



ΕΘΝΙΚΟ ΜΕΤΣΟΒΙΟ ΠΟΛΥΤΕΧΝΕΙΟ

**ΔΙΕΠΙΣΤΗΜΟΝΙΚΟ - ΔΙΑΤΜΗΜΑΤΙΚΟ
ΠΡΟΓΡΑΜΜΑ ΜΕΤΑΠΤΥΧΙΑΚΩΝ
ΣΠΟΥΔΩΝ (Δ.Π.Μ.Σ.)
"ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝ ΚΑΙ ΑΝΑΠΤΥΞΗ"**

2^η Κατεύθυνση Σπουδών
ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝ ΚΑΙ ΑΝΑΠΤΥΞΗ
ΤΩΝ ΟΡΕΙΝΩΝ ΠΕΡΙΟΧΩΝ

Μεταπτυχιακή Εργασία

**«Αξιολόγηση της Αναερόβιας
Επεξεργασίας αστικών λυμάτων με
σύστημα βιοαντιδραστήρα μεμβρανών»**

Βαγιούλα Διαμάντη

Διαχείριση Περιβάλλοντος και Φυσικών Πόρων
Πολυτεχνική Σχολή Πανεπιστημίου Πατρών

**ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝ
ΚΑΙ
ΑΝΑΠΤΥΞΗ**

Αθήνα, Νοέμβριος 2019

Επιβλέπων:
Επίκουρος Καθηγητής Συμεών Μαλαμής



**ΕΘΝΙΚΟ ΜΕΤΣΟΒΙΟ ΠΟΛΥΤΕΧΝΕΙΟ
ΔΙΕΠΙΣΤΗΜΟΝΙΚΟ - ΔΙΑΤΜΗΜΑΤΙΚΟ
ΠΡΟΓΡΑΜΜΑ ΜΕΤΑΠΤΥΧΙΑΚΩΝ
ΣΠΟΥΔΩΝ (Δ.Π.Μ.Σ.)
"ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝ ΚΑΙ ΑΝΑΠΤΥΞΗ"**

2^η Κατεύθυνση Σπουδών
ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝ ΚΑΙ ΑΝΑΠΤΥΞΗ
ΤΩΝ ΟΡΕΙΝΩΝ ΠΕΡΙΟΧΩΝ

Μεταπτυχιακή Εργασία

«Αξιολόγηση της Αναερόβιας

**Επεξεργασίας αστικών λυμάτων με
σύστημα βιοαντιδραστήρα μεμβρανών»**

της Βαγιούλας Διαμάντη

Διπλωματούχου του Τμήματος Διαχείρισης Περιβάλλοντος και Φυσικών
Πόρων Πολυτεχνικής Σχολής Πανεπιστημίου Πατρών

Τριμελής Εξεταστική Επιτροπή:

Ε. Μπαλτάς, Καθηγητής Ε.Μ.Π.

Ν. Μαμάσης, Αναπληρωτής Καθηγητής Ε.Μ.Π.

Σ. Μαλαμής, Επίκουρος Καθηγητής Ε.Μ.Π.

ΑΘΗΝΑ, Νοέμβριος 2019

Πίνακας περιεχομένων

ΛΙΣΤΑ ΠΙΝΑΚΩΝ	5
ΛΙΣΤΑ ΕΙΚΟΝΩΝ	6
ΛΙΣΤΑ ΣΧΗΜΑΤΩΝ	8
ΛΙΣΤΑ ΓΡΑΦΗΜΑΤΩΝ	9
ΠΕΡΙΛΗΨΗ	10
SUMMARY.....	12
ΣΥΜΒΟΛΙΣΜΟΙ.....	13
ΚΕΦΑΛΑΙΟ 1: ΕΙΣΑΓΩΓΗ	14
ΚΕΦΑΛΑΙΟ 2: ΑΣΤΙΚΑ ΛΥΜΑΤΑ	20
2.1 ΠΟΙΟΤΙΚΑ ΚΑΙ ΠΟΣΟΤΙΚΑ ΧΑΡΑΚΤΗΡΙΣΤΙΚΑ ΑΣΤΙΚΩΝ ΛΥΜΑΤΩΝ	20
2.2 ΔΙΑΘΕΣΗ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΜΕΝΩΝ ΛΥΜΑΤΩΝ	22
2.2.1 ΌΡΙΑ ΔΙΑΘΕΣΗΣ ΣΕ ΥΔΑΤΙΝΟΥΣ ΑΠΟΔΕΚΤΕΣ	22
2.2.2 ΕΠΑΝΑΧΡΗΣΙΜΟΠΟΙΗΣΗ	23
ΚΕΦΑΛΑΙΟ 3: ΣΥΣΤΗΜΑ ANMBR	25
3.1 ΒΑΣΙΚΕΣ ΔΙΑΤΑΞΕΙΣ ANMBR.....	26
3.2 ΒΙΟΑΝΤΙΔΡΑΣΤΗΡΕΣ.....	29
3.3 ΤΕΧΝΟΛΟΓΙΑ ΜΕΜΒΡΑΝΩΝ	33
3.4 ΛΕΙΤΟΥΡΓΙΚΕΣ ΠΑΡΑΜΕΤΡΟΙ ΤΩΝ ΣΥΣΤΗΜΑΤΩΝ ANMBR.....	37
3.4.1 ΑΝΑΕΡΟΒΙΑ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑ.....	37
3.4.2. ΘΕΡΜΟΚΡΑΣΙΑ	39
3.4.3. ΡΗ.....	40
3.4.4. ΠΤΗΤΙΚΑ ΟΞΕΑ (VOLATILE ACIDS - VAS).....	41
3.4.5. ΑΛΚΑΛΙΚΟΤΗΤΑ.....	42
3.4.6. ΡΥΘΜΟΣ ΟΡΓΑΝΙΚΗ ΦΟΡΤΙΣΗ (OLR)	43
3.4.7. ΧΡΟΝΟΣ ΠΑΡΑΜΟΝΗΣ ΣΤΕΡΕΩΝ (SRT) ΚΑΙ ΥΔΡΑΥΛΙΚΟΣ ΧΡΟΝΟΣ ΠΑΡΑΜΟΝΗΣ (HRT).....	43
3.4.8. ΤΟΞΙΚΟΤΗΤΑ ΑΜΜΩΝΙΑΣ, ΘΕΙΙΚΩΝ ΙΟΝΤΩΝ ΚΑΙ ΜΕΤΑΛΛΩΝ	45
3.4.9 ΕΜΦΡΑΞΗ ΜΕΜΒΡΑΝΩΝ	46
3.5 ΚΑΘΑΡΙΣΜΟΣ ΜΕΜΒΡΑΝΩΝ	49
3.6 ΛΕΙΤΟΥΡΓΙΚΟ ΚΟΣΤΟΣ ΤΟΥ ΣΥΣΤΗΜΑΤΟΣ ANMBR – ΕΝΕΡΓΕΙΑΚΕΣ ΑΠΑΙΤΗΣΕΙΣ..	50

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 4: ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΚΗ ΑΝΑΣΚΟΠΗΣΗ ΛΕΙΤΟΥΡΓΙΑΣ ΑΝΜΒΡ.....	52
ΚΕΦΑΛΑΙΟ 5: ΑΞΙΟΛΟΓΗΣΗ ΤΩΝ ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΩΝ	79
ΚΕΦΑΛΑΙΟ 6: ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ – ΜΕΛΛΟΝΤΙΚΗ ΕΡΕΥΝΑ	93
ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ.....	96
ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΚΕΣ ΑΝΑΦΟΡΕΣ.....	101
ΞΕΝΟΓΛΩΣΣΕΣ ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΚΕΣ ΑΝΑΦΟΡΕΣ	101
ΕΛΛΗΝΟΓΛΩΣΣΕΣ ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΚΕΣ ΑΝΑΦΟΡΕΣ	113
ΔΙΚΤΥΟΓΡΑΦΙΑ	115

Λίστα πινάκων

Πίνακας 1: Χαρακτηριστικά λειτουργίας μονάδας AnMBR της εταιρείας Ken's Foods, Μασαχουσέτη, ΗΠΑ.....	17
Πίνακας 2: Ελάχιστα ημερήσια όρια παροχής λυμάτων.	21
Πίνακας 3: Δεδομένα Σχεδιασμού Μονάδων Επεξεργασίας Αστικών Λυμάτων στην Ελλάδα.	21
Πίνακας 4: Απαιτήσεις για διάθεση σε υδάτινους αποδέκτες σύμφωνα με την ελληνική νομοθεσία.	23
Πίνακας 5: Όρια για την επαναχρησιμοποίηση επεξεργασμένων υγρών αποβλήτων..	24
Πίνακας 6: Ετήσιο κόστος και ενεργειακές απαιτήσεις συστήματος AnMBR.....	51
Πίνακας 7: Σημαντικές επιστημονικές δημοσιεύσεις στη διαχείριση αστικών λυμάτων με σύστημα AnMBR.	54

Λίστα εικόνων

Εικόνα 1: Εγκαταστάσεις επεξεργασίας αστικών λυμάτων με τεχνολογία βιομεμβρανών (MBR)	15
Εικόνα 2 : Σύστημα AnMBR βιομηχανίας Ken's Food	16
Εικόνα 3: Διάγραμμα ροής συστήματος ADI-AnMBR.	16
Εικόνα 4: Τομή του εμβαπτιζόμενου συστήματος AnMBR..	29
Εικόνα 5: Κάτοψη ενός εμβαπτιζόμενου συστήματος AnMBR.	29
Εικόνα 6: Σχηματική απεικόνιση του βιοαντιδραστήρα CSTR.....	31
Εικόνα 7: Σχηματική απεικόνιση αντιδραστήρα Αναερόβιας Κλίνης Ανοδικής Ροής.....	31
Εικόνα 8: Σχηματική απεικόνιση του βιοαντιδραστήρα EGSB.....	32
Εικόνα 9: Βιοαντιδραστήρας ρευστοστερεάς κλίνης με ανακυκλοφορία (fluidized bed reactor).....	33
Εικόνα 10: Σχηματική απεικόνιση περάσματος υγρού αιωρήματος από μεμβράνη (φίλτρο εγκάρσιας ροής – cross flow).....	35
Εικόνα 11: Σχηματική απεικόνιση περάσματος υγρού αιωρήματος από μεμβράνη (dead end).....	35
Εικόνα 12: Μεμβράνες κοίλων ινών (hollow fiber).....	36
Εικόνα 13: Μεμβράνες σε σωληνοειδή μορφή (tubular).....	36
Εικόνα 14: Μεμβράνες επίπεδων φύλλων (flat sheet).....	36
Εικόνα 15: Στάδια αναερόβιας επεξεργασίας.....	38
Εικόνα 16: Ρυθμός ανάπτυξης μεθανογόνων βακτηρίων σε συνάρτηση με την θερμοκρασία.....	40
Εικόνα 17: (a) Νέα μεμβράνη, (b) στένωση πόρων (c) φραγή πόρων (d) σχηματισμός στρώματος στερεών στην επιφάνεια της μεμβράνης.....	46
Εικόνα 18: (a) καθαρή επιφάνεια υποστρώματος δυναμικής μεμβράνης (b) επικάθιση 2 ημερών (c) επικάθιση - έμφραξη 7 ημερών (d) επικάθιση - έμφραξη 20 ημερών (e) επικάθιση - έμφραξη 48 ημερών (f) έμφραξη 88 ημερών.....	48
Εικόνα 19: Πλύση μεμβράνης κοίλων ινών με αντίστροφη πλύση με υγρό.....	49
Εικόνα 20: Στάδια χημικού καθαρισμού βυθιζόμενης μεμβράνης κοίλων ινών PVDF..	49
Εικόνα 21: Μέθοδος ανάκτησης διαλυμένου μεθανίου από την εκροή συστημάτων AnMBR.....	85

Εικόνα 22: Σχηματική απεικόνιση των πειραμάτων των Lim et al (2019) για τη διερεύνηση του μηχανισμού απομάκρυνσης φαρμακευτικών ουσιών από υγρά αστικά λύματα.....	89
Εικόνα 23: Αποτελέσματα απομάκρυνσης των φαρμακευτικών diclofenac, ibuprofen και sulfamethoxazole σε κάθε μια περίπτωση (Condition).....	90
Εικόνα 24: Αντιμετώπιση της έμφραξης μεμβρανών μέθοδος Quorum Quenching.....	92

Λίστα σχημάτων

Σχήμα 1: Απλοποιημένη απεικόνιση της διάταξης συστήματος αναερόβιας επεξεργασίας υγρών αστικών αποβλήτων με μεμβράνες (αναερόβιος αντιδραστήρας – εξωτερική διάταξη συστήματος μεμβρανών AnMBR).....	26
Σχήμα 2: Απλοποιημένη απεικόνιση διάταξης συστήματος αναερόβιας επεξεργασίας υγρών αστικών αποβλήτων με μεμβράνες (αναερόβιος αντιδραστήρας – εσωτερικά βυθιζόμενη διάταξη συστήματος μεμβρανών AnMBR).....	27
Σχήμα 3: Απλοποιημένη απεικόνιση διάταξης συστήματος αναερόβιας επεξεργασίας υγρών αστικών αποβλήτων με μεμβράνες (αναερόβιος αντιδραστήρας – εξωτερική βυθιζόμενη διάταξη συστήματος μεμβρανών AnMBR).....	28
Σχήμα 4: Διαλυτοποίηση CO ₂ σε σχέση με την τιμή pH του διαλύματος (Αναπροσαρμογή από McDonald, 2016).....	41

Λίστα γραφημάτων

Γράφημα 1: Αριθμός δημοσιεύσεων με λέξη κλειδί «AnMBR» για την δεκαετία 2008-2018.	18
Γράφημα 2: Αριθμός δημοσιεύσεων με λέξη κλειδί «AnMBR» και «municipal wastewater» (αστικά απόβλητα) για την δεκαετία 2008-2018	18
Γράφημα 3: Αριθμός ερευνών σε σχέση με το είδος εισερχόμενου ρεύματος τροφοδοσίας.....	79
Γράφημα 4: Χρησιμοποιούμενος τύπος βιοαντιδραστήρα AnMBR.....	80
Γράφημα 5: Τύπος διάταξης μεμβρανών που χρησιμοποιήθηκε στις βιβλιογραφικές αναφορές του Πίνακα 7.....	81
Γράφημα 6: Κατανομή ερευνών ανάλογα με τον τύπο μεμβράνης.....	81
Γράφημα 7: Κατανομή ερευνών ανάλογα με την θερμοκρασία επεξεργασίας των αστικών λυμάτων.....	82
Γράφημα 8: Κατανομή ερευνών ανάλογα με το ποσοστό (%) απομάκρυνσης ολικού COD.	83
Γράφημα 9: Παραγωγή βιοαερίου κατά την αναερόβια αποδόμηση αστικών λυμάτων σε σύστημα AnMBR.	85
Γράφημα 10: Μέθοδοι και ποσοστό απομάκρυνσης φαρμακευτικών ουσιών σε σύστημα AnMBR πριν και μετά την προσθήκη ενεργού άνθρακα (PAC= Powdered Activated Carbon)	91

ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Η συλλογή και η επεξεργασία των αστικών λυμάτων πραγματοποιείται για λόγους προστασίας της δημόσιας υγείας και του περιβάλλοντος. Ωστόσο, στις μέρες μας, η επεξεργασία τους δεν περιορίζεται μόνο στην ικανοποίηση των σκοπών αυτών. Στα πλαίσια του οικονομικού μοντέλου της κυκλικής οικονομίας, τα αστικά λύματα είναι πόροι καθαρού νερού, ανανεώσιμης ενέργειας και πολύτιμων θρεπτικών συστατικών.

Για πολλές δεκαετίες, οι συμβατικές τεχνολογίες επεξεργασίας αστικών λυμάτων όπως είναι το σύστημα ενεργού ιλύος, ανταποκρίθηκαν ικανοποιητικά στους στόχους που εξυπηρετούσαν. Σήμερα, υπάρχει έντονο επιστημονικό ενδιαφέρον για την εύρεση οικονομικότερων, αποδοτικότερων και περισσότερο φιλικών με το περιβάλλον τεχνολογιών.

Η τεχνολογία του αναερόβιου βιοαντιδραστήρα μεμβρανών (AnMBR) αποδεικνύεται μέσα από πιλοτικές και εργαστηριακές μελέτες ότι ικανοποιεί τις σύγχρονες απαιτήσεις διαχείρισης των αστικών λυμάτων. Υπάρχουν, όμως, αρκετά εμπόδια που πρέπει να αντιμετωπισθούν ώστε η τεχνολογία AnMBR να γίνει εμπορική και να αποκτήσει ευρεία εξάπλωση.

Η αναερόβια επεξεργασία αστικών λυμάτων με σύστημα βιοαντιδραστήρα μεμβρανών παρουσιάζει τα πλεονεκτήματα της αναερόβιας ζύμωσης και της τεχνολογίας μεμβρανών. Οι μεμβράνες κατακρατούν τα κολλοειδή σωματίδια και τα αιωρούμενα στερεά αυξάνοντας τον χρόνο παραμονής τους στον βιοαντιδραστήρα και επιτρέποντας στο υγρό κλάσμα να διαχωριστεί. Οι αναερόβιοι μικροοργανισμοί που αναπτύσσονται με αργό ρυθμό εντός του βιοαντιδραστήρα, αποικοδομούν το διαλυτό οργανικό υλικό παράγοντας βιοαέριο.

Στην παρούσα μεταπτυχιακή εργασία εξετάζονται οι σπουδαιότερες πτυχές της λειτουργίας ενός συστήματος AnMBR. Επίσης, μέσα από τη βιβλιογραφική ανασκόπηση σημαντικών ερευνών της τελευταίας δεκαετίας, αξιολογείται η μέθοδος της επεξεργασίας των αστικών λυμάτων με την εφαρμογή ενός AnMBR και τονίζονται τα εμπόδια για την ευρεία εφαρμογή του. Για να είναι οικονομικά ρεαλιστικό και να μπορεί να ανταποκριθεί στον μεγάλο όγκο των αστικών λυμάτων σε θερμοκρασίες περιβάλλοντος, απαιτείται περαιτέρω έρευνα σε εργαστηριακό και πιλοτικό επίπεδο, αλλά περισσότερο κρίνεται απαραίτητη η εφαρμογή μελετών πλήρους κλίμακας.

Τα συμπεράσματα που προέκυψαν από την βιβλιογραφική ανασκόπηση συνοψίζονται ως εξής:

- Τα συστήματα AnMBR επιτρέπουν την παραγωγή μεθανίου ακόμη και από «ασθενή» λύματα όπως είναι τα αστικά και σε θερμοκρασία περιβάλλοντος.
- Η επεξεργασμένη εκροή ενός AnMBR περιέχει θρεπτικά συστατικά και είναι κατάλληλη να χρησιμοποιηθεί για άρδευση καλλιεργειών.
- Οι μεμβράνες εξασφαλίζουν την απομάκρυνση ορισμένων βακτηρίων και παθογόνων μικροοργανισμών.

- Ο υψηλός χρόνος παραμονής της ιλύος που επιτυγχάνεται με τις μεμβράνες, αυξάνει την απόδοση ως προς την απομάκρυνση μικρορύπων όπως είναι οι φαρμακευτικές ουσίες και ουσίες που προέρχονται από προϊόντα προσωπικής φροντίδας.
- Παράγεται μέχρι και δέκα (10) φορές μικρότερη ποσότητα ιλύος, σε σχέση με το συμβατικό σύστημα επεξεργασίας ενεργού ιλύος.
- Είναι εφικτή η ανάκτηση ενδιάμεσων προϊόντων όπως H_2 .

Τα εμπόδια στην ευρεία εφαρμογή της τεχνολογίας είναι:

- Η διαλυτότητα του μεθανίου στις χαμηλές θερμοκρασίες
- Η έμφραξη των μεμβρανών που αυξάνει το κόστος λειτουργίας του συστήματος AnMBR
- Η περιεκτικότητα της επεξεργασμένης εκροής σε θρεπτικά συστατικά που σε ορισμένες περιπτώσεις, όπως είναι η διάθεση σε υδάτινο αποδέκτη, επιβάλλει την περαιτέρω επεξεργασία της.

Λέξεις κλειδιά: υγρά αστικά απόβλητα, αναερόβια επεξεργασία, σύστημα μεμβρανών, αναερόβια επεξεργασία με σύστημα μεμβρανών, έμφραξη μεμβρανών, αξιολόγηση.

SUMMARY

Municipal wastewater treatment aims to protect public health and the environment. However, nowadays, wastewater treatment is not constrained by these goals. In a circular economy, urban wastewater is increasingly viewed as a resource of clean water, renewable energy and valuable nutrients.

For many decades, conventional aerobic methods like the activated sludge process, have served their purposes. Currently, there is a growing scientific interest for the development of more economic, efficient and environmental friendly municipal wastewater treatment technologies.

Laboratory and pilot scale surveys have revealed that AnMBR technology is a promising alternative for municipal wastewater treatment. However, it is not yet a fully mature method and some challenging issues still remain. Further research is required in order to become commercial.

Anaerobic membrane bioreactor technology combines the advantages of anaerobic processes and membrane technology. Membranes retain the colloidal and suspended solids and provide solid – liquid separation. The slow growing anaerobic microorganisms in the bioreactor degrade the soluble organic matter producing biogas.

This thesis deals with fundamental aspects of AnMBRs treating municipal wastewater. Moreover, through a comprehensive literature survey of the current applications, from 2009 onwards, the AnMBR technology is assessed and its limitations are highlighted. Finally, the need for further pilot, laboratory and full scale research is addressed.

The main conclusions are summarized as follows:

- AnMBR technology transforms biodegradable organics into CH_4 even when treating low strength municipal wastewater at ambient temperature.
- The produced permeate is full of nutrients and can be used for irrigation purposes.
- Membranes coupled with biological treatment can remove to a certain extent bacteria, some pathogens or even viruses.
- Membranes can remove micropollutants like pharmaceutical substances and substances coming from personal care products.
- A lower amount of biosolids is produced; even 10 times lower than conventional active sludge process.
- Intermediate products can be retrieved like H_2 .

The obstacles to the wider expand of AnMBR technology, are:

- CH_4 increases when temperature decreases leading to higher methane loss.
- Membrane fouling increases the overall cost of AnMBR.
- A post – treatment to remove nutrients is often required if the final receiver is a water body.

Keywords: municipal wastewater, anaerobic treatment, membrane bioreactor, AnMBR, membrane fouling, assessment.

ΣΥΜΒΟΛΙΣΜΟΙ

Συμβολισμός	Επεξήγηση
BOD ₅	Βιοχημικά απαιτούμενο οξυγόνο
COD	Χημικά απαιτούμενο οξυγόνο
SS	Αιωρούμενα στερεά
TOC	Ολικός οργανικός άνθρακας
sCOD	Διαλυτό COD
tCOD	Ολικό COD
TSS	Ολικά αιωρούμενα στερεά
N	Άζωτο
CH ₄	Μεθάνιο
NaOCl	Υποχλωριώδες νάτριο
EPS	Εξωκυτταρικά πολυμερή
SMP	Διαλυτά εξωκυτταρικά πολυμερή
MLSS	Συγκέντρωση αιωρούμενων στερεών ανάμικτου υγρού
VSS	Πτητικά αιωρούμενα στερεά
DOC	Διαλυμένος οργανικός άνθρακας
T	Θερμοκρασία
HRT	Υδραυλικός χρόνος παραμονής
SRT	Χρόνος παραμονής στερεών
PVDF	Φθορίδιο πολυβινυλίου
CSTR	Αντιδραστήρας συνεχούς ανάδευσης
UASB	Αντιδραστήρας ανοδικής ροής μέσω στρώματος λάσπης
ΕΕΛ	Εγκαταστάσεις Επεξεργασίας Λυμάτων
AnMBR	Αναερόβιος βιοαντιδραστήρας μεμβράνης
MBR	Βιοαντιδραστήρας μεμβράνης
PO ₄ -P	Ορθοφωσφορικά
TN	Ολικό άζωτο
EDTA	Αιθυλενοδιαμινοτετραοξικό οξύ
DDT	π,π'-διχλωρο-διφαινυλοτριχλωροαιθάνιο

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 1: ΕΙΣΑΓΩΓΗ

Στον τομέα της διαχείρισης υγρών αστικών αποβλήτων έχει επικρατήσει παγκοσμίως το σύστημα επεξεργασίας της ενεργού ιλύος, γεγονός που για πολλά χρόνια περιόρισε τη δυνατότητα εφαρμογής, αλλά και τεχνολογικής ανάπτυξης και άλλων μεθόδων επεξεργασίας. Παρόλα αυτά, την τελευταία δεκαετία υπάρχει έντονο επιστημονικό ενδιαφέρον για την ανάπτυξη οικονομικότερων, αποτελεσματικότερων και περισσότερο φιλικών με το περιβάλλον τεχνολογιών (Hu et al, 2018; Maaz et al, 2019).

Αν και η μέθοδος της ενεργού ιλύος εξασφαλίζει εκροές εγκαταστάσεων επεξεργασίας αστικών λυμάτων (ΕΕΛ) που ικανοποιούν τα υφιστάμενα νομοθετικά όρια ποιοτικών παραμέτρων για την απόρριψη σε φυσικούς αποδέκτες, όπως είναι το έδαφος και τα υδάτινα σώματα, παρουσιάζει αρκετά μειονεκτήματα που θα πρέπει να αντιμετωπισθούν (Stazi et al, 2018; Musa et al, 2018).

Οι ΕΕΛ αποτελούν την κύρια πηγή απελευθέρωσης φαρμακευτικών ουσιών στο περιβάλλον (Babic et al., 2013; Kosma et al, 2010). Οι νέες και περισσότερο ακριβείς αναλυτικές μέθοδοι προσδιορισμού χημικών ουσιών σε περιβαλλοντικά δείγματα, έχουν επιτρέψει την ανίχνευση φαρμακευτικών και άλλων χημικών ουσιών στις εκροές των συμβατικών εγκαταστάσεων επεξεργασίας λυμάτων σε χαμηλές συγκεντρώσεις (ng/L) (Białk-Bielinska et al., 2016). Πράγματι, οι συμβατικές ΕΕΛ ενεργού ιλύος έχει αποδειχθεί ότι δεν απομακρύνουν επαρκώς από τα λύματα τις περιεχόμενες φαρμακευτικές ουσίες, αλλά και άλλους μικρορύπους που προέρχονται από προϊόντα προσωπικής φροντίδας. Έρευνες σε πολλές χώρες παγκοσμίως έδειξαν την παρουσία περισσότερων από 80 φαρμακευτικών ενώσεων στο φυσικό περιβάλλον όπως αναλγητικά/μη στεροειδή-αντιφλεγμονώδη φάρμακα, αντιβιοτικά, ψυχιατρικά, υπολιπιδαιμικά, θεραπευτικά έλκους, β-αναστολείς, στεροειδή, ορμόνες και ουσίες από προϊόντα προσωπικής φροντίδας όπως αρώματα, καλλυντικά, σαμπουάν, αντηλιακά, αντισηπτικά και απορρυπαντικά, τα οποία βρίσκονται στις εκροές των ΕΕΛ, στα επιφανειακά, υπόγεια και πόσιμα νερά, καθώς και στα ιζήματα ποταμών και την ιλύ των ΕΕΛ (Kosma et al., 2016).

Η απελευθέρωση φαρμάκων στο οικοσύστημα έχει άμεσες αρνητικές επιπτώσεις τόσο στην υγεία του ανθρώπου όσο και στην υδρόβια ζωή (Evgenidou et al, 2015). Αρνητικές επιπτώσεις είναι η διατάραξη του ενδοκρινικού συστήματος των ψαριών, αλλά και η μετάλλαξη των παθογόνων βακτηρίων και η εμφάνιση ανθεκτικών στελεχών, ένα μακροπρόθεσμο και μη αναστρέψιμο πρόβλημα για τη δημόσια υγεία. Η γνώση του παρελθόντος ότι ξενοβιοτικές ουσίες όπως είναι το εντομοκτόνο π,π'-διχλωρο-διφαινυλοτριχλωροαιθάνιο (DDT) και τα πολυχλωριωμένα διφαινύλια (PCBs) έχουν επιπτώσεις στην υγεία του ανθρώπου ακόμη και σε συγκεντρώσεις χαμηλότερες από ng/L, υποδεικνύει ότι η διαρκής απελευθέρωση φαρμακευτικών ουσιών στο περιβάλλον ενέχει κίνδυνο για τη δημόσια υγεία.

Τα αστικά υγρά απόβλητα δεν αντιμετωπίζονται πλέον απλά ως απόβλητα που πρέπει να «απορρυπανθούν» με μια μέθοδο επεξεργασίας και να απορριφθούν με ασφάλεια στο περιβάλλον, αλλά ως πηγή πολύτιμων προϊόντων τα οποία πρέπει να ανακτηθούν. Πολύτιμα προϊόντα τα οποία μπορούν να ανακτηθούν από τα υγρά

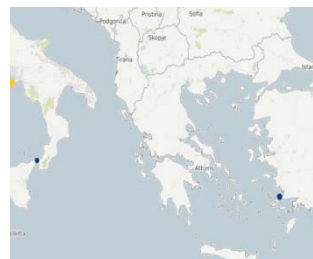
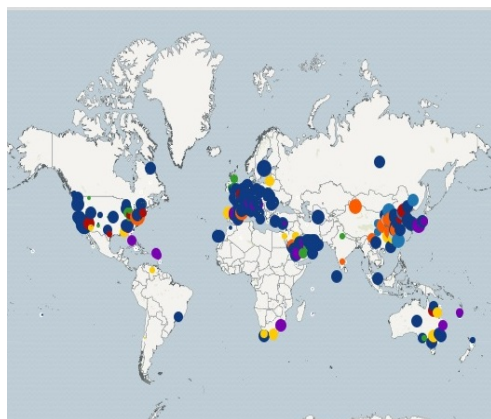
αστικά απόβλητα είναι το νερό, θρεπτικά συστατικά όπως είναι ο φώσφορος, το άζωτο, το κάλιο και το θείο, και η ενέργεια που περιλαμβάνεται στους χημικούς δεσμούς του οργανικού κλάσματος (Stazi and Tomei, 2018).

Οι συμβατικές ΕΕΛ ενεργού υλός δεν εξασφαλίζουν την ανάκτηση χρήσιμων προϊόντων. Η ενέργεια που σε ορισμένες μονάδες επεξεργασίας ανακτάται, είναι πολύ λίγη σε σχέση με την ενέργεια που θα μπορούσε να ανακτηθεί από το διαλυμένο οργανικό κλάσμα. Επιπλέον, δαπανώνται μεγάλα ποσά ενέργειας για την παροχή οξυγόνου και απελευθερώνονται στην ατμόσφαιρα αέριοι ατμοσφαιρικοί ρύποι όπως είναι το μεθάνιο, το διοξείδιο του άνθρακα, τα οξείδια του αζώτου. Ένα σημαντικό μειονέκτημα που αυξάνει σημαντικά το λειτουργικό κόστος των ΕΕΛ είναι η μεγάλη ποσότητα παραγόμενης υλός η οποία απαιτεί διαχείριση. Τέλος, απαιτείται μεγάλης έκτασης χώρος για την εγκατάσταση του συμβατικού συστήματος επεξεργασίας της ενεργού υλός (Musa et al, 2018).

Βάσει όσων αναφέρθηκαν, κρίνεται αναγκαία η ανάπτυξη νέων μεθόδων επεξεργασίας των αστικών λυμάτων, ώστε το περιβαλλοντικό αποτύπωμα από τη διάθεσή τους στο περιβάλλον να περιοριστεί στο ελάχιστο. Η αναερόβια επεξεργασία των υγρών αστικών αποβλήτων, μελετάται και ερευνάται ως αποδοτικότερη και οικονομικότερη τεχνολογία διαχείρισης. Παρουσιάζει αρκετά πλεονεκτήματα όπως ανάκτηση νερού κατάλληλο για άρδευση ή άλλες χρήσεις εκτός της πόσης, ανάκτηση σημαντικών ποσών ενέργειας από το παραγόμενο βιοαέριο, δαπάνη μικρών ποσών ενέργειας εξαιτίας του ότι δεν απαιτείται αερισμός και μικρή ποσότητα παραγόμενης λάσπης οπότε και μικρότερη δαπάνη για τη διαχείριση και διάθεσή της. Οι έρευνες την τελευταία δεκαετία, επικεντρώνονται στο συνδυασμό της αναερόβιας επεξεργασίας με την τεχνολογία μεμβρανών (MBR) (Musa et al, 2018).

Στον τομέα της διαχείρισης αστικών λυμάτων, δεν υπάρχει, μέχρι σήμερα, σε λειτουργία, κάποια μονάδα πλήρους κλίμακας που να στηρίζεται στην αναερόβια επεξεργασία με τη χρήση αναερόβιου MBR (AnMBR), αλλά μόνο πιλοτικές ή εργαστηριακές εφαρμογές. Μόνο στο στάδιο της διαχείρισης της παραγόμενης υλός στις ΕΕΛ ενεργού υλός, εφαρμόζεται η διεργασία της αναερόβιας αποδόμησης.

Όσον αφορά την τεχνολογία μεμβρανών, στην Εικόνα 1 παρουσιάζεται χάρτης με τις υφιστάμενες συμβατικές ΕΕΛ ενεργού υλός που χρησιμοποιούν την τεχνολογία των βιοαντιδραστήρων μεμβρανών (MBR) (www.thembrsite.com).



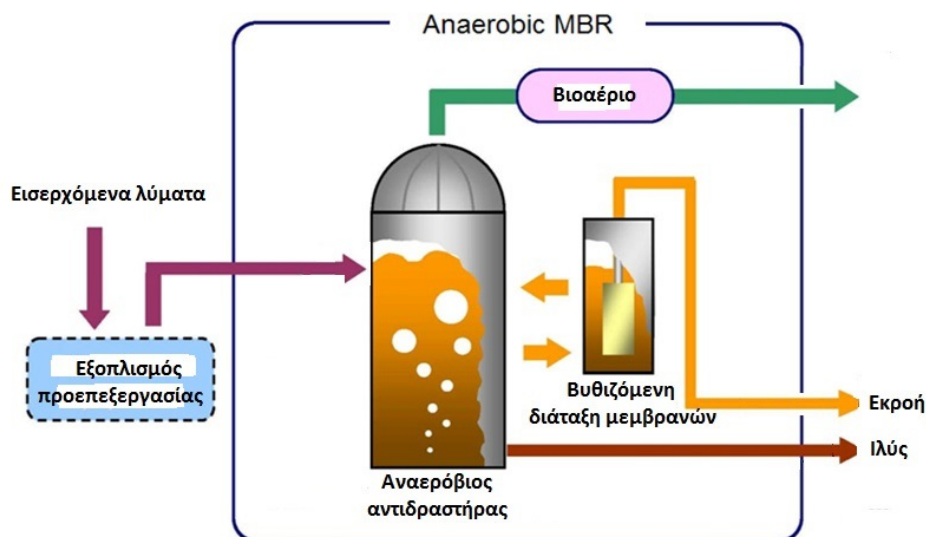
* Ο διαφορετικός χρωματισμός υποδηλώνει την εταιρεία κατασκευής των μεμβρανών (ASAHI KASEI, CITIC, SUEZ – WATER TECH. & SOLUTIONS, KUBOTA, ORIGIN WATER, SIEMENS, TORAY).

Εικόνα 1: Εγκαταστάσεις επεξεργασίας αστικών λυμάτων με τεχνολογία μεμβρανών (MBR) (2017). (<https://www.thembrsite.com/interactive-map-history-of-municipal-mbr-installations/> Τελευταία πρόσβαση: 05.01.2019).

Στον τομέα της διαχείρισης υγρών βιομηχανικών αποβλήτων και ιδιαίτερα όσων χαρακτηρίζονται ως «ισχυρά» εξαιτίας της υψηλής συγκέντρωσης διαλυτού και αιωρούμενου οργανικού υλικού, όπως είναι τα υγρά απόβλητα βιομηχανιών επεξεργασίας και παρασκευής τροφίμων, το αναερόβιο σύστημα AnMBR βρίσκει εφαρμογή σε εγκαταστάσεις πλήρους κλίμακας. Συγκεκριμένα, στην πόλη McDonough, Τζόρτζια των ΗΠΑ, υπάρχει εγκατεστημένη η μεγαλύτερη στον κόσμο μονάδα επεξεργασίας βιομηχανικών αποβλήτων με σύστημα (AnMBR), όσον αφορά στον σχεδιασμό εισερχόμενης ροής και οργανικού φορτίου (<https://www.evoqua.com/en/brands/adi-systems/Pages/Kens-Foods-Trusts-AnMBR-to-Treat-Its-Wastewater.aspx>). Πρόκειται για το σύστημα επεξεργασίας υγρών αποβλήτων της βιομηχανίας τροφίμων Ken's Foods που κατασκευάστηκε από την εταιρεία Evoqua's ADI Systems. Η βιομηχανία ασχολείται με την παραγωγή διαφόρων ομογενοποιημένων παρασκευασμάτων διατροφής (salad dressings, σάλτσες, μαρινάδες). Τα υγρά απόβλητα έχουν υψηλές συγκεντρώσεις οργανικών συστατικών (COD, BOD), αιωρούμενα στερεά (TSS), λίπη και έλαια (FOG).



Εικόνα 2 : Σύστημα AnMBR βιομηχανίας Ken's Food (Grant et al., 2016).



Εικόνα 3: Διάγραμμα ροής συστήματος ADI-AnMBR (Grant et al., 2016).

Η ίδια εταιρεία, στην πόλη Marlborough, Μασαχουσέτη των ΗΠΑ, το 2008 λειτούργησε, το πρώτο, στη Βόρεια Αμερική, σύστημα AnMBR για την επεξεργασία υγρών αποβλήτων βιομηχανίας τροφίμων. Στον Πίνακα 1 παρουσιάζονται τα ποιοτικά

χαρακτηριστικά του συστήματος επεξεργασίας υγρών αποβλήτων της βιομηχανίας τροφίμων Ken's Foods στην πόλη Marlborough, το οποίο συνοπτικά αποτελείται από έναν κεντρικό και θερμαινόμενο αντιδραστήρα χωρητικότητας 8.300m³, τέσσερις δεξαμενές στις οποίες μέσα σε καθεμιά έχει τοποθετηθεί βυθιζόμενο σύστημα μεμβρανών και μια μονάδα συλλογής και διαχείρισης του παραγόμενου βιοαερίου.

Πίνακας 1: Χαρακτηριστικά λειτουργίας μονάδας AnMBR της εταιρείας Ken's Foods, Μασαχουσέτη, ΗΠΑ (<https://www.evoqua.com/en/brands/adi-systems/Pages/anmbr-reduces-kens-foods-costs.aspx>).

Εισερχόμενη ροή	Ποιοτικά χαρακτηριστικά εισερχόμενης ροής	Ποσοστό (%) απομάκρυνσης	Ποιοτικά χαρακτηριστικά επεξεργασμένης εκροής	Ανάκτηση βιοαερίου
475m ³ /d	39.000 mg/L COD	99.3	190 mg/L	5.660 m ³ /d
	18.000 mg/L BOD			
	12.000 mg/L TSS	100	<2mg/L	

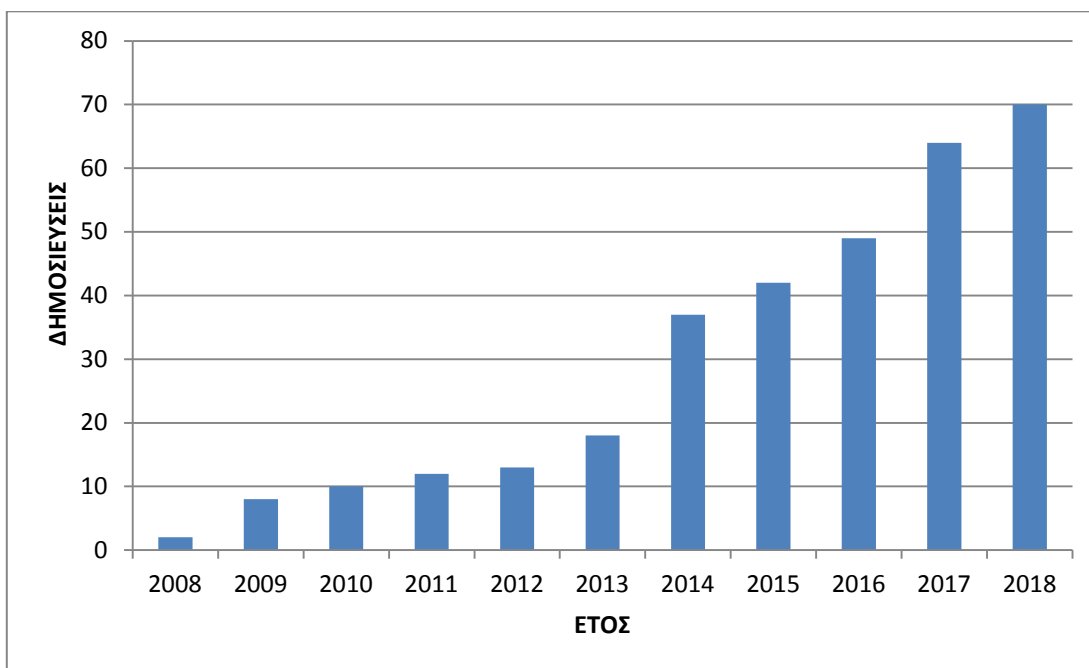
Το παραγόμενο βιοαέριο χρησιμοποιείται για την παραγωγή ενέργειας με στόχο να καλυφθούν οι ενεργειακές απαιτήσεις λειτουργίας του συστήματος όπως είναι η θέρμανση του αντιδραστήρα (35°C), ο καθαρισμός των μεμβρανών και η θέρμανση των κτιρίων. Η επεξεργασμένη εκροή πληροί τα ποιοτικά όρια για τη διάθεση στο αποχετευτικό δίκτυο των υγρών αστικών αποβλήτων.

Το 2018, η ίδια εταιρεία, εγκατέστησε παρόμοια μονάδα και στην βιομηχανία ιδιοκτησίας της, που βρίσκεται στην πόλη Lebanon, Ιντιάνα, ΗΠΑ. Το σύστημα επεξεργασίας περιλαμβάνει έναν συνεχούς ανάμιξης αναερόβιο αντιδραστήρα (CSTR) χωρητικότητας 99.000m³, δύο αναερόβιες δεξαμενές χωρητικότητας 405 m³, όπου βρίσκονται βυθισμένες οι διατάξεις μεμβρανών, και ένα σύστημα συλλογής βιοαερίου. (<https://www.businesswire.com/news/home/20181001005333/en/Evoqua%E2%80%99s-ADI%C2%AE-Systems-Selected-Ken%E2%80%99s-Foods-Wastewater>).

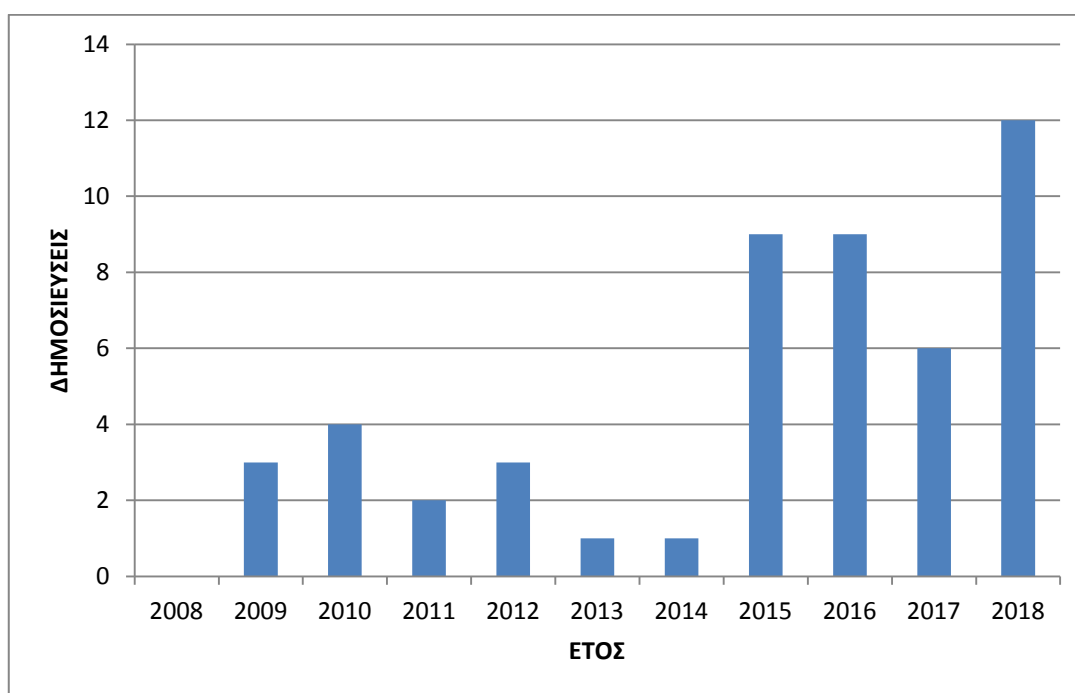
Την τελευταία δεκαετία σημειώνεται αυξανόμενο επιστημονικό ενδιαφέρον για την ανάπτυξη και εξέλιξη της μεθόδου στον τομέα της διαχείρισης αστικών λυμάτων και υπάρχουν παγκοσμίως αρκετές βιβλιογραφικές αναφορές για πιλοτικές και εργαστηριακές εφαρμογές (An et al, 2009; Lew et al., 2009; Lin et al, 2013).

Η αξιοσημείωτη αύξηση ενδιαφέροντος για την τεχνολογία AnMBR στον τομέα της διαχείρισης αστικών λυμάτων αντικατοπτρίζεται στον αριθμό των επιστημονικών δημοσιεύσεων στη βιβλιογραφική βάση δεδομένων Scopus.

Στα Γραφήματα 1 και 2 παρουσιάζονται τα αποτελέσματα που προέκυψαν από την αναζήτηση των σχετικών δημοσιευμένων άρθρων.



Γράφημα 1: Αριθμός δημοσιεύσεων με λέξη κλειδί «AnMBR» για την δεκαετία 2008-2018 (www.scopus.com Τελευταία πρόσβαση: 05.01.2019).



Γράφημα 2: Αριθμός δημοσιεύσεων με λέξεις κλειδιά «AnMBR» και «municipal wastewater» (αστικά λύματα) για την δεκαετία 2008-2018 (www.scopus.com Τελευταία πρόσβαση: 05.01.2019).

Στόχος της παρούσας εργασίας είναι η βιβλιογραφική αξιολόγηση του αναερόβιου συστήματος AnMBR, μέσα από τη μελέτη των πιλοτικών και εργαστηριακών ερευνών που πραγματοποιούνται παγκοσμίως την τελευταία δεκαετία και συγκεκριμένα το χρονικό διάστημα 2009 - 2019.

Στο **Κεφάλαιο 1** της εργασίας παρουσιάζονται στοιχεία για τα ποιοτικά και ποσοτικά χαρακτηριστικά των υγρών αστικών αποβλήτων, αλλά και οι νομοθετικοί περιορισμοί για τη διάθεση της επεξεργασμένης εκροής στο περιβάλλον ή την επαναχρησιμοποίηση της. Ο αποδέκτης της επεξεργασμένης εκροής και η επιθυμητή προστασία του, επιβάλλουν και τον τρόπο και βαθμό επεξεργασίας των υγρών αστικών αποβλήτων.

Στο **Κεφάλαιο 2** γίνεται αναλυτική περιγραφή των βασικών διατάξεων του αναερόβιου συστήματος AnMBR αλλά και των σημαντικών λειτουργικών του παραμέτρων.

Στο **Κεφάλαιο 3** παρουσιάζονται σε πίνακες κατά χρονολογία, επιλεγμένες δημοσιευμένες έρευνες σχετικές με την επεξεργασία αστικών υγρών αποβλήτων με αναερόβιο σύστημα AnMBR. Στους πίνακες αναφέρονται στοιχεία των δημοσιευμένων ερευνών σχετικά με τον τύπο αντιδραστήρα, τη διάταξη του συστήματος, τον τύπο μεμβρανών, το είδος υγρών αποβλήτων (συνθετικά, ακατέργαστα, προεπεξεργασμένα), το εισερχόμενο στο σύστημα οργανικό φορτίο (COD mg/L), οι λειτουργικές συνθήκες, η ποιότητα της εκροής όσον αφορά κυρίως στη μείωση του οργανικού φορτίου και τέλος την ποσότητα του παραγόμενου βιοαερίου.

Στο **Κεφάλαιο 4** περιγράφονται τα αποτελέσματα των ερευνών ως προς την απόδοση του συστήματος AnMBR, ή καλύτερα ως προς τα πλεονεκτήματα και τους περιορισμούς.

Τέλος, στο **Κεφάλαιο 5** καταγράφονται τα συμπεράσματα που προέκυψαν από την βιβλιογραφική ανασκόπηση, αναφέρονται μελλοντικές προοπτικές εφαρμογής της μεθόδου, αλλά και επισημαίνεται η ανάγκη για περαιτέρω έρευνα.

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 2: Αστικά Λύματα

2.1 Ποιοτικά και ποσοτικά χαρακτηριστικά αστικών λυμάτων

Ο κύριος όγκος των αστικών λυμάτων αποτελείται από νερό μέσα στο οποίο βρίσκονται αιωρούμενα, διαλυμένα ή σε κολλοειδή μορφή, οργανικά και ανόργανα συστατικά. Τα οργανικά συστατικά είναι κυρίως πρωτεΐνες (40-60%), υδατάνθρακες (25-50%), λιπαρές ενώσεις (5-10%) και ουρία. Τα συστατικά αυτά συνυπάρχουν με τα προϊόντα αποικοδόμησής τους τα οποία είναι αμινοξέα, αμμωνία, υδρόθειο, αλκοόλες, λιπαρά οξέα, φαινόλες, διοξείδιο του άνθρακα, μεθάνιο, υδρογόνο, νιτρικά και νιτρώδη άλατα και θειικά άλατα. Επίσης, περιέχονται οργανικός φώσφορος, ορθοφωσφορικά και πολυφωσφορικά ιόντα προερχόμενα από απορρυπαντικά (Λυμπεράτος, 2003).

Στα αστικά λύματα περιέχονται σε πολύ μικρές συγκεντρώσεις και φαρμακευτικές ουσίες όπως αντιβιοτικά και ουσίες προερχόμενες από προϊόντα προσωπικής φροντίδας όπως είναι τα καλλυντικά, τα αρώματα, αντισηπτικά σκευάσματα. Ενδεικτικά αναφέρεται ότι στο εισερχόμενο φορτίο επτά ΕΕΛ πόλεων της Ελλάδας (Ιωάννινα, Άρτα, Πρέβεζα, Αγρίνιο, Γρεβενά, Κοζάνη και Βέροια), στο 97% των δειγμάτων, ανιχνεύτηκαν φαρμακευτικές ουσίες μέχρι 573ng/L (Kosma et al., 2016). Επίσης, περιέχονται σε μικρές συγκεντρώσεις και μέταλλα όπως χαλκός, μόλυβδος, χρώμιο αρσενικό. Τα υγρά απόβλητα περιέχουν παθογόνους και μη παθογόνους μικροοργανισμούς όπως βακτήρια, μύκητες, αλλά και άλγη, πρωτόζωα και ιούς (Λυμπεράτος, 2003).

Τα αστικά υγρά απόβλητα θεωρούνται «ασθενή» απόβλητα εξαιτίας του ότι χαρακτηρίζονται από χαμηλές συγκεντρώσεις οργανικού φορτίου και υψηλές συγκεντρώσεις αιωρούμενων στερεών (Liao et al, 2006; Lew et al, 2009). Τυπική συγκέντρωση του οργανικού υλικού είναι 250–800 mg COD/L και η συγκέντρωση των αιωρούμενων στερεών είναι 120–400 mg TSS/L (Bao-Qiang et al, 2006).

Το pH των αστικών λυμάτων είναι σχεδόν ουδέτερο και ίσο με 7, ενώ η θερμοκρασία τους είναι συνήθως 10-21⁰C. Η διακύμανση αυτή οφείλεται στη θερμοκρασία του περιβάλλοντος και μπορεί να φτάσει στους 5–10 °C κατά τη διάρκεια του χειμώνα σε περιοχές με ήπιο κλίμα (Lettinga et al, 2001). Η παράμετρος της θερμοκρασίας είναι σημαντική διότι επηρεάζει την ανάπτυξη των μικροοργανισμών και επομένως και τον ρυθμό αποικοδόμησης του οργανικού υλικού. Επίσης, καθορίζει τη διαλυτότητα του οξυγόνου ή του παραγόμενου μεθανίου κατά την αποικοδόμηση των οργανικών ουσιών (Λυμπεράτος, 2003).

Η ποσότητα λυμάτων που αποχετεύει ο άνθρωπος την ημέρα διαφέρει από περιοχή σε περιοχή και σχετίζεται με παράγοντες όπως το κόστος του νερού, το πολιτιστικό και βιοτικό επίπεδο, η οικονομική ευχέρεια. Τα αστικά λύματα που καταλήγουν μέσω του αποχετευτικού δικτύου σε μια ΕΕΛ δεν έχουν σταθερή παροχή, αλλά χαρακτηρίζονται από διακυμάνσεις. Οι διακυμάνσεις είναι είτε ημερήσιες είτε εποχικές. Γενικά, η ποσότητα λυμάτων που κάθε άτομο αποχετεύει καθημερινά υπολογίζεται ίση με το 80% του νερού που καταναλώνει στις διάφορες χρήσεις (Λυμπεράτος, 2003).

Σύμφωνα με την ελληνική νομοθεσία, τα ελάχιστα όρια ημερήσιας μέσης παροχής λυμάτων ανά ένοικο κατοικίας είναι 100 λίτρα/άτομο και ημέρα. Η μέγιστη ημερήσια παροχή λυμάτων υπολογίζεται κατά 50% μεγαλύτερη της μέσης ημερήσιας (Υπουργική Απόφαση Ε1β/221/65, ΦΕΚ 138/Β/1965). Η μέση παραγωγή BOD₅/άτομο και ημέρα θεωρείται ότι είναι 60g/ημέρα (Κοινή Υπουργική Απόφαση 5673/400/1997, ΦΕΚ 192/Β/14.03.1997). Στον Πίνακα 2 παρουσιάζονται τα ελάχιστα όρια μέσης ημερήσιας παροχής αστικών λυμάτων.

Πίνακας 2: Ελάχιστα ημερήσια όρια παροχής λυμάτων (Υπουργική Απόφαση Ε1β/221/65, ΦΕΚ 138/Β/1965).

Πρόελευση	Λίτρα ανά άτομο
Κατοικίες	100
Ξενοδοχεία	150
Νοσοκομεία	200
Ημερήσια σχολεία	50

Στον Πίνακα 3 παρουσιάζονται ενδεικτικά τα δεδομένα σχεδιασμού που χρησιμοποιήθηκαν για την ΕΕΛ μιας αστικής περιοχής 200.000 ισοδύναμων κατοίκων (Δήμος Ιωαννιτών) και για την ΕΕΛ μιας ορεινής περιοχής 5.000 ισοδύναμων κατοίκων (Δήμος Μετσόβου) στην Περιφέρεια Ηπείρου. Ο όρος «ισοδύναμοι κάτοικοι» ή «μονάδα ισοδύναμου πληθυσμού» αντιστοιχεί σε BOD₅ 60g/ημέρα και χρησιμοποιείται για να γίνει η αντιστοίχιση της ποιότητας των υγρών αποβλήτων που προέρχονται από εμπορικές ή βιοτεχνικές δραστηριότητες με την ποιότητα των υγρών αποβλήτων που προέρχονται από τον κάτοικο μιας αστικής περιοχής.

Πίνακας 3: Δεδομένα Σχεδιασμού Μονάδων Επεξεργασίας Αστικών Λυμάτων στην Ελλάδα. (ΑΕΠΟ: Απόφαση Εγκεκριμένων Περιβαλλοντικών Όρων, ΑΔΑ: Αριθμός Διαδικτυακής Ανάρτησης στο Πρόγραμμα Διαύγεια www.dianveia.gov.gr).

	Δήμος Μετσόβου		Δήμος Ιωαννιτών	
	ΑΕΠΟ (ΑΔΑ: 45ΟΥ0-ΓΗΨ)		ΑΕΠΟ (ΑΔΑ: Ω7Τ70-Ω6Ε)	
Εξυπηρετούμενος ισοδύναμος πληθυσμός	5000	Ανά άτομο	200.000	Ανά άτομο
Ημερήσια παροχή (m ³ /d)	750	0,15	60.000	0,30
BOD ₅ (Kg/d)	300	0,06	12.000	0,06
Αιωρούμενα στερεά SS (Kg/d)	400	0,08	14.000	0,07
Ολικό άζωτο (Kg/d)	50	0,01	2400	0,012
Ολικός φωσφόρος (Kg/d)	12,5	0,0025	480	0,0024

2.2 Διάθεση επεξεργασμένων λυμάτων

Ο αποδέκτης των επεξεργασμένων αστικών λυμάτων, καθορίζει και το βαθμό επεξεργασίας τους. Ανάλογα με τη φύση του αποδέκτη και το βαθμό προστασίας που πρέπει να επιτευχθεί καθορίζεται και η ποιότητα της εκροής.

Η ευρωπαϊκή νομοθεσία έχει θεσπίσει αυστηρά ποιοτικά όρια για τη διάθεση της επεξεργασμένης εκροής των ΕΕΛ στο περιβάλλον, αλλά και την επαναχρησιμοποίησή της. Η διάθεση των επεξεργασμένων λυμάτων μπορεί να γίνει είτε σε επιφανειακό υδάτινο αποδέκτη (όπως θάλασσα, ποτάμι), είτε στο έδαφος, είτε να επαναχρησιμοποιηθεί για άρδευση ή βιομηχανική χρήση (όπως νερό ψύξης μιας χρήσης) ή για αστική χρήση (όπως καθαρισμός οδών και πεζοδρομίων, δημόσια πάρκα).

Τα αστικά λύματα δεν περιλαμβάνονται στον Ευρωπαϊκό Κατάλογο Αποβλήτων. Το νομοθετικό πλαίσιο που περιλαμβάνει την Οδηγία 91/271/ΕΕ για την επεξεργασία των αστικών λυμάτων, την οδηγία Πλαίσιο 2000/60/ΕΕ για τα νερά, την οδηγία για τα νερά κολύμβησης 2006/7/ΕΕ και την οδηγία για τα Ποιοτικά Περιβαλλοντικά Πρότυπα 2008/105/ΕΕ, αναθεωρείται διαρκώς και νέα αυστηρότερα όρια προκύπτουν με στόχο την προστασία του περιβάλλοντος.

Αν και οι Ευρωπαϊκές χώρες καθώς και ο Καναδάς έχουν θεσπίσει κανονισμούς για τη διάθεση στο περιβάλλον νερού/λυμάτων που περιέχουν μικρορύπους σε συγκεντρώσεις ng/L – μg/L, δεν έχουν ακόμη καθοριστεί όρια. Χρειάζεται χρόνος ώστε να ερευνηθούν και να μελετηθούν οι επιπτώσεις αυτών των μικρορύπων στην ανθρώπινη υγεία και το περιβάλλον. Επιπλέον, θα πρέπει να ληφθεί υπόψη η ανταγωνιστική ή συνεργιστική τους δράση.

Η Ευρωπαϊκή Ένωση με την Οδηγία 2013/39/ΕΕ έχει πρόσφατα κατηγοριοποιήσει 45 ουσίες προτεραιότητας που αποτελούν απειλή για το περιβάλλον. Στις ουσίες αυτές περιλαμβάνονται οι πολυκυκλικοί αρωματικοί υδρογονάνθρακες, φυτοπροστατευτικά προϊόντα όπως είναι τα εντομοκτόνα, μέταλλα και ενδοκρινικοί διαταράκτες. Επιπλέον, με την Οδηγία 2015/495/ΕΕ, 17 αναδυόμενοι ρύποι, ανάμεσά τους και πέντε φαρμακευτικές ουσίες, έχουν συμπεριληφθεί στον Κατάλογο ουσιών για παρακολούθηση.

2.2.1 Όρια διάθεσης σε υδάτινους αποδέκτες

Στην Ελλάδα, η διάθεση των αστικών λυμάτων γίνεται κυρίως σε επιφανειακούς υδάτινους αποδέκτες. Από την εθνική νομοθεσία τίθενται ποιοτικά όρια διάθεσης σύμφωνα με τα ποιοτικά χαρακτηριστικά του υδάτινου αποδέκτη και το βαθμό προστασίας που πρέπει να επιτευχθεί. Τα μέτρα και οι όροι για τη διάθεση των αστικών υγρών αποβλήτων από τις ΕΕΛ στους υδάτινους αποδέκτες καθορίζονται με την Υπουργική Απόφαση 5673/400/1997 (ΦΕΚ 192/Β/14.03.1997) και τις τροποποιήσεις της.

Οι παράμετροι που ελέγχονται στην εκροή των ΕΕΛ είναι κατ' ελάχιστο το BOD₅, COD, SS, ενώ στους ευαίσθητους στον ευτροφισμό αποδέκτες ελέγχεται

επιπλέον ο ολικός φώσφορος και το ολικό άζωτο. Στον Πίνακα 4 αναφέρονται τα όρια διάθεσης των επεξεργασμένων αστικών λυμάτων από ΕΕΛ.

Πίνακας 4: Απαιτήσεις για διάθεση σε υδάτινους αποδέκτες σύμφωνα με την ελληνική νομοθεσία (Υπουργική Απόφαση 5673/400/1997).

Παράμετροι	Συγκέντρωση, mg/L	Συγκέντρωση, mg/L (ποιότητα εκροής ΕΕΛ για διάθεση σε ευαίσθητο στον ευτροφισμό υδάτινο αποδέκτη)
BOD ₅	25	25
COD	125	125
SS	35	35
Ολικός φώσφορος	-	2
Ολικό άζωτο	-	15 (ΕΕΛ που εξυπηρετούν ισοδύναμο πληθυσμό 1000 – 100.000) 10 (για ΕΕΛ που εξυπηρετούν ισοδύναμο πληθυσμό άνω των 100.000)

Για τη διάθεση των επεξεργασμένων αστικών λυμάτων σε επιφανειακά γλυκά ύδατα τα οποία μπορεί να προορίζονται για την άντληση πόσιμου νερού, για κολύμβηση, για διαβίωση ψαριών ή καλλιέργεια και αλιεία οστρακοειδών, τα όρια διάθεσης επεξεργασμένων λυμάτων γίνονται αυστηρότερα και αναφέρονται επιπλέον σε μια σειρά παραμέτρων όπως είναι οι μικροβιολογικοί δείκτες, τα μέταλλα, το διαλυμένο οξυγόνο του υδάτινου αποδέκτη (Υπουργική Απόφαση 46399/1352/1986, ΦΕΚ 438/Β/1986).

Επιπρόσθετα, υπάρχουν όροι και περιορισμοί για τις ουσίες προτεραιότητας (Αριθμ. Η.Π. 51354/2641/Ε103, ΦΕΚ 1909/Β/2010). Δεν υπάρχουν νομοθετικά όρια για τους μικρορύπους όπως είναι οι φαρμακευτικές ουσίες και οι ουσίες που περιέχονται σε προϊόντα προσωπικής φροντίδας.

Στο Παράρτημα της παρούσας εργασίας και συγκεκριμένα στους Πίνακες I, II και III αναφέρεται η ποιότητα των γλυκών επιφανειακών νερών για άντληση πόσιμου νερού, για κολύμβηση και για την διαβίωση ψαριών. Η διάθεση επεξεργασμένων λυμάτων πρέπει να εξασφαλίζει ότι δεν θα υποβαθμίσει τα ποιοτικά χαρακτηριστικά των υδάτινων αποδεκτών.

2.2.2 Επαναχρησιμοποίηση

Η ελληνική νομοθεσία αντιμετωπίζει την εκροή των ΕΕΛ ως πολύτιμο πόρο που πρέπει να επαναχρησιμοποιηθεί. Ορισμένες από τις προτεινόμενες χρήσεις είναι η

βιομηχανική, η αστική και περιαστική και η επαναχρησιμοποίηση για άρδευση, που στοχεύουν στην εξοικονόμηση των υδατικών πόρων.

Επίσης, προβλέπει την τροφοδότηση ή τον εμπλουτισμό υπόγειων υδροφορέων με σκοπό την αντιμετώπιση περιπτώσεων έντονης ταπείνωσης ή υφαλμύρινσης των υπόγειων υδροφορέων. Σύμφωνα με την Υπουργική Απόφαση αριθμ. οικ. 145116/08.03.2011 (ΦΕΚ 354/Β/2011), η ποιότητα της επεξεργασμένης εκροής θα πρέπει να ικανοποιεί τα όρια του Πίνακα 5.

Πίνακας 5: Όρια για την επαναχρησιμοποίηση επεξεργασμένων υγρών αποβλήτων.

Τύπος επαναχρησιμοποίησης	Όρια
<p>Περιορισμένη άρδευση</p> <p>ή</p> <p>Βιομηχανική χρήση (νερό ψύξης μιας χρήσης)</p>	<p>BOD₅ ≤ 25 mg/L,</p> <p>COD ≤ 125 mg/L,</p> <p>SS ≤ 35 mg/L,</p> <p>N ≤ 45 mg/L ή ≤ 15 mg/L (για ζώνες ευαίσθητες στη νιτρορρύπανση),</p> <p>Escherichia Coli ≤ 200/100mL</p>
<p>Απεριόριστη άρδευση</p> <p>ή</p> <p>Βιομηχανική χρήση (πλην νερού ψύξης μιας χρήσης)</p>	<p>BOD₅ ≤ 10 mg/L (για το 80% των δειγμάτων),</p> <p>SS ≤ 10 mg/L (για το 80% των δειγμάτων),</p> <p>N ≤ 45 mg/L ή ≤ 15 mg/L (για ζώνες ευαίσθητες στη νιτρορρύπανση),</p> <p>Escherichia Coli ≤ 5/100mL (για το 80% των δειγμάτων) ΚΑΙ</p> <p>Escherichia Coli ≤ 50/100mL (για το 95% των δειγμάτων)</p> <p>Θολότητα (NTU) ≤ 2 διάμεση τιμή</p>
<p>Αστική χρήση</p> <p>ή</p> <p>Εμπλουτισμός υπόγειων υδροφορέων</p> <p>ή</p> <p>περιαστικό πράσινο</p>	<p>BOD₅ ≤ 10 mg/L (για το 80% των δειγμάτων),</p> <p>SS ≤ 2 mg/L (για το 80% των δειγμάτων),</p> <p>N ≤ 45 mg/L ή ≤ 15 mg/L (για ζώνες ευαίσθητες στη νιτρορρύπανση),</p> <p>Escherichia Coli ≤ 2/100mL (για το 80% των δειγμάτων) ΚΑΙ</p> <p>Escherichia Coli ≤ 20/100mL (για το 95% των δειγμάτων)</p> <p>Θολότητα (NTU) ≤ 2 διάμεση τιμή</p>

*Περιορισμένη άρδευση: αφορά μόνο σε καλλιέργειες βρώσιμων προϊόντων που καταναλώνονται μετά από θερμική ή άλλη επεξεργασία ή δεν προορίζονται για ανθρώπινη κατανάλωση ή δεν έρχονται σε επαφή με το έδαφος.

*Απεριόριστη άρδευση: αφορά σε καλλιέργειες των οποίων τα προϊόντα καταναλώνονται ωμά και σε ανθοκομικά.

Στο Παράρτημα της παρούσας εργασίας και συγκεκριμένα στους Πίνακες IV και V αναφέρονται οι μέγιστες επιτρεπόμενες συγκεντρώσεις για μέταλλα και ουσίες προτεραιότητας.

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 3: ΣΥΣΤΗΜΑ AnMBR

Οι συμβατικές ΕΕΛ ενεργού ιλύος δεν επιτυγχάνουν σε πολλές περιπτώσεις τα αυστηρά ποιοτικά όρια για την επαναχρησιμοποίηση της εκροής, ενώ το περιεχόμενο ενεργειακό δυναμικό των χημικών δεσμών των οργανικών ουσιών, αλλά και της θερμικής ενέργειας των λυμάτων, παραμένει αναξιοποίητο. Απαιτείται η αναβάθμιση των υφιστάμενων ΕΕΛ, αλλά και η στροφή σε νέες καινοτόμες τεχνολογίες που θα μπορούν να ανταποκριθούν στις σύγχρονες απαιτήσεις.

Η αναερόβια επεξεργασία παρουσιάζει πολλούς περιορισμούς για την αποδοτική εφαρμογή στην επεξεργασία των αστικών αποβλήτων. Ο αργός ρυθμός πολλαπλασιασμού των αναερόβιων βακτηρίων, ιδιαίτερα σε ψυχρόφιλες συνθήκες περιβάλλοντος, απαιτεί μεγάλους υδραυλικούς χρόνους παραμονής των λυμάτων στον αναερόβιο αντιδραστήρα, ώστε να επιτευχθεί η αποικοδόμηση των οργανικών ουσιών. Κατά συνέπεια, για τη διαχείριση του μεγάλου όγκου των αστικών λυμάτων, απαιτούνται μεγάλου όγκου βιοαντιδραστήρες (Lew et al, 2009; Martin et al, 2011; Pretel et al, 2015).

Για να διευκολυνθεί, ή καλύτερα να επιταχυνθεί, η βιολογική δραστηριότητα των βακτηρίων και επομένως, η αποικοδόμηση των οργανικών συστατικών των λυμάτων, θα πρέπει να αυξηθεί η θερμοκρασία του βιοαντιδραστήρα, σε μεσόφιλες συνθήκες (περίπου 35°C). Όμως, η αύξηση της θερμοκρασίας απαιτεί την κατανάλωση ενέργειας και επομένως αυξάνει σημαντικά το κόστος της διεργασίας (Lew et al, 2009; Martin et al, 2011; Pretel et al, 2015).

Ένας άλλος περιορισμός είναι το χαμηλό οργανικό φορτίο των λυμάτων. Όταν η θερμοκρασία του περιβάλλοντος είναι περίπου 15°C, για να είναι αποτελεσματική η αναερόβια βιολογική δραστηριότητα, θα πρέπει τα επίπεδα COD της εισερχόμενης εισροής λυμάτων να είναι υψηλότερα από 4 – 5 g·L⁻¹ (Lew et al, 2009; Martin et al, 2011; Pretel et al, 2015). Αυτό αποτελεί φραγμό για την εφαρμογή της μεθόδου στα χαμηλού οργανικού φορτίου αστικά λύματα τα οποία έχουν βιοαποικοδομήσιμο COD < 1000mg/L (Stazi et al, 2018).

Πράγματι, αρχικά οι εφαρμογές της αναερόβιας επεξεργασίας των λυμάτων αφορούσαν βιομηχανικά λύματα με βιοαποικοδομήσιμο COD > 4000mg/L, σε τροπικές περιοχές με θερμοκρασία περιβάλλοντος όχι μικρότερη από 20-25°C. Στη συνέχεια, η αναερόβια επεξεργασία εφαρμόστηκε και στα αστικά λύματα, μόνο σε αναπτυσσόμενες περιοχές με υψηλές θερμοκρασίες περιβάλλοντος όπως στη Βραζιλία, Κολομβία, Μεξικό, Αίγυπτο και την Ινδία (Stazi et al, 2018).

Οι περιορισμοί που αναφέρθηκαν μπορούν να αντιμετωπιστούν μόνο με την επιλογή κατάλληλων αναερόβιων συστημάτων που έχουν σχεδιαστεί ώστε η αναερόβια επεξεργασία να μπορεί να είναι αποδοτική τόσο στην διαχείριση του μεγάλου όγκου των αστικών λυμάτων όσο και σε χαμηλές θερμοκρασίες περιβάλλοντος (Stazi et al, 2018).

Η απαίτηση για εκροή υψηλής ποιότητας και η ανάγκη για εξοικονόμηση ενέργειας, είναι ορισμένοι από τους λόγους που οδηγούν στην ανάπτυξη νέων μεθόδων επεξεργασίας των αστικών λυμάτων. Η τεχνολογία AnMBR είναι μια από τις αποδοτικές τεχνολογίες στον τομέα της διαχείρισης αστικών λυμάτων που στηρίζεται στην αναερόβια επεξεργασία.

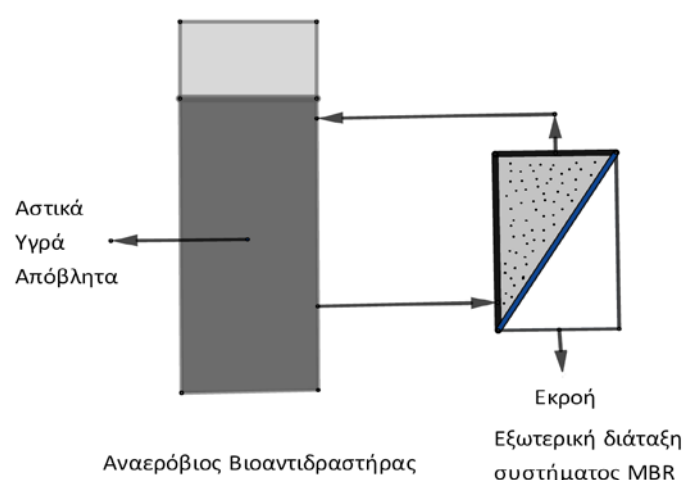
Η ανάπτυξη βιοαντιδραστήρων, των οποίων η λειτουργία στηρίζεται στο σχηματισμό βιοφίλμ που λειτουργεί ως φραγμός στη διέλευση της βιομάζας, αποτέλεσε ορόσημο στην τεχνολογία της αναερόβιας επεξεργασίας λυμάτων. Η τεχνολογία μεμβρανών λειτουργεί κατά τον ίδιο τρόπο, διαχωρίζει τον υδραυλικό χρόνο παραμονής από το χρόνο παραμονής βιομάζας, επιτρέποντας την εφαρμογή της τεχνολογίας AnMBR στην επεξεργασία των αστικών λυμάτων. Δεν απαιτούνται μεγάλοι όγκοι βιοαντιδραστήρες, ενώ παράγεται σημαντική ποσότητα βιοαερίου σε θερμοκρασίες περιβάλλοντος.

3.1 Βασικές διατάξεις AnMBR

Το πρώτο εμπορικό αναερόβιο σύστημα μεμβρανών κατασκευάστηκε το 1980 από τον Dorr – Oliver προκειμένου να επεξεργαστεί υγρά απόβλητα υψηλού οργανικού φορτίου και συγκεκριμένα απόβλητα βιομηχανίας γαλακτοκομικών. Εφαρμόστηκε, όμως, μόνο σε πιλοτική κλίμακα, ίσως εξαιτίας του υψηλού κόστους των μεμβρανών (Bao-Qiang et al, 2006). Από τότε τα συστήματα AnMBR μελετώνται για την επεξεργασία βιομηχανικών, αλλά και αστικών υγρών αποβλήτων (Stazi and Tomei, 2018).

Υπάρχουν τρεις βασικές διατάξεις του συστήματος AnMBR:

1) **Αναερόβιος αντιδραστήρας με εξωτερική μονάδα βιομεμβρανών (cross flow AnMBR)**. Στην εξωτερική διάταξη, η μονάδα της μεμβράνης είναι ξεχωριστή από τον αντιδραστήρα. Το ρεύμα αποβλήτων διοχετεύεται υπό πίεση από τον αντιδραστήρα προς τη μονάδα της μεμβράνης. Οι μεμβράνες λειτουργώντας με εφαπτομενική ροή και υπό πίεση, παράγουν το διήθημα (permeate, εκροή). Το συμπύκνωμα (concentrate) που συγκεντρώνεται στην μια πλευρά της μεμβράνης ανακυκλοφορεί στον αναερόβιο βιοαντιδραστήρα (Smith et al, 2012).

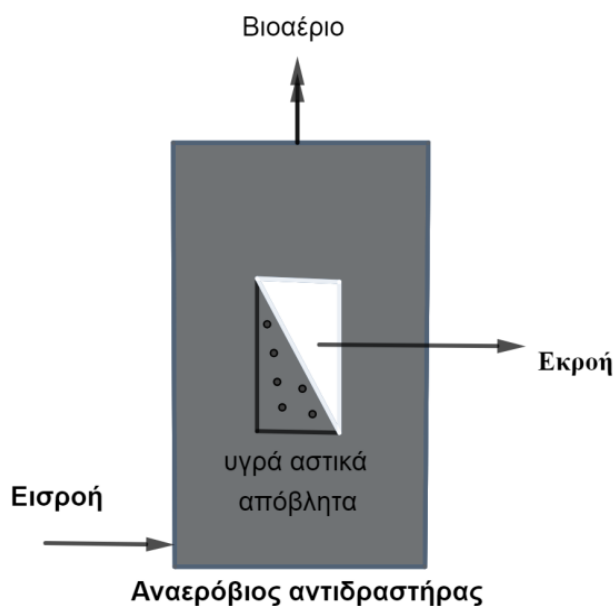


Σχήμα 1: Απλοποιημένη απεικόνιση της διάταξης συστήματος αναερόβιας επεξεργασίας υγρών αστικών αποβλήτων με μεμβράνες (αναερόβιος αντιδραστήρας – εξωτερική διάταξη συστήματος μεμβρανών AnMBR).

Η μονάδα της μεμβράνης περιλαμβάνει την είσοδο του ρεύματος τροφοδοσίας, τις μεμβράνες, το υποστηρικτικό υπόστρωμα πάνω στο οποίο τοποθετούνται οι μεμβράνες ώστε να αντέχουν στην πίεση (module), την έξοδο του διηθημένου υγρού και μια συνολική υποστηρικτική κατασκευή.

Από το ανώτερο τμήμα του αναερόβιου βιοαντιδραστήρα, γίνεται με κατάλληλη διάταξη η συλλογή του παραγόμενου βιοαερίου. Η παραγόμενη ιλύς εντός του βιοαντιδραστήρα, απομακρύνεται προς περαιτέρω επεξεργασία.

II) **Αναερόβιος αντιδραστήρας με εσωτερικά βυθιζόμενη μονάδα βιομεμβρανών (submerged AnMBR).** Στην εσωτερική διάταξη, η μονάδα της μεμβράνης είναι απευθείας βυθιζόμενη στον αναερόβιο βιοαντιδραστήρα. Οι μεμβράνες έρχονται άμεσα σε επαφή με την διαλυμένη αναερόβια βιομάζα που περιέχεται σε αυτόν. Στο εσωτερικό μέρος των μεμβρανών, εφαρμόζεται χαμηλή αρνητική πίεση και αυτή η διάφορα πίεσης μεταξύ του ανάμικτου υγρού στην μια πλευρά της μεμβράνης και της χαμηλής αρνητικής πίεσης στην άλλη πλευρά της μεμβράνης, είναι η κινητήρια δύναμη για την πραγματοποίηση της διήθησης (Smith et al, 2012).

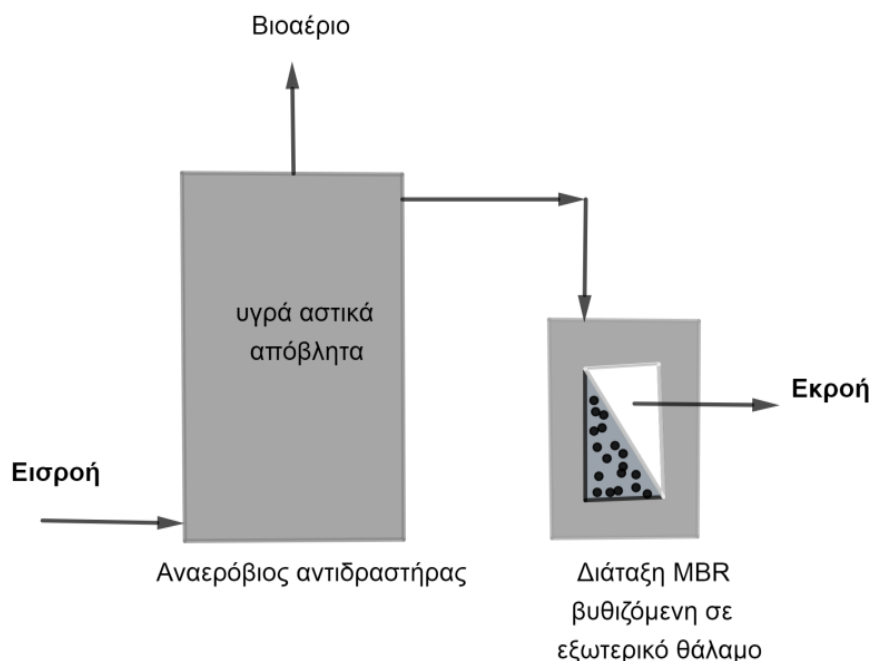


Σχήμα 2: Απλοποιημένη απεικόνιση διάταξης συστήματος αναερόβιας επεξεργασίας υγρών αστικών αποβλήτων με μεμβράνες (αναερόβιος αντιδραστήρας – εσωτερικά βυθιζόμενη διάταξη συστήματος μεμβρανών AnMBR).

Η συλλογή του βιοαερίου και η διαχείριση της ιλύος γίνεται κατά τρόπο αντίστοιχο με την διάταξη του αναερόβιου αντιδραστήρα με εξωτερική διάταξη βιομεμβρανών.

III) **Σύστημα αναερόβιου αντιδραστήρα με εξωτερική δεξαμενή όπου βρίσκεται βυθιζόμενη μονάδα βιομεμβρανών (εξωτερικά εμβαπτιζόμενο AnMBR – external submerged AnMBR).** Το σύστημα μεμβρανών μπορεί να βρίσκεται σε μια εξωτερική διάταξη ξεχωριστά από τον κύριο βιοαντιδραστήρα, αλλά είναι βυθισμένη

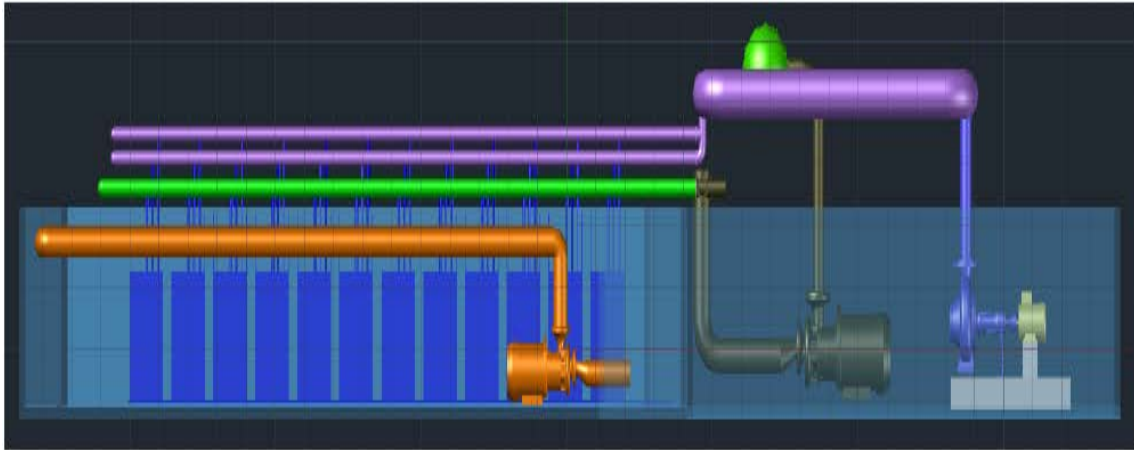
σε διαλυμένη βιομάζα και λειτουργεί υπό χαμηλή αρνητική πίεση. Σε μια τέτοια εξωτερική βυθιζόμενη διάταξη, η διαλυμένη βιομάζα από τον αναερόβιο αντιδραστήρα, αντλείται στην εξωτερική διάταξη, ενώ η πλεονάζουσα ποσότητα λυμάτων ανακυκλώνεται στον αναερόβιο αντιδραστήρα (Smith et al, 2012).



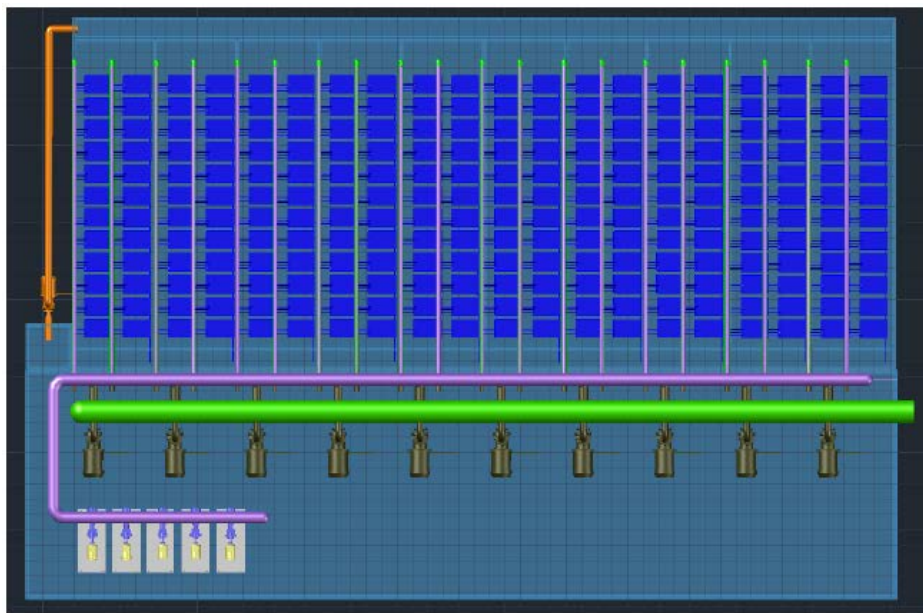
Σχήμα 3: Απλοποιημένη απεικόνιση διάταξης συστήματος αναερόβιας επεξεργασίας υγρών αστικών αποβλήτων με μεμβράνες (αναερόβιος αντιδραστήρας – εξωτερική βυθιζόμενη διάταξη συστήματος μεμβρανών AnMBR).

Όσον αφορά τη συλλογή βιοαερίου και τη διαχείριση ιλύος δεν παρατηρούνται κι εδώ διαφοροποιήσεις.

Οι εξωτερικές διατάξεις μεμβρανών παρουσιάζουν το σημαντικό πλεονέκτημα της εύκολης αντικατάστασης ή του καθαρισμού των μεμβρανών, χωρίς να διαταράσσονται οι συνθήκες λειτουργίας του αναερόβιου αντιδραστήρα (Smith et al, 2012). Όμως, τα τελευταία χρόνια έχουν επικρατήσει τα εμβαπτιζόμενα συστήματα για οικονομικούς λόγους. Το βασικότερο πλεονέκτημα των εμβαπτιζόμενων συστημάτων σε σύγκριση με τα εξωτερικά συστήματα είναι ότι έχουν χαμηλότερες ενεργειακές απαιτήσεις, καθώς η διήθηση πραγματοποιείται σε χαμηλότερες πιέσεις (Κάτσου, 2011). Επίσης, τα εξωτερικά συστήματα απαιτούν περισσότερο χώρο και κόστος κατασκευής δεξαμενών.



Εικόνα 4: Τομή του εμβαπτιζόμενου συστήματος AnMBR. Ο βιοαντιδραστήρας CSTR είναι τσιμεντένιος και φέρει κάλυμμα. Με έντονο μπλε χρώμα σημειώνονται οι διατάξεις (modules) μεμβρανών, με μωβ χρώμα οι σωλήνες συλλογής και μεταφοράς του βιοαερίου, με πράσινο χρώμα οι σωλήνες συγκέντρωσης και μεταφοράς του διηθήματος, με πορτοκαλί χρώμα το εσωτερικό δίκτυο σωληνώσεων ανακυκλοφορίας και με μαύρο χρώμα οι αντλίες μεταφοράς του διηθήματος (Shoener et al, 2016).



Εικόνα 5: Κάτοψη ενός εμβαπτιζόμενου συστήματος AnMBR. Με έντονο μπλε χρώμα σημειώνονται τα δομοστοιχεία (modules) μεμβρανών, με μωβ χρώμα οι σωλήνες συλλογής και μεταφοράς του βιοαερίου, με πράσινο χρώμα οι σωλήνες συγκέντρωσης και μεταφοράς του διηθήματος, με πορτοκαλί χρώμα το εσωτερικό δίκτυο σωληνώσεων ανακυκλοφορίας, με μαύρο χρώμα οι αντλίες μεταφοράς του διηθήματος και με κίτρινο χρώμα οι φυσητήρες βιοαερίου για τον καθαρισμό των μεμβρανών (Shoener et al, 2016).

3.2 Βιοαντιδραστήρες

Οι βιοαντιδραστήρες είναι η «καρδιά» κάθε βιολογικής ή ενζυμικής διεργασίας. Είναι οι δεξαμενές μέσα στις οποίες πραγματοποιούνται οι βιοχημικές αντιδράσεις. Για την επιλογή του κατάλληλου τύπου αντιδραστήρα θα πρέπει να ληφθούν υπόψη λειτουργικοί παράγοντες όπως είναι η φύση του υπό επεξεργασία αποβλήτου και συγκεκριμένα τα φυσικά, χημικά και βιολογικά χαρακτηριστικά του, οι

περιβαλλοντικοί παράγοντες που μπορεί να επηρεάσουν καθοριστικά την πορεία της διεργασίας όπως είναι η θερμοκρασία περιβάλλοντος, αλλά και παράγοντες που σχετίζονται με το πάγιο και λειτουργικό κόστος (Doran, 2013).

Ο σχεδιασμός των βιοαντιδραστήρων είναι μια σύνθετη διαδικασία, που στηρίζεται σε αρχές της επιστήμης και της μηχανικής καθώς και σε εμπειρικούς κανόνες. Η απόδοση των βιοαντιδραστήρων εξαρτάται από πολλές πτυχές του τρόπου κατασκευής και λειτουργίας τους. Για την επιλογή του κατάλληλου τύπου αντιδραστήρα θα πρέπει να ληφθούν υπόψη τα εξής ερωτήματα:

- **Η διάταξη του αντιδραστήρα.** Για παράδειγμα πρέπει ο αντιδραστήρας να είναι αναδευόμενος ή να λειτουργεί με τη διοχέτευση φυσαλίδων χωρίς να απαιτείται μηχανική ανάδευση;

- **Το μέγεθος του αντιδραστήρα.** Ποιο μέγεθος αντιδραστήρα απαιτείται ώστε να επιτευχθεί η αποικοδόμηση των οργανικών ουσιών και ο απαιτούμενος ρυθμός παραγωγής βιοαερίου;

- **Τρόπος λειτουργίας.** Θα είναι ο αντιδραστήρας διαλείπωντος έργου ή συνεχούς ροής; Θα πρέπει το υπόστρωμα να τροφοδοτείται κατά διαστήματα; Θα πρέπει ο αντιδραστήρας να λειτουργεί μόνος του ή να υπάρχει συστοιχία βιοαντιδραστήρων;

- **Οι συνθήκες λειτουργίας εντός του αντιδραστήρα.** Τι συνθήκες λειτουργίας απαιτούνται (θερμοκρασία, pH, και διαλυμένο οξυγόνο) μέσα στον αντιδραστήρα; Πώς αυτές οι συνθήκες πρέπει να ελεγχθούν και να καθοριστούν ώστε να επιτευχθεί η βέλτιστη απόδοση της διεργασίας; (Doran, 2013).

Μεταξύ των διαφόρων τύπων αντιδραστήρων που περιγράφονται στο κεφάλαιο αυτό και των ακολουθούμενων διαδικασιών επεξεργασίας των λυμάτων, σε καθέναν από αυτούς, υπάρχουν αρκετές διαφοροποιήσεις στις λειτουργικές παραμέτρους, αλλά και στο βαθμό απόδοσης. Καθοριστική παράμετρος για την επεξεργασία των αστικών υγρών αποβλήτων είναι οι υψηλές υδραυλικές φορτίσεις που πρέπει να εφαρμοστούν.

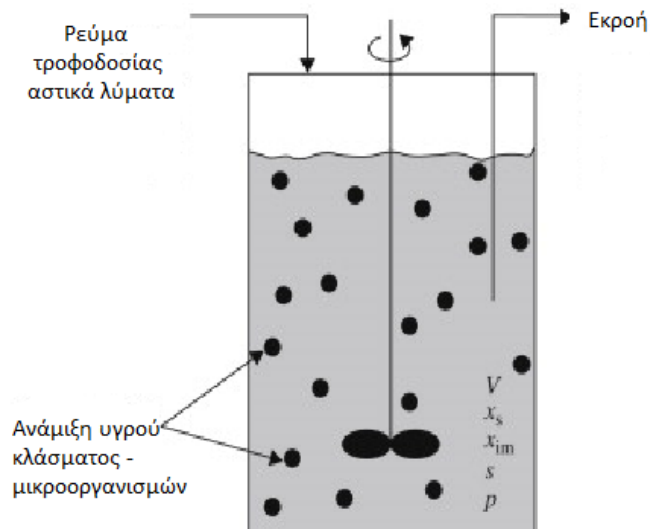
Για την αναερόβια επεξεργασία των αστικών λυμάτων με σύστημα AnMBR συνήθως επιλέγονται βιοαντιδραστήρες όπως είναι οι:

- αντιδραστήρες συνεχούς ανάδευσης (Continuous stirred tank reactors ή CSTR),
- ανοδικής ροής μέσω στρώματος λάσπης (Up flow anaerobic sludge blanket reactors UASB),
- διαστελλόμενης κλίνης κοκκώδους ιλύος (Expanded granular sludge bed reactor ή EGSB) και
- ρευστοστερεάς κλίνης (fluidized bed reactors).

Επίσης, μπορούν να χρησιμοποιηθούν υβριδικά συστήματα ή συστοιχίες βιοαντιδραστήρων (Ozgun et al, 2013; Aiyuk et al, 2004; Ho and Sung, 2009; Chu et al, 2005; Kim et al, 2011).

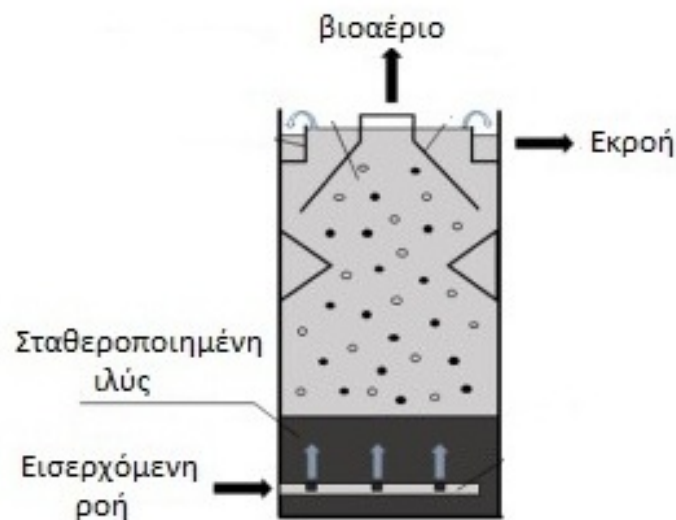
Ο βιοαντιδραστήρας CSTR ερευνάται περισσότερο στα συστήματα AnMBR (Ozgun et al, 2013). Η πλήρης ανάμιξη επιτυγχάνεται σε κυκλικές ή τετράγωνες δεξαμενές με μηχανικούς αναδευτήρες ή με την ανακυκλοφορία υγρού ή βιοαερίου.

Οι διαστάσεις του καθορίζονται από τον χρόνο που απαιτείται να παραμείνει το υγρό ρεύμα αστικών αποβλήτων (ρεύμα τροφοδοσίας) εντός του βιοαντιδραστήρα (Shoener et al, 2016).



Εικόνα 6: Σχηματική απεικόνιση του βιοαντιδραστήρα CSTR (Επεξεργασία εικόνας από Doran, 2013).

Ο βιοαντιδραστήρας UASB εφευρέθηκε το 1970 από τους Lettinga και συνεργάτες.



Εικόνα 7: Σχηματική απεικόνιση του αντιδραστήρα Αναερόβιας Κλίνης Ανοδικής Ροής (επεξεργασία εικόνας από Stazi et al, 2018).

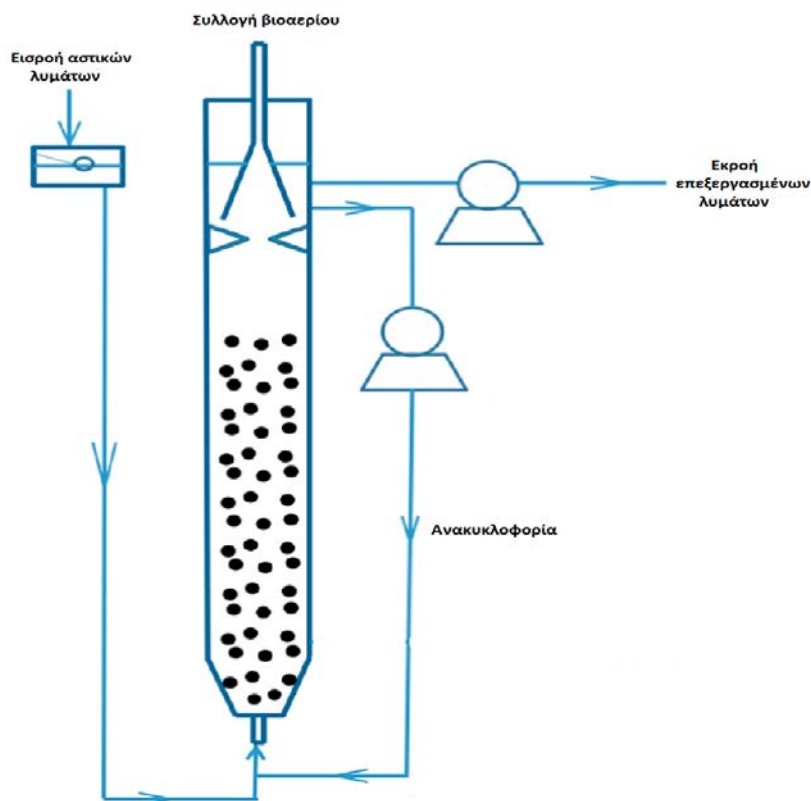
Η μεγαλύτερη επιτυχία του UASB έγκειται στο γεγονός ότι δίνει την δυνατότητα να διατηρεί υψηλή συγκέντρωση βιομάζας εξαιτίας του σχηματισμού ενός πυκνού στρώματος ιλύος στον πυθμένα του αντιδραστήρα. Ο σχηματισμός στρώματος σταθεροποιημένης ιλύος, λειτουργεί ως φραγμός που κατακρατεί εσωτερικά τα στερεά του εισερχόμενου φορτίου υγρών λυμάτων. Έτσι, επιτρέπει την αποσύνδεση του υδραυλικού χρόνου παραμονής από το χρόνο παραμονής της λάσπης. Η

επεξεργασία μπορεί να είναι αποτελεσματική και να διεξάγεται σε υψηλό οργανικό φορτίο με σημαντική μείωση του όγκου του αντιδραστήρα (Ozgun et al, 2013).

Η επιτυχία της αποσύνδεσης του υδραυλικού χρόνου παραμονής των λυμάτων από το χρόνο παραμονής των στερεών, έδωσε την ευκαιρία στην επιστημονική κοινότητα να αναπτύξει διάφορες μεθόδους για την εσωτερική συγκράτηση ή τον εξωτερικό διαχωρισμό της βιομάζας από το υγρό κλάσμα. Η τεχνολογία των μεμβρανών αποτελεί μια από τις μεθόδους αυτές (Ozgun et al, 2013).

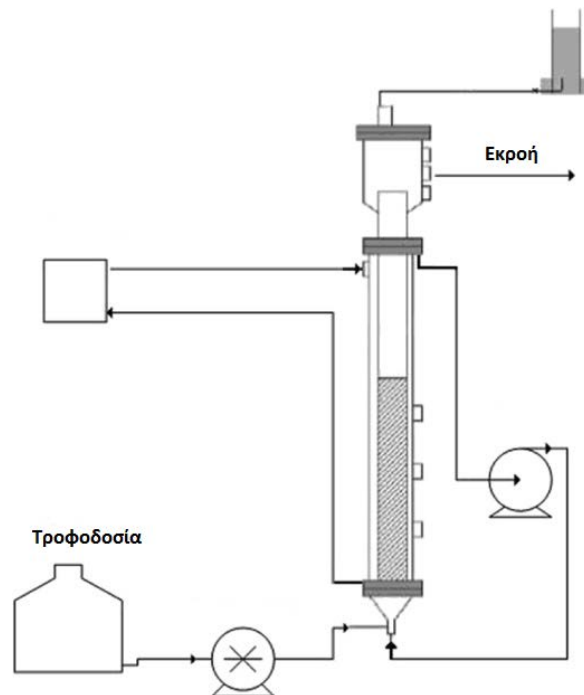
Με κατάλληλη διάταξη γίνεται η συλλογή του παραγόμενου βιοαερίου από το ανώτερο τμήμα του αντιδραστήρα.

Ο βιοαντιδραστήρας EGSB είναι μια παραλλαγή του βιοαντιδραστήρα UASB. Αυτό που τον διακρίνει είναι η μεγαλύτερη ταχύτητα ανοδικής ροής του ρεύματος τροφοδοσίας που περνά μέσα από το στρώμα ιλύος του πυθμένα. Η ταχύτητα ροής επιτρέπει την διαστολή της κοκκώδους ιλύος βελτιώνοντας την καλή ανάμιξή της με το υγρό κλάσμα. Επίσης, επιτυγχάνεται ο διαχωρισμός διαλυμένων συστατικών από το στρώμα ιλύος. Η αυξημένη ταχύτητα ροής απαιτεί μεγάλου ύψους αντιδραστήρες.



Εικόνα 8: Σχηματική απεικόνιση του βιοαντιδραστήρα EGSB (Επεξεργασία εικόνας από Ding et al, 2015).

Στον βιοαντιδραστήρα ρευστοστερεάς κλίνης (fluidized bed reactor), το ρεύμα τροφοδοσίας ρέει από τον πυθμένα προς τα πάνω, μέσω του πληρωτικού υλικού της κλίνης και διατηρεί την κλίση ρευστοποιημένη, μεταβάλλοντας διαρκώς τον όγκο της. Η κίνηση αυτή επιτρέπει την καλή ανάμιξη του ρευστού και των σωματιδίων του ρεύματος τροφοδοσίας ώστε να διευκολύνεται η βιολογική διεργασία. Στη συνέχεια, το ρεύμα τροφοδοσίας εγκαταλείπει το πληρωτικό υλικό, και μέρος του επιστρέφει ξανά στον πυθμένα της εξωτερικής ανακυκλοφορίας.



Εικόνα 9: Βιοαντιδραστήρας ρευστοστερεάς κλίνης με ανακυκλοφορία (fluidized bed reactor) (Borges et al, 2018).

Η μονάδα μεμβρανών βυθίζεται στους βιοαντιδραστήρες που αναφέρθηκαν ή τοποθετείται σε εξωτερική δεξαμενή. Οι διαστάσεις της μονάδας καθορίζονται από τη συνολική επιφάνεια των μεμβρανών. Η επιφάνεια των μεμβρανών είναι ανάλογη της πυκνότητα ροής (flux, Kg/m²d), αλλά και της γεωμετρίας του δομοστοιχείου μεμβρανών (module).

Ο σχεδιασμός των βιοαντιδραστήρων που αναφέρθηκαν επιτρέπει την παραμονή μεγάλης ποσότητας βιομάζας στον βιοαντιδραστήρα και κατ' αυτό τον τρόπο περιορίζεται η έμφραξη μεμβρανών. Στην πραγματικότητα, μειώνεται η ποσότητα της βιομάζας που έρχεται σε επαφή με τις μεμβράνες (Liao et al., 2006). Όμως, η ανάπτυξη της βιομάζας πάνω στην επιφάνεια των μεμβρανών, τα κολλοειδή στερεά, τα διαλυτά μικροβιακά προϊόντα και τα εξωκυτταρικά πολυμερή συστατικά (όπως υδρογονάνθρακες, πρωτεΐνες, λιπίδια και νουκλεϊκά οξέα) συμβάλλουν σημαντικά στην έμφραξη των μεμβρανών. Κατά συνέπεια, ο σχεδιασμός των βιοαντιδραστήρων που περιορίζει την επαφή μεμβρανών – βιομάζας δεν μπορεί να εγγραφεί τον περιορισμό της έμφραξης μεμβρανών (Smith et al, 2012).

3.3 Τεχνολογία μεμβρανών

Η ορολογία «Τεχνολογία Μεμβρανών» αναφέρεται στις τεχνολογικές εφαρμογές οι οποίες χρησιμοποιούν ημιπερατές μεμβράνες για να γίνει ο διαχωρισμός των συστατικών ενός διαλύματος. Οι μεμβράνες αποτελούν εκλεκτικά φράγματα που επιτρέπουν επιλεκτικά σε μόρια, σωματίδια, μικροοργανισμούς με συγκεκριμένα χαρακτηριστικά (μέγεθος, σχήμα, πυκνότητα) να τις διαπεράσουν, ενώ

δεν επιτρέπουν τη διέλευση σε κάποια άλλα (Γκέκας, Φραντζεσκάκη και Κατσιβελα, 2002). Ένα μέρος του υγρού περνάει από τη μεμβράνη ως καθαρό διήθημα, αφήνοντας πίσω ένα πιο πυκνό αιώρημα. Λειτουργούν κάτω από αερόβιες αλλά και αναερόβιες συνθήκες (McCabe, Smith and Harriott, 2003).

Οι μεμβράνες, όπως και όλα τα διηθητικά μέσα, θα πρέπει να συγκρατούν τα στερεά προς διήθηση και να δίνουν πρακτικά διαυγές διήθημα. Δεν πρέπει να φράσσονται ή να γίνονται αδιαπέραστες και θα πρέπει να ικανοποιούν απαιτήσεις όπως είναι η μηχανική σταθερότητα σε συνθήκες πίεσης και η ανθεκτικότητα στις χημικές επιδράσεις, ώστε να αντέχουν στις συνθήκες της διεργασίας και στον καθαρισμό. Επιπλέον, θα πρέπει να επιτρέπουν την καθαρή και πλήρη απομάκρυνση του συσσωρευμένου στην επιφάνειά τους στερεού υλικού και να είναι οικονομικά προσιτές (Γκέκας, Φραντζεσκάκη και Κατσιβελα, 2002).

Για να επιτευχθεί ο διαχωρισμός των συστατικών ενός διαλύματος πρέπει η μεμβράνη να έχει συγκεκριμένο πορώδες, αλλά και να υπάρχει κάποια κινητήρια δύναμη μεταξύ των δύο φάσεων του υγρού που βρίσκονται στις δύο πλευρές της μεμβράνης, όπως είναι η διαφορά πίεσης, η διαφορά συγκέντρωσης ή η διαφορά ηλεκτρικού δυναμικού.

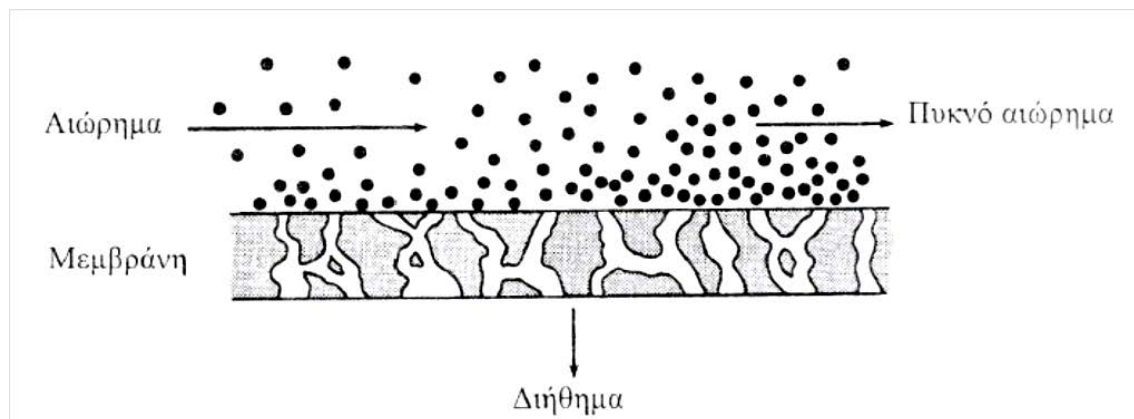
Όταν η δύναμη που κινεί το ρευστό είναι η διαφορά πίεσης, τότε ανάντη των μεμβρανών εφαρμόζεται υψηλή πίεση ή στην ανάντη πλευρά η πίεση είναι ίση με την ατμοσφαιρική και στην κατάντη πλευρά δημιουργείται κενό. Πιέσεις μεγαλύτερες της ατμοσφαιρικής μπορούν να αναπτυχθούν με τη δύναμη της βαρύτητας, όταν αυτή ενεργεί σε μια στήλη νερού, με μια αντλία ή με ένα φουσητήρα ή με τη φυγόκεντρο δύναμη (McCabe, Smith and Harriott, 2003).

Λόγω της μεγάλης ποικιλίας υλικών που πρέπει να διηθηθούν και των πολύ διαφορετικών συνθηκών επεξεργασίας, έχουν αναπτυχθεί πολλοί τύποι μεμβρανών. Η επιλογή μεμβρανών που να διαθέτουν το κατάλληλο μέγεθος πόρων, το κατάλληλο υλικό και το κατάλληλο δομοστοιχείο (module) είναι σημαντικές αποφάσεις που επηρεάζουν τόσο την απόδοση στη λειτουργία του συνολικού συστήματος επεξεργασίας, όσο και το λειτουργικό κόστος (Smith et al, 2012).

Στην επεξεργασία υγρών αποβλήτων, η ιδανική μεμβράνη θα πρέπει να έχει μεγάλο πορώδες και στενή κατανομή μεγέθους πόρων, όπου ο μεγαλύτερος πόρος θα είναι λίγο μικρότερος από τα σωματίδια ή τα μόρια που πρόκειται να κατακρατηθούν (McCabe, Smith and Harriott, 2003). Συνήθως, χρησιμοποιούνται μεμβράνες μικροδιήθησης, υπερδιήθησης, και λιγότερο μεμβράνες νανοδιήθησης. Οι μεμβράνες μικροδιήθησης και υπερδιήθησης επιτυγχάνουν την αφαίρεση σωματιδίων ή μικροοργανισμών με μέγεθος 0,1-10 μ m και 0,01 μ m – 0,1 μ m αντίστοιχα (Guo et al, 2016). Επιπλέον, υπάρχει έντονο επιστημονικό ενδιαφέρον για τη χρήση δυναμικών μεμβρανών, που στηρίζονται στον σχηματισμό ενός λεπτού στρώματος βιομάζας (cake layer) στην επιφάνεια ενός υποστρώματος – διχτυού (Smith et al, 2012; Zhang et al, 2010).

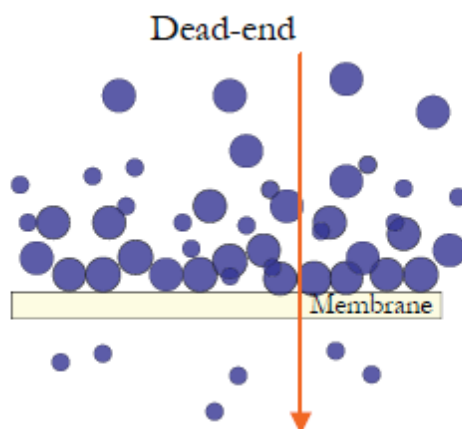
Στην επεξεργασία υγρών αποβλήτων, οι μεμβράνες είναι φίλτρα εγκάρσιας ροής (cross – flow) ή τύπου αδιεξόδου (dead – end). Στις μεμβράνες εγκάρσιας ροής, η ροή του ρευστού είναι εφαπτομενική στη μεμβράνη (Εικόνα 10). Το αιώρημα τροφοδοσίας ρέει υπό πίεση με συγκεκριμένη επιθυμητή ταχύτητα εφαπτομενικά στη μεμβράνη και μέρος του διηθείται. Πάνω στην επιφάνειά της μπορεί να σχηματιστεί

ένα λεπτό στρώμα στερεών, όμως η κατάλληλη ταχύτητα του υγρού εμποδίζει τη συσσώρευση του στρώματος μέχρι ένα ορισμένο σημείο.



Εικόνα 10: Σχηματική απεικόνιση περάσματος υγρού αιωρήματος από μεμβράνη (φίλτρο εγκάρσιας ροής – cross flow) (McCabe, Smith and Harriott, 2003).

Στην ροή τύπου αδιεξόδου (dead - end), η ροή της τροφοδοσίας δεν είναι εφαπτομενική (Εικόνα 11). Η κινητήρια δύναμη είναι η διαφορά πίεσης μεταξύ των δύο πλευρών της μεμβράνης.

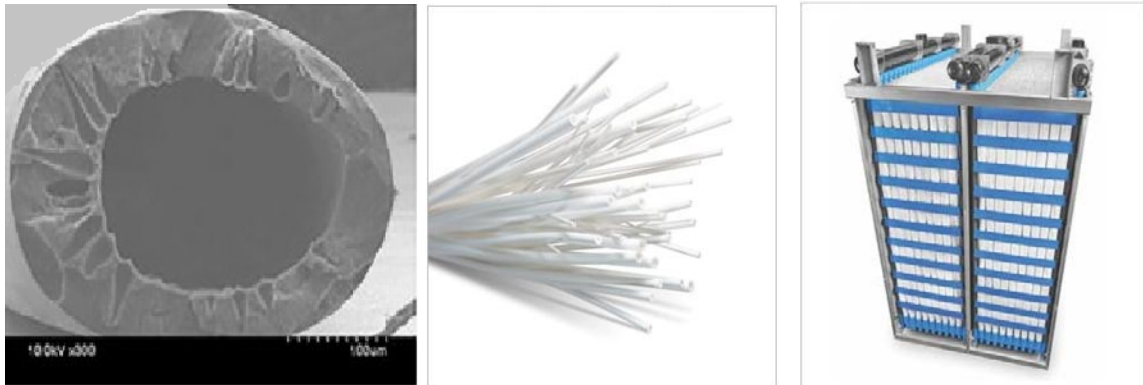


Εικόνα 11: Σχηματική απεικόνιση περάσματος υγρού αιωρήματος από μεμβράνη (dead end) (Ruiz – Garcia et al, 2017).

Όσον αφορά στο υλικό κατασκευής, κατά την αναερόβια επεξεργασία αστικών λυμάτων, έχουν χρησιμοποιηθεί οργανικές αλλά και ανόργανες μεμβράνες (Smith et al, 2012). Συνήθως επιλέγονται κεραμικές, μεταλλικές ή πολυμερικές μεμβράνες (McCabe, Smith and Harriott, 2003). Οι κεραμικές μεμβράνες εμφανίζουν μεγαλύτερη αντοχή στην έμφραξη και αντοχή στον καθαρισμό με αντίστροφη πλύση με αέρα ή υγρό, χωρίς να επηρεάζεται αρνητικά ο χρόνος ζωής τους (Yue et al, 2015). Οι μεταλλικές μεμβράνες, δείχνουν καλύτερα αποτελέσματα στον καθαρισμό, υψηλή αντοχή στη μηχανική πίεση και αντοχή στην υψηλή θερμοκρασία και στην οξείδωση. Επιπλέον, έχει παρατηρηθεί ότι και οι μεταλλικές και οι κεραμικές μεμβράνες πλεονεκτούν έναντι των πολυμερικών στην υδραυλική συμπεριφορά και στη διαχείρισή τους όταν φράσσονται. Όμως, κοστίζουν περισσότερο σε σχέση με τις πολυμερικές. Οι πολυμερικές μεμβράνες έχουν συγκεντρώσει μεγαλύτερο ενδιαφέρον

για χρήση στα συστήματα AnMBR σε εργαστηριακό και ερευνητικό επίπεδο, ειδικά στην εποχή μας που το κόστος κεφαλαίου είναι το σημαντικότερο κριτήριο για την εμπορευματοποίηση ενός συστήματος. Το υλικό που προτιμάται σήμερα είναι το φθορίδιο πολυβινυλίου (polyvinylidene fluoride, PVDF) και το polyethersulfone (PES) (Guo et al, 2016).

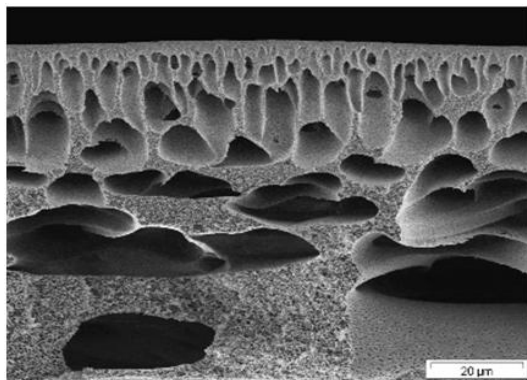
Τέλος, οι μεμβράνες τοποθετούνται πάνω σε υποστρώματα – στοιχεία με στόχο να αυξηθεί ο λόγος της επιφάνειας προς τον όγκο που καταλαμβάνουν. Έτσι, τα στοιχεία μεμβρανών μπορεί να είναι επίπεδων πλακών (flat sheet), να έχουν σωληνοειδή μορφή (tubular) ή να είναι κοίλων ινών (hollow fiber) (Smith et al, 2012).



Εικόνα 12: Μεμβράνες κοίλων ινών (hollow fiber) (www.kochmembrane.com).



Εικόνα 13: Μεμβράνες σε σωληνοειδή μορφή (tubular) (www.kochmembrane.com).



Εικόνα 14: Μεμβράνες επίπεδων φύλλων (flat sheet) (<http://onlinembr.info/>).

3.4 Λειτουργικές παράμετροι των συστημάτων AnMBR

3.4.1 Αναερόβια Επεξεργασία

Η αναερόβια επεξεργασία των αστικών λυμάτων στηρίζεται στη βιολογική διεργασία κατά την οποία συγκεκριμένοι μικροοργανισμοί, σε συνθήκες έλλειψης οξυγόνου, καταβολίζουν σύνθετες οργανικές ενώσεις σε απλούστερες και τελικά τις μετατρέπουν σε μεθάνιο (CH_4) και διοξείδιο του άνθρακα (CO_2). Πρόκειται για μια διεργασία η οποία είναι ευρύτατα διαδεδομένη στη φύση, σε συνθήκες έλλειψης οξυγόνου και διαθεσιμότητας οργανικού υλικού. Στη φύση, συναντάται στο στομάχι θηλαστικών, αλλά και σε υγροτόπους, έλη και βάλτους.

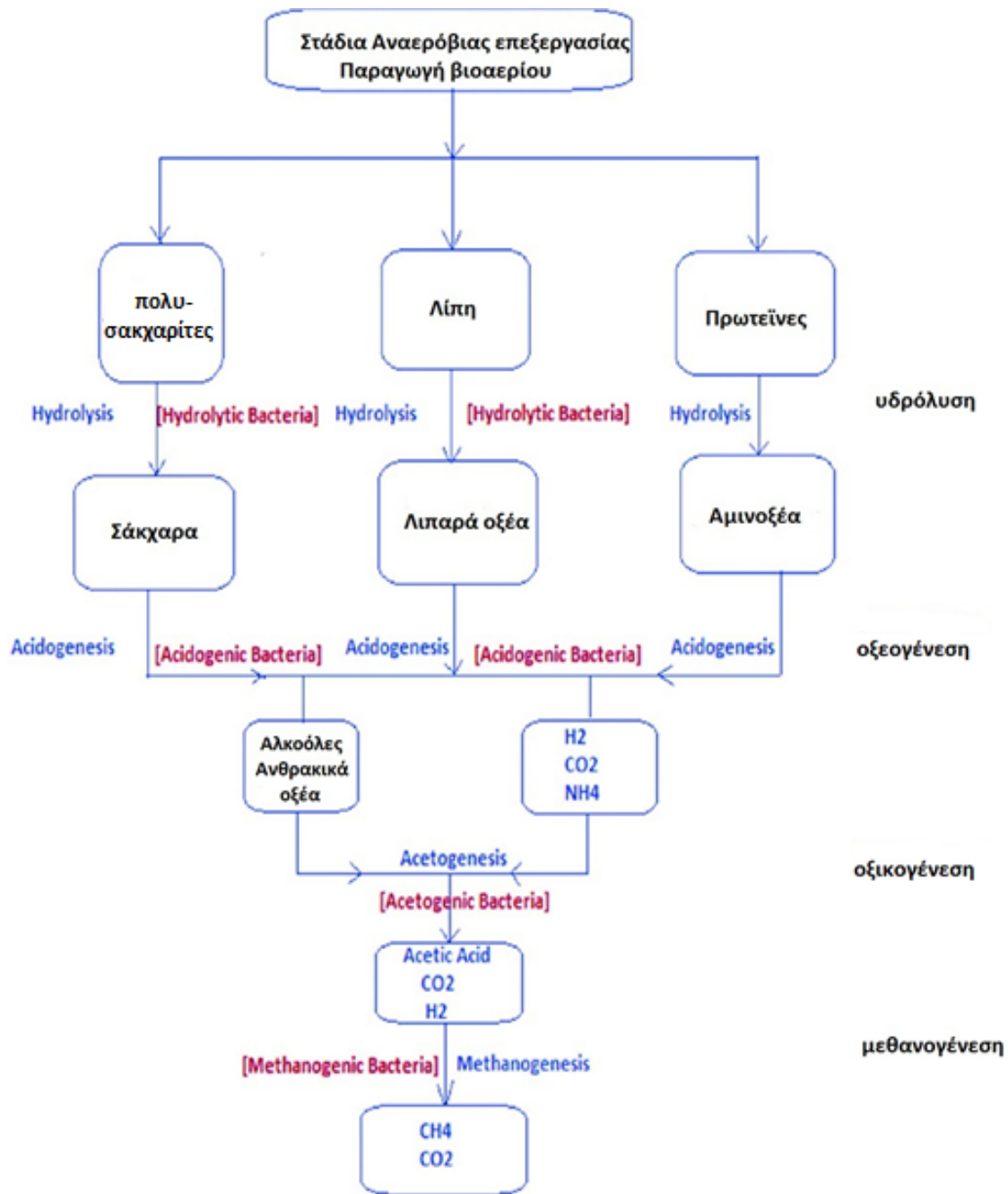
Η αναερόβια αποδόμηση των οργανικών ουσιών, πραγματοποιείται από αναερόβιους μικροοργανισμούς οι οποίοι εξασφαλίζουν μέσω του μεταβολισμού του οργανικού κλάσματος των ουσιών, την απαιτούμενη χημική ενέργεια για την επιβίωσή τους. Κρίσιμη διεργασία για να γίνει εφικτός ο μεταβολισμός των οργανικών ενώσεων από τους αναερόβιους μικροοργανισμούς, είναι η **υδρόλυση**, δηλαδή η διάσπασή τους σε μικρότερου μοριακού βάρους ενώσεις, ώστε να μπορούν να εισέλθουν στο εσωτερικό των κυττάρων των μικροβίων. Το στάδιο αυτό επιτυγχάνεται από τους μικροοργανισμούς με την απελευθέρωση ειδικών πρωτεϊνών, των ενζύμων (ενζυμική υδρόλυση) στο εξωτερικό των κυττάρων τους. Τα ένζυμα καταλύουν την υδρόλυση, κατά την οποία τα οργανικά πολυμερή όπως είναι τα λιπίδια, οι πρωτεΐνες και οι πολυσακχαρίτες, διασπώνται σε απλούστερες οργανικές ενώσεις. Τα λιπίδια διασπώνται σε λιπαρά οξέα και γλυκερίνη, οι πρωτεΐνες σε αμινοξέα και οι πολυσακχαρίτες σε μονοσακχαρίτες (γλυκόζη, φρουκτόζη, γαλακτόζη) (Εικόνα 15). Οι οργανικές ενώσεις είναι πλέον διαθέσιμες να εισέλθουν στο κυτταρόπλασμα των μικροοργανισμών και να αρχίσει η διαδικασία του μεταβολισμού η οποία ολοκληρώνεται σε τρία στάδια:

Η **οξεογένεση** κατά την οποία τα προϊόντα της υδρόλυσης (σάκχαρα, λιπαρά οξέα, αμινοξέα) προσλαμβάνονται από οξεογόνα βακτήρια και μεταβολίζονται σε ανθρακικά οξέα και αλκοόλες μικρότερου μοριακού βάρους όπως γαλακτικό οξύ, προπιονικό οξύ, βουτυρικό οξύ, αιθανόλη και υδρογόνο, διοξείδιο του άνθρακα.

Η **οξικογένεση** κατά την οποία τα ενδιάμεσα συστατικά της οξεογένεσης μετατρέπονται με τη δράση αναερόβιων βακτηρίων σε οξικό οξύ, υδρογόνο και διοξείδιο του άνθρακα.

Η **μεθανογένεση** κατά την οποία με τη δράση των μεθανογόνων βακτηρίων προκύπτουν τα τελικά προϊόντα της αναερόβιας αποδόμησης των οργανικών ουσιών, το μεθάνιο και το διοξείδιο του άνθρακα.

Τα στάδια αυτά (Εικόνα 15) πραγματοποιούνται παράλληλα στο χώρο και το χρόνο. Χαρακτηριστικό της αναερόβιας επεξεργασίας είναι ο αργός ρυθμός πολλαπλασιασμού των αναερόβιων βακτηρίων. Κατά το στάδιο της μεθανογένεσης, το οποίο πραγματοποιείται με αργό ρυθμό, παράγεται η σημαντικότερη ποσότητα βιοαερίου.



Εικόνα 15: Στάδια αναερόβιας επεξεργασίας [Αναπροσαρμογή από Biogas for Clean Energy - Scientific Figure on Research Gate. Διαθέσιμο από: https://www.researchgate.net/figure/Biogas-production-process-by-anaerobic-digestion_fig1_330953118 (Πρόσβαση 15 Σεπτεμβρίου 2019)].

Η διεργασία της αναερόβιας αποδόμησης πραγματοποιείται σε συγκεκριμένες συνθήκες θερμοκρασίας, pH, αλκαλικότητας και η πορεία της εξαρτάται από παράγοντες όπως είναι η σύσταση της οργανικής ύλης, η συγκέντρωση θρεπτικών συστατικών και η παρουσία τοξικών ουσιών που μπορεί να παρεμποδίσουν τους ρυθμούς της αποδόμησης. Στην αναερόβια επεξεργασία, ο περιοριστικός παράγοντας είναι το στάδιο της υδρόλυσης, ιδιαίτερα όταν το οργανικό υλικό περιέχει λίπη και

αιωρούμενα στερεά, όπως συμβαίνει στα υγρά αστικά απόβλητα (Stazi and Tomei, 2018).

Επιπλέον, σε ένα σύστημα AnMBR με σύστημα βιομεμβρανών που επεξεργάζεται αστικά λύματα, οι παράμετροι που καθορίζουν την πορεία και απόδοση της βιολογικής διεργασίας είναι ο υδραυλικός χρόνος παραμονής (Hydraulic Retention Time - HRT), ο χρόνος παραμονής των στερεών (Sludge Retention Time - SRT) και η οργανική φόρτιση (Guo et al, 2016). Η απόδοση σχετίζεται κυρίως με την παραγόμενη ποσότητα βιοαερίου, αφού η τεχνολογία AnMBR εξετάζεται ως τεχνολογία χαμηλού ενεργειακού αποτυπώματος.

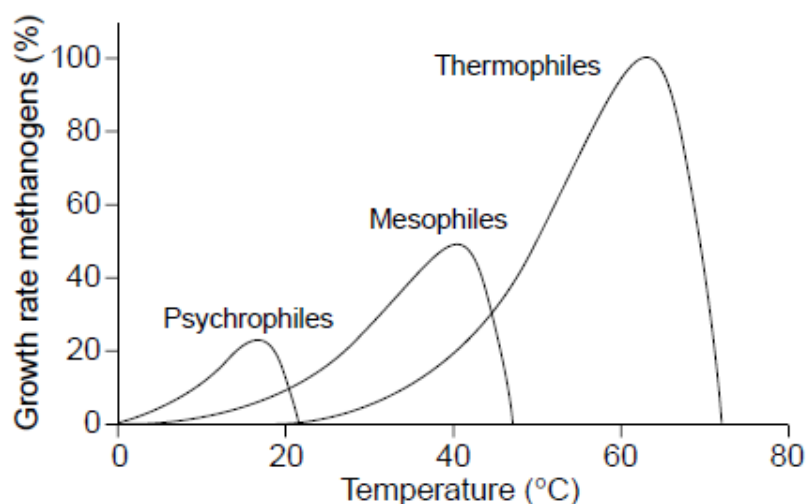
3.4.2. Θερμοκρασία

Η θερμοκρασία αποτελεί καθοριστικό παράγοντα σε κάθε βιολογική διεργασία. Γενικά, επιδρά στον ρυθμό ανάπτυξης του μικροβιακού πληθυσμού, στην υδρόλυση των οργανικών συστατικών και στη διαλυτότητα συστατικών όπως είναι το CH₄ και το CO₂.

Θεωρητικά, η αύξηση της θερμοκρασίας στην οποία γίνεται η αναερόβια επεξεργασία των αστικών λυμάτων, αυξάνει τον μεταβολισμό των μικροοργανισμών, διευκολύνει την υδρόλυση και επιταχύνει το στάδιο της μεθανογένεσης, συμβάλλοντας σε υψηλή απόδοση του συστήματος ως προς την συλλογή του παραγόμενου βιοαερίου. Βέβαια, υπάρχει ένα όριο στην αύξηση της θερμοκρασίας, πέρα από το οποίο δυσχεραίνεται η αναερόβια αποδόμηση και το σύστημα AnMBR αποσταθεροποιείται.

Τα αστικά λύματα έχουν θερμοκρασιακό εύρος που ανήκει στην ψυχρόφιλη περιοχή (< 20°C). Στη θερμοκρασία αυτή η διαδικασία της υδρόλυσης και της διάλυσης σύνθετων οργανικών συστατικών σε διαλυτές μορφές που θα μπορέσουν να αποτελέσουν τροφή των μικροοργανισμών, αποτελεί περιοριστικό παράγοντα. Επιπλέον, δεν ευνοείται η ανάπτυξη των αργά αναπτυσσόμενων μεθανογόνων μικροοργανισμών (Lettinga et al, 2001).

Η αναερόβια αποδόμηση αστικών λυμάτων μπορεί, επομένως, να πραγματοποιηθεί ικανοποιητικά ως προς την παραγωγή βιοαερίου, σε δυο θερμοκρασιακές ζώνες: την μεσόφιλη (30 - 40°C) και τη θερμόφιλη (50 - 60°C) (Song, 2018). Σε περιοχές που η θερμοκρασία περιβάλλοντος είναι χαμηλή, απαιτείται η θέρμανση των λυμάτων ώστε να εξασφαλιστούν τουλάχιστον μεσόφιλες συνθήκες (Song, 2018).



Εικόνα 16: Ρυθμός ανάπτυξης μεθανογόνων βακτηρίων σε συνάρτηση με την θερμοκρασία (Lettinga et al, 2001).

Όσον αφορά στην απομάκρυνση του οργανικού υλικού ως διαλυμένο COD, οι Skouteris et al (2012) αναφέρουν ότι όταν μειώθηκε η θερμοκρασία από 25°C σε 15°C τότε η απομάκρυνση του διαλυτού COD μειώθηκε από 95% σε 85%.

Εκτός από την επίδραση της θερμοκρασίας στους μεταβολικούς ρυθμούς των μικροοργανισμών, η θερμοκρασία επιδρά και σε παραμέτρους όπως είναι η διαλυτότητα του βιοαερίου (Ozgun, 2013). Το παραγόμενο μεθάνιο εμφανίζεται διαλυτό σε χαμηλές θερμοκρασίες (< 20°C) και αυτό οδηγεί στην απώλειά του ως διαλυτό συστατικό του διηθήματος (Martinez Sosa, 2011). Στους 20°C η διαλυτότητα του μεθανίου είναι 30% υψηλότερη σε σχέση με την διαλυτότητά του στους 35 °C (Martinez-Sosa et al, 2011).

Σημαντική επίδραση στην αναερόβια αποδόμηση έχουν και οι διακυμάνσεις της θερμοκρασίας. Τα μεσόφιλα βακτήρια είναι ανθεκτικά σε διακυμάνσεις ± 3 °C, όμως τα θερμοφιλα είναι περισσότερο ευαίσθητα και απαιτούν περισσότερο χρόνο προσαρμογής στις νέες συνθήκες (Dolejs, 2017).

3.4.3. pH

Τα μεθανογόνα βακτήρια αναπτύσσονται σε ένα βέλτιστο εύρος pH που κυμαίνεται από 6,5 έως 8,2. Όμως, τα στάδια της υδρόλυσης και της οξικογένεσης απαιτούν pH ίσο με 5,5-6,5 (Musa et al, 2018). Γενικά, το pH είναι μια σημαντική παράμετρος που πρέπει να ελέγχεται στα συστήματα AnMBR, καθώς μεγαλύτερες ή μικρότερες τιμές μπορεί να παρεμποδίσουν τη διεργασία. Το pH επηρεάζει την διεργασία άμεσα, μεταβάλλοντας την πρωτεϊνική δομή των ενζύμων, αλλά και έμμεσα, επηρεάζοντας την τοξικότητα των διαφόρων συστατικών.

Κατά τη διεργασία της αναερόβιας αποδόμησης των οργανικών συστατικών, σχηματίζονται πτητικά λιπαρά οξέα (VFAs) που μειώνουν την τιμή του pH. Όμως, κατά την αποδόμηση των πρωτεϊνών παράγονται κατιόντα αμμωνίου (NH_4^+) και από την διαλυτοποίηση του CO_2 παράγονται όξινα ανθρακικά ιόντα (HCO_3^-), που αντιστέκονται

στη μείωση του pH και επαναφέρουν την τιμή του. Η συνύπαρξη των αμμωνιακών και ανθρακικών ιόντων είναι κρίσιμη και προσδίδει στο σύστημα ρυθμιστική ικανότητα, ώστε να μπορεί το pH να αντιστέκεται στις μεταβολές και να διατηρείται σε σταθερή τιμή (McDonald, 2016).

Σημαντική επίδραση στην τιμή του pH του αναερόβιου συστήματος έχει και η θερμοκρασία. Όταν η θερμοκρασία είναι μικρότερη από 20°C, τα παραγόμενα αέρια όπως το μεθάνιο και το διοξείδιο του άνθρακα γίνονται διαλυτά, σχηματίζοντας όξινα ανθρακικά ιόντα, γεγονός που οδηγεί στην αύξηση της τιμής του pH (Lei et al, 2018). Η θερμοκρασία, η ρυθμιστική ικανότητα ενός διαλύματος και η συγκέντρωση των πτητικών οξέων είναι τρεις παράγοντες που βρίσκονται σε αλληλεξάρτηση και διαδραματίζουν ισότιμο ρόλο στην καλή λειτουργία του αναερόβιου συστήματος.

Η εύρεση της βέλτιστης τιμής pH μπορεί να ευνοήσει την παραγωγή μεθανίου. Η μέγιστη παραγωγή βιοαερίου μπορεί να πραγματοποιηθεί σε τιμή pH 7.0 και είναι ίση με 0,4535 L CH₄/gVS, ενώ μειώνεται όταν το pH αποκτήσει τιμές 6.0 (0,1889 L CH₄/gVS) και 8.0 (0,2659 L CH₄/gVS) (Musa et al, 2018).

Όσο η τιμή του pH αυξάνεται, τόσο αυξάνεται η διαλυτότητα του CO₂, το οποίο μετατρέπεται σε όξινα ανθρακικά (HCO₃⁻) και ανθρακικά (CO₃⁼) ιόντα, καθώς και σε ιόντα υδροξυλίου (OH⁻). Σε τιμή pH μέχρι 4,3 δεν υπάρχουν ιόντα που να προσδίδουν ρυθμιστική ικανότητα στο διάλυμα, ενώ όσο η τιμή του pH αυξάνεται διαπιστώνουμε ότι το διάλυμα αποκτά ρυθμιστική ικανότητα (Σχήμα 4) (McDonald, 2016).

	OH ⁻	CO ₃ ⁼
10.2	HCO ₃ ⁻	CO ₃ ⁼
8.3		
5.75	HCO ₃ ⁻	CO ₂
4.3	Free Mineral Acidity & CO ₂ (No significant alkalinity)	

Σχήμα 4: Διαλυτοποίηση CO₂ σε σχέση με την τιμή pH του διαλύματος (Αναπροσαρμογή από McDonald, 2016).

3.4.4. Πτητικά οξέα (Volatile Acids - VAs)

Τα πτητικά οξέα παράγονται κατά τη φάση της οξικογένεσης. Πρόκειται για οργανικά οξέα με μικρό αριθμό ατόμων άνθρακα στην αλυσίδα τους, τα οποία αποτελούν πρώτη ύλη για τα μεθανογόνα βακτήρια (DeLemos Chernicharo, 2007). Αν

και το οξικό οξύ βρίσκεται σε υψηλότερες συγκεντρώσεις από άλλα λιπαρά οξέα, εντούτοις το προπιονικό και βουτυρικό οξύ επιδρούν περισσότερο στα μεθανογόνα βακτήρια. Είναι καθοριστικό, η συγκέντρωσή τους στον αναερόβιο αντιδραστήρα να διατηρείται σε συγκεκριμένο εύρος τιμών, γιατί διαφορετικά το σύστημα χάνει τη σταθερότητά του. Τα πτητικά λιπαρά οξέα (VFAs) είναι ικανά να αναχαιτίσουν την αναερόβια επεξεργασία όταν σχηματιστούν σε υψηλές συγκεντρώσεις, προκαλώντας μείωση της τιμής του pH (DeLemos Chernicharo, 2007). Ο βαθμός επίδρασής τους είναι μεγαλύτερος στα συστήματα AnMBR που λειτουργούν σε χαμηλό pH (Guo et al, 2016).

Η αυξημένη συγκέντρωση και συσσώρευση πτητικών οξέων οφείλεται κυρίως σε υπερφόρτιση του συστήματος, όμως, δεν οδηγεί πάντα σε μείωση του pH, εξαιτίας της ρυθμιστικής ικανότητας (αλκαλικότητας) του διαλύματος των λυμάτων (DeLemos Chernicharo, 2007).

3.4.5. Αλκαλικότητα

Η αλκαλικότητα είναι η ικανότητα ενός διαλύματος να εξουδετερώνει οξέα και να διατηρεί το pH του διαλύματος σε μια συγκεκριμένη τιμή. Στα λύματα, η αλκαλικότητα οφείλεται κυρίως στα ανθρακικά (CO_3^{2-}), όξινα ανθρακικά (HCO_3^-) ιόντα και στα ιόντα υδροξυλίου (OH^-) και έχει συνήθως τιμή 210 - 350 mg CaCO_3/L . Όταν το pH των λυμάτων έχει τιμή μεγαλύτερη από 6,6 τότε η αλκαλικότητα θα πρέπει να έχει τιμή όχι μικρότερη από 236 mg CaCO_3/L , ώστε η αναερόβια επεξεργασία να διεξαχθεί αποτελεσματικά (Lin et al, 2018).

Σε ψυχρόφιλες συνθήκες, κατά τη διεξαγωγή της αναερόβιας επεξεργασίας, η τιμή του pH μειώνεται και αυτό εξαιτίας αύξησης της διαλυτότητας των παραγόμενων αέριων προϊόντων όπως του CO_2 . Η πτώση της τιμής του pH μπορεί να απειλήσει την ομαλή διεξαγωγή της διεργασίας και για το λόγο αυτό είναι επιθυμητή η υψηλή τιμή αλκαλικότητας. Η ρύθμιση της αλκαλικότητας γίνεται συνήθως με την προσθήκη όξινου ανθρακικού νατρίου (NaHCO_3) (Lin et al, 2018). Επίσης, για την ρύθμιση της αλκαλικότητας μπορεί να προστεθεί υδροξείδιο του ασβεστίου (Ca(OH)_2), οξειδίο του ασβεστίου (CaO) ή ανθρακικό νάτριο (Na_2CO_3) (DeLemos Chernicharo, 2007).

Ένας τρόπος για να εκτιμήσουμε την σταθερότητα του αναερόβιου συστήματος είναι ο υπολογισμός της αναλογίας Intermediate alkalinity / Partial alkalinity (IA/PA) σύμφωνα με την μεθοδολογία που έχει προταθεί από τους Ripley et al (1986) (Ripley ratio). Η μεθοδολογία χρησιμοποιεί ως σημεία αναφοράς τις τιμές pH 5,75 και 4,3 (Σχήμα 4). Μεταξύ των τιμών 5,75 και 4,3 η αλκαλικότητα προσεγγίζει την συγκέντρωση των πτητικών λιπαρών οξέων που έχουν σχηματιστεί στον αναερόβιο

αντιδραστήρα. Έτσι, ο αριθμητής της αναλογίας, Intermediate Alkalinity (IA), εκφράζει την αλκαλικότητα των πτητικών λιπαρών οξέων μέχρι την τιμή pH 4,3 και ο παρονομαστής, Partial Alkalinity (PA), εκφράζει την αλκαλικότητα των όξινων ανθρακικών ιόντων μέχρι την τιμή pH 5,75. Ο υπολογισμός των τιμών αλκαλικότητας γίνεται εργαστηριακά με τιτλοδότηση. Όταν η αναλογία IA/PA, έχει τιμή μεγαλύτερη από 0,3 τότε το αναερόβιο σύστημα παρουσιάζει διαταραχές, ενώ όταν η τιμή της αναλογίας είναι μικρότερη από 0,3 τότε υπάρχει σταθερότητα στο σύστημα.

Η παρακολούθηση της σταθερότητας του αναερόβιου συστήματος μπορεί να γίνει και μέσω του υπολογισμού της αναλογίας Volatile Acids / Total Alkalinity (VA/TA). Υπολογίζεται η συγκέντρωση των πτητικών οξέων (Volatile Acids) καθώς και η ολική αλκαλικότητα (Total Alkalinity). Η ολική αλκαλικότητα είναι το άθροισμα της αλκαλικότητας των όξινων ανθρακικών ιόντων (HCO_3^-), των ανθρακικών ιόντων (CO_3^{2-}) και της αλκαλικότητας των ιόντων υδροξυλίου (OH^-). Όταν η αναλογία VA/TA έχει τιμή μικρότερη από 0,3 – 0,4 τότε το σύστημα χαρακτηρίζεται από σταθερότητα, ενώ όταν η τιμή είναι μεγαλύτερη από 0,5 τότε υπάρχει αστάθεια του αναερόβιου συστήματος (DeLemos Chernicharo, 2007).

3.4.6. Ρυθμός οργανική φόρτιση (OLR)

Στα συστήματα AnMBR που επεξεργάζονται αστικά λύματα έχουν εφαρμοστεί οργανικές φορτίσεις που κυμαίνονται μεταξύ 0,3 – 12,5 Kg COD/m³d. Οι διακυμάνσεις στον ρυθμό εισερχόμενου οργανικού φορτίου μεταξύ 0,2 – 12,5 Kg COD/m³d, έχει αποδειχθεί ότι δεν επηρεάζουν την ποιότητα της επεξεργασμένης εκροής. Επιπλέον, αποδείχθηκε ότι η αύξηση του εισερχόμενου οργανικού φορτίου συνεπάγεται γραμμική αύξηση του παραγόμενου βιοαερίου (Ozgun et al, 2013). Όμως, η υψηλή οργανική φόρτιση συνδέεται με μεταβολές στην τιμή του pH. Συγκεκριμένα, ενδέχεται να έχει ως αποτέλεσμα τη συσσώρευση πτητικών λιπαρών οξέων, την αύξηση των οξεογόνων βακτηρίων, τη μείωση της τιμής του pH των λυμάτων και τον περιορισμό της ανάπτυξης των μεθανογόνων βακτηρίων με συνέπεια την κακή ποιότητα επεξεργασμένης εκροής (Musa et al, 2018).

3.4.7. Χρόνος παραμονής στερεών (SRT) και Υδραυλικός χρόνος παραμονής (HRT)

Η παράμετρος SRT είναι ο μέσος χρόνος παραμονής της παραγόμενης υλός στον βιοαντιδραστήρα AnMBR που απαιτείται για να υδρολυθούν τα αιωρούμενα και κολλοειδή συστατικά του εισερχόμενου ρεύματος τροφοδοσίας και να αποδομηθούν

από τους αναερόβιους μικροοργανισμούς. Απαιτείται υψηλός χρόνος παραμονής για να εξασφαλιστεί η απομάκρυνση του διαλυτού COD, να παραχθεί μεγάλη ποσότητα μεθανίου και να προκύψει μικρή ποσότητα ιλύος (Stuckey, 2012).

Η παράμετρος HRT είναι ο χρόνος που έχει καθοριστεί για την παραμονή του υγρού ρεύματος τροφοδοσίας των αστικών λυμάτων εντός του AnMBR. Σύντομος υδραυλικός χρόνος παραμονής σημαίνει μικρότερου όγκου βιοαντιδραστήρα και κατά συνέπεια μικρότερο κόστος κατασκευαστικό και λειτουργίας.

Όσον αφορά τα αστικά λύματα, είναι επιθυμητός ένας σύντομος υδραυλικός χρόνος, ώστε να μειωθεί το μέγεθος του αντιδραστήρα AnMBR και το συνολικό αποτύπωμα της διαδικασίας. Αντίθετα, ένας υψηλός χρόνος παραμονής των στερεών απαιτείται ώστε να επιτευχθεί ο απαιτούμενος βαθμός επεξεργασίας σύμφωνα με τα όρια διάθεσης ειδικά στις περιοχές όπου οι θερμοκρασίες περιβάλλοντος είναι χαμηλές (O'Flaherty et al, 2006). Γενικά, η αναερόβια επεξεργασία AnMBR σε θερμοκρασία περιβάλλοντος είναι εφικτή μόνο όταν ο χρόνος SRT γίνει διπλάσιος του χρόνου SRT που εφαρμόζεται στις μεσόφιλες θερμοκρασίες (Ozgun et al, 2013).

Συνήθως ο HRT είναι από 2,6 ώρες μέχρι 14 ημέρες και ο SRT ποικίλει από 19 μέχρι 217 ημέρες (Guo et al, 2006). Οι Huang et al (2011) εκτίμησαν την απόδοση του συστήματος AnMBR ως προς το ποσοστό απομάκρυνσης COD και την παραγωγή μεθανίου σε διαφορετικούς χρόνους SRT (30 ημέρες, 60 ημέρες, χωρίς απομάκρυνση της παραγόμενης ιλύος) και HRT (12, 10, 8 ώρες) και παρατήρησαν ότι και στις τρεις περιπτώσεις το ποσοστό απομάκρυνσης COD ήταν 97%. Στην τρίτη περίπτωση, όπου δεν έγινε απομάκρυνση της ιλύος, παρατηρήθηκε η μέγιστη ποσότητα παραγωγής βιοαερίου 0,056L CH₄/gMLSS.d.

Οι Yoo et al (2000) αναφέρουν ότι κατά την επεξεργασία αστικών λυμάτων σε σύστημα AnMBR παράγεται ιλύς 0,049 gVSS/gBOD₅ που απομακρύνεται, ενώ κατά την αερόβια δευτεροβάθμια επεξεργασία η ποσότητα της ιλύος που παράγεται είναι 0,42 gVSS/gBOD₅ που απομακρύνεται.

Οι Xiao et al (2017) αναφέρουν ότι ο μεγάλος χρόνος SRT (213 ημέρες) βελτιώνει την απομάκρυνση μικρορύπων όπως είναι οι φαρμακευτικές ουσίες, αφού ο κύριος μηχανισμός απομάκρυνσης των ουσιών αυτών είναι η βιοαποδόμησή τους από τους μικροοργανισμούς και στη συνέχεια η απορρόφηση στην παραγόμενη ιλύ. Οι Dutta et al (2014) αναφέρουν ότι από τις 29 φαρμακευτικές ουσίες που ανιχνεύθηκαν σε αστικά λύματα, οι 28 (εξαίρεση αποτελεί η φαρμακευτική ουσία diclofenac) παρουσίασαν ποσοστό απομάκρυνσης μεγαλύτερο από 86% μετά την επεξεργασία σε σύστημα AnMBR.

Όμως, ο υψηλός χρόνος SRT, μεγαλύτερος από 140 ημέρες μπορεί να οδηγήσει σε σοβαρή έμφραξη των μεμβρανών και να μειώσει τον ρυθμό με τον οποίο το

διήθημα ρέει διαμέσου της μεμβράνης. Η σχέση του χρόνου SRT και της έμφραξης μεμβρανών είναι σύνθετη και εξαρτάται σημαντικά από τον χρόνο HRT και τα ποιοτικά χαρακτηριστικά του εισερχόμενου οργανικού φορτίου (Ozgun et al, 2013).

3.4.8. Τοξικότητα αμμωνίας, θεικών ιόντων και μετάλλων

Η παρουσία αζώτου είναι απαραίτητη για την λειτουργία του μεταβολισμού των αναερόβιων μικροοργανισμών. Η ποσότητα του αζώτου παραμένει σταθερή μέσα στο σύστημα AnMBR και απλά αλλάζει μορφές από οργανική σε ανόργανη. Όταν το άζωτο συναντάται με τη μορφή ιόντων αμμωνίου, τότε προσφέρει σταθερότητα στο σύστημα, όμως σε μορφή αμμωνίας είναι πιθανό να αναχαιτίσει τη βιολογική δραστηριότητα. Η υψηλή συγκέντρωση αμμωνίας στον αναερόβιο βιοαντιδραστήρα ενισχύεται από την αύξηση του pH και της θερμοκρασίας. Συγκεντρώσεις αμμωνίας υψηλότερες από 150 mg/L μπορεί να είναι τοξικές για τους μεθανογόνους μικροοργανισμούς.

Επίσης, το θείο είναι απαραίτητο για την ανάπτυξη των μικροβιακών κυττάρων. Χρησιμοποιείται από αναερόβια θειοαναγωγικά μικρόβια και ανάγεται σε υδρόθειο στην υγρή φάση, που είναι τοξικό. Όταν η συγκέντρωση των σουλφιδίων είναι μεγαλύτερη από 200 mg/L τότε παρουσιάζονται προβλήματα τοξικότητας. Όσο μεγαλύτερη είναι η παραγωγή μεθανίου (CH_4), δηλαδή όσο αυξάνεται το εισερχόμενο οργανικό φορτίο (COD), τόσο αυξάνεται και η ποσότητα του υδρόθειου (H_2S) που αποχωρίζεται την υγρή φάση και συγκεντρώνεται στο εσωτερικό του βιοαντιδραστήρα σε αέρια φάση. Κατά τον τρόπο αυτό μειώνεται η τοξικότητά του. Αν ο λόγος COD/SO_4^- έχει τιμή μεγαλύτερη από 10, τότε δεν υπάρχουν προβλήματα τοξικότητας στο αναερόβιο σύστημα. Υπάρχουν τρόποι ώστε η συγκέντρωση των σουλφιδίων να ελεγχθεί και να διατηρηθεί στο επιθυμητό επίπεδο όπως η κατακρήμνισή τους με την προσθήκη αλάτων σιδήρου, η αύξηση του λόγου COD/SO_4^- ώστε να ενισχυθεί η απελευθέρωση H_2S στην αέρια φάση και η αύξηση του pH.

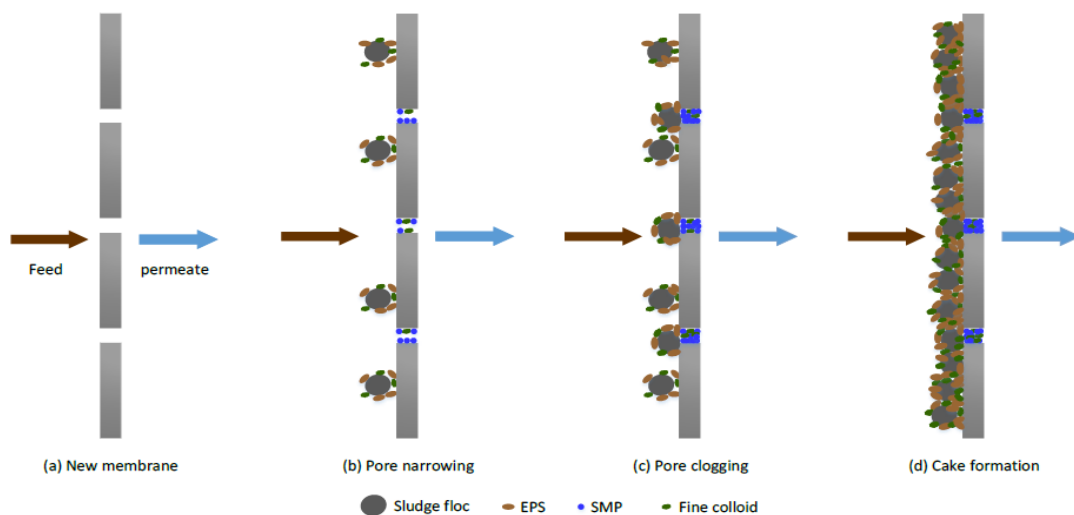
Απαραίτητα για την ανάπτυξη των μικροοργανισμών είναι και ορισμένα ιχνοστοιχεία και μέταλλα όπως το κοβάλτιο, ο σίδηρος και το νικέλιο. Από ιδιαίτερα τοξική δράση για την αναερόβια επεξεργασία χαρακτηρίζονται τα μέταλλα όπως χρώμιο, νικέλιο, ψευδάργυρος, χαλκός, αρσενικό. Η παρουσία των μετάλλων σε υψηλές συγκεντρώσεις παρουσιάζεται στα βιομηχανικά παρά τα αστικά λύματα. Ένας τρόπος απομάκρυνσής τους από το αναερόβιο σύστημα είναι η προσθήκη σουλφιδίων ώστε να σχηματιστούν αδιάλυτα σουλφίδια μετάλλων και να ιζηματοποιηθούν (DeLemos Chernicharo, 2007).

3.4.9 Έμφραξη μεμβρανών

Η έμφραξη μεμβρανών είναι ένα σύνθετο πρόβλημα που επηρεάζεται από ένα σύνολο παραγόντων, όπως από τις συνθήκες λειτουργίας (HRT, SRT, OLR), τα ποιοτικά χαρακτηριστικά της εισερχόμενης ροής και της βιομάζας (όπως η παρουσία διαλυτών μικροβιακών προϊόντων (SMP) και εξωτερικών πολυμερικών συστατικών (EPS)), τα χαρακτηριστικά των μεμβρανών (όπως μέγεθος πόρων, υλικό, υδροφοβικότητα, δομοστοιχείο μεμβρανών) καθώς και το συνδυασμό όλων αυτών των παραγόντων. Σαν αποτέλεσμα, ένα μεγάλο εύρος θεμάτων σχετίζεται με την έμφραξη των μεμβρανών και έχει αποτελέσει αντικείμενο επίμονης και εκτεταμένης έρευνας (Iorhemen et al, 2016).

Η έμφραξη προκαλείται από την απόθεση και τη συγκέντρωση οργανικών, ανόργανων ενώσεων και μικροοργανισμών πάνω στις μεμβράνες. Με την επικάλυψη εκκρίσεων κυττάρων, μακρομορίων, υδροξειδίων μετάλλων, αλάτων ασβεστίου και βακτηρίων πάνω στη μεμβράνη, δημιουργείται ένα στρώμα στερεών (cake layer) που μειώνει το ρυθμό ροής του διηθήματος (πέρασμα) (McCabe, Smith and Harriott, 2003).

Ένας άλλος μηχανισμός έμφραξης είναι η απόφραξη των πόρων της μεμβράνης (pore plugging) η οποία προκαλείται από την επικάλυψη των σωματιδίων στους πόρους των μεμβρανών (Iorhemen et al, 2016). Τέλος, σε έμφραξη μπορεί να οδηγήσει και η προσρόφηση διαλυτών σωματιδίων και κολλοειδών στους πόρους των μεμβρανών (Κάτσου Ε., 2011).



Εικόνα 17: (a) Νέα μεμβράνη, (b) στένωση πόρων (c) φραγή πόρων (d) σχηματισμός στρώματος στερεών στην επιφάνεια της μεμβράνης (Iorhemen et al, 2016).

Το στένεμα και η φραγή των πόρων της μεμβράνης πραγματοποιείται όταν τα στερεά συστατικά στο ρεύμα τροφοδοσίας έχουν διαστάσεις μικρότερες από το μέγεθος των πόρων ή το Μοριακό Βάρος που ορίζεται ως παράγοντας απόρριψης. Η

σταδιακή συσσώρευση στερεών πάνω στην μεμβράνη συμβαίνει όταν το μέγεθος των στερεών του ρεύματος τροφοδοσίας είναι μεγαλύτερο από το μέγεθος των πόρων της μεμβράνης (McCabe, Smith and Harriott, 2003).

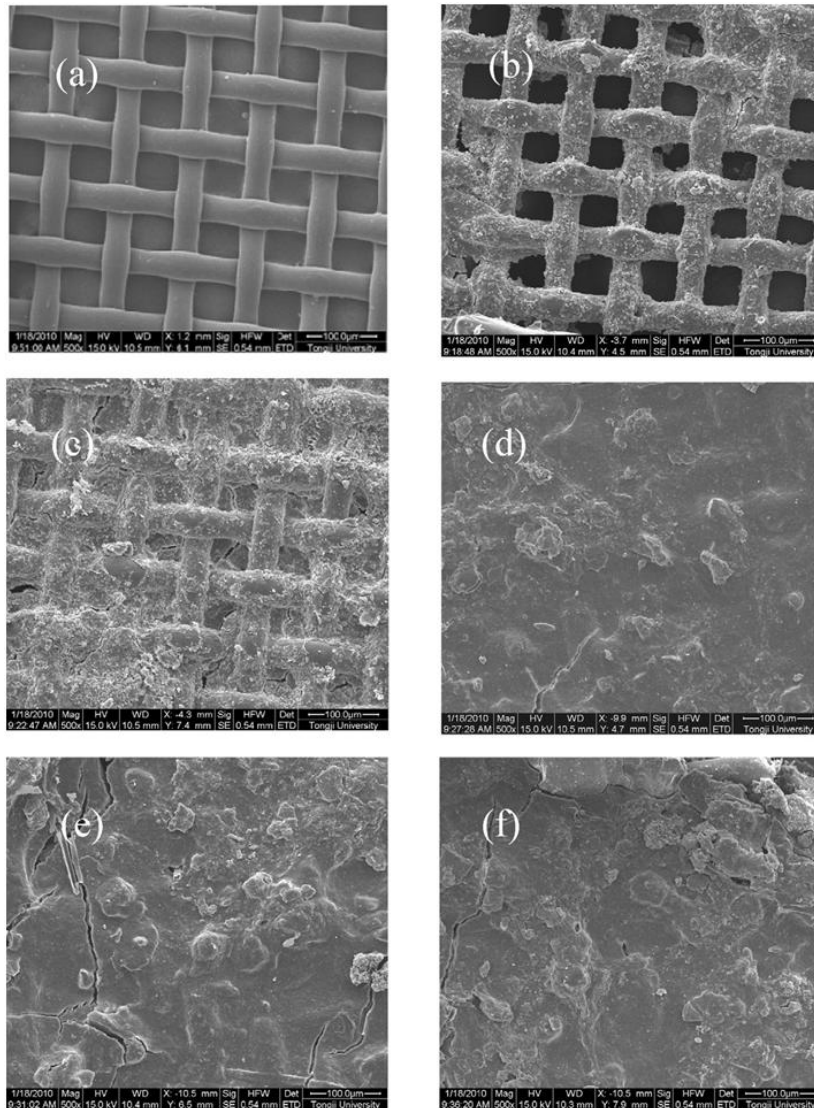
Η έμφραξη μεμβρανών μπορεί να διακριθεί σε αντιστρεπτή και μη αντιστρεπτή. Η αντιστρεπτή έμφραξη αναφέρεται στο σχηματισμό στρώματος στερεών πάνω στη μεμβράνη και μπορεί να απομακρυνθεί με φυσικές μεθόδους καθαρισμού. Η μη αντιστρεπτή έμφραξη αναφέρεται στη στένωση και την φραγή των πόρων της μεμβράνης ή ακόμη και στο στρώμα γέλης (gel) που σχηματίζεται πάνω στη μεμβράνη και δεν μπορεί να απομακρυνθεί με φυσικό καθαρισμό. Η μη αντιστρεπτή έμφραξη έχει ως αποτέλεσμα η μεμβράνη να χάσει τα αρχικά χαρακτηριστικά διηθητικότητας, καθώς δεν μπορεί να επανέλθει στις αρχικές ιδιότητες ούτε με χημικό καθαρισμό (Maaz et al, 2019).

Επιπλέον η έμφραξη μεμβρανών μπορεί να διακριθεί σε βιολογική, οργανική και ανόργανη. Η βιολογική έμφραξη οφείλεται στην αλληλεπίδραση των συστατικών που αναπτύσσονται πάνω στην μεμβράνη, στη συγκέντρωση εξωκυτταρικών πολυμερικών συστατικών (EPS) και διαλυτών μικροβιακών προϊόντων (SMP), πάνω στην μεμβράνη ή την επιφάνεια των πόρων. Η οργανική έμφραξη προκαλείται από τη συγκέντρωση μακρομορίων και άλλων οργανικών συστατικών πάνω στην μεμβράνη. Τέλος, η ανόργανη έμφραξη αναφέρεται στη συγκέντρωση ανόργανων συστατικών και ανόργανων κolloειδών πάνω στην επιφάνεια της μεμβράνης (Maaz et al, 2019).

Ο υδραυλικός χρόνος παραμονής (HRT) και ο χρόνος παραμονής των στερεών (SRT) είναι σημαντικές λειτουργικές παράμετροι που επηρεάζουν την έμφραξη μεμβρανών. Η αύξηση του SRT μπορεί να οδηγήσει σε υψηλότερη παραγωγή διαλυμένων μικροβιακών προϊόντων (SMP) και εξωκυτταρικών πολυμερικών συστατικών (EPS) (Huang et al, 2011), που με τη σειρά τους οδηγούν στην έμφραξη μεμβρανών. Οι Zhu et al. (2012) αναφέρουν ότι οι κεραμικές μεμβράνες με διάμετρο πόρων 0,1 μm ήταν περισσότερο αποτελεσματικές και ανθεκτικές στην έμφραξη σε σχέση με τις κεραμικές μεμβράνες που έχουν μέγεθος πόρων 0,5 μm. Αυτό δείχνει ότι τα σωματίδια, μικροοργανισμοί με διάμετρο ανάμεσα σε 0,5 και 1,0 μm παίζουν σημαντικό ρόλο στην διαδικασία της έμφραξης (Zhu et al, 2012).

Η έμφραξη μεμβρανών αποτελεί αντικείμενο ερευνών με στόχο να μειωθεί το κόστος αγοράς μεμβρανών. Οι δυναμικές μεμβράνες φαίνεται να είναι σήμερα μια πολλά υποσχόμενη λύση στον τομέα της διαχείρισης αστικών λυμάτων. Για το σχηματισμό των δυναμικών μεμβρανών χρησιμοποιείται ως υπόστρωμα ένα αδρό δίκτυο πόρων (10 – 200μm) που αποτελεί τη βάση για το σχηματισμό των μεμβρανών.

Στην Εικόνα 18 παρουσιάζεται ο σταδιακός σχηματισμός στρώματος στερεών στην επιφάνεια υποστρώματος (δίκτυ) με το πέρασμα του χρόνου (2 μέχρι 88 ημέρες). Το αποτέλεσμα είναι η δημιουργία μιας δυναμικής μεμβράνης που εξασφαλίζει τη διήθηση του ρεύματος τροφοδοσίας (Zhang et al, 2010).



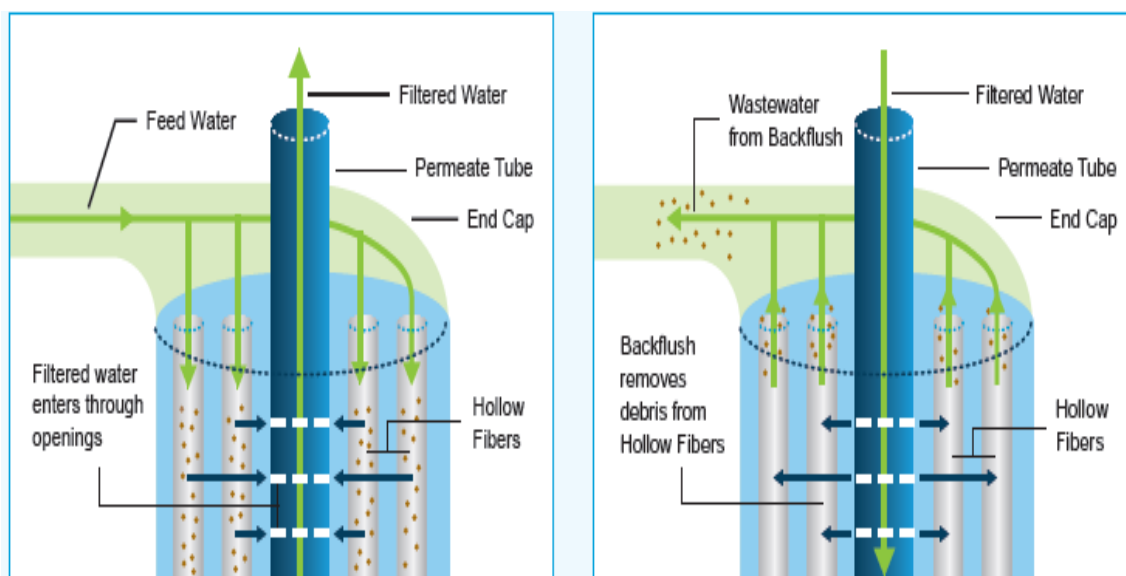
Εικόνα 18: (a) καθαρή επιφάνεια υποστρώματος δυναμικής μεμβράνης (b) επικάλυψη 2 ημερών (c) επικάλυψη - έμφραξη 7 ημερών (d) επικάλυψη - έμφραξη 20 ημερών (e) επικάλυψη - έμφραξη 48 ημερών (f) έμφραξη 88 ημερών (Zhang et al, 2010).

Για να περιοριστεί ο σχηματισμός στρώματος πάνω στην μεμβράνη, στα συστήματα AnMBR με εξωτερική διάταξη μεμβρανών εφαρμόζεται υψηλή εφαπτομενική ταχύτητα του ρεύματος τροφοδοσίας. Ταχύτητα ίση με 2-3 m/sec θεωρείται ικανοποιητική. Για τα συστήματα AnMBR με βυθιζόμενη διάταξη για να περιοριστεί ο σχηματισμός στρώματος (cake layer), εφαρμόζονται μέθοδοι όπως η διοχέτευση στις μεμβράνες φυσαλίδων βιοαερίου, η αντίστροφη πλύση με νερό ή υγρό (Krzeminski et al, 2017).

Συμπερασματικά, θα λέγαμε ότι η έμφραξη μεμβρανών είναι σημαντικός παράγοντας για το σχεδιασμό αλλά και τη λειτουργία των συστημάτων AnMBR, διότι καθορίζει την απόδοση του συστήματος, την απαίτηση για προεπεξεργασία του εισερχόμενου ρεύματος αστικών λυμάτων, το κόστος λειτουργίας και τις απαιτήσεις καθαρισμού.

3.5 Καθαρισμός μεμβρανών

Ο καθαρισμός των μεμβρανών είναι μια απαραίτητη διαδικασία με στόχο να αποκατασταθεί η πυκνότητα ροής, δηλαδή ο ρυθμός με τον οποίο το διήθημα ρέει μέσω της μεμβράνης. Ο καθαρισμός μπορεί να γίνει είτε με φυσικές μεθόδους, όπως είναι η αντίστροφη πλύση με αέρα ή νερό (Εικόνα 18), είτε με χημικό καθαρισμό (Εικόνα 19) (Lin et al, 2013).



Εικόνα 19: Πλύση μεμβράνης κοίλων ινών με αντίστροφη πλύση με υγρό (Brochure Koch Membrane Systems Inc., 2015).



Εικόνα 20: Στάδια χημικού καθαρισμού βυθιζόμενης μεμβράνης κοίλων ινών PVDF (Ramos et al, 2007).

Οι επικαθίσεις στερεών πάνω στις μεμβράνες AnMBR είναι δυσκολότερο να απομακρυνθούν, σε σχέση με την απομάκρυνση του στρώματος στερεών από τις αερόβιες μεμβράνες MBR. Αυτό σημαίνει ότι έχουν ένα πιο αυστηρό πρωτόκολλο καθαρισμού. Για τον καθαρισμό τους απαιτείται η χρήση πιο συμπυκνωμένων χημικών, υψηλότερες θερμοκρασίες και/ή ανάγκη εφαρμογής μεγαλύτερων χρόνων

έκθεσης. Τα χημικά που συνήθως χρησιμοποιούνται για τον καθαρισμό των μεμβρανών είναι το υποχλωριώδες νάτριο (NaOCl), το υδροχλωρικό οξύ (HCl), νιτρικό, κιτρικό οξύ, το καυστικό νάτριο (NaOH) και το EDTA. Περισσότερο αποτελεσματικός στα συστήματα AnMBR που επεξεργάζονται αστικά λύματα εμφανίζεται ο συνδυασμός NaOCl και NaOH, αφού είναι κατάλληλος για την απομάκρυνση μικροοργανισμών και οργανικών ουσιών που φράσσουν τους πόρους των μεμβρανών (Lin et al, 2013).

Ένα τυπικό πρωτόκολλο χημικού καθαρισμού που χρησιμοποιείται στα συστήματα AnMBR που επεξεργάζονται αστικά απόβλητα, περιλαμβάνει έναν εβδομαδιαίο καθαρισμό με συγκέντρωση 500 mg/L NaOCl και 2000 mg/L κιτρικό οξύ και έναν καθαρισμό κάθε έξι μήνες με 1000 mg/L NaOCl και 2000 mg/L κιτρικό οξύ (Lin et al, 2011).

Οι Pena et al (2019) περιγράφουν το πρωτόκολλο φυσικού και χημικού καθαρισμού της μεμβράνης που χρησιμοποίησαν: Για το φυσικό καθαρισμό, οι μεμβράνες υποβλήθηκαν σε υψηλή πίεση νερού, ώστε να απομακρυνθούν τα στερεά που είχαν προσκολληθεί στις ίνες της μεμβράνης. Κατά τον χημικό καθαρισμό, η μεμβράνη υποβλήθηκε σε καθαρισμό με διάλυμα NaClO, 1000 ppm στους 40 °C για χρονικό διάστημα 2 ωρών και συνεχόμενη διοχέτευση αέρα υπό πίεση. Στη συνέχεια, το διάλυμα NaClO ανανεώθηκε και η μεμβράνη βυθίστηκε σε αυτό για δύο επιπλέον ώρες. Τελικά, η διήθηση και η αντίστροφη πλύση με το διάλυμα NaClO εφαρμόστηκε για επιπλέον 1,5 ώρες.

Οι Ramos et al (2007) για να απομακρύνουν το στρώμα που σχηματίστηκε σε μεμβράνη πιλοτικής μονάδας AnMBR που επεξεργάζονταν απόβλητα βιομηχανίας τροφίμων, εφάρμοσαν διάλυμα NaClO που είχε συγκέντρωση πάνω από 2.000 mg/L για 18 ώρες, ενώ για τον καθαρισμό μεμβρανών υπό αερόβιες συνθήκες, χρησιμοποιείται συνήθως η μέτρια συγκέντρωση από 200 μέχρι 500 mg/L NaClO.

3.6 Λειτουργικό κόστος του συστήματος AnMBR – Ενεργειακές απαιτήσεις

Οι Goswami et al (2018) αναφέρουν ότι για τη λειτουργία μιας μονάδας MBR με δυναμικότητα 20.581 m³/d απαιτούνται 618.602 € κάθε χρόνο, ενώ για μια συμβατική μονάδα ενεργού ιλύος με χρόνο παραμονής των στερεών 15 ημέρες, απαιτούνται 241.000 \$ το χρόνο (ή σύμφωνα με την ισοτιμία νομισμάτων για το 2018: 210.465 € το χρόνο). Στο σύστημα AnMBR το κόστος μπορεί να μειωθεί σημαντικά εξαιτίας του ότι δεν απαιτείται αερισμός, αλλά και της ανάκτησης και αξιοποίησης του βιοαερίου.

Οι τεχνολογίες επεξεργασίας υγρών αστικών αποβλήτων που παράγουν εκροή κατάλληλη για ανάκτηση – επαναχρησιμοποίηση, καταναλώνουν σχεδόν 5 – 6 φορές περισσότερη ενέργεια σε σχέση με τις τεχνολογίες των οποίων η εκροή προορίζεται για απλή διάθεση σε υδάτινους ή εδαφικούς αποδέκτες. Η κατανάλωση ενέργειας υπολογίζεται κατά μέσο όρο σε 0,50 - 2 kWh/m³. Η απαιτούμενη ενέργεια για την

επεξεργασία 1m^3 αποβλήτου με τη συμβατική μέθοδο ενεργού ιλύος είναι 0,33 -0,60 KWh/ m^3 (Guvén et al, 2019).

Οι ενεργειακές απαιτήσεις στα συστήματα AnMBR αφορούν την κατανάλωση ενέργειας για τον περιορισμό της έμφραξης μεμβρανών (διατήρηση εγκάρσιας ροής του ρεύματος τροφοδοσίας, φυσητήρες βιοαερίου) και για τη λειτουργία του βιοαντιδραστήρα, τη λειτουργία των αντλιών που προωθούν το υγρό προς τις μεμβράνες και ανακυκλοφορούν το συμπύκνωμα πίσω στον βιοαντιδραστήρα, τη διατήρηση της κινητήριας δύναμη για να πραγματοποιηθεί η διήθηση (Maaz et al, 2019). Στα συστήματα AnMBR το λειτουργικό κόστος μπορεί να συρρικνωθεί σημαντικά εξαιτίας ανάκτησης του παραγόμενου βιοαερίου (Guvén et al, 2019).

Οι Stephenson et al (2000) αναφέρουν ότι η ενέργεια που καταναλώνεται για τη λειτουργία των βιοαντιδραστήρων μεμβρανών εφαπτομενικής ροής είναι 10 – 25 φορές περισσότερη σε σχέση με τη λειτουργία των βυθιζόμενων στον βιοαντιδραστήρα μεμβρανών (Orooji et al, 2019). Επίσης, οι Maaz et al (2019) αναφέρουν ότι οι ενεργειακές απαιτήσεις για αυτά τα συστήματα AnMBR είναι:

- AnMBR εγκάρσιας ροής: 3 - 7,30 KWh/ m^3
- AnMBR με εμβαπτιζόμενη διάταξη μεμβρανών: 0,038 - 5,68 KWh/ m^3

Για τα συστήματα AnMBR, οι Jeison και vanLier (2008) αναφέρουν ότι το κόστος αγοράς των μεμβρανών ήταν σημαντικά υψηλότερο από το κόστος της ενέργειας που δαπανάται για την επεξεργασία των λυμάτων. Αναφέρουν ότι απαιτούνται 0,5 €/m³ επεξεργασμένης εκροής για την αγορά μεμβρανών και 0,046€/m³ επεξεργασμένης εκροής για την κατανάλωση ενέργειας (Goswami et al, 2018).

Οι Ferrer et al (2015) αναφέρουν ότι η επεξεργασία των λυμάτων σε συστήματα AnMBR με εξωτερική διάταξη μεμβρανών είναι οικονομικά βιώσιμη για τα αστικά λύματα με χαμηλή περιεκτικότητα σε θειικές ενώσεις και σε θερμοκρασία περιβάλλοντος 30°C (Πίνακας 6). Κατά την αποδόμηση των οργανικών ουσιών, σε βιοαντιδραστήρα AnMBR που περιέχει λύματα πλούσια σε θειικές ενώσεις, δεν παράγεται μεθάνιο (βιοαέριο) γιατί η δράση των μεθανογόνων βακτηρίων αναστέλλεται από τα θειοαναγωγικά βακτήρια.

Πίνακας 6: Κόστος και ενεργειακές απαιτήσεις συστήματος AnMBR (Ferrer et al, 2015).

	Συνολικό κόστος λειτουργίας Ενεργειακές απαιτήσεις	
	T = 15 °C	T = 30 °C
Αστικά λύματα με υψηλή περιεκτικότητα θεικών (SO ₄ -S). 5,7 mg COD / mg SO ₄ -S	0,101 €/m ³ 0,22 KWh/ m ³	0,097 €/m ³ 0,21 KWh/ m ³
Αστικά λύματα με χαμηλή περιεκτικότητα θεικών (SO ₄ -S). 57 mg COD / mg SO ₄ -S	0,097 €/m ³ 0,14 KWh/ m ³	0,070 €/m³ -0,07 KWh/ m³

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 4: ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΚΗ ΑΝΑΣΚΟΠΗΣΗ ΛΕΙΤΟΥΡΓΙΑΣ ANMBR

Υπάρχουν αρκετές δημοσιευμένες έρευνες στη διεθνή βιβλιογραφία που διερευνούν την απόδοση της τεχνολογίας AnMBR στη διαχείριση των αστικών λυμάτων. Στον Πίνακα 7 παρουσιάζονται σημαντικές έρευνες της τελευταίας δεκαετίας και συγκεκριμένα της χρονικής περιόδου 2009-2019. Οι έρευνες πραγματοποιούνται σε πιλοτική ή εργαστηριακή κλίμακα και στοχεύουν να διερευνήσουν την απόδοση και βελτιστοποίηση του συστήματος ως προς:

- τις λειτουργικές παραμέτρους και συγκεκριμένα την θερμοκρασία, το pH, τον υδραυλικό χρόνο παραμονής (HRT) και τον χρόνο παραμονής της λύσης (SRT).
- την παραγωγή βιοαερίου
- την έμφραξη των μεμβρανών
- την απομάκρυνση ρυπαντικού φορτίου όπως COD και ολικά αιωρούμενα σωματίδια (TSS)
- την απομάκρυνση θρεπτικών συστατικών όπως του ολικού αζώτου (TN) και ολικού φωσφόρου (TP)
- την απομάκρυνση μικρορύπων όπως είναι οι ενδοκρινικοί διαταράκτες, οι φαρμακευτικές ουσίες και ουσίες που περιέχονται σε προϊόντα προσωπικής φροντίδας.

Ως εισερχόμενο προς επεξεργασία φορτίο, έχουν χρησιμοποιηθεί ανεπεξέργαστα αστικά λύματα, προεπεξεργασμένα, οικιακά λύματα ή συνθετικά που προσομοιώνουν τα αστικά. Στο σημείο αυτό θα πρέπει να γίνει διευκρίνιση ως προς τα είδη λυμάτων που χρησιμοποιούνται. Με τον όρο αστικά λύματα γίνεται αναφορά στο σύνολο των λυμάτων που καταλήγουν σε μια ΕΕΛ και μπορεί να περιλαμβάνουν λύματα από οικίες, εργαστήρια, βιοτεχνίες ή ακόμη και όμβρια ύδατα. Με τον όρο οικιακά λύματα γίνεται αναφορά στα λύματα που προέρχονται μόνο από κατοικίες και εμπορικές δραστηριότητες. Τέλος, ο όρος συνθετικά λύματα χρησιμοποιείται για τα λύματα που παρασκευάζονται με την ανάμιξη συστατικών όπως είναι η γλυκόζη, το άμυλο, η μελάσα, οι πεπτόνες, οι ζυμομύκητες και πτητικά λιπαρά οξέα.

Σε όλες τις περιπτώσεις πρόκειται για επεξεργασία «ασθενών» υγρών αποβλήτων ως προς την περιεκτικότητα σε διαλυτό οργανικό υλικό. Για τα συνθετικά αστικά λύματα, το ποσοστό απομάκρυνση του COD παρουσιάζεται τις περισσότερες φορές μεγαλύτερο από 95% γιατί τα περιεχόμενα συστατικά υδρολύονται καλύτερα και δεν υπάρχουν ουσίες που μπορεί να παρεμποδίσουν την αναερόβια ζύμωση όπως π.χ. η έλλειψη θρεπτικών συστατικών ή η παρουσία τοξικών ενώσεων. Οι Smith et al (2013) διερεύνησαν την απόδοση αναερόβιου συστήματος AnMBR ως προς το ποσοστό απομάκρυνσης COD, χρησιμοποιώντας στην πρώτη περίπτωση συνθετικά λύματα συγκεκριμένου οργανικού φορτίου και στη συνέχεια, διατηρώντας τις ίδιες λειτουργικές παραμέτρους στο αναερόβιο σύστημα, χρησιμοποίησαν υγρά αστικά απόβλητα χωρίς να έχουν υποστεί οποιαδήποτε επεξεργασία. Στην πρώτη περίπτωση το ποσοστό απομάκρυνσης του οργανικού υλικού ήταν $92 \pm 5 \%$, ενώ στη δεύτερη $69 \pm 10\%$.

Στις έρευνες συνήθως επιλέγεται ο βιοαντιδραστήρας CSTR εξαιτίας της ευκολίας στη χρήση αλλά και την κατασκευή του εντός του εργαστηρίου. Επίσης, συχνή είναι και η χρήση του βιοαντιδραστήρα UASB. Στις περισσότερες περιπτώσεις διερευνάται η απόδοση και βελτιστοποίηση του συστήματος AnMBR με βυθιζόμενο σύστημα βιομεμβρανών.

Πίνακας 7: Σημαντικές επιστημονικές δημοσιεύσεις στην επεξεργασία αστικών λυμάτων με σύστημα AnMBR.

A/A	Τύπος αντιδραστήρα – διάταξη μεμβρανών	Είδος μεμβράνης	Είδος λυμάτων	Ροή διύλισης (flux, LMH)	Είσοδος COD mg/L	Συνθήκες λειτουργίας T, pH, HRT	Έξοδος COD mg/L	% απομάκρυνση COD	Παραγόμενο μεθάνιο	Αναφορά
ΕΤΟΣ 2009										
1	CSTR βυθιζόμενη	Επίπεδα φύλλα (Flat sheet) Πολυαιθυλένιο Πόροι: 0,4 μm Επιφάνεια: 0,1m ²	Συνθετικά αστικά	5 – 10	465	35 °C HRT = 8-20h SRT = 250 ημέρες		99		Vyrides et al, 2009
2	UASB εξωτερική	Πολυακρονιτρίλιο Επιφάνεια: 0,2m ²	αστικά	10,5	185,6	°C περιβάλλοντος HRT = 5,5-10h OLR = 0,3-0,9 kg COD/m ³ d		77-81	0,062 L CH ₄ /g COD removed	An et al, 2009a
3	UASB βυθιζόμενη	Πολυαιθυλένιο Πόροι: 0,64μm	αστικά	5	259,5±343,8	15-20°C HRT = 2,6h, OLR = 2,36kg COD /m ³ d	77,5±29,5			An et al, 2009b
4	UASB εξωτερική	Επίπεδα φύλλα (Flat sheet) PVDF Πόροι: 0,22μm Επιφάνεια: 0,05m ²	Συνθετικά αστικά	25	150 mg TOC/L	35°C HRT = 12h, 6h, 4,5h OLR = 0,3kg COD /m ³ d				Wu et al, 2009
5	UASB εξωτερική	Κοίλων ινών (Hollow fiber) Πόροι: 0,2μm Επιφάνεια: 4m ²	Προεπεξεργασμένα	3,75 – 11,25	540	25°C HRT = 5,5-10h OLR = 1,08- 4,32 kg COD/m ³ d		88		Lew et al, 2009

A/A	Τύπος αντιδραστήρα – διάταξη μεμβρανών	Είδος μεμβράνης	Είδος λυμάτων	Ροή διύλισης (flux, LMH)	Είσοδος COD mg/L	Συνθήκες λειτουργίας T, pH, HRT	Έξοδος COD mg/L	% απομάκρυνση COD	Παραγόμενο μεθάνιο	Αναφορά
6	CSTR εξωτερική	Σωληνοειδής (Tubular) Κεραμική Al ₂ O ₃ Πόροι: 0,2 μm	Συνθετικά	20-40	10	55 °C SRT=120 ημέρες OLR = 10-55 kg COD/m ³ d				Jeison et al., 2009
7	AnMBR Εξωτερική		Συνθετικά		500	25 °C SRT=90-360 ημέρες	40	94%	0,22 L CH ₄ /g COD removed 48% CH ₄ ανάκτηση	Ho και Sung, 2009
						OLR = 1 kg COD/m ³ d HRT = 12h			48-35% CH ₄ ανάκτηση	
						OLR = 1,5 kg COD/m ³ d HRT = 8h			35% CH ₄ ανάκτηση	
						OLR = 2 kg COD/m ³ d HRT = 6h				
ΕΤΟΣ 2010										
8	CSTR εξωτερική	PVDF Πόροι: 0,1μm 200kDa, απόρριψη με βάση το μοριακό βάρος	Προεπεξεργασμένα Αραιωμένα αστικά	-	38-131	25 °C pH=6,4±0.2 HRT=12-48 h SRT = 19-217 ημέρες OLR = 0,03- 0,11 kg	18-37	55-69		Baek et al, 2010

A/A	Τύπος αντιδραστήρα – διάταξη μεμβρανών	Είδος μεμβράνης	Είδος λυμάτων	Ροή διύλισης (flux, LMH)	Είσοδος COD mg/L	Συνθήκες λειτουργίας T, pH, HRT	Έξοδος COD mg/L	% απομάκρυνση COD	Παραγόμενο μεθάνιο	Αναφορά
9	CSTR εξωτερική	Σωληνοειδής (Tubular) PTFE Πόροι: 1μm Επιφάνεια: 0,09m ²	Προεπεξεργασμένα ιλύς από μονάδα επεξεργασίας λυμάτων αραιωμένη με νερό βρύσης μέχρι 10g/L	5	500	25 °C HRT = 12h pH=6,8-7,1 OLR = 1 kg COD/m ³ d		95		Ho και Sung, 2010
	CSTR εξωτερική	Σωληνοειδής (Tubular) PTFE Πόροι: 1μm Επιφάνεια: 0,09m ²	Προεπεξεργασμένα ιλύς από μονάδα επεξεργασίας λυμάτων αραιωμένη με νερό βρύσης μέχρι 10g/L	5	500	15 °C HRT = 12h pH=6,8-7,1 OLR = 1 kg COD/m ³ d		85		Ho και Sung, 2010
10	UASB βυθιζόμενη	Δυναμική Dacron mesh Πόροι διχτυού: 61 μm	Αστικά	65	159-500	10 – 15 °C pH=7,3±0,3 HRT=8 h OLR = 0,9 kg	120,8±34	57,3±6,1		Zhang et al, 2010
11	UASB εξωτερική	Σωληνοειδής (Tubular) Πόροι: 40kDa, απόρριψη με βάση το μοριακό βάρος	Αστικά	<7	646±103	25 °C HRT=3 h SRT = 100 ημέρες	104±12	87		Herrera-Robledo et al, 2010

A/A	Τύπος αντιδραστήρα – διάταξη μεμβρανών	Είδος μεμβράνης	Είδος λυμάτων	Ροή διύλισης (flux, LMH)	Είσοδος COD mg/L	Συνθήκες λειτουργίας T, pH, HRT	Έξοδος COD mg/L	% απομάκρυνση COD	Παραγόμενο μεθάνιο	Αναφορά
12	UASB εξωτερική	Επίπεδα φύλλα (Flat sheet) PVDF Πόροι: 100μm Επιφάνεια: 0,052m ²	Συνθετικά	8-12	500	30 °C HRT = 24h SRT = 50 ημέρες, OLR = 5 kg COD/m ³ d		96		Gao et al, 2010
13	CSTR εξωτερική	Κοίλων ινών (Hollow fiber) Πόροι: 0,2 μm	Αστικά (Οικιακά)	7,5	540	25 °C HRT = 6h OLR = 2,16 kg COD/m ³ d	65	88		Lew et al, 2010
14	CSTR βυθιζόμενη	Επίπεδα φύλλα (Flat sheet) Πόροι: 0,4 μm Επιφάνεια 0.12m ²	Συνθετικά	2-5		35±1°C SRT = 30-40 ημέρες, OLR = 1,5-13 kg COD/m ³ d	53g/L TSS	60-80% σωματιδιακός και κολλοειδές COD		Spagni et al, 2010
15	CSTR βυθιζόμενη	Κοίλων ινών (Hollow fiber) Πόροι: 0,45μm	Συνθετικά			35 °C HRT = 14 ημέρες OLR = 2,5 kg COD/m ³ d		99,6		Jeong et al, 2010
ΕΤΟΣ 2011										
16	CSTR εξωτερική	Κοίλων ινών (Hollow fiber) Zee Weed™	Προεπεξεργασμένα με εσχάρωση Οικιακά	17	224	22 °C HRT = 8,5h SRT = 80-100ημέρες OLR = 0,58 kg COD/m ³ d	47	79		Dagnew et al, 2011

A/A	Τύπος αντιδραστήρα – διάταξη μεμβρανών	Είδος μεμβράνης	Είδος λυμάτων	Ροή διύλισης (flux, LMH)	Είσοδος COD mg/L	Συνθήκες λειτουργίας T, pH, HRT	Έξοδος COD mg/L	% απομάκρυνση COD	Παραγόμενο μεθάνιο	Αναφορά
17	CSTR βυθιζόμενη	Επίπεδα φύλλα (Flat sheet) Πόροι: 38nm PES (polyethersulfone) Επιφάνεια 3,5m ²	Προεπεξεργασμένα αστικά με προσθήκη γλυκόζης	7	630±82	35 °C HRT = 19,2 ώρες SRT = 680 ημέρες, OLR = 0,5-0,9 kg COD/m ³ d	80	90	0,27 L CH ₄ /g COD removed	Martinez –Soza et al, 2011
18	CSTR βυθιζόμενη	Επίπεδα φύλλα (Flat sheet) Πόροι: 38nm PES (polyethersulfone) Επιφάνεια 3,5m ²	Προεπεξεργασμένα αστικά με προσθήκη γλυκόζης	7	630±82	20 °C HRT = 19,2 ώρες SRT = 680 ημέρες, OLR = 0,5-0,9 kg COD/m ³ d		82	0,23 L CH ₄ /g COD removed	Martinez –Soza et al, 2011
19	CSTR βυθιζόμενη	Επίπεδα φύλλα (Flat sheet) Πολυολεφίνη Πόροι: 0,4μm Επιφάνεια 0,1m ²	Συνθετικά	10,5	425	HRT = 12h		83	-	Achilli et al, 2011
20	CSTR βυθιζόμενη	Κοίλων ινών (Hollow fiber) Πόροι: 0,05μm Επιφάνεια 30m ²	Αστικά	10	445	HRT = 6-20h SRT = 70 ημέρες		87	0,069 L CH ₄ /g COD removed	Gimenez et al, 2011
21	ΑπΜΒR βυθιζόμενη	Επίπεδα φύλλα (Flat sheet) Πόροι: 0,2 μm PES	Συνθετικά οικιακά		440	15 °C HRT = 16 h SRT = 300 ημέρες	36	92		Smith et al, 2011

A/A	Τύπος αντιδραστήρα – διάταξη μεμβρανών	Είδος μεμβράνης	Είδος λυμάτων	Ροή διύλισης (flux, LMH)	Είσοδος COD mg/L	Συνθήκες λειτουργίας T, pH, HRT	Έξοδος COD mg/L	% απομάκρυνση COD	Παραγόμενο μεθάνιο	Αναφορά
22	CSTR βυθιζόμενη	Επίπεδα φύλλα (Flat sheet) PVDF Πόροι: 140 kDa, απόρριψη με βάση το μοριακό βάρος Επιφάνεια 0,6m ²	Αστικά	12	302,1±87,9	30 °C pH=7,6±0,3 HRT = 10h OLR = 1 kg COD/m ³ d	51±10	88±2	0,24 L CH ₄ /g COD removed	Lin et al, 2011
23	UASB βυθιζόμενη	Επίπεδα φύλλα (Flat sheet) 24Dragon mesh (δυναμική μεμβράνη) Πόροι: 61 μm	Αστικά	65	298,4	°C περιβάλλοντος HRT = 8h		63,4		Zhang et al, 2011
24	CSTR βυθιζόμενη	Κοίλων ινών (Hollow fiber) PES (polyethersulfone) Πόροι: 0,05μm	Συνθετικά οικιακά		550	25-30°C SRT=30-60 ημέρες HRT = 8h	17	97		Huang et al, 2011
25	CSTR εξωτερική (δύο σταδίων)	Σωληνοειδής (Tubular) Κεραμική Πόροι: 0,1 μm	Συνθετικά	-	10,2 – 23,9 g/L	55 °C pH=5,5 - 7,2 HRT = 48h OLR = 5,1-12 kg COD/m ³ day		78-81		Wijekoon et al, 2011
26	UASB Εξωτερική	Σωληνοειδής (Tubular) PVDF Πόροι: 100kDa, απόρριψη με βάση το MB	Συνθετικά οικιακά		350	HRT = 4h	70	80		Salazar-Pelaez et al, 2011

A/A	Τύπος αντιδραστήρα – διάταξη μεμβρανών	Είδος μεμβράνης	Είδος λυμάτων	Ροή διύλισης (flux, LMH)	Είσοδος COD mg/L	Συνθήκες λειτουργίας T, pH, HRT	Έξοδος COD mg/L	% απομάκρυνση COD	Παραγόμενο μεθάνιο	Αναφορά
27	Δύο σταδίων ρευστοστερεάς κλίνης βυθιζόμενη	Κοίλων ινών (Hollow fiber) PVDF Πόροι: 0,1μm	Συνθετικά οικιακά		513	35°C HRT = 4,2-5,9 h	7	99		Kim et al, 2011
ΕΤΟΣ 2012										
28	CSTR βυθιζόμενη	Κοίλων ινών (Hollow fiber) Πόροι: 0,05μm Επιφάνεια 30m ²	Προεπεξεργασμένα αστικά		410	33 °C HRT = 6-21h SRT=76 ημέρες OLR = 0,71 kgCOD/m ³ d			Ανάκτηση 57,4 % CH ₄	Ginemez et al, 2012
29	CSTR βυθιζόμενη	Κοίλων ινών (Hollow fiber) Πόροι: 0,05μm Επιφάνεια: 30m ²	Προεπεξεργασμένα αστικά		720	21°C HRT = 6-21h SRT=74 ημέρες OLR = 0,64 kgCOD/m ³ d			Ανάκτηση 53,6 % CH ₄	Ginemez et al, 2012
ΕΤΟΣ 2013										
30	UASB βυθιζόμενη	Κοίλων ινών (Hollow fiber) PVDF Πόροι: 0,1μm Επιφάνεια 1 m ²	Συνθετικά	5	500±10	27°C HRT = 2h 38g COD/g MLSS · d OLR = 6 kg COD/m ³ d		>90	0,637± 0,213 LCH ₄ /gMLSS · d	Liu et al, 2013

A/A	Τύπος αντιδραστήρα – διάταξη μεμβρανών	Είδος μεμβράνης	Είδος λυμάτων	Ροή διύλισης (flux, LMH)	Είσοδος COD mg/L	Συνθήκες λειτουργίας T, pH, HRT	Έξοδος COD mg/L	% απομάκρυνση COD	Παραγόμενο μεθάνιο	Αναφορά
31	UASB βυθιζόμενη	Επίπεδα φύλλα (Hollow fiber) PVDF Πόροι: 0,1μm Επιφάνεια 1 m ²	Συνθετικά	5	500±10	30 °C HRT = 12h OLR = 0,1 g COD/g MLSS · d OLR = 1 kg COD/m ³ day		>90	0,406± 0,101 L CH ₄ /g MLSS · d	Liu et al, 2013
32	Gas – lift AnMBR βυθιζόμενη	Σωληνοειδής (Tubular) PVDF Πόροι: 0,03μm Επιφάνεια 0,013 m ²	Συνθετικά οικιακά	10-15	COD = 1260 TN=54 TP=44			95-98 (COD)	4,5 L/d	Prieto et al, 2013
33	Bench scale AnMBR βυθιζόμενη	Επίπεδα φύλλα (flat sheet) PES (polyethersulfone) 0,2 μm Επιφάνεια 0.0387 m ²	Συνθετικά οικιακά	7	227 (BOD ₅)	15 °C	COD = 43 BOD ₅ =18	92	40-50% CH ₄ ανακτήθηκε	Smith et al, 2013

A/A	Τύπος αντιδραστήρα – διάταξη μεμβρανών	Είδος μεμβράνης	Είδος λυμάτων	Ροή διύλισης (flux, LMH)	Είσοδος COD mg/L	Συνθήκες λειτουργίας T, pH, HRT	Έξοδος COD mg/L	% απομάκρυνση COD	Παραγόμενο μεθάνιο	Αναφορά
34	Bench scale AnMBR βυθιζόμενη	Επίπεδα φύλλα (flat sheet) PES polyethersulfone 0,2 μm Επιφάνεια 0.0387 m ²	Αστικά (Οικιακά)	7		15 °C	COD = 76 BOD ₅ =24	69		Smith et al, 2013
ΕΤΟΣ 2014										
35	Δύο σταδίων ρευστοστερεάς κλίνης βυθιζόμενη σε εξωτερική δεξαμενή	Κοίλων ινών (Hollow fiber) PVDF Πόροι: 0,03 μm Επιφάνεια 0.004 m ²	Αστικά	1-7,2	198–285 TSS: 67 ± 13	9–25 °C HRT=6,1 h	14–28	93 ± 3%		Shin et al, 2014
36	CSTR εξωτερική	Επίπεδα φύλλα (Flat sheet) Δυναμική μεμβράνη Πόροι: 200 μm	Συνθετικά αστικά (sucrose)		5000	35 °C HRT=1-7 ημέρες OLR = 0,7-5 KgCOD/m ³ d	300-1800	75±8%		Alibardi et al, 2014
37	Δύο σταδίων ρευστοστερεάς κλίνης βυθιζόμενη σε εξωτερική δεξαμενή	Σωληνοειδής (Tubular) PVDF Πόροι: 0,1 μm	Αστικά		235–300	10–25 °C HRT:2,3 h	21–37	>86%		Yoo et al, 2014

A/A	Τύπος αντιδραστήρα – διάταξη μεμβρανών	Είδος μεμβράνης	Είδος λυμάτων	Ροή διύλισης (flux, LMH)	Είσοδος COD mg/L	Συνθήκες λειτουργίας T, pH, HRT	Έξοδος COD mg/L	% απομάκρυνση COD	Παραγόμενο μεθάνιο	Αναφορά
38	Δύο σταδίων Αναερόβιος ρευστοστερεάς κλίνης (AFBR) - Αναερόβιος ρευστοστερεάς κλίνης (AFMBR) με βυθιζόμενη διάταξη μεμβρανών	Κοίλων ινών (Hollow fiber) PVDF Πόροι <0,1 μm Επιφάνεια 0,04 m ²	Συνθετικά + 20 φαρμακευτικές ουσίες		250-1000	20-25 °C HRT=1,28 h	COD=10 BOD5=0 TSS=0 VSS=0	20 Φαρμακευτικές ουσίες > 90%		Dutta et al, 2014
39	UASB βυθιζόμενη	Κοίλων ινών (Hollow fiber) Πόροι: 0,04 μm Επιφάνεια 0,0245 m ²	Συνθετικά + Φαρμακευτικές ουσίες, ενδοκρινικοί διαταράκτες, Προϊόντα προσωπικής φροντίδας	10	TOC=125±3 COD=240±15	30 ± 1 °C pH= 7,5 HRT=6 h SRT=60 ημέρες		89% (TOC) 45,8% μικρορύποι 10% for diclofenac, estriol, estrone, ibuprofen, DEET, primidone, carbamazepine, meprobamate and atrazine.		Monsalvo et al, 2014
ΕΤΟΣ 2015										

A/A	Τύπος αντιδραστήρα – διάταξη μεμβρανών	Είδος μεμβράνης	Είδος λυμάτων	Ροή διύλισης (flux, LMH)	Είσοδος COD mg/L	Συνθήκες λειτουργίας T, pH, HRT	Έξοδος COD mg/L	% απομάκρυνση COD	Παραγόμενο μεθάνιο	Αναφορά
40	ΑnMBR Βυθιζόμενη σε εξωτερική δεξαμενή	Κοίλων ινών (Hollow fiber) Πόροι: 0,05 μm Επιφάνεια 30 m ²	Προεπεξεργασμένα αστικά	19	COD=380 BOD=300 SO₄-S=10 TN=50 TP=6,9	15 °C pH =7 αλκαλικότητα = 350mg CaCO ₃ /L HRT=14 h SRT=35 ημέρες OLR = 0,5-2 kg COD/m ³ d 30 °C, pH =7 αλκαλικότητα = 350mg CaCO ₃ /L HRT=7 h SRT=12 ημέρες OLR = 0,5-2 kg COD/m ³ d	BOD=25 (αύξηση T (°C) = μείωση SRT)			Pretel et al., 2015
41	ΑnMBR Βυθιζόμενη σε εξωτερική δεξαμενή	Κοίλων ινών (Hollow fiber) Πόροι: 0,05 μm Επιφάνεια 30 m ²	Προεπεξεργασμένα αστικά	19	COD=380 BOD=300 SO₄-S=100 TN=50 TP=6,9	15 °C, pH =7 350mg CaCO ₃ /L HRT=23 h SRT=60 ημέρες OLR = 0,5-2 kg COD/m ³ d 30 °C, pH =7 350mg CaCO ₃ /L HRT=10 h SRT=22 ημέρες OLR = 0,5-2 kg COD/m ³ d	BOD=25		Τα θειοαναγωγικά βακτήρια έχουν υψηλότερο ρυθμό βιοαποικοδόμησης των οργανικών σε σχέση με τα μεθανογόνα (δεν παρατηρήθηκε παραγωγή CH ₄)	Pretel et al., 2015

A/A	Τύπος αντιδραστήρα – διάταξη μεμβρανών	Είδος μεμβράνης	Είδος λυμάτων	Ροή διύλισης (flux, LMH)	Είσοδος COD mg/L	Συνθήκες λειτουργίας T, pH, HRT	Έξοδος COD mg/L	% απομάκρυνση COD	Παραγόμενο μεθάνιο	Αναφορά
42	CSTR βυθιζόμενη σε εξωτερική δεξαμενή	Κοίλων ινών (Hollow fiber) PVDF Πόροι: 0,04 μm	Αστικά		252 ± 59	23 ± 1 °C pH= 6,8 HRT=8,5 h	17–29	90 ± 2%		Dong et al., 2015
43	CSTR εξωτερική	3 κεραμικές Πόροι: 80nm, 200nm, 300nm	Αστικά (οικιακά)		330,4±89,8	25-30 °C HRT=7,5 h SRT=60 ημέρες		86-88%	0,1±0,02 L CH ₄ /g COD removed	Yue et al, 2015
44	UASB Εξωτερική	Σωληνοειδής (Tubular) Πόροι: 30μm Επιφάνεια 0,11 m ²	Συνθετικά	12,3	530±30	25 °C HRT = 6 h SRT = 126 ημέρες, OLR = 2 kg COD/m ³ d	42	92		Ozgun et al, 2015a
45	UASB Εξωτερική	Σωληνοειδής (Tubular) Πόροι: 30μm Επιφάνεια 0,11 m ²	Συνθετικά	12,3	530±30	15 °C HRT = 6 h SRT = 126 ημέρες, OLR = 2 kg COD/m ³ d	52	90		Ozgun et al, 2015a
46	UASB Εξωτερική	Σωληνοειδής (Tubular) Πόροι: 30μm Επιφάνεια 0,0038 m ²	Συνθετικά	12,3	530±30	25 °C - 15 °C HRT = 6 h SRT = 126 ημέρες, OLR = 2 kg COD/m ³ d	149 ± 5,9 42 ± 4,4	92	-	Ozgun et al, 2015b

A/A	Τύπος αντιδραστήρα – διάταξη μεμβρανών	Είδος μεμβράνης	Είδος λυμάτων	Ροή διύλισης (flux, LMH)	Είσοδος COD mg/L	Συνθήκες λειτουργίας T, pH, HRT	Έξοδος COD mg/L	% απομάκρυνση COD	Παραγόμενο μεθάνιο	Αναφορά
47	UASB Εξωτερική	Σωληνοειδής (Tubular) ZW-10 Zenon, GE Πόροι: 0,045μm Επιφάνεια 0,93 m ²	Προεπεξεργασμένα Αστικά λύματα (διέλευση από κόσκινο 1mm)		892±271	18 ±2 ^o C HRT = 7 h	100-120	87±1	63,8±15,7 L/d	Gouveia et al, 2015
ΕΤΟΣ 2016										
48	Ρευστοστερεάς κλίνης Βυθιζόμενη σε εξωτερική δεξαμενή	Σωληνοειδής (Tubular) Κεραμική Πόροι: 0,05 μm Επιφάνεια 0,05m ²	Προεπεξεργασμένα (Συνθετικά + οικιακά – αστικά)	5,3	480±50	10-25 °C HRT:6–8 h	26±15	>94%		Seib et al, 2016b, 2016a
49	DFF (down flow floating filter) βυθιζόμενη σε εξωτερική δεξαμενή	Σωληνοειδής (Tubular) PVDF Πόροι: 100kDa, απόρριψη με βάση το μοριακό βάρος Επιφάνεια 0,059m ²	Προεπεξεργασμένα (Συνθετικά + οικιακά – αστικά)	5,3	480±50	10-25 °C HRT= 6–14 h	26±15	>94%		Seib et al, 2016a

A/A	Τύπος αντιδραστήρα – διάταξη μεμβρανών	Είδος μεμβράνης	Είδος λυμάτων	Ροή διύλισης (flux, LMH)	Είσοδος COD mg/L	Συνθήκες λειτουργίας T, pH, HRT	Έξοδος COD mg/L	% απομάκρυνση COD	Παραγόμενο μεθάνιο	Αναφορά
50	ΑnMBR Βυθιζόμενη	Επίπεδα φύλλα (Flat sheet) PVDF Πόροι: 0,2μm Επιφάνεια: 0,735 m ²	Αστικά (Οικιακά)		400	25 °C και 35°C HRT = 5,8-4,8h και HRT = 8-7,1 h SRT = 50 ημέρες, OLR = 0,43-0,90 kg COD/m ³ d	-	90		Mei et al, 2016
51	CSTR εξωτερική	Κοίλων ινών (Hollow fiber) PVDF Πόροι: 30 nm Επιφάνεια: 320cm ²	Συνθετικά	6	400±10	35±1°C pH = 7 ± 0,1 HRT=12h	20	97		Wei et al, 2016
52	CSTR εξωτερική	Επίπεδα φύλλα (Flat sheet) PVDF Πόροι: 200kDa, απόρριψη με βάση το μοριακό βάρος Επιφάνεια 0,735 m ²	Συνθετικά	6	800 + προσθήκη 100 mg/L ενεργού άνθρακα	35±1°C pH = 7 ± 0,1 HRT=12h		99 (COD) + 87% (οργανικοί μικρορύποι)		Wei et al, 2016
ΕΤΟΣ 2017										

A/A	Τύπος αντιδραστήρα – διάταξη μεμβρανών	Είδος μεμβράνης	Είδος λυμάτων	Ροή διύλισης (flux, LMH)	Είσοδος COD mg/L	Συνθήκες λειτουργίας T, pH, HRT	Έξοδος COD mg/L	% απομάκρυνση COD	Παραγόμενο μεθάνιο	Αναφορά
53	UASB Εξωτερική	Κοίλων ινών (Hollow fiber) PVDF Πόροι: 0,22 μm	Συνθετικά οικιακά		330–370	20 ± 0.5 °C pH=7.0 HRT=12 h	26,6–30 προτεινόμενη	91,9 ± 1,5%		Chen et al, 2017a
54	UASB Βυθιζόμενη	Κοίλων ινών (Hollow fiber) PVDF Πόροι: 0,22 μm	Συνθετικά οικιακά		330–370	20 ± 0,5 °C pH=7 HRT=12 h	28,7–32,2	91,3 ± 2,1%		Chen et al, 2017a
55	Δύο σταδίων Αναερόβιος ρευστοστερεάς κλίνης Βυθιζόμενη	Κοίλων ινών (Hollow fiber) Πόροι: 0,1μm Επιφάνεια 0,022m ²	Προεπεξεργασμένα (clarifier)	30	70	23± 1 °C HRT= 4h pH =7,2	24	>97	2,11 L/d	Wu et al, 2017
56	Ενός σταδίου Αναερόβιος ρευστοστερεάς κλίνης Βυθιζόμενη	Κοίλων ινών (Hollow fiber) Πόροι: 0,1μm Επιφάνεια 0,022m ²	Προεπεξεργασμένα (clarifier)	30	48	23± 1 °C HRT= 3h pH =7,3	18	>97	2,11 L/d	Wu et al, 2017
57	UASB Βυθιζόμενη	Σωληνοειδής (Tubular) PVDF Επιφάνεια 0,2375m ²	αστικά	2,5	525±174 657±235	18–21 °C HRT= 8h	222±61 130±55	68,6	-	Cerón-Vivas; Noyola, 2017

A/A	Τύπος αντιδραστήρα – διάταξη μεμβρανών	Είδος μεμβράνης	Είδος λυμάτων	Ροή διύλισης (flux, LMH)	Είσοδος COD mg/L	Συνθήκες λειτουργίας T, pH, HRT	Έξοδος COD mg/L	% απομάκρυνση COD	Παραγόμενο μεθάνιο	Αναφορά
58	CG-AnMBR (Conventional Granular) Βυθιζόμενη	Κοίλων ινών (Hollow fiber) PVDF Πόροι: 0,22μm Επιφάνεια 0,06m ²	Συνθετικά	5,3	330-370	20 °C HRT = 12 h SRT = 25–30 ημέρες, MLSS = 20,50 ±1.53 g/L	-	90,8±1,4 (TN = 15±4,1 PO ₄ ³⁻ P=17,6±6,2)	0,1333 ± 0,0053 L CH ₄ /g COD removed	Chen et al, 2017b
59	SG-AnMBR (Sponge Granular) Βυθιζόμενη	Κοίλων ινών (Hollow fiber) PVDF Πόροι: 0,22μm Επιφάνεια 0,06m ²	Συνθετικά	5,3	330-370	20 °C HRT = 12 h SRT = 25–30 ημέρες, MLSS = 20,50 ±1,53 g/L,		93,7±1,7 (TN = 31,7±6,8 PO ₄ ³⁻ P=36,2±7,9)	0,1563 ± 0,0058 L CH ₄ /g COD removed	Chen et al, 2017c
60	AnMBR Βυθιζόμενη	Κεραμικές Επίπεδα φύλλα (Flat sheet) Πόροι: 80 nm Επιφάνεια 0.08 m ²	Αστικά (Οικιακά)	8		25 °C HRT = 5,8 h, SRT = 60 ημέρες, OLR = 10 kgCOD/m ³ day	417 ± 61	87	-	Mei et al, 2017a
61	AnMBR Βυθιζόμενη	Επίπεδα φύλλα (Flat sheet) Πόροι: 0,2μm Επιφάνεια 0,116 m ²	Συνθετικά αστικά (περιέχουν alcoholethoxylates που χρησιμοποιούνται στα προϊόντα προσωπικής φροντίδας)	-	492±112	25±1°C HRT = 42-12 h, OLR = 3-6 kg COD/m ³ day	17,1	95,5 - 98,8	2,30 - 4,25L/d	Nie et al, 2017

A/A	Τύπος αντιδραστήρα – διάταξη μεμβρανών	Είδος μεμβράνης	Είδος λυμάτων	Ροή διύλισης (flux, LMH)	Είσοδος COD mg/L	Συνθήκες λειτουργίας T, pH, HRT	Έξοδος COD mg/L	% απομάκρυνση COD	Παραγόμενο μεθάνιο	Αναφορά
62	ΑnMBR Βυθιζόμενη	Κεραμική (alumina) Επίπεδα φύλλα (Flat sheet)	Συνθετικά οικιακά	3,3±0,21	600–800	HRT = 18±1,3 h	-	96,1±5,1		Jeong et al, 2017
63	ΑnMBR Βυθιζόμενη	Κεραμική (pyrophyllite) Επίπεδα φύλλα (Flat sheet)	Συνθετικά οικιακά	2,7±0,12	600–800	HRT = 18±1,6 h	-	42,6±19,2	0,16 L CH ₄ /g COD removed	Jeong et al, 2017
64	CSTR βυθιζόμενη σε εξωτερική δεξαμενή	Επίπεδα φύλλα (Flat sheet) Πόροι: 0,2μm Επιφάνεια 5,4 m ²	προεπεξεργασμένα με εσχάρα 0,18mm	6	223±111	35 °C HRT = 2,2 h, SRT = 60 ημέρες OLR = 3 kg COD/m ³ d	50±22	87	0,12 L CH ₄ /g COD removed	Mei et al, 2017b
65	CSTR εξωτερική	Κοίλων ινών (Hollow fiber) PVDF Πόροι: 0,04μm Επιφάνεια 0,9m ²	Αστικά	22,5	1.462±693	18,9 °C HRT = 33 h, SRT = 270 ημέρες OLR = 1,1 kg COD/m ³ day	129±55	91	0,212 L CH ₄ /g COD removed	Ruigómez et al, 2017a,b
66	Gas- lift AnMBR εξωτερική	Σωληνοειδής (Tubular) ultrafiltration	Συνθετικά οικιακά	4,22 – 4,37		35°C + shocks 15 °C	COD=55±18 TN=36±11 TP=16±3 NH ₄ ⁺ -N=33±9	94±2	0,19 L CH ₄ /g COD removed	Dolejs et al., 2017

A/A	Τύπος αντιδραστήρα – διάταξη μεμβρανών	Είδος μεμβράνης	Είδος λυμάτων	Ροή διύλισης (flux, LMH)	Είσοδος COD mg/L	Συνθήκες λειτουργίας T, pH, HRT	Έξοδος COD mg/L	% απομάκρυνση COD	Παραγόμενο μεθάνιο	Αναφορά
67	AnMBR εξωτερική	PVDF Πόροι: 0,3μm	Συνθετικά Με τρία είδη βακτηρίων ανθεκτικά σε αντιβιοτικά καθώς και τα γενετικά τους στοιχεία (πλασμίδια και γονίδια μικροβιακής αντοχής (ARG))	7	COD=750 Βακτήρια = 2,76-3,84 log units	35°C pH=7 HRT = 11 SRT=700days OLR = 0,43 g COD/L day		> 93 (COD) Απομάκρυνση 1,9 - 3,9 log units γονιδίων μικροβιακής αντοχής		Cheng and Hong, 2017
68	AnMBR – Ενεργός άνθρακας βυθιζόμενη	Επίπεδα φύλλα (Flat sheet) Πόροι: 0,2μm Επιφάνεια 0,11 m ²	Συνθετικά + Πέντε φαρμακευτικές ουσίες	5	COD=500 N=100	35°C HRT=6h SRT=213 days		COD=93,8 Μόνο το ποσοστό απομάκρυνσης των φαρμακευτικών ουσιών αυξήθηκε με την προσθήκη ενεργού άνθρακα	1,8±0,3 L/d	Xiao et al, 2017
ΕΤΟΣ 2018										

A/A	Τύπος αντιδραστήρα – διάταξη μεμβρανών	Είδος μεμβράνης	Είδος λυμάτων	Ροή διύλισης (flux, LMH)	Είσοδος COD mg/L	Συνθήκες λειτουργίας T, pH, HRT	Έξοδος COD mg/L	% απομάκρυνση COD	Παραγόμενο μεθάνιο	Αναφορά
69	ΑnMBR βυθιζόμενη	Δυναμική Πόροι διχτυού: 75μm Επιφάνεια 0,02 m ²	Προεπεξεργασμένα I) οικιακά II) οικιακά και συνθετικά III) οικιακά + ισχυρά	22,5	I) 292 II) 516 III) 1028	20 °C HRT = 8 h, I) OLR = 0,88 kg COD/m ³ d II) OLR = 1,55 kg COD/m ³ d III) OLR = 3,01 kg COD/m ³ d	I) 73,2±17,6 II) 73,6±17,8 III) 78,1±9,1	92	I) 0,30±0,14 L/d II) 0,41±0,19 L/d III) 1,56 ±0,39 L/d	Hu et al, 2018
70	ΑnMBR βυθιζόμενη με ανακύκλωση της παραγόμενης λύσης	Δυναμική Πόροι διχτυού: 75μm Επιφάνεια 0,02 m ²	Προεπεξεργασμένα I) οικιακά II) οικιακά και συνθετικά III) οικιακά + ισχυρά	22,5	I) 292 II) 516 III) 1028	20 °C HRT = 8 h, I) OLR = 0,88 kg COD/m ³ d II) OLR = 1,55 kg COD/m ³ d III) OLR = 3,01 kg COD/m ³ d	I) 77,5±19,2 II) 108,4±45,9 III) 82,5±30,9	92 (η ανακύκλωση λύσης δεν επέδρασε σημαντικά)	I) 0,25±0,08 L/d II) 0,37±0,13 L/d III) 1,65±0,45 L/d	Hu et al, 2018
71	ΑnMBR βυθιζόμενη	Κοίλων ινών (Hollow fiber) PVDF Πόροι: 0,22μm Επιφάνεια 0,04 m ²	Συνθετικά οικιακά	-	300	HRT = 18-12 h, SRT = 35 ημέρες	-	95 (%TOC) *88% απομάκρυνση αζώτου	-	Liu et al, 2018
72	Sponge-AnMBR βυθιζόμενη	Κοίλων ινών (Hollow fiber) PVDF Πόροι: 0,22μm Επιφάνεια 0,04 m ²	Συνθετικά οικιακά	-	300	HRT = 18-12 h, SRT = 35 ημέρες	-	95 (%TOC) *90% απομάκρυνση αζώτου	-	Liu et al, 2018

A/A	Τύπος αντιδραστήρα – διάταξη μεμβρανών	Είδος μεμβράνης	Είδος λυμάτων	Ροή διύλισης (flux, LMH)	Είσοδος COD mg/L	Συνθήκες λειτουργίας T, pH, HRT	Έξοδος COD mg/L	% απομάκρυνση COD	Παραγόμενο μεθάνιο	Αναφορά
73	Ρευσοστερεάς κλίνης εξωτερική	Σωληνοειδής Κεραμική 0,05 μm	Συνθετικά		235-160	20°C HRT = 6 h SRT=49 ημέρες	10	>90% COD Γονίδια ανθεκτικά σε αντιβιοτικά (ARGs) μείωση κατά 3,3 – 3,6 log units		Kapell et al., 2018
74	AnMBR εξωτερική	Σωληνοειδής (Tubular) PVDF Πόροι: 20.000 Dalton, απόρριψη με βάση το μοριακό βάρος Επιφάνεια 0,011m ²	Συνθετικά οικιακά	165	COD =445 NH ₄ -N=42	HRT = 37,5 h, OLR = 0,25 kg COD/m ³ day	39	COD=91% NH ₄ -N=48%		Vincent et al., 2018
75	AnMBR εξωτερική	Σωληνοειδής (Tubular) PVDF Πόροι: 20.000 Dalton, απόρριψη με βάση το μοριακό βάρος Επιφάνεια 0,011m ²	Συνθετικά οικιακά	165	562 NH ₄ -N=51	HRT = 13 h, OLR = 0,7 kg COD/m ³ day	31	COD=94% NH ₄ -N=55%		Vincent et al., 2018

A/A	Τύπος αντιδραστήρα – διάταξη μεμβρανών	Είδος μεμβράνης	Είδος λυμάτων	Ροή διύλισης (flux, LMH)	Είσοδος COD mg/L	Συνθήκες λειτουργίας T, pH, HRT	Έξοδος COD mg/L	% απομάκρυνση COD	Παραγόμενο μεθάνιο	Αναφορά
76	ΑπΜΒΡ βυθιζόμενη	Κοίλων ινών (Hollow fiber) Πόροι: 46,5nm	Αστικά		350	25°C	7,3		110 L CH ₄ /m ³	Rongwon g et al, 2017, 2018
					500				157 L CH ₄ / m ³	
					650				204 L CH ₄ / m ³	
					750				236 L CH ₄ / m ³	
ΕΤΟΣ 2019										
77	UASB βυθιζόμενη	2 Κοίλων ινών (Hollow fiber) Πόροι: 0,045μm Επιφάνεια 0,93 m ²	Αστικά	6-7 (για 10°C) 10-12 (για 28°C)	372±149	28-10°C HRT = 8-10 h, pH = 8,2±0,3 OLR = 1 kg COD/m ³ day	150	89	0,09-0,14 Nm ³ CH ₄ /g COD removed	Pena et al, 2019
78	Δύο σταδίων ρευστοστερεάς κλίνης βυθιζόμενη	PVDF Πόροι: 0,1μm Επιφάνεια 0,255 m ²	Συνθετικά οικιακά + προσθήκη κόκκων ενεργού άνθρακα	1,8	150	25°C HRT = 8,72 h	26,5±20,7	96,2±1,6	-	Lim et al, 2019
79	CSTR εξωτερική	Κοίλων ινών (hollow fiber) Πόροι: 0, 40μm Επιφάνεια 0,073 m ²	Συνθετικά	i) 10,3 ii) 8,8 iii) 6,0	500	HRT = 26,2 h, pH = 6,8 – 7,2 Αλκαλικότητα= 2187 mg CaCO ₃ /L OLR = 0,46 kg COD/m ³ day	17,7	96,7 (COD) 17,2 (PO ₄ ³⁻ P) 94,4 (NO ₃ ⁻ N)	0,44 L CH ₄ /g COD removed	Aslam et al, 2019
80	ΑπΜΒΡ εξωτερική	Επίπεδα φύλλα (Flat sheet) PVDF Πόροι: 0,3μm	Συνθετικά	6	800	35°C pH=7 HRT = 44 h, SRT = 1400 days OLR = 0,43 g COD/Lday		96,6	231,3mL CH ₄ /g COD removed	Cheng et al., 2019

A/A	Τύπος αντιδραστήρα – διάταξη μεμβρανών	Είδος μεμβράνης	Είδος λυμάτων	Ροή διύλισης (flux, LMH)	Είσοδος COD mg/L	Συνθήκες λειτουργίας T, pH, HRT	Έξοδος COD mg/L	% απομάκρυνση COD	Παραγόμενο μεθάνιο	Αναφορά
81	ΑπΜΒΡ εξωτερική	Επίπεδα φύλλα (Flat sheet) PVDF Πόροι: 0,3μm	Συνθετικά	6	800	35°C pH=7 HRT = 22h, SRT = 700 days OLR = 0,86 g COD/L day		96,2	219,9mL CH ₄ /g COD removed	Cheng et al., 2019
82	ΑπΜΒΡ βυθιζόμενη	Κοίλων ινών (hollow fiber) Πόροι: 0,07-0,1 μm Επιφάνεια 0,08 m ²	Συνθετικά		550±20	22°C HRT = 8h i) PH=5 ii) PH=6 iii) PH=7 iv) PH=8 v) PH=10 vi) PH=12		i) COD=60,5 N=85,6 P=1,2 ii) COD=63,4 N=90,1 P=1,2 iii) COD=79,8 N=98,9 P=0,9 iv) COD=76 N=99,2 P=2,5 v) COD=75 N=88,5 P=3,8 vi) COD=68,5 N=89,9 P=6,1		Khan et al., 2019a

A/A	Τύπος αντιδραστήρα – διάταξη μεμβρανών	Είδος μεμβράνης	Είδος λυμάτων	Ροή διύλισης (flux, LMH)	Είσοδος COD mg/L	Συνθήκες λειτουργίας T, pH, HRT	Έξοδος COD mg/L	% απομάκρυνση COD	Παραγόμενο μεθάνιο	Αναφορά
83	ΑπΜΒΡ βυθιζόμενη	Κοίλων ινών (hollow fiber) Πόροι: 0, 07-0,1 μm Επιφάνεια 0,08 m ²	Συνθετικά		550	22°C PH = 7 i)HRT=48 ii)HRT=24 iii)HRT=18 iv)HRT=12 v)HRT=8 vi)HRT=6		COD=70% N=90-100% (μέγιστο 48h)		Khan et al, 2019b
84	ΑπΜΒΡ βυθιζόμενη	Κοίλων ινών (hollow fiber) Πόροι: 0, 07-0,1 μm Επιφάνεια 0,08 m ²	Συνθετικά		i)COD=350 ii)COD=550 iii)COD=715	22°C PH = 7 HRT=8h		i)COD=70,9 N=98,2 P= 0,9-1,8 ii) COD=70,9 N=99,4 P=0,9-1,8 iii) COD=65,1 N=91,9 P=0,9-1,8		Khan et al, 2019b
85	ΑπΜΒΡ βυθιζόμενη	Επίπεδα φύλλα (Flat sheet) Πολυαιθυλένιο Πόροι: 0,2 -0,4 μm Επιφάνεια 0,1 m ²	Συνθετικά + Αντιβιοτικό Ciprofloxacin (CIP)		COD = 500 i) CIP=0,5±0,1 ii) CIP=1,5±0,1	HRT=12h – 6h SRT=300 days	14-24	> 95% (COD) % CIP i) 50,4±17,6 ii) 76,4±3,9		Mai et al, 2019
86	ΑπΜΒΡ βυθιζόμενη	Επίπεδα φύλλα (Flat sheet) Πολυαιθυλένιο Πόροι: 0,2 -0,4 μm Επιφάνεια 0,1 m ²	Συνθετικά + Αντιβιοτικό Ciprofloxacin (CIP)		COD = 500 CIP=4,7±0,7	HRT=12h – 6h SRT=300 days		78±13% (COD) <20% CIP		Mai et al, 2019

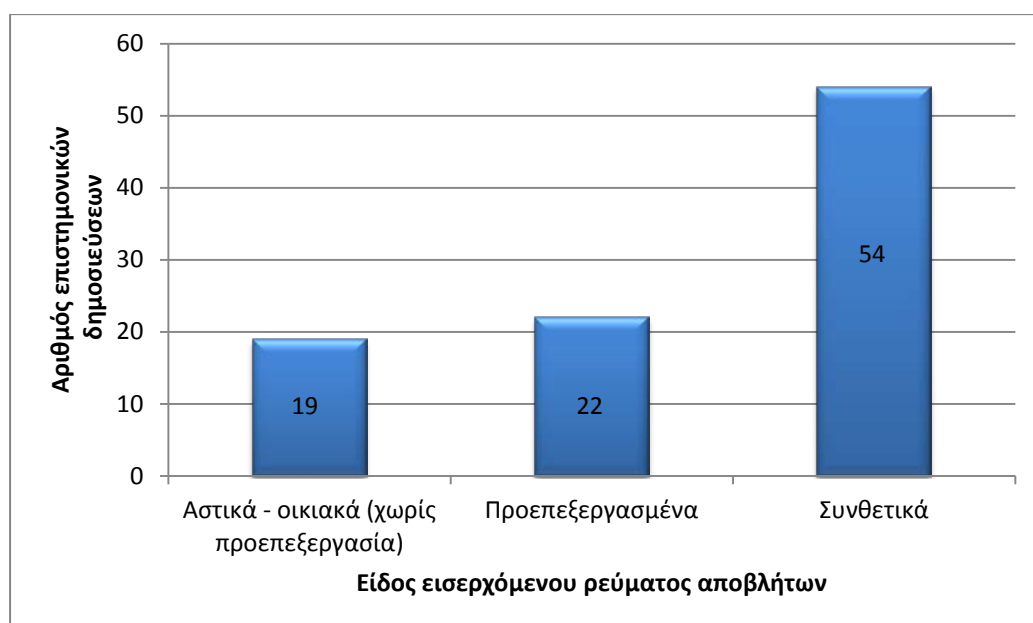
A/A	Τύπος αντιδραστήρα – διάταξη μεμβρανών	Είδος μεμβράνης	Είδος λυμάτων	Ροή διύλισης (flux, LMH)	Είσοδος COD mg/L	Συνθήκες λειτουργίας T, pH, HRT	Έξοδος COD mg/L	% απομάκρυνση COD	Παραγόμενο μεθάνιο	Αναφορά
87	ΑnMBR βυθιζόμενη	Επίπεδα φύλλα (Flat sheet) Πολυαιθυλένιο Πόροι: 0,2 -0,4 μm Επιφάνεια 0,1 m ²	Συνθετικά		COD = 500	HRT=12h – 6h SRT=300 days		89 ± 2		Mai et al, 2019
88	Gas – sparged ΑnMBR εξωτερική	Κοίλων ινών (τροποποιημένη) PVDF 0,04μm	Οικιακά λύματα μετά την εσχάρωση	7,7	620 ± 240	T=13 – 32 °C HRT=11±3h OLR = 1,3 Kg COD/m ³ day	58±27	90		Evans et al., 2019
89	GAC – Fluidized ΑnMBR εξωτερική	Κοίλων ινών (τροποποιημένη) PVDF 0,03μm	Οικιακά λύματα μετά την εσχάρωση	8	210 ± 50	T=13 – 32 °C HRT=4h OLR = 1,4 Kg COD/m ³ day	29±9	86		Evans et al., 2019
90	ΑnMBR βυθιζόμενη	Επίπεδα φύλλα (flat sheet) PVDF Πόροι: 0,1 μm Επιφάνεια 0,08 m ²	Συνθετικά			T=35 °C HRT=6h SRT=120 ημέρες	<20	96,4	0,36-0,42 L CH ₄ /g COD	Chen et al., 2019
91	ΑnMBR βυθιζόμενη	Επίπεδα φύλλα (flat sheet) PVDF Πόροι: 0,1 μm Επιφάνεια 0,08 m ²	Συνθετικά + ZnO-NPs (0,4 mg/L /day			T=35 °C HRT=6h SRT=120 ημέρες	33	81,5	0 L CH ₄ /g COD (Λόγω τοξικής δράσης των ιόντων Zn ⁺² στα αναερόβια μικρόβια)	Chen et al., 2019

A/A	Τύπος αντιδραστήρα – διάταξη μεμβρανών	Είδος μεμβράνης	Είδος λυμάτων	Ροή διύλισης (flux, LMH)	Είσοδος COD mg/L	Συνθήκες λειτουργίας T, pH, HRT	Έξοδος COD mg/L	% απομάκρυνση COD		Παραγόμενο μεθάνιο	Αναφορά
92	ΑπΜΒΡ βυθιζόμενη	Κοίλων ινών (hollow fiber) PVDF Πόροι: 0,2 μm Επιφάνεια 0,2 m ²	Συνθετικά	1,68	i) 570,41 ii) 630,49 iii) 578,15	T=35 °C i) HRT=24h ii)HRT=12h iii)HRT=6h	i)COD=50 ii)COD=40 iii)COD=44	COD i) 91 ii)93 iii)	μικρό βια i)91 ii)93 iii)92		Ding et al, 2019
93	ΑπΜΒΡ βυθιζόμενη	Κοίλων ινών (hollow fiber) PVDF Πόροι: 0,2 μm Επιφάνεια 0,2 m ²	Συνθετικά	1,68	i. 570,41 ii. 630,49 iii. 578,15	T=25 °C i) HRT=24h ii)HRT=12h iii)HRT=6h	i)COD=137 ii)COD=109 iii)COD=170	COD i)91 ii)93 iii)92	μικρό βια i)54 ii)72 iii)63		Ding et al, 2019
94	ΑπΜΒΡ εξωτερική	Κοίλων ινών (hollow fiber) PVDF Πόροι: 0,03 μm Επιφάνεια 0,031 m ²	Συνθετικά + αντιβιοτικό Sulfamethoxazole (SMX)	3	810 + αντιβιοτικό 10 – 1000μg/L	T=35 °C HRT = 1ημέρα pH=7	25,2	96,9	SMX = 97	81,3 mL CH ₄ /g COD removed	Wei Ch-H., 2019
95	ΑπΜΒΡ βυθιζόμενη	Κοίλων ινών (hollow fiber) Πόροι: 0,1 μm Επιφάνεια 0,007 m ²	Συνθετικά	8	500	T=35±1 °C HPT = 18,5ώρες	25	96,1		255-318,62 mL CH ₄ /g COD removed	Liu et al, 2019

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 5: ΑΞΙΟΛΟΓΗΣΗ ΤΩΝ ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΩΝ

Οι βιβλιογραφικές αναφορές που συμπεριλήφθηκαν στην παρούσα εργασία, αποκαλύπτουν ότι την τελευταία δεκαετία έχει επιτευχθεί σημαντική πρόοδος στον τομέα της έρευνας για τη διαχείριση αστικών λυμάτων με την τεχνολογία AnMBR. Η τεχνολογία AnMBR έχει να επιδείξει πολλά πλεονεκτήματα έναντι του συμβατικού συστήματος ενεργού ιλύος. Το σύνολο των βιβλιογραφικών αναφορών αφορά πιλοτικές και εργαστηριακές έρευνες.

Είδος εισερχόμενου αποβλήτου



Γράφημα 3: Αριθμός επιστημονικών δημοσιεύσεων συναρτήσει του είδους του εισερχόμενου ρεύματος τροφοδοσίας.

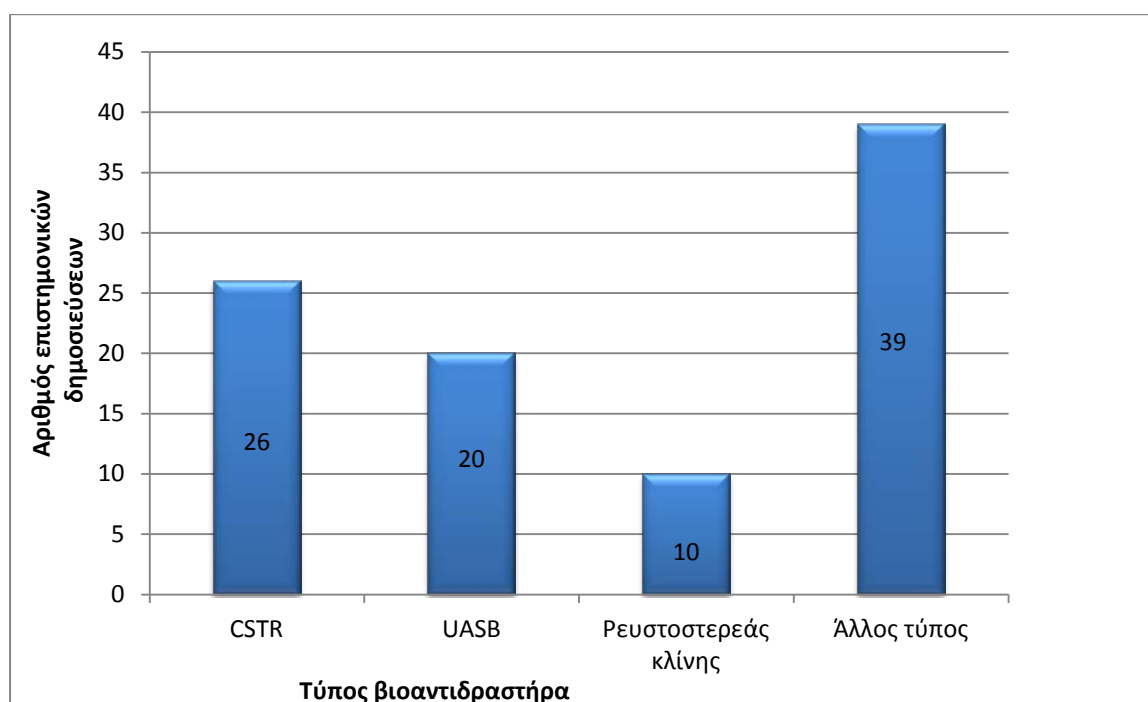
Στις 54 από τις 95 έρευνες που έχουν περιληφθεί στον Πίνακα 7, ως ρεύμα τροφοδοσίας έχει χρησιμοποιηθεί ποσότητα συνθετικών λυμάτων που προσομοιώνουν τα ποιοτικά χαρακτηριστικά των αστικών και οικιακών λυμάτων (Γράφημα 3). Στις έρευνες που προαναφέρθηκαν, προτιμήθηκε η χρησιμοποίηση συνθετικών λυμάτων, διότι απουσιάζουν τα στερεά και οι παρεμποδιστές της αναερόβιας επεξεργασίας όπως οι τοξικές ουσίες. Κατ' αυτό τον τρόπο εξασφαλίζεται η βέλτιστη απόδοση του συστήματος και επομένως, η κατανόηση των λειτουργικών παραμέτρων της αναερόβιας επεξεργασίας με μεμβράνες, η κατανόηση του τρόπου μέγιστης απόδοσης του συστήματος και η μελέτη της αντιμετώπισης της έμφραξης μεμβρανών που φαίνεται να παραμένει το σημαντικότερο εμπόδιο στην εξάπλωση και ευρεία εφαρμογή της τεχνολογίας AnMBR. Πέρα από τους λόγους αυτούς που εξυπηρετούν ερευνητικούς σκοπούς, σε πολλές χώρες για λόγους ασφαλείας απαγορεύεται η χρήση ακατέργαστων αστικών λυμάτων στα εργαστήρια.

Για την αντιμετώπιση καταστάσεων που μπορεί να δράσουν αρνητικά στην ομαλή διεξαγωγή της αναερόβιας επεξεργασίας, πολλές έρευνες αναφέρουν ότι είναι απαραίτητη η προεπεξεργασία των αστικών λυμάτων ώστε να γίνεται η ρύθμιση του

pH, της παροχής ή η ρύθμιση της θερμοκρασίας των αστικών λυμάτων όταν αυτό απαιτείται. Επίσης, σε πολλές δημοσιεύσεις αναφέρεται η ανάγκη για προεπεξεργασία των λυμάτων με εσχάρωση ώστε να προστατεύονται οι μεμβράνες (Guo et al, 2016). Από το σύνολο των 95 αναφορών, στις 22 έχει χρησιμοποιηθεί προεπεξεργασμένο ρεύμα τροφοδοσίας (Γράφημα 3).

Η επιλογή συνθετικών ή προεπεξεργασμένων λυμάτων για την πραγματοποίηση ερευνών, ενέχει τον κίνδυνο της λανθασμένης εκτίμησης ή υπερεκτίμησης των αποτελεσμάτων των ερευνών γιατί δεν αποτυπώνουν τις πραγματικές συνθήκες.

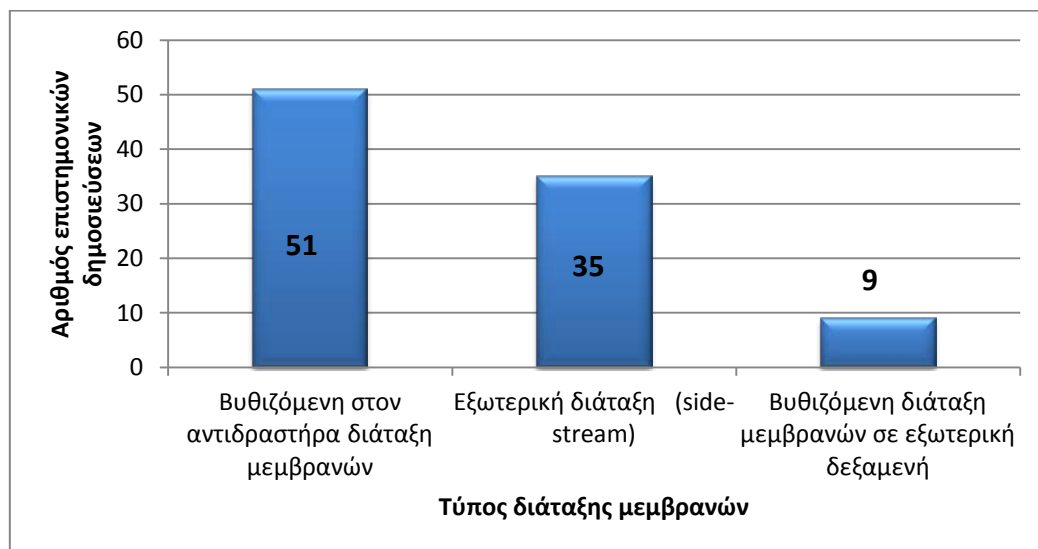
Τύπος αναερόβιου βιοαντιδραστήρα



Γράφημα 4: Χρησιμοποιούμενος τύπος βιοαντιδραστήρα AnMBR συναρτήσει του αριθμού των επιστημονικών δημοσιεύσεων.

Ο αναδευτήρας πλήρους ανάδευσης (CSTR) έχει χρησιμοποιηθεί σε μεγάλη κλίμακα, ίσως εξαιτίας της απλής και εύκολης κατασκευής του για εργαστηριακή ή πιλοτική χρήση. Επίσης, και ο αντιδραστήρας UASB έχει χρησιμοποιηθεί και μελετηθεί αρκετά, ιδιαίτερα σε χώρες με θερμό κλίμα, κυρίως λόγω του χαμηλού κόστους συντήρησης και λειτουργίας (Γράφημα 4). Στην κατηγορία άλλος τύπος περιλαμβάνονται οι βιοαντιδραστήρες όπως Gas-lift AnMBR, Sponge AnMBR, Sponge-Granular AnMBR καθώς και οι βιοαντιδραστήρες AnMBR που χρησιμοποιήθηκαν σε έρευνες χωρίς όμως στα δημοσιευμένα άρθρα να γίνεται αναφορά στον τύπο τους.

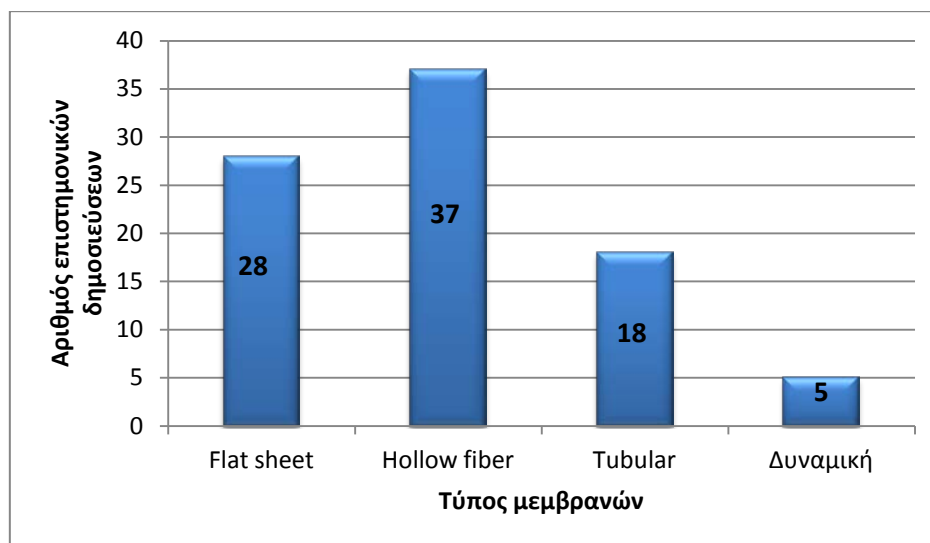
Διάταξη μεμβρανών



Γράφημα 5: Τύπος διάταξης μεμβρανών συναρτήσει του αριθμού των επιστημονικών δημοσιεύσεων.

Στο μεγαλύτερο μέρος των ερευνών έχει χρησιμοποιηθεί βυθιζόμενη στον βιοαντιδραστήρα διάταξη μεμβρανών παρά εξωτερική (Γράφημα 5). Πράγματι, αν και οι βυθιζόμενες διατάξεις απαιτούν την διακοπή της λειτουργίας του βιοαντιδραστήρα για τον καθαρισμό των μεμβρανών, εντούτοις επιλέγονται από τους ερευνητές για λόγους οικονομίας. Οι βυθιζόμενες διατάξεις έχουν χαμηλότερες ενεργειακές απαιτήσεις αλλά και λιγότερες απαιτήσεις σε εξοπλισμό (Orooji et al, 2019).

Τύπος μεμβρανών

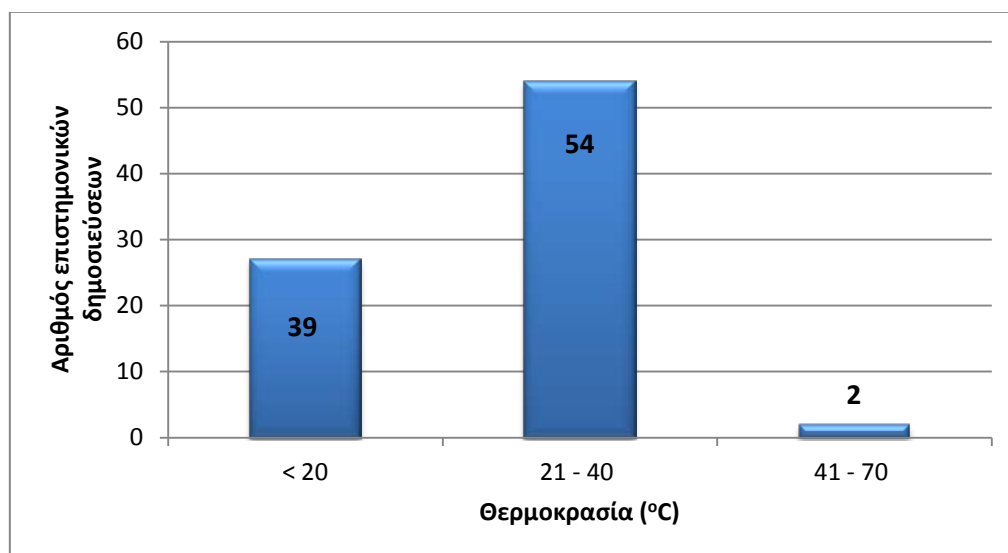


Γράφημα 6: Κατανομή επιστημονικών δημοσιεύσεων συναρτήσει του τύπου μεμβράνης.

Οι τύποι μεμβρανών που χρησιμοποιήθηκαν στις έρευνες ήταν και των τριών κατηγοριών: επίπεδα φύλλα (flat sheet), λεπτές κοίλες ίνες (hollow fiber) και σε

σωληνοειδή μορφή (tubular). Πέντε δημοσιευμένες έρευνες αναφέρουν τη χρήση και μελέτη δυναμικών μεμβρανών. Στο Γράφημα 6 παρουσιάζεται η κατανομή των βιβλιογραφικών αναφορών ανάλογα με τον τύπο μεμβράνης. Φαίνεται ότι στις μελέτες υπερτερεί η χρήση μεμβρανών κοίλων ινών και στη συνέχεια, επίπεδων πλακών.

Θερμοκρασία



Γράφημα 7: Κατανομή επιστημονικών δημοσιεύσεων συναρτήσει των επικρατούντων θερμοκρασιακών συνθηκών.

Όσον αφορά τις λειτουργικές παραμέτρους των ερευνών, στο Γράφημα 7 παρουσιάζεται ο αριθμός των επιστημονικών δημοσιεύσεων συναρτήσει των διαφορετικών θερμοκρασιακών συνθηκών που διατηρήθηκαν εντός του βιοαντιδραστήρα για την πραγματοποίηση της αναερόβιας επεξεργασίας των αστικών λυμάτων. Διακρίθηκαν τρεις θερμοκρασιακές περιοχές:

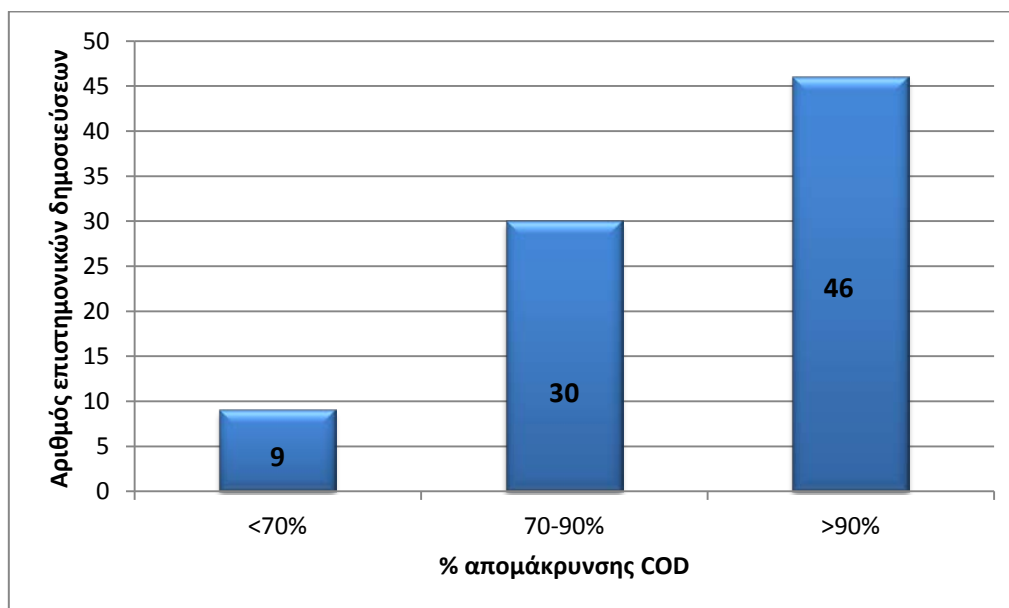
4 °C < 20 °C (ψυχρόφιλη περιοχή - θερμοκρασία αστικών λυμάτων)

21 °C – 40 °C (μεσόφιλη περιοχή)

41 °C - 70 °C (θερμόφιλη περιοχή)

Παρατηρήθηκε ότι σε ποσοστό μεγαλύτερο από 50% των ερευνών που πραγματοποιήθηκαν και περιλαμβάνονται στον Πίνακα 7, παρουσιάζεται ως θερμοκρασία διεξαγωγής η μεσόφιλη περιοχή (21 °C - 40 °C). Η βελτιστοποίηση της τεχνολογίας AnMBR θα πρέπει να γίνει σε θερμοκρασία περιβάλλοντος ώστε να είναι οικονομικά βιώσιμη.

Απομάκρυνση οργανικού φορτίου (COD)



Γράφημα 8: Κατανομή επιστημονικών δημοσιεύσεων συναρτήσει του ποσοστού (%) απομάκρυνσης COD.

Όπως προέκυψε από την πλειοψηφία των εξεταζόμενων ερευνών, η τεχνολογία AnMBR είναι εξαιρετικά αποδοτική ως προς την απομάκρυνση του οργανικού φορτίου από το ρεύμα τροφοδοσίας. Στο διήθημα διαπιστώθηκε ικανοποιητική απομάκρυνση του COD, μεγαλύτερη από 90% και σε ορισμένες περιπτώσεις 98 – 99%, φανερώνοντας ότι η τεχνολογία AnMBR είναι μια εξαιρετικά ανταγωνιστική τεχνολογία διαχείρισης των αστικών λυμάτων (Γράφημα 8). Η απομάκρυνση του COD, στα συστήματα AnMBR, επιτυγχάνεται σε ικανοποιητικό ποσοστό κι αυτό γιατί πραγματοποιείται με βιολογικό αλλά και μη βιολογικό τρόπο. Το διαλυτό βιοαποικοδομήσιμο (soluble biodegradable) COD απομακρύνεται εξαιτίας της δράσης των αναερόβιων μικροοργανισμών, ενώ το σωματιδιακό (particulate) και κολλοειδές (colloidal) COD απομακρύνεται με μη βιολογικό τρόπο, με καθίζηση και ενσωμάτωση στην ιλύ, με απορρόφηση στην επιφάνεια των αιωρούμενων σωματιδίων ιλύος και με την παρεμπόδιση λόγω ύπαρξης εμποδίου, των μεμβρανών.

Οι Ozgun et al (2015a) αναφέρουν ότι η απομάκρυνση του COD εξαρτάται από τη θερμοκρασία που επικρατεί στον βιοαντιδραστήρα. Σε θερμοκρασία 25°C το ποσοστό απομάκρυνσης του COD ήταν 92%, ενώ μειώθηκε σε 90% όταν και η θερμοκρασία μειώθηκε σε 15°C. Το αποτέλεσμα επαληθεύεται και από έρευνα των Ho and Sung (2010) οι οποίοι παρατήρησαν, επίσης, ότι το ποσοστό απομάκρυνσης του COD ήταν 85% στους 15°C και 95% στους 25°C.

Οι Pretel et al (2015) ερεύνησαν την επίδραση τόσο της θερμοκρασίας όσο και των λειτουργικών παραμέτρων SRT και HRT στην απομάκρυνση του COD. Αναφέρουν ότι για να επιτευχθεί το ίδιο ποσοστό απομάκρυνσης COD όταν η θερμοκρασία μειώνεται, θα πρέπει να αυξηθεί ο υδραυλικός χρόνος παραμονής αλλά και ο χρόνος παραμονής της ιλύος. Συγκεκριμένα, όταν T= 30°C τότε HRT= 7 ώρες και SRT=12

ημέρες, ενώ όταν $T = 15^{\circ}\text{C}$ τότε πρέπει $\text{HRT} = 14$ ώρες και $\text{SRT} = 35$ ημέρες για να επιτευχθεί το ίδιο ποσοστό απομάκρυνσης COD.

Οι Khan et al (2019a) αναφέρουν ότι το μέγιστο ποσοστό απομάκρυνσης οργανικού υλικού (COD) και αζώτου, διατηρώντας το χρόνο HRT σταθερό, στην κλίμακα pH από 5 – 12 μπορεί να επιτευχθεί όταν $\text{pH} = 7$.

Οι Smith et al (2013) έδειξαν ότι, όταν υπό τις ίδιες συνθήκες και στο ίδιο AnMBR, έγινε επεξεργασία δείγματος πραγματικών αστικών λυμάτων και στη συνέχεια η επεξεργασία συνθετικών που προσομοιώνουν τα αστικά, τότε το ποσοστό απομάκρυνσης COD ήταν 92% και 69% αντίστοιχα. Τα συνθετικά λύματα είναι περισσότερο αποικοδομήσιμα σε σχέση με τα αστικά λύματα που προέρχονται από μια ΕΕΛ.

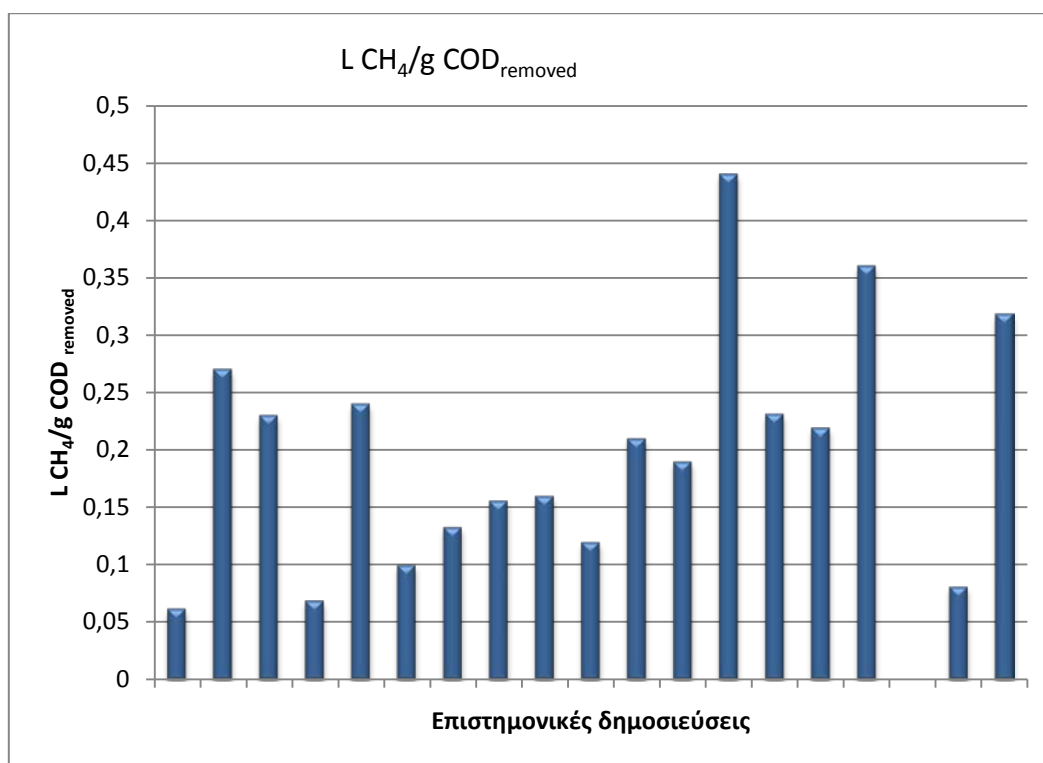
Οι Chen et al (2019) αναφέρουν ότι, όταν υπό τις ίδιες συνθήκες και στο ίδιο AnMBR, έγινε επεξεργασία δείγματος συνθετικών λυμάτων και στη συνέχεια η επεξεργασία συνθετικών με προσθήκη ZnO-NPs, τότε το ποσοστό απομάκρυνσης COD μειώθηκε από 96,4% στην πρώτη περίπτωση, σε 81,5% στη δεύτερη. Τα ιόντα Zn^{2+} είχαν τοξική δράση στους αναερόβιους μικροοργανισμούς με αποτέλεσμα να μειωθεί η απόδοσή τους. Επίσης, παρατηρήθηκε σημαντική μείωση στην παραγωγή βιοαερίου.

Στα ίδια αποτελέσματα κατέληξε και η έρευνα των Mai et al (2019) οι οποίοι αναφέρουν ότι το ποσοστό απομάκρυνσης του COD από 89% μειώθηκε σε 78% όταν έγινε η ίδια επεξεργασία σε συνθετικά λύματα που περιείχαν σημαντική ποσότητα αντιβιοτικού Ciprofloxacin (4,7 mg/L). Το αντιβιοτικό περιόρισε την ανάπτυξη των αναερόβιων μικροβίων.

Απομάκρυνση οργανικού φορτίου – Προσθήκη ενεργού άνθρακα

Η προσθήκη ενεργού άνθρακα στα συστήματα AnMBR ερευνήθηκε, για την απομάκρυνση του οργανικού φορτίου, αλλά και για την απομάκρυνση μικρορύπων. Ο ενεργός άνθρακας έχει μεγάλη ικανότητα απορρόφησης μακρομοριακών ουσιών και προσφέρει επιφάνεια για την προσκόλληση της βιομάζας. Οι Lim et al (2019) αναφέρουν ότι η προσθήκη ενεργού άνθρακα βελτίωσε το ποσοστό απομάκρυνσης οργανικού υλικού. Συγκεκριμένα, σε θερμοκρασία $T = 25^{\circ}\text{C}$, το ποσοστό απομάκρυνσης του COD ήταν 96,2% εξαιτίας της προσθήκης του ενεργού άνθρακα. Αντίθετα οι Xiao et al (2017) αναφέρουν ότι σε θερμοκρασία $T = 35^{\circ}\text{C}$, το ποσοστό απομάκρυνσης του COD=93,8%, δεν επηρεάστηκε από την προσθήκη του ενεργού άνθρακα. Αυξήθηκε, όμως, σημαντικά το ποσοστό απομάκρυνσης πέντε (5) μελετώμενων φαρμακευτικών ουσιών.

Παραγωγή μεθανίου - βιοαερίου



Γράφημα 9: Παραγωγή μεθανίου κατά την αναερόβια αποδόμηση αστικών λυμάτων σε σύστημα AnMBR.

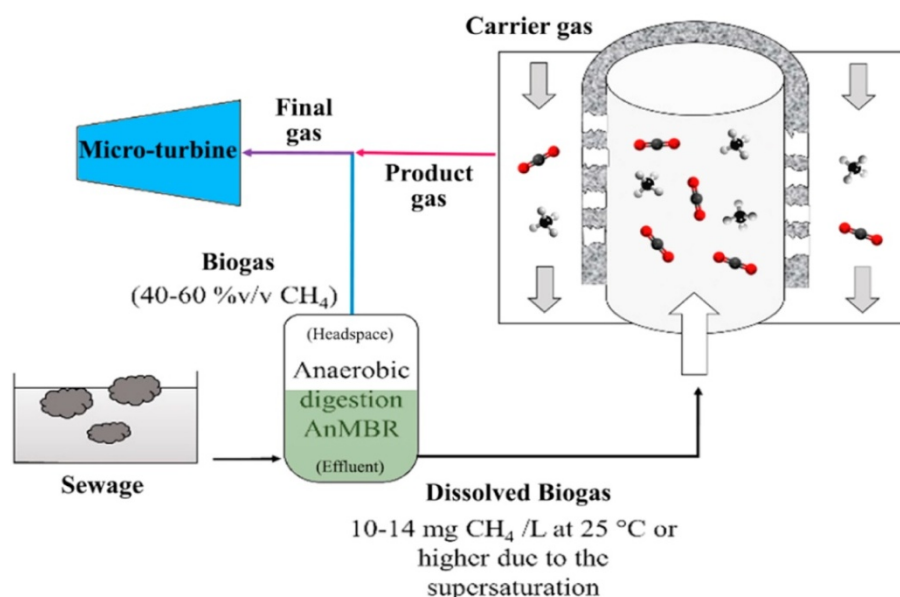
Όσον αφορά την απόδοση του συστήματος AnMBR ως προς την παραγωγή βιοαερίου, στο Γράφημα 9 παρουσιάζονται τα αποτελέσματα των ερευνών που αναφέρονται στον Πίνακα 7 της παρούσας εργασίας. Το θεωρητικό όριο παραγωγής βιοαερίου εκτιμάται σε 0,382 L CH₄/gCOD που απομακρύνθηκε στους 25°C (Lin et al, 2013).

Η παραγωγή μεθανίου από «ασθενή» αστικά λύματα είναι από τα σημαντικότερα πλεονεκτήματα της τεχνολογίας AnMBR. Αποδείχθηκε ότι μπορεί να μετατραπεί σε βιοαέριο μέχρι και το 98% του COD υπό συγκεκριμένες συνθήκες διεξαγωγής της αναερόβιας επεξεργασίας. Σημαντικότερες και καθοριστικές παράμετροι είναι η οργανική φόρτιση (Liu et al, 2013; Hu et al, 2018) και η θερμοκρασία (Martinez –Soza et al, 2011). Σε θερμοκρασία περιβάλλοντος, σημαντική ποσότητα του μεθανίου, διαλύεται και χάνεται στο διήθημα, περίπου το 30 - 40% της παραγόμενης ποσότητας χάνεται στο διήθημα. Σε χαμηλές θερμοκρασίες, η διαλυτότητα του CO₂ είναι μεγαλύτερη σε σχέση με το CH₄. Σε θερμοκρασία 35°C, η παραγωγή και αξιοποίηση βιοαερίου βελτιώνεται. Οι Ginomez et al (2012) αναφέρουν ότι η παραγωγή CH₄ στους 20°C είναι 53,6%, ενώ στους 33°C αυξάνεται σε 57,4%. Οι Smith et al (2013) αναφέρουν, επίσης, ότι στους 15 °C μόνο το 40-50% του παραγόμενου μεθανίου ανακτήθηκε.

Όσον αφορά στην οργανική φόρτιση, φαίνεται να υπάρχει γραμμική συσχέτιση με την παραγωγή βιοαερίου. Οι Hu et al (2018) βρήκαν ότι για OLR = 0,88 kg COD/m³d, 1,55 kg COD/m³d και 3,01 kg COD/m³d, το παραγόμενο βιοαέριο είναι 0,3L/d, 0,41 L/d

και 1,56 L/d αντίστοιχα. Οι Aslam et al (2019) αναφέρουν ότι όταν η οργανική φόρτιση είναι 0,46 KgCOD/m³*day, τότε το υψηλότερο ποσοστό απομάκρυνσης COD και παραγωγής βιοαερίου επηρεάζεται από την πυκνότητα ροής του ρεύματος τροφοδοσίας και επιτυγχάνεται όταν η πυκνότητα ροής (flux) είναι 6 LMH. Η παραγωγή βιοαερίου τότε είναι 0,44 L/g COD που απομακρύνθηκε.

Οι Rongwong et al (2017, 2018) αναφέρουν ότι η παραγωγή μεθανίου αυξάνεται γραμμικά με την αύξηση του εισερχόμενου στον βιοαντιδραστήρα COD. Συγκεκριμένα, για COD 350, 500, 650, 750 mg/L η παραγωγή μεθανίου είναι αντίστοιχα 110, 157, 204 και 236 L/m³. Το ποσοστό μεθανίου που χάνεται στο διήθημα είναι 30, 21, 16 και 14% αντίστοιχα. Με κατάλληλη μέθοδο, αυτό το ποσοστό μεθανίου μπορεί να ανακτηθεί κατά 85,37%.



Εικόνα 21: Μέθοδος ανάκτησης διαλυμένου μεθανίου από την εκροή συστημάτων AnMBR μέσω μεμβράνης διαχωρισμού (Rongwong et al, 2018)

Γενικά, η βέλτιστη παραγωγή βιοαερίου επιτυγχάνεται σε υψηλούς χρόνους HRT και SRT (Ho and Sung, 2009). Οι Ho and Sung (2009) ερεύνησαν την επίδραση της μεταβολής του HRT στην παραγωγή βιοαερίου, διατηρώντας υψηλούς χρόνους SRT=90-360 ημέρες, και βρήκαν ότι η μείωση του HRT από 12 σε 6 ώρες, συνεπάγεται μείωση του ανακτώμενου μεθανίου από 48% σε 35%.

Οι Noyola et al (2006) αναφέρουν ότι η παρουσία θειικών ενώσεων στα λύματα έχει ως αποτέλεσμα να ευνοηθεί η ανάπτυξη των θειοαναγωγικών βακτηρίων σε βάρος των μεθανογόνων. Η μετατροπή των SO⁴⁻ σε S²⁻ συναγωνίζεται την παραγωγή CH₄ και παράγεται ένα τοξικό και διαβρωτικό αέριο, το H₂S. Οι Vincent et al (2019) αναφέρουν ότι θα πρέπει στα συστήματα AnMBR να αποφεύγονται τα λύματα που είναι πλούσια σε θειικές ενώσεις.

Οι Chen et al (2019) αναφέρουν ότι, όταν υπό τις ίδιες συνθήκες και στο ίδιο AnMBR, έγινε επεξεργασία δείγματος συνθετικών λυμάτων και στη συνέχεια η επεξεργασία συνθετικών με προσθήκη ZnO-NPs, τότε παρατηρήθηκε σημαντική μείωση στην παραγωγή βιοαερίου. Από 0,36-0,42 L/g COD που απομακρύνθηκε, η παραγωγή μειώθηκε σε 0,11 L/g COD που απομακρύνθηκε και τελικά, στην πορεία της

αναερόβιας διαδικασίας, η παραγωγή βιοαερίου μηδενίστηκε. Τα ιόντα Zn^{2+} είχαν τοξική δράση στους αναερόβιους μικροοργανισμούς με αποτέλεσμα να μειωθεί η απόδοσή τους.

Είναι φανερό ότι η έρευνα για τα συστήματα AnMBR πρέπει να επεκταθεί ώστε να διαπιστωθούν καλύτερα οι προϋποθέσεις κάτω από τις οποίες η αναερόβια επεξεργασία αποβλήτων με σύστημα μεμβρανών για την επεξεργασία των αστικών υγρών αποβλήτων είναι πρακτική και οικονομικά εφικτή.

Απομάκρυνση θρεπτικών συστατικών (αζώτου, φωσφόρου)

Η βιβλιογραφική ανασκόπηση των δημοσιευμένων ερευνών που παρουσιάζονται στον Πίνακα 7, έδειξε ότι κατά την αναερόβια επεξεργασία AnMBR, μόνο ένα μικρό ποσοστό αζώτου και φωσφόρου απομακρύνεται από την επεξεργασμένη εκροή των αστικών λυμάτων. Το άζωτο ως θρεπτικό συστατικό παραμένει σταθερό και απλά αλλάζει μορφές από οργανική σε ανόργανη. Η εκροή περιέχει θρεπτικά συστατικά, σε υψηλό ποσοστό, σε σταθεροποιημένη μορφή όπως αμμωνία και ορθοφωσφορικά, που μπορεί να αποτελέσουν βελτιωτικό εδάφους κατά την άρδευση. Η ανάκτηση των θρεπτικών συστατικών στον αγροτικό τομέα θεωρείται εξαιρετικά σημαντική στην κυκλική οικονομία, ειδικότερα η επαναχρησιμοποίηση του φωσφόρου ο οποίος αποτελεί αναντικατάστατο στοιχείο για τις καλλιέργειες. Οι Chen et al (2017) αναφέρουν ότι μόνο το 15% του αζώτου και το 17 % του φωσφόρου απομακρύνεται από την εκροή ενός συμβατικού συστήματος AnMBR.

Οι Aslam et al (2019) αναφέρουν ότι όταν ο υδραυλικός χρόνος παραμονής είναι υψηλός $HRT=26,2$ ώρες, τότε τα νιτροποιητικά βακτήρια, λόγω έλλειψης οργανικού φορτίου αποδομούν τα νιτρικά NO_3^-N . Για $HRT=26,2$ ώρες αναφέρουν ποσοστό απομάκρυνσης NO_3^-N 94,4%, ενώ το ποσοστό απομάκρυνσης $PO_4^{3-}P$ παραμένει 17,2%. Και στην περίπτωση αυτή, η εκροή περιέχει τα απαραίτητα θρεπτικά συστατικά για να χρησιμοποιηθεί για άρδευση. Προσοχή θα πρέπει να δοθεί στην τυχόν παρουσία παθογόνων μικροοργανισμών και ιών.

Το αποτέλεσμα αυτό συμφωνεί με την έρευνα των Khan et al (2019b) οι οποίοι αναφέρουν ότι η μέγιστη απομάκρυνση του αζώτου επιτυγχάνεται στον υψηλότερο $HRT=48$ ώρες της ερευνάς τους. Οι Vincent et al (2018) αναφέρουν ότι για $HRT=37,5$ ώρες, η απομάκρυνση του NH_4-N για $OLR = 0,25$ $kg\ COD/m^3d$ είναι 48%, ενώ για $OLR = 0,7$ $kg\ COD/m^3d$ είναι 55%.

Όταν η εκροή δεν πρόκειται να χρησιμοποιηθεί για άρδευση, αλλά πρόκειται να γίνει η διάθεσή της σε υδάτινο αποδέκτη, είναι επιθυμητή η απομάκρυνση των θρεπτικών συστατικών (αζώτου, φωσφόρου) για να αποφευχθούν φαινόμενα όπως ο ευτροφισμός. Στην περίπτωση αυτή, απαιτείται ένα πρόσθετο στάδιο επεξεργασίας της εκροής. Η νιτροποίηση / απονιτροποίηση του συμβατικού τρόπου επεξεργασίας ενεργού ιλύος δεν είναι εφικτή καθώς έχει απομακρυνθεί το οργανικό φορτίο. Απαιτείται η εφαρμογή ενός προχωρημένου σταδίου, όπως η αναερόβια οξειδωση της αμμωνίας (Anammox), κατά την οποία παράγεται αέριο άζωτο (N_2). Πρόκειται για μια διεργασία που απαιτεί ελάχιστη κατανάλωση οξυγόνου χωρίς την παρουσία οργανικού υλικού για την απονιτροποίηση (Strous et al, 1997). Επίσης, η προσθήκη ζεόλιθου είναι δυνατό να προσροφήσει μέχρι 97% της ποσότητας αμμωνίου και να

συμβάλλει στην κατακρήμνιση του φωσφόρου. Πρόκειται, όμως, για μια δαπανηρή διαδικασία και απαιτεί την αποδοχή του αγοραστικού κοινού (Wan et al, 2016).

Η απομάκρυνση του φωσφόρου μπορεί να επιτευχθεί με χημική κατακρήμνιση. Με τη μέθοδο αυτή, ο φώσφορος ανακτάται με τη μορφή στρουβίτη (stuvite $\text{NH}_4\text{MgPO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) ως εδαφοβελτιωτικό (De-Bashan et al, 2004).

Απομάκρυνση ορισμένων παθογόνων μικροοργανισμών

Οι μεμβράνες, ανάλογα με το μέγεθος πόρων, μπορούν να εξασφαλίσουν την απομάκρυνση ορισμένων παθογόνων μικροοργανισμών με αποτέλεσμα η εκροή να καθίσταται κατάλληλη για την άρδευση καλλιεργειών (Ozgun et al, 2013). Οι μεμβράνες αποτελούν φυσικό φραγμό για τους μικροοργανισμούς όταν το μέγεθος των πόρων είναι μικρότερο από το βακτηριακό κύτταρο. Για τους ιούς οι οποίοι έχουν μέγεθος από 20nm μέχρι 200nm, η φυσική απόρριψη είναι δύσκολο να επιτευχθεί μέσω των μεμβρανών.

Μια έρευνα των Pena και συνεργάτες, 2019, έδειξε ότι οι μεμβράνες με μέγεθος πόρων 0,045μm μπορούν να εξασφαλίσουν διήθημα κατάλληλο για επαναχρησιμοποίηση όπως είναι η άρδευση. Συγκεκριμένα, η παρουσία του μικροβίου *Escherichia Coli* σε αριθμό $4 \times 10^6 - 2 \times 10^7$ nmp/100 mL δείγματος, μετά την αναερόβια επεξεργασία και τη διήθηση μέσω μεμβρανών μειώθηκε σε αριθμό αποικιών 42 - 48 cfu/100 mL. Επίσης, η παρουσία του μικροβίου της Λεγεωνέλας σε δείγμα αστικών λυμάτων 100 mL, δεν ανιχνεύθηκε μετά τη διήθηση μέσω μεμβρανών (Pena, 2019). Σύμφωνα με την ελληνική νομοθεσία, το όριο παρουσίας του μικροβίου *Escherichia Coli* για περιορισμένη άρδευση, δηλαδή για άρδευση καλλιεργειών βρώσιμων προϊόντων που καταναλώνονται μετά από θερμική ή άλλη επεξεργασία ή δεν προορίζονται για ανθρώπινη κατανάλωση ή δεν έρχονται σε επαφή με το έδαφος, είναι 200 cfu/100 mL.

Οι Ding et al (2019) αναφέρουν ότι με μέγεθος πόρων μεμβράνης 0,2 μm, μπορεί να επιτευχθεί 73-89% απομάκρυνση μικροβίων στους 35°C και HRT = 24 – 6 ώρες, ενώ η απομάκρυνση στους 25°C και HRT = 24 – 6 ώρες μπορεί να είναι 54-72%.

Τα συστήματα AnMBR μπορούν να επιτύχουν σημαντική απομάκρυνση γενετικών στοιχείων όπως είναι τα γονίδια μικροβιακής αντοχής (ARG) και τα πλασμίδια. Τα γενετικά στοιχεία μπορούν να θεωρηθούν ως “δεξαμενές κινητού DNA” γιατί φέρουν γονίδια τα οποία προσδίδουν επιλεκτικά πλεονεκτήματα στο βακτήριο στο οποίο προσκολλώνται. Οι Kapell et al (2018) χρησιμοποίησαν στην έρευνά τους μεμβράνη με μέγεθος πόρων 0,05μm, και αναφέρουν μείωση γονιδίων μικροβιακής αντοχής (ARGs) κατά 3,3 – 3,6 log units. Οι Chen and Hong (2017) αναφέρουν απομάκρυνση κατά 1,9 - 3,9 log units των γονιδίων μικροβιακής αντοχής με μέγεθος πόρων μεμβράνης 0,3μm.

Απομάκρυνση μικρορύπων – Ενεργός άνθρακας

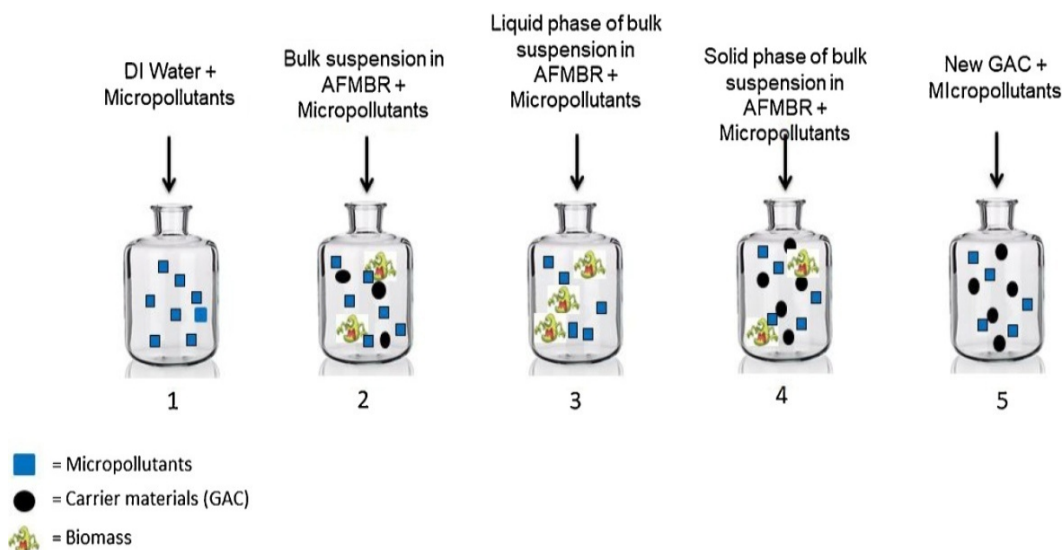
Η απομάκρυνση των μικρορύπων κατά την επεξεργασία υγρών αποβλήτων μπορεί να αποδοθεί στην απορρόφηση και τον βιομετασχηματισμό (Harb et al, 2019).

Στα συστήματα AnMBR, επικρατεί η απομάκρυνση μέσω του βιομετασχηματισμού, παρά της απορρόφησης στην ιλύ (Mai et al, 2019). Ο υψηλός χρόνος παραμονής της ιλύος που επιτυγχάνεται με τις μεμβράνες, αυξάνει την απόδοση ως προς την απομάκρυνση μικρορύπων, όπως είναι οι φαρμακευτικές ουσίες, καθώς αυξάνει ο χρόνος έκθεσης στους αργά αναπτυσσόμενους αναερόβιους μικροβιακούς πληθυσμούς. Η χρήση υψηλής εκλεκτικότητας μεμβρανών και η προσθήκη υλικών με προσροφητικές ιδιότητες (σφουγγάρι, ενεργός άνθρακας), αυξάνουν σημαντικά το ποσοστό απομάκρυνσης των μικρορύπων.

Οι Wei et al (2016) αναφέρουν 87% απομάκρυνση οργανικών μικρορύπων όταν στον βιοαντιδραστήρα προστέθηκαν 100mg/L ενεργός άνθρακας.

Οι Lim et al (2019) αναφέρουν πλήρη απομάκρυνση τριών φαρμακευτικών ουσιών (diclofenac, ibuprofen και sulfamethoxazole) από συνθετικά οικιακά λύματα των οποίων η επεξεργασία έγινε με σύστημα AnMBR. Ιδιαίτερα σημαντική είναι η επίδραση προσθήκης ενεργού άνθρακα στον βιοαντιδραστήρα. Οι Lim et al (2019) απέδειξαν ότι οι φαρμακευτικές ουσίες diclofenac, ibuprofen και sulfamethoxazole απομακρύνθηκαν 100% στην περίπτωση που προστέθηκε ενεργός άνθρακας. Συγκεκριμένα, πραγματοποίησαν πέντε πειράματα σε σύστημα AnMBR στα οποία το ρεύμα τροφοδοσίας περιείχε:

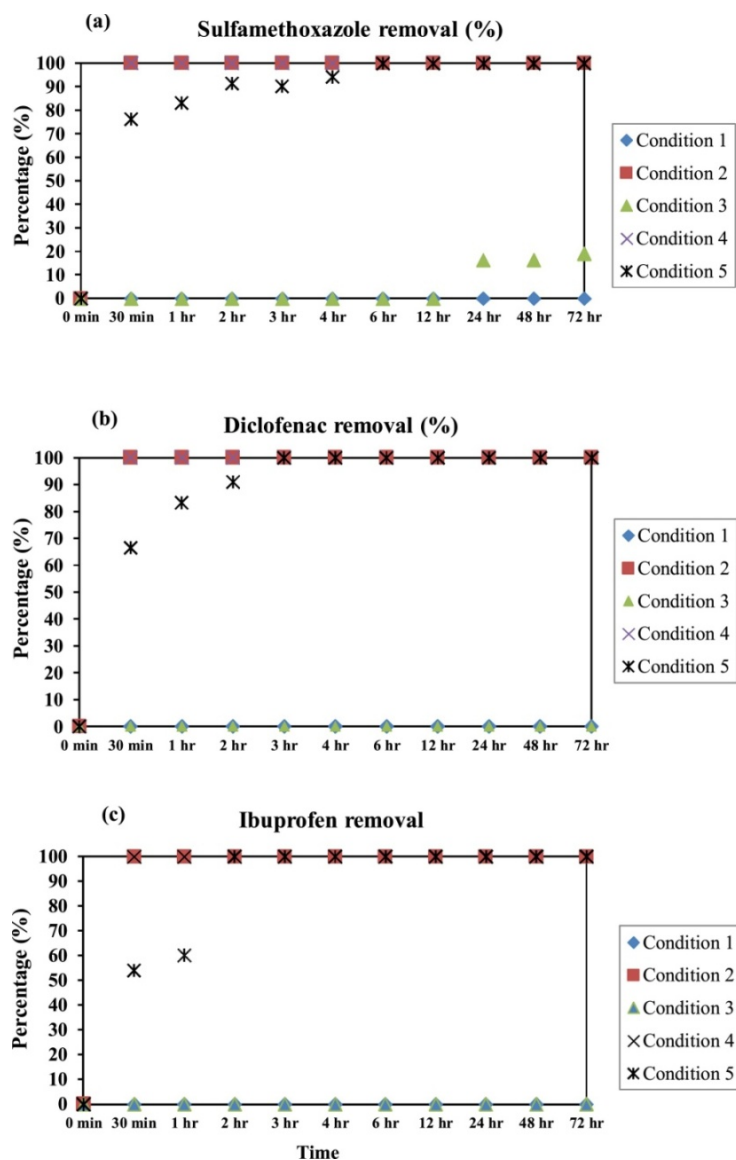
- i. στην πρώτη περίπτωση (condition 1) νερό και μικρορύπους,
- ii. στη δεύτερη (condition 2) μικρορύπους + αιώρημα κόκκων ενεργού άνθρακα + βιομάζα,
- iii. στην τρίτη (condition 3) μικρορύπους + υγρή φάση αιωρήματος κόκκων ενεργού άνθρακα + βιομάζα,
- iv. στην τέταρτη (condition 4) μικρορύπους + στερεή φάση κόκκων αιωρήματος ενεργού άνθρακα + βιομάζα και
- v. στην πέμπτη περίπτωση (condition 5) ενεργό άνθρακα 25% v/v + μικρορύπους



Εικόνα 22: Σχηματική απεικόνιση των πειραμάτων των Lim et al (2019) για τη διερεύνηση του μηχανισμού απομάκρυνσης φαρμακευτικών ουσιών από υγρά αστικά λύματα.

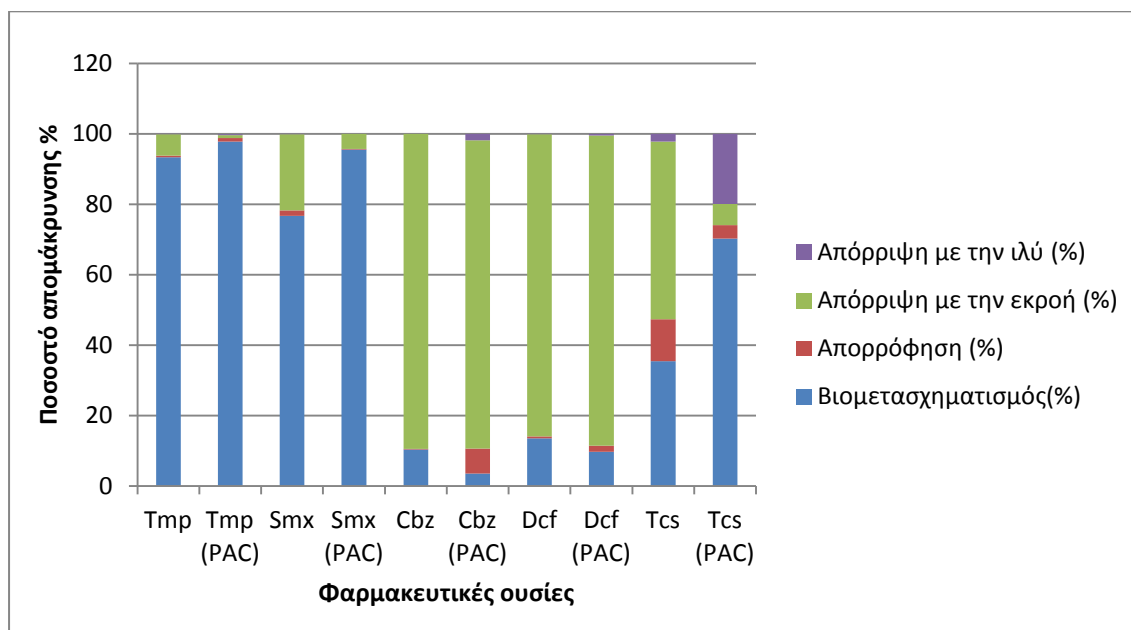
Τα αποτελέσματα της έρευνας, δηλαδή το ποσοστό απομάκρυνσης των φαρμακευτικών ουσιών, αποτυπώνονται στην Εικόνα 23.

Στην δεύτερη περίπτωση (Condition 2) που χρησιμοποιήθηκε ως ρεύμα τροφοδοσίας μικρορύποι + αιώρημα κόκκων ενεργού άνθρακα + βιομάζα, παρατηρήθηκε απομάκρυνση των φαρμακευτικών ουσιών σε ποσοστό 100%. Τα αποτελέσματα της έρευνας έρχονται σε συμφωνία και με άλλες βιβλιογραφικές αναφορές.



Εικόνα 23: Αποτελέσματα απομάκρυνσης των φαρμακευτικών diclofenac, ibuprofen και sulfamethoxazole σε κάθε μια περίπτωση (Condition) (Lim et al, 2019).

Οι Xiao et al (2017) αναφέρουν ότι η απομάκρυνση πέντε φαρμακευτικών ουσιών carbamazepine (cbz), diclofenac (dcf), triclosan (tcs), sulfamethoxazole (smx) και trimethoprim (tmp) βελτιώθηκε σημαντικά στην περίπτωση που στον βιοαντιδραστήρα προστέθηκε ενεργός άνθρακας (PAC), τουλάχιστον τις πρώτες πέντε μέρες της προσθήκης (Γράφημα 10).



Γράφημα 10: Ποσοστό απομάκρυνσης φαρμακευτικών ουσιών σε σύστημα AnMBR πριν και μετά την προσθήκη ενεργού άνθρακα (PAC= Powdered Activated Carbon) (Xiao et al, 2017).

Έμφραξη μεμβρανών

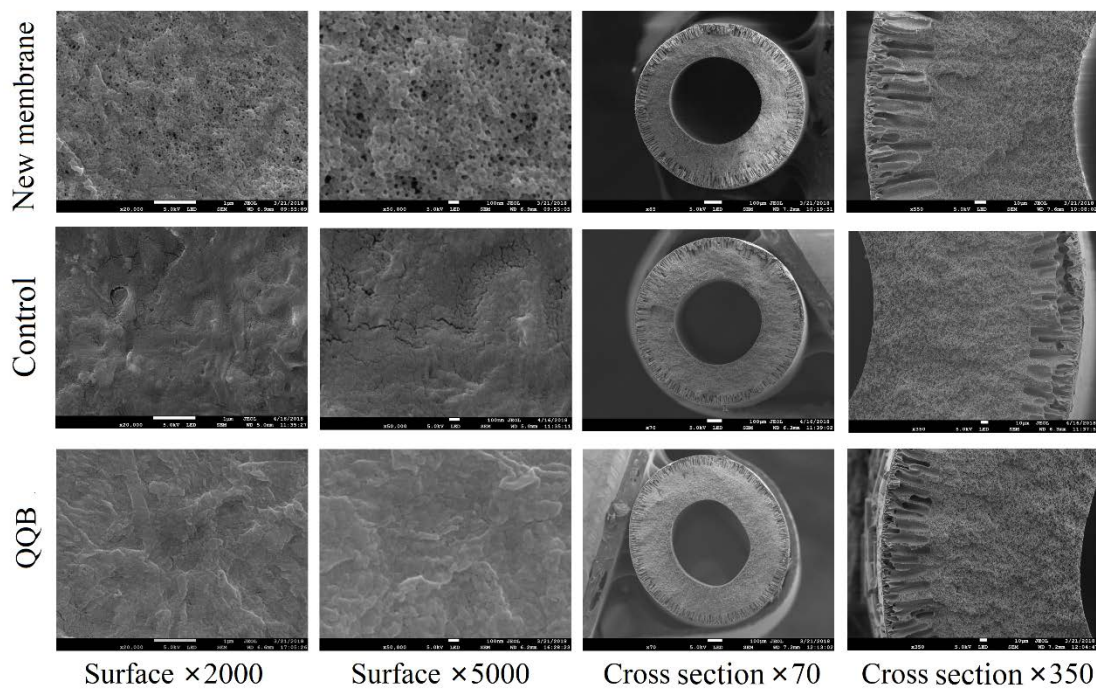
Για την αντιμετώπιση της έμφραξης μεμβρανών οι Liu et al (2018) απέδειξαν ότι η προσθήκη σφουγγαριού, ενός φτηνού υλικού, εντός του αναερόβιου συστήματος έχει ως αποτέλεσμα: (i) τη μείωση της έμφραξης μεμβρανών, εξαιτίας του σχηματισμού μεγαλύτερου μεγέθους κροκίδων ιλύος, αλλά και της απορρόφησης των υδροφοβικών πρωτεϊνικών συστατικών των διαλυτών εξωκυτταρικών πολυμερών (SMP) από την ιλύ και ορισμένων εξωκυτταρικών πολυμερών που υπάρχουν στο βιοφίλμ (cake layer), (ii) την επιμήκυνση του χρόνου ζωής των μεμβρανών, (iii) την παράταση του λειτουργικού κύκλου μέχρι την ανάγκη καθαρισμού των μεμβρανών και, τέλος, (iv) τη βελτίωση της διαδικασίας της διήθησης.

Η απορρόφηση εξωκυτταρικών πολυμερικών συστατικών σε επιφάνειες, μαζί με την βιοαποδόμηση, έχει αποδειχθεί ως βασικός μηχανισμός μείωσης της έμφραξης μεμβρανών και από άλλες έρευνες. Οι Aslam et al (2018) αναφέρουν ότι η προσθήκη κόκκων ενεργού άνθρακα στον βιοαντιδραστήρα, είναι ενεργειακά συμφέρουσα για την αντιμετώπιση της έμφραξης μεμβρανών σε σχέση με άλλες τεχνολογίες περιορισμού του σχηματισμού βιοφίλμ πάνω στις μεμβράνες, όπως είναι η εφαρμογή επαπτομενικής ταχύτητας στο ρεύμα τροφοδοσίας της μεμβράνης ή οι φυσαλίδες βιοαερίου που παράγονται από ειδικούς φυσητήρες.

Οι Spragni et al (2010) αναφέρουν ότι στην έμφραξη μεμβρανών τον σπουδαιότερο ρόλο έχει η ποιότητα του υπερκείμενου υγρού στον βιοαντιδραστήρα, η περιεκτικότητά του σε αιωρούμενα στερεά.

Οι Liu et al (2019) αναφέρουν ότι η έμφραξη μεμβρανών μπορεί να αντιμετωπιστεί αποτελεσματικά με τη μέθοδο Quorum Quenching. Η μέθοδος Quorum Quenching περιλαμβάνεται στις καινοτόμες μεθόδους μείωσης της έμφραξης

μεμβρανών. Στις μεμβράνες που λειτουργούν υπό αναερόβιες συνθήκες, ο κύριος μηχανισμός έμφραξης στηρίζεται στην φραγή των πόρων της μεμβράνης από διαλυτά μικροβιακά προϊόντα (SMP) και εξωκυτταρικά πολυμερή (EPS). Ο έλεγχος παραγωγής των προϊόντων αυτών μπορεί να επιτευχθεί με την παρεμπόδιση της επικοινωνίας των βακτηριακών κυττάρων. Αναλυτικά, τα βακτήρια έχουν την ικανότητα να αναγνωρίζουν την πυκνότητα του πληθυσμού τους μέσα από ένα ειδικό σύστημα επικοινωνίας των κυττάρων τους και να τροποποιούν ανάλογα τη συμπεριφορά τους (quorum sensing ή αίσθημα απαρτίας). Απαραίτητο συστατικό στην επικοινωνία αυτή είναι η παρουσία χημικών ουσιών – αυτοεπαγωγέων που στα κατά Gram αρνητικά βακτήρια είναι οι N-ακυλο-ομοσερινολακτόνες (AHLs) ενώ στα κατά Gram θετικά, κάποιο πεπτίδιο. Οι αυτοεπαγωγείς αυτοί ρυθμίζουν την διακυτταρική επικοινωνία και ενεργοποιούν την έκφραση γονιδίων στα βακτήρια ώστε να σχηματιστεί βιοφίλμ και να παραχθούν εξωκυτταρικά πολυμερή (EPS). Έχει βρεθεί, ότι ορισμένα ένζυμα ή μικροβιακά στελέχη έχουν την ικανότητα να αδρανοποιούν τα AHLs και τα πεπτίδια, εμποδίζοντας κατά τον τρόπο αυτό την παραγωγή EPS και το σχηματισμό βιοφίλμ (Iorhemen et al, 2016). Οι Liu et al (2019), για να διερευνήσουν την επίδραση της μεθόδου στην αντιμετώπιση έμφραξης σε σωληνοειδή μεμβράνη με μέγεθος πόρων (0,1μm) (Εικόνα 24), ενσωμάτωσαν βακτηριακά κύτταρα *Microbacterium* σε αλγινικά σφαιρίδια (QQB) πάνω στη μεμβράνη, και παρατήρησαν ότι τα AHLs βρέθηκαν σε αξιοσημείωτα χαμηλές συγκεντρώσεις στην μεμβράνη και η συκέντρωση των SMP και EPS μειώθηκε κατά 39,73-80,58%. Η έμφραξη της μεμβράνης αντιμετωπίστηκε σε ικανοποιητικό βαθμό.



Εικόνα 24: Αντιμετώπιση της έμφραξης μεμβρανών με τη μέθοδο Quorum Quenching (Liu et al, 2019).

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 6: ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ – ΜΕΛΛΟΝΤΙΚΗ ΕΡΕΥΝΑ

Η βιβλιογραφική ανασκόπηση ερευνών που πραγματοποιήθηκε στην παρούσα εργασία, έδειξε ότι τα συστήματα AnMBR μπορούν να διαχειριστούν τον μεγάλο όγκο των αστικών λυμάτων παράγοντας μια υψηλής ποιότητας εκροή. Είναι μια φιλική προς το περιβάλλον πράσινη τεχνολογία που συνεχώς βελτιώνεται και εξελίσσεται κυρίως εξαιτίας της δυνατότητας αξιοποίησης του παραγόμενου βιοαερίου για την παραγωγή ηλεκτρικής ενέργειας, αλλά και της δυνατότητας αξιοποίησης της παραγόμενης εκροής για άρδευση.

Τα συστήματα AnMBR παρουσιάζουν τα πλεονεκτήματα της αναερόβιας επεξεργασίας και της τεχνολογίας μεμβρανών. Συγκεκριμένα, κατά την αναερόβια αποδόμηση των οργανικών ουσιών παράγεται βιοαέριο πλούσιο σε μεθάνιο το οποίο μπορεί να ανακτηθεί για την παραγωγή ενέργειας. Τα συστήματα AnMBR επιτρέπουν την παραγωγή μεθανίου ακόμη και από «ασθενή» λύματα όπως είναι τα αστικά και σε θερμοκρασία περιβάλλοντος. Χρειάζονται, όμως, ακόμη να γίνουν έρευνες ώστε να εξασφαλιστεί η ανάκτηση του μεθανίου του οποίου η διαλυτότητα αυξάνεται στις χαμηλές θερμοκρασίες και χάνεται στην εκροή.

Για τη σταθεροποίηση των οργανικών συστατικών στον αναερόβιο βιοαντιδραστήρα, δεν απαιτείται η κατανάλωση σημαντικών ποσών ενέργειας όπως συμβαίνει με την συμβατική μέθοδο ενεργού ιλύος κατά την οποία δαπανώνται υψηλά ποσά ενέργειας για τον αερισμό των λυμάτων και την εξασφάλιση αερόβιων συνθηκών για το μεταβολισμό των μικροοργανισμών. Η κατανάλωση ενέργειας για τη διήθηση μέσω μεμβρανών, μπορεί να αντισταθμιστεί με την αξιοποίηση του παραγόμενου μεθανίου. Επιπλέον, η τεχνολογία AnMBR επιτρέπει την ανάκτηση ενδιάμεσων προϊόντων όπως του H_2 το οποίο μπορεί να χρησιμοποιηθεί ως καύσιμο. Οι Borges et al (2018) αναφέρουν ότι από συνθετικά απόβλητα 5000 mg/LCOD, σε μεσόφιλες συνθήκες και HRT=1h μπορούν να παραχθούν $344,9 \pm 74$ ml $H_2/h \cdot L$. Στον συγκεκριμένο τομέα, όμως, η βιβλιογραφική ανασκόπηση έδειξε ότι δεν έχουν πραγματοποιηθεί αρκετές έρευνες.

Ο σχεδιασμός της τεχνολογίας AnMBR μελετάται σήμερα σε χωριστές φάσεις – δύο σταδίων, ώστε να επιτευχθεί η βέλτιστη παραγωγή μεθανίου. Με τον τρόπο αυτό είναι εφικτή η ανεξάρτητη ρύθμιση του pH για τη φάση της οξεογένεσης στον πρώτο αντιδραστήρα και για την μεθανογένεση στον δεύτερο αντιδραστήρα. Πράγματι, ενώ η βέλτιστη τιμή pH για την υδρόλυση και την οξεογένεση είναι μεταξύ 5,5 and 6,5, για την μεθανογένεση η βέλτιστη τιμή είναι περίπου 7.

Τα αναερόβια συστήματα βιομεμβρανών, είτε είναι εξωτερικά είτε εμβαπτιζόμενα, προσφέρουν υψηλής ποιότητας εκροή ακόμη και σε περιβάλλοντα που η θερμοκρασία περιορίζει την πραγματοποίηση των βιολογικών αντιδράσεων για την απομάκρυνση του COD. Μπορεί να επιτευχθεί απομάκρυνση tCOD από 55-99%. Στον ελλαδικό χώρο η συγκεκριμένη τεχνολογία παρουσιάζεται ελκυστική για τις ορεινές περιοχές. Η εθνική νομοθεσία που καθορίζει τα μέτρα και τους όρους για την επεξεργασία των αστικών λυμάτων, προβλέπει ότι στις ορεινές περιοχές που βρίσκονται σε υψόμετρο μεγαλύτερο από 1500m, επιτρέπονται αποκλίσεις από τα καθορισμένα ποιοτικά όρια των εκροών γιατί οι κλιματικές συνθήκες εμποδίζουν τη

βιολογική διεργασία. Το πρόβλημα αυτό μπορεί να αντιμετωπισθεί με τη χρήση του συστήματος AnMBR. Απαιτείται, όμως, να γίνουν μελέτες για να καθοριστούν οι λειτουργικές παράμετροι, να υπολογιστεί το κόστος κατασκευής, το κόστος λειτουργίας και συντήρησης και να γίνει ενεργειακή ανάλυση, ώστε να επιτευχθεί η μέγιστη απόδοση με το χαμηλότερο κόστος. Από την αναζήτηση στη διεθνή βιβλιογραφία, δεν προέκυψε να υπάρχει κάποια μελέτη απόδοσης του συστήματος AnMBR για τις ορεινές περιοχές.

Τα συστήματα AnMBR παράγουν εκροή πλούσια σε θρεπτικά συστατικά (άζωτο και φώσφορο) η οποία μπορεί να αξιοποιηθεί για άρδευση. Όμως, παραμένει ακόμη ανησυχία για την επαναχρησιμοποίηση της εκροής για άρδευση, η οποία σχετίζεται με την ποιότητα του νερού και ειδικότερα την παρουσία παθογόνων μικροοργανισμών, ιών και ουσιών όπως τα βαρέα μέταλλα και αναδυόμενους ρύπους όπως οι φαρμακευτικές ουσίες. Απαιτείται περαιτέρω έρευνα ώστε να εκτιμηθούν και να μελετηθούν οι πιθανοί κίνδυνοι για την ανθρώπινη υγεία και το οικοσύστημα.

Στον τομέα της υψηλής απόδοσης της εκροής AnMBR ως προς την περιεκτικότητα σε μικρορύπους όπως είναι οι φαρμακευτικές ουσίες και οι ουσίες που περιέχονται σε προϊόντα προσωπικής φροντίδας, μελετώνται η περαιτέρω επεξεργασία με νανοδιήθηση, η προσθήκη προσροφητικών υλικών (π.χ ενεργός άνθρακας) και η χρήση δύο σταδίων AnMBR συστημάτων. Τα συστήματα δύο σταδίων επιτρέπουν υψηλό χρόνο παραμονής που ενισχύει το βιομετασχηματισμό.

Επιπλέον, τα συστήματα AnMBR μπορούν να επιτύχουν υψηλό χρόνο παραμονής της ιλύος (SRT) στον βιοαντιδραστήρα, και επομένως, μειωμένη ποσότητα της παραγόμενης ιλύος. Τα βιοδιασπώμενα συστατικά βιοαποικοδομούνται από τους αναερόβιους μικροοργανισμούς και παράγεται μέχρι και δέκα (10) φορές μικρότερη ποσότητα ιλύος, σε σχέση με τον συμβατικό τρόπο επεξεργασίας ενεργού ιλύος. Η διαχείριση της ιλύος απαιτεί μικρότερα ποσά ενέργειας και λύνονται προβλήματα που σχετίζονται με την τελική διάθεσή της.

Ενώ η τεχνολογία AnMBR χαρακτηρίζεται από έναν σημαντικό αριθμό πλεονεκτημάτων έναντι των «συμβατικών» συστημάτων, πολλά προβλήματα παραμένουν ακόμη τα οποία πρέπει να βελτιστοποιηθούν. Όπως και στην τεχνολογία MBR υπό αερόβιες συνθήκες, το πιο σημαντικό μειονέκτημα στα συστήματα AnMBR είναι η έμφραξη μεμβρανών. Η έμφραξη, που οδηγεί στην αύξηση του υδραυλικού χρόνου παραμονής, έχει περιορίσει την ευρεία εξάπλωση της εφαρμογής της τεχνολογίας μεμβρανών. Οι μεμβράνες από μόνες τους έχουν ένα σημαντικό κόστος κεφαλαίου, έτσι οτιδήποτε μειώνει τον χρόνο ζωής τους, επηρεάζει αρνητικά την οικονομική βιωσιμότητα της διαδικασίας. Επιπλέον, οι διαδικασίες καθαρισμού επηρεάζουν άμεσα τη λειτουργία του βιοαντιδραστήρα εξαιτίας των διακοπών στη λειτουργία του προκειμένου να γίνει ο καθαρισμός των μεμβρανών.

Η μείωση του κόστους των μεμβρανών μπορεί να οδηγήσει σε αύξηση της αγοράς AnMBR. Η μείωση του κόστους μπορεί να αντιμετωπιστεί με καινοτόμες μεθόδους μείωσης της έμφραξης τους, που συνεπάγεται μείωση του κόστους καθαρισμού και αντικατάστασης. Κατά μέσο όρο η αντικατάσταση των μεμβρανών γίνεται κάθε 5 – 10 χρόνια, η παράταση του χρόνου αυτού θα επιφέρει οικονομική βιωσιμότητα.

Για τον περιορισμό της έμφραξης μεμβρανών, μια καινοτόμα τεχνολογία που μελετάται είναι η εφαρμογή περιστρεφόμενων μεμβρανών. Σε αυτή την τεχνική, βυθιζόμενες μεμβράνες προσαρμόζονται σε άξονες και μέσω ηλεκτρικού κινητήρα προκαλούνται κυκλικές κινήσεις που αυξάνουν την επαπτομενική ταχύτητα. Αποτέλεσμα είναι η επίτευξη καλύτερης διήθησης αλλά και η μείωση της έμφραξης.

Ένας ακόμη περιορισμός του τρόπου επεξεργασίας των υγρών αστικών λυμάτων με συστήματα AnMBR είναι ότι αν η διάθεση του διηθήματος που προκύπτει από το σύστημα AnMBR πρέπει να γίνει σε υδάτινο αποδέκτη, τότε απαιτείται ένα επιπλέον στάδιο επεξεργασίας του διηθήματος ώστε να απομακρυνθούν τα θρεπτικά συστατικά (άζωτο – φώσφορος). Στην περίπτωση αυτή πρέπει να εξεταστεί η οικονομική βιωσιμότητα της μεθόδου

Τα συστήματα AnMBR φαίνεται, τουλάχιστον σε πιλοτικό – εργαστηριακό επίπεδο, να έχουν ανταγωνιστικό πλεονέκτημα έναντι της συμβατικής επεξεργασίας ενεργού ιλύος στον τομέα της διαχείρισης αστικών λυμάτων. Όμως, για τα επόμενα χρόνια, δεν φαίνεται η τεχνολογία αυτή να υπερισχύσει. Απαιτούνται ακόμη έρευνες πλήρους κλίμακας (full scale) ώστε να αποτελέσει μια καλά μελετημένη, ώριμη τεχνολογία. Όπως αναφέρεται στην βιβλιογραφία, μόνο το 1% της αγοράς των μεμβρανών ανήκει σήμερα στα συστήματα AnMBR.

Τα αυστηρότερα όρια διάθεσης και επαναχρησιμοποίησης επεξεργασμένων αστικών λυμάτων και οι συνεχώς εξελισσόμενες αναλυτικές μέθοδοι προσδιορισμού χημικών ουσιών ακόμη και σε ίχνη σε περιβαλλοντικά δείγματα, ίσως δώσουν ώθηση στην αναβάθμιση των υφιστάμενων ΕΕΛ ή την αντικατάστασή τους με καινοτόμες τεχνολογίες επεξεργασίας, ειδικά σε περιοχές όπου πρέπει να επιτευχθεί υψηλός βαθμός προστασίας. Βέβαια, η αναβάθμιση ή η αντικατάσταση των υφιστάμενων συστημάτων επεξεργασίας αστικών λυμάτων εξαρτάται σε μεγάλο βαθμό από τις οικονομικές επιβαρύνσεις και επιπτώσεις που μπορεί να επιφέρει στη συντήρηση μιας ΕΕΛ.

ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ

Πίνακας Ι Ύδατα προοριζόμενα για άντληση πόσιμου νερού

ΚΥΑ οικ. 46399/1352 (ΦΕΚ 438/Β/1986) "Απαιτούμενη ποιότητα των επιφανειακών νερών που προορίζονται για: «πόσιμα», «κολύμβηση», «διαβίωση ψαριών σε γλυκά νερά» και «καλλιέργεια και αλιεία οστρακοειδών», μέθοδοι μέτρησης, συχνότητα δειγματοληψίας και ανάλυση των επιφανειακών νερών που προορίζονται για πόσιμα, σε συμμόρφωση με τις οδηγίες του Συμβουλίου των Ευρωπαϊκών Κοινοτήτων 75/440/ΕΟΚ, 76/160/ΕΟΚ, 787 659/ΕΟΚ, 79/923/ΕΟΚ και 79/869/ΕΟΚ".

	ΠΑΡΑΜΕΤΡΟΙ	ΚΑΤΗΓΟΡΙΑ ΝΕΡΩΝ					
		Κατηγορία Α1*		Κατηγορία Α2**		Κατηγορία Α3***	
		Επιθυμητό όριο	Ανώτατο όριο	Επιθυμητό όριο	Ανώτατο όριο	Επιθυμητό όριο	Ανώτατο όριο
		1	2	3	4	5	6
1.	ΡΗ, μονάδες	6,5-8,5		5,5-9		5,5-9	
2.	Χρώμα, mg/L κλίμακα Pt	10	20	50	100	50	200
3.	Σύνολο αιωρούμενων στερεών mg/ L SS	25					
4.	Θερμοκρασία, °C	22	30	22	30	22	30
5.	Αγωγιμότητα μS/cm σε 20 °C	1000		1000		1000	
6.	Οσμή (Συντελεστής αραίωσης σε 25 °C)	3		10		20	
7.	Νιτρικά, mg/LNO ₃	25	50		50		50
8.	Φθοριούχα mg/LF	0,7-1	1,5	0,7-1,7		0,7-1,7	
9.	Διαλυμένος σίδηρος, mg/LFe	0,1	0,3	1	2	1	
10.	Μαγγάνιο, mg/L Mn	0,05		0,1		1	
11.	Χαλκός, mg/L Cu	0,02	0,05 (ο)	0,05		1	
12.	Ψευδάργυρος, mg/L Zn	0,5	3	1	5	1	5
13.	Βόριο, mg/LB	1		1		1	
14.	Αρσενικό, mg/L As	0,01	0,05		0,05	0,05	0,1
15.	Κάδμιο, mg/L Cd	0,001	0,005	0,001	0,005	0,001	0,005
16.	Ολικό χρώμιο, mg/LCr		0,05		0,05		0,05
17.	Μόλυβδος, mg/L Pb		0,05		0,05		0,05
18.	Σελήνιο, mg/L Se		0,01		0,01		0,01
19.	Υδράργυρος, mg/L Hg	0,0005	0,001	0,0005	0,001	0,0005	0,001
20.	Βάριο, mg/L Ba		0,1		1		1
21.	Κυανιούχα, mg/L CN		0,05		0,05		0,05
22.	Θειικά, mg /L SO ₄	150	250	150	250 (ο)	150	250 (ο)
23.	Χλωριούχα, mg/L Cl	200		200		200	
24.	Επιφανειακά ενεργές ουσίες που αντιδρούν με κυανούν του μεθυλίου, mg/LLAS	0,2		0,2		0,5	
25.	Φωσφορικά, mg/LP ₂ O ₅	0,4		0,7		0,7	
26.	Φαινόλες, mg/LC ₆ H ₅ OH		0,001	0,001	0,005	0,001	0,1
27.	Διαλυμένοι ή		0,5		0,2	0,5	

	γαλακτοποιημένοι υδρογονάνθρακεςmg/L						
28.	Πολυκυκλικοί αρωματικοί υδρογονάνθρακες		0,0002		0,0002		0,001
29.	Σύνολο βιοκτόνων mg/L		0,001		0,0025		0,005
30.	CODmg/LO ₂					30	
31.	Διαλυμένο οξυγόνο, βαθμός κορεσμού, % O ₂	>70		>50		>30	
32.	BOD ₅ mg/LO ₂	<3		<5		<7	
33.	Άζωτο κατά Kjeldahl (εκτός NO ₃), mg/L	1		2		3	
34.	Αμμωνία, mg/L NH ₄	0,05		1	1,5	2	4 (ο)
35.	Ουσίες που εκχυλίζονται με χλωροφόρμιο, mg/L	0,1		0,2		0,5	
36.	Σύνολο κολοβακτηριειδών/100ml	50		5.000		50.000	
37.	Κολοβακτηρίδια/ 100ml	20		2.000		20.000	
38.	Εντερόκοκκοι /100ml	20		1.000		10.000	
39.	Σαλμονέλες	(-)/5000 ml		(-)/1000 ml			

- Κατηγορία A1: Νερά κατάλληλα για ύδρευση, κατόπιν απλής φυσικής επεξεργασίας και απολυμάνσεως.
- Κατηγορία A2: Νερά κατάλληλα για ύδρευση κατόπιν συνήθους φυσικής και χημικής επεξεργασίας και απολύμανσης.
- Κατηγορία A3: Νερά κατάλληλα για ύδρευση, μετά από προχωρημένη φυσική και χημική επεξεργασία και απολύμανση.

Πίνακας ΠΥδατα Κολύμβησης

Αριθμ. Η.Π. 8600/416/Ε103 (ΦΕΚ 356/Β/2009) Ποιότητα και μέτρα διαχείρισης των υδάτων κολύμβησης, σε συμμόρφωση με τις διατάξεις της οδηγίας 2006/7/ΕΚ «σχετικά με την διαχείριση της ποιότητας των υδάτων κολύμβησης και την κατάργηση της οδηγίας 76/160/ΕΟΚ», του Ευρωπαϊκού Κοινοβουλίου και του Συμβουλίου της 15ης Φεβρουαρίου 2006.

	Εξαιρετική ποιότητα	Καλή ποιότητα	Επαρκής ποιότητα
Εσωτερικά ύδατα			
Εντερόκοκκοι(cfu/100ml)	200	400	330
Κολοβακτηρίδια(cfu/100ml)	500	1000	900
Παράκτια - Μεταβατικά			
Εντερόκοκκοι(cfu/100ml)	100	200	185
Κολοβακτηρίδια(cfu/100ml)	250	500	500

Πίνακας III Διαβίωση ψαριών σε γλυκά νερά

ΚΥΑ οικ. 46399/1352 ΦΕΚ 438 Β 1986 "Απαιτούμενη ποιότητα των επιφανειακών νερών που προορίζονται για: «πόσιμα», «κολύμβηση», «διαβίωση ψαριών σε γλυκά νερά» και «καλλιέργεια και αλιεία οστρακοειδών», μέθοδοι μέτρησης, συχνότητα δειγματοληψίας και ανάλυση των επιφανειακών νερών που προορίζονται για πόσιμα, σε συμμόρφωση με τις οδηγίες του Συμβουλίου των Ευρωπαϊκών Κοινοτήτων 75/440/ΕΟΚ, 76/160/ΕΟΚ, 787 659/ΕΟΚ, 79/923/ΕΟΚ και 79/869/ΕΟΚ".

ΠΑΡΑΜΕΤΡΟΙ	ΚΑΤΗΓΟΡΙΕΣ ΝΕΡΩΝ (*)			
	ΝΕΡΑ ΣΑΛΜΟΝΙΔΩΝ		ΝΕΡΑ ΚΥΠΡΙΝΙΔΩΝ	
	Επιθυμητό όριο	Ανώτατο Επιτρεπόμενο όριο	Επιθυμητό όριο	Ανώτατο επιτρεπόμενο όριο
	1	2	3	4
1. Θερμοκρασία, °C	(*)	21,5(*)	25(*)	28 (*)
2. Διαλυμένο οξυγόνο, mg/L O ₂	50% δειγμ. ≥9 100% δειγμ. ≥7	50% δειγμ. ≥9 100% δειγμ. ≥6	50% δειγμ. ≥8 100% δειγμ. ≥5	50% δειγμ. ≥7 100% δειγμ. ≥4
3. pH, μονάδες	6,5-8,5	6-9 (*)	5,5-8,5	6-9 (*)
4. Αιωρούμενα Στερεά, mg/LSS	25 (*)		25 (*)	
5. BOD ₅ , mg/L O ₂	3		6	
6. Ολικός φώσφορος, mg/LPO ₄	0,2		0,4	
7. Νιτρώδη, mg/LNO ₂	0,01		0,03	
8. Φαινολικές ενώσεις mg/LC ₅ H ₆ OH	να μην αλλοιώνεται η συνήθης γεύση των ψαριών		να μην αλλοιώνεται η συνήθης γεύση των ψαριών	
9. Πετρελαϊκοί Υδρογονάνθρακες	Οπτική, γευστική εξέταση		Οπτική, γευστική εξέταση	
10. Ελεύθερη Αμμωνία, mg/LNH ₃	0,005	0,025	0,005	0,025
11. Ολική Αμμωνία, mg/LNH ₄	0,04	1	0,2	1
12. Ολικό υπολειμματικό χλώριο mg/L HCl		0,005		0,005
13. Ολικός Ψευδάργυρος, mg/L Zn		0,3		1
14. Διαλυμένος χαλκός, mg/L Cu	0,04		0,04	

(*) Μπορεί να γίνει παρέκκλιση λόγω εξαιρετικών μετεωρολογικών ή γεωγραφικών συνθηκών.

ΠΙΝΑΚΑΣ IV(α) Μέγιστες επιτρεπόμενες συγκεντρώσεις μετάλλων για ανακτημένο νερό από την επεξεργασία αστικών λυμάτων.

(β) Μέγιστες επιτρεπόμενες συγκεντρώσεις ουσιών προτεραιότητας για ανακτημένο νερό από την επεξεργασία αστικών λυμάτων

ΚΥΑ Αριθμ. οικ. 145116/08.03.2011 (ΦΕΚ 354/Β/2011) Καθορισμός μέτρων, όρων και διαδικασιών για την επαναχρησιμοποίηση επεξεργασμένων υγρών αποβλήτων και άλλες διατάξεις.

(α)

Μέταλλο	Συγκέντρωση (mg/L)
Al	5
Be	0,1
Co	0,1
Cu	0,01
Fe	0,05
Mn	0,1
Ni	0,2
Se	1
Zn	3
B	2,5
As	0,2
Cd	0,01
Cr	0,2
F	0,1
Li	0,02
Mo	0,1
Pb	2
V	0,02
Hg	2

(β)

Παράμετρος	Συγκέντρωση (μg/L)
Alachlor	0,7
Ανθρακένιο	1
Ατραζίνη	2
Βενζόλιο	5
Βρωμιούχος διφαινυλαιθέρας	0,025
Ανθρακο - τετραχλωρίδιο	Μη ανιχνεύσιμο
C10-13 χλωροαλκάνια	1,4
Chlorfenvinphos	0,3
Chlorpyrifos	0,1
Aldrin	Μη ανιχνεύσιμο
Dieldrin	Μη ανιχνεύσιμο
Endrin	Μη ανιχνεύσιμο
Isodrin	0,01
DDT ολικό	Μη ανιχνεύσιμο
para-para-DDT	Μη ανιχνεύσιμο
Διχλωροαιθάνιο1,2	20

Διχλωρομεθάνιο	50
Φθαλικό δι(2-αιθυλεξίλιο)	10
Diuron	1
Ενδοσουλφάνιο	0,01
Φλουορανθένιο	1
Εξαχλωροβενζόλιο	
Εξαχλωροβουταδιένιο	0,6
Εξαχλωροκυκλοεξάνιο	
Isoproturon	1
Ναφθαλένιο	2,4
Εννεύλοφαινόλη	2
Οκτυλοφαινόλη	1
Πενταχλωροβενζόλιο	0,1
Πενταχλωροφαινόλη	1
Βενζο(α)πυρένιο	0,1
Βενζο(β)φλουορανθένιο Βενζο(κ)φλουορανθένιο	Αθροιστικά = 0,03
Βενζο(ζ,η,θ)-περιλένιο Ινδενο(1,2,3-γδ)πυρένιο	Αθροιστικά = 0,02
Σιμαζίνη	1
Τετραχλωροαιθυλένιο	10
Τριχλωροαιθυλένιο	10
Ενώσεις τριβουτυλτίνης	0,003
Τριχλωροβενζόλια	0,4
Τριχλωρομεθάνιο	2,5
Τριφθοραλίνη	0,03
Οξεία τοξικότητα στον οργανισμό δείκτη DaphniaMagna (πριν από την απολύμανση)	1 μονάδα τοξικότητας (TU 50 ≤ 1)

BIBΛΙΟΓΡΑΦΙΚΕΣ ΑΝΑΦΟΡΕΣ

ΞΕΝΟΓΛΩΣΣΕΣ ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΚΕΣ ΑΝΑΦΟΡΕΣ

- Achilli A., Marchand E.A., Childress A.E. (2011). A performance evaluation of three membrane bioreactor systems: aerobic, anaerobic, and attached-growth. *Water ScienceTechnology* 63 2999–3005.
- Alibardi L., Cossu R., Saleem M., Spagni A. (2014). Development and permeability of a dynamic membrane for anaerobic wastewater treatment. *Bioresource Technology*, 161 (3), 236–244.
- An Y., Wang Z., Wu Z., Yang D., Zhou Q. (2009b) Characterization of membrane foulants in an anaerobic non-woven fabric membrane bioreactor for municipal wastewater treatment. *Chem. Eng. J.* 155, 709–715.
- An Y., Z. W. (2009). Characterization of membrane foulants in an anaerobic non-woven fabric membrane bioreactor for municipal wastewater treatment. *Chem. Eng. J.* , 709-715.
- An Y.Y., Yang F.L., Buccioli B., Wong F.S. (2009a) Municipal wastewater treatment using a UASB coupled with cross-flow membrane filtration. *J. Environ. Eng.* 135, 86–91.
- Arefi-Oskoui S., Khataee A., Safarpour M., Orooji Y., Vatanpour V. (2019) A review on the applications of ultrasonic technology in membrane bioreactors. *Ultrasonics – Sonochemistry*, 58, 104633.
- Aslam A., Khan S.J., Shahzad H. (2019) Impact of sludge recirculation ratios on the performance of anaerobic membrane bioreactor for wastewater treatment. *Bioresource Technology*, 288, 121473.
- Babic S., Periša M., Škoric I. (2013) Photolytic degradation of norfloxacin, enrofloxacin and ciprofloxacin in various aqueous media. *Chemosphere*, 91, 1635–1642.
- Baek S.H., Pagilla K.R., Kim H.J. (2010) Lab-scale study of an anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) for dilute municipal wastewater treatment. *Biotechnol. Bioproc. Eng.* 15, 704–708.
- Białk-Bielinska A., Kumirska J., Borecka M., Caban M., Paszkiewicz M., Pazdro K., Stepnowski P. (2016) Selected analytical challenges in the determination of pharmaceuticals in drinking/marine waters and soil/sediment samples. *Journal of Pharmaceutical and Biomedical Analysis*, 121, 271–296.

-
- Borges T., Gabriel F., Rego C., Rodrigues L., Laís R., Soares A., Lorena S., Oliveira L., Bernadete M., Varesche A, Silva L.E. (2018). Selection of metabolic pathways for continuous hydrogen production under thermophilic and mesophilic temperature conditions in anaerobic fluidized bed reactors. Volume 43, Issue 41, 18908 – 18917.
- Brochure. Targa II Solutions. Inside – out hollow fiber ultrafiltration for High Quality Water Applications. (2015) Koch Membrane Systems Inc.
- Cerón-Vivas A., Noyola A. (2017) Fouling Membrane in an Anaerobic Membrane Bioreactor Treating Municipal Wastewater. *Water Pract. Technol.*, 12, 314–321.
- Chen L., Hu Q., Zhang X., Cai Z., Wang Y. (2019) Effects of ZnO nanoparticles on the performance of anaerobic membrane bioreactor: An attention to the characteristics of supernatant, effluent and biomass community. *Environmental Pollution*, 248, 743-755.
- Chen C., Guo W., Ngo H.H., Chang S.W., Duc Nguyen D., Dan Nguyen P., Bui X.T., Wu Y. (2017a). Impact of reactor configurations on the performance of a granular anaerobic membrane bioreactor for municipal wastewater treatment. *Int. Biodeterior. Biodegrad.* 121, 131–138.
- Chen C., Guo W.S., Ngo H.H., Liu Y., Du B., Wei Q., Wei D., Nguyen D.D., Chang W.S. (2017c). Evaluation of a Sponge Assisted-Granular Anaerobic Membrane Bioreactor (SG-AnMBR) for Municipal Wastewater Treatment. *Renew. Energy*, 111, 620–627.
- Chen C., Guo W., Ngo H. H., Chang S. W., Nguyen D. D., Nguyen P. D., Bui X. Th., Wu Yun. (2017b). Impact of reactor configurations on the performance of a granular anaerobic membrane bioreactor for municipal wastewater treatment. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 121, 131-138.
- Cheng, H., Hong, P. (2017) Removal of antibiotic-resistant bacteria and antibiotic resistance genes affected by varying degrees of fouling on anaerobic microfiltration membranes. *Environ. Science Technology* 51, 12200 - 12209.
- Cheng H., Cheng D., Mao J., Lud T., Hong P.-Y. (2019). Identification and characterization of core sludge and biofilm microbiota in anaerobic membrane bioreactors. *Environment International*, 133, 105165.
- Cordell D., White S. (2013). Sustainable phosphorus measures: strategies and technologies for achieving phosphorus security. *Agronomy* 3, 86–116.
- Dagnew M., Parker W., Seto P., Waldner K., Hong Y., Bayly R., Cumin J. (2011). Pilot testing of an AnMBR for municipal wastewater treatment. In: 84th Annual Water Environment Federation Technical Exhibition and Conference, Los Angeles, CA.

-
- De-Bashan L. E., Bashan Y. (2004) Recent advances in removing phosphorus from wastewater and its future use as fertilizer (1997-2003). *Water Res.*, 38, 4222–4246.
- De Lemos Chernicharo C.A. (2007). *Biological wastewater treatment series, Volume 4. IWA Publishing.* London, England.
- Ding A., Pronk W., Qu F., Ma j., Li G., Li K., Liang H. (2015) Effect of calcium addition on sludge properties and membrane fouling potential of the membrane-coupled expanded granular sludge bed process. *Journal of Membrane Science*, 489, 55.
- Ding Y., Liang Z., Guo Z., Li Z. , Hou X., Jin C. (2019) The Performance and Microbial Community Identification in Mesophilic and Atmospheric Anaerobic Membrane Bioreactor for Municipal Wastewater Treatment Associated with Different Hydraulic Retention Times. *Water*, 11, 160.
- Do M., Stuckey D. (2019) Fate and removal of Ciprofloxacin in an anaerobic membrane bioreactor (AnMBR). *Bioresource Technology*, 289, 121683.
- Do Nascimento M., Sanchez Rizza L., Arruebarrena Di Palma A., Dublan M. de los A., Salerno G., Rubio L.M., Curatti L. (2015). Cyanobacterial biological nitrogen fixation as a sustainable nitrogen fertilizer for the production of microalgal oil. *Algal Res.* 12, 142–148.
- Dolejs P., Ozcan O., Bair R., Ariunbaatar J., Bartacek J., Lens P., Yeh D. (2017) Effect of psychrophilic temperature shocks on a gas-lift anaerobic membrane bioreactor (GI-AnMBR) treating synthetic domestic wastewater. *Journal of Water Process Engineering* 16, 108–114.
- Dong Q., Parker W., Dagneu M. (2015). Impact of FeCl₃ dosing on AnMBR treatment of municipal wastewater. *Water Res.* 80, 281–293.
- Doran P. (2013) Chapter 14 : Reactor Engineering Bioprocess Engineering Principles (Second Edition) <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-220851-5.00014-9>.
- Dutta, K., Lee, M.-Y., Lai, W.W.-P., Lee, C.H., Lin, A.Y.-C., Lin, C.-F., Lin, J.-G. (2014). Removal of pharmaceuticals and organic matter from municipal wastewater using two-stage anaerobic fluidized membrane bioreactor. *Bioresource Technology*, 165, 42–49.
- Dvorak L., Gomez M., Dolina J., Cernin A. (2016) Anaerobic membrane bioreactors—a mini review with emphasis on industrial wastewater treatment: applications, limitations and perspectives. *Desalination and Water Treatment*, 57, 19062-19076.

-
- Ersahin M.E., Tao Y., Ozgun H., Gimenez J.B., Spanjers H., Lier J.B. (2017). Impact of anaerobic dynamic membrane bioreactor configuration on treatment and filterability performance. *Journal Membrane Science*, 526, 387–394.
- Evans P., Parameswaran P., Lim K., Bae J., Shin Ch, Ho J., McCarty P. (2019) A comparative pilot-scale evaluation of gas-sparged and granular activated carbon-fluidized anaerobic membrane bioreactors for domestic wastewater treatment. *Bioresource Technology*, 288, 120949.
- Evgenidou E., Konstantinou I., Lambropoulou D. (2015) Occurrence and removal of transformation products of PPCPs and illicit drugs in wastewaters: A review. *Science of Total Environment*, 505, 905-926.
- Ferrer J., Pretel R., Duran F., Gimenez J.B., Robles A., Ruano M.V., Serralta J., Ribes J., Seco A. (2015) Design methodology for submerged anaerobic membrane bioreactors (AnMBR): A case study. *Separation and Purification Technology*, 141, 378–386.
- Gao D.W., Zhang T., Tang C.Y.Y., Wu W.M., Wong C.Y., Lee Y.H., Yeh D.H., Criddle C.S. (2010) Membrane fouling in an anaerobic membrane bioreactor: differences in relative abundance of bacterial species in the membrane foulant layer and in suspension. *Journal Membrane Science*, 364, 331–338.
- Gimenez J.B., Marti N., Ferrer J., Seco A. (2012) Methane recovery efficiency in a submerged anaerobic membrane bioreactor (SAnMBR) treating sulphate-rich urban wastewater: evaluation of methane losses with the effluent. *Bioresource Technology*, 118, 67–72.
- Gimenez J.B., Robles A., Carretero L., Duran F., Ruano M.V., Gatti M.N., Ribes J., Ferrer J., Seco A. (2011). Experimental study of the anaerobic urban wastewater treatment in a submerged hollow-fibre membrane bioreactor at pilot scale. *Bioresource Technology*, 102, 8799–8806.
- Goswami L. R. V. (2018). Membrane bioreactor and integrated membrane bioreactor systems for micropollutant removal from wastewater: A review. *Journal of Water Process Engineering*, 314-328.
- Gouveia J., Plaza F., Garralon G., Fdz-Polanco F., Pepa M. (2015) Long-term operation of a pilot scale anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) for the treatment of municipal wastewater under psychrophilic Conditions. *Bioresource Technology*, 185, 225–233.
- Grant R. Shannon, Dwain Wilson, Zai Yan Mi, Dale Mills, (2016) Anaerobic Membrane Bioreactor (ANMBR) successfully treating high-strength food processing wastewater for seven years. *ADI Systems Inc., Fredericton, NB, Canada - Ken's Foods Inc., Marlborough, MA, USA.*

-
- Guo W., Ngo H.H., Chen C., Pandey A., Tung K.L., Lee D.J. (2016) Anaerobic Membrane Bioreactors for Future Green Bioprocesses, <https://doi.org/10.1061/9780784414422.ch25>
- Guven H., Dereli K.R., Ozgun H., Ersahin E.M. (2019) Towards sustainable and energy efficient municipal wastewater treatment by up-concentration of organics. *Progress in Energy and Combustion Science*, 70, 145-168.
- Hejnic J., Dolejs P., Kouba V., Prudilova A., Widiayuningrum P., Bartacek J. (2016) Anaerobic Treatment of Wastewater in Colder Climates Using UASB Reactor and Anaerobic Membrane Bioreactor. *Environmental Engineering Science*, 33, 11.
- Herrera-Robledo M., Morgan-Sagastume J.M., Noyola A. (2010) Biofouling and pollutant removal during long-term operation of an anaerobic membrane bioreactor treating municipal wastewater. *Biofouling*, 26, 23–30.
- Ho J. and Sung S. (2009) Anaerobic membrane bioreactor treatment of synthetic municipal wastewater at ambient temperature, *Water Environ. Res.*, 81 ,9, 922-928.
- Ho J., Sung S. (2010) Methanogenic activities in anaerobic membrane bioreactors (AnMBR) treating synthetic municipal wastewater. *Bioresource Technology*, 101, 2191–2196.
- Hu Y., Yang Y., Yu Shichun, Wang C. Xiaochang, Tang Jialing. (2018) Psychrophilic anaerobic dynamic membrane bioreactor for domestic wastewater treatment: Effects of organic loading and sludge recycling. *Bioresource Technology*, 270, 62–69.
- Huang Z., Ong S.L., Ng H.Y. (2011) Submerged anaerobic membrane bioreactor for low strength wastewater treatment: effect of HRT and SRT on treatment performance and membrane fouling. *Water Resource*, 45, 705–713.
- Iorhemen T.O., Hamza P.A., Tay H.J. (2016) Membrane Bioreactor (MBR) Technology for Wastewater Treatment and Reclamation: Membrane Fouling Membranes, 6, 33.
- Jeison D., Telkamp P., Lier J.B. (2009) Thermophilic sidestream anaerobic membrane bioreactors: the shear rate dilemma. *Water Environ. Res.*, 81, 2372–2380.
- Jeong E., Kim H.W., Nam J.Y., Ahn Y.T., Shin H.S. (2010) Effects of the hydraulic retention time on the fouling characteristics of an anaerobic membrane bioreactor for treating acidified wastewater. *Desalin. Water Treat.* 18, 251–256.
- Jeong Yeongmi, Cho Kyungjin, Kwon E. Eilhann, Tsang Fai Yiu, Rinklebe Jörg, Park Chanhyuk. (2017) Evaluating the feasibility of pyrophyllite-based ceramic

membranes for treating domestic wastewater in anaerobic ceramic membrane bioreactors. *Chemical Engineering Journal*, 328, 567–573.

Kappell A., Kimbell L., Seib M., Carey D., Choi M., Kalayil T., Fujimoto M., Zitomer D., McNamara P. **(2018)** Removal of antibiotic resistance genes in an anaerobic membrane bioreactor treating primary clarifier effluent at 20°C. *Environmental Science: Water Research and Technology*, 4, 1783.

Khan M.A., Ngo H., Guo W., Chang S., Nguyen D., Varjani S., Liu Y., Deng L., Cheng Ch. **(2019a)** Selective production of volatile fatty acids at different pH in an anaerobic membrane bioreactor. *Bioresource Technology*, 283, 120–128.

Khan M.A., Ngo H., Guo W., Chang S., Nguyen D., Varjani S., Liu Y., Deng L., Cheng Ch. **(2019b)** Optimization of hydraulic retention time and organic loading rate for volatile fatty acid production from low strength wastewater in an anaerobic membrane bioreactor. *Bioresource Technology*, 271, 100–108.

Kim J., Kim K., Ye H., Lee E., Shin C., McCarty P.L., Bae J. **(2011)**. Anaerobic fluidized bed membrane bioreactor for wastewater treatment. *Environ. Science Technology*, 45, 576–581.

Kosma C., Lambropoulou D., Albanis T. **(2010)** Occurrence and removal of PPCPs in municipal and hospital wastewaters in Greece. *Journal of hazardous Materials*, 179, 804-817.

Kosma C., Lambropoulou D., Albanis T. **(2016)** Analysis, occurrence, fate and risks of proton pump inhibitors, their metabolites and transformation products in aquatic environment: A review. *Science of the Total Environment*, 569–570, 732–750.

Krzeminski P., Leverette L., Malamis S., Katsou E. **(2017)** Membrane bioreactors – A review on recent developments in energy reduction, fouling control, novel configurations, LCA and market prospects. *Journal of Membrane Science*, 527, 207–227.

Lei Z., Yang S., Li Y., Wen W., Wang X.C., Chen R. **(2018)**. Application of anaerobic membrane bioreactors to municipal wastewater treatment at ambient temperature: a review of achievements, challenges, and perspectives. *Bioresource Technology*, 267, 756–768.

Lettinga G., Rebac S., Zeeman G. **(2001)**. Challenge of psychrophilic anaerobic wastewater treatment. *TRENDS in Biotechnology*, 363-370.

Lew B. S. T. **(2009)**. Anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) for domestic wastewater treatment. *Desalination*, 251-257.

-
- Lew B., Tarre S., Beliavski M., Dosoretz C., Green M. (2009) Anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) for domestic wastewater treatment. *Desalination*, 243, 251–257.
- Lew B., Tarre S., Beliavski M., Dosoretz C., Green M. (2009) Anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) for domestic wastewater treatment. *Desalination*, 243, 251–257.
- Li Y., Li Z.H., Zhang M.Q., Shao W, Fan Y.Y., Sheng G.P. (2019) Mercury/silver resistance genes and their association with antibiotic resistance genes and microbial community in a municipal wastewater treatment plant. *Science of the Total Environment*, 657, 1014–1022.
- Liao Bao-Qiang, J. T. (2006). Anaerobic Membrane Bioreactors: Applications and Research Directions. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 489-530.
- Lim M., Ahmad R., Guo J, Tibi F., Kim M., Kim J. (2019) Removals of micropollutants in staged anaerobic fluidized bed membrane bioreactor for low-strength wastewater treatment. *Process Safety and Environmental Protection*, 127, 162–170.
- Lin H., Chen J., Wang F., Ding L., Hong H., (2011). Feasibility evaluation of submerged anaerobic membrane bioreactor for municipal secondary wastewater treatment. *Desalination*, 280, 120–126.
- Lin H., Peng W., Zhang M., Chen J., Hong H., Zhang Y. (2013). A review on anaerobic membrane bioreactors: Applications, membrane fouling and future perspectives. *Desalination*, 169-188.
- Liu Y., Zhang K., Bakke R., Li Ch., Liu H. (2013). Membrane installation for enhanced up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) Performance. *Journal of Bioscience and Bioengineering* VOL. 116 No. 3, 357-361.
- Liu Y., Zhang X., Ngo H.H., Guo W., Wena H. , Deng L., Li Y., Guo Ji. (2018) Specific approach for membrane fouling control and better treatment performance of an anaerobic submerged membrane bioreactor. *Bioresource Technology*, 268, 658–664.
- Liu J., Eng C., Ho J., Chong T., Wang L., Zhang P., Zhou Y. (2019) Quorum quenching in anaerobic membrane bioreactor for fouling control. *Water Research*, 156, 159-167.
- Maaz M., Yasin M., Aslam M., Kumar G., Atabani A.E., Idrees M., Anjum F., Jamil F., Ahmad R., Khan L.A., Lesage G., Heran M., Kim J. (2019) Review: Anaerobic

membrane bioreactors for wastewater treatment: Novel configurations, fouling control and energy considerations. *Bioresource Technology*, 283, 358–372.

Martin I., Pidou M., Soares A., Judd S., Jefferson B. (2011) Modelling the energy demands of aerobic and anaerobic membrane bioreactors for wastewater treatment. *Environ. Technology*, 32, 921–932.

Martinez-Sosa D. B. H. (2011). Anaerobic submerged membrane bioreactor (AnSMBR) for municipal wastewater treatment under mesophilic and psychrophilic temperature conditions. *Bioresource Technology*, 10377–10385.

McCabe L. W., Smith C.J., Harriott P. (2003). Βασικές Διεργασίες Χημικής Μηχανικής. 6η Έκδοση. Εκδόσεις Τζιόλα, Θεσσαλονίκη. ISBN 978-960-8050-77-8.

McCarty P.L., BaeJ., KimJ. (2011). Domestic wastewater treatment as a net energy producer-can this be achieved? *Environ. Science Technology*, 45, 7100–7106.

McDonald J. (2016) Alkalinity & pH relationships. Available online: <http://www.veoliawatertech.com/crownsolutions/ressources/documents/2/21951,Water-pp393-394.pdf>

Mei X., Quek P.J., Wang Z., Ng H.Y. (2017a). Alkali-Assisted Membrane Cleaning for Fouling Control of Anaerobic Ceramic Membrane Bioreactor. *Bioresource Technology*, 240, 25–32.

Mei X., Wang Z., Miao Y., Wu Z. (2016) Recover Energy from Domestic Wastewater Using Anaerobic Membrane Bioreactor: Operating Parameters Optimization and Energy Balance Analysis. *Energy*, 98, 146–154.

Mei X., Wang Z., Miao Y., Wu Z. (2017b) A pilot-scale anaerobic membrane bioreactor under short hydraulic retention time for municipal wastewater treatment: performance and microbial community identification. *Journal of Water Reuse and Desalination*.

Monsalvo V., McDonald J., Khan S., Le-Clec P. (2014) Removal of trace organics by anaerobic membrane bioreactors. *Water Research*, 49, 103-112.

Musa A.M., Idrus S., Man C. H., Daud N. (2018). Wastewater Treatment and Biogas Recovery Using Anaerobic Membrane Bioreactors (AnMBRs): Strategies and Achievements. *Energies*, 1675.

Nie Y., Tian X., Zhou Z., Li Y. (2017). Impact of Food to Microorganism Ratio and Alcohol Ethoxylate Dosage on Methane Production in Treatment of Low-Strength Wastewater by a Submerged Anaerobic Membrane Bioreactor. *Front. Environ. Science Engineer*, 11, 6.

-
- Noyola A., Morgan-Sagastume J. M., Lopez-Hernandez J. E. (2006) Treatment of biogas produced in anaerobic reactors for domestic wastewater: odor control and energy/resource recovery. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 5, 93–114.
- O' Flaherty V., Collins G., Mahony T. (2006) The Microbiology and Biochemistry of Anaerobic Bioreactors with Relevance to Domestic Sewage Treatment. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 5, 39-55.
- Ozgun H. R. K. (2013). A review of anaerobic membrane bioreactors for municipal wastewater treatment: Integration options, limitations and expectations. *Separation and Purification Technology*, 80-104.
- Ozgun H., Gimenez J.B., Ersahin M.E., Tao Y., Spanjers H., van Lier J.B. (2015b). Impact of Membrane Addition for Effluent Extraction on the Performance and Sludge Characteristics of Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactors Treating Municipal Wastewater. *Journal Membrane Science*, 479, 95–104.
- Ozgun H., Tao Y., Ersahin M.E., Zhou Z., Gimenez J.B., Spanjers H., van Lier J.B. (2015a) Impact of Temperature on Feed-Flow Characteristics and Filtration Performance of an Upflow Anaerobic Sludge Blanket Coupled Ultrafiltration Membrane Treating Municipal Wastewater. *Water Res.*, 83, 71–83.
- Peña M., Nascimento N., Gouveia J., Escudero J., Gómez A., Letona A., Arrieta J., Fdz-Polanco F. (2019) Anaerobic submerged membrane bioreactor (AnSMBR) treating municipal wastewater at ambient temperature: Operation and potential use for agricultural irrigation. *Bioresource Technology*, 282, 285–293.
- Pretel R., Durán F., Robles A., Ruano M.V., Ribes J., Serralta J., Ferrer J. (2015) Designing an AnMBR-based WWTP for energy recovery from urban wastewater: the role of primary settling and anaerobic digestion. *Separation and Purification Technology*.
- Prieto A.L., Futselaar H., Lens P., Bair R., Yeh D. (2013) Development and startup of a gas-lift anaerobic membrane bioreactor (Gl-AnMBR) for conversion of sewage to energy, water and nutrients. *Journal of Membrane Science*. 441, 158–167.
- Ramos C., Zecchino F., Ezquerro D., Diez V. (2007) Chemical cleaning of membranes from an anaerobic membrane bioreactor. *Appl. Microbial. Biotechnology*, 75, 187-193.
- Robles Á., Ruano V. M., Charfi., Lesage G., Heran M., Harmand J., Seco A., Steyer J.-Ph., Batstone J. D., Kim J., Ferrer J. (2018) Review: A review on anaerobic membrane bioreactors (AnMBRs) focused on modelling and control aspects. *Bioresource Technology* 270, 612–626.

-
- Rongwong W., Wongchitphimon S., Goh K., Wang R., Ba T. (2017) Transport properties of CO₂ and CH₄ in hollow fiber membrane contactor for the recovery of biogas from anaerobic membrane bioreactor effluent. *Journal of Membrane Science*, 541, 62-72.
- Rongwong W., Goh K., Ba T-H. (2018) Energy analysis and optimization of hollow fiber membrane contactors for recovery of dissolved methane from anaerobic membrane bioreactor effluent. *Journal of Membrane Science*, 554, 184-194.
- Ruigómez I., Vera L., González E., González G., Rodríguez-Sevilla J. (2016b). A novel rotating HF membrane to control fouling on anaerobic membrane bioreactors treating wastewater. . *Journal of Membrane Science*, 501, 45-52.
- Ruigómez I., Vera L., González E., Rodríguez-Sevilla J. (2016a). Pilot plant study of a new rotating hollow fibre membrane module for improved performance of an anaerobic submerged MBR. *Journal of Membrane Science*, 514, 105-113.
- Ruiz-Garcia A., Melian – Martel N., Nuez I. (2017) Short review on Predicting Fouling in RO Desalination. *Membranes*, 7, 62.
- Seco A, Mateo O, Zamorano-López N, Sanchis-Perucho P, Serralta J, Martí N, Borrás L, Ferrer J. (2018) Exploring the limits of anaerobic biodegradability of urban wastewater by AnMBR technology. *Environmental Science-Water Research & Technology*, 4, 1877-1887.
- Salazar-Pelaez M.L., Morgan-Sagastume J.M., Noyola A. (2011) Influence of hydraulic retention time on fouling in a UASB coupled with an external ultrafiltration membrane treating synthetic municipal wastewater. *Desalination*, 277, 164-170.
- Seib M.D., Berg K.J., Zitomer D.H., (2016b). Low energy anaerobic membrane bioreactor for municipal wastewater treatment. . *Journal of Membrane Science*, 514, 450-457.
- Seib M.D., Berg K.J., Zitomer D.H., (2016c). Reduced energy demand for municipal wastewater recovery using an anaerobic floating filter membrane bioreactor. *Environ. Science: Water Res. Technology*, 2 (2), 290-297.
- Shin C., McCarty P.L., Kim J., Bae J., (2014). Pilot - scale temperate - climate treatment of domestic wastewater with a staged anaerobic fluidized membrane bioreactor (SAFMBR). *Bioresource Technology*, 159, 95-103.
- Shoener B., Zhong C, Greiner A., Khunjar W., Hong P.Y., Guest S.J. (2016) Design of Anaerobic Membrane Bioreactors for the Valorization of Dilute Organic Carbon Waste Streams. *Electronic Supplementary Material (ESI) for Energy & Environmental Science. The Royal Society of Chemistry*.

-
- Skouteris, G., Hermosilla, D., López, P., Negro, C., Blanco, Á. (2012). Anaerobic membrane bioreactors for wastewater treatment: a review. *Chem. Eng. J.* 198, 138–148.
- Smith A., Stadler L., Love N., Skerlos S., Raskin L. (2012) Perspectives on anaerobic membrane bioreactor treatment of domestic wastewater: A critical review. *Bioresource Technology*, 122, 149–159.
- Smith A.L. (2012) Perspectives on anaerobic membrane bioreactor treatment of domestic wastewater: A critical review. *Bioresource Technology*, 122, 149–159.
- Smith A.L., Dorer H., Love N.G., Skerlos S.J., Raskin L. (2011) Role of membrane biofilm in psychrophilic anaerobic membrane bioreactor for domestic wastewater treatment. In: 84th Annual Water Environment Federation Technical Exhibition and Conference (WEFTEC), Los Angeles, California, October 15–19.
- Smith A.L., Stadler L.B., Love N.G., Skerlos S.J., Raskin L. (2012). Perspectives on anaerobic membrane bioreactor treatment of domestic wastewater: a critical review. *Bioresource Technology*, 122, 149–159.
- Smith, A. L., Skerlos, S. J. & Raskin, L. (2013) Psychrophilic anaerobic membrane bioreactor treatment of domestic wastewater. *Water Res.* 47, 1655–1665.
- Song X. W. L. (2018). Resource recovery from wastewater by anaerobic membrane bioreactors: Opportunities and challenges. *Bioresource Technology*, 669–677.
- Spagni S.C., Crispino N.A., Farina R., Mattioli D. (2010). Filterability in a submerged anaerobic membrane bioreactor. *Desalination*, 250, 787–792.
- Stazi V., Tomei C. M. (2018). Enhancing anaerobic treatment of domestic wastewater: State of the art, innovative technologies and future perspectives. *Science of the Total Environment* (635), σσ. 78–91
- Stuckey D.C., (2012). Recent developments in anaerobic membrane reactors. *Bioresource Technology*, 122, 137–148.
- Strous M., VanGerven E., Zheng P., Kuenen J. G., Jetten M. S. M. (1997) Ammonium removal from concentrated waste streams with the anaerobic ammonium oxidation (anammox) process in different reactor configurations. *Water Res.*, 31, 1955–1962.
- Vincent N. , Juan Tong J., Yu D., Junya Zhang J., Wei Y. (2018) Membrane Fouling Characteristics of a Side-Stream Tubular Anaerobic Membrane Bioreactor (AnMBR) Treating Domestic Wastewater. *Processes*, 6, 50.

-
- Vyrides D.C., Stuckey D.C., (2009) Saline sewage treatment using a submerged anaerobic membrane reactor (SAMBR): effects of activated carbon addition and biogas-sparging time. *Water Res.*, 43 933–942.
- Wan J., Gu J., Zhao Q., Liu Y. (2016). COD capture: a feasible option towards energy self-sufficient domestic wastewater treatment. *Scientific Reports*, 6, 25054.
- Wei C-H, Hoppe-Jones Ch., Amy G., Leiknes T. (2016) Organic micro-pollutants' removal via anaerobic membrane bioreactor with ultrafiltration and nanofiltration. *Journal of Water Reuse and Desalination*. IWA Publishing.
- Wei Ch-H., Sanchez-Huerta C., Leiknes T., Amy G., Zhou H., Hu X., Fang Q., Rong H. (2019) Removal and biotransformation pathway of antibiotic sulfamethoxazole from municipal wastewater treatment by anaerobic membrane bioreactor. *Journal of Hazardous Materials*, 380, 120894.
- Wijekoon K.C., Visvanathan C., Abeynayaka A. (2011) Effect of organic loading rate on VFA production, organic matter removal and microbial activity of a two-stage thermophilic anaerobic membrane bioreactor. *Bioresource Technology*, 102, 5353–5360.
- Wu B., An Y., Li Y., Wong F.S. (2009) Effect of adsorption/coagulation on membrane fouling in microfiltration process post-treating anaerobic digestion effluent. *Desalination*, 242, 183–192.
- Wu B., Li Y., Lim W., Lee S.L., Guo Q., Fane A.G., Liu Y. (2017) Single-Stage versus Two-Stage Anaerobic Fluidized Bed Bioreactors in Treating Municipal Wastewater: Performance, Foulant Characteristics, and Microbial Community. *Chemosphere*, 171, 158–167.
- Xiao Y., Yaohari H., De Araujo C., Sze C.C., Stuckey D.C. (2017). Removal of selected pharmaceuticals in an anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) with/without powdered activated carbon (PAC). *Chem. Eng. J.* 321,335–345.
- Xiaoye Song, W. L. (2018). Resource recovery from wastewater by anaerobic membrane bioreactors: Opportunities and challenges. *Bioresource Technology*, 669-677.
- Xiong Y., Harb M., Hong P.-Y. (2016). Characterization of biofoulants illustrates different membrane fouling mechanisms for aerobic and anaerobic membrane bioreactors. *Sep. Purif. Technology*, 157, 192–202.
- Yoo R.H., Kim J.H., McCarty P.L., Bae J.H., (2014). Effect of temperature on the treatment of domestic wastewater with a staged anaerobic fluidized membrane bioreactor. *Water Science Technology*, 69 (6), 1145–1150.

Yue X., Koh Y.K.K., Ng H.Y. (2015). Effects of dissolved organic matters (DOMs) on membrane fouling in anaerobic ceramic membrane bioreactors (AnCMBRs) treating domestic wastewater. *Water Res.* 86, 96–107.

Zhang X., Wang Z., Wu Z., Lu F., Tong J., Zang L. (2010) Formation of dynamic membrane in an anaerobic membrane bioreactor for municipal wastewater treatment. *Chem. Eng. J.*, 165, 175–183.

Zhang X., Wang Z., Wu Z., Wei T., Lu F., Tong J., Mai S. (2011). Membrane fouling in an anaerobic dynamic membrane bioreactor (AnDMBR) for municipal wastewater treatment: characteristics of membrane foulants and bulk sludge. *Process Biochemistry*, 2 (4), 1538–1546.

Zhang X., Wang Z., Wu Z., Wei T., Lu F., Tong J., Mai S. (2011) Membrane fouling in an anaerobic dynamic membrane bioreactor (AnDMBR) for municipal wastewater treatment: characteristics of membrane foulants and bulk sludge. *Process Biochemistry*, 46, 1538–1544.

Zhu H., Wen X., Huang X. (2012) Characterization of membrane fouling in a microfiltration ceramic membrane system treating secondary effluent. *Desalination*, 284, 324–331.

ΕΛΛΗΝΟΓΛΩΣΣΕΣ ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΚΕΣ ΑΝΑΦΟΡΕΣ

Αριθμ. Η.Π. 8600/416/Ε103 (ΦΕΚ 356/Β/2009) Ποιότητα και μέτρα διαχείρισης των υδάτων κολύμβησης, σε συμμόρφωση με τις διατάξεις της οδηγίας 2006/7/ΕΚ «σχετικά με την διαχείριση της ποιότητας των υδάτων κολύμβησης και την κατάργηση της οδηγίας 76/160/ΕΟΚ», του Ευρωπαϊκού Κοινοβουλίου και του Συμβουλίου της 15ης Φεβρουαρίου 2006.

Αριθμ. Η.Π. 51354/2641/Ε103 (ΦΕΚ 1909/Β/2010) Καθορισμός Προτύπων Ποιότητας Περιβάλλοντος (ΠΠΠ) για τις συγκεντρώσεις ορισμένων ρύπων και ουσιών προτεραιότητας στα επιφανειακά ύδατα, σε συμμόρφωση προς τις διατάξεις της οδηγίας 2008/105/ΕΚ του Ευρωπαϊκού Κοινοβουλίου και του Συμβουλίου της 16ης Δεκεμβρίου 2008 «σχετικά με Πρότυπα Ποιότητας Περιβάλλοντος (ΠΠΠ) στον τομέα της πολιτικής των υδάτων και σχετικά με την τροποποίηση και μετέπειτα κατάργηση των οδηγιών του Συμβουλίου 82/176/ΕΟΚ, 83/513/ΕΟΚ, 84/156/ΕΟΚ, 84/491/ΕΟΚ και 86/280/ΕΟΚ και την τροποποίηση της οδηγίας 2000/60/ΕΚ του Ευρωπαϊκού Κοινοβουλίου και του Συμβουλίου», καθώς και για τις συγκεντρώσεις ειδικών ρύπων στα εσωτερικά επιφανειακά ύδατα και άλλες διατάξεις.

Γκέκας Β., Φραντζεσκάκη Ν., Κατσίβελα Ε. (2002) Τεχνολογίες Επεξεργασίας Τοξικών – Επικίνδυνων Αποβλήτων. Εκδόσεις Τζιόλα, Θεσσαλονίκη. ISBN 960-8050-69-3

Κάτσου Ε., (2011) Επεξεργασία υγρών αποβλήτων με τη χρήση μεμβρανών. Διδακτορική διατριβή. Σχολή Χημικών Μηχανικών, ΕΜΠ.

ΚΥΑ οικ. 46399/1352 (ΦΕΚ 438/Β/1986) “Απαιτούμενη ποιότητα των επιφανειακών νερών που προορίζονται για: «πόσιμα», «κολύμβηση», «διαβίωση ψαριών σε γλυκά νερά» και «καλλιέργεια και αλιεία οστρακοειδών», μέθοδοι μέτρησης, συχνότητα δειγματοληψίας και ανάλυση των επιφανειακών νερών που προορίζονται για πόσιμα, σε συμμόρφωση με τις οδηγίες του Συμβουλίου των Ευρωπαϊκών Κοινοτήτων 75/440/ΕΟΚ, 76/160/ΕΟΚ. 787 659/ΕΟΚ, 79/923/ΕΟΚ και 79/869/ΕΟΚ”.

ΚΥΑ Αριθμ. οικ. 145116/08.03.2011 (ΦΕΚ 354/Β/2011) Καθορισμός μέτρων, όρων και διαδικασιών για την επαναχρησιμοποίηση επεξεργασμένων υγρών αποβλήτων και άλλες διατάξεις.

Λυμπεράτος Γ. (2003). *Διαχείριση Υγρών Αποβλήτων. Τόμος Α. Αστικά λύματα*. Τόμ. Α. Πάτρα: Ελληνικό Ανοικτό Πανεπιστήμιο. ISBN: 960-538-369-1.

Οδηγία 91/271/ΕΟΚ για την επεξεργασία των αστικών λυμάτων.

Οδηγία 2000/60/ΕΕ για τη θέσπιση πλαισίου κοινοτικής δράσης στον τομέα της πολιτικής των υδάτων.

Οδηγία 2006/7/ΕΕ σχετικά με τη διαχείριση της ποιότητας των υδάτων κολύμβησης και την κατάργηση της οδηγίας 76/160/ΕΟΚ

Οδηγία 2008/105/ΕΕ σχετικά με πρότυπα ποιότητας περιβάλλοντος στον τομέα της πολιτικής των υδάτων καθώς και σχετικά με την τροποποίηση και τη συνακόλουθη κατάργηση των οδηγιών του Συμβουλίου 82/176/ΕΟΚ, 83/513/ΕΟΚ, 84/156/ΕΟΚ, 84/491/ΕΟΚ και 86/280/ΕΟΚ και την τροποποίηση της οδηγίας 2000/60/ΕΚ του Ευρωπαϊκού Κοινοβουλίου και του Συμβουλίου.

Οδηγία 2013/39/ΕΕ για την τροποποίηση των οδηγιών 2000/60/ΕΚ και 2008/105/ΕΚ όσον αφορά τις ουσίες προτεραιότητας στον τομέα της πολιτικής των υδάτων.

Οδηγία 2015/495/ΕΕ για τη δημιουργία καταλόγου επιτήρησης των ουσιών για την παρακολούθηση σε επίπεδο Ένωσης στον τομέα της πολιτικής των υδάτων, σύμφωνα με την οδηγία 2008/105/ΕΚ του Ευρωπαϊκού Κοινοβουλίου και του Συμβουλίου

Υπουργική Απόφαση Ε1β/221/65 (ΦΕΚ 138/Β/1965) Περί διάθεσης λυμάτων και βιομηχανικών αποβλήτων.

Υπουργική Απόφαση 5673/400/1997 (ΦΕΚ 192/Β/1997) Μέτρα και όροι για την επεξεργασία αστικών λυμάτων.

ΔΙΚΤΥΟΓΡΑΦΙΑ

www.thembrsite.com

www.kochmembrane.com

<http://onlinembr.info/membrane-process/flat-sheet-membranes/>

www.scopus.gr

www.evoqua.com

www.businesswire.com

www.geogebra.org

www.et.gr

www.sciencedirect.com

www.didaktorika.gr