



Πολυτεχνείο Κρήτης

Σχολή Χημικών Μηχανικών και Μηχανικών περιβάλλοντος

Εργαστήριο Σχεδιασμού Περιβαλλοντικών Διεργασιών

Σύγχρονες τεχνολογίες εξοικονόμησης ενέργειας σε εγκαταστάσεις επεξεργασίας αστικών λυμάτων

Τριμελής Εξεταστική Επιτροπή:

Καθηγητής, Γίκας Πέτρος (Επιβλέπων)

Επίκουρος Καθηγητής, Γιαννής Απόστολος

Επίκουρος Καθηγητής, Διαγγελάκης Νικόλαος

Χανιά, Ιούνιος, 2024

Πρόλογος και ευχαριστίες

Αρχικά θα ήθελα να εκφράσω τις ευχαριστίες μου στον επιβλέποντα καθηγητή κ. Γκίκα Πέτρο για τη συνολική συνεργασία μας και για τη βοήθεια του στην εκπόνηση της παρούσας διπλωματικής εργασίας.

Παράλληλα, θα ήθελα να ευχαριστήσω θερμά τον υποψήφιο διδάκτωρ Κωνσταντίνο Τσαμουτσόγλου για τη πολύτιμη βοήθεια του, το χρόνο που αφιέρωσε και τις συμβουλές που μου έδωσε καθ' όλη τη διάρκεια της συνεργασίας μας.

Επιπλέον, θα ήθελα να ευχαριστήσω ιδιαιτέρως τους επίκουρους καθηγητές Γιαννή Απόστολο και Διαγγελάκη Νικόλαο για τη συμμετοχή τους στην εξεταστική επιτροπή.

Κλείνοντας, θα ήθελα να εκφράσω την ευγνωμοσύνη μου στην οικογένεια μου και στους δικούς μου ανθρώπους για όλη τη στήριξη κατά τη διάρκεια των σπουδών μου.

Περίληψη

Τα τελευταία χρόνια ασκείται όλο και μεγαλύτερη πίεση στον τομέα της επεξεργασίας υγρών αποβλήτων. Οι συμβατικές μέθοδοι επεξεργασίας λυμάτων απαιτούν σημαντική κατανάλωση ενέργειας, οδηγώντας σε υψηλότερα λειτουργικά έξοδα στις Εγκαταστάσεις Επεξεργασίας Λυμάτων (ΕΕΛ) και συμβάλλοντας στο φαινόμενο του θερμοκηπίου μέσω των αυξημένων εκπομπών αερίων του θερμοκηπίου. Σκοπός της παρούσας διπλωματικής εργασίας είναι η περιγραφή και αξιολόγηση σύγχρονων τεχνολογιών επεξεργασίας υγρών αποβλήτων οι οποίες έχουν ως κύριο στόχο την εξοικονόμηση ενέργειας και κατ' επέκταση τη μείωση των αερίων του θερμοκηπίου σε ΕΕΛ. Στην παρούσα διπλωματική εργασία μελετήθηκαν τεχνολογίες εξοικονόμησης ενέργειας που αφορούσαν την πρωτοβάθμια, δευτεροβάθμια επεξεργασία των υγρών αποβλήτων αλλά και την επεξεργασία της ιλύος. Μια εναλλακτική μέθοδος πρωτοβάθμιας επεξεργασίας υγρών αποβλήτων είναι η εφαρμογή της Χημικά Ενισχυμένης Πρωτοβάθμιας Επεξεργασίας (Chemical Enhanced Primary Treatment, CEPT) που στοχεύει στην υψηλή μείωση των αιωρούμενων στερεών (60-90%) στα υγρά απόβλητα με χρήση χημικών με αποτέλεσμα τη μείωση της κατανάλωσης ενέργειας κατά τη διεργασία του αερισμού παράλληλα με την αυξημένη παραγωγή ενέργειας κατά την αναερόβια χώνευση. Η κατανάλωση ενέργειας ανά κυβικό μέτρο υγρών αποβλήτων της CEPT κυμαίνεται από 0,07 έως 0,13 kWh/m³. Η τεχνολογία της μικροκοσκίνισης θεωρείται αρκετά ελκυστική καθώς απαιτεί μικρά ποσά ενέργειας (0,04-0,4 kWh/m³) και απαιτεί λιγότερο από το 5% του χώρου που καταλαμβάνει η συμβατική επεξεργασία, ενώ συνήθως παράγεται παρόμοια ή ακόμα και καλύτερη ποιότητα λυμάτων σε σχέση με τη συμβατική επεξεργασία. Η διεργασία της ενεργού ιλύος αποτελεί τον μεγαλύτερο καταναλωτή ενέργειας σε μια ΕΕΛ (0,3-0,65 kWh/m³). Η διεργασία αναερόβιας οξείδωσης αμμωνίου αποτελεί εναλλακτική διεργασία εξοικονόμησης ενέργειας καθώς απαιτεί έως και 60% μειωμένες απαιτήσεις αερισμού σε σχέση με τη συμβατική επεξεργασία ενεργού ιλύος. Οι Μικροβιακές Κυψέλες Καυσίμου (Microbial Fuel Cells, MFC) αποτελούν μια ελπιδοφόρα τεχνολογία καθώς παρέχουν τη δυνατότητα παραγωγής ηλεκτρικής ενέργειας απευθείας παράλληλα με την επεξεργασία λυμάτων. Βασικό πρόβλημα αποτελεί το κόστος ηλεκτροδίων και της μεμβράνης ανταλλαγής ιόντων. Η επεξεργασία υγρών αποβλήτων με μικροφύκη καταναλώνει επίσης μικρά ποσά ενέργειας διότι δεν απαιτεί παροχή αέρα λόγω της αξιοποίησης των περιβαλλοντικών συνθηκών. Τα Βιολογικά Φίλτρα (Trickling Filters, TF) θεωρούνται μια τεχνολογία χαμηλής ενέργειας (0,18-0,42 kWh/m³) η οποία εμφανίζει τη μεγαλύτερη τεχνολογική ωριμότητα σε σχέση με τις υπόλοιπες τεχνολογίες που μελετήθηκαν. Όσον αφορά την επεξεργασία της ιλύος, με την εφαρμογή διεργασιών αναερόβιας επεξεργασίας, συγχώνευσης ιλύος με οργανικά απόβλητα αλλά και προ-επεξεργασίας της ιλύος πριν την αναερόβια χώνευσή επιτυγχάνεται πάνω από 50% αύξηση στη παραγωγή μεθανίου σε σχέση με τη συμβατική αναερόβια χώνευση. Τέλος η αεριοποίηση ιλύος παρουσιάζει πολλές προοπτικές εξέλιξης στον τομέα των υγρών αποβλήτων καθώς μπορούν να ανακτηθούν μεγάλα ποσά θερμικής και ηλεκτρικής ενέργειας μέσω του αερίου σύνθεσης (syngas).

Abstract

In recent years there has been increasing pressure on the wastewater treatment sector. Conventional treatment methods require significant amounts of energy, leading to higher operating costs for Wastewater Treatment Plants (WWTPs) and contributing to global warming potential through high greenhouse gas emissions. The scope of this thesis is to describe and evaluate innovative wastewater treatment technologies which have the main objective of mitigating energy consumption and consequently reducing greenhouse gas emissions in WWTPs. In this thesis, energy saving technologies concerning primary, secondary treatment of wastewater as well as sludge treatment were studied. An alternative of primary treatment of wastewater process is the application of Chemical Enhanced Primary Treatment (CEPT) which aims to high reduction of suspended solids (60-90%) in wastewater using chemicals, resulting in a reduction of energy consumption during the aeration process along with increased energy production during anaerobic digestion. The energy consumption per cubic meter of wastewater in a CEPT ranges from 0.07 to 0.13 kWh/m³. Microsieving is considered an attractive technology as it requires small amounts of energy (0.04-0.4 kWh/m³), requires less than 5% of the space occupied by conventional treatment and usually produces similar or even better effluent quality in comparison to primary clarification. The activated sludge process is the largest energy consuming process in a WWTP (0.3-0.65 kWh/m³). Anaerobic ammonium oxidation is an alternative energy-saving process as it requires up to 60% less aeration requirements than conventional activated sludge treatment. Microbial Fuel Cells (MFCs) are a promising technology as they offer the possibility of generating electricity directly alongside treating wastewater. The main drawback of the MFCs is the cost of electrodes and the ion exchange membrane. Treating wastewater with microalgae also consumes small amounts of energy due to the fact that it does not require air supply given that these types of systems utilize the environmental conditions. Trickling Filters (TFs) are considered a low energy technology (0.18-0.42 kWh/m³) which shows the highest technological maturity compared to the other technologies studied. Regarding sludge treatment, the application of anaerobic treatment processes, sludge co-digestion with organic waste and sludge pre-treatment prior to anaerobic digestion achieves more than 50% increase in methane production compared to conventional anaerobic digestion. Finally, sludge gasification shows a lot of potential for development in the wastewater sector as large amounts of thermal and electrical energy can be recovered through syngas.

Πίνακας περιεχομένων

Πρόλογος και ευχαριστίες.....	2
Περίληψη.....	3
Abstract.....	4
Πίνακας περιεχομένων	5
Κατάλογος διαγραμμάτων	7
Κατάλογος πινάκων	7
Κατάλογος εικόνων	9
Κατάλογος συντομογραφιών	11
Κεφάλαιο 1: Συμβατική επεξεργασία υγρών αποβλήτων	13
1.1 Υγρά Απόβλητα	13
1.2 Ποιοτικά χαρακτηριστικά υγρών αποβλήτων	13
1.3 Σημαντικότερα χαρακτηριστικά στην διαχείριση υγρών αποβλήτων	14
1.3.1 TS	14
1.3.2 BOD ₅	14
1.3.2 COD	14
1.3.3 Άζωτο.....	15
1.3.4 Φώσφορος	15
1.3.4 TOC	15
1.4 Νομοθετικό πλαίσιο στο τομέα επεξεργασίας αστικών λυμάτων.....	15
1.5 Μέθοδοι επεξεργασίας υγρών αποβλήτων.....	16
1.5.1 Προεπεξεργασία	16
1.5.2 Πρωτοβάθμια επεξεργασία	18
1.5.3 Δευτεροβάθμια Επεξεργασία.....	19
1.5.4 Τριτοβάθμια επεξεργασία	22
1.5.5 Επεξεργασία, επαναχρησιμοποίηση και διάθεση ιλύος.....	24
1.5.6 Διεργασίες απολύμανσης	25
Κεφάλαιο 2: Ενεργειακές απαιτήσεις και εκπομπές αερίων του θερμοκηπίου στη συμβατική επεξεργασία υγρών αποβλήτων.....	28
2.1 Ενεργειακή κατανάλωση ΕΕΛ ως συνάρτηση της δυναμικότητας	28
2.2 Ενεργειακή κατανάλωση σε σχέση με τις μεθόδους επεξεργασίας.....	28
2.2.1 ASP.....	30
2.2.2 MBR	31
2.2.3 Απολύμανση	32
2.2.4 Μέθοδοι επεξεργασίας Ιλύος	33
2.3 Εκπομπές αερίων θερμοκηπίου.....	33

Άμεσες εκπομπές αερίων θερμοκηπίου από ΕΕΛ.....	34
Εκπομπές CH ₄	34
Εκπομπές N ₂ O	35
Έμμεσες εκπομπές αερίων θερμοκηπίου από ΕΕΛ	35
Κεφάλαιο 3: Τεχνολογίες χαμηλού κόστους και ενέργειας στην επεξεργασία υγρών αποβλήτων.....	37
3.1 Πρωτοβάθμια επεξεργασία	37
3.1.1 Χημικά Ενισχυμένη Πρωτοβάθμια Επεξεργασία (Chemically Enhanced Primary Treatment, CEPT)	38
3.2.2 Μικροκοσκίνιση	45
3.2 Δευτεροβάθμια επεξεργασία	56
3.2.1 ANNAMOX	56
3.2.2 MFC	60
3.2.3 Επεξεργασία υγρών αποβλήτων με μικροφύκη	62
3.2.4 TF.....	65
3.2.5 Αναερόβια επεξεργασία.....	68
3.3 Επεξεργασία ιλύος.....	80
3.3.1 Αναερόβια συγχώνευση ιλύος με οργανικά απόβλητα	81
3.3.2 Προ-επεξεργασία ιλύος πριν από τη διεργασία αναερόβιας χώνευσης	85
3.3.3 Αεριοποίηση	90
Κεφάλαιο 4: Συμπεράσματα και μελλοντική έρευνα	96
Κεφάλαιο 5: Βιβλιογραφία	100

Κατάλογος διαγραμμάτων

Διάγραμμα 1.1: Κύρια χαρακτηριστικά υγρών αποβλήτων	13
Διάγραμμα 2.1: Ποσοτό κατανάλωσης αερισμού ως προς τη συνολική κατανάλωση 21 ελληνικών ΕΕΛ (Golioropoulos et al., 2022)	29
Διάγραμμα 2.2: Ποσοστιαία κατανομή κατανάλωσης συστήματος MBR σε ΕΕΛ στην Ολλανδία (Krzeminski et al., 2012).....	32
Διάγραμμα 3.1: Σύγκριση απόδοσης μεταξύ συμβατικής πρωτοβάθμιας καθίζησης και CEPT (Budych-Gorzna et al., 2021)	39
Διάγραμμα 3.2: Ενεργειακό ισοζύγιο για συμβατική πρωτοβάθμια καθίζηση και CEPT (Abdelrahman et al., 2023):	41
Διάγραμμα 3.3: Ανάλυση κόστους για συμβατική πρωτοβάθμια καθίζηση και CEPT (Abdelrahman et al., 2023)	42
Διάγραμμα 3.4: Περιεκτικότητα στερεών και υγρασίας ιλύος από μικροκόσκινο και ΔΠΚ (Odirile et al., 2021).....	50
Διάγραμμα 3.5: Μέση ημερησια ποσότητα οξυγόνου που απαιτείται στον βιοαντιδραστήρα σε σχέση με τη πρωτοβάθμια επεξεργασία (Pasini et al., 2021)... ..	50
Διάγραμμα 3.6: Σύγκριση ενεργειακής κατανάλωσης για διαφορετικές μεθόδους πρωτοβάθμιας επεξεργασίας (Pasini et al., 2021)	51
Διάγραμμα 3.7: Σύγκριση κόστους ανάμεσα σε σύστημα μικροκοσκίνισης και δεξαμενή καθίζησης (Salsnes, 2016)	52
Διάγραμμα 3.8: Σύγκριση διεργασιών αφαίρεσης αζώτου αναφορικά με το ενεργειακό προφίλ τους. (Al-Hazmi et al., 2022)	60
Διάγραμμα 3.9: Ποσοστιαία κατανομή λειτουργικών εξόδων σε ένα σύστημα AnMBR χωρητικότητας 20000 m ³ /d (Lin et al., 2011)	74
Διάγραμμα 3.10: Ποσοστιαία κατανομή συνολικού κόστους κεφαλαίου για σύστημα AnMBR που επεξεργάζεται 20000 m ³ /d (Khan et al., 2016).....	74
Διάγραμμα 3.11: Ενεργειακό ισοζύγιο υπό μελέτης ΕΕΛ στην Ιταλία με βάση δύο μεθόδους χώνευσης (Mattioli et al., 2017)	82

Κατάλογος πινάκων

Πίνακας 2.1: Ανάλυση ενεργειακής κατανάλωσης ΕΕΛ σε σχέση με τη χωρητικότητα της εγκατάστασης (Panepinto et al., 2016).	28
Πίνακας 2.2: Ενεργειακή κατανάλωση ανά στάδιο επεξεργασίας υγρών αποβλήτων σε τέσσερις διαφορετικές χώρες (Wakeel et al., 2016).	29
Πίνακας 2.3: Ποσοστιαία κατανομή μεθόδων επεξεργασίας στη συνολική κατανάλωση ενέργειας σε ΕΕΛ (Cardoso et al., 2021)	30

Πίνακας 3.1: Συγκριτική αξιολόγηση συμβατικής πρωτοβάθμιας επεξεργασίας και CEPT	40
Πίνακας 3.2: Ευρέως χρησιμοποιούμενα χημικά αντιδραστήρια στην επεξεργασία υγρών αποβλήτων (Lema and Suarez, 2017)	41
Πίνακας 3.3: Ανάλυση ενεργειακής κατανάλωσης και παραγωγής δύο σεναρίων πρωτοβάθμιας επεξεργασίας σε ΕΕΛ της Πολωνίας (Budych-Gorzna et al., 2021)	43
Πίνακας 3.4: Ισοζύγιο κόστους και εξοικονόμησης του σεναρίου CEPT σε ΕΕΛ της Πολωνίας (Budych-Gorzna et al., 2021)	43
Πίνακας 3.5: Σύγκριση λειτουργικών παραμέτρων πρωτοβάθμιας καθίζησης με και χωρίς τη χρήση χημικών (Lema and Suarez, 2017)	43
Πίνακας 3.6: Ανάλυση κόστους εφαρμογής CEPT σε ΕΕΛ στη Πολωνία (Muszyński-Huhajło et al., 2018)	44
Πίνακας 3.7: Παράμετροι λειτουργίας συστημάτων μικροκοσκίνισης (Lema and Suarez, 2017; Schmidt and Schubert, 2018)	48
Πίνακας 3.8: Χαρακτηριστικά στερεών ανάλογα με τη μέθοδο απομάκρυνσης τους από τα αστικά υγρά απόβλητα (Sarathy et al., 2015)	49
Πίνακας 3.9: Απαιτήσεις σε ενέργεια ανά μέθοδο επεξεργασίας με και χωρίς την εφαρμογή RBF σε ΕΕΛ μεσαίας κλίμακας (Franchi and Santoro, 2015)	52
Πίνακας 3.10: Αποτελέσματα πειραμάτων αξιολόγησης συστήματος μικροκόσκινισης σε δυο ΕΕΛ στην Ολλανδία (Taboada-Santos et al., 2019a).	53
Πίνακας 3.11: Συγκριτικός συσχετισμός συμβατικής πρωτοβάθμιας επεξεργασίας, CEPT και μικροκοσκίνισης	54
Πίνακας 3.12: Σύγκριση μεταξύ συμβατικής διεργασίας απομάκρυνσης αζώτου και διεργασία ANAMMOX σε ΕΕΛ δυναμικότητας 300.000 ΙΚ (Chen et al., 2020).....	57
Πίνακας 3.13: Μελέτες εφαρμογής διεργασιών ANAMMOX σε ΕΕΛ πλήρους κλίμακας (Lackner et al., 2014)	58
Πίνακας 3.14: Ενεργειακό προφίλ διεργασιών ANAMMOX συγκριτικά με τη συμβατική διεργασία αφαίρεσης αζώτου από διαφορετικές μελέτες (Al-Hazmi et al., 2022).....	59
Πίνακας 3.15: Σύγκριση συμβατικής ASP και εφαρμογής διεργασίας ANAMMOX για την επεξεργασία αστικών λυμάτων σε ΕΕΛ μεγάλης κλίμακας στην Ολλανδία (Chen et al., 2020)	60
Πίνακας 3.16:Ενεργειακή κατανάλωση για ASP και επεξεργασίας με μικροφύκη σε ΕΕΛ στη Πορτογαλία (Santos et al., 2022)	64
Πίνακας 3.17: Ταξινόμηση εφαρμογών βιολογικών φίλτρων (Thecobanoglous et al., 2003).....	67
Πίνακας 3.18: Παράμετροι λειτουργίας διεργασιών ASP και TF	67
Πίνακας 3.19: Αποτελέσματα αξιολόγησης εφαρμογής TF για την επεξεργασία αστικών λυμάτων σε ΕΕΛ στη κεντρική Αμερική (Nasr and Negm, 2023)	68
Πίνακας 3.20: Αποτελέσματα από μελέτες εφαρμογής αντιδραστήρων τύπου UASB για την επεξεργασία αστικών υγρών αποβλήτων σε ΕΕΛ πλήρους κλίμακας (Mahmoud et al., 2020)	71

Πίνακας 3.21: Αποτελέσματα έρευνας επεξεργασία αστικών λυμάτων με συστήματα UASB σε συνδυασμό με αερόβιες διεργασίας σε ΕΕΛ στην Ινδία (Hasan et al., 2019)	72
Πίνακας 3.22: Αποτελέσματα μελετών επεξεργασίας αστικών λυμάτων με συστήματα AnMBR (Musa et al., 2018)	76
Πίνακας 3.23: Σύγκριση απόδοσης συμβατικής αναερόβιας διεργασίας με αντιδραστήρες UASB και AnMBR.....	76
Πίνακας 3.24: Συγκριτικός συσχετισμός μεταξύ συμβατικής ASP, ANAMMOX, MFC, επεξεργασία με μικροφύκη και TF	77
Πίνακας 3.24 (Συνέχεια)	78
Πίνακας 3.25: Ετήσια παραγωγή ιλός από ΕΕΛ παγκοσμίως (Di Giacomo and Romano, 2022)	81
Πίνακας 3.26: Οικονομική αξιολόγηση διεργασίας αναερόβιας συγχώνευσης αστικών λυμάτων με οργανικά απόβλητα σε ΕΕΛ στην Αμερική (Salama et al., 2019).....	83
Πίνακας 3.27: Σύγκριση αποτελεσμάτων της διεργασίας αναερόβιας συγχώνευσης από μελέτες στο πεδίο (Macintosh et al., 2019).....	84
Πίνακας 3.28: Αποτελέσματα έρευνας οικονομικής αξιολόγησης αναερόβιας συγχώνευσης σε ΕΕΛ στην Αυστρία (Wehner et al., 2021a)	85
Πίνακας 3.29: Συγκριτική αξιολόγηση ετήσιων εξόδων αναερόβιας χώνευσης και TH (Gahlot et al., 2022).....	87
Πίνακας 3.30: Αξιολόγηση εφαρμογής θερμικής υδρόλυσης σε ΕΕΛ μεγάλης κλίμακας (Kor-Bicakci and Eskicioglu, 2019)	88
Πίνακας 3.31: Σενάρια αξιολόγησης απόδοσης πιλοτικής μονάδας επεξεργασίας υγρών αποβλήτων στην ΕΕΛ Ρεθύμνου (Τσαμουτσόγλου, 2020)	92
Πίνακας 3.32: Συγκριτικός συσχετισμός μεταξύ συμβατικής διεργασίας αναερόβιας χώνευσης, αναερόβιας συγχώνευσης, διεργασιών προ-επεξεργασίας ιλός και αεριοποίησης	93

Κατάλογος εικόνων

Εικόνα 1.1: Μηχανικά καθαριζόμενη εσχάρα (SEFTGROUP, 2024).....	17
Εικόνα 1.2: Μηχανική εσχάρα (Metropolitanind, 2023)	17
Εικόνα 1.3: Αεριζόμενος Εξαμμητής (The Constructor, 2023a).....	18
Εικόνα 1.4: Κυκλική δεξαμενή πρωτοβάθμιας καθίζησης (The Constructor, 2023b)	19
Εικόνα 1.5: Δεξαμενή αερισμού σε ΕΕΛ στις Η.Π.Α (WASTEWATERDIGEST, 2024)	20

Εικόνα 1.6:Περιστρεφόμενοι βιοδίσκοι (Chen et al., 2020)	21
Εικόνα 1.7: Σύστημα MBR (enoqua, 2024)	22
Εικόνα 1.8: Σχηματική διάταξη αναερόβιου χωνευτή (Rajeshwari et al., 2000)	24
Εικόνα 1.9: Σύστημα αναερόβιων χωνευτών σε ΕΕΛ (WATER TECHNOLOGY, 2024).	25
Εικόνα 1.10: Δεξαμενή χλωρίωσης (EnviroMix, 2024)	26
Εικόνα 1.11: Σύστημα απολύμανσης με υπεριώδη ακτινοβολία σε ΕΕΛ (MakWater, 2024).....	27
Εικόνα 1.12:Διάγραμμα ροής συμβατικής ΕΕΛ.....	27
Εικόνα 3.1: Σύστημα μικροκοσκίνισης με φίλτρο περιστρεφόμενου ιμάντα (RBF) (Franchi and Santoro, 2015).....	46
Εικόνα 3.2: Σύστημα μικροκοσκίνισης με φίλτρο δίσκου (DF) (Franchi and Santoro, 2015).....	47
Εικόνα 3.3: Σύστημα μικροκοσκίνισης με φίλτρο περιστρεφόμενου τυμπάνου (RDF) (Franchi and Santoro, 2015).....	48
Εικόνα 3.4: Σύστημα μικροκοσκίνισης εγκατεστημένο σε ΕΕΛ του Ρεθύμνου,Κρήτης (Μάναλη, 2023)	48
Εικόνα 3.5: Μονοπάτια βιολογικής αφαίρεσης αζώτου μέσω διαφορετικών διεργασιών (Gao et al., 2014).	57
Εικόνα 3.6: Τυπική διαμόρφωση συστήματος MFC (Hernández-Fernández et al., 2016).....	61
Εικόνα 3.7: Tricking Filter εγκατεστημένο σε ΕΕΛ (EXPOVAL, 2024).....	65
Εικόνα 3.8: Βιολογικό φίλτρο με χαλίκια ως υλικό πλήρωσης (Deplab.tuc, 2024)	66
Εικόνα 3.9:Σχηματική διάταξη τυπικού αντιδραστήρα τύπου UASB (Jensen et al., 2022).....	70
Εικόνα 3.10: Αντιδραστήρας τύπου UASB εγκατεστημένος σε ΕΕΛ της Αυστραλίας (Jensen et al., 2022).....	70
Εικόνα 3.11: Εγκατάσταση ΤΗ σε ΕΕΛ της Αγγλίας (Barber, 2020).....	89
Εικόνα 3.12: Εγκατάσταση ΤΗ σε ΕΕΛ στη πόλη Μπέρμιγχαμ της Αγγλίας (energy Knowledge Institute, 2022)	89
Εικόνα 3.13: Διεργασία αεριοποίησης ιλύος (Τσαμουτσόγλου, 2020).....	91

Κατάλογος συντομογραφιών

ANAMMOX	Anaerobic AMMONium OXidation
AC	Activated Carbon
AnMBR	Anaerobic Membrane Bioreactor
AOP	Advanced Oxidation Processes
ASP	Activated Sludge Process
BOD ₅	Βιοχημικά απαιτούμενο οξυγόνο (Biochemical Oxygen Demand)
CEPT	Χημικά Ενισχυμένη Πρωτοβάθμια Επεξεργασία (Chemically Enhanced Primary Treatment)
COD	Χημικά απαιτούμενο οξυγόνο (Chemical Oxygen Demand)
DF	Φίλτρο Δίσκου (Disc Filter)
MBR	Membrane Bioreactor
MFC	Μικροβιακές Κυψέλες Καυσίμου (Microbial Fuel Cells)
PBR	Φωτοαντιδραστήρες (Photobioreactors)
PD	Μερική απονιτροποίηση (Partial Denitrification)
PN	Μερική νιτροποίηση (Partial Nitrification)
RBC	Περιστρεφόμενοι βιοδίσκοι (Rotating Biological Contact)
RBF	Φίλτρα Περιστρεφόμενοι Ιμάντα (Rotating Belt Filter)
RDF	Φίλτρα Περιστρεφόμενου Τύμπανου (Rotating Drum Filter)
TDS	Ολικά διαλυμένα στερεά (Total Dissolved Solids)
TF	Βιολογικά φίλτρα (Trickling Filter)
TH	Θερμική υδρόλυση (Thermal Hydrolysis)
TN	Ολικό άζωτο (Total Nitrogen)
TOC	Ολικός οργανικός άνθρακας (Total Organic Carbon)
TP	Ολικός Φώσφορος (Total Phosphorus)
TS	Ολικά στερεά (Total Solids)
TSS	Ολικά αιωρούμενα στερεά (Total Dissolved Solids)
UASB	Αναερόβιο Στρώμα Ιλύος Ανοδικής Ποής (Upflow Anaerobic Sludge Blanket)
VS	Πτητικά στερεά (Volatile Solids)

ΔΔΚ Δεξαμενή Δευτεροβάθμιας Καθίζησης
ΔΠΚ Δεξαμενή Πρωτοβάθμιας Καθίζησης
ΕΕΛ Εγκατάσταση Επεξεργασίας Λυμάτων

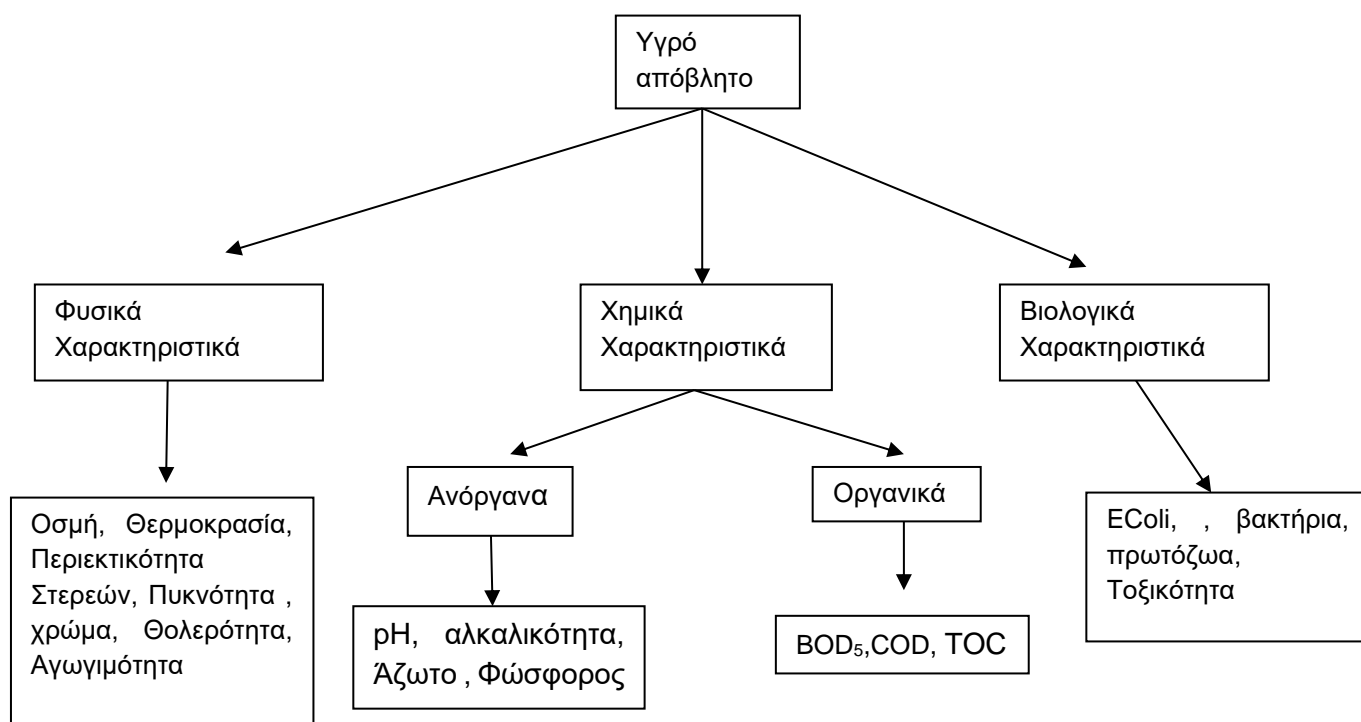
Κεφάλαιο 1: Συμβατική επεξεργασία υγρών αποβλήτων

1.1 Υγρά Απόβλητα

Με τον όρο υγρά απόβλητα περιγράφεται το σύνολο των υγρών απορροών ή των ρύπων που μεταφέρονται από την υγρή φάση και απομακρύνονται από κατοικίες, ιδρύματα, εμπορικές καθώς και βιομηχανικές εγκαταστάσεις. Στη περίπτωση ενός παντοροϊκού δικτύου τα υγρά απόβλητα απομακρύνονται ταυτόχρονα με υπόγεια ύδατα, επιφανειακά νερά και όμβρια ύδατα (Thcobanoglous et al., 2003). Είναι γεγονός ότι η μη σωστή επεξεργασία των υγρών αποβλήτων σε βαθμό που δεν αποτελεί κίνδυνο για την δημόσια υγεία και το περιβάλλον επηρεάζει την ανθρώπινη ανάπτυξη σε ίδιο βαθμό με την έλλειψη καθαρού νερού (Ong, 2018). Τα ανεπεξέργαστα απόβλητα παράγουν δυσάρεστες οσμές, περιέχουν παθογόνους μικροοργανισμούς αλλά και τοξικά συστατικά/ενώσεις που μπορεί να είναι καρκινογόνα (Χρυσικόπουλος, 2018). Για όλα τα παραπάνω είναι απαραίτητη η σωστή και αποτελεσματική διαχείριση υγρών αποβλήτων. Η έννοια αυτή περιλαμβάνει τη συλλογή, μεταφορά και επεξεργασία με σκοπό την επαναχρησιμοποίηση του νερού ή/και τη διάθεση στο περιβάλλον (Thcobanoglous et al., 2003).

1.2 Ποιοτικά χαρακτηριστικά υγρών αποβλήτων

Τα κύρια χαρακτηριστικά των αποβλήτων παρουσιάζονται στο Διάγραμμα 1.1.



Διάγραμμα 1.1: Κύρια χαρακτηριστικά υγρών αποβλήτων

1.3 Σημαντικότερα χαρακτηριστικά στην διαχείριση υγρών αποβλήτων

Για να χαρακτηριστεί ένα υγρό απόβλητο και κατ' επέκταση να διαχειριστεί σωστά απαραίτητη είναι η κατανόηση των χαρακτηριστικών του (Chaubey, 2021a). Παρόλα αυτά κάποια συγκεκριμένα χαρακτηριστικά λαμβάνονται συχνότερα υπόψη για τον σχεδιασμό της διαχείρισης και επεξεργασίας των υγρών αποβλήτων (Thcobanoglous et al., 2003; Χρυσικόπουλος, 2018). Τα χαρακτηριστικά αυτά είναι τα εξής:

- Ολικά Στερεά (Total Solids, TS)
- Βιοχημικά απαιτούμενο οξυγόνο (Biochemical Oxygen Demand, BOD₅)
- Χημικά απαιτούμενο οξυγόνο (Chemical Oxygen Demand, COD)
- Άζωτο
- Φώσφορος
- Ολικός Οργανικός Άνθρακας (Total Organic Carbon, TOC)

1.3.1 TS

Τα TS ορίζονται ως το υπόλειμμα που απομένει κατά την εξάτμιση και ξήρανση ενός δείγματος υγρών αποβλήτων στους 103-105°C (Muttamara, 1996). Διακρίνονται σε ολικά αιωρούμενα στερεά (Total Suspended Solids, TSS) και σε ολικά διαλυμένα στερεά (Total Dissolved Solids, TDS). Τα TSS είναι ένα τμήμα των ολικών στερεών που απομένει σε φίλτρο με συγκεκριμένο μέγεθος πόρων (0,45-1,2μm) έπειτα υπό διήθηση υπό κενό και ξήρανση. Η μέτρηση των TSS είναι εξαιρετικά σημαντική προκειμένου να γίνει έλεγχος λειτουργίας των Εγκαταστάσεων Επεξεργασίας Λυμάτων (ΕΕΛ), καθώς μπορούν να προκαλέσουν αυξημένη θολότητα (Muttamara, 1996; Thcobanoglous et al., 2003). Τα TDS χαρακτηρίζονται ως τα στερεά που διηθούνται διαμέσου ενός φίλτρου με μέσο μέγεθος μικρότερο ή ίσο με 2 μm . Τέλος τα πτητικά στερεά (Volatile Solids, VS), ορίζονται ως το υλικό εξαερώνεται και οξειδώνεται κατά τη διάρκεια της καύσης σε θερμοκρασία ίση με 500±50 °C (Thcobanoglous et al., 2003).

1.3.2 BOD₅

Το BOD₅ ορίζεται ως η ποσότητα του διαλυμένου οξυγόνου που απαιτείται από τους μικροοργανισμούς για τη πλήρη βιοχημική οξείδωση των οργανικών ουσιών που περιέχει ένα δείγμα υγρών αποβλήτων (Χρυσικόπουλος, 2018). Η μέτρηση του BOD₅ πραγματοποιείται σε προκαθορισμένο χρονικό διάστημα των πέντε ημερών και ο δείκτης που χρησιμοποιείται στις μελέτες είναι το BOD₅. Ο λόγος είναι διότι τα υγρά απόβλητα περιέχουν πολλές οργανικές ενώσεις (όπως ανθρακούχες και αζωτούχες), η βιοαποδόμηση των οποίων δεν γίνεται με τον ίδιο ρυθμό (δηλαδή κάποιες βιοαποδομούνται γρήγορα ενώ άλλες σε πολύ αργό ρυθμό) και έτσι στο χρονικό διάστημα των πέντε ημερών παρατηρείται ένα ικανοποιητικό ποσοστό κατανάλωσης οξυγόνου (60-70%) (Ong, 2018) Τα κυριότερα προϊόντα βιοαποδόμησης των ουσιών που περιέχονται στα υγρά απόβλητα είναι το διοξείδιο του άνθρακα CO₂, η αμμωνία NH₃ και το νερό H₂O (Thcobanoglous et al., 2003; Χρυσικόπουλος, 2018).

1.3.2 COD

Το COD ορίζεται ως η ποσότητα οξυγόνου που απαιτείται για την χημική οξείδωση των οργανικών ουσιών που περιέχονται σε ένα δείγμα υγρών αποβλήτων. Η οξείδωση πραγματοποιείται παρουσία ισχυρού οξειδωτικού παράγοντα συνήθως

χρησιμοποιείται το διχρωμικό κάλιο ($K_2Cr_2O_7$) σε υψηλές θερμοκρασίες (Thcobanoglous et al., 2003; Χρυσικόπουλος, 2018).

1.3.3 Άζωτο

Το άζωτο είναι κύριο θρεπτικό συστατικό, απαραίτητο για την ανάπτυξη μικροοργανισμών και φυτών. Η μέτρηση της συγκέντρωσης του αζώτου είναι κρίσιμη για να προσδιοριστεί κατά πόσο είναι αποτελεσματικές οι βιολογικές διεργασίες στην επεξεργασία των υγρών αποβλήτων. Στα υγρά απόβλητα περιέχονται αρκετές μορφών αζώτου, με τις κυριότερες μορφές να είναι το οργανικό άζωτο (πρωτεϊνικό υλικό, αμμωνία, νιτρικά και νιτρώδη (Ong, 2018)). Στα υγρά απόβλητα το άζωτο συναντάται κυρίως με την μορφή της αμμωνίας. Η αμμωνία έχει μεγάλη απαίτηση σε διαλυμένο οξυγόνο και είναι εξαιρετικά τοξική στο υδάτινο περιβάλλον. Επίσης ο υπερβολικός ρυθμός προσθήκης θρεπτικών ουσιών (όπως το άζωτο) έχει ως αποτέλεσμα την υπερβολική ανάπτυξη των φυτών, έννοια γνωστή ως ευτροφισμός (Χρυσικόπουλος, 2018). Ακόμη πολύ σημαντικός είναι ο έλεγχος του αζώτου σε περίπτωση επαναχρησιμοποίησης του νερού. Με βάση τους παραπάνω λόγους είναι φανερό ότι η απομάκρυνση αζώτου στην επεξεργασία υγρών αποβλήτων είναι εξαιρετικά σημαντική. Αυτό επιτυγχάνεται μέσω της βιολογικής απομάκρυνσης αζώτου, η οποία περιλαμβάνει τα στάδια της νιτροποίησης και απονιτροποίησης. Σε ένα περιβάλλον όπου επικρατούν αερόβιες συνθήκες η αμμωνία οξειδώνεται σε νιτρώδη και τα νιτρώδη σε νιτρικά. Η διαδικασία αυτή ονομάζεται νιτροποίηση και είναι μια από τις σημαντικότερες παραμέτρους σχεδιασμού βιολογικών διεργασιών στην επεξεργασία υγρών αποβλήτων (Thcobanoglous et al., 2003).

1.3.4 Φώσφορος

Ο φώσφορος είναι κύριο θρεπτικό συστατικό το οποίο εμπεριέχεται στα υγρά απόβλητα. Για την μετρίαση του ευτροφισμού αλλά και για τη συμμόρφωση με τους κανονισμούς είναι απαραίτητος ο έλεγχος της ποσότητας του φωσφόρου στις εκροές των ΕΕΛ (Thcobanoglous et al., 2003; Χρυσικόπουλος, 2018).

1.3.4 TOC

Η ανάλυση του TOC απαιτεί τη μετατροπή του οργανικού άνθρακα σε διοξείδιο του άνθρακα CO_2 με διάφορες μεθόδους όπως η καύση του δείγματος σε $650-1.000^{\circ}C$ (Thcobanoglous et al., 2003; Χρυσικόπουλος, 2018).

1.4 Νομοθετικό πλαίσιο στο τομέα επεξεργασίας αστικών λυμάτων

Με την πάροδο των χρόνων έχουν θεσπιστεί και αναθεωρηθεί ορισμένες οδηγίες οι οποίες αποσκοπούν στην βελτίωση της απόδοσης της επεξεργασίας υγρών αποβλήτων παράλληλα με την προστασία του περιβάλλοντος. Μέχρι πρόσφατα, οι οδηγίες αυτές είχαν ως κύριο στόχο την προστασία της ποιότητας του υδάτινου περιβάλλοντος. Τα τελευταία χρόνια το ενδιαφέρον έχει στραφεί στην ενεργειακή αυτονομία των ΕΕΛ (Maktabifard et al., 2023). Συγκεκριμένα, η Οδηγία 91/271/ΕΟΚ, η οποία θεσπίστηκε στις 21 Μαΐου 1991 και αποτελεί τη πρώτη οδηγία αναφορικά με τη διαχείριση αστικών λυμάτων των οικισμών (ΥΠΕΝ, 2024). Σύμφωνα με αυτή την Οδηγία, κάθε περιοχή με πληθυσμό μεγαλύτερο από 2000 κατοίκους υποχρεούται στη συλλογή και επεξεργασία των λυμάτων. Επιπρόσθετα απαιτείται η εφαρμογή

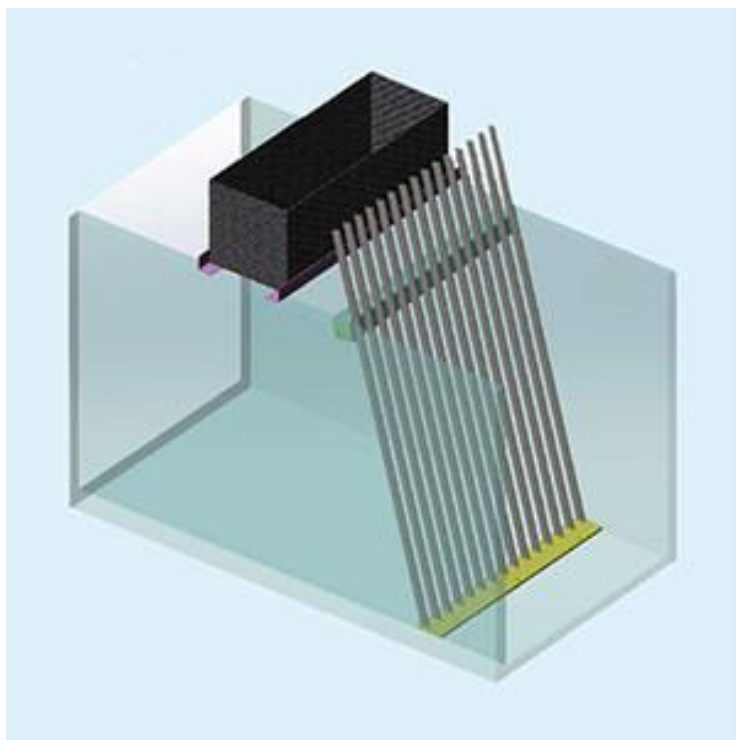
δευτεροβάθμιας επεξεργασίας σε αστικά λύματα που συλλέγονται από περιοχές με πληθυσμό μεγαλύτερο των 2000 κατοίκων, ενώ σε λύματα περιοχών με πληθυσμό μεγαλύτερο των 10.000, απαιτείται τριτοβάθμια επεξεργασία πριν τη διάθεση σε υδάτινους αποδέκτες που έχουν χαρακτηριστεί ως ευαίσθητοι. Τέλος η Οδηγία 91/271/ΕΟΚ, υποχρεώνει τη τακτική παρακολούθηση και αξιολόγηση απόδοσης των ΕΕΛ. Στην Ελλάδα η οδηγία αυτή ενσωματώθηκε με τη Κ.Υ.Α 5673/400/1997 (ΥΠΕΝ,2020). Στις 27 Φεβρουαρίου 1998 έγινε αναθεώρηση της Οδηγία 91/271/ΕΟΚ και τέθηκε σε ισχύ η οδηγία Οδηγία 98/15/ΕΕ η οποία διευκρίνισε τις απαιτήσεις αναφορικά με τη απόρριψη εκροής από ΕΕΛ σε περιοχές που υπάρχει αυξημένος κίνδυνος ευτροφισμού (EuropeanCommision, 2024).

1.5 Μέθοδοι επεξεργασίας υγρών αποβλήτων

Ο κύριος στόχος στην διαχείριση των υγρών αποβλήτων είναι η μείωση σε βαθμό που συμφωνεί με το οριοθετημένα όρια ή η ολική αφαίρεση των ανόργανων ή οργανικών συστατικών, των παθογόνων μικροοργανισμών και των τοξικών ουσιών που περιέχονται στα υγρά απόβλητα. Αυτό αποσκοπεί στην προστασία της δημόσιας υγείας και του περιβάλλοντος και στη διασφάλιση μιας βιώσιμης πηγής νερού μέσω της επαναχρησιμοποίησης και της ανακύκλωσης των υγρών αποβλήτων μετά από επεξεργασία. Με τον πληθυσμό τα τελευταία χρόνια να σημειώνει όλο και μεγαλύτερες αυξήσεις παρατηρείται επίσης μια συνεχώς αυξανόμενη ζήτηση όσο αναφορά το νερό με αποτέλεσμα να ασκείται μεγάλη πίεση τους υδάτινους πόρους. Οι μέθοδοι διαχείρισης και επεξεργασίας των υγρών αποβλήτων διαφέρει ανάλογα με τα χαρακτηριστικά των υγρών αποβλήτων και τις οριοθετημένες απαιτήσεις για τις εκροές της επεξεργασίας ανά περιοχή ή χώρα. Οι διεργασίες αυτές ομαδοποιούνται σε στάδια ώστε να παρέχουν διάφορους βαθμούς επεξεργασίας (Thcobanoglous et al., 2003).

1.5.1 Προεπεξεργασία

Η προεπεξεργασία των υγρών αποβλήτων στοχεύει στην αφαίρεση των επιπλεόντων και των ευμεγεθών στερεών, της άμμου και των χαλικιών από τα υγρά απόβλητα (Gilbert and Wendell, 2018). Κύριες διεργασίες σε αυτό το στάδιο είναι η ανύψωση, η απόσμιση, η εσχάρωση, η εξάμμωση και η λιποσυλλογή. Απαραίτητη επίσης είναι η μέτρηση παροχής (Amoatey et al., 2011; Thcobanoglous et al., 2003). Αφού τα λύματα εισέλθουν στη μονάδα εσχάρωσης όπου υπάρχουν σχάρες τοποθετημένες κάθετα στην ροή των υγρών αποβλήτων συνήθως σε γωνία 30-60⁰, συκρατούνται ογκώδη αντικείμενα όπως ξύλα, πλαστικά, χαρτί, πανιά. Στην Εικόνα 1.1 και Εικόνα 1.2 απεικονίζονται μηχανικές εσχάρες, οι οποίες είναι ο πιο διαδεδομένος τύπος εσχάρας για εγκατάσταση σε ΕΕΛ.

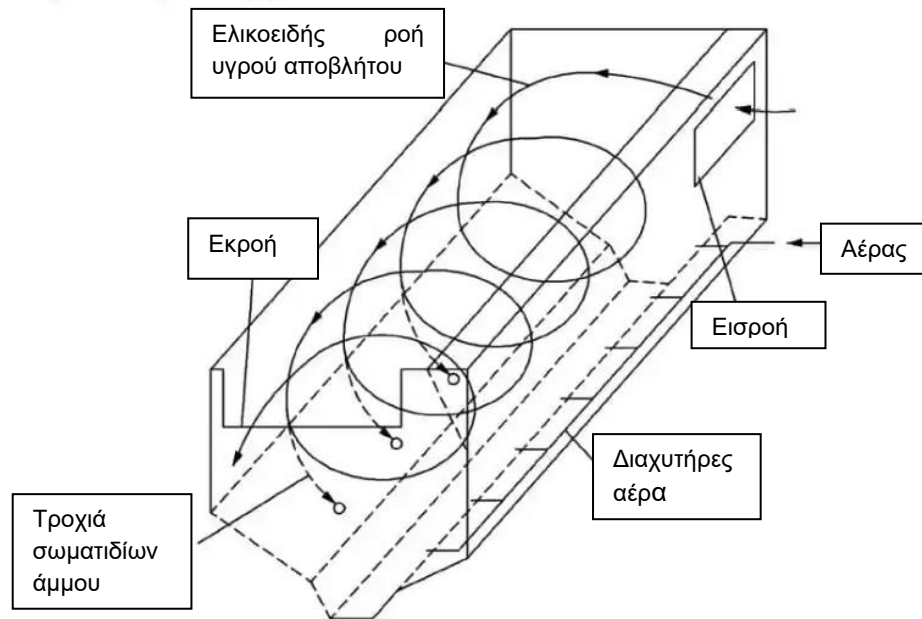


Εικόνα 1.1: Μηχανικά καθαριζόμενη εσχάρα (SEFTGROUP, 2024)



Εικόνα 1.2: Μηχανική εσχάρα (Metropolitanind, 2023)

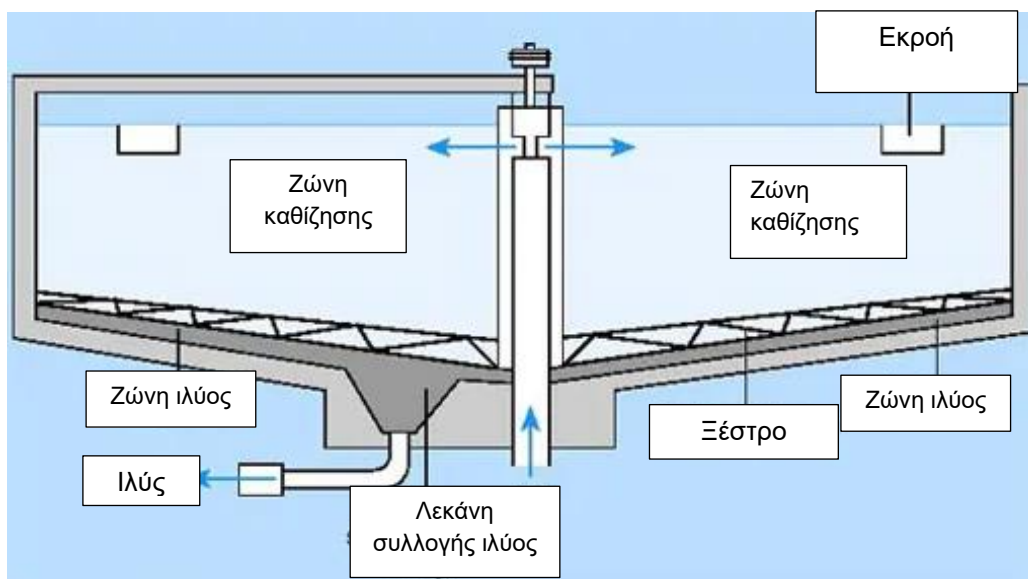
Στη συνέχεια τα υγρά απόβλητα εισέρχονται στην μονάδα εξάμμωσης, μέσω της οποίας απομακρύνονται κόκκοι άμμου και άλλα στερεά μεγάλης πυκνότητας. Στην Εικόνα 1.3 αναλύεται μια τυπική διάταξη ενός αεριζόμενου εξαμμωτή. Στις περισσότερες των περιπτώσεων στη μονάδα εξάμμωσης πραγματοποιείται ταυτόχρονο και αφαίρεση λίπους και ελαίων (Thcobanoglous et al., 2003).



Εικόνα 1.3: Αεριζόμενος Εξαμμωτής (The Constructor, 2023a)

1.5.2 Πρωτοβάθμια επεξεργασία

Η πρωτοβάθμια επεξεργασία των υγρών αποβλήτων επιτυγχάνεται 50-70% απομακάκρυνση TSS και 25-40% απομάκρυνση του BOD_5 . Η παραμονή των αποβλήτων στην Δεξαμενή Πρωτοβάθμιας Καθίζησης (ΔΠΚ) κυμαίνεται από δύο έως έξι ώρες και σε αυτό το χρονικό περιθώριο τα βαρύτερα σωματίδια καθιζάνουν στον πυθμένα της δεξαμενής λόγω της δύναμης της βαρύτητας και απομακρύνονται με ξέστρο πυθμένα. Το διαυγές υγρό εξέρχεται από το άνω μέρος της ΔΠΚ όπως φαίνεται στην Εικόνα 1.4 και συνεχίζει προς περαιτέρω επεξεργασία (Chaubey, 2021b). Σε αρκετές περιπτώσεις εφαρμόζεται στις υφιστάμενες ΔΠΚ χημική καθίζηση των υγρών αποβλήτων, χρησιμοποιώντας κροκιδωτικά, με στόχο καλύτερα επίπεδα απόδοσης στην πρωτοβάθμια επεξεργασία (Amoatey et al., 2011; Thcobanoglous et al., 2003).



Εικόνα 1.4: Κυκλική δεξαμενή πρωτοβάθμιας καθίζησης (The Constructor, 2023b)

1.5.3 Δευτεροβάθμια Επεξεργασία

Κατά τη δευτεροβάθμια επεξεργασία απομακρύνονται τα υπολειπόμενα οργανικά και αιωρούμενα στερεά από τα υγρά απόβλητα. Σε αυτό το στάδιο απομακρύνονται επίσης θρεπτικά συστατικά όπως άζωτο και φώσφορος (Thecobanoglous et al., 2003). Οι μέθοδοι δευτεροβάθμιας επεξεργασία που χρησιμοποιούνται πιο συχνά είναι :

- Διεργασία Ενεργού Ιλύος (Activated Sludge Process, ASP)
- Περιστρεφόμενοι βιοδίσκοι (Rotating Biological Contract, RBC)
- Η τεχνολογία των Βιοαντιδραστήρων Μεμβρανών (Membrane Bioreactor, MBR)

ASP

Η πιο διαδεδομένη διεργασία βιολογικής επεξεργασίας που βρίσκεται σε εφαρμογή σε πολλές ΕΕΛ παγκοσμίως είναι η ASP. Μια τυπική δεξαμενή αερισμού εγκατεστημένη σε ΕΕΛ στις Η.Π.Α παρουσιάζεται στην Εικόνα 1.5. Η διεργασία αποτελείται κατά κύριο λόγο από έναν αντιδραστήρα στον οποίο αναμειγνύεται το υγρό απόβλητο με μικροοργανισμούς σε αερόβιες συνθήκες έτσι ώστε να επιτευχθεί μείωση του οργανικού φορτίου και μείωση των θρεπτικών συστατικών (κυρίως Αζώτου (N) και Φωσφόρου (P)), μια Δεξαμενή Δευτεροβάθμιας Καθίζησης (ΔΔΚ) όπου πραγματοποιείται καθίζηση της ιλύος και ένα σύστημα ανακυκλοφορίας όπου ένα μέρος της ιλύος που έχει καθιζάνει στην ΔΔΚ επιστέφει στον αντιδραστήρα με σκοπό να διατηρηθεί η ικανοποιητική συγκέντρωση βιομάζας (Thecobanoglous et al., 2003). Παράγοντες που καθορίζουν την αποτελεσματικότητα της διεργασίας είναι η θερμοκρασία, ο ρυθμός επανακυκλοφορίας του επεξεργασμένου αποβλήτου στον βιοαντιδραστήρα, το pH, ο χρόνος αερισμού και η διαθέσιμη ποσότητα της οργανικής ύλης (Amoatey et al., 2011).



Εικόνα 1.5: Δεξαμενή αερισμού σε ΕΕΛ στις Η.Π.Α (WASTEWATERDIGEST, 2024)

RBC

Πρόκειται για μια σειρά πολυμερών κυκλικών δίσκων οι οποίοι είναι τοποθετημένοι κοντά μεταξύ τους και βυθισμένοι σε μια δεξαμενή που περιέχει τα υγρά απόβλητα, περίπου στο 40% της επιφάνειάς τους (Amoatey et al., 2011; Thcobanoglous et al., 2003). Οι δίσκοι περιστρέφονται με σχετικό αργό ρυθμό (περίπου 1-1,6 περιστροφές το λεπτό). Η λειτουργία τους είναι σχετικά απλή και οι απαιτήσεις σε ενέργεια είναι χαμηλές (Amoatey et al., 2011; Chen et al., 2020). Στην Εικόνα 1.6 απεικονίζεται ένα σύστημα επεξεργασίας υγρών αποβλήτων με RBC.



Εικόνα 1.6:Περιστρεφόμενοι βιοδίσκοι (Chen et al., 2020)

MBR

Τα τελευταία χρόνια παρατηρείται μια σημαντική αύξηση στην εφαρμογή συστημάτων MBR. Ένα τέτοιο σύστημα συνδυάζει τη βιολογική επεξεργασία υγρών αποβλήτων με τον διαχωρισμό αιωρούμενων σωματιδίων μέσω μεμβρανών (Thcobanoglous et al., 2003). Παρά το γεγονός ότι υπάρχουν πολλές παραλλαγές, οι δύο βασικοί σχηματισμοί είναι οι μεμβράνες μικρόφιλτρου να τοποθετούνται μέσα στον βιοαντιδραστήρα και οι μεμβράνες να βρίσκονται εκτός αυτού με αποτέλεσμα το υπό επεξεργασία υγρό απόβλητο να ανακυκλοφορεί μεταξύ του αντιδραστήρα και των μεμβρανών (Krzeminski et al., 2017). Βασικός στόχος του συστήματος είναι η αναβάθμιση της δευτεροβάθμιας καθίζησης, γεγονός που αποσκοπεί μεταξύ άλλων στην καλύτερη ποιότητα εκροής και στην μείωση του ανθρακικού αποτυπώματος της ΕΕΛ (Thcobanoglous et al., 2003). Στην Εικόνα 1.7 παρουσιάζεται μια μονάδα με δυο MBR για την επεξεργασία υγρών αποβλήτων.



Εικόνα 1.7: Σύστημα MBR (evoqua, 2024)

Ο συνδυασμός της ASP με ένα σύστημα MBR προτιμάται σε περιοχές όπου απαιτείται υψηλή ποιότητα εκροών για τη διάθεση σε αποδέκτες ή για την επαναχρησιμοποίηση του νερού, διότι επιτυγχάνει μεγάλα ποσοστά αποτελεσματικής αφαίρεσης θρεπτικών συστατικών, στερεών αλλά και ένα σημαντικό ποσοστό παθογόνων μικροοργανισμών (Judd, 2016; Zanetti et al., 2010). Πιο συγκεκριμένα, σε μια με έρευνα που πραγματοποιήθηκε σε μια πιλοτική μονάδα MBR στην Ισπανία από τον Ιούνιο του 2007 μέχρι τον Ιούλιο του 2008 παρατηρήθηκε ποσοστό αποτελεσματικότητας αφαίρεσης COD ίσο με 94%, BOD₅ μεγαλύτερο του 95%, αμμώνιο $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ ίσο με 98% και οι τιμές των παθογόνων μικροοργανισμών παρέμειναν κάτω από 10 CFU μονάδες, οι οποίες χαρακτηρίζουν το νερό πόσιμο (Gil et al., 2010).

1.5.4 Τριτοβάθμια επεξεργασία

Στο στάδιο αυτό αφαιρούνται σημαντικές ποσότητες αζώτου, φώσφορου, βαρέων μετάλλων, οργανικά, βακτήρια και ιούς. Η τριτοβάθμια επεξεργασία είναι απαραίτητη προκειμένου να ικανοποιηθούν οι αυστηρές απαιτήσεις διάθεσης και επαναχρησιμοποίησης (Thcobanoglous et al., 2003). Οι διεργασίες που εφαρμόζονται πιο συχνά στην τριτοβάθμια επεξεργασία υγρών αποβλήτων είναι:

1. Διήθηση μεμβράνης
2. Προσρόφηση με ενεργό άνθρακα (Activated Carbon, AC)
3. Προηγμένες διεργασίες οξείδωσης (Advanced Oxidation Processes, AOP's)

Διήθηση Μεμβράνης

Η διήθηση των αποβλήτων μέσω μεμβρανών ορίζεται ως η διαδικασία κατακράτησης συγκεκριμένων ουσιών και τη διέλευση άλλων συστατικών μέσα από τους πόρους της μεμβράνης (Thcobanoglous et al., 2003). Με βάση το μέγεθος των πόρων της

εκάστοτε μεμβράνης, η διεργασία αυτή μπορεί να διαχωριστεί σε τέσσερις διαφορετικές κατηγορίες οι οποίες είναι η μικροδιήθηση (0,1 έως 10 μm), η υπερδιήθηση (1 έως 100 μm), η νανοδιήθηση (1nm) και η αντίστροφη ώσμωση (0,1nm) (Bui et al., 2019). Στην επεξεργασία υγρών αποβλήτων χρησιμοποιούνται κυρίως μεμβράνες οι οποίες αποτελούνται από στρώμα πάχους 0,20 έως 0,25 μm στηριγμένο σε μια πορώδη δομή πάχους 100 μm . Κατά την διεργασία, το υπό επεξεργασία υγρό τροφοδοτείται μέσα στο σύστημα μεμβρανών μέσω μιας αντλίας. Το υγρό που διέρχεται μέσα από την μεμβράνη (το οποίο ονομάζεται και διήθημα) συλλέγεται σε ατμοσφαιρική πίεση. Σημαντικό πρόβλημα αποτελεί η έμφραξη των μεμβρανών, δηλαδή η συσσώρευση συστατικών όπως μικροοργανισμοί, βακτήρια, μεταλλικά οξείδια, οργανικά και ανόργανα κολλοειδή πάνω στην μεμβράνη. Όταν συμβαίνει αυτό η πίεση στη πλευρά όπου τροφοδοτείται το υγρό απόβλητο μέσα στο σύστημα αυξάνεται με αποτέλεσμα να μειώνεται η παροχή του διηθήματος και η συνολική απόδοση της διεργασίας (Thcobanoglous et al., 2003).

AC

Η διεργασία συσσώρευσης μιας ουσίας από ένα ρευστό σε μια κατάλληλη διεπιφάνεια ονομάζεται προσρόφηση. Στην επεξεργασία υγρών αποβλήτων εφαρμόζεται η προσρόφηση με ενεργό άνθρακα σε περίπτωση έπειτα από βιολογική επεξεργασία του υγρού απόβλητου. Ο ενεργός άνθρακας παράγεται από ξύλο, κάρβουνο, τσόφλι καρύδας και άλλα ανθρακούχα υλικά, η ειδική του επιφάνεια κυμαίνεται από 700 έως 1800 $\frac{\text{m}^2}{\text{g}}$ γεγονός που το καθιστά κατάλληλο για απομάκρυνση δυσδιάσπαστων οργανικών ενώσεων, βαρέων μετάλλων, αζώτου καθώς επίσης και ενώσεων που προκαλούν γεύση και οσμή (Thcobanoglous et al., 2003).

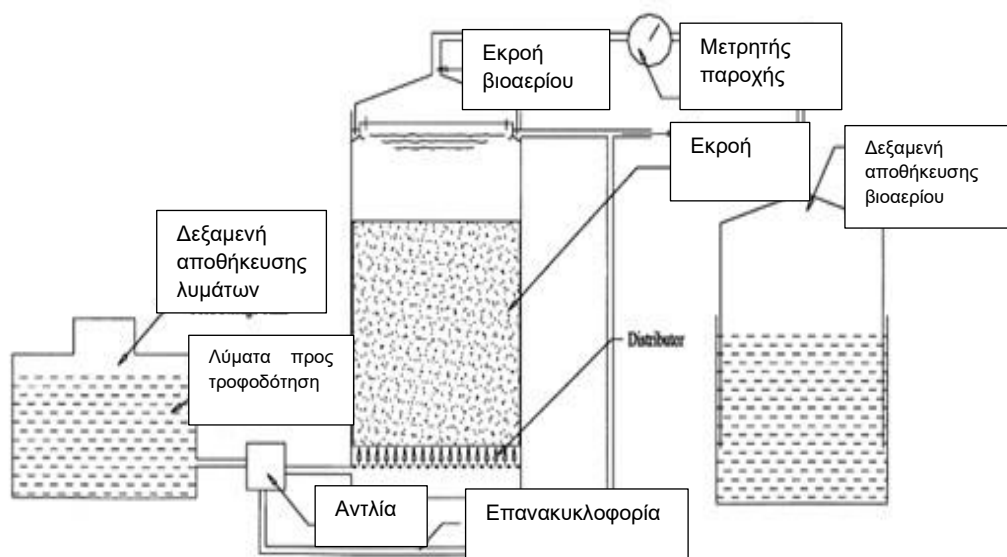
AOP's

Οι AOPs εφαρμόζονται στη περίπτωση που τα υγρά απόβλητα περιέχουν πολύπλοκα οργανικά συστατικά, η βιοαποικοδόμηση των οποίων δεν μπορεί να πραγματοποιηθεί στο στάδιο της βιολογικής επεξεργασίας. Αυτό συμβαίνει με τη δημιουργία και αξιοποίηση ελεύθερης ρίζας υδροξυλίου για τη καταστροφή οργανικών και ανόργανων ρύπων οι οποίοι δεν μπορούν να απομακρυνθούν με τις συμβατικές τεχνολογίες που βρίσκονται σε ισχύ. Σε θεωρητικό επίπεδο, οι ελεύθερες ρίζες υδροξυλίου θα μπορούσαν να αδρανοποιήσουν αποτελεσματικά παθογόνους μικροοργανισμούς. Ο χρόνος ημιζωής τους όμως είναι τόσο μικρός (έως και μικροδευτερόλεπτα) που καθιστά αδύνατον να χρησιμοποιηθούν ως απολυμαντικά μέσα (Thcobanoglous et al., 2003).

Πριν τεθούν σε εφαρμογή πρέπει να μελετάται η αναγκαιότητα του σταδίου αυτού όπως και εναλλακτικές τεχνικές που θα μειώσουν τις παραπάνω απαιτήσεις (Gilbert and Wendell, 2018).

1.5.5 Επεξεργασία, επαναχρησιμοποίηση και διάθεση ιλύος

Κατά την επεξεργασία υγρών αποβλήτων, κυρίως κατά τη πρωτοβάθμια και δευτεροβάθμια καθίζηση παράγονται μεγάλες ποσότητες ιλύος, η οποία απαιτεί ειδική διαχείριση πριν από τη τελική διάθεση (Ding et al., 2021). Η σωστή κατανόηση της προέλευσης και των χαρακτηριστικών κρίνεται απαραίτητη προκειμένου να γίνει σωστός σχεδιασμός των διεργασιών επεξεργασίας ιλύος ώστε να δημιουργηθεί ένα σταθερό προϊόν προς αξιοποίηση, το οποίο δεν θα αποτελεί κίνδυνο προς την ανθρώπινη υγεία και τον άνθρωπο (Thcobanoglous et al., 2003). Οι πιο διαδεδομένες μέθοδοι επεξεργασίας ιλύος είναι η προ-επεξεργασία (άντληση, εσχάρωση, εξάμμωση), πάχυνση, σταθεροποίηση, αφυδάτωση, αποτέφρωση, κομποστοποίηση (Kacprzak et al., 2017; Thcobanoglous et al., 2003). Στην Εικόνα 1,8 αναλύεται η διάταξη ενός τυπικού αναερόβιου χωνευτή και στην Εικόνα 1.9 απεικονίζονται εγκατεστημένοι αναερόβιοι χωνευτές σε ΕΕΛ.



Εικόνα 1.8: Σχηματική διάταξη αναερόβιου χωνευτή (Rajeshwari et al., 2000)



Εικόνα 1.9: Σύστημα αναερόβιων χωνευτών σε ΕΕΛ (WATER TECHNOLOGY, 2024).

1.5.6 Διεργασίες απολύμανσης

Κατά την απολύμανση οι παθογόνοι μικροοργανισμοί αδρανοποιούνται σε επίπεδο που δεν αποτελούν κίνδυνο για τη δημόσια υγεία ή το περιβάλλον (Thcobaoglous et al., 2003). Η ευρέως διαδεδομένη μέθοδος απολύμανσης είναι η χρήση συγκεκριμένων ενώσεων του χλωρίου ως απολυμαντικά μέσα, διεργασία γνωστή ως χλωρίωση (Collivignarelli et al., 2018; Lee et al., 2015). Κατά την απολύμανση με ενώσεις χλωρίου όπου λαμβάνουν χώρα πολλές αντιδράσεις δημιουργούνται διάφορα παραπροϊόντα γνωστά ως παραπροϊόντα απολύμανσης (Disinfection byproducts, DBP) (Thcobaoglous et al., 2003). Ο σωστός έλεγχος και απόρριψη των παραπροϊόντων αυτών είναι ζωτικής σημασίας καθώς μπορεί να προκαλέσουν ζημιά στο περιβάλλον και κατ' επέκταση στον άνθρωπο (Thcobaoglous et al., 2003). Μια μέθοδος απολύμανσης είναι ο οζονισμός. Στην Εικόνα 1.10 παρουσιάζεται μια τυπική δεξαμενή χλωρίωσης εγκατεστημένη σε ΕΕΛ.



Εικόνα 1.10: Δεξαμενή χλωρίωσης (EnviroMix, 2024)

Το όζον είναι ένα ασταθές αέριο που παράγεται όταν τα μόρια οξυγόνου διίστανται σε άτομα οξυγόνου (Thcobanoglous et al., 2003). Συγκριτικά με τις ενώσεις χλωρίου, το όζον είναι αρκετά πιο αποτελεσματικό όσο αναφορά τη καταστροφή βακτηρίων και ιών (Lee et al., 2015; Thcobanoglous et al., 2003). Ο σχηματισμός παραπροϊόντων κατά τη διαδικασία απολύμανσης με όζον εξακολουθεί να αποτελεί λόγο ανησυχίας για το περιβάλλον και τη δημόσια υγεία (Collivignarelli et al., 2018; Thcobanoglous et al., 2003). Τέλος η απολύμανση με Υπεριώδη Ακτινοβολία (UltraViolent, UV) έχει αποδειχθεί να είναι αρκετά αποτελεσματική καθώς τα παραπροϊόντα που παράγονται είναι μη τοξικά (Collivignarelli et al., 2018; Lee et al., 2015). Στην Εικόνα 1.11 απεικονίζεται μια μονάδα απολύμανσης υγρών αποβλήτων αποτελούμενη από αντιδραστήρες UV στη σειρά.

Κεφάλαιο 2: Ενεργειακές απαιτήσεις και εκπομπές αερίων του θερμοκηπίου στη συμβατική επεξεργασία υγρών αποβλήτων

Οι υφιστάμενες τεχνολογίες επεξεργασίας λυμάτων απαιτούν σημαντικά ποσά ενέργειας για τη συμμόρφωση των εκροών με τα νομοθετημένα όρια (Gikas, 2017a). Στην Ευρώπη, η ετήσια ενεργειακή κατανάλωση από ΕΕΛ είναι περίπου 27 TWh/y (Torregrossa et al., 2016). Έχει επίσης υπολογιστεί ότι πάνω από το 20% της συνολικής ενέργειας ενός δήμου καταναλώνεται από τις ΕΕΛ (Siatou et al., 2020). Η λειτουργία μιας ΕΕΛ αποσκοπεί στην προστασία της ανθρώπινης υγείας και του περιβάλλοντος. Τα τελευταία χρόνια εφαρμόζονται τεχνολογίες που αυξάνουν την αποδοτικότητα των ΕΕΛ προκειμένου να πληρούνται οι απαιτήσεις εκροής, οι οποίες με τη πάροδο των χρόνων γίνονται όλο και πιο αυστηρές, χωρίς όμως να λαμβάνεται υπόψη η τεράστια ενεργειακή κατανάλωση και η ενίσχυση του φαινομένου του θερμοκηπίου. Οι ενεργειακές απαιτήσεις μιας ΕΕΛ εξαρτώνται από το μέγεθός της μονάδας, την ηλικία της, τις τεχνολογίες που εφαρμόζονται (Plappally and Lienhard V, 2012). Έχει υπολογιστεί ότι το κόστος κατανάλωσης ενέργειας αποτελεί το 25-40% του συνολικού κόστους λειτουργίας και συντήρησης μιας ΕΕΛ (Theobanoglous et al., 2003). Σε συνάρτηση με τη τεχνολογία που βρίσκεται σε εφαρμογή, τη δυναμικότητα της ΕΕΛ και την απαιτούμενη ποιότητα εκροής, η ηλεκτρική κατανάλωση των ΕΕΛ υπολογίζεται περίπου 0,5-2,0 kWh ανά m³ ανεπεξέργαστου υγρού αποβλήτου (Hamawand, 2023).

2.1 Ενεργειακή κατανάλωση ΕΕΛ ως συνάρτηση της δυναμικότητας

Στον Πίνακα 2.1 συσχετίζεται η δυναμικότητα των ΕΕΛ με την ετήσια ενεργειακή κατανάλωση.

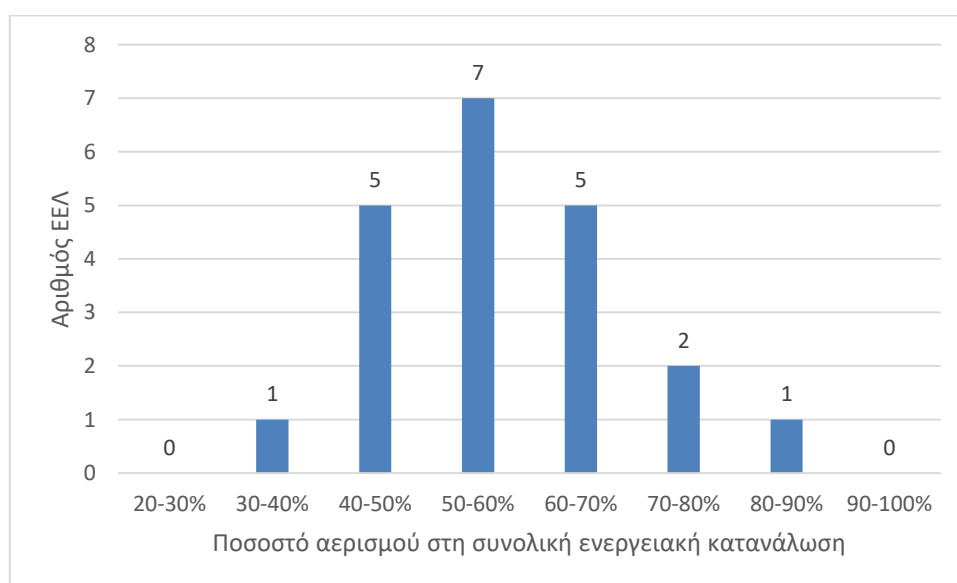
Πίνακας 2.1: Ανάλυση ενεργειακής κατανάλωσης ΕΕΛ σε σχέση με τη χωρητικότητα της εγκατάστασης (Panepinto et al., 2016).

Μονάδα Επεξεργασίας Λυμάτων	Δυναμικότητα (IK)	Ετήσια Ενεργειακή Κατανάλωση kWh/I.K
SMAT Castiglione(Ιταλία)	2.700.000	24,73
Folgaria (Ιταλία)	24.000	73
Mancasale (Ιταλία)	280.000	47,2
Dutch communal water sector(Ολλανδία)	24.400.000	23,89
Sidney WWTP(Αυστραλία)	4.400.000	46,82
Oslo WWTP(Νορβηγία)	600.000	65,28
Alvaeiro(Πορτογαλία)	78.000	47,20
Spanish WWTPs(μικρές)	40.000-84.000	34,12
Spanish WWTPs(Μεγάλες)	117.000-265.000	24,87

2.2 Ενεργειακή κατανάλωση σε σχέση με τις μεθόδους επεξεργασίας.

Η προεπεξεργασία δεν ευθύνεται για παραπάνω από το 1% της συνολικής κατανάλωσης ηλεκτρικής ενέργειας σε μια ΕΕΛ (Barroso Soares, 2017; Longo et al., 2016), με εξαίρεση την ενέργεια που απαιτείται για τη συλλογή και μεταφορά λυμάτων που επιτυγχάνεται μέσω διαφόρων ειδών αντλιών. Η ενέργεια αυτή αποτελεί το 5 έως το 18% της συνολικής κατανάλωσης σε μια ΕΕΛ (Longo et al., 2016). Συγκεκριμένα το εύρος κατανάλωσης ηλεκτρικής ενέργειας για τη συλλογή και μεταφορά υγρών

αποβλήτων μέσω αντλιών είναι $0,02 - 0,1 \text{ kWh/m}^3$ (Καναδάς) , $0,045 - 0,14 \text{ kWh/m}^3$ (Ουγγαρία) και $0,1 - 0,37 \text{ kWh/m}^3$ (Αυστραλία) (Bodík and Kubaská, 2013). Η πρωτοβάθμια καθίζηση επίσης καταναλώνει μικρό ποσοστό ηλεκτρικής ενέργειας σε σχέση με τη συνολική κατανάλωση της μονάδας και κυμαίνεται από $4,3 \times 10^{-5} \text{ kWh/m}^3$ έως $7,1 \times 10^{-5} \text{ kWh/m}^3$ (Longo et al., 2016). Κατά το στάδιο της δευτεροβάθμιας επεξεργασίας καταναλώνεται το μεγαλύτερο ποσοστό ηλεκτρικής ενέργειας (Theobanoglous et al., 2003). Στο στάδιο αυτό απαιτούνται μεγάλες ποσότητες οξυγόνου προκειμένου να λάβει χώρα η βιολογική επεξεργασία των υγρών αποβλήτων. Η παροχή του οξυγόνου, διαδικασία γνωστή και ως αερισμός, είναι καταναλώνει από $0,18-0,8 \text{ kWh/m}^3$ (Longo et al., 2016). Στο Διάγραμμα 2.1 παρουσιάζεται η συνεισφορά της διεργασίας του αερισμού στη συνολική κατανάλωση, δεδομένα που αντλήθηκαν σε μια έρευνα 21 ΕΕΛ στην Ελλάδα (Golioroulos et al., 2022).



Διάγραμμα 2.1:Ποσοτό κατανάλωσης αερισμού ως προς τη συνολική κατανάλωση 21 ελληνικών ΕΕΛ (Golioroulos et al., 2022)

Στον Πίνακα 2.2 καταγράφονται οι τυπικές τιμές κατανάλωσης ενέργειας πρωτοβάθμιας, δευτεροβάθμιας αλλά και τριτοβάθμιας επεξεργασίας υγρών αποβλήτων σε τέσσερις διαφορετικές χώρες.

Πίνακας 2.2: Ενεργειακή κατανάλωση ανά στάδιο επεξεργασίας υγρών αποβλήτων σε τέσσερις διαφορετικές χώρες(Wakeel et al., 2016).

Χώρα	Ενέργεια που καταναλώνεται(kWh/m^3)				
	Πρωτοβάθμια Επεξεργασία	Δευτεροβάθμια Επεξεργασία			Τριτοβάθμια Επεξεργασία
		Αεριζόμενες Λίμνες	Σύστημα Ενεργού Ιλύος	Βιοαντιδραστήρας με διαχωρισμό μεμβρανών(MBR)	
Ηνωμένες Πολιτείες	0,04	0,09-0,29	0,33-0,60	0,8-0,9;0,49-1,5	-
Αυστραλία	0,1-0,37	-	0,1	0,1-0,82	0,23-10,55
Κίνα	-	0,253	0,269	0,33	-
Ιαπωνία	-	-	0,3-1,89	-	0,39-3,74

Αντίστοιχα στον Πίνακα 2.3 παρουσιάζεται η ποσοστιαία συνεισφορά διάφορων μεθόδων επεξεργασίας λυμάτων στη συνολική ενεργειακή κατανάλωση της εκάστοτε ΕΕΛ.

Πίνακας 2.3: Ποσοστιαία κατανομή μεθόδων επεξεργασίας στη συνολική κατανάλωση ενέργειας σε ΕΕΛ (Cardoso et al., 2021)

Χώρα	Διεργασία αερισμού	Επεξεργασία ιλύος	Αντληση	Άλλο	Μελέτη
Ισπανία	42%	14%	20%	24%	1 ΕΕΛ δυναμικότητας 115.000 ΙΚ με βιολογική απομάκρυνση αζώτου
Ιαπωνία	48%	29%	15%	8%	4 συμβατικές ΕΕΛ ενεργού ιλύος παροχής 48.790-59.171 m ³ /d
Ιταλία	50%	29%	-	21%	1 ΕΕΛ δυναμικότητας 2.700.000 ΙΚ. Εφαρμόζεται τριτοβάθμια επεξεργασία
Κίνα	52%	9%	18%	21%	1 ΕΕΛ
Πορτογαλία	53%	-	12%	35%	14 ΕΕΛ
Πολωνία	53%	-	30%	17%	1 ΕΕΛ δυναμικότητας 200.000 ΙΚ με βιολογική απομάκρυνση αζώτου
Πορτογαλία	54%	13%	-	33%	2 συμβατικές ΕΕΛ ενεργού ιλύος δυναμικότητας 19.300-21.000 ΙΚ
Ελλάδα	66%	8%	-	26%	4 ΕΕΛ δυναμικότητας 13.500-3.900.000 ΙΚ
Γερμανία	67%	11%	5%	17%	-

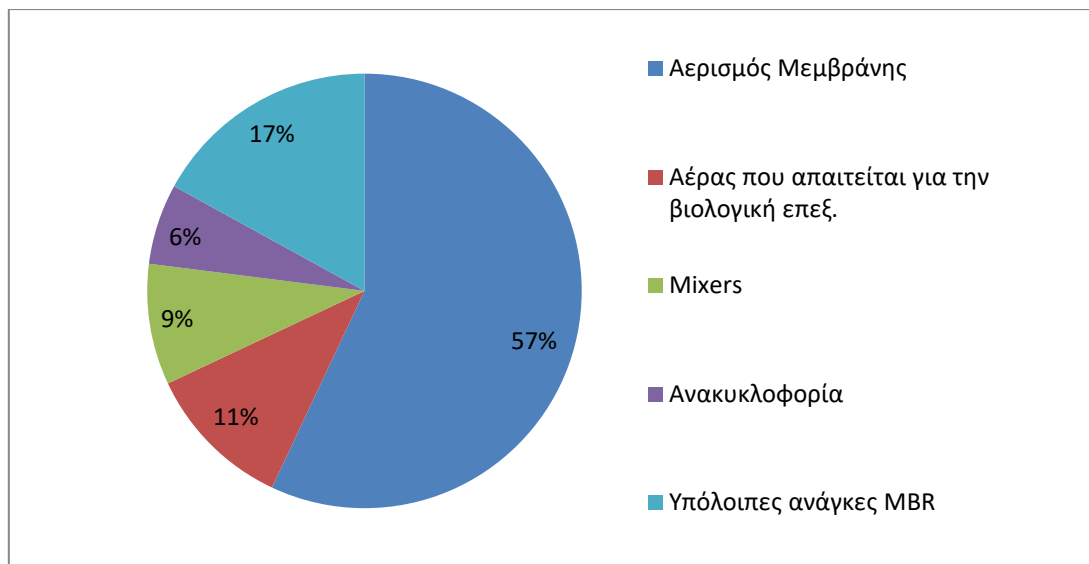
2.2.1 ASP

Όπως προαναφέρθηκε, η διαδικασία του αερισμού καταναλώνει το μεγαλύτερο ποσοστό ηλεκτρικής ενέργειας σε όλη την μονάδα το οποίο είναι, σύμφωνα με έρευνες, από 45 έως 75% (Longo et al., 2016). Συγκεκριμένα, η ηλεκτρική ενέργεια που καταναλώνεται από τη συμβατική ASP κατά μέσο όρο είναι 0,46 kWh/m³ (Αυστραλία),

0,269 kWh/m³ (Κίνα) , 0,33-0,6 kWh/m³ (Ηνωμένες Πολιτείες) , 0,3-1,89 kWh/m³ (Ιαπωνία) (Bodík and Kubaská, 2013). Στην ΔΔΚ η ιλύς που καθιζάνει συλλέγεται και συνεχίζει προς περεταίρω επεξεργασία μέσω ξέστρου, η κατανάλωση του οποίου είναι κατά μέσο όρο μεταξύ 0.5-1,5% της συνολικής κατανάλωσης της μονάδας (Longo et al., 2016). Είναι πιθανό να παρατηρηθεί αύξηση έως και 50% στη περίπτωση όπου απαιτείται αφαίρεση θρεπτικών συστατικών με σκοπό η ποιότητα της εκροής να είναι σύμφωνη με τα όρια που έχουν θεσπιστεί (Thcobanoglous et al., 2003). Για παράδειγμα κατά τη βιολογική επεξεργασία επιτυγχάνεται απομάκρυνση αζώτου σε βαθμό 20 με 30% (Plappally and Lienhard V, 2012). Περεταίρω μείωση επιτυγχάνεται μέσω της διεργασίας της απονιτροποίησης. Σε ένα σύστημα ASP με απονιτροποίηση περιλαμβάνεται και μια ανοξική δεξαμενή στην οποία γίνεται ικανοποιητική ανάμειξη του αποβλήτου (Thcobanoglous et al., 2003). Η διεργασία της ανάμειξης δεν μπορεί να θεωρηθεί αμελητέα σαν ποσοστό καθώς κατά μέσο όρο αποτελεί το 10,5-14,8% της συνολικής ενεργειακής κατανάλωσης της μονάδας (Cardoso et al., 2021). Τέλος η ανακυκλοφορία της ιλύος μέσω αντλιών δεν καταναλώνει περισσότερο από το 3,5% της συνολικής κατανάλωσης σε μια ΕΕΛ (Longo et al., 2016).

2.2.2 MBR

Όπως προαναφέρθηκε, ένα σύστημα που συνδυάζει βιολογική επεξεργασία με διαχωρισμό με μεμβράνες μπορεί να σημειώσει μεγάλα ποσοστά αφαίρεσης στερεών και θρεπτικών συστατικών. Παρά το γεγονός ότι τέτοιου είδους συστήματα παρουσιάζουν πολλά πλεονεκτήματα όσο αναφορά την προστασία της ανθρώπινης υγείας και του περιβάλλοντος, η ενεργειακή απαίτηση για τη λειτουργία και τη συντήρησή τους είναι μεγάλη (Thcobanoglous et al., 2003). Το ποσοστό της ενεργειακής κατανάλωσης που αντιστοιχεί σε ένα σύστημα MBR σε σχέση με τη συνολική κατανάλωση ενέργειας σε μια ΕΕΛ εξαρτάται από πολλούς παράγοντες. Κάποιοι από αυτούς είναι οι συνθήκες λειτουργίας της ΕΕΛ, το μέγεθος του συστήματος, το υδραυλικό φορτίο που εισέρχεται στο σύστημα αλλά και η γεωμετρική κατασκευή των μεμβρανών (Gil et al., 2010; Krzeminski et al., 2017, 2012). Η απαίτηση σε ηλεκτρική ενέργεια κυμαίνεται από 0,4 έως 1,6 kWh/m³, η οποία είναι περίπου 20 έως 50% μεγαλύτερη σε σχέση με την ενέργεια που απαιτείται για συμβατική επεξεργασία με τη ASP (Barillon et al., 2013; Gao et al., 2022). Η διαδικασία που απαιτεί τα μεγαλύτερα ποσά ενέργειας σε ένα σύστημα MBR είναι ο αερισμός καθώς αποτελεί το 50 έως 80% της συνολικής ενέργειας του συστήματος (Barillon et al., 2013; Iglesias et al., 2017). Στο Διάγραμμα 2.2 παρουσιάζεται η ποσοστιαία κατανομή της ενεργειακής κατανάλωσης ενός λειτουργικού συστήματος MBR που λειτουργεί στην ΕΕΛ της πόλης Heenvliet της Ολλανδίας. Ο αερισμός σε αυτή τη περίπτωση αποτελεί περίπου το 70% της συνολικής κατανάλωσης του συστήματος η οποία έχει υπολογιστεί 1,05 kWh/m³ (Krzeminski et al., 2012).



Διάγραμμα 2.2:Ποσοστιαία κατανομή κατανάλωσης συστήματος MBR σε ΕΕΛ στην Ολλανδία (Krzeminski et al., 2012)

Ο λόγος που ο αερισμός σε ένα σύστημα MBR αντιπροσωπεύει τόσο μεγάλο ποσοστό κατανάλωσης είναι ότι απαιτείται παροχή αέρα για να λάβει χώρα η βιολογική επεξεργασία αλλά και για τον έλεγχο της απόφραξης της μεμβράνης, καθώς λεπτά σωματίδια διεισδύουν στο εσωτερικό της μεμβράνης με αποτέλεσμα να απαιτείται αέρας για τον καθαρισμό τους (Thcobanoglous et al., 2003). Μελέτες επίσης έδειξαν ότι η λειτουργία του συστήματος όταν το υδραυλικό φορτίο που εισέρχεται σε αυτό δεν είναι κοντά στις τιμές σχεδιασμού της ροής προκαλούν σημαντική αύξηση στην ενεργειακή κατανάλωση και συνολικά στο λειτουργικό κόστος (Krzeminski et al., 2017, 2012; Lesjean et al., 2011). Ακόμα ένας πολύ σημαντικός παράγοντας είναι η γεωμετρική κατασκευή της μεμβράνης. Οι δύο διαμορφώσεις που χρησιμοποιούνται ευρέως είναι οι Flat Sheet (FS) μεμβράνες και οι Hollow Fiber (HS) μεμβράνες. Έχει εκτιμηθεί ότι οι FS μεμβράνες συνεισφέρουν στο να αυξάνεται η ενεργειακή κατανάλωση όλου του συστήματος (Gil et al., 2010; Iglesias et al., 2017; Krzeminski et al., 2012).

2.2.3 Απολύμανση

Έχουν αναπτυχθεί διάφορες τεχνολογίες με σκοπό την αποτελεσματική αδρανοποίηση ή μερική καταστροφή των μικροοργανισμών σε βαθμό που απαιτούν οι νομοθετικές διατάξεις που έχουν θεσπιστεί (Thcobanoglous et al., 2003). Η ευρέως διαδεδομένη μέθοδος απολύμανσης είναι η χρήση συγκεκριμένων ενώσεων του χλωρίου ως απολυμαντικά μέσα, διεργασία γνωστή ως χλωρίωση. Η όλη διαδικασία αποτελεί το 2% της συνολικής κατανάλωσης μιας ΕΕΛ (Grzegorzec, 2023). Είναι απλή στην εφαρμογή της και αποδοτική όσο αναφορά το κόστος της καθώς η μέση κατανάλωση είναι $2 \times 10^{-3} \text{ kWh/m}^3$ (Collivignarelli et al., 2018; Plappally and Lienhard V, 2012). Η απολύμανση με όζον παρότι παρουσιάζει πλεονεκτήματα (ισχυρό οξειδωτικό μέσο, μικρό χρόνος επαφής στους αντιδραστήρες, δεν απαιτείται αποχλωρίωση), έχει μεγάλες απαιτήσεις σε ενέργεια και γενικότερα υψηλά λειτουργικά κόστη διότι διαδικασίες λειτουργίας και συντήρησης χαρακτηρίζονται ως πολύπλοκες (Collivignarelli et al., 2018; Thcobanoglous et al., 2003). Συγκεκριμένα η κατανάλωση

ενέργειας σε μια μονάδα απολύμανσης με όζον αποτελεί το 26 με 43% από τα συνολικά λειτουργικά κόστη (Collivignarelli et al., 2018). Η απολύμανση με UV ομοίως με την απολύμανση χρησιμοποιώντας όζον ως οξειδωτικό μέσο παρά τα πλεονεκτήματα που παρουσιάζει έχει υψηλές ενεργειακές απαιτήσεις και υψηλά κόστη λειτουργία και συντήρησης (Collivignarelli et al., 2018). Η κατανάλωση ενός συστήματος απολύμανσης με υπεριώδη ακτινοβολία UV εξαρτάται κυρίως από το είδος του συστήματος (είδος λυχνίας ,ανοιχτό- κλειστό κανάλι από το οποίο περνάει η ροή) και κυμαίνεται μεταξύ 0,045 έως 0,11 kWh/m³ (Cardoso et al., 2021; Thcobanoglous et al., 2003).

2.2.4 Μέθοδοι επεξεργασίας ιλύος

Το 2013 στην Κίνα η συνολική παραγωγή ιλύος ήταν $6,25 \times 10^6$ t ξηρών στερεών ενώ στις Ηνωμένες Πολιτείες την ίδια χρονιά ήταν $13,8 \times 10^6$ t (Teoh and Li, 2020). Σε παγκόσμιο επίπεδο, το 2017 είχε εκτιμηθεί ότι η παραγωγή ιλύος ήταν 45 t (Gao et al., 2020). Οι πιο διαδεδομένες μέθοδοι διάθεσης της επεξεργασμένης ιλύος είναι η αποτέφρωση, η κομποστοποίηση, η διάθεση στο έδαφος και η γεωργική χρήση. Στην Ευρώπη παρατηρείται η αξιοποίηση για γεωργική χρήση σε ποσοστό 27%, η μέθοδος της αποτέφρωσης αποτελεί το 25%, η κομποστοποίηση το 21% και η διάθεση στο έδαφος το 9% (Ferrentino et al., 2023). Οι δύο πρώτες περιπτώσεις αποτελούν εξίσου θέμα συζήτησης τα τελευταία χρόνια καθώς η εφαρμογή των δύο αυτών μεθόδων διάθεσης ιλύος χωρίς το παραπροϊόν αυτό να έχει επεξεργαστεί κατάλληλα μπορεί να προκαλέσει μεγάλο κίνδυνο στην ανθρώπινη υγεία και τον άνθρωπο (Fericelli, 2011). Η συνεισφορά της επεξεργασίας και της τελικής διάθεσης της ιλύος που παράγεται, στα συνολικά λειτουργικά κόστη μιας ΕΕΛ είναι από 50 έως 60% (Tomei et al., 2016). Η ενέργεια που καταναλώνεται για την επεξεργασία και διάθεση ιλύος αποτελεί το 15-25% της συνολικής ηλεκτρικής ενέργειας που απαιτείται σε μια ΕΕΛ (Hamawand, 2023). Μια από τις πιο σημαντικές διεργασίες επεξεργασίας ιλύος είναι η αφυδάτωση καθώς η ανεπεξέργαστη ιλύς περιέχει από 98 έως 99% υγρασία (Liang et al., 2021). Η μέση κατανάλωση που προκύπτει κατά την αφυδάτωση είναι 0,3 kWh/m³ με στόχο το ποσοστό της υγρασίας να μειωθεί στο 70 έως 80% (Plappally and Lienhard V, 2012; Yu et al., 2023). Κατά τη διεργασία της αποτέφρωσης η ιλύς καίγεται σε υψηλές θερμοκρασίες (μεταξύ 850 με 900°C) με αποτέλεσμα να σχηματίζεται αδρανές υλικό γνωστό ως τέφρα. Θερμική ενέργεια καταναλώνεται για τη καύση της ιλύς και η ηλεκτρική ενέργεια καταναλώνεται για τις ανάγκες ανεμιστήρων και αντλιών. Η διεργασία της αναερόβιας χώνευσης ορίζεται ως η βιολογική επεξεργασία ιλύος απουσία οξυγόνου με σκοπό τη παραγωγή βιοαερίου (μίξη μεθανίου και διοξειδίου του άνθρακα). Απαιτείται θερμική ενέργεια για τη διατήρηση της ιδανικής θερμοκρασίας εσωτερικά της δεξαμενής και ηλεκτρική ενέργεια κυρίως για την ανακυκλοφορία ιλύος μέσω αντλιών (Soda et al., 2010; Yu et al., 2023). Σε μια ΕΕΛ στο Ηνωμένο Βασίλειο η μέση κατανάλωση από τους χωνευτές υπολογίστηκε 0,02 kWh/m³ (Plappally and Lienhard V, 2012). Γενικότερα στη βιβλιογραφία δεν υπάρχουν πολλά δεδομένα κατανάλωσης ενέργειας αναφορικά με διεργασίες επεξεργασίας ιλύος.

2.3 Εκπομπές αερίων θερμοκηπίου

Τα τελευταία χρόνια έχει δοθεί ιδιαίτερη προσοχή στο πρόβλημα εκπομπών αερίων του θερμοκηπίου από ανθρωπογενείς δραστηριότητες (Gallo et al., 2016). Το 2019 οι

εκπομπές αυτές σε παγκόσμιο επίπεδο ήταν 59×10^9 t και η λειτουργία των ΕΕΛ αποτελεί το 1,3% των συνολικών εκπομπών στην ατμόσφαιρα (Gu et al., 2023). Κατά την επεξεργασία των υγρών αποβλήτων τα αέρια που εκπέμπονται είναι διοξείδιο του άνθρακα (CO_2), μεθάνιο (CH_4) και υποξείδιο του αζώτου (N_2O) (X. He et al., 2023). Οι εκπομπές αερίων από ΕΕΛ που συμβάλλουν στο φαινόμενο του θερμοκηπίου καθορίζονται από τις τεχνολογίες που εφαρμόζονται για την επεξεργασία υγρών αποβλήτων, το μίγμα καυσίμου από το οποίο μπορεί να παραχθεί ηλεκτρική ενέργεια, τη χωρητικότητα της εκάστοτε μονάδας, τα χαρακτηριστικά της εισερχόμενης ροής και τις απαιτήσεις σχετικά με τη ποιότητα της εκροής της ΕΕΛ (Wang et al., 2016). Στην Ελλάδα έπεται από συλλογή δεδομένων από 31 ΕΕΛ κατηγοριοποιημένες ανάλογα με τη χωρητικότητα τους σε μικρής, μεσαίας και μεγάλης κλίμακας ΕΕΛ, βρέθηκε ότι οι ετήσιες εκπομπές αερίων του θερμοκηπίου είναι 207 kg $\text{CO}_{2,\text{equivalent}}/\text{IK}$, 144 kg $\text{CO}_{2,\text{equivalent}}/\text{I.K}$ και 89 kg $\text{CO}_{2,\text{equivalent}}/\text{I.K}$ αντίστοιχα (Goliopoulos et al., 2022). Τον Ιούλιο του 2021 η Ευρωπαϊκή Επιτροπή θέσπισε ορισμένους προτάσεις προκειμένου να επιτευχθεί ο στόχος για καθαρές μηδενικές εκπομπές αερίων θερμοκηπίου μέχρι το 2050. Μια από τις προτάσεις αυτές είναι η μείωση εκπομπών αερίων θερμοκηπίου σε ποσοστό από 40 έως 55% μέχρι το έτος 2030 (European Union, 2023).

Άμεσες εκπομπές αερίων θερμοκηπίου από ΕΕΛ

Το CH_4 που προκύπτει από τη γραμμή επεξεργασίας ιλύος και το N_2O που είναι συνέπεια κυρίως της νιτροποίησης και απονιτροποίησης κατά τη διάρκεια της βιολογικής επεξεργασίας λυμάτων, χαρακτηρίζονται ως άμεσες εκπομπές (Daelman et al., 2013; X. He et al., 2023). Το CO_2 που εκπέμπεται από τις διεργασίες σε μια ΕΕΛ θεωρείται κατά κύριο λόγο βιογενή (Hwang et al., 2016; Parravicini et al., 2016). Το μεθάνιο καθώς και το υποξείδιο του αζώτου που απελευθερώνονται στην ατμόσφαιρα κατά την επεξεργασία υγρών αποβλήτων σε ΕΕΛ αποτελεί ποσοστό από 4,6 έως 5,2% των παγκόσμιων εκπομπών CH_4 και N_2O (Su et al., 2023). Πρόσφατες έρευνες εκτιμούν ότι οι εκπομπές CH_4 από ΕΕΛ παγκοσμίως είναι περίπου 500×10^3 t $\text{CO}_{2,\text{equivalent}}^1$ ενώ στη περίπτωση του N_2O είναι 150×10^3 t $\text{CO}_{2,\text{equivalent}}$ (X. He et al., 2023). Αξίζει να σημειωθεί ότι το N_2O και το CH_4 συμβάλλουν στο φαινόμενο υπερθέρμανσης του πλανήτη 298 και 34 φορές, αντίστοιχα, περισσότερο από ότι το διοξείδιο άνθρακα (Liu et al., 2020).

Εκπομπές CH_4

Το μεθάνιο παράγεται κατά κύριο λόγο από τις διεργασίες επεξεργασίας υγρών αποβλήτων και ιλύος όπου επικρατούν συνθήκες απουσίας οξυγόνου με σκοπό τη διάσπαση της οργανικής ύλης (Wang et al., 2021). Είναι ένα άχρωμο και άοσμο αέριο που συμβάλει σε σημαντικό βαθμό στο φαινόμενο του θερμοκηπίου καθώς αποτελεί το 22% των συνολικών αερίων που υπάρχουν στην ατμόσφαιρα (Wang et al., 2021). Στη περίπτωση που διαχειριστεί σωστά μπορεί να αξιοποιηθεί ως καύσιμο για ανάκτηση ενέργειας η οποία μπορεί να καλύψει ποσοστό από 50 έως 60% της

¹ Μονάδα μέτρησης που χρησιμοποιείται για να συγκρίνει εκπομπές από αέρια θερμοκηπίου ανάλογα με τη διάρκεια που παραμένει στην ατμόσφαιρα και συνεισφέρει στο φαινόμενο υπερθέρμανσης του πλανήτη ("carbon dioxide equivalent — European Environment Agency," n.d.).

συνολικής ενέργειας που απαιτείται για τη σωστή λειτουργία μιας ΕΕΛ και κατά συνέπεια να μειωθούν το ανθρακικό αποτύπωμα (Liu et al., 2020). Οι εκπομπές μεθανίου που προκύπτουν από τη γραμμή επεξεργασίας ιλύος μπορούν να αποτελέσουν ακόμα και το 72% των συνολικών εκπομπών μεθανίου σε μια ΕΕΛ (Nguyen et al., 2019). Τέτοιες εκπομπές είναι εξαιρετικά πιθανό να προκύψουν και από δεξαμενές στις οποίες λαμβάνει χώρα η βιολογική επεξεργασία υγρών αποβλήτων. Το αέριο που εμπεριέχεται στις εισροές της μονάδας μετά από παραγωγή του στους αγωγούς μεταφοράς αλλά και αυτό το οποίο έχει παραχθεί από τη ΔΠΚ εισέρχεται στον βιοντιδραστήρα και απελευθερώνεται στην ατμόσφαιρα μέσω αερισμού και συνεχούς ανάμειξης (Daelman et al., 2012; Parravicini et al., 2016). Μελέτες έχουν δείξει ότι ΕΕΛ που επεξεργάζονται περισσότερες ποσότητες υγρών αποβλήτων απελευθερώνουν στην ατμόσφαιρα σημαντικότερο ποσοστό εκπομπών μεθανίου (Wang et al., 2021). Συγκεκριμένα μια αύξηση ποσοστού 60% στη παραγωγή ιλύος μέσω της επεξεργασίας λυμάτων έχει ως αποτέλεσμα την αύξηση των εκπομπών που προκύπτουν από τη γραμμή επεξεργασίας ιλύος κατά 30% (Wu et al., 2022).

Εκπομπές N₂O

Σημαντικότερη πηγή του N₂O θεωρείται ο βιοαντιδραστήρας στον οποίο λαμβάνει χώρα η βιολογική απομάκρυνση αζώτου. Οι δεξαμενές εξάμμωσης, οι ΔΔΚ, οι δεξαμενές αποθήκευσης ιλύος αλλά και οι αναερόβιοι χωνευτές θεωρούνται υπεύθυνοι ως ένα βαθμό για τις εκπομπές N₂O από ΕΕΛ (Kampschreur et al., 2009). Η υπηρεσία προστασία περιβάλλοντος των Ηνωμένων Πολιτειών (US EPA) εκτιμά ότι οι εκπομπές N₂O που προέρχονται από την επεξεργασία υγρών αποβλήτων αποτελεί το 3% των συνολικών εκπομπών N₂O και ο τομέας αυτός θεωρείται ο έκτος κατά σειρά που συμβάλει περισσότερο στις εκπομπές N₂O στην ατμόσφαιρα (Law et al., 2012). Παράγοντες που καθορίζουν τον βαθμό εκπομπής N₂O είναι η συγκέντρωση διαλυμένου οξυγόνου κατά τη βιολογική επεξεργασία, η τεχνολογία που εφαρμόζεται κατά τη βιολογική επεξεργασία και η συγκέντρωση αζώτου (Zhou et al., 2022). Τα ανεπεξέργαστα υγρά απόβλητα περιέχουν υψηλές συγκεντρώσεις αζώτου 20-70 mg/l και για τον λόγο αυτό απαιτούνται υψηλοί βαθμοί νιτροποίησης και απονιτροποίησης ώστε να επιτευχθεί ικανοποιητική ποιότητα εκροής (Law et al., 2012). Μετατροπή της τάξεως ακόμα και του 1% του αζώτου που περιέχεται στα ανεπεξέργαστα λύματα σε υποξείδιο του αζώτου κατά τη βιολογική επεξεργασία έχει ως αποτέλεσμα την αύξηση του ανθρακικού αποτυπώματος της ΕΕΛ έως και 30% (Wu et al., 2022). Η διεργασία της νιτροποίησης που πραγματοποιείται μέσα στον βιοαντιδραστήρα απαιτεί μεγάλες ποσότητες αέρα ο οποίος μετατρέπει το N₂O από υγρή σε αέρια μορφή και το απελευθερώνει στην ατμόσφαιρα (Law et al., 2012). Το 90% των εκπομπών N₂O σε μια ΕΕΛ προέρχεται από τον τη δεξαμενή αερισμού (Kampschreur et al., 2009).

Έμμεσες εκπομπές αερίων θερμοκηπίου από ΕΕΛ

Ως έμμεσες εκπομπές χαρακτηρίζονται εκείνες που προκύπτουν από την κατανάλωση ενέργειας και τη χρήση χημικών που απαιτούνται για τις ανάγκες λειτουργίας μιας ΕΕΛ (X. He et al., 2023; Y. He et al., 2023). Με τον πληθυσμό να αυξάνεται όλο και ταχύτερα και τις απαιτήσεις για τη ποιότητα εκροής των λυμάτων να γίνονται πιο αυστηρές, εκτιμάται ότι μέσα στον χρονικό ορίζοντα των 15 ετών θα παρατηρηθεί

ραγδαία αύξηση στις απαιτήσεις ενέργειας για τη σωστή λειτουργία των τεχνολογιών επεξεργασίας λυμάτων που βρίσκονται σήμερα σε ισχύ, το οποίο αδιαμφισβήτητα θα οδηγήσει στην αύξηση των εκπομπών CO₂ (Su et al., 2023; Zhou et al., 2022). Μελέτες έχουν δείξει ότι οι εκπομπές CO₂ που οφείλονται στην κατανάλωση καυσίμων για τη παραγωγή ενέργειας η οποία απαιτείται για τις ανάγκες ΕΕΛ στη Κίνα είναι $1,14 \times 10^8$ t ανά έτος (Liu et al., 2020). Ακόμα και σήμερα η αξιοποίηση ανανεώσιμων πηγών ενέργειας σε ΕΕΛ καλύπτει μόνο ένα μικρό ποσοστό των ενεργειακών αναγκών της μονάδας. Κατά κύριο λόγο η ηλεκτρική ενέργεια παράγεται μέσω καύσης ορυκτών καυσίμων, το οποίο οδηγεί σε μεγάλες εκπομπές CO₂ στην ατμόσφαιρα και συνεισφορά στο φαινόμενο του θερμοκηπίου (Gikas and Tsoutsos, 2015). Συγκεκριμένα το κάρβουνο έχει τιμή 0,94 kg CO_{2,equivalent}/l.K, η καύση λαδιού 0,75 kg CO_{2,equivalent}/l.K και το φυσικό αέριο 0,58 kg CO_{2,equivalent}/l.K (Liu et al., 2020).

Κεφάλαιο 3: Τεχνολογίες χαμηλού κόστους και ενέργειας στην επεξεργασία υγρών αποβλήτων

Η μαζική παραγωγή των υγρών αποβλήτων αυξάνεται ανάλογα με την αύξηση του πληθυσμού και τη συγκέντρωση του σε μεγάλα αστικά κέντρα (Yang et al., 2020). Εκτιμάται ότι η παραγωγή υγρών αποβλήτων θα σημειώσει αύξηση έως και 24% μέχρι το 2030 ενώ η αύξηση αυτή μπορεί να φτάσει έως και το 51% μέχρι το 2050 σε παγκόσμιο επίπεδο. Ένας από τους κύριους σκοπούς της επεξεργασίας των υγρών αποβλήτων είναι η προστασία του υδάτινου περιβάλλοντος από φαινόμενα όπως ο ευτροφισμός όπως και η συμμόρφωση με τις απαιτήσεις της νομοθεσίας σχετικά με τη ποιότητα εκροής από ΕΕΛ. Ο τομέας επεξεργασίας και διαχείρισης υγρών αποβλήτων αποτελεί αξιοσημείωτο καταναλωτή ηλεκτρικής ενέργειας και πηγή εκπομπών αερίων του θερμοκηπίου (Golioroulos et al., 2022). Η ενέργεια που καταναλώνεται σε 61 ΕΕΛ στην Ελλάδα η δυναμικότητα των οποίων κυμαίνεται μεταξύ 2000 και 100.000 Ι.Κ είναι 0,2-2 kWh/m³. Κατά μέσο όρο το στάδιο της δευτεροβάθμιας επεξεργασίας αποτελεί το 72% της συνολικής ενέργειας που καταναλώνεται στις υπό μελέτη ΕΕΛ (Christoforidou et al., 2020). Αντίστοιχη μελέτη που πραγματοποιήθηκε σε 10 συμβατικές ΕΕΛ ενεργού ιλύος στην Ελλάδα δυναμικότητας 10.000-4.000.000 Ι.Κ κατέγραψε τις ετήσιες εκπομπές αερίων θερμοκηπίου. Σύμφωνα με τα αποτελέσματα, ο μέσος όρος υπολογίστηκε μεταξύ 61-161 kg CO_{2, equivalent}/Ι.Κ (Mamais et al., 2015). Η ανάγκη για ενεργειακά αποδοτικές και ταυτόχρονα φιλικές προς το περιβάλλον ΕΕΛ είναι μεγάλη. Τον Οκτώβριο του 2023 τα 27 κράτη-μέλη της ευρωπαϊκής ένωσης συμφώνησαν στις προτάσεις της ευρωπαϊκής επιτροπής για την αναβάθμιση της Οδηγίας για την επεξεργασία υγρών αποβλήτων. Μεταξύ άλλων, δύο από τις προτάσεις είναι η περαιτέρω βελτίωση της ποιότητας των υδάτων και η άμεση μείωση της κατανάλωσης ενέργειας και εκπομπής αερίων θερμοκηπίου από τον τομέα της επεξεργασίας λυμάτων. Ορίστηκε επίσης ο στόχος ενεργειακής ουδετερότητας μέχρι το έτος 2045, δηλαδή ότι οι ΕΕΛ θα πρέπει να παράγουν την ενέργεια που καταναλώνουν και η μέχρι το 30% της ενέργειας αυτής θα μπορεί να προμηθεύεται από άλλες πηγές (European Council, 2023). Αξιοπίστες λύσεις σε αυτό το πρόβλημα είναι η επιλογή της κατάλληλης διαμόρφωσης της κάθε μονάδας ανάλογα με το εισερχόμενο φορτίο που διαχειρίζεται και τις απαιτήσεις ποιότητας εκροής, η βελτιστοποίηση των τεχνολογιών που ήδη εφαρμόζονται με σκοπό τη μείωση απαίτησης τους σε ενέργεια, η αναζήτηση για καινοτομικές τεχνολογίες επεξεργασίας λυμάτων χαμηλότερης ενεργειακής έντασης και υψηλής απόδοσης και η αξιοποίηση της ενέργειας που εμπεριέχεται στα υγρά απόβλητα (Gikas, 2017b; Golioroulos et al., 2022).

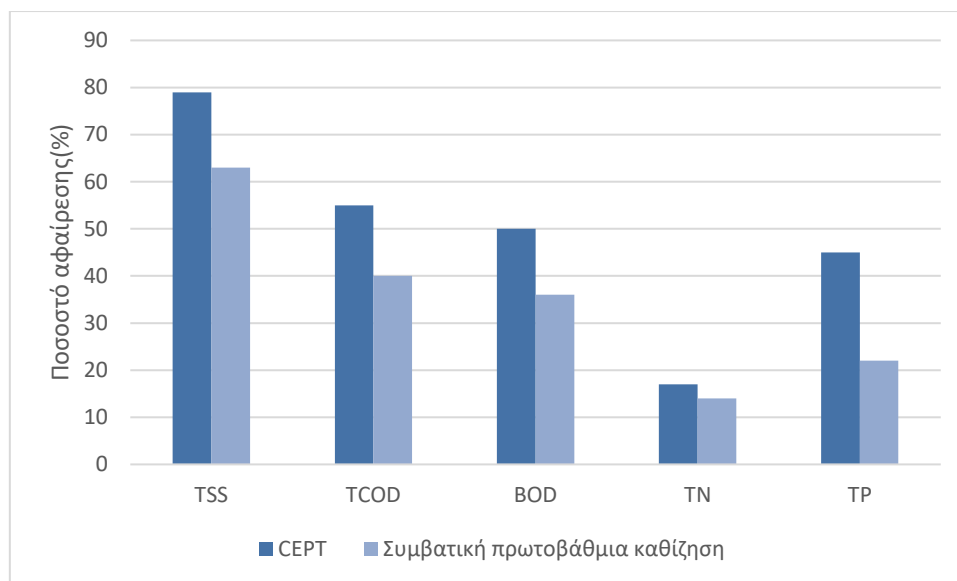
3.1 Πρωτοβάθμια επεξεργασία

Η συμβατική πρωτοβάθμια επεξεργασία, όπως προαναφέρθηκε συνεισφέρει κατά μικρό ποσοστό στη συνολική κατανάλωση ενέργειας σε μια συμβατική ΕΕΛ. Όσο αναφορά την αξιολόγηση κόστους, σύμφωνα με έρευνες από τον δημόσιο οργανισμό αποχέτευσης λυμάτων της κοινότητας της Βαλένθια, το λειτουργικό κόστος της πρωτοβάθμιας επεξεργασίας είναι κατά μέσο όρο 0,12 €/m³ (Molinos-Senante et al., 2010). Επίσης το κόστος κεφαλαίου δεν μπορεί να θεωρηθεί αμελητέο καθώς απαιτείται μεγάλη έκταση επιφάνειας για τη κατασκευή δεξαμενών καθίζησης. Αξίζει να σημειωθεί ότι σε ΕΕΛ που επεξεργάζονται με μεγάλη δυναμικότητα απαιτείται

παραπάνω από μια ΔΠΚ για λόγους επισκευής και συντήρησης. Έχει υπολογιστεί πως το κόστος κεφαλαίου για πρωτοβάθμια επεξεργασία σε μια συμβατική ΕΕΛ με ημερήσια παροχή εισόδου $90 \times 10^3 \text{ m}^3$ κυμαίνεται μεταξύ 50-100 €/m³ (Lema and Suarez, 2017). Η απόδοση της πρωτοβάθμιας επεξεργασίας θεωρείται καταλυτική για τον σχεδιασμό ενεργειακά αλλά και οικονομικά αποδοτικών ΕΕΛ. Σκοπός είναι η απομάκρυνση των αιωρούμενων στερεών από τα υγρά απόβλητα και κατ' επέκταση του οργανικού φορτίου. Αν επιτευχθεί αυτό μειώνονται δραστικά οι απαιτήσεις σε ενέργεια στη βιολογική επεξεργασία των υγρών αποβλήτων (Boutros, 2022). Η ενίσχυση της απόδοσης της πρωτοβάθμιας επεξεργασίας μεγιστοποιεί επίσης τη δυνατότητα ανάκτηση ενέργειας (Liu et al., 2020). Πιο συγκεκριμένα, ΕΕΛ στη Τσεχία έχουν καταγράψει ποσοστό ενεργειακής αυτονομίας από 70 έως 80 % κυρίως λόγω της ενίσχυσης της απόδοσης πρωτοβάθμιας καθίζησης (Christoforidou et al., 2020). Στα υγρά απόβλητα περιέχονται σημαντικές ποσότητες χημικής ενέργειας σε μορφή οργανική ύλης εκφρασμένη ως COD (Svardal and Kroiss, 2011). Η δέσμευση της οργανικής αυτής ύλης πριν από το στάδιο της βιολογικής επεξεργασίας και η μετατροπή της σε βιοαέριο μέσω της διεργασίας της αναερόβιας χώνευσης έχει θετική επίδραση στη βελτιστοποίηση του ενεργειακού και οικονομικού προφίλ των ΕΕΛ (Qadir et al., 2020).

3.1.1 Χημικά Ενισχυμένη Πρωτοβάθμια Επεξεργασία (Chemically Enhanced Primary Treatment, CEPT)

Η διεργασία αυτή περιλαμβάνει την χρήση χημικών αντιδραστηρίων όπως μεταλλικά άλατα ή συνθετικά οργανικά πολυμερή για την ενίσχυση της αποδοτικότητας της πρωτοβάθμιας επεξεργασίας υγρών αποβλήτων. Με αυτό τον τρόπο επιτυγχάνεται η χημική αποσταθεροποίηση των υγρών αποβλήτων, με αποτέλεσμα να σχηματίζονται μεγαλύτερα σωματίδια τα οποία καθιζάνουν ταχύτερα (Thcobanoglous et al., 2003). Τα κυριότερα χημικά αντιδραστήρια, γνωστά και ως κροκιδωτικά, που χρησιμοποιούνται κατά τη συγκεκριμένη διεργασία είναι το θειικό αργίλιο $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ και ο χλωριούχος σίδηρος FeCl_3 (Jang et al., 2017). Τα ποσοστά αποτελεσματικής αφαίρεσης στη πρωτοβάθμια επεξεργασία χρησιμοποιώντας συγκεκριμένα χημικά αντιδραστήρια είναι 60-90% TSS, 40-80% BOD₅, 30-70% COD, 65-95% P, 80-90% βακτήρια. Σε αντίθεση με τη συμβατική πρωτοβάθμια επεξεργασία κατά την οποία καταγράφονται 50-70% αφαίρεση TSS, 25-40% BOD₅, 5-10% TP (De Feo et al., 2012). Στο Διάγραμμα 3.1 αποτυπώνονται τα ποσοστά αφαίρεσης TSS, COD, BOD₅, ολικού αζώτου (TN) και ολικού φωσφόρου (TP) που μετρήθηκαν μετά από περίοδο 10 μηνών με και χωρίς την χρήση συγκεκριμένων χημικών αντιδραστηρίων σε ΕΕΛ με μέση ημερήσια παροχή 105.000 m³/d στη περιοχή Πόζναν της Πολωνίας (Budych-Gorzna et al., 2021).



Διάγραμμα 3.1: Σύγκριση απόδοσης μεταξύ συμβατικής πρωτοβάθμιας καθίζησης και CEPT (Budyach-Gorzna et al., 2021)

Η χημικά ενισχυμένη πρωτοβάθμια επεξεργασία τίθεται σε εφαρμογή όλο και πιο συχνά τα τελευταία χρόνια κυρίως σε μεγάλες πόλεις καθώς η διεργασία αυτή παρέχει τη δυνατότητα επεξεργασίας μεγάλων παροχών. Για τον λόγο αυτό επίσης προτιμάται αντί της συμβατικής μεθόδου πρωτοβάθμιας επεξεργασίας σε περιοχές όπου καταγράφονται σημαντικές εποχιακές διακυμάνσεις παροχής λόγω συχνών βροχοπτώσεων (Guven et al., 2019). Η εφαρμογή της CEPT έχει θετική επίδραση και στην επακόλουθη της πρωτοβάθμιας βιολογική επεξεργασία υγρών αποβλήτων καθώς μπορεί να σημειωθεί έως και 50% μείωση στις ανάγκες αερισμού στον βιοαντιδραστήρα λόγω της αυξημένης μείωσης οργανικού φορτίου κατά το στάδιο της πρωτοβάθμιας επεξεργασίας (Shewa et al., 2020). Αποτέλεσμα της ενισχυμένης αφαίρεσης στερεών είναι η αυξημένη παραγωγή πρωτοβάθμιας ιλύος συγκριτικά με τη συμβατική μέθοδο πρωτοβάθμιας επεξεργασίας (Jang et al., 2017). Οι οργανικές ουσίες που εμπεριέχονται στην παραγόμενη αυτή ιλύς είναι αυξημένες, και πιο εύκολα βιοαποικοδομήσιμες, γεγονός που οδηγεί σε μεγαλύτερη πιθανή ανάκτηση ενέργειας. Είναι λοιπόν εύκολα κατανοητό ότι η ενίσχυση της πρωτοβάθμιας επεξεργασίας με χημικά μέσα σε συνδυασμό με τη διεργασία της αναερόβιας χώνευσης μπορεί να οδηγήσει σε σημαντική αύξηση του παραγόμενου βιοαερίου και συνεπώς σε αξιοσημείωτη παραγωγή ηλεκτρικής ενέργειας με αποτέλεσμα να καλύπτεται ένα ποσοστό των ενεργειακών αναγκών μιας ΕΕΛ (Ju et al., 2016)..

Στον Πίνακα 3.1 συγκρίνεται η συμβατική πρωτοβάθμια επεξεργασία με τη CEPT όσο αναφορά την απόδοση επεξεργασίας, την ενέργεια που απαιτείται καθώς και το κόστος.

Πίνακας 3.1: Συγκριτική αξιολόγηση συμβατικής πρωτοβάθμιας επεξεργασίας και CEPT

	Συμβατική πρωτοβάθμια επεξεργασία	CEPT	Πηγή
Απαιτούμενη επιφάνεια ΔΠΚ	1*	0,5*	(Jenkins, 2014a)
Όγκος δεξαμενής αερισμού	1*	0,7*	
Απαιτήσεις σε αερισμό	1*	0,7*	
Ποσότητα παραγόμενης ιλύος	1*	1,17*	
Ποσοστό αφαίρεσης TSS (%)	50-70	60-90	(De Feo et al., 2012)
Ποσοστό αφαίρεσης BOD ₅ (%)	25-40	40-80	
Ποσοστό αφαίρεσης COD (%)	-	30-70	
Κατανάλωση ενέργειας (kWh/m ³)	0,03	0,07-0,14	(Taboada Santos, 2019)
Κόστος επεξεργασίας (€/m ³)	0,12	0,07-0,1	(Foresti et al., 2006; Molinos-Senante et al., 2010)

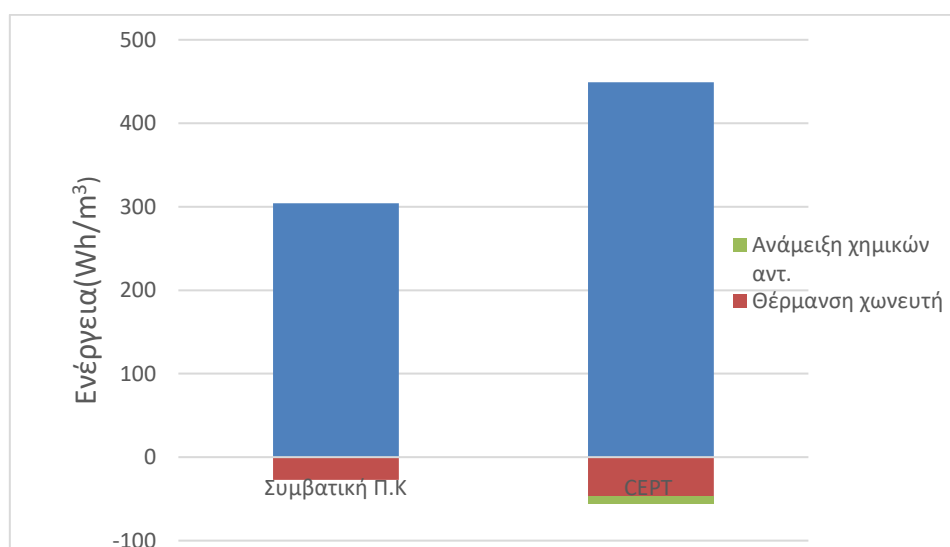
*Οι τιμές εκφράζονται ως σχετικά κλάσματα

Σε μελέτη που πραγματοποιήθηκε σε ΕΕΛ που εντοπίζεται στη πρωτεύουσα του Ιράν με σκοπό τη σύγκριση της CEPT και της συμβατικής πρωτοβάθμιας καθίζησης βρέθηκε ότι η παραγωγή μεθανίου μέσω της CEPT σημείωσε 70% αύξηση συγκριτικά με τη συμβατική καθίζηση (0,35 L CH₄/d και 0,05 L CH₄/d αντίστοιχα). Συγκεκριμένα το μέγιστο ημερήσιο ποσό ενέργειας που μπορεί να ανακτηθεί με τη μέθοδο της CEPT ήταν 13 kJ/kg ιλύος ενώ από τη συμβατική μέθοδο ήταν 4,7 kJ/kg ιλύος (Ansari and Farzadkia, 2022). Ιδιαίτερη προσοχή έχει δοθεί στην αξιολόγηση κόστους της χημικά ενισχυμένης πρωτοβάθμιας επεξεργασίας για να διαπιστωθεί αν η εφαρμογή της είναι ωφέλιμη. Παράγοντες που επηρεάζουν σημαντικά τα λειτουργικά κόστη της συγκεκριμένης διεργασίας είναι η αυξημένη παραγωγή ιλύος, καθώς τα κόστη για την επεξεργασία και διάθεση ιλύος αποτελούν έως και το 50% των συνολικών δαπανών σε μια ΕΕΛ, αλλά και η χορήγηση των απαιτούμενων χημικών αντιδραστηρίων. Για τους παραπάνω λόγους η επιλογή των κατάλληλων χημικών αντιδραστηρίων αλλά και η βέλτιστη δόση τους είναι εξαιρετικά σημαντική όταν επιλέγεται η χημική ενίσχυση της πρωτοβάθμιας επεξεργασίας. Έρευνες έχουν δείξει ότι και από άποψη κόστους αλλά και από άποψη μεγαλύτερων ποσοστών αφαίρεσης οι βέλτιστες δόσεις των χημικών είναι μικρότερες από 100 mg/l (Guvén et al., 2019). Στον Πίνακα 3.2 παρουσιάζονται η μέση δόση καθώς και τα αντίστοιχα κόστος των χημικών αντιδραστηρίων που χρησιμοποιούνται κατά κύριο λόγο στην επεξεργασία λυμάτων (Lema and Suarez, 2017).

Πίνακας 3.2: Ευρέως χρησιμοποιούμενα χημικά αντιδραστήρια στην επεξεργασία υγρών αποβλήτων (Lema and Suarez, 2017)

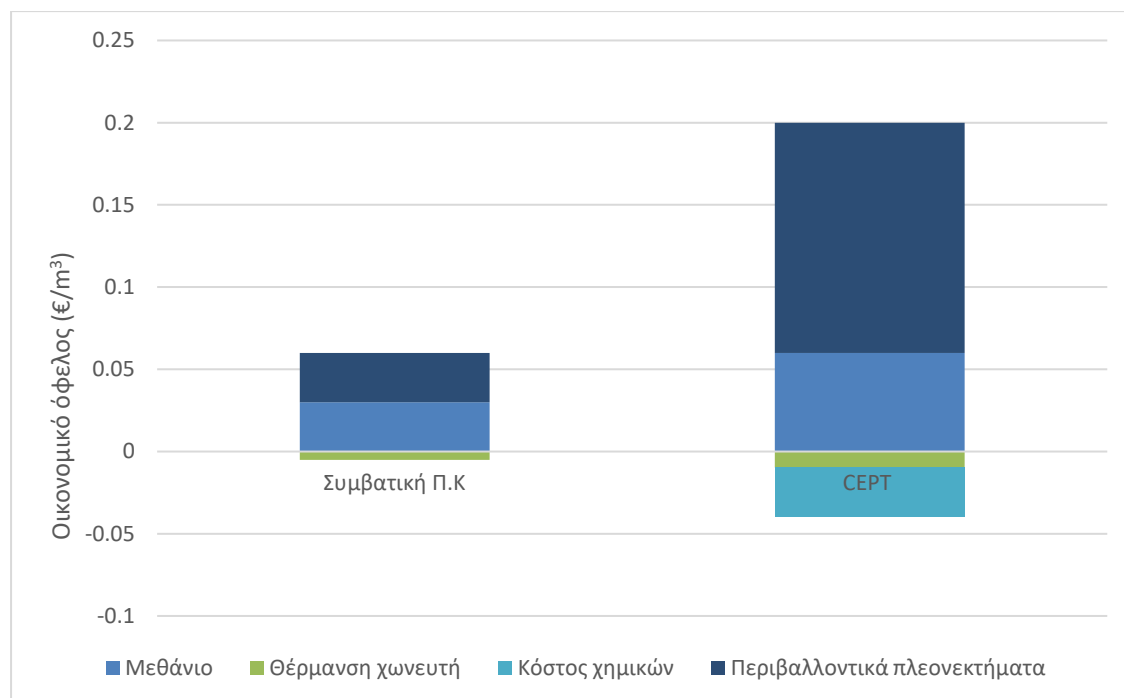
Χημικά	Μέση δόση ($\frac{mg}{L}$)	Κόστος (€/m ³)
Θειικό αργίλιο $Al_2(SO_4)_3$	15-45	0,003-0,010
Χλωριούχος σίδηρος $FeCl_3$	30-60	0,007-0,021
Θειικός σίδηρος $Fe_2(SO_4)_3$	45-60	0,010-0,017
Χλώριο-θειικό πολυαργύλιο	15-40	0,004-0,016

Τα συνολικά λειτουργικά κόστη είναι εφικτό να μειωθούν δραστικά και η CEPT να αποτελεί μια οικονομικά αποδοτικότερη διεργασία από τη συμβατική πρωτοβάθμια καθίζηση, λαμβάνοντας υπόψη τις μειωμένες ανάγκες ενέργειας για τη παροχή αέρα στη βιολογική επεξεργασία, την αυξημένη ενδεχόμενη ανάκτηση ενέργειας μέσω της παραγωγής βιοαερίου και το γεγονός ότι υπάρχει η δυνατότητα μείωσης έως και 50% στις υποδομές μονάδας για την επεξεργασία της ίδιας παροχής συγκριτικά με τη συμβατική πρωτοβάθμια καθίζηση (Guven et al., 2019). Σε με μια πρόσφατη έρευνα στην οποία σε μια αξιολογήθηκαν το ενεργειακό ισοζύγιο και τα λειτουργικά κόστη για δύο σενάρια πρωτοβάθμιας επεξεργασίας. Το πρώτο εφαρμόστηκε συμβατική πρωτοβάθμια καθίζηση και στο δεύτερο CEPT. Όσο αναφορά τη κατανάλωσή και ανάκτηση ενέργειας, όπως φαίνεται και στο Διάγραμμα 3.2, με τη εφαρμογή της CEPT καταναλώνεται περισσότερη ενέργεια σε σχέση με τη συμβατική μέθοδο κυρίως για τις ανάγκες δοσολογίας και ανάμειξης των χημικών αντιδραστηρίων. Παρά το γεγονός αυτό όμως το συνολικό ενεργειακό ισοζύγιο είναι θετικό καθώς επιτυγχάνεται σημαντικό ποσό ανάκτησης ενέργειας μέσω της παραγωγής μεθανίου.



Διάγραμμα 3.2: Ενεργειακό ισοζύγιο για συμβατική πρωτοβάθμια καθίζηση και CEPT (Abdelrahman et al., 2023):

Η CEPT φαίνεται να είναι αποδοτικότερη διεργασία και από οικονομική πλευρά συγκριτικά με τη συμβατική καθίζηση καθώς όπως αποτυπώνεται και στο Διάγραμμα 3.3. Παρά τις επιπλέον δαπάνες που απαιτούνται για τα χημικά αντιδραστήρια, ο οικονομικός απολογισμός της CEPT στο σύνολο της ΕΕΛ είναι θετικός. Το γεγονός αυτό προκύπτει από την αυξημένη παραγωγή μεθανίου και τα αξιοσημείωτα περιβαλλοντικά οφέλη τα οποία αντισταθμίζουν τις οικονομικές επιβαρύνσεις που αφορούν το κόστος προμήθειας και ανάμειξης των χημικών αλλά και τις ανάγκες που απαιτούνται για τη θέρμανση του χωνευτή κατά τη διεργασία σταθεροποίηση της ιλύος που παράγεται. (Abdelrahman et al., 2023).



Διάγραμμα 3-3: Ανάλυση κόστους για συμβατική πρωτοβάθμια καθίζηση και CEPT (Abdelrahman et al., 2023)

Στην έρευνα στη πόλη Πόζναν της Πολωνίας που αναφέρθηκε παραπάνω εκτός από καταγραφή ποσοστών αφαίρεσης πραγματοποιήθηκε και αξιολόγηση ενεργειακών απαιτήσεων σε δύο σενάρια συμβατικής πρωτοβάθμιας επεξεργασίας και χρήση κροκιδωτικών.. Τα αποτελέσματα καταγράφονται στον Πίνακα 3.3(Budych-Gorzna et al., 2021).

Πίνακας 3.3: Ανάλυση ενεργειακής κατανάλωσης και παραγωγής δύο σεναρίων πρωτοβάθμιας επεξεργασίας σε ΕΕΛ της Πολωνίας (Budych-Gorzna et al., 2021)

Διεργασία	Παραγωγή ενέργειας από βιοαέριο (MWh/y)	Κατανάλωση ενέργειας για βιολογική απομάκρυνση αζώτου (MWh/y)	Συνολική κατανάλωση μονάδας (MWh/y)
Συμβατική πρωτοβάθμια καθίζηση	17.880	9472	24.000
CEPT	21.651	8710	23.238

Τέλος έγινε ανάλυση κόστους για το σενάριο της CEPT λαμβάνοντας υπόψη το κόστος των χημικών, τη κατανάλωση ενέργειας αλλά και την μείωση ενεργειακών απαιτήσεων στην επακόλουθη βιολογική απομάκρυνση αζώτου και τέλος τις δαπάνες για την επεξεργασία και διάθεση παραγόμενης ιλύος. Τα αποτελέσματα της συγκεκριμένης ανάλυσης καταγράφονται στον Πίνακα 3.4 (Budych-Gorzna et al., 2021).

Πίνακας 3.4: Ισοζύγιο κόστους και εξοικονόμησης του σεναρίου CEPT σε ΕΕΛ της Πολωνίας (Budych-Gorzna et al., 2021)

Κόστος/Εξοικονόμηση	Μονάδα	Σενάριο CEPT
Πρόσθετα λειτουργικά έξοδα		
Κατανάλωση κροκδιωτικών	€/έτος	232.624
Εξοικονόμηση από λειτουργικά έξοδα		
Ενεργειακή κατανάλωση στη βιολογική απομάκρυνση αζώτου	€/έτος	-65,612
Διαχείριση ιλύος	€/έτος	-507,558
Παραγωγή ενέργειας	€/έτος	-324,818
Συνολική εξοικονόμηση	€/έτος	-897,988
Ισοζύγιο κόστους και εξοικονόμησης	€/έτος	-665,364

Στον Πίνακα 3.5 παρουσιάζεται η συγκριτική αξιολόγηση της συμβατικής πρωτοβάθμιας επεξεργασίας και της CEPT με μέτρο σύγκρισης της σημαντικότερες λειτουργικές παραμέτρους (Lema and Suarez, 2017).

Πίνακας 3.5: Σύγκριση λειτουργικών παραμέτρων πρωτοβάθμιας καθίζησης με και χωρίς τη χρήση χημικών (Lema and Suarez, 2017)

Παράμετρος	Συμβατική καθίζηση	Χημικά ενισχυμένη καθίζηση
Κόστος χημικών (€/TSS που αφαιρούνται)	-	0,02-0,05 (θειικό αργίλιο) 0,08-0,15(θειικός σίδηρος)
kWh ανά TSS που αφαιρούνται	0,05-0,09	0,02-0,06
kWh ανά BOD ₅ που αφαιρείται	0,11-0,16	0,05-0,12

Η CEPT ως εναλλακτική μέθοδος πρωτοβάθμιας επεξεργασίας αξιολογήθηκε μέσω δοκιμών και σε συμβατική ΕΕΛ ενεργού ιλύος στη Γρανάδα με μέση ωριαία παροχή 3125 m³/h . Από τη μελέτη αυτή προέκυψε το συμπέρασμα ότι η εφαρμογή της συγκεκριμένης διεργασίας προσφέρει εξοικονόμηση κόστους έως και 0,86 €/m³, γεγονός που οφείλεται κατά κύριο λόγο στις μειωμένες απαιτήσεις αερισμού στο στάδιο της δευτεροβάθμιας επεξεργασίας λόγω της ανακατεύθυνσης των οργανικών ουσιών στον αναερόβιο χωνευτή. Το τελευταίο έχει επίσης ως θετικό αποτέλεσμα την αυξημένη παραγωγή μεθανίου αξιοποιήσιμου για ανάκτηση ενέργειας. Συγκεκριμένα για τη δυναμικότητα επεξεργασίας ίση με 3125 m³/h καταγράφηκε εξοικονόμηση ηλεκτρικής ενέργειας μεταξύ 335,9 – 3.688,6 kWh/d. κατά την ASP παράλληλα με παραγωγή μεθανίου που ισοδυναμεί με 910-4239,3 kWh/m³ (Checa-Fernández et al., 2024).

Παρόμοια μελέτη πραγματοποιήθηκε και σε ΕΕΛ στη Πολωνία. Συγκεκριμένα διεξάχθηκε μια σειρά από πειραματικές δοκιμές για την αξιολόγηση της απόδοσης πρωτοβάθμιας καθίζησης με την προσθήκη χημικών έπειτα από προεπεξεργασία των λυμάτων. Τα αποτελέσματα αξιολόγησης κόστους καταγράφονται στον Πίνακα 3.6 (Muszyński-Huhajło et al., 2018).

Πίνακας 3.6: Ανάλυση κόστους εφαρμογής CEPT σε ΕΕΛ στη Πολωνία (Muszyński-Huhajło et al., 2018)

Χημικό αντιδραστήριο	Δόση	Κόστος		Εξοικονόμηση κόστους		Ολικό ισοζύγιο
		Διάθεση ιλύος	Κόστος χημικών	Μείωση στις απαιτήσεις αερισμού	Παραγωγή ενέργειας	
	mg/l	€/1000m ³ λύματος				
FeCl ₃	10	0,4	7,05	7,98	10,09	10,62
	20	7,78	14,11	10,8	13,67	2,58
	40	9,87	28,21	12,43	15,72	-9,93
	60	9,8	42,32	13,63	17,24	-21,25
	80	15,30	56,43	15,25	19,3	-37,18
	100	27,65	70,54	16,8	21,26	-60,12
AlCl ₃	10	0,67	18,19	8,68	10,99	0,81
	20	11,54	36,39	12,43	15,72	-19,78
	40	18,93	72,78	15,04	19,03	-57,64
	60	20,54	109,16	15,39	19,47	-94,83
	80	23,62	145,55	15,53	19,65	-133,99
	100	28,86	181,94	15,74	19,92	-175,13
FeCl ₃ + πολυηλεκτρολύτης	10	3,36	8,04	9,88	12,51	10,99
	20	5,23	15,1	10,31	13,04	3,02
	40	13,02	29,2	12,71	16,08	-13,44
	60	17,45	43,31	13,84	17,51	-29,41
	80	22,28	57,42	15,53	19,65	-44,51
	100	24,16	71,53	16,94	21,44	-57,3

Μελέτη αξιολόγησης κόστους κατά την εφαρμογή της διεργασίας CEPT πραγματοποιήθηκε σε μεγάλη ΕΕΛ στην Κίνα, συνολικής δυναμικότητας 1.200.00 m³/d. Εξαιτίας της προσθήκης χημικών προέκυψαν επιπλέον ετήσιες οικονομικές επιβαρύνσεις ίσες με 4,14×10⁶ €. Από αντίστοιχη μελέτη στο Μεξικό σε ΕΕΛ

δυναμικότητας $4,49 \times 10^5 \text{ m}^3/\text{d}$ προέκυψε επιπλέον λειτουργικό κόστος λόγω της εφαρμογής CEPT ίσο με $3,68 \times 10^6 \text{ €}$ (Gu and Liu, 2020).

Όπως αναφέρθηκε, η επιλογή βέλτιστης δόσης χημικού αντιδραστηρίου είναι μια από τις πιο σημαντικές παραμέτρους που καθορίζουν την απόδοση της CEPT. Από τα αποτελέσματα του Πίνακα 3.6 είναι κατανοητό ότι η εφαρμογή χαμηλών δόσεων χημικών καθιστά την χημική ενίσχυση πρωτοβάθμιας καθίζησης οικονομικά αποδοτική διεργασία. Το γεγονός αυτό οφείλεται στο σημαντικό κόστος χημικών σε συνδυασμό με το κόστος διάθεσης ιλύος, η παραγωγή της οποίας αυξάνεται με την εφαρμογή της CEPT. Σημαντικοί παράγοντες είναι επίσης η μείωση ενεργειακής απαίτησης κατά τη διεργασία του αερισμού αλλά και η αυξημένη παραγωγή ενέργειας (Muszyński-Huhajło et al., 2018).

3.2.2 Μικροκοσκίνιση

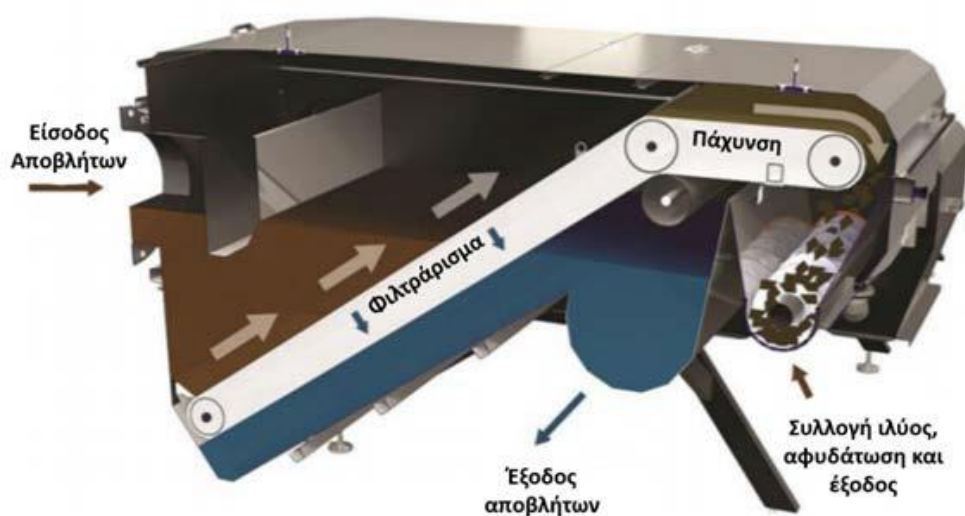
Τα μικροκόσκινα είναι αυτοκαθαριζόμενες μονάδες απομάκρυνσης στερεών οι οποίες αποσκοπούν στην ενισχυμένη αφαίρεση αιωρούμενων στερεών μέσω διήθησης με κινητήρια δύναμη τη βαρύτητα και στοχεύουν στη μείωση των απαιτήσεων ενέργειας στο στάδιο της βιολογική επεξεργασίας και τη βελτιστοποίηση της παραγωγής βιοαερίου με αποτέλεσμα τη παραγωγή ενέργειας. Τα δύο τελευταία επιτυγχάνονται με τη μείωση οργανικού φορτίου που εισέρχεται στον βιοαντιδραστήρα και την ανακατεύθυνση του σε αναερόβιους χωνευτές για τη παραγωγή βιοαερίου (Alizadeh et al., 2023). Εξίσου σημαντικά πλεονεκτήματα που παρουσιάζει αυτή η τεχνολογία συγκριτικά με τη συμβατική καθίζηση είναι ο χαμηλός χρόνος παραμονής του αποβλήτου μέσα στη μονάδα αλλά και η ικανότητα με βάση τη κατασκευή τους να πραγματοποιηθεί πάχυνση ή/και αφυδάτωση σε μία μονάδα. Συγκεκριμένα η διεργασία επιτυγχάνεται μέσα σε μερικά λεπτά σε αντίθεση με τη συμβατική καθίζηση όπου απαιτούνται 1-2 ώρες (Boutros, 2022; Lema and Suarez, 2017). Η επιλογή του κατάλληλου συστήματος εξαρτάται από αρκετούς παράγοντες όπως η χωρητικότητα της εκάστοτε ΕΕΛ, την παροχή εισόδου και τα χαρακτηριστικά της και την επιθυμητή ποιότητα εκροής πρωτοβάθμιας επεξεργασίας (Alizadeh et al., 2023; Lema and Suarez, 2017). Τα συστήματα μικροκοσκίνισης σε βιομηχανική κλίμακα είναι τα εξής:

- Φίλτρα Περιστρεφόμενου Ιμάντα (Rotating Belt Filter, RBF)
- Φίλτρο Δίσκου (Disc Filter, DF)
- Φίλτρο Περιστρεφόμενου Τύμπανου (Rotating Drum Filter, RDF)

RBF

Πρόκειται για ένα σύστημα μικροκοσκίνισης που αποτελείται από ένα λεπτό πλέγμα προσκολλημένο σε έναν περιστρεφόμενο ιμάντα τοποθετημένο σε κλίση. Το υγρό απόβλητο εισέρχεται στο σύστημα και διαπερνά μέσω από τον περιστρεφόμενο ιμάντα με αποτέλεσμα να γίνεται κατακράτηση των στερεών από το πλέγμα. Το διήθημα εκρέει μέσω της βαρύτητας στο σημείο εκροής προς περεταίρω επεξεργασία. Προκειμένου να αποφευχθεί το πρόβλημα έμφραξης του φίλτρου και να μειωθεί η απόδοση της μονάδας τοποθετείται στο πάνω μέρος του ένα σύστημα αυτόματου καθαρισμού. Επίσης υπάρχει η δυνατότητα ρύθμισης της ταχύτητας του περιστρεφόμενου δίσκου ανάλογα με τη παροχή εισόδου με σκοπό να μην υπάρξει υπερχειλίση. Τα βιοστερεά που παράγονται από τα RBFs έχουν περιεκτικότητα σε

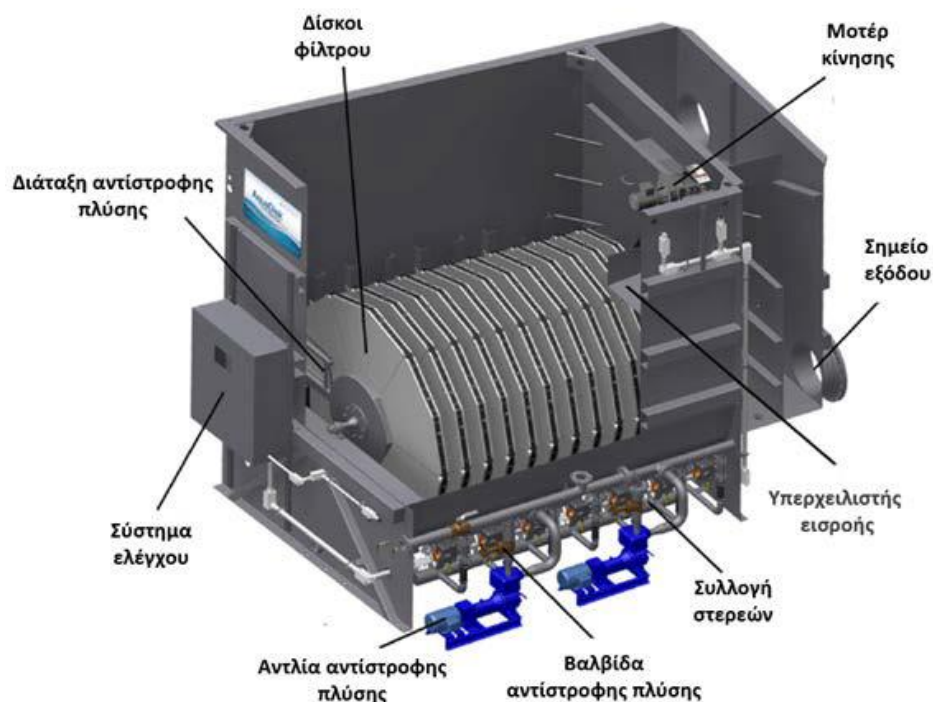
στερεά άνω του 30% (Lema and Suarez, 2017). Ένα σύστημα μικροκοσκίνισης τύπου RBF παρουσιάζεται στην Εικόνα 3.1.



Εικόνα 3.1: Σύστημα μικροκοσκίνισης με φίλτρο περιστρεφόμενου ιμάντα (RBF) (Franchi and Santoro, 2015)

DF

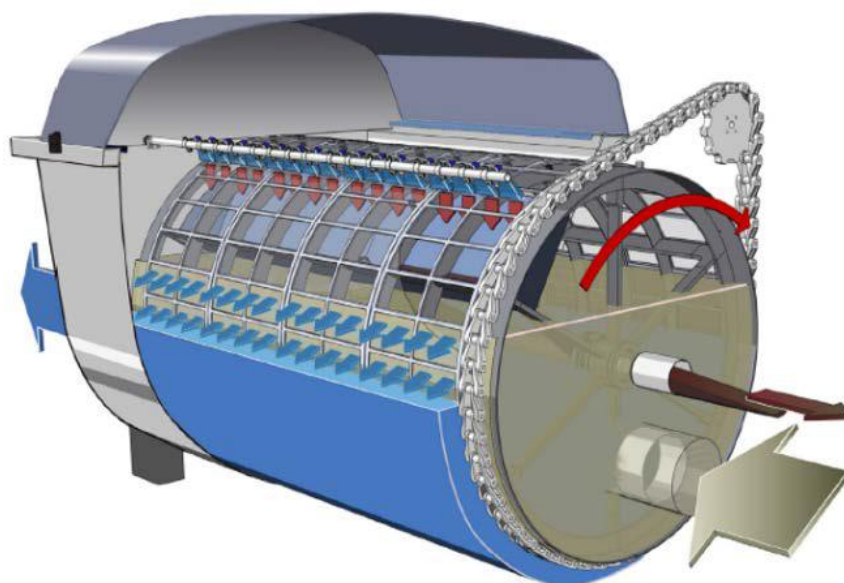
Τα DFs αποτελούνται από μια σειρά κάθετων περιστρεφόμενων δίσκων οι οποίοι περιέχουν κόσκινα με ανοίγματα από 20 έως 35 μm . Το υγρό απόβλητο εισέρχεται μέσα στο σύστημα από το κεντρικό κανάλι, διαπερνά το φίλτρο και τα στερεά κατακρατούνται από κόσκινο. Υπό κανονικές συνθήκες το 60-70% της επιφάνειας του φίλτρου είναι βυθισμένο στο νερό προκειμένου να περιστρέφονται οι δίσκοι. Όταν προκύψει συσσώρευση των στερεών στο φίλτρο παρατηρείται πιο έντονη αντίσταση στη ροή ή πτώση πίεσης. Σε αυτή τη περίπτωση πραγματοποιείται καθαρισμός του φίλτρου με τη διαδικασία της αντίστροφης πλύσης (Thecobanoglous et al., 2003). Ένα σύστημα μικροκοσκίνισης τύπου DF παρουσιάζεται στην Εικόνα 3.2.



Εικόνα 3.2: Σύστημα μικροκοσκίνησης με φίλτρο δίσκου (DF) (Franchi and Santoro, 2015)

RDF

Παρόμοια λειτουργία με αυτή του DF. Το σύστημα αυτό περιλαμβάνει ένα περιστρεφόμενο τύμπανο στο οποίο είναι ενσωματωμένο κόσκινο με μέγεθος ανοιγμάτων από 100 έως 500 μm . Το υγρό απόβλητο εισέρχεται στο εσωτερικό του συστήματος μέσω βαρύτητας και τα στερεά κατακρατούνται από το φίλτρο. Η στάθμη του νερού σταδιακά αυξάνεται λόγω της έμφραξης του φίλτρου με αποτέλεσμα όταν συμβεί αυτό να ξεκινάει η διαδικασία της αντίστροφης πλύσης προς αποφυγή της μείωσης της αποδοτικότητας του συστήματος (Thcobanoglous et al., 2003). Ένα σύστημα μικροκοσκίνησης τύπου RDF παρουσιάζεται στην Εικόνα 3.3.



Εικόνα 3.3: Σύστημα μικροκοσκίνισης με φίλτρο περιστρεφόμενου τυμπάνου (RDF) (Franchi and Santoro, 2015)

Μια πιλοτική μονάδα μικροκοσκίνισης τύπου RBF έχει εγκατασταθεί στην ΕΕΛ του Ρεθύμνου, Κρήτης για τις ανάγκες μιας καινοτόμου έρευνας. Η εν λόγω μονάδα απεικονίζεται στην Εικόνα 3.4.



Εικόνα 3.4: Σύστημα μικροκοσκίνισης εγκατεστημένο σε ΕΕΛ του Ρεθύμνου, Κρήτης (Μάναλη, 2023)

Στον Πίνακα 3.7 που ακολουθεί παρουσιάζονται οι σημαντικότεροι παράμετροι λειτουργίας των συστημάτων μικροκοσκίνισης, όπως η ικανότητα απομάκρυνσης και η ενεργειακή κατανάλωση.

Πίνακας 3.7: Παράμετροι λειτουργίας συστημάτων μικροκοσκίνισης (Lema and Suarez, 2017; Schmidt and Schubert, 2018)

Σύστημα μικροκοσκίνισης	Κατανάλωση ενέργειας (kWh/m ³)	Απαιτήσεις σε επιφάνεια	Αφαίρεση BOD ₅ (%)	Αφαίρεση TSS (%)	Αφαίρεση COD (%)
RBF	0,037-0,056	Μικρές	15-30	40-60	15-40
RDF-DF	0,005-0,03	Μικρές	15-30	40-60	55

Τα ποσοστά αφαίρεσης που καταγράφονται με τη μέθοδο της μικροκοσκίνισης κυμαίνονται, ανάλογα με το σύστημα, το μέγεθος ανοίγματος των πόρων και τις συγκεντρώσεις εισόδου, μεταξύ 40 και 60% για TSS και 15 με 30% για BOD₅ (Lema and Suarez, 2017). Τα ποσοστά αυτά είναι παρόμοια με αυτά που καταγράφονται κατά τη πρωτοβάθμια καθίζηση. Ένα σύστημα RBF εγκατεστημένο σε ΕΕΛ στη Καλιφόρνια

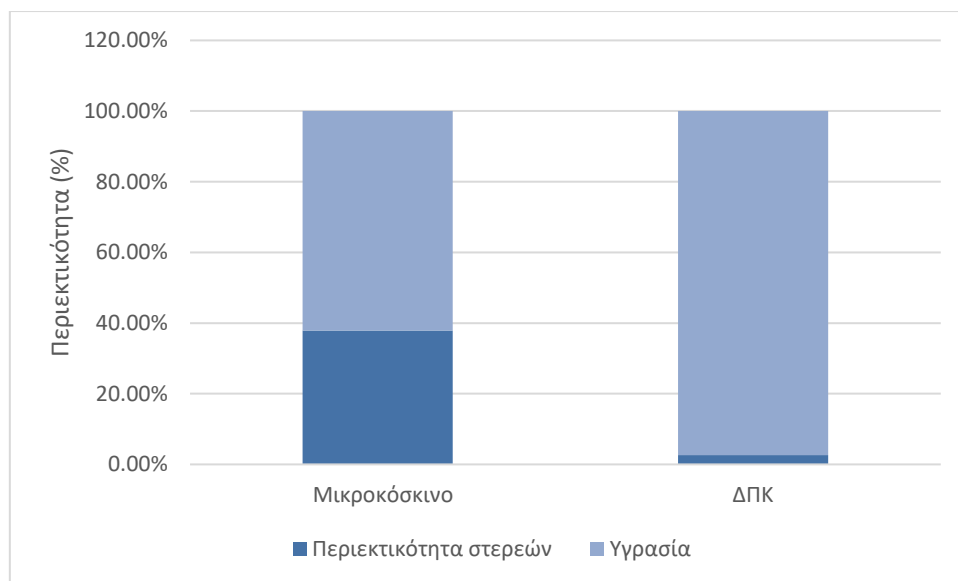
με μέγεθος ανοίγματος πόρων 350 μm κατέγραψε ποσοστό αποτελεσματικής αφαίρεσης TSS από 35-65% χωρίς κάποια προσθήκη χημικών (Alizadeh et al., 2023). Η πρωτοβάθμια ιλύς που παράγεται από η μικροκοσκίνιση χαρακτηρίζονται από υψηλότερα ποσοστά συγκέντρωσης στερεών σε σχέση με εκείνη που προέρχεται από τη συμβατική πρωτοβάθμια καθίζηση. Στον Πίνακα 3.8 καταγράφονται τα χαρακτηριστικά της πρωτοβάθμιας ιλύος που συλλέχθηκε από ένα σύστημα RBF και μια ΔΠΚ εγκατεστημένα σε ΕΕΛ στον νοτιοδυτικό Καναδά (Sarathy et al., 2015).

Πίνακας 3.8: Χαρακτηριστικά στερεών ανάλογα με τη μέθοδο απομάκρυνσης τους από τα αστικά υγρά απόβλητα (Sarathy et al., 2015)

	TS(%)	VS(%)	$\frac{VS}{TS}$
RBF	3,13	2,83	0,91
ΔΠΚ	2,7	2,38	0,88

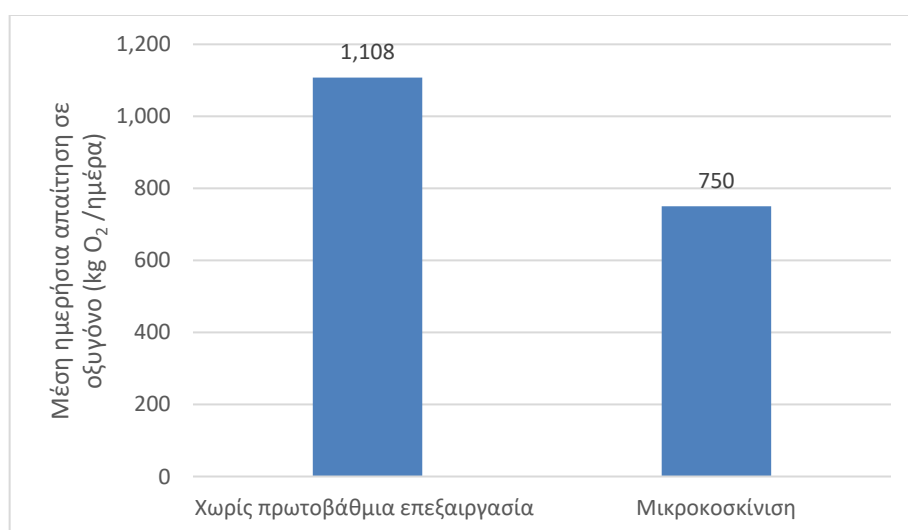
Από τα αποτελέσματα του Πίνακα 3.8 φαίνεται ότι η ιλύς προερχόμενη από τον διαχωρισμό με RBF έχει αυξημένη περιεκτικότητα στερεών, γεγονός που οφείλεται στην ταυτόχρονη πάχυνση και αφυδάτωση της πρωτοβάθμιας ιλύος πριν αυτή εξέλθει από το σύστημα και οδηγηθεί προς περαιτέρω επεξεργασία. Σε αντίθεση με τη συμβατική επεξεργασία υγρών αποβλήτων όπου η πάχυνση και η αφυδάτωση της συλλεγόμενης ιλύος πραγματοποιείται ξεχωριστά στη γραμμή επεξεργασίας ιλύος. Από τον παραπάνω πίνακα παρατηρείται επίσης μεγαλύτερη αναλογία πτητικών στερεών προς τα ολικά στερεά στη ιλύς που παράγεται από το μικροκόσκινο συγκριτικά με τη πρωτοβάθμια καθίζηση (Sarathy et al., 2015). Το συμπέρασμα που βγαίνει με βάση όλα τα παραπάνω είναι πως με την εφαρμογή της τεχνολογίας της μικροκοσκίνισης είναι εφικτό να παραχθεί μεγαλύτερη ποσότητα μεθανίου (άρα και μεγαλύτερη παραγωγή ενέργειας) καθώς στον αναερόβιο χωνευτή διοχετεύονται μεγαλύτερα οργανικά φορτία (Sarathy et al., 2015).

Επεξεργάστηκαν δεδομένα από την ΕΕΛ των Χανίων όπου εφαρμόζεται συμβατική πρωτοβάθμια καθίζηση και από την ΕΕΛ Ρεθύμνου όπου έχει εγκατασταθεί ένα πειραματικό μικροκόσκινο με μέγεθος ανοίγματος πόρων 350 μm . Από τη διεξαγωγή πειραμάτων προέκυψε ότι η ιλύς που παράγεται κατά τη μικροκοσκίνιση χαρακτηρίζεται περιεκτικότητα στερεών 37,9% ενώ η αντίστοιχη τιμή για τη συμβατική πρωτοβάθμια καθίζηση είναι 2,6%, όπως αποτυπώνεται και στο Διάγραμμα 3.4. Η χαμηλή υγρασία στη περίπτωση του μικροκόσκινου οφείλεται στην αφυδάτωση της ιλύος κατά την έξοδο της από το σύστημα (Odirile et al., 2021).



Διάγραμμα 3.4: Περιεκτικότητα στερεών και υγρασίας ιλύος από μικροκόσκινο και ΔΠΚ (Odirile et al., 2021)

Σε αντίθεση με τη περιεκτικότητα στερεών, η αναλογία πτητικών στερεών προς ολικά στερεά έχει παρόμοια τιμή και για τις δύο μεθόδους πρωτοβάθμιας επεξεργασίας (0,83 για μικροκοσκίνιση και 0,79 για συμβατική καθίζηση), γεγονός που οδηγεί σε σχεδόν ίσες τιμές παραγωγής βιοαερίου σε χρονική περίοδο 30 ημερών (442,3 mL βιοαερίου/g VS για πρωτοβάθμια ιλύ και 434,7 mL βιοαερίου/g VS για ιλύ προερχόμενη από επεξεργασία με μικροκόσκινο) (Odirile et al., 2021). Έρευνα που εστιάζει στην βελτιστοποίηση του ενεργειακού προφίλ ΕΕΛ μέσα μικροκοσκίνιση πραγματοποιήθηκε σε ΕΕΛ στη βόρεια Ολλανδία με μέση ημερήσια παροχή $6 \times 10^3 \text{ m}^3$. Σε χρονική περίοδο 30 ημερών αξιολογήθηκε η επίδραση της μικροκοσκίνισης στις απαιτήσεις οξυγόνου στον βιοαντιδραστήρα συγκριτικά με τις απαιτήσεις αυτές χωρίς πρωτοβάθμια επεξεργασία. Τα αποτελέσματα διακρίνονται στο Διάγραμμα 3.5 (Pasini et al., 2021).

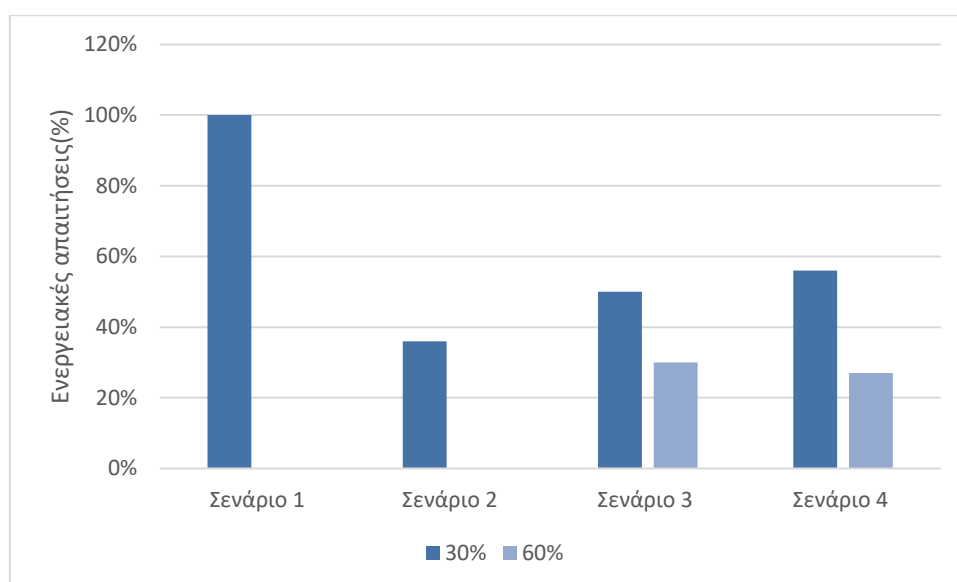


Διάγραμμα 3.5: Μέση ημερήσια ποσότητα οξυγόνου που απαιτείται στον βιοαντιδραστήρα σε σχέση με τη πρωτοβάθμια επεξεργασία (Pasini et al., 2021).

Οι Pasini et al., 2021 ανέπτυξαν τέσσερα σενάρια ενεργειακής αξιολόγησης και σύγκρισης διαφορετικών μεθόδων πρωτοβάθμιας επεξεργασίας σε μια ΕΕΛ χωρητικότητας 38.000 m³/d:

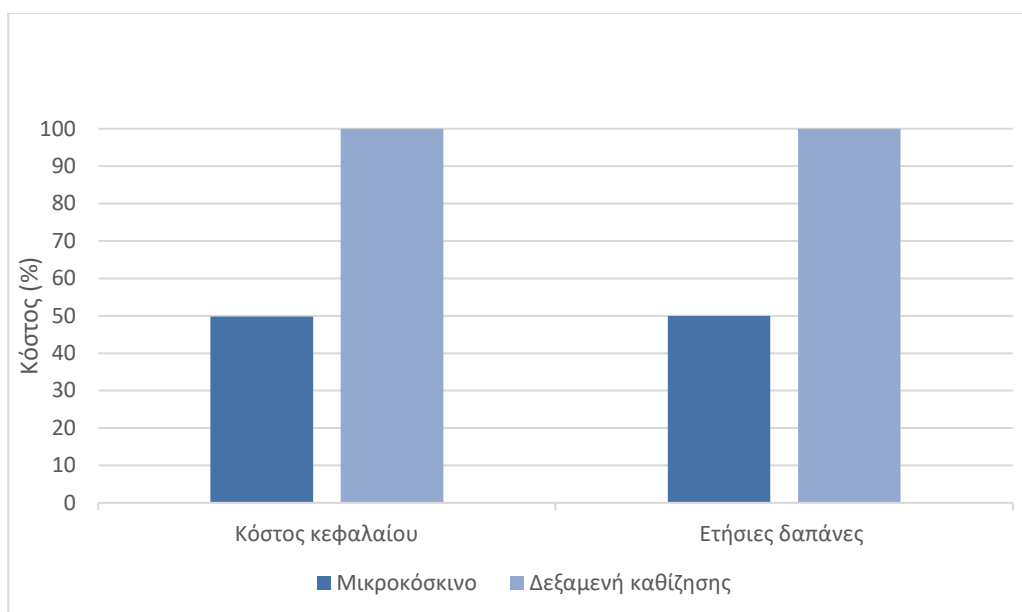
- Σενάριο 1: Χωρίς πρωτοβάθμια επεξεργασία
- Σενάριο 2: Συμβατική πρωτοβάθμια καθίζηση
- Σενάριο 3: Συνδυασμός συμβατικής καθίζησης και συστήματος RBF
- Σενάριο 4: RBF

Αρχικά πραγματοποιήθηκε σύγκριση μεταξύ του 1^{ου} και του 4^{ου} σεναρίου όπου βρέθηκε μείωση στις απαιτήσεις ενέργειας κατά 44% και 73% για ποσοστό μείωσης TSS 30% και 60% αντίστοιχα. Αυτό το αποτέλεσμα έχει επίδραση και στο κόστος αερισμού όπου παρατηρείται μείωση κατά 22% για ποσοστό αφαίρεσης 30% των TSS και 36% για ποσοστό αφαίρεσης 60% των TSS (Pasini et al., 2021). Τα αποτελέσματα της μελέτης αποτυπώνονται συνοπτικά στο Διάγραμμα 3.6.



Διάγραμμα 3.6: Σύγκριση ενεργειακής κατανάλωσης για διαφορετικές μεθόδους πρωτοβάθμιας επεξεργασίας (Pasini et al., 2021)

Η τεχνολογία της μικροκοσκίνησης χαρακτηρίζεται από χαμηλές απαιτήσεις σε επιφάνεια (10 έως 20% της επιφάνειας που καταλαμβάνουν οι ΔΠΚ). Το κόστος κεφαλαίου όπως και το ανθρακικό αποτύπωμα ενός τυπικού συστήματος μικροκοσκίνησης είναι χαμηλότερο συγκριτικά με τα αντίστοιχα της πρωτοβάθμιας καθίζησης. Η υπηρεσία ελέγχου ρύπανσης της Νορβηγίας πραγματοποίησε μια συγκριτική αξιολόγηση κόστους μεταξύ συστημάτων μικροκοσκίνησης και ΔΠΚ με σκοπό τον προσδιορισμό της πιο οικονομικά αποδοτικής μεθόδου επεξεργασίας. Τα συμπεράσματα που προέκυψε ήταν ότι η επιλογή της μικροκοσκίνησης ως πρωτοβάθμια επεξεργασία αστικών λυμάτων εξοικονομεί γύρω στο 50% τόσο στο κόστος κεφαλαίου όσο και στις συνολικές ετήσιες δαπάνες σε μια ΕΕΛ. Αυτό αποτυπώνεται και στο Διάγραμμα 3.7 παρακάτω.



Διάγραμμα 3.7: Σύγκριση κόστους ανάμεσα σε σύστημα μικροκοσκίνισης και δεξαμενή καθίζησης (Salsnes, 2016)

Σε ΕΕΛ δυναμικότητας 36.000 m³/d αξιολογήθηκε η επίδραση της εφαρμογής απομάκρυνσης στερεών με ένα σύστημα RBF στις ενεργειακές απαιτήσεις των μετέπειτα διεργασιών. Τα σενάρια που αναπτύχθηκαν ήταν η μη απομάκρυνση στερεών και η απομάκρυνση στερεών με RBF. Στον Πίνακα 3.9 καταγράφονται οι ενεργειακές απαιτήσεις του εκάστοτε σεναρίου (Franchi and Santoro, 2015).

Πίνακας 3.9: Απαιτήσεις σε ενέργεια ανά μέθοδο επεξεργασίας με και χωρίς την εφαρμογή RBF σε ΕΕΛ μεσαίας κλίμακας (Franchi and Santoro, 2015)

Χαρακτηριστικά ΕΕΛ				
Συγκέντρωση BOD ₅ στην εισροή (mg/L)	250			
Ποσοστό απομάκρυνσης BOD ₅ μέσω RBF (%)	30			
Συγκέντρωση TSS στην εισροή (mg/L)	250			
Ποσοστό απομάκρυνσης TSS μέσω RBF (%)	30			
Δυναμικότητα ΕΕΛ (m ³ /d)	36.000			
Τύπος Χώνευσης	Αερόβια		Αναερόβια	
Τύπος πρωτοβάθμιας επεξεργασίας	Χωρίς RBF	Με RBF	Χωρίς RBF	Με RBF
Ενέργεια που καταναλώνεται (kWh/d)				
RBF	-	64	-	64
Αερισμός	15675	10973	15675	10973
Ανακυκλοφορία ιλύος	423	423	423	423
Πάχυνση με επίπλευση	1805	1264	1805	1264
Αφυδάτωση	384	-	384	-
Χώνευση	6850	6850	1400	1400
Απολύμανση	27	27	27	27
Σύνολο ενέργεια που καταναλώνεται (kWh/d)				
Πρωτοβάθμια επεξεργασία	0	64	0	64
Δευτεροβάθμια επεξεργασία	16098	11396	16098	11396

Σύνολο επεξεργασίας ιλύος	9039	8114	3589	2664
Συνολικά	25164	19600	19714	14150
Ποσοστό εξοικονόμησης ενέργειας (%)				
Από δευτεροβάθμια επεξεργασία	19		24	
Από επεξεργασία ιλύος	4		5	
Σύνολο	22		28	

Σε μεσαίας κλίμακας ΕΕΛ στην Ολλανδία με μέση ωριαία παροχή εισροής 4.160 m³ έχει εγκατασταθεί ένα σύστημα RBF με σκοπό την ανάκτηση ίνας κυτταρίνης για εμπορευματοποίηση. Οι ίνες κυτταρίνης που εμπεριέχονται στα αστικά υγρά απόβλητα προέρχονται κατά κύριο λόγο από χαρτί τουαλέτας και αποτελούν το 30% των TSS και το 25-40% του COD στην εισροή. Κατά την επεξεργασία των λυμάτων με RBF καταγράφηκε μείωση στη παραγωγή ιλύος της τάξεως του 35%, μείωση στις απαιτήσεις ενέργειας για αερισμό μέχρι και 20% και τέλος μείωση στο αποτύπωμα του διοξειδίου του άνθρακα κατά 15%. Στην ίδια μελέτη πραγματοποιήθηκε και οικονομική αξιολόγηση του συστήματος RBF.

Για μικρές έως μεσαίας κλίμακας ΕΕΛ (δυναμικότητας περίπου 50.00 Ι.Κ) εκτιμάται ότι το κόστος κεφαλαίου είναι 18 €/Ι.Κ. Παράλληλα σημειώνεται εξοικονόμηση κόστους λειτουργίας περίπου 0,5 €/Ι.Κ. Το τελευταίο οφείλεται κυρίως στις μειωμένες καταναλώσεις ενέργειας για αερισμό και στην μειωμένη παραγωγή ιλύος προς επεξεργασία και διάθεση (Akyol et al., 2022).

Σε ΕΕΛ στη πόλη Τρόμσο στη Νορβηγία πραγματοποιήθηκε μια σειρά από πειράματα επεξεργασίας των υγρών αποβλήτων με RBF με σκοπό την αξιολόγηση της διεργασίας. Κατά τη διάρκεια της πειραματικής διαδικασίας συλλέχθηκαν 19 δείγματα λυμάτων τα οποία είχαν μέση συγκέντρωση εισροής 331 mg/L TSS και 176 mg/L BOD₅. Στην εκροή του συστήματος RBF οι μέσες συγκεντρώσεις που καταγράφηκαν ήταν 34 mg/L TSS και 36 mg/L BOD₅. Οι τιμές αυτές αντιστοιχούν σε ποσοστό απομάκρυνσης 90% και 80% για TSS και BOD₅ αντίστοιχα (Mannina et al., 2018).

Αντίστοιχη έρευνα έχει πραγματοποιηθεί σε ΕΕΛ στη πόλη Άρενταλ της Νορβηγίας, όπου ο στόχος ήταν η αναβάθμιση της δυναμικότητας της ΕΕΛ από 45.000 Ι.Κ σε 80.000 Ι.Κ. Για να επιτευχθεί αυτό έγινε εγκατάσταση RBF στην υφιστάμενη ΕΕΛ. Η συγκέντρωση των εισερχόμενων στερεών στο σύστημα ήταν 234 mg/L TSS, ενώ στην εκροή του συστήματος ήταν 95 mg/L TSS. Η εξοικονόμηση κόστους από τις μικρότερες απαιτήσεις σε επιφάνεια και καλύτερη αξιοποίηση χώρου αλλά και από τη μεγαλύτερη παραγωγή ηλεκτρικής ενέργειας εντός της ΕΕΛ ήταν περίπου 1,8 εκατομμύρια € (Salsnes, 2024).

Μελέτη αξιολόγησης συστήματος μικροκοσκίνισης για την επεξεργασία λυμάτων πραγματοποιήθηκε και στην Ολλανδία. Σε δύο ΕΕΛ έχει εγκατασταθεί μικροκόσκινο τύπου RBF με μέγεθος ανοίγματος πόρων 350μm. Τα αποτελέσματα της μελέτης παρουσιάζονται στον Πίνακα 3.10 (Taboada-Santos et al., 2019a).

Πίνακας 3.10: Αποτελέσματα πειραμάτων αξιολόγησης συστήματος μικροκόσκινισης σε δυο ΕΕΛ στην Ολλανδία (Taboada-Santos et al., 2019a).

Υπό μελέτη ΕΕΛ	ΕΕΛ	ΕΕΛ
Μέση ωριαία παροχή (m ³ /h)	1.600	2.600
Μέση συγκέντρωση εισροής TSS (mg/l)	320	275
Μέση συγκέντρωση εκροής TSS (mg/l)	160	145
Ποσοστό απομάκρυνσης TSS (%)	50	50
Μέση συγκέντρωση εισροής COD _{total} (mg O ₂ /l)	680	600
Μέση συγκέντρωση εκροής COD _{total} (mg O ₂ /l)	440	470
Ποσοστό απομάκρυνσης COD _{total} (%)	37	22
Χρήση χημικών	OXI	OXI

Όπως προαναφέρθηκε, η αποτελεσματική απομάκρυνση στερεών κατά το στάδιο της πρωτοβάθμιας επεξεργασίας είναι μια από τις πιο αξιόπιστες στρατηγικές επίτευξης του στόχου της ενεργειακής αυτονομίας των ΕΕΛ καθώς και της μετρίασης των εκπομπών αερίων του θερμοκηπίου από μια ΕΕΛ (Wan et al., 2016). Η ενισχυμένη απομάκρυνση του οργανικού κλάσματος επιτυγχάνει αξιοσημείωτη μείωση στις ανάγκες αερισμού της επερχόμενης δευτεροβάθμιας επεξεργασίας υγρών αποβλήτων (Lema and Suarez, 2017). Ακόμα, υπάρχει η δυνατότητα ανακατεύθυνσης του οργανικού φορτίου στον αναερόβιο χωνευτή με σκοπό την αύξηση της παραγωγής βιοαερίου για ανάκτηση ενέργειας. Κατά τη συμβατική επεξεργασία ένα μεγάλο μέρος της ενσωματωμένης ενέργειας στα υγρά απόβλητα χάνεται χωρίς να μπορεί να αξιοποιηθεί καθώς η οργανική ύλη οξειδώνεται σε διοξείδιο του άνθρακα (Gu and Liu, 2020). Στον Πίνακα 3.11 πραγματοποιείται σύγκριση ανάμεσα στη συμβατική πρωτοβάθμια επεξεργασία, στη CEPT και στη μικροκοσκίνιση.

Πίνακας 3.11: Συγκριτικός συσχετισμός συμβατικής πρωτοβάθμιας επεξεργασίας, CEPT και μικροκοσκίνισης

Παράμετρος	Συμβατική πρωτοβάθμια επεξεργασία	CEPT	Μικροκοσκίνιση
Απαιτήσεις σε επιφάνεια	Υψηλές (Jenkins, 2014b)	Χαμηλότερες, έως και 50% της επιφάνειας της ΔΠΚ (Shewa and Dagnew, 2020)	Μικρές, 10-20% της επιφάνειας της ΔΠΚ (Salsnes, 2016)
Επίδραση στις απαιτήσεις αερισμού	Υψηλές, λόγω της αναποτελεσματικής απομάκρυνσης οργανικού φορτίου από την είσοδο στον βιοαντιδραστήρα (Lema and Suarez, 2017)	Χαμηλότερες, έως και 50% λόγω της αποτελεσματικής ανακατεύθυνσης οργανικού φορτίου (Jenkins, 2014b)	Χαμηλές, λόγω της παρεμπόδισης του αργά βιοαποικοδομήσιμου οργανικού κλάσματος να εισέλθει στον βιοαντιδραστήρα (Ruiken et al., 2013)
Απομάκρυνση TSS (%)	50-65 (Thcobanoglous et al., 2003)	60-90 (De Feo et al., 2012)	40-60 (Schmidt and Schubert, 2018)

Απομάκρυνση BOD ₅ (%)	25-40 (Thcobanoglous et al., 2003)	40-80 (De Feo et al., 2012)	15-30 (Schmidt and Schubert, 2018)
Απομάκρυνση COD (%)	25-35	30-70	15-55 (Schmidt and Schubert, 2018)
Ενέργεια (kWh/m ³)	0,03 (Taboada-Santos et al., 2019a)	0,07-0,14 (Taboada-Santos et al., 2019a)	0,04-0,4 (Schmidt and Schubert, 2018)
Κόστος	Υψηλό κόστος για τη κατασκευή δεξαμενών Σχετικά χαμηλό κόστος λειτουργίας και συντήρησης (Lema and Suarez, 2017)	Εξοικονόμηση κόστους λόγω μικρότερου απαιτούμενου όγκου δεξαμενής Υψηλό κόστος για τη παροχή και ανάδευση χημικών (Lema and Suarez, 2017)	Έως και 50% χαμηλότερο απαιτούμενο κόστος για κατασκευή Χαμηλό κόστος λειτουργίας και συντήρησης Εξοικονόμηση κόστους χάρη στην ικανότητα πάχυνσης ή/και αφυδάτωσης των στερεών κατά την έξοδο από το σύστημα (Salsnes, 2016)
Ανάκτηση ενέργειας	Μέτρια	Υψηλότερη λόγω της ανακατεύθυνσης οργανικού κλάσματος στον αναερόβιο χωνευτή για παραγωγή μεθανίου (Schmidt and Schubert, 2018)	Υψηλότερη λόγω της ανακατεύθυνσης οργανικού κλάσματος στον αναερόβιο χωνευτή για παραγωγή μεθανίου (Schmidt and Schubert, 2018)
Παραγωγή ιλύος	Σχετικά χαμηλή (Lema and Suarez, 2017)	Υψηλότερη εξαιτίας της αυξημένης αφαίρεσης στερεών (Ansari and Farzadkia, 2022)	Υψηλότερη εξαιτίας της αυξημένης αφαίρεσης στερεών (Gupta et al., 2018)

Το συμπέρασμα που προκύπτει είναι ότι η συμβατική πρωτοβάθμια επεξεργασία είναι αναποτελεσματική τόσο στην ελαχιστοποίηση των απαιτήσεων αερισμού όσο και στη ανάκτηση ενέργειας ικανή να καλύψει ένα σημαντικό ποσοστό αν όχι όλες τις ενεργειακές απαιτήσεις σε μια ΕΕΛ. Η CEPT αν και επιτυγχάνει υψηλά ποσοστά απομάκρυνσης και παραγωγής βιοαερίου, χαρακτηρίζεται από σημαντικά κόστη προμήθειας χημικών αντιδραστηρίων. Ακόμα οι ποσότητες παραγόμενης ιλύος είναι αυξημένες. Όπως έχει επιβεβαιωθεί από μελέτες όμως η εφαρμογή της συγκεκριμένης διεργασίας μπορεί να είναι οικονομικά ωφέλιμη λαμβάνοντας υπόψη κυρίως τη μειωμένη ενεργειακή κατανάλωση κατά τη διεργασία του αερισμού αλλά και την αξιοσημείωτη ανάκτηση ενέργειας μέσω της αξιοποίησης του παραγόμενου βιοαερίου. Η μέθοδος της μικροκοσκίνισης φαίνεται να είναι η πιο αποδοτική. Όχι μόνο οι ενεργειακές της απαιτήσεις είναι χαμηλές αλλά μειώνει κατά ένα σημαντικό ποσοστό την ενεργειακή κατανάλωση στις διεργασίες που ακολουθούν. Συγκεκριμένα μειώνονται δραστικά οι απαιτήσεις αερισμού καθώς και ελαχιστοποιείται η ενεργειακή κατανάλωση στη γραμμή επεξεργασίας ιλύος χάρη στην ικανότητα πάχυνσης ή/και αφυδάτωσης της παραγόμενης ιλύος κατά την έξοδο από το σύστημα μικροκοσκίνισης. Τέλος όσο αναφορά το κόστος, έχει διαπιστωθεί ότι συγκριτικά με τη συμβατική επεξεργασία η μικροκοσκίνιση χαρακτηρίζεται από κόστος κεφαλαίου αλλά και λειτουργίας, σε ποσοστό ίσο με 50% κατά μέσο όρο.

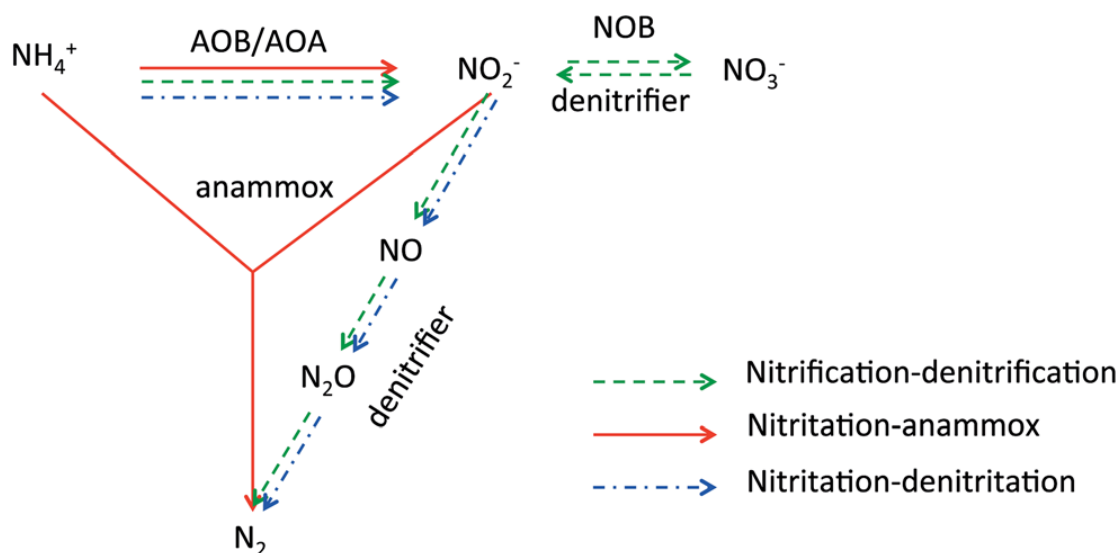
3.2 Δευτεροβάθμια επεξεργασία

Η συμβατική ASP καταναλώνει σημαντικά ποσά ηλεκτρικής ενέργειας τα οποία κυμαίνονται μεταξύ 0,3 και 0,65 kWh/m³ (Gikas, 2017a). Οι τιμές εκπομπών αερίων του θερμοκηπίου που προέρχονται από τη συμβατική ASP (σε συνδυασμό με απομάκρυνση αζώτου) που αναφέρονται στη βιβλιογραφία είναι 0,9-2,2 kg CO_{2,equivalent}/m³ (Mamais et al., 2015). Σημαντικά επίσης είναι τα ποσά παραγόμενης ιλύος ως αποτέλεσμα της συγκεκριμένης διεργασίας. Η επεξεργασία και διάθεση ιλύος αποτελεί το 25-65% του συνολικού κόστους λειτουργίας σε μια ΕΕΛ (Liu et al., 2018a). Για την επεξεργασία ενός t ιλύος το κόστος ανέρχεται σε 153-509 € στην Ευρώπη και σε 139-324 € στην Αυστραλία (Daverey et al., 2019). Η ιλύς που παράγεται από την ASP χαρακτηρίζεται από χαμηλή βιοαποδομησιμότητα, γεγονός που περιορίζει την παραγωγή μεθανίου κατά τη διεργασία της αναερόβιας χώνευσης (Ruffino et al., 2019). Μερικές από τις τεχνολογίες με χαμηλού κόστος και ενέργεια στην επεξεργασία των υγρών αποβλήτων είναι η παρακάτω:

1. Αναερόβια Οξείδωση Αμμωνίου (ANaerobic AMMonium OXidation, ANAMMOX)
2. Μικροβιακές Κυψέλες Καυσίμου (Microbial Fuel Cells, MFC)
3. Επεξεργασία υγρών αποβλήτων με μικροφύκη
4. Βιολογικά Φίλτρα (Tricking Filter, TF)
5. Σύστημα εδαφικής βιοτεχνολογίας

3.2.1 ANNAMOX

Για τη συμβατική διεργασία αφαίρεσης αζώτου ταυτόχρονα με την αφαίρεση οργανικής ύλης κατά την ASP απαιτείται σημαντική ποσότητα ενέργειας. Το μεγαλύτερο ποσοστό της ενέργειας προορίζεται για την παροχή αέρα αλλά και μιας είδους πηγής οργανικού άνθρακα εντός του βιοαντιδραστήρα. Η παρουσία μιας τέτοιας πηγής είναι απαραίτητη για την ανάπτυξη ετερότροφων βακτηρίων τα οποία είναι απαραίτητα για τη διεργασία της απονιτροποίησης (Du et al., 2022; Χρυσικόπουλος, 2018). Στη συγκεκριμένη διεργασία βακτήρια μετατρέπουν το αμμώνιο σε αέριο άζωτο υπό ανοξικές συνθήκες. Τα βακτήρια αυτά χρησιμοποιούν τα νιτρώδη ως δέκτες ηλεκτρονίων (Daverey et al., 2019). Στην Εικόνα 3.5 παρουσιάζονται τα διαφορετικά μονοπάτια για την βιολογική απομάκρυνση αζώτου.



Εικόνα 3.5: Μονοπάτια βιολογικής αφαίρεσης αζώτου μέσω διαφορετικών διεργασιών (Gao et al., 2014).

Η διεργασία ANAMMOX πλεονεκτεί σε σύγκριση με τη συμβατική διεργασία αφαίρεσης αζώτου καθώς σημειώνει μεγαλύτερα ποσοστά απομάκρυνσης αζώτου και δεν απαιτεί παροχή οξυγόνου, οδηγώντας σε μικρότερη κατανάλωση ενέργειας, αλλά και εξωτερικής πηγής οργανικού άνθρακα. Σε οικονομικές επιβαρύνσεις της μονάδας η προσθήκη πηγών οργανικού άνθρακα μεταφράζεται σε 2,85-3,64 €/kg N που απομακρύνεται (Arias et al., 2018). Επίσης τα βακτήρια έχουν αυξημένο χρόνο διπλασιασμού (7 με 14 ημέρες) γεγονός που οδηγεί σε μικρότερη παραγωγή ιλύος (Du et al., 2022). Είναι εύκολα κατανοητό με βάση τα παραπάνω ότι η εφαρμογή διεργασίας ANAMMOX αντί της συμβατικής νιτροποίησης-απονιτροποίησης μειώνει σε μεγάλο βαθμό τα λειτουργικά έξοδα της μονάδας. Συγκεκριμένα παρέχεται η δυνατότητα μείωσης απαιτήσεων αερισμού έως κατά 60% , μείωση στη παραγωγή δευτεροβάθμιας ιλύος κατά 90% και τέλος δεν υπάρχει εξάρτηση από τη διαθεσιμότητα εξωτερικών πηγών οργανικού άνθρακα (Li et al., 2022). Καθοριστικός για την απόδοση της διεργασίας έχει κριθεί ο έλεγχος λειτουργικών παραμέτρων όπως το pH (βέλτιστο εύρος από 6,7 έως 8,3), η θερμοκρασία και η συγκέντρωση διαλυμένου οξυγόνου. ΕΕΛ στην Αυστρία, σημείωσε ποσοστό ενεργειακής αυτονομίας έως και 200% σε συνδυασμό με την αξιοποίηση παραγόμενου βιοαερίου από τη διεργασία της αναερόβιας χώνευσης για ανάκτηση ενέργειας (Wei et al., 2022). Η εφαρμογή της στο κύριο ρεύμα επεξεργασίας μιας μονάδας, τουλάχιστον για ανεπεξέργαστα υγρά απόβλητα τα οποία έχουν σχετικά χαμηλές συγκεντρώσεις αμμωνίου, περιορίζεται κυρίως από τον χαμηλό ρυθμό ανάπτυξης των βακτηρίων και στην ευαισθησία αυτών απέναντι στις περιβαλλοντικές παραμέτρους. Στον Πίνακα 3.12 πραγματοποιείται σύγκριση μεταξύ της συμβατικής διεργασίας απομάκρυνσης αζώτου και της διεργασίας ANAMMOX για ΕΕΛ δυναμικότητας 300.000 Ι.Κ (Chen et al., 2020)

Πίνακας 3.12: Σύγκριση μεταξύ συμβατικής διεργασίας απομάκρυνσης αζώτου και διεργασία ANAMMOX σε ΕΕΛ δυναμικότητας 300.000 ΙΚ (Chen et al., 2020)

Παράμετρος	Μονάδα μέτρησης	Συμβατική διεργασία	Διεργασία ANAMMOX
Ενέργεια που καταναλώνεται	kWh/kg N	2,8	1

Παραγόμενη ιλύς	Kg VSS/kg N	0,5-1	0,1
Εκπομπές CO ₂	kg/kg N	>4,7	0,7
Συνολικό κόστος (συμπεριλαμβάνονται κόστος κεφαλαίου και λειτουργικό κόστος)	€/kg N	3-5	1-2

Στον Πίνακα 3.13 παρουσιάζονται αποτελέσματα καταμετρήσεων για την εφαρμογή διεργασιών ANAMMOX σε ΕΕΛ στην Ευρώπη (Lackner et al., 2014).

Πίνακας 3.13: Μελέτες εφαρμογής διεργασιών ANAMMOX σε ΕΕΛ πλήρους κλίμακας (Lackner et al., 2014)

Υπό μελέτη ΕΕΛ	Όγκος βιοαντιδραστήρα (m ³)	Συγκέντρωση TSS (g/L)	Συγκέντρωση NH ₄ εισροής (mg/L)	Συγκέντρωση NH ₄ εκροής (mg/L)	Ενεργειακή κατανάλωση (kWh/kg N)
Olburgen (Ολλανδία)	600	25	<500	<25	1,86
Bergen (Νορβηγία)	7920	2-7,6	<500	<5	-
Apeldoorn (Ολλανδία)	2400	3,5-4	>1000	100	1,1
Balingen (Γερμανία)	705	1,2	>500	<100	0,92
Zurich (Ελβετία)	2×1400	3,5-4,5	700	<50	1,11

Όταν οι συνθήκες δεν είναι ιδανικές παρατηρείται αναστολή του μεταβολισμού τους (Guo et al., 2020). Στη περίπτωση που η διεργασία ANAMMOX εφαρμοστεί με επιτυχία στο κύριο ρεύμα επεξεργασίας μπορεί να σημειωθεί μείωση έως και 10,8% της συνολικής ενεργειακής κατανάλωσης σε μια ΕΕΛ Όπως αναφέρθηκε, σε μια διεργασία ANAMMOX τα νιτρώδη χρησιμοποιούνται από τα βακτήρια ως δέκτες ηλεκτρονίων. Όμως οι συγκεντρώσεις τους στα υγρά απόβλητα είναι περιορισμένες συγκριτικά με το αμμώνιο. Η απαραίτητη αυτή ουσία για τη διεργασία μπορεί να παρασχεθεί τη Μερική Νιτροποίηση (Partial Nitrification, PN) ή/και από τη Μερική Απονιτροποίηση (Partial Denitrification , PD) (Guo et al., 2020).

3.2.1.1 Συναδασμός PN με διεργασία ANAMMOX (PN/A)

Σε ένα σύστημα PN/A, το 57% του εισερχόμενου αμμωνίου οξειδώνεται σε NO₂. Έπειτα η διαδικασία της νιτροποίησης σταματάει και τα βακτήρια που αξιοποιούν το υπόλοιπο 43% της αμμωνίας για να αντιδράσει κάτω από αναερόβιες συνθήκες με το NO₂ που έχει προκύψει ώστε να επιτευχθεί αποτελεσματική αφαίρεση αζώτου. Σε σύγκριση με τη συμβατική νιτροποίηση- απονιτροποίηση, η διεργασία PN/A μειώνει τη παραγωγή δευτεροβάθμιας ιλύος κατά 80% και τη κατανάλωση αέρα κατά 60%, σημειώνοντας ταυτόχρονα ικανοποιητικά ποσοστά αφαίρεσης χωρίς την προσθήκη πηγής οργανικού άνθρακα (Huaguang et al., 2023). Η μέση κατανάλωση ενέργειας υπολογίζεται να είναι 0,25 kWh/m³ (Taboada-Santos et al., 2019a).

3.2.1.2 Συναδασμός PD με διεργασία ANAMMOX (PD/A)

Περίπου το 50% του αμμωνίου μετατρέπεται σε νιτρικά τα οποία μετατρέπονται σε νιτρώδη και όχι σε αέριο άζωτο κατά τη διάρκεια της PD σε αναερόβιες συνθήκες.

Έπειτα το υπολειπόμενο αμμώνιο αντιδρά με τα νιτρώδη που έχουν προκύψει για την αφαίρεση αζώτου. Η συγκεκριμένη διεργασία απαιτεί τη μισή κατανάλωση σε οξυγόνο συγκριτικά με τη συμβατική αφαίρεση αζώτου. Επίσης η κατανάλωση πηγής οργανικού άνθρακα μειώνεται κατά 63% ταυτόχρονα με μικρότερη παραγωγή ιλύος αλλά και χαμηλότερες εκπομπές διοξειδίου του άνθρακα στην ατμόσφαιρα (Huaguang et al., 2023).

Εκτιμάται ότι το συνολικό κόστος εφαρμογής της διεργασία ANAMMOX σε μια πλήρως λειτουργική ΕΕΛ είναι 2,5 €/kg N που απομακρύνεται, χαμηλότερο από το αντίστοιχο κόστος της συμβατικής νιτροποίησης-απονιτροποίησης (3-4 €/kg N που απομακρύνεται). Παράγοντες που συντελούν στη μείωση του κόστους είναι η λιγότερη κατανάλωση ενέργειας για τις ανάγκες του αερισμού αλλά και η μειωμένη παραγωγή ιλύος και χρήση χημικών (Khiewwijit et al., 2015). ΕΕΛ στην Αυστρία σημείωσε μείωση 36-44% στην κατανάλωση ηλεκτρικής ενέργειας έπειτα από την πλήρη εφαρμογή PN/A (Li et al., 2022). Σε μια ΕΕΛ στην Δανία δυναμικότητας 400.00 ΙΚ η οποία επεξεργάζεται ετησίως περίπου 26×10^6 m³, πραγματοποιήθηκε μια έρευνα αξιολόγησης διάφορων εναλλακτικών διεργασιών επεξεργασίας λυμάτων ως προς τη περιβαλλοντική και οικονομική απόδοση. Η εφαρμογή διεργασίας ANAMMOX για την απομάκρυνση αζώτου από τα λύματα είναι μια εκ των εναλλακτικών που αξιολογήθηκαν. Το ετήσιο κόστος κεφαλαίου μαζί με το λειτουργικό κόστος υπολογίστηκε σε 46.741 € (Fargò et al., 2021).

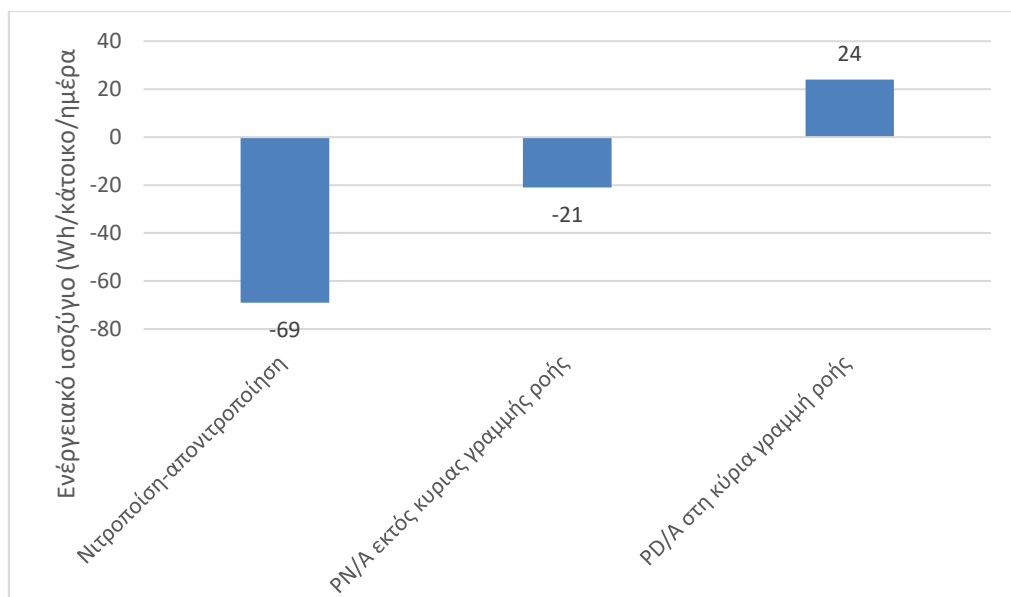
Στον Πίνακα 3.14 καταγράφεται η μείωση στην ενεργειακή κατανάλωση που επιτυγχάνεται με την εφαρμογή της διεργασίας ANAMMOX αντί της συμβατικής διεργασίας αφαίρεσης αζώτου σε δύο μελέτες (Al-Hazmi et al., 2022).

Πίνακας 3.14: Ενεργειακό προφίλ διεργασιών ANAMMOX συγκριτικά με τη συμβατική διεργασία αφαίρεσης αζώτου από διαφορετικές μελέτες (Al-Hazmi et al., 2022)

Περίπτωση	Ενέργεια που καταναλώνεται από συμβ. διεργασία αφαίρεσης αζώτου (kWh/I.K)	Ενέργεια που καταναλώνεται από διεργασία ANAMMOX (kWh/I.K)	Ποσοστό μείωσης (%)
Περίπτωση Α	-	-	22
Περίπτωση Β	30	17	44

Από αντίστοιχες μελέτες έχει προκύψει το συμπέρασμα ότι η εφαρμογή διεργασίας ANAMMOX αντί της συμβατικής νιτροποίησης-απονιτροποίησης οδηγεί σε αύξηση παραγωγή ηλεκτρικής ενέργειας από βιοαέριο. Αυτό προκύπτει από την αύξηση μεθανίου που περιέχεται στο βιοαέριο κατά 59-62%. Σύμφωνα με τους Al-Hazmi et al. 2022 η ετήσια παραγωγή ηλεκτρικής ενέργειας από 14 kWh/IK αυξήθηκε σε 26 kWh/IK (Al-Hazmi et al., 2022).

Το συνολικό ενεργειακό ισοζύγιο της συγκεκριμένης μελέτης από τους (Al-Hazmi et al., 2022) και για τις τρεις διεργασίες παρουσιάζεται στο Διάγραμμα 3.8.



Διάγραμμα 3.8: Σύγκριση διεργασιών αφαίρεσης αζώτου αναφορικά με το ενεργειακό προφίλ τους. (Al-Hazmi et al., 2022)

Το συμπέρασμά το οποίο προκύπτει είναι ότι η συμβατική απομάκρυνση αζώτου αλλά και η εφαρμογή PN/A εκτός κύριας γραμμής ροής οδηγούν σε αρνητικό ενεργειακό ισοζύγιο, δηλαδή ότι καταναλώνεται περισσότερη ενέργεια για τις ανάγκες της διεργασίας από αυτή που μπορεί να παραχθεί. Μάλιστα στη πρώτη περίπτωση η ενέργεια η οποία καταναλώνεται είναι αρκετά μεγαλύτερα από τη δεύτερη. Η εφαρμογή PD/A στη κύρια γραμμή ροής επεξεργασίας οδηγεί σε συνολικά θετικό ισοζύγιο ενέργειας (Al-Hazmi et al., 2022).

Ενθαρρυντικά αποτελέσματα κατέγραψε επίσης μελέτη σύγκρισης συμβατικής ASP και εφαρμογής διεργασίας ANAMMOX για την επεξεργασία αστικών λυμάτων σε ΕΕΛ στην Ολλανδία δυναμικότητας 25×10^6 ΙΚ. Τα αποτελέσματα αυτά παρουσιάζονται παρακάτω στον Πίνακα 3.15 (Chen et al., 2020).

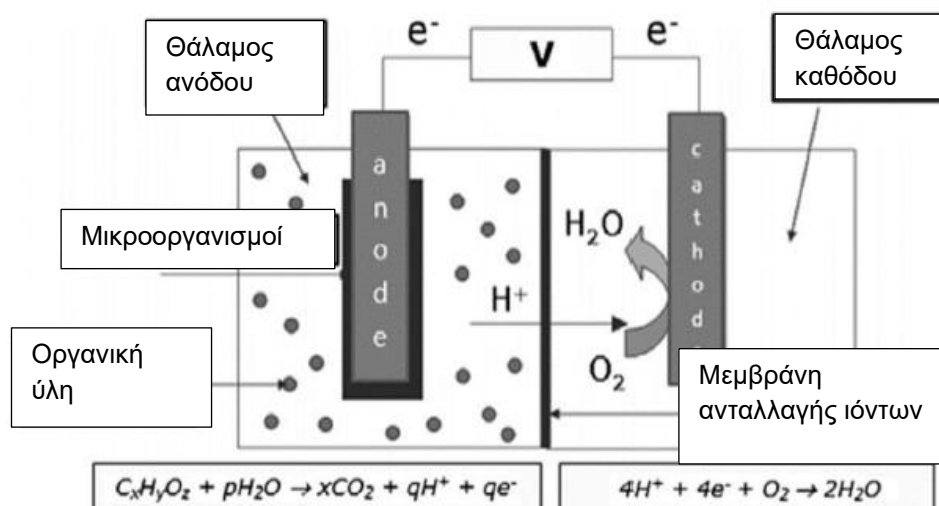
Πίνακας 3.15: Σύγκριση συμβατικής ASP και εφαρμογής διεργασίας ANAMMOX για την επεξεργασία αστικών λυμάτων σε ΕΕΛ μεγάλης κλίμακας στην Ολλανδία (Chen et al., 2020)

Παράμετρος	Μονάδα μέτρησης	Συμβατική ASP	Προεπεξεργασία, διεργασία ANAMMOX, αναερόβια επεξεργασία
Παραγωγή ενέργειας από μεθάνιο	MW	0	40
Εκπομπές CO ₂	Kton/ έτος	400	6
Ενέργεια που καταναλώνεται	MW	80	41
Παραγόμενη ιλύς	Kton VSS/ έτος	370	270

3.2.2 MFC

Όπως έχει αναφερθεί, στα υγρά απόβλητα περιέχονται ποσότητες χημικής ενέργειας οι οποίες σε κάποιες περιπτώσεις είναι δεκαπλάσιες της ενέργειας που απαιτείται για την επεξεργασία τους σε ΕΕΛ (Barroso Soares, 2017). Τα MFC είναι βιο-

ηλεκτροχημικά συστήματα ικανά να μετατρέψουν τη χημική ενέργεια που περιέχεται στα υγρά απόβλητα ως μορφή οργανικής ύλης σε ηλεκτρική ενέργεια. Η αρχή λειτουργίας τους βασίζεται στην οξείδωση των βιοαποικοδομήσιμων οργανικών υποστρωμάτων με τη παρουσία βακτηρίων τα οποία δρουν ως καταλύτες (Capodaglio et al., 2013). Ένα τυπικό σύστημα MFC αποτελείται, όπως φαίνεται και στην Εικόνα 3.6, από έναν θάλαμο ανόδου, ένα θάλαμο καθόδου και μια μεμβράνη ανταλλαγής ιόντων (Verma et al., 2021).



Εικόνα 3.6: Τυπική διαμόρφωση συστήματος MFC (Hernández-Fernández et al., 2016)

Καθώς το υγρό απόβλητο εισέρχεται μέσα στο σύστημα, πραγματοποιείται αποδόμηση του οργανικού υλικού από του μικροοργανισμούς παρόντες μέσα στον θάλαμο ανόδου με αποτέλεσμα να παράγονται ηλεκτρόνια, πρωτόνια, νερό καθώς και διοξείδιο του άνθρακα. Τα ηλεκτρόνια μεταφέρονται μέσω ενός εξωτερικού ηλεκτρικού κυκλώματος στο θάλαμο καθόδου, όπου αντιδρούν με έναν δέκτη ηλεκτρονίων (στις περισσότερες περιπτώσεις είναι το οξυγόνο), ενώ τα πρωτόνια μεταφέρονται σε αυτό μέσω της μεμβράνης ανταλλαγής ιόντων. Ηλεκτρική ενέργεια ανακτάται μέσω δύο συνδεδεμένων ηλεκτροδίων τα οποία απορροφούν τη κίνηση των ηλεκτρονίων (Nguyen and Babel, 2022; Pandey et al., 2016). Η συγκεκριμένη τεχνολογία παρουσιάζει αρκετές δυνατότητες βελτιστοποίησης ώστε να επιτυγχάνεται αφαίρεση θρεπτικών συστατικών και ενώσεων άνθρακα ταυτόχρονα με παραγωγή ενέργειας (Verma et al., 2021). Η μέση κατανάλωση ενέργειας από εάν τυπικό σύστημα MFC είναι 0,024 kWh/m³ κυρίως για τις ανάγκες τροφοδότησης του υγρού αποβλήτου εντός τους συστήματος και ανάμειξης, κατά προσέγγιση το 10% της ενέργειας που καταναλώνεται και την ASP. Επιπλέον οι ποσότητες ιλύος που παράγονται κατά τη συγκεκριμένη διεργασία είναι ελαχιστοποιημένες σε σχέση με τη συμβατική βιολογική επεξεργασία. Συγκεκριμένα ένα σύστημα MFC παράγει 0,1 g VSS/g COD αντί για 0.4-0.8 g VSS/g COD που παράγονται ως αποτέλεσμα της συμβατικής βιολογικής επεξεργασία υγρών αποβλήτων (Li et al., 2014). Ένα από τα μεγαλύτερα πλεονεκτήματα της τεχνολογίας αυτής είναι η δυνατότητα άμεσης παραγωγής ηλεκτρικής ενέργειας σε αντίθεση με τη διαδικασία παραγωγή της μέσω βιοαερίου η

οποία απαιτεί επιπλέον διεργασίες όπως καύση. Αυτό έχει ως αποτέλεσμα την απώλεια ενέργειας που μπορεί να ανακτηθεί από το βιοαέριο σε ποσοστό έως και 70% το οποίο θα απελευθερωθεί στην ατμόσφαιρα ως θερμότητα (McCarty et al., 2011). Απώλειες ενέργειας παρατηρούνται και κατά την επεξεργασία υγρών αποβλήτων με MFC το οποίο οδηγεί σε αρκετά χαμηλότερη παραγωγή ενέργειας από αυτή που μπορεί να παραχθεί σε θεωρητικό επίπεδο. Για παράδειγμα υπάρχει η δυνατότητα ανάκτησης ενέργειας 0,79 kWh/m³ από θρεπτικά συστατικά ,1,93 kWh/m³ μέσω της οργανικής ύλης και η έως και 7 kWh/m³ θερμικής ενέργειας (Boas et al., 2022). Πιο συγκεκριμένα, από την επεξεργασία αποβλήτων έπεται από πρωτοβάθμια επεξεργασία η θεωρητική παραγωγή είναι 1,43 kWh/m³ (Gude, 2016). Σε μια μακροχρόνια έρευνα επεξεργασίας αστικών αποβλήτων σε ένα σύστημα MFC , το ποσό ενέργειας που ανακτήθηκε δεν ξεπέρασε το 0,03 kWh/m³ (Ge et al., 2014). Το ποσό αυτό είναι το 8-15% της ενέργειας που μπορεί να παραχθεί από βιοαέριο (Nguyen and Babel, 2022). Είναι εύκολα κατανοητό λοιπόν ότι η ενέργεια που μπορεί να ανακτηθεί με την επεξεργασία υγρών αποβλήτων μέσω ενός τέτοιου συστήματος είναι περίπου 13 φορές υψηλότερη εκείνης που καταναλώνεται από μια συμβατική ΕΕΛ (Boas et al., 2022).

Παράγοντες που καθορίζουν τη παραγωγή ενέργειας από ένα τέτοιο σύστημα και γενικότερα την απόδοση του είναι ο τύπος του συστήματος που εφαρμόζεται, η θερμοκρασία καθώς και το pH εντός των θαλάμων και τα χαρακτηριστικά των υγρών αποβλήτων καθώς η σύνθεση τους είναι εξαιρετικά πολύπλοκη (Ge et al., 2014). Αναλυτικότερα το εκτιμώμενο κόστος είναι 3-9 €/kg COD , εκ των οποίων το μεγαλύτερο ποσοστό δαπανάται για τη εξασφάλιση ηλεκτροδίων. Το κόστος λειτουργίας είναι σχεδόν μηδαμινό καθώς οι ανάγκες για αερισμό, μίξη, ρύθμιση θερμοκρασίας του συστήματος είναι ανύπαρκτες (AlSayed et al., 2020). Επίσης δεν πρέπει να παραληφθεί το γεγονός ότι οι μεμβράνες διαχωρισμού ιόντων συμβάλουν στο κόστος κεφαλαίου της μονάδας (Li et al., 2014). Για τους παραπάνω λόγους οι περισσότερες μελέτες έχουν στραφεί στην εφαρμογή οικονομικά αποδοτικότερων υλικών στη συγκεκριμένη διεργασία, καθώς και στην γενικότερη βελτιστοποίηση μέσω διαμορφώσεων που παρουσιάζουν υψηλότερη απόδοση, με σκοπό την ενσωμάτωση της με επιτυχία στην επεξεργασία υγρών αποβλήτων (Verma et al., 2021). Είναι σαφές ότι απαιτείται περισσότερη έρευνα για τη βελτιστοποίηση της συγκεκριμένης μεθόδου ώστε η εφαρμογή της σε πλήρη κλίμακα να θεωρηθεί οικονομικά και ενεργειακά αποδοτική.

3.2.3 Επεξεργασία υγρών αποβλήτων με μικροφύκη

Τα τελευταία χρόνια οι μελέτες που επικεντρώνονται στην εφαρμογή καινοτόμων τεχνολογιών οι οποίες βασίζονται στα μικροφύκη για την επεξεργασία αστικών υγρών αποβλήτων έχουν αυξηθεί ραγδαία. Οι τεχνολογίες αυτές είναι αποδοτικές όσο αναφορά το κόστος και την ενέργεια, έχουν χαμηλό περιβαλλοντικό αποτύπωμα και επιτυγχάνουν ταυτόχρονη αφαίρεση θρεπτικών συστατικών και παραγωγή ανανεώσιμων καυσίμων όπως βιοαέριο ή βιοντίζελ (J. H. Wang et al., 2017). Ως μικροφύκη χαρακτηρίζονται φωτότροφοι μικροοργανισμοί οι οποίοι έχουν την ικανότητα να απελευθερώσουν οξυγόνο μέσω της διαδικασίας της φωτοσύνθεσης παρουσία φωτός. Υπάρχει η ικανότητα να κατοικίσουν σε κάθε είδους υδάτινο περιβάλλον, όπου υπάρχει για παράδειγμα πληθώρα θρεπτικών συστατικών όπως

άζωτο, φωσφόρος αλλά και άνθρακας έτσι ώστε να λειτουργήσουν ως υποστρώματα (Davey et al., 2019; Lema and Suarez, 2017). Η αξιοποίηση των λυμάτων από τα μικροφύκη ως υπόστρωμα παρουσιάζει πολλές προοπτικές καθώς είναι εφικτό να συνδυαστεί η απομάκρυνση θρεπτικών συστατικών και η ταυτόχρονη παραγωγή ενέργειας (Gao et al., 2014). Η καλλιέργεια τέτοιου είδους μικροοργανισμών λαμβάνει χώρα σε δύο ειδών συστήματα:

- **Ανοιχτά συστήματα καλλιέργειας**
Πρόκειται για μεγάλες τεχνητές λίμνες. Το κόστος και κεφαλαίου και το κόστος που σχετίζεται με τη λειτουργία είναι χαμηλό. Ο καθαρισμός τους μετά το πέρας της διεργασίας είναι εύκολος. Παρόλου που απαιτείται να διατεθεί μεγάλη επιφάνεια για τη κατασκευή τους, τα ανοιχτά συστήματα καλλιέργειας είναι ιδανικά για την επεξεργασία υγρών αποβλήτων σε περιοχές όπου υπάρχει η δυνατότητα αξιοποίησης μεγάλης επιφάνειας. Σε τέτοιου είδους συστήματα παρατηρείται συχνή εξάτμιση του νερού γεγονός που αποτελεί πρόβλημα. Η συνολική απόδοση της διεργασίας εξαρτάται σε μεγάλο βαθμό από περιβαλλοντικούς παράγοντες καθώς οι μικροοργανισμοί απαιτούν φως για τον σωστό μεταβολισμό τους ,κάτι που δεν είναι πάντα διαθέσιμο σε ένα ανοιχτό σύστημα καλλιέργειας.(Liu and Hong, n.d.). Οι ενεργειακές απαιτήσεις είναι συγκρίσιμες ή και χαμηλότερες από αυτές των συμβατικών τεχνολογιών επεξεργασία καθώς απαιτείται ενέργεια κυρίως για την άντληση και την ανάδευση των λυμάτων στο σύστημα (Lema and Suarez, 2017).
- **Κλειστά συστήματα καλλιέργειας**
Αποκαλούμενα συχνά και ως Φωτοβιοαντιδραστήρες (Photobioreactors, PBRs). Εξασφαλίζουν τη σωστή ανάπτυξη των μικρόφυκων ανεξάρτητα από τις καιρικές συνθήκες που επικρατούν παρέχοντας μια σταθερή πηγή φωτός. Ένα από τα κύρια πλεονεκτήματα των κλειστών συστημάτων καλλιέργειας είναι η δυνατότητα καλού ελέγχου των συνθηκών της καλλιέργειας και των παραμέτρων ανάπτυξής της. Το κόστος τους είναι μεγαλύτερο συγκριτικά με αυτό των ανοιχτών συστημάτων (Liu and Hong, n.d.). Η ενέργεια που απαιτείται κυμαίνεται μεταξύ 1 kWh/m³ και 2 kWh/m³ (Lema and Suarez, 2017).

Το οξυγόνο που απελευθερώνεται κατά τη διαδικασία της φωτοσύνθεσης αξιοποιείται από ετερότροφους μικροοργανισμούς για την αποδόμηση της οργανικής ύλης, ενώ παράλληλα τα μικροφύκη δεσμεύουν διοξείδιο του άνθρακα και τα θρεπτικά συστατικά για τη παραγωγή βιομάζας (Davey et al., 2019; Lema and Suarez, 2017). Με αυτό τον τρόπο μειώνονται τόσο οι ενεργειακές απαιτήσεις για τον αερισμό όσο και οι εκπομπές αερίων του θερμοκηπίου που σχετίζονται με τη βιολογική επεξεργασία υγρών αποβλήτων. Σε σχέση με την συμβατική ASP καταγράφονται ποσοστά μείωσης της ενεργειακής κατανάλωσης που μπορούν να ξεπεράσουν σε ορισμένες περιπτώσεις και το 50% (Gu et al., 2017). Από μελέτη στη Ταϊλάνδη προέκυψε συνολική κατανάλωση συστήματος επεξεργασίας υγρών αποβλήτων με μικροφύκη ίση με 0,15 kWh/m³ (Maktabifard et al., 2018). Έπειτα από σύγκριση κόστους και ενέργειας ανάμεσα σε ΕΕΛ της Πορτογαλίας που εφαρμόζουν ASP και επεξεργασία λυμάτων με μικροφύκη προέκυψαν τα εξής αποτελέσματα τα οποία καταγράφονται στον Πίνακα 3.16 (Santos et al., 2022).

Πίνακας 3.16:Ενεργειακή κατανάλωση για ASP και επεξεργασίας με μικροφύκη σε ΕΕΛ στη Πορτογαλία (Santos et al., 2022)

	Τεχνολογία	Κατανάλωση ενέργειας (kWh/m ³)
Μελέτη Α	ASP	1,26
	Ανοιχτά συστήματα καλλιέργειας	0,25
Μελέτη Β	ASP	0,89
	Ανοιχτά συστήματα καλλιέργειας + ανάκτηση ενέργειας από βιοαέριο	0,06
Μελέτη Γ	ASP	0,45
	Ανοιχτά συστήματα καλλιέργειας	0,17-0,25

Κατά τη διάρκεια της βιολογικής διεργασίας παράγεται βιομάζα η οποία μπορεί να αξιοποιηθεί για τη παραγωγή βιοαερίου ή άλλων ειδών βιοκαυσίμων (όπως βιοντίζελ, βιοαιθανόλη, βιουδρογόνο) με σκοπό την ανάκτηση ηλεκτρικής ενέργειας (Liu and Hong, 2021). Στη βιβλιογραφία αναφέρονται αρκετά αποτελέσματα που προκύπτουν από μελέτες στο πεδίο αναφορικά με παραγωγή ενέργειας από την αξιοποίηση βιομάζας μικροφύκων. Αποτέλεσμα μιας συγκεκριμένης μελέτης ήταν η παραγωγή 0,54 kWh/m³ ηλεκτρικής ενέργειας από βιοαέριο προερχόμενο από αξιοποίηση μικροφύκων (Maktabifard et al., 2018). Αντίστοιχη μελέτη κατέγραψε ετήσια παραγωγή 800-1400 GJ/ha. (Gu et al., 2017). Πρόκληση αποτελεί η διαδικασία διαχωρισμού του επεξεργασμένου υγρού αποβλήτου από τη βιομάζα. Για το σκοπό αυτό εφαρμόζονται διάφορες διεργασίες όπως καθίζηση, επίπλευση, κροκίδωση οι οποίες απαιτούν σημαντικό ποσά κόστους και ενέργειας (Lema and Suarez, 2017; Liu and Hong, 2021).

Μελέτη στην κεντρική Γερμανία αξιολόγησε την εφαρμογή τεχνολογίας που βασίζεται στα μικροφύκη. Το αρχικό διάγραμμα ροής της συγκεκριμένης ΕΕΛ περιλάμβανε προεπεξεργασία, ASP, πάχυνση ιλύος. Δεν είχε εφαρμοστεί χώνευση ιλύος για τη σταθεροποίηση της και τη παραγωγή ενέργειας. Η συνολική ενεργειακή κατανάλωση της μονάδας για το έτος 2022 ήταν 0,24 kWh/m³, της οποίας το 40,7% προοριζόταν για τον αερισμό του βιοαντιδραστήρα. Με την εφαρμογή της επεξεργασίας με μικροφύκη το ποσοστό αυτό μειώθηκε στο 8,2%. Οι ενεργειακές απαιτήσεις της ίδιας της τεχνολογίας αφορούν μόνο την ανάμειξη μέσα στο σύστημα και τον διαχωρισμό της βιομάζας. Συνολικά καταγράφηκε παραγωγή ηλεκτρική ενέργειας ίση με 0,71 kWh/m³ (Hasport et al., 2022). Η διαδικασία συλλογής και επεξεργασίας της βιομάζας με σκοπό την μέγιστη δυνατή ανάκτηση ενέργειας αποτελεί το 3-15% του κόστους παραγωγής σε τέτοιου είδους συστήματα. Συγκεκριμένα για ένα ανοιχτό σύστημα καλλιέργειας το κόστος συλλογής και επεξεργασίας παραγόμενης βιομάζας ανέρχεται στα 0,3-2 €/kg μικροφύκων, ενώ η ενέργεια που καταναλώνεται ισούται με 4,5 kWh/kg μικροφύκων. Αντίθετα σε ένα κλειστό σύστημα τόσο το κόστος όσο και η απαιτούμενη ενέργεια είναι μειωμένα (0,5 €/kg μικροφύκων και έως και 0,5 kWh/kg μικροφύκων αντίστοιχα) (Daverey et al., 2019). Εφαρμόζοντας τη συγκεκριμένη διεργασία επιτυγχάνεται εξοικονόμηση κόστους ενέργειας 0,05-0,41 €/m³. Το συνολικό κόστος της διεργασίας υπολογίζεται να είναι 0,18 €/m³ (Santos et al., 2022).

3.2.4 TF

Αποτελούνται από δεξαμενές (συνήθως κυκλικές) μέσα στις οποίες περιέχεται υλικό πλήρωσης. Συνήθως τοποθετούνται χαλίκια αν και τα τελευταία χρόνια έχουν αντικατασταθεί από πλαστικά υλικά πλήρωσης. Το υγρό απόβλητο ρέει πάνω από τη δεξαμενή και εισέρχονται στο πάνω μέρος του υλικού πλήρωσης όπου επιτυγχάνεται η βιολογική επεξεργασία των υγρών αποβλήτων καθώς η στιβάδα των μικροοργανισμών που αναπτύσσονται μέσα στο υλικό πλήρωσης απορροφά την οργανική ύλη (Amoatey et al., 2011; Theobanoglous et al., 2003). Το υγρό του βιολογικού φίλτρου συλλέγεται από σε έναν υπόγειο αγωγό και μεταφέρεται σε μια δεξαμενή καθίζησης όπου πραγματοποιείται διαχωρισμός των στερεών από τα επεξεργασμένα υγρά απόβλητα (Theobanoglous et al., 2003). Στις Εικόνες 3.7 και 3.8 απεικονίζονται εγκατεστημένα TF σε ΕΕΛ πλήρους κλίμακας.



Εικόνα 3.7: Trickling Filter εγκατεστημένο σε ΕΕΛ (EXPOVAL, 2024)



Εικόνα 3.8: Βιολογικό φίλτρο με χαλίκια ως υλικό πλήρωσης (Derlab.tuc, 2024)

Η απόδοση και οι ενεργειακές απαιτήσεις ενός συστήματος TF διαφέρουν ανάλογα με το τύπο βιολογικού φίλτρου που εφαρμόζεται. Στον Πίνακα 3.17 καταγράφεται ικανότητα επεξεργασίας TF ανάλογα το βιολογικό φίλτρο που εφαρμόζεται σε αυτό

Πίνακας 3.17: Ταξινόμηση εφαρμογών βιολογικών φίλτρων (Thecobanoglous et al., 2003)

Τύπος φίλτρου	Χαμηλός ρυθμός	Μέσος ρυθμός	Υψηλός ρυθμός	Υψηλός ρυθμός	Τραχύτητα
Τύπος υλικού πλήρωσης	Χαλίκια	Χαλίκια	Χαλίκια	Πλαστικό	Χαλίκια/Πλαστικό
Οργανικό φορτίο (kg BOD ₅ / m ³)	0,07-0,22	0,24-0,48	0,4-2,4	0,6-3,2	>1,5
Ικανότητα απομάκρυνσης BOD ₅ (%)	80-90	50-80	50-90	60-90	40-70
Ποιότητα εκροών	Καλά νιτροποιημένα	Μερική νιτροποίηση	Καθόλου νιτροποίηση	Καθόλου νιτροποίηση	Καθόλου νιτροποίηση
Απαιτούμενη ισχύς (kW/ 10 ³ m ³)	2-4	2-8	6-10	6-10	10-20

Οι ενεργειακές απαιτήσεις υπολογίζονται μεταξύ 0,18 και 0,42 kWh/m³ , χαμηλότερες από την ASP οι οποίες κυμαίνονται μεταξύ 0,3-0,65 kWh/m³ (Abyar and Nowrouzi, 2023; Gude, 2016). Όσο αναφορά το κόστος, έπειτα από έρευνες αξιολόγησης διαπιστώθηκε ότι το κόστος επεξεργασίας με TF και ASP είναι 0.48€/m³ και 0.78€/m³ αντίστοιχα (Abyar and Nowrouzi, 2023).

Για τη λειτουργία και τη συντήρηση ενός τέτοιου συστήματος απαιτείται εξειδίκευση προκειμένου να αποφευχθούν οι συνθήκες που θα περιορίσουν την αποτελεσματικότητα της διεργασίας, όπως για παράδειγμα η έμφραξη του υλικού πλήρωσης. Επίσης απαιτείται μεγαλύτερος χώρος για τη κατασκευή των δεξαμενών (Amoatey et al., 2011). Οι σημαντικότεροι παράμετροι λειτουργίας ενός συστήματος TF παρουσιάζονται στον Πίνακα 3.18 και συγκρίνονται με τις αντίστοιχες παραμέτρους της συμβατικής διεργασίας ASP.

Πίνακας 3.18: Παράμετροι λειτουργίας διεργασιών ASP και TF

	ASP	TF	Πηγή
Ενέργεια (kWh/m³)	0,3-0,65	0,18-0,42	(Abyar and Nowrouzi, 2023; Gude, 2016)
Απαιτήσεις σε επιφάνεια (m²/m³)	0,2	0,5	(Srivastava and Singh, 2022)
Κόστος κεφαλαίου (€/m³)	32	13	
Κόστος λειτουργίας και συντήρησης (€/m³)	3,7	1,5	
Κόστος επεξεργασίας (€/m³)	0,78	0,48	(Abyar and Nowrouzi, 2023)

Η επεξεργασία αστικών λυμάτων με TF τα τελευταία χρόνια αποτελεί κύριο θέμα αρκετών ερευνών καθώς είναι μια εξαιρετικά αποδοτική διεργασία τόσο ενεργειακά όσο και από οικονομικής απόψεως. Σε ΕΕΛ η οποία λειτουργεί σε μεγάλη πόλη της κεντρικής Αμερικής με δυναμικότητα 135.000 ΙΚ έχουν εγκατασταθεί 6 TF όγκου 5000 m³. Τα αστικά λύματα που εισέρχονται στην ΕΕΛ αφού υποστούν προεπεξεργασία

τροφοδοτούνται πρώτα σε ΔΠΚ και έπειτα σε TF. Κατά τη πρωτοβάθμια επεξεργασία σε ΔΠΚ επιτυγχάνεται 25-28% και 65-70% ποσοστό απομάκρυνσης BOD₅ και TSS αντίστοιχα. Οι συγκεντρώσεις που καταγράφηκαν στην έξοδο των λυμάτων από τα TF καθώς και η αξιολόγηση κόστους και ενέργειας της μονάδας παρουσιάζονται στον Πίνακα 3.19 (Nasr and Negm, 2023).

Πίνακας 3.19: Αποτελέσματα αξιολόγησης εφαρμογής TF για την επεξεργασία αστικών λυμάτων σε ΕΕΛ στη κεντρική Αμερική (Nasr and Negm, 2023)

Αριθμός TF	6
Συνολική δυναμικότητα συστήματος (m ³)	30.000
M.O συγκέντρωσης BOD ₅ εκροής (mg/l)	15-40
Απαιτούμενο όριο BOD ₅ εκροής (mg/l)	90
M.O συγκέντρωσης COD εκροής (mg/l)	45-80
Απαιτούμενο όριο COD εκροής (mg/l)	180
M.O συγκέντρωσης TSS εκροής (mg/l)	18-40
Απαιτούμενο όριο TSS εκροής (mg/l)	80
M.O συγκέντρωσης εκροής της αμμωνίας (mg/l)	5-8
Απαιτούμενη ενέργεια TF (kWh/kg BOD ₅ που αφαιρείται)	0,21
Απαιτούμενη ενέργεια ASP (kWh/kg BOD ₅ που αφαιρείται)	0.6
Εξοικονόμηση ενέργειας με την εφαρμογή TF (kWh/έτος)	5.492.155
Εξοικονόμηση κόστους ενέργειας από την εφαρμογή TF (€/έτος)	550.000

Αντίστοιχη μελέτη έχει λάβει χώρα και σε μεγάλης κλίμακας ΕΕΛ στη Γεωργία η οποία έχει δυναμικότητα 200.000 ΙΚ. Εκεί έχουν τεθεί σε λειτουργία τέσσερα TF, η συνολική κατανάλωση των οποίων είναι ίση με 0,57 kWh/m³ για την επεξεργασία 65800 m³/d λυμάτων. Η συγκέντρωση COD στην εισροή είναι 197 mg/L και 9,9 mg/L για NH₄-N. Στην εκροή των TF οι συγκεντρώσεις είναι ίσες με <33 mg/L και 0,5 mg/L για COD και NH₄-N αντίστοιχα (Henrich and Marggraff, 2013).

3.2.5 Αναερόβια επεξεργασία

Η εφαρμογή αναερόβιων διεργασιών για την αποικοδόμηση του οργανικού φορτίου που εμπεριέχεται στα αστικά υγρά απόβλητα παρουσιάζει αρκετά πλεονεκτήματα συγκριτικά με τις συμβατικές αερόβιες διεργασίας όπως (Thcobanoglous et al., 2003):

- Μειωμένες απαιτήσεις σε ενέργεια
- Μειωμένη παραγωγή ιλύος
- Αυξημένη παραγωγή μεθανίου και πιθανή ανάκτηση ενέργειας
- Μικρότερος όγκος του βιοαντιδραστήρα συνεπώς καταλαμβάνει μικρότερο χώρο
- Χαμηλό κόστος λειτουργίας και συντήρησης

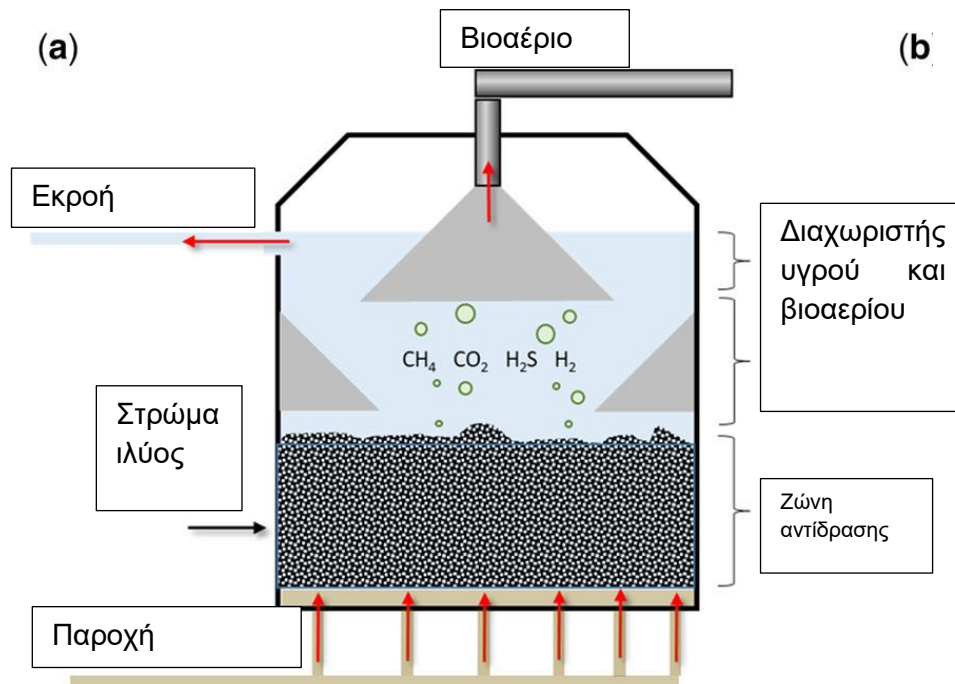
Σύμφωνα με εκτιμήσεις, μπορεί να επιτευχθεί πάνω από 80% αφαίρεση COD μέσω αναερόβιων διεργασιών (Liu et al., 2018b). Η ιλύς που παράγεται από την επεξεργασία κάτω από αναερόβιες συνθήκες είναι 6 έως 8 φορές μικρότερη συγκριτικά με την αερόβια επεξεργασία , γεγονός που μειώνει σημαντικά τις λειτουργικές δαπάνες καθώς

όπως έχει προαναφερθεί, η επεξεργασία της παραγόμενης ιλύος αποτελεί σημαντικό ποσοστό των συνολικών οικονομικών επιβαρύνσεων σε μια ΕΕΛ διότι απαιτεί ειδική διαχείριση πριν τη διάθεση της στο περιβάλλον (Thcobanoglous et al., 2003). Κατά τις συγκεκριμένες διεργασίες όπως είναι κατανοητό δεν απαιτείται παροχή αέρα στους αντιδραστήρες συνεπώς οι ενεργειακές απαιτήσεις είναι δραστικά χαμηλότερες καθώς ο αερισμός αποτελεί το μεγαλύτερο ποσοστό της συνολικής ενεργειακής κατανάλωσης μιας συμβατικής μονάδας. Η μη σύμφωνη με τις απαιτήσεις απόρριψης εκροής επεξεργασία (απαραίτητη ή περαιτέρω επεξεργασία) και η αναποτελεσματικότητα αφαίρεσης θρεπτικών συστατικών όπως άζωτο και φώσφορος είναι δύο από τους κύριους περιοριστικούς παράγοντες της αναερόβιας επεξεργασίας υγρών αποβλήτων (Thcobanoglous et al., 2003). Η θερμοκρασία θεωρείται η πιο βασική λειτουργική παράμετρος σε τέτοιου είδους συστήματα και η ρύθμιση της εντός του αντιδραστήρα απαιτεί ενέργεια και κατά συνέπεια αυξάνεται το κόστος. Συγκεκριμένα απαιτείται κατά μέσο όρο 1,2 kWh θερμότητας/m³ υγρού αποβλήτου για 1°C της θερμοκρασίας (Xu et al., 2018). Η ιδανική θερμοκρασία κυμαίνεται μεταξύ 20-25 βαθμών °C η επεξεργασία σε χαμηλότερες θερμοκρασίες οδηγεί σε μείωση παραγωγής βιοαερίου και ελλιπής ποιότητα εκροής. Όλο και περισσότερες ερευνητικές μελέτες τα τελευταία χρόνια επικεντρώνονται στην ανάπτυξη τεχνολογιών που μπορούν να λειτουργήσουν σε χαμηλότερες θερμοκρασίες (Lema and Suarez, 2017).

Σε μια μακροχρόνια έρευνα που πραγματοποιήθηκε στην Ιταλία αξιολογήθηκε το ενεργειακό προφίλ 202 ΕΕΛ εκ των οποίων 146 εφαρμόζουν αερόβιες διεργασίες για την βιολογική σταθεροποίηση των εισερχόμενων υγρών αποβλήτων και οι 56 εφαρμόζουν αναερόβιες διεργασίες. Παρατηρήθηκε πάνω από 50% λιγότερη κατανάλωση ηλεκτρικής ενέργειας από τις αναερόβιες διεργασίες συγκριτικά με τις αερόβιες. Συγκεκριμένα η μέση κατανάλωση των διεργασιών που απαιτούν παρουσία οξυγόνου ήταν 1,02 kWh/m³, ενώ η μέση κατανάλωση αναερόβιων διεργασιών ήταν 0,43 kWh/m³ (Ranieri et al., 2021).

Αναερόβιο Στρώμα Ιλύος Ανοδικής ροής (Upflow Anaerobic Sludge Blanket, UASB)

Πρόκειται για έναν βιολογικό αντιδραστήρα στον οποίο η εισροή του αποβλήτου πραγματοποιείται στον πυθμένα του και μετακινείται με ανοδική ροή μέσω ενός στρώματος ιλύος στο πάνω μέρος του αντιδραστήρα όπου συλλέγεται. Η επεξεργασία των λυμάτων πραγματοποιείται από μικροοργανισμούς στο στρώμα ιλύος εντός του βιοαντιδραστήρα κάτω από αναερόβιες συνθήκες, με αποτέλεσμα να παράγονται βιοαέριο και διοξείδιο του άνθρακα ως τελικά προϊόντα (Patel et al., 2021; Thcobanoglous et al., 2003). Εξαιρετικά σημαντική παράμετρος είναι η μορφή της ιλύος σε κόκκους, κάτι το οποίο οδηγεί σε καλή ανάμειξη της ιλύος με το εισερχόμενο απόβλητο και τελικά σε αποτελεσματική αποσύνθεση του οργανικού φορτίου. Το μέγεθος της ιλύς υπό μορφή κόκκων κυμαίνεται μεταξύ 1 και 3 mm το οποίο μεταφράζεται σε καλή ικανότητα καθίζησης και διαχωρισμού ιλύος-εκροής στον βιοαντιδραστήρα. Στο πάνω μέρος του αντιδραστήρα τοποθετείται ένας διαχωριστής αερίου-στερεών-υγρού με σκοπό την συλλογή βιοαερίου και την απομάκρυνση του διαχωρισμένου υγρού εκτός του αντιδραστήρα (Mainardis et al., 2020; Thcobanoglous et al., 2003). Στην Εικόνα 3.9 επεξηγείται η σχηματική διάταξη ενός τυπικού αντιδραστήρα UASB.



Εικόνα 3.9: Σχηματική διάταξη τυπικού αντιδραστήρα τύπου UASB (Jensen et al., 2022)

Στην Εικόνα 3.10 παρουσιάζεται ένας αντιδραστήρας τύπου UASB ο οποίος είναι εγκατεστημένος σε ΕΕΛ της Αυστραλίας.



Εικόνα 3.10: Αντιδραστήρας τύπου UASB εγκατεστημένος σε ΕΕΛ της Αυστραλίας (Jensen et al., 2022)

Τα κύρια πλεονεκτήματα της συγκεκριμένης διεργασίας είναι ο χαμηλός χρόνος παραμονής (σε αντίθεση με τη πλειοψηφία των αναερόβιων διεργασιών που απαιτούν μεγάλους χρόνους παραμονής), χαμηλό κόστος, μειωμένες οικονομικές επιβαρύνσεις κατά τη λειτουργία καθώς και η χαμηλή κατανάλωση ενέργειας. Βασικό μειονέκτημα της διεργασίας αποτελούν η κακή ποιότητα εκροής ειδικότερα όσο αναφορά τις συγκεντρώσεις θρεπτικών συστατικών και παθογόνων μικροοργανισμών, το οποίο απαιτεί σε περαιτέρω επεξεργασία του υγρού αποβλήτου προκειμένου να τηρούνται τα όρια για τη ποιότητα της εκροής (Lema and Suarez, 2017).

Σύμφωνα με πρόσφατες μελέτες εκτιμάται ότι η επεξεργασία αστικών υγρών αποβλήτων μέσω ενός συστήματος UASB σε θερμοκρασίας $\leq 15^{\circ}\text{C}$ μπορεί να πραγματοποιηθεί επιτυχώς. Σε θερμοκρασία μεταξύ $12,5^{\circ}\text{C}$ και 20°C σημειώθηκε ποσοστό 60% απομάκρυνσης COD με εκτίμηση ότι το 39,7% του εισερχόμενου στο σύστημα COD μετατράπηκε σε μεθάνιο. Αντίστοιχη μελέτη στην οποία αξιολογήθηκε η απόδοση ενός συστήματος UASB για την επεξεργασία εκροής πρωτοβάθμιας καθίζησης σημείωσε ικανοποιητικά ποσοστά αφαίρεσης TSS και COD (83% και 88% αντίστοιχα) (Mainardis et al., 2020). Όπως προαναφέρθηκε, η παρουσία ιλύος εντός του αντιδραστήρα σε μορφή κόκκων οδηγεί σε καλή ανάμειξη του εισερχόμενου λύματος με τη στρώμα ιλύος, με αποτέλεσμα να μην απαιτείται μηχανική ανάμειξη. Το γεγονός ότι δεν υπάρχει ανάγκη ούτε για παροχή αέρα στο σύστημα αλλά ούτε για μηχανική ανάμειξη μειώνει δραστικά τη κατανάλωση ενέργειας σε σχέση με τις συμβατικές μεθόδους επεξεργασίας (Daverey et al., 2019). Τα τελευταία χρόνια παρατηρείται αυξημένος αριθμός εφαρμογής αναερόβιας επεξεργασία αστικών υγρών αποβλήτων μέσω UASB σε ΕΕΛ μεγάλης κλίμακας. Στον Πίνακα 3.20 παρουσιάζονται συνοπτικά αποτελέσματα από ορισμένες μελέτες που αναφέρονται στη βιβλιογραφία (Mahmoud et al., 2020).

Πίνακας 3.20: Αποτελέσματα από μελέτες εφαρμογής αντιδραστήρων τύπου UASB για την επεξεργασία αστικών υγρών αποβλήτων σε ΕΕΛ πλήρους κλίμακας (Mahmoud et al., 2020)

Χώρα	Δυναμικότητα (m^3/h)	HRT (h)	Συγκέντρωση COD εισροής (mg/l)	Συγκέντρωση COD εκροής (mg/l)	Ποσοστό απομάκρυνσης COD (%)
Κολομβία	64	4-6	267	110	65
Κολομβία	6,600	5,2	380	150	60-80
Βραζιλία	120	4,7-9	265-315	145	50-70
Βραζιλία	67,5	7	402	130	74
Βραζιλία	810	9,7	563	185	67
Ινδία	1200	6	563	146	74

Μελέτη σε ΕΕΛ μεγάλης κλίμακας στη Γκάνα με μέση παροχή εισροής $4330 \text{ m}^3/\text{d}$ την παρουσίασε ενθαρρυντικά αποτελέσματα. Εκεί έχουν τεθεί σε λειτουργία έξι η αντιδραστήρες UASB, η δυναμικότητα των οποίων κυμαίνεται μεταξύ 16.000 και $18.000 \text{ m}^3/\text{d}$. Συγκεκριμένα, έπειτα από αξιολόγηση περίπου 11 μηνών, η μέση ημερήσια τιμή παραγωγής βιοαερίου που καταγράφηκε ήταν $611 \pm 275 \text{ Nm}^3/\text{d}$, η σύσταση του οποίου αποτελείται από 65% CH_4 . Εκτιμήθηκε ότι με τη μετατροπή σε ενέργεια του παραπάνω παραπροϊόντος το δυναμικό ανάκτησης καθαρής ενέργειας

σε χρονικό διάστημα ενός χρόνου είναι 36% μεγαλύτερο της συνολικής ετήσιας κατανάλωσης της εν λόγω ΕΕΛ (Arthur et al., 2023). Γενικότερα η ενέργεια που μπορεί να ανακτηθεί από ένα τέτοιο σύστημα κυμαίνεται μεταξύ 0,16 και 1,36 kWh/m³ (Medeiros et al., 2023). Ο συνδυασμός συστήματος UASB με επερχόμενα συμβατικά συστήματα επεξεργασίας μπορεί να εξασφαλίσει και την επιθυμητή ποιότητα εκροής και τη μείωση του συνολικού κόστους σε μια ΕΕΛ. Για παράδειγμα η επεξεργασία υγρών αποβλήτων σε πρώτο χρόνο με αντιδραστήρα UASB και έπειτα σε συμβατικό αεριζόμενο βιοαντιδραστήρα οδηγεί σε εξοικονόμηση κόστους κεφαλαίου από 20% έως 50% και πάνω από 50% στα λειτουργικά έξοδα. Μεγαλύτερη εξοικονόμηση επιτυγχάνεται στη περίπτωση εφαρμογής βιολογικού φίλτρου μετά από σύστημα UASB. Συγκεκριμένα παρατηρείται μείωση της τάξεως του 90% στις λειτουργικές επιβαρύνσεις (κυρίως στη μειωμένη απαίτηση ενέργειας) και 40% στο κόστος κεφαλαίου (Chernicharo et al., 2015). Έρευνα αξιολόγησης συστημάτων UASB για επεξεργασία αστικών υγρών αποβλήτων έχει πραγματοποιηθεί και στην Ινδία. Αναλυτικότερα, αξιολογήθηκαν τέσσερα συστήματα επεξεργασίας UASB σε συνδυασμό με αερόβιες διεργασίες. Η έρευνα είχε διάρκεια πάνω από δύο έτη (Hasan et al., 2019). Τα κύρια αποτελέσματα της συγκεκριμένης έρευνας καταγράφονται στον Πίνακα 3.21.

Πίνακας 3.21: Αποτελέσματα έρευνας επεξεργασία αστικών λυμάτων με συστήματα UASB σε συνδυασμό με αερόβιες διεργασίες σε ΕΕΛ στην Ινδία (Hasan et al., 2019)

	Δυναμικότητα (m ³ /d)	Ποσοστό απομάκρυνσης BOD ₅ (%)	Ποσοστό απομάκρυνσης COD (%)	Ποσοστό απομάκρυνσης TSS (%)	Παραγωγή βιοαερίου (m ³ / kg απομακρ. COD)	Μέσος όρος για κόστος (€/m ³)
ΕΕΛ ₁	111×10 ³	78	63	68	0.17-0.23	0,004
ΕΕΛ ₂	152×10 ³	79	66	76		
ΕΕΛ ₃	38×10 ³	79	69	70		
ΕΕΛ ₄	78×10 ³	85	75	72		

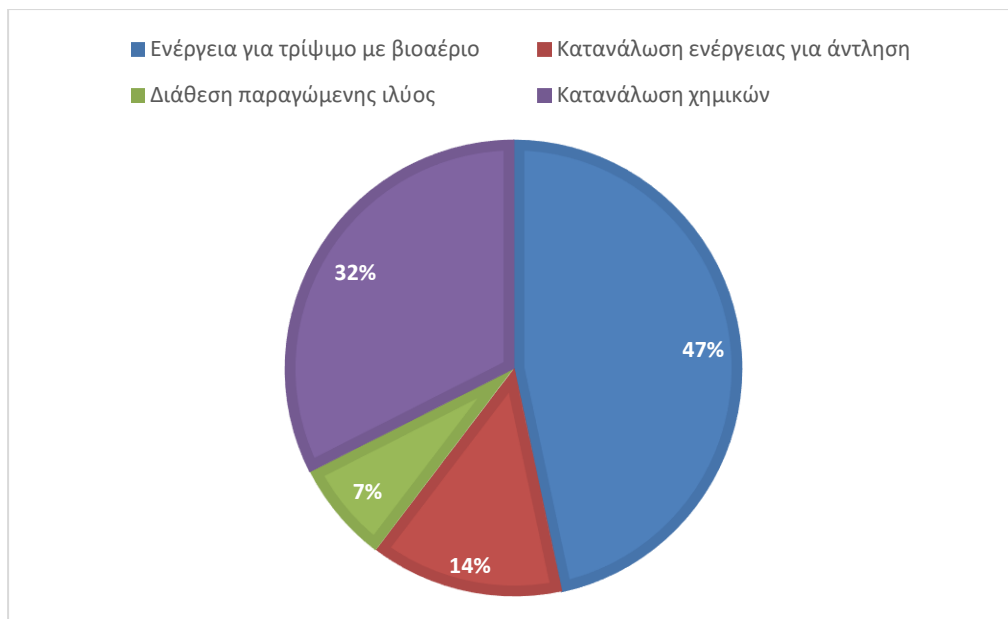
Το κόστος που αφορά τη κατασκευή του αντιδραστήρα ανέρχεται στα 18-37 €/ΙΚ. Όπως προαναφέρθηκε κατά την επεξεργασία λυμάτων μέσω αντιδραστήρα τύπου UASB απαιτείται περαιτέρω επεξεργασία έτσι ώστε να τηρούνται τα όρια εκροής που έχουν θεσπιστεί από τη νομοθεσία. Λαμβάνοντας υπόψη ακόμα και αυτές τις επιπλέον οικονομικές επιβαρύνσεις που αφορούν την επεξεργασία των λυμάτων μετά από την έξοδο ενός αντιδραστήρα UASB, το συνολικό κόστος πλεονεκτεί σε σχέση με το αντίστοιχο κόστος για τη λειτουργία μια συμβατικής ΕΕΛ ενεργού ιλύος το οποίο κυμαίνεται μεταξύ 91-137 €/ΙΚ. Σύμφωνα με έρευνες το κόστος λειτουργίας και συντήρησης κυμαίνεται μεταξύ 0,91 και 1,37 €/ΙΚ το χρόνο (Libhaber and Orozco-Jaramillo, 2012).

Αναερόβιοι βιοαντιδραστήρες με μεμβράνη (Anaerobic Membrane Bioreactors, AnMBR)

Ένα τέτοιο σύστημα συνδυάζει την διεργασία διήθησης μεμβράνης με τη αναερόβια επεξεργασία. Κατά την επεξεργασία υγρών αποβλήτων με ένα σύστημα AnMBR επιτυγχάνονται μεγάλα ποσοστά απομακρύνσεων COD και αυξημένη παραγωγή βιοαερίου συγκριτικά με τη συμβατική αναερόβια διεργασία, όπως έχει προκύψει από

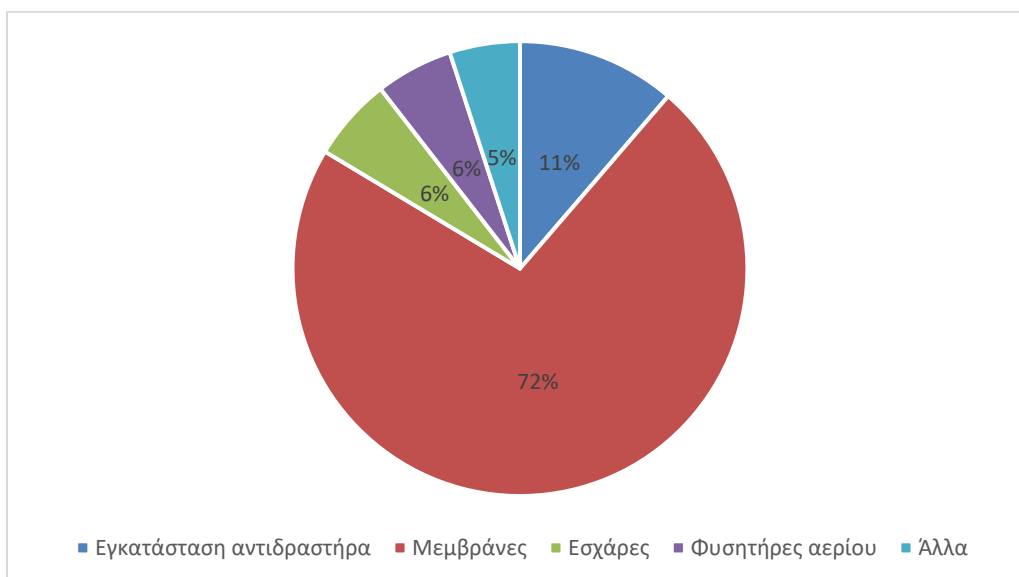
αρκετές μελέτες επεξεργασίας αστικών λυμάτων με συστήματα AnMBR (Musa et al., 2018). Οι ενεργειακές απαιτήσεις είναι χαμηλές δεδομένου ότι δεν υπάρχει ανάγκη για παροχή αέρα και τέλος η παραγωγή βιοαερίου είναι αυξημένη (Liu et al., 2018b). Έχει καταγραφεί ακόμα και 98% μετατροπή του οργανικού φορτίου στα εισερχόμενα στο σύστημα υγρά απόβλητα σε βιοαέριο με 80% σύνθεση σε μεθάνιο. Το παραπροϊόν αυτό μπορεί να μετατραπεί έπειτα από ειδική επεξεργασία σε ηλεκτρική ενέργεια αρκετή να καλύψει όλες τις ενεργειακές απαιτήσεις τις μονάδας (Skouteris et al., 2012). Επιπλέον παρέχει τη δυνατότητα διαχωρισμού του υδραυλικού χρόνου παραμονής από τον χρόνο παραμονής στερεών από το χρόνο παραμονής στερεών. Η μείωση του υδραυλικού χρόνου παραμονής μεταφράζεται σε χαμηλότερο κόστος και απαιτούμενη επιφάνεια. Σε αντίθεση με τον χρόνο παραμονής στερεών μέσα στον αντιδραστήρα ο οποίος εξαιτίας του χαμηλού ρυθμού ανάπτυξης των μικροοργανισμών κάτω από αναερόβιες διεργασίες απαιτείται να είναι μεγάλος (Smith et al., 2013). Η αύξηση του χρόνου παραμονής στερεών επίσης οδηγεί σε μείωση του κόστους λειτουργίας, όπως επιβεβαιώθηκε από μελέτη λόγω της αύξησης του παραγόμενου βιοαερίου (Yilmaz et al., 2024).

Μελέτη επικεντρωμένη στην κατανάλωση και την ανάκτηση ενέργειας από τέτοιου είδους συστήματα κατέγραψε μέση κατανάλωση ενέργειας από ένα σύστημα AnMBR ίση με 0,028 kWh/m³, ενέργεια η οποία μπορεί να εξασφαλιστεί αξιοποιώντας μόλις το 30% του παραγόμενου βιοαερίου. Από αντίστοιχη μελέτη διαπιστώθηκε ότι το κόστος που προκύπτει από την κατανάλωση ηλεκτρικής ενέργειας είναι χαμηλότερο από το κόστος μεμβρανών (0,046€/m³ και 0,5€/m³ αντίστοιχα) (Skouteris et al., 2012). Σε μεγαλύτερης κλίμακας σύστημα το κόστος μεμβρανών είναι περίπου 72% του συνολικού κόστους κεφαλαίου (Lin et al., 2011). Ανεξάρτητα από τον τύπο συστήματος, το κύριο πρόβλημα είναι η έμφραξη των μεμβρανών το οποίο αυξάνει και τις απαιτήσεις του συστήματος σε ενέργεια και το λειτουργικό κόστος. Συγκεκριμένα για ένα σύστημα AnMBR, η αντιμετώπιση της έμφραξης των μεμβρανών είναι η διαδικασία που απαιτεί τη περισσότερη ενέργεια. Με τη πάροδο των χρόνων έχουν αναπτυχθεί διάφορες διαδικασίες καθαρισμού, δεδομένη την απουσία οξυγόνου, βασιζόμενες είτε σε φυσικές είτε σε χημικές μεθόδους. Η πιο διαδεδομένη μέθοδος είναι η αξιοποίηση ενός ποσοστού του παραγόμενου βιοαερίου για το τρίψιμο των μεμβρανών (Vinardell et al., 2020). Στο Διάγραμμα 3.9 αποτυπώνονται τα ποσοστά λειτουργικών επιβαρύνσεων για μια μονάδα χωρητικότητας 20000 m³/d (Lin et al., 2011).



Διάγραμμα 3.9: Ποσοστιαία κατανομή λειτουργικών εξόδων σε ένα σύστημα AnMBR χωρητικότητας 20000 m³/d (Lin et al., 2011)

Στο Διάγραμμα 3.10, το οποίο παρουσιάζεται παρακάτω, αποτυπώνεται η ποσοστιαία κατανομή του κόστους κεφαλαίου για μια μονάδα AnMBR χωρητικότητας 20000 m³/d.



Διάγραμμα 3.10: Ποσοστιαία κατανομή συνολικού κόστους κεφαλαίου για σύστημα AnMBR που επεξεργάζεται 20000 m³/d (Khan et al., 2016)

Έπειτα από μελέτες αξιολόγησης και σύγκρισης συστημάτων MBR για την επεξεργασία αστικών λυμάτων κάτω από αερόβιες και αναερόβιες συνθήκες, εκτιμάται ότι ένα σύστημα AnMBR παρουσιάζει λιγότερες προοπτικές για έμφραξη. Η επίτευξη μείωσης αυτού του φαινομένου θα μειώσει τις επιβαρύνσεις του συστήματος τόσο σε ενέργεια όσο και σε λειτουργικό κόστος παράλληλα με την αποδοτικότερη ανάκτηση ενέργειας (Smith et al., 2012; Vinardell et al., 2020). Είναι εφικτό η εφαρμογή του συγκεκριμένου συστήματος στη κύρια ροή επεξεργασίας σε ΕΕΛ να λειτουργεί ως

ενεργειακά αυτόνομη διεργασία με τη προϋπόθεση επίλυσης του περιορισμού της έμφραξης μεμβρανών (Seib et al., 2016), Μια από τις σημαντικότερες αν όχι η σημαντικότερη παράμετρος στη λειτουργία βιοαντιδραστήρων με μεμβράνες κάτω από αναερόβιες συνθήκες είναι η θερμοκρασία, όπως σε όλες τις αναερόβιες διεργασίες. Ένα τέτοιο σύστημα αποδίδει στο μέγιστο στους 30-40°C ή 50-60°C. Η λειτουργία τέτοιων συστημάτων σε χαμηλότερες θερμοκρασίες θεωρείται ως πρόκληση αλλά όχι αδύνατο. Αυτό όμως θα οδηγήσει σε αύξηση του κόστους (Smith et al., 2013, 2012). Ένα σύστημα AnMBR που επεξεργάζεται αστικά λύματα τα οποία έχουν υποστεί προ-επεξεργασία σε ΕΕΛ μεγάλης κλίμακας αξιολογήθηκε αναφορικά με τις ενεργειακές απαιτήσεις και το λειτουργικό κόστος. Μερικά από τα χαρακτηριστικά εισροής είναι κατά μέσο όρο 313 ± 45 mg/L TSS, 650 ± 147 mg/L, 257 ± 46 mg/L VSS και 35 ± 3 mg/L NH₄-N. Η μονάδα τέθηκε σε λειτουργία για περίπου 920 ημέρες κατά τις οποίες αξιολογήθηκε το σύστημα AnMBR σε πέντε σενάρια κάτω από διαφορετικές συνθήκες λειτουργίας. Τα αποτελέσματα της έρευνας κατέγραψαν μέση ενεργειακή κατανάλωση του συστήματος ίση με 0,32 kWh/m³. Σημαντικό είναι το γεγονός πως η παραπάνω τιμή καταγράφηκε χωρίς να ληφθεί υπόψη η ενέργεια που μπορεί να ανακτηθεί μέσω της παραγωγής βιοαερίου, με αποτέλεσμα να υπάρχει η δυνατότητα περεταίρω μείωσης των ενεργειακών αναγκών. Για παράδειγμα στο πέμπτο και τελευταίο σενάριο λειτουργίας του συστήματος η ενεργειακή κατανάλωση υπολογίστηκε ίση με 0,19 kWh/m³, η οποία μπορεί να μειωθεί σε 0,17 kWh/m³ με την αξιοποίηση του παραγόμενου βιοαερίου. Όσο αναφορά το λειτουργικό κόστος, σύμφωνα με τη συγκεκριμένη έρευνα κυμαίνεται μεταξύ 0,02 €/m³ και 0,75€/m³ στη περίπτωση μη αξιοποίησης του βιοαερίου. Το κόστος αυτό είναι εφικτό να μειωθεί με την αξιοποίηση του βιοαερίου που παράγεται κατά τη διεργασία, τόσο για τη παραγωγή ενέργειας όσο και για τις ανάγκες καθαρισμού της μεμβράνης. Για παράδειγμα στο πέμπτο σενάριο το λειτουργικό κόστος χωρίς την εκμετάλλευση του βιοαερίου υπολογίστηκε ίσο με 0,28 €/m³ και το αντίστοιχο κόστος έπειτα από την εκμετάλλευση του βιοαερίου ίσο με 0,11 €/m³ (Pretel et al., 2014).

Στον Πίνακα 3.22 συνοψίζονται τα αποτελέσματα που προέκυψαν από διάφορες μελέτες επεξεργασίας αστικών υγρών αποβλήτων με συστήματα AnMBR.

Πίνακας 3.22: Αποτελέσματα μελετών επεξεργασίας αστικών λυμάτων με συστήματα AnMBR (Musa et al., 2018)

Μελέτη	Συνθήκες λειτουργίας	Συγκέντρωση COD εισροής (mg/l)	Συγκέντρωση COD εκροής (mg/l)	Ποσοστό απομάκρυνσης COD (%)	Παραγωγή μεθανίου (L CH ₄ /g απομακρυσμένου COD)
1 ^η	HRT=12 ώρες T=20°C	330-370	-	90	156,3
2 ^η	HRT=4,8-8 ώρες T=25-35°C	400	-	90	276
3 ^η	HRT=6 ώρες T=15-25°C	530	42-52	90-9	-
4 ^η	HRT=5,8 ώρες T=25°C	417	-	87	-

Τα δύο πιο διαδεδομένες μέθοδοι αναερόβιας επεξεργασίας αστικών υγρών αποβλήτων είναι η επεξεργασία με σύστημα UASB αλλά και AnMBR (Chernicharo et al., 2015). Στον Πίνακα 3.23 πραγματοποιείται μια συγκριτική αξιολόγηση μεταξύ των δύο προκειμένου να διαπιστωθεί η πιο αποδοτική μέθοδος επεξεργασίας.

Πίνακας 3.23: Σύγκριση απόδοσης συμβατικής αναερόβιας διεργασίας με αντιδραστήρες UASB και AnMBR

	HRT	Ποσοστό απομάκρυνσης COD (%)	Παραγωγή βιοαερίου (m ³ /kg COD που απομακρύνεται)	Πηγή
Συμβατική αναερόβια χώνευση	15-25 ημέρες	50-70	0,2-0,3	(Shen et al., 2015; Wei et al., 2022)
UASB	6-24 ώρες	65-90	0,2-0,4	(Gaur et al., 2017; Jensen et al., 2022)
AnMBR	6-24 ώρες	70-95	0,2-0,4	(Jensen et al., 2022; Mei et al., 2016)

Όπως διαπιστώνεται από τον παραπάνω πίνακα, κατά την επεξεργασία μέσω συστημάτων τύπου UASB ή/και AnMBR επιτυγχάνεται αποτελεσματικότερη απομάκρυνση του οργανικού φορτίου. Ακόμα, ο απαιτούμενος υδραυλικός χρόνος παραμονής είναι αρκετά μειωμένος σε σχέση με τη συμβατική αναερόβια διεργασία, γεγονός που οδηγεί σε μικρότερο απαιτούμενο όγκο αντιδραστήρα άρα και σε μειωμένο κόστος.

Στον Πίνακα 3.24 πραγματοποιείται σύγκριση μεταξύ της ASP και των εναλλακτικών τεχνολογιών δευτεροβάθμιας επεξεργασίας που παρουσιάστηκαν στο παρών κεφάλαιο.

Πίνακας 3.24: Συγκριτικός συσχετισμός μεταξύ συμβατικής ASP, ANAMMOX, MFC, επεξεργασία με μικροφύκη και TF

Παράμετρος	ASP	ANAMMOX	MFC
Απομάκρυνση αζώτου (%)	80-96 (Rajesh Banu et al., 2021)	70-95 (Bressani-Ribeiro et al., 2018)	40-90 (Lee et al., 2019)
Απομάκρυνση φωσφόρου (%)	55-90 (Rajesh Banu et al., 2021)	-	10-35 (Paucar and Sato, 2021)
Ενέργεια (kWh/m³)	0,3-0,65 (Gikas, 2017a)	Τουλάχιστον 50% μειωμένη ενεργειακή κατανάλωση συγκριτικά με τη συμβατική επεξεργασία (Siegrist et al., 2008)	0.02-0.05 (Virdis et al., 2010)
Κόστος	Υψηλό	Χαμηλό. Μειωμένες ανάγκες αερισμού σε ποσοστό 60% καθώς και δεν απαιτείται χορήγηση πηγής οργανικού άνθρακα (Cho et al., 2019)	Υψηλό κόστος μεμβράνης ανταλλαγής ιόντων. Χαμηλό κόστος λειτουργίας Προκύπτει κέρδος από την παραγωγή ηλεκτρικής ενέργειας και ανάκτηση θρεπτικών συστατικών (Gude, 2016)
Παραγωγή ιλύος	Υψηλή. Χαρακτηρίζεται από χαμηλή βιοαποικοδομησιμότητα, γεγονός το οποίο έχει αρνητική επίπτωση στη παραγωγή μεθανίου και στην ανάκτηση ενέργειας (Bolzonella et al., 2020)	Χαμηλή, έως και 80% μείωση συγκριτικά με τη συμβατική διεργασία (Wu et al., 2021a)	Χαμηλή (Gajaraj and Hu, 2014)
Πλεονεκτήματα	Αποτελεσματική αφαίρεση θρεπτικών συστατικών και υπολειπόμενου οργανικού φορτίου. Υπάρχει μεγάλη εξοικείωση με τις παραμέτρους και τις συνθήκες λειτουργίας της διεργασίας, κάτι που οφείλεται στο γεγονός ότι εφαρμόζεται πολλά χρόνια (Jenkins, 2014b; Χρυσικόπουλος, 2018)	Μειωμένες απαιτήσεις αερισμού Μειωμένη παραγωγή ιλύος Δεν απαιτείται χορήγηση πηγής οργανικού άνθρακα Έως και 90% μειωμένες εκπομπές αερίων θερμοκηπίου (Daverey et al., 2019)	Παραγωγή ηλεκτρικής ενέργειας απευθείας σε αντίθεση με τη παραγωγή μέσω μεθανίου το οποίο απαιτεί επεξεργασία πριν από την αξιοποίησή του. Μειωμένη παραγωγή ιλύος. Μειωμένες εκπομπές αερίων θερμοκηπίου (Gude, 2016)

Μειονεκτήματα	Υψηλή κατανάλωση ενέργειας Υψηλό κόστος Αξιοσημείωτη παραγωγή ιλύος Χαμηλή ανάκτηση ενέργειας (Jenkins, 2014b)	Αυξημένος χρόνος εκκίνησης διεργασίας Μεγάλη ευαισθησία σε περιβαλλοντικούς παράγοντες όπως pH ή θερμοκρασία (Wu et al., 2021b)	Υψηλό κόστος της μεμβράνης ανταλλαγής ιόντων (Ahn and Logan, 2013)
----------------------	--	---	---

Πίνακας 3.24 (Συνέχεια)

Παράμετρος	Επεξεργασία με μικροφύκη	TF	UASB	AnMBR
Απομάκρυνση αζώτου (%)	>90% (Daverey et al., 2019)	80-90 (Mažeikienė and Šarko, 2022)	50-60	45-50
Απομάκρυνση φωσφόρου (%)	50-80 (Al-Jabri et al., 2020)	65-67 (Mažeikienė and Šarko, 2022)	-	-
Ενέργεια (kWh/m³)	0,15-0,25 (Santos et al., 2022)	0,18-0,42 (Gude, 2016)	Χαμηλή (Mainardis et al., 2020)	Υψηλή (Fericelli, 2011)
Κόστος	Σχετικά χαμηλό (Passos et al., 2017)	Χαμηλό (Chen et al., 2020)	Χαμηλό κόστος κεφαλαίου αλλά και λειτουργίας (Mainardis et al., 2020)	Μέτριο λειτουργικό κόστος Υψηλό κόστος αρχικής εγκατάστασης (Fericelli, 2011)
Παραγωγή ιλύος	Παράγεται βιομάζα, η αξιοποίηση της οποία ενισχύει δραστικά την ανάκτηση ενέργειας καθώς παράγει ανανεώσιμο καύσιμο (Colzi Lopes et al., 2018)	Χαμηλή (Chen et al., 2020)	Μέτρια	Χαμηλή

Πλεονεκτήματα	Ένα τέτοιο σύστημα παρέχει τη δυνατότητα αξιοποίησης των συνθηκών που επικρατούν στο περιβάλλον με αποτέλεσμα να μειώνονται δραστικά οι ενεργειακές απαιτήσεις για αερισμό. Ποσοστό εξοικονόμησης ενέργειας μεγαλύτερο του 50%. Αυξημένη ανάκτηση ενέργειας. Αξιοποίηση παραγόμενης βιομάζας σε πολλούς τομείς (Al-Jabri et al., 2020; Cai et al., 2013)	Απλή λειτουργία. Αποτελεσματική απομάκρυνση θρεπτικών συστατικών, ιδιαίτερα αζώτου. Χαμηλές ενεργειακές απαιτήσεις (USEPA, 2000)	Αποτελεσματική αφαίρεση οργανικού φορτίου. Ενισχυμένη παραγωγή βιοαερίου (τουλάχιστον 70% μεγαλύτερη από τη συμβατική διεργασία) με μεγάλη σύσταση σε μεθάνιο.	Αποτελεσματική αφαίρεση οργανικού φορτίου. Ενισχυμένη παραγωγή βιοαερίου (τουλάχιστον 70% μεγαλύτερη από τη συμβατική διεργασία) με μεγάλη σύσταση σε μεθάνιο.
Μειονεκτήματα	Απαιτείται διαρκής συντήρηση και επίβλεψη. Ευαισθησία στους εξωτερικούς παράγοντες (Goh et al., 2022)	Ενδέχεται να απαιτείται περαιτέρω επεξεργασία προκειμένου να επιτευχθούν τα νομοθετημένα όρια εκροής. Υπάρχει κίνδυνος έμφραξης με αποτέλεσμα τη μείωση της απόδοσης του συστήματος (USEPA, 2000)	Υψηλό κόστος μεμβρανών, πάνω από το 70% του συνολικού κόστους κεφαλαίου. Υψηλές ενεργειακές απαιτήσεις για τον έλεγχο έμφραξης των μεμβρανών (Lin et al., 2011)	Υψηλό κόστος μεμβρανών, πάνω από το 70% του συνολικού κόστους κεφαλαίου. Υψηλές ενεργειακές απαιτήσεις για τον έλεγχο έμφραξης των μεμβρανών (Lin et al., 2011)

Είναι γνωστό ότι η ASP, παρά τη εξοικείωση που υπάρχει όσο αναφορά τη λειτουργία αλλά και την ικανοποιητική απόδοση επεξεργασίας, είναι μια εξαιρετικά ενεργοβόρα διεργασία. Η διεργασία του αερισμού αποτελεί το μεγαλύτερο ποσοστό της συνολικής ενεργειακής κατανάλωσης μιας συμβατικής ΕΕΛ. Παράλληλα, μέσω της ASP παράγεται αυξημένη ποσότητα περίσσειας ιλύος, κάτι το οποίο έχει αυξάνει τα έξοδα σε μια ΕΕΛ. Δεν πρέπει να παραληφθεί το γεγονός ότι οι εκπομπές αερίων του θερμοκηπίου που προκύπτουν είναι σημαντικές. Μια αξιόπιστη εναλλακτική στην αποτελεσματική απομάκρυνση αζώτου αποτελεί η διεργασία ANAMMOX. Με την εφαρμογή της συγκεκριμένης διεργασίας επιτυγχάνονται παρόμοια ποσοστά αφαίρεσης αζώτου με τη συμβατική διεργασία ενώ παράλληλα παρατηρείται μείωση ποσοστού 60% στις ανάγκες αερισμού. Ακόμα, οι ποσότητες παραγόμενης ιλύος αλλά

και εκπομπών αερίων του θερμοκηπίου μειώνονται δραστικά. Η επεξεργασία αστικών λυμάτων με συστήματα MFC σύμφωνα με τις μέχρι σήμερα έρευνες αποτελεί μια τεχνολογία επεξεργασίας με πολλές προοπτικές. Παρέχεται η δυνατότητα απευθείας παραγωγής ηλεκτρικής ενέργειας παράλληλα με την επεξεργασία των υγρών αποβλήτων. Με αυτόν τον τρόπο μειώνονται οι απώλειες κατά τη μετατροπή μεθανίου σε ηλεκτρική ενέργεια και ενισχύεται η ενεργειακή αποδοτικότητα της διεργασίας. Το κόστος της μεμβράνης ανταλλαγής ιόντων όπως και το κόστος των ηλεκτροδίων, τα οποία είναι υψηλά, αποτελεί το μεγαλύτερο εμπόδιο για την ευρεία εφαρμογή της συγκεκριμένης τεχνολογίας στο τομέα επεξεργασίας υγρών αποβλήτων. Αν ξεπεραστούν αυτά τα προβλήματα, η επεξεργασία αστικών λυμάτων με σύστημα MFC θα αποτελέσει μια υψηλής απόδοσης μέθοδο επεξεργασίας υγρών αποβλήτων, ενισχύοντας την ενεργειακή αυτονομία και την αποδοτικότητα κόστους σε μια ΕΕΛ. Ακόμα μια αξιόπιστη λύση για την αποτελεσματική επεξεργασία λυμάτων αποτελούν τα συστήματα επεξεργασίας με μικροφύκη. Αξιοποιώντας τις περιβαλλοντικές συνθήκες μειώνουν στο ελάχιστον τις ενεργειακές απαιτήσεις, με το μεγαλύτερο ποσοστό της ενέργειας που καταναλώνεται σε ένα τέτοιο σύστημα να αφορά την ανάδευση. Η βιομάζα που παράγεται ως αποτέλεσμα της επεξεργασίας λυμάτων με μικροφύκη μπορεί να αποτελέσει πρώτη ύλη για παραγωγή καθαρής και ανανεώσιμης ενέργειας. Η αναερόβια επεξεργασία με σύστημα UASB είναι μια υποσχόμενη τεχνολογία. Απαιτεί χαμηλά ποσά ενέργειας για τη λειτουργία της ενώ παράλληλα τόσο το κόστος κεφαλαίου όσο και το κόστος λειτουργίας είναι χαμηλό. Επιπρόσθετος κατά την επεξεργασία με ένα τέτοιο σύστημα παράγονται αυξημένες ποσότητες βιοαερίου συγκριτικά με τη συμβατική διεργασία. Η επεξεργασία μέσω συστήματος AnMBR αποτελεί επίσης αξιόπιστη εναλλακτική. Η παραγωγή βιοαερίου είναι αξιοσημείωτη, τουλάχιστον 70% υψηλότερη σε σχέση με την αντίστοιχη παραγωγή της συμβατικής διεργασίας. Το φαινόμενο της συχνής έμφραξης των μεμβρανών καθώς και το υψηλό κόστος του αποτελούν τα κύρια μειονεκτήματα της συγκεκριμένης διεργασίας. Η αντιμετώπιση των παραπάνω προβλημάτων θα καταστήσει την η επεξεργασία υγρών αποβλήτων με AnMBR μια αξιόπιστη μέθοδο επεξεργασίας, η οποία θα απαιτεί μειωμένα ποσά ενέργειας, θα έχει μειωμένο κόστος και η ανάκτηση ενέργειας θα είναι υψηλή. Τέλος το TF χαρακτηρίζεται ως μια τεχνολογία χαμηλού κόστους και ενέργειας καθώς καταναλώνουν μικρότερο ποσό ενέργειας συγκριτικά με την ASP, έχουν χαμηλό κόστος κατασκευής και λειτουργίας και τέλος επιτυγχάνουν ικανοποιητικά ποσοστά απομάκρυνσης θρεπτικών συστατικών και οργανικού φορτίου.

3.3 Επεξεργασία ιλύος

Η ενέργεια που καταναλώνεται για την επεξεργασία ιλύος αποτελεί το δεύτερο κατά σειρά μεγαλύτερο ποσοστό της συνολικής ενέργειας που καταναλώνεται σε μια ΕΕΛ, μετά τη διεργασία αερισμού (Hamawand, 2023). Το κόστος επεξεργασίας και διάθεσης αποτελεί το 25-65% των συνολικών λειτουργικών επιβαρύνσεων σε μια ΕΕΛ (Ferrentino et al., 2023). Ακόμα, δεν πρέπει να παραληφθεί το γεγονός ότι η επεξεργασία της ιλύος που παράγεται ευθύνεται για το 40% των συνολικών εκπομπών αερίων του θερμοκηπίου από μια ΕΕΛ (Zhang et al., 2014). Οι ποσότητες ιλύος που παράγονται σε ετήσια βάση σε όλο τον κόσμο είναι ανησυχητικές, επισημαίνοντας το πρόβλημα αλλά και την ανάγκη για επίλυση. Στον Πίνακα 3.25 καταγράφονται ενδεικτικά η παραγωγή ιλύος ανά έτος σε διάφορες χώρες.

Πίνακας 3.25: Ετήσια παραγωγή ιλύος από ΕΕΛ παγκοσμίως (Di Giacomo and Romano, 2022)

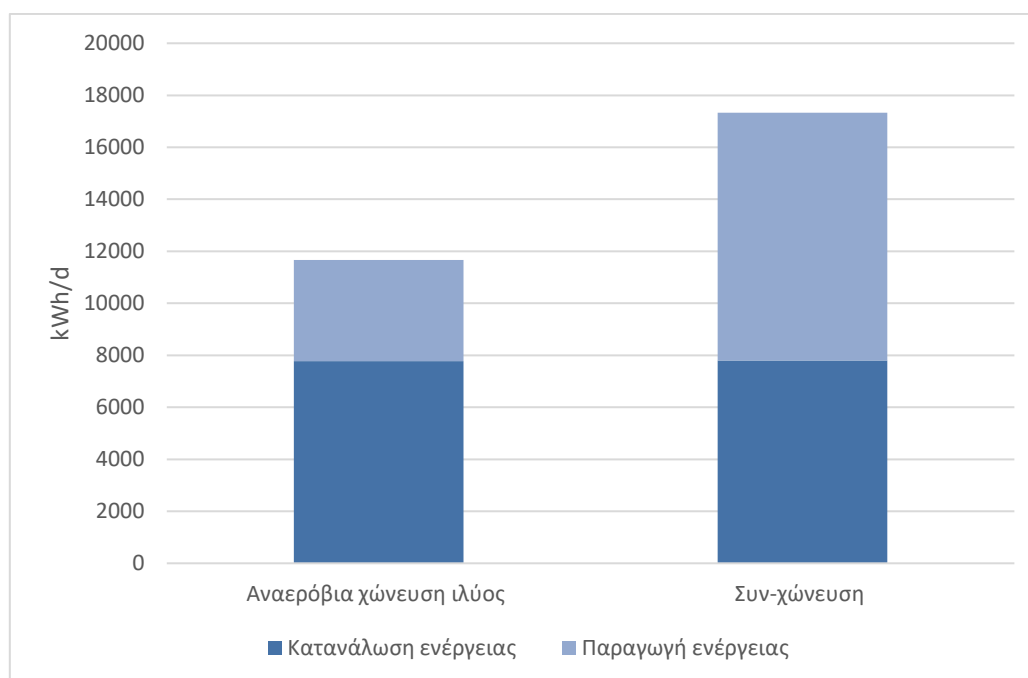
Χώρα	Παραγόμενη ιλύς (10 ⁶ t/έτος)
Ευρώπη	12-14
Η.Π.Α	14
Κίνα	12-18
Ινδία	10-15
Καναδάς	0,7-1,2
Αυστραλία	0,3
Ιαπωνία	2,3
Ρωσία	5-15
Νότια Αφρική	1,2-2
Ηνωμένο Βασίλειο	1,6-1,8

ζ3.3.1 Αναερόβια συγχώνευση ιλύος με οργανικά απόβλητα

Η αναερόβια χώνευση είναι η πιο διαδεδομένη διεργασία σταθεροποίησης ιλύος και παραγωγής βιοαερίου που μπορεί να αξιοποιηθεί για τη παραγωγή ενέργειας η οποία θα καλύψει συγκεκριμένες ανάγκες μιας ΕΕΛ. Από μελέτη σε ΕΕΛ της Σουηδίας διαπιστώθηκε ότι το 35% του παραγόμενου βιοαερίου μέσα στην μονάδα αξιοποιήθηκε για την παραγωγή θερμότητας, το 26% για παραγωγή ηλεκτρικής ενέργειας, το 14% ως καύσιμο για οχήματα και το 12% μεταφέρθηκε σε δίκτυα παροχής φυσικού αερίου της ευρύτερης περιοχής (Gandiglio et al., 2017). Υπό βέλτιστες συνθήκες λειτουργίας το ποσοστό κάλυψης των ενεργειακών αναγκών μιας συμβατικής ΕΕΛ από τη μετατροπή βιοαερίου το οποίο παράγεται κατά τη διεργασία της αναερόβιας χώνευσης σε ενέργειας δεν ξεπερνάει το 50% (Mattoli et al., 2017). Με βάση τα παραπάνω είναι σαφές ότι υπάρχει δυνατότητα βελτίωσης. Η ταυτόχρονη χώνευση ιλύος μαζί με οργανικά απόβλητα όπως λίπη, έλαια, απορρίμματα τροφίμων, παρουσιάζει δυνατότητες αυξημένης παραγωγής ενέργειας Αυτό οφείλεται στο γεγονός ότι τα οργανικά αυτά απόβλητα είναι εύκολα βιοαποδομήσιμα. Κατά ένα μεγάλο ποσοστό οι αναερόβιοι χωνευτές κατασκευάζονται κατά 15-30% μεγαλύτερης τάξης μεγέθους από αυτή που απαιτείται για τον όγκο που επεξεργάζονται. Το γεγονός αυτό προσφέρει τη δυνατότητα εφαρμογής της διεργασίας αναερόβιας συγχώνευσης χωρίς επιπλέον οικονομικές επιβαρύνσεις αναφορικά με τη κατασκευή δεξαμενών (Zhang et al., 2014).

Με βάση τεχνοοικονομικές μελέτες έχει διαπιστωθεί ότι η συγκεκριμένη διεργασία αποτελεί μια καλή εναλλακτική διεργασία σε σύγκριση με τις συμβατικές μεθόδους επεξεργασίας υγρών αποβλήτων όσο αναφορά την μέγιστη δυνατή ανάκτηση ενέργειας και κάλυψη των ενεργειακών αναγκών (Ghimire et al., 2021). Αντίστοιχες μελέτες έχουν επίσης αναφέρει ότι η συγχώνευση ιλύος με οργανικά απόβλητα κάτω από αναερόβιες συνθήκες επιτυγχάνει έως και τέσσερις φορές μεγαλύτερη απόδοση βιοαερίου, με αποτέλεσμα να υπάρχει η δυνατότητα πλήρους κάλυψης των ενεργειακών αναγκών για τη σωστή λειτουργία μιας ΕΕΛ (Zhang et al., 2014). Έπειτα από 18 μήνες μελέτες σε ΕΕΛ της Ιταλίας χωρητικότητας 95.000 ΙΚ και μέση ημερήσια παροχή 13.000 m³/d αξιολογήθηκε το ενεργειακό ισοζύγιο της ΕΕΛ όταν εφαρμόζεται αναερόβια χώνευση ιλύος και όταν εφαρμόζεται αναερόβια συγχώνευση ιλύος με οργανικά απόβλητα. Στη πρώτη περίπτωση η μέση ημερήσια κατανάλωση ενέργειας ήταν 7771 kWh/d (0,6 kWh/m³) ενώ στη δεύτερη ήταν 9530 kWh/d (0,7 kWh/m³). Η αύξηση αυτή οφείλεται στη μεγάλη ποσότητα οργανικών αποβλήτων

που εισέρχονται στη μονάδα καθημερινά τα οποία απαιτούν ειδική προ-επεξεργασία πριν τροφοδοτηθούν στον αναερόβιο χωνευτή. Η παραγωγή βιοαερίου που σημειώθηκε μέσω της διεργασίας της αναερόβιας συγχώνευσης ιλύος με οργανικά σχεδόν διπλάσια εκείνης μέσω της χώνευσης ιλύος (από 1321 m³/d σε 2723 m³/d). Η αύξηση που προκύπτει στην ημερήσια παραγωγή ηλεκτρικής ενέργειας (από 3900 kWh σε 7800 kWh) συνεπάγεται με ποσοστό κάλυψης των ενεργειακών απαιτήσεων της μονάδας που αγγίζει το 85%. Αξίζει να σημειωθεί πως στη περίπτωση χώνευσης ιλύος το ποσοστό κάλυψης των συνολική ενεργειακής κατανάλωσης της μονάδας μέσω της παραγωγής ενέργειας από βιοαέριο δεν ξεπερνούσε το 50%. Τα παραπάνω στοιχεία παρουσιάζονται σχηματικά στο Διάγραμμα 3.11 (Mattioli et al., 2017).



Διάγραμμα 3.11: Ενεργειακό ισοζύγιο υπό μελέτης ΕΕΛ στην Ιταλία με βάση δύο μεθόδους χώνευσης (Mattioli et al., 2017)

Αντίστοιχα, σε ΕΕΛ στη πολιτεία της Γεωργίας των Ηνωμένων Πολιτειών η οποία επεξεργάζεται κατά μέσο όρο 190.000 m³ αστικών λυμάτων ημερησίως πραγματοποίησε αξιολόγηση της διεργασίας αναερόβιας συγχώνευσης αστικών λυμάτων με οργανικά απόβλητα. Κατά τη διάρκεια της μελέτης παρατηρήθηκε αύξηση ποσοστού από 11 έως και 30% στη παραγωγή του βιοαερίου. Το παραπάνω μπορεί να μεταφραστεί και σε εξοικονομήσεις εξόδων περίπου 650.000 € ετησίως, συγκριτικά με τη συμβατική διεργασία αναερόβιας χώνευσης. Παράλληλα η ποιότητα της εκροής των λυμάτων ήταν σύμφωνη με τα θεσπισμένα όρια και αρκετά κοντά στην αντίστοιχη ποιότητα εκροής από την αναερόβια χώνευση αστικών λυμάτων (Tandukar and Pavlostathis, 2015).

Υπάρχουν διάφοροι παράγοντες που καθορίζουν το κατά πόσο η αναερόβια συγχώνευση λυμάτων με οργανικά απόβλητα είναι οικονομικά αποδοτική διεργασία. Τα οργανικά απόβλητα που χρησιμοποιούνται ως ένα επιπλέον υπόστρωμα στην συγκεκριμένη διεργασία απαιτούν ειδική μεταχείριση και επεξεργασία πριν τη παροχή τους στο σύστημα προς επεξεργασία. Για τον λόγο αυτό απαιτείται μια ειδική μονάδα υποδοχής στην ΕΕΛ. Επιπλέον δεν πρέπει να παραληφθεί το κόστος με το οποίο

επιβαρύνεται μια ΕΕΛ για τη συλλογή των συγκεκριμένων αποβλήτων (Salama et al., 2019; Wehner et al., 2021a).. Με την εφαρμογή της διεργασίας της συγχώνευσης μπορούν να προκύψουν και ορισμένα κέρδη όπως μείωση της αγοράς ηλεκτρικής ενέργειας από το δίκτυο για τις ανάγκες των ΕΕΛ. Ακόμα, συχνό φαινόμενο είναι οι ΕΕΛ να χρεώνουν κάποιον φόρο για την υποδοχή και επεξεργασία των οργανικών αποβλήτων στη μονάδα. Εκτιμάται το ετήσιο συνολικό κόστος (κόστος κεφαλαίου και λειτουργικό κόστος) ανέρχεται στα 69-105 €/ΙΚ, ενώ τα ετήσια έσοδα μόνο από του φόρους είναι κατά μέσο όρο 36-54 €/ΙΚ (Pavan et al., 2007). Μελέτη επικεντρώθηκε στην οικονομική αξιολόγηση εφαρμογής αναερόβιας συγχώνευσης χρησιμοποιώντας ως υποστρώματα ιλύς καθώς και οργανικά απόβλητα, αναφέρει ότι η συγκεκριμένη διεργασία προσφέρει τη δυνατότητα αυξημένης παραγωγής ηλεκτρικής ενέργειας η οποία μεταφράζεται σε εξοικονόμηση της τάξεως 88-170 € ανά t στερεών που προστίθενται στο σύστημα. Το παραπάνω νούμερο προέκυψε λαμβάνοντας υπόψη και το κόστος της επεξεργασίας των οργανικών αποβλήτων (Wehner et al., 2021b).

Στον Πίνακα 3.26 καταγράφονται τα κύρια αποτελέσματα έρευνας η οποία είχε ως στόχο να προσδιορίσει αν τελικά η διεργασία της αναερόβιας συγχώνευσης ιλύος με οργανικά απόβλητα ως επιπλέον υπόστρωμα είναι οικονομικά ωφέλιμη ή όχι.

Πίνακας 3.26: Οικονομική αξιολόγηση διεργασίας αναερόβιας συγχώνευσης αστικών λυμάτων με οργανικά απόβλητα σε ΕΕΛ στην Αμερική (Salama et al., 2019)

Εγκατεστημένοι χωνευτές	3
Συνολικός όγκος (m ³)	6208
HRT (d)	22
Εισροή πρωτοβάθμιας ιλύος (m ³ /d)	147
Εισροή δευτεροβάθμιας ιλύος (m ³ /d)	93
Εισροή οργανικών (m ³ /d)	45
Συνολική εισροή στους χωνευτές (m ³ /d)	285
Κόστος κεφαλαίου (€)	9.200.000
Ετήσιο κέρδος από φόρους (€)	276.000
Ετήσιο κέρδος από παραγωγή ηλεκτρικής ενέργειας μέσω βιοαερίου (€)	368.000

Σε ΕΕΛ στις Η.Π.Α με μέση ημερήσια παροχή περίπου 50.000 m³ εφαρμόστηκε η διεργασία της συγχώνευσης ως μια από τις εναλλακτικές λύσεις με σκοπό την ενίσχυση της ενεργειακής απόδοσης της ΕΕΛ. Αποτέλεσμα ήταν η σημείωση του ποσοστού του 122% ενεργειακής αυτονομίας. Τα κόστος κεφαλαίου του χώρου υποδοχής και επεξεργασίας των οργανικών αποβλήτων πριν από τη χορήγηση τους στον αναερόβιο χωνευτή ήταν περίπου 3×10⁶ €. Αξιοσημείωτα είναι τα κέρδη που προκύπτουν με την εφαρμογή της συγκεκριμένης διεργασίας. Συγκεκριμένα από την ενισχυμένη παραγωγή ενέργειας επιτυγχάνεται εξοικονόμηση της τάξεως περίπου 0,5×10⁶ € ετησίως (Sarpong and Gude, 2021).

Μελέτη σε ΕΕΛ σε πόλη της Γερμανίας δυναμικότητας 74.000 ΙΚ η οποία είχε διάρκεια τεσσάρων ετών, αξιολόγησε την απόδοση της διεργασίας αναερόβιας συγχώνευσης ιλύος με οργανικά απόβλητα τροφίμων. Αποτέλεσμα της συγκεκριμένης διεργασίας ήταν η αύξηση ποσοστού 25% της παραγόμενης ηλεκτρικής ενέργειας, γεγονός το οποίο οδηγεί σε αύξηση της ενεργειακής αυτονομίας της ΕΕΛ κατά 16%. Οι οικονομικές επιβαρύνσεις για αυτή τη διεργασία αφορούν το κόστος μεταφοράς των αποβλήτων εντός της ΕΕΛ, το οποίο ανέρχεται στα 6000 € ετησίως, Ακόμα το κόστος

κεφαλαίου για τη εγκατάσταση μονάδας υποδοχής και επεξεργασίας οργανικών αποβλήτων είναι 150.000 €. Το καθαρό κέρδος ανά έτος που προκύπτει από την εφαρμογή της αναερόβιας συγχώνευσης αντί της συμβατικής αναερόβιας χώνευσης είναι 1,47€/ΙΚ (Macintosh et al., 2019).

Στον Πίνακα 3.27 παρουσιάζεται μια σύγκρισή μεταξύ της συμβατικής διεργασίας και της διεργασίας της συγχώνευσης από μελέτες στο πεδίο.

Πίνακας 3.27: Σύγκριση αποτελεσμάτων της διεργασίας αναερόβιας συγχώνευσης από μελέτες στο πεδίο (Macintosh et al., 2019)

Χώρα		Γερμανία	Ιταλία	Γερμανία	Αυστρία	Αυστρία
Δυναμικότητα (ΙΚ)		74.000	72.000	30.000	61.500	167.000
Μέθοδος επεξεργασίας κύριας ροής λυμάτων		ASP + απολύμανση	ASP + απολύμανση	ASP	ASP	ASP
Όγκος χωνευτή (m³)		3.450	5000	1.350	1.350	5.000
Παραγόμενο βιοαέριο (m³/d)	Αναερόβια χώνευση	2.597	1.321	336	-	-
	Αναερόβια συγχώνευση	3.299	2.723	681	+116%	+49%
% CH₄ (%)	Αναερόβια χώνευση	60	60	70	-	-
	Αναερόβια συγχώνευση	58	57	66	-	-
Παραγόμενη ενέργεια (MWh/έτος)	Αναερόβια χώνευση	1.720	1.460	111	450	3.080
	Αναερόβια συγχώνευση	2.120	2.850	411	1.225	4.625
Ενέργεια που καταναλώνεται (MWh/έτος)	Αναερόβια χώνευση	2.720	2.840	460	1.100	2.900
	Αναερόβια συγχώνευση	2.450	3.480	480	1.060	3.050
Ποσοστό ενεργειακής αυτονομίας (%)	Αναερόβια χώνευση	63	50	25	33	106
	Αναερόβια συγχώνευση	88	85	78	91	151

Έρευνα οικονομικής αξιολόγησης της αναερόβιας χώνευσης ιλύος σε συνδυασμό με κάποιο επιπλέον υπόστρωμα έλαβε χώρα σε ΕΕΛ της Αυστρίας. Στη συγκεκριμένη ΕΕΛ, δυναμικότητας 70.000 ΙΚ, είναι εγκατεστημένοι δύο χωνευτές όγκου 1.185 m³ στους οποίους τροφοδοτείται μίγμα πρωτοβάθμιας και δευτεροβάθμιας ιλύος. Η έρευνα ολοκληρώθηκε σε δύο στάδια. Από το 2007 έως το 2010 και το 2019 όπου και ολοκληρώθηκε. Τα αποτελέσματα της έρευνας καταγράφονται στον Πίνακα 3.28 (Wehner et al., 2021a).

Πίνακας 3.28: Αποτελέσματα έρευνας οικονομικής αξιολόγησης αναερόβιας συγχώνευσης σε ΕΕΛ στην Αυστρία (Wehner et al., 2021a)

Αριθμός αναερόβιων χωνευτών	2
Όγκος κάθε χωνευτή (m ³)	1.185
Υπόστρωμα που προστέθηκε (tone TS)	397
Παραγωγή ενέργειας	
Παραγόμενη ηλεκτρική ενέργεια (kWh _{ηλεκτρική})	859.265
Παραγόμενη θερμική ενέργεια (kWh _{θερμική})	1.227.522
Ενέργεια που καταναλώνεται	
Θέρμανση (kWh _{θερμική})	91.673
Ανάδευση (kWh _{ηλεκτρική})	32.285
Απομάκρυνση αζώτου (kWh _{ηλεκτρική})	10.660
Περίσσεια ενέργειας	
Ηλεκτρική ενέργεια (kWh _{ηλεκτρική})	816.320
Θερμική ενέργεια (kWh _{θερμική})	1.135.849
Οικονομικές επιβαρύνσεις	
Διάθεση αφυδατωμένης ιλύος (€)	49.948
Λειτουργία συγχώνευσης (€)	11.348
Συντήρηση (€)	3.972
Κέρδη	
Φόρος υποδοχής οργανικών αποβλήτων (€)	4.604
Εξοικονόμηση ενέργειας (€)	79.286

Όπως είναι αντιληπτό, η οικονομική επιβάρυνση η οποία είναι αποτέλεσμα της επεξεργασίας οργανικών αποβλήτων όχι μόνο μπορεί να αντισταθμιστεί από τα οικονομικά πλεονεκτήματα της διεργασίας της συγχώνευσης, αλλά προκύπτει και επιπλέον κέρδος.

3.3.2 Προ-επεξεργασία ιλύος πριν από τη διεργασία αναερόβιας χώνευσης

Όπως έχει αναφερθεί, η ιλύς που παράγεται κατά τη συμβατική επεξεργασία υγρών αποβλήτων χαρακτηρίζεται από χαμηλή απόδοση αποικοδόμησης οργανικών ουσιών, με αποτέλεσμα ένα σημαντικό ποσοστό της περιεχόμενης στα υγρά απόβλητα χημικής ενέργειας σε μορφή οργανικής ύλης να χάνεται ανεκμετάλλευτο. Η διαδικασία της προ-επεξεργασίας ιλύος πριν από τη χορήγηση της σε σύστημα αναερόβιας χώνευσης αποτελεί μια αξιόπιστη μέθοδο ενίσχυσης της παραγωγής βιοαερίου το οποίο θα έχει μεγάλη περιεκτικότητα σε μεθάνιο έτσι ώστε η ανάκτηση ενέργειας να είναι η μεγαλύτερη δυνατή (Kor-Bicakci and Eskicioglu, 2019). Με την εφαρμογή της προ-επεξεργασίας ιλύος επιτυγχάνεται επίσης και μείωση του όγκου ιλύος που προορίζεται για διάθεση στο περιβάλλον (Taboada-Santos et al., 2019c). Η απόδοση μιας τέτοιας διεργασίας αξιολογείται κατά κύριο λόγο από την αποσύνθεση των περίπλοκων χαρακτηριστικών της ιλύος και την παραγωγή μεθανίου κατάλληλο για αξιοποίηση. Σύμφωνα με τη βιβλιογραφία το κόστος των συγκεκριμένων διεργασιών κυμαίνεται μεταξύ 64-138€/t ιλύος. Στο εύρος αυτός συμπεριλαμβάνεται το κόστος κεφαλαίου καθώς και το κόστος λειτουργίας και συντήρησης (Kiliç Taşeli, 2020).

Θερμική υδρόλυση (Thermal Hydrolysis, TH)

Στη συγκεκριμένη διεργασία προ-επεξεργασίας πραγματοποιείται θέρμανση της ιλύος μέσα σε ειδικές μονάδες σε υψηλές θερμοκρασίες που κυμαίνονται ιδανικά από 160

έως 180 βαθμούς κελσίου, με χρόνο παραμονής 30-60 λεπτά και σε συνθήκες πίεσης 600-2500 kPa (Anjum et al., 2016). Το εκτιμώμενο κόστος της προ-επεξεργασίας ιλύος με θερμικά μέσα σύμφωνα με μελέτες σε πλήρους κλίμακας ΕΕΛ υπολογίζεται σε 0,017 €/m³ (Taseli, 2020). Τα κύρια πλεονεκτήματα της προ-επεξεργασίας ιλύος με θερμικά μέσα είναι (Kor-Bicakci and Eskicioglu, 2019; Q. Wang et al., 2017)

- Ενίσχυση της απόδοσης αποικοδόμησης ιλύος
- Ενίσχυση της απόδοσης της διεργασίας αναερόβιας χώνευσης και παραγωγής βιοαερίου
- Απαιτείται μικρότερος όγκος χωνευτή με αποτέλεσμα να μειώνεται δραστικά το κόστος κατασκευής σε περίπτωση νέας μονάδας
- Μειωμένη εκροή σταθεροποιημένης ιλύος από τον χωνευτή το οποίο συνεπάγεται με μείωση κόστους μεταφοράς, περεταίρω επεξεργασίας και διάθεσης σταθεροποιημένης ιλύος
- Αυξημένη ικανότητα αφυδάτωσης ιλύος
- Χαμηλό λειτουργικό κόστος
- Αδρανοποίηση παθογόνων μικροοργανισμών

Η θέρμανση ιλύος είναι μια διαδικασία που απαιτεί σημαντικά ποσά ενέργειας για να επιτευχθεί. Εκτιμάται ότι η ηλεκτρική ενέργεια που καταναλώνεται κατά τη διάρκεια της θερμικής υδρόλυσης είναι μηδαμινή συγκριτικά με τη ποσότητα θερμικής ενέργειας που απαιτείται. Αυτό προκύπτει από το γεγονός ότι η ηλεκτρική ενέργεια που απαιτείται προορίζεται κυρίως για τη κάλυψη των αναγκών διαφόρων μηχανικών τμημάτων της διεργασίας (Stamatelatou and Tsagarakis, 2015). Όμως η αυξημένη παραγωγή βιοαερίου σαν αποτέλεσμα της προ-επεξεργασίας ιλύος επιτρέπει στη συγκεκριμένη διεργασία να είναι ενεργειακά αυτόνομη μέσω της ανάκτησης θερμικής ενέργειας. Η παραγωγή ηλεκτρικής ενέργειας είναι επίσης μια εφικτή διαδικασία προκειμένου να καλυφθεί ένα ποσοστό της ηλεκτρικής ενέργειας που απαιτείται σε μια μονάδα (Q. Wang et al., 2017). Από μελέτες στο πεδίο έχει προκύψει το συμπέρασμα ότι οι υψηλές ενεργειακές απαιτήσεις δεν έχουν αρνητικό αντίκτυπο τόσο στο ενεργειακό όσο και στο οικονομικό προφίλ της ΕΕΛ, καθώς η θερμική ενέργεια μπορεί να ανακτηθεί από την αξιοποίηση του παραγόμενου βιοαερίου (Stamatelatou and Tsagarakis, 2015). Τελευταία έχουν αναφερθεί περιπτώσεις μελέτης θερμικής προ-επεξεργασίας ιλύος σε χαμηλότερες από 100°C θερμοκρασίες με τα αποτελέσματα να είναι ενθαρρυντικά. ΕΕΛ στην Ιταλία με μέση ωριαία εισροή λυμάτων 25.000 m³ εφαρμόζει τη διεργασία αναερόβιας χώνευσης στην γραμμή επεξεργασίας ιλύος. Στον χωνευτή εισέρχεται ένα μίγμα από πρωτοβάθμια αλλά και δευτεροβάθμια ιλύς και η επεξεργασία πραγματοποιείται στους 38°C. Το συνολικό ενεργειακό ισοζύγιο της διεργασίας ήταν αρνητικό παρά την παραγωγή μεθανίου. Έπειτα από την εφαρμογή θερμικής προ-επεξεργασίας της αναμειγνυόμενης ιλύος το ενεργειακό ισοζύγιο βρέθηκε θετικό. Μάλιστα προέκυψαν και κέρδη από τη πώληση ηλεκτρικής ενέργειας σε τοπικό δίκτυο παροχής ενέργειας (35-53€/h) (Ruffino et al., 2015). Μελέτη στο πεδίο που πραγματοποιήθηκε στην Κολομβία κατέγραψε 33% μείωση των ενεργειακών αναγκών της μονάδας και μείωση 40% των εκπομπών αερίου του θερμοκηπίου εφαρμόζοντας θερμική προ-επεξεργασία ιλύος πριν από το στάδιο της αναερόβιας χώνευσης.

Αντίστοιχη μελέτη στη Βουδαπέστη κατέγραψε μείωση των ενεργειακών αναγκών της τάξεως του 49% (Shen et al., 2015). Σύμφωνα με τους Taboada-Santos et al. 2019c , στην μελέτη των οποίων αξιολογήθηκε η επίδραση της θερμικής προ-επεξεργασίας ιλύος η οποία προέκυψε από διάφορες μεθόδους επεξεργασίας, η εφαρμογή της θερμικής προ-επεξεργασία μπορεί να οδηγήσει σε εξοικονόμηση κόστους αναφορικά με τη τελική διάθεση ιλύος που κυμαίνεται από 270.000 € έως 430.000€ σε ετήσια βάση. Σύμφωνα με την ίδια μελέτη η παραγωγή ηλεκτρικής ενέργειας αποφέρει αποταμίευση μέχρι και 35.000-60.000 €/y (Taboada-Santos et al., 2019c). ΕΕΛ δυναμικότητας 118.000 m³ στην Ισπανία σημείωσε αύξηση ποσοστού 55% στη παραγωγή βιοαερίου έπειτα από την εφαρμογή της ΤΗ. Ακόμα καταγράφηκε μείωση του κόστους διαχείρισης ιλύος κατά 60% (από 455.600 € ετησίως σε 170.800 € ετησίως). Αποτελέσματα έρευνας αξιολόγησης σε ΕΕΛ στο Ηνωμένο Βασίλειο έδειξαν αύξηση της παραγόμενης ηλεκτρικής ενέργειας από 72 kWh ανά t στερεών σε ξηρή βάση μέσω της συμβατικής διεργασίας σε 97 kWh/t στερεών σε ξηρή βάση με την εφαρμογή της ΤΗ. Το λειτουργικό κόστος της συμβατικής διεργασίας αναερόβιας χώνευσης υπολογίστηκε σε 50 € ανά t στερεών σε ξηρή βάση. Το αντίστοιχο κόστος της ΤΗ υπολογίστηκε 18 € ανά t στερεών σε ξηρή βάση (Lima et al., 2023).

Στον Πίνακα 3.29 πραγματοποιείται σύγκριση μεταξύ της συμβατικής αναερόβιας χώνευσης και της ΤΗ όσο αναφορά τα ετήσια έξοδα και το συνολικό λειτουργικό κόστος.

Πίνακας 3.29: Συγκριτική αξιολόγηση ετήσιων εξόδων αναερόβιας χώνευσης και ΤΗ (Gahlot et al., 2022)

Παράμετρος	Συμβατική αναερόβια χώνευση	ΤΗ κάθε μορφής ιλύος
Ηλεκτρική ενέργεια (€)	903.458	1.025.565
Συντήρηση (€)	-	261.809
Άλλα λειτουργικά έξοδα (€)	6.615.260	4.601.530
Εξοικονομήσεις από παραγόμενο βιοαέριο (€)	3.639.698	5.014.692
Συνολικό λειτουργικό κόστος (€)	3.879.020	874.212

Συμπερασματικά, η προ-επεξεργασία ιλύος μέσω της διεργασίας της θερμικής υδρόλυσης πριν από τη διεργασία της αναερόβιας χώνευσης μπορεί να προκύψει ως οικονομικά αποδοτική διεργασία ανεξάρτητα από τις ενεργειακές της απαιτήσεις, γεγονός που οφείλεται στην αυξημένη παραγωγή βιοαερίου (Taboada-Santos et al., 2019b).

Περισσότερα αποτελέσματα από μελέτες οι οποίες εστίασαν στην εφαρμογή της ΤΗ ως διεργασία προ-επεξεργασίας ιλύος και τελικά στην αξιολόγηση της καταγράφονται στον Πίνακα 3.30.

Πίνακας 3.30: Αξιολόγηση εφαρμογής θερμικής υδρόλυσης σε ΕΕΛ μεγάλης κλίμακας (Kor-Bicakci and Eskicioglu, 2019)

ΕΕΛ	Δυναμικότητα (m ³ /d)	Μέθοδος προ-επεξεργασίας ιλύος	Συνθήκες αναερόβιας χώνευσης	Παραγωγή ενέργειας	Ενεργειακή αποδοτικότητα ΕΕΛ	Οικονομικά οφέλη
Μάντσεστερ, Ηνωμένο Βασίλειο	757.080	ΤΗ στους 165°C για 30 λεπτά	8 χωνευτές όγκου 7.500 m ³ ο καθένας, στους οποίους τροφοδοτείται μίξη πρωτοβάθμιας και δευτεροβάθμιας ιλύος. HRT:18-19 ημέρες	87,6 GWh ηλεκτρικής ενέργειας ανά έτος	96%	-
Ουάσιγκτον, Η.Π.Α	1.400.602	ΤΗ στους 165°C για 20 λεπτά	4 χωνευτές όγκου 14.200 m ³ ο καθένας. Στο σύστημα γίνεται τροφοδότηση μίξης πρωτοβάθμιας και δευτεροβάθμιας ιλύος	103 GWh ηλεκτρικής ενέργειας ανά έτος	33%	Εκτιμάται ότι εξοικονομούνται έως και 19×10 ⁶ € ετησίως (9.5×10 ⁶ € από εξοικονόμηση ενέργειας και 9.5×10 ⁶ € από μειωμένο κόστος επεξεργασίας ιλύος)
Βουδαπέστη, Ουγγαρία	352.042	ΤΗ σε θερμοκρασία που κυμαίνεται από 140 έως 165°C για 20 λεπτά	Χωνευτής όγκου 63.000 m ³ ο οποίος επεξεργάζεται μίξη πρωτοβάθμιας και δευτεροβάθμιας ιλύος	39 GWh ηλεκτρικής ενέργειας και 20 GWh θερμικής ενέργειας ανά έτος	65%	-

Στις Εικόνες 3.11 και 3.12 απεικονίζονται εγκατεστημένα συστήματα ΤΗ σε δυο ΕΕΛ μεγάλης κλίμακας στην Αγγλία.



Εικόνα 3.11: Εγκατάσταση ΤΗ σε ΕΕΛ της Αγγλίας (Barber, 2020)



Εικόνα 3.12: Εγκατάσταση ΤΗ σε ΕΕΛ στη πόλη Μπέρμιγχαμ της Αγγλίας (energy Knowledge Institute, 2022)

Ακτινοβολία με υπερήχους

Στόχος είναι η μηχανική καταστροφή της κυτταρικής δομής (Carrère et al., 2010). Πραγματοποιείται στα 9-41 kHz (στις περισσότερες περιπτώσεις στα 20kHz) και ο χρόνος της διεργασίας μπορεί να είναι από μερικά δευτερόλεπτα έως και 2,5 ώρες (Q. Wang et al., 2017). Σύμφωνα με μελέτες οι απαιτήσεις σε ενέργεια κυμαίνονται μεταξύ 1000-10.000 kJ/kg TS και επιτυγχάνεται έως και 40% αύξηση στη παραγωγή βιοαερίου μέσω της συγκεκριμένης προ-επεξεργασίας (Dhar et al., 2012). Εκτιμάται

ότι το κόστος σε τέτοιου είδους διεργασία κατά μέσο όρο είναι 0,024 €/m³ (Taseli, 2020). Η προ-επεξεργασία με υπερήχους μπορεί να θεωρηθεί οικονομικά αποδοτική μόνο στη περίπτωση που η ενέργεια που απαιτείται είναι περίπου 1000 kJ/kg TS. Οι εξοικονομήσεις εξόδων ανέρχονται στα 54\$/t ιλύος σε ξηρή βάση (Dhar et al., 2012). Πρόκειται για μια διεργασία πολλαπλών σταδίων. Το πρώτο στάδιο είναι η μείωση του μεγέθους των μικροβιακών φλόκων. Ακολουθεί ο σχηματισμός μικροβιακού κυττάρου μέσω από ενδοκυτταρική οργανική ύλη εξαιτίας της διαταραχής του κυτταρικού τοιχώματος. Τέλος πραγματοποιείται η αποικοδόμηση των μορίων σε οργανικές ενώσεις (Anjum et al., 2016). Έχουν αναφερθεί 20 περιπτώσεις εφαρμογής προ-επεξεργασίας ιλύος με υπερήχους σε πλήρη κλίμακα και 17 σε πιλοτική. Η παραγωγή του βιοαερίου εντός της μονάδας σημείωσε αύξηση της τάξεως 15-35% (Zhen et al., 2017).

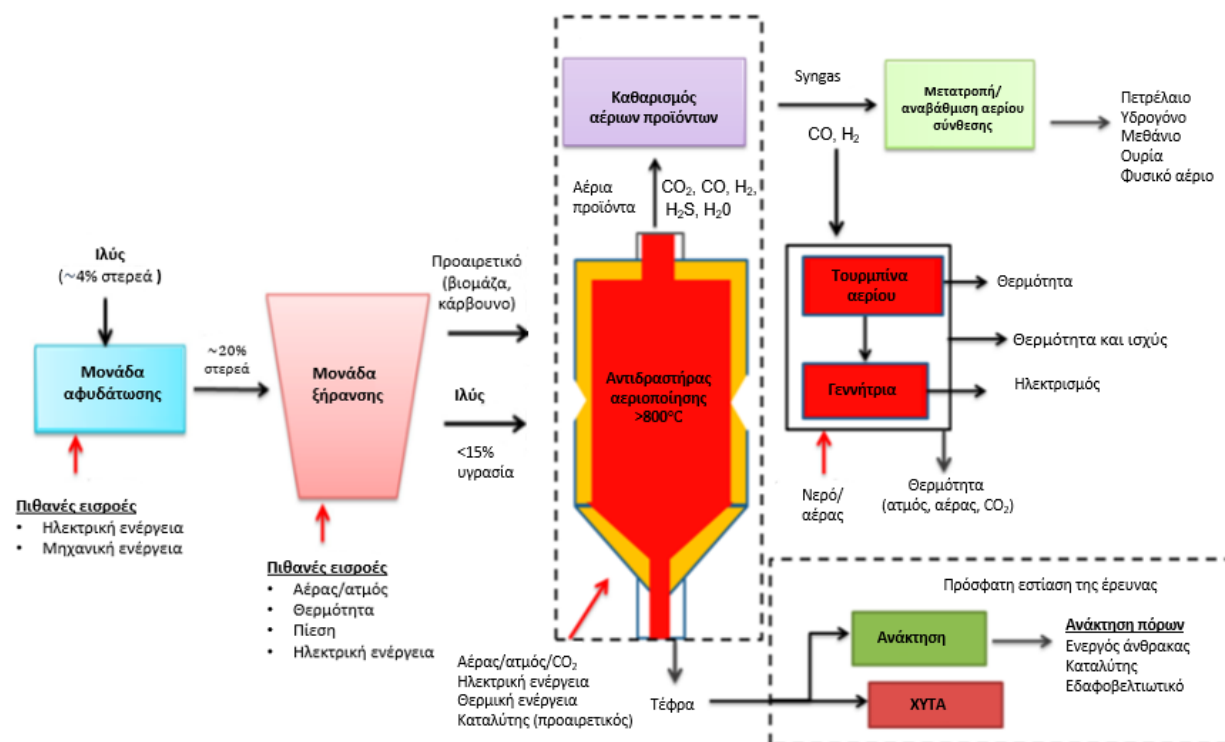
3.3.3 Αεριοποίηση

Η αεριοποίηση χαρακτηρίζεται ως μια εκ των βασικών θέρμο-χημικών διεργασιών επεξεργασίας ιλύος και τα τελευταία χρόνια αποτελεί κύριο θέμα έρευνας με σκοπό την αποτελεσματική εφαρμογή της στον τομέα επεξεργασίας και διαχείρισης αστικών λυμάτων. Η μετατροπή του συγκεκριμένου παραπροϊόντος της επεξεργασίας αστικών υγρών αποβλήτων σε αξιοποιήσιμη ενέργεια μέσω θέρμο-χημικών αντιδράσεων χαρακτηρίζεται ως μια εξαιρετικά αποδοτική μέθοδο διαχείρισης της ιλύος (Syed-Hassan et al., 2017). Συγκεκριμένα οι θέρμο-χημικές αυτές διεργασίες αλλάζουν τα χημικά βιολογικά αλλά και φυσικά χαρακτηριστικά της ιλύος ώστε να παραχθεί ένα τελικό προϊόν καυσίμου (σε στερεή υγρή ή/και αέρια μορφή) το οποίο σε συγκεκριμένες συνθήκες θα μπορεί να αξιοποιηθεί κατάλληλα (Jiang et al., 2021). Παράλληλα επιτυγχάνεται μείωση του όγκου σε σημαντικό βαθμό καθώς και αδρανοποίηση παθογόνων μικροοργανισμών. Αξιοσημείωτο είναι το γεγονός ότι τέτοιου είδους διεργασίες επεξεργασίας πραγματοποιούνται σε χρονικό διάστημα δευτερολέπτων έως λεπτών (Syed-Hassan et al., 2017). Κατά τη διεργασία της αεριοποίησης οι περιεχόμενες οργανικές ενώσεις της ιλύος μετατρέπονται σε αέρια με υψηλή ενεργειακή αξία σε συνθήκες έλλειψης οξυγόνου (μικρότερη ποσότητα από αυτή που απαιτείται από την στοιχειομετρική αντίδραση) και θερμοκρασιών που κυμαίνονται από 650°C έως 1000°C (Oladejo et al., 2019; Syed-Hassan et al., 2017; Zhang et al., 2014). Οι κύριες αντιδράσεις που λαμβάνουν χώρα κατά τη διάρκεια της αεριοποίησης είναι οι ακόλουθες (Μάναλη, 2023):

1. $C + \frac{1}{2} O_2 \leftrightarrow CO$ Μερική οξείδωση
2. $C + O_2 \leftrightarrow CO_2$ Οξείδωση του άνθρακα
3. $C + CO_2 \leftrightarrow 2CO$ Αντίδραση Boudourd
4. $C + H_2O \leftrightarrow CO + H_2$ Αεριοποίηση με ατμό

Τα αέρια που αποτελούν το κύριο τελικό προϊόν της διεργασίας, γνωστό και ως αέριο σύνθεσης (αποκαλείται συνήθως και syngas) είναι κυρίως τα H₂, CO, CO₂ καθώς και CH₄. Τελικό προϊόν είναι και η τέφρα, η οποία ανάλογα τα χαρακτηριστικά της μπορεί να διατεθεί σε χώρο υγειονομικής ταφής αποβλήτων ή να αξιοποιηθεί για γεωργική χρήση (Jiang et al., 2021). Το αέριο σύνθεσης μπορεί να χρησιμοποιηθεί για τη

παραγωγή θερμικής ή ηλεκτρικής ενέργειας καθώς έχει υψηλή θερμογόνο δύναμη ² (4-28 MJ/Nm) η οποία όμως εξαρτάται κατά μεγάλο βαθμό από το μέσο αεριοποίησης. Η διεργασία της αεριοποίησης μπορεί να πραγματοποιηθεί με μέσα όπως οξυγόνο, διοξείδιο του άνθρακα, αέρας αλλά και μιας ανάμειξης των παραπάνω (Oladejo et al., 2019), Έχει παρατηρηθεί ότι κατά την περίπτωση αεριοποίησης με οξυγόνο ως μέσο καταγράφονται οι υψηλότερες τιμές θερμογόνου δύναμης, συγκεκριμένα 12-28 MJ/Nm, ενώ όταν χρησιμοποιείται ο αέρας ως μέσο αεριοποίησης οι τιμές θερμογόνου δύναμης του αερίου σύνθεσης κυμαίνονται μεταξύ 4-7 MJ/Nm (Syed-Hassan et al., 2017). Βασική προϋπόθεση αξιοποίησης του παραγόμενου αερίου είναι η σωστή επεξεργασία καθαρισμού του (Oladejo et al., 2019). Ο βαθμός απόδοσης της διεργασίας της αεριοποίησης επηρεάζεται από αρκετούς παράγοντες, μερικοί εξ αυτών είναι ο τύπος του αντιδραστήρα αεριοποίησης, η θερμοκρασία και η πίεση της αντίδρασης, το μέσο αεριοποίησης, ο χρόνος παραμονής εντός του αντιδραστήρα καθώς και ο ρυθμός θέρμανσης (Jiang et al., 2021). Όσο αναφορά το ποσοστό υγρασίας της ιλύος που χρησιμοποιείται ως πρώτη ύλη, η ανεκτικότητα της αεριοποίησης είναι χαμηλότερη σε σχέση με άλλες θερμό-χημικές μεθόδους, καθώς οι βέλτιστες τιμή περιεκτικότητας είναι περίπου 15% (Oladejo et al., 2019). Σε ένα τέτοιου είδους σύστημα ενέργεια απαιτείται κυρίως για τη θέρμανση και την ξήρανση της ιλύος πριν αυτή εισέλθει στον αντιδραστήρα αεριοποίησης (Gikas, 2014). Στην Εικόνα 3.13 παρακάτω απεικονίζεται σχηματικά η διεργασία της αεριοποίησης.



Εικόνα 3.13: Διεργασία αεριοποίησης ιλύος (Τσαμουτσόγλου, 2020)

Στη προσπάθεια επίτευξης του στόχου βελτίωσης ενεργειακής απόδοσης μονάδων επεξεργασίας υγρών αποβλήτων, στη ΕΕΛ της πόλης του Ρεθύμνου Κρήτης έχει εγκατασταθεί ένα καινοτόμο σύστημα επεξεργασίας λυμάτων. Το σύστημα αυτό

² Ικανότητα παραγωγής θερμικής ενέργειας μέσω της διαδικασίας της καύσης

αποτελείται αρχικά από τη προ-επεξεργασία των υγρών αποβλήτων και έπειτα την αξιοποίηση των παραγόμενων βιοστερεών. Σκοπός είναι η αναβάθμιση των υπερφορτωμένων ΕΕΛ μέσω της αποτελεσματικής διαχείρισης και αξιοποίησης βιοστερεών για τη παραγωγή ενέργειας αλλά και τη προστασία του περιβάλλοντος. Η πιλοτική αυτή μονάδα, μέρος του έργου LIFE B2E4SustWWTP, δυναμικότητας 5000 m³/d αποτελείται από (Fernández-Gutiérrez et al., 2023):

- Σύστημα μικροκοσκίνισης τύπου RBF με άνοιγμα πόρων 35μm, δυναμικότητα επεξεργασίας 200 m³/d για την απομάκρυνση στερεών από τα υγρά απόβλητα πριν αυτά οδηγηθούν προς περεταίρω επεξεργασία στη δεξαμενή αερισμού.
- Σύστημα ξήρανσης με σκοπό την αφαίρεση υγρασίας της παραγόμενης ιλύος από το σύστημα μικροκοσκίνισης πριν αυτή οδηγηθεί προς περεταίρω επεξεργασία για ανάκτηση ενέργειας.
- Σύστημα αεριοποίησης για την παραγωγή αερίου σύνθεσης το οποίο θα χρησιμοποιηθεί ως καύσιμο για την παραγωγή θερμικής και ηλεκτρικής ενέργειας.

Κατά τη διάρκεια πειραμάτων για την αξιολόγηση της μονάδας αναπτύχθηκαν δύο σενάρια. Τα σενάρια αυτά περιγράφονται στον Πίνακα 3.31 (Τσαμουτσόγλου, 2020).

Πίνακας 3.31: Σενάρια αξιολόγησης απόδοσης πιλοτικής μονάδας επεξεργασίας υγρών αποβλήτων στην ΕΕΛ Ρεθύμνου (Τσαμουτσόγλου, 2020)

Σενάριο	Αφαίρεση BOD ₅ (%)	Αφαίρεση TSS (%)	Αφαίρεση COD (%)	Περιεκτικότητα σε στερεά της ιλύος που παράγεται (%)
A	20	25	40	30
B	23	30	80	40

Τα συμπεράσματα που προέκυψε από τα πειράματα και την ανάλυση των δεδομένων είναι το εξής. Στο αρχικό σενάριο η θερμική ενέργεια που παράγεται έπειτα από τη διεργασία της αεριοποίησης κρίνεται οριακά επαρκής για να καλύψει τις ανάγκες τις ανάγκες ξήρανσης της ιλύος. Κατά το δεύτερο σενάριο όπου η απομάκρυνση του οργανικού φορτίου από το μικροκόσκινο ήταν αυξημένη, τα αποτελέσματα ήταν ενθαρρυντικά. Συγκεκριμένα όχι μόνο καλύφθηκαν οι απαιτήσεις σε θερμική ενέργεια για τις ανάγκες ξήρανσης αλλά προέκυψε και περίσσεια θερμικής ενέργειας ίση με 61 MJ/h. Όσο αναφορά την παραγωγή της ηλεκτρικής, προκύπτει περίσσεια 12,15 kWh, αφού έχουν καλυφθεί οι ανάγκες σε ηλεκτρική ενέργεια του υπόλοιπου συστήματος (Τσαμουτσόγλου, 2020). Παρόμοια έρευνα έχει πραγματοποιηθεί για την αξιολόγηση της διεργασίας τη αεριοποίησης αξιοποιώντας ως πρώτη ύλη την παραγόμενη ιλύ από μικροκόσκινο. Συγκεκριμένα, συλλέχθηκαν δείγματα ιλύος από ΕΕΛ στην Αμερική έπειτα από επεξεργασία λυμάτων με μικροκόσκινο. Τα δείγματα αυτά τα οποία είχαν ποσοστό υγρασίας 58%, επεξεργάστηκαν κατάλληλα ώστε το ποσοστό υγρασίας να μειωθεί στο 17% και έπειτα τροφοδοτήθηκαν σε αντιδραστήρα όπου λαμβάνει χώρα η αεριοποίηση. Τα αποτελέσματα έδειξαν ότι παρότι η θεωρητική τιμή ηλεκτρικής ενέργειας που μπορεί να παραχθεί είναι 3,8 MJ/kg στερεών, ποσό μεγαλύτερο από αυτό που απαιτείται για τις ανάγκες της διεργασίας. Σε πραγματική κλίμακα η παραγωγή αυτής της ενέργειας δεν ήταν εφικτή, κυρίως εξαιτίας απωλειών θερμότητας

κατά τη διεργασία. Συνεπώς η διεργασία της αεριοποίησης ως αξιοποίηση της ιλύος που παράγεται κατά την επεξεργασία υγρών αποβλήτων μπορεί να χαρακτηριστεί αρκετά αποδοτική αν ξεπεραστούν τέτοιου είδους εμπόδια στη λειτουργία. Τα συμπεράσματά που βγαίνει είναι ότι η παραγόμενη ιλύς από μικροκοσκίνιση είναι πολύ αξιόπιστη επιλογή για πρώτη ύλη σε θέρμο-χημικές όπως η αεριοποίηση, λόγω στην υψηλή περιεκτικότητα στερεών και τις χαμηλές συγκεντρώσεις σε ανόργανες ουσίες (Gikas, 2017c).

Στον Πίνακα 3.32 πραγματοποιείται σύγκριση μεταξύ της συμβατικής χώνευσης και των εναλλακτικών διεργασιών που προτάθηκαν

Πίνακας 3.32: Συγκριτικός συσχετισμός μεταξύ συμβατικής διεργασίας αναερόβιας χώνευσης, αναερόβιας συγχώνευσης, διεργασιών προ-επεξεργασίας ιλύος και αεριοποίησης

Παράμετρος	Συμβατική χώνευση	Αναερόβια συγχώνευση	Προ-επεξεργασία με ΤΗ	Προ-επεξεργασία με ακτινοβολία με υπερήχους	Αεριοποίηση
Ενέργεια	Μέτρια (Ranieri et al., 2021)	Ελάχιστο υψηλότερο από τη συμβατική, κυρίως για τις ανάγκες επεξεργασίας των οργανικών αποβλήτων (Mattioli et al., 2017)	Υψηλή, απαιτείται κυρίως θερμική ενέργεια και όχι ηλεκτρική (Ruffino et al., 2015)	Μέτρια (Dhar et al., 2012)	Υψηλή (Fericelli, 2011)
Κόστος	Χαμηλό	Προκύπτει κόστος για τη κατασκευή μονάδας υποδοχής και επεξεργασίας των οργανικών αποβλήτων	Χαμηλό 0,017 €/m ³ (Kiliç Taşeli, 2020)	Χαμηλό 0,024 €/m ³ (Kiliç Taşeli, 2020)	Μέτριο λειτουργικό κόστος Υψηλό κόστος αρχικής εγκατάστασης (Fericelli, 2011)
Παραγόμενο βιοαέριο	0,2-0,3 m ³ /kg COD που απομακρύνεται (Shen et al., 2015)	>50% αύξηση σε σχέση με τη συμβατική χώνευση (Pavan et al., 2007)	Καταγράφεται αύξηση στη παραγωγή βιοαερίου ποσοστού 70% κατά μέσο όρο συγκριτικά με τη συμβατική χώνευση (Gahlot et al., 2022)	Καταγράφεται 40-50% αύξηση στη παραγωγή βιοαερίου συγκριτικά με τη συμβατική χώνευση (Dhar et al., 2012)	Παράγεται αέριο σύνθεσης το οποίο μπορεί να αξιοποιηθεί για τη παραγωγή θερμική ή ηλεκτρικής ενέργειας λόγω της αυξημένης θερμογόνου δύναμης (Oladejo et al., 2019)
Πλεονεκτήματα	Μεγάλη εξοικείωση με τη λειτουργία Παραγωγή βιοαερίου για ανάκτηση ενέργειας	Ενισχυμένη παραγωγή βιοαερίου, με αποτέλεσμα να καλύπτεται πολύ σημαντικό ποσοστό της	Ενισχυμένη παραγωγή βιοαερίου, με αποτέλεσμα να καλύπτεται πολύ σημαντικό	Ενισχυμένη παραγωγή βιοαερίου, με αποτέλεσμα να καλύπτεται πολύ σημαντικό	Μείωση του όγκου ιλύος Μειωμένες εκπομπές αερίων του θερμοκηπίου Ελάχιστες έως μηδαμινές

	(Thcobanoglous et al., 2003)	ολικής κατανάλωσης ενέργειας Προκύπτει οικονομικό όφελος από τη υποδοχή οργανικών αποβλήτων εντός της μονάδας για επεξεργασία, λόγω φόρων που έχουν θεσπίσει οι ΕΕΛ (Sarpong and Gude, 2021)	ποσοστό της ολικής κατανάλωσης ενέργειας (Carrère et al., 2010)	ποσοστό της ολικής κατανάλωσης ενέργειας (Carrère et al., 2010)	ανάγκες για οξυγόνο Το παραγόμενο αέριο σύνθεσης μπορεί να χρησιμοποιηθεί ως πρώτη ύλη σε πολλές εφαρμογές όπως ανάκτηση ενέργειας (Fericelli, 2011)
Μειονεκτήματα	Απαιτείται έλεγχος της θερμοκρασίας (Thcobanoglous et al., 2003) Ακόμα και υπό βέλτιστες συνθήκες το ποσοστό της συνολικής ενεργειακής κατανάλωσης που καλύπτεται από την ενέργεια που παράγεται μέσω της συμβατικής χώνευσης δεν ξεπερνάει το 50% (Mattioli et al., 2017)	Απαιτείται ειδική επεξεργασία και διαχείριση των οργανικών αποβλήτων πριν αυτά τροφοδοτηθούν στον χωνευτή (Wehner et al., 2021b)	Απαιτείται σημαντικό θερμικής ενέργειας για τη διεργασία (Barber, 2020)	Ικανοποιητική απόδοση διεργασίας μόνο σε συγκεκριμένο εύρος συχνότητας (Dhar et al., 2012)	Διεργασία με πολλά στάδια τα οποία είναι περίπλοκα. Απαιτείται εξειδίκευση Απαιτείται σημαντικό ποσό ενέργειας προκειμένου να ενεργοποιηθούν οι αντιδράσεις (Fericelli, 2011)

Η συμβατική αναερόβια χώνευση είναι η πιο διαδεδομένη μέθοδος ανάκτησης ενέργειας σε ΕΕΛ παγκοσμίως. Χαρακτηρίζεται από σχετικά χαμηλό κόστος κεφαλαίου αλλά και λειτουργίας. Το βιοαέριο που παράγεται κατά τη συγκεκριμένη διεργασία είναι ανεπαρκές προκειμένου να καλύψει το μεγαλύτερο αν όχι όλο το ποσοστό της συνολικής ενεργειακής κατανάλωσης μιας ΕΕΛ. Η ταυτόχρονη χώνευση ιλύος μαζί με οργανικά απόβλητα θεωρείται μια αξιόπιστη εναλλακτική ενίσχυσης της ενεργειακής αυτονομίας μιας ΕΕΛ. Εκτός από αύξηση στη παραγωγή βιοαερίου και κατά συνέπεια στην ανάκτηση ενέργειας, η συγχώνευση ιλύος με οργανικά απόβλητα επιφέρει και οικονομικό κέρδος σε μια ΕΕΛ. Αυτό προκύπτει από το γεγονός ότι ελαχιστοποιείται το κόστος αναφορικά με την ενεργειακή κατανάλωση σε μια ΕΕΛ αλλά και από τα έσοδα που προκύπτουν για την υποδοχή και επεξεργασία οργανικών αποβλήτων εντός της ΕΕΛ. Η προοπτική προ-επεξεργασίας της ιλύος πριν αυτή εισέλθει στον αναερόβιο χωνευτή είναι επίσης ελπιστική. Τα ποσά παραγωγής βιοαερίου και κατά συνέπεια παραγωγής ενέργειας που έχουν καταγραφεί είναι τέτοια ώστε να

προφέρουν ενεργειακή αυτονομία της συνολικής διεργασίας αλλά και να καλύψουν ένα σημαντικό ποσοστό της ενεργειακής κατανάλωσης όλης της μονάδας. Τέλος η αεριοποίηση, αν και είναι μια πολύπλοκη διαδικασία, χαρακτηρίζεται ως μια διεργασία η οποία παρουσιάζει πολλά οφέλη όπως οι υψηλές ποσότητες ανάκτησης ενέργειας και η αξιοποίηση πρώτων υλών. Βασική προϋπόθεση είναι ο αποτελεσματικός έλεγχος των παραμέτρων που επηρεάζουν σε μεγάλο βαθμό τη διεργασία όπως η θερμοκρασία ή ο παράγοντας της αεριοποίησης.

Κεφάλαιο 4: Συμπεράσματα και μελλοντική έρευνα

Ο τομέας επεξεργασίας αστικών λυμάτων χαρακτηρίζεται από υψηλές ενεργειακές απαιτήσεις, αυξημένα κόστη αλλά και αξιοσημείωτες εκπομπές αερίων θερμοκηπίου στην ατμόσφαιρα. Στη προσπάθεια προστασίας της ανθρώπινης υγείας αλλά και του περιβάλλοντος, οι απαιτήσεις ποιότητας γίνονται πιο αυστηρές. Η ανάγκη για την εφαρμογή καινοτόμων τεχνολογιών στις ΕΕΛ έχει αναγνωριστεί εδώ και δεκαετίες.

Η αποτελεσματικότητα αφαίρεσης αιωρούμενων στερεών καθώς και οργανικής ύλης κατά το στάδιο της πρωτοβάθμιας επεξεργασίας αποτελεί καθοριστικό παράγοντα για την ενίσχυση της ενεργειακής αποδοτικότητας των ΕΕΛ. Η μείωση των αιωρούμενων στερεών ανάντη της δεξαμενής αερισμού προσφέρει χαμηλότερες ενεργειακές ανάγκες στο σύνολο των ΕΕΛ. Η CEPT χαρακτηρίζεται ως μια ενναλακτική μέθοδος επεξεργασίας ικανή για να αναβαθμίσει τη συμβατική πρωτοβάθμια επεξεργασία. Τα ποσοστά αφαίρεσης που καταγράφονται είναι 60-90% TSS, 40-80% BOD₅ και 30-70% COD, μεγαλύτερα σε σχέση με εκείνα της συμβατικής πρωτοβάθμιας καθίζησης τα οποία είναι 50-70% TSS και 25-40% BOD₅. Σε πρώτο στάδιο η μέθοδος της CEPT φαίνεται να είναι πιο δαπανηρή σε σύγκριση με τη συμβατική πρωτοβάθμια επεξεργασία κυρίως λόγω του υψηλού κόστους για την προμήθεια των χημικών αντιδραστηρίων που απαιτούνται. Ως γενικό συμπέρασμα προκύπτει ότι η CEPT μπορεί παρά το υψηλό κόστος των χημικών, προσφέρει θετικό ενεργειακό ισοζύγιο στις ΕΕΛ με μειωμένες απαιτήσεις ενέργειας στο στάδιο της βιολογικής επεξεργασίας των υγρών αποβλήτων, αυξημένη παραγωγή μεθανίου και δυνατότητα μείωσης του απαιτούμενου όγκου των δεξαμενών αερισμού. Η ενεργειακή κατανάλωση ανά κυβικό μέτρο υγρών αποβλήτων της CEPT κυμαίνεται μεταξύ 0,07 και 0,14 kWh/m³.

Η μέθοδος της μικροκοσκίνισης αποτελεί τη βέλτιστη επιλογή ως πρωτοβάθμια επεξεργασία σε υφιστάμενες ή νέες ΕΕΛ. Τα ποσοστά απομάκρυνσης που καταγράφονται είναι κατά προσέγγιση συγκρίσιμα και υψηλότερα σε σχέση με τη συμβατική πρωτοβάθμια επεξεργασία. Οι ενεργειακές απαιτήσεις ενός τέτοιου συστήματος κυμαίνονται από 0,04 έως 0,4 kWh/m³. Η επεξεργασία των υγρών αποβλήτων με τη μέθοδο της μικροκοσκίνισης μπορεί να θεωρηθεί οικονομικά ωφέλιμη για τη συνολική λειτουργία μιας ΕΕΛ. Συγκεκριμένα οι απαιτήσεις χώρου είναι δραστικά μειωμένες συγκριτικά με τη πρωτοβάθμια καθίζηση. Ακόμη, η επεξεργασία υγρών αποβλήτων με μικροκόσκινα δύναται να μειώσει τις ενεργειακές απαιτήσεις των ΕΕΛ κατά 25-35%. Τέλος η ιλύς που παράγεται κατά τη μικροκοσκίνιση χαρακτηρίζεται από υψηλότερη συγκέντρωση στερεών έναντι της συμβατικής πρωτοβάθμιας ιλύος. Συγκεκριμένα η ιλύς που παράγεται κατά τη πρωτοβάθμια επεξεργασία με μικροκόσκινο αποτελείται από περιεκτικότητα σε στερεά ίση ή ακόμα και μεγαλύτερη του 35%. Αντίθετα η συμβατική πρωτοβάθμια ιλύς χαρακτηρίζεται από περιεκτικότητα σε στερεά η οποία δεν ξεπερνάει το 6%. Το γεγονός αυτό οδηγεί σε αυξημένη παραγωγή μεθανίου και μετέπειτα ανάκτηση ενέργειας κατά την αναερόβια χώνευση. Ωστόσο, το κόστος επεξεργασίας με τη μέθοδο της μικροκοσκίνισης είναι έως και 50% χαμηλότερο συγκριτικά με το αντίστοιχο κόστος της συμβατικής πρωτοβάθμιας επεξεργασίας.

Η συμβατική ASP είναι η πιο ευρέως χρησιμοποιούμενη μέθοδος βιολογικής επεξεργασίας υγρών αποβλήτων. Η δεξαμενή αερισμού αποτελεί το μεγαλύτερο ενεργειακό καταναλωτή των ΕΕΛ. Επιπλέον η ιλύς που παράγεται κατά το στάδιο αυτό

χαρακτηρίζεται από χαμηλό ποσοστό βιοαποδομησιμότητας κάτι το οποίο οδηγεί σε περιορισμένη παραγωγή μεθανίου και απώλειες της τάξεως του 50% της ενέργειας που θα μπορούσε να είχε ανακτηθεί. Λύση στα παραπάνω προβλήματα μπορεί να αποτελέσει η διεργασία ANAMMOX, καθώς επιτυγχάνει αποτελεσματική επεξεργασία ενώ ταυτόχρονα απαιτεί κατά μέσο όρο 60% λιγότερες απαιτήσεις σε αερισμό σε σύγκριση με τη ASP. Η διεργασία ANAMMOX έχει αποδειχθεί μέσα από εφαρμογές ότι αποτελεί αξιόπιστη λύση για την αντικατάσταση της ASP.

Τα βιο-ηλεκτροχημικά συστήματα και ειδικότερα τα συστήματα MFC είναι μια νέα πολλά υποσχόμενη μέθοδος επεξεργασίας υγρών αποβλήτων. Ένα σύστημα MFC απαιτεί κατά μέσο όρο 0,02-0,05 kWh/m³, έναντι 0,3-0,65 kWh/m³ που απαιτεί η ASP. Με τα μέχρι σήμερα δεδομένα η συγκεκριμένη τεχνολογία χαρακτηρίζεται περισσότερο ως μια εξαιρετικά ελπιδοφόρα τεχνολογία για τα επόμενα χρόνια. Βασικός στόχος είναι η βελτιστοποίηση των παραγόντων που αποτελούν εμπόδιο προκειμένου η συγκεκριμένη τεχνολογία να εφαρμοστεί πλήρως και με επιτυχία στο τομέα επεξεργασίας λυμάτων.

Η επεξεργασία υγρών αποβλήτων με μικροφύκη αποτελεί επίσης μια οικονομικά αποδοτική μέθοδο επεξεργασίας καθώς πλεονεκτεί σε σύγκριση με τις συμβατικές μεθόδους. Τέτοιου είδους συστήματα επεξεργασίας συνδυάζουν με επιτυχία την επεξεργασία των λυμάτων και τη παραγωγή ανανεώσιμων προϊόντων τα οποία μπορούν να αξιοποιηθούν είτε ως καύσιμο για παραγωγή ενέργειας είτε ως βιολογικό λίπασμα. Η ενεργειακή κατανάλωση κυμαίνεται μεταξύ 0,06-0,25 kWh/m³ έναντι 0,3-0,65 kWh/m³ που απαιτεί η συμβατική ASP. Αιτία είναι οι μειωμένες ανάγκες για αερισμό από τις καλλιέργειες διότι κατά τη βιολογική διεργασία που πραγματοποιούν οι μικροοργανισμοί απελευθερώνεται αξιοποιήσιμο οξυγόνο. Το συνολικό κόστος ενός τυπικού συστήματος επεξεργασίας με μικροφύκη είναι 0,18€/m³, χαμηλότερο συγκριτικά με το αντίστοιχο κόστος (0,26€/m³) από τη συμβατική βιολογική επεξεργασία.

Η επεξεργασία αστικών λυμάτων με TF έχει χαρακτηριστεί ως μια αποδοτική και οικονομικά ωφέλιμη τεχνολογία επεξεργασίας. Το ποσοστό απομάκρυνσης BOD₅ είναι μεταξύ 50 και 90 %. Οι απαιτήσεις σε ενέργεια είναι μεταξύ 0,18-0,42 kWh/m³. Αντίθετα, κατά τη συμβατική ASP η κατανάλωση κυμαίνεται από 0,3 έως 0,65 kWh/m³.

Η επεξεργασία μέσω UASB επιτυγχάνει ικανοποιητικές απομακρύνσεις οργανικού φορτίου σε συνδυασμό με χαμηλές ενεργειακές απαιτήσεις καθώς και αυξημένη παραγωγή ενέργειας από μεθάνιο, ικανή να καταστήσει το σύστημα ενεργειακά αυτόνομο. Ο χρόνος παραμονής εντός του αντιδραστήρα στη περίπτωση ενός συστήματος UASB είναι 6 με 24 ώρες. Ο μικρός χρόνος παραμονής εντός του αντιδραστήρα μεταφράζεται σε μικρότερο απαιτούμενο όγκο και συνεπώς σε χαμηλότερες οικονομικές επιβαρύνσεις. Για το λόγο ότι έπειτα από την εφαρμογή συστήματος UASB απαιτείται περαιτέρω επεξεργασία, η διαπίστωση είναι ότι ο συνδυασμός UASB με επακόλουθη αερόβια επεξεργασία σημειώνει πάνω από 50% μείωση στα λειτουργικά έξοδα των υφιστάμενων ΕΕΛ.

Στη περίπτωση των AnMBR, το κόστος των μεμβρανών αλλά και το πρόβλημα της έμφραξης αυτών αποτελούν τα βασικά μειονεκτήματα της συγκεκριμένης διεργασίας.

Όσο αναφορά την ενέργεια που καταναλώνεται ανά κυβικό υγρών αποβλήτων, υπολογίζεται κατά μέσο όρο 0,028 kWh/m³. Από την άποψη παραγωγή βιοαερίου με σκοπό την μεγαλύτερη δυνατή ανάκτηση ενέργειας, κατά την αναερόβια επεξεργασία με ένα σύστημα AnMBR σημειώνεται παραγωγή βιοαερίου που κυμαίνεται μεταξύ 0,2 και 0,4 m³/kg COD που απομακρύνεται. Το παραπάνω συνιστά αυξημένη ανάκτηση ενέργειας. Το κόστος λειτουργίας ενός τέτοιου συστήματος κυμαίνεται μεταξύ 0,02 και 0,75 €/m³.

Η επεξεργασία και διάθεση ιλύος αποτελεί περίπου το 50% του λειτουργικού κόστους σε μια συμβατική ΕΕΛ. Απαραίτητή κρίνεται λοιπόν η υιοθέτηση τεχνολογιών οι οποίες θα μετατρέπουν την περιεχόμενη ενέργεια των υγρών αποβλήτων σε άμεσα αξιοποιήσιμη ενέργεια. Με τη πάροδο του χρόνου η προοπτική επεξεργασίας υγρών αποβλήτων μέσω αναερόβιων διεργασιών έχει γίνει ευρέως αποδεκτή. Κάποια από τα πλεονεκτήματα είναι οι μειωμένες απαιτήσεις ενέργειας λόγω απουσίας αερισμού, η αυξημένη παραγωγή μεθανίου και η χαμηλή παραγωγή ιλύος. Όλα τα παραπάνω συνεισφέρουν με θετικό πρόσημο στην οικονομική αποδοτικότητα των ΕΕΛ. Συγκεκριμένα, έπειτα από έρευνες σύγκρισης σε ΕΕΛ που εφαρμόζουν αερόβιες και αναερόβιες διεργασίες διαπιστώθηκε ότι η μέση ενεργειακή κατανάλωση είναι 1,02 kWh/m³ και 0,43 kWh/m³ αντίστοιχα.

Αξιόπιστη εναλλακτική θεωρείται η συγχώνευση ιλύος και οργανικών αποβλήτων. Μέσω αυτής της μεθόδου επιτυγχάνεται αποδοτικότερη παραγωγή και αξιοποίηση βιοαερίου προκειμένου να καλυφθεί μεγαλύτερο ποσοστό των ενεργειακών αναγκών των ΕΕΛ. Κατά τη συγχώνευση ιλύος με οργανικά απόβλητα καταγράφεται τουλάχιστον διπλάσια παραγωγή βιοαερίου συγκριτικά με τη συμβατική αναερόβια χώνευση. Συγκεκριμένα τιμές βιοαερίου που έχουν προκύψει από τη διεργασία της συγχώνευσης είναι 2,5-4 m³/d, ενώ οι αντίστοιχες τιμές από αποκλειστική χώνευση ιλύος είναι 0,9-1,1 m³/d. Η αύξηση ποσοστού της ενεργειακής αυτονομίας της ΕΕΛ ως αποτέλεσμα της αυξημένης ανάκτησης ενέργειας από την παραγωγή βιοαερίου, η μείωση κόστους διάθεσης ιλύος λόγω της μειωμένης περισσειάς ιλύος και οι οικονομικές απολαβές που προκύπτουν από τους φόρους υποδοχής των οργανικών αποβλήτων, καθιστούν τη διεργασία της συγχώνευσης ενεργειακά αλλά και οικονομικά αποδοτική.

Η προ-επεξεργασία ιλύς πριν εισέλθει στον αναερόβιο χωνευτή είναι επίσης αποδοτική εναλλακτική, διότι όπως και πριν η ενισχυμένη παραγωγή βιοαερίου προσφέρει τη δυνατότητα τόσο της ενεργειακής αυτονομίας της μονάδας προ-επεξεργασίας όσο και κάλυψης των ενεργειακών αναγκών σε μεγάλο βαθμό.

Τέλος, η αεριοποίηση μπορεί να συμβάλει θετικά στο ενεργειακό προφίλ των ΕΕΛ, με την προϋπόθεση ότι ως πρώτη ύλη χρησιμοποιείται ιλύς με υψηλή περιεκτικότητα σε στερεά. Αποτέλεσμα της συγκεκριμένης διεργασίας είναι η παραγωγή αερίου σύνθεσης το οποίο μπορεί να χρησιμοποιηθεί ως πρώτη ύλη για να παραχθούν μεγάλα ποσά ενέργειας, γεγονός που οφείλεται κυρίως στη μεγάλη θερμογόνο δύναμη του παραπροϊόντος αυτού. Ακόμα, επιτυγχάνει μείωση του όγκου της ιλύος που προορίζεται για διάθεση, το οποίο μεταφράζεται σε μείωση εξόδων αναφορικά με τη τελική διάθεσή της ιλύος. Η αεριοποίηση ιλύος είναι μια τεχνολογία που εφαρμόζεται

σε πιλοτική κλίμακα, καθώς απαιτείτε περαιτέρω έρευνα για την βελτιστοποίηση της διεργασία και την εφαρμογή της σε ΕΕΛ μεγάλης κλίμακας.

Μελλοντική έρευνα

Ένας εκ των βασικών στόχων του τομέα επεξεργασίας αστικών λυμάτων θα πρέπει να είναι η περεταίρω ενίσχυση της ενεργειακής απόδοσης των ΕΕΛ. Τα τελευταία χρόνια το ενδιαφέρον έχει στραφεί στην ανάπτυξη καινοτόμων τεχνολογιών επεξεργασίας. Οι τεχνολογίες αυτές προσφέρουν τη δυνατότητα αποτελεσματικής επεξεργασίας αστικών λυμάτων, έτσι ώστε να μην βρίσκεται σε κίνδυνο η ανθρώπινη υγεία και το περιβάλλον, παράλληλα με χαμηλές απαιτήσεις σε ενέργεια αλλά και χαμηλές οικονομικές επιβαρύνσεις. Δεν πρέπει να παραλείπεται το γεγονός ότι οι καινοτόμες τεχνολογίες που αποσκοπούν στη μετρίαση των προβλημάτων που αντιμετωπίζουν οι συμβατικές ΕΕΛ, έχουν τεθεί σε εφαρμογή μόνο τα τελευταία χρόνια. Υπάρχουν τεχνικά εμπόδια και παράμετροι που πρέπει να διευθετηθούν προκειμένου η συνολική ωριμότητα των εν λόγω τεχνολογιών να είναι τέτοια ώστε να θεωρούνται αξιόπιστες για την πλήρη εφαρμογή τους στον τομέα των επεξεργασία υγρών αποβλήτων. Στόχος επίσης είναι τα λύματα να θεωρούνται περισσότερο ως πηγή ενέργειας παρά ως ένα επιπλέον απόβλητο το οποίο πρέπει να απομακρυνθεί.

Κεφάλαιο 5: Βιβλιογραφία

- Abdelrahman, A.M., Kosar, S., Gulhan, H., Cicekalan, B., Ucas, G., Atli, E., Guven, H., Ozgun, H., Ozturk, I., Koyuncu, I., van Lier, J.B., Volcke, E.I.P., Ersahin, M.E., 2023. Impact of primary treatment methods on sludge characteristics and digestibility, and wastewater treatment plant-wide economics. *Water Res* 235. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.119920>
- Abyar, H., Nowrouzi, M., 2023. Trickling filter systems for sustainable water supply: An evaluation of eco-environmental burdens and greenhouse gas emissions. *Environ Res* 237, 117011. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.117011>
- Ahn, Y., Logan, B.E., 2013. Domestic wastewater treatment using multi-electrode continuous flow MFCs with a separator electrode assembly design. *Appl Microbiol Biotechnol* 97, 409–416. <https://doi.org/10.1007/s00253-012-4455-8>
- Akyol, Ç., Ozbayram, E.G., Eusebi, A.L., Foglia, A., Cipolletta, G., Frison, N., Conca, V., Da Ros, C., Wessels, C., Ganigué, R., Pikaar, I., Oehmen, A., Carvalho, G., Fatone, F., 2022. Upscaled and validated technologies for the production of bio-based materials from wastewater, in: *Resource Recovery from Water*. IWA Publishing, pp. 197–222. https://doi.org/10.2166/9781780409566_0197
- Al-Hazmi, H.E., Hassan, G.K., Maktabifard, M., Grubba, D., Majtacz, J., Małkinia, J., 2022. Integrating conventional nitrogen removal with anammox in wastewater treatment systems: Microbial metabolism, sustainability and challenges. *Environ Res*. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114432>
- Alizadeh, S., Chowdhury, P., Ghodsi, V., Giaccherini, F., Sarathy, S., Santoro, D., Comeau, Y., 2023. Physico-chemical characteristics and biodegradability of primary effluent and particulate matter removed by microscreens. *Water Environment Research* 95. <https://doi.org/10.1002/wer.10854>
- Al-Jabri, H., Das, P., Khan, S., Thaher, M., AbdulQuadir, M., 2020. Treatment of Wastewaters by Microalgae and the Potential Applications of the Produced Biomass—A Review. *Water (Basel)* 13, 27. <https://doi.org/10.3390/w13010027>
- AlSayed, A., Soliman, M., Eldyasti, A., 2020. Microbial fuel cells for municipal wastewater treatment: From technology fundamentals to full-scale development. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 134. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110367>
- Amoatey, P., Bani, R., Richard Bani, P., 2011. *Wastewater Management* 20 *Wastewater Management*.
- Anjum, M., Al-Makishah, N.H., Barakat, M.A., 2016. Wastewater sludge stabilization using pre-treatment methods. *Process Safety and Environmental Protection*. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2016.05.022>
- Ansari, M., Farzadkia, M., 2022. Chemically enhanced primary treatment of municipal wastewater; Comparative evaluation, optimization, modelling, and energy analysis. *Bioresour Technol Rep* 18. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2022.101042>

- Arias, A., Salim, I., Pedrouso, A., Morales, N., Mosquera-Corral, A., Vázquez-Padín, J.R., Rogalla, F., Feijoo, G., Moreira, M.T., 2018. Bottom-up approach in the assessment of environmental impacts and costs of an innovative anammox-based process for nitrogen removal. *J Environ Manage* 225, 112–119. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.07.070>
- Arthur, P.M.A., Konaté, Y., Sawadogo, B., Sagoe, G., Dwumfour-Asare, B., Ahmed, I., Bayitse, R., Ampomah-Benefo, K., 2023. Evaluating the Potential of Renewable Energy Sources in a Full-Scale Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor Treating Municipal Wastewater in Ghana. *Sustainability (Switzerland)* 15. <https://doi.org/10.3390/su15043743>
- Barber, W., 2020. *Sludge Thermal Hydrolysis: Application and Potential*. IWA Publishing. <https://doi.org/10.2166/9781789060287>
- Barillon, B., Ruel, S.M., Langlais, C., Lazarova, V., 2013. Energy efficiency in membrane bioreactors. *Water Science and Technology* 67, 2685–2691. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.163>
- Barroso Soares, R., 2017. Comparative Analysis of the Energy Consumption of Different Wastewater Treatment Plants. *International Journal of Architecture, Arts and Applications* 3, 79. <https://doi.org/10.11648/j.ijaaa.20170306.11>
- Boas, J.V., Oliveira, V.B., Simões, M., Pinto, A.M.F.R., 2022. Review on microbial fuel cells applications, developments and costs. *J Environ Manage.* <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114525>
- Bodík, I., Kubaská, M., 2013. Energy and sustainability of operation of a wastewater treatment plant. *Environment Protection Engineering* 39, 15–24. <https://doi.org/10.5277/EPE130202>
- Bolzonella, D., Frison, N., Fatone, F., 2020. Anaerobic digestion and energy recovery from wastewater sludge, in: *Wastewater and Biosolids Management*. IWA Publishing, pp. 121–130. https://doi.org/10.2166/9781789061666_0121
- Boutros, T., 2022. Evaluation of chemically-enhanced microsieving as primary treatment of municipal wastewater.
- Bressani-Ribeiro, T., Almeida, P.G.S., Volcke, E.I.P., Chernicharo, C.A.L., 2018. Trickling filters following anaerobic sewage treatment: state of the art and perspectives. *Environ Sci (Camb)* 4, 1721–1738. <https://doi.org/10.1039/C8EW00330K>
- Budych-Gorzna, M., Szatkowska, B., Jaroszynski, L., Paulsrud, B., Jankowska, E., Jaroszynski, T., Oleskowicz-Popiel, P., 2021. Towards an energy self-sufficient resource recovery facility by improving energy and economic balance of a municipal wwtp with chemically enhanced primary treatment. *Energies (Basel)* 14. <https://doi.org/10.3390/en14051445>

- Bui, X.-T., Chiemchaisri, C., Fujioka, T., Varjani, S., n.d. Water and Wastewater Treatment Technologies Energy, Environment, and Sustainability Series Editors: Avinash Kumar Agarwal · Ashok Pandey.
- Cai, T., Park, S.Y., Li, Y., 2013. Nutrient recovery from wastewater streams by microalgae: Status and prospects. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 19, 360–369. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.11.030>
- Capodaglio, A.G., Molognoni, D., Dallago, E., Liberale, A., Cella, R., Longoni, P., Pantaleoni, L., 2013. Microbial fuel cells for direct electrical energy recovery from urban wastewaters. *The Scientific World Journal* 2013. <https://doi.org/10.1155/2013/634738>
- carbon dioxide equivalent — European Environment Agency [WWW Document], n.d. URL <https://www.eea.europa.eu/help/glossary/eea-glossary/carbon-dioxide-equivalent> (accessed 11.29.23).
- Cardoso, B.J., Rodrigues, E., Gaspar, A.R., Gomes, Á., 2021. Energy performance factors in wastewater treatment plants: A review. *J Clean Prod.* <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129107>
- Carrère, H., Dumas, C., Battimelli, A., Batstone, D.J., Delgenès, J.P., Steyer, J.P., Ferrer, I., 2010. Pretreatment methods to improve sludge anaerobic degradability: A review. *J Hazard Mater.* <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.06.129>
- Casu, S., Crispino, N.A., Farina, R., Mattioli, D., Ferraris, M., Spagni, A., 2012. Wastewater treatment in a submerged anaerobic membrane bioreactor. *Journal of Environmental Science and Health, Part A* 47, 204–209. <https://doi.org/10.1080/10934529.2012.640562>
- Chaubey, M., 2021a. Wastewater Characteristics, in: *Wastewater Treatment Technologies*. Wiley, pp. 19–66. <https://doi.org/10.1002/9781119765264.ch2>
- Chaubey, M., 2021b. Wastewater Treatment Technologies, in: *Wastewater Treatment Technologies*. Wiley, pp. 67–102. <https://doi.org/10.1002/9781119765264.ch3>
- Checa-Fernández, A., Ruiz, L.M., Torre-Marín, J.M., Muñoz-Ubina, A., Pérez, J.I., Gómez, M.A., 2024. Direct Application of Chemically Enhanced Primary Treatment in a municipal wastewater treatment plant: A case study. *Chemical Engineering Research and Design*. <https://doi.org/10.1016/j.cherd.2024.02.039>
- Chen, G.H., Loosdrecht, M.C.M., Loosdrecht, M.C.M., Brdjanovic, D., 2020. *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modeling and Design*. IWA Publishing. <https://doi.org/10.2166/9781789060362>
- Chernicharo, C.A.L., van Lier, J.B., Noyola, A., Bressani Ribeiro, T., 2015. Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges. *Rev Environ Sci Biotechnol.* <https://doi.org/10.1007/s11157-015-9377-3>
- Cho, S., Kambey, C., Nguyen, V., 2019. Performance of Anammox Processes for Wastewater Treatment: A Critical Review on Effects of Operational Conditions

- and Environmental Stresses. *Water* (Basel) 12, 20. <https://doi.org/10.3390/w12010020>
- Christoforidou, P., Bariamis, G., Iosifidou, M., Nikolaidou, E., Samaras, P., 2020. Energy Benchmarking and Optimization of Wastewater Treatment Plants in Greece. MDPI AG, p. 36. <https://doi.org/10.3390/environsciproc2020002036>
- Collivignarelli, M.C., Abbà, A., Benigna, I., Sorlini, S., Torretta, V., 2018. Overview of the main disinfection processes for wastewater and drinking water treatment plants. *Sustainability* (Switzerland) 10. <https://doi.org/10.3390/su10010086>
- Colzi Lopes, A., Valente, A., Iribarren, D., González-Fernández, C., 2018. Energy balance and life cycle assessment of a microalgae-based wastewater treatment plant: A focus on alternative biogas uses. *Bioresour Technol* 270, 138–146. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.09.005>
- Daelman, M.R.J., Van Voorthuizen, E.M., Van Dongen, L.G.J.M., Volcke, E.I.P., Van Loosdrecht, M.C.M., 2013. Methane and nitrous oxide emissions from municipal wastewater treatment - Results from a long-term study. *Water Science and Technology* 67, 2350–2355. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.109>
- Daelman, M.R.J., van Voorthuizen, E.M., van Dongen, U.G.J.M., Volcke, E.I.P., van Loosdrecht, M.C.M., 2012. Methane emission during municipal wastewater treatment. *Water Res* 46, 3657–3670. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.04.024>
- Daverey, A., Pandey, D., Verma, P., Verma, S., Shah, V., Dutta, K., Arunachalam, K., 2019. Recent advances in energy efficient biological treatment of municipal wastewater. *Bioresour Technol Rep* 7. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2019.100252>
- De Feo, G., De Gisi, S., Galasso, M., 2012. Chemically Assisted Primary Sedimentation: A Green Chemistry Option. pp. 1–18. https://doi.org/10.1007/978-94-007-1430-4_1
- Deplab.tuc, 2024. Φωτογραφίες [WWW Document]. URL <https://www.deplab.tuc.gr/el/fotografies> (accessed 3.21.24).
- Dhar, B.R., Nakhla, G., Ray, M.B., 2012. Techno-economic evaluation of ultrasound and thermal pretreatments for enhanced anaerobic digestion of municipal waste activated sludge. *Waste Management* 32, 542–549. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.10.007>
- Di Giacomo, G., Romano, P., 2022. Evolution and Prospects in Managing Sewage Sludge Resulting from Municipal Wastewater Purification. *Energies* (Basel). <https://doi.org/10.3390/en15155633>
- Ding, A., Zhang, R., Ngo, H.H., He, X., Ma, J., Nan, J., Li, G., 2021. Life cycle assessment of sewage sludge treatment and disposal based on nutrient and energy recovery: A review. *Science of the Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144451>

- Du, R., Li, C., Liu, Q., Fan, J., Peng, Y., 2022. A review of enhanced municipal wastewater treatment through energy savings and carbon recovery to reduce discharge and CO₂ footprint. *Bioresour Technol* 364. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.128135>
- energy Knowledge Institute, 2022. Thermal hydrolysis improves the efficiency of biogas production [WWW Document]. URL <https://knowledge.energyinst.org/new-energy-world/article?id=126718> (accessed 3.13.24).
- EnviroMix, 2024. CHLORINE CONTACT TANKS [WWW Document]. URL <https://enviro-mix.com/application-services/chlorine-contact-chamber/> (accessed 3.20.24).
- European Council, 2023. Council adopts position on new rules for more efficient treatment of urban wastewater [WWW Document]. URL for more efficient treatment of urban wastewater (accessed 5.4.24).
- EuropeanCommision, 2024. Urban wastewater [WWW Document]. URL https://environment.ec.europa.eu/topics/water/urban-wastewater_en (accessed 2.25.24).
- evoqua, 2024. ADI-Membrane Bioreactor (MBR) [WWW Document]. URL <https://www.evoqua.com/en/evoqua/products--services/aerobic-wastewater-treatment/aerobic-systems/adi-membrane-bioreactor-mbr/> (accessed 3.22.24).
- EXPOVAL, 2024. Subgroup 3 - Trickling Filters [WWW Document]. URL <https://www.expoval.de/en/subgroup-3-trickling-filters.html> (accessed 3.6.24).
- Faragò, M., Damgaard, A., Madsen, J.A., Andersen, J.K., Thornberg, D., Andersen, M.H., Rygaard, M., 2021. From wastewater treatment to water resource recovery: Environmental and economic impacts of full-scale implementation. *Water Res* 204. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117554>
- Fericelli, P., 2011. Comparison of sludge treatment by gasification vs incineration, in: 9th LACCEI Latin American and Caribbean Conference: Engineering for a Smart Planet, Innovation, Information Technology and Computational Tools for Sustainable Development.
- Fernández-Gutiérrez, D., Manali, A., Tsamoutsoglou, K., Gikas, P., Guillén, A.L., 2023. Environmental life cycle assessment of an integrated biosolids microsieving-drying-gasification pilot plant from WWTP. *Green Energy and Sustainability* 1–24. <https://doi.org/10.47248/ges2303030004>
- Ferrentino, R., Langone, M., Fiori, L., Andreottola, G., 2023. Full-Scale Sewage Sludge Reduction Technologies: A Review with a Focus on Energy Consumption. *Water (Switzerland)*. <https://doi.org/10.3390/w15040615>
- Foresti, E., Zaiat, M., Vallero, M., 2006. Anaerobic processes as the core technology for sustainable domestic wastewater treatment: Consolidated applications, new

- trends, perspectives, and challenges. *Rev Environ Sci Biotechnol* 5, 3–19. <https://doi.org/10.1007/s11157-005-4630-9>
- Franchi, A., Santoro, D., 2015. Current status of the rotating belt filtration (RBF) technology for municipal wastewater treatment. *Water Pract Technol* 10, 319–327. <https://doi.org/10.2166/wpt.2015.038>
- Gahlot, P., Balasundaram, G., Tyagi, V.K., Atabani, A.E., Suthar, S., Kazmi, A.A., Štěpanec, L., Juchelková, D., Kumar, A., 2022. Principles and potential of thermal hydrolysis of sewage sludge to enhance anaerobic digestion. *Environ Res* 214. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113856>
- Gajraj, S., Hu, Z., 2014. Integration of microbial fuel cell techniques into activated sludge wastewater treatment processes to improve nitrogen removal and reduce sludge production. *Chemosphere* 117, 151–157. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.06.013>
- Gallo, M., Del Borghi, A., Strazza, C., Parodi, L., Arcioni, L., Proietti, S., 2016. Opportunities and criticisms of voluntary emission reduction projects developed by Public Administrations: Analysis of 143 case studies implemented in Italy. *Appl Energy* 179, 1269–1282. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.06.020>
- Gandiglio, M., Lanzini, A., Soto, A., Leone, P., Santarelli, M., 2017. Enhancing the energy efficiency of wastewater treatment plants through co-digestion and fuel cell systems. *Front Environ Sci*. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2017.00070>
- Gao, H., Scherson, Y.D., Wells, G.F., 2014. Towards energy neutral wastewater treatment: Methodology and state of the art. *Environmental Sciences: Processes and Impacts*. <https://doi.org/10.1039/c4em00069b>
- Gao, N., Kamran, K., Quan, C., Williams, P.T., 2020. Thermochemical conversion of sewage sludge: A critical review. *Prog Energy Combust Sci*. <https://doi.org/10.1016/j.pecs.2020.100843>
- Gao, T., Xiao, K., Zhang, J., Xue, W., Wei, C., Zhang, X., Liang, S., Wang, X., Huang, X., 2022. Techno-economic characteristics of wastewater treatment plants retrofitted from the conventional activated sludge process to the membrane bioreactor process. *Front Environ Sci Eng* 16. <https://doi.org/10.1007/s11783-021-1483-6>
- Gaur, R.Z., Khan, A.A., Lew, B., Diamantis, V., Kazmi, A.A., 2017. Performance of Full-Scale UASB Reactors Treating Low or Medium Strength Municipal Wastewater. *Environmental Processes* 4, 137–146. <https://doi.org/10.1007/s40710-017-0208-0>
- Ge, Z., Li, J., Xiao, L., Tong, Y., He, Z., 2014. Recovery of Electrical Energy in Microbial Fuel Cells. *Environ Sci Technol Lett*. <https://doi.org/10.1021/ez4000324>
- Ghimire, U., Sarpong, G., Gude, V.G., 2021. Transitioning Wastewater Treatment Plants toward Circular Economy and Energy Sustainability 29, 2023. <https://doi.org/10.1021/acsomega.0c05827>

- Gikas, P., 2017a. Towards energy positive wastewater treatment plants. *J Environ Manage* 203, 621–629. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.05.061>
- Gikas, P., 2017b. Towards energy positive wastewater treatment plants. *J Environ Manage* 203, 621–629. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.05.061>
- Gikas, P., 2017c. Ultra high temperature gasification of municipal wastewater primary biosolids in a rotary kiln reactor for the production of synthesis gas. *J Environ Manage* 203, 688–694. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.02.043>
- Gikas, P., 2014. Electrical energy production from biosolids: A comparative study between anaerobic digestion and ultra-high-temperature gasification. *Environmental Technology (United Kingdom)* 35, 2140–2146. <https://doi.org/10.1080/09593330.2014.895049>
- Gikas, P., Tsoutsos, T., 2015. Near zero energy wastewater treatment plants for the Greek islands. *Desalination Water Treat* 53, 3328–3334. <https://doi.org/10.1080/19443994.2014.934109>
- Gil, J.A., Túa, L., Rueda, A., Montaña, B., Rodríguez, M., Prats, D., 2010. Monitoring and analysis of the energy cost of an MBR. *Desalination* 250, 997–1001. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2009.09.089>
- Gilbert, M., Wendell, E., 2018. Εισαγωγή στην ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΙΚΗ ΜΗΧΑΝΙΚΗ ΚΑΙ ΕΠΙΣΤΗΜΗ, 3rd ed. Εκδόσεις Κλειδάριθμος, Αθήνα.
- Goh, P.S., Lau, W.J., Ismail, A.F., Samawati, Z., Liang, Y.Y., Kanakaraju, D., 2022. Microalgae-Enabled Wastewater Treatment: A Sustainable Strategy for Bioremediation of Pesticides. *Water (Basel)* 15, 70. <https://doi.org/10.3390/w15010070>
- Goliopoulos, N., Mamais, D., Noutsopoulos, C., Dimopoulou, A., Kounadis, C., 2022. Energy Consumption and Carbon Footprint of Greek Wastewater Treatment Plants. *Water (Switzerland)* 14. <https://doi.org/10.3390/w14030320>
- Gu, J., Liu, Y., 2020. Integrated A-B processes for municipal wastewater treatment, in: *A-B Processes: Towards Energy Self-Sufficient Municipal Wastewater Treatment*. IWA Publishing, pp. 69–111. https://doi.org/10.2166/9781789060089_0069
- Gu, Y., Li, Y., Li, X., Luo, P., Wang, H., Robinson, Z.P., Wang, X., Wu, J., Li, F., 2017. The feasibility and challenges of energy self-sufficient wastewater treatment plants. *Appl Energy* 204, 1463–1475. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2017.02.069>
- Gu, Y., Li, Y., Yuan, F., Yang, Q., 2023. Optimization and control strategies of aeration in WWTPs: A review. *J Clean Prod.* <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.138008>
- Gude, V.G., 2016. Wastewater treatment in microbial fuel cells - An overview. *J Clean Prod.* <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.02.022>

- Guo, Y., Chen, Y., Webeck, E., Li, Y.Y., 2020. Towards more efficient nitrogen removal and phosphorus recovery from digestion effluent: Latest developments in the anammox-based process from the application perspective. *Bioresour Technol.* <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122560>
- Gupta, M., Nakhla, S., Scholarship@western, 2018. Microsieving as a Primary Treatment for Biological Nitrogen Removal from Municipal Wastewater. *Microsieving as a Primary Treatment for Biological Nitrogen Removal from Municipal Wastewater.*
- Güven, H., Dereli, R.K., Özgün, H., Ersahin, M.E., Öztürk, I., 2019. Towards sustainable and energy efficient municipal wastewater treatment by up-concentration of organics. *Prog Energy Combust Sci.* <https://doi.org/10.1016/j.pecs.2018.10.002>
- Hamawand, I., 2023. Energy Consumption in Water/Wastewater Treatment Industry—Optimisation Potentials. *Energies (Basel).* <https://doi.org/10.3390/en16052433>
- Hasan, Mohd.N., Khan, A.A., Ahmad, S., Lew, B., 2019. Anaerobic and aerobic sewage treatment plants in Northern India: Two years intensive evaluation and perspectives. *Environ Technol Innov* 15, 100396. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100396>
- Hasport, N., Krahe, D., Kuchendorf, C.M., Beier, S., Theilen, U., 2022. The potential impact of an implementation of microalgae-based wastewater treatment on the energy balance of a municipal wastewater treatment plant in Central europe. *Bioresour Technol* 347. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.126695>
- He, X., Li, Z., Xing, C., Li, Y., Liu, M., Gao, X., Ding, Y., Lu, L., Liu, C., Li, C., Wang, D., 2023. Carbon footprint of a conventional wastewater treatment plant: An analysis of water-energy nexus from life cycle perspective for emission reduction. *J Clean Prod* 429. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.139562>
- He, Y., Li, Y., Li, X., Liu, Yingrui, Wang, Y., Guo, H., Hou, J., Zhu, T., Liu, Yiwen, 2023. Net-zero greenhouse gas emission from wastewater treatment: Mechanisms, opportunities and perspectives. *Renewable and Sustainable Energy Reviews.* <https://doi.org/10.1016/j.rser.2023.113547>
- Henrich, C.-D., Marggraff, M., 2013. Energy-efficient Wastewater Reuse-The Renaissance of Trickling Filter Technology.
- Hernández-Fernández, F.J., de los Ríos, A.P., Mateo-Ramírez, F., Juárez, M.D., Lozano-Blanco, L.J., Godínez, C., 2016. New application of polymer inclusion membrane based on ionic liquids as proton exchange membrane in microbial fuel cell. *Sep Purif Technol* 160, 51–58. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2015.12.047>
- Huaguan, L., Wenyi, D., Zilong, Z., Hongjie, W., Zilong, H., Yanchen, L., Shuo, C., Diwen, X., 2023. Anammox-based technologies for municipal sewage nitrogen removal: Advances in implementation strategies and existing obstacles. *Journal of Water Process Engineering.* <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.104090>

- Hwang, K.L., Bang, C.H., Zoh, K.D., 2016. Characteristics of methane and nitrous oxide emissions from the wastewater treatment plant. *Bioresour Technol* 214, 881–884. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.05.047>
- Iglesias, R., Simón, P., Moragas, L., Arce, A., Rodriguez-Roda, I., 2017. Cost comparison of full-scale water reclamation technologies with an emphasis on membrane bioreactors. *Water Science and Technology* 75, 2562–2570. <https://doi.org/10.2166/wst.2017.132>
- Jang, H.M., Shin, J., Choi, S., Shin, S.G., Park, K.Y., Cho, J., Kim, Y.M., 2017. Fate of antibiotic resistance genes in mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of chemically enhanced primary treatment (CEPT) sludge. *Bioresour Technol* 244, 433–444. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.153>
- Jenkins, D., 2014a. Activated Sludge – 100 Years and Counting. *Water Intelligence Online* 13. <https://doi.org/10.2166/9781780404943>
- Jenkins, D., 2014b. Activated Sludge – 100 Years and Counting. *Water Intelligence Online* 13. <https://doi.org/10.2166/9781780404943>
- Jensen, P.D., Astals, S., Bai, X., Nieradzik, L., Wardrop, P., Batstone, D.J., Clarke, W.P., 2022. Established full-scale applications for energy recovery from water: anaerobic digestion, in: *Resource Recovery from Water*. IWA Publishing, pp. 99–139. https://doi.org/10.2166/9781780409566_0099
- Jiang, G., Xu, D., Hao, B., Liu, L., Wang, S., Wu, Z., 2021. Thermochemical methods for the treatment of municipal sludge. *J Clean Prod.* <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127811>
- Ju, F., Wang, Y., Lau, F.T.K., Fung, W.C., Huang, D., Xia, Y., Zhang, T., 2016. Anaerobic digestion of chemically enhanced primary treatment (CEPT) sludge and the microbial community structure. *Appl Microbiol Biotechnol* 100, 8975–8982. <https://doi.org/10.1007/s00253-016-7730-2>
- Judd, S.J., 2016. The status of industrial and municipal effluent treatment with membrane bioreactor technology. *Chemical Engineering Journal* 305, 37–45. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.08.141>
- Kacprzak, M., Neczaj, E., Fijałkowski, K., Grobelak, A., Grosser, A., Worwag, M., Rorat, A., Brattebo, H., Almås, Å., Singh, B.R., 2017. Sewage sludge disposal strategies for sustainable development. *Environ Res* 156, 39–46. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.03.010>
- Kampschreur, M.J., Temmink, H., Kleerebezem, R., Jetten, M.S.M., van Loosdrecht, M.C.M., 2009. Nitrous oxide emission during wastewater treatment. *Water Res.* <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.03.001>
- Khan, M.A., Ngo, H.H., Guo, W.S., Liu, Y.W., Zhou, J.L., Zhang, J., Liang, S., Ni, B.J., Zhang, X.B., Wang, J., 2016. Comparing the value of bioproducts from different stages of anaerobic membrane bioreactors. *Bioresour Technol* 214, 816–825. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.05.013>

- Khiewwijit, R., Temmink, H., Rijnaarts, H., Keesman, K.J., 2015. Energy and nutrient recovery for municipal wastewater treatment: How to design a feasible plant layout? *Environmental Modelling and Software* 68, 156–165. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2015.02.011>
- Kiliç Taşeli, B., 2020. Sustainable Sewage Sludge Management and Resource Efficiency. *IntechOpen*. <https://doi.org/10.5772/intechopen.80201>
- Kor-Bicakci, G., Eskicioglu, C., 2019. Recent developments on thermal municipal sludge pretreatment technologies for enhanced anaerobic digestion. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.05.002>
- 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. *J Memb Sci*. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2016.12.010>
- Krzeminski, P., Van Der Graaf, J.H.J.M., Van Lier, J.B., 2012. Specific energy consumption of membrane bioreactor (MBR) for sewage treatment. *Water Science and Technology* 65, 380–392. <https://doi.org/10.2166/wst.2012.861>
- Lackner, S., Gilbert, E.M., Vlaeminck, S.E., Joss, A., Horn, H., van Loosdrecht, M.C.M., 2014. Full-scale partial nitrification/anammox experiences - An application survey. *Water Res* 55, 292–303. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.02.032>
- Law, Y., Ye, L., Pan, Y., Yuan, Z., 2012. Nitrous oxide emissions from wastewater treatment processes. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0317>
- Lee, K.Y., Choi, I.K., Lim, K.H., 2019. Nitrogen removal and electrochemical characteristics depending on separators of two-chamber microbial fuel cells. *Environmental Engineering Research* 24, 443–448. <https://doi.org/10.4491/EER.2018.211>
- Lee, O.M., Kim, H.Y., Park, W., Kim, T.H., Yu, S., 2015. A comparative study of disinfection efficiency and regrowth control of microorganism in secondary wastewater effluent using UV, ozone, and ionizing irradiation process. *J Hazard Mater* 295, 201–208. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.04.016>
- Lema, J.M., Suarez, S., 2017. Innovative Wastewater Treatment & Resource Recovery Technologies Impacts on Energy, Economy and Environment.
- Lesjean, B., Tazi-Pain, A., Thaure, D., Moeslang, H., Buisson, H., 2011. Ten persistent myths and the realities of membrane bioreactor technology for municipal applications. *Water Science and Technology*. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.005>
- Li, L., Wang, X., Miao, J., Abulimiti, A., Jing, X., Ren, N., 2022. Carbon neutrality of wastewater treatment - A systematic concept beyond the plant boundary. *Environmental Science and Ecotechnology* 11. <https://doi.org/10.1016/j.es.2022.100180>

- Li, W.W., Yu, H.Q., He, Z., 2014. Towards sustainable wastewater treatment by using microbial fuel cells-centered technologies. *Energy Environ Sci.* <https://doi.org/10.1039/c3ee43106a>
- Liang, Y., Xu, D., Feng, P., Hao, B., Guo, Y., Wang, S., 2021. Municipal sewage sludge incineration and its air pollution control. *J Clean Prod.* <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126456>
- Libhaber, M., Orozco-Jaramillo, Á., 2012. Sustainable Treatment and Reuse of Municipal Wastewater: For Decision Makers and Practicing Engineers. IWA Publishing. <https://doi.org/10.2166/9781780400631>
- Lima, D., Appleby, G., Li, L., 2023. A Scoping Review of Options for Increasing Biogas Production from Sewage Sludge: Challenges and Opportunities for Enhancing Energy Self-Sufficiency in Wastewater Treatment Plants. *Energies (Basel).* <https://doi.org/10.3390/en16052369>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.06.058>
- Liu, X., Hong, Y., 2021. Microalgae-Based Wastewater Treatment and Recovery with Biomass and Value-Added Products: a Brief Review. *Curr Pollut Rep* 7, 227–245. <https://doi.org/10.1007/s40726-021-00184-6>
- Liu, X.-Y., Hong, Y., n.d. Microalgae-Based Wastewater Treatment and Recovery with Biomass and Value-Added Products: a Brief Review. <https://doi.org/10.1007/s40726-021-00184-6/Published>
- Liu, Y., Gu, J., Zhang, M., 2020. Energy use and challenges in current wastewater treatment plants, in: *A-B Processes: Towards Energy Self-Sufficient Municipal Wastewater Treatment*. IWA Publishing, pp. 1–28. https://doi.org/10.2166/9781789060089_0001
- Liu, Y.J., Gu, J., Liu, Y., 2018a. Energy self-sufficient biological municipal wastewater reclamation: Present status, challenges and solutions forward. *Bioresour Technol.* <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.08.104>
- Liu, Y.J., Gu, J., Liu, Y., 2018b. Energy self-sufficient biological municipal wastewater reclamation: Present status, challenges and solutions forward. *Bioresour Technol.* <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.08.104>
- Longo, S., d'Antoni, B.M., Bongards, M., Chaparro, A., Cronrath, A., Fatone, F., Lema, J.M., Mauricio-Iglesias, M., Soares, A., Hospido, A., 2016. Monitoring and diagnosis of energy consumption in wastewater treatment plants. A state of the art and proposals for improvement. *Appl Energy.* <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.07.043>
- Macintosh, C., Astals, S., Sembera, C., Ertl, A., Drewes, J.E., Jensen, P.D., Koch, K., 2019. Successful strategies for increasing energy self-sufficiency at Grüneck

- wastewater treatment plant in Germany by food waste co-digestion and improved aeration. *Appl Energy* 242, 797–808. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.03.126>
- Mahmoud, N., van Lier, J.B., Zeeman, G., 2020. Anaerobic wastewater treatment, in: van Lier, J.B., Mahmoud, N., Zeeman, G. (Eds.), *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modeling and Design*. IWA Publishing, pp. 701–756. https://doi.org/10.2166/9781789060362_0701
- Mainardis, M., Buttazzoni, M., Goi, D., 2020. Up-flow anaerobic sludge blanket (Uasb) technology for energy recovery: A review on state-of-the-art and recent technological advances. *Bioengineering*. <https://doi.org/10.3390/bioengineering7020043>
- Maktabifard, M., Al-Hazmi, H.E., Szulc, P., Mousavizadegan, M., Xu, X., Zaborowska, E., Li, X., Makinia, J., 2023. Net-zero carbon condition in wastewater treatment plants: A systematic review of mitigation strategies and challenges. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2023.113638>
- Maktabifard, M., Zaborowska, E., Makinia, J., 2018. Achieving energy neutrality in wastewater treatment plants through energy savings and enhancing renewable energy production. *Rev Environ Sci Biotechnol*. <https://doi.org/10.1007/s11157-018-9478-x>
- MakWater, 2024. UV DISINFECTION-MUNICIPAL [WWW Document]. URL <https://www.makwater.com.au/products/uv-municipal/> (accessed 3.20.24).
- Mamais, D., Noutsopoulos, C., Dimopoulou, A., Stasinakis, A., Lekkas, T.D., 2015. Wastewater treatment process impact on energy savings and greenhouse gas emissions. *Water Science and Technology* 71, 303–308. <https://doi.org/10.2166/wst.2014.521>
- Mannina, G., Ekama, G., A., Odegaard, H., Olsson, G., 2018. *Advances in Wastewater Treatment*. IWA Publishing.
- Mattioli, A., Gatti, G.B., Mattuzzi, G.P., Cecchi, F., Bolzonella, D., 2017. Co-digestion of the organic fraction of municipal solid waste and sludge improves the energy balance of wastewater treatment plants: Rovereto case study. *Renew Energy* 113, 980–988. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2017.06.079>
- Mažeikienė, A., Šarko, J., 2022. Removal of Nitrogen and Phosphorus from Wastewater Using Layered Filter Media. *Sustainability (Switzerland)* 14. <https://doi.org/10.3390/su141710713>
- McCarty, P.L., Bae, J., Kim, J., 2011. Domestic wastewater treatment as a net energy producer-can this be achieved? *Environ Sci Technol* 45, 7100–7106. <https://doi.org/10.1021/es2014264>
- Medeiros, D.L., Santos, C.M.Q. dos, Ribeiro, R., Tommaso, G., 2023. The dissolved methane recovery from treated sewage in upflow anaerobic sludge blanket

- (UASB) reactors: The energy demand, carbon footprint and financial cost. *J Environ Manage* 343. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118258>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2016.01.011>
- Metropolitanind, 2023. Mechanical Bar Screens [WWW Document]. URL <https://metropolitanind.com/municipal/mechanical-bar-screens/> (accessed 3.22.23).
- Molinos-Senante, M., Hernández-Sancho, F., Sala-Garrido, R., 2010. Economic feasibility study for wastewater treatment: A cost-benefit analysis. *Science of the Total Environment* 408, 4396–4402. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.07.014>
- Musa, M.A., Idrus, S., Man, H.C., Daud, N.N.N., 2018. Wastewater treatment and biogas recovery using anaerobic membrane bioreactors (AnMBRs): Strategies and achievements. *Energies (Basel)*. <https://doi.org/10.3390/en11071675>
- Muszyński-Huhajło, M., Miodoński, S., Rucka, K., 2018. Chemically Assisted Primary Sedimentation as a tool to improve energy balance of a large wastewater treatment plant, in: *E3S Web of Conferences*. EDP Sciences. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20184400120>
- Muttamara, S., 1996. Wastewater characteristics. *Resour Conserv Recycl* 16, 145–159. [https://doi.org/10.1016/0921-3449\(95\)00052-6](https://doi.org/10.1016/0921-3449(95)00052-6)
- Nasr, M., Negm, Abdelazim.M., 2023. *Cost-efficient Wastewater Treatment Technologies*. Springer International Publishing, Cham. <https://doi.org/10.1007/978-3-031-12902-5>
- Nguyen, H.D., Babel, S., 2022. Insights on microbial fuel cells for sustainable biological nitrogen removal from wastewater: A review. *Environ Res* 204. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112095>
- Nguyen, T.K.L., Ngo, H.H., Guo, W., Chang, S.W., Nguyen, D.D., Nghiem, L.D., Liu, Y., Ni, B., Hai, F.I., 2019. Insight into greenhouse gases emissions from the two popular treatment technologies in municipal wastewater treatment processes. *Science of the Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.386>
- Odirile, P.T., Marumoloa, P.M., Manali, A., Gikas, P., 2021. Anaerobic digestion for biogas production from municipal sewage sludge: A comparative study between fine mesh sieved primary sludge and sedimented primary sludge. *Water (Switzerland)* 13. <https://doi.org/10.3390/w13243532>
- Oladejo, J., Shi, K., Luo, X., Yang, G., Wu, T., 2019. A review of sludge-to-energy recovery methods. *Energies (Basel)*. <https://doi.org/10.3390/en12010060>

- Ong, S.K., 2018. Wastewater Engineering, in: Handbook of Environmental Engineering. Wiley, pp. 351–373. <https://doi.org/10.1002/9781119304418.ch12>
- Pandey, P., Shinde, V.N., Deopurkar, R.L., Kale, S.P., Patil, S.A., Pant, D., 2016. Recent advances in the use of different substrates in microbial fuel cells toward wastewater treatment and simultaneous energy recovery. *Appl Energy*. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.01.056>
- Panepinto, D., Fiore, S., Zappone, M., Genon, G., Meucci, L., 2016. Evaluation of the energy efficiency of a large wastewater treatment plant in Italy. *Appl Energy* 161, 404–411. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.10.027>
- Parravicini, V., Svoldal, K., Krampe, J., 2016. Greenhouse Gas Emissions from Wastewater Treatment Plants, in: *Energy Procedia*. Elsevier Ltd, pp. 246–253. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2016.10.067>
- Pasini, F., Garrido-Baserba, M., Ahmed, A., Nakhla, G., Santoro, D., Rosso, D., 2021. Oxygen transfer and plant-wide energy assessment of primary screening in WRRFs. *Water Environment Research* 93, 677–692. <https://doi.org/10.1002/wer.1349>
- Passos, F., Gutiérrez, R., Uggetti, E., Garfí, M., García, J., Ferrer, I., 2017. Towards energy neutral microalgae-based wastewater treatment plants. *Algal Res* 28, 235–243. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2017.11.006>
- Patel, A., Arkatkar, A., Singh, S., Rabbani, A., Solorza Medina, J.D., Ong, E.S., Habashy, M.M., Jadhav, D.A., Rene, E.R., Mungray, A.A., Mungray, A.K., 2021. Physico-chemical and biological treatment strategies for converting municipal wastewater and its residue to resources. *Chemosphere* 282. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130881>
- Paucar, N.E., Sato, C., 2021. Microbial Fuel Cell for Energy Production, Nutrient Removal and Recovery from Wastewater: A Review. *Processes* 9, 1318. <https://doi.org/10.3390/pr9081318>
- Pavan, P., Bolzonella, D., Battistoni, E., Cecchi, F., 2007. Anaerobic co-digestion of sludge with other organic wastes in small wastewater treatment plants: an economic considerations evaluation. *Water Science and Technology* 56, 45–53. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.730>
- Plappally, A.K., Lienhard V, J.H., 2012. Energy requirements for water production, treatment, end use, reclamation, and disposal. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.05.022>
- Pretel, R., Robles, A., Ruano, M.V., Seco, A., Ferrer, J., 2014. The operating cost of an anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) treating sulphate-rich urban wastewater. *Sep Purif Technol* 126, 30–38. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2014.02.013>
- Qadir, M., Drechsel, P., Jiménez Cisneros, B., Kim, Y., Pramanik, A., Mehta, P., Olaniyan, O., 2020. Global and regional potential of wastewater as a water,

- nutrient and energy source. *Nat Resour Forum* 44, 40–51. <https://doi.org/10.1111/1477-8947.12187>
- Rajesh Banu, J., Merrylin, J., Kavitha, S., Yukesh Kannah, R., Selvakumar, P., Gopikumar, S., Sivashanmugam, P., Do, K.-U., Kumar, G., 2021. Trends in Biological Nutrient Removal for the Treatment of Low Strength Organic Wastewaters. *Curr Pollut Rep* 7, 1–30. <https://doi.org/10.1007/s40726-020-00169-x>
- Rajeshwari, K.V., Balakrishnan, M., Kansal, A., Lata, K., Kishore, V.V.N., 2000. State-of-the-art of anaerobic digestion technology for industrial wastewater treatment. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 4, 135–156. [https://doi.org/10.1016/S1364-0321\(99\)00014-3](https://doi.org/10.1016/S1364-0321(99)00014-3)
- Ranieri, E., Giuliano, S., Ranieri, A.C., 2021. Energy consumption in anaerobic and aerobic based wastewater treatment plants in Italy. *Water Pract Technol* 16, 851–863. <https://doi.org/10.2166/wpt.2021.045>
- Ruffino, B., Campo, G., Genon, G., Lorenzi, E., Novarino, D., Scibilia, G., Zanetti, M., 2015. Improvement of anaerobic digestion of sewage sludge in a wastewater treatment plant by means of mechanical and thermal pre-treatments: Performance, energy and economical assessment. *Bioresour Technol* 175, 298–308. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.10.071>
- Ruffino, B., Cerutti, A., Campo, G., Scibilia, G., Lorenzi, E., Zanetti, M., 2019. Improvement of energy recovery from the digestion of waste activated sludge (WAS) through intermediate treatments: The effect of the hydraulic retention time (HRT) of the first-stage digestion. *Appl Energy* 240, 191–204. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.02.061>
- Ruiken, C.J., Breuer, G., Klaversma, E., Santiago, T., van Loosdrecht, M.C.M., 2013. Sieving wastewater - Cellulose recovery, economic and energy evaluation. *Water Res* 47, 43–48. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.08.023>
- Salama, E.S., Saha, S., Kurade, M.B., Dev, S., Chang, S.W., Jeon, B.H., 2019. Recent trends in anaerobic co-digestion: Fat, oil, and grease (FOG) for enhanced biomethanation. *Prog Energy Combust Sci*. <https://doi.org/10.1016/j.pecs.2018.08.002>
- Salsnes, 2016. Eco-Efficient Solid Separation Benchmarking water solution.
- Santos, E., Albuquerque, A., Lisboa, I., Murray, P., Ermis, H., 2022. Economic Assessment of Energy Consumption in Wastewater Treatment Plants: Applicability of Alternative Nature-Based Technologies in Portugal. *Water (Switzerland)* 14. <https://doi.org/10.3390/w14132042>
- Sarathy, S., Ho, D., Murray, A., Batstone, D., Santoro, D., 2015. Engineered fractionation of primary solids – A comparison of primary treatments using rotating belt filters and primary clarifiers, in: 88th Annual Water Environment Federation Technical Exhibition and Conference, WEFTEC 2015. Water Environment Federation, pp. 4950–4959. <https://doi.org/10.2175/193864715819555931>

- Sarpong, G., Gude, V.G., 2021. Codigestion and combined heat and power systems energize wastewater treatment plants – Analysis and case studies. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 144. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.110937>
- Schmidt, R., Schubert, R.-L., 2018. Carbon extraction for energy recovery- Compendium of best practices for advanced primary treatment [WWW Document]. PowerStep . URL <https://publications.kompetenz-wasser.de/pdf/Schubert-2018-1092.pdf> (accessed 1.19.24).
- SEFTGROUP, 2024. Manual bar screen customized mechanical equipment sewage wastewater treatment plants [WWW Document]. URL <https://seftgroup.com/en/manual-bar-screen-customized-mechanical-equipment-sewage-wastewater-treatment-plants> (accessed 12.22.23).
- Seib, M.D., Berg, K.J., Zitomer, D.H., 2016. Low energy anaerobic membrane bioreactor for municipal wastewater treatment. *J Memb Sci* 514, 450–457. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2016.05.007>
- Shen, Y., Linville, J.L., Urgan-Demirtas, M., Mintz, M.M., Snyder, S.W., 2015. An overview of biogas production and utilization at full-scale wastewater treatment plants (WWTPs) in the United States: Challenges and opportunities towards energy-neutral WWTPs. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.04.129>
- Shewa, W.A., Dagne, M., 2020. Revisiting chemically enhanced primary treatment of wastewater: A review. *Sustainability* (Switzerland). <https://doi.org/10.3390/SU12155928>
- Shewa, W.A., Dong, T., Mu, W., Murray, K., Dagne, M., 2020. The impact of chemically enhanced primary treatment on the downstream liquid and solid train processes. *Water Environment Research* 92, 359–368. <https://doi.org/10.1002/wer.1170>
- Siatou, A., Manali, A., Gikas, P., 2020. Energy consumption and internal distribution in activated sludge wastewater treatment plants of Greece. *Water* (Switzerland) 12. <https://doi.org/10.3390/W12041204>
- Siegrist, H., Salzgeber, D., Eugster, J., Joss, A., 2008. Anammox brings WWTP closer to energy autarky due to increased biogas production and reduced aeration energy for N-removal. *Water Science and Technology* 57, 383–388. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.048>
- Skouteris, G., Hermosilla, D., López, P., Negro, C., Blanco, Á., 2012. Anaerobic membrane bioreactors for wastewater treatment: A review. *Chemical Engineering Journal*. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.05.070>
- Smith, A.L., Skerlos, S.J., Raskin, L., 2013. Psychrophilic anaerobic membrane bioreactor treatment of domestic wastewater. *Water Res* 47, 1655–1665. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.12.028>
- 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. *Bioresour Technol* 122, 149–159.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.04.055>
- Soda, S., Iwai, Y., Sei, K., Shimod, Y., Ike, M., 2010. Model analysis of energy consumption and greenhouse gas emissions of sewage sludge treatment systems with different processes and scales. *Water Science and Technology* 61, 365–373. <https://doi.org/10.2166/wst.2010.827>
- Srivastava, R.R., Singh, P.K., 2022. Reuse-focused selection of appropriate technologies for municipal wastewater treatment: a multi-criteria approach. *International Journal of Environmental Science and Technology* 19, 12505–12522. <https://doi.org/10.1007/s13762-021-03803-3>
- Stamatelatou, K., Tsagarakis, K.P., 2015. *Sewage Treatment Plants*. IWA Publishing. <https://doi.org/10.2166/9781780405025>
- Su, Q., Dai, H., Xie, S., Yu, X., Lin, Y., Singh, V.P., Karthikeyan, R., 2023. Water-Energy-Carbon Nexus: Greenhouse Gas Emissions from Integrated Urban Drainage Systems in China. *Environ Sci Technol* 57, 2093–2104. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c08583>
- Svardal, K., Kroiss, H., 2011. Energy requirements for waste water treatment. *Water Science and Technology* 64, 1355–1361. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.221>
- Syed-Hassan, S.S.A., Wang, Y., Hu, S., Su, S., Xiang, J., 2017. Thermochemical processing of sewage sludge to energy and fuel: Fundamentals, challenges and considerations. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.262>
- Taboada Santos, A., 2019. A comparison of novel and conventional sewage treatment plants in terms of energy requirements, operational costs and organic micropollutants removal.
- Taboada-Santos, A., Lema, J.M., Carballa, M., 2019a. Opportunities for rotating belt filters in novel wastewater treatment plant configurations. *Environ Sci (Camb)* 5, 704–712. <https://doi.org/10.1039/c8ew00899j>
- Taboada-Santos, A., Lema, J.M., Carballa, M., 2019b. Energetic and economic assessment of sludge thermal hydrolysis in novel wastewater treatment plant configurations. *Waste Management* 92, 30–38. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.05.003>
- Taboada-Santos, A., Lema, J.M., Carballa, M., 2019c. Energetic and economic assessment of sludge thermal hydrolysis in novel wastewater treatment plant configurations. *Waste Management* 92, 30–38. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.05.003>
- Tandukar, M., Pavlostathis, S.G., 2015. Co-digestion of municipal sludge and external organic wastes for enhanced biogas production under realistic plant constraints. *Water Res* 87, 432–445. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.04.031>

- Taseli, B.-K., 2020. Sustainable Sewage Sludge Management and Resource Efficiency . BoD-Books on Demand .
- Teoh, S.K., Li, L.Y., 2020. Feasibility of alternative sewage sludge treatment methods from a lifecycle assessment (LCA) perspective. J Clean Prod. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119495>
- Thcobanoglous, G., Burton, F.L., Stensel, H.D., 2003. Metcalf & Eddy, Inc. Wastewater Engineering: Treatment and Reuse, Mc Graw Hill.
- The Constructor, 2023a. Grit Chamber- Composition, Types, Working Principle and Advantages [WWW Document]. URL <https://theconstructor.org/water-resources/grit-chamber-type-working-advantages/36098/> (accessed 3.22.23).
- The Constructor, 2023b. 7 Major Stages in Water Treatment Plant [WWW Document]. URL <https://theconstructor.org/environmental-engg/water-supply/stages-water-treatment-plant/498706/> (accessed 3.22.23).
- Tomei, M.C., Bertanza, G., Canato, M., Heimersson, S., Laera, G., Svanström, M., 2016. Techno-economic and environmental assessment of upgrading alternatives for sludge stabilization in municipal wastewater treatment plants. J Clean Prod 112, 3106–3115. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.10.017>
- Torregrossa, D., Schutz, G., Cornelissen, A., Hernández-Sancho, F., Hansen, J., 2016. Energy saving in WWTP: Daily benchmarking under uncertainty and data availability limitations. Environ Res 148, 330–337. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.04.010>
- USEPA, 2000. Wastewater Technology Fact Sheet Trickling Filters.
- Verma, P., Daverey, A., Kumar, A., Arunachalam, K., 2021. Microbial Fuel Cell – A Sustainable Approach for Simultaneous Wastewater Treatment and Energy Recovery. Journal of Water Process Engineering 40. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101768>
- Vinardell, S., Astals, S., Peces, M., Cardete, M.A., Fernández, I., Mata-Alvarez, J., Dosta, J., 2020. Advances in anaerobic membrane bioreactor technology for municipal wastewater treatment: A 2020 updated review. Renewable and Sustainable Energy Reviews 130. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.109936>
- Virdis, B., Rabaey, K., Rozendal, R.A., Yuan, Z., Keller, J., 2010. Simultaneous nitrification, denitrification and carbon removal in microbial fuel cells. Water Res 44, 2970–2980. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.02.022>
- Wakeel, M., Chen, B., Hayat, T., Alsaedi, A., Ahmad, B., 2016. Energy consumption for water use cycles in different countries: A review. Appl Energy. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.06.114>
- Wan, J., Gu, J., Zhao, Q., Liu, Y., 2016. COD capture: a feasible option towards energy self-sufficient domestic wastewater treatment. Sci Rep 6, 25054. <https://doi.org/10.1038/srep25054>

- Wang, H., Yang, Y., Keller, A.A., Li, X., Feng, S., Dong, Y. nan, Li, F., 2016. Comparative analysis of energy intensity and carbon emissions in wastewater treatment in USA, Germany, China and South Africa. *Appl Energy* 184, 873–881. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.07.061>
- Wang, J.H., Zhang, T.Y., Dao, G.H., Xu, X.Q., Wang, X.X., Hu, H.Y., 2017. Microalgae-based advanced municipal wastewater treatment for reuse in water bodies. *Appl Microbiol Biotechnol*. <https://doi.org/10.1007/s00253-017-8184-x>
- Wang, Q., Wei, W., Gong, Y., Yu, Q., Li, Q., Sun, J., Yuan, Z., 2017. Technologies for reducing sludge production in wastewater treatment plants: State of the art. *Science of the Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.203>
- Wang, S., Liu, Q., Li, J., Wang, Z., 2021. Methane in wastewater treatment plants: status, characteristics, and bioconversion feasibility by methane oxidizing bacteria for high value-added chemicals production and wastewater treatment. *Water Res* 198. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117122>
- WASTEWATERDIGEST, 2024. What is Aeration for Wastewater Treatment? [WWW Document]. URL <https://www.wwdmag.com/what-is-articles/article/10939130/what-is-aeration-for-wastewater-treatment> (accessed 3.27.24).
- WATER TECHNOLOGY, 2024. Reading Sewage Treatment Works [WWW Document]. URL https://www.water-technology.net/projects/reading_sewage/attachment/reading_sewage2/ (accessed 3.21.24).
- Wehner, M., Lichtmannegger, T., Robra, S., do Carmo Precci Lopes, A., Ebner, C., Bockreis, A., 2021a. The economic efficiency of the co-digestion at WWTPs: A full-scale study. *Waste Management* 133, 110–118. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.07.031>
- Wehner, M., Lichtmannegger, T., Robra, S., do Carmo Precci Lopes, A., Ebner, C., Bockreis, A., 2021b. Determination of the dewatered digestate amounts and methane yields from the co-digestion of biowaste as a basis for a cost-benefit analysis. *Waste Management* 126, 632–642. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.03.030>
- Wei, D., Zhang, X., Chen, Z., He, Y., Dai, J., Zhang, S., 2022. Comparison of three anaerobic digestion reactors for low-carbon wastewater treatment. *Water Environment Research* 94. <https://doi.org/10.1002/wer.10702>
- Wu, D., Li, Xiangzhong, Li, Xiangdong, 2021a. Toward Energy Neutrality in Municipal Wastewater Treatment: A Systematic Analysis of Energy Flow Balance for Different Scenarios. *ACS ES and T Water* 1, 796–807. <https://doi.org/10.1021/acsestwater.0c00154>
- Wu, D., Li, Xiangzhong, Li, Xiangdong, 2021b. Toward Energy Neutrality in Municipal Wastewater Treatment: A Systematic Analysis of Energy Flow Balance for

- Different Scenarios. ACS ES and T Water 1, 796–807. <https://doi.org/10.1021/acsestwater.0c00154>
- Wu, Z., Duan, H., Li, K., Ye, L., 2022. A comprehensive carbon footprint analysis of different wastewater treatment plant configurations. Environ Res 214. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113818>
- Xu, S., Zhang, L., Huang, S., Zeeman, G., Rijnaarts, H., Liu, Y., 2018. Improving the energy efficiency of a pilot-scale UASB-digester for low temperature domestic wastewater treatment. Biochem Eng J 135, 71–78. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2018.04.003>
- Yang, X., Wei, J., Ye, G., Zhao, Y., Li, Z., Qiu, G., Li, F., Wei, C., 2020. The correlations among wastewater internal energy, energy consumption and energy recovery/production potentials in wastewater treatment plant: An assessment of the energy balance. Science of the Total Environment 714. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136655>
- Yilmaz, M., Guven, H., Ozgun, H., Ersahin, M.E., Koyuncu, I., 2024. The application of Life Cycle Assessment (LCA) to anaerobic technologies for the treatment of municipal wastewater: A review. Process Safety and Environmental Protection. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2023.11.078>
- Yu, S., Deng, S., Zhou, A., Wang, X., Tan, H., 2023. Life cycle assessment of energy consumption and GHG emission for sewage sludge treatment and disposal: a review. Front Energy Res. <https://doi.org/10.3389/fenrg.2023.1123972>
- Zanetti, F., De Luca, G., Sacchetti, R., 2010. Performance of a full-scale membrane bioreactor system in treating municipal wastewater for reuse purposes. Bioresour Technol 101, 3768–3771. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.12.091>
- Zhang, L., Xu, C., Champagne, P., Mabee, W., 2014. Overview of current biological and thermo-chemical treatment technologies for sustainable sludge management. Waste Management and Research. <https://doi.org/10.1177/0734242X14538303>
- Zhen, G., Lu, X., Kato, H., Zhao, Y., Li, Y.Y., 2017. Overview of pretreatment strategies for enhancing sewage sludge disintegration and subsequent anaerobic digestion: Current advances, full-scale application and future perspectives. Renewable and Sustainable Energy Reviews. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.11.187>
- Zhou, X., Yang, Fang, Yang, Feng, Feng, D., Pan, T., Liao, H., 2022. Analyzing greenhouse gas emissions from municipal wastewater treatment plants using pollutants parameter normalizing method : a case study of Beijing. J Clean Prod 376. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.134093>
- Μάναλη, Α., 2023. Αξιοποίηση βιοστερεών για την παραγωγή ηλεκτρικής ενέργειας με συνδυασμό των μεθόδων μικροκοσκίνισης-αεριοποίησης . Πολυτεχνείο Κρήτης , Χανιά .

Τσαμουτσόγλου, Κ., 2020. Ισοζύγια μάζας και ενέργειας του καινοτομικού συστήματος ενεργειακής αξιοποίησης βιοστερεών με τη μέθοδο της αεριοποίησης (Διπλωματική εργασία). Πολυτεχνείο Κρήτης , Χανία.

ΥΠΕΝ, 2024. Αστικά λύματα [WWW Document]. URL <https://ypen.gov.gr/diacheirisi-apovliton/astika-lymata/> (accessed 2.25.24).

Χρυσικόπουλος, Κ., 2018. ΕΙΣΑΓΩΓΗ ΣΤΙΣ ΔΙΕΡΓΑΣΙΕΣ ΝΕΡΟΥ ΚΑΙ ΛΥΜΑΤΩΝ , 2η έκδοση. ed. Εκδόσεις Τζιολα , Θεσσαλονίκη .