



ΕΘΝΙΚΟ ΜΕΤΣΟΒΙΟ ΠΟΛΥΤΕΧΝΕΙΟ
ΤΜΗΜΑ ΠΟΛΙΤΙΚΩΝ ΜΗΧΑΝΙΚΩΝ
ΤΟΜΕΑΣ ΥΔΑΤΙΚΩΝ ΠΟΡΩΝ ΚΑΙ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ

ΔΙΠΛΩΜΑΤΙΚΗ ΕΡΓΑΣΙΑ

ΑΝΑΣΚΟΠΗΣΗ ΤΗΣ ΕΦΑΡΜΟΓΗΣ ΤΗΣ ΔΙΕΡΓΑΣΙΑΣ ΤΗΣ ΦΥΣΙΚΗΣ
ΩΣΜΩΣΗΣ ΓΙΑ ΤΗ ΣΥΜΠΥΚΝΩΣΗ ΤΩΝ ΑΣΤΙΚΩΝ ΛΥΜΑΤΩΝ

ΜΑΡΙΑ ΑΝΝΑ ΘΕΟΔΩΡΟΠΟΥΛΟΥ

ΕΠΙΒΛΕΠΩΝ: ΑΝΑΠΛΗΡΩΤΗΣ ΚΑΘΗΓΗΤΗΣ

ΣΥΜΕΩΝ ΜΑΛΑΜΗΣ

Αθήνα, Ιούλιος 2023

ΕΥΧΑΡΙΣΤΙΕΣ

Η ολοκλήρωση της παρούσας διπλωματικής εργασίας συνεπάγεται το πέρας της φοίτησής μου στο τμήμα Πολιτικών Μηχανικών του Εθνικού Μετσόβιου Πολυτεχνείου. Θα ήθελα όμως να ευχαριστήσω εκ βαθέων τον επιβλέποντα κύριο Συμεών Μαλαμή, Αναπληρωτή Καθηγητή στον Τομέα Υδατικών Πόρων και Περιβάλλοντος για την ανάθεση της παρούσας διπλωματικής εργασίας και για την πολύτιμη βοήθεια του και καθοδήγησή του σε όλους τους τομείς. Επίσης, θα ήθελα να εκφράσω τις θερμές μου ευχαριστίες στην υποψήφια διδάκτορα Σταυρούλα Καππά για τις εύστοχες παρατηρήσεις και κατανόησή της καθ'όλη τη διάρκεια της εκπόνησης της εργασίας μου. Στο σημείο αυτό, δεν θα μπορούσα να μην αναφέρω την εκτίμησή μου και την αγάπη μου για τη βοήθεια και τις αξέχαστες στιγμές που μου προσέφεραν οι συμφοιτητές μου, Ελένη, Μάρκος, Κωνσταντίνα, Γιάννης και Κίμωνας. Τέλος, ένα μεγάλο ευχαριστώ στους δικούς μου ανθρώπους, τους γονείς μου και τον αδερφό μου για την αστείρευτη στήριξή τους σε κάθε βήμα της ζωής μου.

ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΑ

ΠΕΡΙΛΗΨΗ	4
Κατάλογος εικόνων.....	4
Κατάλογος πινάκων	10
Κατάλογος διαγραμμάτων	10
ΚΕΦΑΛΑΙΟ 1. ΕΙΣΑΓΩΓΗ.....	11
ΚΕΦΑΛΑΙΟ 2. ΠΕΡΙΓΡΑΦΗ ΘΕΜΕΛΙΩΔΩΝ ΕΝΝΟΙΩΝ	14
2.1 Ωσμωτικές διεργασίες μεμβρανών	14
2.2 Φυσική ώσμωση	16
2.2.1 Πλεονεκτήματα Φυσικής ώσμωσης.....	17
2.2.2 Μειονεκτήματα φυσικής ώσμωσης	17
2.3 Αντίστροφη ώσμωση	18
2.4 Ώσμωση παρατεταμένης πίεσης	19
2.5 Υπό πίεση φυσική ώσμωση	20
2.6 Εφαρμογές της φυσικής ώσμωσης.....	21
2.6.1 Διαχείριση και επεξεργασία λυμάτων	22
2.6.2 Διαδικασία αφαλάτωσης.....	23
2.6.3 Εφαρμογές στη βιομηχανία τροφίμων	23
2.7 Δυνατότητες ανάκτησης ενέργειας από αστικά λύματα	24
2.8 Διατάξεις φυσικής ώσμωσης στην επεξεργασία αστικών λυμάτων	26
ΚΕΦΑΛΑΙΟ 3.ΠΕΡΙΓΡΑΦΗ ΩΣΜΩΤΙΚΩΝ ΔΙΕΡΓΑΣΙΩΝ ΚΑΙ	29
ΧΑΡΑΚΤΗΡΙΣΤΙΚΑ ΜΕΜΒΡΑΝΩΝ.....	29
3.1 Εξισώσεις περιγραφής ωσμωτικών διεργασιών	29
3.1.1 Υπολογισμός ωσμωτικής πίεσης	29
3.1.2 Υπολογισμός ροής διήθησης του διαλύτη και της διαλυμένης ουσίας	30

3.2 Μεμβράνες φυσικής ώσμωσης	32
3.2.1 Ιστορική αναδρομή αναφορικά με τις μεμβράνες FO	34
3.3 Ανάπτυξη μεμβρανών	34
3.4 Προσανατολισμός μεμβρανών	35
3.5 Οι περιορισμοί της φυσικής ώσμωσης	35
3.5.1 Πόλωση συγκέντρωσης	36
3.5.1.1 Εξωτερική πόλωση συγκέντρωσης	36
3.5.1.2 Εσωτερική πόλωση συγκέντρωσης	37
3.6 Έμφραξη μεμβρανών	37
3.7 Αντίστροφη ροή διαλυμένης ουσίας	39
3.8 Υπερτονικά διαλύματα και διαλυμένες ουσίες	40
ΚΕΦΑΛΑΙΟ 4. ΑΝΑΣΚΟΠΗΣΗ ΤΗΣ ΕΦΑΡΜΟΓΗΣ ΦΥΣΙΚΗΣ ΩΣΜΩΣΗΣ ΓΙΑ ΤΗΝ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑ ΑΣΤΙΚΩΝ ΛΥΜΑΤΩΝ	42
4.1 Σκοπός και αντικείμενο ανασκόπησης	42
4.2 Επιλογή Άρθρων	41
4.3 Σύνοψη ευρημάτων των βιβλιογραφικών αναφορών που μελετήθηκαν στην παρούσα έρευνα ...	46
4.4 Ανάλυση Άρθρων	62
4.5 Διαγράμματα των αποτελεσμάτων ανάλογα τη κατηγορία	82
4.6 Σύστημα φυσικής ώσμωσης σε συνδυασμό με άλλες τεχνολογίες	955
ΚΕΦΑΛΑΙΟ 5. ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ ΚΑΙ ΕΡΕΥΝΗΤΙΚΑ ΚΕΝΑ	96

Κατάλογος εικόνων

Εικόνα 1: Ωσμωση μεταξύ διαλύματος και διαλύτη, (Science Facts, 2023. https://www.sciencefacts.net/osmosis.html).....	14
Εικόνα 2: Η διαδικασία αντίστροφης ώσμωσης, (Kouli et al., 2018).....	14
Εικόνα 3: Αναπαράσταση της ροής διαλύτη σε FO, PRO και RO. Ο προσανατολισμός της μεμβράνης υποδεικνύεται σε κάθε σύστημα από την παχιά μαύρη γραμμή που αντιπροσωπεύει το ενεργό στρώμα της μεμβράνης, (Touati, Khaled & Tadeo, Fernando. (2016).....	19
Εικόνα 4: Σχέση μεταξύ της ροής διήθησης του νερού και της εφαρμοζόμενης πίεσης στην RO, PRO, FO και AFO (Πηγή: KorenakJ., BasuS., BalakrishnanM., Hélix-NielsenC., PetrinicI. (2017). Forward osmosis in waste water treatment processes. Acta Chimica Slovenica, 64(1), 83–94.).....	20
Εικόνα 5: (Α) Παράγοντες που επηρεάζουν τη ρύπανση της μεμβράνης (Β) Οι διάφοροι μηχανισμοί ρύπανσης που αντιστοιχούν στα υλικά ρύπανσης (C) Μια σχηματική απεικόνιση των διαδικασιών επεξεργασίας νερού/λυμάτων που χρησιμοποιούν την ευέλικτη συμπεριφορά των 2D NM στον αποτελεσματικό διαχωρισμό μεμβράνης (Πηγή: Shahzad, Asif & Oh, Jae-Min & Azam, Mudassar & Iqbal, Jibrán & Hussain, Sabir & Miran, Waheed & Rasool, Kashif. (2021). Advances in the Synthesis and Application of Anti-Fouling Membranes Using Two-Dimensional Nanomaterials. Membranes. 11. 605. 10.3390/membranes11080605.).....	37
Εικόνα 6: (α) Σύστημα ανοιχτού βρόχου FO-RO-AnMBR (επάνω) και σύστημα κλειστού βρόχου FO-RO-AnMBR (κάτω) και (β) ανάλυση του κόστους FO-RO-AnMBR σε συνάρτηση με τη ροή νερού μεμβράνης FO (Vinardell et al., 2020).....	91
Εικόνα 7: (α) Απεικόνιση της ενσωμάτωσης του FO με άλλες τεχνολογίες που βασίζονται σε μεμβράνες, (β) σχηματική απεικόνιση του υβριδικού συστήματος FO-MD, (βασισμένο στο Xie et al., 2013), και (γ) σχηματική απεικόνιση του ολοκληρωμένου συστήματος UF-FO-NF, προσαρμοσμένο από το Carbonell et al., 2020).....	95
Εικόνα 8: (α) Απεικόνιση της ενοποίησης του FO με άλλες τεχνολογίες επεξεργασίας νερού, (β) το υβριδικό σύστημα FO-AD, (Zhao et al., 2019), (γ) το υβριδικό σύστημα FO-CF, Han et al., 2016), και (δ) την ενσωμάτωση του FO με την οξειδωση του Fenton (Iskander et al., 2019).....	97

Κατάλογος πινάκων

Πίνακας 1: Παρατίθενται τα 61 άρθρα που επιλέχθηκαν κατόπιν εφαρμογής κριτηρίων διαλογής.....	44
Πίνακας 2: Παράθεση της εφαρμογής διαφορετικών μεμβρανών στη διεργασία της φυσικής ώσμωσης.....	62
Πίνακας 3: Παράθεση της εφαρμογής διαφορετικών υπερτονικών διαλυμάτων στη διεργασία της φυσικής ώσμωσης.....	74

Κατάλογος διαγραμμάτων

Διάγραμμα 1: Συχνότητα εμφάνισης κάθε τύπου είδους τροφοδοσίας.....	88
Διάγραμμα 2 : Συχνότητα εμφάνισης των διατάξεων.....	88
Διάγραμμα 3: Συχνότητα εμφάνισης υπερτονικών διαλυμάτων στην OMBR.....	90
Διάγραμμα 4: Συχνότητα εμφάνισης υπερτονικών διαλυμάτων στην An-OMBR.....	90
Διάγραμμα 5: Συχνότητα εμφάνισης υπερτονικών διαλυμάτων στην FO.....	91
Διάγραμμα 6: Εύρος της ροής διήθησης από 0-4.9 LMH στις μεμβράνες CTA, TFC.....	92
Διάγραμμα 7: Εύρος της ροής διήθησης από 5-10 LMH στις μεμβράνες CTA, TFC... ..	92
Διάγραμμα 8: Εύρος της ροής διήθησης από >10 LMH στις μεμβράνες CTA, TFC.....	93
Διάγραμμα 9: Ποσοστά συμπύκνωσης οργανικού άνθρακα και θρεπτικών για τις διατάξεις An-OMBR και FO.....	94
Διάγραμμα 10: Ποσοστά συμπύκνωσης οργανικού άνθρακα και θρεπτικών για τη διάταξη OMBR..	94

ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Αντικείμενο της παρούσας διπλωματικής εργασίας αποτελεί η διερεύνηση της εφαρμογής της διεργασίας της φυσικής ώσμωσης με στόχο τη συμπύκνωση αστικών υγρών αποβλήτων.

Με το πέρασμα των χρόνων, το ζήτημα των φυσικών πόρων παρουσιάζεται όλο και πιο έντονα μπροστά μας καθώς έχει καταστεί πλέον σαφές ότι δεν είναι ανεξάντλητοι. Στα πλαίσια αυτό πολλοί ερευνητές εστιάζουν, ολοένα και περισσότερο, στη δυνατότητα ανάκτησης νερού και πόρων από μη συμβατικούς πόρους όπως τα υγρά απόβλητα. Η παρούσα διπλωματική εργασία επικεντρώνεται στην εφαρμογή της διεργασίας της φυσικής ώσμωσης ως μέθοδος προεπεξεργασίας των αστικών λυμάτων με απώτερο σκοπό την ανάκτηση ενέργειας και υλικών από τα λύματα. Μια διεξοδική διαδικασία επιλογής είχε ως αποτέλεσμα τη συμπερίληψη 61 συνολικά ερευνών που πληρούσαν συγκεκριμένα κριτήρια. Οι μελέτες αυτές εμβαθύνουν σε συστήματα φυσικής ώσμωσης με τη χρήση μεμβρανών που χρησιμοποιούνται για την επεξεργασία αστικών λυμάτων.

Για να διευκολυνθεί μια ολοκληρωμένη ανάλυση, οι μελέτες κατηγοριοποιήθηκαν σχολαστικά με βάση συγκεκριμένες κρίσιμες παραμέτρους, συμπεριλαμβανομένης της διάταξης της μεμβράνης, του τύπου της μεμβράνης, της φύσης των λυμάτων και του είδους και της συγκέντρωσης του υπερτονικού διαλύματος. Το βασικό σημείο ενδιαφέροντος των ερευνών στράφηκε γύρω από την αξιολόγηση και την επικύρωση (ή τη διάψευση) της αποτελεσματικότητας απομάκρυνσης του οργανικού φορτίου (TOC/COD), ολικού αζώτου/αμμωνιακού αζώτου (TN/NH₄-N), και ολικού φωσφόρου/ορθο-φωσφορικών (TP/PO₄-P). Επιπλέον, η διατριβή προσφέρει πολύτιμες συστάσεις για μελλοντικές ερευνητικές προσπάθειες με στόχο τη βελτιστοποίηση των λειτουργικών παραμέτρων και την επίτευξη πιο αποτελεσματικών βιώσιμων λύσεων για την επεξεργασία των λυμάτων.

Επιπλέον, αυτή η διατριβή εξετάζει διάφορες προκλήσεις που σχετίζονται με συστήματα επεξεργασίας λυμάτων που βασίζονται στη φυσική ώσμωση, όπως είναι η κατανάλωση ενέργειας, η έμφραξη των μεμβρανών και οι διαδικασίες καθαρισμού τους, η επιμόλυνση του υπερτονικού διαλύματος με ουσίες που περιέχονται στα λύματα και η διείσδυση αλάτων από το υπερτονικό διάλυμα στα προς επεξεργασία λύματα.

Τα αποτελέσματα αυτής της διατριβής έδειξαν ότι η χρήση NaCl ως υπερτονικό διάλυμα είναι ευρεία και φαίνεται να είναι κατάλληλη για τη συμπύκνωση αστικών λυμάτων. Αποδοτική φάνηκε και η συγκέντρωσή του στα 0.5M. Παρατηρήθηκε αυξημένη ροή διήθησης στη μεμβράνη TFC συγκριτικά με τη CTA. Επίσης όσον αφορά είδος τροφοδοσίας φάνηκε η χρήση των συνθετικών αστικών λυμάτων να ξεπερνά κατά πολύ τα υπόλοιπα.

Επιπλέον, η διπλωματική αναφέρει τις μελλοντικές ερευνητικές προσπάθειες με στόχο τη βελτιστοποίηση των λειτουργικών παραμέτρων και την επίτευξη πιο αποτελεσματικών βιώσιμων λύσεων για την επεξεργασία των λυμάτων μέσω της διεργασίας της φυσικής ώσμωσης. Από την εκτενή ανασκόπηση της υφιστάμενης βιβλιογραφίας προκύπτουν προτάσεις για μελλοντική έρευνα στο θέμα της επεξεργασίας των λυμάτων με φυσική ώσμωση με στόχο τη βελτιστοποίηση των λειτουργικών παραμέτρων.

ΛΕΞΕΙΣ ΚΛΕΙΔΙΑ

Φυσική ώσμωση, Υπερτονικά διαλύματα, Αφαλάτωση, Επαναχρησιμοποίηση λυμάτων

ABSTRACT

This undergraduate thesis represents an extensive and comprehensive examination of the research conducted on the application of the forward osmosis process for the pre-treatment of municipal wastewater. The author established precise inclusion criteria and executed a systematic search of pertinent research articles utilizing esteemed databases including Google Scholar, Scopus, and Web of Science. A thorough selection process resulted in the inclusion of a total of 61 studies that fulfilled the predefined criteria. These studies delved into diverse membrane arrangements and types employed in treating various wastewater streams, thereby yielding invaluable insights into the performance of osmotic membrane bioreactors and natural osmosis systems across different operational conditions. To facilitate a comprehensive analysis, the studies were meticulously categorized based on several important parameters, including the membrane layout, the membrane type, the nature of wastewater, the type and concentration of the draw solution. The key focus of the investigations revolved around the evaluation and validation (or refutation) of the removal efficiency of total organic carbon/chemical oxygen demand (TOC/COD), total nitrogen/ammonium-nitrogen (TN/NH₄-N), and total phosphorus/ortho-phosphate (TP/PO₄-P). These findings were subsequently compared and contrasted with the outcomes of other relevant studies present in the existing literature, enhancing the robustness and reliability of the conclusions drawn. Moreover, this thesis extensively addresses several challenges associated with the application of the forward osmosis process for the pre-concentration of municipal wastewater which include the energy and carbon footprint of the process, membrane fouling and cleaning, the penetration of salts into the sewage.

The results of this undergraduate thesis showed that the most common draw solution is NaCl and application of it indicates a possible suitability for the concentration of municipal wastewater. The concentration of NaCl is about 0.5M. The TFC membrane in terms of water fluxes seems to outperformed the CTA. Synthetic municipal wastewater as feed solution seems to be the most popular.

Furthermore, the thesis offers valuable recommendations for future research endeavors aiming to optimize operational parameters and achieve more efficient and sustainable solutions for wastewater treatment through the application of the forward osmosis process. These suggestions serve as a roadmap for researchers and practitioners seeking to enhance the overall performance of the forward osmosis process, paving the way for advancements in the field of wastewater treatment. In summary, this thesis represents a comprehensive and extensive examination of membrane-based wastewater treatment systems.

KEYWORDS

Forward osmosis, Draw solutions, Desalination, Wastewater reuse

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 1. ΕΙΣΑΓΩΓΗ

Από την εμφάνιση του ανθρώπινου είδους και καθ' όλη της διάρκεια της πορείας του στο πλανήτη Γη ως και σήμερα έχει γίνει αντιληπτό ότι οι φυσικοί πόροι δεν είναι ανεξάντλητοι. Το νερό αποτελεί από τους πλέον σημαντικότερους καθώς είναι άρρηκτα συνδεδεμένο με τη διατήρηση της ζωής. Όσο δεδομένη και αν είναι θεωρείται η ύπαρξή του, τόσο επώδυνη είναι η έλλειψή του.

Η αυξανόμενη παγκόσμια ζήτηση για νερό και ενεργειακούς πόρους έχει οδηγήσει στην εξερεύνηση εναλλακτικών μεθόδων επεξεργασίας και αφαλάτωσης του νερού. Μια τέτοια μέθοδος είναι η φυσική ώσμωση (FO) κατά την οποία τα μόρια νερού διέρχονται από ένα διάλυμα χαμηλής συγκέντρωσης προς ένα διάλυμα υψηλής συγκέντρωσης μέσω μιας επιλεκτικής μεμβράνης, με ωθούσα δύναμη τη διαφορά της οσμωτικής πίεσης μεταξύ των διαλυμάτων. Η φυσική ώσμωση λόγω της απουσίας εξωτερικής υδραυλικής πίεσης παρουσιάζει διέπεται σημαντικά πλεονεκτήματα σε σχέση με άλλες συμβατικές μεθόδους, συμπεριλαμβανομένης της υψηλής απόδοσης και της χαμηλότερης κατανάλωσης ενέργειας. Στη διαχείριση των αστικών λυμάτων η φυσική ώσμωση μπορεί να χρησιμοποιηθεί ως ένα στάδιο προεπεξεργασίας ώστε να συμπυκνώσει τα λύματα και να τα καταστήσει πιο εύκολα διαχειρίσιμα μετατρέποντάς τα σε ένα ρεύμα αποβλήτων μικρότερου όγκου και μεγαλύτερων συγκεντρώσεων. Αυτό διευκολύνει την εφαρμογή καταντή διεργασιών ανάκτησης ενέργειας και θρεπτικών συστατικών. Εναλλακτικά, η διεργασία της φυσικής ώσμωσης μπορεί να συνδυαστεί με την ταυτόχρονη βιολογική επεξεργασία των λυμάτων. Στο πλαίσιο αυτό έχουν αναπτυχθεί τρεις βασικές διατάξεις αντιδραστήρων με ενσωματωμένα συστήματα φυσικής ώσμωσης, τα οποία χωρίζονται σε τρεις κατηγορίες α) αερόβιος ωσμωτικός βιοαντιδραστήρας μεμβρανών (Ae-OMBR), β) αναερόβιος ωσμωτικός βιοαντιδραστήρας μεμβρανών (An-OMBR) και γ) συνδυαστικό σύστημα προ-συμπύκνωσης ρεύματος τροφοδοσίας για μετέπειτα αναερόβια επεξεργασία (Ansari et al., 2017). Η αξιοποίηση των αστικών λυμάτων είναι μια πολλά υποσχόμενη προσέγγιση για την αντιμετώπιση της έλλειψης υδάτινων πόρων. Τα αστικά λύματα περιέχουν θρεπτικά συστατικά και οργανική ύλη που μπορούν να χρησιμοποιηθούν για την παραγωγή ενέργειας και λιπασμάτων. Ωστόσο, το κόστος των συμβατικών τεχνολογιών επεξεργασίας λυμάτων, όπως είναι το σύστημα της ενεργού ιλύος, εξακολουθεί να είναι υψηλό και συμβάλλει σημαντικά στις εκπομπές αερίων του θερμοκηπίου. Η διεργασία της φυσικής ώσμωσης (FO) προσφέρει μια πιθανή λύση σε αυτές τις προκλήσεις. Ωστόσο, υπάρχουν αρκετοί περιορισμοί και δυνατότητες βελτιστοποίησης στη διεργασία της φυσικής ώσμωσης (FO) που πρέπει να εξετασθούν για να γίνει μια βιώσιμη εναλλακτική λύση.

Στη βιβλιογραφία έχουν εντοπιστεί αρκετοί περιορισμοί και στρατηγικές βελτιστοποίησης στη διεργασία της φυσικής ώσμωσης (FO) (Valledares et al., 2017; Li et al., 2021). Ένας εξ' αυτών είναι η αντιστάθμιση μεταξύ της διαπερατότητας της μεμβράνης και της εκλεκτικότητάς της. Ενώ μια πιο διαπερατή μεμβράνη μπορεί να οδηγήσει σε υψηλότερη ροή νερού, μπορεί επίσης να επιτρέψει τη

διέλευση διαλυμένων ουσιών και άλλων ουσιών, με αποτέλεσμα τη μειωμένη ποιότητα του νερού. Οι στρατηγικές βελτιστοποίησης περιλαμβάνουν τη χρήση εξειδικευμένων υλικών μεμβράνης και τροποποιήσεις επιφάνειας για τη βελτίωση της επιλεκτικότητας και τη μείωση της ρύπανσης. Ένας άλλος περιορισμός είναι η πιθανότητα διαρροής υπερτονικού διαλύματος προς τα λύματα. Οι στρατηγικές βελτιστοποίησης περιλαμβάνουν τη χρήση βιοαποδομήσιμων και μη τοξικών υπερτονικών διαλυμάτων και την ανάπτυξη αποτελεσματικών συστημάτων ανάκτησης και ανακύκλωσης. Το φαινόμενο πόλωσης συγκέντρωσης, μπορεί επίσης να περιορίσει την αποτελεσματικότητα της διεργασίας FO. Οι στρατηγικές βελτιστοποίησης περιλαμβάνουν τη χρήση διαχωριστικών υλικών και διαμορφώσεων ροής για τη μείωση της πόλωσης της συγκέντρωσης και την αύξηση της ροής του νερού. Επιπλέον, η απόδοση της διεργασίας FO μπορεί να επηρεαστεί από τις ιδιότητες του νερού τροφοδοσίας, όπως η αλατότητα και η θερμοκρασία του. Οι στρατηγικές βελτιστοποίησης περιλαμβάνουν τη χρήση μεθόδων προ-επεξεργασίας και την επιλογή κατάλληλων υπερτονικών διαλυμάτων με βάση τις ιδιότητες του νερού τροφοδοσίας. Συνολικά, η κατανόηση αυτών των περιορισμών και των στρατηγικών βελτιστοποίησης είναι ζωτικής σημασίας για την επιτυχή εφαρμογή της διεργασίας FO σε διάφορες εφαρμογές, συμπεριλαμβανομένης της επεξεργασίας λυμάτων και της αφαλάτωσης.

Στόχος αυτής της διπλωματικής εργασίας είναι η διερεύνηση της εφαρμογής της φυσικής ώσμωσης ως στάδιο προεπεξεργασίας των αστικών λύματων. Η εργασία εξετάζει μεταξύ άλλων τη χρήση διαφορετικών υπερτονικών διαλυμάτων και συγκεντρώσεων, την εφαρμογή διαφορετικών μεμβρανών και διατάξεων, τις μεθόδους καθαρισμού των μεμβρανών, την ενεργειακή απόδοση και την απομάκρυνση συγκεκριμένων ρύπων.

Πιο συγκεκριμένα, η εργασία αποτελείται συνολικά από 5 κεφάλαια. Μετά το 1ο εισαγωγικό κεφάλαιο, η διάρθρωσή της είναι η εξής :

- Το 2ο κεφάλαιο περιλαμβάνει τη βιβλιογραφική ανασκόπηση, όπου αναλύονται οι οσμωτικές διεργασίες μεμβρανών και οι εφαρμογές τους.
- Το 3ο κεφάλαιο περιλαμβάνει τις εξισώσεις που διέπουν τις διεργασίες φυσικής ώσμωσης, τις ιδιότητες των μεμβρανών φυσικής ώσμωσης, τους περιορισμούς κατά την εφαρμογή της και τέλος αναλύονται τα υπερτονικά διαλύματα που μπορούν να χρησιμοποιηθούν.
- Το 4ο κεφάλαιο παρουσιάζεται ο στόχος της ανασκόπησης, η επιλογή και η σύνοψη των βιβλιογραφικών αναφορών που συμπεριλήφθηκαν. Ταυτόχρονα περιλαμβάνει τη συστηματική ανασκόπηση συστημάτων φυσικής ώσμωσης στα αστικά λύματα. Πιο συγκεκριμένα παρουσιάζονται οι πίνακες με κέντρο τις εκάστοτε μεμβράνες καθώς και τα υπερτονικά διαλύματα που απασχόλησαν. Στη συνέχεια γίνεται η κατηγοριοποίηση των ευρημάτων με βάση τον τύπο αστικού λύματος, τη διάταξη που χρησιμοποιήθηκε, το βαθμό συμπύκνωσης, το τύπο της μεμβράνης, το υπερτονικό διάλυμα και υποτονικό διάλυμα.

- Το 5ο κεφάλαιο παρουσιάζει τα αποτελέσματα καθώς και ερευνητικά κενά που εντοπίστηκαν.

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 2. ΠΕΡΙΓΡΑΦΗ ΘΕΜΕΛΙΩΔΩΝ ΕΝΝΟΙΩΝ

2.1 Ωσμωτικές διεργασίες μεμβρανών

Η ώσμωση είναι η κίνηση των μορίων του διαλύτη μέσω μιας ημιπερατής μεμβράνης από μια περιοχή χαμηλής συγκέντρωσης διαλυμένης ουσίας σε μια περιοχή υψηλής συγκέντρωσης διαλυμένης ουσίας, σε μια προσπάθεια να εξισωθεί η συγκέντρωση των διαλυμένων ουσιών αμφότερα των πλευρών της μεμβράνης. Η επιλεκτική αυτή ημιπερατή μεμβράνη απορρίπτει και συγκρατεί τα μόρια των διαλυμένων ουσιών ή των ιόντων ενός διαλύματος. Πιο συγκεκριμένα, τα μόρια του διαλύτη, από τη μία πλευρά της μεμβράνης κατευθύνονται με μεγαλύτερη ταχύτητα (u_1) σε σχέση με την ταχύτητα μετακίνησης (u^2) των μορίων του νερού από το διάλυμα προς τον καθαρό διαλύτη. Αποτέλεσμα της ώσμωσης είναι να αυξάνεται ο όγκος του διαλύματος στη μία πλευρά της μεμβράνης. Με την άνοδο της στάθμης του υγρού, αυξάνεται η υδροστατική πίεση (ΔP). Για ορισμένη τιμή αυτής, οι ταχύτητες μετακίνησης των μορίων νερού, προς και από το διαλύτη εξισώνονται ($u_1=u_2$) και επέρχεται η **ωσμωτική ισορροπία**, όπου και σταματά το φαινόμενο της ώσμωσης. Η διαφορά της συγκέντρωσης στις δύο πλευρές της μεμβράνης οδηγεί σε διαφορά στην **ωσμωτική πίεση (Π)**, όπου λειτουργεί ως κινητήριος δύναμη των ωσμωτικών διεργασιών. Ωσμωτική πίεση ορίζεται ως η ελάχιστη πίεση που πρέπει να ασκηθεί εξωτερικά στο διάλυμα, με σκοπό να αποτραπεί το φαινόμενο της ώσμωσης, χωρίς να μεταβληθεί ο όγκος του διαλύματος.

Η αντίστροφη ώσμωση, από την άλλη πλευρά, είναι μια διαδικασία που χρησιμοποιεί υδραυλική πίεση για να εξαναγκάσει τα μόρια του νερού μέσα από μια ημιπερατή μεμβράνη στην αντίθετη κατεύθυνση της ώσμωσης. Η πίεση που εφαρμόζεται είναι συνήθως μεγαλύτερη από την οσμωτική πίεση του διαλύματος, με αποτέλεσμα τον διαχωρισμό της διαλυμένης ουσίας από τον διαλύτη. Αυτή η διαδικασία χρησιμοποιείται συνήθως στην αφαλάτωση του νερού, όπου το αλάτι και άλλες ακαθαρσίες αφαιρούνται από το θαλασσινό νερό ή το υφάλμυρο νερό. Η κύρια διαφορά μεταξύ ώσμωσης και της RO είναι η κατεύθυνση της ροής του νερού και ο μηχανισμός διαχωρισμού. Η ώσμωση συμβαίνει φυσικά και δεν απαιτεί καμία εξωτερική δύναμη, ενώ η RO απαιτεί υδραυλική πίεση για να υπερνικήσει την ωσμωτική πίεση και να οδηγήσει το νερό μέσα από τη μεμβράνη.

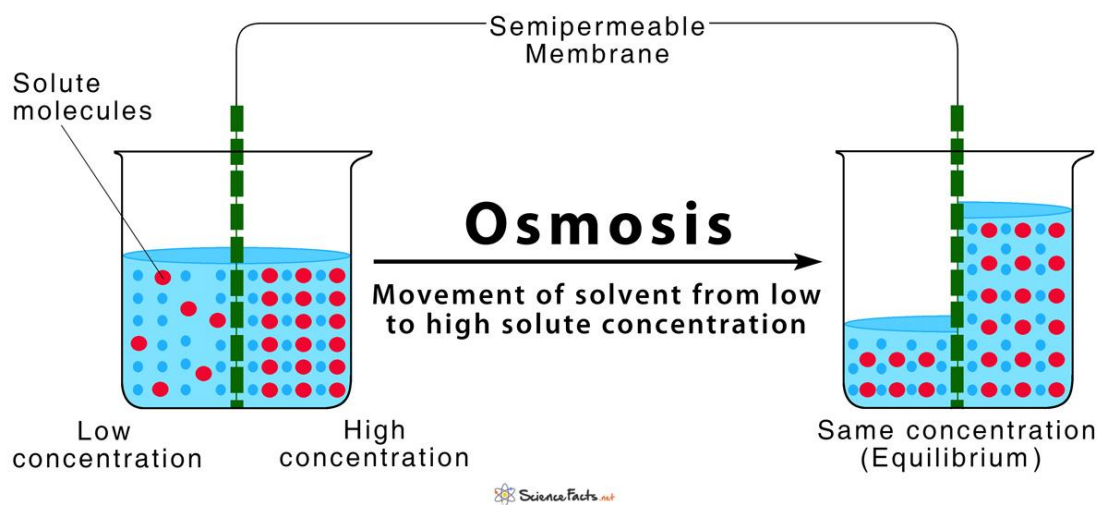
Σύμφωνα με μια μελέτη των Zhou et al., (2017), η RO έχει πολλά πλεονεκτήματα σε σχέση με άλλες τεχνολογίες αφαλάτωσης, συμπεριλαμβανομένων των υψηλών ρυθμών απόρριψης αλατιού και άλλων ακαθαρσιών, χαμηλής κατανάλωσης ενέργειας και της ικανότητας χειρισμού ενός ευρέος φάσματος ποιοτήτων νερού τροφοδοσίας. Ωστόσο, η μελέτη σημείωσε επίσης ότι η RO έχει αρκετούς περιορισμούς, όπως ρύπανση της μεμβράνης, υψηλό κόστος κεφαλαίου και συντήρησης και την παραγωγή συμπυκνωμένων απορριμμάτων άλμης.

Σύμφωνα με τους Alberts et al. (2002), η κινητήρια δύναμη πίσω από την ώσμωση είναι η βαθμίδα συγκέντρωσης των διαλυμένων ουσιών και στις δύο πλευρές της μεμβράνης. Καθώς το νερό είναι ο

διαλύτης που κινείται μέσω της μεμβράνης, η οσμωτική πίεση ενός διαλύματος είναι ευθέως ανάλογη με τη συγκέντρωση των διαλυμένων ουσιών στο διάλυμα, όπως περιγράφεται από την εξίσωση van't Hoff (Rizzuto, 2021). Αυτή η εξίσωση δηλώνει ότι η οσμωτική πίεση (π) ενός διαλύματος είναι ίση με το γινόμενο της συγκέντρωσης των διαλυμένων ουσιών (C), της σταθεράς του αερίου (R) και της απόλυτης θερμοκρασίας (T).

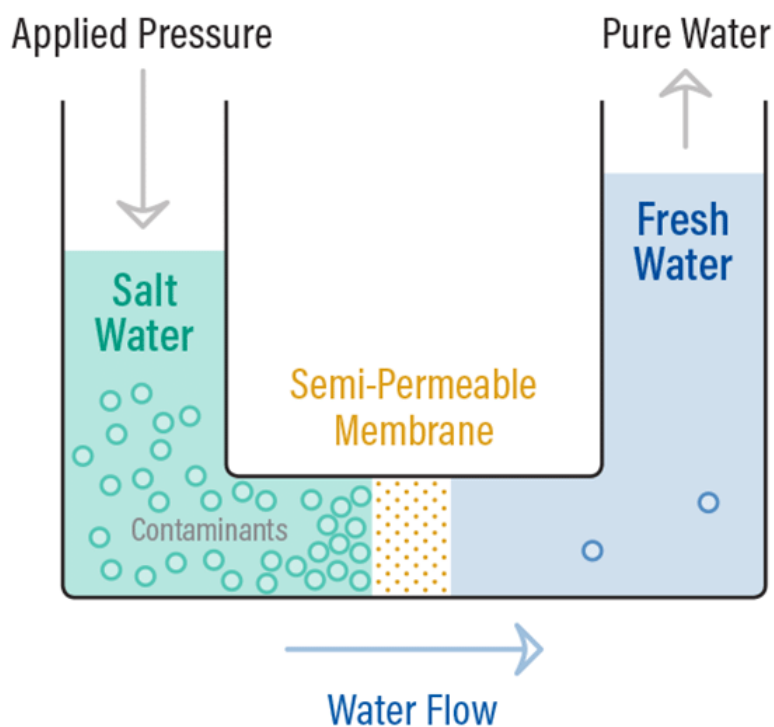
Η ώσμωση έχει σημαντικές επιπτώσεις σε διάφορες βιολογικές διεργασίες, όπως η ρύθμιση της ισορροπίας του νερού στα κύτταρα, τους ιστούς και τα όργανα. Για παράδειγμα, στα φυτικά κύτταρα, η ώσμωση παίζει ρόλο στην πρόσληψη νερού από τις ρίζες και στη διατήρηση της πίεσης του στροβιλισμού, η οποία βοηθά την εγκατάσταση να διατηρήσει το σχήμα και την ακαμψία του (Raven et al., 2013). Στα ζώα, η ώσμωση είναι σημαντική για τη ρύθμιση της αρτηριακής πίεσης, τη λειτουργία των νεφρών και τη διατήρηση της ισορροπίας των υγρών στους ιστούς και τα όργανα (Marieb and Hoehn, 2018).

Η ώσμωση έχει επίσης πολυάριθμες βιομηχανικές εφαρμογές, συμπεριλαμβανομένης της παραγωγής γλυκού νερού από θαλασσινό νερό μέσω αντίστροφης ώσμωσης, την επεξεργασία των αστικών αλάτων και βιομηχανικών λυμάτων (Li et al., 2019).



Εικόνα 1: Ώσμωση μεταξύ διαλύματος και διαλύτη, (Science Facts, 2023. <https://www.sciencefacts.net/osmosis.html>)

Εκτός από αυτά τα οφέλη, η ώσμωση έχει πολυάριθμες εφαρμογές στην έρευνα και στην πειραματική επιστήμη. Για παράδειγμα, η ώσμωση μπορεί να χρησιμοποιηθεί για το διαχωρισμό και τον καθαρισμό μορίων με βάση το μέγεθος και το φορτίο τους, όπως περιγράφεται από τους Raven et al. (2013). Η ώσμωση μπορεί επίσης να χρησιμοποιηθεί για τη μελέτη της μεταφοράς μικρών μορίων μέσω βιολογικών μεμβρανών, παρέχοντας πληροφορίες για τον κυτταρικό μεταβολισμό και άλλες σημαντικές φυσικές διεργασίες.



Εικόνα 2: Η διαδικασία αντίστροφης ώσμωσης, (Kouli et al., 2018)

2.2 Φυσική ώσμωση

Η φυσική ώσμωση (FO) είναι μια φυσική διαδικασία με βάση τη μεμβράνη που περιλαμβάνει τη μετακίνηση νερού από ένα διάλυμα χαμηλής συγκέντρωσης διαλυμένης ουσίας (υποτονικό διάλυμα) σε ένα διάλυμα υψηλής συγκέντρωσης διαλυμένης ουσίας (υπερτονικό διάλυμα) κατά μήκος μιας ημιπερατής μεμβράνης. Αυτή η διαδικασία έχει αποκτήσει αυξανόμενο ενδιαφέρον τα τελευταία χρόνια για την πιθανή εφαρμογή της σε διάφορους τομείς, συμπεριλαμβανομένης της επεξεργασίας λυμάτων, της αφαλάτωσης και των βιομηχανικών τροφίμων και φαρμάκων.

Σύμφωνα με τους Cath et al. (2006), κατά την FO εφαρμόζεται μηδενική ή μηδαμινή υδροστατική πίεση ώστε να αυξάνεται η συγκέντρωση του του ρεύματος τροφοδοσίας ή υποτονικό διάλυμα (feed solution - FS) και ταυτόχρονα να αραιώνεται το υπερτονικό διάλυμα (draw solution - DS) υψηλής συγκέντρωσης, από την άλλη πλευρά της μεμβράνης. Το υπερτονικό διάλυμα είναι τυπικά ένα εξαιρετικά συμπυκνωμένο διάλυμα αλάτων, σακχάρων ή άλλων διαλυμένων ουσιών που μπορεί να δημιουργήσει μια βαθμίδα υψηλής οσμωτικής πίεσης κατά μήκος της μεμβράνης, έλκοντας αποτελεσματικά το νερό από το υποτονικό διάλυμα στο υπερτονικό διάλυμα.

Παρά τους συγκεκριμένους περιορισμούς, η διαδικασία FO έχει φανεί ως πολλά υποσχόμενη σε διάφορες εφαρμογές, συμπεριλαμβανομένης της αφαλάτωσης υφάλμυρου και θαλασσινού νερού, της επεξεργασίας βιομηχανικών λυμάτων και της συγκέντρωσης τροφίμων και φαρμακευτικών προϊόντων.

2.2.1 Πλεονεκτήματα Φυσικής ώσμωσης

Σύμφωνα με τους Wang et al. (2014), ένα από τα κύρια πλεονεκτήματα της FO είναι η χαμηλή του κατανάλωση ενέργειας, καθώς η διαδικασία δεν απαιτεί τη χρήση αντλίας υψηλής πίεσης για την ώθηση του νερού μέσω της μεμβράνης. Αυτό καθιστά την FO μια πιο βιώσιμη και οικονομικά αποδοτική επιλογή για την επεξεργασία και την αφαλάτωση του νερού.

Ένα άλλο πλεονέκτημα της FO είναι η αντοχή του σε ρύπανση της μεμβράνης, το οποίο είναι ένα κοινό πρόβλημα σε άλλες διαδικασίες. Το χαμηλότερο δυναμικό ρύπανσης της διαδικασίας FO οφείλεται στις χαμηλές πιέσεις λειτουργίας, οι οποίες έχουν ως αποτέλεσμα μικρότερη διατμητική τάση στη μεμβράνη και λιγότερη συσσώρευση σωματιδίων και ρύπων στην επιφάνεια της (Cath et al., 2006). Η FO είναι ικανή να ανακτά καθαρό νερό από δύσκολες και εξαιρετικά ρυπογόνες πηγές χωρίς εκτεταμένη προεπεξεργασία. Κάτι τέτοιο καθιστά τον καθαρισμό ευκολότερο και λιγότερο, γεγονός που παρατείνει τη διάρκεια ζωής της μεμβράνης.

Επιπλέον, η διαδικασία FO μπορεί να χρησιμοποιηθεί για τη συγκέντρωση πολύτιμων συστατικών ενός διαλύματος, όπως πρωτεΐνες, ένζυμα και άλλα βιομόρια, χωρίς να τα βλάψει ή να τα μετουσιώσει, κάτι που αποτελεί σημαντικό πλεονέκτημα στις βιομηχανίες τροφίμων και φαρμάκων (Ting et al., 2016).

Η διαδικασία FO έχει τη δυνατότητα να παρέχει μια πιο βιώσιμη και οικονομικά αποδοτική λύση για την επεξεργασία και την αφαλάτωση του νερού, καθώς και ένα πολύτιμο εργαλείο για τη συγκέντρωση και τον καθαρισμό πολύτιμων βιομορίων.

Υπάρχει μια κοινή πεποίθηση ότι ένα από τα πλεονεκτήματα της FO έναντι των διεργασιών μεμβράνης που οδηγούνται από πίεση είναι η χαμηλή του κατανάλωση ενέργειας λόγω της έλλειψης οποιασδήποτε εφαρμοζόμενης υδραυλικής πίεσης. Ωστόσο, η διεργασία FO χρησιμοποιεί στην πραγματικότητα την ίδια ποσότητα ενέργειας, αν όχι περισσότερη. Η σημαντική διαφορά είναι η πηγή ενέργειας που χρησιμοποιείται κατά τη φυσική ώσμωση, η οποία μπορεί να επιλεγεί από πηγές ενέργειας χαμηλού κόστους.

Τέλος, έχει υποστηριχθεί ότι η απουσία εφαρμοζόμενης υδραυλικής πίεσης οδηγεί σε χαμηλότερη τάση έμφραξης των μεμβρανών FO και μεγαλύτερη αναστρεψιμότητα. Ωστόσο, η χαμηλή τάση έμφραξης οφείλεται εν μέρει στις χαμηλότερες ροές που λαμβάνονται συνήθως στην FO.

2.2.2 Μειονεκτήματα φυσικής ώσμωσης

Είναι σημαντικό να συνειδητοποιήσουμε ότι το διάλυμα της διαδικασίας FO δεν είναι καθαρό νερό, σε αντίθεση με τις περισσότερες άλλες διαδικασίες καθαρισμού νερού, αλλά ένα υπερτονικό διάλυμα. Επομένως, στις περισσότερες περιπτώσεις, η FO πρέπει να συνδυαστεί με ένα δεύτερο βήμα διαχωρισμού (συντά RO) για να ανακτηθεί το διάλυμα άντλησης και να παραχθεί καθαρό νερό. Επομένως, η

FO μπορεί πραγματικά να θεωρηθεί ότι καταναλώνει λιγότερη ενέργεια μόνο εάν το υπερτονικό διάλυμα δεν χρειάζεται να αναγεννηθεί, όπως σε διαδικασίες αφυδάτωσης όταν χρησιμοποιείται θαλασσινό νερό ή η άλμη αφαλάτωσης ως διάλυμα άντλησης χαμηλού κόστους και σε εφαρμογές αραιώσης λιπασμάτων όταν χρησιμοποιείται θαλασσινό νερό ως υποτονικό διάλυμα και το συμπυκνωμένο λίπασμα ως υπερτονικό διάλυμα. Ωστόσο, σε πολλές εφαρμογές είναι απαραίτητο ένα στάδιο μετεπεξεργασίας του υπερτονικού διαλύματος. Αυτή η συχνή ανάγκη για ένα επιπλέον βήμα για την παραγωγή καθαρού νερού έχει δημιουργήσει κάποια σύγχυση σχετικά με την κατανάλωση ηλεκτρικής ενέργειας της FO. Στην πραγματικότητα, οι μονάδες FO-RO αναφέρεται ότι καταναλώνουν περισσότερη ηλεκτρική ενέργεια από μια αυτόνομη μονάδα RO στην αφαλάτωση θαλασσινού νερού (Zhou et al., 2017).

Το βέλτιστο υπερτονικό διαλύματος θα πρέπει να χαρακτηρίζεται από υψηλή ωσμωτική πίεση, υψηλή διαλυτότητα στο νερό και να είναι εύκολο να ανακτηθεί ή να αναγεννηθεί. Οι ερευνητές έχουν δημοσιεύσει μια εκτενή ανασκόπηση των υπερτονικών διαλυμάτων και των περιπλοκών τους. Το να επιλεγθεί τυχαία ένα εκ των διαλυμάτων είναι προφανώς μια έκπτωση στη διαδικασία σχεδιασμού. Ενώ είναι απαραίτητο να υπάρχει δυνατότητα υψηλής διάχυσης για τη διατήρηση της υψηλής ωσμωτικής πίεσης μέσα στη συσκευή ώσμωσης, αυτή η ακραία διαχυτικότητα οδηγεί επίσης σε διαρροή στο υποτονικό διάλυμα (η αντίστροφη ροή άλατος). Από την άλλη πλευρά, η χρήση υπερτονικού διαλύματος με χαμηλή διαλυτότητα έχει ως αποτέλεσμα τη μείωση της ωσμωτικής πίεσης, η οποία προκαλεί το κύριο μειονέκτημα της FO, δηλαδή την εσωτερική πόλωση συγκέντρωσης (ICP). Επομένως, πρέπει να υπάρχει μια άμεση συσχέτιση μεταξύ του συντελεστή διάχυσης του υπερτονικού διαλύματος και της συμβολής της μεθόδου ICP στη διαδικασία FO, η οποία δεν έχει μελετηθεί εκτενώς στη βιβλιογραφία. Ωστόσο, αυτή η πτώση της ωσμωτικής πίεσης λόγω της χαμηλής διάχυσης να επηρεάζει σημαντικά τη ροή νερού στην FO.

2.3 Αντίστροφη ώσμωση

Η τεχνολογία αντίστροφης ώσμωσης (Reverse Osmosis- RO) είναι μια διεργασία για καθαρό νερό που χρησιμοποιεί μεμβράνη αντίστροφης ώσμωσης για να περάσει επιλεκτικά μέσω του διαλύτη στο διάλυμα (συνήθως νερό). Χρειάζεται πίεση ως κινητήρια δύναμη για να υπερνικηθεί η ωσμωτική πίεση του νερού. Προκειμένου να παραχθεί πίεση αντίστροφης ώσμωσης, απαιτείται μια αντλία νερού για την άσκηση πίεσης σε αλατούχο διάλυμα ή λύματα. Όταν η πίεση είναι ίση με τη φυσική ωσμωτική πίεση του διαλύματος, δεν είναι εφικτή η ροή του διαλύτη. Εάν η πίεση είναι μικρότερη από τη φυσική ωσμωτική πίεση του διαλύματος, ο διαλύτης ρέει από το αραιό διάλυμα στο συμπυκνωμένο διάλυμα, και εάν όχι, ο διαλύτης θα ρέει μέσω της μεμβράνης αντίστροφης ώσμωσης, έτσι ώστε να σχηματιστεί αραιό διάλυμα στην αντίθετη πλευρά και ένα πιο συμπυκνωμένο διάλυμα στην πλευρά της πίεσης. Όλα αυτά θα επιτύχουν το διαχωρισμό των διαλυμένων ουσιών και θα αφαιρέσουν αποτελεσματικά

το αλάτι, το κολλοειδές, τους μικροοργανισμούς, την πηγή θερμότητας, την οργανική ύλη και ούτω καθεξής.

Με άλλα λόγια, η αρχή της αφαλάτωσης με τη χρήση μεμβράνης αντίστροφης ώσμωσης είναι η εφαρμογή μεγαλύτερης πίεσης από την πίεση φυσικής ώσμωσης σε νερό με αλάτι (όπως το ακατέργαστο νερό). Αυτό θα κάνει τη ροή να κινηθεί προς την αντίθετη κατεύθυνση και θα πιέσει τα μόρια του νερού στο ακατέργαστο νερό στην άλλη πλευρά της μεμβράνης, έτσι ώστε να επιτευχθεί ο σκοπός της απομάκρυνσης του αλατιού από το νερό.

Η διαδικασία διαχωρισμού με αντίστροφη ώσμωση μπορεί να αφαιρέσει την οργανική ύλη με μοριακό βάρος μεγαλύτερο από 150 και το ποσοστό αφαλάτωσης είναι πάνω από 95% ανά επανάληψη. Ταυτόχρονα, ως ειδική διαδικασία «φιλτραρίσματος», μικροοργανισμοί όπως βακτήρια και ιοί στο νερό μπορούν να αφαιρεθούν αποτελεσματικά για να επιτευχθεί ασηπτικό νερό.

2.4 Ώσμωση παρατεταμένης πίεσης

Μία ακόμα διεργασία μεμβρανών είναι η ώσμωση παρατεταμένης πίεσης (Pressure Retarded Osmosis - PRO) η οποία πραγματοποιείται λόγω εφαρμογής υδραυλικής πίεσης στο υψηλής συγκέντρωσης διάλυμα. Σύμφωνα με τους Li et al. (2020), περιλαμβάνει τη χρήση μιας ημιπερατής μεμβράνης που επιτρέπει επιλεκτικά τη διάχυση των μορίων του νερού, ενώ απορρίπτει τις διαλυμένες ουσίες και τους ρύπους. Η μεμβράνη διαχωρίζει ένα υποτονικό διάλυμα θαλασσινού νερού από ένα υπερτονικό διάλυμα γλυκού νερού και η διαφορά ωσμωτικής πίεσης μεταξύ των δύο διαλυμάτων δημιουργεί μια υδραυλική πίεση που μπορεί να χρησιμοποιηθεί για την τροφοδοσία ενός στροβίλου και την παραγωγή ηλεκτρικής ενέργειας..

Ένα από τα κύρια πλεονεκτήματα της διαδικασίας PRO είναι η ικανότητά της να παράγει ηλεκτρική ενέργεια χωρίς τη χρήση ορυκτών καυσίμων ή άλλων μη ανανεώσιμων πηγών ενέργειας. Η διαδικασία μπορεί να τροφοδοτηθεί αποκλειστικά από τη διαφορά οσμωτικής πίεσης μεταξύ των δύο λύσεων, καθιστώντας την μια βιώσιμη και φιλική προς το περιβάλλον επιλογή για την παραγωγή ενέργειας (Kim et al., 2017).

Επιπλέον, η διαδικασία PRO έχει υψηλή απόδοση μετατροπής ενέργειας σε σύγκριση με άλλες τεχνολογίες ανανεώσιμων πηγών ενέργειας όπως η αιολική και η ηλιακή ενέργεια. Σύμφωνα με τους Naidu et al. (2019), η θεωρητική μέγιστη απόδοση μετατροπής ενέργειας της διαδικασίας PRO είναι περίπου 63%, η οποία είναι σημαντικά υψηλότερη από τις αποδόσεις άλλων τεχνολογιών ανανεώσιμων πηγών ενέργειας.

Παρά τα πλεονεκτήματα αυτά, η διαδικασία PRO βρίσκεται ακόμη στα αρχικά στάδια ανάπτυξης και αντιμετωπίζει αρκετές προκλήσεις, όπως το υψηλό κόστος των ημιπερατών μεμβρανών και η ανάγκη

για εξειδικευμένο εξοπλισμό για τη διαχείριση της διαβρωτικής φύσης του θαλασσινού νερού (Li et al., 2020)..

Η διαδικασία PRO έχει τη δυνατότητα να παρέχει μια βιώσιμη και οικονομικά αποδοτική πηγή ανανεώσιμης ενέργειας και η περαιτέρω ανάπτυξη και βελτιστοποίησή της θα μπορούσε να διαδραματίσει σημαντικό ρόλο στην κάλυψη των αυξανόμενων ενεργειακών αναγκών.

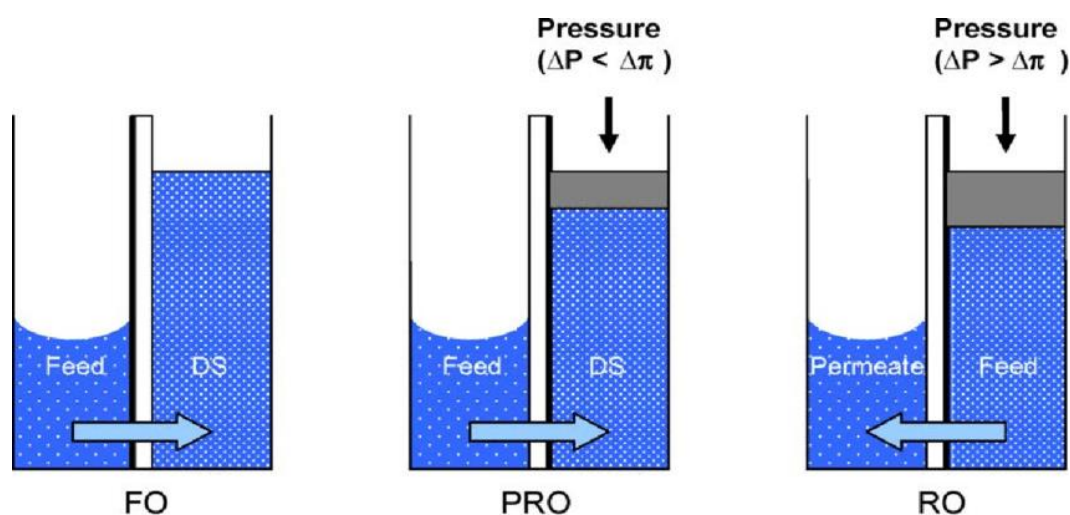
2.5 Υπό πίεση φυσική ώσμωση

Η υπό πίεση – ή αλλιώς - υποβοηθούμενη φυσική ώσμωση (Pressure Assisted Forward Osmosis – AFO) είναι μια τροποποιημένη έκδοση της διαδικασίας φυσικής ώσμωσης (FO) που περιλαμβάνει τη χρήση πρόσθετης υδραυλικής πίεσης για να υποβοηθηθεί η ροή νερού από το υποτονικό διάλυμα στο υπερτονικό διάλυμα. Σύμφωνα με τους Liu et al. (2014), η διαδικασία AFO περιλαμβάνει τη χρήση μιας ημιπερατής μεμβράνης που επιτρέπει επιλεκτικά να περάσει το νερό, ενώ απορρίπτει τις διαλυμένες ουσίες και τους ρύπους. Η διαδικασία περιλαμβάνει επίσης τη χρήση μιας υδραυλικής βαθμίδας πίεσης που εφαρμόζεται στο υπερτονικό διάλυμα, επιπλέον της βαθμίδας οσμωτικής πίεσης μεταξύ των διαλυμάτων τροφοδοσίας και έλξης. Οι συνδυασμένες διαβαθμίσεις υδραυλικής και οσμωτικής πίεσης μπορούν να αυξήσουν σημαντικά τη ροή νερού και την αποτελεσματικότητα της διαδικασίας. Ένα από τα κύρια πλεονεκτήματα της διαδικασίας AFO είναι η ικανότητά της να επιτυγχάνει υψηλότερη ανάκτηση νερού σε σύγκριση με τη συμβατική FO. Αυτό συμβαίνει επειδή η διαδικασία AFO μπορεί να ανακτήσει το νερό από το διάλυμα άντλησης πιο αποτελεσματικά, λόγω της αυξημένης διαβάθμισης υδραυλικής πίεσης (Ting et al., 2018). Η μεγαλύτερη ανάκτηση νερού μπορεί να κάνει τη διαδικασία AFO πιο οικονομική και βιώσιμη επιλογή για την επεξεργασία και την αφαλάτωση του νερού.

Ένα άλλο πλεονέκτημα της διαδικασίας AFO είναι η ικανότητά της να λειτουργεί με ένα ευρύτερο φάσμα διαλυμάτων τροφοδοσίας, συμπεριλαμβανομένων των υδάτων υψηλής αλατότητας, που θα ήταν δύσκολο να επεξεργαστούν με τη χρήση συμβατικών μεθόδων FO. Η αυξημένη ροή νερού και η αποτελεσματικότητα της διαδικασίας AFO μπορούν να βοηθήσουν στην υπέρβαση των περιορισμών του συμβατικού FO στην επεξεργασία διαλυμάτων υψηλής συγκέντρωσης (Ting et al., 2018).

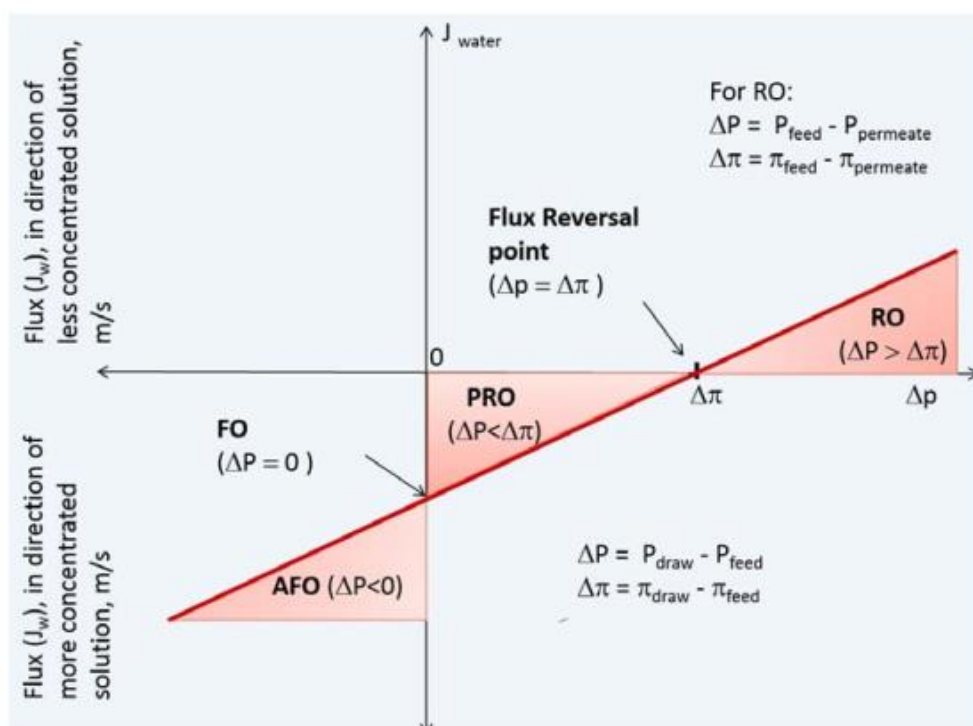
Παρά τα πλεονεκτήματα αυτά, η διαδικασία AFO βρίσκεται ακόμη στα αρχικά στάδια ανάπτυξης και αντιμετωπίζει αρκετές προκλήσεις, όπως η ανάγκη για εξειδικευμένο εξοπλισμό για την εφαρμογή της υδραυλικής πίεσης και τη δυνατότητα ρύπανσης και απολέπισης της μεμβράνης (Liu et al., 2014)..

Η διαδικασία AFO έχει τη δυνατότητα να παρέχει μια πιο αποτελεσματική και βιώσιμη λύση για την επεξεργασία και την αφαλάτωση του νερού, και η περαιτέρω ανάπτυξη και βελτιστοποίησή της θα μπορούσε να διαδραματίσει σημαντικό ρόλο στην κάλυψη της αυξανόμενης ζήτησης στον κόσμο για καθαρό νερό.



Εικόνα 3: Αναπαράσταση της ροής διαλύτη σε FO, PRO και RO. Ο προσανατολισμός της μεμβράνης υποδεικνύεται σε κάθε σύστημα από την παχιά μαύρη γραμμή που αντιπροσωπεύει το ενεργό στρώμα της μεμβράνης, (Touati, Khaled & Tadeo, Fernando. (2016)

Στην εικόνα που ακολουθεί απεικονίζεται η σχέση μεταξύ της ροής διήθησης του νερού (J_w) και της εφαρμοζόμενης υδραυλικής πίεσης (ΔP) για τις διαδικασίες RO, PRO, AFO και FO.



Εικόνα 4: Σχέση μεταξύ της ροής διήθησης του νερού και της εφαρμοζόμενης πίεσης στην RO, PRO, FO και AFO (Πηγή: KorenakJ., BasuS., BalakrishnanM., Hélix-NielsenC., PetrinicI. (2017). Forward osmosis in waste water treatment processes. Acta Chimica Slovenica, 64(1), 83–94.)

2.6 Εφαρμογές της φυσικής ώσμωσης

Η FO μπορεί να χρησιμοποιηθεί σε ένα ευρύ φάσμα εφαρμογών με το ενδιαφέρον να εντείνεται με την εμπορευματοποίηση των μεμβρανών ειδικά σχεδιασμένων για τη διεργασία. Πιο συγκεκριμένα

έχει εφαρμοστεί για την επεξεργασία βιομηχανικών υγρών αποβλήτων, αστικών λυμάτων που λαμβάνουν χώρα σε μια Εγκατάσταση Επεξεργασίας Λυμάτων είτε στο στάδιο της πρωτοβάθμιας είτε δευτεροβάθμιας επεξεργασίας λυμάτων αλλά και για την επεξεργασία των στραγγιδίων αφυδάτωσης που προκύπτει από τα έργα διαχείρισης της ιλύος, στην αφαλάτωση θαλασσινού νερού αλλά και στη συμπίκνωση της βιομηχανίας τροφίμων και στην αφαίρεση διαλυμένων μετάλλων. Η γεωμετρία της μεμβράνης FO θα πρέπει να επιλέγεται με σύνεση σύμφωνα με την προβλεπόμενη εφαρμογή. Ιδιαίτερα κατά την επεξεργασία διαλυμάτων υψηλού ιξώδους με υψηλή συγκέντρωση διαλυμένης ουσίας, όπως παρουσιάζονται στην βιομηχανία τροφίμων ή στην επεξεργασία λυμάτων, προτιμάται μια γεωμετρία κοίλων ινών έναντι των μεμβρανών. Είναι καλά τεκμηριωμένο ότι η γεωμετρία των κοίλων ινών έχει χαμηλή τάση ρύπανσης, κατάλληλη για αυτές τις εφαρμογές. Επιπλέον, οι μεμβράνες κοίλων ινών έχουν μεγαλύτερη επιφάνεια ανά μονάδα όγκου σε σύγκριση με τα επίπεδα φύλλα. Οι πιο αξιoσημείωτες εφαρμογές FO θα συζητηθούν παρακάτω.

2.6.1 Διαχείριση και επεξεργασία λυμάτων

Η φυσική ώσμωση (FO) έχει χρησιμοποιηθεί σε συστήματα επεξεργασίας αστικών λυμάτων. Τα συστήματα μεμβρανών FO είναι ικανά να απορρίπτουν μεγάλα ιόντα καθώς και να συγκεντρώνουν λύματα (Ferrari et al., 2019). Η FO μπορεί επίσης να χρησιμοποιηθεί σε συνδυασμό με την αντίστροφη ώσμωση (RO) σε μια υβριδική διαδικασία, στην οποία το FO χρησιμοποιεί ένα ρεύμα λυμάτων για να παράγει νερό υψηλής ποιότητας για να αραιώσει το θαλασσινό νερό πριν από ένα βήμα RO. Αυτό είναι ιδιαίτερα ωφέλιμο στην αναερόβια χώνευση, όπου η FO μπορεί να ενισχύσει την παραγωγή βιοαερίου με την πέψη των πλούσιων σε οργανικά βιομηχανικά απόβλητα και να επιτύχει βιώσιμη διαχείριση οργανικών αποβλήτων (Xie et al., 2018). Σε άλλη μελέτη, χρησιμοποιήθηκε μια υβριδική διαδικασία απόσταξης φυσικής ώσμωσης-μεμβράνης για την απομάκρυνση της τετρακυκλίνης από τα λύματα, με απόρριψη 99,9% και ανάκτηση νερού 15-22%. Εκτός από την ανάκτηση νερού, η FO μπορεί να χρησιμοποιηθεί στην επεξεργασία λυμάτων για ανάκτηση θρεπτικών συστατικών και ενέργειας. Παραδείγματα αυτών, περιλαμβάνουν την παραγωγή βιοαερίου και την ανάκτηση θρεπτικών συστατικών όπως τα φωσφορικά, την αμμωνία και το κάλιο. Η ανάκτησή τους είναι ιδιαίτερα σημαντική στο πλαίσιο των γεωργικών λυμάτων, όπως τα λύματα φοινικέλαιου, τα οποία είναι πλούσια σε θρεπτικά συστατικά (Abdul Wahid et al., 2021). Επιπλέον, τα ωσμωτικά βιοηλεκτροχημικά συστήματα (OsBESs), τα οποία βασίζονται στη συνεργασία μεταξύ βιοηλεκτροχημικών συστημάτων (BESs) και FO, έχουν εισαχθεί ως μια καινοτόμος ιδέα επεξεργασίας για την ταυτόχρονη επεξεργασία των λυμάτων και την ανάκτηση πόρων όπως θρεπτικά συστατικά, ενέργεια και νερό (Qin & He, 2017).

2.6.2 Διαδικασία αφαλάτωσης

Μία από τις πρώτες μελέτες που περιγράφει τη χρήση της FO στην αφαλάτωση του νερού δημοσιεύτηκε το 1975 (Loeb & Sourirajan, 1975). Στη μελέτη τους, οι Loeb και Sourirajan ερεύνησαν τη χρήση FO για αφαλάτωση θαλασσινού νερού χρησιμοποιώντας μεμβράνη οξικής κυτταρίνης και συμπυκνωμένο διάλυμα χλωριούχου μαγνησίου. Η μελέτη διαπίστωσε ότι η FO θα μπορούσε να επιτύχει υψηλή ροή νερού και υψηλό ποσοστό απόρριψης αλατιού, καθιστώντας το μια πολλά υποσχόμενη εναλλακτική λύση σε σχέση με τις συμβατικές μεθόδους αφαλάτωσης. Από τη δημοσίευση της μελέτης των Loeb και Sourirajan, υπήρξαν πολλές εξελίξεις στην τεχνολογία FO, συμπεριλαμβανομένης της ανάπτυξης νέων υλικών μεμβράνης και υπερτονικών διαλυμάτων, καθώς και βελτιώσεων στο σχεδιασμό και τη διαδικασία. Η εφαρμογή μιας υβριδικής διαδικασίας FO-NF (νανοδιήθηση, nanofiltration NF) σε αφαλάτωση υφάλμυρου νερού αντί για αυτόνομη μονάδα RO είχε ως αποτέλεσμα λιγότερη ρύπανση και υψηλή ανάκτηση νερού (>90%) λόγω της προσθήκης του σταδίου της FO. Άλλοι ερευνητές διερεύνησαν τη δυνατότητα χρήσης FO για αφαλάτωση θαλασσινού νερού με 0,05 έως 2 M NaCl ως υποτονικό διάλυμα. Στις περισσότερες δοκιμές επιτεύχθηκαν απορρίψεις αλάτων από 95% έως 99%, χρησιμοποιώντας διαφορετικές συγκεντρώσεις διαλύματος άντλησης αμμωνίας-διοξειδίου του άνθρακα. Σε μια άλλη μελέτη, μια μεμβράνη FO τριοξικής κυτταρίνης επίπεδου φύλλου χρησιμοποιήθηκε στην αφαλάτωση του νερού, αποδίδοντας υψηλή ροή νερού και υψηλή απόρριψη αλάτων (πάνω από 95%) με διττανθρακικό αμμώνιο ως υπερτονικό διάλυμα. Σε αυτές τις μελέτες, η FO εμφάνισε υψηλή απόρριψη προς το NaCl και μικρή ρύπανση.

Ωστόσο, για να επιτευχθεί μια ικανοποιητική ροή νερού, η συγκέντρωση άντλησης θα πρέπει να είναι υψηλότερη από αυτήν του θαλασσινού νερού προκειμένου να δημιουργηθεί μια επαρκής διαφορά οσμωτικής πίεσης. Επιπλέον, το τελικό προϊόν δεν είναι καθαρό νερό αλλά ένα υπερτονικό διάλυμα το οποίο χρειάζεται ένα επιπλέον βήμα για την ανάκτηση νερού και διαλυμένης ουσίας. Είναι σημαντικό να σημειωθεί ότι αυτό το στάδιο δευτερογενούς επεξεργασίας θερμοδυναμικά δεν μπορεί ποτέ να κοστίζει λιγότερη ενέργεια ως το αρχικό βήμα αφαλάτωσης. Επομένως, η FO αποτελεί μια αποτελεσματική και βιώσιμη λύση για αφαλάτωση μόνο εάν το συμπυκνωμένο υποτονικό διάλυμα μπορεί να χρησιμοποιηθεί απευθείας (απορρίπτοντας την ανάγκη ενός σταδίου δευτερεύουσας επεξεργασίας) ή εάν το υποτονικό διάλυμα μπορεί να ανακτηθεί με χαμηλότερης ποιότητας (ή υπολειπόμενη) ενέργεια.

2.6.3 Εφαρμογές στη βιομηχανία τροφίμων

Στη βιομηχανία τροφίμων, ένα κρίσιμο σημείο στη διαδικασία είναι η αφυδάτωση των υγρών τροφίμων για τη βελτίωση της σταθερότητας του προϊόντος καθώς και για την ελαχιστοποίηση του κόστους συσκευασίας, αποθήκευσης και μεταφοράς. Η πιο κοινή τεχνική που χρησιμοποιείται στη

συγκέντρωση υγρών τροφίμων είναι η εξάτμιση υπό κενό, αλλά η υψηλή θερμοκρασία που εφαρμόζεται σε αυτήν την τεχνική έχει ως αποτέλεσμα την αποικοδόμηση των ευαίσθητων στη θερμοκρασία συστατικών όπως οι βιταμίνες, τα μόρια γεύσης καθώς και φυτοχημικά. Η FO είναι μια πολλά υποσχόμενη εναλλακτική λύση για τη συμπύκνωση υγρών τροφίμων, συστατικών τροφίμων και φυσικών χρωστικών σε υψηλά επίπεδα σε συνθήκες περιβάλλοντος. Σε μια σχετική έρευνα, η εκχυλισμένη χρωστική ανθοκυανίνης από ροδοπέταλα δοκιμάστηκε για περαιτέρω συμπύκνωση με θερμική εξάτμιση, ξήρανση με ψύξη και φυσική ώσμωση. Η διαδικασία συγκέντρωσης FO έδειξε μικρότερη αποικοδόμηση της ανθοκυανίνης από άλλες δύο μεθόδους. Αυτό τονίζει το κύριο πλεονέκτημα της FO σε αυτές τις εφαρμογές: οι ήπιες συνθήκες διεργασίας στην FO είναι ευεργετικές για πολλά ευαίσθητα συστατικά. Η χρήση FO για τη συγκέντρωση μελανοειδινών έχει τη δυνατότητα να μειώσει τα απόβλητα και να ανακτήσει πολύτιμες ενώσεις από την επεξεργασία τροφίμων και άλλες βιομηχανίες. Η χρήση μεμβρανών με βάση την ακουαπορίνη μπορεί να ενισχύσει περαιτέρω την αποτελεσματικότητα και την επιλεκτικότητα αυτών των διεργασιών. Η απόρριψη των μελανοειδινών και άλλων οργανικών ουσιών ήταν πάνω από 85% με ανάκτηση νερού 70%. Οι ερευνητές χρησιμοποίησαν την FO ως εναλλακτική μέθοδο για τη συμπύκνωση ορού γάλακτος και πέτυχαν σχετικά υψηλή ροή νερού, υψηλή απόρριψη ορού γάλακτος (>99,97%) και χαμηλή αντίστροφη ροή διαλυμένης ουσίας. Άλλοι ερευνητές εξέτασαν τη σκοπιμότητα της συγκέντρωσης φρουκτόζης χρησιμοποιώντας FO και βρήκαν σημαντικά οικονομικά πλεονεκτήματα όταν επιλέχθηκε ένα υποτονικό διάλυμα NaCl, καθώς αυτό βελτίωσε την παραγωγή κρυστάλλων ζάχαρης κατά 16% έως 20%. Η FO έχει επίσης αποδειχθεί χρήσιμη στη συγκέντρωση λαδιού με ανάκτηση νερού από γαλακτώματα, παρουσιάζοντας υψηλή ροή νερού και απόρριψη 99,9%.

Η FO φαίνεται να είναι μια βιώσιμη επιλογή στη βιομηχανία τροφίμων για εφαρμογές με σκοπό την αφυδάτωση. Η χαμηλή τάση ρύπανσης της FO είναι αρκετά ωφέλιμη στη βιομηχανία τροφίμων, όπου μπορεί να αναμένεται σημαντική ρύπανση των μεμβρανών.

2.7 Δυνατότητες ανάκτησης ενέργειας από αστικά λύματα

Η επιτόπια παραγωγή ενέργειας από αστικά λύματα είναι μια πολλά υποσχόμενη προσέγγιση για τη μείωση του ενεργειακού κόστους και τη βελτίωση της βιωσιμότητας της επεξεργασίας των αστικών λυμάτων. Αυτή η προσέγγιση εκμεταλλεύεται την οργανική ύλη που υπάρχει στα λύματα για την παραγωγή ηλεκτρικής ενέργειας, θερμότητας ή καυσίμου που μπορούν να χρησιμοποιηθούν απευθείας στη μονάδα επεξεργασίας.

Ένα από τα κύρια πλεονεκτήματα της επιτόπιας παραγωγής ενέργειας είναι η δυνατότητά της να μειώσει τις ενεργειακές απαιτήσεις της μονάδας επεξεργασίας, κάτι που μπορεί να αποτελέσει σημαντικό κόστος για τις εγκαταστάσεις επεξεργασίας αστικών λυμάτων (Cassidy et al., 2015). Παράγοντας τη δική της ενέργεια, η μονάδα επεξεργασίας μπορεί να μειώσει την εξάρτησή της από εξωτερικές πηγές

ενέργειας, γεγονός που μπορεί να συμβάλει στη μείωση του λειτουργικού κόστους και στη βελτίωση της οικονομικής βιωσιμότητας της εγκατάστασης.

Ένα άλλο πλεονέκτημά της είναι η δυνατότητα μείωσης των εκπομπών αερίων του θερμοκηπίου και άλλων ρύπων που σχετίζονται με την παραγωγή και τη μεταφορά ενέργειας. Με την παραγωγή ενέργειας από τα αστικά λύματα, η μονάδα επεξεργασίας μπορεί να αποφύγει τις εκπομπές που σχετίζονται με εξωτερικές πηγές ενέργειας και να μειώσει το αποτύπωμα άνθρακα (Le Corre et al., 2019).

Ένα από τα κύρια πλεονεκτήματα των συστημάτων συνδυασμένης θερμότητας και ισχύος (CHP) είναι η ικανότητά τους να παράγουν θερμότητα και ηλεκτρική ενέργεια από την ίδια πηγή ενέργειας, η οποία μπορεί να αυξήσει τη συνολική απόδοση της διαδικασίας παραγωγής ηλεκτρικής ενέργειας (Zhang et al., 2016). Το βιοαέριο που παράγεται μέσω της αναερόβιας χώνευσης μπορεί να χρησιμοποιηθεί για την παραγωγή θερμότητας και ηλεκτρικής ενέργειας, η οποία μπορεί να χρησιμοποιηθεί για την τροφοδοσία της μονάδας επεξεργασίας και τη μείωση του συνολικού ενεργειακού κόστους (Verstraete & Vlaeminck, 2011). Ένα άλλο πλεονέκτημα των συστημάτων ΣΗΘ είναι η ικανότητά τους να μειώνουν τις εκπομπές αερίων του θερμοκηπίου δεσμεύοντας και χρησιμοποιώντας βιοαέριο που διαφορετικά θα απελευθερώνονταν στην ατμόσφαιρα. Με την παραγωγή ενέργειας από βιοαέριο, το σύστημα ΣΗΘ μπορεί να συμβάλει στη μείωση των περιβαλλοντικών επιπτώσεων της διαδικασίας επεξεργασίας λυμάτων και να υποστηρίξει την ανάπτυξη μιας κυκλικής οικονομίας (Iakovou et al., 2017). Η ιδέα Zero Waste Water, για παράδειγμα, προτείνει ένα βιώσιμο κεντρικό τεχνολογικό τρένο για βραχυκύκλωμα νερού, ενέργειας και πολύτιμων υλικών από λύματα, ενώ παράλληλα μειώνει επαρκώς τα παθογόνα, τα βαρέα μέταλλα και τα ίχνη οργανικών (Verstraete & Vlaeminck, 2011). Επιπλέον, ο αντιδραστήρας Up-flow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) είναι ένα σύστημα υψηλού ρυθμού που εκτελεί αναερόβιες αντιδράσεις με μειωμένο υδραυλικό χρόνο συγκράτησης σε σύγκριση με τους παραδοσιακούς χωνευτές και χρησιμοποιείται για την ανάκτηση ενέργειας από τη λυματολάσπη (Mainardis, Buttazzoni, & Goi, 2020). Επιπλέον, η εφαρμογή δεικτών κυκλικής οικονομίας στην επεξεργασία των λυμάτων, ειδικά στη χοιροτροφία, έχει δείξει τη δυνατότητα απόκτησης νερού, βιολιπασμάτων και βιοαερίου, οδηγώντας σε μείωση της κατανάλωσης νερού και φυσικού αερίου και κατά συνέπεια μείωση των εκπομπών CO₂. Molina-Moreno, Leyva-Díaz, Lloréns-Montes, & Cortés-García, 2017).

Ωστόσο, το υψηλό κόστος κεφαλαίου πρέπει να λαμβάνεται υπόψη όταν εξετάζεται η εφαρμογή συστημάτων ΣΗΘ. Η αρχική επένδυση που απαιτείται για την κατασκευή και την εγκατάσταση του συστήματος ΣΗΘ μπορεί να είναι σημαντική και μπορεί να απαιτεί χρηματοδοτική υποστήριξη (Zhang et al., 2016).

2.8 Διατάξεις φυσικής ώσμωσης στην επεξεργασία αστικών λυμάτων

Το συμβατικό σύστημα επεξεργασίας ενεργού ιλύος είναι μια ευρέως χρησιμοποιούμενη μέθοδος για την επεξεργασία των λυμάτων, η οποία επικεντρώνεται στη βιολογική απομάκρυνση οργανικών ρύπων και παθογόνων μικροοργανισμών για την παραγωγή μιας απολυμανθείσας τελικής παραγωγής. Ωστόσο, αυτό το σύστημα δεν ανακτά συνήθως ενέργεια ή θρεπτικά συστατικά από τα λύματα και μπορεί να καταναλώσει σημαντική ποσότητα ενέργειας κατά τη διαδικασία επεξεργασίας.

Αντίθετα, η αναερόβια επεξεργασία μπορεί να χρησιμοποιηθεί για τη μετατροπή οργανικών ενώσεων στα αστικά λύματα σε βιοαέριο, το οποίο είναι πλούσιο σε μεθάνιο και μπορεί να χρησιμοποιηθεί για την παραγωγή ενέργειας (Ansari et al., 2017). Η αναερόβια επεξεργασία είναι ενεργειακά πιο αποδοτική από την επεξεργασία την συμβατική μέθοδο ενεργού ιλύος, καθώς δεν απαιτεί αερισμό του βιολογικού αντιδραστήρα και παράγονται μικρότερες ποσότητες περίσσειας ιλύος λόγω των αργών ρυθμών ανάπτυξης της αναερόβιας βιομάζας (Seghezze et al., 1998).

Ωστόσο, ένας περιορισμός της αναερόβιας επεξεργασίας είναι ότι δεν απομακρύνει θρεπτικά συστατικά όπως ο φώσφορος και το άζωτο από τα αστικά λύματα και απαιτείται πρόσθετα στάδια επεξεργασίας για την απομάκρυνση ή και ανάκτηση αυτών των πολύτιμων πόρων (Seghezze et al., 1998).

Ωστόσο, το δυναμικό ανάκτησης ενέργειας της αναερόβιας επεξεργασίας την καθιστά μια πολλά υποσχόμενη επιλογή για βιώσιμη επεξεργασία λυμάτων, ιδιαίτερα σε καταστάσεις όπου η κατανάλωση ενέργειας αποτελεί σημαντική ανησυχία (Seghezze et al., 1998).

Η μετάβαση από την αερόβια στην αναερόβια επεξεργασία των μη επεξεργασμένων λυμάτων έχει αρκετούς περιορισμούς, συμπεριλαμβανομένου του χαμηλού οργανικού φορτίου της τυπικής σύνθεσης των αστικών λυμάτων ($COD < 500 \text{ mg/L}$) που μπορεί να οδηγήσει σε χαμηλά επίπεδα παραγωγής βιοαερίου και απομάκρυνση οργανικών ρύπων. Επιπλέον, το μεθάνιο είναι ελαφρώς διαλυτό, με αποτέλεσμα σημαντική ποσότητα να διαφεύγει με τα επεξεργασμένα λύματα. (Seghezze et al., 1998).

Έχουν αναπτυχθεί καινοτόμες τεχνολογίες που χρησιμοποιούν μεμβράνες NF (nanofiltration), RO (reverse osmosis), MD (membrane distillation) και FO, με τις μεμβράνες FO να ξεχωρίζουν λόγω της υψηλής ικανότητας διαχωρισμού. Ωστόσο, απαιτείται περαιτέρω έρευνα για τη βελτιστοποίηση των συνθηκών λειτουργίας αυτών των συστημάτων και την ανάπτυξη νέων υλικών κατασκευών μεμβρανών για την εισαγωγή αντίστοιχων συστημάτων επεξεργασίας σε μεγάλη κλίμακα (Holloway et al., 2015).

Παρά τους περιορισμούς, η αναερόβια επεξεργασία σε συνδυασμό με τη διήθηση με μεμβράνη έχει τη δυνατότητα να προσφέρει σημαντικά οφέλη για τη βιώσιμη επεξεργασία των λυμάτων, συμπεριλαμβανομένης της ανάκτησης ενέργειας και της απομάκρυνσης οργανικών ρύπων (Holloway et al., 2015).

Ο πρώτος τύπος εγκατάστασης επεξεργασίας είναι ο αερόβιος ωσμωτικός βιοαντιδραστήρας μεμβράνης (Ae-OMBR), που είναι η πιο κοινή διάταξη. Αυτός ο τύπος εγκατάστασης χρησιμοποιεί αερόβια βακτήρια για να διασπάσει την οργανική ύλη και τα θρεπτικά συστατικά στα λύματα, τα οποία στη συνέχεια επεξεργάζονται από τη μεμβράνη FO. Η μεμβράνη FO αφαιρεί το νερό από τα επεξεργασμένα λύματα, αφήνοντας πίσω συγκεντρωμένα θρεπτικά συστατικά και οργανική ύλη, τα οποία μπορούν να υποστούν περαιτέρω επεξεργασία για ανάκτηση πόρων. Ο δεύτερος τύπος μονάδας επεξεργασίας είναι ο αναερόβιος ωσμωτικός βιοαντιδραστήρας μεμβράνης (An-OMBR), ο οποίος στοχεύει στην επεξεργασία των απορριμμάτων και την παραγωγή βιοαερίου. Αυτός ο τύπος χρησιμοποιεί αναερόβια βακτήρια για τη διάσπαση της οργανικής ύλης και την παραγωγή βιοαερίου, το οποίο μπορεί να χρησιμοποιηθεί ως πηγή ενέργειας. Η μεμβράνη FO αφαιρεί το νερό από τα επεξεργασμένα λύματα, αφήνοντας πίσω συγκεντρωμένη οργανική ύλη και θρεπτικά συστατικά, τα οποία μπορούν να υποστούν περαιτέρω επεξεργασία για ανάκτηση πόρων. Επίσης οι συμβατικοί βιοαντιδραστήρες μεμβράνης (MBRs) που χρησιμοποιούν μεμβράνες μικροδιήθησης (MF) και υπερδιήθησης (UF) ενδέχεται να μην συγκρατούν ικανοποιητικά τις διαλυμένες οργανικές ενώσεις και να μην είναι αποτελεσματικοί για την παραγωγή ενέργειας και την παραγωγή τελικού προϊόντος υψηλής ποιότητας. Αυτό υπογραμμίζει τις δυνατότητες των φυσικών διαδικασιών ώσμωσης, όπως αυτές που χρησιμοποιούνται στα συστήματα Ae-OMBR και An-OMBR, για πιο αποτελεσματική και βιώσιμη επεξεργασία λυμάτων και ανάκτηση πόρων. Οι πληροφορίες σε αυτή την παράγραφο βασίζονται σε έρευνα των Ansari et al. (2017) και Sun et al. (2016), οι οποίοι έχουν διερευνήσει διαφορετικούς τύπους συστημάτων επεξεργασίας λυμάτων που βασίζονται σε φυσική ώσμωση και τις δυνατότητές τους για ανάκτηση πόρων και παραγωγή ενέργειας.

Η τρίτη διάταξη είναι παρόμοια με τη λειτουργία του αναερόβιου ωσμωτικού βιοαντιδραστήρα, αλλά τα λύματα αρχικά προ-συμπυκνώνονται μέσω μεμβρανών FO και στη συνέχεια υποβάλλονται σε αναερόβια επεξεργασία. Αυτή η προσέγγιση έχει το πλεονέκτημα ότι προκαλεί λιγότερη έμφραξη σε σύγκριση με το ανάμεικτο υγρό ενός An-OMBR, καθώς οι μεμβράνες έρχονται σε επαφή μόνο με τα υγρά απόβλητα (Sun et al., 2016).

Οι τρεις τύποι μεθοδολογιών που ενσωματώνουν τη φυσική ώσμωση στην επεξεργασία λυμάτων έχει βρεθεί ότι έχουν υψηλό ποσοστό απομάκρυνσης για ένα ευρύ φάσμα ρύπων, όπως σημειώνεται σε διάφορες μελέτες εργαστηριακής κλίμακας. Για παράδειγμα, συστήματα εργαστηριακής κλίμακας Ae-OMBR και An-OMBR που χρησιμοποιούν μεμβράνες τριοξικής κυτταρίνης (CTA) πέτυχαν ποσοστά απομάκρυνσης 98% για τον συνολικό οργανικό άνθρακα (TOC) και 96% για COD (Chemical Oxygen Demand), αντίστοιχα, χρησιμοποιώντας υπερτονικά διαλύματα $MgCl_2$ και $NaCl$. Οι μεμβράνες FO μόνες έχουν δείξει σχεδόν πλήρη απόρριψη των ιόντων φωσφόρου λόγω της ηλεκτροστατικής

απόθησης και της μεγάλης ακτίνας των ιόντων, ενώ η απομάκρυνση του αζώτου εξαρτάται από τη μορφή των χημικών ενώσεων που υπάρχουν (Sun et al., 2016).

Όσον αφορά το στάδιο προ-συμπύκνωσης στην τρίτη διάταξη, η φυσική ώσμωση έχει εφαρμοστεί ως μέθοδος προ-επεξεργασίας λόγω της μειωμένης τάσης έμφραξης.

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 3. ΠΕΡΙΓΡΑΦΗ ΩΣΜΩΤΙΚΩΝ ΔΙΕΡΓΑΣΙΩΝ ΚΑΙ ΧΑΡΑΚΤΗΡΙΣΤΙΚΑ ΜΕΜΒΡΑΝΩΝ

3.1 Εξισώσεις περιγραφής ωσμωτικών διεργασιών

3.1.1 Υπολογισμός ωσμωτικής πίεσης

Η εξήγηση του Van't Hoff για την ωσμωτική πίεση ενός απλού διαλύματος βασίζεται στον νόμο του ιδανικού αερίου, όπου η ωσμωτική πίεση είναι ανάλογη της συγκέντρωσης της διαλυμένης ουσίας, της θερμοκρασίας και της σταθεράς του αερίου. Αυτό εκφράζεται ως: $\pi = iMRT$, όπου π είναι ωσμωτική πίεση, i είναι ο συντελεστής Van't Hoff που αντιπροσωπεύει το βαθμό διάστασης της διαλυμένης ουσίας, M είναι η μοριακή συγκέντρωση της διαλυμένης ουσίας, R είναι η σταθερά αερίου και T είναι η απόλυτη θερμοκρασία. Ωστόσο, παρουσία ηλεκτρολυτών, αυτή η εξήγηση γίνεται πιο περίπλοκη και απαιτείται η χρήση περαιτέρω συντελεστών για τον υπολογισμό της ωσμωτικής πίεσης του διαλύματος (Geise et al., 2013).

$$\Pi = \frac{xR_g T}{V} = MRT \quad (1)$$

Όπου:

Π : Η ωσμωτική πίεση (atm)

V : ο όγκος του διαλύματος (θεωρώντας ότι το διάλυμα είναι επαρκώς αραιωμένο, έτσι ώστε ο όγκος της διαλυμένης ουσίας και του διαλύματος είναι ουσιαστικά ίσοι)

M : η μοριακή συγκέντρωση (mol/L)

$$R_g : \text{παγκόσμια σταθερά αερίων} = 0,082 \frac{\text{L} \cdot \text{atm}}{\text{mol} \cdot \text{K}} \text{ ή } 8,314 \frac{\text{J}}{\text{mol} \cdot \text{K}}$$

T : η απόλυτη θερμοκρασία (K)

x : το γραμμομοριακό κλάσμα της διαλυμένης ουσίας

Για ένα ασθενές διάλυμα το οποίο περιέχει ισχυρό διστάμενο ηλεκτρολύτη η παραπάνω εξίσωση (1) διαμορφώνεται ως εξής:

$$\Pi = \frac{mxR_g T}{V} = iMR_g T \quad (2)$$

Όπου:

m : ο αριθμός των ιόντων

x : το γραμμομοριακό κλάσμα της διαλυμένης ουσίας

i : συντελεστής Van't Hoff, αποτελεί μέτρο της ιοντικής διάστασης, δηλαδή είναι ο αριθμός των ιοντικών ζευγών κάθε μορίου διαλυμένης ουσίας που θα δισταθούν αν η διαλυμένη ουσία ήταν ηλεκτρολύτης

Υπάρχουν διάφορες μέθοδοι για τη μέτρηση της ωσμωτικής πίεσης πειραματικά όπως χαρακτηριστικά μέσω ωσμωμέτρου με λειτουργία μεμβρανών είτε μέσω ωσμωμέτρου κατάθλιψης σημείου πήξης και πίεσης ατμών (Marsh και Boxall, 2010). Ωστόσο, αυτές οι μέθοδοι έχουν περιορισμούς και μπορεί να απαιτούν μεγαλύτερο χρόνο εξισορρόπησης. Εναλλακτικά, η ωσμωτική πίεση μπορεί να υπολογιστεί χρησιμοποιώντας εξειδικευμένο λογισμικό που λαμβάνει υπόψη τις θερμοδυναμικές ιδιότητες του διαλύματος (Climent et al., 2011).

3.1.2 Υπολογισμός ροής διήθησης του διαλύτη και της διαλυμένης ουσίας

Η έννοια των μεμβρανών φυσικής ώσμωσης αναλύεται σε διάφορες μελέτες. Σύμφωνα με τους Achilli et al. (2010), οι μεμβράνες φυσικής ώσμωσης αποτελούνται από ένα ενεργό στρώμα (Active Layer – AL) και ένα στρώμα στήριξης (Support Layer -SL). Το ενεργό στρώμα χρησιμεύει ως ένα επιλεκτικό φράγμα μεταφοράς διαλύτη που επιτρέπει στα μόρια του διαλύτη να περάσουν ενώ απορρίπτουν άλλες διαλυμένες ουσίες. Η κινητήρια δύναμη αυτής της διαδικασίας είναι η διαφορά ωσμωτικής πίεσης, όπως περιγράφεται από το νόμο του Darcy. Επιπλέον, η επιλεκτικότητα της μεμβράνης προσδιορίζεται από την εγγενή παράμετρο του συντελεστή διαπερατότητας καθαρού νερού (A).

Η ιδέα ότι η κινητήρια δύναμη της διαδικασίας ποσοτικοποιείται από τη διαφορά ωσμωτικής πίεσης και η επιλεκτικότητα της μεμβράνης περιγράφεται από την εγγενή παράμετρο του συντελεστή διαπερατότητας καθαρού νερού (A) υποστηρίζεται από την εργασία των Elimelech και Phillip (2011) και των Chung et al. (2013).

$$J_w = A * (\sigma \Delta \Pi - \Delta P) \quad (3)$$

Όπου:

A : συντελεστής διαπερατότητας του καθαρού νερού της μεμβράνης [$m/(s \cdot \text{bar})$]

σ : συντελεστής ανάκλασης της ικανότητας απόρριψης μιας μεμβράνης. Για μία ιδανική ημιπερατή μεμβράνη $\sigma=1$

$\Delta \Pi$: η διαφορά ωσμωτικής πίεσης (bar)

ΔP : η εφαρμοζόμενη υδραυλική πίεση (bar)

Σύμφωνα με τους Li et al. (2019), η ροή διαλυμένης ουσίας μέσω ημιπερατών μεμβρανών μπορεί να περιγραφεί από το νόμο του Fick, ο οποίος σχετίζεται με τον συντελεστή διαπερατότητας της διαλυμένης ουσίας και τη κλίση της συγκέντρωσης κατά μήκος της μεμβράνης. Επιπλέον, οι Wang και Chung (2018) παρέχουν μια λεπτομερή εξήγηση του νόμου του Fick και της εφαρμογής του στην περιγραφή της διάχυσης των διαλυμένων ουσιών μέσω ημιπερατών μεμβρανών.

$$J_S = B(C_D - C_F) \quad (4)$$

Όπου:

B : συντελεστής διάχυσης της διαλυμένης ουσίας

C_D, C_F : οι συγκεντρώσεις των διαλυμάτων στη διεπιφάνεια της μεμβράνης για το υπερτονικό και το υποτονικό διάλυμα, αντίστοιχα (g/L).

Ένα άλλο σημαντικό μέγεθος για τις ωσμωτικές διεργασίες είναι η ειδική αντίστροφη ροή διαλυμένης ουσίας (J_{specific}), όπου :

$$J_{\text{specific}} = \frac{J_S}{J_W} \quad (5)$$

Η επιλεκτικότητα μιας μεμβράνης FO μπορεί να μετρηθεί από αυτήν την παράμετρο και η απόδοση της μεμβράνης στη διαδικασία μπορεί επίσης να συναχθεί από αυτό (Akther et al., 2015· Hancock and Cath, 2009). Η αξία του, ωστόσο, είναι ανεξάρτητη από τη φύση του πορώδους στρώματος στήριξης και τη συγκέντρωση του υπερτονικού διαλύματος που διαλύεται σε αυτό (Phillip et al., 2010).

Αντίθετα, το στρώμα στήριξης της μεμβράνης είναι εκεί για να προστατεύει το ενεργό στρώμα της μεμβράνης από μηχανικές βλάβες. Σε αντίθεση με το ενεργό στρώμα, είναι πιο παχιά, πιο πορώδη και πιο ελικοειδές. Επομένως, τα φαινόμενα μεταφοράς διαλυμένης ουσίας από ένα υπερτονικό σε ένα υποτονικό διάλυμα, το οποίο συμβαίνει συχνά ταυτόχρονα με μειωμένη απόδοση της μεμβράνης, δεν παρατηρούνται. Η δομική παράμετρος S των μεμβρανών, η οποία χρησιμεύει και ως δείκτης απόδοσης, παρέχει μια ποσοτική περιγραφή αυτών των φαινομένων. Η εξίσωση 6 (Kim et al., 2017) παρέχει την εξίσωση για τον υπολογισμό της δομικής παραμέτρου S :

$$S = \frac{t_S \tau}{\varepsilon_{\text{eff}}} \quad (6)$$

Όπου:

t_s : πάχος του στρώματος υποστήριξης της μεμβράνης (m)

τ : συντελεστής στρεβλότητας του στρώματος υποστήριξης της μεμβράνης

ϵ_{eff} : ενεργό πορώδες του στρώματος υποστήριξης της μεμβράνης

Η δομική παράμετρος S περιλαμβάνει τα μεγέθη t_s ,. Επειδή αποκλείει τους «νεκρούς» πόρους που δεν εμπλέκονται πλέον στη διαδικασία, το αποτελεσματικό πορώδες ϵ_{eff} είναι μεγαλύτερο από τα απλά πορώδες (Qasim et al., 2015).

Μια χονδρική εκτίμηση της αποτελεσματικότητας μιας διαδικασίας φυσικής ώσμωσης μπορεί να ληφθεί με τη μέτρηση αυτών των παραγόντων. Ωστόσο, δεν είναι απλό να συγκριθούν τα ευρήματα που δίνονται για τα χαρακτηριστικά των μεμβρανών, καθώς, σύμφωνα με τη βιβλιογραφία, προκύπτουν διάφορες συνθήκες όταν διεξάγονται συγκρίσεις πειραμάτων (Kim et al., 2017). Επιπλέον, αυτή η διατριβή καθορίζει μόνο τον συντελεστή διαπερατότητας A για καθαρό νερό. Αν και ο υπολογισμός αυτών των τριών παραγόντων ξεφεύγει από το πεδίο εφαρμογής αυτού του άρθρου, συζητούνται εδώ για το πλαίσιο, προκειμένου να κατανοήσουμε καλύτερα τη φυσική διαδικασία ώσμωσης.

3.2 Μεμβράνες φυσικής ώσμωσης

Οι μεμβράνες φυσικής ώσμωσης (FO) είναι ένας τύπος ημιπερατής μεμβράνης που η βασική τους λειτουργία είναι επιτρέπουν στο νερό να περάσει, αλλά να εμποδίζουν τη διέλευση διαλυμένων ουσιών, όπως άλατα και άλλες ακαθαρσίες. Οι μεμβράνες FO τυπικά αποτελούνται από δύο στρώματα: το ενεργό στρώμα και το στρώμα υποστήριξης. Το ενεργό στρώμα είναι υπεύθυνο για την επιλεκτική μεταφορά μορίων νερού κατά μήκος της μεμβράνης, ενώ το στρώμα υποστήριξης παρέχει μηχανική υποστήριξη στο ενεργό στρώμα (Cath et al., 2006).

Η κινητήρια δύναμη για τη διαδικασία FO είναι η διαφορά ωσμωτικής πίεσης μεταξύ των δύο διαλυμάτων που διαχωρίζονται, η οποία υπολογίζεται ως η διαφορά στο χημικό δυναμικό του νερού μεταξύ των δύο διαλυμάτων. Τα μόρια του νερού περνούν μέσα από τη μεμβράνη από την πλευρά της χαμηλής ωσμωτικής πίεσης (υποτονική) στην πλευρά της υψηλής ωσμωτικής πίεσης (υπερτονική), με αποτέλεσμα τη συγκέντρωση του υποτονικού διαλύματος και την αραιώση του υπερτονικού διαλύματος (Zhangetal., 2015).

Οι μεμβράνες FO χαρακτηρίζονται από την επιλεκτικότητα και τη διαπερατότητά τους. Η επιλεκτικότητα της μεμβράνης αναφέρεται στην ικανότητά της να επιτρέπει επιλεκτικά να περάσει το νερό ενώ απορρίπτει τις διαλυμένες ουσίες. Η διαπερατότητα της μεμβράνης είναι ένα μέτρο της ικανότητάς της να επιτρέπει στο νερό να περάσει και καθορίζεται από το συντελεστή διαπερατότητας καθαρού νερού (A) (Hancock και Cath, 2009).

Υπάρχουν διάφοροι τύποι μεμβρανών FO που είναι διαθέσιμοι, συμπεριλαμβανομένων μεμβρανών τριοξικής κυτταρίνης (Cellulose triacetate CTA), πολυαμιδίου (PA) και σύνθετου λεπτού στρώματος (Thin Film Composite TFC). Οι μεμβράνες CTA χρησιμοποιούνται συνήθως λόγω του χαμηλού κόστους και της υψηλής διαπερατότητας του νερού, ενώ οι μεμβράνες PA και TFC προσφέρουν υψηλότερη επιλεκτικότητα και καλύτερη χημική αντοχή (Wang et al., 2015).

Οι CTA μεμβράνες είναι ένας τύπος μεμβράνης φυσικής ώσμωσης που χρησιμοποιούνται ευρέως σε διαδικασίες φυσικής ώσμωσης (FO) λόγω της εξαιρετικής επιλεκτικότητας και διαπερατότητάς τους. Οι μεμβράνες CTA αποτελούνται από ένα πυκνό ενεργό στρώμα από τριοξική κυτταρίνη, το οποίο υποστηρίζεται από ένα παχύτερο, πιο πορώδες στρώμα υποστρώματος. Η μεμβράνη CTA είναι γνωστή για την υψηλή απόρριψη αλάτων και τη διαπερατότητά της στο νερό. Μελέτες έχουν δείξει ότι οι μεμβράνες CTA μπορούν να επιτύχουν έως και 99,9% απόρριψη άλατος και μπορούν να παράγουν υψηλούς ρυθμούς ροής νερού σε διαδικασίες FO (Qiu and Ting, 2014· Chen et al., 2014).

Οι μεμβράνες πολυαμιδίου (PA) είναι ένας άλλος τύπος μεμβράνης φυσικής ώσμωσης που χρησιμοποιούνται συνήθως σε διαδικασίες αντίστροφης ώσμωσης (RO) και FO. Αυτές οι μεμβράνες αποτελούνται από ένα λεπτό στρώμα πολυαμιδίου, το οποίο εναποτίθεται σε ένα πορώδες στρώμα στήριξης, συνήθως κατασκευασμένο από πολυσουλφόνη ή πολυαιθεροσουλφόνη. Οι μεμβράνες PA είναι γνωστές για την υψηλή απόρριψη αλάτων και την εκλεκτικότητά τους, γεγονός που τις καθιστά κατάλληλες για την αφαλάτωση θαλασσινού και υφάλμυρου νερού. Στις διεργασίες FO, οι μεμβράνες PA έχει αποδειχθεί ότι επιτυγχάνουν έως και 98% απόρριψη αλάτων και άλλων διαλυμένων ουσιών (Kumar et al., 2016).

Οι TFC είναι ένας νεότερος τύπος μεμβράνης φυσικής ώσμωσης που χρησιμοποιούνται συχνά σε διεργασίες FO. Οι μεμβράνες TFC αποτελούνται από ένα λεπτό, επιλεκτικό ενεργό στρώμα κατασκευασμένο από πολυαμίδιο ή άλλα πολυμερή, το οποίο εναποτίθεται σε ένα πορώδες στρώμα στήριξης. Οι μεμβράνες TFC είναι γνωστές για τους υψηλούς ρυθμούς ροής νερού και την εξαιρετική απόρριψη αλάτων, γεγονός που τις καθιστά κατάλληλες για αφαλάτωση και άλλες εφαρμογές επεξεργασίας νερού. Μελέτες έχουν δείξει ότι οι μεμβράνες TFC μπορούν να επιτύχουν έως και 99% απόρριψη άλατος και να παράγουν υψηλούς ρυθμούς ροής νερού σε διαδικασίες FO (Kumar et al., 2016; Zhang et al., 2018).

Οι μεμβράνες FO έχουν ένα ευρύ φάσμα εφαρμογών, συμπεριλαμβανομένης της επεξεργασίας νερού και λυμάτων, της αφαλάτωσης και της επεξεργασίας τροφίμων. Οι διεργασίες FO έχουν αρκετά πλεονεκτήματα σε σχέση με τις παραδοσιακές διαδικασίες αφαλάτωσης, όπως χαμηλότερες ενεργειακές απαιτήσεις και μειωμένη ρύπανση της μεμβράνης (Majeed et al., 2019).

3.2.1 Ιστορική αναδρομή αναφορικά με τις μεμβράνες FO

Η εφεύρεση και η ανάπτυξη των μεμβρανών FO μπορεί να εντοπιστεί στις αρχές της δεκαετίας του 1960, όταν οι ερευνητές άρχισαν να ερευνούν τη χρήση της φυσικής ώσμωσης για την αφαλάτωση του θαλασσινού νερού (Loeb και Sourirajan, 1963). Οι πρώτες μεμβράνες FO κατασκευάστηκαν από οξική κυτταρίνη, ένα πολυμερές που είναι διαπερατό στο νερό αλλά όχι στο αλάτι. Ωστόσο, αυτές οι πρώιμες μεμβράνες «υπέφεραν» από έναν αριθμό περιορισμών, συμπεριλαμβανομένης της κακής απόρριψης αλάτων και της χαμηλής διαπερατότητας του νερού.

Στη δεκαετία του 1980, οι ερευνητές άρχισαν να ερευνούν τη χρήση μεμβρανών αντίστροφης ώσμωσης (RO) για εφαρμογές FO (Tsuru et al., 1989). Αυτές οι σύνθετες λεπτές μεμβράνες (TFC) βρέθηκαν να έχουν υψηλότερη διαπερατότητα νερού και καλύτερη απόρριψη αλάτων από τις προηγούμενες μεμβράνες FO. Ωστόσο, η χρήση μεμβρανών RO για FO ήταν ακόμα περιορισμένη λόγω του υψηλού κόστους και της ευαισθησίας τους σε ρύπανση.

Στις αρχές της δεκαετίας του 2000, οι ερευνητές άρχισαν να αναπτύσσουν νέους τύπους μεμβρανών FO που είχαν σχεδιαστεί ειδικά για εφαρμογές FO. Οι μεμβράνες τριοξικής κυτταρίνης (CTA), οι οποίες είναι παρόμοιες με τις πρώιμες μεμβράνες οξικής κυτταρίνης αλλά έχουν υψηλότερη διαπερατότητα νερού και μεγαλύτερη απόρριψη αλάτων, αναπτύχθηκαν και έχουν χρησιμοποιηθεί ευρέως σε εφαρμογές FO (Park et al., 2009). Οι μεμβράνες πολυαμιδίου (PA), οι οποίες αναπτύχθηκαν αρχικά για εφαρμογές RO, έχουν επίσης προσαρμοστεί για χρήση στην FO (Shin et al., 2012).

Πιο πρόσφατα, οι ερευνητές ανέπτυξαν νέους τύπους μεμβρανών FO που έχουν σχεδιαστεί για να είναι πιο στιβαρές, λιγότερο επιρρεπείς σε ρύπανση και να χειρίζονται καλύτερα υψηλές συγκεντρώσεις αλατιού. Αυτές περιλαμβάνουν αμφιτεριονικές μεμβράνες (Yip et al., 2010) και μεμβράνες οξειδίου του γραφενίου (Mi et al., 2014).

3.3 Ανάπτυξη μεμβρανών

Οι τεχνικές ανάπτυξης μεμβράνης επηρεάζουν σημαντικά το προφίλ και την αποτελεσματικότητα του φιλτραρίσματος. Χρησιμοποιείται τυπικά η συμβατική μέθοδος αναστροφής φάσης, η οποία επικεντρώνεται στην παραγωγή ενός πυκνού επιλεκτικού στρώματος σε μια ασύμμετρη μεμβράνη (Chung et al., 2020). Η σχετική έρευνα έχει διερευνήσει νέες μεθόδους κατασκευής μεμβρανών και τεχνικά σχέδια για τη βελτιστοποίηση συγκεκριμένων παραμέτρων, συμπεριλαμβανομένης της προσαρμογής της επιφάνειας της μεμβράνης για τη μείωση της απόφραξης και την ενίσχυση της ροής φιλτραρίσματος του νερού, καθώς και τροποποιήσεις στη δομή στήριξης για να αντέχει την εφαρμοζόμενη πίεση (Kim et al., 2017). Μια άλλη σχεδιαστική προσέγγιση περιλαμβάνει την προσθήκη ηλεκτροστατικών νανοϊνών για την αύξηση της μηχανικής αντοχής, ενώ προηγούμενες τεχνικές συν-

εξώθησης έχουν επίσης χρησιμοποιηθεί για την επίτευξη μηχανικής σταθερότητας και υψηλής πυκνότητας ισχύος (Shon et al., 2018).

3.4 Προσανατολισμός μεμβρανών

Οι μεμβράνες FO έχουν τυπικά μια ασύμμετρη δομή που αποτελείται από ένα ενεργό στρώμα (AL) και ένα πορώδες στρώμα στήριξης (SL). Το AL λειτουργεί ως πυκνό επιλεκτικό στρώμα, ενώ το SL παρέχει μηχανική υποστήριξη. Ανάλογα με την τοποθέτηση του AL, οι μεμβράνες FO μπορούν να τοποθετηθούν με προσανατολισμό είτε με το AL σε επαφή με την πλευρά τροφοδοσίας (AL-FS) είτε με την υπερτονική πλευρά (AL-DS) (Tang et al., 2020). Ο προσανατολισμός της μεμβράνης επηρεάζει σημαντικά την απόδοση της FO, με τον προσανατολισμό AL-DS να παρουσιάζει γενικά υψηλότερες ροές διήθησης νερού αλλά και να είναι πιο ευαίσθητος στην έμφραξη της μεμβράνης λόγω της παγίδευσης ρύπων στο SL. Ο προσανατολισμός της μεμβράνης επηρεάζει επίσης το φαινόμενο αύξησης συγκέντρωσης C-τερματικού προπεπτιδίου κολλαγόνου τύπου 1 (CICP - C-terminal propeptide of type 1 collagen), το οποίο μπορεί να επηρεάσει την απόδοση της διαδικασίας FO. Για την αντιμετώπιση του προβλήματος της έμφραξης της μεμβράνης, η κατασκευή εξοπλισμού μεμβρανών FO στοχεύει στην εξάλειψη του προβλήματος CICP που προκαλείται από τη συσσώρευση αλάτων από μη ιδανικά ρεύματα τροφοδοσίας (Wang et al., 2020). Ωστόσο, ακόμη και με την εξάλειψη του προβλήματος της πόλωσης συγκέντρωσης (ICP), η αποτελεσματικότητα της διαδικασίας FO μπορεί ακόμα να περιοριστεί από την επίδραση της εσωτερικής πόλωσης συγκέντρωσης (ECP), ιδιαίτερα σε εφαρμογές λυμάτων και θαλασσινού νερού (Shenvi et al., 2017).

3.5 Οι περιορισμοί της φυσικής ώσμωσης

Παρά τα οφέλη από τη χρήση της τεχνολογίας FO, εξακολουθούν να υπάρχουν ορισμένες προκλήσεις όπως η χαμηλή ροή νερού, η διαρροή διαλυμένης ουσίας, η πόλωση της συγκέντρωσης και η ρύπανση της μεμβράνης (Lina et al., 2020). Το φαινόμενο της “*διαρροής διαλυμένης ουσίας*” αναφέρεται στη διαρροή των διαλυμένων ουσιών από την υπερτονική πλευρά στην υποτονική πλευρά, η οποία μπορεί να μειώσει την αποτελεσματικότητα της διαδικασίας FO (Garcia et al., 2020). Η πόλωση συγκέντρωσης, από την άλλη πλευρά, συμβαίνει λόγω της συσσώρευσης διαλυμένων ουσιών κοντά στην επιφάνεια της μεμβράνης, οδηγώντας σε μείωση της ροής του νερού και στην απόρριψη αλάτων (Achilli και Childress, 2010). Η ρύπανση της μεμβράνης μπορεί επίσης να συμβεί λόγω της συσσώρευσης ακαθαρσιών ή σωματιδίων στην επιφάνεια της μεμβράνης, οδηγώντας σε μείωση της ροής του νερού και στην απόρριψη αλάτων (Cath et al., 2006). Διάφοροι παράγοντες μπορούν να συμβάλλουν σε αυτά τα φαινόμενα και να αναστέλλουν τις ωσμωτικές διεργασίες των μεμβρανών.

3.5.1 Πόλωση συγκέντρωσης

Η πλευρά του πορώδους στρώματος στήριξης (SL) μιας μεμβράνης αναφέρεται συχνά ως η "εσωτερική" πλευρά, ενώ η πλευρά του ενεργού στρώματος (AL) ονομάζεται "εξωτερική" πλευρά στη βιβλιογραφία. Διαφορετικοί τρόποι λειτουργίας, όπως η λειτουργία AL-FS και η λειτουργία AL-DS, προκύπτουν από τον προσανατολισμό της μεμβράνης ανάλογα με το εάν βρίσκεται σε επαφή η ενεργή επιφάνεια με το υποτονικό ή υπερτονικό διάλυμα (Kim et al., 2017). Η λειτουργία AL-FS σχετίζεται με μια διάταξη φυσικής ώσμωσης όπου το ενεργό στρώμα είναι σε επαφή με το υποτονικό διάλυμα, ενώ ο τρόπος λειτουργίας AL-DS αντιστοιχεί σε μια διεργασία ώσμωσης παρατεταμένης πίεσης όπου το ενεργό στρώμα είναι σε επαφή με το υπερτονικό διάλυμα. Και στις δύο περιπτώσεις, η διαφορά οσμωτικής πίεσης σε όλο το ενεργό στρώμα της μεμβράνης είναι πολύ μειωμένη λόγω της πόλωσης συγκέντρωσης, η οποία προκαλεί απόκλιση από την κεντρική τιμή της οσμωτικής πίεσης που αντιπροσωπεύεται από την Εξίσωση 3. Ωστόσο, η ροή του νερού μειώνεται αμέσως λόγω αυτού του γεγονότος, το οποίο περιλαμβάνει αύξηση της συγκέντρωσης του υποτονικού διαλύματος και μείωση της συγκέντρωσης του υπερτονικού διαλύματος (Zhao et al., 2017).

3.5.1.1 Εξωτερική πόλωση συγκέντρωσης

Η εξωτερική πόλωση συγκέντρωσης (ECP) είναι ένα σύνηθες φαινόμενο που εμφανίζεται στις διεργασίες της φυσικής ώσμωσης (FO). Η ECP συμβαίνει όταν η συγκέντρωση των διαλυμένων ουσιών κοντά στην επιφάνεια της μεμβράνης αυξάνεται λόγω της αργής κίνησης του διαλύματος κατά μήκος της μεμβράνης. Ως αποτέλεσμα, η διαφορά οσμωτικής πίεσης κατά μήκος της μεμβράνης μειώνεται όπως επίσης και η ροή του νερού. Αυτό το φαινόμενο είναι πιο έντονο στη λειτουργία AL-FS, όπου το ενεργό στρώμα της μεμβράνης βρίσκεται σε επαφή με το υποτονικό διάλυμα.

Σύμφωνα με τους Li et al. (2018), η ECP μπορεί να οδηγήσει σε ρύπανση και να περιορίσει την απόδοση των διαδικασιών FO. Το ECP μπορεί επίσης να επηρεαστεί από παράγοντες όπως ο τύπος του υλικού της μεμβράνης, ο προσανατολισμός της μεμβράνης και η φύση των διαλυμένων ουσιών στο διάλυμα. Οι ερευνητές έχουν προτείνει διάφορες στρατηγικές για την ελαχιστοποίηση της ECP, συμπεριλαμβανομένης της χρήσης διασταυρούμενης ροής υψηλής ταχύτητας για τη μείωση του πάχους του οριακού στρώματος και τη βελτιστοποίηση του σχεδιασμού και των συνθηκών λειτουργίας της μεμβράνης (Wang et al., 2018). Άλλες στρατηγικές περιλαμβάνουν την προσθήκη δραστικών ουσιών στο υποτονικό διάλυμα ή τη χρήση παλμικών ηλεκτρικών πεδίων για τον μετριασμό της ρύπανσης και τη βελτίωση της συνολικής απόδοσης της διαδικασίας FO (Huang et al., 2019).

3.5.1.2 Εσωτερική πύλωση συγκέντρωσης

Η πύλωση εσωτερικής συγκέντρωσης (ICP) είναι ένα φαινόμενο που μπορεί να συμβεί σε διεργασίες μεμβράνης όπως η αντίστροφη ώσμωση (RO) και η φυσική ώσμωση (FO), όπου η πύλωση συγκέντρωσης εμφανίζεται εντός της ίδιας της δομής της μεμβράνης και όχι μόνο στην επιφάνεια της μεμβράνης. Το ICP συμβαίνει όταν η βαθμίδα συγκέντρωσης εντός της μεμβράνης γίνεται αρκετά σημαντική ώστε να επηρεάζει τη μεταφορά διαλυμένων ουσιών και μορίων νερού. Ως αποτέλεσμα, οι διαλυμένες ουσίες μπορούν να συσσωρευτούν εντός της δομής της μεμβράνης, οδηγώντας σε μείωση της ροής νερού και της απόδοσης της μεμβράνης. Το ICP μπορεί να προκληθεί από διάφορους παράγοντες, συμπεριλαμβανομένων των ιδιοτήτων της μεμβράνης (όπως το μέγεθος πόρων και το επιφανειακό φορτίο), τις ιδιότητες των διαλυμάτων τροφοδοσίας και άντλησης και τις συνθήκες διεργασίας (όπως ο ρυθμός ροής και η πίεση). Έχουν αναπτυχθεί διάφορες στρατηγικές για τον μετριασμό των επιπτώσεων της ICP σε διεργασίες μεμβράνης. Αυτά περιλαμβάνουν τη βελτιστοποίηση των ιδιοτήτων της μεμβράνης, όπως η αύξηση του πάχους της μεμβράνης ή η τροποποίηση της χημείας της επιφάνειας για τη μείωση της προσρόφησης της διαλυμένης ουσίας. Μια άλλη στρατηγική είναι η χρήση ενός διαχωριστικού στρώματος για την ενίσχυση της ανάμιξης του υποτονικού διαλύματος, το οποίο μπορεί να μειώσει τη βαθμίδα συγκέντρωσης εντός της μεμβράνης. Η κατανόηση των επιπτώσεων του ICP είναι σημαντική για το σχεδιασμό και τη βελτιστοποίηση των διαδικασιών μεμβράνης, καθώς μπορεί να επηρεάσει σημαντικά την αποτελεσματικότητα και την απόδοση αυτών των συστημάτων. Λαμβάνοντας μέτρα για τον μετριασμό των επιπτώσεων της ICP, είναι δυνατό να βελτιωθεί η απόδοση των διεργασιών μεμβράνης και να αυξηθεί η δυνατότητα εφαρμογής τους σε μια σειρά εφαρμογών, συμπεριλαμβανομένης της επεξεργασίας νερού και της αφαλάτωσης.

Η ICP έχει μελετηθεί εκτενώς σε διεργασίες FO και έχουν προταθεί αρκετά μοντέλα για να περιγράψουν τα αποτελέσματά του στην απόδοση της μεμβράνης FO (Qiu et al., 2021; Rongwong et al., 2019). Επιπλέον, έχουν προταθεί διάφορες στρατηγικές για τον μετριασμό της ICP, συμπεριλαμβανομένης της χρήσης τεχνικών τροποποίησης επιφάνειας για τη μείωση της προσρόφησης διαλυμένης ουσίας στην επιφάνεια της μεμβράνης (Song et al., 2021) και η χρήση στρωμάτων διαχωρισμού για την αύξηση της απόστασης μεταξύ της επιφάνειας της μεμβράνης και το υποτονικό διάλυμα (Yipetal., 2011).

3.6 Έμφραξη μεμβρανών

Η έμφραξη (fouling) είναι ένα κοινό πρόβλημα στις μεμβράνες FO που επηρεάζει αρνητικά την απόδοσή τους. Η ρύπανση αναφέρεται στη συσσώρευση ακαθαρσιών στην επιφάνεια της μεμβράνης, η οποία οδηγεί σε μείωση της ροής νερού και της επιλεκτικότητας της μεμβράνης (Jung et al., 2017). Η

έμφραξη μπορεί να συμβεί για διάφορους λόγους, συμπεριλαμβανομένης της παρουσίας αιωρούμενων στερεών ή βιολογικής ύλης, και της πόλωσης συγκέντρωσης (Linares et al., 2020).

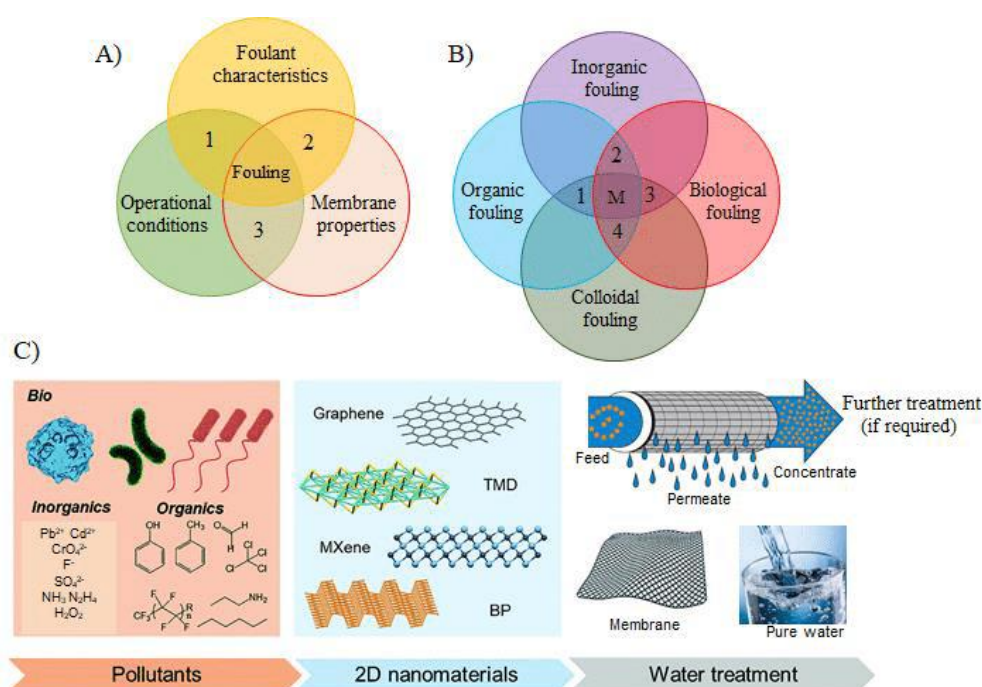
Μία από τις κύριες αιτίες έμφραξης στις μεμβράνες FO είναι η πόλωση της συγκέντρωσης, η οποία μπορεί να συμβεί λόγω της συσσώρευσης διαλυμένων ουσιών στην επιφάνεια της μεμβράνης (Tang et al., 2020). Αυτό το φαινόμενο οδηγεί σε μείωση της διαφοράς ωσμωτικής πίεσης κατά μήκος της μεμβράνης, η οποία, με τη σειρά της, μειώνει τη ροή του νερού. Η έμφραξη μπορεί επίσης να συμβεί λόγω συσσώρευσης αποθέσεων στην επιφάνεια της μεμβράνης, μειώνοντας τη διαπερατότητά της (Cui et al., 2020).

Για να ξεπεραστεί το πρόβλημα της έμφραξης στις μεμβράνες FO, έχουν προταθεί διάφορες στρατηγικές, συμπεριλαμβανομένης της χρήσης μεθόδων προ-επεξεργασίας για την απομάκρυνση των ακαθαρσιών, την ανάπτυξη αντιρρυπαντικών επικαλύψεων στην επιφάνεια της μεμβράνης και τη χρήση περιοδικής ωσμωτικής αντίστροφης έκπλυσης για την αφαίρεση συσσωρευμένων ακαθαρσιών (Chen et al., 2019; Li et al., 2020).

Η έμφραξη των μεμβρανών FO είναι ένα περίπλοκο φαινόμενο που περιλαμβάνει διάφορους μηχανισμούς, όπως προσρόφηση, καθίζηση και σχηματισμό της χαρακτηριστικής συσσωματωμένης επίστρωσης (cake layer). Η προσρόφηση συμβαίνει όταν διαλυτά οργανικά ή ανόργανα μόρια στο υποτονικό διάλυμα προσκολλώνται στην επιφάνεια της μεμβράνης. Η καθίζηση συμβαίνει όταν η διαλυτότητα μιας συγκεκριμένης ουσίας μειώνεται λόγω αλλαγής της θερμοκρασίας ή του pH του υποτονικού διαλύματος, οδηγώντας σε σχηματισμό κρυστάλλων στην επιφάνεια της μεμβράνης. Ο σχηματισμός cake layer προκύπτει από τη συσσώρευση σωματιδίων και κολλοειδών στην επιφάνεια της μεμβράνης, ενώ η απόφραξη πόρων συμβαίνει όταν εναποτίθενται σωματίδια μέσα στους πόρους της μεμβράνης, μειώνοντας το μέγεθος των πόρων και, επομένως, μειώνοντας τη ροή του νερού (Tang et al., 2020; Zhang et al., 2020).

Η αιτιολογία πίσω από την εμφάνιση έμφραξης στις μεμβράνες FO είναι πολύπλοκη και πολυπαραγοντική, ανάλογα με τον τύπο του υποτονικού διαλύματος, το υλικό της μεμβράνης και τις συνθήκες λειτουργίας. Οι κύριοι παράγοντες που συμβάλλουν στην έμφραξη περιλαμβάνουν την υδροδυναμική κατάσταση, τη χημεία του υποτονικού διαλύματος και τα χαρακτηριστικά της μεμβράνης. Σε χαμηλή ταχύτητα διασταυρούμενης ροής, η συσσώρευση ρύπων στην επιφάνεια της μεμβράνης είναι πιο πιθανό να συμβεί λόγω του μεγάλου χρόνου παραμονής των σωματιδίων κοντά στην επιφάνεια της μεμβράνης. Η υψηλή συγκέντρωση υποτονικού διαλύματος και η υψηλή ιοντική ισχύς αυξάνουν επίσης τον κίνδυνο ρύπανσης λόγω της εναπόθεσης κολλοειδούς και οργανικής ύλης. Επιπλέον, οι ιδιότητες της μεμβράνης όπως το μέγεθος των πόρων, το πορώδες και η υδροφοβία διαδραματίζουν κρίσιμο ρόλο στη ρύπανση, καθώς επηρεάζουν τη συσσώρευση σωματιδίων και την προσκόλληση μολυσματικών ουσιών στην επιφάνεια της μεμβράνης (Chen et al., 2020; Park et al., 2021).

Έχουν προταθεί διάφορες στρατηγικές για την πρόληψη και τον μετριασμό της έμφραξης στις μεμβράνες FO. Μία από τις πιο αποτελεσματικές μεθόδους είναι η εφαρμογή τεχνικών προ-επεξεργασίας, όπως η πήξη, η καθίζηση και η μικροδιήθηση, για την απομάκρυνση των αιωρούμενων σωματιδίων και των κolloειδών από το υποτονικό διάλυμα πριν εισέλθουν στο σύστημα μεμβράνης FO. Μια άλλη στρατηγική είναι η βελτιστοποίηση των λειτουργικών παραμέτρων, όπως η ταχύτητα διασταυρούμενης ροής, η θερμοκρασία και το pH, για να ελαχιστοποιηθεί ο σχηματισμός ρύπων στην επιφάνεια της μεμβράνης. Η τροποποίηση της επιφάνειας της μεμβράνης είναι μια άλλη πολλά υποσχόμενη προσέγγιση για τον μετριασμό της έμφραξης, αλλάζοντας τη χημεία της επιφάνειας και την υδροφοβικότητα της μεμβράνης για τη μείωση της προσκόλλησης των ρύπων (Tang et al., 2020; Zhang et al., 2020).



Εικόνα 5: (Α) Παράγοντες που επηρεάζουν τη ρύπανση της μεμβράνης (Β) Οι διάφοροι μηχανισμοί ρύπανσης που αντιστοιχούν στα υλικά ρύπανσης (C) Μια σχηματική απεικόνιση των διαδικασιών επεξεργασίας νερού/λυμάτων που χρησιμοποιούν την ενέλικτη συμπεριφορά των 2DNM στον αποτελεσματικό διαχωρισμό μεμβράνης (Πηγή: Shahzad, Asif & Oh, Jae-Min & Azam, Mudassar & Iqbal, Jibran & Hussain, Sabir & Miran, Waheed & Rasool, Kashif. (2021). *Advances in the Synthesis and Application of Anti-Fouling Membranes Using Two-Dimensional Nanomaterials*. *Membranes*. 11. 605. 10.3390/membranes11080605.)

3.7 Αντίστροφη ροή διαλυμένης ουσίας

Η αντίστροφη διάχυση διαλυμένων ουσιών (RSD) είναι μια σημαντική πρόκληση στις διεργασίες φυσικής ώσμωσης (FO), όπου οι διαλυμένες ουσίες διαχέονται πίσω μέσω της μεμβράνης από το υπερτονικό διάλυμα στο υποτονικό διάλυμα. Η RSD εμφανίζεται όταν η συγκέντρωση διαλυμένης ουσίας στο υπερτονικό διάλυμα είναι υψηλότερη από αυτή στο υποτονικό διάλυμα και έχει παρατηρηθεί ότι προκαλεί μείωση της ροής νερού και αύξηση της ροής αλάτων, η οποία επηρεάζει αρνητικά τη συνολική απόδοση των διεργασιών FO (Sivakumaret. al., 2020).

Έχουν διεξαχθεί διάφορες μελέτες για τη διερεύνηση των μηχανισμών της RSD και τη διερεύνηση τρόπων μετριασμού των επιπτώσεών της. Ένας προτεινόμενος μηχανισμός είναι ότι η RSD συμβαίνει λόγω της παρουσίας μιας βαθμίδας συγκέντρωσης κατά μήκος της μεμβράνης, η οποία οδηγεί τη διάχυση των διαλυμένων ουσιών από το υπερτονικό διάλυμα στο υποτονικό διάλυμα (Li et al., 2021). Αυτός ο μηχανισμός υποστηρίζεται από την παρατήρηση ότι η RSD είναι πιο σημαντική σε διαδικασίες FO με υψηλές συγκεντρώσεις υπερτονικού διαλύματος (Luo et al., 2020).

Έχουν προταθεί αρκετές προσεγγίσεις για τον μετριασμό του αντίκτυπου της RSD στις διαδικασίες FO. Μια προσέγγιση είναι να χρησιμοποιηθεί υπερτονικό διάλυμα, το οποίο μειώνει τη βαθμίδα συγκέντρωσης και ελαχιστοποιεί την RSD (Sivakumar et al., 2020). Μια άλλη προσέγγιση είναι η τροποποίηση της δομής της μεμβράνης ή των ιδιοτήτων της επιφάνειας για τη μείωση της διάχυσης της διαλυμένης ουσίας. Για παράδειγμα, μια μελέτη διαπίστωσε ότι η επικάλυψη της μεμβράνης FO με ένα στρώμα υδρογέλης, μείωσε την RSD έως και 50% (Song et al., 2021). Ομοίως, μια άλλη μελέτη διαπίστωσε ότι η τροποποίηση της επιφάνειας της μεμβράνης με αμιφιτεριονικά μόρια μείωσε την RSD έως και 43% (Kim et al., 2020).

Εκτός από την τροποποίηση της μεμβράνης, ορισμένες μελέτες έχουν διερευνήσει τη χρήση εξωτερικών παραγόντων για τη μείωση της RSD. Μια άλλη μελέτη διαπίστωσε ότι η χρήση υπερήχων χαμηλής συχνότητας στο υποτονικό διάλυμα μείωσε την RSD έως και 40% (Liu et al., 2019).

Η RSD παραμένει μια σημαντική πρόκληση στις διαδικασίες FO, έχουν προταθεί διάφορες προσεγγίσεις για να μετριαστεί ο αντίκτυπός της. Απαιτείται περαιτέρω έρευνα για τη διερεύνηση των μηχανισμών της RSD και την ανάπτυξη πιο αποτελεσματικών στρατηγικών για την ελαχιστοποίηση της εμφάνισής του και των επιπτώσεών του στις διαδικασίες FO.

3.8 Υπερτονικά διαλύματα και διαλυμένες ουσίες

Υπερτονικό διάλυμα είναι ένα διάλυμα με υψηλής συγκέντρωσης διαλυμένων ουσιών που αξιοποιείται μέσω της διεργασίας της φυσικής ώσμωσης για τη παραγωγή καθαρού νερού. Όταν ένα υπερτονικό διάλυμα έρχεται σε επαφή με ένα άλλο διάλυμα με χαμηλότερη συγκέντρωση διαλυμένης ουσίας, τα μόρια του νερού τείνουν να μετακινούνται από το διάλυμα με χαμηλότερη συγκέντρωση διαλυμένης ουσίας στο υπερτονικό διάλυμα, καθοδηγούμενα από την ωσμωτική πίεση (Achilli & Childress, 2010). Στην φυσική ώσμωση (FO), χρησιμοποιείται ένα υπερτονικό διάλυμα για τη δημιουργία μιας διαφοράς ωσμωτικής πίεσης που οδηγεί τα μόρια του νερού από το υποτονικό διάλυμα μέσω μιας ημιπερατής μεμβράνης στο υπερτονικό διάλυμα. Το τελευταίο μπορεί να αποτελείται από διάφορους τύπους διαλυμένων ουσιών, συμπεριλαμβανομένων αλάτων, σακχάρων και άλλων ωσμωτικών παραγόντων (McCutcheon & Elimelech, 2006). Η επιλογή των υπερτονικών διαλυμένων ουσιών που χρησιμοποιούνται στο υπερτονικό διάλυμα μπορεί να επηρεάσει την απόδοση και την αποτελεσματικότητα της διαδικασίας FO για αυτό και η επιλογή του είναι καθοριστική. Για παράδειγμα, ορισμένες

διαλυμένες ουσίες μπορεί να είναι πιο αποτελεσματικές στη δημιουργία μεγαλύτερης διαφοράς ωσμωτικής πίεσης, ενώ άλλες μπορεί να είναι πιο επιρρεπείς σε διαρροή διαλυμένης ουσίας ή ρύπανση της μεμβράνης. Εκτός από τη υπερτονικό διάλυμα, το υποτονικό διάλυμα στην FO μπορεί επίσης να επηρεάσει την απόδοση της διαδικασίας (Cath et al., 2006). Για παράδειγμα, η παρουσία ορισμένων διαλυμένων ουσιών ή ρύπων στο υποτονικό διάλυμα μπορεί να οδηγήσει σε ρύπανση ή απολέπιση της μεμβράνης, γεγονός που μπορεί να μειώσει τη ροή του νερού και τη συνολική απόδοση της διαδικασίας FO (Shaffer et al., 2013). Συνολικά, η επιλογή υπερτονικών διαλυμένων ουσιών και υποτονικού διαλύματος μπορεί να έχουν σημαντικό αντίκτυπο στην απόδοση και την αποτελεσματικότητα των διεργασιών FO, και η προσεκτική εξέταση αυτών είναι απαραίτητη για τη βελτιστοποίηση του FO για διάφορες εφαρμογές, συμπεριλαμβανομένης της αφαλάτωσης, της επεξεργασίας λυμάτων και της ανάκτησης πόρων.

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 4. ΑΝΑΣΚΟΠΗΣΗ ΤΗΣ ΕΦΑΡΜΟΓΗΣ ΦΥΣΙΚΗΣ ΩΣΜΩΣΗΣ ΓΙΑ ΤΗΝ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑ ΑΣΤΙΚΩΝ ΛΥΜΑΤΩΝ

4.1 Σκοπός και αντικείμενο ανασκόπησης

Σε αυτή την ενότητα, περιγράφεται το αντικείμενο αυτής της ανασκόπησης, η οποία στοχεύει να παρέχει μια ολοκληρωμένη κατανόηση των εφαρμογών της τεχνολογίας FO στην επεξεργασία αστικών λυμάτων. Επιπλέον, εξετάζονται τομείς προς βελτίωση και προτείνονται μελλοντικές ερευνητικές δραστηριότητες. Με τη σύνθεση και την ανάλυση σχετικών ερευνών στόχος είναι:

1. Αξιολόγηση της υφιστάμενης κατάστασης:

Η ανασκόπηση επιδιώκει να αξιολογήσει την τεχνολογία φυσικής ώσμωσης για την επεξεργασία αστικών λυμάτων. Εξετάζοντας ένα ευρύ φάσμα ερευνητικών άρθρων και τεχνικών εκθέσεων, αξιολογείται η πρόοδος που έχει επιτευχθεί μέχρι σήμερα, επισημαίνονται επιτυχημένες μελέτες παραθέτοντας τις βασικές προκλήσεις που έχουν αντιμετωπίσει ερευνητές και επαγγελματίες.

2. Αξιολόγηση της απόδοσης του συστήματος φυσικής ώσμωσης FO ως αυτόνομης διεργασίας επεξεργασίας αστικών λυμάτων:

Στόχος είναι να αξιολογηθεί η αποτελεσματικότητα και η αποδοτικότητα του FO ως αυτόνομης διεργασίας επεξεργασίας λυμάτων. Εξετάζοντας διάφορες παραμέτρους όπως τα ποσοστά ανάκτησης νερού, η αποτελεσματικότητα απομάκρυνσης ρύπων και η κατανάλωση ενέργειας, στοχεύουμε να αξιολογήσουμε τη συνολική απόδοση και τα πλεονεκτήματα της τεχνολογίας FO σε σύγκριση με άλλες συμβατικές μεθόδους επεξεργασίας.

3. Διερεύνηση της συνδυαστικής εφαρμογής του συστήματος φυσικής ώσμωσης μαζί με άλλες διεργασίες:

Η ανασκόπηση θα διερευνήσει την ενσωμάτωση της τεχνολογίας FO με άλλες διεργασίες επεξεργασίας αστικών λυμάτων για τη βελτίωση της συνολικής αποτελεσματικότητας της διαχείρισης αστικών λυμάτων και την αντιμετώπιση συγκεκριμένων προκλήσεων. Θα διερευνήσουμε τα συνδυαστικά αποτελέσματα που επιτυγχάνονται με την ταυτόχρονη παρουσία του FO με διεργασίες όπως η αντίστροφη ώσμωση, οι βιοαντιδραστήρες μεμβρανών, η προσρόφηση ενεργού άνθρακα ή άλλες προηγμένες τεχνικές επεξεργασίας. Ο στόχος είναι να εντοπιστούν επιτυχημένοι συνδυασμοί και να κατανοηθούν οι μηχανισμοί πίσω από τη βελτιωμένη απόδοσή τους.

4. Προσδιορισμό τομέων προς βελτίωση:

Με την κριτική αξιολόγηση της υπάρχουσας βιβλιογραφίας, στόχος είναι να εντοπισθούν οι βασικές προκλήσεις και περιορισμοί που σχετίζονται με την εφαρμογή της τεχνολογίας FO για την

επεξεργασία λυμάτων. Με βάση αυτά τα ευρήματα, θα προτείνονται μέτρα ώστε να ξεπεραστούν αυτές οι προκλήσεις και να βελτιωθεί η συνολική απόδοση των μεμβρανών FO, να βελτιστοποιηθούν οι συνθήκες λειτουργίας και η εφαρμογή υπερτονικών διαλυμάτων (draw solutions).

4.2 Επιλογή άρθρων

Την τελευταία δεκαπενταετία, έχει δημοσιευτεί ένα πλήθος επιστημονικών εργασιών που σχετίζονται με τη διεργασία της φυσικής ώσμωσης σε διάφορες εφαρμογές όπως η αφαλάτωση και η επεξεργασία διαφόρων ειδών λυμάτων είτε αστικών είτε βιομηχανικών. Στην παρούσα διπλωματική εργασία, η βιβλιογραφική αναζήτηση που πραγματοποιήθηκε εστιάζει στην εφαρμογή του συστήματος φυσικής ώσμωσης στην επεξεργασία των αστικών λυμάτων. Πιο συγκεκριμένα, οι επιστημονικές έρευνες που συμπεριλήφθηκαν επικεντρώνονται στα ακόλουθα στοιχεία:

1. Διερεύνηση της διάταξης φυσικής ώσμωσης για την επεξεργασία αστικών λυμάτων: αερόβιος ωσμωτικός βιοαντιδραστήρας μεμβρανών, αναερόβιος ωσμωτικός βιοαντιδραστήρας μεμβρανών και σύστημα φυσικής ώσμωσης (ως σύστημα προ-επεξεργασίας).
2. Διερεύνηση του τύπου της μεμβράνης φυσικής ώσμωσης: βασικοί τύποι μεμβράνης που εφαρμόζονται είναι: α) τριοξικής κυτταρίνης (cellulose triacetate, CTA) και β) σύνθετου λεπτού στρώματος (thin film composite, TFC).
3. Διερεύνηση του ρεύματος τροφοδοσίας: αστικά ανεπεξέργαστα λύματα, αστικά πρωτοβάθμια επεξεργασμένα λύματα, ανάμεικτο υγρό, αστικά δευτεροβάθμια επεξεργασμένα λύματα, συνθετικά αστικά λύματα
4. Διερεύνηση του υπερτονικού διαλύματος: συμπεριλαμβάνονται οργανικά αλλά και ανόργανα διαλύματα.

Στο σημείο αυτό αξίζει να σημειωθεί ότι βασικές λειτουργικές συνθήκες όπως η ωσμωτική πίεση αλλά και η απόδοση των διαφορετικών συστημάτων φυσικής ώσμωσης αξιολογήθηκαν ως προς τη ροή διήθησης/αντίστροφη ροή άλατος και την απόδοση απομάκρυνσης/συμπύκνωσης του ολικού οργανικού άνθρακα (TOC), του ολικού αζώτου (TN) και του ολικού φωσφόρου (TP).

Πραγματοποιήθηκε αναζήτηση σχετικών ερευνητικών άρθρων χρησιμοποιώντας βάσεις δεδομένων όπως το GoogleScholar και το Scopus. Οι λέξεις-κλειδιά που χρησιμοποιήθηκαν στις προαναφερθείσες βάσεις δεδομένων είναι οι εξής:

- Forward osmosis
- FO membranes
- Municipal Wastewater treatment
- Sewage concentration
- Resource recovery
- Water reuse
- Nutrient recovery
- Membrane filtration
- Osmotic pressure
- Fouling control

Από τη βιβλιογραφική ανασκόπηση, επιλέχθηκαν συνολικά 61 άρθρα, τα οποία δίνονται στον Πίνακα 1.

Επιπλέον, αξίζει να σημειωθεί ότι ως εισερχόμενο φορτίο στα ακόλουθα επιστημονικά άρθρα έχουν χρησιμοποιηθεί είτε ανεπεξέργαστα αστικά λύματα, οικιακά λύματα, πρωτοβάθμια ή δευτεροβάθμια επεξεργασμένα λύματα και συνθετικά αστικά λύματα που προσομοιώνουν την τυπική σύσταση των αστικών λυμάτων (είτε επεξεργασμένα είτε ανεπεξέργαστα). Τα αστικά λύματα περιλαμβάνουν όλα τα λύματα που εισέρχονται σε μια εγκατάσταση επεξεργασίας λυμάτων (ΕΕΛ), τα οποία μπορεί να προέρχονται από οικιακές, εμπορικές, βιομηχανικές ή ακόμα και πηγές όμβριων υδάτων (Tchobanoglous et al., 2014). Με τον όρο πρωτοβάθμια επεξεργασμένα λύματα γίνεται αναφορά στα λύματα που έχουν υποστεί πρωτοβάθμια καθίζηση, ενώ ως δευτεροβάθμια αναφέρονται τα λύματα που προκύπτουν συνήθως από διεργασίας βιολογικής επεξεργασίας, όπως το σύστημα ενεργού ιλύος ή και βιοαντιδραστήρα μεμβρανών (membrane bioreactor). Ως «οικιακά λύματα» αναφέρονται τα λύματα που προέρχονται μόνο από κατοικίες και εμπορικές δραστηριότητες. Τέλος, ο όρος συνθετικά αστικά λύματα χρησιμοποιείται για τα λύματα που παρασκευάζονται με τη χρήση χημικών αντιδραστηρίων προκειμένου να προσομοιωθούν οι συγκεντρώσεις του οργανικού υλικού, των θρεπτικών συστατικών και των ιχνοστοιχείων που συνήθως εντοπίζονται στα αστικά λύματα.

4.3 Σύνοψη ευρημάτων των βιβλιογραφικών αναφορών που μελετήθηκαν στην παρούσα έρευνα

Πίνακας 1: Παρατίθενται τα 61 άρθρα που επιλέχθηκαν κατόπιν εφαρμογής κριτηρίων διαλογής.

Αρίθμηση	Συγγραφείς	Ημερομηνία	Περιοδικό	Τίτλος άρθρου
1	Khaled Almoalimi, Yong-Qiang Liu, Alexander Booth and Seongbong Heo	2022	Processes	Temperature Effects of MD on Municipal Wastewater Treatment in an Integrated Forward Osmosis and Membrane Distillation Process
2	Shuyue Liu, Weilong Song, Manli Meng, Ming Xie, Qianhong She, Pin Zhao, Xinhua Wang	2022	Science of the Total Environment	Engineering pressure retarded osmosis membrane bioreactor (PRO-MBR) for simultaneous water and energy recovery from municipal wastewater
3	Xing Wu, Jim Tanner, Derrick Ng, Durga Acharya, Zongli Xie	2021	Chemical Engineering Journal	Sewage concentration via a graphene oxide modified thin-film nanocomposite forward osmosis membrane: Enhanced performance and mitigated fouling

4	Elorm Obotey Ezugbe, Emmanuel Kweinor Tetteh, Suresh Rathilal, Dennis Asante-Sackey	2021	Membranes	Desalination of Municipal Wastewater Using Forward Osmosis
5	Willy Røstum Thelin, Edvard Sivertsen, Gema Raspati, Kamal Azrague and Herman Helness	2021	Membranes	Concentration of Municipal MBBR Effluent by FO for Resource Recovery: Batch Experiments in Side-Stream Configuration
6	Xing Wu, Cher Hon Lau, Biplob Kumar Pramanik, Jianhua Zhang and Zongli Xie	2021	Membranes	State-of-the-Art and Opportunities for Forward Osmosis in Sewage Concentration and Wastewater Treatment
7	Nguyen Cong Nguyen, Hau Thi Nguyen, Hung Cong Duong, Shiao-Shing Chen, Huy Quang Le, Chinh Cong Duong, Le Thuy Trang, Chih-Kuei Chen, Phuoc Dan Nguyen, Xuan Thanh Bui,	2021	Bioresource Technology	A breakthrough dynamic-osmotic membrane bioreactor/nanofiltration hybrid system for real municipal wastewater treatment and reuse

	Wenshan Guo, Huu Hao Ngo			
8	Zhicheng Xu, Xiaoye Song, Ming Xie, Yuting Wang, Nazmul Huda, Guoxue Li, Wenhai Luo	2021	Journal of Membrane Science	Effects of surfactant addition to draw solution on the performance of osmotic membrane bioreactor
9	Nur Hafizah Ab Hamid, David K. Wang, Simon Smart, Liu Ye	2020	Journal Pre-proof	Achieving stable operation and shortcut nitrogen removal in a long-term operated aerobic forward osmosis membrane bioreactor (FOMBR) for treating municipal wastewater
10	Gao Y., Fang Z., Chen C., Zhu X., Liang P., Qiu Y., Zhang X., Huang X.	2020	Bioresource Technology	Evaluating the performance of inorganic draw solution concentrations in an anaerobic forward osmosis membrane bioreactor for real municipal sewage treatment

11	S. Vinardell, S. Astals, M. Peces, M.A. Cardete, I. Fernandez, J. Mata-Alvarez, J. Dosta	2020	Renewable and Sustainable Energy Reviews	Advances in anaerobic membrane bioreactor technology for municipal wastewater treatment: A 2020 updated review
12	Yue Gao, Zhou Fang, Peng Liang, Xiaoyuan Zhang, Yong Qiu, Katsuki Kimura, Xia Huang	2019	Bioresource Technology	Anaerobic digestion performance of concentrated municipal sewage by forward osmosis membrane: Focus on the impact of salt and ammonia nitrogen
13	Shihui Yang, Baoyu Gao, Am Jang, Ho kyong Shon, Qinyan Yue	2019	Chemosphere	Municipal wastewater treatment by forward osmosis using seawater concentrate as draw solution
14	Sergi Vinardell, Sergi Astals, Joan Mata-Alvarez, Joan Dosta	2019	Bioresource Technology	Techno-economic analysis of combining forward osmosis-reverse osmosis and anaerobic membrane bioreactor technologies for municipal wastewater treatment and water production

15	Hafiz M.A., Hawari A.H., Altaee A.	2019	Journal of Water Process Engineering	A hybrid forward osmosis/reverse osmosis process for the supply of fertilizing solution from treated wastewater
16	Biplob Kumar Pramanik, Li Shu, Veeriah Jegatheesan, Muhammed A. Bhuiyan and Gloria Amo-Duodu	2019	Journal of Environmental Management	Effect of the coagulation/persulfate pre-treatment to mitigate organic fouling in the forward osmosis of municipal wastewater treatment
17	Brent Rood , Chi-qian Zhang , Enos Inniss , Zhiqiang Hu	2019	Water Environment Research	Forward osmosis with an algal draw solution to concentrate municipal wastewater and recover resources
18	N. Singh, S. Dhiman, S. Basu, M. Balakrishnan, I. Petrinic, C. Helix-Nielsen	2019	Journal of Water Process Engineering	Dewatering of sewage for nutrients and water recovery by Forward Osmosis (FO) using divalent draw solution

19	Muhammad Adnan, Sher Jamal Khan, Kamran Manzoor, Nicholas P. Hankins	2019	Process Safety and Environmental Protection	Performance evaluation of fertilizer draw solutions for forward osmosis membrane bioreactor treating domestic wastewater
20	Fezeh Lotfi, Bijan Samali, Dharma Haggare	2018	Journal of Environmental Chemical Engineering	Cleaning efficiency of the fouled forward osmosis membranes under different experimental conditions
21	Shahryar Jafarinejad, Hosung Park, Holly Mayton, Sharon L. Walker, Sunny C. Jiang	2018	Environmental Science Water Research & Technology	Concentrating ammonium in wastewater by forward osmosis using a surface modified nanofiltration membrane
22	Wenhai Luo, Ming Xie, Xiaoye Song, Wenshan Guo, Hao H. Ngo, John L. Zhou, Long D. Nghiem	2018	Bioresource Technology	Biomimetic aquaporin membranes for osmotic membrane bioreactors: Membrane performance and contaminant removal

23	Yue Gao, Zhou Fang, Peng Liang, Xia Huang	2018	Bioresource Technology	Direct concentration of municipal sewage by forward osmosis and membrane fouling behavior
24	Yan Sun, Jiayu Tian, Liming Song, Shanshan Gao, Wenxin Shi, Fuyi Cui	2018	Journal of Membrane Science	Dynamic changes of the fouling layer in forward osmosis based membrane processes for municipal wastewater treatment
25	Muhammad Saboor Siddique, Sher Jamal Khan, Muhammad Aamir Shahzad, Muhammad Saqib Nawaz, Nicholas P. Hankins	2018	Bioresource Technology	Insight into the effect of organic and inorganic draw solutes on the flux stability and sludge characteristics in the osmotic membrane bioreactor
26	Ashley J. Ansari, Faisal I. Hai, William E. Price, Jörg E. Drewes, Long D. Nghiem	2017	Journal of Membrane Science	Forward osmosis as a platform for resource recovery from municipal wastewater - A critical assessment of the literature

27	Hau-Ming Chang, Shiao-Shing Chen, Nguyen Cong Ngu- yen, Wen-Shing Chang, Saikat Sinha Ray	2017	International Biodeterioration & Biodegradation	Osmosis membrane bioreactor microfiltration with magnesium based draw solute for salinity reduction and phosphorus recovery
28	Tobias Hey, Niada Bajraktari, Åsa Da- vidsson, Jörg Vogel, Henrik Tækker Madsen, Claus Hé- lix-Nielsen, Jes la Cour Jansen & Ka- rin Jönsson	2017	Environmental Technology	Evaluation of direct membrane filtration and direct forward osmosis as concepts for compact and en- ergy-positive municipal wastewater treatment
29	Taozhan Hu, Xinhua Wang, Chen Wang, Xiufen Li and Yueping Ren	2017	The Royal Society of Chem- istry	Impacts of inorganic draw solutes on the perfor- mance of thin-film composite forward osmosis mem- brane in a microfiltration assisted anaerobic osmotic membrane bioreactor
30	Sheng Li, Youngjin Kim, Laura Chekli, Sherub Phuntsho, Ho Kyong Shon, To- rOve Leiknes, Noreddine Ghaf- four	2017	Journal of Membrane Science	Impact of reverse nutrient diffusion on membrane biofouling in fertilizerdrawn forward osmosis

31	Yan Sun, Jiayu Tian, Zhiwei Zhao, Wenxin Shi, Dongmei Liu, Fuyi Cui	2016	Water Research	Membrane fouling of forward osmosis (FO) membrane for municipal wastewater treatment: A comparison between direct FO and OMBR
32	Zhiwei Wang, Junjian Zheng, Jixu Tang, Xinhua Wang & Zhichao Wu	2016	Scientific Reports	A pilot-scale forward osmosis membrane system for concentrating low-strength municipal wastewater: performance and implications
33	Juan C. Ortega-Bravo, Gonzalo Ruiz-Filippi, Andrés Donoso-Bravo, Isaac E. Reyes-Caniupán, David Jeison	2016	Chemical Engineering Journal	Forward osmosis: Evaluation thin-film-composite membrane for municipal sewage concentration
34	Luo W., Hai F.I., Price W.E., Guo W., Ngo H.H., Yamamoto K., Nghiem L.D.	2016	Bioresource Technology	Phosphorus and water recovery by a novel osmotic membrane bioreactor–reverse osmosis system

35	Xinhua Wang, Yan-xiao Zhao, Bo Yuan, Zhiwei Wang, Xiufen Li, Yueping Ren	2016	Bioresource Technology	Comparison of biofouling mechanisms between cellulose triacetate (CTA) and thin-film composite (TFC) polyamide forward osmosis membranes in osmotic membrane bioreactors
36	Guanglei Qiu, Sui Zhang, Divya Shankari Srinivasa Raghavan, Subhabrata Das, Yen-Peng Ting	2016	Water Research	The potential of hybrid forward osmosis membrane bioreactor (FOMBR) processes in achieving high throughput treatment of municipal wastewater with enhanced phosphorus recovery
37	Sungmin Kim, Gyeong-Wan Go, Am Jang	2016	Journal of Industrial and Engineering Chemistry	Study of flux decline and solute diffusion on an osmotically driven membrane process potentially applied to municipal wastewater reclamation
38	Gang Han, Baiwang Zhao, Fengjiang Fu, Tai-Shung Chung, Martin Weber, Claudia Staudt, Christian Maletzko	2015	Journal of Membrane Science	High Performance Thin-film Composite Membranes with Mesh-Reinforced Hydrophilic Sulfonated Polyphenylenesulfone (sPPSU) Substrates for Osmotically Driven Processes

39	Ming Xie, Mingxin Zheng, Paul Cooper, William E. Price, Long D. Nghiem, Menachem Elimelech	2015	Journal of Membrane Science	Osmotic dilution for sustainable greenwall irrigation by liquid fertilizer: Performance and implications
40	Yangshuo Gu, Lin Chen, Jing-Wen Ng, Changsoo Lee, Victor W.-C. Chang, Chuyang Y. Tang	2015	Journal of Membrane Science	Development of anaerobic osmotic membrane bioreactor for low-strength wastewater treatment at mesophilic condition
41	Li-ying Huang, Duu-Jong Lee, Juin-Yih Lai	2015	Bioresource Technology	Forward osmosis membrane bioreactor for wastewater treatment with phosphorus recovery
42	Qiu G., Law Y.-M., Das S., Ting Y.-P.	2015	Environmental Science & Technology	Direct and complete phosphorus recovery from municipal wastewater using a hybrid microfiltration-forward osmosis membrane bioreactor process with seawater brine as draw solution

43	Wenchao Xue, Kazuo Yamamoto, Tomohiro Tobino	2015	Journal of Membrane Science	Membrane fouling and long-term performance of seawater-driven forward osmosis for enrichment of nutrients in treated municipal wastewater
44	Zhiwei Wang, Jixu Tang, Chaowei Zhu, YingDong, Qiaoying Wang, Zhichao Wu	2015	Journal of Membrane Science	Chemical cleaning protocols for thin film composite (TFC) polyamide forward osmosis membranes used for municipal wastewater treatment
45	Wenchao Xue, Tomohiro Tobino, Fumiyuki Nakajima, Kazuo Yamamoto	2015	Science Direct	Seawater-driven forward osmosis for enriching nitro- gen and phosphorous in treated municipal wastewater: Effect of membrane properties and feed solution chemistry
46	Jia-Ming Tan, Guanglei Qiu, Yen- Peng Ting	2015	Journal of Cleaner Production	Osmotic membrane bioreactor for municipal wastewater treatment and the effects of silver nano- particles on system performance

47	Ashley J. Ansari, Faisal I. Hai, Wenshan Guo, Hao H. Ngo, William E. Price, Long D. Nghiem	2015	Bioresource Technology	Selection of forward osmosis draw solutes for subsequent integration with anaerobic treatment to facilitate resource recovery from wastewater
48	Xiwang Zhang, Zhiyao Ning, David K. Wang, João C. Diniz da Costa	2014	Journal of Membrane Science	Processing municipal wastewaters by forward osmosis using CTA membrane
49	Lin Chen, Yangshuo Gu, Chuqing Cao, Jun Zhang, Jing- Wen Ng, Chuyang Tang	2014	Science Direct	Performance of a submerged anaerobic membrane bioreactor with forward osmosis membrane for low-strength wastewater treatment
50	Ming Xie, Long D. Nghiem, William E. Price, Menachem Elimelech	2014	Environmental Science & Technology	Toward Resource Recovery from Wastewater: Extraction of Phosphorus from Digested Sludge Using a Hybrid Forward Osmosis - Membrane Distillation Process

51	Qiu G., Ting Y.-P.	2014	Bioresource Technology	Direct phosphorus recovery from municipal wastewater via osmotic membrane bioreactor (OMBR) for wastewater treatment
52	Holloway R.W., Regnery J., Nghiem L.D., Cath T.Y.	2014	Environmental Science & Technology	Removal of trace organic chemicals and performance of a novel hybrid ultrafiltration-osmotic membrane bioreactor
53	Nguyen Cong Nguyen, Shiao-Shing Chen, Hung-Yin Yang, Nguyen Thi Hau	2013	Bioresource Technology	Application of forward osmosis on dewatering of high nutrient sludge
54	Ming Xie, Long D. Nghiem, William E. Price, Menachem Elimelech	2013	Environmental Science & Technology	A forward osmosis–membrane distillation hybrid process for direct sewer mining: System performance and limitations

55	Guanglei Qiu, Yen-Peng Ting	2013	Bioresource Technology	Osmotic membrane bioreactor for wastewater treatment and the effect of salt accumulation on system performance and microbial community dynamics
56	Rodrigo Valladares Linares, Zhenyu Li, Muhannad Abu-Ghdaib, Chun-Hai-Wei, Gary Amy, Johannes S.Vrouwen-velder	2013	Journal of Membrane Science	Water harvesting from municipal wastewater via osmotic gradient: An evaluation of process performance
57	Hale Ozgun, Recep Kaan Dereli, Mustafa Evren Ersahin, Cumali Kinaci, Henri Spanjers, Jules B. van Lier	2013	Separation and Purification Technology	A review of anaerobic membrane bioreactors for municipal wastewater treatment: Integration options, limitations and expectations
58	Jinsong Zhang, Winson Lay Chee Loong, Shuren Chou, Chuyang Tang, Rong Wang, Anthony Gordon Fane	2012	Journal of Membrane Science	Membrane biofouling and scaling in forward osmosis membrane bioreactor

59	Abdulhakeem Al-turki, James McDonald, Stuart J. Khan, Faisal I. Hai, William E. Price, Long D. Nghiem	2012	Bioresource Technology	Performance of a novel osmotic membrane bioreactor (OMBR) system: Flux stability and removal of trace organics
60	Kerusha Lutchmiah, Emile R. Cornelissen, Danny J. H. Harmsen, Jan W. Post, Keith Lampi, Hans Ramaekers, Luuk C. Rietveld and Kees Roest	2011	Water Science & Technology	Water Recovery from Sewage Using Forward Osmosis
61	Ryan W. Holloway, Amy E. Childress, Keith E. Dennett, Tzahi Y. Cath	2007	Science Direct	Forward osmosis for concentration of anaerobic digester centrate

4.4 Ανάλυση Άρθρων

Σε αυτό το υποκεφάλαιο πραγματοποιείται ανάλυση των ερευνητικών άρθρων που επιλέχθηκαν.

Στο πίνακα 1 γίνεται η παράθεση σχετικά με την επιλογή μεμβρανών φυσικής ώσμωσης, τα χαρακτηριστικά τους, πιθανούς τρόπους καθαρισμού τους και τους βαθμούς απομάκρυνσης σε οργανική ύλη και θρεπτικά συστατικά. Επιπλέον συνοψίζονται βασικά ευρήματα της

Πίνακας 1: Εφαρμογή διαφορετικών μεμβρανών στη διεργασία της φυσικής ώσμωσης, λειτουργικά χαρακτηριστικά και απόδοση

Είδος Μεμβράνης	Υποτονικό Διάλυμα	Υπερτονικό Διάλυμα	Εμβαδόν μεμβράνης	Μέση Ροή Διήθησης	Τελική Ροή Διήθησης	Ταχύτητα (L/h)	Χρόνος Λειτουργίας	Καθαρισμός Μεμβράνης	Απομάκρυνση (%) ή Συμπύκνωση TOC/COD	Απομάκρυνση (%) ή Συμπύκνωση TN / NH4-N	Απομάκρυνση (%) ή Συμπύκνωση TP / PO4-P	Βασικά ευρήματα	Βιβλιογραφία
CTA	Ανεπεξέργαστα αστικά λύματα	Συνθετικό θαλασινό νερό	20 cm ²	~5.02 LMH	~2.09 LMH	-	71 d	φυσικός καθαρισμός με ταχύτητα 20 cm/s για 1 h και χημικός καθαρισμός με 1% NaClO, 0.8% EDNA 0.15 SDS	85.5%	82.5%	84.5%	Μεγαλύτερη έμφραξη μεμβράνης, μεγαλύτερη ανάκτηση στη ροή νερού κατά την FO μέσω φυσικού καθαρισμού	(Sun et al, 2016)
	Δευτεροβάθμια αστικά λύματα			~4.6 LMH	~2.5 LMH	-			86.5%	89.5%	84.5%		
CTA (AL-FS)	Ανεπεξέργαστα αστικά λύματα	NaCl	64.6cm ²	5.4 LMH	~3.5 LMH	-	17 h	φυσικός καθαρισμός με έκπλυση με νερό βρύσης	71.9%	-	-	Ο προσανατολισμός AL-FS παρουσίασε μεγαλύτερη ροή και διαφυγή ρύπων.	(Zhang et al, 2014)
CTA (AL-DS)				5.2 LMH	~2.8 LMH	-			69.7%	-	-		

CTA	Πρωτοβάθμια αστικά λύματα	NaCl/MgCl ₂ ·6H ₂ O	124 cm ²	4.3 LMH	~4.2 LMH	6.25L/min	6-7 h	Απλή έκπλυση με νερο (πρόταση)	-	-	-	Η έμφραξη της μεμβράνης προκλήθηκε είτε λόγω της αύξησης της ωσμωτικής δύναμης του DS, είτε προσθέτοντας υδραυλική πίεση. Φάνηκε η έμφραξη να είναι αναστρέψιμη και να μπορεί να καθαριστεί φυσικά χωρίς τη χρήση χημικών.	(Lutchmiah et al, 2011)
CTA	Πρωτοβάθμια αστικά λύματα	NaCl	3000 cm ²	~5.5 LMH	4 LMH	-	51 d	χημικός καθαρισμός (1%Alconox και 0.8% EDNA) και φυσικός καθαρισμός για 10 λεπτά στην ίδια ταχύτητα	99.8%	48.1%	99.7%	Μεγάλη απόρριψη COD και PO ₄ -P αλλά συγκριτικά πολύ μικρότερη απόρριψη αμμονίου. Η έμφραξη οδήγησε στην ύπαρξη στρώματος που περιόρισε το φαινόμενο της πόλωσης συγκέντρωσης και βοήθησε στη βελτίωση της απόρριψης αμμωνίας.	(Wang et al, 2016)
CTA	Συνθετικά αστικά λύματα	NaCl	308 cm ²	4.41 LMH (stage 1)/8.41 LMH (stage 2)	2.07 LMH (stage 1)/6.40 LMH (stage 2)	-	243 d (stage 1, 72 d/stage 2, 171 d)	Έκπλυση με νερό (stage 2)	99%	92%	99%	Στο δεύτερο στάδιο που οι ροές ήταν μεγαλύτερες, η ταχύτητα των ρύπων προς τη μεμβράνη ήταν επίσης μεγαλύτερη.	(Ab Hamid et al, 2020)
CTA	Δευτεροβάθμια αστικά λύματα	NaCl	106 cm ²	3.97 LMH	2.7 LMH	150ml/min	28h	Φυσικός καθαρισμός με έκπλυση της επιφάνειας με απιονισμένο νερο και ανάκτηση ροής 95%	99% DOC	96%	98%	Δυο μηχανισμοί οδήγησαν στην έμφραξη της μεμβράνης, η δημιουργία στρώματος στερεών στην επιφάνειά της και η πόλωση συγκέντρωσης.	(Nguyen et al, 2013)
TFC	Ανεπεξέργαστα αστικά λύματα	NaCl	-	19 LMH	11 LMH	-	-	-	-	-	-	Η μεμβράνη TFC έχει εξαιρετική υδατοπερατότητα και καλή επιλεκτικότητα.	(Gang et al, 2015)

CTA	Ανεπεξέργαστα αστικά λύματα	Υγρό λίπασμα	123.5cm ² .	-	-	1L/min	72h	-	-	-	-	Η παρουσία οργανικής ύλης στο DS δεν μείωσε την απόδοση της FO.	(Xie et al, 2015)
TFC	Πρωτοβάθμια αστικά λύματα	Συνθετικό θαλασσινό νερό	20.02 cm ²	16.32 LMH	14.5 LMH	16.8L/min	24h	φυσικός καθαρισμός με έκπλυση νερού διάρκειας 1h	2.5	1.5	3.4	Παρά τη δημιουργία πυκνού στρώματος στερεών στην επιφάνεια της μεμβράνης, η ροή νερού επανήλθε σχεδόν απόλυτα με το καθαρισμό.	(Yang et al, 2019)
CTA	Συνθετικά αστικά λύματα	NaCl	250 cm ²	~6.5 LMH	3.5 LMH	0.4 L/min	22d one cycle	-	96%	62%	100%	0.21 L- CH ₄ / g COD ανακτήθηκαν παρουσιάζοντας τη δυνατότητα ανάκτησης ενέργειας μέσω του συστήματος FO-AnMBR.	(Chen et al, 2014)
TFC	Συνθετικά αστικά λύματα	Συνθετικό θαλασσινό νερό	20cm ²	-	-	-	-	φυσικός καθαρισμός με ταχύτητα 800 mL/min για 15 min και στη συνέχεια αντίστροφη έκπλυση για 15 λεπτά	-	-	-	Οι μέθοδοι καθαρισμού φάνηκαν να είναι πολύ αποτελεσματικές στην αντιμετώπιση της έμφραξης. Τα υλικά της μεμβράνης έπαιξαν σημαντικό ρόλο στα παραπάνω.	(Lotfi et al, 2018)
CTA													
CTA.	Συνθετικά αστικά λύματα	NaCl	250cm ²	~6.5LMH	3LMH	0.4L/min	120d	-	95%	50%	99%	Σταδιακή μείωση στη ροή της μεμβράνης λόγω της αύξησης της αγωγιμότητας του FS και της έμφραξης της μεμβράνης που έπαιξε και το πιο καθοριστικό ρόλο. Ανακτήθηκε σημαντική ποσότητα μεθανίου 0.3CH ₄ /g COD.	(Gu et al, 2015)

TFC.	Συνθετικά αστικά λύματα	NaCl	180cm ²	~4LMH	2.2LMH	0.2L/min	75d (31)	-	100% TOC	43%	95.6%	Η ροή του νερού μειώθηκε με την αύξηση της αλατότητας, με έμφραξη της μεμβράνης σε αυξημένα επίπεδα αλατότητας. Το OMBR εμπλουτίστηκε με φωσφορικά ιόντα κατά έξι φορές για μείωση του κόστους χρήσης χημικών στη προσαρμογή του PH.	(Huang et al, 2015)
CTA	Προ επεξεργασμένα αστικά λύματα	NaCl	-	-	-	1L/min	-	-	-	-	-	Πραγματοποιήθηκε σταθερή ροή νερού με το σύστημα FO-MD και ανάκτηση νερού έως και 80%. Εξαιρετική απόδοση και στην απόρριψη TrOCs με ποσοστά από 91-98%.	(Xie et al, 2013)
CTA	Συνθετικά αστικά λύματα	MgCl ₂	2* 180cm ²	6.25LMH	5LMH	0.15L/min	80d	-	98% TOC	98%	-	Σχεδόν όλα τα κυρίαρχα είδη της ενεργού ιλδός καταλήφθηκαν από υψηλής ανθεκτικότητας στην αλατότητα νέα είδη. Το Nitrobacter ξεπλύθηκε μέσα στις πρώτες 10 ημέρες.	(Qiu et Ting, 2013)
TFC	Δευτεροβάθμια αστικά λύματα	NaCl/EFS	42cm ²	FO ~11.8/13L MH PRO ~10/10.5L MH	FO ~12.5/16LMH PRO ~10/10LMH	2L/min	2.5h	-	-	97% FO 95% PRO	99% FO 99% PRO	Η ροή μεμβράνης παρατηρήθηκε να είναι μεγαλύτερη στην FO. Οι ολικές απόρριψης αμμονίου φαίνονται να είναι μεγαλύτερες συγκριτικά με του φωσφόρου λόγω του χαμηλότερου μοριακού βάρους και διαμέτρου ιόντων.	(Hafiz et al, 2019)

CTA	Πρωτοβάθμια αστικά λύματα	Άλμη	720/90cm ²	~8.7 LMH	~8.4LMH	0.2L/min	98d	-	90%	>99%	97.9%	Ο φώσφορος μπορεί να ανακτηθεί άμεσα συνδυάζοντας μια μεμβράνη MF σε ένα OMBR, το οποίο αποτελεί νέο πλεονέκτημα σε αυτή τη διεργασία.	(Qiu et al, 2015)
CTA	Πρωτοβάθμια αστικά λύματα	NaCl	139cm ²	~7.8LMH	~5.7LMH	1.5L/min	50h	έκπλυση με 4L απιονισμένο νερό-αντίστροφη έκπλυση	-	82.9–92.1%	99.6-99.9%	Σε πιλοτική κλίμακα FO-RO 190m ³ /d, τα 133m ³ /d υψηλής ποιότητας νερού θα μπορούσε να παραχθεί και να χρησιμοποιηθεί ωφέλιμα.	(Holloway et al, 2007)
CTA	Δευτεροβάθμια αστικά λύματα	MgCl ₂	-	6LMH	2LMH	-	-	έκπλυση με απιονισμένο νερό για 15min και ταχύτητα 18 cm/s (διπλάσιες τιμές για το FO-MD)	-	>90% FO	>97% FO	Τα ιζήματα που ελήφθησαν κατά την FO-MD επαληθεύτηκαν ότι είναι στρουβίτης με εξέταση της μορφολογίας των κρυστάλλων, σύνθεση στοιχείων και τη δομή.	(Xie et al, 2014)
CTA	Συνθετικά αστικά λύματα	MgCl ₂ / NaCl	360cm ²	~6.8 LMH	~5.9 LMH	0.2 L/min	103d	-	98% TOC	98%	98%	Ο στρουβίτης ανακτήθηκε κάτω από πολύ υψηλές αμμωνιακές συνθήκες.	(Qiu et Ting, 2014)
CTA/TFC biomimetic	Συνθετικά αστικά λύματα	NaCl	120 cm ²	-	-	0.75 L/min	20d	-	>95%TOC	90-100%	-	-	(Luo et al, 2018)
CTA	Προεπεξεργασμένα αστικά λύματα	NaCl	56 cm ²	4.05, 5.5, 7.95 LMH	2, 0.9, 2.4 LMH	1 L/min	30d	φυσικός καθαρισμός με επιτόπου πλύση αέρα-νερού για 15 λεπτά και στον επιτόπου χημικό καθαρισμό τα DS και FS αντικαταστάθηκαν με 1% NaClO	96%	88%	100%	Πολύ καλή απόδοση σχετικά με τα ποσοστά απόρριψης. Βασίζόμενοι στα χαρακτηριστικά της εμφραξης της μεμβράνης, τη συσσώρευση αλατιού και την απόδοση AnOMBR, επιλέχθηκε 1 M NaCl ως βέλτιστο DS.	(Gao et al, 2020)

CTA	Ανεπεξεργαστα λύματα	NaCl	740 cm ²	~3.7 LMH	~2.5 LMH	-	60d	-	95% TOC	95%	95%	Η ανάκτηση φωσφόρου από την MF ήταν πιο αποτελεσματική όταν το διάλυμα όταν το pH ρυθμίστηκε στο 10, οπότε το ανακτηθέν ιζημα περιείχε 15-20% (wt/wt) φωσφόρου.	(Luo et al, 2016)
CTA	Δευτεροβάθμια αστικά λύματα	NaCl	1.2m ²	3.75 LMH	4.2 LMH	0.25 L/min	35d	-	>99%	>82%	>99%	-	(Holloway et al, 2014)
CTA	Συνθετικά αστικά λύματα	NaCl	250cm ²	-	-	0.1L/min	12h	αντίστροφη έκπλυση	99%	67%	99%	Λόγω της απουσίας υδραυλικής πίεσης κατά την FO, η έμφραξη στην επιφάνεια της μεμβράνης στη πλευρά του FS μπορεί να αφαιρεθεί με αντίστροφη πλύση. Ωστόσο η πόλωση εσωτερικής συγκέντρωσης που προκαλείται από τη διάχυση αλάτων μέσα στη μεμβράνη, δεν μπορεί να προσφέρει ανάκτηση στη ροή με μία μόνο πλύση.	(Linares et al, 2013)
CTA	Προεπεξεργασμένα αστικά λύματα	NaCl	56 cm ²	8.75, 9.9, 9.15, 13.45, 13.05 LMH	10, 5.8, 5.9, 6, 5.2 LMH	-	25h	φυσικός καθαρισμός με online με αέρα-νερό πλύσιμο για 15min και χημικός καθαρισμός όπου τα FS και DS αντικαταστήθηκαν με 1% NaClO.	96.5%	93.3%	95.4%	Η έμφραξη στη μεμβράνη FO απομακρύνθηκε με το καθαρισμό, με ανάκτηση ροής 90% και 96%.	(Gao et al, 2018)

CTA	Ανεπεξέργαστα αστικά λύματα	Συνθετικό θαλασσινό νερό	20cm ²	3.5 LMH	3.2LMH	-	30d	χημικός καθαρισμός	79.7% TOC	88.1%	92%	Μεγαλύτερη μείωση στη ροή του νερού παρατηρήθηκε στην FO από αυτή στο OMBR, το οποίο μπορεί να αποδοθεί στη σοβαρότερη οργανική, ανόργανη έμφραξη και απόρριψη της FO. Στην OMBR, η συγκέντρωση των ανόργανων ειδών και των βακτηρίων σταθεροποιήθηκε μετά από 8 ημέρες λειτουργίας και η έμφραξη οργανικών ρύπων φάνηκε να είναι μικρότερη της FO.	(Sun et al, 2018)
				3LMH	1.2 LMH				79.9 TOC	85.4%	93.3%		
TFC	Ανεπεξέργαστα αστικά λύματα	NaCl	20cm ²	-	30.5LMH με το καθαρισμό	-	144h	χημικός καθαρισμός (0.1%NaOH/0.1% SDS και στη συνέχεια 2% citric acid)	-	-	-	Ο αποδοτικότερος καθαρισμός φάνηκε να είναι ο αναγραφόμενος με ανάκτηση στη ροή 100%.	(Wang et al, 2015)
TFC	Δευτεροβάθμια αστικά λύματα	NaCl	98cm ²	13.6LMH	11.3LMH	0.2 L/min	42d	φυσικός καθαρισμός	89%	99%	89-95%	Ένα διπλό πλεονέκτημα επιτεύχθηκε μετριάζοντας σημαντικά την έμφραξη στις μεμβράνες FO (κατά 24,7-54,5%).	(Qiu et al, 2016)
				14.45LMH	13LMH				90%	99%	89-95%		
CTA	Συνθετικά Αστικά λύματα	NaCl	225cm ²	5.62 LMH	-	0.16 L/min	6h	φυσικός και χημικός καθαρισμός	88.92%	-	-	Οι ιδιότητες της μεμβράνης, το μέγεθος και η ηλεκτροστατική αλληλεπίδραση έπαιζαν ζωτικό ρόλο στην απόρριψη των ουσιών.	(Ezugbe et al, 2021)

CTA	Συνθετικά αστικά λύματα	NaCl	120cm ²	3.5LMH	3.3LMH	-	85d		-	99%	-	Τα αποτελέσματα της ανάκτησης στρουβίτη έδειξαν ότι ο φώσφορος μπορεί να ανακτηθεί αποτελεσματικά όταν το διήθημα που διαπερνά το MF βρίσκεται σε pH 10. Η ποσότητα του στρουβίτη προσδιορίστηκε στα 41 mg ανά λίτρο στο MF.	(Chang et al, 2017)
CTA	Δευτεροβάθμια επεξεργασμένα λύματα	Συνθετικό θαλασσινό νερό	38cm ²	7.4LMH	-	-	50h	-	-	66.7%	92.1%	Το pH του FS έπαιξε σημαντικό ρόλο στη διατήρηση των θρεπτικών συστατικών, ιδιαίτερα της αμμωνίας. Ένα ουδέτερο pH περίπου 7 είναι το βέλτιστο για τη βελτίωση της συνολικής συγκράτησης των θρεπτικών συστατικών από τη μεμβράνη FO.	(Xue et al, 2015)
TFC	Συνθετικά αστικά λύματα	NaCl	250cm ²	9.15LMH	2.5LMH	-	55h	Φυσικός καθαρισμός με έκπλυση με νερό	-	-	-	Μια σταθεροποιημένη τιμή αγωγιμότητας επιτεύχθηκε μετά από 12 ημέρες ως αποτέλεσμα της καθημερινής απόρριψης 10% ανάμεικτου υγρού.	(Zhang et al, 2012)
TFC	Συνθετικά αστικά λύματα	Συνθετικό θαλασσινό νερό	12.25 cm ²	11.59, 12.02LMH	8.23LMH	-	22h	-	99.9%	46.2%	99.1-99.5%	Το σύστημα διατήρησε επαρκή ροή διήθησης 11,59 ± 0,49 LMH.	(Rood et al, 2019)

CTA	Δευτεροβάθμια επεξεργασμένα λύματα	NaCl	360cm ²	8LMH	5.9 LMH	-	108d	-	98.6% TOC	98.3%	-	Παρατηρήθηκε έντονη συσσώρευση άλατος στο OMBR, η οποία οδήγησε σε αρνητική επίδραση στην απόδοση του συστήματος. Ταχεία απομάκρυνση ρύπων επιτεύχθηκε καθώς η συγκέντρωση της αμμωνίας στον βιοαντιδραστήρα μειώθηκε σε περίπου 2,0 mg/L.	(Tan et al, 2015)
CTA	Δευτεροβάθμια επεξεργασμένα λύματα	EDTA-2Na, Na ₂ CO ₃ , Triton114	251 cm ²	2.5LMH	2.4LMH	1.5L/min	40d	-	98%	93%	99%	Επέδειξε εξαιρετική ικανότητα απόρριψης και καλή δυνατότητα επανααερισιμοποίησης του νερού. Μειωμένη εμφραξη της μεμβράνης.	(Nguyen et al, 2021)
TFC	Προ επεξεργασμένα αστικά λύματα	MgCl ₂	43.7cm ²	6LMH	3.8LMH	-	24h	φυσικός καθαρισμός 30min με ταχύτητα FS, DS 0.57 cm/sec και χημικός καθαρισμός και στις δύο μεριές της μεμβράνης 500 mL 0.5 N NaOH	99%	cf 1.32	68-74%	Η εμφραξη της μεμβράνης υπάρχει αλλά ο τακτικός καθαρισμός επιτρέπει την αποκατάσταση της απόδοσης της μεμβράνης όσον αφορά τη ροή διήθησης, την ανάκτηση του νερού και τη συγκέντρωση οργανικών και θρεπτικών ουσιών.	(Singh et al, 2019)
TFC	Συνθετικά αστικά λύματα	NaCl and glucose	42cm ²	-	5.85, 6.23 LMH	0.6 L/min	6h	φυσικός καθαρισμός με αντίστροφη έκπλυση για 30min σε θερμοκρασίες FS, DS = 25 °C	-	98.3%	-	Η απόρριψη αμμωνίου με NaCl ως DS ήταν πολύ χαμηλή, και επιδεινώθηκε σε αυξημένη θερμοκρασία. Με τον καθαρισμό κατάφερε να γίνει ανάκτηση νερού 70%.	(Almoalimi et al, 2022)

CTA	Συνθετικά Οικιακά λύματα	NaCl	25.5 cm ²	8.5LMH	7.5LMH	-	30d	φυσικός καθαρισμός 1h 0.08 M NaCl και απιονισμένο νερό	>97% TOC	>98%	100%	Μεγαλύτερη έμφραξη μεμβράνης παρουσίασε το σύστημα PRO-MBR με προσανατολισμό AL-DS. Η μείωση της ροής που προκλήθηκε λόγω έμφραξης περιορίσε την παραγωγή ενέργειας.	(Liu et al, 2022)
				10.8LMH	10.1LMH				>96% TOC	>98%	100%		
CTA	Συνθετικά Οικιακά λύματα	(NH ₄) ₂ SO ₄	324 cm ²	1.49LMH	0.4LMH	-	17d	-	99%	89.56%	99%	-	(Adnan et al, 2019)
		NH ₄ H ₂ PO ₄		1.06LMH	0.15LMH	-	15d	-	99.2%	89.67%	99%		
		KH ₂ PO ₄		1.18LMH	0.25LMH	-	12d	-	99.8%	98.96%	99%		
TFC	Συνθετικά αστικά λύματα	NaCl with SDBS	120cm ²		18LMH	-	21d	-	100% TOC	85%	>90%	Όλα τα 12 PhACs που διερευνήθηκαν θα μπορούσαν να απομακρυνθούν σε μεγάλο βαθμό από το OMBR (>90%) λόγω της αποτελεσματικής συγκράτησης από τη μεμβράνη FO ανεξάρτητα από την προσθήκη SDBS στο DS.	(Xu et al, 2021)
TFC	Συνθετικά αστικά λύματα	NaCl	250cm ²	5 LMH	2.02LMH	0.4 L/min	37d	-	98% TOC	-	-	Η επιλογή των DS οδήγησε σε σημαντική διαφοροποίηση στην απόδοση της μεμβράνης TFC-FO στην απόρριψη αμμωνίας και στην έμφραξη της μεμβράνης στο AnMF-OMBR.	(Hu et al, 2017)

		MgCl ₂		4.91LMH	2.06LMH				97.7% TOC	57.5–87.6%	-		
CTA	Συνθετικά οικιακά λύματα	NaCl	1200cm ²	0.595LMH	0.19LMH	-	25d	έκπλυση με απιονισμένο νερό για μία ώρα και ταχύτητα 20 cm/s	98.57-98.91%	98.8%	>99%	Σημαντική έμφραξη της μεμβράνης παρατηρήθηκε με NaOAc ως DS ενώ παρατηρήθηκε ταχεία μείωση της ροής λόγω αυξημένης συσσώρευσης αλατότητας με τα NaCl και CaCl ₂ .	(Siddique et al, 2018)
CTA	Συνθετικά αστικά λύματα	KNO ₃	20 cm ²	-	-	-	24h	-	97.2% TOC	-	-	Η διαδικασία FDFO απέριγνε τους περισσότερους από τους ρύπους στα λύματα (> 97%), εκτός από μέρος των οργανικών με χαμηλό μοριακό βάρος.	(Li et al, 2017)
		KH ₂ PO ₄							97.3% TOC	-	-		
		KCl							97.1% TOC	-	-		
CTA	Συνθετικά αστικά λύματα	NaCl	34 cm ²	10.15LMH	5LMH	-	35d	-	98% TOC	99%	-	Οι διαφορετικές ιδιότητες επιφανειών των μεμβρανών είχαν ως αποτέλεσμα διαφορετική σύσταση της έμφραξης. Συνολικά η έμφραξη της μεμβράνης TFC ήταν μεγαλύτερη λόγω της σοβαρότερης ανόργανης έμφραξης που προκαλείται από την καλύτερη απόρριψη διαλυμένης ουσίας.	(Wang et al, 2016)

TFC	Συνθετικά αστικά λύματα			9.15LMH	3LMH	-			96% TOC	99%	-		
-----	----------------------------	--	--	---------	------	---	--	--	---------	-----	---	--	--

Στο πίνακα 2 παρουσιάζονται έρευνες που κατηγοριοποιήθηκαν βάση του υπερτονικού διαλύματος που χρησιμοποιήθηκε και της διάταξης του συστήματος των μεμβρανών. Ταυτόχρονα παρουσιάζονται οι παράμετροι που επηρεάζουν σημαντικά την απόδοση του εκάστοτε συστήματος όπως είναι το pH, η οσμωτική πίεση, η θερμοκρασία και οι συγκεντρώσεις του υπερτονικού διαλύματος.

Πίνακας 2: Παράθεση συστημάτων φυσικής ώσμωσης με διαφορετικά υπερτονικά διαλύματα

Διάταξη /Είδος Μembrάνης	Υποτονικό Διάλυμα	Υπερτονικό Διάλυμα	Εξεταζόμενες συγκεντρώσεις υπερτονικού διαλύματος	Ωσμωτική Πίεση	Ροή Διήθησης J_w (L /m ² h)	Ροή Διήθησης Αλάτων J_s (g/m ² h)	Ανάκτηση υπερτονικού Διαλύματος (ναι/όχι)	Θερμοκρασία λυμάτων °C	pH λυμάτων	Απομάκρυνση (%) ή Συμπτώκνωση TOC/COD	Απομάκρυνση (%) ή Συμπτώκνωση TN / NH ₄ -N	Απομάκρυνση (%) ή Συμπτώκνωση TP / PO ₄ -P	Βασικά ευρήματα	Βιβλιογραφία
Απευθείας εφαρμογή FO/CTA	Ανεπεξέργαστα αστικά λύματα	Συνθετικό θαλασσινό νερό	2L	26.10atm	~2.09 LMH	-	OXI	25 °C	-	85.5%	82.5%	84.5%	Παρουσιάστηκε παρόμοια απόρριψη ρύπων και στα δύο εξεταζόμενα συστήματα αλλά πολύ μεγαλύτερη πτώση νερού κατά την απευθείας εφαρμογή του FO.	(Sun et al, 2016)
OMBR/CTA	Δευτεροβάθμια αστικά λύματα				~2.5 LMH	-			-	86.5%	89.5%	84.5%		
Σύστημα FO /CTA (AL-FS)	Ανεπεξέργαστα αστικά λύματα	NaCl	35g/L	28.62atm	~3.5 LMH	-	OXI	22 °C	-	71.9%	-	-	Σταδιακή μείωση στη ροή της μεμβράνης και της κινητήριας δύναμης συνολικά λόγω της συσσώρευσης της αλατότητας στη μεμβράνη και λόγω της αραίωσης του DS	(Zhang et al, 2014)
Σύστημα FO/CTA (AL-DS)					~2.8 LMH	-			-	69.7%	-	-		

FO-AD /CTA	Πρωτοβάθμια αστικά λύματα	NaCl/MgCl ₂ ·6H ₂ O	0.5–4.5/0.33 M	23.68 atm	~4.2 LMH	9.37 GMH	OXI	20 °C	-	-	-	-	Η συνολική ανάκτηση νερού φαίνεται να παρεμποδίζεται από την εσωτερική πόλωση συγκέντρωσης και την έμφραξη.	(Lutchmiah et al, 2011)
Σύστημα FO /CTA	Πρωτοβάθμια αστικά λύματα	NaCl	0.5-4 M	23.29 atm	4 LMH	4.5GMH	OXI	18-22 °C	-	99.8%	48.1%	99,7%	Στο αρχικό στάδιο παρουσιάστηκε ραγδαία μείωση στη ροή διήθησης λόγω της εσωτερικής πόλωσης συγκέντρωσης στην πλευρά του DS	(Wang et al, 2016)
OMBR/CTA-ES	Συνθετικά αστικά λύματα	NaCl	70 g/L	-	2.07 LMH (stage 1)/6.40 LMH (stage 2)	8 GMH (stage 1)/31.27 GMH (stage 2)	OXI	-	6.5-7.5	99%	92%	99%	Στο στάδιο με τη μεγαλύτερη συγκέντρωση πόλωσης οδήγησε σε μεγαλύτερη διαφορά στην ωσμωτική πίεση κάτι που είχε ως αποτέλεσμα τις μεγαλύτερες τιμές στη ροή.	(Ab Hamid et al, 2020)
Σύστημα FO /CTA	Δευτεροβάθμια αστικά λύματα	NaCl	36 g/L	-	2.7 LMH	-	OXI	22–30 °C	7.2	99% DOC	96%	98%	Με την αύξηση της βιομάζας η απόρριψη σε νιτρικά αυξήθηκε αλλά μειώθηκε αναλογικά.	(Nguyen et al, 2013)
Σύστημα FO-UF /sPPSU-TFC	Ανεπεξέργαστα αστικά λύματα	NaCl	35 g/L	-	11 LMH	-	NAI	22 °C	-	-	-	-	Καλή απόδοση για ανάκτηση νερού από τα αστικά λύματα με ποσοστά που αγγίζουν το 85%	(Gang et al, 2015)
Σύστημα FO /CTA	Ανεπεξέργαστα αστικά λύματα	liquid fertiliser	1L	81.42 atm	-	-	Osmotic dilution	25°C	7.13	-	-	-	Παρατηρήθηκε ανάκτηση νερού >80%. Η αντίστροφη διάχυση θρεπτικών	(Xie et al, 2015)

													ουσιών παρεμποδίστηκε με το FS λόγω της κατακράτησης διαλυμένων ουσιών από τη μεμβράνη.	
Σύστημα FO/TFC	Πρωτοβάθμια αστικά λύματα	Συνθετικό θαλασσινό νερό	49.06 g/L	39.649 atm	14.5 LMH	-	-	25°C	-	2.5	1.5	3.4	Η ροή του νερού μειώθηκε με το πέρασ του χρόνου ενώ η αγωγιμότητα στη δεξαμενή λυμάτων αυξήθηκε σταδιακά.	(Yang et al, 2019)
FO-AnMBR/CTA	Συνθετικά αστικά λύματα	NaCl	0.5 M	-	3.5 LMH	-	manual reconcentration	25 °C	-	96%	62%	100%	Η ροή διήθησης μειώθηκε λόγω της έμφραξης και της αυξημένης αλατότητας στον αντιδραστήρα.	(Chen et al, 2014)
FO-RO/TFC	Συνθετικά αστικά λύματα	Συνθετικό θαλασσινό νερό	0.2, 0.4, 0.6, 1, 2, 3M	11.84 atm 11.84 atm	10, 12.5, 14.8, 19, 22.5, 15.8 LMH	-	83%	25 °C	3, 6.8 and 9 3, 6.8 and 9	-	-	-	Πλεονεκτήματα της μεθόδου είναι η πολύ ποιότητα νερού που προσφέρει και χαμηλή ρύπανση μεμβράνης.	(Lotfi et al, 2018)
FO-RO/CTA					5.8, 7.2, 7.7, 11, 14.2, 17.5LMH	-	95%	25 °C		-	-	-		
An-OMBR/CTA	Συνθετικά αστικά λύματα	NaCl	0.5M	-	3LMH	-	Manual reconcentration	35 °C	7	95%	50%	99%	Καλή και σταθερή απόρριψη COD έδειξε ο αντιδραστήρας και σχεδόν απόλυτη απόρριψη φωσφόρου.	(Gu et al, 2015)

OMBR/TFC	Συνθετικά αστικά λύματα	NaCl	1M	-	2.2LMH	-	OXI	27 °C	7.2	100% TOC	43%	95.6%	-	(Huang et al, 2015)
FO-MD/CTA	Πρεπεξεργασμένα αστικά λύματα	NaCl	1.5M	-	-	-	-	20 °C	7.1	-	-	-	Η προσρόφηση GAC και η UV ως τεχνικές μετριάσμου των ρύπων φάνηκαν αποδοτικές στη μείωση της συγκέντρωσης της οργανικής ύλης και των TROCs στο υβριδικό σύστημα FO-MD.	(Xie et al, 2013)
OMBR/CTA-ES	Συνθετικά αστικά λύματα	MgCl ₂	48.4g/L		5LMH	-	OXI	23.2 °C		98% TOC	98%	-	Παρουσιάστηκε απόρριψη από τη μεμβράνη, με ενώσεις μαγνησίου/φωσφορικού ασβεστίου/ανθρακικού που ταυτοποιήθηκαν ως ανόργανοι ρύποι.	(Qiu et Ting, 2013)
FO-RO/TFC	Δευτεροβάθμια αστικά λύματα	NaCl/EFS	0.5M NaCl/0.5 M NaCl and 0.01M diammonium phosphate	..	-	-	NAI	-	6.9	-	97% FO 95% PRO	99% FO 99% PRO	Το EFS ως υπερτονικό διάλυμα είχε μεγαλύτερη ροή διήθησης συγκριτικά με το NaCl, κάτι που οφείλεται στην μεγαλύτερη ωσμωτική πίεση του πρώτου.	(Hafiz et al, 2019)

MF-Ae-OMBR/CTA	Πρωτοβάθμια αστικά λύματα	Αίμη	29 g/L	-	~8.4LMH	-	Osmotic dilution	20 °C	8.5, 9, 9.5	90%	>99%	97.9%	Η χρήση αίμης ως υπερτονικό διάλυμα εκμεταλλεύεται την υψηλή ωσμωτική πίεση. Υψηλή απόρριψη θρεπτικών.	(Qiu et al, 2015)
προεπεξεργασία με FO-RO/CTA	Πρωτοβάθμια αστικά λύματα	NaCl	70g/L	-	~5.7LMH	-	RO	-	7.2	-	82.9–92.1%	99.6–99.9%	Μεγαλύτερες ροές επιτεύχθηκαν με μεγαλύτερες συγκεντρώσεις υπερτονικού διαλύματος κατά την FO. Στο συνδυαστικό σύστημα οι ροές μειώθηκαν λόγω έμφραξης.	(Holloway et al, 2007)
προεπεξεργασία με FO-MD/ CTA	Δευτεροβάθμια αστικά λύματα	MgCl ₂	1.5M	-	2LMH	-	-	20 °C	7.72	-	>90% FO	>97% FO	Η διεργασία FO παρέχει μια αποτελεσματική προεπεξεργασία για την ακόλουθη MD, στην οποία παρουσιάστηκε σταθερή ροή διήθησης. Η χρήση MgCl ₂ ως DS για το FO αποτελεί νέα πτυχή για το σύστημα.	(Xie et al, 2014)
Ae-OMBR/CTA-ES	Συνθετικά αστικά λύματα	MgCl ₂ / NaCl	48.4 g/L/ 49g/L	39.47atm	~5.9 LMH	-	manual reconcentration	23 °C	-	98% TOC	98%	98%	98% PO-P απορρίφθηκε από την μεμβράνη και συμπυκνώθηκε στον αντιδραστήρα	(Qiu et Ting, 2014)
OMBR/CTA,TFC	Συνθετικά αστικά λύματα	NaCl	0.5M	-	-	-	NAI	22°C	6.2	>95%TOC	90-100%	-	-	(Luo et al, 2018)

An-OMBR/CTA-ES	Προπεξεργασμένα αστικά λύματα	NaCl	0.5, 1, 1.5 M	-	2, 0.9, 2.4 LMH	4.26, 7.65, 11.84 GMH	-	36–38 °C	7.0–7.8	96%	88%	100%	Με την αύξηση της συγκέντρωσης του DS, η ροή διήθησής του AnOMBR αυξήθηκε γραμμικά κάτι που προκάλεσε ταχεία μείωση και περιορισμένη δυνατότητα ανάκτησης της ροής στη μεμβράνη FO.	(Gao et al, 2020)
MF-Ae- OMBR-RO/CTA	Ανεπεξεργαστα αστικά λύματα	NaCl	0.5 M	22.69atm	~2.5 LMH	-	RO	22°C	10.0	95% TOC	95%	95%	Η MF λειτουργήσε αποτελεσματικά έναντι της συσσώρευσης αλάτων στο βιοαντιδραστήρα αυξάνοντας τη παραγωγή νερού στον OMBR. Παρά τη συσσώρευση οργανικής ύλης και αμμονίας στο DS, το σύστημα OMBR-RO επέτρεψε την ανάκτηση επαναχρησιμοποιήνου νερού υψηλής ποιότητας.	(Luo et al, 2016)

UFO- AeMBR/CTA	Δευτεροβάθ- μια αστικά λύ- ματα	NaCl	42g/L	-	4.2 LMH	-	-	-	-	-	>99%	>82%	>99%	20 μικροοργα- νικά εντοπίστη- καν στα αστικά λύματα που χρη- σιμοποιήθηκαν ως τροφοδοσία για το σύστημα UFO-MBR εκ- των οποίων τα 15 ήταν κάτω από το όριο ανί- χνευσης στην ε- κκροή. Με εξαί- ρεση τη δισφαινόλη A και DEET, όλα τα μικροοργα- νικά που ανι- χνεύθηκαν στο DS απορρίφθη- καν από τη μεμ- βράνη RO.	(Holloway et al, 2014)
Σύστημα FO /CTA	Συνθετικά α- στικά λύματα	NaCl	40g/L	-	-	-	NAI	20°C	-	99%	67%	99%	Το FO αποτελεί ένα αξιόπιστο σύστημα που α- πορρίπτει αποτε- λεσματικά τους περισσότερους ρύπους και ά- λατα είτε από τα λύματα ως FS είτε από το θα- λασσινό νερό ως DS ενώ επιτρέ- πει τον καθαρό νερό να περάσει.	(Linares et al, 2013)	

Σύστημα FO /CTA-ES	Προεπεξεργασμένα αστικά λύματα	NaCl	0.5, 1, 1.5, 2, 3, 4 M		10, 5.8, 5.9, 6, 5.2 LMH	-	OXI	25 °C	-	-	93.3%	95.4%	Η ροή διήθησης επηρεάστηκε από τη συγκέντρωση του DS, η υψηλότερη συγκέντρωση επιδείνωσε την εμφραξη της μεμβράνης ενώ οι χαμηλότερη συγκέντρωση οδήγησε σε περιορισμένη απόδοση συγκέντρωσης.	(Gao et al, 2018)
OMBR/CTA	Ανεπεξεργαστα αστικά λύματα	Συνθετικό θαλασσινό νερό	2L	26.10 atm	3.2LMH	-	OXI	25 °C	-	79.7% TOC	88.1%	92%	-	(Sun et al, 2018)
Σύστημα FO /CTA					1.2 LMH	-				79.9 TOC	85.4%	93.3%		
Σύστημα FO /CTA	Ανεπεξεργαστα αστικά λύματα	NaCl	-	10.85atm	30.5LMH με το καθαρισμό	22.9 GMH	OXI	25 °C	-	-	-	-	-	(Wang et al, 2015)
MF-FOMBR/TFC	Δευτεροβάθμια αστικά λύματα	NaCl	1 M	-	11.3LMH	-	NAI	-	6.50	89%	99%	89-95%	Τα συστήματα αυτά πέτυχαν ανάκτηση φωσφόρου υπό μειωμένους HRTs σε λιγότερο από 2h	(Qiu et al, 2016)
BF-FOMBR/TFC				-	13LMH	-	NAI	-	6.50	90%	99%	89-95%		

Σύστημα FO /CTA	Συνθετικά αστικά λύματα	NaCl	70g/L	-	-	0.13 GMH	-	20°C	6.7	88.92%	-	-	Θα μπορούσε να γίνει ανάκτηση του υγρού αξιοποιώντας στη συνέχεια ένα σύστημα RO ή NF.	(Ezugbe et al, 2021)
OMBR-MD/CTA-ES	Συνθετικά αστικά λύματα	NaCl	1M	-	3.3LMH	-	OXI	25 °C	7	-	99%	-	Η διεργασία MD χρησιμοποιήθηκε για την ανάκτηση του MgCl ₂ .	(Chang et al, 2017)
Σύστημα FO /CTA	Δευτεροβάθμια επεξεργασμένα λύματα	Συνθετικό θαλασινό νερό	35g/L	-	-	-	Osmotic dilution	25 °C	5.61	-	66.7%	92.1%	Τα αποτελέσματα της προσομοίωσης έδειξαν ότι κατά την εφαρμογή FO για τη συγκέντρωση των αστικών λυμάτων, οι κύριες μορφές αζώτου και φωσφόρου θα μπορούσε θεωρητικά να λαμβάνονται σε συγκεντρώσεις μεγαλύτερες από 10 φορές χρησιμοποιώντας αναλογία DS/FS 2:1.	(Xue et al, 2015)
OMBR/TFC	Συνθετικά αστικά λύματα	NaCl	0.5 M	23.19atm	2.5LMH	-	-	23 °C.	-	-	-	-	Η έμφραξη προκλήθηκε από τα Ca, Mg, Al, Si, Fe και P που συνέβαλαν στο 60% της συνολικής υδραυλικής αντίστασης της μεμβράνης και μείωσε τη	(Zhang et al,2012)

													διαπερατότητα κατά περίπου 34%.	
Σύστημα FO /TFC	Συνθετικά αστικά λύματα	Συνθετικό θαλασσινό νερό	0.67, 1.00, 1.67 M	26atm	8.23LMH	14.44, 18.48, 31.15 GMH	NAI	23 °C.	-	99.9%	46.2%	99.1-99.5%	Το σύστημα FO αύξησε τη συγκέντρωση COD/φωσφορικού στο FS κατά 43,0%.	(Rood et al, 2019)
OMBR	Δευτεροβάθμια επεξεργασμένα λύματα	NaCl	49g/L	-	5.9 LMH	-	OXI	26 °C.	8.4	98.6% TOC	98.3%	-	Αν και η απόρριψη TOC δεν επηρεάστηκε προφανώς από τα Ag-NPs, σημαντική μείωση της νιτροποιητικής δραστηριότητας (από 98% σε περίπου 15%) παρατηρήθηκε στο OMBR. Τα Ag-NPs προκάλεσαν επίσης αξιοσημείωτη αύξηση EPS που αποδίδεται κυρίως στην αύξηση της περιεκτικότητας σε πρωτεΐνη.	(Tan et al, 2015)
OsMBR-NF/CTA-ES	Δευτεροβάθμια επεξεργασμένα λύματα	EDTA-2Na, Na ₂ CO ₃ , Triton114	0.1 M	-	2.4LMH	-	OXI	-	7.3	98%	93%	99%	Το σύστημα OsMBR/NF χρησιμοποιήθηκε με επιτυχία για την επεξεργασία των λυμάτων αξιοποιώντας το συγκεκριμένο DS. Πέτυχε υψηλή ροή νερού και αμελητέο Js/Jw (0,059 G/L).	(Nguyen et al, 2021)

Σύστημα FO /TFC	Προπεξεργασμένα αστικά λύματα	MgCl ₂	1.5 M	148atm	3.8LMH	-	O ₂	-	7.4	99%	cf 1.32	68-74%	Η αύξηση της συγκέντρωσης του DS και της εφαρμομενικής στη μεμβράνη (cross flow velocity) ενίσχυσαν τη ροή του νερού αλλά η συγκέντρωση COD παρέμεινε ανεπηρέαστη.	(Singh et al, 2019)
FO-MD/ TFC	Συνθετικά αστικά λύματα	NaCl and glucose	0.6 M and 1.2M	-	5.85, 6.23 LMH	-	NaCl, MgCl ₂ and glucose σαν DSs στα 35 g/L	25 °C	-	-	98.3%	-	Σε υψηλές θερμοκρασίες των FS, DS (50 °C) η γλυκόζη ως υπερτονικό διάλυμα με μεγαλύτερο ιζώδες, μικρότερη διάχυση και μεγαλύτερα μόρια οδήγησε σε μεγαλύτερη ροή νερού συγκριτικά με το NaCl.	(Almoalimi et al, 2022)
PRO-MBR/ CTA	Συνθετικά οικιακά λύματα	NaCl	2 M	97.7 atm	7.5LMH	-	O ₂	25 °C	-	>97% TOC	>98%	100%	Παρήχθη σημαντική ποσότητα ενέργειας μέσω του PRO-MBR.	(Liu et al, 2022)
FO-MBR/CTA					10.1LMH	-			-	>96% TOC	>98%	100%		

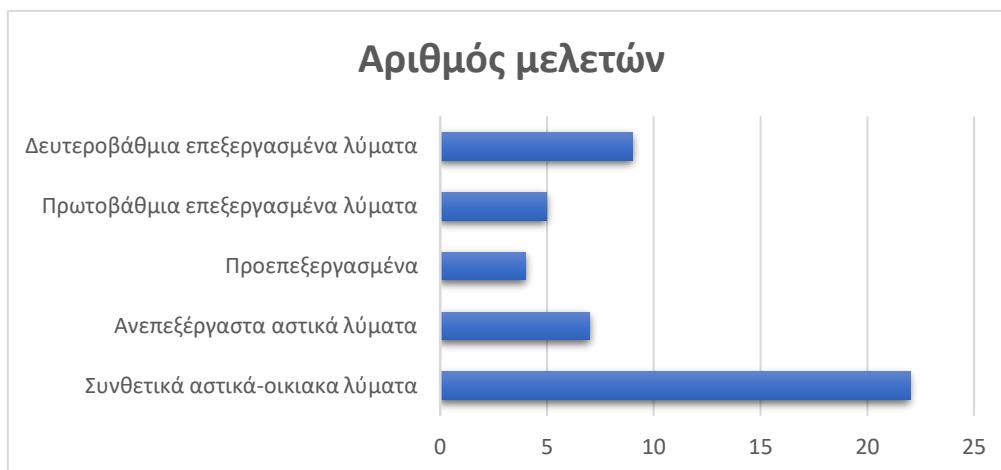
FO-MBR/CTA	Συνθετικά οικιακά λύματα	(NH ₄) ₂ SO ₄	0.25 M	11.15 atm	0.4LMH	0.57GMH	DCMD	-	-	99%	89.56%	99%	<p>Η επιλογή των DS έγινε λόγω της ικανοποιητικής ροής διήθησης και της χαμηλής συσσώρευσης διαλυμένης ουσίας στον αντιδραστήρα. Εκ των τριών το MAP παρουσίασε την καλύτερη απόδοση όσον αφορά τη χαμηλότερη αντίστροφη συσσώρευση διαλυμένης ουσίας, υψηλή ανάπτυξη βιομάζας, βελτιωμένη ικανότητα φιλτραρίσματος ιλύος και μέγεθος σωματιδίων.</p>	(Adnan et al, 2019)
		NH ₄ H ₂ PO ₄		12.13atm	0.15LMH	0.11GMH	-	-	99.2%	89.67%	99%			
		KH ₂ PO ₄		10.39atm	0.25LMH	1.17GMH	-	-	99.8%	98.96%	99%			
OMBR/TFC	Συνθετικά αστικά λύματα	NaCl with SDBS	1.2M	59.21atm	18LMH	14.16GMH	OXI	25 °C	5.6	100% TOC	85%	>90%	<p>Η προσθήκη SDBS έως και 5 mM θα μπορούσε να μειώσει αποτελεσματικά την αντίστροφη ροή διαλυμένης ουσίας με μικρή μείωση στη ροή νερού κατά τη λειτουργία FO. Επίσης συνέβαλλε αποτελεσματικά στη βιολογική απομάκρυνση των ρύπων.</p>	(Xu et al, 2021)

MF- AnOMBR/TFC	Συνθετικά αστικά λύματα	NaCl	0.5M	-	2.02LMH	-	-	25 °C	-	98% TOC	-	-	Όταν χρησιμοποιήθηκε ως DS το NaCl, η TFC-FO μεμβράνη δεν είχε καθόλου απόρριψη αμμωνίας στο σύστημα AnMF-OMBR, ενώ με DS το MgCl2 ενισχύθηκε η απόρριψη σε ένα εύρος 57,5-87,6%.	(Hu et al, 2017)
		MgCl2	0.36M	-	2.06LMH	-	-	25 °C	-	97.7% TOC	57.5-87.6%	-		
OMBR/CTA	Συνθετικά οικιακά λύματα	NaCl	0.25M	11.34atm	0.19LMH	0.74GMH	DCMD	25 °C	-	98.57-98.91%	98.8%	>99%	Τα οργανικά DS μπόρεσαν να μετριάσουν τη συσσώρευση αλατότητας στον βιοαντιδραστήρα σε σύγκριση με τα ανόργανα άλατα.	(Siddique et al, 2018)
Σύστημα FO /CTA	Συνθετικά αστικά λύματα	KNO3	1M	32.17atm	-	19.8GMH	NAI	20°C	-	97.2% TOC	-	-	Το KNO3 εμφάνισε πιο σοβαρότερη οργανική έμφραξη που οδήγησε σε μεγαλύτερη ποσοστιαία μείωση ροής μεμβράνης ήτοι 63% έναντι των KCl (45%) και KH2PO4 (30%). Η έμφραξη αυτή οφείλεται στην αντίστροφη διάχυση καλίου και νιτρικών.	(Li et al, 2017)
		KH2PO4		31.87atm	-	3.7GMH	NAI	-	-	97.3% TOC	-	-		
		KCl		44.21atm	-	5.1GMH	NAI	-	-	97.1% TOC	-	-		

OMBR/CTA	Συνθετικά αστικά λύματα	NaCl	1M	8.5atm	5LMH	-	OXI	30°C	-	98% TOC	99%	-	-	(Wang et al, 2016)
OMBR/TFC					3LMH	-			-	96% TOC	99%	-		

4.5 Διαγράμματα των αποτελεσμάτων ανάλογα τη κατηγορία

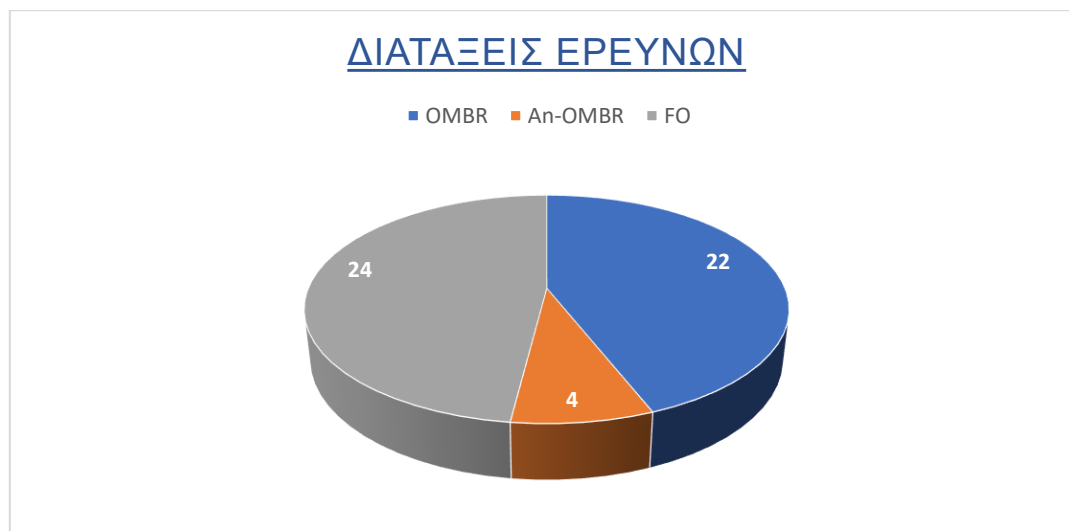
Στο Διάγραμμα 4.1 συνοψίζονται οι εφαρμογές φυσικής ώσμωσης με βάση το είδος τροφοδοσίας που χρησιμοποιήθηκε.



Διάγραμμα 1: Συχνότητα εμφάνισης κάθε τύπου λυμάτων

Παρατηρείται ότι η πλειονότητα χρησιμοποίησε συνθετικά λύματα ως υποτονικό διάλυμα.

Στο Διάγραμμα 4.2 κατηγοριοποιούνται οι εφαρμογές Φυσικής Ώσμωσης με βάση τη διάταξη που χρησιμοποιήθηκε. :



Διάγραμμα 2: Συχνότητα εμφάνισης των διατάξεων

Η φυσική ώσμωση συνήθως τοποθετείται είτε ως σύστημα προ-επεξεργασίας για τη συμπύκνωση των αστικών λυμάτων (πρωτοβάθμια επεξεργασμένων ή ανεπεξέργαστων) αλλά και σε δευτεροβάθμια έξοδο. Οι λόγοι που το σύστημα κάθε φορά τοποθετείται σε διαφορετική θέση είναι διαφορετικοί και εξαρτώνται από το στόχο της εκάστοτε μελέτης (συνήθως συνδυάζεται στη συνέχεια με άλλη τεχνολογία). Η ώσμωση δεν απομακρύνει κανένα φορτίο αλλά αντίθετα συμπυκνώνει τα λύματα οπότε αυξάνεται η συγκέντρωση αυτών των παραμέτρων με αποτέλεσμα να μπορούμε κατάντη να

εφαρμόσουμε άλλες μεθόδους επεξεργασίας για την ανάκτηση τόσο της χημικής ενέργειας των λυμάτων (COD - αναερόβια επεξεργασία κατάντη και παραγωγή βιοαερίου) αλλά και των θρεπτικών (με άλλες μεθόδους κατάντη).

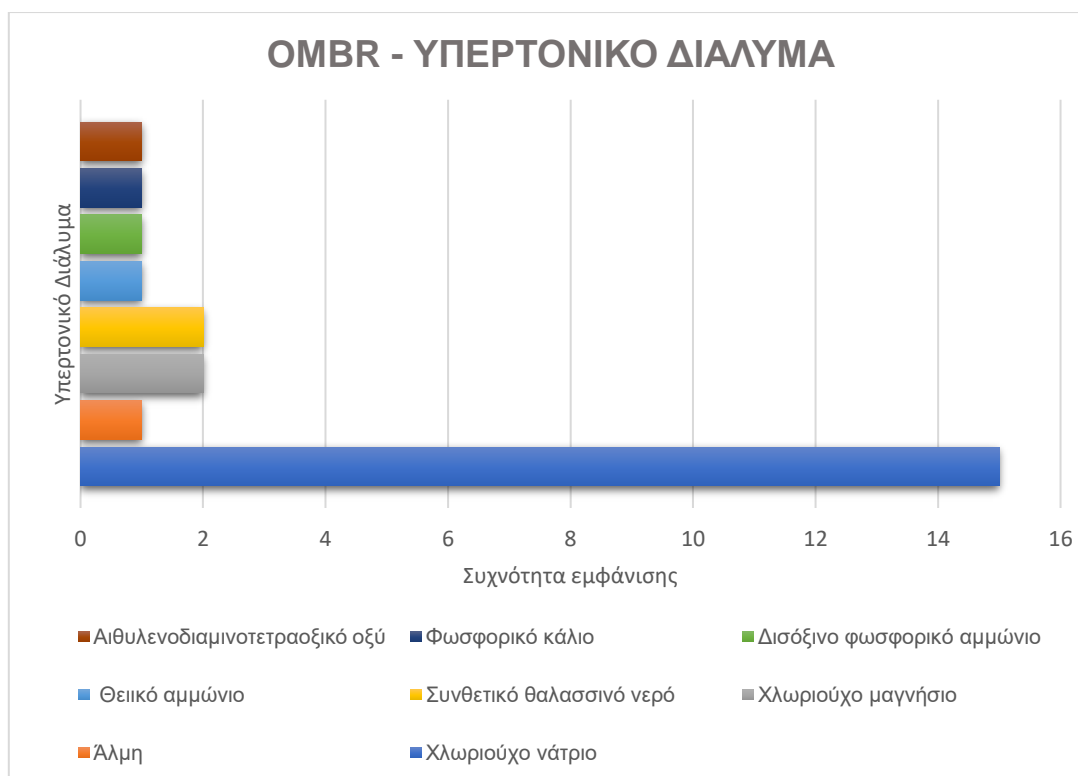
Το 2008 παρουσιάστηκε για πρώτη φορά και έχει προκύψει αυξανόμενος αριθμός μελετών για τα OMBR όπως φαίνεται και παραπάνω. Οι μεμβράνες FO βυθίστηκαν σε ένα τυπικό σύστημα βιοαντιδραστήρα μεμβρανών (MBR), το σύστημα αυτό ονομάστηκε OMBR. Στο σύστημα αυτό, η μεμβράνη της φυσικής ώσμωσης αντικαθιστά συνήθως τη μεμβράνη UF ή MF κάτι που φαίνεται να έχει ως αποτέλεσμα καλύτερη απόδοση ως προς τους βαθμούς απόρριψης των θρεπτικών. Παρόμοια με τα MBR, τα τυπικά συστήματα OMBR αποτελούνται κυρίως από μια διεργασία ενεργού ιλύος και μια μονάδα διαχωρισμού με μεμβράνη. Τα συστήματα OMBR σε σύγκριση με τα συμβατικά φαίνεται να επιτυγχάνουν χαμηλότερη ροή νερού λόγω της συσσώρευσης αλατότητας. Η απουσία υδραυλικής πίεσης και μικρότερη τάση έμφραξης της μεμβράνης αποτελούν σίγουρα πλεονεκτήματά της.

Σε αντίθεση με το σύστημα MBR, η κινητήρια δύναμη του OMBR είναι η ωσμωτική πίεση και όχι η εξωτερική πίεση. Η χρήση της μεμβράνης FO στο σύστημα OMBR προσφέρει πλεονεκτήματα όπως η μειωμένη έμφραξη και η παραγωγή νερού υψηλής ποιότητας (Huang & Lee, 2015; Praveen & Loh, 2016). Επιπλέον, η υψηλή εκλεκτικότητα της μεμβράνης FO επιτρέπει την αποτελεσματική συγκέντρωση αλάτων, θρεπτικών ουσιών και οργανικής ύλης στον βιοαντιδραστήρα, ενισχύοντας έτσι την αποτελεσματικότητα των αερόβιων ή αναερόβιων διεργασιών (Qiu & Ting, 2014; Xiao et al., 2011; Qiu & Ting, 2013; Kim, 2014; Ab Hamid et al., 2020). Αρκετές μελέτες έχουν καταδείξει τη σκοπιμότητα των συστημάτων OMBR για την επεξεργασία διαφόρων ειδών υγρών αποβλήτων.

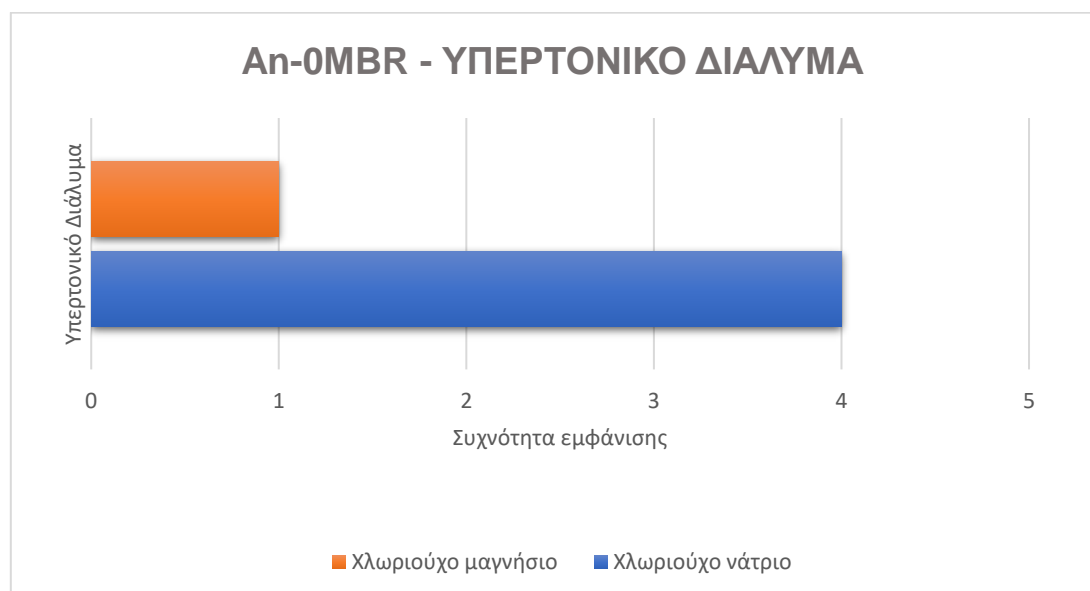
Τα τελευταία χρόνια έχουν γίνει διάφορες προσπάθειες από ερευνητές προκειμένου να διερευνηθούν οι κατάλληλοι συνδυασμοί παραμέτρων που επηρεάζουν το υπερτονικό διάλυμα, προκειμένου να βρεθεί το ιδανικότερο. Πρώτο στη λίστα είναι το ευρέως χρησιμοποιούμενο χλωριούχο νάτριο (NaCl) σε συγκεντρώσεις έως 4.5M. Αυτό συμβαίνει λόγω των χαρακτηριστικών του δηλαδή της υψηλής υδατοδιαλυτότητάς του, του μικρού μοριακού του μεγέθους, της υψηλής διαθεσιμότητάς του καθώς και του σχετικά χαμηλού του κόστους. Συχνότερα παρατηρήθηκε να εμφανίζεται σε συγκεντρώσεις 0.5M και 1M καθώς στα εργαστηριακά πειράματα προσομοιώνει την ωσμωτική πίεση του θαλασσινού νερού και της άλμης. Υψηλά ποσοστά απόρριψης TOC/COD και PO₄-P αναφέρθηκαν χρησιμοποιώντας NaCl ως υπερτονικό διάλυμα, τα μεγαλύτερα των οποίων παρουσιάστηκαν στις διατάξεις OMBR, μεγαλύτερα από 95% και 99% αντίστοιχα. Τα ποσοστά για το άζωτο αμμωνίου (NH₄-N) φάνηκε να μην είχαν την ίδια επιτυχία καθώς στη πληθώρα των σχετικών ερευνών κυμαίνονταν από 43%-90%.

Υπερτονικά διαλύματα με υψηλότερη ωσμωτική πίεση οδηγούν σε υψηλότερες ροές διήθησης του νερού. Ωστόσο, όσο αυξάνεται η ωσμωτική πίεση και η συγκέντρωση του υπερτονικού διαλύματος, αυξάνεται και η αντίστροφη ροή αλάτος, η οποία ανάλογα με τη διάταξη και το σύστημα που εφαρμόζεται μπορεί να επηρεάσει σημαντικά τη διεργασία και να οδηγήσει σε αναχαίτιση των μικροοργανισμών. Για παράδειγμα σε ένα σύστημα προ-επεξεργασίας με FO η αυξημένη ροή αλάτων μπορεί να αναχαιτίσει την αναερόβια επεξεργασία που συνήθως ακολουθεί, ή σε ένα σύστημα An-OMBR μπορεί να αναχαιτίσει το ίδιο το σύστημα.

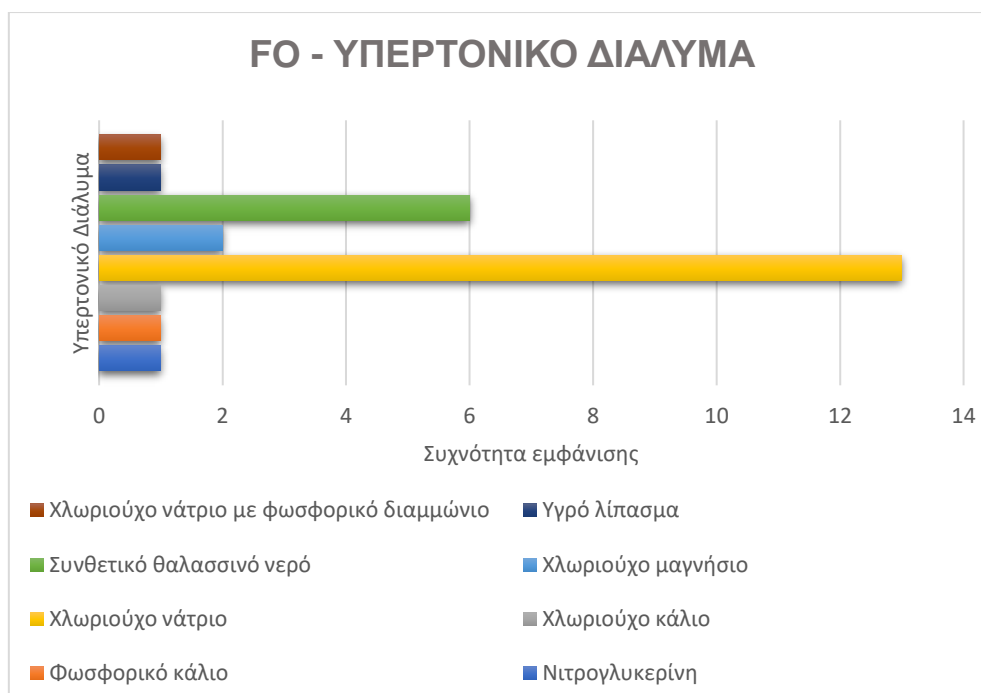
Στα διαγράμματα 3-5 φαίνεται η συχνότητα εμφάνισης των υπερτονικών διαλυμάτων στις έρευνες που εξετάστηκαν, ξεχωριστά για κάθε διάταξη (OMBR, An-OMBR & FO).



Διάγραμμα 3: Συχνότητα εμφάνισης υπερτονικών διαλυμάτων στην διάταξη OMBR

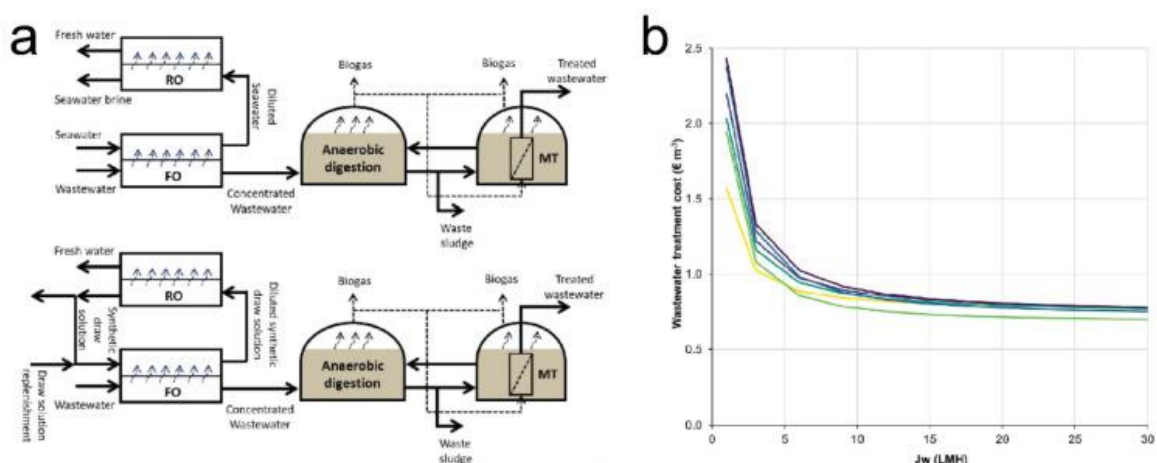


Διάγραμμα 4: Συχνότητα εμφάνισης υπερτονικών διαλυμάτων στην διάταξη An-OMBR



Διάγραμμα 5: Συχνότητα εμφάνισης υπερτονικών διαλυμάτων στην διάταξη FO

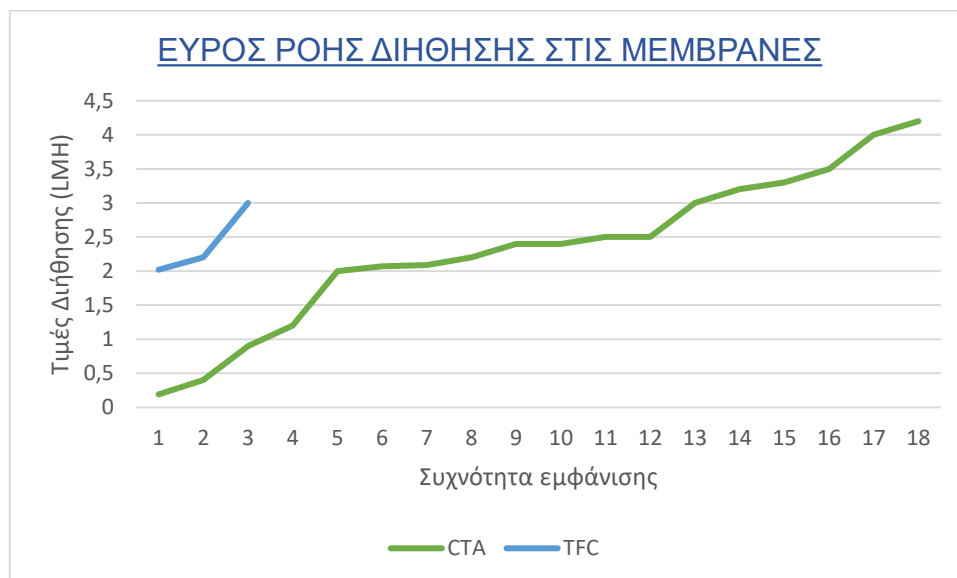
Για το σύστημα An-OMBR συνήθως χρησιμοποιούνται πρωτοβάθμια επεξεργασμένα λύματα. Η διάταξη και η εφαρμογή της ώσμωσης έχει ως στόχο τη μείωση του κόστους ενός τυπικού An-MBR, την εφαρμογή αναερόβιων συνθηκών για παραγωγή ενέργειας σε σύγκριση με ένα σύστημα OMBR που καταναλώνει ενέργεια. Υπό αναερόβιες συνθήκες τα θρεπτικά συστατικά δεν απομακρύνονται και για την ανάκτησή τους απαιτούνται άλλες τεχνολογίες για παράδειγμα η χρήση ενός υπερτονικού διαλύματος που περιέχει μαγνήσιο και συνδυάζεται μαζί και με MD.



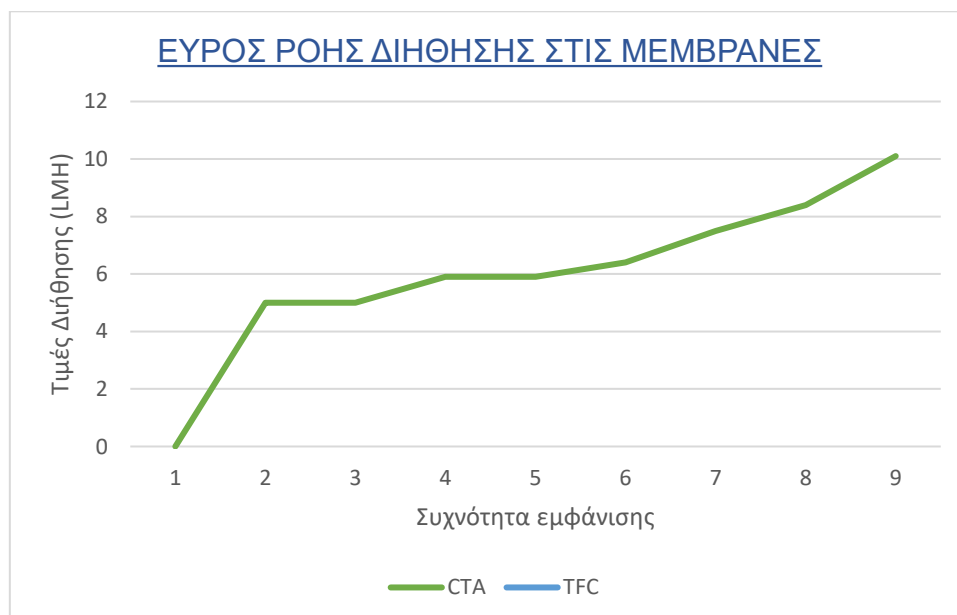
Εικόνα 6: (α) Σύστημα ανοιχτού βρόχου FO-RO-AnMBR (επάνω) και σύστημα κλειστού βρόχου FO-RO-AnMBR (κάτω) και (β) ανάλυση του κόστους FO-RO-AnMBR σε συνάρτηση με τη ροή νερού μεμβράνης FO (Vinardell et al., 2020).

Μια ιδανική μεμβράνη FO θα πρέπει να έχει υψηλή διαπερατότητα, υψηλή επιλεκτικότητα, να μην αντιδράει με τις ουσίες των λυμάτων και χαμηλή τάση έμφραξης. Στην ανασκόπηση παρατηρήθηκαν δύο τύποι μεμβρανών η CTA-τριοξική κυτταρίνη και TFC-σύνθετου λεπτού στρώματος μεμβράνη. Όπως ήταν αναμενόμενο πληθώρα μελετών έχουν ασχοληθεί με την πρώτη καθώς εφαρμόζεται συγκριτικά περισσότερο διάστημα. Σε σύγκριση με την εμπορική μεμβράνη CTA, η μεμβράνη TFC έχει λεπτότερο στρώμα στήριξης και υψηλότερη αναλογία A/B.

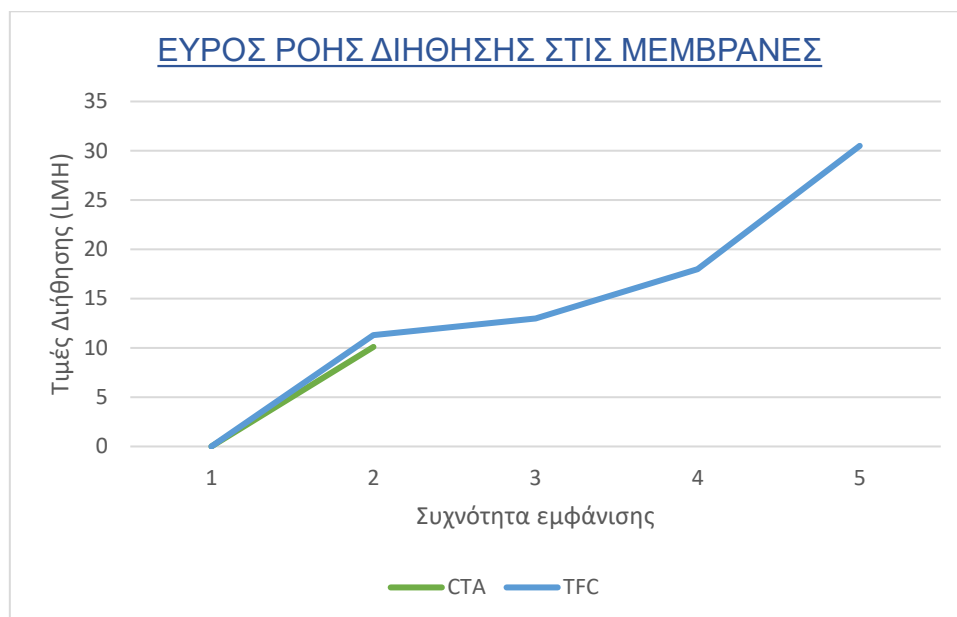
Παρακάτω παρουσιάζεται το εύρος των ροών διήθησης των δυο μεμβρανών:



Διάγραμμα 6: Εύρος της ροής διήθησης από 0-4.9 LMH στις μεμβράνες CTA,TFC



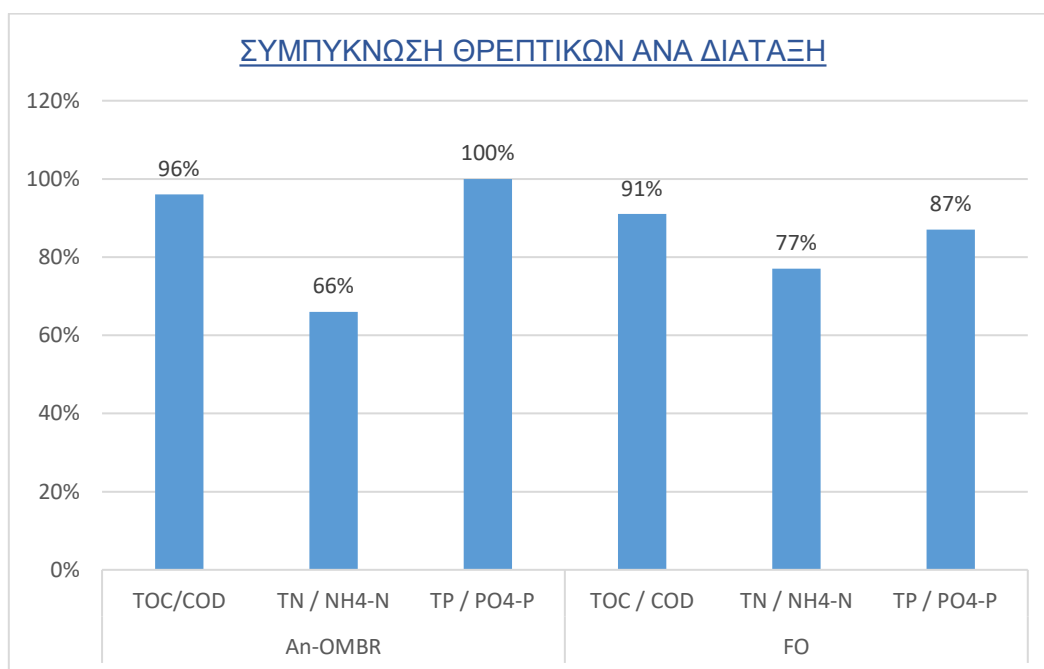
Διάγραμμα 7: Εύρος της ροής διήθησης από 5-10 LMH στις μεμβράνες CTA,TFC



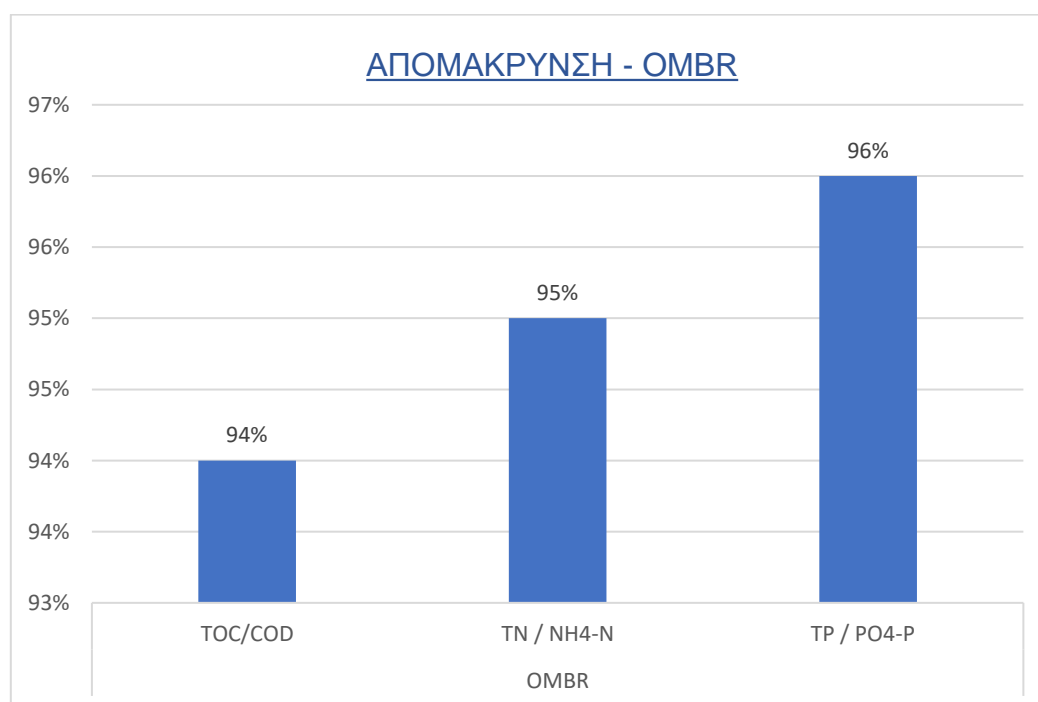
Διάγραμμα 8: Εύρος της ροής διήθησης από >10 LMH στις μεμβράνες CTA,TFC

Οι μεμβράνες TFC παρουσιάζουν μεγαλύτερη ροή νερού σε σχέση με τις CTA. Αντίστοιχα, η ωσμωτική πίεση παίζει καθοριστικό ρόλο στη ροή νερού, όσο μεγαλύτερη η συγκέντρωση του υπερτονικού διαλύματος, τόσο μεγαλύτερη η ωσμωτική πίεση και αντίστοιχα και η ροή του νερού.

Στα διαγράμματα 9 και 10 παρουσιάζονται τα αποτελέσματα συνοπτικά σε σχέση με τη συμπύκνωση του οργανικού άνθρακα, των φωσφορικών και του αμμωνίου στις διαφορετικές διατάξεις FO. Τα ποσοστά αποτελούν εκτίμηση κατά μέσο όρο βάσει των αποτελεσμάτων τα οποία κατηγοριοποιήθηκαν με βάση το υπερτονικό διάλυμα, τη συγκέντρωσή του και την ωσμωτική πίεση. Ως βάση σύγκρισης χρησιμοποιήθηκε το NaCl σε συγκέντρωση 0.5 M και εύρος ωσμωτικής πίεσης 23-26 atm.



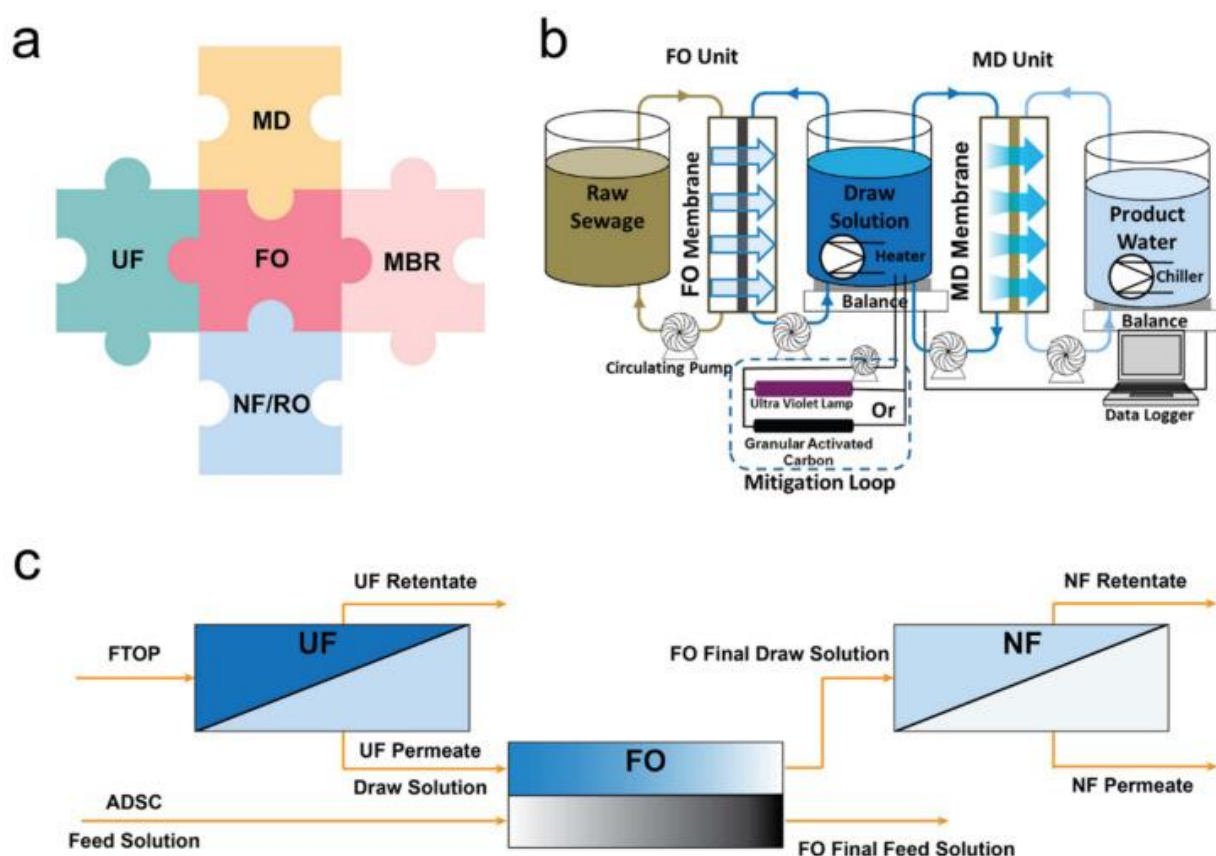
Διάγραμμα 9: Ποσοστά συμπίκνωσης οργανικού άνθρακα και θρεπτικών για τις διατάξεις An-OMBR και FO.



Διάγραμμα 10: Ποσοστά συμπίκνωσης οργανικού άνθρακα και θρεπτικών για τη διάταξη OMBR.

4.6 Σύστημα φυσικής ώσμωσης σε συνδυασμό με άλλες τεχνολογίες μεμβρανών

Ορισμένα μειονεκτήματα εξακολουθούν να υφίστανται στις διεργασίες φυσικής ώσμωσης, συμπεριλαμβανομένης της συσσώρευσης άλατος στο υποτονικό διάλυμα λόγω της διαφυγής τους από το υπερτονικό, της διαφυγής οργανικών και ανόργανων ουσιών από τα λύματα προς το υπερτονικό διάλυμα, της ανάγκης για ανάκτηση υπερτονικού διαλύματος και επιπλέον νερού. Αυτές οι προκλήσεις εμποδίζουν την ευρεία εφαρμογή μεμονωμένων διαδικασιών FO (Wu et al., 2017). Για να ξεπεραστούν κάποιοι από αυτούς τους περιορισμούς, έχει προταθεί η ενσωμάτωση της διεργασίας FO με άλλες τεχνολογίες μεμβρανών. Αυτή η προσέγγιση στοχεύει να αξιοποιήσει τα πλεονεκτήματα διαφορετικών τεχνολογιών, μετριάζοντας παράλληλα τις επιμέρους ελλείψεις τους. Συνδυάζοντας διαφορετικές διεργασίες φιλτραρίσματος μεμβράνης, καθίσταται δυνατή η βελτιστοποίηση της απόδοσης του συστήματος και η αντιμετώπιση των ειδικών προκλήσεων που σχετίζονται με τη διεργασία FO στην επεξεργασία λυμάτων.



Εικόνα 7: (α) Απεικόνιση της ενσωμάτωσης του FO με άλλες τεχνολογίες που βασίζονται σε μεμβράνες, (β) σχηματική απεικόνιση του υβριδικού συστήματος FO-MD, (βασισμένο στο Xie et al., 2013), και (γ) σχηματική απεικόνιση του ολοκληρωμένου συστήματος UF-FO-NF, προσαρμοσμένο από το Carbonell et al., 2020)

Η ενσωμάτωση της διεργασίας FO με το σύστημα της ενεργού ιλύος προσφέρει πολλά πλεονεκτήματα. Η ενεργός ιλύς είναι μια ευρέως χρησιμοποιούμενη μέθοδος βιολογικής επεξεργασίας για τα λύματα, αλλά αντιμετωπίζει προκλήσεις όπως υψηλή κατανάλωση ενέργειας. Εφαρμόζοντας τη διεργασία της FO ως προ-επεξεργασία, τα λύματα μπορούν να συγκεντρωθούν, αυξάνοντας έτσι την περιεκτικότητα σε στερεά στη διαδικασία ενεργού ιλύος και βελτιώνοντας την απόδοσή της. Επίσης, η διεργασία FO μπορεί επίσης να χρησιμοποιηθεί ως μετα-επεξεργασία για την περαιτέρω απομάκρυνση των ρύπων, διασφαλίζοντας υψηλής ποιότητας εκροή.

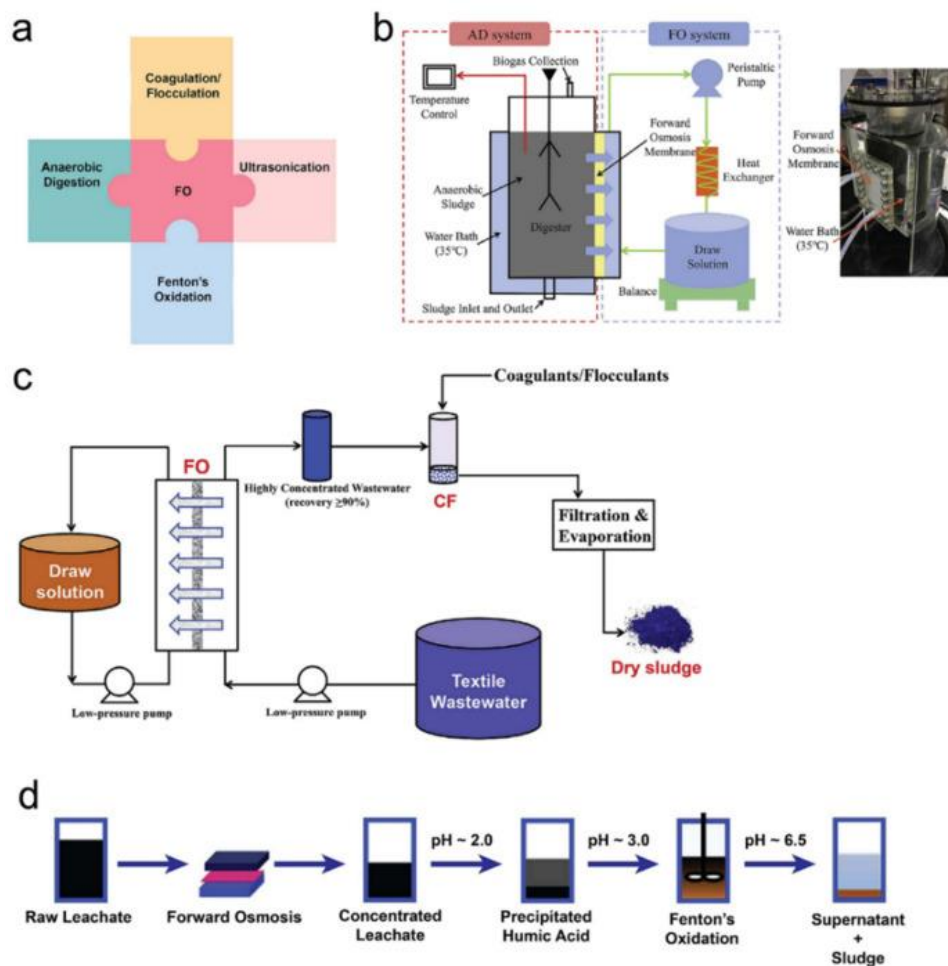
Η αναερόβια χώνευση (AD) είναι μια αποτελεσματική διεργασία για την αποδόμηση της οργανικής ύλης και την παραγωγή βιοαερίου. Ωστόσο, η AD μπορεί να περιοριστεί από την παρουσία ανασταλτικών ενώσεων και τη χαμηλή βιοαποδομησιμότητα ορισμένων ρευμάτων αποβλήτων. Η ενσωμάτωση της διεργασίας της FO μπορεί να βοηθήσει στην προ-συγκέντρωση του υποτονικού διαλύματος, μειώνοντας έτσι τον όγκο των υγρών αποβλήτων που πρόκειται να επεξεργαστούν στη διαδικασία AD και ενισχύοντας την παραγωγή βιοαερίου. Η ενσωμάτωση της διαδικασίας FO μπορεί να βοηθήσει στην προ-συγκέντρωση του υποτονικού διαλύματος, μειώνοντας έτσι τον όγκο των λυμάτων που πρόκειται να επεξεργαστούν στη διαδικασία AD και ενισχύοντας την παραγωγή βιοαερίου.

Η κροκίδωση (CF) είναι μια ευρέως χρησιμοποιούμενη μέθοδος χημικής επεξεργασίας που βασίζεται στην προσθήκη κροκιδωτικών – χημικών για το σχηματισμό κροκίδων και την απομάκρυνση των αιωρούμενων στερεών και των κολλοειδών σωματιδίων. Η διεργασία FO μπορεί να ενσωματωθεί ως ένα βήμα προ-επεξεργασίας για τη συγκέντρωση των λυμάτων και τη μείωση του όγκου τους, βελτιστοποιώντας έτσι τη διεργασία της κροκίδωσης μειώνοντας την απαιτούμενη δόση χημικών.

Η οξείδωση κατά Fenton είναι μια προηγμένη διεργασία χημικής οξείδωσης που χρησιμοποιεί έναν συνδυασμό υπεροξειδίου του υδρογόνου και καταλυτών σιδήρου για την αποικοδόμηση οργανικών ρύπων. Με την ενσωμάτωση της διεργασίας FO, τα λύματα μπορούν να υποβληθούν σε προεπεξεργασία για την απομάκρυνση σωματιδίων και οργανικών ενώσεων, με αποτέλεσμα βελτιωμένη απόδοση και οικονομική αποδοτικότητα της διεργασίας οξείδωσης κατά Fenton.

Τέλος, η προοπτική της αντίστροφης ροής άλατος στη διεργασία FO περιλαμβάνει την κατανόηση και τον μετριασμό του φαινομένου της διάχυσης αλατιού από το υπερτονικό στο υποτονικό διάλυμα. Η αντίστροφη ροή άλατος μπορεί να επηρεάσει τη συνολική απόδοση και αποτελεσματικότητα της διεργασίας. Μπορούν να χρησιμοποιηθούν στρατηγικές όπως η βελτιστοποίηση της χημείας του υπερτονικού διαλύματος, η τροποποίηση της επιφάνειας της μεμβράνης και ο σχεδιασμός του

συστήματος για τον μετριασμό της αντίστροφης ροής αλάτων και τη βελτίωση της απόδοσης της διεργασίας FO.



Εικόνα 8: (α) Απεικόνιση της ενσωμάτωσης του FO με άλλες τεχνολογίες επεξεργασίας νερού, (β) το υβριδικό σύστημα FO-AD, (Zhao et al., 2019), (γ) το υβριδικό σύστημα FO-CF, Han et al., 2016), και (δ) την ενσωμάτωση του FO με την οξείδωση του Fenton (Iskander et al., 2019)

Οι Qiu & Ting (2014) διεξήγαγαν μια μελέτη για την ανάκτηση φωσφόρου από αστικά λύματα χρησιμοποιώντας το σύστημα OMBR. Η μεμβράνη FO αύξησε αποτελεσματικά τις συγκεντρώσεις βασικών συστατικών όπως PO_4^{3-} , Ca_2^+ και Mg_2^+ , ενώ η οργανική ύλη και το NH_4^+ απομακρύνθηκαν μέσω των βιολογικών δραστηριοτήτων στον βιοαντιδραστήρα. Διατηρώντας το pH στο 9,0, το σύστημα πέτυχε μια αξιοσημείωτη ανάκτηση 95% του PO_4^{3-} μέσω καθίζησης με Ca_2^+ , Mg_2^+ και NH_4^+ . Επιπλέον, κατά τη διάρκεια της λειτουργίας των 84 ημερών, η απόδοση ανάκτησης φωσφόρου έφτασε περίπου το 50%. Σε μια άλλη μελέτη, οι Yao et al. (2020) ερεύνησαν τον μηχανισμό απομάκρυνσης και αποδόμησης της καρβαμαζεπίνης (CBZ) από τα λύματα χρησιμοποιώντας το σύστημα OMBR. Το σύστημα OMBR παρουσίασε υψηλή απόδοση απομάκρυνσης για COD (94,8%), $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (93,6%) και CBZ (88,2%). Οι Chen et al. (2014) ανέφεραν ότι η διεργασία AnOMBR ήταν πιο αποτελεσματική

από την παραδοσιακή διεργασία AnMBR, επιδεικνύοντας σημαντική αποτελεσματικότητα αφαίρεσης για τον οργανικό άνθρακα (96%) και το TP (~100%). Οι Gao et al. (2020) διεξήγαγαν μια μελέτη σχετικά με την εφαρμογή του AnOMBR για ανάκτηση νερού από πραγματικά αστικά λύματα και τα αποτελέσματα έδειξαν υψηλές αποδόσεις απομάκρυνσης για COD (96%), $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (88%), TN (89%) και TP (~100%).

Μια άλλη αποτελεσματική στρατηγική που προτείνεται για τον μετριασμό της συσσώρευσης άλατος στη διεργασία OMBR είναι η ενσωμάτωση του OMBR με άλλες τεχνολογίες διήθησης μεμβρανών, όπως οι διεργασίες MF, UF και RO. Με τη βύθιση των μεμβρανών MF ή UF στον βιοαντιδραστήρα του συστήματος OMBR, τα άλατα μπορεί να απομακρυνθούν με μεταφορά μέσω αυτών των μεμβρανών, μειώνοντας έτσι τη συσσώρευση αλατότητας (Park et al., 2015). Οι Qiu et al. (2015) παρουσίασαν την εφαρμογή ενός συστήματος MF/OMBR στη μελέτη τους για την ανάκτηση φωσφόρου από τα αστικά λύματα. Μετά την συμπύκνωση με την εφαρμογή FO, τα λύματα εφαρμόστηκαν στον βιοαντιδραστήρα και η μεμβράνη MF διευκόλυνε την ανάκτηση του φωσφόρου. Το υβριδικό σύστημα επέδειξε υψηλές αποδόσεις αφαίρεσης για TOC (90%) και $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (99%), καθώς και ανάκτηση φωσφόρου (>90%). Η μακροπρόθεσμη σταθερότητα του συστήματος MF-OMBR αξιολογήθηκε από τους Luo et al. (2015) σε μια συνεχή μελέτη 60 ημερών, που αποδεικνύει ότι η μεμβράνη MF απέτρεψε τη συσσώρευση αλατότητας.

Οι McGinnis et al. (2007) διεξήγαγαν μια μελέτη χρησιμοποιώντας $\text{NH}_3\text{-CO}_2$ ως υπερτονικό διάλυμα για τη διεργασία FO. Επανασυμπύκνωσαν επιτυχώς το αραιωμένο διάλυμα $\text{NH}_3\text{-CO}_2$ χρησιμοποιώντας άχρηστη θερμότητα, μειώνοντας αποτελεσματικά την κατανάλωση ενέργειας του συστήματος σε $0,84 \text{ kWh/m}^3$. Οι αντλίες ανακυκλοφορίας συμβάλλουν επίσης σημαντικά στη κατανάλωση ενέργειας, που υπολογίζεται σε 25-30% (Zou et al., 2016). Οι He et al. (όπως αναφέρεται στους Iskander et al., 2017; Xiang et al., 2017) ανακάλυψαν ότι η κατανάλωση ενέργειας για τις αντλίες ανακυκλοφορίας θα μπορούσε να μειωθεί με τη μείωση του ρυθμού ροής ανακυκλοφορίας. Ωστόσο, είναι σημαντικό να ληφθεί υπόψη η αντιστάθμιση μεταξύ της μειωμένης ροής νερού της μεμβράνης FO και της αυξημένης έμφραξης που προκαλείται από χαμηλότερο ρυθμό ροής ανακυκλοφορίας κατά τον προσδιορισμό του βέλτιστου ρυθμού.

Οι Park et al. (2015) ανέπτυξαν ένα μαθηματικό μοντέλο για τον προσδιορισμό των βέλτιστων παραμέτρων σχεδιασμού για το σύστημα OMBR-RO. Τα αποτελέσματά τους έδειξαν ότι η αύξηση των ρυθμών ροής και των συγκεντρώσεων του υπερτονικού διαλύματος θα μπορούσαν να βελτιώσουν τη ροή νερού των μεμβρανών FO, μειώνοντας στη συνέχεια το κόστος αγοράς μεμβρανών FO. Ωστόσο, αυτή η προσέγγιση θα οδηγούσε επίσης σε αυξημένη κατανάλωση ενέργειας στο σύστημα FO. Οι Vinardell et al. (2020) αξιολόγησαν τη σκοπιμότητα της μετασκευής μιας μονάδας RO (με

τελική παραγωγή νερού 45.000 m³/ημέρα) σε μια μονάδα FO-RO-MBR. Η μελέτη έδειξε ότι το σύστημα FO-RO-MBR ήταν οικονομικά ανταγωνιστικό όταν το ποσοστό ανάκτησης του συστήματος FO διατηρήθηκε στο 50%. Ωστόσο, όταν το ποσοστό ανάκτησης αυξήθηκε στο 80% ή υψηλότερο, το κόστος του υβριδικού συστήματος ξεπέρασε αυτό της αυτόνομης μονάδας RO. Ως εκ τούτου, η εξέταση παραγόντων που σχετίζονται τόσο με τις μεμβράνες FO όσο και με τα συστήματα FO είναι ζωτικής σημασίας για την επίτευξη μιας εξαιρετικά αποτελεσματικής διαδικασίας FO.

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 5: ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ ΚΑΙ ΕΝΤΟΠΙΣΜΟΣ ΕΡΕΥΝΗΤΙΚΩΝ ΚΕΝΩΝ

Αναμφισβήτητα προκύπτει ότι η FO αποτελεί μια πολλά υποσχόμενη διεργασία που έχει αξιοποιηθεί με διάφορους τρόπους. Ο συνδυασμός της με την αναερόβια διαδικασία έχει σημαντικά πλεονεκτήματα, καθώς μεγάλο μέρος της χημικής ενέργειας που περιέχεται στα λύματα μπορεί να ανακτηθεί ως βιοαέριο, ενώ οι τεχνολογίες ανάκτησης πόρων μπορούν να εφαρμοστούν κατάντη, χρησιμοποιώντας τα πλούσια σε θρεπτικά συστατικά λύματα.

Απαιτούνται περαιτέρω μελέτες για την αξιολόγηση της σκοπιμότητας και της απόδοσης της τεχνολογίας FO υπό πραγματικές συνθήκες, λαμβάνοντας υπόψη παράγοντες όπως ο σχεδιασμός του συστήματος, η σύνθεση των λυμάτων, η ρύπανση της μεμβράνης και η κατανάλωση ενέργειας. Κατά τη μετάβαση αυτή θα εμφανιστούν περαιτέρω προκλήσεις όπως η συσσώρευση αλατότητας στις κατάντη τεχνολογίες και η μειωμένη απόρριψη του $\text{NH}_4\text{-N}$ από τις υπάρχουσες μεμβράνες FO.

Ταυτόχρονα ενώ η ανάκτηση υπερτονικού διαλύματος είναι ζωτικής σημασίας για τη βιωσιμότητα των συστημάτων FO, λίγες έρευνες ασχολήθηκαν πλήρως ή μερικώς με αυτήν την πτυχή. Περαιτέρω έρευνα θα πρέπει να διερευνήσει αποτελεσματικές και οικονομικά αποδοτικές τεχνικές ανάκτησης υπερτονικών διαλυμάτων, λαμβάνοντας υπόψη παράγοντες όπως η επιλογή του διαλύματος, οι ενεργειακές απαιτήσεις και οι περιβαλλοντικές επιπτώσεις. Παρ' όλα αυτά η εφαρμογή NaCl φαίνεται να είναι κατάλληλη για τη συμπύκνωση αστικών λυμάτων.

Αν και ορισμένες μελέτες διερεύνησαν την τροποποίηση μεμβρανών FO χρησιμοποιώντας νανοϋλικά, υπάρχει ανάγκη για πιο εκτεταμένη έρευνα σχετικά με τη βελτιστοποίηση των υλικών της μεμβράνης, ειδικά σε σενάρια πραγματικής επεξεργασίας λυμάτων. Οι διαθέσιμες γνώσεις θα πρέπει να χρησιμοποιηθούν για την ανάπτυξη μεμβρανών με υψηλότερη επιλεκτικότητα. Η διερεύνηση της σταθερότητας, των αντιρρυπαντικών ιδιοτήτων θα συμβάλει στη βελτίωση της συνολικής απόδοσης και αξιοπιστίας των συστημάτων FO.

Λαμβάνοντας υπόψη των παραπάνω θα προωθηθεί η γνώση και η εφαρμογή της τεχνολογίας FO στην επεξεργασία αστικών λυμάτων, επιτρέποντας την ευρύτερη υιοθέτησή της και συμβάλλοντας σε πιο βιώσιμες και αποτελεσματικές διαδικασίες επεξεργασίας λυμάτων. Οι μελλοντικές ερευνητικές προσπάθειες θα πρέπει να επικεντρωθούν στην κάλυψη αυτών των κενών για την ενίσχυση της κατανόησης και της πρακτικής εφαρμογής των συστημάτων FO σε εφαρμογές υπό πραγματικές συνθήκες.

Βιβλιογραφικές Αναφορές

- Ab Hamid, N.H., Wang, D.K., Smart, S., & Ye, L. (2020). Achieving stable operation and shortcut nitrogen removal in a long-term operated aerobic forward osmosis membrane bioreactor (FOMBR) for treating municipal wastewater. *Chemosphere*, 260, 127581. doi: 10.1016/j.chemosphere.2020.127581.
- Abdul Wahid, R., Ang, W., Mohammad, A., Johnson, D. J., & Hilal, N. (2021). Evaluating Fertilizer-Drawn Forward Osmosis Performance in Treating Anaerobic Palm Oil Mill Effluent. *Membranes*, 11(8), 505. <https://dx.doi.org/10.3390/membranes11080505>
- Achilli, A., & Childress, A. E. (2010). Pressure-retarded osmosis: From the vision of Sidney Loeb to the first prototype installation—Review. *Desalination*, 261(3), 205-211. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.02.041>
- Achilli, A., Cath, T. Y., & Childress, A. E. (2009). Power generation with pressure retarded osmosis: An experimental and theoretical investigation. *Environmental Science & Technology*, 43(18), 7156-7161. <https://doi.org/10.1021/es900541f>
- Achilli, A., Cath, T. Y., Marchand, E. A., & Childress, A. E. (2009). The forward osmosis membrane bioreactor: A low fouling alternative to MBR processes. *Desalination*, 239, 10-21. doi: 10.1016/j.desal.2008.02.022.
- Aftab, B., Khan, S.J., Maqbool, T., & Hankins, N.P. (2017). Heavy metals removal by osmotic membrane bioreactor (OMBR) and their effect on sludge properties. *Desalination*, 403, 117-127. doi: 10.1016/j.desal.2016.07.003.
- Akhondi, E., Zamani, F., Xie, M., Yang, F., & Leslie, G. (2018). Osmotic membrane bioreactor (OMBR) technology for wastewater treatment and reclamation: Advances, challenges, and prospects for the future. *Journal of Membrane Science*, 554, 429-447.
- Akther, N., Phuntsho, S., Chen, Y., Ghaffour, N., & Shon, H. K. (2019). Recent advances in nano-material-modified polyamide thin-film composite membranes for forward osmosis processes. *Journal of Membrane Science*, 584, 20-45. doi: 10.1016/j.memsci.2019.04.064.
- Akther, N., Wu, B., Zhao, Y., & Chung, T. S. (2015). Forward osmosis membranes for water reclamation from aqueous wastes. *Journal of Membrane Science*, 486, 91-107.
- Alkhudhiri, A., Darwish, N., & Hilal, N. (2013). Membrane distillation: A comprehensive review. *Desalination*, 309, 197-207. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2012.10.031>

- Ansari, A. J., Ahsan, A., & Khan, M. M. (2017). *Water desalination techniques-a review. Journal of environmental science and water resources*, 6(5), 120-139.
- Ansari, A. J., Hai, F. I., Guo, W., Ngo, H. H., Price, W. E., & Nghiem, L. D. (2016). *Factors governing the pre-concentration of wastewater using forward osmosis for subsequent resource recovery. Science of the Total Environment*, 566, 559-566. doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.05.139.
- Baker, R. W. (2012). *Membrane Technology and Applications*. John Wiley & Sons.
- Balkema, A.J., Preisig, H.A., Otterpohl, R., & Lambert, F.J. (2002). *Indicators for the sustainability assessment of wastewater treatment systems. Urban Water*, 4, 153-161. doi: 10.1016/S1462-0758(02)00014-6.
- Blandin, G., Ferrari, F., Lesage, G., Le-Clech, P., Héran, M., & Martinez-Lladó, X. (2020). *Forward osmosis as concentration process: Review of opportunities and challenges. Membranes*, 10, 284. doi: 10.3390/membranes10100284.
- Blandin, G., Verliefde, A., Comas, J., Rodriguez-Roda, I., & Le-Clech, P. (2016). *Chemical cleaning/disinfection and ageing of organic UF membranes: A review. Journal of Membrane Science*, 511, 207-218. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2016.03.045>
- Blandin, G., Verliefde, A.R., Tang, C.Y., & Le-Clech, P. (2015). *Opportunities to reach economic sustainability in forward osmosis-reverse osmosis hybrids for seawater desalination. Desalination*, 363, 26-36. doi: 10.1016/j.desal.2014.12.011.
- Carbonell-Alcaina, C., Soler-Cabezas, J.L., Bes-Piá, A., Vincent-Vela, M.C., Mendoza-Roca, J.A., Pastor-Alcañiz, L., & Álvarez-Blanco, S. (2020). *Integrated membrane process for the treatment and reuse of residual table olive fermentation brine and anaerobically digested sludge centrate. Membranes*, 10, 253. doi: 10.3390/membranes10100253.
- Cassidy, J., She, Q., Chen, J. P., & Hu, M. (2015). *Membrane technology: a review of cleaning and cleaning validation. Separation and Purification Technology*, 147, 140-157.
- Castelló, E., Braga, L., Fuentes, L., & Etchebehere, C. (2018). *Possible causes for the instability in the H₂ production from cheese whey in a CSTR. International Journal of Hydrogen Energy*, 43(5), 2654-2665. doi: 10.1016/j.ijhydene.2017.12.104.
- Cath, T. Y., Childress, A. E., & Elimelech, M. (2006). *Forward osmosis: Principles, applications, and recent developments. Journal of Membrane Science*, 281(1-2), 70-87. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2006.05.048>

- Cath, T.Y., Gormly, S., Beaudry, E.G., Flynn, M.T., Adams, V.D., & Childress, A.E. (2005). Membrane contactor processes for wastewater reclamation in space: Part I. Direct osmotic concentration as pretreatment for reverse osmosis. *Journal of Membrane Science*, 257(1-2), 85-98. doi: 10.1016/j.memsci.2004.08.039.
- Chang, J., Qiu, H., Wang, J., Lin, R., Hernandez, B. V., Ji, C., Liu, G., Zhao, X., & Ge, L. (2020). Efficient organic enrichment from sludge filtrate via a forward osmosis membrane process. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8, 104042. doi: 10.1016/j.jece.2020.104042.
- Chaoui, I., Abderafi, S., Vaudreuil, S., & Bounahmidi, T. (2019). Water desalination by forward osmosis: Draw solutes and recovery methods-review. *Environmental Technology Reviews*, 8, 25-46. doi: 10.1080/21622515.2019.1623324.
- Chekli, L., Kim, Y., Phuntsho, S., Li, S., Ghaffour, N., Leiknes, T., & Shon, H. K. (2017). Evaluation of fertilizer-drawn forward osmosis for sustainable agriculture and water reuse in arid regions. *Journal of Environmental Management*, 187, 137-145. doi: 10.1016/j.jenvman.2016.11.021.
- Chekli, L., Phuntsho, S., Kim, J. E., Kim, J., Choi, J. Y., Choi, J.-S., Kim, S., Kim, J. H., Hong, S., & Sohn, J. (2016). A comprehensive review of hybrid forward osmosis systems: Performance, applications and future prospects. *Journal of Membrane Science*, 497, 430-449. doi: 10.1016/j.memsci.2015.09.041.
- Chekli, L., Phuntsho, S., Kim, J. E., Kim, J., Choi, J. Y., Choi, J. S., ... & Shon, H. K. (2013). A comprehensive review of hybrid forward osmosis systems: Performance, applications and future prospects. *Journal of Membrane Science*, 447, 203-212. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2013.06.026>
- Chen, L., Gu, Y., Cao, C., Zhang, J., Ng, J.-W., & Tang, C. (2014). Performance of a submerged anaerobic membrane bioreactor with forward osmosis membrane for low-strength wastewater treatment. *Water Research*, 50, 114-123. doi: 10.1016/j.watres.2013.12.009.
- Chen, S., Li, Y., Li, X., Liang, H., Li, H., & Li, G. (2019). Enhanced desalination performance of FO membranes with pH-responsive zwitterionic copolymer brushes. *Journal of Membrane Science*, 584, 319-327.
- Chen, T., Gao, B., & Yue, Q. (2010). Effect of dosing method and pH on color removal performance and floc aggregation of polyferric chloride-polyamine dual-coagulant in synthetic dyeing wastewater treatment. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 355(1-3), 121-129. doi: 10.1016/j.colsurfa.2009.12.008.

Chou, S., Wang, R., Shi, L., She, Q., Tang, C. Y., & Fane, A. G. (2012). Application of forward osmosis in the post-treatment of anaerobic membrane bioreactor effluent. *Journal of Membrane Science*, 421-422, 111-120.

Chung, T.-S., Amy, G., Drewes, J. E., & He, T. (2010). Emerging issues in membrane technologies for water treatment: Novel breakthroughs and future directions. *Desalination*, 287, 78-81.

<https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.07.010>

Chung, T.-S., Li, X., Ong, R. C., Ge, Q., Wang, H., & Han, G. (2012). Emerging forward osmosis (FO) technologies and challenges ahead for clean water and clean energy applications. *Current Opinion in Chemical Engineering*, 1, 246-257. doi: 10.1016/j.coche.2012.07.004.

Cui, C., Yu, S., Fan, X., Zhang, Y., & Wang, R. (2020). Graphene oxide nanocomposite membrane for forward osmosis process: fabrication, characterization, and application. *Journal of Water Process Engineering*, 38, 101626. doi: 10.1016/j.jwpe.2020.101626

Deng, Y., & Englehardt, J.D. (2006). Treatment of landfill leachate by the Fenton process. *Water Research*, 40(18), 3683-3694. doi: 10.1016/j.watres.2006.08.009.

Di Palma, L., Ferrantelli, P., Merli, C., & Petrucci, E. (2002). Treatment of industrial landfill leachate by means of evaporation and reverse osmosis. *Waste Management*, 22, 951-955. doi: 10.1016/S0956-053X(02)00079-X.

Eckenfelder, W. W. (2000). *Industrial water pollution control*. McGraw-Hill.

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

Fan, Y., Huang, Z., Wang, Z., & Lei, Z. (2019). Enhanced nitrogen removal and microbial community structure analysis of a novel anaerobic-aerobic process for high-strength nitrogen wastewater. *Journal of Environmental Sciences*, 76, 334-343. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2018.04.020>

Ferrari, F., Balcazar, J.L., Rodriguez-Roda, I., & Pijuan, M. (2019). Anaerobic membrane bioreactor for biogas production from concentrated sewage produced during sewer mining. *Science of The Total Environment*, 670, 993-1000. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.03.218.

Ferrari, F., Pijuan, M., Rodríguez-Roda, I., & Blandin, G. (2019). Exploring Submerged Forward Osmosis for Water Recovery and Pre-Concentration of Wastewater before Anaerobic Digestion: A Pilot Scale Study. *Membranes*, 9(8), 97. <https://dx.doi.org/10.3390/membranes9080097>

- Francis, L., Khan, M. R., Galiano, F., & Kim, J. (2020). Forward osmosis membranes and applications: a review. *Journal of Water Process Engineering*, 37, 101540. doi: 10.1016/j.jwpe.2020.101540.
- Gao, W., Liang, H., Ma, J., Han, M., Chen, Z., Han, Z., & Li, G. (2011). Membrane fouling control in ultrafiltration technology for drinking water production: A review. *Environmental Science & Technology*, 45(24), 10295-10301. <https://doi.org/10.1021/es201966v>
- Gao, W., Liu, Y., Han, X., Zhu, H., & Gao, C. (2015). Enhancing the forward osmosis performance by a novel hydrophilic cellulose acetate butyrate membrane. *Desalination*, 368, 48-56. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2015.02.017>
- Gao, Y., Fang, Z., Chen, C., Zhu, X., Liang, P., Qiu, Y., Zhang, X., & Huang, X. (2020). Evaluating the performance of inorganic draw solution concentrations in an anaerobic forward osmosis membrane bioreactor for real municipal sewage treatment. *Bioresource Technology*, 307, 123254. doi: 10.1016/j.biortech.2020.123254.
- Gao, Y., Fang, Z., Liang, P., & Huang, X. (2018). Direct concentration of municipal sewage by forward osmosis and membrane fouling behavior. *Bioresource Technology*, 247, 730-735. doi: 10.1016/j.biortech.2017.09.145.
- Gao, Y., Fang, Z., Liang, P., Zhang, X., Qiu, Y., Kimura, K., & Huang, X. (2019). Anaerobic digestion performance of concentrated municipal sewage by forward osmosis membrane: Focus on the impact of salt and ammonia nitrogen. *Bioresource Technology*, 276, 204-210. doi: 10.1016/j.biortech.2019.01.016.
- Garcia, F. C. P., Nunes, S. P., & Amorim, M. T. P. (2020). A review on the development and performance of forward osmosis and pressure-retarded osmosis. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8(2), 103679.
- Geise, G. M., Lee, H. S., Miller, D. J., Freeman, B. D., McGrath, J. E., & Paul, D. R. (2013). Chemical and physical aspects of seawater desalination by reverse osmosis. In *Advances in water desalination* (pp. 1-44). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Giagnorio, M., Ricceri, F., Tagliabue, M., Zaninetta, L., & Tiraferri, A. (2019). Hybrid forward osmosis-nanofiltration for wastewater reuse: System design. *Membranes*, 9, 61. doi: 10.3390/membranes9050061.
- Gu, Y., Chen, L., Ng, J.-W., Lee, C., Chang, V.W.-C., & Tang, C.Y. (2015). Development of anaerobic osmotic membrane bioreactor for low-strength wastewater treatment at mesophilic condition. *Journal of Membrane Science*, 490, 197-208. doi: 10.1016/j.memsci.2015.04.032.

- Gulied, M., Al Momani, F., Khraisheh, M., Bhosale, R., & AlNouss, A. (2019). Influence of draw solution type and properties on the performance of forward osmosis process: Energy consumption and sustainable water reuse. *Chemosphere*, 233, 234-244. doi: 10.1016/j.chemosphere.2019.05.241.
- Hafiz, M.A., Hawari, A.H., & Altaee, A. (2019). A hybrid forward osmosis/reverse osmosis process for the supply of fertilizing solution from treated wastewater. *Journal of Water Process Engineering*, 32, 100975. doi: 10.1016/j.jwpe.2019.100975.
- Han, G., Liang, C.-Z., Chung, T.-S., Weber, M., Staudt, C., & Maletzko, C. (2016). Combination of forward osmosis (FO) process with coagulation/flocculation (CF) for potential treatment of textile wastewater. *Water Research*, 91, 361-370. doi: 10.1016/j.watres.2016.01.031.
- Han, G., Zhao, B., Fu, F., Chung, T.-S., Weber, M., Staudt, C., & Maletzko, C. (2016). High performance thin-film composite membranes with mesh-reinforced hydrophilic sulfonated polyphenylenesulfone (spssu) substrates for osmotically driven processes. *Journal of Membrane Science*, 502, 84-93. doi: 10.1016/j.memsci.2015.12.023.
- Hancock, N. T., & Cath, T. Y. (2009). Development of a cellulose triacetate forward osmosis membrane with an ultrathin polyamide active layer. *Journal of Membrane Science*, 327(1-2), 215-222.
- He, S.-B., Xue, G., & Wang, B.-Z. (2009). Factors affecting simultaneous nitrification and de-nitrification (SND) and its kinetics model in membrane bioreactor. *Journal of Hazardous Materials*, 168(2-3), 704-710. doi: 10.1016/j.jhazmat.2009.02.099.
- Heo, J., Chu, K. H., Her, N., Im, J., Park, Y.-G., Cho, J., Sarp, S., Jang, A., Jang, M., & Yoon, Y. (2016). Organic fouling and reverse solute selectivity in forward osmosis: Role of working temperature and inorganic draw solutions. *Desalination*, 389, 162-170. doi: 10.1016/j.desal.2015.06.012.
- Hermosilla, D., Cortijo, M., & Huang, C.P. (2009). Optimizing the treatment of landfill leachate by conventional Fenton and photo-Fenton processes. *Science of the Total Environment*, 407(9), 3473-3481. doi: 10.1016/j.scitotenv.2009.02.009.
- Hilal, N., Al-Zoubi, H., Darwish, N. A., Mohamma, A. W., & Abu Arabi, M. (2005). A comprehensive review of nanofiltration membranes: Treatment, pretreatment, modelling, and atomic force microscopy. *Desalination*, 170(3), 281-308.
- Holloway, R. W., & Hilal, N. (2015). Membrane desalination processes: review of recovery rates, energy consumption and fouling control. *Desalination*, 364, 2-26.

- Holloway, R.W., Regnery, J., Nghiem, L.D., & Cath, T.Y. (2014). Removal of trace organic chemicals and performance of a novel hybrid ultrafiltration-osmotic membrane bioreactor. *Environmental Science & Technology*, 48(18), 10859-10868. doi: 10.1021/es501051b.
- Hu, Y., Tang, C. Y., Fane, A. G., & Huang, F. (2014). Optimizing the operational parameters of forward osmosis for the treatment of high-salinity wastewater. *Journal of Membrane Science*, 451, 338-345. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2013.09.012>
- Hu, Y.-y., Wu, J., Li, H.-z., Poncin, S., Wang, K.-j., & Zuo, J.-e. (2019). Novel insight into high solid anaerobic digestion of swine manure after thermal treatment: Kinetics and microbial community properties. *Journal of Environmental Management*, 235, 169-177. doi: 10.1016/j.jenvman.2019.01.047.
- Huang, L., & Lee, D.-J. (2015). Membrane bioreactor: A mini review on recent R&D works. *Biore-source Technology*, 194, 383-388. doi: 10.1016/j.biortech.2015.07.041.
- Huang, L., Li, Z., Hou, D., Zhu, X., & Gao, C. (2019). Advances in membrane materials and structures for improving performance in forward osmosis processes. *Separation and Purification Technology*, 220, 104-116. doi: 10.1016/j.seppur.2019.02.016
- Iakovou, E., Mantzavinos, D., & Frontistis, Z. (2017). The potential of forward osmosis technology for treating wastewater containing emerging contaminants. *Journal of environmental management*, 203, 171-179.
- Iskander, S. M., Zou, S., Brazil, B., Novak, J. T., & He, Z. (2017). Energy consumption by forward osmosis treatment of landfill leachate for water recovery. *Waste Management*, 63, 284-291. doi: 10.1016/j.wasman.2017.03.026.
- Iskander, S.M., Novak, J.T., & He, Z. (2019). Reduction of reagent requirements and sludge generation in Fenton's oxidation of landfill leachate by synergistically incorporating forward osmosis and humic acid recovery. *Water Research*, 151, 310-317. doi: 10.1016/j.watres.2018.11.089.
- Jafarinejad, S., Park, H., Mayton, H., Walker, S.L., & Jiang, S.C. (2019). Concentrating ammonium in wastewater by forward osmosis using a surface-modified nanofiltration membrane. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 5, 246-255. doi: 10.1039/C8EW00690C.
- Jaishankar, M., Tseten, T., Anbalagan, N., Mathew, B.B., & Beeregowda, K.N. (2014). Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. *Interdisciplinary Toxicology*, 7, 60-72. doi: 10.2478/intox-2014-0009.

- Jang, N.-J., Yeo, Y.-H., Hwang, M.-H., Vigneswaran, S., Cho, J.-W., & Kim, I.S. (2006). *The effect of air bubbles from dissolved gases on the membrane fouling in the hollow fiber submerged membrane bio-reactor (SMBR)*. *Environmental Engineering Research*, 11, 91-98. doi: 10.4491/eer.2006.11.2.091.
- Jiang, W., Wang, Z., Wang, L., Zhang, G., Wang, J., & Zhao, Y. (2019). *A novel osmotic membrane bioreactor-anaerobic membrane bioreactor (OMBR-AnMBR) hybrid system for wastewater treatment and reuse*. *Journal of Cleaner Production*, 208, 791-800. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.10.139>
- Jiang, Y., Liang, J., & Liu, Y. (2016). *Application of forward osmosis membrane technology for oil sands process-affected water desalination*. *Water Science and Technology*, 73, 1809-1816. doi: 10.2166/wst.2016.014.
- Jung, B., Lee, S., & Han, J. (2017). *A critical review of fouling in forward osmosis: Nature, causes, and mitigation strategies*. *Desalination*, 419, 48-68. doi: 10.1016/j.desal.2017.05.004
- Kargbo, D., Zhang, J., Xu, Y., & Lin, S. (2018). *Dual-layer hollow fiber PVDF ultrafiltration membranes containing nano-sized alumina and zirconia for dye removal*. *Water*, 10(9), 1199. <https://doi.org/10.3390/w10091199>
- Kim, J., Kim, K., & Ye, H. (2016). *Effects of draw solution concentration and operating conditions on forward osmosis and pressure retarded osmosis performance in a spiral wound module*. *Water Research*, 88, 941-950. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.11.009>
- Kim, J., Kim, K., Ye, H., Lee, E., Shin, C., McCarty, P. L., & Bae, J. (2018). *A review of the pre-treatment of forward osmosis (FO) and membrane distillation (MD) for water and wastewater: From the perspective of material modifications and system design*. *Environmental Engineering Research*, 23(3), 239-250.
- Kim, S. (2014). *Scale-up of osmotic membrane bioreactors by modeling salt accumulation and draw solution dilution using hollow-fiber membrane characteristics and operation conditions*. *Bioresource Technology*, 165, 88-95. doi: 10.1016/j.biortech.2014.03.101.
- Kim, Y., Goh, K., Kim, J., & Kim, E. (2014). *A new configuration of forward osmosis process: Hybrid forward osmosis*. *Desalination*, 336, 129-134. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2013.12.035>
- Kjeldsen, P., Barlaz, M. A., Rooker, A. P., Baun, A., Ledin, A., & Christensen, T. H. (2002). *Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A review*. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32(4), 297-336.

- Klaysom, C., Cath, T. Y., Depuydt, T., & Vankelecom, I. F. (2013). *Forward and pressure retarded osmosis: Potential solutions for global challenges in energy and water supply*. *Chemical Society Reviews*, 42, 6959-6989. doi: 10.1039/c3cs60051c.
- Korenak, J., Hélix-Nielsen, C., Bukšek, H., & Petričić, I. (2019). *Efficiency and economic feasibility of forward osmosis in textile wastewater treatment*. *Journal of Cleaner Production*, 210, 1483-1495. doi: 10.1016/j.jclepro.2018.11.130.
- Kumar, M., Aditya, S., Yang, S., Pachapur, V. L., Chung, W. J., Lee, C. H. (2016). *Recent developments and future prospects of forward osmosis for desalination: A review*. *Journal of Water Process Engineering*, 9, 225-246.
- Lau, W.-J., & Ismail, A. (2009). *Polymeric nanofiltration membranes for textile dye wastewater treatment: Preparation, performance evaluation, transport modelling, and fouling control - A review*. *Desalination*, 245(1-3), 321-348. doi: 10.1016/j.desal.2007.12.058.
- Lay, W. C. L., Zhang, J., Tang, C. Y., & Fane, A. G. (2016). *Fouling propensity of forward osmosis: Investigation of the slower flux decline phenomenon*. *Water Research*, 104, 533-542. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.08.047>
- Lay, W.C., Liu, Y., & Fane, A.G. (2010). *Impacts of salinity on the performance of high retention membrane bioreactors for water reclamation: A review*. *Water Research*, 44, 21-40. doi: 10.1016/j.watres.2009.09.026.
- Le Clech, P., Chen, V., & Fane, T. A. G. (2006). *Fouling in membrane bioreactors used in wastewater treatment*. *Journal of Membrane Science*, 284(1-2), 17-53. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2006.08.019>
- Le Corre, K. S., Kim, B. K., Ibanez, R., Eustache, L., Ghaffour, N., Shon, H. K., & Leiknes, T. O. (2019). *A review of reverse osmosis membrane materials for desalination—Development to date and future potential*. *Journal of Membrane Science*, 573, 340-384.
- Lee, S., Boo, C., Elimelech, M., & Hong, S. (2010). *Comparison of fouling behavior in forward osmosis (FO) and reverse osmosis (RO)*. *Journal of Membrane Science*, 365, 34-39. doi: 10.1016/j.memsci.2010.08.036.
- Li, H., Jin, Y., & Nie, Y. (2009). *Application of alkaline treatment for sludge decrement and humic acid recovery*. *Bioresource Technology*, 100(23), 6278-6283. doi: 10.1016/j.biortech.2009.07.022.

- Li, J., Li, S., Li, X., Lu, J., Liu, C., Li, Q., ... & Li, F. (2021). Design and optimization of hydrogel-based forward osmosis membranes with enhanced anti-fouling properties. *Journal of Membrane Science*, 618, 118594.
- Li, M., Zhang, C., Li, Q., Hu, X., & Li, Q. (2020). Enhanced performance of forward osmosis membrane by incorporating iron (III) into the thin film composite membrane. *Journal of Membrane Science*, 595, 117498. doi: 10.1016/j.memsci.2019.117498
- Li, Q., Gao, Z., Yue, Q., Liu, S., & Gao, B. (2016). Anoxic/oxic membrane bioreactor–membrane distillation hybrid process for high-salinity wastewater treatment. *Chemosphere*, 159, 472-481.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.06.032>
- Li, X., Gao, B., Liang, H., Li, Y., Chen, S., & Li, G. (2020). Efficiently improving anti-fouling and separation performance of forward osmosis membranes with zwitterionic copolymer. *Journal of Membrane Science*, 597, 117704.
- Li, X., Zhao, S., Fang, X., Wang, S., & Zhou, L. (2012). Feasibility study of landfill leachate treatment by forward osmosis membrane with a novel draw solution. *Desalination*, 299, 50-54.
<https://doi.org/10.1016/j.desal.2012.05.030>
- Liang, C.-Z., Sun, S.-P., Li, F.-Y., Ong, Y.-K., & Chung, T.-S. (2014). Treatment of highly concentrated wastewater containing multiple synthetic dyes by a combined process of coagulation/flocculation and nanofiltration. *Journal of Membrane Science*, 469, 306-315. doi: 10.1016/j.memsci.2014.06.057.
- Lin, J., Tang, C. Y., Ye, W., Sun, S.-P., Hamdan, S. H., Volodin, A., Van Haesendonck, C., Sotto, A., Luis, P., Van der Bruggen, B. (2015). Unraveling flux behavior of superhydrophilic loose nanofiltration membranes during textile wastewater treatment. *Journal of Membrane Science*, 493, 690-702. doi: 10.1016/j.memsci.2015.07.018.
- Lin, J., Ye, W., Zeng, H., Yang, H., Shen, J., Darvishmanesh, S., Luis, P., Sotto, A., Van der Bruggen, B. (2015). Fractionation of direct dyes and salts in aqueous solution using loose nanofiltration membranes. *Journal of Membrane Science*, 477, 183-193. doi: 10.1016/j.memsci.2014.12.008.
- Lin, S., Zhang, L., Mei, L., Zhang, J., Zhu, L., & Han, Z. (2020). Continuous-flow osmotic membrane bioreactor-ultrafiltration (OMBR-UF) hybrid system for high-salinity wastewater treatment. *Journal of Membrane Science*, 595, 117534. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2019.117534>
- Linares, R. V., Amaral, M. C. S., Fernandes, R. P., & Santos, A. L. (2020). Current trends in membranes and processes for forward osmosis: From basics to applications. *Separation and Purification Technology*, 240, 116611.

- Linares, R.V., Li, Z., Yangali-Quintanilla, V., Ghaffour, N., Amy, G., Leiknes, T., & Vrouwenvelder, J.S. (2016). Life cycle cost of a hybrid forward osmosis-low pressure reverse osmosis system for sea-water desalination and wastewater recovery. *Water Research*, 88, 225-234. doi: 10.1016/j.watres.2015.10.017.
- Lind, B.-B., Ban, Z., & Bydén, S. (2001). Volume reduction and concentration of nutrients in human urine. *Ecological Engineering*, 16, 561-566. doi: 10.1016/S0925-8574(00)00107-5.
- Liu, H., Lu, L., Yang, W., & Xu, J. (2012). Effects of nitrate and sulfate on the performance and bacterial community structure of membrane bio-reactors. *Environmental Science & Technology*, 46(18), 8641-8648. <https://doi.org/10.1021/es301682y>
- Liu, Q., Liu, C., Zhao, L., Ma, W., Liu, H., & Ma, J. (2016). Integrated forward osmosis-membrane distillation process for human urine treatment. *Water Research*, 91, 45-54. doi: 10.1016/j.watres.2015.12.045.
- Liu, X., Wu, J., Hou, L.-a., & Wang, J. (2019). Removal of CO, Sr and Cs ions from simulated radioactive wastewater by forward osmosis. *Chemosphere*, 232, 87-95. doi: 10.1016/j.chemosphere.2019.05.210.
- Loeb, S. (1976). Production of energy from concentrated brines by pressure-retarded osmosis: I. Preliminary technical and economic correlations. *Journal of Membrane Science*, 1, 49-63. doi: 10.1016/S0376-7388(00)82257-7.
- Loeb, S., & Sourirajan, S. (1975). Sea water demineralization by means of an osmotic membrane. *Desalination*, 16(2), 179-187.
- Lotfi, F., Samali, B., & Hagare, D. (2018). Cleaning efficiency of the fouled forward osmosis membranes under different experimental conditions. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6, 4555-4563. doi: 10.1016/j.jece.2018.06.059.
- Lu, X., Boo, C., Ma, J., & Elimelech, M. (2014). Bidirectional diffusion of ammonium and sodium cations in forward osmosis: Role of membrane active layer surface chemistry and charge. *Environmental Science & Technology*, 48, 14369-14376. doi: 10.1021/es504162v.
- Luján-Facundo, M. J., Soler-Cabezas, J. L., Mendoza-Roca, J. A., Vincent-Vela, M. C., Bes-Piá, A., & Doñate-Hernández, S. (2017). A study of the osmotic membrane bioreactor process using a sodium chloride solution and an industrial effluent as draw solutions. *Chemical Engineering Journal*, 322, 603-610. doi: 10.1016/j.cej.2017.04.062.

Luján-Facundo, M.J., Fernández-Navarro, J., Alonso-Molina, J.L., Amorós-Muñoz, I., Moreno, Y., Mendoza-Roca, J.A., & Pastor-Alcañiz, L. (2018). The role of salinity on the changes of the biomass characteristics and on the performance of an OMBR treating tannery wastewater. *Water Research*, 142, 129-137. doi: 10.1016/j.watres.2018.05.046.

Luo, W., Hai, F. I., Price, W. E., Guo, W., & Ngo, H. H. (2015). Osmotic membrane bioreactor for wastewater treatment and the effect of salt accumulation on system performance and microbial community dynamics. *Bioresource Technology*, 196, 99-108.

Luo, W., Hai, F.I., Kang, J., Price, W.E., Nghiem, L.D., & Elimelech, M. (2015). The role of forward osmosis and microfiltration in an integrated osmotic-microfiltration membrane bioreactor system. *Chemosphere*, 136, 125-132. doi: 10.1016/j.chemosphere.2015.04.082.

Luo, W., Hai, F.I., Price, W.E., Guo, W., Ngo, H.H., Yamamoto, K., & Nghiem, L.D. (2016). Phosphorus and water recovery by a novel osmotic membrane bioreactor-reverse osmosis system. *Biore-source Technology*, 200, 297-304. doi: 10.1016/j.biortech.2015.10.029.

Luo, W., Phan, H. V., Xie, M., Hai, F. I., Price, W. E., Elimelech, M., & Nghiem, L. D. (2014). Osmotic versus conventional membrane bioreactors integrated with reverse osmosis for water reuse: Biological stability, membrane fouling, and contaminant removal. *Water Research*, 61, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.04.050>

Luo, X., Chen, J., Wang, Y., Ma, J., Liang, H., Li, Q., & Li, F. (2020). Reverse salt diffusion in forward osmosis: Mechanisms and impacts on process performance. *Journal of Membrane Science*, 610, 118306.

Lutchmiah, K., Cornelissen, E. R., Harmsen, D. J., Post, J. W., Lampi, K., Ramaekers, H., Rietveld, L. C., & Roest, K. (2011). Water recovery from sewage using forward osmosis. *Water Science and Technology*, 64, 1443-1449. doi: 10.2166/wst.2011.773.

Lutchmiah, K., Verliedde, A. R., Roest, K., Rietveld, L. C., & Cornelissen, E. (2014). Forward osmosis for application in wastewater treatment: A review. *Water Research*, 58, 179-197. doi: 10.1016/j.watres.2014.03.045.

Mainardis, M., Buttazzoni, M., & Goi, D. (2020). Up-Flow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) Technology for Energy Recovery: A Review on State-of-the-Art and Recent Technological Advances. *Bio-engineering*, 7(2), 43.

Majeed, T., Heyman, C., Kolsky, K. L., Semiat, R. (2019). Effect of cleaning agents on a fouled FO membrane. *Separation Science and Technology*, 54(7), 1161-1171.

- Marcucci, M., Ciardelli, G., Matteucci, A., Ranieri, L., & Russo, M. (2002). *Experimental campaigns on textile wastewater for reuse by means of different membrane processes*. *Desalination*, 149, 137-143. doi: 10.1016/S0011-9164(02)00745-2.
- Marsh, K. L., & Boxall, J. (2010). *Forward osmosis: The future of desalination?*. *Filtration and Separation*, 47(7), 32-34.
- Maurer, M., Pronk, W., & Larsen, T. (2006). *Treatment processes for source-separated urine*. *Water Research*, 40, 3151-3166. doi: 10.1016/j.watres.2006.07.012.
- McCutcheon, J. R., & Elimelech, M. (2006). *Influence of concentrative and dilutive internal concentration polarization on flux behavior in forward osmosis*. *Journal of Membrane Science*, 284, 237-247. doi: 10.1016/j.memsci.2006.07.049.
- McCutcheon, J. R., & Elimelech, M. (2006). *Influence of concentrative and dilutive internal concentration polarization on flux behavior in forward osmosis*. *Journal of Membrane Science*, 284(1-2), 237-247. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2006.07.049>
- McGinnis, R.L., & Elimelech, M. (2007). *Energy requirements of ammonia-carbon dioxide forward osmosis desalination*. *Desalination*, 207(1-3), 370-382. doi: 10.1016/j.desal.2006.08.012.
- Meng, F., Chae, S.-R., Drews, A., Kraume, M., Shin, H.-S., & Yang, F. (2010). *Recent advances in membrane bioreactors (MBRs): Membrane fouling and membrane material*. *Water Research*, 44(6), 1659-1671. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.11.041>
- Metcalf & Eddy. (2014). *Wastewater engineering: Treatment and resource recovery*. McGraw-Hill Education.
- Mi, B., Elimelech, M. (2014). *Organic fouling of forward osmosis membranes: fouling reversibility and cleaning without chemical reagents*. *Journal of Membrane Science*, 454, 337-345.
- Molina-Moreno, V., Leyva-Díaz, J. C., Lloréns-Montes, F., & Cortés-García, F. J. (2017). *Design of Indicators of Circular Economy as Instruments for the Evaluation of Sustainability and Efficiency in Wastewater from Pig Farming Industry*. *Water*, 9(9), 653.
- Morožesk, M., Bonomo, M.M., da Costa Souza, I., Rocha, L.D., Duarte, I.D., Martins, I.O., Dobbss, L.B., Carneiro, M.T.W.D., Fernandes, M.N., & Matsumoto, S.T. (2017). *Effects of humic acids from landfill leachate on plants: An integrated approach using chemical, biochemical, and cytogenetic analysis*. *Chemosphere*, 184, 309-317. doi: 10.1016/j.chemosphere.2017.06.007.
- Mulder, M. (1996). *Basic Principles of Membrane Technology*. Springer Science & Business Media.

- Nayak, C. A., & Rastogi, N. K. (2010). *Forward osmosis for the concentration of anthocyanin from garcinia indica choisy*. *Separation and Purification Technology*, 71, 144-151. doi: 10.1016/j.seppur.2009.11.013.
- Nghiem, L.D., & Cath, T. (2011). *A scaling mitigation approach during direct contact membrane distillation*. *Separation and Purification Technology*, 80, 315-322. doi: 10.1016/j.seppur.2011.05.013.
- Nguyen, N.C., Nguyen, H.T., Chen, S.-S., Nguyen, N.T., & Li, C.-W. (2015). *Application of forward osmosis (FO) under ultrasonication on sludge thickening of waste activated sludge*. *Water Science and Technology*, 72(8), 1301-1307. doi: 10.2166/wst.2015.341.
- O'Neal, J.A., & Boyer, T.H. (2013). *Phosphate recovery using hybrid anion exchange: Applications to source-separated urine and combined wastewater streams*. *Water Research*, 47, 5003-5017. doi: 10.1016/j.watres.2013.05.037.
- Ong, S. G., Huang, X., & Tang, C. Y. (2014). *Forward osmosis process and engineering: A review*. *Desalination*, 342, 3-15. doi: 10.1016/j.desal.2014.01.008.
- Pala, A., & Tokat, E. (2002). *Color removal from cotton textile industry wastewater in an activated sludge system with various additives*. *Water Research*, 36(12), 2920-2925.
- Park, S.H., Park, B., Shon, H.K., & Kim, S. (2015). *Modeling full-scale osmotic membrane bioreactor systems with high sludge retention and low salt concentration factor for wastewater reclamation*. *Bioresource Technology*, 190, 508-515. doi: 10.1016/j.biortech.2015.03.094.
- Paul, R., Kenway, S., & Mukheibir, P. (2019). *How scale and technology influence the energy intensity of water recycling systems-an analytical review*. *Journal of Cleaner Production*, 215, 1457-1480. doi: 10.1016/j.jclepro.2018.12.148.
- Pearce, G. (2008). *Uf/mf pre-treatment to ro in seawater and wastewater reuse applications: A comparison of energy costs*. *Desalination*, 222, 66-73. doi: 10.1016/j.desal.2007.05.029.
- Petersen, R. J. (1993). *Composite reverse osmosis and nanofiltration membranes*. *Journal of Membrane Science*, 83(1), 81-150.
- Phillip, W. A., Elimelech, M., & Phillip, W. A. (2010). *Theoretical limits of reverse osmosis desalination*. *Desalination*, 261(2), 205-209.
- Phuntsho, S., Sahebi, S., Majeed, T., Lotfi, F., Kim, J. E., Shon, H. K., & Hong, S. (2016). *Evaluating the impact of operating parameters on the performance of osmotic membrane bioreactor (OMBR) using a response surface methodology*. *Separation and Purification Technology*, 160, 136-146.

- Phuntsho, S., Shon, H. K., Vigneswaran, S., & Kandasamy, J. (2012). Influence of aggregate formation on the performance of forward osmosis process. *Water Research*, 46(5), 1318-1330. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.027>
- Praveen, P., & Loh, K.-C. (2016). Osmotic membrane bioreactor for phenol biodegradation under continuous operation. *Journal of Hazardous Materials*, 305, 115-122. doi: 10.1016/j.jhazmat.2015.11.034.
- Qasim, M., Ahmad, A., Mondal, S., Anjum, N. A., Rashid, M. I., Rafatullah, M., et al. (2015). Understanding and combating the internal concentration polarization in forward osmosis. *Journal of Membrane Science*, 475, 246-256.
- Qin, M., & He, Z. (2017). Resource recovery by osmotic bioelectrochemical systems towards sustainable wastewater treatment. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 3(6), 1034-1047. <https://dx.doi.org/10.1039/C7EW00110J>
- Qiu, G., & Ting, Y.-P. (2013). Osmotic membrane bioreactor for wastewater treatment and the effect of salt accumulation on system performance and microbial community dynamics. *Bioresource Technology*, 150, 287-297. doi: 10.1016/j.biortech.2013.09.090.
- Qiu, G., & Ting, Y.-P. (2014). Direct phosphorus recovery from municipal wastewater via osmotic membrane bioreactor (OMBR) for wastewater treatment. *Bioresource Technology*, 170, 221-229. doi: 10.1016/j.biortech.2014.07.103.
- Qiu, G., Law, Y.-M., Das, S., & Ting, Y.-P. (2015). Direct and complete phosphorus recovery from municipal wastewater using a hybrid microfiltration-forward osmosis membrane bioreactor process with seawater brine as draw solution. *Environmental Science & Technology*, 49, 6156-6163. doi: 10.1021/es504554f.
- Qiu, G., Ting, Y. P. (2014). Thin-film composite forward osmosis membranes for organic fouling reduction. *Desalination*, 336, 88-94.
- Qiu, L., Wang, S., Yu, S., & Wang, R. (2021). The structure and performance of forward osmosis membranes for desalination: A review. *Desalination*, 503, 114814. doi: 10.1016/j.desal.2021.114814
- Ren, L., Ahn, Y., Logan, B. E., & Regan, J. M. (2013). Characterization of methanogenic and methanotrophic activity in a saline-alkaline extreme environment. *Bioresource Technology*, 150, 266-271. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.10.033>

- Renou, S., Givaudan, J., Poulain, S., Dirassouyan, F., Moulin, P. (2008). *Landfill leachate treatment: Review and opportunity*. *Journal of Hazardous Materials*, 150, 468-493. doi: 10.1016/j.jhazmat.2007.09.077.
- Rongwong, W., Liao, B. Q., & Li, K. (2019). *Application of Forward Osmosis for Sustainable Agriculture: A Review*. *Water*, 11(12), 2468. doi: 10.3390/w11122468
- Seghezzi, L., Zeeman, G., Van Der Lubbe, J., & Lettinga, G. (1998). *The role of anaerobic digestion in wastewater treatment*. In *Advances in environmental science and technology* (pp. 197-212). Springer, Boston, MA.
- Shaffer, D. L., Arias Chavez, L. H., Ben-Sasson, M., Romero-Vargas Castrillón, S., Yip, N. Y., & Elimelech, M. (2013). *Desalination by forward osmosis: Identifying performance-limiting parameters through module-scale modeling*. *Journal of Membrane Science*, 442, 237-249.
<https://doi.org/10.1016/j.memsci.2013.03.049>
- She, Q., Wang, R., Fane, A. G., & Tang, C. Y. (2015). *Membrane fouling in osmotically driven membrane processes: A review*. *Desalination*, 365, 389-398. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2015.03.017>
- Shenvi, S. S., Isloor, A. M., & Ismail, A. F. (2017). *Recent progress in forward osmosis: Opportunities and challenges*. *Desalination*, 415, 2-22.
- Shon, H. K., Phuntsho, S., Vigneswaran, S., & Kandasamy, J. (2018). *Forward osmosis desalination: A comprehensive review*. *Desalination*, 434, 54-80.
- Singh, N., Petrinic, I., Hélix-Nielsen, C., Basu, S., & Balakrishnan, M. (2018). *Concentrating molasses distillery wastewater using biomimetic forward osmosis (FO) membranes*. *Water Research*, 130, 271-280. doi: 10.1016/j.watres.2017.12.006.
- Sivakumar, M., Yangali-Quintanilla, V., & Amy, G. (2020). *Reverse salt diffusion (RSD) in forward osmosis: A review of mechanisms and mitigation strategies*. *Desalination*, 490, 114576.
- Smith, A. L., Skerlos, S. J., & Raskin, L. (2013). *Anaerobic membrane bioreactor treatment of domestic wastewater at psychrophilic temperatures ranging from 15 °C to 3 °C*. *Environmental Science & Technology*, 47(5), 2517-2524.
- Soler-Cabezas, J. L., Mendoza-Roca, J. A., Vincent-Vela, M. C., Luján-Facundo, M. J., & Pastor-Alcañiz, L. (2018). *Simultaneous concentration of nutrients from anaerobically digested sludge centrate and pre-treatment of industrial effluents by forward osmosis*. *Separation and Purification Technology*, 193, 289-296. doi: 10.1016/j.seppur.2017.10.058.

- Song, B., Jin, X., Chen, Y., Yang, C., Xu, H., & Wang, S. (2021). Enhanced antifouling property of forward osmosis membrane by incorporating UV-responsive hybrid nanoparticles. *Journal of Membrane Science*, 625, 119154. doi: 10.1016/j.memsci.2020.119154
- Sun, Y., Wang, R., & Shi, W. (2016). Optimization of nanofiltration (NF) and reverse osmosis (RO) processes for high salinity brackish water desalination. *Journal of environmental sciences*, 48, 201-209.
- Sun, Y., Zhang, J., Yang, Z., & Liu, Y. (2017). A novel method for the preparation of highly permeable poly (vinylidene fluoride) hollow fiber membranes for vacuum membrane distillation. *Chemical Engineering Journal*, 328, 1023-1032. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.07.109>
- Tang, C. Y., Kwon, Y. N., & Leckie, J. O. (2020). Forward osmosis: principles, applications, and recent developments. *Chemical Engineering Journal*, 390, 124609. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.124609>
- Tang, C. Y., She, Q., Lay, W. C. L., Wang, R., & Fane, A. G. (2010). Coupled effects of internal concentration polarization and fouling on flux behavior of forward osmosis membranes during humic acid filtration. *Water Research*, 44(2), 439-448. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.09.029>
- Tchobanoglous, G., Stensel, H. D., Tsuchihashi, R., & Burton, F. L. (2014). *Wastewater engineering: Treatment and resource recovery*. McGraw-Hill Education.
- Teusner, A., Blandin, G., & Le-Clech, P. (2017). Augmenting water supply by combined desalination/water recycling methods: An economic assessment. *Environmental Technology*, 38, 257-265. doi: 10.1080/09593330.2016.1189972.
- Tice, R.C., & Kim, Y. (2014). Energy efficient reconcentration of diluted human urine using ion exchange membranes in bioelectrochemical systems. *Water Research*, 64, 61-72. doi: 10.1016/j.watres.2014.06.037.
- Trinh, T., van den Akker, B., Stuetz, R. M., Coleman, H. M., Le-Clech, P., & Khan, S. J. (2017). Removal of trace organic chemical contaminants by a membrane bioreactor. *Bioresource Technology*, 244, 1025-1033. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.155>
- Urgun-Demirtas, M., Benda, P.L., Gillenwater, P.S., Negri, M.C., Xiong, H., & Snyder, S.W. (2012). Achieving very low mercury levels in refinery wastewater by membrane filtration. *Journal of Hazardous Materials*, 215-216, 98-107. doi: 10.1016/j.jhazmat.2012.02.040.

Valladares Linares, R., Wilf, M., & Léon, G. (2019). *Hypertonic solutions for osmotic power generation: A review*. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 113, 109276. doi: 10.1016/j.rser.2019.109276.

Van der Bruggen, B., Cornelis, G., Vandecasteele, C., & Devreese, I. (2005). *Fouling of nanofiltration and ultrafiltration membranes applied for wastewater regeneration in the textile industry*. *Desalination*, 175, 111-119. doi: 10.1016/j.desal.2004.09.025.

Verliefde, A. R., Cornelissen, E., Heijman, S., Verberk, J., Amy, G., Van der Bruggen, B., & Van Dijk, J. (2008). *The role of electrostatic interactions on the rejection of organic solutes in aqueous solutions with nanofiltration*. *Journal of Membrane Science*, 322, 52-66. doi: 10.1016/j.memsci.2008.05.022.

Verma, A.K., Dash, R.R., & Bhunia, P. (2012). *A review on chemical coagulation/flocculation technologies for removal of colour from textile wastewaters*. *Journal of Environmental Management*, 93(1), 154-168. doi: 10.1016/j.jenvman.2011.09.012.

Verstraete, W., & Vlaeminck, S. (2011). *ZeroWasteWater: short-cycling of wastewater resources for sustainable cities of the future*. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, 18(3), 253-264.

Verstraete, W., Vanlooche, R., DeSutter, L., & Wambeke, M. (2006). *Advanced techniques in water and wastewater treatment*. IWA Publishing.

Vinardell, S., Astals, S., Mata-Alvarez, J., & Dosta, J. (2020). *Techno-economic analysis of combining forward osmosis-reverse osmosis and anaerobic membrane bioreactor technologies for municipal wastewater treatment and water production*. *Bioresource Technology*, 297, 122395. doi: 10.1016/j.biortech.2019.122395.

Volpin, F., Chekli, L., Phuntsho, S., Cho, J., Ghaffour, N., Vrouwenvelder, J.S., & Shon, H.K. (2018). *Simultaneous phosphorus and nitrogen recovery from source-separated urine: A novel application for fertiliser drawn forward osmosis*. *Chemosphere*, 203, 482-489. doi: 10.1016/j.chemosphere.2018.03.193.

Wan, C. F., & Chung, T.-S. (2018). *Techno-economic evaluation of various RO+PRO and RO+FO integrated processes*. *Applied Energy*, 212, 1038-1050. doi: 10.1016/j.apenergy.2017.12.124.

Wang, K. Y., & Chung, T. S. (2018). *Polymeric materials for forward osmosis membranes: Fabrications and developments*. *Progress in Polymer Science*, 81, 1-26.

- Wang, K. Y., Chung, T. S., & Weber, M. (2020). *Forward osmosis: Recent progress and challenges*. *Journal of Membrane Science*, 602, 117965.
- Wang, K., Chung, T.-S., Tong, Y. W., & Jeyaseelan, K. (2015). *A novel inorganic–organic hybrid polymer membrane for low pressure osmotic energy harvesting*. *Bioresource Technology*, 197, 25-33. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.08.046>
- Wang, K., Li, X., Gao, C., Wu, D., & Liu, Z. (2018). *A novel antifouling forward osmosis membrane using polydopamine-grafted graphene oxide nanosheets*. *Journal of Membrane Science*, 564, 254-263. doi: 10.1016/j.memsci.2018.07.018
- Wang, K.Y., Ong, R.C., & Chung, T.-S. (2010). *Double-skinned forward osmosis membranes for reducing internal concentration polarization within the porous sublayer*. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 49, 4824-4831. doi: 10.1021/ie901592d.
- Wang, X., Yuan, B., Chen, Y., Li, X., & Ren, Y. (2014). *Integration of micro-filtration into osmotic membrane bioreactors to prevent salinity build-up*. *Bioresource Technology*, 167, 116-123. doi: 10.1016/j.biortech.2014.05.121.
- Wang, X., Zhao, Y., Yuan, B., Poon, Y. L., & Wang, Z. (2015). *Effective recovery of biodegraded dye wastewater and simultaneous desalination by osmotic membrane bioreactor*. *Journal of Water Process Engineering*, 8, 56-61. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2015.09.003>
- Wang, Z., Zheng, J., Tang, J., Wang, X., & Wu, Z. (2016). *A pilot-scale forward osmosis membrane system for concentrating low-strength municipal wastewater: Performance and implications*. *Scientific Reports*, 6, 1-11. doi: 10.1038/srep21653.
- Wong, S., Ngadi, N., Inuwa, I. M., & Hassan, O. (2018). *Recent advances in applications of activated carbon from biowaste for wastewater treatment: A short review*. *Journal of Cleaner Production*, 175, 361-375. doi: 10.1016/j.jclepro.2017.12.059.
- Wu, C.-Y., Chen, S.-S., Zhang, D.-Z., & Kobayashi, J. (2017). *Hg removal and the effects of coexisting metals in forward osmosis and membrane distillation*. *Water Science and Technology*, 75, 2622-2630. doi: 10.2166/wst.2017.143.
- Wu, X., Ding, M., Xu, H., Yang, W., Zhang, K., Tian, H., Wang, H., & Xie, Z. (2020). *Scalable ti_3c_2tx mxene interlayered forward osmosis membranes for enhanced water purification and organic solvent recovery*. *ACS Nano*, 14, 9125-9135. doi: 10.1021/acsnano.0c04471.

- Wu, X., Fang, F., & Zhang, K. (2017). Graphene oxide modified forward osmosis membranes with improved hydrophilicity and desalination performance. *Desalination and Water Treatment*, 85, 73-83. doi: 10.5004/dwt.2017.21227.
- Wu, X., Field, R.W., Wu, J.J., & Zhang, K. (2017). Polyvinylpyrrolidone modified graphene oxide as a modifier for thin film composite forward osmosis membranes. *Journal of Membrane Science*, 540, 251-260. doi: 10.1016/j.memsci.2017.06.070.
- Wu, X., Tanner, J., Ng, D., Acharya, D., & Xie, Z. (2020). Sewage concentration via a graphene oxide modified thin-film nanocomposite forward osmosis membrane: Enhanced performance and mitigated fouling. *Chemical Engineering Journal*, 127718. doi: 10.1016/j.cej.2020.127718.
- Wu, X., Zhang, L., Lin, S., Chen, Y., Mei, L., & Han, Z. (2020). A novel submerged osmotic membrane bioreactor-ultrafiltration (sOMBR-UF) hybrid system for high salinity wastewater treatment. *Environmental Technology*, 41(10), 1336-1345. <https://doi.org/10.1080/09593330.2018.1518963>
- Xiang, X., Zou, S., & He, Z. (2017). Energy consumption of water recovery from wastewater in a submerged forward osmosis system using commercial liquid fertilizer as a draw solute. *Separation and Purification Technology*, 174, 432-438. doi: 10.1016/j.seppur.2016.10.052.
- Xiao, D., Tang, C.Y., Zhang, J., Lay, W.C., Wang, R., & Fane, A.G. (2011). Modeling salt accumulation in osmotic membrane bioreactors: Implications for FO membrane selection and system operation. *Journal of Membrane Science*, 366, 314-324. doi: 10.1016/j.memsci.2010.10.023.
- Xie, M., Luo, W., Gray, S. R., & Leslie, G. (2018). Removal of trace organics by anaerobic membrane bioreactor: Role of membrane retention and biodegradation. *Journal of Environmental Management*, 217, 123-131. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.03.080>
- Xie, M., Nghiem, L. D., Price, W. E., & Elimelech, M. (2012). A forward osmosis-membrane distillation hybrid process for direct sewer mining: System performance and limitations. *Journal of Membrane Science*, 409-410, 1-21. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2012.02.015>
- Xie, M., Nghiem, L.D., Price, W.E., & Elimelech, M. (2013). A forward osmosis-membrane distillation hybrid process for direct sewer mining: System performance and limitations. *Environmental Science & Technology*, 47, 13486-13493. doi: 10.1021/es404056e.
- Xie, M., Price, W. E., Nghiem, L. D., & Elimelech, M. (2013). Effects of feed and draw solution temperature and transmembrane temperature difference on the rejection of trace organic contaminants by forward osmosis. *Journal of Membrane Science*, 438, 57-64. doi: 10.1016/j.memsci.2013.03.031.

- Xie, M., Zheng, M., Cooper, P., Price, W. E., Nghiem, L. D., & Elimelech, M. (2015). Osmotic dilution for sustainable greenwall irrigation by liquid fertilizer: Performance and implications. *Journal of Membrane Science*, 494, 32-38. doi: 10.1016/j.memsci.2015.07.026.
- Xie, S., Higgins, M., Bustamante, H., Galway, B., & Nghiem, L. (2018). Current status and perspectives on anaerobic co-digestion and associated downstream processes. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 4(10), 1513-1530. <https://dx.doi.org/10.1039/C8EW00356D>
- Xu, Y., Peng, X., Tang, C. Y., Fu, Q. S., & Nie, S. (2011). Effect of draw solution concentration and operating conditions on forward osmosis and pressure retarded osmosis performance in a spiral wound module. *Journal of Membrane Science*, 372(1-2), 341-348. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2011.02.014>
- Xu, Y., Zhou, L., & Jia, Q. (2017). Nutrient recovery of source-separated urine via forward osmosis and a pilot-scale resource-oriented sanitation system. *Desalination and Water Treatment*, 91, 252-259. doi: 10.5004/dwt.2017.20877.
- Yang, Q., Liu, Q., Cao, B., Wang, J., & Liang, H. (2017). Stabilizing mixed matrix membrane structure for efficient protein purification. *Environmental Science & Technology*, 51(5), 3260-3266. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b06192>
- Yang, S., Gao, B., Jang, A., kyong Shon, H., & Yue, Q. (2019). Municipal wastewater treatment by forward osmosis using seawater concentrate as draw solution. *Chemosphere*, 237, 124485. doi: 10.1016/j.chemosphere.2019.124485.
- Yangali-Quintanilla, V., Maeng, S. K., Fujioka, T., & Kennedy, M. D. (2016). Removal of trace organic contaminants by a membrane bioreactor. *Chemosphere*, 144, 696-702. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.09.015>
- Yao, M., Duan, L., Wei, J., Qian, F., & Hermanowicz, S.W. (2020). Carbamazepine removal from wastewater and the degradation mechanism in a submerged forward osmotic membrane bioreactor. *Bioresource Technology*, 314, 123732. doi: 10.1016/j.biortech.2020.123732.
- Yasukawa, M., Mishima, S., Tanaka, Y., Takahashi, T., & Matsuyama, H. (2017). Thin-film composite forward osmosis membrane with high water flux and high pressure resistance using a thicker void-free polyketone porous support. *Desalination*, 402, 1-9. doi: 10.1016/j.desal.2016.09.017.
- Yip, N. Y., Tiraferri, A., Phillip, W. A., Schiffman, J. D., & Elimelech, M. (2011). High performance thin-film composite forward osmosis membrane. *Environmental Science & Technology*, 45(24), 10373-10379. doi: 10.1021/es202624y

- You, S.-J., Wang, X.-H., Zhong, M., Zhong, Y.-J., Yu, C., Ren, N.-Q. (2012). Temperature as a factor affecting transmembrane water flux in forward osmosis: Steady-state modeling and experimental validation. *Chemical Engineering Journal*, 198, 52-60. doi: 10.1016/j.cej.2012.05.087.
- Yun, T., Kim, Y.-J., Lee, S., Hong, S., & Kim, G.I. (2014). Flux behavior and membrane fouling in pressure-assisted forward osmosis. *Desalination and Water Treatment*, 52, 564-569. doi: 10.1080/19443994.2013.827322.
- Zhang, J., Loong, W.L.C., Chou, S., Tang, C., Wang, R., & Fane, A.G. (2012). Membrane biofouling and scaling in forward osmosis membrane bioreactor. *Journal of Membrane Science*, 403, 8-14. doi: 10.1016/j.memsci.2012.01.032.
- Zhang, J., She, Q., Chang, V.W., Tang, C.Y., & Webster, R.D. (2014). Mining nutrients (N, K, P) from urban source-separated urine by forward osmosis dewatering. *Environmental Science & Technology*, 48, 3386-3394. doi: 10.1021/es405266d.
- Zhang, L., Liu, Y., Fane, A. G., & Williams, R. (2013). Engineering aspects of membrane distillation and its integration in water/wastewater treatment: A review. *Water Research*, 47(10), 3367-3376. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.03.058>
- Zhang, S., Shang, C., Huang, X., Wu, H., & Liu, H. (2020). Enhanced hydrophilicity and antifouling property of polydopamine-assisted thin-film composite forward osmosis membrane with a Zwitterionic polymer. *Journal of Membrane Science*, 616, 118555. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2020.118555>
- Zhang, S., Wang, P., Fu, X., & Chung, T.-S. (2014). Sustainable water recovery from oily wastewater via forward osmosis-membrane distillation (FO-MD). *Water Research*, 52, 112-121. doi: 10.1016/j.watres.2013.12.044.
- Zhang, X., Ning, Z., Wang, D.K., & da Costa, J.C.D. (2014). Processing municipal wastewaters by forward osmosis using CTA membrane. *Journal of Membrane Science*, 468, 269-275. doi: 10.1016/j.memsci.2014.06.016.
- Zhang, Y., An, X., Wang, Z., Liu, X., & Zhang, J. (2018). A review of pretreatment strategies to reduce organic fouling in pressure-driven membrane processes for water treatment. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 4, 389-399. <https://doi.org/10.1039/C7EW00393E>
- Zhao, J., Li, Y., Pan, S., Tu, Q., & Zhu, H. (2019). Performance of a forward osmotic membrane bioreactor for anaerobic digestion of waste sludge with increasing solid concentration. *Journal of Environmental Management*, 246, 239-246. doi: 10.1016/j.jenvman.2019.06.004.

Zhao, S., Zou, L., Tang, C. Y., & Mulcahy, D. (2012). Recent developments in forward osmosis: Opportunities and challenges. *Journal of Membrane Science*, 423-424, 381-388.

<https://doi.org/10.1016/j.memsci.2012.08.022>

Zhao, X., Wei, X., Xia, P., Liu, H., & Qu, J. (2013). Removal and transformation characterization of refractory components from biologically treated landfill leachate by $Fe^{2+}/NaClO$ and Fenton oxidation. *Separation and Purification Technology*, 116, 107-113. doi: 10.1016/j.seppur.2013.05.030.

Zou, S., Gu, Y., Xiao, D., & Tang, C. Y. (2011). The role of physical and chemical parameters on forward osmosis membrane fouling during algae separation. *Journal of Membrane Science*, 366, 356-362. doi: 10.1016/j.memsci.2010.10.030.

Zou, S., Smith, E.D., Lin, S., Martin, S.M., & He, Z. (2019). Mitigation of bidirectional solute flux in forward osmosis via membrane surface coating of zwitterion-functionalized carbon nanotubes. *Environment International*, 131, 104970. doi: 10.1016/j.envint.2019.104970.

Zou, S., Yuan, H., Childress, A., & He, Z. (2016). Energy consumption by recirculation: A missing parameter when evaluating forward osmosis. *Environmental Science & Technology*, 50(12), 6827-6829. doi: 10.1021/acs.est.6b02849.