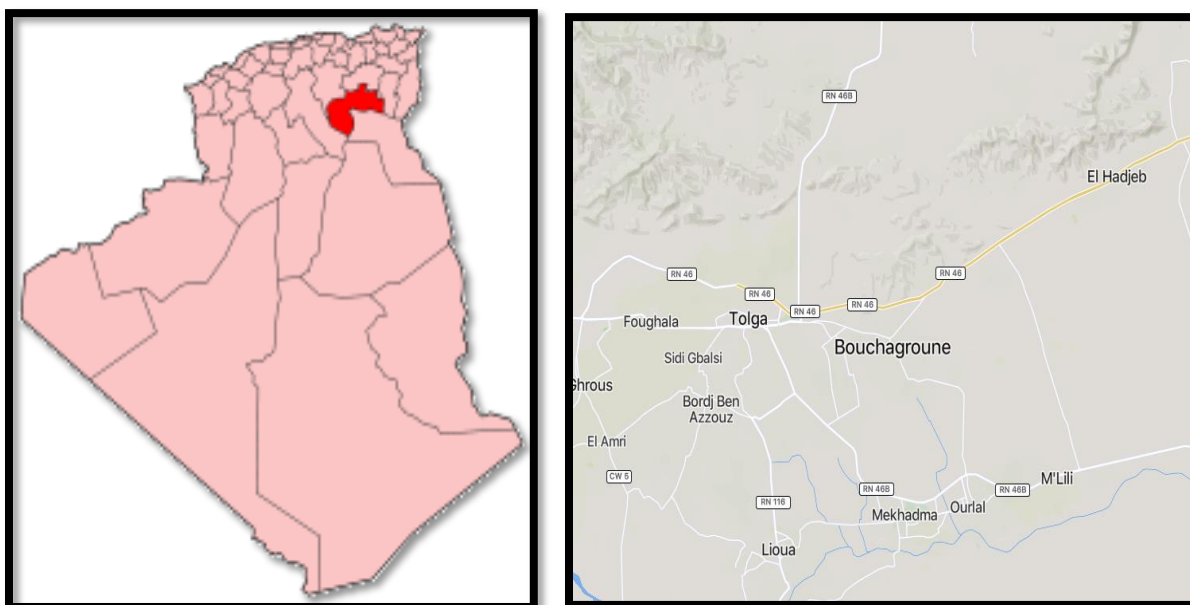


Figure IV.1 : Situation géographique de la commune de Bouchagroun – Biskra



FigureIV.2 : Palmeraie de Bouchagroun.

IV. 2. Matériels utilisés

- **Matières premières** : Feuilles de palmier, jus de citron, eau salée, eau distillée.
- **Appareils et verrerie utilisés** : Balance électronique de précision, (Étuve)

Ion-mètre, pH-mètre, Agitateur magnétique, les creusets, Tamis de laboratoire, Béchers (100 ml, 250 ml, 500 ml), Fioles jaugées, Éprouvettes graduées, Erlenmeyers, Entonnoirs.et papier filtre.



FigureIV.3 : Quelques matériels utilisés.

IV.3. Méthodologie de préparation du charbon actif et biochar à partir des feuilles de palmiers

A. Collecte et préparation de la matière première (feuilles de palmier)

- Laver soigneusement les feuilles de palmier à l'eau pour éliminer les impuretés.
- Découper les feuilles en petits morceaux.
- Sécher les morceaux dans l'étuve à 100°C pendant 24 heures ou jusqu'au séchage complet.



FigureIV.4. : Lavage et séchage.

B. Broyage et tamisage

- Bien broyer l'échantillon séché dans un broyeur
- La poudre est ensuite tamisée à l'aide d'un tamis de laboratoire pour obtenir une granulométrie homogène.
- Seules des particules fines sont utilisées lorsque la maille est comprise entre 63 et 90 μm .

À ce stade, après le tamisage, la quantité obtenue est divisée en trois parties chacun pèse 16 grammes pour préparer le charbon actif, Biochar, Nous utilisons le reste lorsque cela est nécessaire.



FigureIV.5 : Produit après tamisage.

C. L'activation par le citron naturel (production de charbon actif)

À partir des échantillons ci-dessus, nous avons placé 16 grammes dans un bécher. Nous avons ajouté du jus de citron naturel jusqu'à ce que nous obtenions le mélange souhaité (nous avons utilisé environ 140 ml de citron). Nous avons placé le tout dans un agitateur pendant une heure à pleine vitesse jusqu'à l'obtention d'un mélange homogène.



FigureIV.6 : Activation par le citron naturel.

D. Filtration et séchage

- Laissez reposer la solution obtenue pendant deux jours jusqu'à ce que deux phases se forment.
- On jette les citrons, on filtre l'échantillon et on le sèche dans une étuve.



FigureIV.7 : Filtration.

E. Carbonisation

- Nous plaçons les échantillons séchés (avec et sans citron) dans un récipient spécial (creusets) et nous les plaçons dans un four à décortiquer. En l'absence d'oxygène, afin de décomposer les composés volatils et de concentrer la matière carbonée.
- Il est chauffé progressivement jusqu'à une température de 500°C pendant environ deux heures,
- Le charbon est laissé à refroidir dans le four.



FigureIV.8 : Les creusets dans le four à moufle.

F. Lavage et séchage

Après l'activation (par le jus de citron) et carbonisation, un lavage minutieux à l'eau distillée est nécessaire pour éliminer les agents activant résiduels et ajuster le pH du charbon vers la neutralité. Ce lavage est répété plusieurs fois, jusqu'à ce que le filtrat devienne clair et proche d'un pH neutre (pH =7). Cette étape garantit que le charbon actif et Biochar sont chimiquement stables et prêts à être utilisés pour l'adsorption.

Dans cette étape, nous séchons le charbon actif et le biochar dans une étuve à 105°C jusqu'à ce que toute l'humidité soit éliminée. Ensuite, nous le stockons.

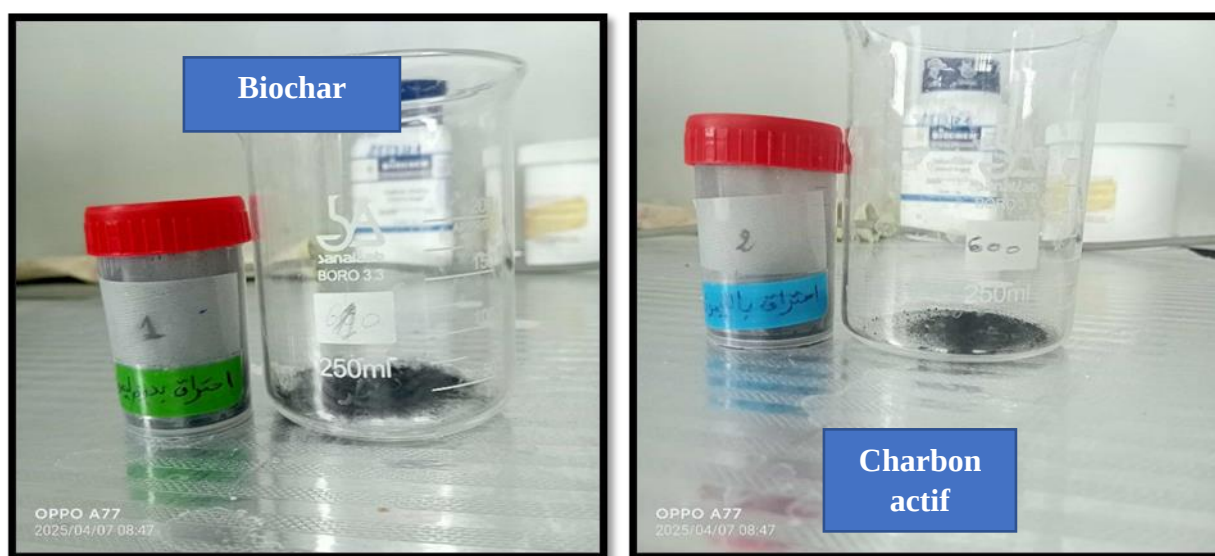


Figure IV.9 : Charbon actif et Biochar après carbonisation et séchage.

IV.4. Caractérisation des adsorbants

La caractérisation des adsorbants désigne l'ensemble des techniques physiques et chimiques utilisées pour déterminer les propriétés de surface, la porosité, la structure cristalline, et les groupes fonctionnels présents sur un matériau adsorbant. Cette étape est essentielle pour comprendre les mécanismes d'adsorption, optimiser les performances du matériau, et établir des corrélations entre la structure et l'efficacité de l'adsorption. (Sing, K.1999)

Parmi les techniques couramment utilisées, on peut citer : **BET** pour la surface spécifique et la porosité, **FTIR** pour l'identification des groupes fonctionnels de surface, **DRX** pour la structure

cristalline, **SEM** pour la morphologie de surface, **pHpzc** pour déterminer la charge de surface en fonction du pH. **Zabaniotou, A. (2007)**.

. Dans notre expérience, nous n'avons effectué que certaines de ces analyses en raison de circonstances qui nous ont empêchés de les réaliser toutes.

- **A- Analyse FTIR**

L'IRTF est une technique analytique basée sur la mesure de l'absorption de la lumière infrarouge par les liaisons chimiques, permettant l'identification des groupes fonctionnels d'une substance tels que -OH et -COOH, et représentant une « empreinte moléculaire » du composé (**Smith, 2011**).

La technique est utilisée pour détecter les changements de surface, évaluer les modifications chimiques et valider l'efficacité des matériaux dans des processus tels que l'adsorption (**Sivakumar et al., 2012**).

La FTIR est un outil essentiel dans de multiples domaines tels que la chimie environnementale, la désalinisation et la caractérisation des nanomatériaux (**Sivakumar et al., 2012**).

Dans notre expérience, nous avons réalisé cette analyse au CRAPC (Centre de Recherche en Analyse Physico-Chimique). Situé à l'Université Mohamed Khaider - El Hadjeb – Biskra.



FigureIV.10 : Technique de FTIR dans les adsorbants utilisés est réalisée à l'aide d'un appareil Spécifique (Agilent cary 630 FTIR - Laboratoire de recherche CRAPC-Biskra).

- **B- Détermination du pH au point de charge nulle (pHpzc)**

Le pH au point de charge nulle (pHpzc) est défini comme la valeur de pH à laquelle la surface d'un matériau adsorbant ne porte aucune charge électrique nette. À ce pH, les concentrations des charges positives et négatives à la surface du solide sont égales, ce qui rend la surface électriquement neutre. (Morgan, J. J. 1996).

Ce paramètre est crucial pour comprendre et prédire le comportement d'interaction entre la surface de l'adsorbant et les espèces ioniques en solution. En effet :

- ✓ À un pH inférieur au pH_{pzc}, la surface est chargée positivement et attire les ions négatifs (anions).
- ✓ À un pH supérieur au pH_{pzc}, la surface est chargée négativement et attire les cations. (Das, R. P. (2009)



FigureIV.11 : pH-mètre.

IV.5. Préparation solution de chlorure de sodium

Pour obtenir l'efficacité du charbon actif et du bio-charbon fabriqués à partir de feuilles de palmier pour le dessalement de l'eau, nous appliquons ces deux types de charbon à une solution de chlorure

de sodium (NaCl) de concentration de 1000 mg/l, qui est préparée avant de démarrer le processus d'adsorption pour l'étudier.

- ✓ Nous pesons 1000 mg de poudre de Na Cl.
- ✓ Ensuite, mettez-le dans une fiole jaugée d'une capacité supérieure à 1 litres.
- ✓ Nous complétons avec de l'eau distillée jusqu'à ce que le volume requis soit de 1 litres.
- ✓ Agiter la solution jusqu'à obtenir une solution homogène de concentration 1000 mg/l.

Tableau IV.1 : Description de la solution de chlorure de sodium.

Concentration initiale de Na^+	Concentration initiale de Cl^-	pH initiale
500 mg/l	500 mg/l	8.3



Figure IV.12 : Préparation de solution de NaCl.

IV.6. Description des essais d'adsorption de NaCl sur les charbons

Ces préparations et expériences ont été réalisées dans le laboratoire d'Algérie Eau (ADE) dans des conditions normales.

- **Pour l'effet de différents temps d'agitation sur l'adsorption**
- ✓ Deux échantillons de 0,15 g ont été pesés, l'un de charbon actif et l'autre de biochar.
- ✓ Chaque échantillon a été placé dans un bécher de 250 ml.

✓ 200 ml de solution de chlorure de sodium préparée à l'avance ont été ajoutés à chaque bécher.

✓ Les deux béchers ont été placés sur un agitateur magnétique afin d'assurer une agitation homogène et de favoriser le contact entre la saumure et le sorbant jusqu'à l'obtention d'une solution homogène.

✓ Nous calculons les concentrations de NaCl à chaque fois à l'aide d'un ion-mètre.

Une fois ce processus terminé, les échantillons ont été laissés pendant 24 heures, puis filtrés, séchés et analysés par spectroscopie infrarouge. (IR).

Tableau IV.2 : pH initiaux de charbon actif et biochar.

Type de charbon	pH initiale
Charbon actif	8.5
Biochar	8.2



FigureIV.13 : Solutions de charbon actif et Biocharbon.

➤ **Pour les effets de masse, de concentration et de pH sur l'adsorption**

✓ A partir de la solution préparée précédemment à une concentration de 1000 mg/litre, nous prélevons des échantillons de 50 ml. Nous mettons 0,04 g de chaque charbon dans chaque récipient

et nous agitions jusqu'à obtenir une solution homogène. Ensuite, nous changeons le pH à chaque fois avec HCl et NaOH qui avaient une concentration de 0,1M et mesurons ensuite les concentrations de NaCl.

✓ Et d'autres échantillons avec le même volume de solution, nous changeons la masse de carbone actif et biocharbon à chaque fois et mesurons également les concentrations de NaCl.

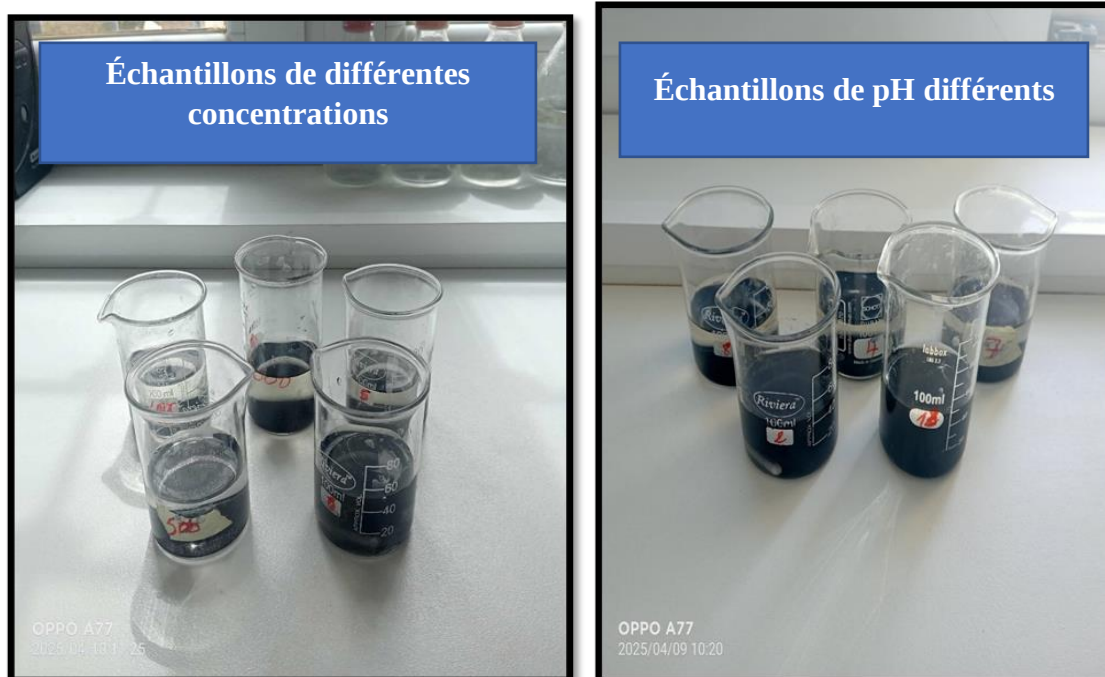
✓ Nous prenons des échantillons de 50 ml de la solution préparée et ajoutons différents poids de NaCl pour obtenir différentes concentrations et, après agitation, nous mesurons les concentrations de NaCl.

L'objectif de toutes ces expériences est de déterminer le rendement de (Na Cl) qui éliminé. Et pour connaître les taux d'élimination du sel NaCl, il faut savoir l'équation (6) et (7) :

$$q_t = \frac{(C_0 - C_t)}{m} V \quad (6)$$

$$R\% = \frac{(C_0 - C_e)}{C_0} * 100 \quad (7)$$

La quantité de Na Cl adsorbé à un temps t (q_t) en mg/g, et le rendement d'élimination de NaCl en %



FigureIV.14 : Échantillons de différentes concentrations et pH.

Chapitre V :
Résultats et
discussions

V.1 Cinétique d'adsorption

V.1.1 Évolution de l'efficacité d'élimination du Sodium et chlorure en fonction du temps

d'agitation

Les données des cinétiques d'adsorption des ions Na^+ et Cl^- sur biochar et charbon actif sont rapportées dans les Figure V.1 et V.2 et illustrent que le processus se déroule en deux étapes différentes :

- 1) Phase initiale rapide impliquant une forte attraction électrostatique les ions Na^+ et Cl^- avec les charbons entre 0 et 30 minutes.
- 2) Une étape lente jusqu'à atteindre le temps d'équilibre pour fixer Na^+ et Cl^- sur le biochar et charbon actif. Ce temps correspond à l'efficacité maximale de l'adsorption de Na^+ et Cl^- . Un temps qui est assez rapide est de 50 min à 90 min.
- 3) Au-delà du temps d'équilibre, l'efficacité d'élimination de chaque élément a légèrement diminué, ce qui est caractéristique de la saturation du sel minéraux par l'adsorbant en solution. Sur la base de ces résultats, le temps d'équilibre obtenu pour Na^+ et Cl^- en utilisant sur biochar et charbon actif a été optimisé et sélectionné pour le reste de l'étude entant que temps de contact (durée de l'essai).

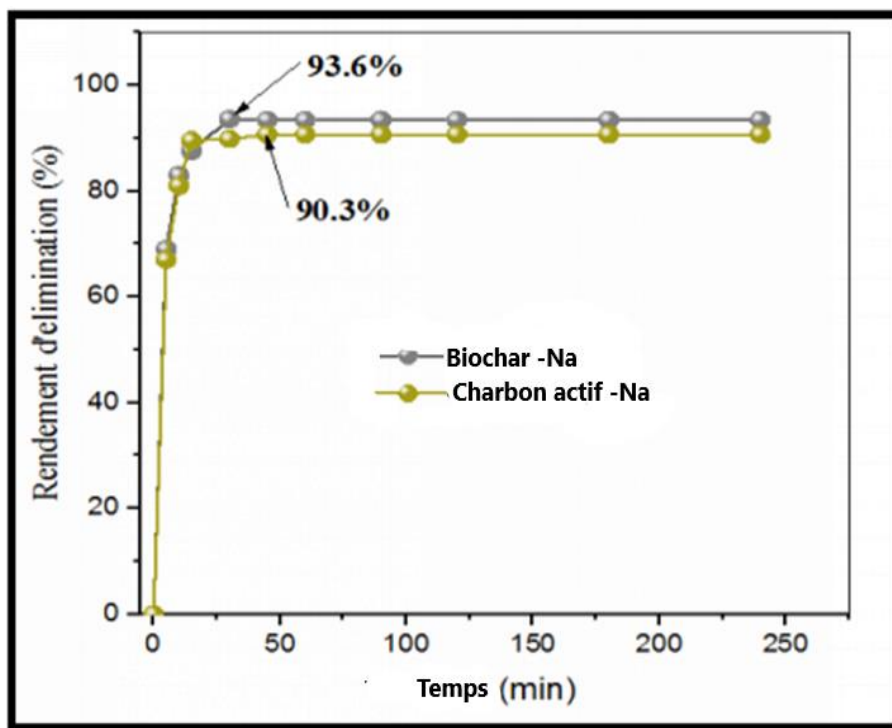


Figure V.1 : Élimination **du sodium** pour le biochar et charbon actif, pH=5.41, [adsorbant]=1g/l, $[Na^+]_0$ 500 mg/l et T=20°C.

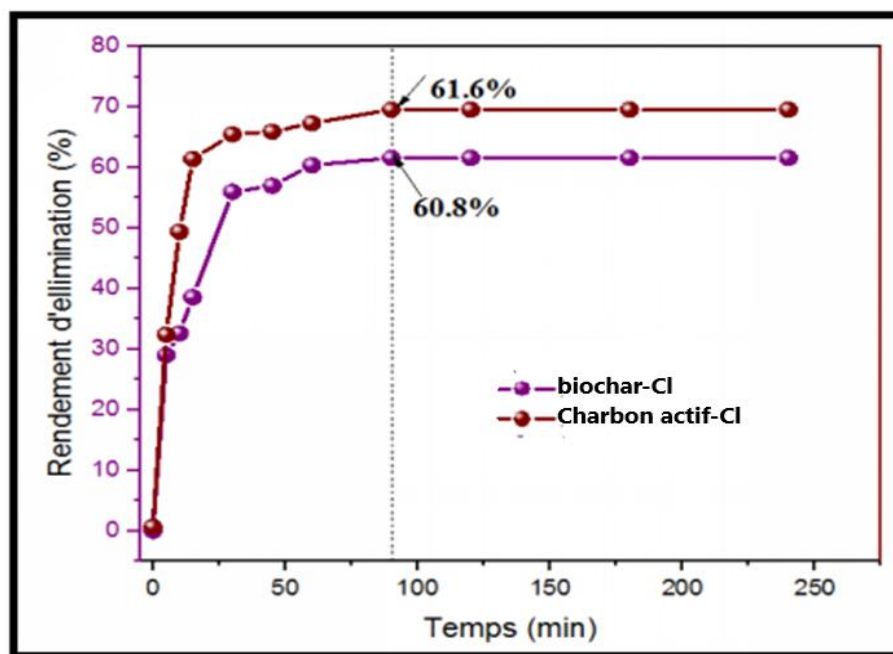


Figure V.2 : Élimination **du chlorure** pour le biochar et charbon actif pH=5.41, [Adsorbant]=1g/l, $[Cl^-]_0$ 500 mg/l et T=20°C.

D'après les graphiques présentés dans les figures V.1 et V.2, les efficacités d'élimination des ions (sodium et chlorure) semblent être significatives pour le biochar préparé avec 93,6 et 61,6% d'efficacité d'élimination respectivement pour un temps d'équilibre de 30 min et pour une dose d'adsorption de 1 g/L pour le sodium et le chlorure. Par conséquent, la cinétique ainsi que l'effet d'autres paramètres de réaction du biochar seront étudiés

V.1.2 : Évolution de l'efficacité d'élimination du Sodium et chlorure par le biochar en fonction du pH

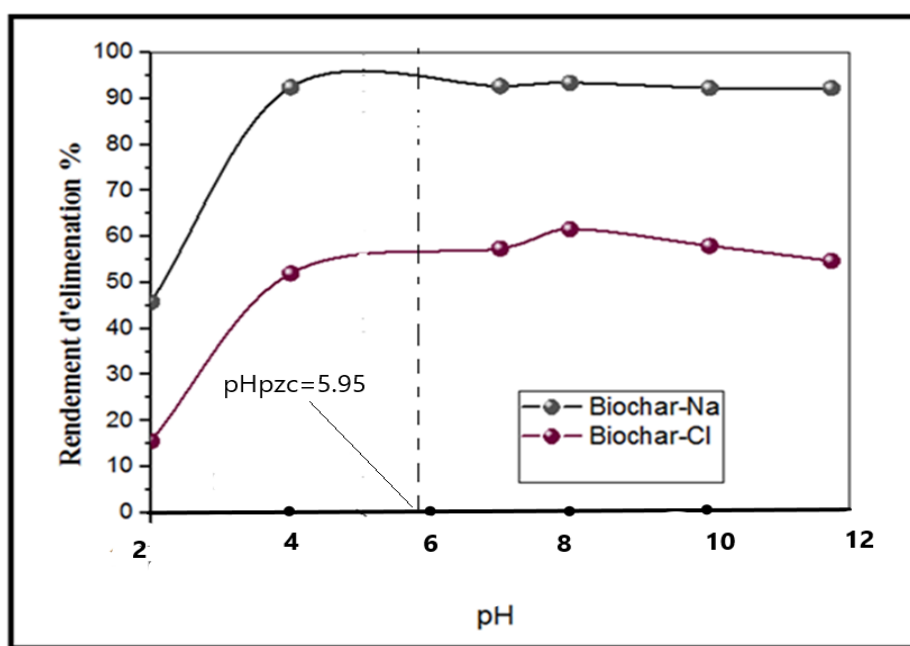


Figure V.3 : Effet du pH sur le rendement d'élimination des ions Na^+ et Cl^- par adsorption sur le biochar.

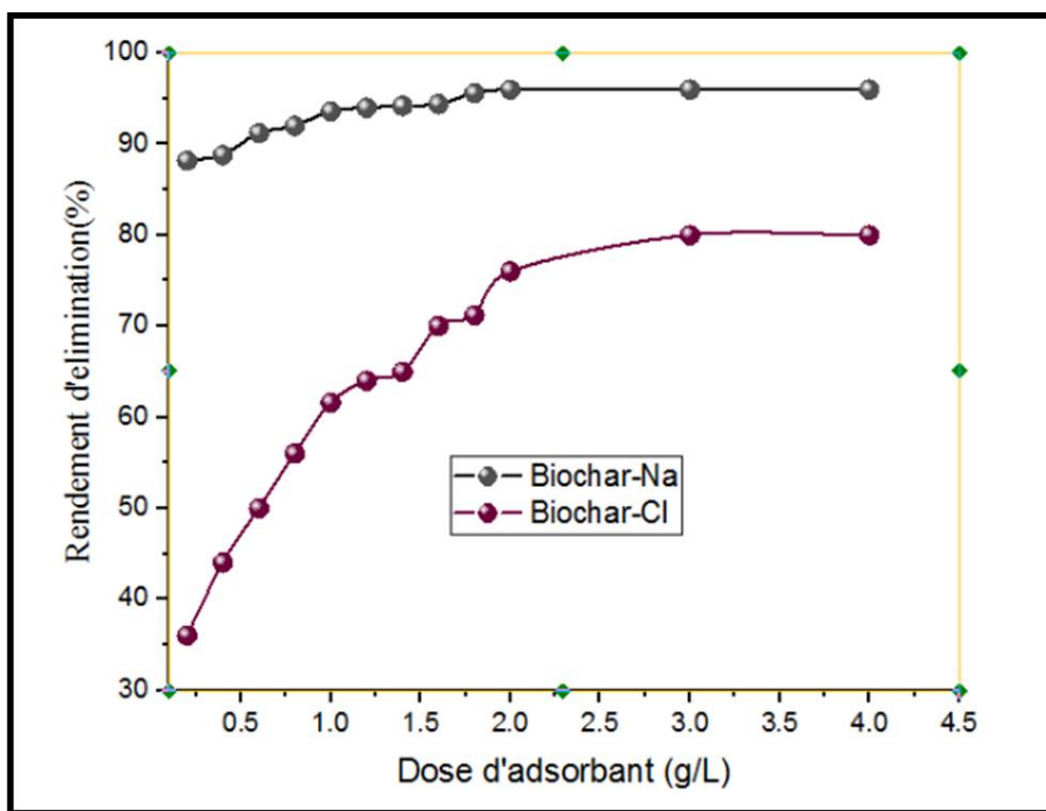
À partir de la courbe de la figure V.3 Il y a une différence entre l'adsorption de Na et de Cl où :

Pour Biochar-Na :

- Le rendement augmente rapidement entre $\text{pH} = 2$ et $\text{pH} = 5$, atteignant plus de $>90\%$.
- À partir de $\text{pH} = 5$, le rendement se stabilise au-dessus de 90% , ce qui indique une très bonne capacité d'élimination dans une large gamme de pH.
- Cela montre que **Biochar-Na est très efficace**, en particulier à $\text{pH} > \text{pH}_{\text{pzc}}$.

Pour Biochar-Cl :

- Le rendement augmente aussi avec le pH, passant d'environ 15 % à pH =2 à près de 60 % à pH= 8.
- Toutefois, il reste nettement inférieur à celui du Biochar-Na, et présente une légère diminution après pH= 8.
- Cela indique une capacité d'élimination plus faible que celle du Biochar-Na.

V.1.3 : Évolution de l'efficacité d'élimination du Sodium et chlorure par le biochar en fonction de la dose d'adsorbant


FigureV.4 : Effet de la dose d'adsorbant sur le rendement d'élimination des ions Na^+ et Cl^- par adsorption sur le biochar.

D'après la figure V.4 Le graphique montre que le rendement d'élimination augmente avec la dose de biochar, puis se stabilise. Pour le Biochar-Na, le rendement atteint environ 95 % à partir de 2,5 g/L, indiquant une saturation des sites actifs. Pour le Biochar-Cl, le rendement atteint environ 80 %

à partir de 3,0 g/L. Cela signifie que la dose optimale est de 2,5 g/L pour Na^+ et 3,0 g/L pour Cl^- . L'adsorption est donc plus efficace pour le sodium que pour le chlorure.

V.1.4. Évolution de l'efficacité d'élimination du Sodium et chlorure par le biochar en fonction de la teneur initiale.

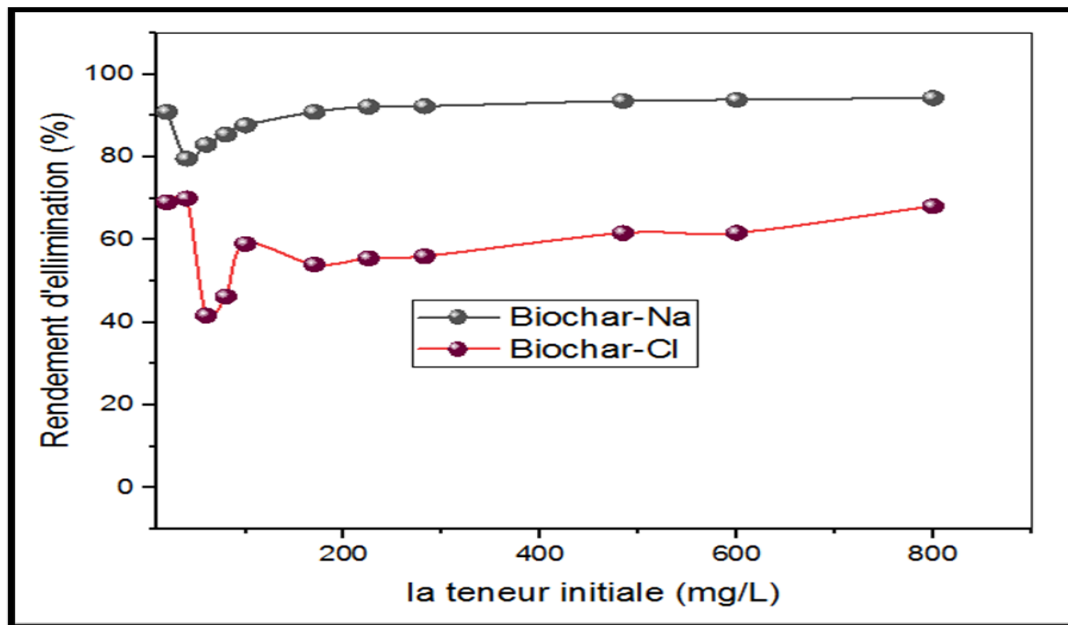


Figure V.5 : Effet de la teneur initiale sur le rendement d'élimination des ions Na^+ et Cl^- par adsorption sur le biochar.

Le graphique dans la figure V.5 illustre l'effet de la concentration initiale des ions (Na^+ et Cl^-) sur le rendement d'élimination par le biochar. Le rendement d'élimination varie avec la teneur initiale des ions. Pour le Biochar-Na, il reste élevé ($> 95\%$) dès 200 mg/L, montrant une bonne stabilité et efficacité d'adsorption. En revanche, le Biochar-Cl présente un rendement plus faible et instable à faible concentration, atteignant seulement 45 % vers 50 mg/L, puis s'améliorant progressivement jusqu'à 65 % à 800 mg/L. Ainsi, les concentrations initiales favorables sont ≥ 200 mg/L pour Na^+ et ≥ 600 mg/L pour Cl^- .

V.2. Modélisation des cinétiques d'adsorption

L'étude de la cinétique d'adsorption de sodium et de chlorure sur le Biochar est présentée par la Figure V.6 et la Figure V.7 Ces dernières montrent que la capacité d'adsorption augmente avec

l'accroissement du temps de contact et atteint des valeurs maximales dès les deux premières minutes, avec une capacité d'adsorption de 468 mg/g et 308 mg/g pour sodium et chlorure, respectivement. Toutefois, les meilleurs rendements ont été enregistrés pendant un temps d'équilibre de 30 min avec des rendements de 93.6 et 61.6% pour le sodium et le chlorure, respectivement. Les données expérimentales de la cinétique ont été analysées et ajustées par les modèles non linéaires de PFO, PSO et le modèle linéaire de diffusion intra-articulaire et les résultats de la modélisation sont présentés dans le Tableau V.3. D'après le R^2 , χ^2 et la capacité d'adsorption calculée (qcal), le modèle PSO semble le modèle le plus adéquat avec un R^2 de 0,959 et 0.96, capacité d'adsorption calculée de 464 mg/g et 304 mg/g ce qui indique que le processus d'adsorption est physique plus que chimique. Le transfert des molécules de sodium et de chlorure sur la surface et dans les pores de biochar a été analysé par le modèle de diffusion intra-particulaire. Les résultats présentés sur la Figure V.6 et la Figure V.7 montrent que l'adsorption du sodium et le chlorure peut être décomposée en deux étapes indique la diffusion des molécules de sodium et le chlorure vers la surface externe du biochar lorsque la valeur de la constante de vitesse de diffusion intra-particulaire (K_{int}) est élevée, ce qui signifie que la diffusion externe du sodium sur la surface du biochar est rapide. La seconde étape correspond à la diffusion du sodium et le chlorure dans les micropores du biochar. Les valeurs des constantes de vitesse de diffusion intra-particulaire sont présentées dans le Tableau V.1.

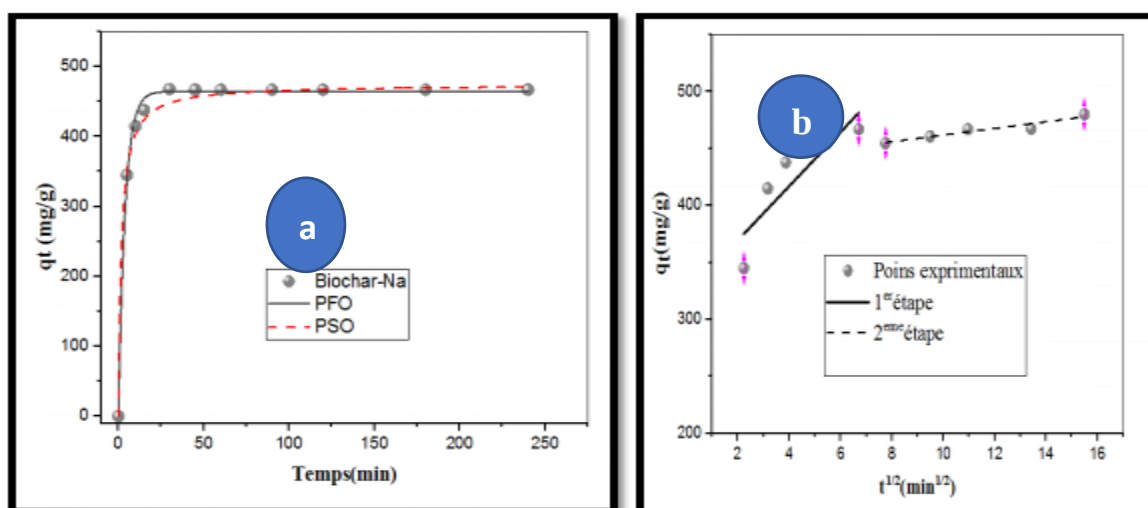
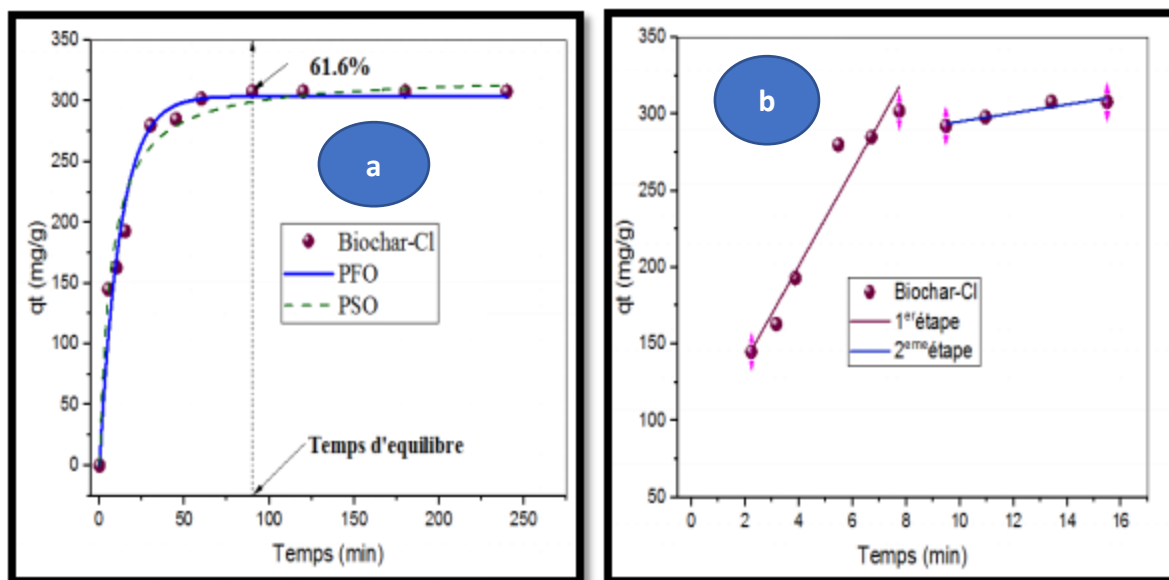


Figure V.6 : (a) Ajustement non linéaire des modèles cinétiques (PFO et PSO), (b) Ajustement linéaire du modèle cinétique (diffusion intra-particulaire) aux données expérimentales. (Dose de

Biochar) = 1 g/L, $[Na^+]_0 = 500$ mg/L, $T = 25$ C°



FigureV.7 : (a) Ajustement non linéaire des modèles cinétiques (PFO et PSO), (b) Ajustement linéaire du modèle cinétique (diffusion intra-particulaire) aux données expérimentales. (Dose de Biochar) = 1 g/L, $[Cl^-]_0 = 500$ mg/L, $T = 25C^\circ$.

TableauV.1 : Paramètres des modèles de la cinétique d'adsorption de des ions Na^+ et Cl^- sur biochar

Biochar			
Model	Paramètre	Sodium	Chlorure
PFO: $q_t = q_e(1 - e^{-k_1 t})$	q_e , exp (mg/g)	468	308
	qcal (mg/g)	464	304
	K1	0.78	0.08
	R^2	0.99	0.97

PSO: $q_t = \frac{q_e^2 k_2 t}{1 + q_e k_2 t}$	X ²	66.96	285
	q _e , exp (mg/g)	468	308
	qcal (mg/g)	474.46	322
	K2	0.0012	0.005
	R ²	0.92	0.96
	X ²	138	107
Intra-particule Diffusion : $q_t = K_{int1} * t + C_i$	K _{int,1} (mg/g.min ^{1/2})	23.79	31.2
	C ₁ (mg/g)	321	76.09
	R ²	0.71	0.92
	K _{int, 2} (mg/g.min ^{1/2})	2.92	2.77
	C ₂ (mg/g)	432.7	267
	R ²	0.88	0.84

V.3. Analyse des résultats de la caractérisation de biochar

- **A- Analyse FTIR**

Nous avons effectué des analyses IR et obtenu les résultats suivants:

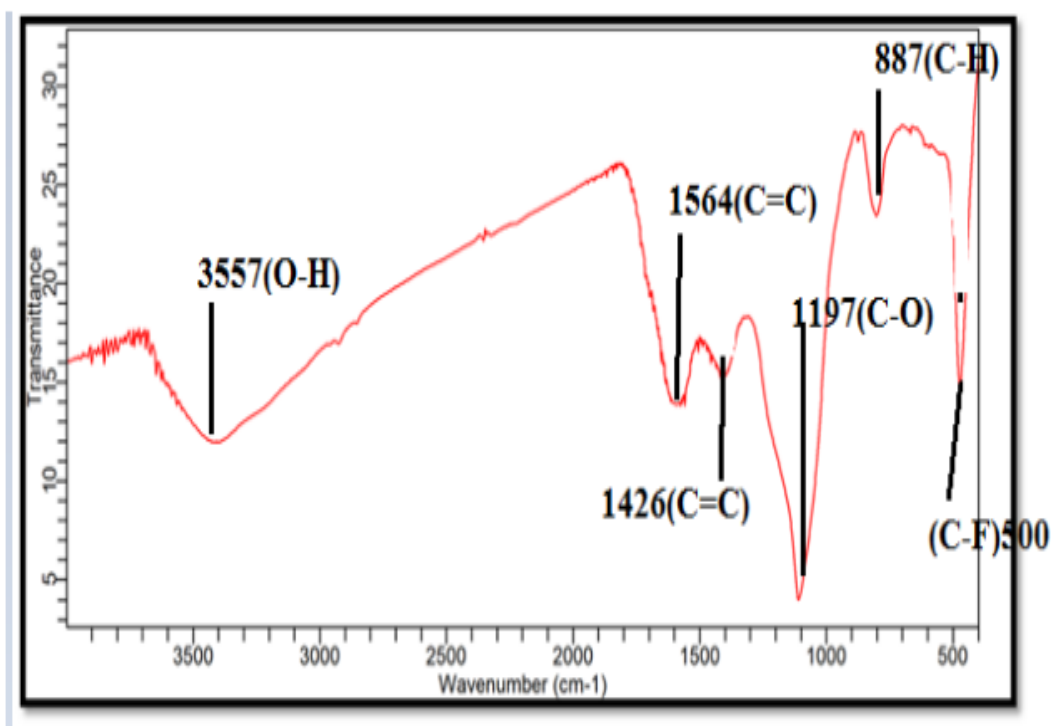


Figure V.8 : Échantillon de biochar avant l'adsorption dans l'appareil de FTIR.

Les analyses spectroscopiques, notamment FTIR, dans la figure **V.8** ont révélé la présence de divers groupes fonctionnels à la surface du biochar avant l'adsorption, tels que O–H, C=C, C–O, C–H et parfois C–F. Ces groupes jouent un rôle essentiel dans l'interaction entre le biochar et les ions présents en solution. Par exemple, les fonctions hydroxyles (O–H) et éther/alcool (C–O) facilitent la complexation et les liaisons hydrogène, tandis que les doubles liaisons C=C stabilisent la structure carbonée et permettent des interactions π - π . Selon **Tan et al. (2015)**, ces fonctionnalités augmentent significativement la capacité d'adsorption du biochar, en offrant des sites actifs pour la rétention des polluants ioniques. La présence possible de C–F, issue d'une modification de surface, peut influencer l'hydrophobicité du matériau et moduler son affinité avec certains ions.

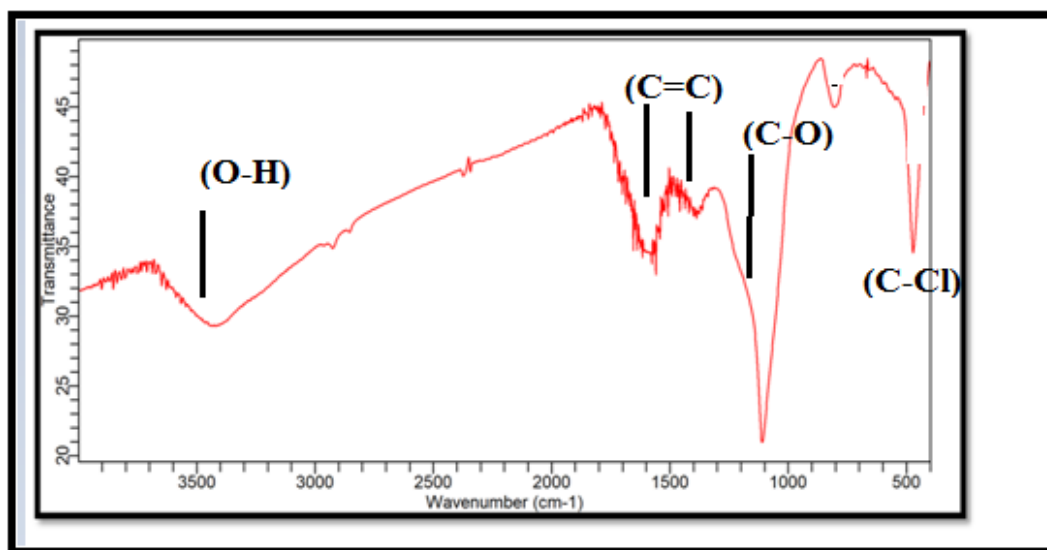


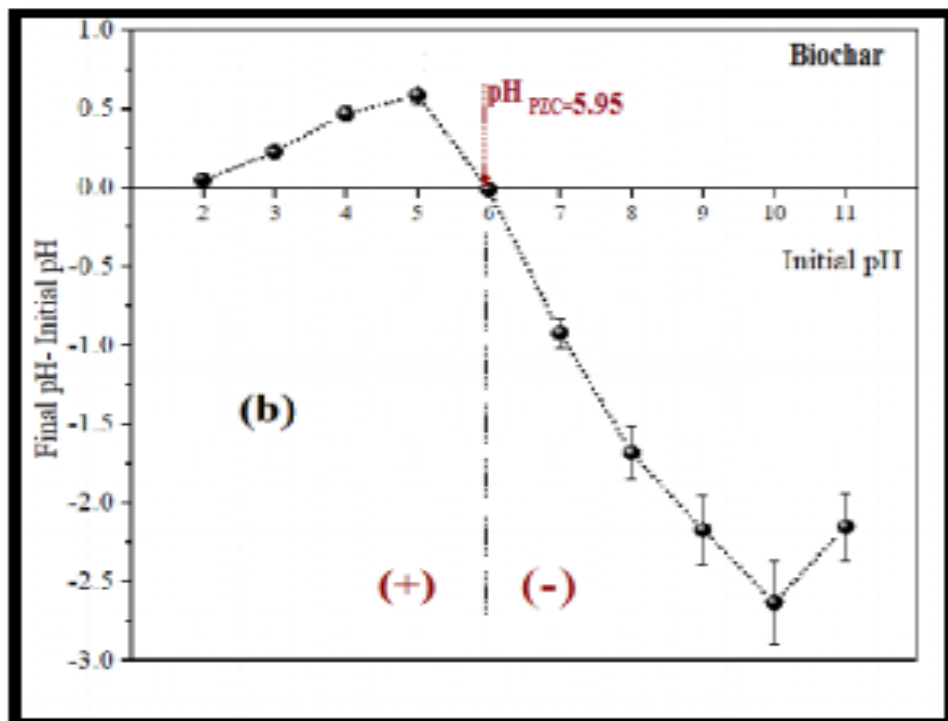
Figure V.9 : Échantillon de biochar après l'adsorption dans l'appareil de FTIR.

Après l'adsorption selon la figure V.9., l'analyse FTIR du biochar montre l'intensification des bandes correspondant aux groupes O-H, C=C et C-O, ainsi que l'apparition d'une bande C-Cl, indiquant la fixation des ions chlorure. Ces modifications spectrales, absentes ou moins marquées avant l'adsorption, confirment l'implication directe des groupes fonctionnels dans le piégeage ionique. Selon **Ahmad et al. (2014)**, de telles variations spectrales traduisent des interactions chimiques spécifiques entre les polluants et les sites actifs du biochar, notamment via la formation de liaisons hydrogène ou la complexation ionique.

- **B- Détermination du pH au point de charge nulle (pHpzc)**

La détermination précise du pH de charge nulle, connu sous le nom de pHpzc, est d'une importance vitale dans le contexte de la détermination précise de la charge électrique présente à la surface de divers adsorbants qui ont été soigneusement préparés à des fins de recherche. Comme le montre l'étude de **(Youssef et al. 2022)**, on suppose que la surface d'un adsorbant présente une charge négative lorsque le pH du milieu environnant dépasse la valeur pHpzc ; inversement, la surface est censée adopter une charge positive lorsque le niveau de pH tombe en dessous du seuil pHpzc. En examinant de plus près le graphique de la figure V.10, il est clair que les valeurs de pH pour le biochar sont fixées à 5,95, ce qui indique que le biochar présente une charge négative lorsque le pH de la solution aqueuse est supérieur à 5,95 ; inversement, il présente une charge positive lorsque

le pH est inférieur à cette valeur. Les implications de ces résultats mettent en évidence la relation critique entre les niveaux de pH et les propriétés de charge de cet adsorbant, qui jouent un rôle important dans ses interactions dans divers contextes chimiques et environnementaux.



FigureV.10: pH_{pzc} de biochar.

Conclusion

Générale

Conclusion

Cette étude s'inscrit dans une démarche de valorisation des ressources locales et de recherche de solutions durables face au défi de la salinité croissante de l'eau. À travers la préparation d'un biochar et d'un charbon actif à partir de feuilles de palmier, activés naturellement par du jus de citron, nous avons démontré la faisabilité d'une méthode simple, économique et respectueuse de l'environnement pour l'adsorption des ions Na^+ et Cl^- .

Les différents paramètres opératoires ont significativement influencé l'efficacité d'adsorption du biochar. Les essais d'adsorption ont permis d'identifier les conditions optimales pour une élimination efficace des ions Na^+ et Cl^- .

- Le temps de contact optimal a été atteint à 30 min. Le rendement d'élimination était de 93,6 % pour Na et 61,6 % pour Cl par Biochar
- Le rendement maximal a été observé à pH 6, atteignant environ 96 % pour Na^+ et 80 % pour Cl^- . En ce qui concerne le dosage du sorbant, les meilleurs résultats ont été obtenus à 2,5 g/L pour le biochar-Na (rendement ≈ 95 %) et à 3,0 g/L pour le biochar-Cl (rendement ≈ 80 %). En termes de teneur initiale, les rendements les plus élevés ont été obtenus à 200 mg/L pour Na^+ (≈ 95 %) et 800 mg/L pour KCl (≈ 65 %). Ces résultats soulignent l'importance d'optimiser les paramètres de fonctionnement pour améliorer l'efficacité du biochar dans le traitement de l'eau
- Nous avons constaté que le modèle PSO était le plus approprié, avec des valeurs R^2 de 0,959 et 0,96, et une capacité d'adsorption calculée de 464 mg/g et 304 mg/g pour le sodium et le chlorure, respectivement, ce qui indique que le processus d'adsorption est physique plutôt que chimique, en plus de ses propriétés de surface favorables (confirmées par FTIR et pH_{pzc}), confirmant son potentiel élevé dans les applications de dessalement.

Ainsi, cette approche peut constituer une alternative prometteuse pour le traitement des eaux faiblement minéralisées, particulièrement dans les régions arides. Elle ouvre la voie à de futures recherches visant à optimiser les conditions de traitement, explorer d'autres polluants, et intégrer cette solution dans des systèmes de dépollution à grande échelle.

Références Bibliographiques

FAO, 2012	FAO. (2012). Coping with water scarcity: An action framework for agriculture and food security. Food and Agriculture Organization of the United Nations
WHO, 2017	WHO. (2017). Guidelines for drinking-water quality: Fourth edition incorporating the first addendum. World Health Organization
El-Dessouky & Ettouney, 2002	El-Dessouky, H. T., & Ettouney, H. M. (2002). Fundamentals of Salt Water Desalination. Elsevier
Babel & Kurniawan, 2003	Babel, S., & Kurniawan, T. A. (2003). Low-cost adsorbents for heavy metals uptake from contaminated water: A review. Journal of Hazardous Materials, 97(1–3), 219–243
Ioannidou & Zabaniotou, 2007	Ioannidou, O., & Zabaniotou, A. (2007). Agricultural residues as precursors for activated carbon production—A review. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 11(9), 1966–2005
Lehmann & Joseph, 2009	Lehmann, J., & Joseph, S. (Eds.). (2009). Biochar for Environmental Management: Science and Technology. Earthscan
(UNESCO, 2020).	UNESCO. (2020). World Water Development Report 2020: Water and Climate Change. https://www.unesco.org
(UNESCO, 2018).	UNESCO. (2018). The United Nations World Water Development Report 2018: Nature-Based Solutions for Water. UNESCO.
(Singh, S. 2022).	Singh, S. (2022). Qualité et sécurité de l'eau. Revue internationale de recherche scientifique avancée et d'innovation multidisciplinaire, 2(3), 429–435. https://doi.org/10.53633/ijmasri.2022.2.3.001
(UNESCO 2020).	UNESCO. (2020). Water and Climate Change - WWDR 2020
(ONU-Eau 2013).	ONU-Eau. (2013). Water Security & the Global Water Agenda
(WHO 2017).	. WHO. (2017). Guidelines for Drinking-water Quality
(Rieu-Clarke, A. et al. 2017).	Rieu-Clarke, A., Allan, A., & Hendry, S. (Eds.). (2017). Routledge Handbook of Water Law and Policy. Routledge
(Treyer, S. 2004)	Margat, J., & Treyer, S. (2004). L'eau des hommes – Pour une gestion durable. Éditions UNESCO/Belin
(UNESCO 2006).	UNESCO. (2006). Water: A Shared Responsibility – The United Nations World Water Development Report 2. UNESCO
(Margat, J. 1996).	Margat, J. (1996). Les ressources en eau – Conception, évaluation, cartographie, comptabilité. Éditions BRGM
(FAO 2015).	FAO. (2015). Rainwater harvesting for agriculture in dry areas. Food and Agriculture Organization of the United Nations
(GWP 2016).	GWP. (2016). Integrated Water Resources Management Tools and Approaches. Global Water Partnership

RÉFÉRENCES

(Selon Rodier. 2009).	Rodier, J., Legube, B., & Merlet, N. (2009). L'analyse de l'eau – Eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer (9 ^e éd.). Dunod
(Hem, J.D. 1985)	Hem, J. D. (1985). Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Water (Vol. 2254). U.S. Geological Survey
. (Merlet, N. (2009).	Rodier, J., Legube, B., & Merlet, N. (2009). L'Analyse de l'eau (9 ^e éd.). Dunod
. (Fitts, C.R. 2012)	Fitts, C. R. (2012). Groundwater Science (2nd ed.). Academic Press
Gleick, P.H. 1993	Gleick, P. H. (1993). Water in Crisis. Oxford University Press
. (APHA 2017).	APHA. (2017). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (23 ^e éd.)
(FAO, AQUASTAT	FAO. (2021). AQUASTAT - Global Water Statistics 2021. https://www.fao.org/aquastat
(UNESCO/UN-Water).	UNESCO & UN-Water. (2023). World Water Development Report 2023
(Gleick, P.H. (1993).	Gleick, P. H. (1993). Water in Crisis. Oxford University Press
(IPCC 2022)	Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2022). Sixth Assessment Report on Climate Change
(WWAP 2018).	WWAP. (2018). Nature-Based Solutions for Water. World Water Assessment Programme (UNESCO)
Gleick, P.H. 1993)	Gleick, P. H. (1993). Water in Crisis. Oxford University Press
(UNESCO 2023)	UNESCO. (2023). World Water Development Report 2023
(WHO 2022).	World Health Organization (WHO). (2022). Drinking-Water Fact Sheet. https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/drinking-water
. (FAO 2021).	Food and Agriculture Organization (FAO). (2021). The State of Food and Agriculture
(UNDP 2021)	United Nations Development Programme (UNDP). (2021). Human Development Report 2021
(IPCC 2022).	Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2022). Sixth Assessment Report on Climate Change.
Gleick, P.H. (1993)	Gleick, P. H. (1993). Water in Crisis. Oxford University Press
World Bank 2018).	World Bank. (2018). Reducing Water Losses in Urban Networks
(FAO 2020).	Food and Agriculture Organization (FAO). (2020). Forests and Water: Valuation and Payments for Forest Ecosystem Services
(UN-Water 2021).	UN-Water. (2021). Water Security and International Cooperation
(WWAP 2023).	. WWAP. (2023). UNESCO World Water Report – Partnerships and Cooperation for Water

(Chua, HT 2017)	Rahimi, B., & Chua, H. T. (2017). Introduction au dessalement (pp. 1–17). https://doi.org/10.1016/B978-0-12-805124-5.00001-2
(Moulin, P. 2009)	Greenlee, L. F., Lawler, D. F., Freeman, B. D., Marrot, B., & Moulin, P. (2009). Reverse osmosis desalination: Water sources, technology, and today's challenges. <i>Water Research</i> , 43(9), 2317–2348. https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.03.010
(Wang, G. 2008)	Xu, P., Drewes, J. E., Heil, D., & Wang, G. (2008). Treatment of brackish groundwater containing arsenic with nanofiltration. <i>Desalination</i> , 219(1–3), 114–123. https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.03.085
(Gude, V. G. 2016).	Gude, V. G. (2016). Desalination and sustainability – An appraisal and current perspective. <i>Water Research</i> , 89, 87–106. https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.11.012
L. L. (2013).	Al-Karaghoul, A., & Kazmerski, L. L. (2013). Desalination: Water from water. <i>Renewable and Sustainable Energy Reviews</i> , 24, 343–356. https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.12.064
(G. L. 2013).	Ghaffour, N., Missimer, T. M., & Amy, G. L. (2013). Technical review and evaluation of the economics of water desalination: Current and future challenges for better water supply sustainability. <i>Desalination</i> , 309, 197–207. https://doi.org/10.1016/j.desal.2012.10.015
(Kalogirou, S. A. 2005).	Kalogirou, S. A. (2005). Seawater desalination using renewable energy sources. <i>Progress in Energy and Combustion Science</i> , 31(3), 242–281. https://doi.org/10.1016/j.pecs.2005.03.001
(Strathmann, H. 2010).	Strathmann, H. (2010). Electrodialysis, a mature technology with a multitude of new applications. <i>Desalination</i> , 264(3), 268–288. https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.04.069
(Vandecasteele, C. 2003).	Van der Bruggen, B., & Vandecasteele, C. (2003). Removal of pollutants from surface water and groundwater by nanofiltration: Overview of possible applications in the drinking water industry. <i>Environmental Pollution</i> , 122(3), 435–445. https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00308-1
(Al. 2020).	Sanchez-Torres, H. E., et al. (2020). Desalination by adsorption using activated carbon from agricultural waste: A review. <i>Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management</i> , 14, 100313. https://doi.org/10.1016/j.enmm.2020.100313
(Nathoo, J. 2015).	Randall, D. G., & Nathoo, J. (2015). Freeze desalination: A review. <i>Desalination</i> , 374, 20–30
(al. 2017).	Kabeel, A. E., et al. (2017). A review on solar desalination: A sustainable solution for water scarcity. <i>Environmental Science and Pollution Research</i> , 24(22), 17021–17043
(H.M. 2002)	El-Dessouky, H. T., & Ettouney, H. M. (2002). <i>Fundamentals of Salt Water Desalination</i> . Elsevier.
(W. A. 2011)	Elimelech, M., & Phillip, W. A. (2011). The future of seawater desalination: Energy, technology, and the environment. <i>Science</i> , 333(6043), 712–717
(al. 2003)	Van der Bruggen, B., et al. (2003). A review of pressure-driven membrane processes in wastewater treatment and drinking water production. <i>Environmental Progress</i>

(Strathmann, H. 2010)	Strathmann, H. (2010). Electrodialysis, a mature technology with a multitude of new applications. Desalination, 264(3), 268–288. https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.04.069
(Ali, I., et al. 2012)	Ali, I., et al. (2012). Low-cost adsorbents for the removal of organic pollutants from wastewater. Journal of Environmental Management.
(Amy G. L. 2020).	Ghaffour, N., Missimer, T. M., & Amy, G. L. (2020). The global status of desalination: An assessment of current desalination capacity and technology. Desalination
(Belmahi, I. 2024).	Belmahi, I. (2024). L'eau de mer au secours de l'Algérie : Le défi du dessalement. Rosa Luxemburg Stiftung. https://rosaluxna.org/fr/publications/leau-de-mer-au-secours-de-lalgerie-le-defi-du-dessalement/
(Boutabba, M. 2024)	Boutabba, M. (2024). Algeria to produce 3.7 million cubic meters of desalinated water per day by end of 2024. Reuters. https://www.reuters.com/business/environment/algeria-produce-37-million-cubic-meters-desalinated-water-per-day-by-end-2024-2024-05-15/
(Kettab, A. 2020).	Kettab, A. (2020). Dessalement de l'eau en Algérie : une solution économique nécessaire et incontournable pour la sécurisation de la population. ResearchGate. https://www.researchgate.net/publication/340665147 Dessalement de l'eau en Algérie une solution économique nécessaire et incontournable pour la sécurisation de la population
Boualem, H. (2025)	Boualem, H. (2025). Dessalement de l'eau de mer en Algérie : Entre réussites et défis futurs. El Watan. https://elwatan-dz.com/dessalement-de-leau-de-mer-en-algerie-entre-reussites-et-defis-futurs

Manero, M.-H. (2016)	Sun, L.-M., Meunier, F., Brodu, N., & Manero, M.-H. (2016). Adsorption – Aspects théoriques. https://doi.org/10.51257/A-V2-J2730
Sing, K. S. W. (1999)	Rouquerol, J., Rouquerol, F., & Sing, K. S. W. (1999). Adsorption by Powders and Porous Solids: Principles, Methodology and Applications. Academic Press
V., Katayama, M. (2003)	Oura, K., Lifshits, V. G., Saranin, A. A., Zotov, A. V., & Katayama, M. (2003). Surface science: An introduction. Springer-Verlag Berlin Heidelberg
Ruthven, D. M. (1984)	Ruthven, D. M. (1984). Principles of adsorption and adsorption processes. Wiley-Interscience.
Sing, K. S. W. (1982)	Sing, K. S. W. (1982). Reporting physisorption data for gas/solid systems. Pure and Applied Chemistry
Langmuir, 1918	Langmuir, I. (1918). The adsorption of gases on plane surfaces of glass, mica and platinum. Journal of the American Chemical Society, 40(9), 1361–1403. https://doi.org/10.1021/ja02242a004
Ho et McKay, 1999	Ho, Y. S., & McKay, G. (1999). Pseudo-second order model for sorption processes. Process Biochemistry, 34(5), 451–465. https://doi.org/10.1016/S0032-9592(98)00112-5
Goyal, M. (2005)	Bansal, R. C., & Goyal, M. (2005). Activated carbon adsorption. CRC Press

Hameed, B. H. (2010).	Foo, K. Y., & Hameed, B. H. (2010). Insights into the modeling of adsorption isotherm systems. Chemical Engineering Journal, 156(1), 2–10. https://doi.org/10.1016/j.cej.2009.09.013
Weber, W. J. (1972)	. Weber, W. J., Jr. (1972). Physicochemical processes for water quality control. Wiley-Interscience
K. S. W. (1999).	Rouquerol, J., Rouquerol, F., & Sing, K. S. W. (1999). Adsorption by powders and porous solids: Principles, methodology and applications. Academic Press .
(S. ziad.2025)	Sabrina Ziad (2025), Étude de la possibilité d'élimination de produits phytosanitaires par adsorption. Effet des paramètres réactionnels, mémoire de doctorat en génie des procédés de l'environnement, université Mohamed Khaider – Biskra
McKay, G. (1999).	Ho, Y. S., & McKay, G. (1999). Pseudo-second order model for sorption processes. Process Biochemistry, 34(5), 451–465. https://doi.org/10.1016/S0032-9592(98)00112-5
. Lagergren, S. (1898)	Lagergren, S. (1898). Zur Theorie der sogenannten Adsorption gelöster Stoffe. Kungliga Svenska Vetenskapsakademiens Handlingar, 24(4), 1–39
Hameed, B. H. (2010)	Foo, K. Y., & Hameed, B. H. (2010). Insights into the modeling of adsorption isotherm systems. Chemical Engineering Journal, 156(1), 2–10. https://doi.org/10.1016/j.cej.2009.09.013
Rodríguez-Reinoso, F. (2006)	Marsh, H., & Rodríguez-Reinoso, F. (2006). Activated carbon. Elsevier Science
Zabaniotou, A. (2007)	Ioannidou, O., & Zabaniotou, A. (2007). Agricultural residues as precursors for activated carbon production—A review. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 11(9), 1966–2005. https://doi.org/10.1016/j.rser.2006.03.017
Moreno-Castilla, C. (2004).	Moreno-Castilla, C. (2004). Adsorption of organic molecules from aqueous solutions on carbon materials. Carbon, 42(1), 83–94. https://doi.org/10.1016/j.carbon.2003.09.022
Goyal, M. (2005).	Bansal, R. C., & Goyal, M. (2005). Activated carbon adsorption. CRC Press.
Rodríguez-Reinoso, F. (2006)	Marsh, H., & Rodríguez-Reinoso, F. (2006). Activated Carbon. Elsevier.
(Kurniawan, T. A. 2003).	. Babel, S., & Kurniawan, T. A. (2003). Low-cost adsorbents for heavy metals uptake from contaminated water: A review. Journal of Hazardous Materials, 97(1–3), 219–243. https://doi.org/10.1016/S0304-3894(02)00263-7
(El Nemr, A. et al. 2010)	El Nemr, A., Abdelwahab, O., El-Sikaily, A., & Khaled, A. (2010). Removal of direct blue-86 from aqueous solution by new activated carbon developed from orange peel. Journal of Hazardous Materials, 161(1), 102–110. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.03.083
Dabrowski, A. (2001)	Dabrowski, A. (2001). Adsorption—from theory to practice. Advances in Colloid and Interface Science, 93(1–3), 135–224. https://doi.org/10.1016/S0001-8686(00)00082-8
(Sing, K.1999)	(Rouquerol, F., Rouquerol, J., & Sing, K. (1999). Adsorption by Powders and Porous Solids: Principles, Methodology and Applications. Academic Press)

Zabaniotou, A. (2007)	(Ioannidou, O., & Zabaniotou, A. (2007). Agricultural residues as precursors for activated carbon production—A review. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 11, 1966–2005)
. (Stock, S. R. 2001)	(Cullity, B. D., & Stock, S. R. (2001). Elements of X-ray Diffraction (3rd ed.). Prentice Hall).
(Smith, 2011).	Smith, B. C. (2011). Fundamentals of Fourier Transform Infrared Spectroscopy (2nd ed.). CRC Press.
(Sivakumar et al., 2012).	Sivakumar, P., Palanisamy, P. N., & Swaminathan, G. (2012). Application of FTIR in the characterization of adsorbents used for water treatment. Journal of Environmental Chemical Engineering, 1(1), 1–7.
(Morgan, J. J. 1996).	(Stumm, W., & Morgan, J. J. (1996). Aquatic Chemistry: Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters (3rd ed.). Wiley-Interscience)
. (Das, R. P. (2009)	(Mohapatra, D., Mishra, D., Mishra, S. P., Chaudhury, G. R., & Das, R. P. (2009). Removal of fluoride from aqueous solution using aluminum impregnated activated alumina. Journal of Hazardous Materials, 161(1), 38–45).
(Silverstein, 2005 ; Socrates, 2001)	Socrates, G. (2001). Infrared and Raman Characteristic Group Frequencies: Tables and Charts (3rd ed.). John Wiley & Sons
Youcef L (2022)	Youcef S, Guergazi S, Youcef L (2022) Adsorption modeling of Cu and Zn in single and combined systems onto activated carbon of olive stone. Modeling Earth Sys Environ 8:3927–3940. https://doi.org/10.1007/s40808-021-01335-will
Tan et al. (2015),	Tan, X., Liu, Y., Zeng, G., Wang, X., Hu, X., Gu, Y., & Yang, Z. (2015). Application of biochar for the removal of pollutants from aqueous solutions. Chemosphere, 125, 70–85. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.12.058
Ahmad et al. (2014)	Ahmad, M., Rajapaksha, A. U., Lim, J. E., Zhang, M., Bolan, N., Mohan, D., ... & Ok, Y. S. (2014). Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: a review. Chemosphere, 99, 19–33. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.10.071
(Foo & Hameed, 2012).	Foo, K. Y., & Hameed, B. H. (2012). A review of natural adsorbents for heavy metal removal from water. Journal of Hazardous Materials, 171(1-3), 54–60
(El-Hendawy, 2003).	El-Hendawy, A. A. (2003). Influence of HNO ₃ oxidation on the structure and adsorptive properties of corncob-based activated carbon. Carbon, 41(4), 713–722

Références de figures

<u>1</u>	https://lenso.ai/en/results/XnHon7HUQPcY_7zSogv6tDL8eIl6xJc61jX4XbV80FDelfiIp_sbUBHz_kRs7axoyMgxxwueK0PAhqu0ru0FeDTTz_8ndDcWYOuPGwlbTGxqqiBvG1sJaZKq5pzsFw==?scroll=true&w=1&h=1
<u>2</u>	https://www.cieau.com/espace-enseignants-et-jeunes/les-enfants-et-si-on-en-apprenait-plus-sur-leau-du-robinet/cycle-de-leau/.
<u>3</u>	https://www.terres-du-passe.com/page-210-composition-de-l-eau-de-mer.htm.
<u>4</u>	https://www.aquaportail.com/dictionnaire/definition/1905/conductivimetre.
<u>5</u>	https://www.eaudeparis.fr/la-qualite-de-leau.

<u>6</u>	https://www.activeau.fr/repartition-eau-monde.htm .
<u>7</u>	https://iso-gourde.com/blogs/articles-gourdes/la-pollution-de-leau-un-defi-mondial-a-surmonter .
<u>8</u>	https://www.safewater.org/french-fact-sheets/2017/3/18/dessalement .
<u>9</u>	https://www.researchgate.net/figure/A-schematic-diagram-of-a-multi-effect-distillation-MED-process-Source-22_fig2_319397429 .
<u>10</u>	https://www.universalis.fr/media/distillateur-multiflash-v070787e/ .
<u>11</u>	https://www.roagua.com/fr/news/how-does-the-ro-system-work-and-what-about-ro-membrane-contamination/ .
<u>12</u>	https://www.lenntech.ae/processes/electrodialysis-reversal-edr-.htm
<u>13</u>	https://www.universalis.fr/media/distillateur-solaire-v070788b/ .
<u>14</u>	https://www.sciencesetavenir.fr/nature-environnement/a-la-sortie-des-usines-de-desalinisation-plus-de-rejets-toxiques-que-d-eau_130802
<u>15</u>	https://www.elmoudjahid.com/fr/actualite/jijel-projet-d-une-station-de-dessalement-d-eau-de-mer-le-terrain-retenue-201847 .
<u>16</u>	https://www.chemistrylearner.com/adsorption .
<u>17</u>	https://www.researchgate.net/figure/a-Depiction-of-physisorption-and-chemisorption-interaction-between-the-substrate_fig1_327315818 .
<u>18</u>	https://www.researchgate.net/figure/Mecanisme-du-transfert-dun-adsorbat-vers-le-site-dadsorption-au-sein-dun-grain_fig5_330825106 .
<u>19</u>	https://www.garnier.fr/conseils/bienfaits-charbon-actifs
<u>20</u>	Djezzar Zohra (2020) <i>Étude comparative entre l'adsorption du fer totale par les algues vertes brutes et</i> <i>Activées mémoire de Master en génie des procédés de l'environnement, université</i> <i>Mohamed Khaider -Biskra</i>
<u>21</u>	https://activatedcarbon.net/fr/activated-carbon-suppliers/granular-activated-carbon/ .
<u>22</u>	https://www.camfil.com/af-za/products/filtres-moleculaires/media/activated-carbon/charbon-extrud%C3%A9-68645 .
<u>23</u>	https://greenpower.equipment/fr/articles/matieres-premieres-pour-la-production-et-la-classification-des-charbons-actifs/ .

ملخص

في سياق يتسم بالإجهاد المائي وتزايد ملوحة الموارد المائية، تستكشف هذه الدراسة حلاً مستداماً من خلال امتزاز أيونات الصوديوم والكلور باستخدام مواد كربونية مشتقة من أوراق النخيل. تم تحضير الفحم الحيوي والكربون المنشط عن طريق الكربنة عند درجة حرارة 500 درجة مئوية، مع تنشيط خفيف باستخدام عصير الليمون. وأكد تحليل مطيافية الأشعة تحت الحمراء وتحديد الأس الهيدروجيني عند نقطة الشحن الصفرية وجود مجموعات وظيفية مواتية للامتصاص وسطح سالب في الغالب عند درجة حموضة تزيد عن 5.95. كشفت اختبارات الامتزاز عن كفاءة ملحوظة للفحم الحيوي-نا حيث وصلت إلى 93.6% بالنسبة للصوديوم و61.6% بالنسبة للكلور- بعد 30 دقيقة فقط. وأظهر الامتزاز اعتماداً قوياً على الأس الهيدروجيني وكتلة المادة الماصة والتركيز الأولي، مع ثبات ملحوظ في أداء الفحم الحيوي. وصف النموذج الحركي البيانات التجريبية بشكل مثالي، مما يشير إلى أن الامتزاز ذو طبيعة فيزيائية. وتسلط هذه النتائج الضوء على الإمكانات القوية للفحم الحيوي كبديل بيئي واقتصادي لتحلية المياه ضعيفة التمعدين.

الكلمات المفتاحية: أوراق النخيل، الامتزاز، صوديوم / كلوريد الصوديوم- ملوحة المياه، النفايات الزراعية، تحلية المياه.

Résumé

Dans un contexte marqué par le stress hydrique et la salinité croissante des ressources en eau, cette étude explore une solution durable à travers l'adsorption des ions Na^+ et Cl^- à l'aide de matériaux carbonés issus des feuilles de palmier. Un biochar et un charbon actif ont été préparés par carbonisation à 500 °C, avec activation douce au jus de citron. L'analyse FTIR et détermination de pH_{Hzc} ont confirmé la présence de groupes fonctionnels favorables à l'adsorption et une surface majoritairement négative à pH>5.95. Les essais d'adsorption ont révélé une efficacité remarquable du Biochar-Na, atteignant 93,6 % pour Na^+ et 61,6 % pour Cl^- après seulement 30 min. L'adsorption a montré une forte dépendance au pH, à la masse de l'adsorbant et à la concentration initiale, avec une stabilité notable des performances du biochar. Le modèle cinétique PSO a parfaitement décrit les données expérimentales, suggérant une adsorption de nature physique. Ces résultats mettent en évidence le fort potentiel du biochar comme alternative écologique et économique pour la désalinisation des eaux faiblement minéralisées.

Mots clés : Feuilles de palmier, adsorption, Na^+ / Cl^- , Salinité de l'eau, Déchets agricole, Dessalement.

Abstract

In a context marked by water stress and the increasing salinity of water resources, this study explores a sustainable solution through the adsorption of Na^+ and Cl^- ions using carbonaceous materials derived from palm leaves. Biochar and activated carbon were prepared by carbonization at 500°C , with mild activation with lemon juice. FTIR analysis and pH_{pzc} determination confirmed the presence of functional groups favorable to adsorption and a predominantly negative surface at $\text{pH} > 5.95$. Adsorption tests revealed a remarkable efficiency of Biochar-Na, reaching 93.6% for Na^+ and 61.6% for Cl^- after just 30 min. Adsorption showed a strong dependence on pH, adsorbent mass and initial concentration, with notable stability in biochar performance. The PSO kinetic model perfectly described the experimental data, suggesting an adsorption of a physical nature. These results highlight the strong potential of biochar as an ecological and economical alternative for the desalination of poorly mineralized water.

Keywords: Palm leaves, adsorption, $\text{Na}^+ / \text{Cl}^-$, Water salinity, Agricultural waste, Desalination.