



**TRAITEMENT D'UNE EAU DE CONSOMMATION POLLUEE
AUX SULFATES : COMPARAISON DES PERFORMANCES DE
L'OSMOSE INVERSE ET DE LA NANOFILTRATION**

MEMOIRE POUR L'OBTENTION DU DIPLOME D'INGENIEUR 2IE AVEC GRADE DE
MASTER 2
SPECIALITE EAU ET ASSAINISSEMENT

Présenté et soutenu publiquement le 26/01/2021 par

Nana Fassouma ADO SAÏDOU (20150146)

Directeur de mémoire : Pr. Harouna KARAMBIRI, Enseignant-chercheur à 2iE

Sous la supervision de : Dr. Boukary SAWADOGO, Enseignant-chercheur à 2iE

Jury d'évaluation du mémoire :

Président : **Dr Héla KAROUI**

Membres et correcteurs : **Dr Yohan RICHARDSON**

Dr Boukary SAWADOGO

Promotion [2020 / 2021]

DEDICACES

Je dédie ce mémoire de fin d'étude

A mes très chers parents

Ado SAÏDOU et Saâdi SAHABI,

Qui m'ont toujours aimée et éduquée, soutenue et corrigée, conseillée
et encouragée. Je ne saurais vous remercier assez pour tous vos efforts.

Puissiez-vous trouver en ce mémoire, l'expression de ma profonde
gratitude.

A tous mes frères et sœurs

Qui m'ont accompagnée et soutenue, puisse Dieu vous accorder santé et
longévité, bénédiction et protection.

CITATION

« Malgré toutes nos études et toutes nos sciences, il y a des choses que nous ne saurons jamais. »

Mary Sarah Newton

REMERCIEMENTS

Avant tout propos, je rends grâce au Dieu Tout Puissant que nous adorons et sans la volonté de qui, ce travail n'aurait été accompli.

La réalisation de ce document a été effective grâce à la contribution de plusieurs personnes et cette page est pour moi, une manière de leur exprimer ma profonde gratitude. J'adresse notamment mes sincères remerciements à l'endroit de :

- L'Institut international d'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement (2iE), par le biais du Directeur Général, Professeur El Hadji Bamba DIAW, ainsi que l'ensemble du corps administratif et professoral ;
- Professeur Harouna KARAMBIRI, Enseignant chercheur à 2iE, mon Directeur de mémoire pour m'avoir fait bénéficier de sa riche expérience de chercheur au cours de la direction de cette étude ;
- Docteur Boukary SAWADOGO, Enseignant chercheur à 2iE, le superviseur de mon travail de mémoire, pour sa disponibilité, ses conseils et orientations ainsi que le temps qu'il a bien voulu me consacrer tout au long de ce stage ;
- Professeur Yacouba KONATE, Responsable du Laboratoire Eaux Hydro-Systèmes et Agriculture (LEHSA) de 2iE, pour m'avoir accueillie au sein du laboratoire, conseillée et guidée tout le long de mon séjour au laboratoire ;
- Messieurs Noël TINDOURE, et Moustapha OUEDRAOGO, personnel du laboratoire LEHSA, pour leur disponibilité, appui et accompagnement durant mon stage ;
- Monsieur Abdoul Wahab NOUHOU MOUSSA, doctorant à l'Ecole Doctorale de l'institut 2iE pour ses différents apports et accompagnements ;
- Monsieur TRAORE Soumaila, Etudiant en S8A Eau et Assainissement qui m'a épaulé dans cette étude pendant son stage d'insertion au laboratoire LEHSA ;
- Mes camarades AGUE Sèlomè Karen de Lespérance et KAKOU Kouame Eric Serge Landry, pour leur aide et soutien multiformes ;
- Monsieur ASSANE DJINGAREY Soumaila, professionnel à la Société Nigérienne de Raffinage du Pétrole de Zinder (SORAZ) pour ses différents conseils et orientations.
- Mesdemoiselles Hereta ISSA ADAM et SABI BOU Gnon Kanni alias Noura, pour leur présence, leur soutien ainsi que leurs inestimables conseils et encouragements ;

Enfin, j'adresse ma sincère reconnaissance envers ma famille, mes amis et connaissances, ainsi que toutes les personnes qui, de près ou de loin, ont contribué à la réalisation de ce travail.

RESUME

Garpéné est un village situé dans la commune rurale de Dapelogo au Burkina Faso. Ce village possède une adduction d'eau potable simplifiée (AEPS) alimentée par un forage depuis 2015. Mais depuis, il est constaté que l'eau de ce forage présente des teneurs élevées en sulfate (concentrations en SO_4^{2-} de l'ordre 1400 mg/l), ce qui rend cette eau impropre à la consommation humaine. Pour fournir à la population de Garpéné une eau respectant les normes de potabilité en vigueur au Burkina Faso, il a été proposé de recourir à un traitement par technologies membranaires. C'est pourquoi cette étude se propose d'évaluer les performances de membranes de nanofiltration et d'osmose inverse pour l'élimination de la pollution aux ions sulfates de cette eau. Pour ce faire, des tests de filtration ont été réalisés en laboratoire grâce au pilote MP72SP qui comporte à la fois une membrane de nanofiltration (NF270) et une membrane d'osmose inverse (TW30). Les tests de filtration ont été effectués à la fois avec des solutions synthétiques préparées au laboratoire et avec l'eau réelle du forage alimentant l'AEPS de Garpéné. Les solutions synthétiques préparées à partir du sulfate de calcium (CaSO_4) d'une part et du sulfate de sodium (Na_2SO_4) d'autre part, ont permis d'évaluer l'impact de la pression et de la concentration initiale en sulfate sur la rétention des ions sulfates, ainsi que l'effet du contre-ion associé aux sulfates sur la rétention des sulfates. Les résultats obtenus ont démontré que les membranes étudiées permettent d'éliminer les sulfates de façon très satisfaisante. Le taux de rejet des sulfates obtenu est de 98,71% pour une pression de 4 bars en nanofiltration et 99% pour une pression de 8 bars en osmose inverse. Les résultats ont également démontré que les conditions opératoires ont un effet notable sur la rétention des sulfates par les membranes d'osmose inverse et de nanofiltration : une augmentation de la pression d'alimentation entraîne à la fois une amélioration de la sélectivité (taux de rejet) et de la productivité (taux de conversion) pour les deux membranes. En ce qui concerne l'effet du contre-ion, il a été constaté qu'en nanofiltration, les ions SO_4^{2-} sont légèrement plus retenus lorsqu'ils sont en présence des ions sodium (Na^+) qu'en présence des ions calcium (Ca^{2+}) ; alors qu'en osmose inverse, peu d'influence du contre-ion sur la rétention de SO_4^{2-} a été constatée. Enfin, il a été retenu comme meilleur traitement, la nanofiltration qui met en jeu des pressions moins élevées par rapport à l'osmose inverse, et permet à la fois une élimination effective des sulfates et une déminéralisation partielle des eaux de Garpéné permettant ainsi la consommation directe de ces eaux sans passer par une reminéralisation.

Mots clés : Elimination des ions sulfates ; Nanofiltration ; Osmose inverse ; Traitement des eaux de consommation ; Village de Garpéné.

ABSTRACT

Garpéné is a village located in the rural commune of Dapélogo in Burkina Faso. This village has a simplified drinking water supply (SDWS) supplied by a borehole since 2015. But since then, it has been observed that the water from this borehole has high levels of sulfate (SO_4^{2-} concentrations of around 1400 mg/L), which makes this water unfit for human consumption. To provide the population of Garpéné with water that meets the drinking water standards of Burkina Faso, it has been proposed a treatment by membrane technologies. This is why this study aims to evaluate the performance of nanofiltration and reverse osmosis membranes for sulfate pollution removal from the borehole water. To do so, filtration tests were carried out in the laboratory using the MP72SP pilot, which presents both a nanofiltration membrane (NF270) and a reverse osmosis membrane (TW30). The filtration tests were carried out with both synthetic solutions prepared in the laboratory and real water from the borehole feeding the SDWS of Garpéné. The synthetic solutions prepared from calcium sulfate (CaSO_4) on the one hand and sodium sulfate (Na_2SO_4) on the other hand, made it possible to evaluate the impact of the pressure and the initial sulfate concentration on the retention of sulfate ions, as well as the effect of the counterion associated with sulfates on sulfate retention. The results obtained demonstrated that the membranes studied allow a very satisfactorily sulfate removal. The sulfate rejection rate obtained is 98.71% for a pressure of 4 bars in nanofiltration and 99% for a pressure of 8 bars in reverse osmosis. The results also demonstrated that the operating conditions have an effect on the retention of sulfate by both the reverse osmosis and nanofiltration membranes : an increase of the inlet pressure leads to both an improvement in the selectivity (rejection rate) and the productivity (conversion rate) of the two membranes. Regarding the effect of the counterion on sulfate retention, it was observed that in nanofiltration, the SO_4^{2-} ions are slightly more retained when they are with Na^+ than with Ca^{2+} ; while in reverse osmosis, little influence of the counterion on the retention of SO_4^{2-} , was found. Finally, nanofiltration was chosen as a treatment because it involves lower pressures compared to reverse osmosis, and allows both effective elimination of sulfate and partial demineralization of Garpéné water, thus allowing the direct consumption of these water without going through remineralization.

Keywords: Drinking Water treatment; Garpéné village; Nanofiltration; Reverse osmosis; Sulphate removal.

LISTE DES ABREVIATIONS

2iE	: Institut International d'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement
AEPS	: Adduction d'eau potable simplifiée
Ca²⁺	: Calcium
Cl⁻	: Chlorures
CO₃²⁻	: Carbonates
F⁻	: Fluorures
Fe²⁺	: Fer
HCO₃⁻	: Bicarbonates
K⁺	: Potassium
LEHSA	: Laboratoire Eaux Hydro-Systèmes et Agriculture
Mg²⁺	: Magnesium
Na⁺	: Sodium
NF	: Nanofiltration
NH₄⁺	: Ammonium
NO₃⁻	: Nitrates
NO₂⁻	: Nitrites
OI	: Osmose inverse
OMS	: Organisation Mondiale de la Santé
pH	: Potentiel hydrogène
PO₄³⁻	: Orthophosphates
P_i	: Pression i (i = {alimentation, perméat, rétentat})
PVC	: Polychlorure de vinyle
Q_i	: Débit i (i = {alimentation, perméat, rétentat})
R_i	: Taux de rejet ou de rétention du soluté i
S²⁻	: Sulfures
SO₄²⁻	: Sulfates
TA	: Titre alcalimétrique
TAC	: Titre alcalimétrique complet
TH	: Dureté totale
Y	: Taux de conversion

TABLE DES MATIERES

REMERCIEMENTS	iii
RESUME.....	iv
ABSTRACT	v
LISTE DES ABREVIATIONS	vi
LISTE DES TABLEAUX.....	ix
LISTE DES FIGURES.....	x
INTRODUCTION.....	1
I. REVUE BIBLIOGRAPHIQUE.....	3
I.1 Les eaux souterraines	3
I.2 L'eau potable.....	4
I.3 Les sulfates dans l'eau	4
I.3.1 Origine des sulfates dans les eaux	5
I.3.2 Procédés d'élimination des sulfates dans les eaux	5
I.3.3 Impact d'une concentration élevée en sulfates d'une eau de consommation	8
I.3.4 Norme de potabilités pour les eaux de consommation au Burkina Faso.....	8
I.4 Les technologies membranaires	9
I.4.1 L'osmose inverse.....	10
I.4.2 La nanofiltration	10
I.4.3 Application de l'osmose inverse et de la nanofiltration	12
I.4.4 Mécanismes de séparation.....	14
I.4.5 Facteurs influençant l'osmose inverse et la nanofiltration	15
I.4.6 Colmatage membranaire.....	16
II. MATERIEL ET METHODES.....	18
II.1 Présentation de la zone d'étude.....	18
II.1.1 Village de Garpéné	18
II.1.2 Forage étudié	20
II.2 Méthodologie globale de l'étude.....	21

Traitement d'une eau de consommation polluée aux sulfates : comparaison des performances de l'osmose inverse et de la nanofiltration

II.3	Dispositif expérimental	21
II.3.1	Description du pilote MP72SP	21
II.3.2	Membranes étudiées	23
II.3.3	Procédures de filtration	23
II.4	Conditions opératoires	24
II.4.1	Solutions d'alimentation.....	24
II.4.2	Pressions appliquées lors des filtrations	26
II.4.3	Type de fonctionnement du module retenu	26
II.5	Evaluation des performances du système	26
II.5.1	Taux de rejet (R).....	26
II.5.2	Taux de conversion (Y).....	26
II.6	Méthodes analytiques pour la caractérisation des solutions	27
II.6.1	Paramètres physiques	27
II.6.2	Paramètres chimiques.....	27
III.	RESULTATS ET DISCUSSIONS	28
III.1	Caractéristiques l'eau du forage de Garpéné.....	28
III.2	Performances de l'osmose inverse et de la nanofiltration pour le traitement de l'eau de Garpéné 30	
III.3	L'effet des conditions opératoires et des facteurs du milieu sur l'élimination des ions sulfates par la nanofiltration et l'osmose inverse	35
III.3.1	L'effet de la pression sur la rétention des ions sulfates	35
III.3.2	L'effet du pH des solutions d'alimentation sur la rétention des ions sulfates	37
III.3.3	L'effet de la concentration initiale sur la rétention des ions sulfates	38
III.3.4	L'effet du contre ion sur la rétention des ions sulfates.....	40
	CONCLUSION ET PERSPECTIVES	43
	RECOMMANDATIONS.....	45
	BIBLIOGRAPHIE	46
	ANNEXE	xii

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I : tableau récapitulatif des avantages et inconvénient de ces différentes méthodes de traitement des sulfates d'une eau	7
Tableau II: Les domaines d'applications des technologies membranaires	12
Tableau III : Caractéristiques principales des membranes utilisées.....	23
Tableau IV : Caractéristiques de l'eau du forage de Garpéné.....	29
Tableau VI : Caractéristiques de l'eau de Garpéné après les tests de filtration.....	32

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Quelques formes de sulfate dans l'environnement.....	4
Figure 2 : Principe de l'osmose inverse	10
Figure 3 : Différents types de colmatage membranaire	17
Figure 4 : Localisation du forage dans la commune de Dapélogo	19
Figure 5 : Réservoir (a) et borne fontaine (b) de l'AEPS de Garpéné	20
Figure 6: Pilote MP72SP/n°19	22
Figure 8 : Rétention des ions SO_4^{2-} , Ca^{2+} , et Mg^{2+} par la membrane de nanofiltration NF270	33
Figure 9 : Rétention des ions SO_4^{2-} , Ca^{2+} , et Mg^{2+} par la membrane d'osmose inverse TW30	33
Figure 10 : Rétention de sulfates en fonction de la pression d'alimentation en nanofiltration	35
Figure 11 : Rétention des sulfates en fonction de la pression d'alimentation en osmose inverse	36
Figure 12: Rétention des ions sulfates en fonction de la concentration initiale en nanofiltration	38
Figure 13 : Rétention des ions sulfates en fonction de la concentration initiale en osmose inverse	39
Figure 14 : Rétention des sulfates en fonction des contres ions en nanofiltration	40
Figure 15 : Rétention des sulfates en fonction des contres ions en osmose inverse	41

INTRODUCTION

Utilisée par l'homme pour une consommation quotidienne, l'eau a longtemps été considérée comme un bien naturel, d'exploitation facile et bon marché (Colas, 1964). Mais ensuite vers le vingtième (XX) siècle, avec la croissance de la population et l'extension continue des besoins sous l'effet du développement, se pose le problème de l'eau qui n'est désormais plus autant abondante qu'elle ne l'était autrefois. Ainsi, les Etats se sont activés à la recherche des solutions permettant de satisfaire la demande en eau non seulement du point de vue de la quantité mais aussi du point de vue de la qualité (Devulder, 1999). En effet, les sociétés humaines ont toujours admis l'importance de la qualité de l'eau destinée à la consommation humaine même s'il n'existait pas encore les moyens de l'évaluer efficacement. Lorsque plus tard, le développement des méthodes d'analyse de l'eau a pu permettre d'établir des liens entre la qualité de l'eau et certaines maladies comme le choléra (Kroehler, 2014), l'eau potable est devenue d'abord un problème de santé publique (Levallois, 2006) puis une question de droits de l'homme (OMS, 2010). L'accent est alors de plus en plus mis sur la qualité de l'eau fournie aux populations et diverses techniques ont été développées dans le but de potabiliser l'eau avant sa consommation. Différentes sources d'eau peuvent être exploitées pour la production de l'eau potable : eaux de surface, eaux souterraines. Par ailleurs, l'eau souterraine reste la principale source de production d'eau potable dans le monde (Smith et al., 2016). Les eaux souterraines ont, pendant longtemps, été considérées comme « eaux propres » car dans la plupart des cas, elles répondent naturellement aux normes de potabilité et ne requièrent de ce fait, pas de traitements en vue d'une potabilisation, en général. Cependant, la qualité des eaux souterraines variant d'un endroit à un autre (Margat, 1990), il arrive que certaines nappes souterraines renferment des éléments minéraux à des concentrations dépassant largement les normes de potabilité (Beauchamp, 2006) d'où la nécessité de traiter ces eaux avant leur consommation.

La présence d'éléments minéraux dans une eau souterraine peut se justifier par la nature géologique du terrain et/ou par les activités humaines pratiquées, rendant ainsi l'eau de la nappe inapte à une consommation directe par la population. C'est le cas de la nappe alimentant un forage situé dans le village de Garpéné dans la Commune rurale de Dapelogo au Burkina Faso qui, selon une récente étude de la Croix Rouge Burkinabé (Coulibaly, 2020), présente dans ses eaux, des concentrations en sulfates largement supérieures aux normes de potabilité en vigueur au Burkina Faso pour les eaux de consommation. Cette eau est alors impropre à la consommation, d'où la nécessité de son traitement avant distribution.

Il existe différents types de procédés pour éliminer les polluants, tels que les sulfates, d'une eau. Toutefois parmi ces méthodes, les technologies membranaires semblent les mieux adaptées pour les fortes teneurs en sulfates.

Ainsi, les technologies membranaires telles que l'osmose inverse et la nanofiltration pourraient présenter une alternative pour le traitement des sulfates présents en des fortes concentrations dans l'eau du forage de Garpéné. En plus, une comparaison des performances entre ces deux techniques permettrait de mieux situer les choix dans l'avenir, en ce qui concerne les traitements des sulfates contenus dans les eaux de consommation, au Burkina Faso. C'est dans ce cadre que cette étude intitulée « Traitement d'une eau de consommation polluée aux sulfates : comparaison des performances de l'osmose inverse et de la nanofiltration » a été initiée ensuite effectuée au Laboratoire Eaux Hydro-systèmes et agriculture (LEHSA) de l'institut 2iE.

La présente étude a donc pour objectif global de contribuer à l'amélioration de la qualité de l'eau consommée par les populations du village de Garpéné dans la commune rurale de Dapelogo au Burkina Faso.

De cet objectif global, dérivent les objectifs spécifiques ci-après :

- Evaluer les performances de la nanofiltration et de l'osmose inverse pour l'élimination des ions sulfates dans des eaux de consommation ;
- Evaluer les performances de la nanofiltration et de l'osmose inverse pour le traitement de l'eau du forage de l'AEPS de Garpéné et proposer la membrane la mieux adaptée ;
- Etudier l'effet des conditions opératoires et des facteurs du milieu sur l'élimination des ions sulfates par la nanofiltration et l'osmose inverse.

Le présent rapport résume les différentes étapes de la démarche adoptée ainsi que les résultats obtenus. Il comporte trois grandes parties en plus de l'introduction et la conclusion. Après l'introduction, la première partie consiste en une « synthèse bibliographique » qui fait un état de l'art des connaissances sur le sujet. Cette partie est suivie de la partie « matériel et méthodes » qui présente comment et dans quelles conditions expérimentales cette étude a été menée. Ensuite vient la partie « résultats et discussion » qui fournit une présentation et des discussions sur les différents résultats obtenus au cours cette étude. Enfin, une conclusion rassemble les résultats essentiels de l'étude, formule des recommandations et propose des perspectives pour la poursuite des investigations.

I. REVUE BIBLIOGRAPHIQUE

I.1 Les eaux souterraines

Les eaux souterraines jouent un rôle important dans l'approvisionnement en eau d'une grande partie de la population mondiale. En 2020, le nombre de personnes dans le monde dépendant uniquement des eaux souterraines pour satisfaire leur besoin en eau potable est évalué à près de 2,5 milliards (Grönwall et Danert, 2020). C'est ainsi qu'il est actuellement admis que les nappes font face à une surexploitation. Cette surexploitation des nappes, ainsi que l'altération de leur qualité, constituent de nos jours, des défis majeurs pour l'humanité en matière d'eau.

Le terme « eaux souterraines » s'applique à l'ensemble des réserves d'eau qui se trouvent dans le sous-sol. L'eau est stockée dans des zones appelées aquifères, composées de roches poreuses et/ou fissurées. L'eau peut s'accumuler dans ces espaces vides pour former des nappes, qui occupent tout ou une partie de l'aquifère. Une nappe est donc l'ensemble des eaux comprises dans la zone saturée d'un aquifère. Elle est soit naturellement alimentée par la surface grâce aux précipitations, aux cours d'eau, et aux infiltrations d'eaux provenant des cours d'eau, soit rechargée de façon artificielle. Le captage de l'eau souterraine d'un aquifère peut se faire au moyen de plusieurs types d'ouvrages : le puits traditionnel (ou puits de surface), le puits tubulaire, la pointe filtrante, le captage de source, et les drains horizontaux.

En général, la qualité et la composition chimique de l'eau d'une nappe sont intimement liées à la nature géologique du terrain (Dassi, 2011). Car dans un aquifère, à tout instant, l'eau est en contact avec la roche dans laquelle elle stagne ou circule : il s'établit un équilibre entre la composition du terrain et celle de l'eau. C'est ainsi que les eaux circulant dans un sous-sol sablonneux ou granitique seront acides et peu minéralisées alors que les eaux circulant dans des sols calcaires seront bicarbonatées, calciques et présenteront souvent une dureté élevée.

On distingue plusieurs types d'aquifères au Burkina Faso, selon le type de formation (BUMIGEB, 2003) :

- Les aquifères des formations superficielles, formés à partir des sables éoliens, des cuirasses ferrugineuses et des arènes fines (les puits traditionnels sont alimentés par ce type d'aquifères) ;
- Les aquifères de couverture sédimentaire, constitués de formations gréseuses : ils constituent un important réservoir d'eau souterraine dans l'Ouest du pays et sont utilisés pour installer des forages avec des débits variant entre 75 et 100 m³/h ;

- Les aquifères du continental terminal détritique, constitués des sédiments argilo-sableux d'âge tertiaire au Nord-Ouest du pays ;
- Les aquifères des terrains volcano-sédimentaires birimiens : ils se limitent aux intercalations sédimentaires détritiques ou schisteuses. Les forages installés dans les terrains volcano-sédimentaires ont un débit pouvant atteindre 5 m³/h.

Cependant, même si la composition chimique de l'eau d'une nappe est liée à la nature géologique de l'aquifère qui l'abrite, il reste admis qu'une nappe peut être contaminée de manière anthropique et voir ainsi sa qualité initiale altérée (Luczaj, 2016).

I.2 L'eau potable

Selon le dictionnaire CartEau-BF (2020), une eau potable est une eau dont la consommation n'a pas de dangers pour la santé humaine à court, moyen et long terme. Elle doit être conforme aux normes de potabilité de l'eau adoptées par le Burkina Faso et dont les fondements sont les directives pour la qualité de l'eau potable de l'Organisation mondiale de la santé (OMS).

Notons que, pour l'OMS, l'eau potable est « une eau ayant des caractéristiques microbiennes, chimiques et physiques qui répondent aux directives de l'OMS ou aux normes nationales relatives à la qualité de l'eau de boisson ».

I.3 Les sulfates dans l'eau

On désigne par « sulfate » l'anion SO_4^{2-} ainsi que tout autre composé contenant cet ion. C'est un sel assez commun dans l'environnement aquatique et qui peut être trouvé dans presque toutes les eaux naturelles. Plus précisément en ce qui concerne l'eau souterraine, l'ion sulfate fait partie des ions majeurs contenus dans l'eau (Wang et Zhang, 2019). En plus de l'environnement aquatique, le sulfate joue un rôle important dans les cycles biogéochimiques et est largement distribué dans divers compartiments de l'environnement. Il se présente dans l'environnement sous plusieurs formes dont certaines sont présentées à la figure 1.



(a) : Sulfates de calcium

(b) : Sulfates de magnésium

(c) : Sulfates de sodium

Figure 1 : Quelques formes de sulfate dans l'environnement

I.3.1 Origine des sulfates dans les eaux

La contamination des eaux par les sulfates peut être d'origine naturelle et/ou anthropique. Les concentrations des sulfates les plus élevées sont généralement d'origine naturelle. En effet, certains sols et certaines pierres contiennent naturellement des minéraux de sulfates : c'est l'exemple du gypse qui est un sulfate de calcium hydraté et faiblement soluble (7 g/l dans les conditions normales). Comme l'eau souterraine se déplace à travers les roches, ces dernières se dissolvent dans l'eau : la présence des sulfates dans l'eau souterraine peut alors s'expliquer par la dissolution des roches telles que le gypse. D'autre part selon Wang et Zhang (2019), la contamination du milieu aquatique par les sulfates se fait de plus en plus ressentir ces dernières années à cause du développement de l'industrialisation et de l'urbanisation. Ce qui montre que les activités humaines peuvent être à l'origine de pollution sulfatée de certaines eaux (notamment à travers le rejet des effluents industriels contenant du sulfate dans l'environnement, le ruissellement et l'infiltration de ces effluents vers les nappes souterraines).

I.3.2 Procédés d'élimination des sulfates dans les eaux

Plusieurs méthodes existent pour éliminer l'excès des sulfates dans une eau. Ci-dessous une liste non exhaustive de ces méthodes.

- ✚ Les méthodes chimiques : ces méthodes permettent de réduire les concentrations élevées des sulfates à travers leur précipitation sous forme solide (Reinsel, 2015). Les réactions de précipitation sont obtenues grâce à l'ajout des substances telles que la chaux ou le sel de baryum. Les méthodes de précipitation sont beaucoup plus appliquées sur des eaux industrielles fortement concentrées en sulfate.

- ✚ Les méthodes biologiques : celles-ci consistent en l'utilisation des microorganismes notamment les bactéries sulfatoréductrices pour la réduction des sulfates dissous dans les eaux. La réduction des sulfates se fait par les bactéries grâce à l'ajout d'une source de carbone dans les eaux à traiter. Les méthodes biologiques sont beaucoup utilisées en épuration.

- ✚ La distillation : elle consiste à porter l'eau à ébullition, puis à refroidir la vapeur jusqu'à ce qu'elle se condense dans un récipient séparé avant d'être récupérée. Les substances dissoutes, telles que les sulfates, restent ainsi dans le récipient initial. Mais cette méthode est extrêmement gourmande en énergie et coûte conséquemment très cher.

- ✚ Les résines échangeuses d'ions (REI) : Cette méthode est actuellement la plus connue pour éliminer de grosses quantités de sulfates présentes dans l'eau pour des installations publiques ou privées. L'étude menée par Korngold et Bejerano (2015) a d'ailleurs montré l'efficacité de cette méthode quant à l'élimination effective des sulfates de l'eau. En effet, dans ce procédé, un élément chimique (fixé sur la résine) est remplacé par un autre (les sulfates dans ce cas). Ce procédé est fiable car les sulfates sont éliminés de 98 à 100% mais il présente également des limites : lorsque les teneurs en sulfates sont très élevées (> 600 mg/l), les régénérations des résines sont fréquentes d'où une forte consommation en sels régénérants (exploitation coûteuse) et une augmentation de la production d'éluats qu'il faudra également traiter avant rejet.

- ✚ Les techniques membranaires : électrodialyse (ED), nanofiltration (NF), osmose inverse (OI). Les techniques à membrane sont des technologies dont le développement industriel ne date que des années 1970 (Berland et Juery, 2002). Ce sont des procédés physiques de séparation qui utilisent les propriétés de tamisage moléculaire d'une membrane poreuse balayée par le liquide contenant les constituants à séparer. Ces technologies semblent prometteuses et leur application pour le traitement se vulgarise de plus en plus. Nous pouvons citer en exemple, la nanofiltration qui a déjà fait ses preuves quant à son efficacité à traiter les ions sulfates dans l'eau (Darbi et al., 2003 ; Lhassani et al., 2008).

Ci-dessous, un tableau récapitulatif des avantages et inconvénient de ces différentes méthodes de traitement.

Traitement d'une eau de consommation polluée aux sulfates : comparaison des performances de l'osmose inverse et de la nanofiltration

Tableau I : tableau récapitulatif des avantages et inconvénient de ces différentes méthodes de traitement des sulfates d'une eau (DARBI et al., 2003 ;Korngold et Bejerano, 2015 ; Reinsel, 2015)

Méthode de traitement	Avantages	Inconvénients
Méthodes de précipitation	<ul style="list-style-type: none"> – Permettent le traitement des eaux fortement pollués 	<ul style="list-style-type: none"> – Production importante des boues – Utilisation des produits chimiques
Méthodes biologiques	<ul style="list-style-type: none"> – Traitements simultanés des autres polluants de l'eau 	<ul style="list-style-type: none"> – Utilisation des produits chimiques – Pas adaptées pour tous types d'eaux
Distillation	<ul style="list-style-type: none"> – Traitement de tous les ions de l'eau 	<ul style="list-style-type: none"> – Importante consommation énergétique – Méthode couteuse
Résines échangeuses d'ions	<ul style="list-style-type: none"> – Elimination effective des sulfates et des autres polluants – Système ne nécessitant pas beaucoup d'espaces pour la mise en place 	<ul style="list-style-type: none"> – Prétraitements probablement requis – Utilisation des produits chimiques – Persistance de la même quantité d'ions dans l'eau traitée
Procédés membranaires		<ul style="list-style-type: none"> – Prétraitements probablement requis – Consommation énergétique importante donc technologies coûteuses

I.3.3 Impact d'une concentration élevée en sulfates d'une eau de consommation

Les ions sulfates font partie des anions majeurs rencontrés dans une eau destinée à la consommation humaine. Plusieurs études ont été menées dans le but d'évaluer les effets sur la santé d'une eau concentrée en sulfates. Mais jusqu'à présent, aucune valeur guide reposant sur des arguments sanitaires concernant les sulfates n'a été déterminée pour l'eau potable (OMS, 2017).

Il est néanmoins prouvé que la présence des sulfates dans l'eau de boisson peut lui conférer un goût perceptible. L'altération du goût d'une eau par les sulfates varie avec la nature du cation associé : les seuils de détection par le goût vont de 250 mg/l pour le sulfate de sodium à 1000 mg/l pour le sulfate de calcium. C'est ainsi qu'une valeur référence de 250 mg/l est admise par l'OMS. De plus, à des niveaux très élevés, les sulfates peuvent avoir un effet laxatif chez des consommateurs non habitués, tandis que pour des personnes consommant des eaux chargées en sulfates pendant une longue période, les études ont montré que cet effet laxatif ne se remarque pas (Backer, 2000). De même que les humains, les animaux sont aussi sensibles aux niveaux élevés de sulfate.

En outre, sur le plan de l'exploitation des réseaux, des importantes concentrations en sulfates peuvent être corrosives pour les tuyauteries en particulier les tuyauteries en cuivre (OMS, 2004).

I.3.4 Norme de potabilités pour les eaux de consommation au Burkina Faso

Selon l'article 3 du décret « N° 2019-204/PRES/PM/MEA/MINEFOD/MATDC/MS portant définition des normes, critères et indicateurs d'accès l'eau potable » de l'état burkinabé (Ministère de l'Eau et de l'Assainissement, 2019), l'eau distribuée par les services publics d'eau potable doit respecter les dispositions et les modifications pour satisfaire concomitamment aux trois (3) exigences suivantes :

- ✚ La qualité sanitaire de l'eau : la qualité de l'eau doit être garantie et protégée contre les risques pour la santé humaine, avérés ou potentiels, immédiats, à court, moyen et long terme ;
- ✚ La qualité organoleptique : l'eau doit être équilibrée en sels minéraux, agréable à boire et ne pas susciter de doute du consommateur à partir de son goût, sa couleur ou son odeur ;

- ✚ La stabilité de l'eau distribuée : l'eau distribuée doit être stable dans sa composition, tendre vers l'équilibre calco-carbonique tout en étant légèrement incrustante afin de garder ses caractéristiques pendant le transport et ne pas attaquer les systèmes de transport et de distribution.

Il a été souligné plus haut qu'en ce qui concerne les valeurs guides proprement dites, les fondements de l'état burkinabé sont basés sur les « directives pour la qualité de l'eau potable » de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS). En l'occurrence, en ce qui concerne les sulfates, l'OMS atteste que le seuil de détection gustative le plus bas est de 250 mg/l : il incombe donc aux responsables des services de l'eau potable de traiter toute eau destinée à la consommation ayant des concentrations en sulfates excédant ce seuil.

I.4 Les technologies membranaires

Les technologies membranaires sont des procédés physiques de séparation de fluides qui utilisent comme agent séparant une membrane synthétique. Une membrane est une barrière perméable qui réduit le transfert d'un soluté par rapport à un autre (Bacchin, 2005). Plus particulièrement pour la filtration membranaire, la membrane est une structure poreuse avec des pores de l'ordre de 0,1 à 10 μm pour la microfiltration, 10 nm à 1 μm pour l'ultrafiltration, quelques nm pour la nanofiltration et une structure dense pour l'osmose inverse.

La perméabilité des membranes a été découverte dès le XVIII^e siècle mais le développement industriel des techniques à membrane ne date que des années 1960 pour les dialyses et 1970 pour les techniques de solvo-transferts (Glater, 1998). Et depuis, le développement industriel progressif de ces technologies les rend de plus en plus compétitives par rapport aux techniques conventionnelles. Un de leurs principaux avantages repose sur le fait que ces technologies fonctionnent sans ajout de produits chimiques et avec une conduite de process facile et bien arrangée. Le principe de séparation mis en jeu dans la filtration membranaire est relativement simple : la membrane agit comme un filtre très spécifique qui laisse passer l'eau, tandis qu'elle retient les solides en suspension et d'autres substances. Le passage à travers la membrane est possible grâce à une contrainte appliquée à la membrane qui peut être : un gradient de pression (ΔP), un gradient de potentiel électrique (ΔF), un gradient de potentiel chimique ($\Delta \mu_i$), ou un gradient de température (ΔT). Plus particulièrement pour l'osmose inverse et la nanofiltration, la contrainte appliquée est le gradient de pression (ΔP).

Deux paramètres permettent d'évaluer les performances d'un système de traitement à membrane : la sélectivité exprimée à travers le paramètre « taux de rejet » ou « taux de rétention » (R) et la productivité exprimée par « le taux conversion » (Y).

I.4.1 L'osmose inverse

L'osmose inverse utilise des membranes denses qui laissent passer l'eau et arrêtent tous les sels. En théorie, la technologie de l'osmose inverse élimine les sels et autres substances à l'état ionique dans l'eau, les solides en suspension, la matière organique, les colloïdes, bactéries et virus : en principe elle ne laisse passer que l'eau (Jiang et al., 2018) ; c'est donc pour cette raison que l'eau osmosée requiert généralement une reminéralisation afin d'être consommée. Le phénomène d'osmose est un phénomène naturel courant, notamment à travers les membranes cellulaires ; il tend à équilibrer la concentration en solutés de part et d'autre d'une membrane semi-perméable. La membrane semi-perméable laissera passer le solvant (le soluté ne passe pas) pour équilibrer la concentration. Une pression (appelée pression osmotique) se voit alors créée par la différence de concentration. Pour inverser le passage du solvant et augmenter la différence de concentration, il faut appliquer une pression supérieure à la pression osmotique : c'est le principe de l'osmose inverse (Berland et Juery 2002). Ci-dessous une figure illustrative du principe de fonctionnement de l'osmose inverse.

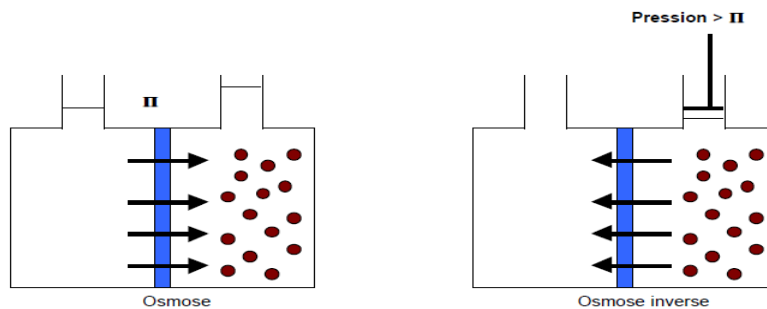


Figure 2 : Principe de l'osmose inverse

Comme décrit dans le principe ci haut, la pression osmotique joue un rôle important dans le fonctionnement du système. Elle est suivie au moyen de la conductivité de la solution à traiter (exprimée en $\mu\text{S}/\text{cm}$).

I.4.2 La nanofiltration

La nanofiltration (NF) est le dernier développement des applications des membranes. Apparue vers les années 80, ce procédé repose sur des mécanismes de transfert intermédiaires entre ceux

de l'osmose inverse (OI) et l'ultrafiltration (UF). La nanofiltration permet la séparation de composants ayant une taille en solution voisine de celle du nanomètre. Les sels ionisés monovalents et les composés organiques non ionisés de masse molaire inférieure à environ 300 g/mol ne sont pas retenus par ce type de membrane (Nyström et al., 1995). Les sels ionisés multivalents (calcium, magnésium, aluminium, sulfates...) et les composés organiques non ionisés de masse molaire supérieure à environ 250 g/mol par contre, sont fortement retenus (Berland et Juery, 2002). Elle se caractérise par des pressions transmembranaires moins élevées que celles mises en jeu dans l'osmose inverse et donc une quantité d'énergie consommée relativement faible. L'aspect moins énergivore de la nanofiltration ainsi que bon nombre d'autres avantages (bonne élimination des polluants, prix abordable, durée de vie des membranes) qu'elle offre par rapport à l'osmose inverse (Pontié et al, 2008), suscitent de plus en plus l'intérêt vers cette technologie. C'est ainsi que depuis 2010, alors que l'utilisation des technologies membranaires dans le traitement de l'eau et des eaux usées augmente progressivement, les applications de la nanofiltration augmentent particulièrement de façon exponentielle (Mona A., 2018).

I.4.3 Application de l'osmose inverse et de la nanofiltration

L'osmose inverse et la nanofiltration sont utilisées comme procédés de traitement dans plusieurs étapes du cycle de l'eau (potabilisation de l'eau, traitement des effluents, réutilisation de l'eau, adoucissement, dessalement, ...). Elles s'intègrent également dans plusieurs autres domaines d'application. Le tableau ci-après présente quelques applications de l'osmose inverse et de la nanofiltration.

Tableau II: Les domaines d'applications des technologies membranaires (techno-membranes, 2020)

Domaines	Nanofiltration	Osmose inverse
Agro-alimentaire	<ul style="list-style-type: none"> – Déminéralisation du lactosérum. 	<ul style="list-style-type: none"> – Concentration de jus de fruits ; – Désalcoolisation de la bière.
Production d'eau	<ul style="list-style-type: none"> – Adoucissement d'eau potable avec élimination d'ions multivalents et/ou de petites molécules toxiques. 	<ul style="list-style-type: none"> – Dessalement d'eau de mer et d'eaux saumâtres ; – Elimination de la dureté de l'eau d'alimentation des chaudières.
Traitement d'effluents	<ul style="list-style-type: none"> – Eaux de lavage de minerais avec élimination d'ions multivalents ; – Traitement d'effluents contenant des molécules organiques ou des dérivés halogénés. 	<ul style="list-style-type: none"> – Récupération de lactose et d'acide lactique ; – Récupération de sucre.
Traitements Métallurgie et traitement de surface	<ul style="list-style-type: none"> – En développement 	<ul style="list-style-type: none"> – Traitement de liquides de rinçage de galvanoplastie ; – Récupération de métaux précieux.
	<ul style="list-style-type: none"> – Fractionnement de petits peptides et d'acides aminés. 	<ul style="list-style-type: none"> – Concentration d'alcaloïdes ; – Production d'eau ultra pure (dialyse rénale).

Plus particulièrement dans le domaine du traitement de l'eau, de nombreuses applications de ces technologies ont été étudiées sur différents types de membranes proposées par les industriels. Nous pouvons citer en exemple :

Nanofiltration

Bannoud (2001) a démontré l'efficacité de la nanofiltration à éliminer les ions calcium (Ca^{2+}), magnésium (Mg^{2+}), et sulfates (SO_4^{2-}) responsables de la dureté de l'eau, avec un taux de rejet supérieur à 75%, des faibles pressions appliquées (5 bars), un taux de conversion relativement élevé (plus de 70%), et un perméat pouvant être destiné à la consommation sans nécessiter une reminéralisation (persistance des ions sodium Na^+ et chlorures Cl^-).

L'efficacité de la membrane de nanofiltration pour le traitement des effluents d'une industrie métallurgique a été évaluée par Liu et al. (2008). Les études ont révélé un taux de rejets des sels (Ca^{2+} , SO_4^{2-} , Cl^-) d'environ 79% et la demande chimique en oxygène (DCO) a pu être ramenée de 150 mg/l à 35 mg/l.

Aussi, Lhassani et al. (2008) étudiant la défluoruration d'eaux saumâtres par nanofiltration, ont obtenu des résultats plutôt satisfaisants : la membrane de nanofiltration NF90 permet à la fois un abattement suffisant en ions fluorures et également une déminéralisation partielle et sélective des eaux à caractère saumâtre avec un taux de conversion d'environ 70%.

L'osmose inverse

En chine, grâce à l'utilisation de la membrane d'osmose inverse pour le traitement des effluents fortement chargés d'une industrie métallurgique, Liu et al. (2008) ont pu atteindre un taux de rejet de plus de 95% des ions métalliques et une valeur de demande chimique en oxygène (DCO) de 10 mg/l dans le perméat alors qu'elle était initialement 15 fois plus élevée.

Une étude menée en 2011 par Takabait sur une unité d'osmose inverse installée au complexe agroalimentaire Cevital en Algérie, a montré l'efficacité de l'osmose inverse à rejeter environ 99% des ions chlorures (Cl^-), ferreux (Fe^{2+}), manganèses (Mn^{2+}) avec un taux global de conversion d'environ 73%.

Récemment, Conidi et al. (2018) ont étudié des membranes d'osmose inverse (RO) pour réduire la salinité des eaux usées de la désulfuration des gaz de combustion après leur adoucissement avec le $\text{Na}_2\text{CO}_3\text{H}_2\text{O}$ et l'ultrafiltration (UF) : une des membranes (SWC-2540) a montré un rejet total des ions magnésium Mg^{2+} et un taux de rejet des ions monovalents tels que le sodium Na^+ d'environ 96%.

I.4.4 Mécanismes de séparation

Nanofiltration

Les membranes de nanofiltration sont des membranes poreuses dont le mécanisme de séparation se base sur le tamisage moléculaire : le transfert résulte de la différence de la taille des composants par rapport à celle des pores de la membrane. La sélectivité est donc principalement basée sur l'encombrement stérique. En plus de cet effet stérique (convection forcée), le mécanisme de séparation par la nanofiltration peut aussi être régi par les propriétés de diffusion des molécules de soluté (solubilisation-diffusion) (Lo et al., 2008). Notons également que les membranes NF sont pour la plupart élaborées à partir de matériaux possédant des groupements fonctionnels ionisables en surface. Elles possèdent donc des charges fixes qui créent des interactions électrostatiques entre la membrane et les composés ioniques de la solution à filtrer : les composés ioniques de mêmes charges que la charge de surface de la membrane subissent alors une répulsion de la part du matériau membranaire qui les empêche de pénétrer les pores même si leur petite taille est inférieure aux diamètres des pores.

Osmose inverse

Les membranes d'osmose inverse sont des membranes denses qui ne présentent pas de porosité ouverte : les théories de flux à travers un milieu poreux telles que la loi de Darcy ne sont alors pas applicables de manière satisfaisante à ce type de membrane. Le transport à travers les membranes OI est plutôt diffusif. Plusieurs modèles de transfert ont été proposés pour expliquer le transfert de masse sélective au travers de membranes d'osmose inverse (Soltanieh et Gill, 1981). Le modèle de transfert le plus utilisé reste le modèle de solubilisation-diffusion proposé par Lonsdale et al. (1965). Ce modèle voudrait que le soluté et le solvant se dissolvent dans la face amont de la membrane, traversent la membrane par diffusion moléculaire et rejoignent le perméat une fois en contact avec la face aval de la membrane. Notons aussi que la membrane est traversée par le soluté et le solvant de façon indépendante, grâce au gradient de potentiel chimique de chacun. La rétention en osmose inverse est donc intimement liée non seulement aux propriétés de la membrane (seuils de coupure, morphologie et charge de surface, nature de la couche active...etc.) mais aussi aux caractéristiques des solutés (la taille moléculaire, la constante de dissociation acide ou le pKa, coefficient de diffusion ...etc.).

I.4.5 Facteurs influençant l'osmose inverse et la nanofiltration

Plusieurs paramètres peuvent affecter les performances de l'osmose inverse et de la nanofiltration. Nous pouvons citer entre autres :

La pression

La différence de pression est la force motrice sur laquelle reposent les processus de NF et d'OI. Elle résulte de la différence entre la pression hydraulique fournie et la pression osmotique appliquée sur la membrane par les solutés. En règle générale lors d'une opération de NF ou d'OI, une augmentation de la pression entraîne une amélioration des performances du système. Cependant, Lee et al. (2014) ont montré qu'au-delà d'un certain niveau de pression pour la NF (6 bars dans leur cas), l'augmentation de la pression n'entraîne plus autant d'amélioration des performances. Vaseghi et al. (2016), ont également montré que la même augmentation de pression conduit à de bien meilleurs résultats pour les membranes NF que pour les membranes OI.

La conductivité

La conductivité est un paramètre très important dans le fonctionnement d'un système de traitement par OI ou NF. Elle permet d'estimer la pression osmotique de la solution et donc la pression minimale à appliquer dans le système. La conductivité se trouve liée à la pression : selon Vaseghi et al. (2016), une augmentation de la pression de fonctionnement conduit à une diminution de la conductivité du perméat, ce qui implique une plus faible quantité de sels dans l'eau.

La température

L'augmentation de la température d'un procédé réduit la viscosité et augmente donc le flux du perméat. Selon Jin et al. (2009), une augmentation de la température de la solution à traiter entraîne une augmentation de la perméabilité à l'eau et au sel de la membrane, une augmentation du taux de rejet, et une diminution de la consommation énergétique. Notons cependant que pour Vaseghi et al. (2016), la température de la solution affecte le fonctionnement des membranes d'OI plus qu'elle n'affecte les membranes NF.

Le pH

Le pH est un facteur impactant pour les opérations de NF et d'OI. En effet, les surfaces des membranes présentent des sites chargés dont la charge varie en fonction du pH de la solution avec laquelle ils sont en contact. Dès lors, il est établi que le pH peut être responsable des changements dans les performances de la membrane en plus des déplacements d'équilibre qu'il peut provoquer dans la solution d'alimentation. Richards et al (2010) ont tenté d'évaluer l'effet

du pH sur la rétention des membranes de NF et sont parvenus à la conclusion selon laquelle, le pH influe bien sur les performances des membranes mais cette influence dépend intimement de plusieurs autres paramètres. D'autre part, Ahoulé (2019) a étudié l'influence du pH sur les mécanismes de rétention d'une membrane de nanofiltration (NF270) et d'une membrane d'osmose inverse (TW30) et a ainsi déterminé les charges de surface de ces différentes membranes :

- La membrane NF270 est chargée positivement à pH inférieur à 3,3, elle est neutre à pH égale à 3,3 et chargée négativement à pH supérieur à 3,3 ;
- La membrane TW30 est chargée positivement à pH inférieur à 4,3, neutre à pH égale à 4,3 et chargée négativement à pH supérieur à 4,3.

Ainsi, en fonction du pH des solutions qui seront en contact ces membranes, ces dernières auront tendance à plus repousser les anions lorsqu'elles sont négativement chargées, et les cations lorsqu'elles sont positivement chargées.

Le taux de conversion

Plusieurs études ont montré que le taux de conversion évolue inversement au taux de rejet : une augmentation du taux de conversion entraîne une diminution du taux de rejet (Alsahy et al., 2013 ; Lee et al. , 2014). Cependant, une plus grande influence du taux de conversion sur la rétention est observée sur les membranes d'OI par rapport à celles de NF par (Vaseghi et al.; 2016).

La concentration initiale

Pour des membranes d'OI et de NF, la concentration initiale de la solution à traiter joue un rôle très important non seulement sur la rétention mais aussi sur la conversion des systèmes. Pour un même débit d'alimentation, une même température des solutions et une même pression de fonctionnement, il a été démontré que l'augmentation de la concentration de la solution initiale à traiter entraîne une réduction du taux de rétention et du taux de conversion (Alsahy et al, 2013).

I.4.6 Colmatage membranaire

Le fonctionnement d'un procédé de filtration membranaire est conditionné par le colmatage qui est le phénomène qui s'oppose à la filtration (Bacchin, 2005). En effet, au cours de l'utilisation, la matière retenue par la membrane s'accumule sur la face de cette dernière, réduisant ainsi le flux de perméation et donc la productivité du procédé. Cette accumulation peut se faire de plusieurs manières comme présentées sur la figure 3 ci-après :

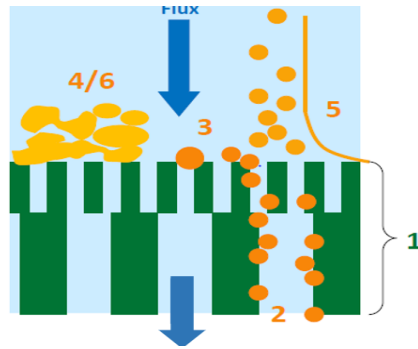


Figure 3 : Différents types de colmatage membranaire (Héran,2011)

- (1) : La résistance propre de la membrane ;
- (2) : Adsorption, précipitation des composés ou l'obstruction des pores de la membrane ;
- (3) : Le blocage des pores en surface par des composés de très grandes tailles ;
- (4) : La formation d'un gâteau suite à la filtration (surtout frontale) ;
- (5) : La polarisation de concentration ;
- (6) : Le développement d'un biofilm sur la surface membranaire dans le cas de suspensions biologiques.

Face à ce colmatage, plusieurs actions peuvent être entreprises : relaxation, lavage, retro lavage, régénération (chimique, enzymatique, mécanique).

II. MATERIEL ET METHODES

II.1 Présentation de la zone d'étude

II.1.1 Village de Garpéné

L'eau sur laquelle porte cette étude provient d'un forage situé dans un village du nom de Garpéné, lui-même situé dans la commune rurale de Dapelogo. Dapelogo est localisée dans la province de l'Oubritenga dans la région du Plateau-Central au Burkina Faso.

Le village de Garpéné compte environ 3866 habitants. Les populations de ce village ont pour activité économique principale, l'agriculture extensive qui se pratique essentiellement en saison pluvieuse. Les sols rencontrés dans ce village sont peu profonds, peu fertiles mais majoritairement propices aux cultures sèches. Quant au contexte géologique, il se caractérise par des roches cristallines constituant la totalité du sous-sol du village. Ce sont des roches dures qui, toutefois avec les contraintes tectoniques, peuvent présenter des réseaux de fractures suffisamment denses et parfois assez ouverts pour constituer des réservoirs aquifères. Les systèmes aquifères rencontrés dans cette partie du pays sont de trois (3) types généralement superposés : les aquifères de la zone altérée, les aquifères du milieu fissuré et les aquifères des latérites. Les aquifères captés par les forages correspondent généralement aux zones de fractures des roches altérées. Ces forages ont une profondeur proportionnelle aux épaisseurs d'altération des roches qui est de 60 mètres, en moyenne. Ci-dessous, une carte présentant la commune de Dapélogo dans laquelle se situe le village de Garpéné ainsi que le forage concerné par l'étude.

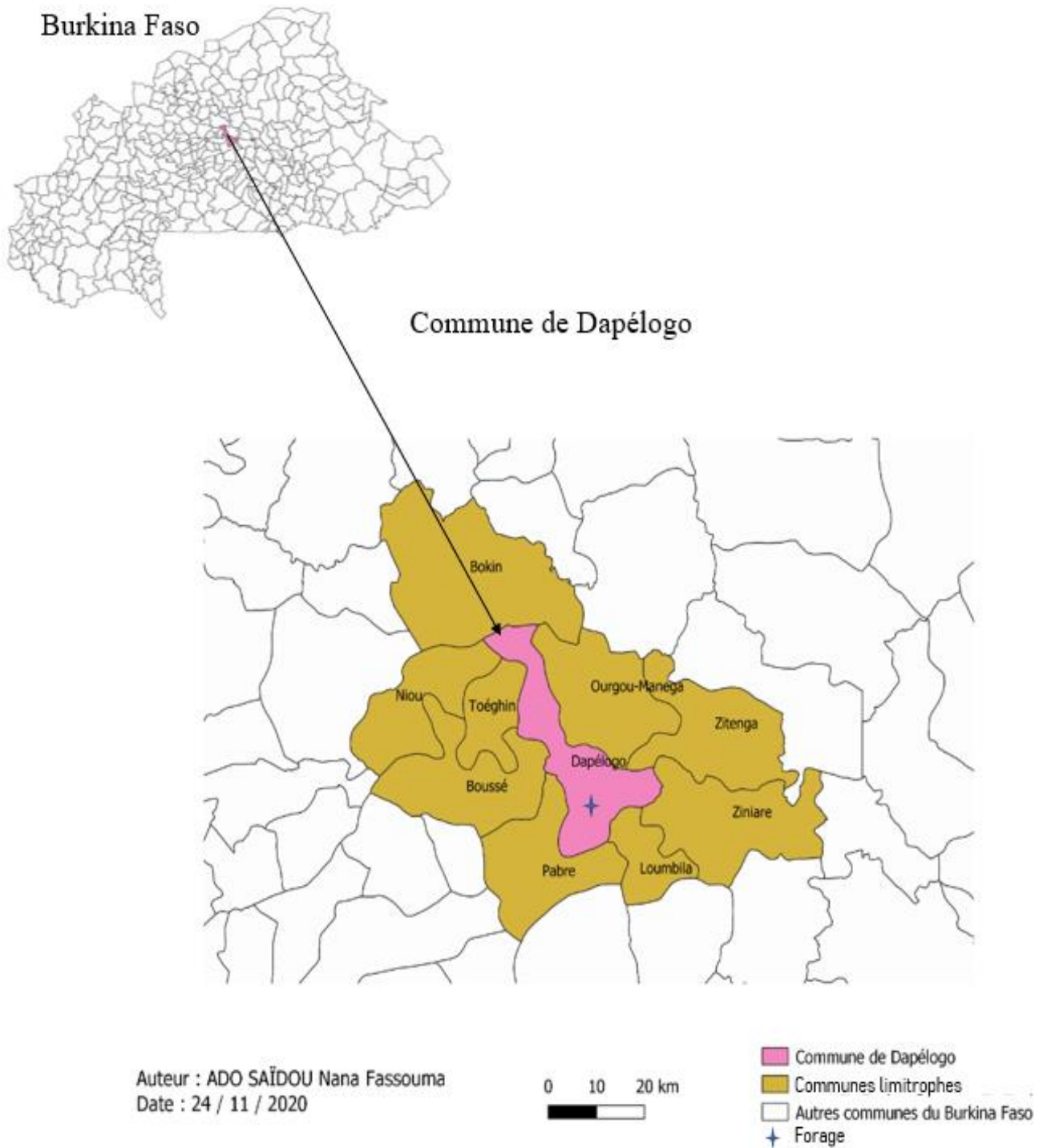


Figure 4 : Localisation du forage dans la commune de Dapélogo

II.1.2 Forage étudié

Le forage représenté ci haut alimente un système d'adduction d'eau potable simplifié (AEPS) relié à trois (03) bornes fontaines (BF) réparties spatialement dans le village. Il fut installé dans le village en 2015 par la Croix-Rouge burkinabè dans le but de renforcer l'accès à l'eau potable des populations de la commune de Dapelogo. Malheureusement après la mise en service de cette AEPS, d'énormes préoccupations se font entendre de la part des habitants du village : l'eau du forage aurait un goût désagréable et serait impropre aux usages domestiques (elle ne permettrait pas la cuisson de certains aliments, empêcherait le linge de mousser et un dépôt de résidus serait constaté à l'intérieur du réservoir).

Des analyses effectuées en 2018 par Gansonré sur l'eau de l'AEPS y ont révélé une énorme concentration en sulfates, ce qui serait à l'origine des problèmes soulevés. C'est ainsi qu'en 2020, la Croix-Rouge burkinabè a entrepris une étude afin de vérifier l'effectivité de la présence d'une forte teneur en ions sulfates dans l'eau de l'AEPS. Cette étude menée par Coulibaly (2020) a confirmé la dureté sulfatée de cette eau avec une concentration d'environ 1440mg/l. Les systèmes de traitement proposés dans ce document devraient s'opérer après adduction et avant le refoulement de l'eau dans le réservoir de distribution (figure 5).



Figure 5 : Réservoir (a) et borne fontaine (b) de l'AEPS de Garpéné

II.2 Méthodologie globale de l'étude

Pour l'atteinte des objectifs fixés, l'étude s'est construite autour d'une méthodologie comprenant plusieurs activités :

- L'étude a débuté par une revue de littérature qui s'est poursuivie tout au long du travail. Il s'est agi d'affiner la compréhension et de faire noter les faits d'études précédentes pour une meilleure exploitation et analyse des résultats obtenus.
- Une collecte des données s'est par la suite, opérée à travers des tests de filtration au moyen d'un pilote au Laboratoire Eaux Hydro-Systèmes et Agriculture (LESHA) de 2iE. Cette étape a consisté également à la préparation, la filtration et la caractérisation des eaux synthétiques afin d'évaluer les effets des conditions opératoires et des facteurs du milieu sur les performances de la filtration. Enfin, il y a eu des activités de prélèvement, filtration et caractérisation de l'eau réelle de l'AEPS de Garpéné ;
- Il a enfin été fait recours au traitement des données, analyse et interprétation des résultats à l'aide de l'outil informatique, suivis de la rédaction de ce document.

II.3 Dispositif expérimental

Les tests de filtration ont été conduits avec le pilote combiné Nanofiltration/Osmose inverse MP72SP/n°19.

II.3.1 Description du pilote MP72SP

Le pilote MP72SP/n°19 est un dispositif expérimental comprenant une association de cartouches de nanofiltration et d'osmose inverse en parallèle. Une pompe centrifuge multicellulaire haute pression (16 bars à 800 l/h) alimente un circuit comprenant une cartouche d'osmose inverse et une cartouche de nanofiltration. Ce circuit se compose d'une alimentation, d'un retentât et d'un perméat. Le bac contenant la solution d'alimentation a une capacité d'environ 60 litres tandis que le bac de récupération du perméat a une capacité de 18 litres. Ils sont tous deux en PVC transparent. La cuve d'alimentation peut être remplie par l'intermédiaire d'un filtre 25 mm et d'un filtre à charbon actif (5 mm) tout comme elle peut être remplie directement à partir du bac d'alimentation. La pompe s'arrête automatiquement lorsque le niveau bas de la cuve est atteint. Le résultat du traitement par osmose inverse ou nanofiltration est apprécié au moyen de deux sondes de conductivité placées sur le circuit de perméat et dans

la cuve d'alimentation. Les afficheurs associés aux sondes permettent de travailler en compensation de température si souhaité. Deux capteurs de pression 0-16 bars sont situés en amont et en aval des membranes. Différents jeux de vannes permettent de faire varier les conditions hydrauliques autour des cartouches. Plusieurs types de fonctionnement peuvent être étudiés :

- Un recyclage total : on recycle le perméat et le retentât dans le bac d'alimentation. Cette option permet de travailler en circuit fermé et d'orienter le travail pratique vers une étude théorique de vérification des lois de la nanofiltration et leur application à la réalité industrielle ;
- Un recyclage partiel : on recycle en partie le retentât dans la cuve d'alimentation. Le perméat est stocké dans le bac prévu à cet effet. Cette option permet le traitement en continu de l'eau à traiter et se rapproche des nécessités industrielles ;
- Un traitement sans recyclage : on rejette le retentât et on stocke le perméat. Cette option est peu intéressante économiquement compte tenu du faible taux de conversion des membranes.

La figure 6 présente le pilote de filtration MP72SP/n°19.



Figure 6: Pilote MP72SP/n°19

II.3.2 Membranes étudiées

Caractéristiques

Deux membranes commerciales ont été utilisées lors des tests de filtration : une membrane de nanofiltration (NF270) et une membrane d'osmose inverse (TW30). Ce sont des membranes de type Filmtec. La membrane Filmtec est une membrane composite à film mince (Thin-Film Composite (TFC)) composée de trois couches : une couche support en polyester (120 μm), une couche intercalaire microporeuse en polysulfone (40 μm) et une couche barrière (couche active) ultra mince de polyamide sur la surface supérieure (0,2 μm). Les membranes sont protégées chacune par une cartouche protectrice en plastique. Le tableau 2 présente les caractéristiques principales des membranes étudiées.

Tableau III : *Caractéristiques principales des membranes utilisées*

Caractéristiques	Osmose Inverse TW30	Nanofiltration NF270
Longueur (mm)	1016	1016
Diamètre (mm)	61	61
Poids (Kg)	1,8	1,8
Pression maximale d'utilisation (bars)	41	21
Température maximale d'utilisation (°C)	45	45
Plage de pH admissible	2-11	2-11
Débit maximal d'alimentation (l/h)	1400	1400
Taux moyen de rejet en sel (%)	99,5	97

Perméabilité à l'eau pure des membranes

La perméabilité à l'eau (L_p) des membranes est déterminée à partir de la représentation graphique du flux du perméat (J_v) en fonction de la pression opératoire (ΔP) (loi de Darcy). Pour ce faire, la solution d'alimentation constituée par une eau pure de résistivité 15 $\text{M}\Omega\cdot\text{cm}$ utilisée a été filtrée sous des pressions opératoires variant de 1 à 2,5 bars pour la membrane de nanofiltration NF2070 et de 2 à 8 bars pour la membrane d'osmose inverse TW30. L'évolution linéaire des flux avec les pressions des membranes est décrite par une pente qui correspond à une perméabilité à l'eau pure des membranes. Les valeurs de « perméabilité à l'eau pure » des membranes sont donc de : $L_P = 12,5 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{bar}^{-1}$ pour la membrane de nanofiltration NF270 et $L_P = 5,7 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{bar}^{-1}$ pour la membrane d'osmose inverse TW30.

II.3.3 Procédures de filtration

Pour chaque opération de filtration, un volume de 35 litres de la solution à filtrer a directement été introduit dans la cuve d'alimentation du pilote. La pompe incorporée au pilote a ensuite permis d'envoyer ces solutions vers les membranes selon le circuit choisi (NF ou OI). Un lavage à l'eau pure a été effectué après chaque test. A chaque opération, les données communiquées par le pilote à savoir : les conductivités (alimentation et perméat), les pressions (alimentation, retentât et perméat), les débits (alimentation, retentât et perméat), et les températures (alimentation et perméat), ont été notées. Un exemple de ces différentes valeurs est illustré par le tableau d'affichage du pilote présenté en annexe II.2.

Des échantillons d'eau ont été prélevés à la fin de chaque filtration pour caractérisation. Ces résultats ont permis d'étudier la rétention des membranes en fonction de la pression d'alimentation du pilote, de la concentration initiale en sulfate et du contre ion associé aux sulfates.

II.4 Conditions opératoires

Afin d'étudier, non seulement les performances des membranes de nanofiltration NF270 et d'osmose inverse TW30 pour l'élimination des sulfates, mais aussi l'effet des conditions opératoires et des facteurs du milieu sur la capacité de ces membranes à éliminer les sulfates de l'eau, plusieurs paramètres ont été suivis (pressions, conductivités, concentrations initiales des solutions d'alimentation...etc.). Plus particulièrement, deux principaux paramètres ont permis de faire varier les conditions opératoires afin d'en étudier les effets sur la rétention. Ce sont : les pressions et les solutions d'alimentation du pilote.

II.4.1 Solutions d'alimentation

Pour les tests de filtration, deux types d'eau ont été utilisées comme solutions d'alimentation :

 *L'eau réelle du village de Garpéné*

L'eau réelle de l'AEPS a été prélevée au niveau du forage alimentant l'AEPS dans le village de Garpéné avec pour coordonnées géographiques 12°38'31" N et 1°30'56" W. Les prélèvements ont été stockés dans des bidons de 20 litres et acheminés au laboratoire pour les analyses. Des expériences de caractérisation ont permis d'apprécier les principales caractéristiques de cette eau avant son utilisation pour l'alimentation du pilote.

 *Solutions synthétiques*

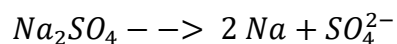
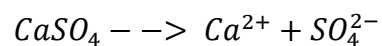
Les tests de filtration conduits sur ces solutions ont permis d'étudier l'effet de la concentration initiale et l'effet du contre ion sur la rétention des ions sulfates.

Afin de s'approcher des caractéristiques de l'eau réelle de l'AEPS de Garpéné (concentrations qui avoisinent 1440 mg/l en sulfates et 475 mg/l en calcium), il a été préparé à partir du sulfate de calcium (CaSO_4), des solutions synthétiques concentrées en sulfates à 1400 mg/l.

Ensuite, la valeur guide des sulfates pour l'eau potable étant de 250 mg/l, deux autres solutions synthétiques concentrées en sulfates à 250 mg/l et 500 mg/l ont été préparées toujours à partir du sulfate de calcium (CaSO_4). Les tests de filtration sur ces différentes concentrations des solutions d'alimentation, ont permis d'évaluer l'impact de la concentration initiale des solutions à filtrer sur l'élimination des sulfates par les membranes NF270 et TW30.

D'autres parts, l'effet du type de contre ion (ion monovalent /ion bivalent) associé aux sulfates sur l'élimination des sulfates a été évalué. Pour cela, deux ions de charges différentes ont été pris en compte : le calcium Ca^{2+} et le sodium Na^+ . C'est ainsi que les trois mêmes concentrations en sulfates des solutions synthétiques évoquées ci haut (250 mg/l, 500 mg/l et 1400 mg/l), ont également été préparées cette fois ci, à partir du sulfate de sodium (Na_2SO_4).

Pour chaque solution, de la masse nécessaire de sulfate de calcium (CaSO_4) ou de sodium (Na_2SO_4) à utiliser a été déterminée à partir des équations de dissolution suivante :



Au total, deux types solutions synthétiques ont été préparés (CaSO_4 et Na_2SO_4) chacun à trois concentrations différentes. Plus précisément, nous avons :

S0 : eau naturelle du forage de Garpéné ;

S1 : solution préparée à partir du CaSO_4 concentrée en sulfates à 250 mg/l ;

S2 : solution préparée à partir du CaSO_4 concentrée en sulfates à 500 mg/l ;

S3 : solution préparée à partir du CaSO_4 concentrée en sulfates à 1400mg/l ;

S4 : solution préparée à partir du Na_2SO_4 concentrée en sulfates à 250mg/l ;

S5 : solution préparée à partir du Na_2SO_4 concentrée en sulfates à 500mg/l ;

S6 : solution préparée à partir du Na_2SO_4 concentrée en sulfates à 1400mg/l ;

Pi : perméat de la solution i.

II.4.2 Pressions appliquées lors des filtrations

Le pilote MP72SP peut fonctionner sous une pression allant de 1 à 5 bars en nanofiltration et 4 à 16 bars en osmose inverse. Afin d'apprécier l'effet de la pression sur l'élimination des ions sulfates, les pressions d'alimentation du pilote ont été variées. C'est ainsi que pour chaque solution synthétique, se verront appliquées des pressions de 1 et 4 bars en nanofiltration, et de 4 et 8 bars en osmose inverse. En ce qui concerne l'eau réelle, seront appliquées des pressions de 1, 2,5 et 4 bars en nanofiltration et de 4, 6 et 8 bars en osmose inverse.

II.4.3 Type de fonctionnement du module retenu

Le mode de filtration est du type tangentiel. Afin de minimiser les pertes et de se rapprocher des réalités industrielles, les tests de filtration se sont effectués en recyclage total.

II.5 Evaluation des performances du système

Deux paramètres ont permis d'évaluer les performances des systèmes de filtration : le taux de rejet et le taux de conversion. Ces paramètres serviront de base pour comparer les performances des membranes étudiées.

II.5.1 Taux de rejet (R)

Le taux de rejet (ou taux de rétention) exprime le degré de sélectivité du procédé. Il s'exprime en pourcentage (%). Pour chaque soluté i , il est déterminé par la formule suivante :

$$R_i = \frac{C_{Pi}}{C_{ai}} \times 100$$

Avec C_{Pi} et C_{ai} les concentrations en mg/l du soluté i dans le perméat, respectivement dans l'alimentation.

II.5.2 Taux de conversion (Y)

Le taux de conversion (Y) rend compte de la productivité du procédé. Il s'exprime en pourcentage (%) et est déterminé par la formule suivante :

$$Y = \frac{Q_P}{Q_a} \times 100$$

Avec Q_P et Q_a le débit du perméat et de l'alimentation, respectivement.

II.6 Méthodes analytiques pour la caractérisation des solutions

Les caractérisations de toutes les solutions avant et après filtration se sont effectuées au laboratoire Eaux Hydro-Systèmes et Agriculture (LEHSA) de 2iE et selon les normes référencées dans le tableau de l'annexe II.1. Les paramètres analysés peuvent être regroupés en deux catégories : les paramètres physiques et les paramètres chimiques.

II.6.1 Paramètres physiques

Ce sont : la température, le pH, la conductivité électrique et la turbidité. Ils ont respectivement été déterminés à l'aide d'un Multiparamètre WTW, d'un pH-mètre WTW INOLAB- pH 7310, d'un Conductimètre WTW INOLAB- Cond 7310 et d'un Turbidimètre WTW.

II.6.2 Paramètres chimiques

Ces paramètres chimiques ont été analysés par la méthode volumétrique, la spectrophotométrie d'absorption moléculaire et la spectrophotométrie d'émission de flamme.

La méthode volumétrique a concerné : le Titre Alcalimétrique (TA), le Titre Alcalimétrique Complet (TAC), les bicarbonates (HCO_3^-) et les carbonates (CO_3^{2-}) à travers l'acidimétrie ; la dureté totale (TH), la concentration des ions calcium (Ca^{2+}) et magnésium (Mg^{2+}) à travers la complexométrie ; et enfin la concentration des ions chlorures (Cl^-) à travers l'argentimétrie.

Les sulfates (SO_4^{2-}), les nitrates (NO_3^-), les nitrites (NO_2^-), les orthophosphates (PO_4^{3-}), l'ammonium (NH_4^+), le fer (Fe^{2+}) et les fluorures (F^-), ont été déterminés par la méthode de spectrophotométrie d'absorption moléculaire à l'aide d'un spectrophotomètre HACH DR3900.

Enfin, le sodium (Na^+) et le potassium (K^+) ont été déterminés grâce à la spectrophotométrie d'émission de flamme à l'aide d'un spectrophotomètre d'émission à flamme JENWAY PFP7. Pour chaque paramètre étudié (Na^+ ou K^+), l'opération a consisté d'abord en l'établissement d'une courbe d'étalonnage mettant en relation l'absorbance et la concentration. Ces courbes d'étalonnage ont ensuite permis de traduire les absorbances des échantillons lues au spectrophotomètre, en concentration en Na^+ et K^+ des échantillons.

III. RESULTATS ET DISCUSSIONS

La partie « résultats et discussions » est consacrée à la présentation et à l'interprétation des résultats obtenus au laboratoire ainsi qu'à la confrontation de ces résultats à ceux issus d'études antérieures. Ceci permettrait d'avoir une meilleure maîtrise des mécanismes d'élimination mis en jeu lors des filtrations par les membranes d'osmose inverse (OI) et de nanofiltration (NF).

III.1 Caractéristiques de l'eau du forage de Garpéné

Les analyses effectuées sur l'eau réelle du forage alimentant l'AEPS de Garpéné ont permis de caractériser cette eau. Les résultats obtenus ont révélé que l'eau de ce forage ne respecte pas toutes les normes burkinabés pour une eau potable. En effet, les concentrations en sulfates ($[SO_4^{2-}] = 1400 \text{ mg/l}$), calcium ($[Ca^{2+}] = 371,2 \text{ mg/l}$) et magnésium ($[Mg^{2+}] = 70,08 \text{ mg/l}$) de cette eau sont au-dessus des valeurs limites adoptées par l'Etat Burkinabé en termes d'eau potable (tableau III). Les sulfates restent donc les ions majeurs contenus dans l'eau du forage de Garpéné. Les investigations menées par Coulibaly (2020) ont montré que ces teneurs élevées en sulfates dans l'eau seraient la conséquence d'une pollution d'origine naturelle de cette eau : notamment à travers la minéralisation des roches de l'aquifère avec lesquelles l'eau est en contact.

Ci-après, la composition physico-chimique de l'eau de Garpéné ainsi que les différentes normes en vigueur au Burkina Faso concernant l'eau.

Traitement d'une eau de consommation polluée aux sulfates : comparaison des performances de l'osmose inverse et de la nanofiltration

Tableau IV : Caractéristiques de l'eau du forage de Garpéné

Paramètres	Concentrations	Valeurs guides OMS	Normes de potabilité Burkina Faso
pH	6,90	6,5-8,5	6,5-8,5
Turbidité (NTU)	0,15	≤ 4 NTU	-
Température (°C)	27,80	25	-
Conductivité (µS/cm)	1520,00	200 – 1100 à 25°C	≤ 2000
TA (°F)	0,00	-	-
TAC (°F)	1,60	-	-
TH (°F)	122,00	-	-
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	1400,00	≤ 250	≤ 250
Ca ²⁺ (mg/l)	371,20	≤ 270	≤ 100
Na ⁺ (mg/l)	138,79	≤ 200	≤ 200
K ⁺ (mg/l)	9,25	≤ 200	≤ 200
NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,38	≤ 1,5	≤ 1,5
Fe ²⁺ (mg/l)	0,22	≤ 0,3	≤ 0,3
Mg ²⁺ (mg/l)	70,08	≤ 50	≤ 50
NO ₂ ⁻ (mg/l)	0,063	< 3	< 3
NO ₃ ⁻ (mg/l)	9,60	< 50	< 50
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	0,11	-	≤ 5
Cl ⁻ (mg/l)	0,0280	≤ 250	≤ 250
S ²⁻ (mg/l)	0,0090	-	-
F ⁻ (mg/l)	0,40	≤ 1,5	≤ 1,5
HCO ₃ ⁻ (mg/l)	19,52	-	-
CO ₃ ²⁻ (mg/l)	0,00	-	-

III.2 Performances de l'osmose inverse et de la nanofiltration pour le traitement de l'eau de Garpéné

Les eaux naturelles prélevées à Garpéné ont ensuite été soumises à des tests de filtration sous différentes pressions (1, 2,5 et 4 bars en nanofiltration et 4, 6 et 8 bars en osmose inverse). La caractérisation des perméats obtenus après filtration a permis de mettre en évidence une véritable baisse des concentrations de tous les minéraux contenus dans cette eau, pour toutes les deux membranes testées, et pour toutes les pressions appliquées (annexe III.1).

Aussi, pour tous les minéraux de cette eau, les meilleurs taux d'élimination ont été obtenus avec les plus grandes des pressions appliquées (4 bars en NF et 8 bars OI).

Ainsi pour la membrane de nanofiltration NF270 à 4 bars (tableau IV), d'importants taux de rétention ont été obtenus surtout avec les ions divalents (tous les taux de rejet des ions divalents sont au-dessus de 94% à l'exception des PO_4^{3-} qui ne sont retenus qu'à 54,55%). Ces résultats confirment ceux de plusieurs auteurs concernant la capacité des membranes NF à retenir fortement les ions divalents (Pontalier, 1996 avec des membranes 100 Da et 400 Da ; Abouzaid et al. , 2003 avec une membrane Filmtec NF-45 ; Ahoulé, 2019 avec une membrane NF270).

Quant à la rétention des ions monovalents, la membrane de nanofiltration NF270 présente des taux de rejet relativement plus petits (75,33% pour le Na^+ , 78,37% pour le K^+ , 47,92% pour le NO_3^-). Cependant, la membrane NF270 a présenté un taux de rejet des chlorures (Cl^-) de 98,71%, résultat qui va à l'encontre de celui trouvé par Ahoulé (2019). En effet, ce dernier testant la capacité de la membrane de nanofiltration NF270 à retenir l'ion Cl^- dans une solution mixte contenant à la fois du SO_4^{2-} , du Ca^{2+} , du Mg^{2+} et du Cl^- (qui correspondent essentiellement aux ions majeurs de l'eau de Garpéné), a trouvé un taux de rejet du Cl^- d'environ 27%.

La membrane d'osmose inverse TW30 quant à elle, présente des taux de rejet relativement plus grands que ceux obtenus en nanofiltration autant pour les ions divalents que pour les ions monovalents (tableau IV). En effet, pour une pression de 8 bars appliquée, la plupart des ions contenus dans l'eau ont des taux de rejet supérieurs à 90% (99,00% pour le SO_4^{2-} , 99,46 % pour le Ca^{2+} , 95,21% pour le Mg^{2+} , 99,00% pour le Cl^-). Ces résultats rejoignent ceux de Ahoulé (2019) qui, ayant étudié la rétention du SO_4^{2-} , du Ca^{2+} , du Mg^{2+} et du Cl^- par la membrane TW30 dans une solution mixte, a trouvé des taux de rejet supérieurs à 95% pour tous les ions.

La membrane d'osmose inverse TW30 présente donc globalement des plus grands taux de rejet que la membrane NF270, ce qui était attendu. Toutefois, les taux de rejet obtenus avec la membrane NF270 restent suffisamment grands pour que tous les perméats obtenus après la nanofiltration respectent les normes en vigueur en ce qui concerne l'eau potable. Ces résultats sont conformes à ceux de plusieurs auteurs ayant trouvé une déminéralisation partielle des eaux en nanofiltration permettant ainsi leur consommation directe. De ces auteurs, nous pouvons citer en exemple Harrak et al. (2015) notamment à travers leur étude sur le dessalement des eaux saumâtres par des membranes de nanofiltration NF270 et NF90. Le tableau V présente les caractéristiques des eaux naturelles de Garpéné et des perméats obtenus après filtration, ainsi que les taux d'élimination des différents minéraux de l'eau de Garpéné déterminés, pour les pressions optimales évoquées ci haut (4 bars en NF et 8 bars en OI).

Traitement d'une eau de consommation polluée aux sulfates : comparaison des performances de l'osmose inverse et de la nanofiltration

Tableau VI : Caractéristiques de l'eau de Garpéné après les tests de filtration

Paramètres	Valeurs initiales	Normes	Concentrations dans les perméats		Taux de rejet (%)	
			NF (4bars)	OI (8bars)	NF (4bars)	OI (8bars)
pH	6,9	6,5-8,5	7	7		
Turbidité (NTU)	0,15	-	0,06	0,01	60,00	93,33
Conductivité ($\mu\text{S/cm}$)	1520	≤ 2000	13,21	9,85	99,13	99,35
TAC ($^{\circ}\text{F}$)	1,6	-	0,7	0,2	56,25	87,50
TH ($^{\circ}\text{F}$)	122	-	5,6	1,9	95,41	98,44
SO_4^{2-} (mg/l)	1400	≤ 250	18	14	98,71	99,00
Ca^{2+} (mg/l)	371,2	≤ 100	20	2	94,61	99,46
Na^+ (mg/l)	138,79	≤ 200	34,23	3,70	75,33	97,33
K^+ (mg/l)	9,25	≤ 200	2	0	78,37	100,00
NH_4^+ (mg/l)	0,38	$\leq 1,5$	0,18	0,03	52,63	92,11
Fe^{2+} (mg/l)	0,22	$\leq 0,3$	0,03	0,02	86,36	90,91
Mg^{2+} (mg/l)	70,08	≤ 50	1,44	3,36	97,95	95,21
NO_2^- (mg/l)	0,063	< 3	0,016	0,014	74,60	77,78
NO_3^- (mg/l)	9,6	< 50	5	9,6	47,92	0,00
PO_4^{3-} (mg/l)	0,11	≤ 5	0,05	0,08	54,55	27,27
Cl^- (mg/l)	0,02803	≤ 250	0,00036	0,00028	98,71	99,00
S^{2-} (mg/l)	0,009	-	0,006	0,003	33,33	66,67
F ⁻ (mg/l)	0,4	$\leq 1,5$	0,27	0,01	32,50	97,50
HCO_3^- (mg/l)	19,52	-	8,54	2,44	56,25	87,50

Pour mieux répondre aux objectifs fixés au début de cette étude, une attention particulière a été portée sur la rétention des sulfates contenus dans l'eau réelle de Garpéné par les membranes NF270 et TW30. En plus des sulfates, les deux autres ions ayant des concentrations qui dépassent les normes dans l'eau de Garpéné (le calcium Ca^{2+} et le magnésium Mg^{2+}) ont été pris en compte. Les figures 7 et 8 présentent les taux de rejet de ces trois éléments sous

différentes pressions de fonctionnement du pilote (de 1, 2,5 et 4 bars en nanofiltration et de 4, 6 et 8 bars en osmose inverse).

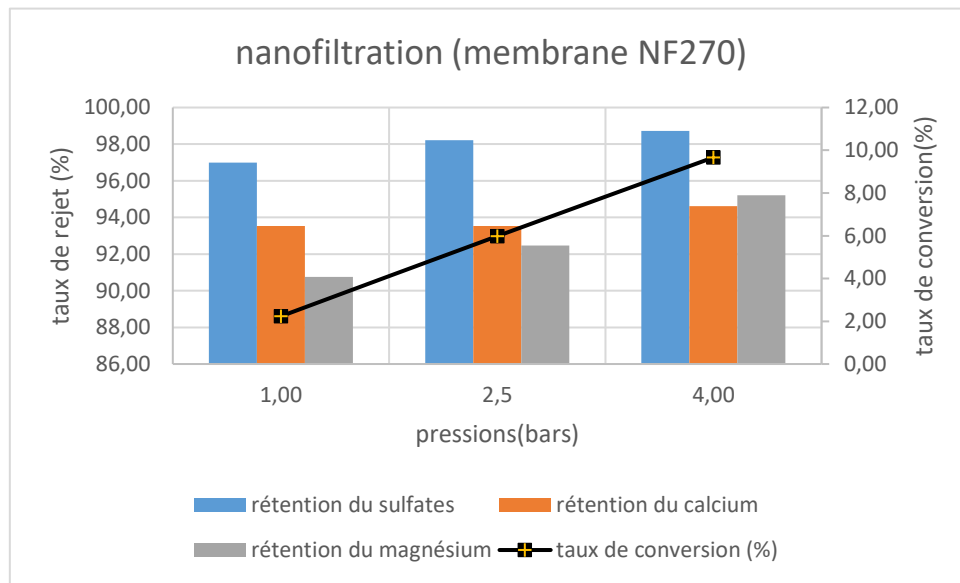


Figure 7 : Rétention des ions SO_4^{2-} , Ca^{2+} , et Mg^{2+} par la membrane de nanofiltration NF270

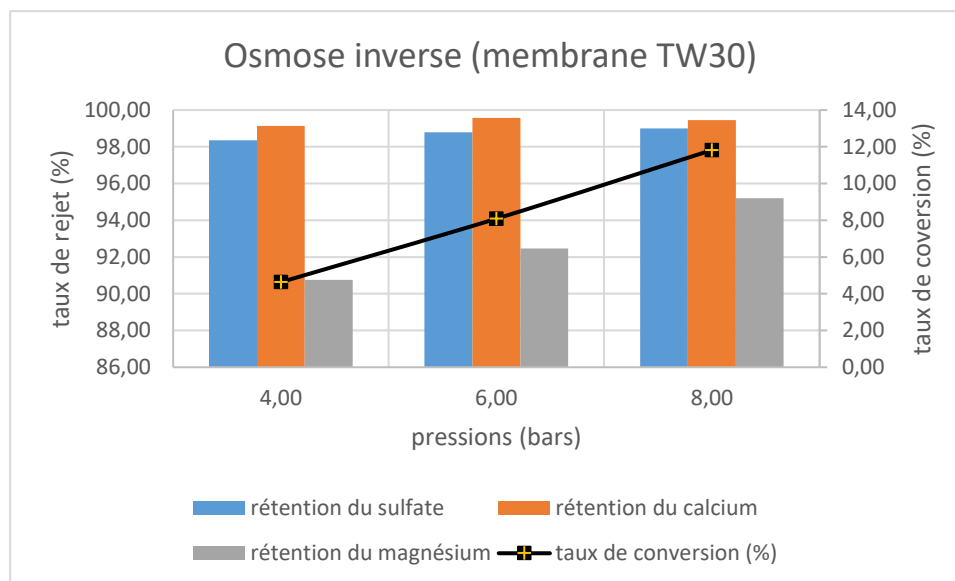


Figure 8 : Rétention des ions SO_4^{2-} , Ca^{2+} , et Mg^{2+} par la membrane d'osmose inverse TW30

En nanofiltration (figure 7), les taux de rejet des ions SO_4^{2-} , Ca^{2+} , et Mg^{2+} augmentent avec la pression. De même, le taux de conversion augmente proportionnellement à la pression. Le point optimal dans cette étude correspond à une pression appliquée de 4 bars, un taux de conversion d'environ 9,66 % et des taux de rejets de 98,71% pour le SO_4^{2-} , 94,61% pour le Ca^{2+} , 97,95% pour le Mg^{2+} . Les taux de rejet obtenus sont très satisfaisants mais le taux de conversion reste

très faible. Les membranes NF sont pourtant réputées pour présenter des taux de conversion relativement grands tout en gardant des taux de rejet des sels acceptables. Comme dans le cas de l'étude de Bannoud (2001) portant sur « l'élimination de la dureté et des sulfates contenus dans les eaux par nanofiltration », qui a trouvé des taux de rejet des sulfates supérieurs à 75% et des taux de conversion d'environ 70% avec une membrane de nanofiltration FilmTec NF45. La valeur du taux de conversion obtenu dans le cas de cette étude peut se justifier par la valeur de la pression appliquée qui, à l'échelle pilote, a permis de conduire des investigations quant à la capacité de la membrane à éliminer les sulfates, mais reste très petite pour une application réelle. Toutefois, étant donné la relation de proportionnalité qui existe entre la pression et la conversion, une pression beaucoup plus élevée devrait en principe, permettre de rehausser le niveau de la conversion (Ahoulé, 2019).

En osmose inverse (figure 8) comme en nanofiltration, le taux de conversion ainsi que les taux de rejet des ions SO_4^{2-} , Ca^{2+} , et Mg^{2+} augmentent à chaque augmentation de pression.

Le point optimal correspond à une pression appliquée de 8 bars, une conversion d'environ 11,82% et des taux de rejet de 99,00% pour le SO_4^{2-} , 99,46 % pour le Ca^{2+} , 95,21% pour le Mg^{2+} . Les taux de rejet restent conformes aux attentes mais le taux de conversion obtenu est faible. Cette situation pourrait également s'expliquer par le fait que la pression ici appliquée, est faible. En effet, l'osmose inverse est une technologie membranaire qui met en jeu les plus grandes pressions de fonctionnement (pression pouvant aller à 80 bars dans certains cas). Il suffirait donc aussi d'appliquer une plus grande pression pour obtenir des taux de conversion plus satisfaisants.

L'une des importantes remarques à apporter est qu'à une pression de 4 bars, le taux de conversion obtenu en osmose inverse est de 4,64% alors qu'il était de 9,66 % en nanofiltration, à la même pression. Toujours à 4 bars, le taux de rejet des sulfates était de 98,36% en osmose inverse et de 98,71% en nanofiltration. Nous pouvons donc en déduire qu'à pression égale, la membrane NF270 présente des plus grandes performances pour l'élimination des sulfates que la membrane TW30. Toutefois concernant la rejection globale des sulfates, du calcium et du magnésium, les membranes NF270 et TW30 se sont toutes les deux montrées efficaces pour le traitement des sulfates contenus dans l'eau du forage. La différence entre les taux de rejets en osmose inverse et en nanofiltration n'étant pas énorme, plusieurs autres paramètres sont à prendre en compte afin de faire un choix raisonnable entre ces deux procédés

tels que la conversion, le coût d'investissement, de fonctionnement et la durée de vie des membranes.

III.3 L'effet des conditions opératoires et des facteurs du milieu sur l'élimination des ions sulfates par la nanofiltration et l'osmose inverse

Dans cette partie, l'impact d'un certain nombre de paramètres (conditions opératoires et facteurs du milieu) sur les performances des membranes OI (TW30) et NF (NF270) a été étudié. Les résultats devraient permettre une meilleure maîtrise des principes de fonctionnement de ces membranes.

III.3.1 L'effet de la pression sur la rétention des ions sulfates

Dans cette partie, la sélectivité des membranes NF270 et TW30 en fonction de la pression d'alimentation a été étudiée. Pour ce faire, des solutions synthétiques préparées à partir du CaSO_4 et concentrées respectivement à 250, 500 et 1400 mg/l en sulfates, ont été filtrées sous différentes pressions de fonctionnement du pilote (1 et 4 bars en nanofiltration ; 4 et 8 bars en osmose inverse). Les mêmes expériences de filtration ont concerné des solutions préparées à partir du Na_2SO_4 et concentrées en sulfates respectivement à 250, 500 et 1400 mg/l. Les résultats de différents tests de filtration sont présentés par les figures 9 (nanofiltration) et 10 (l'osmose inverse).

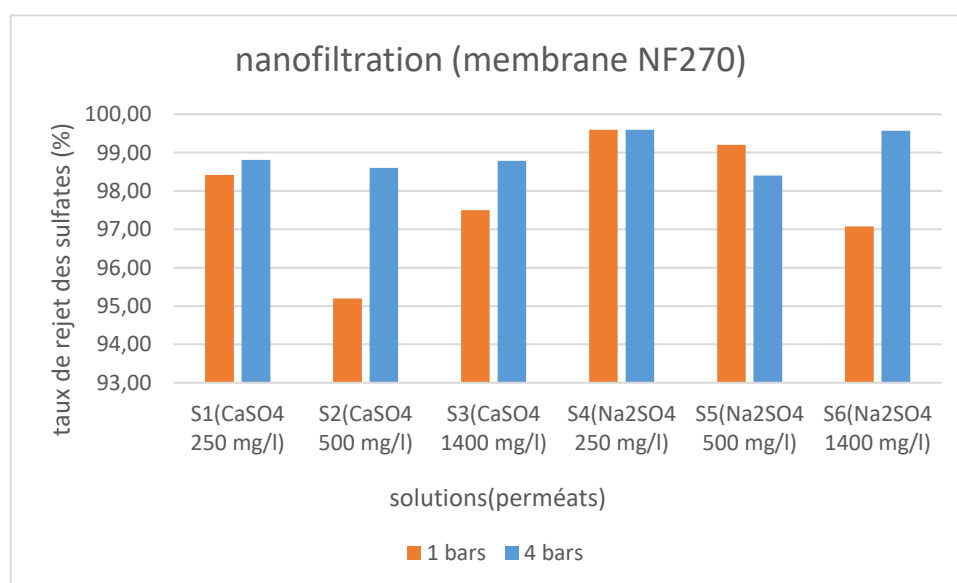


Figure 9 : Rétention de sulfates en fonction de la pression d'alimentation en nanofiltration

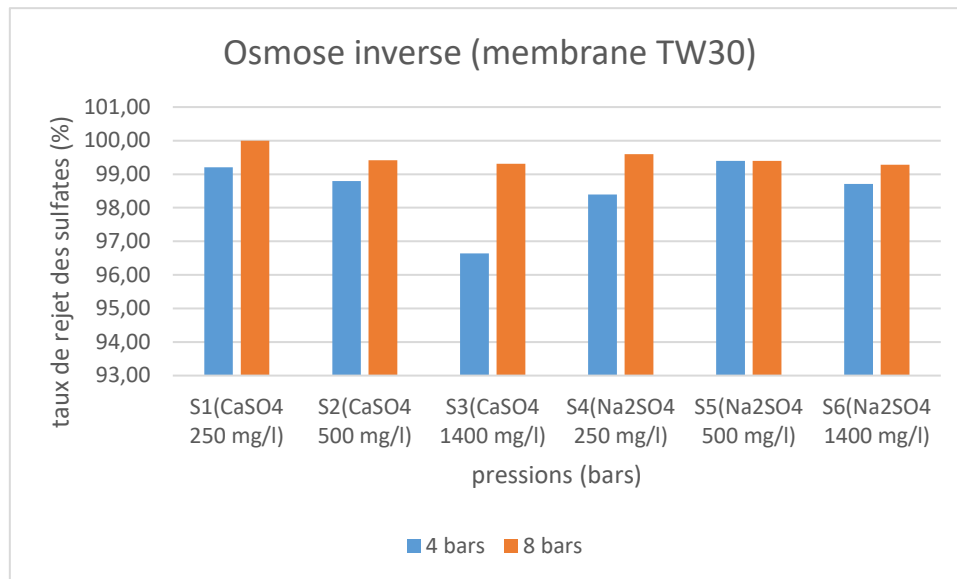


Figure 10 : Réétention des sulfates en fonction de la pression d'alimentation en osmose inverse

En nanofiltration (figure 9), Les résultats montrent que les pressions appliquées (1 bars et 4 bars) permettaient toutes les deux d'éliminer une grande partie des sulfates de l'eau, pour toutes les concentrations des deux types de solutions testées. En effet, de tous ces tests de filtration, le plus petit taux de rejet des sulfates observé est de à 95,20% (solution de CaSO₄ à 500 mg/l). Ensuite, pour toutes les concentrations de sulfates étudiées (à l'exception de la solution de la solution « S5 »), une augmentation de la pression d'alimentation provoque une amélioration de la rétention des ions sulfates. Ces résultats correspondent aux attentes. En effet, des auteurs comme Pontalier (1996) avec des membranes 100Da et 400Da , Arsuaga et al.(2007) avec une membrane NF90 et Vaseghi et al.(2016) avec des membranes NF-DK et NF-HL, sont arrivés à une conclusion similaire quant à l'effet de la pression sur la rétention en nanofiltration. Aussi, il est constaté que pour toutes les concentrations des solutions de CaSO₄ filtrées, lorsque la pression d'alimentation est à 4 bars, le taux de rejet des sulfates semble converger vers une valeur commune qui est de 98 %. Ces résultats sont proches de ceux obtenus par Lee et al.(2014) qui ont statué qu'en nanofiltration , en dessous d'une valeur donnée de la pression (6 bars dans leur cas), il existe une corrélation proportionnelle entre la pression appliquée et la rejection des sels par les membranes mais que lorsque cette valeur dépassée, l'augmentation de la pression n'a qu'un minime effet sur la rétention. Dans la présente étude, cette valeur semble correspondre à 4 bars pour les solutions de CaSO₄.

En osmose inverse (figure 10) également, les pressions appliquées (4 bars et 8 bars) permettent toutes les deux d'atteindre un abattement conséquent des sulfates de l'eau. Pour tous les tests

de filtration effectués, l'ensemble des taux de rejet des sulfates observés varie entre 96,64% et 100% ; valeurs qui sont légèrement au-dessus de celles obtenues en nanofiltration, ce qui est tout à fait normal. De plus, il est constaté que pour toutes les solutions étudiées, le passage de la pression d'alimentation de 4 à 8 bars provoque une amélioration des taux de rejet des ions sulfates. La plus grande variation est observée avec la solution S3 (1400 mg/l de sulfates préparée à partir du CaSO_4) où le taux de rejet est passé de 96,64% à 99,31% pour une variation 4 à 8 bars en termes de pression. Ces résultats confirment ceux de plusieurs auteurs ayant étudié l'effet de la pression sur la rejection en OI : une augmentation de la pression entraîne une augmentation du taux de rejet (Alsahy et al., 2013 ; Lee et al., 2014).

En somme, les résultats ont montré que toutes les pressions appliquées (1 et 4 bars en nanofiltration ; 4 et 8 bars en osmose inverse) permettaient d'obtenir des perméats respectant les normes de potabilité en ce qui concerne les sulfates au Burkina Faso (concentration finales inférieures à 250 mg/l pour tous les perméats). Ensuite, il a été démontré que la pression d'alimentation a un impact important sur la rétention des ions sulfates par les deux types de membranes (OI et NF). Dans les deux cas, l'amélioration de la rétention pourrait s'expliquer par le phénomène de polarisation de concentration qui devient important à des pressions élevées. Ce phénomène diminue à son tour la perméabilité de la membrane et augmente donc la rétention des sulfates dont la masse molaire est relativement importante (96,06 g/mol). Outre le phénomène de polarisation de concentration, l'augmentation du taux de rétention avec l'augmentation de la pression pourrait s'expliquer, en OI comme en NF, par le phénomène de dilution du perméat. En effet, lorsque la pression opératoire augmente, le débit du solvant qui passe à travers la membrane augmente également : comme le transfert des solutés n'augmente pas de la même manière, le soluté (les sulfates dans le présent cas) se retrouve dans un volume de solvant plus important, ce qui fait que le perméat sera moins concentré et donc la valeur du taux de rejet plus importante.

III.3.2 L'effet du pH des solutions d'alimentation sur la rétention des ions sulfates

Dans cette étude, toutes les solutions d'alimentation (eau réelle et solutions synthétiques) présentaient un pH plus ou moins neutre (annexe III.1). En effet, la valeur moyenne du pH pour toutes les solutions est de 7. Comme décrit dans la première partie de ce document (revue bibliographique), le pH de la solution d'alimentation influe sur les charges des membranes, ce

qui influe à son tour sur le mécanisme de rétention des membranes : une membrane aura tendance à plus repousser les anions lorsqu'elle est négativement chargée, et les cations lorsqu'elle est positivement chargée. Ainsi, les résultats obtenus par Ahoulé (2019) quant à l'influence du pH sur les mécanisme de rétention des membranes NF270 et TW30, permettent de déduire que dans le cas de cette étude, les membranes NF270 et TW30 ont toutes les deux tendance à rejeter les sulfates (SO_4^{2-}) contenus dans les solutions d'alimentation grâce aux phénomènes de répulsion électrostatiques. Ceci s'explique justement par le fait que toutes les solutions d'alimentation présentent des pH supérieurs à 3,3 et 4,3 ; valeurs respectives du pH au-dessus desquelles les membranes NF270 et TW30 sont négativement chargées.

III.3.3 L'effet de la concentration initiale sur la rétention des ions sulfates

Cette partie se charge de vérifier le lien entre la concentration initiale d'une solution et la capacité des membranes de NF et d'OI à retenir les différents solutés qui y sont contenus. Ainsi, trois (3) concentrations de sulfates (250, 500 et 1400 mg/l) préparées à partir de deux types de composés (CaSO_4 et Na_2SO_4) ont été filtrées à des pressions constantes (4 bars en NF et 8 bars en OI). Les résultats obtenus sont présentés par les figures 11 et 12.

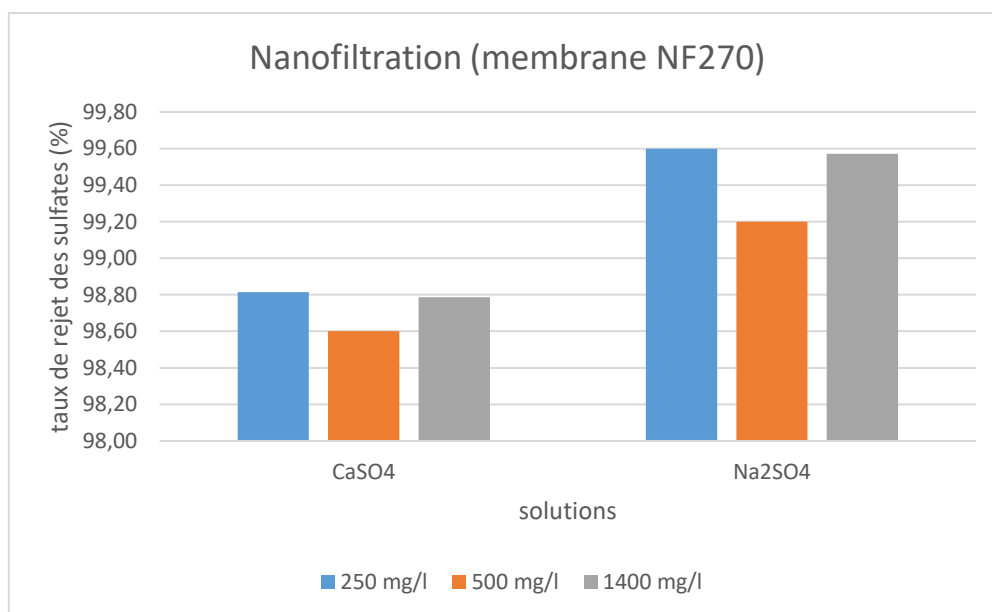


Figure 11: Rétention des ions sulfates en fonction de la concentration initiale en nanofiltration

En nanofiltration (figure 11), les valeurs des taux de rejet des sulfates pour les concentrations de 250 mg/l sont élevées (98,81% pour CaSO_4 et 99,60% pour Na_2SO_4). Ensuite pour les concentrations de 500 mg/l, ces taux de rejet deviennent relativement plus faibles (98,60% pour CaSO_4 et 98,40% pour Na_2SO_4). Enfin pour les concentrations de 1400 mg/l, les taux de rejet sont plus élevés que ceux observés pour les solutions de 500 mg/l (98,79% pour CaSO_4 et

99,57% pour Na_2SO_4). La différence des taux de rejet observée entre les concentrations de 250 et 500 mg/l pourrait s'expliquer par une plus grande accumulation des contre-ions du sulfate ($\text{Ca}^{2+} / \text{Na}^+$) au voisinage de la membrane à 500mg/l. Cette accumulation inhibe ainsi partiellement la couche active de la membrane et réduit donc le phénomène de répulsion du sulfate par la couche active grâce aux interactions électrostatiques. En effet, selon Abouzaid et al.(2003), plus les contre-ions d'un électrolyte sont nombreux en solution, moins les interactions électrostatiques entre les ions et les sites actifs membranaires se font ; et plus donc la rétention de l'électrolyte diminue. Cette explication semble justifier plusieurs résultats des études mettant en évidence une diminution de la rétention des électrolytes lorsque la concentration initiale de la solution augmente, comme celle menée par Abouzaid et al.(2003) ayant pour but d'étudier la rétention des sels monovalents et divalents par la membrane de nanofiltration NF-45. L'augmentation du taux de rejet observée entre 500 et 1400 mg/l quant à elle, pourrait s'expliquer par l'accumulation très importante de tous les électrolytes (SO_4^{2-} et $\text{Ca}^{2+} / \text{Na}^+$) en surface (qui augmente le phénomène de polarisation de concentration), ce qui réduit la perméabilité de la membrane et augmente donc la rétention des sulfates.

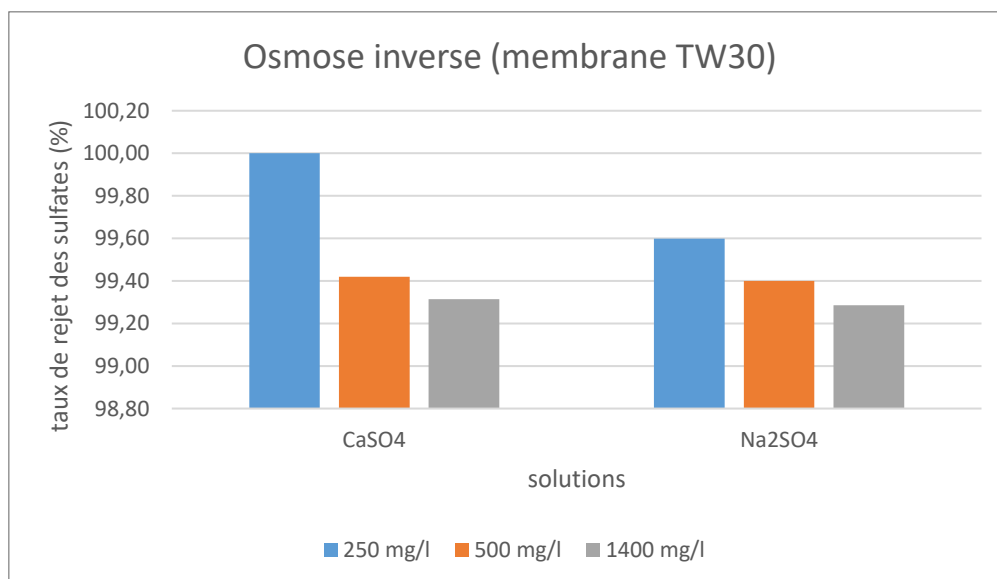


Figure 12 : Rétention des ions sulfates en fonction de la concentration initiale en osmose inverse

En osmose inverse (figure 12), pour les deux types de solution, les taux de rejet des sulfates semblent diminuer au fur et à mesure que les concentrations des solutions d'alimentation deviennent plus élevées : on constate une baisse du taux de rejet de 100% à 99,42% pour la solution de CaSO_4 et de 99,60% à 99,40 % pour la solution de Na_2SO_4 , lorsque la concentration

initiale en sulfates de ces solutions passe de 250 mg/l à 500 mg/l. Ensuite lorsque la concentration initiale des solutions d'alimentation passe de 500 mg/l à 1400mg/l, les taux de rejet varient de 99,42% à 99,31% pour la solution de CaSO_4 et de 99,40% à 99,29 % pour la solution de Na_2SO_4 . Cette tendance (diminution de la rétention avec l'augmentation de la concentration initiale) s'approche de celle mise en évidence auparavant par Alsahy et al.(2013) avec la membrane d'osmose inverse « Osmonics sc-6200 ». Il est aussi remarqué qu'en osmose inverse, le rejet des sulfates pour les solutions de 250mg/l est presque total (taux de rejet proche de 100%) : Ceci pourrait s'expliquer par la propriété même des membranes OI qui sont réputées pour retenir la quasi-totalité des sels contenus dans les solutions, lorsque les conditions sont favorables.

III.3.4 L'effet du contre ion sur la rétention des ions sulfates

La rétention du sulfate a été étudiée en prenant en compte le type (notamment la valence) du contre ion ou ion secondaire avec lequel il est en solution. Trois (3) concentrations de sulfate (250, 500 et 1400 mg/l) préparées à partir de deux types de composés (CaSO_4 et Na_2SO_4) ont été filtrées à des pressions constantes (4 bars en NF et 8 bars en OI). Les résultats sont présentés par les figures 13 et 14.

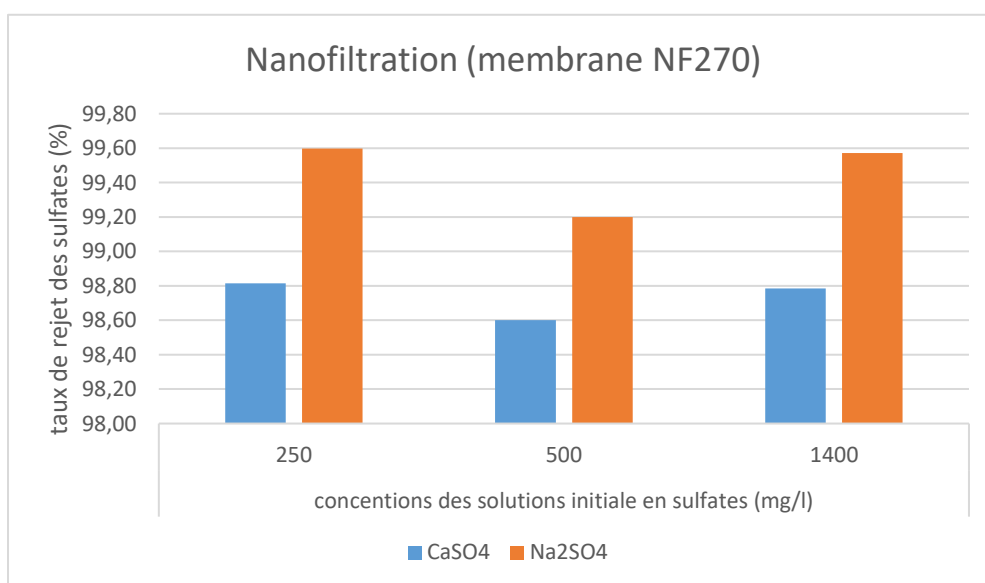


Figure 13 : Rétention des sulfates en fonction des contre ions en nanofiltration

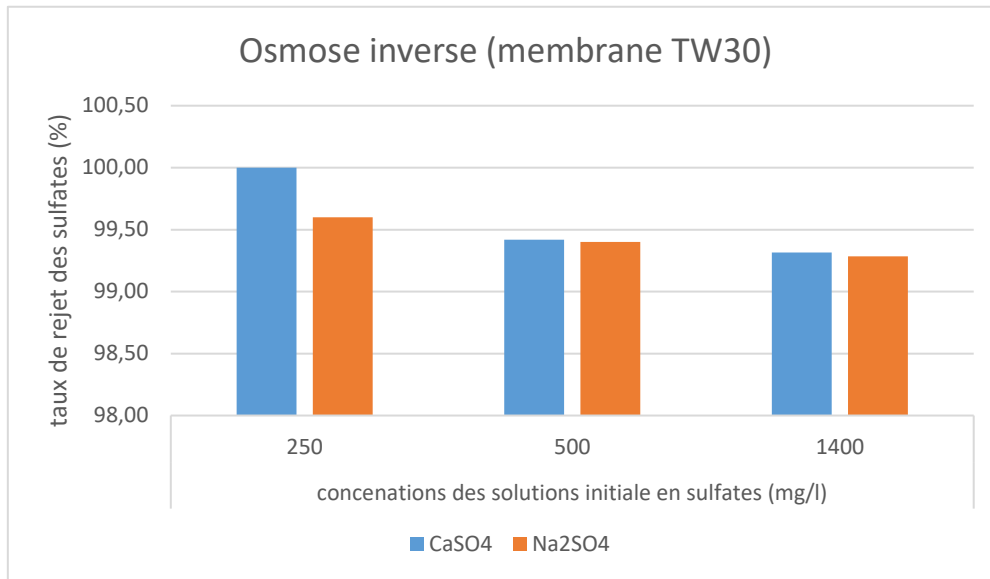


Figure 14 : Réjection des sulfates en fonction des contre ions en osmose inverse

En nanofiltration (figure 13) à 4 bars, les taux de rejet des sulfates déterminés sont tous au-dessus de 98%, quel que soit le contre ion associé aux sulfates dans la solution initiale. Ce résultat n'est pas surprenant car l'anion SO_4^{2-} est un « bon candidat » pour la nanofiltration (composé moléculaire ionique bivalent, masse molaire relativement grande). Plusieurs auteurs ont rapporté des taux de rejets de sulfates similaires en nanofiltration (Pontalier, 1996 ; Abouzaid et al., 2003; Ahoulé, 2019). D'ailleurs pour Pontalier (1996), les ions sulfates sont retenus de manière très forte à la surface de la membrane par un phénomène indépendant des interactions électrostatiques, ce qui implique que le contre ion associé n'a pas beaucoup d'effet sur la rétention des sulfates en nanofiltration. Quoique dans le cas de cette étude, quelques variations du taux de rejet des sulfates sont observées selon que les sulfates soient accompagnés du calcium ou du sodium. En effet, pour toutes les concentrations étudiées, les taux de rejet des sulfates sont plus élevés lorsqu'ils sont en solution avec les ions Na^+ que lorsqu'ils sont avec les ions Ca^{2+} (99,60% contre 98,81% pour les concentrations de 250 mg/l, et 99,57% contre 98,79% pour les solutions de 1400 mg/l). Cette légère différence pourrait s'expliquer par le fait que le Ca^{2+} est un ion bivalent fortement retenu par la membrane NF, la rétention des Ca^{2+} a donc pu très légèrement réduire celle des SO_4^{2-} .

La membrane d'osmose inverse TW30 (figure 14) retient très fortement les sulfates indépendamment du contre ion qui l'accompagne (taux de rejet toujours supérieur à 99% à 8 bars). Ce qui est tout à fait normal vu que les membranes d'osmose inverse sont des membranes

denses qui retiennent presque tous les sels (Berland et Juery, 2002). Nombre d'auteurs ont trouvé au cours de leurs études, des résultats témoignant de cette forte rétention inconditionnée des sulfates par les membranes d'osmose inverse (Lo et al., 2008(membranes BW30, BLF, BLN et BLR) ; Ahoulé, 2019 (membrane TW30)). Toutefois pour les concentrations de 250 mg/l, on remarque une très petite différence du taux de rejet des sulfates selon qu'ils soient accompagnés du calcium ou du sodium. Mais, pour cette membrane (TW30), la tendance de la variation est toute autre : les taux de rejet des sulfates sont légèrement plus élevés lorsqu'ils sont en solution avec les ions Ca^{2+} (100,00%) que lorsqu'ils sont avec les ions Na^+ (99,60%). Ceci peut s'expliquer par le respect de l'équilibre électrostatique de part et d'autre de la membrane. En effet, les Na^+ diffuseraient un peu plus facilement à travers la membrane d'osmose inverse que les Ca^{2+} et entraîneraient avec eux les ions SO_4^{2-} afin de respecter l'équilibre des charges dans le perméat, ce qui réduit le taux de rejet des SO_4^{2-} lorsqu'ils sont avec les Na^+ par rapport à lorsqu'ils sont avec les Ca^{2+} (les valeurs des concentrations de Ca^{2+} et Na^+ dans le perméat sont données en annexe III.1).

La différence de « la variation du taux de rejet du sulfate en fonction de son contre ion » constatée entre la nanofiltration et l'osmose inverse confirme que les mécanismes de séparation ne sont pas les mêmes en nanofiltration qu'en osmose inverse.

Notons également que, que l'on soit en nanofiltration (4 bars) ou en osmose inverse (8 bars), tous les contre ions du sulfate (le Ca^{2+} et le Na^+) sont tous très fortement retenus (taux de rejet toujours supérieurs à 99%). Les résultats sont plus détaillés à l'annexe III.1. Cette forte rétention pourrait globalement être imputée à l'équilibre électrostatique de part et d'autre de la membrane. En effet, le SO_4^{2-} étant un anion est soumis à une forte répulsion de la part des membranes (qui sont chargées négativement). Le retentât fortement chargé en sulfate aura donc tendance à attirer autant de charges positives que possible (le Ca^{2+} et le Na^+ dans le cas de cette étude) pour créer une certaine neutralité en son sein.

CONCLUSION ET PERSPECTIVES

De cette étude, il ressort que les membranes étudiées (NF270 et TW30) permettent toutes les deux d'éliminer les sulfates contenus dans l'eau de Garpéné de façon satisfaisante : la membrane de nanofiltration NF270 ramène la concentration des sulfates de 1400 mg/l à 18 mg/l dans le perméat sous une pression d'alimentation de 4 bars, soit un taux de rejet de 98,71%. La membrane d'osmose inverse TW30 quant à elle, permet de retenir 99% des sulfates de l'eau de Garpéné sous une pression de 8 bars, soit une concentration finale en sulfates de 14 mg/l dans le perméat. La différence n'étant pas énorme au niveau de la rétention, le taux de conversion est le deuxième paramètre important pouvant aider à affiner les choix. Malheureusement, les plages de pression admissibles par le pilote n'ont pas permis d'atteindre des taux de conversion importants. Toutefois, à partir des résultats obtenus dans cette étude ainsi que des travaux précédents, la meilleure option pour le traitement de l'eau du village de Garpéné pourrait être l'utilisation d'une membrane de nanofiltration. Ainsi :

- Elle élimine les sulfates presque autant que l'osmose inverse ;
- Elle élimine partiellement les ions monovalents ce qui réduit le coût de la reminéralisation par rapport à l'osmose inverse ;
- A pression égale, la membrane NF270 présente une des plus grandes performances pour l'élimination sulfates que la membrane OI ;
- Les membranes NF sont plus abordables et ont une durée de vie plus grande que celle des membranes OI.

D'autre part, cette étude a également révélé que lors d'une opération de nanofiltration ou d'osmose inverse, les facteurs du milieu ainsi que les conditions opératoires influent sur la qualité du perméat obtenu après une filtration. Plus précisément, une augmentation de la pression d'alimentation du pilote entraîne une augmentation de la rétention des sulfates (SO_4^{2-}). Ensuite, une augmentation de la concentration initiale de la solution d'alimentation peut augmenter ou diminuer le taux de rejet des sulfates, selon la variété des mécanismes de rétention mis en jeu lors de l'opération. Ces mécanismes restent relatifs à chaque opération selon les conditions de son exécution. Enfin, il a été constaté qu'en nanofiltration, les ions SO_4^{2-} sont légèrement plus retenus en présence des Na^+ qu'en présence des Ca^{2+} , alors qu'en osmose inverse, le contre ion associé a très peu d'influence sur la rétention des ions SO_4^{2-} .

Toutefois, les limites rencontrées durant cette étude donnent lieu à des perspectives pouvant permettre la poursuite de ces travaux. On pourrait éventuellement penser à :

- Reconduire cette étude avec des pilotes admettant des pressions d'alimentation suffisamment importantes pour permettre d'obtenir des taux de conversion importants.
- Conduire une étude de faisabilité pour la mise en place du procédé de traitement proposé par cette étude (nanofiltration) en prenant en compte le volet technique et financier de la mise en place. On pourrait notamment sur le plan technique, mettre l'accent sur le taux de régénération des membranes, la productivité totale souhaitée et la gestion du retentât, pour proposer une configuration économiquement acceptable.

RECOMMANDATIONS

Au vu de tout ce qui précède, nous recommandons aux bailleurs de fonds comme la Croix-Rouge Burkinabè de :

- S'assurer de la qualité de l'eau des ouvrages d'eau potable réalisés avant leur réception. Il s'agira ici, de s'assurer que des analyses de qualité soient effectuées sur l'eau par un laboratoire habilité ;
- En cas de pollution, promouvoir l'utilisation des technologies propres (telles que les procédés membranaires) afin de minimiser l'utilisation des produits chimiques, ensuite encourager le couplage de ces technologies aux énergies renouvelables.

BIBLIOGRAPHIE

- Abouzaid, Amina, Abdelkrim Mouzdahir, et Michel Rumeau. 2003. « Étude de la rétention des sels monovalents et bivalents par nanofiltration ». *Comptes Rendus Chimie* 6 (4): 431-36. [https://doi.org/10.1016/S1631-0748\(03\)00071-7](https://doi.org/10.1016/S1631-0748(03)00071-7).
- Alsally, Qusay, Talib Albayati, et Mumtaz Zablouk. 2013. « A Study of the Effect of Operating Conditions on Reverse Osmosis Membrane Performance with and without Air Sparging Technique ». *Chemical Engineering Communications* 200 (janvier). <https://doi.org/10.1080/00986445.2012.685529>.
- Arsuaga, Jesús M., M.J. López-Muñoz, José Aguado, et Arcadio Sotto. 2007. « Temperature, pH and concentration effects on retention and transport of organic pollutants across thin-film composite nanofiltration membranes ». conference on Desalination and the Environment. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S001191640700700X>
- Patrice Bacchin. Principes de base des Technologies à Membranes. 2ème Ecole d'Eté Franco-Maghrébine " Sciences et Technologies à Membranes ", Sep 2005, Monastir, Tunisia. hal-00201760
- Backer, Lorraine C. 2000. « Assessing the Acute Gastrointestinal Effects of Ingesting Naturally Occurring, High Levels of Sulfate in Drinking Water ». *Critical Reviews in Clinical Laboratory Sciences* 37 (4): 389-400. <https://doi.org/10.1080/10408360091174259>.
- Bannoud, Abdul Hakim. 2001. « Elimination de la dureté et des sulfates contenus dans les eaux par nanofiltration ». *Desalination* 137 (1): 133-39. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(01\)00211-9](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(01)00211-9).
- Beauchamp, Jacques. 2006. « Qualité des eaux souterraines ». juillet 2006. <https://www.u-picardie.fr/beauchamp/cours.qge/du-8.htm>.
- BERLAND, Jean-Marc, et Catherine JUERY. 2002. « Les procédés membranaires pour le traitement de l'eau ». Document technique FNDAE- Office International de l'Eau SNIDE. https://www.oieau.org/eaudoc/system/files/documents/37/185566/185566_doc.pdf.
- CartEau-BF. 2020. « CARTEAU | Carte des points d'eau du burkina faso ». 2020. <http://carteau.gov.bf/dictionnaire.html>.
- Colas, René. 1964. « Le problème de l'eau ». *Population* 19 (1) : 31-54. <https://doi.org/10.2307/1526178>.
- Conidi, Carmela, Francesca Macedonio, Pietro Argurio, Alfredo Cassano, et Enrico Drioli. 2018. « Performance of Reverse Osmosis Membranes in the Treatment of Flue-Gas Desulfurization (FGD) Wastewaters ». *Environments* 5 (6) : 71. <https://doi.org/10.3390/environments5060071>.
- Coulibaly, Dramane. 2020. « Etude de la qualité de l'eau de l'adduction d'eau potable simplifiée (AEPS) de Garpéné dans la commune rurale de Dapélogo au Burkina Faso ». Institut international d'ingénierie de l'eau et de l'environnement, 2020.

- DARBI, ASHREF, T. Viraraghavan, Yee-chung Jin, LARRY BRAUL, et DARRELL CORKAL. 2003. « Sulfate Removal from Water ». *Water Quality Research Journal of Canada* 38 (février). <https://doi.org/10.2166/wqrj.2003.011>.
- Dassi - 2011 - Investigation by multivariate analysis of groundwa.pdf ». s. d.
- DEVULDER, Lydie. 1999. « Les usages de l'eau au cours de l'histoire ». <https://www.enssib.fr/bibliotheque-numerique/documents/61899-les-usages-de-l-eau-au-cours-de-l-histoire.pdf>.
- Dompé, Ghislain, Maxime Ahoulé. Performances comparatives des techniques de nanofiltration et d'osmose inverse pour le traitement d'eau de consommation contaminée à l'arsenic au Burkina Faso. Génie des procédés. Université Montpellier ; Institut international d'ingénierie de l'eau et de l'environnement, 2016. Français. NNT : 2016MONT025. tel-02102228v2.
- Gansonré, Marc. 2019. « Contribution à l'amélioration de la gestion en régie directe des systèmes d'approvisionnement en eau potable simplifiées (AEPS) dans la commune de Dapélogo. » Mémoire de master. Burkina Faso ».
- Glater, Julius. 1998. « The Early History of Reverse Osmosis Membrane Development ». *Desalination* 117 (1) : 297-309. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(98\)00122-2](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(98)00122-2).
- Grönwall, Jenny, et Kerstin Danert. 2020. « Regarding Groundwater and Drinking Water Access through A Human Rights Lens: Self-Supply as A Norm », février. <https://www.mdpi.com/2073-4441/12/2/419/pdf>.
- Harrak, N EL, F Elazhar, S Belhamidi, M Elazhar, J Touir, et A Elmidaoui. 2015. « Comparaison des performances des deux procédés membranaires: la Nanofiltration et de l'Osmose inverse dans le Dessalement des eaux saumâtres (Performances comparison of two membranes processes: Nanofiltration and Reverse Osmosis in brackish water Desalination) », 8.
- Jiang, Lei, Yue Tu, Xiangmin Li, et Haixiang Li. 2018. « Application of Reverse Osmosis in Purifying Drinking Water ». *E3S Web of Conferences* 38: 01037. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20183801037>.
- Jin, Xue, Anna Jawor, Suhan Kim, et Eric M. V. Hoek. 2009. « Effects of Feed Water Temperature on Separation Performance and Organic Fouling of Brackish Water RO Membranes ». *Desalination* 239 (1): 346-59. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.03.026>.
- Korngold, Emmanuel, et Tony Bejerano. 2015. « Sulfate removal from brackish water using an anion exchanger with recycled regeneration ». *Desalination and Water Treatment* 57 (août): 1-5. <https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1080450>.
- Kroehler, Carolyn J. 2014. « Potable Water Quality Standards and Regulations: A Historical and World Overview ». In *Potable Water*, édité par Tamim Younos et Caitlin A. Grady, 30:1-36. The Handbook of Environmental Chemistry. Cham: Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-06563-2_1.
- Lee, Jeong, Yun Chul Woo, et Han-Seung Kim. 2014. « Effect of driving pressure and recovery rate on the performance of nanofiltration and reverse osmosis membranes for the treatment of the effluent from MBR ». *Desalination and water treatment* 54 (juin). <https://doi.org/10.1080/19443994.2014.923196>.

- Levallois, Patrick. 2006. « Eau potable et santé publique : défis actuels et futurs ». *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science* 19 (2): 127-35. <https://doi.org/10.7202/013046ar>.
- Lhassani, Lhassani, H Lhassani, M Pontie, et C Diawara. 2008. « Défluoruration d'eaux saumâtres par nanofiltration ». *Journal des Sciences et Technologie* 7 (2): 32-38.
- Liu, Feini, Guoliang Zhang, Qin Meng, et Hongzi Zhang. 2008. « Performance of Nanofiltration and Reverse Osmosis Membranes in Metal Effluent Treatment* *Supported by the National Natural Science Foundation of China (20476096, 20776133), Zhejiang Provincial Bureau of Science & Technology (2005C33040) and Bureau of Education (Key Discipline of Environmental Engineering 56310503014). » *Chinese Journal of Chemical Engineering* 16 (3): 441-45. [https://doi.org/10.1016/S1004-9541\(08\)60102-0](https://doi.org/10.1016/S1004-9541(08)60102-0).
- Lo, Sidy, Mamadou Am, Keba Courfia, C. Diawara, Pontie Maxime, Abdel Mahmoud, Ould Mahmoud, Mohamed Fagel, Mamoudou Ndongo, et Michel Rumeau. 2008. « Caractérisation et Modélisation du Transfert de Matière de Membranes de Nanofiltration (NF) et d'Osmose Inverse (OI) Commerciales: Application au Dessalement Sélectif d'une Eau Faiblement Saumâtre de Mauritanie », janvier.
- Lonsdale, H. K., U. Merten, et R. L. Riley. 1965. « Transport Properties of Cellulose Acetate Osmotic Membranes ». *Journal of Applied Polymer Science* 9 (4): 1341-62. <https://doi.org/10.1002/app.1965.070090413>.
- Luczaj, John. 2016. « Groundwater Quantity and Quality ». *Resources* 5 (février): 10. <https://doi.org/10.3390/resources5010010>.
- Margat, J. 1990. « Les eaux souterraines dans le monde », 44.
- Ministère de l'Eau et de l'Assainissement. 2019. *Décret_normes_critères_eau_potable*. https://eauburkina.org/images/Assainissement/dossier_2019/decret_normes_criteres_eau_potable.pdf.
- Nyström, Marianne, Lena Kaipia, et Susana Luque. 1995. « Fouling and Retention of Nanofiltration Membranes ». *Journal of Membrane Science* 98 (3): 249-62. [https://doi.org/10.1016/0376-7388\(94\)00196-6](https://doi.org/10.1016/0376-7388(94)00196-6).
- Ochando-Pulido, J. M., S. Rodriguez-Vives, G. Hodaifa, et A. Martinez-Ferez. 2012. « Impacts of Operating Conditions on Reverse Osmosis Performance of Pretreated Olive Mill Wastewater ». *Water Research* 46 (15): 4621-32. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.06.026>.
- OMS. 2004. « Sulfate in Drinking-water ». https://www.who.int/water_sanitation_health/water_quality/guidelines/chemicals/sulfate.pdf?ua=1#:~:text=Sulfates%20occur%20naturally%20in%20numerous,content%20of%20many%20drinking%20waters.
- . 2017. « Directives de qualité pour l'eau de boisson ».
- « OMS | L'eau potable et l'assainissement reconnus comme un droit fondamental ». s. d. WHO. World Health Organization. Consulté le 19 août 2020. https://www.who.int/water_sanitation_health/recognition_safe_clean_water/fr/.
- Pontalier, Pierre-Yves. 1996. « Identification et modélisation au transfert de matière dans des membranes de nanofiltration », 241.
- Pontié, M., H. Dach, J. Leparç, M. Hafsi, et A. Lhassani. 2008. « Novel Approach Combining Physico-Chemical Characterizations and Mass Transfer Modelling of Nanofiltration

- and Low Pressure Reverse Osmosis Membranes for Brackish Water Desalination Intensification ». *Desalination*, European Desalination Society and Center for Research and Technology Hellas (CERTH), Sani Resort 22 –25 April 2007, Halkidiki, Greece, 221 (1): 174-91. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.01.075>.
- Reinsel, Mark. 2015. « Sulfate Removal Technologies: A Review ». *Guest Column*, janvier. <https://www.wateronline.com/doc/sulfate-removal-technologies-a-review-0001>.
- Richards, Laura, Marion Vuachère, et Andrea Schaefer. 2010. « Impact of pH on the removal of fluoride, nitrate and boron by nanofiltration/reverse osmosis ». *Desalination* 261 (octobre): 331-37. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.06.025>.
- Smith, Mark, Katharine Cross, Mary Paden, et Peter Laban, éd. 2016. *Spring : Managing Groundwater Sustainably*. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2016.WANI.8.en>.
- SOLTANIEH, MOHAMMAD, et WILLIAM N. GILL'. 1981. « Review of Reverse Osmosis Membranes and Transport Models ». *Chemical Engineering Communications* 12 (4-6): 279-363. <https://doi.org/10.1080/00986448108910843>.
- TAKABAIT, Fatah. 2011. « Traitement de l'Eau de Forage par Osmose Inverse au Niveau du Complexe Agroalimentaire Cevital ».
- techno-membranes. 2020. « Les domaines d'applications des différentes techniques de filtration ». 2020. <http://www.techno-membranes.com/telechargement/Annexe4.pdf>.
- Vaseghi, Ghazaleh, Abbas Ghassemi, et Jim Loya. 2016. « Characterization of reverse osmosis and nanofiltration membranes: effects of operating conditions and specific ion rejection ». *Desalination and Water Treatment* 57 (50): 23461-72. <https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1135825>.
- Wang, Huiwei, et Qianqian Zhang. 2019. « Research Advances in Identifying Sulfate Contamination Sources of Water Environment by Using Stable Isotopes ». *International Journal of Environmental Research and Public Health* 16 (11). <https://doi.org/10.3390/ijerph16111914>.

ANNEXE

Sommaire des annexes

Annexe II.1 : Références des méthodes d'analyse	xiii
Annexe II.2 : Exemple d'affichage du pilote	xiv
Annexe III.1 : Caractéristiques des solutions d'alimentation et des perméats	xv

Traitement d'une eau de consommation polluée aux sulfates : comparaison des performances de l'osmose inverse et de la nanofiltration

Annexe II.1 : Références des méthodes d'analyse

Paramètres	Référence de la méthode
Température	NF T 90-100
Turbidité	NF EN 27027 (94)
Conductivité	NF EN 27888 (94)
pH	NF T 90-008 (53)
Titre alcalimétrique (TA)	NF T 90-003 (84)
Titre alcalimétrique complet (TAC)	NF T 90-003 (84)
Dureté totale (TH)	NF T 90-003 (84)
Dureté calcique (TCa)	NF T 90-003 (84)
Bicarbonates (HCO_3^-)	NF T 90-003 (84)
Carbonates (CO_3^{2-})	NF T 90-003 (84)
Calcium (Ca^{2+})	NF T 90-003 (84)
Magnésium (Mg^{2+})	NF T 90-003 (84)
Chlorures (Cl^-)	NF T 90-014 (52)
Ammonium (NH_4^+)	NF T 90-015 adapté
Fluorures (F^-)	Méthode adapté Hach
Sulfates (SO_4^{2-})	NF T 90-040 (86) adapté
Orthophosphates (PO_4^{3-})	NF EN 1189 (97) adapté
Nitrates (NO_3^-)	FD T 90-045 adapté
Nitrites (NO_2^-)	NF EN 26777 (93)

Annexe II.2 : Exemple d'affichage du pilote



Tableau d'affichage du pilote MP72SP

**Traitement d'une eau de consommation polluée aux sulfates : comparaison des performances de
l'osmose inverse et de la nanofiltration**

Annexe III.1 : Caractéristiques des solutions d'alimentation des perméats

Ech	pH	T	T°	C	TA	TAC	TH	S04 ²⁻	Ca ²⁺	Na ⁺	K ⁺	NH ₄ ⁺	Fe ²⁺	Mg ²⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	Cl ⁻	S ₂ ⁻	F ⁻	HCO ₃ ⁻	CO ₃ ²⁻	
		(NTU)	(°C)	(μS/cm)	(°F)	(mg/l)																	
S0	6,9	0,15	27,8	1520	0	1,6	122	1400	371,20	138,79	9,25	0,38	0,22	70,08	0,063	9,6	0,11	0,0280	0,009	0,400	19,52	0,00	
S1	7,2	1,46	28	330	0,00	0,40	65,00	253	251,20	0,93	0,00	0,76	0,12	5,28	0,050	6,6	0,42	0,0051	0,004	0,040	4,88	0,00	
S2	7,1	3,34	28	650	0,00	0,30	127,04	500	495,20	0,00	0,00	0,08	0,14	7,78	0,026	6,5	0,43	0,0100	0,002	0,040	3,66	0,00	
S3	7,1	5,62	28	1444	0,00	0,20	353,72	1400	1400,80	0,93	0,00	0,09	0,13	8,45	0,016	6,6	0,30	0,0280	0,003	0,050	2,44	0,00	
S4	6,8	0,29	28	400	0,00	0,20	1,02	249	0,00	500,00	0,00	0,02	0,15	2,45	0,016	4,9	0,15	0,0050	0,008	0,060	2,44	0,00	
S5	6,5	0,40	28	815	0,00	0,30	1,30	500	0,00	990,00	0,00	0,04	0,12	3,12	0,029	4,6	0,13	0,0100	0,005	0,050	3,66	0,00	
S6	6,4	0,50	28	1850	0,00	0,20	1,48	1400	0,00	2790,00	0,00	0,05	0,11	3,55	0,007	4,9	0,20	0,0280	0,004	0,040	2,44	0,00	
P01N	7,0	0,24	34,4	14,450	0,00	1,00	10,00	42	24,00	37,93	2,00	0,06	0,04	9,60	0,035	5,7	0,10	0,0008	0,006	0,280	12,20	0,00	
P02,5N	7,0	0,21	39,9	13,390	0,00	1,00	7,20	25	24,00	37,93	2,00	0,04	0,02	2,88	0,022	5,1	0,19	0,0005	0,006	0,280	12,20	0,00	
P04N	7,0	0,06	42,1	13,210	0,00	0,70	5,60	18	20,00	34,23	2,00	0,18	0,03	1,44	0,016	5,0	0,05	0,0004	0,006	0,270	8,54	0,00	
P040I	7,0	0,08	33,7	11,640	0,00	0,40	3,50	23	3,20	6,48	0,00	0,00	0,02	6,48	0,037	4,5	0,07	0,0005	0,007	0,050	4,88	0,00	
P060I	7,0	0,06	35,6	10,450	0,00	0,20	2,60	17	1,60	3,70	0,00	0,03	0,03	5,28	0,072	4,7	0,07	0,0003	0,002	0,040	2,44	0,00	
P080I	7,2	0,01	37,8	9,850	0,00	0,20	1,90	14	2,00	3,70	0,00	0,03	0,02	3,36	0,014	9,6	0,08	0,0003	0,003	0,010	2,44	0,00	
P11N	6,9	0,28	38,7	0,801	0,00	0,30	2,92	4	3,84	1,85	0,00	0,29	0,18	4,70	0,039	11,9	0,09	0,0001	0,007	0,040	3,66	0,00	
P14N	6,9	0,24	45,3	0,738	0,00	0,23	2,00	3	1,60	0,93	0,00	0,10	0,03	3,84	0,011	5,6	0,13	0,0001	0,018	0,000	2,81	0,00	
P140I	6,8	0,39	45,4	0,743	0,00	0,52	1,80	2	0,00	0,00	0,00	0,11	0,02	4,32	0,012	6,2	0,23	0,0000	0,024	0,000	6,34	0,00	
P180I	6,8	0,03	44,9	0,581	0,00	0,25	1,04	0	0,00	0,00	0,00	0,09	0,03	2,50	0,013	4,8	0,06	0,0000	0,009	0,010	3,05	0,00	
P21N	6,8	0,25	33,2	0,766	0,00	0,20	3,86	24	9,60	0,00	0,00	0,07	0,03	3,50	0,034	5,0	0,17	0,0005	0,014	0,010	2,44	0,00	
P24N	7,0	1,02	37,1	3,370	0,00	0,25	2,40	7	4,00	0,00	0,00	0,15	0,05	3,36	0,015	6,2	0,16	0,0001	0,018	0,000	3,05	0,00	

**Traitement d'une eau de consommation polluée aux sulfates : comparaison des performances de
l'osmose inverse et de la nanofiltration**

P24OI	7,0	0,16	42,0	7,540	0,00	0,35	1,64	6	0,00	0,00	0,00	0,08	0,03	3,94	0,011	3,2	0,23	0,0001	0,015	0,000	4,27	0,00
P28OI	7,0	0,01	44,7	9,470	0,00	0,20	1,20	2,9	0,00	0,00	0,00	0,15	0,58	2,88	0,024	6,5	0,10	0,0001	0,011	0,040	2,44	0,00
P31N	7,0	0,17	34,7	33,300	0,00	0,21	5,44	35	16,00	0,93	0,00	0,18	0,04	3,46	0,014	7,7	0,18	0,0007	0,014	0,000	2,56	0,00
P34N	7,0	0,26	38,3	22,500	0,00	0,31	2,94	17	4,80	0,00	0,00	0,16	0,02	4,18	0,011	5,4	0,16	0,0003	0,003	0,000	3,78	0,00
P34OI	7,0	0,01	41,6	18,810	0,00	0,41	2,68	47	4,80	0,00	0,00	0,05	0,25	3,55	0,026	7,4	0,05	0,0009	0,001	0,000	5,00	0,00
P38OI	7,0	0,00	38,8	17,990	0,00	0,30	2,30	9,6	2,40	0,00	0,00	0,18	0,11	4,08	0,020	5,8	0,18	0,0002	0,000	0,050	3,66	0,00
P41N	7,0	0,16	30,0	6,570	0,00	0,30	0,70	1	0,00	3,70	0,00	0,02	0,07	1,68	0,006	5,0	0,26	0,0000	0,009	0,009	3,66	0,00
P44N	7,0	0,19	33,0	9,530	0,00	0,20	1,00	1	0,00	1,85	0,00	0,03	0,21	2,40	0,015	10,8	0,24	0,0000	0,011	0,011	2,44	0,00
P44OI	7,0	0,14	36,7	4,530	0,00	0,10	1,00	4	0,00	3,70	0,00	0,03	0,17	2,40	0,011	4,8	0,28	0,0001	0,014	0,014	1,22	0,00
P48OI	7,0	0,16	38,3	3,960	0,00	0,20	0,80	1	0,00	0,93	0,00	0,03	0,04	1,92	0,012	3,8	0,09	0,0000	0,000	0,000	2,44	0,00
P51N	7,0	0,16	32,4	0,01	0,00	0,40	1,00	4	0,00	7,40	0,00	0,02	0,49	2,40	0,015	6,7	0,13	0,0001	0,016	0,016	4,88	0,00
P54N	7,0	0,09	35,4	5,95	0,00	0,20	1,10	8	0,00	4,63	0,00	0,00	0,03	2,64	0,028	10,0	0,26	0,0002	0,017	0,017	2,44	0,00
P54OI	7,0	0,06	38,6	8,92	0,00	0,20	1,02	3	0,00	6,48	0,00	0,00	0,08	2,45	0,006	6,2	0,07	0,0001	0,010	0,010	2,44	0,00
P58OI	7,0	0,01	39,7	8,02	0,00	0,30	1,20	3	0,00	4,63	0,00	0,03	0,09	2,88	0,025	6,0	0,19	0,0001	0,004	0,004	3,66	0,00
																					0,00	
P61N	7,0	0,06	31,7	12,73	0,00	0,60	1,20	41	0,00	31,46	0,00	0,02	0,10	2,88	0,015	7,6	0,07	0,0008	0,008	0,008	7,32	0,00
P64N	7,0	0,09	44,7	12,57	0,00	0,50	1,60	6	0,00	9,25	0,00	0,17	0,12	3,84	0,021	7,5	0,26	0,0001	0,013	0,013	6,10	0,00
P64OI	7,0	0,10	42,1	13,22	0,00	0,30	1,50	18	0,00	13,88	0,00	0,03	0,15	3,60	0,027	7,9	0,08	0,0004	0,010	0,010	3,66	0,00
P68OI	7,0	0,00	45,1	14,61	0,00	0,30	1,10	10	0,00	7,40	0,00	0,00	0,08	2,64	0,018	7,5	0,06	0,0002	0,002	0,002	3,66	0,00

Légende

S0 : eau naturelle du forage de Garpéné

S1 : solution préparée à partir du CaSO_4 concentrée en sulfates à 250 mg/l

S2 : solution préparée à partir du CaSO_4 concentrée en sulfates à 500 mg/l

S3 : solution préparée à partir du CaSO_4 concentrée en sulfates à 1400mg/l

S4 : solution préparée à partir du Na_2SO_4 concentrée en sulfates à 250mg/l

S5 : solution préparée à partir du Na_2SO_4 concentrée en sulfates à 500mg/l

S6 : solution préparée à partir du Na_2SO_4 concentrée en sulfates à 1400mg/l

PixN : perméat de la solution Si filtrée sous x bars en nanofiltration

PixOI : perméat de la solution Si filtrée sous x bars en osmose inverse