



**ΕΘΝΙΚΟ ΜΕΤΣΟΒΙΟ ΠΟΛΥΤΕΧΝΕΙΟ**

**ΣΧΟΛΗ ΠΟΛΙΤΙΚΩΝ ΜΗΧΑΝΙΚΩΝ**

ΔΙΕΠΙΣΤΗΜΟΝΙΚΟ - ΔΙΑΤΜΗΜΑΤΙΚΟ  
ΠΡΟΓΡΑΜΜΑ ΜΕΤΑΠΤΥΧΙΑΚΩΝ ΣΠΟΥΔΩΝ

«ΕΠΙΣΤΗΜΗ & ΤΕΧΝΟΛΟΓΙΑ  
ΥΔΑΤΙΚΩΝ ΠΟΡΩΝ»

«Άντληση και επεξεργασία υγρών αποβλήτων  
για επαναχρησιμοποίηση με μικρά  
συστήματα μεμβρανών»

Πλεύρη Αργυρώ

Επιβλέπων καθηγητής: Δανιήλ Μαμάης

Αθήνα, Οκτώβριος 2016



## ΠΡΟΛΟΓΟΣ

---

Η παρούσα διπλωματική εργασία με τίτλο «Άντληση και επεξεργασία υγρών αποβλήτων για επαναχρησιμοποίηση με μικρά συστήματα μεμβρανών» πραγματοποιήθηκε στα πλαίσια του ερευνητικού προγράμματος DESSIN «Επίδειξη οικοσυστημικών υπηρεσιών που καθιστούν εφικτή την καινοτομία στο νερό» ("Demonstrate Ecosystem Services Enabling Innovation in the Water"), το οποίο είχε ως επιστημονικό υπεύθυνο τον Επίκουρο Καθηγητή Χρήστο Μακρόπουλο και έχει δεχθεί χρηματοδότηση από το Έβδομο Πρόγραμμα Πλαίσιο της Ευρωπαϊκής Ένωσης στο πλαίσιο της συμφωνίας επιχορήγησης No 619039 (ENV.2013.WATER INNO&DEMO-1), υπό την επίβλεψη του Δανιήλ Μαμάη, Αναπληρωτή Καθηγητή του Εθνικού Μετσόβιου Πολυτεχνείου.

## ΕΥΧΑΡΙΣΤΙΕΣ

---

Θα ήθελα να ευχαριστήσω καταρχήν όλους όσους συνέβαλαν με οποιονδήποτε τρόπο στην επιτυχή εκπόνηση αυτής της διπλωματικής εργασίας. Πρώτα από όλους θα ευχαριστήσω τον Αναπληρωτή Καθηγητή του Εθνικού Μετσόβιου Πολυτεχνείου κ. Δανιήλ Μαμάη για την εμπιστοσύνη που έδειξε και μου ανέθεσε τη συγκεκριμένη διπλωματική εργασία . Ήταν πάντα διαθέσιμος να μου προσφέρει τις γνώσεις του, την εμπειρία του και να λύσει οποιοσδήποτε απορίες μπορεί να είχα κατά τη διάρκεια της διπλωματικής μου. Στη συνέχεια θα ήθελα να ευχαριστήσω θερμά τον επιστημονικό υπεύθυνο του προγράμματος DESSIN κ. Χρήστο Μακρόπουλο τόσο για την εμπιστοσύνη του στην επιλογή μου στο ερευνητικό πρόγραμμα όσο και για την καλή συνεργασία μας. Επίσης, θα ήθελα να ευχαριστήσω τον Επίκουρο Καθηγητή κ. Κωνσταντίνο Νουτσόπουλο . Ευχαριστώ ακόμα όλο το Εργαστήριο Υγειονομικής Τεχνολογίας της σχολής Πολιτικών Μηχανικών του ΕΜΠ και ιδιαίτερα τον Νίκο Κουρή ο οποίος μου παρείχε άμεση βοήθεια και συμβουλές, όποτε τις χρειαζόμουν. Τέλος, δεν μπορούσα να μην ευχαριστήσω τους συναδέλφους μου στην υπηρεσία Έρευνας και Ανάπτυξης στην ΕΥΔΑΠ για την άριστη συνεργασία και το πολύ καλό κλίμα. Ιδιαίτερες ευχαριστίες θέλω να αποδώσω στον Προϊστάμενο της υπηρεσίας, κ. Κώστα Ρίτη και στην υπεύθυνη του χημικού εργαστηρίου κ. Δήμητρα Τσίγαλου.

## ΠΕΡΙΛΗΨΗ

---

Στην παρούσα διπλωματική εργασία εξετάζεται η αποκεντρωμένη μονάδα επεξεργασίας λυμάτων DESSIN στην παραγωγή ανακτημένου νερού από ανεπεξέργαστα αστικά λύματα που λαμβάνονται απευθείας από το κεντρικό δίκτυο συλλογής υγρών αποβλήτων της ΕΥΔΑΠ. Το ανακτημένο νερό χρησιμοποιείται για άρδευση παρακείμενου χώρου πρασίνου, συνολικής επιφάνειας 50 m<sup>2</sup>. Σκοπός της αξιολόγησης ήταν η εξακρίβωση της ποιότητας του παραγόμενου ανακτημένου νερού καθώς και της αποδοτικότητας της συστοιχίας MBR/RO.

Τα αποτελέσματα παρουσιάζονται σε δύο φάσεις. Η πρώτη φάση διήρκησε περίπου πέντε εβδομάδες (21/01/2016-23/02/2016). Κατά την περίοδο αυτή, έλαβε χώρα το start-up του συστήματος όπου σταδιακά αναπτύχθηκε η απαιτούμενη βιομάζα και άρχισε να σταθεροποιείται στις επιθυμητές τιμές. Στη συνέχεια, έχουμε τη δεύτερη φάση λειτουργίας που διήρκησε περίπου τρεις μήνες (23/2/2016-26/05/2016). Σε αυτή τη φάση είχαν επέλθει σταθερές συνθήκες στο σύστημα. Και στις 2 επιμέρους φάσεις πραγματοποιούνταν εργαστηριακές αναλύσεις για το COD<sub>t</sub>, COD<sub>5</sub>, TSS, VSS, TN, TP BOD<sub>5</sub>, SVI, NO<sub>3</sub>-N, NH<sub>4</sub>-N, TC, FC, EC. Στη δεύτερη φάση, πραγματοποιήθηκαν πρόσθετες αναλύσεις, πέρα από τις αναγραφόμενες, για το χαρακτηρισμό λυμάτων μέσω της ταχύτητας αποξυγόνωσης, το χαρακτηρισμό βιομάζας με τη μέτρηση AUR, NUR. Ακόμη, πραγματοποιήθηκαν αναλύσεις μικροοργανικών, και βαρέων μετάλλων στην είσοδο και στις δύο εξόδους. Τα αποτελέσματα λήφθηκαν μέσα από εργαστηριακές μετρήσεις που έλαβαν χώρα τόσο στο εργαστήριο του τμήματος Έρευνας και Ανάπτυξης της ΕΥΔΑΠ όσο και στο Εργαστήριο Υγειονομικής Τεχνολογίας στο ΕΜΠ, καθώς και από δεδομένα που ανακτήθηκαν από τους αισθητήρες που έχουν εγκατασταθεί στη μονάδα.

Κατά την ανάλυση των εισερχόμενων λυμάτων βρέθηκε ότι αυτά αποτελούνται από 13% εύκολα βιοδιασπάσιμο COD, 51% δύσκολα βιοδιασπάσιμο, 24% διαλυτό αδρανές κλάσμα και 12% σωματιδιακό αδρανές. Ακόμη, από το χαρακτηρισμό βιομάζας οι υπολογισμοί έδειξαν ότι το OUR της ενδογενούς αναπνοής είχε μέσο όρο 1,35mgO<sub>2</sub>/gVSS/h. Το OUR με εισερχόμενα λύματα ανήλθε σε 11,4mgO<sub>2</sub>/gVSS/h, ενώ για το OUR με οξικό οξύ η τιμή ήταν 10mgO<sub>2</sub>/gVSS/h. Αναφορικά με την ταχύτητα απονιτροποίησης, η τιμή της ενδογενούς αναπνοής ήταν 0,15 mgNO<sub>3</sub>-N/gVSS/h και με οξικό οξύ οι ταχύτητες κυμάνθηκαν σε φυσιολογικούς ρυθμούς με μέσο όρο 7,41 mg NO<sub>3</sub>-N/gVSS/h.

Αναφορικά με την συνολική απόδοση του MBR, αυτή χαρακτηρίστηκε ως ικανοποιητική στο σύνολό της. Ο βιαντιδραστήρας μεμβρανών κατάφερε πλήρη απομάκρυνση αιωρούμενων

στερεών (TSS), απομάκρυνση COD 95-97%, και τιμές BOD5 κάτω από 2 mg/l. Ακόμη, υπήρχε πλήρης νιτροποίηση και απομάκρυνση αμμωνιακού αζώτου. Αναφορικά με το μικροβιακό φορτίο, τα E. Coli και τα περιττωματικά κολοβακτηρίδια ανιχνεύθηκαν σε πολύ χαμηλές τιμές, ενώ τα ολικά κολοβακτηρίδια είχαν μέσο όρο 368 cfu/100 mL. Σχετικά με τις φαρμακευτικές ουσίες και τους ενδοκρινικούς διαταράκτες, ο βιοαντιδραστήρας πέτυχε 99% απομάκρυνση για τις ουσίες Ibuprofen και Bisphenol A, πάνω από 90% για τις ουσίες Triclosan και Nonylphenol 4 ενώ για τη Nonylphenol 2EO πάνω από 80%. Η απομάκρυνση των βαρέων μετάλλων ήταν πλήρης, καθώς η συγκέντρωση των μετρηθέντων μετάλλων στη έξοδο του βιοαντιδραστήρα βρισκόταν κάτω από το όριο ανίχνευσης της αναλυτικής μεθόδου.

Η αξιολόγηση της μονάδας ολοκληρώνεται με την RO. Η αντίστροφη όσμωση βελτίωσε ακόμη περισσότερο την ποιότητα του νερού, πετυχαίνοντας παράλληλα πλήρη απόρριψη των μικροβιολογικών ρύπων. Οι τιμές για τα TC, EC, FC ήταν πάντα κάτω από το όριο ανίχνευσης της αναλυτικής μεθόδου. Ακόμη, μειώθηκε η αγωγιμότητα, με ποσοστά απόρριψης πάνω από 85% και τα διαλυτά στερεά (TDS) με ποσοστό απόρριψης 71%. Τέλος, αναφορικά με τις μικροοργανικές ουσίες, όλες οι –υπό εξέταση– ουσίες στην έξοδο βρίσκονταν κάτω από το όριο ανίχνευσης της αναλυτικής μεθόδου με μόνες εξαιρέσεις τις ουσίες Nonylphenol 1EO, Nonylphenol 2EO Nonylphenol 4, όπου το ποσοστό απομάκρυνσης τους άγγιξε το 95%.

Συγκρίνοντας στα αποτελέσματα της εξόδου της μονάδας με την Ελληνική νομοθεσία, ο πιλοτικός βιολογικός φαίνεται να πετυχαίνει το στόχο του. Τα όρια της Ελληνικής νομοθεσίας, για τις ουσίες που μετρήθηκαν στο πλαίσιο της εργασίας αυτής, δεν ξεπερνιούνται ποτέ. Ο βιοαντιδραστήρας MBR πετυχαίνει όλους τους στόχους για τις χημικές παραμέτρους ποιότητας του νερού που μετρήθηκαν, ενώ η αντίστροφη όσμωση υπερπληρίζει τα νομοθετικά όρια

Στην ανάλυση αποτυπώματος άνθρακα βρέθηκε ότι η μονάδα, για την παρούσα παραγωγή 12m<sup>3</sup>/d ανακτημένου νερού, εκπέμπει συνολικά 177 kg CO<sub>2</sub> /PE/yr με (PE=60), με το 80% εξ αυτών να οφείλεται σε έμμεσες εκπομπές λόγω της υψηλής ενεργειακής κατανάλωσης, η οποία ανήλθε σε 187 kWh/PE/yr. Τέλος, συνυπολογίζοντας το κόστος κεφαλαίου και την ενεργειακή κατανάλωση, το κόστος του παραγόμενου ανακτημένου νερού ανήλθε σε 1,49€/m<sup>3</sup>.

## ABSTRACT

---

This postgraduate study examines the decentralized wastewater treatment pilot plant DESSIN and its ability to produce recovered water from treated urban wastewater pumped directly from the central sewage network of EYDAP. The recovered water is used for irrigating an adjacent green space of 50 m<sup>2</sup>. The evaluation aims to verify the quality of the retrieved water as well as the efficiency of the MBR/RO array.

The results are presented in two phases. The first phase lasted about five weeks (21/01/2016-23/02/2016). During that period, the system start-up occurred, where the required biomass gradually developed and became stabilized to the desired range of values. The second operational phase lasted about three months (23/2/2016-26/05/2016). During that period stable conditions were met. In both phases laboratory analysis was carried out for COD<sub>t</sub>, COD<sub>s</sub>, TSS, VSS, TN, TP BOD<sub>5</sub>, SVI, NO<sub>3</sub>-N, NH<sub>4</sub>-N, TC, FC, EC. Moreover, the second phase included additional analyses for wastewater characterization through deoxygenation rate and biomass characterization via measuring the AUR and NUR. Other series of analyses include microorganic compounds and heavy metals in feed flow and both permeate and effluent flow. The results were obtained through laboratory analysis that took place in the R&D laboratory of EYDAP and the Sanitary Engineering Laboratory at NTUA, as well as data retrieved from the various online sensors installed in the unit.

Upon analysis of the incoming wastewater, it has been found that they consist of 13% readily biodegradable COD, 51% hardly biodegradable, 24% soluble inert fraction and 12% particulate inert. Furthermore, the characterization of biomass showed that the OUR of endogenous respiration averaged at 1,35 mgO<sub>2</sub>/gVSS/h. The OUR with incoming sewage amounted to 11,4 mgO<sub>2</sub>/gVSS/h, while the OUR with acetic acid was 10 mgO<sub>2</sub>/gVSS/h. Concerning denitrification rates, the rate of endogenous respiration was 0,15 mgNO<sub>3</sub>-N/gVSS/h and acetic acid rates averaged at 7,41 mgNO<sub>3</sub>-N/gVSS/h.

Regarding the overall yield of the MBR, it was satisfactory in its entirety. The membrane bioreactor achieved complete removal of suspended solids (TSS), COD removal around 95-97% and BOD<sub>5</sub> values below 2 mg / L. In addition to that, nitrification was complete, so was the removal of ammonia nitrogen. Regarding microbial load, E. Coli and fecal coliforms were detected at very low concentrations, while total coliforms averaged at 368 cfu / 100 mL. Concerning pharmaceuticals and endocrine disruptors, the bioreactor achieved 99% removal of Ibuprofen and Bisphenol A, more than 90% of Triclosan and Nonyphenol 4 while for Nonyphenol 2EO the rate of removal fluctuated over 80%. Heavy metals were completely

removed, as the concentration of the measured metals in the bioreactor permeate was below the detection limit of the analytical method.

The assessment of the performance of the unit concludes with the RO unit. Reverse osmosis further improved water quality, while achieving complete rejection of microbiological contaminants. Concentrations of TC, EC, FC were always below the detection limit of the analytical method. Moreover, the conductivity decreased, with rejection rates averaging over 85% and soluble solids (TDS) reaching the rejection rate of 71%. Lastly, with respect to microorganic compounds, all examined substances had concentrations that were below the detection limit of the analytical method with the exceptions of Nonyphenol 1EO, Nonyphenol 2EO Nonyphenol 4, for which removal rate reached 95%.

The performed comparison between the unit's results and the Greek legislation revealed that the biological unit achieved its goal. The limits of the Greek legislation for each measured chemical parameter were never exceeded, while reverse osmosis fully met the water quality requirements for reclaimed water, as dictated by the Greek legislation.

Last but not least of the results is the carbon footprint estimation, which revealed that, for the current capacity of 12m<sup>3</sup>/d of recovered water, the unit's overall carbon emissions were 177 kgCO<sub>2</sub>/PE/yr (PE = 60), with over 80% of them being indirect emissions caused by high energy consumption, which amounted to 187 kWh/PE/yr. Lastly, taking into account only capital costs and energy consumption, the cost of retrieved water was estimated around 1,49 € / m<sup>3</sup>.



## ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΑ

<b>ΕΥΡΕΤΗΡΙΟ ΠΙΝΑΚΩΝ .....</b>	<b>xv</b>
<b>1 ΕΙΣΑΓΩΓΗ .....</b>	<b>1</b>
<b>2 ΕΠΑΝΑΧΡΗΣΙΜΟΠΟΙΗΣΗ ΝΕΡΟΥ.....</b>	<b>3</b>
2.1 Εισαγωγή.....	3
2.2 Επαναχρησιμοποίηση νερού μέσω ανάκτησης υγρών αποβλήτων.....	4
2.2.1 Γενικά.....	4
2.2.2 Δημόσια υγεία και περιβαλλοντικά ζητήματα.....	5
2.2.3 Κατηγορίες επαναχρησιμοποίησης υγρών αποβλήτων .....	7
2.2.4 Επαναχρησιμοποίηση υγρών αποβλήτων σε διεθνές επίπεδο .....	8
2.2.5 Επαναχρησιμοποίηση υγρών αποβλήτων στην Ευρώπη.....	11
2.3 Κανονισμοί και οδηγίες.....	18
2.3.1 Οδηγίες του Παγκόσμιου Οργανισμού Υγείας (WHO).....	18
2.3.2 Οδηγίες για την ανακύκλωση νερού στην Αυστραλία.....	19
2.3.3 US EPA .....	20
2.3.4 Πολιτεία της Καλιφόρνια .....	22
2.3.5 Κανονισμοί για την επαναχρησιμοποίηση του νερού στην Ευρώπη .....	24
2.3.6 Ελληνική νομοθεσία για την επαναχρησιμοποίηση του νερού.....	25
2.4 Επαναχρησιμοποίηση νερού σε αστικό περιβάλλον.....	30
2.5 Αποκεντρωμένη επεξεργασία και επαναχρησιμοποίηση με δομή «sewer mining».	32
2.5.1 Περιγραφή «sewer mining» (ανάκτηση απευθείας από το δίκτυο αποχέτευσης)	32
2.5.2 Παραδείγματα εφαρμογής .....	33
<b>3 ΑΝΑΚΤΗΣΗ ΝΕΡΟΥ ΜΕ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑ ΜΕΜΒΡΑΝΩΝ .....</b>	<b>36</b>
3.1 Εισαγωγή.....	36
3.2 Τεχνολογία μεμβρανών.....	37
3.2.1 Γενικά.....	37

3.2.2	Υλικά μεμβρανών .....	39
3.3	Τεχνολογία MBR.....	40
3.3.1	Γενικά.....	40
3.3.2	Είδη διατάξεων.....	41
3.3.3	Πλεονεκτήματα και μειονεκτήματα.....	42
3.4	Τεχνολογία αντίστροφης όσμωσης (RO).....	44
3.5	Συστήματα MBR-RO .....	48
3.5.1	Γενικά.....	48
3.5.2	Παραδείγματα εφαρμογής .....	48
<b>4</b>	<b>ΠΕΡΙΓΡΑΦΗ ΠΙΛΟΤΙΚΗΣ ΜΟΝΑΔΑΣ ΚΑΙ ΜΕΤΡΗΤΙΚΩΝ ΜΕΘΟΔΩΝ.....</b>	<b>51</b>
4.1	Εισαγωγή .....	51
4.2	Περιγραφή αποκεντρωμένης μονάδας επεξεργασίας λυμάτων .....	52
4.3	Σχεδιασμός συστήματος .....	53
4.3.1	Προεπεξεργασία.....	54
4.3.2	Μονάδα βιολογικής Επεξεργασίας .....	56
4.3.3	Λειτουργικά χαρακτηριστικά των μεμβρανών.....	60
4.3.4	Πρωτόκολλο περιορισμού έμφραξης μεμβρανών.....	61
4.3.5	Μονάδα αντίστροφης όσμωσης RO.....	63
4.3.6	Λειτουργικά χαρακτηριστικά των μεμβρανών της αντίστροφης όσμωσης	64
4.3.7	Αυτοματοποιημένη παρακολούθηση-Απομακρυσμένος έλεγχος.....	65
4.3.8	Καινοτομίες μονάδας DESSIN.....	67
4.4	Αναλυτικές Μέθοδοι μετρήσεων .....	68
4.4.1	Εισαγωγή .....	68
4.4.2	Προσδιορισμός των ολικών αιωρούμενων και πτητικών στερεών (TSS και VSS)	69
4.4.3	Προσδιορισμός του ολικού και διαλυτού χημικά απαιτούμενου οξυγόνου COD	70
4.4.4	Προσδιορισμός νιτρικού αζώτου (NO <sub>3</sub> -N).....	72

4.4.5	Προσδιορισμός Βιοχημικά απαιτούμενου οξυγόνου (BOD).....	72
4.4.6	Προσδιορισμός χλωριόντων (Cl <sup>-</sup> ) .....	73
4.4.7	Προσδιορισμός αμμωνιακού αζώτου (NH <sub>4</sub> -N).....	73
4.4.8	Προσδιορισμός του δείκτη καθαρισιμότητας (SVI) .....	74
4.4.9	Προσδιορισμός Ολικού Αζώτου (TN) .....	75
4.4.10	Προσδιορισμός Ολικού Φωσφόρου (TP) .....	75
4.4.11	Προσδιορισμός του διαλυμένου οξυγόνου (DO).....	76
4.4.12	Προσδιορισμός pH και θερμοκρασίας .....	77
4.4.13	Προσδιορισμός Βαρέων μετάλλων .....	77
4.4.14	Προσδιορισμός ολικών κολοβακτηριδίων και E.Coli (TC, EC).....	78
4.4.15	Προσδιορισμός περιττωματικών κολοβακτηριδίων(FC).....	79
4.4.16	Προσδιορισμός φαρμακευτικών ουσιών και ενδοκρινικών διαταρακτών	80
4.5	Πειράματα batch .....	83
4.5.1	Χαρακτηρισμός λυμάτων με τη μέθοδο μέτρησης της ταχύτητας αποξυγόνωσης (OUR)	83
4.5.2	Προσδιορισμός της ταχύτητας νιτροποίησης (AUR).....	85
4.5.3	Προσδιορισμός της ταχύτητας απονιτροποίησης (NUR) .....	86
4.5.4	Προσδιορισμός του ταχύτητας αποξυγόνωσης (Oxygen uptake rate - OUR)	87
4.6	Δειγματοληψία στο πιλοτικό σύστημα MBR-RO .....	88
<b>5</b>	<b>ΠΑΡΟΥΣΙΑΣΗ ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΩΝ.....</b>	<b>90</b>
5.1	Εισαγωγή .....	90
5.2	Γενικά χαρακτηριστικά των εισερχομένων λυμάτων.....	91
5.2.1	Θερμοκρασία.....	92
5.2.2	Ρυπαντικά φορτία .....	92
5.2.3	Αμμωνιακό Άζωτο (NH <sub>4</sub> -N) .....	96
5.2.4	Φώσφορος (TP) .....	97
5.2.5	Χλωριόντα(Cl <sup>-</sup> ) και Αγωγιμότητα.....	98
5.3	Σύστημα MBR-RO .....	101

5.3.1	Πρώτη φάση-Startup.....	101
5.3.2	Δεύτερη φάση- Απόδοση συστήματος .....	104
5.4	Συγκεντρωτικά αποτελέσματα και σύγκριση με τη νομοθεσία.....	116
5.4.1	Ποσοστά απομάκρυνσης συστήματος .....	116
5.4.2	Απομάκρυνση Μετάλλων.....	117
5.4.3	Ενδοκρινικοί διαταραχείς και φαρμακευτικές ουσίες.....	118
5.4.4	Πειράματα batch για τον προσδιορισμό των διαφόρων οργανικών κλασμάτων των λυμάτων. ....	121
5.4.5	Χαρακτηρισμός βιομάζας.....	122
5.4.6	Σύγκριση αποτελεσμάτων με ελληνική νομοθεσία .....	126
5.5	Περιβαλλοντική ανάλυση-Αποτύπωμα άνθρακα .....	128
5.6	Κόστος ανάκτησης.....	131
<b>6</b>	<b>ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ.....</b>	<b>134</b>
	<b>ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ .....</b>	<b>141</b>
	<b>ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ Ι:ΥΠΟΛΟΓΙΣΜΟΣ ΑΠΟΤΥΠΩΜΑΤΟΣ ΑΝΘΡΑΚΑ.....</b>	<b>148</b>
	<b>ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ ΙΙ:ΑΝΑΛΥΤΙΚΗ ΠΕΡΙΓΡΑΦΗ ΠΕΙΡΑΜΑΤΩΝ OUR.....</b>	<b>150</b>
	<b>ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ ΙΙΙ:ΑΝΑΛΥΤΙΚΗ ΠΕΡΙΓΡΑΦΗ ΠΕΙΡΑΜΑΤΩΝ NUR .....</b>	<b>155</b>
	<b>ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ ΙV: ΑΝΑΛΥΤΙΚΗ ΠΕΡΙΓΡΑΦΗ ΠΕΙΡΑΜΑΤΩΝ AUR .....</b>	<b>158</b>
	<b>ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ V: ΥΠΟΛΟΓΙΣΜΟΣ OUR ΓΙΑ ΧΑΡΑΚΤΗΡΙΣΜΟ ΒΙΟΜΑΖΑΣ .....</b>	<b>162</b>

## ΕΥΡΕΤΗΡΙΟ ΣΧΗΜΑΤΩΝ

Σχήμα 2-1. Δείκτης εκμετάλλευσης νερού στην Ευρώπη (Sanz & Gawlic,2014).....	12
Σχήμα 2-2: Δείκτης πίεσης νερού για τις χώρες της Ευρώπης (Aquarec, 2006).....	13
Σχήμα 2-3: Μοντέλο για το δυναμικό επαναχρησιμοποίησης λυμάτων των Ευρωπαϊκών χωρών με ορίζοντα προβολής 2025 (TYPISA, 2013).....	17
Σχήμα 3-1: Διήθηση μεμβράνης (Judd, S., 2006).....	37
Σχήμα 3-2: Εναλλακτικές διατάξεις συστημάτων MBR: (α) εμβαπτισμένο MBR, (β) εξωτερικό MBR (Cicek, 2003) .....	42
Σχήμα 3-3: Αρχή λειτουργίας μεμβρανών αντίστροφης όσμωσης (Davis & Cornwell, 2008) .....	45
Σχήμα 3-4: Τοποθεσία των 11 πιλοτικών μονάδων στο Hong Kong για ανάκτηση νερού (Chan H. H.).....	50
Σχήμα 4-1 Απεικόνιση της μονάδας DESSIN (αριστερά) και του χώρου πρασίνου όπου επαναχρησιμοποιείται το ανακτημένο νερό .....	52
Σχήμα 4-2: Εικονική αναπαράσταση των σταδίων επεξεργασίας της μονάδας, ξεκινώντας από την άντληση λυμάτων και καταλήγοντας στον καταιονισμό παρακείμενου χώρου πρασίνου53	
Σχήμα 4-3: Δεξαμενή εισόδου των εισερχόμενων λυμάτων .....	55
Σχήμα 4-4: Σήτες προεπεξεργασίας .....	55
Σχήμα 4-5: Φίλτρο προεπεξεργασίας .....	56
Σχήμα 4-6: Οι δεξαμενές των βιολογικών διεργασιών του συστήματος .....	57
Σχήμα 4-7: Κάτοψη της μονάδας DESSIN ( διαστάσεις σε mm). Η πορτοκαλί αρίθμηση παρουσιάζει τις διακριτές δεξαμενές. ....	57
Σχήμα 4-8: Συλλογή λιπών ελαίων- Δεξαμενή εισόδου .....	58
Σχήμα 4-9: Βιοαντιδραστήρας MBR σε λειτουργία με νερό.....	59
Σχήμα 4-10:Βιοαντιδραστήρα MBR σε λειτουργία με λύματα.....	59
Σχήμα 4-11: Αναλυτικό διάγραμμα ροής της πιλοτικής μονάδας DESSIN .....	60
Σχήμα 4-12: Λεπτομερής απεικόνιση της μονάδας μεμβρανών .....	61
Σχήμα 4-13: Μονάδα αντίστροφης όσμωσης.....	63
Σχήμα 4-14: Λεπτομερής απεικόνιση της μεμβράνης της αντίστροφης όσμωσης .....	64
Σχήμα 4-15:Πλατφόρμα μεταφόρτωσης των δεδομένων των αισθητήρων του συστήματος .....	66
Σχήμα 4-16: προγραμματιζόμενος λογικός ελεγκτής για την αυτόματη λειτουργία του συστήματος .....	67
Σχήμα 4-17: Φούρνος 105,5°C και 550°C για τον υπολογισμό των TSS και VSS .....	70

Σχήμα 4-18: Ζυγός και αφυγραντήρας για τη μέτρηση των στερεών .....	70
Σχήμα 4-19: Χωνευτήρας και φασματοφωτόμετρο για τη μέτρηση του COD .....	71
Σχήμα 4-20: Φορητό οξυγονόμετρο .....	76
Σχήμα 4-21: Πεχάμετρο .....	77
Σχήμα 4-22: Αυτόματος αναλυτής iCAP 6000 Series .....	78
Σχήμα 4-23: Εκχύλιση Στερεής Φάσης (SPE, Solid Phase Extraction) .....	81
Σχήμα 4-24: Αέριος χρωματογράφος τύπου Agilent 7890A συζευγμένος με φασματογράφο μάζας Agilent 5975C.....	82
Σχήμα 4-25: Δειγματοληψία στην πιλοτική μονάδα DESSIN .....	88
Σχήμα 4-26: Οι δεξαμενές συλλογής των νερών εξόδου από τον MBR και την RO .....	89

## ΕΥΡΕΤΗΡΙΟ ΔΙΑΓΡΑΜΜΑΤΩΝ

Διάγραμμα 4-1: Διάγραμμα ροής της μονάδας DESSIN .....	53
Διάγραμμα 4-2: Τοποθετημένοι αισθητήρες σε διάφορα σημεία του συστήματος .....	65
Διάγραμμα 5-1: Χρονοσειρά της θερμοκρασίας των εισερχόμενων στην εγκατάσταση λυμάτων .....	92
Διάγραμμα 5-2: Χρονοσειρά COD εισόδου στην εγκατάσταση .....	93
Διάγραμμα 5-3: Αθροιστική κατανομή COD εισόδου των λυμάτων .....	93
Διάγραμμα 5-4: Η χρονοσειρά των μετρήσεων του ολικού και του διαλυμένου COD των εισερχόμενων λυμάτων .....	94
Διάγραμμα 5-5: Χρονοσειρά TSS και VSS των εισερχόμενων λυμάτων στην εγκατάσταση .....	95
Διάγραμμα 5-6: Η χρονοσειρά του λόγου των πηκτικών με τα ολικά αιωρούμενα στερεά .....	95
Διάγραμμα 5-7: Η χρονοσειρά του αμμωνιακού αζώτου (NH <sub>4</sub> -N) των εισερχόμενων στην εγκατάσταση λυμάτων .....	96
Διάγραμμα 5-8: Μεταβολές του λόγου του ολικού COD προς το ολικό άζωτο των εισερχόμενων λυμάτων .....	97
Διάγραμμα 5-9: Η χρονοσειρά του ολικού φωσφόρου των εισερχόμενων στην εγκατάσταση λυμάτων .....	98
Διάγραμμα 5-10: Η χρονοσειρά των χλωριόντων των εισερχόμενων στην εγκατάσταση λυμάτων .....	99
Διάγραμμα 5-11: Η χρονοσειρά της αγωγιμότητας των εισερχόμενων λυμάτων με δεδομένα από τους τοποθετημένους αισθητήρες .....	100
Διάγραμμα 5-12: Περίοδος startup του συστήματος .....	102

Διάγραμμα 5-13: Διακύμανση θερμοκρασίας για την πρώτη φάση του συστήματος ..	103
Διάγραμμα 5-14: COD ανεπεξέργαστων και διηθημένων λυμάτων .....	103
Διάγραμμα 5-15: Απόδοση MBR ως προς τα αιωρούμενα στερεά (TSS).....	105
Διάγραμμα 5-16: Απόδοση του MBR ως προς την απομάκρυνση COD .....	106
Διάγραμμα 5-17: Συγκεντρώσεις MLSS-MLVSS εντός του βιοαντιδραστήρα .....	106
Διάγραμμα 5-18: Δείκτης καθιζηματικότητας υλός.....	107
Διάγραμμα 5-19: Απόδοση MBR ως προς της απομάκρυνση αμμωνιακού αζώτου.....	108
Διάγραμμα 5-20: Απεικόνιση της θολότητας στην έξοδο του βιοαντιδραστήρα .....	109
Διάγραμμα 5-21: Διακύμανση θολότητας σε διάστημα μιας ημέρας.....	110
Διάγραμμα 5-22: Συγκεντρώσεις μικροβιολογικών παραμέτρων στην έξοδο του βιοαντιδραστήρα .....	111
Διάγραμμα 5-23: Ποσοστό απόρριψης των ιόντων για την αντίστροφη όσμωση.....	112
Διάγραμμα 5-24: Διακύμανση pH στη δεξαμενή μεμβρανών και στην έξοδο της αντίστροφης όσμωσης.....	114
Διάγραμμα 5-25: Συνολικά ποσοστά απομάκρυνσης MBR.....	116
Διάγραμμα 5-26: Συνολικά ποσοστά απομάκρυνσης RO.....	117
Διάγραμμα 5-27: Συγκεντρώσεις των μετρηθέντων ενδοκρινικών διαταραχών και φαρμακευτικών ουσιών στην είσοδο, την έξοδο του MBR και της RO .....	119
Διάγραμμα 5-28: Ποσοστό απομάκρυνσης των ενδοκρινικών διαταραχών και φαρμακευτικών ουσιών από τον MBR και την RO .....	120
Διάγραμμα 5-29: Εκπομπή διοξειδίου του άνθρακα και ενεργειακή κατανάλωση για τα δύο σενάρια.....	128
Διάγραμμα 5-30: Σύγκριση των άμεσων και έμμεσων εκπομπών μεταξύ των δύο σεναρίων .....	129

## ΕΥΡΕΤΗΡΙΟ ΠΙΝΑΚΩΝ

Πίνακας 2.1. Κατηγορίες επαναχρησιμοποίησης των αστικών υγρών αποβλήτων στον κόσμο(Metcalf & Eddy,2003) .....	8
Πίνακας 2.2: Στοιχεία επαναχρησιμοποίησης νερού για επιλεγμένες χώρες (Vo et al, 2014) .....	11
Πίνακας 2.3: Προτεινόμενες οδηγίες για την επαναχρησιμοποίηση των αστικών λυμάτων – Αστική επαναχρησιμοποίηση Metcalf & Eddy (2003) .....	22
Πίνακας 2.4: Κριτήρια για αστικές μη πόσιμες χρήσεις ανακτημένων λυμάτων στην πολιτεία της Καλιφόρνια Crook (1998).....	23

Πίνακας 2.5: Επαναχρησιμοποίηση νερού από τα μέλη της Ευρωπαϊκής Ένωσης.....	25
Πίνακας 2.6: Μέγιστες τιμές για τις συμβατικές και μικροβιολογικές παραμέτρους (ΚΥΑ, 145116).....	27
Πίνακας 2.7. Μέγιστες επιτρεπόμενες τιμές μετάλλων και ιχνοστοιχείων (ΚΥΑ, 145116)27	
Πίνακας 2.8:Μέγιστες επιτρεπόμενες συγκεντρώσεις ουσιών προτεραιότητας και τοξικότητας σε ανακτημένα υγρά απόβλητα (ΚΥΑ, 145116) .....	28
Πίνακας 2.9:Ταξινόμηση αστικών λυμάτων (Metcalf & Eddy,2003). .....	31
Πίνακας 2.10: Εφαρμογές sewer-mining στην Αυστραλία (Makropoulos et. al, 2016). ..	34
Πίνακας 3.1: Τρόποι διήθησης (Metcalf &Eddy, 2013) .....	38
Πίνακας 3.2: Τυπικές τιμές ποιοτικών παραμέτρων στην έξοδο του MBR (Metcalf & Eddy, 2003).....	41
Πίνακας 3.3. Αποτελεσματικότητα της αντίστροφης όσμωσης για τροφοδοσίες διαφορετικών συστατικών (Malaeb L and Ayoub G.M., 2010) .....	46
Πίνακας 4.1: Λειτουργικά χαρακτηριστικά του συστήματος.....	54
Πίνακας 4.2:Προβλεπόμενες -από το σχεδιασμό -παραμέτροι στην έξοδο του MBR.....	60
Πίνακας 4.3: Λεπτομερή χαρακτηριστικά των μεμβρανών .....	61
Πίνακας 4.4: Κύκλοι χημικού καθαρισμού .....	62
Πίνακας 4.5: Λεπτομερή χαρακτηριστικά μεμβρανών αντίστροφης όσμωσης .....	64
Πίνακας 5.1: Στατιστική ανάλυση των γενικών χαρακτηριστικών των λυμάτων της Μεταμόρφωσης που εισέρχονται στην εγκατάσταση.....	91
Πίνακας 5.2: Σύγκριση ποιοτικών χαρακτηριστικών μεταξύ εισερχόμενων εσχαρωμένων λυμάτων και φιλτραρισμένων λυμάτων .....	104
Πίνακας 5.3: Συγκέντρωση TDS στο διηθημένο νερό από MBR και RO αλλά και στο συμπύκνωμα της RO .....	115
Πίνακας 5.4: Βαρέα μέταλλα στην είσοδο και στις δύο εξόδους της πιλοτικής μονάδας118	
Πίνακας 5.5: Κλάσματα οργανικού φορτίου εισερχόμενων λυμάτων .....	122
Πίνακας 5.6: Μέτρηση ταχύτητας αποξυγόνωσης με οξικό, λύματα και ενδογενή .....	122
Πίνακας 5.7: Προσδιορισμός της ταχύτητας νιτροποίησης με λύματα και χωρίς .....	123
Πίνακας 5.8: Ταχύτητες απονιτροποίησης με οξικό και ενδογενή.....	124
Πίνακας 5.9: Συγκεντρωτικά αποτελέσματα MBR-RO και σύγκριση με Ελληνική νομοθεσία (ΚΥΑ145116,2011) .....	127
Πίνακας 5.10: Κόστος ανακτημένου νερού .....	131
Πίνακας 5.11: Κόστος παροχής νερού Ε.Υ.Δ.Α.Π. (ΕΥΔΑΠ, 2016) .....	132



# 1 ΕΙΣΑΓΩΓΗ

Ένα από τα ανερχόμενα προβλήματα που καλείται να αντιμετωπίσει ο άνθρωπος είναι η παγκόσμια λειψυδρία. Το φαινόμενο αυτό γίνεται εντονότερο με την κλιματική αλλαγή και οι επιδράσεις της έλλειψης πόσιμου νερού αρχίζουν σταδιακά να επηρεάζουν χώρες οι οποίες απολάμβαναν υδατική πληρότητα μέχρι πρότινος. Για το λόγο αυτό, το ενδιαφέρον της διεθνούς κοινότητας στρέφεται προς την προοπτική αντικατάστασης του πόσιμου νερού με ανακυκλωμένο νερό, για τις μη πόσιμες χρήσεις. Για το σκοπό αυτό, εξετάζονται εναλλακτικές τεχνολογίες, οι οποίες αποδίδουν ανακτημένο νερό υψηλότερης ποιότητας από αυτό που παράγεται σε συμβατικές μονάδες δευτεροβάθμιας επεξεργασίας.

Μία τεχνολογία που γίνεται ολοένα και πιο δημοφιλής, λόγω των εξαιρετικών της επιδόσεων, στο πεδίο της επεξεργασίας και επαναχρησιμοποίησης υγρών αποβλήτων είναι αυτή του αντιδραστήρα βιομεμβρανών. Ένας MBR συνδυάζει τη βιολογική διεργασία της ενεργοποιημένης ιλύος με τη διήθηση μεμβρανών. Η ποιότητα της εκροής από το βιοαντιδραστήρα είναι τέτοια που παρά το μεγάλο κεφαλαιακό του κόστος, τον καθιστά προτιμότερο στις περισσότερες εφαρμογές επαναχρησιμοποίησης. Μια περαιτέρω ώθηση στη χρήση του MBR δίνουν οι ολοένα αυστηρότερες ρυθμιστικές διατάξεις που αφορούν την επαναχρησιμοποίηση, τις οποίες αδυνατούν να καλύψουν οι συμβατικές μονάδες δευτεροβάθμιας επεξεργασίας (Radjenovic et al., 2007).

Για την κάλυψη ακόμα και των αστικών μη πόσιμων χρήσεων, μία αναβάθμιση που εμφανίζεται τα τελευταία χρόνια είναι η σύνδεση μίας μονάδας αντίστροφης όσμωσης στην έξοδο του βιοαντιδραστήρα μεμβρανών. Ο λόγος που χρησιμοποιείται η αντίστροφη όσμωση είναι γιατί απομακρύνει τα διαλυμένα συστατικά τα οποία παραμένουν στο επεξεργασμένο νερό μετά την βιολογική επεξεργασία με MBR. Έτσι, το ανακτημένο νερό μπορεί να αποκτήσει χαρακτηριστικά κατάλληλα για εμπλουτισμός υπόγειων υδροφορέων, ενίσχυση επιφανειακών υδάτων ή εργαστηριακή χρήση (π.χ πύργοι ψύξης). Το ποσοστό απόρριψης διαλυμένων στερεών μπορεί να φτάσει μέχρι και 98% και η αφαίρεση μικροοργανισμών μέχρι και 7 λογαριθμικές μονάδες. Η αντίστροφη όσμωση πρακτικά απαιτείται να ενσωματωθεί στην πορεία της επεξεργασίας (μετά το σύστημα MBR) ειδικά στην περίπτωση υγρών αποβλήτων υψηλής αλατότητας (DESSIN,2014).

Στην παρούσα διπλωματική εξετάζεται η δυνατότητα ανάκτησης νερού μέσω μίας συστοιχίας MBR/RO . Για το σκοπό αυτό πραγματοποιήθηκαν μία σειρά από εργαστηριακές μετρήσεις, έτσι ώστε να εξαχθούν τα κατάλληλα συμπεράσματα για την ποιότητα του ανακτώμενου νερού αλλά και για την απόδοση της πιλοτικής μονάδας.

Η παρούσα εργασία περιλαμβάνει 6 κεφάλαια και η διάρθρωση της είναι η εξής:

- Το πρώτο κεφάλαιο περιλαμβάνει την παρούσα εισαγωγή, όπου καθορίζεται εκτός των άλλων, ο σκοπός της εργασίας.
- Το δεύτερο κεφάλαιο περιλαμβάνει μια βιβλιογραφική ανασκόπηση, η οποία ξεκινά από τους λόγους που δημιούργησαν την ανάγκη της επαναχρησιμοποίησης, περνά στην ανασκόπηση της επαναχρησιμοποίησης στον κόσμο και πιο συγκεκριμένα στην Ευρώπη, συνεχίζει με μία αναφορά στους κανονισμούς και τις οδηγίες που έχουν εκδώσει επιλεγμένες χώρες και καταλήγει στην περιγραφή της τεχνολογίας του «sewer mining» ως λύση στην αποκεντρωμένη επαναχρησιμοποίηση.
- Το τρίτο κεφάλαιο περιλαμβάνει βιβλιογραφική ανασκόπηση των τεχνολογιών που εφαρμόζονται στην πιλοτική μονάδα, δηλαδή του βιοαντιδραστήρα μεμβρανών και της αντίστροφης όσμωσης.
- Στο τέταρτο κεφάλαιο παρουσιάζεται η διάταξη του συστήματος καθώς και οι αναλυτικές μέθοδοι που εφαρμόστηκαν για την αποτίμηση της ποιότητας του παραγόμενου νερού .
- Στο πέμπτο κεφάλαιο γίνεται μια αναλυτική παρουσίαση των αποτελεσμάτων της πειραματικής εργασίας, ενώ παράλληλα επιχειρείται μία πρώτη συζήτηση επ' αυτών.
- Τέλος, στο έκτο κεφάλαιο παρουσιάζονται τα συνολικά συμπεράσματα για την απόδοση της πιλοτικής μονάδας καθώς και την ποιότητα του αποδιδόμενου ανακτημένου νερού.

## 2 ΕΠΑΝΑΧΡΗΣΙΜΟΠΟΙΗΣΗ ΝΕΡΟΥ

### 2.1 Εισαγωγή

Η κλιματική αλλαγή, η δημογραφική έκρηξη και η αστική ανάπτυξη των τελευταίων δεκαετιών είναι μερικές από τις γενεσιουργές δυνάμεις που έχουν προκαλέσει σημαντική μείωση στα παγκόσμια αποθέματα γλυκού νερού. Το κομμάτι της ασκούμενης πίεσης που οφείλεται στον ανθρώπινο παράγοντα χαρακτηρίζεται από αναντιστοιχία της ζήτησης και της διαθεσιμότητας των υδατικών πόρων σε όλο το χρονικό και γεωγραφικό φάσμα. Επιπλέον, ο παγκόσμιος πληθυσμός λόγω της αστικοποίησης συγκεντρώνεται κοντά στις ακτές, όπου οι τοπικές προμήθειες του γλυκού νερού είναι περιορισμένες ή είναι διαθέσιμες μόνο σε μεγάλο κόστος. Εκτός από την ανάγκη ανταπόκρισης στις αυξανόμενες απαιτήσεις για παροχή πόσιμου νερού και άλλων αστικών απαιτήσεων (άρδευση, εμπορικές και βιομηχανικές ανάγκες), υπάρχει επιπλέον αυξημένη ζήτηση σε νερό για παραγωγή γεωργικών τροφίμων, εξαιτίας της μεγαλύτερης ενσωμάτωσης ζωικών και γαλακτοκομικών προϊόντων στην ανθρώπινη διατροφή. Μάλιστα, Βάση πρόβλεψης της ερευνητικής ομάδας «2030 Water Research Group», το 2030 οι παγκόσμιες ανάγκες σε νερό θα ανέρχονται σε 6900 δισεκατομμύρια κυβικά μέτρα, περισσότερα από το 64% των συνολικών προσβάσιμων και αξιόπιστων πηγών νερού (Vo et al., 2014).

Το σύνολο της ασκούμενης πίεσης, όπως περιγράφηκε προηγουμένως, σε συνδυασμό με την αδυναμία των φυσικών διεργασιών αναπλήρωσης γλυκού νερού να πλησιάσουν το ρυθμό ανθρώπινης κατανάλωσης, δημιούργησαν την ανάγκη για επαναχρησιμοποίηση των υδατικών πόρων μέσω ανακύκλωσης. Η βασική έκφραση αυτής της ιδέας είναι η επαναχρησιμοποίηση των λυμάτων, δηλαδή η εφαρμογή σειράς διεργασιών που στοχεύουν στην ανάκτηση του περιεχόμενου στα λύματα νερού.

## 2.2 Επαναχρησιμοποίηση νερού μέσω ανάκτησης υγρών αποβλήτων

### 2.2.1 Γενικά

Η διαχείριση και επαναχρησιμοποίηση υγρών αποβλήτων δεν είναι μία καινούργια ιδέα αλλά η γνώση πάνω σε αυτό τον τομέα έχει εξελιχθεί καθ' όλο τον ρου της ανθρώπινης ιστορίας. Η επαναχρησιμοποίηση ανεπεξέργαστων λυμάτων έχει ασκηθεί για πολλούς αιώνες με στόχο την εκτροπή των ανθρώπινων λυμάτων εκτός των αστικών οικισμών. Αναφορικά με τη χρήση οικιακών λυμάτων για άρδευση, αυτή ξεκίνησε από την εποχή του Χαλκού (3200-1100 π.Χ). Η λογική της εκμετάλλευσης των λυμάτων για γεωργικούς σκοπούς συνεχίστηκε για αιώνες, τόσο στη γηραιά ήπειρο όσο και σε άλλα μέρη του κόσμου, όπως η Κίνα και η Ινδία. Στην πιο πρόσφατη ιστορία, οι «φάρμες λυμάτων» , δηλαδή χρήσης λυμάτων επί εδάφους με σκοπό τόσο την ίδια τη διάθεση όσο και τις γεωργικές χρήσεις, πρωτολειτούργησαν στη σημερινή Πολωνία τον 15<sup>ο</sup> αιώνα. Παρόμοιες «φάρμες λυμάτων» συνέχισαν τη λειτουργία τους μέχρι περίπου και τα μέσα του 20<sup>ου</sup> αιώνα, όπου και άρχισαν να εγκαταλείπονται τόσο λόγω της μεγάλης έκτασης που απαιτούσε η εφαρμογή αυτή όσο και της αδυναμίας επίτευξης υψηλών προδιαγραφών υγιεινής (Angelakis & Snyder, 2015). Η έλλειψη υγιεινής των παλαιότερων συστημάτων εκμετάλλευσης υγρών αποβλήτων σε συνδυασμό με καταστροφικές επιδημίες που συνδέονται με την ακούσια, άμεση ανάμιξη λυμάτων με πηγές πόσιμου νερού, οδήγησε στη δημιουργία πιο προηγμένων τεχνολογικά συστημάτων επεξεργασίας αποβλήτων, τα οποία έχουν τη δυνατότητα κάλυψης και των πιο αυστηρών βαθμίδων ασφάλειας της ανθρώπινης υγείας ( Vigneswaran et al., 2009).

Οι βασικές κινητήριες δυνάμεις για επαναχρησιμοποίηση υγρών αποβλήτων, κατά τον Παγκόσμιο Οργανισμό Υγείας (WHO), είναι:

- Η αύξηση της λειψυδρίας
- Η αύξηση του πληθυσμού.
- Η αύξηση της ρύπανσης του περιβάλλοντος, και κυρίως αυτής που προέρχεται από την ανεξέλεγκτη απόρριψη υγρών αποβλήτων και
- Η αυξανόμενη αναγνώριση της αξίας των εκμεταλλεύσιμων πόρων που περιέχονται στα λύματα, τα περιττώματα και το γκρίζο νερό (WHO, 2006).

Η χρήση ανακτημένου νερού από λύματα, ως εναλλακτική πηγή νερού, μπορεί να προσφέρει σημαντικά κοινωνικά, οικονομικά και περιβαλλοντικά οφέλη, τα οποία είναι βασικά κίνητρα για την υλοποίηση προγραμμάτων επαναχρησιμοποίησης.

Τα οφέλη αυτά περιλαμβάνουν:

- Αυξημένη διαθεσιμότητα νερού
- Ολοκληρωμένη και βιώσιμη χρήση υδάτινων πόρων
- Υποκατάσταση πόσιμου νερού στις διάφορες «μη πόσιμες» χρήσεις
- Μειωμένη υπεράντληση επιφανειακών και υπόγειων υδάτων
- Μειωμένα φορτία θρεπτικών σε ύδατα υποδοχής
- Μείωση ενεργειακής κατανάλωση σε σχέση με την εισαγωγή πόσιμου νερού, την αφαλάτωση ή τη χρήση υπόγειων πηγών μεγάλου βάθους
- Αύξηση γεωργικής παραγωγής
- Μείωση της χρήσης λιπασμάτων
- Ενισχυμένη προστασία του περιβάλλοντος με την αποκατάσταση ρεμάτων, υγροτόπων και λιμνών
- Αύξηση της απασχόλησης και της τοπικής οικονομίας (π.χ τουρισμός, γεωργία)

(WHO, 2006)

### **2.2.2 Δημόσια υγεία και περιβαλλοντικά ζητήματα**

Με εφικτή την παραγωγή νερού σχεδόν οποιασδήποτε ποιότητας, μια σειρά από υγειονομικά και περιβαλλοντικά θέματα πρέπει να επισημανθούν, όπως ποιοι ρύποι πρέπει να απομακρυνθούν και σε ποιο βαθμό πρέπει να απομακρυνθούν; Αυτές οι ερωτήσεις αποκτούν μεγαλύτερη βαρύτητα όταν αφορούν αναπτυσσόμενες χώρες, οι οποίες αντιμετωπίζουν σημαντικές ελλείψεις σε νερό, ενώ τα υψηλά επίπεδα επεξεργασίας δεν είναι οικονομικώς εφικτά.

Παρά την ύπαρξη τεχνολογικά αναπτυγμένων προχωρημένων επεξεργασιών των υγρών αποβλήτων, η μακροχρόνια ασφάλεια του ανακτημένου νερού και η επίδραση του στο περιβάλλον είναι ακόμη δύσκολο να μετρηθούν. Γενικά, η δημόσια υγεία είναι το κυριότερο –προς αντιμετώπιση- ζήτημα σε οποιοδήποτε εφαρμογή επαναχρησιμοποίησης, και ειδικότερα οι μακροχρόνιες επιδράσεις, οι οποίες είναι δύσκολα ανιχνεύσιμες. Εντός εγγράφων των Οδηγιών Υπηρεσίας Προστασίας του Περιβάλλοντος των ΗΠΑ, αναφέρεται ότι οι επιδημιολογικές έρευνες σε πληθυσμούς που έχουν εκτεθεί σε νερό που ανακτήθηκε από υγρά απόβλητα, για μη πόσιμες χρήσεις, έχουν μικρή αξία και δεν γίνεται να εξαχθούν

γενικευμένα συμπεράσματα από αυτές, εξαιτίας της κινητικότητας του πληθυσμού, του μεγέθους του δείγματος και της δυσκολίας εξαγωγής του βαθμού έκθεσης. Παρ' όλους τους περιορισμούς των επιδημιολογικών ερευνών, η χρήση ανακυκλωμένου -από λύματα- νερού δεν φαίνεται να εμπλέκεται με μολυσματικές ασθένειες. Πιο συγκεκριμένα, βάση έρευνας που διεξήχθη στο St. Petersburg της Florida, δεν υπήρχαν στοιχεία που να υποδεικνύουν αυξημένες εντερικές νόσους σε αστικές περιοχές όπου γίνεται άρδευση με ανακτημένο νερό, καθώς επίσης ούτε και σημαντικό ρίσκο για ιογενείς ή μικροβιακές λοιμώξεις (Vigneswaran et al., 2009).

Γενικότερα, τα πιο διαδεδομένα προβλήματα που ενδέχεται να προκαλέσει η χρήση ανακτημένου – από λύματα- νερού στην ανθρώπινη υγεία οφείλονται σε μόλυνση από παθογόνους μικροοργανισμούς, οργανικά χημικά, ιδίως ουσίες –διαταραχείς του ενδοκρινικού συστήματος και φαρμακευτικά ενεργές ουσίες-, καθώς και βαρέα μέταλλα (Hamilton et al., 2006). Συγκεκριμένα για τα βαρέα μέταλλα, φαίνεται πως τουλάχιστον στις καλλιέργειες λαχανικών, η πρόσληψή τους από το φυτό είναι τέτοια που δεν αποτελεί κίνδυνο για την ανθρώπινη υγεία (Qureshi et al., 2016). Από τους προαναφερθείσες παράγοντες, τη μεγαλύτερη απειλή για την ανθρώπινη υγεία αποτελούν οι παθογόνοι μικροοργανισμοί. Εντός αυτών συγκαταλέγεται ένα μεγάλο πλήθος μικροοργανισμών, συμπεριλαμβανόμενων βακτηρίων, ιών, πρωτόζωων και παρασιτικών σκουληκιών. Η συγκέντρωση των παθογόνων αυτών στα λύματα εξαρτάται από την υγεία του μητρικού πληθυσμού. Επίσης, για παθογόνα που εγείρουν μια ανοσολογική αντίδραση, η επιδεκτικότητα σε μόλυνση ποικίλλει από τον ένα πληθυσμό στον επόμενο (Hamilton et al. 2006). Παρά τη χημική απολύμανση που υφίσταται το ανακτημένο νερό, λόγω των μειούμενων δόσεων απολυμαντικών κατάλοιπων κατά την επεξεργασία ή τον εμπλουτισμό σε θρεπτικά όπως άζωτο και φώσφορο, ιδίως για χρήση σε γεωργικές εφαρμογές, είναι πολύ συχνό φαινόμενο η επανάπτυξη των παθογόνων μικροοργανισμών (Gao et al, 2016).

Τα περιβαλλοντικά οφέλη της επαναχρησιμοποίησης υγρών αποβλήτων αποτελούν μία από τις βασικότερες κινητήριες δυνάμεις της πρακτικής αυτής. Παρόλα αυτά, εν απουσία σωστού σχεδιασμού, η επαναχρησιμοποίηση μπορεί να αποβεί επιζήμια για το περιβάλλον. Η πρόκληση των όσων διαχειρίζονται φυσικούς πόρους είναι να αναγνωρίσουν τα οφέλη καθώς και τα ρίσκα κάθε εγχειρήματος και να επιτύχουν την κατάλληλη ισορροπία ανάμεσα σε αυτά, πραγματοποιώντας έτσι καθαρό κέρδος για το περιβάλλον.

Ένας από τους μεγαλύτερους περιβαλλοντικούς κινδύνους που χρήζουν αντιμετώπισης στην περίπτωση της επαναχρησιμοποίησης υγρών αποβλήτων είναι η έκπλυση νιτρικών αλάτων στο υπόγεια ύδατα που προέρχεται από τη δραστηριότητα της άρδευσης. Άλλα

συνήθη προβλήματα που προκαλούνται τόσο σε υπόγεια όσο και σε επιφανειακά ύδατα είναι η μόλυνση με φαρμακευτικώς ενεργές καθώς και θρεπτικά και λοιπά άλατα. Στην περίπτωση γεωργικών εφαρμογών, η ύπαρξη βαρέων μετάλλων στο ανακτημένο νερό μπορεί να καθυστερήσει την ανάπτυξη του φυτού ενώ η υψηλή συγκέντρωση αζώτου μπορεί να μετατραπεί από ευεργετική σε ανασταλτική ως προς την απόδοση μιας σοδιάς. Όμως, η πιο σημαντική μεταβλητή για μια σοδιά είναι η αλατότητα του νερού, διότι εάν αυτή είναι υψηλή, τότε μειώνεται το ωσμωτικό δυναμικό του διαλύματος νερό-χώρα στην περιοχή των ριζών και καθυστερείται έτσι η πρόσληψη των απαραίτητων θρεπτικών. Ακόμα, ιδιαίτερα σημαντική για τις καλλιέργειες είναι η συγκέντρωση του νατρίου στο νερό άρδευσης, καθώς σε περίπτωση υψηλών τιμών προκαλεί διασπορά των αδρανών υλικών του εδάφους. Τέλος, ένας πολύ σημαντικός περιβαλλοντικός παράγοντας που συχνά αμελείται, αλλά έχει μεγάλο ειδικό βάρος, είναι η έμμεση εκπομπή αερίων του θερμοκηπίου μέσω της ενεργειακής κατανάλωσης μίας μονάδας επεξεργασίας λυμάτων (Hamilton et al., 2006). Λόγω αυτού, η επαναχρησιμοποίηση θα πρέπει να αφορά κυρίως μη πόσιμες χρήσεις όπου και παράγει περιβαλλοντικά μεγάλο καθαρό όφελος. Οι πόσιμες χρήσεις έχουν τον ίδιο βαθμό απόδοσης περιβαλλοντικού οφέλους, εξαιτίας της μεγαλύτερης κατανάλωσης ενέργειας κατά την επεξεργασία, γεγονός που οδηγεί σε αυξημένες έμμεσες εκπομπές αερίων ρύπων (Meneses et al., 2010).

Σε κάθε περίπτωση, για κάθε διακριτή χρήση του ανακτημένου νερού θα πρέπει να γίνεται εξατομικευμένη αξιολόγηση των πιθανών κινδύνων. Παρόλα αυτά, υπάρχουν ορισμένοι κοινοί ρυθμιστικοί παρονομαστές που συμπεριλαμβάνουν το επίπεδο ανθρώπινης επαφής και τις πιθανές περιβαλλοντικές επιπτώσεις. Σε αυτές τις περιπτώσεις, ο εκτιμώμενος βαθμός ανθρώπινης επαφής καθορίζει και τον κατάλληλο βαθμό απολύμανσης.

### **2.2.3 Κατηγορίες επαναχρησιμοποίησης υγρών αποβλήτων**

Στο σχεδιασμό και στην υλοποίηση της ανάκτησης και επαναχρησιμοποίησης του νερού, συνήθως η εφαρμογή του ανακτημένου νερού θα καθορίσει την απαίτηση επεξεργασίας των υγρών αποβλήτων για την προστασία της δημόσιας υγείας και του περιβάλλοντος, καθώς και το βαθμό αξιοπιστίας που απαιτείται για τη μέθοδο και για τη λειτουργία επεξεργασίας. Στον Πίνακα 2.1 παρουσιάζονται οι επτά κυριότερες κατηγορίες επαναχρησιμοποίησης των αστικών υγρών αποβλήτων, ξεκινώντας από την κατηγορία με την πιο διαδεδομένη εφαρμογή και καταλήγοντας στην πιο περιορισμένη.

Πίνακας 2.1. Κατηγορίες επαναχρησιμοποίησης των αστικών υγρών αποβλήτων στον κόσμο (Metcalf & Eddy, 2003)

ΚΑΤΗΓΟΡΙΕΣ ΕΠΑΝΑΧΡΗΣΙΜΟΠΟΙΗΣΗΣ ΤΩΝ ΥΓΡΩΝ ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ	ΧΡΗΣΕΙΣ
Γεωργικές χρήσεις	Άρδευση αγροτικών εκτάσεων Άρδευση Καλλιεργείων, Φυτώρια
Αστικές χρήσεις	Άρδευση κοινόχρηστων χώρων Πάρκα, σχολικές αυλές, ακάλυπτοι χώροι, γήπεδα γκολφ, νεκροταφεία, πράσινες ζώνες, κήποι
Βιομηχανικές χρήσεις	Βιομηχανική ανακύκλωση και επαναχρησιμοποίηση Νερό ψύξης, τροφοδοσία λεβήτων, νερό διεργασιών, βαριά βιομηχανία
Περιβαλλοντικές χρήσεις	Εμπλουτισμός υπόγειου υδροφορέα, συμπλήρωση υπόγειου νερού, αντιμετώπιση θαλάσσιας διείσδυσης, αντιμετώπιση καθιζήσεων
Χρήσεις αναψυχής	Λίμνες, Εμπλουτισμός υγροβιότοπων, εμπλουτισμός επιφανειακών υδάτινων ρευμάτων, αλιεία, τεχνητό χιόνι
Αστικές μη πόσιμες χρήσεις	Πυρασφάλεια, κλιματισμός, καθαρισμός τουαλετών
Πόσιμες χρήσεις	Ανάμιξη με ακατέργαστο πόσιμο νερό, υδροδότηση μέσω αγωγών

#### 2.2.4 Επαναχρησιμοποίηση υγρών αποβλήτων σε διεθνές επίπεδο

Υπάρχουν τουλάχιστον 60 χώρες του κόσμου που εφαρμόζουν διάφορους τύπους επαναχρησιμοποίησης νερού. Από αυτές είναι δύσκολο να καταλήξει κανείς ποια από όλες αυτές επιτυγχάνει το μεγαλύτερο όγκο ανακύκλωσης υγρών αποβλήτων, εξαιτίας της απουσίας μιας διεθνούς τυποποιημένης βάσης δεδομένων. Καθίσταται εξαιρετικά δύσκολη η σύγκριση της έντασης επαναχρησιμοποίησης μεταξύ χωρών με διαφορετική έκταση και πληθυσμό. Σε σχέση με το συνολικό όγκο επαναχρησιμοποίησης, τα ηνία κατέχουν η Κίνα, το Μεξικό και οι ΗΠΑ ( με κυριότερες πολιτείες την Καλιφόρνια, το Τέξας, την Αριζόνα και τη Φλόριδα). Παρόλα αυτά στις δύο πρώτες περιπτώσεις το ανακτημένο νερό χαρακτηρίζεται κυρίως από χαμηλή ποιότητα επεξεργασίας. Αναφορικά με την έκταση επαναχρησιμοποίησης ανά κάτοικο, στις πρώτες θέσεις διακρίνονται το Κατάρ, το Ισραήλ και το Κουβέιτ, ενώ κυρίαρχοι στο ποσοστό χρήσης ανακτημένου νερού σε σχέση με το συνολικό όγκο χρήσης γλυκού νερού είναι το Κουβέιτ, το Ισραήλ και η Σιγκαπούρη. Πρωταθλητές αναφορικά με την εφαρμοζόμενη τεχνολογία και γενικότερα τα τεχνολογικά επιτεύγματα γύρω από τον κλάδο της επαναχρησιμοποίησης είναι η Καλιφόρνια η Σιγκαπούρη και η Ιαπωνία (Angelakis & Gikas, 2014).



Διεξάγοντας μία πιο ενδελεχή αναφορά ανά γεωγραφική περιοχή, η Βόρεια Αμερική παράγει ετησίως 85 km<sup>3</sup> λυμάτων από τα οποία τα 61 υπόκεινται επεξεργασία. Εξ αυτών, μόλις τα 2.3 km<sup>3</sup> ( το 3.8% των επεξεργασμένων) επαναχρησιμοποιούνται. Στο σημείο αυτό αξίζει να γίνει ειδική μνεία στην πολιτεία της Καλιφόρνιας, η οποία αποτελεί παγκόσμια πρωτοπορία στο θέμα της επαναχρησιμοποίησης νερού. Οι πρώτοι κανονισμοί εισήχθησαν το 1918 και από τότε γίνονται διαρκώς τροποποιήσεις οι οποίες συμπεριλαμβάνουν οποιαδήποτε νέα ευρήματα. Γεωγραφικά εμφανίζει μεγάλη μεταβλητότητα στη διαθεσιμότητα νερού μεταξύ Βορρά και Νότου. Το βόριο κομμάτι είναι πλούσιο σε πηγές νερού και αραιοκατοικημένο, ενώ το νότιο είναι πυκνοκατοικημένο και με περιορισμένους υδατικούς πόρους. Παρ' όλη την ύπαρξη πόρων στο βορά, η μεταφορά τους στο ξηρό κομμάτι της πολιτείας είναι δύσκολη λόγω του ορεινού όγκου που μεσολαβεί μεταξύ αυτών. Έτσι, η ενέργεια μεταφοράς γίνεται πολύ μεγαλύτερη από την ενέργεια που θα χρειαστεί για να παραχθεί ίδιος όγκος νερού υψηλής ποιότητας από επεξεργασία λυμάτων. Έτσι, στο νότιο τμήμα της Καλιφόρνια η επαναχρησιμοποίηση νερού γίνεται με στόχο ακόμα και πόσιμες χρήσεις. Αυτός είναι και ο λόγος για τον οποίο η πολιτεία έχει αναπτύξει τόσο αναλυτικό ρυθμιστικό πλαίσιο γύρω από την επαναχρησιμοποίηση (Angelakis & Gikas., 2014).

Αναφορικά με τη Λατινική Αμερική, πληροφορίες υπάρχουν μόνο για τις 9 από τις 32 χώρες και μάλιστα οι πληροφορίες αυτές είναι αρκετά παλιές, με ημερομηνίες αδρομερώς από το 1996-2002. Από τα διαθέσιμα δεδομένα προκύπτει ότι μόνο το 20% των παραχθέντων λυμάτων υπόκεινται επεξεργασία, γεγονός που οφείλεται κυρίως στο ότι δεν υπάρχει στις χώρες αυτές καλώς ανεπτυγμένο σύστημα συλλογής και επεξεργασίας. Στις 8 από τις 15 χώρες της Λατινικής Αμερικής, λιγότερο από το 50% του πληθυσμού είναι συνδεδεμένο με σύστημα συλλογής και επεξεργασίας υγρών αποβλήτων. Αναφορικά με την επαναχρησιμοποίηση, η έλλειψη νερού δεν είναι το μόνο κίνητρο που οδηγεί προς αυτή την κατεύθυνση. Πολλοί αγρότες χρησιμοποιούν λύματα για να παρέχουν στις καλλιέργειες τους μία πηγή θρεπτικών χαμηλού κόστους.

Στην Μέση Ανατολή και Βόρεια Αφρική παράγονται ετησίως περίπου 22.3 km<sup>3</sup> λυμάτων. Από αυτή το 51% περνά από διεργασίες επεξεργασίας. Με εξαίρεση την Αλγερία και το Ιράκ, όλες οι υπόλοιπες χώρες της περιοχής έχουν διαθέσιμα δεδομένα. Στον συγκεκριμένο γεωγραφικό τομέα, η επαναχρησιμοποίηση είναι καίριας σημασίας λόγω της αυξημένης λειψυδρίας. Έτσι, το 51% των επεξεργασμένων λυμάτων χρησιμοποιείται για άρδευση. Χαρακτηριστικά, η Σαουδική Αραβία σκοπεύει να αυξήσει την επαναχρησιμοποίηση νερού, θέτοντας ως στόχο τη χρήση του 65% των επεξεργασμένων λυμάτων έως το 2016. Το

Ισραήλ, χρησιμοποιεί ήδη το 70% των παραχθέντων λυμάτων στον οικιακό τομέα. Μάλιστα η επαναχρησιμοποίηση αποτελεί το 10% της εθνικής προμήθειας σε νερό και σχεδόν το 20% της προμήθειας σε άρδευση. Στην Υποσαχάρια Αφρική υπάρχουν διαθέσιμα δεδομένα μόνο για τη Σενεγάλη, τις Σεϋχέλλες και τη Νότια Αφρική. Γενικά, το μεγαλύτερο ποσοστό των παραγόμενων υγρών αποβλήτων δεν υπόκειται επεξεργασία, σε μία περιοχή όπου η ρύπανση των υδάτων προκαλεί την εξάπλωση πολλών υδατοφερόμενων ασθενειών όπως η χολέρα. Στις περισσότερες περιπτώσεις τα λύματα που χρησιμοποιούνται στη γεωργία είναι μολυσμένα, για παράδειγμα το νερό άρδευσης στις περιαστικές περιοχές στη Γκάνα προέρχεται από ανεπεξέργαστα λύματα.

Στην Ωκεανία πλήρεις πληροφορίες υπάρχουν μόνο για την Αυστραλία. Εκεί, περίπου το 45% από τα 450 project επαναχρησιμοποίησης αφορά το γεωργικό τομέα. Ετησίως χρησιμοποιούνται περίπου 0.35 km<sup>3</sup> ανακτημένου νερού. Αυτός ο όγκος αντιπροσωπεύει το 19% των επεξεργασμένων λυμάτων και περίπου το 4% της συνολικής παροχής νερού.

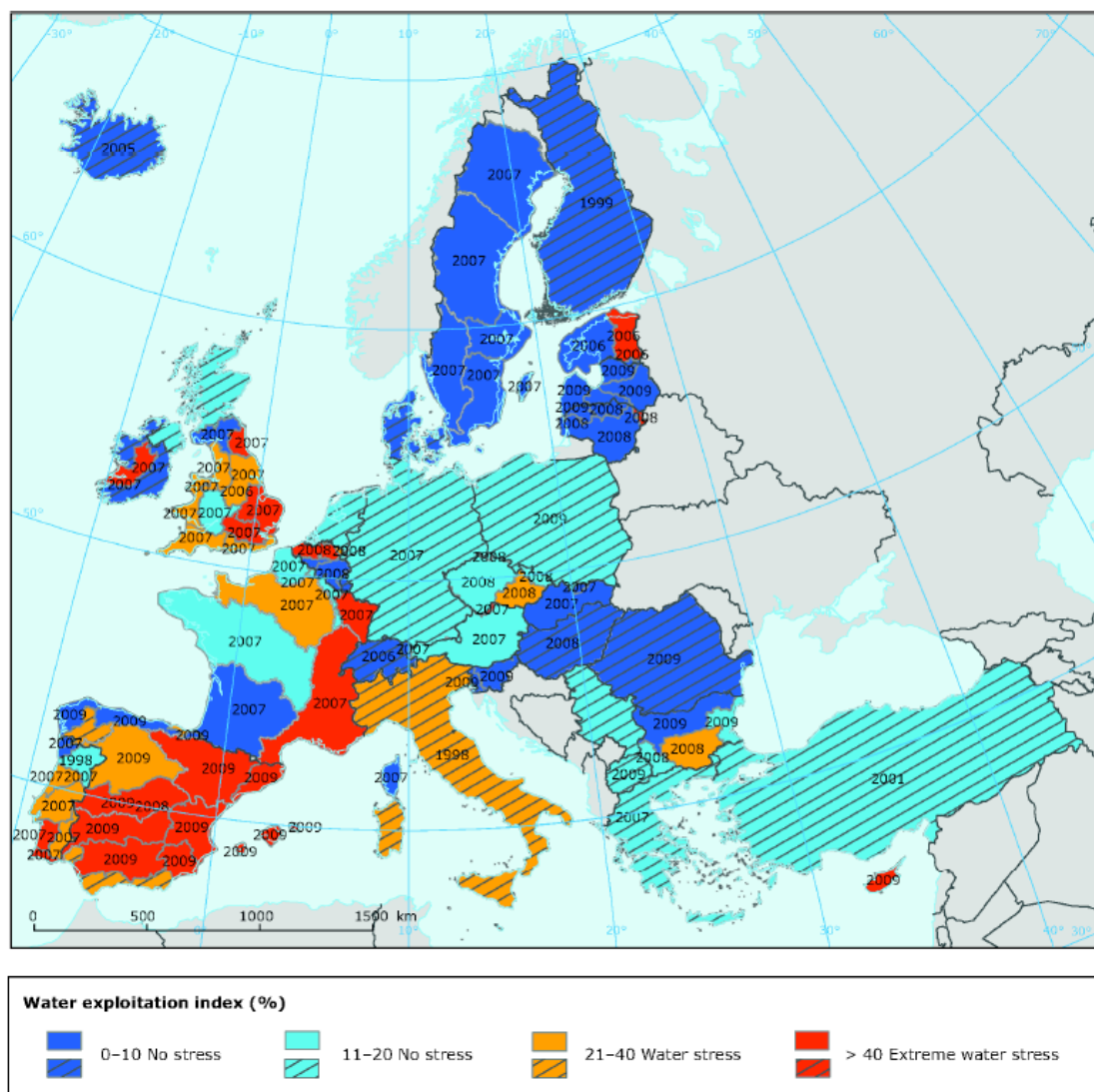
Στην Ασία, μόλις το 32% των παραχθέντων υγρών αποβλήτων περνά από επεξεργασία. Μία από τις πρωτοπόρους στον τομέα της επαναχρησιμοποίησης στην ήπειρο είναι η Ιαπωνία η οποία έχει αναπτύξει πολύ αναλυτικά στρατηγική επί του θέματος. Το 2009 επαναχρησιμοποιούνταν στη χώρα περίπου 0.2 km<sup>3</sup> νερού. Πάνω από το μισό αναλωνόταν σε περιβαλλοντικούς σκοπούς, όπως η άρδευση και η συντήρηση ποταμιών. Η χρήση επεξεργασμένων λυμάτων στη γεωργία και τη βιομηχανία αντιπροσωπεύει μόλις το 7% και 1% αντίστοιχα. Επιπλέον, πάνω από 3% χρησιμοποιείται στα καζανάκια. Αυτό που κάνει την Ιαπωνία ξεχωριστή ως προς τη χαραχθείσα στρατηγική είναι ότι επικεντρώνεται κυρίως σε αστικές χρήσεις και όχι σε παροχή νερού για γεωργικές χρήσεις. Στην Κίνα περίπου 13,000 km<sup>2</sup> καλλιεργήσιμης γης συντηρείται με ανακτημένο νερό, ενώ στο Βιετνάμ πάνω από 9,000 km<sup>2</sup> αρδεύονται με ανεπεξέργαστα απόβλητα. Αντίστοιχη είναι η κατάσταση στο Πακιστάν, όπου πάνω από 32,000 km<sup>2</sup> καλλιεργειών ποτίζονται με απόβλητα, τα περισσότερα εξ αυτών δεν έχουν υποστεί επεξεργασία. Μάλιστα, στη χώρα δεν υπάρχουν νομοθετικές ρυθμίσεις που να καθορίζουν σε ποια σπαρτά επιτρέπεται η άρδευση με λύματα. Γενικότερα στην Ασία η αυξανόμενη ζήτηση σε θρεπτικά για τις καλλιέργειες παρέχει στους αγρότες και τους δημόσιους αξιωματούχους το κίνητρο να αναπτύξουν ασφαλείς μεθόδους για τη διανομή και διαχείριση των υγρών αποβλήτων ώστε να γίνεται χρήση τους στη γεωργία (Collins, 2013). Στον Πίνακα 2.2 δίνονται στοιχεία για την επαναχρησιμοποίηση νερού που εφαρμόζεται σε προηγμένες -ως προς τον κλάδο αυτό- χώρες.

Πίνακας 2.2: Στοιχεία επαναχρησιμοποίησης νερού για επιλεγμένες χώρες (Vo et al, 2014)

Χώρα	Καταγραμμένο ποσοστό επαναχρησιμοποίησης (επί των επεξεργασμένων υγρών αποβλήτων)	Έτος	Εθνικός στόχος	Έτος
Αυστραλία	16,8%	2009-2010	30%	2015
Κίνα	10-15% (βόρειες πόλεις)	2011	20-25%	2025
	5-10% (νότιες πόλεις)	2011	10-15%	2025
Ισραήλ	84%	2011	100%	2020
Μεξικό	40,6%	2009	100%	2030
Σαουδική Αραβία	30% από τα αστικά απόβλητα	2010	50%	2015
			100%	2030
	10% εκ των βιομηχανικών εποβλήτων	2010	40%	2015
			80%	2030

### 2.2.5 Επαναχρησιμοποίηση υγρών αποβλήτων στην Ευρώπη

Η πίεση των υδάτινων πόρων στην Ευρώπη αυξάνεται ολοένα περισσότερο, οδηγώντας σε λειψυδρία και σε υποβάθμιση της ποιότητάς τους. Η λειψυδρία και η ξηρασία που είναι όλο και πιο συχνές και εκτεταμένες σε όλη την Ευρώπη, αποτελούν σημαντική πρόκληση. Μέχρι σήμερα, τουλάχιστον το 11% του πληθυσμού της Ευρώπης και το 17% του εδάφους της έχουν επηρεαστεί από τη λειψυδρία. Ένα εργαλείο για την ποσοτικοποίηση του βαθμού πίεσης των υδάτινων πόρων είναι ο δείκτης αξιοποίησης νερού (WEI), ο οποίος παρέχει μία ευρύτερη αποτύπωση της αξιοποίησης του νερού σε σύγκριση με τη γενική διαθεσιμότητα του και περιγράφει τον κίνδυνο που κρύβει η υπερεκμετάλλευση (Σχήμα 2.1).

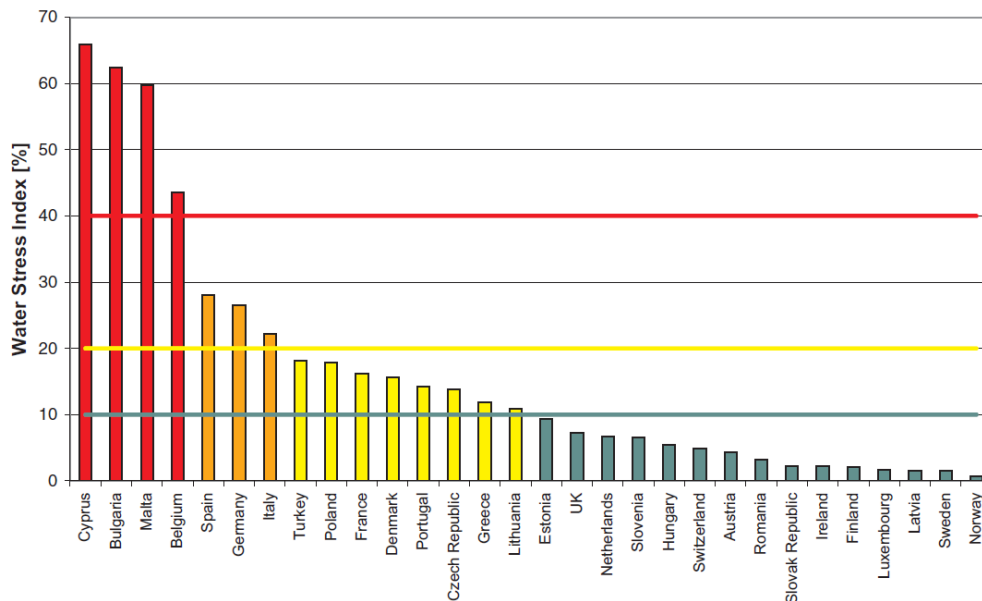


Σχήμα 2-1. Δείκτης εκμετάλλευσης νερού στην Ευρώπη (Sanz & Gawlic, 2014)

Ακόμα και αν μια χώρα έχει επαρκείς υδατικούς πόρους σε εθνικό επίπεδο, μπορεί να ασκείται τοπική πίεση, σε ξηρές περιοχές ή γύρω από μεγάλες πόλεις. Η εμφάνιση της ξηρασίας έχει αυξηθεί όχι μόνο στη νότια και κεντρική Ευρώπη, αλλά και στα Βόρεια και Ανατολικά τμήματα της ηπείρου. Η παγκόσμια κλιματική αλλαγή έχει επιδεινώσει τα προβλήματα αυτά, με τις προβλέψεις να δείχνουν σημαντικές και εκτεταμένες επιπτώσεις, σε μεσοπρόθεσμο και μακροπρόθεσμο επίπεδο (ΕΕΑ, 2009).

Στο Σχήμα 2-2, παρουσιάζεται η κατάταξη των ευρωπαϊκών χωρών ανάλογα με το δείκτη πίεσης του νερού. Ο δείκτης πίεσης του νερού (WSI) ορίζεται ως ο λόγος των συνολικών υδατικών αντλήσεων μιας χώρας προς το σύνολο των ανανεώσιμων πηγών γλυκού νερού και προσφέρει μία πρόχειρη ένδειξη της πίεσης που ασκείται στους υδατικούς πόρους. Τιμές μικρότερες από 10% θεωρούνται χαμηλές, ενώ από 10-20% η διαθεσιμότητα του νερού αποτελεί περιορισμό στην ανάπτυξη και υποδεικνύει ότι απαιτούνται σημαντικές

επενδύσεις για την παροχή ικανοποιητικών ποσοτήτων νερού. Σε αυτή την κατηγορία βρίσκεται η Ελλάδα, με αποτέλεσμα να απαιτείται προσοχή στη διαχείριση των υδατικών πόρων. Εάν ο δείκτης πίεσης νερού λαμβάνει τιμές που ξεπερνούν το 20%, τότε απαιτείται ολοκληρωμένη προσπάθεια διαχείρισης για την εξισορρόπηση προσφοράς και ζήτησης, καθώς και ενέργειες για την επίλυση των συγκρούσεων μεταξύ ανταγωνιστικών χρήσεων (OECD, 2003).



Σχήμα 2-2: Δείκτης πίεσης νερού για τις χώρες της Ευρώπης (Aquarec, 2006)

Η πολιτική της ΕΕ για τα ύδατα έχει συμβάλει στην προστασία τους, τις τελευταίες τρεις δεκαετίες. Το 2000, η οδηγία πλαίσιο για τα ύδατα (ΚΥΑ) (2000/60/ΕΚ) αντιμετώπισε συνολικά όλες τις προκλήσεις που αντιμετωπίζουν τα ύδατα της ΕΕ, καθιστώντας σαφές ότι η διαχείριση του νερού είναι κάτι παραπάνω από μία απλή επεξεργασία και διανομή. Περιλαμβάνει τη χρήση της γης και τη διαχείριση που επηρεάζουν τόσο την ποσότητα όσο και την ποιότητα του νερού.

Ένα σημαντικό φάσμα από πρακτικές επαναχρησιμοποίησης νερού εφαρμόζονται ήδη σε όλο τον κόσμο, πολλές από αυτές και στην Ευρώπη, με αποτέλεσμα να επιτυγχάνεται σημαντική εξοικονόμηση πόσιμου νερού. Η προοπτική της αντικατάστασης του πόσιμου νερού από νερό επαναχρησιμοποίησης εκτιμάται ότι κυμαίνεται μεταξύ 1-17% στις χώρες της Ευρώπης, με ακόμη υψηλότερη προοπτική σε τοπική και περιφερειακή κλίμακα (Angelakis&Gikas,2014).

Στην Ευρώπη, πάνω από το 84% του πληθυσμού είναι συνδεδεμένο με σύστημα συλλογής και από αυτό το σύνολο, το 94% είναι συνδεδεμένο με μία από τις 70,000 μονάδες επεξεργασίας λυμάτων. Οι προαναφερθέντες δείκτες αναδεικνύουν την αυξημένη πίεση

στους ευρωπαϊκούς υδατικούς πόρους εξηγούν και την ύπαρξη των 200 project επαναχρησιμοποίησης που εφαρμόζονται στην ΕΕ και εκτιμάται ότι ανακυκλώνουν ετησίως 750,000,000 m<sup>3</sup>. Από αυτά, μόνο ένα σημείο επαναχρησιμοποίησης στο Βέλγιο παράγει νερό πόσιμης χρήσης, με στόχο να μειώσει την άντληση νερού από υπόγεια αποθέματα και για να συγκρατήσει τη θαλάσσια διείδυση. Ακόμα, το ένα τρίτο εκ των προγραμμάτων επαναχρησιμοποίησης χρησιμοποιεί δευτεροβάθμια επεξεργασία, είτε αυτή αναφέρεται σε συμβατικές μεθόδους είτε σε βιοαντιδραστήρες μεμβρανών, γεγονός που συνεπάγεται ότι το ένα τρίτο του ανακτημένου νερού στην Ευρώπη μπορεί να περιορίζεται σε περιορισμένη άρδευση και ορισμένες βιομηχανικές χρήσεις όπως η ψύξη. Για απεριόριστη άρδευση χρησιμοποιείται τριτοβάθμια επεξεργασία, η οποία αυτή τη στιγμή διεξάγεται κυρίως μέσω χλωρίωσης δευτεροβάθμιων εκροών, ενώ η τάση είναι να αντικατασταθεί με εφαρμογή υπεριώδους ακτινοβολίας για (Bixio et al, 2005).

Αξίζει να επισημανθεί ότι παρατηρείται διαφορά στη χρήση ανακτημένου νερού μεταξύ Βορρά και Νότου, καθώς στη νότια Ευρώπη η επαναχρησιμοποίηση αποσκοπεί κυρίως σε γεωργικές ή περιβαλλοντικές χρήσεις ενώ στη βόρεια η επαναχρησιμοποίηση αφορά περισσότερο σε αστικές και βιομηχανικές χρήσεις. Η εκτίμηση του όγκου επαναχρησιμοποίησης το 2025 αναμένεται στα 3,222,000,000 m<sup>3</sup>, το οποίο ισοδυναμεί με το 0.9% της συνολικής άντλησης γλυκού νερού στην Ευρώπη (Angelakis & Gikas, P., 2014). Παρότι για τις περισσότερες χώρες η αναπλήρωση της χρήσης γλυκού νερού με ανακτημένο προβλέπεται κάτω από 0,5%, για τη Μάλτα, την Κύπρο και την Ισπανία θα φτάσει μέχρι και 36%, 7,6% και 3% αντίστοιχα (ΕΥ, 2013).

Στο σημείο αυτό κρίνεται σκόπιμη μια αδρομερής αναφορά σε ορισμένες ευρωπαϊκές χώρες. Στην Ελλάδα, η ζήτηση νερού έχει αυξηθεί δραματικά τα τελευταία 50 χρόνια. Παρά την επαρκή βροχόπτωση, συχνά παρατηρείται έλλειψη ισορροπίας καθώς υπάρχουν τοπικές διακυμάνσεις στις κατακρημνίσεις, τους καλοκαιρινούς μήνες αυξάνεται ραγδαία η ζήτηση και η μεταφορά του νερού είναι δύσκολη λόγω των ορεινών όγκων. Επιπλέον, σε μερικές νοτιοανατολικές περιοχές και στα νησιά υπάρχει μεγάλη πίεση για ζήτηση νερού. Έτσι η ενσωμάτωση των επεξεργασμένων λυμάτων στα ρυθμιστικά σχέδια διαχείρισης των υδάτινων πόρων αποτελεί ζήτημα ύψιστης σημασίας. Πάνω από το 65% του πληθυσμού είναι συνδεδεμένο με πάνω από 350 κεντρικές μονάδες επεξεργασίας λυμάτων με συνολική δυναμικότητα πάνω από 1,45 Mm<sup>3</sup>/d. Από τα επεξεργασμένα λύματα, πάνω από το 88% αποφορτίζεται σε απόσταση μικρότερη από 5 χλμ από διαθέσιμη καλλιεργίσιμη γη. Έτσι, το πρόσθετο κόστος λόγω μεταφοράς για άρδευση με ανακτημένο νερό θα Στην Κύπρο υπάρχει μεγάλη ανάγκη για επαναχρησιμοποίηση εξαιτίας της έλλειψης πόσιμου

νερού. Υπολογίζεται ότι περίπου το 85% των κατακρμνήσεων εξατμίζονται, στερώντας έτσι την αναπλήρωση του γλυκού νερού στη χώρα. Τα παραγόμενα αστικά υγρά απόβλητα στις μεγάλες πόλεις, που φθάνουν τα  $25 \text{ Mm}^3/\text{yr}$ , έχει προγραμματιστεί να συλλέγονται και να χρησιμοποιούνται για άρδευση μετά από τριτοβάθμια επεξεργασία. Λόγω του μεγάλου κόστους μεταφοράς, εκτιμάται ότι το μεγαλύτερο μέρος του ανακτημένου νερού, γύρω στο 55-60%, θα χρησιμοποιείται για πλήρωση δραστηριοτήτων αναψυχής, όπως η άρδευση κήπων ξενοδοχείων, πάρκων, γηπέδων γκολφ κτλ.

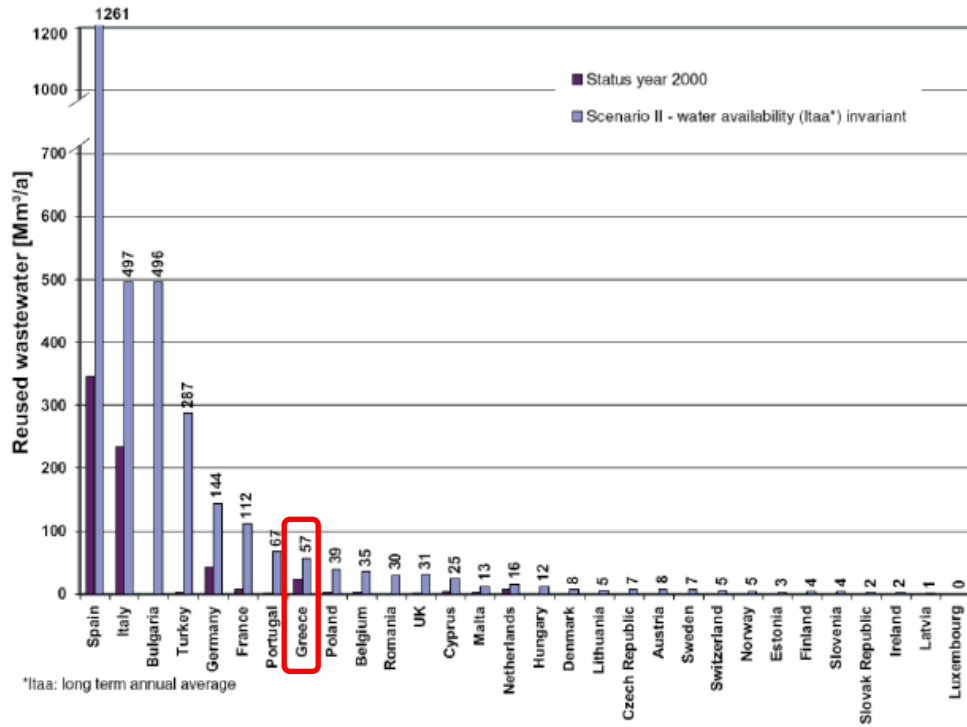
Εξετάζοντας άλλη μία χώρα της Μεσογείου, την Ιταλία, δεν έχει αναπτυχθεί αρκετά η επαναχρησιμοποίηση αστικών λυμάτων και μάλιστα η ετήσια χρήση έχει μειωθεί λόγω της χαμηλής ποιότητας του ανακτημένου νερού. Το μεγαλύτερο μέρος του ανακτημένου νερού χρησιμοποιείται για την άρδευση περισσότερων από  $40 \text{ km}^2$  καλλιεργειών. Στην Ισπανία η χρήση ανακτημένου νερού είναι ήδη μία πραγματικότητα σε πολλές περιοχές της χώρας, με βασικές εφαρμογές την άρδευση γηπέδων γκολφ, τη γεωργία, την αναπλήρωση υπόγειων υδροφορέων σε παράκτιους υδροφορείς που υπόκεινται θαλάσσια διείσδυση και την ενίσχυση της ροής ποταμών. Επίσης, εμφανίζεται εμπορικό ενδιαφέρον στην επεξεργασία και επαναχρησιμοποίηση και πολλές εταιρείες επενδύουν στην έρευνα στον τομέα αυτό σε συνεργασία με πανεπιστήμια. Στην Πορτογαλία, το 57,5% της ηπειρώτικης χώρας υποφέρει από έλλειψη νερού. Έτσι, τα επεξεργασμένα λύματα αποτελούν μια πολύτιμη πηγή νερού για την άρδευση, την κατασκευή δρόμων και το πλύσιμο των αυτοκινήτων. Ο όγκος του διαθέσιμου ανακτημένου νερού ξεπερνά τα  $480 \text{ MM}^3/\text{yr}$ . Το ποσό αυτό είναι ικανό να καλύψει το 10% των αναγκών σε άρδευση. Η έκταση της οποίας οι ανάγκες σε νερό θα μπορούσαν να καλυφθούν από την παραγωγή επεξεργασμένων λυμάτων κυμαίνονται μεταξύ  $45-100 \text{ km}^2$ .

Στη Γαλλία, το ενδιαφέρον για την επαναχρησιμοποίηση νερού άρχισε να αναπτύσσεται από τη δεκαετία του 1990 εξαιτίας της έντονης γεωργικής ανάπτυξης, η οποία απαιτούσε μεγάλα ποσά λιπασμάτων και νερού. Η χρήση ανακτημένου νερού στη γεωργία είναι έντονη στη νοτιοδυτική πλευρά της χώρας καθώς και στην περιοχή του Παρισιού, ενώ η κατανάλωση στη βιομηχανία φαίνεται να μειώνεται και η οικιακή χρήση έχει αρχίσει επίσης να φθίνει σταδιακά. Ένας λόγος για τον οποίο η ανάπτυξη τεχνολογιών επαναχρησιμοποίησης δεν αναπτύσσεται τελευταία στη Γαλλία είναι οι επαρκείς βροχοπτώσεις σε συνδυασμό με τις καλές υδραυλικές υποδομές. Παρόλα αυτά, ακόμα και υπό αυτούς τους όρους, λαμβάνουν χώρα διάφορα προγράμματα επαναχρησιμοποίησης που καλύπτουν εφαρμογές όπως άρδευση κήπων, γηπέδων γκολφ, οπωρώνες φρούτων κτλ. Πολύ σημαντικό καθίσταται το γεγονός ότι έχουν δημιουργηθεί νέες τεχνολογίες που

εξασφαλίζουν πολύ υψηλής ποιότητας νερό , που έχει υποστεί απολύμανση και δεν έχει καθόλου αιωρούμενα στερεά, γεγονός που θα μπορούσε να ανοίξει μία νέα πόρτα στην ανακύκλωση νερού για οικιακές χρήσεις, Στη Γερμανία λόγω των υψηλών αποθεμάτων νερού δεν υπάρχει η ανάγκη για επαναχρησιμοποίηση, καθώς μόλις το 26% αυτών χρησιμοποιείται. Παρόλα αυτά, κυρίως για ιστορικούς λόγους, εφαρμόζεται επαναχρησιμοποίηση στη γεωργία. Για το σκοπό αυτό, η επεξεργασία λειτουργεί σύμφωνα με τις απαιτήσεις της προβλεπόμενης χρήσης, δηλαδή χαμηλή υποβάθμιση σε θρεπτικά κατά τους καλοκαιρινούς μήνες και κατά τους χειμερινούς πλήρη απονιτροποίηση και αφαίρεση φωσφόρου για αναπλήρωση των υπόγειων υδροφορέων. Άλλη μία χώρα που αξίζει εξέταση είναι η Ολλανδία, όπου ορισμένες ανατολικές περιοχές βιώνουν έλλειψη νερού κατά τις ξηρές περιόδους. Παρόλα αυτά, η ανακύκλωση νερού δεν είναι τόσο διαδεδομένη . Σε ορισμένες περιπτώσεις γίνεται χρήση για αναπλήρωση υδροφορέων, για αντιμετώπιση πυρκαγιών και για άλλες αστικές χρήσεις. Τα βασικότερα προβλήματα είναι ότι οι μικροβιολογικές παράμετροι μετά την επεξεργασία δεν πληρούν τις προϋποθέσεις αστικής επαναχρησιμοποίησης, ενώ το χλώριο και ο σίδηρος είναι περιοριστικές ουσίες για την άρδευση. Στη Σουηδία, παρά την επάρκεια των πηγών γλυκού νερού, υπάρχουν πάνω από 40 προγράμματα επαναχρησιμοποίησης για την διατήρηση των υπόγειων υδάτων . Τέλος, στην Αγγλία χρησιμοποιείται ανακτημένο νερό για τη διατήρηση της ροής των ποταμών καθώς και για άρδευση γηπέδων γκολφ, πάρκων ,πλύση αυτοκινήτων και πεζοδρομίων, βιομηχανική ψύξη κα (ΕΥ,2013).

Το Σχήμα 2-3, αποτυπώνει ένα μοντέλο για την ενδεχόμενη επαναχρησιμοποίηση νερού από λύματα στις Ευρωπαϊκές χώρες με ορίζοντα το 2025. Η Ισπανία έχει με διαφορά τις μεγαλύτερες τιμές, με τους υπολογισμούς να αγγίζουν τα  $1200\text{Mm}^3/\text{yr}$ . Η τιμή επαναχρησιμοποίησης για την Τουρκία φτάνει τα  $287\text{Mm}^3/\text{yr}$ , ενώ για τη Γερμανία και τη Γαλλία τα 144 και  $112\text{Mm}^3/\text{yr}$  αντίστοιχα. Η Πορτογαλία και η Ελλάδα θα επαναχρησιμοποιήσουν μόλις 67 και  $57\text{Mm}^3/\text{yr}$  αντίστοιχα.





Σχήμα 2-3: Μοντέλο για το δυναμικό επαναχρησιμοποίησης λυμάτων των Ευρωπαϊκών χωρών με ορίζοντα προβολής 2025 (ΤΥΡΡΑ, 2013).

## 2.3 Κανονισμοί και οδηγίες

### 2.3.1 Οδηγίες του Παγκόσμιου Οργανισμού Υγείας (WHO)

Ο Παγκόσμιος Οργανισμός Υγείας έχει συντάξει οδηγίες για την ασφαλή χρήση του νερού ξεκινώντας με μια έκθεση το 1973 η οποία προτείνει κριτήρια για την υγεία και τους τρόπους επεξεργασίας λυμάτων, ανάλογα με την τελική τους χρήση. Τα κριτήρια αυτά αναθεωρήθηκαν το 1989, με την πιο πρόσφατη έκδοση οδηγιών το 2006(WHO,2006).

Οι οδηγίες του Παγκόσμιου Οργανισμού Υγείας για την ασφαλή χρήση των υγρών αποβλήτων είναι ένα ολοκληρωμένο προληπτικό πλαίσιο διαχείρισης για τη μεγιστοποίηση των οφελών για τη δημόσια υγεία από τα λύματα στον τομέα της γεωργίας και της υδατοκαλλιέργειας. Οι κατευθυντήριες γραμμές δεν αποτελούν ρυθμιστικό πλαίσιο από μόνες τους αλλά παρέχουν καθοδήγηση. Ένα σημαντικό χαρακτηριστικό αυτών των κατευθυντήριων γραμμών είναι ότι χρησιμοποιούν ένα πλαίσιο διαχείρισης των κινδύνων και για τη διαχείριση των συστημάτων ανακτημένου νερού δε βασίζονται απλώς σε ελέγχους μετά την επεξεργασία του. Όταν μιλάμε για ανακυκλωμένο νερό, είναι απαραίτητη η προστασία του κοινού αλλά και του περιβάλλοντος, επομένως η προσέγγιση διαχείρισης των κινδύνων είναι ο καλύτερος τρόπος για να επιτευχθεί αυτό. Στις μέχρι τώρα οδηγίες, η έμφαση δινόταν στο τελικό σημείο ή σε ελέγχους μετά την επεξεργασία του νερού ως βάση για τη διασφάλιση ότι το σύστημα δεν ενέχει κίνδυνο για τη δημόσια υγεία ή κίνδυνο για το περιβάλλον. Επιπλέον, δεν υπήρχε ολιστική προσέγγιση για τη διαχείριση των συστημάτων ανακτημένου νερού.

Σε γενικές γραμμές, οι οδηγίες του Παγκόσμιου Οργανισμού Υγείας είναι λιγότερο περιοριστικές σε σύγκριση με τους κανονισμούς της επαναχρησιμοποίησης νερού. Η πρόθεση του ΠΟΥ να ενθαρρύνει την επαναχρησιμοποίηση λυμάτων στη γεωργία θα πρέπει να ληφθεί υπόψη σε σχέση με τη σημαντικότητα της εφαρμογής ανακτημένου νερού στη γεωργία στις αναπτυσσόμενες χώρες, σε σύγκριση με άλλες εφαρμογές επαναχρησιμοποίησης. Στην πρώτη του προσπάθεια να ορίσει οδηγίες για την επαναχρησιμοποίηση των λυμάτων (1973), ο ΠΟΥ κάλυψε ένα ευρύτερο φάσμα εφαρμογών επαναχρησιμοποίησης. Για αστική μη πόσιμη επαναχρησιμοποίηση νερού καθώς και απεριόριστη επαναχρησιμοποίηση, προτείνεται δευτεροβάθμια επεξεργασία με απομάκρυνση άμμου και απολύμανση. Παρόλα αυτά, τα κριτήρια για την υγεία διαφοροποιήθηκαν στο ότι για αστική επαναχρησιμοποίηση καθορίστηκαν μόνο ορισμένες γενικές απαιτήσεις για αποτελεσματική απομάκρυνση βακτηρίων και μερική απομάκρυνση

ιών, ενώ για επαναχρησιμοποίηση σε δραστηριότητες που συνοδεύονται με επαφή τα όρια έγιναν πιο συγκεκριμένα, με ανώτατο όριο τα 100 κολοβακτηρίδια ανά 100 ml στο 80% των δειγμάτων, καθώς και απουσία χημικών που προκαλούν δερματικό ερεθισμό.

Στην επόμενη έκδοση οδηγιών, το 1989, γίνεται αναφορά αποκλειστικά σε επαναχρησιμοποίηση για άρδευση και επικρατεί ο διαχωρισμός μεταξύ απεριόριστης και περιορισμένης άρδευσης, ενώ οι οδηγίες ήταν λιγότερο περιοριστικές, ορίζοντας ανώτατο όριο τα 1000 κολοβακτηρίδια ανά 100 mL για απεριόριστη άρδευση και 200 περιττωματικά κολοβακτηρίδια ανά 100mL για άρδευση πάρκων. Για έμμεση πόσιμη χρήση, προτείνεται δευτεροβάθμια επεξεργασία που ακολουθείται από διήθηση, νιτροποίηση, απονιτροποίηση, χημική διαύγαση, απορρόφηση άνθρακα και εναλλαγή ιόντων ή μεμβράνες και απολύμανση.

Η οδηγία του 2006 ήταν μία εκτενής ενημέρωση των δύο προηγούμενων εκδόσεων με μία επέκταση ώστε να συμπεριληφθούν στη διαχείριση του κινδύνου νέα επιστημονικά στοιχεία και σύγχρονες προσεγγίσεις. Οι οδηγίες του ΠΟΥ προορίζονται για χρήση ως βάση για την ανάπτυξη των διεθνών και εθνικών προσεγγίσεων για τη διαχείριση των κινδύνων που συνδέονται με τη χρήση λυμάτων στη γεωργία και την υδατοκαλλιέργεια, καθώς και παροχή ενός πλαισίου για τις τοπικές και εθνικές λήψεις αποφάσεων.

Στις οδηγίες του 2006, χρησιμοποιήθηκαν τρεις τρόποι αξιολόγησης για την εκτίμηση του κινδύνου: μικροβιακές και χημικές εργαστηριακές αναλύσεις, επιδημιολογικές μελέτες και ποσοτική αξιολόγηση μικροβιακών κινδύνων. Οι στόχοι με βάση την υγεία ορίζουν ένα επίπεδο προστασίας της υγείας που είναι σχετικό με κάθε κίνδυνο και μπορεί να βασιστεί σε ένα μετρικό πρότυπο ασθενειών, όπως τα «χρόνια ζωής χωρίς αναπηρία»(DALYs).

### **2.3.2 Οδηγίες για την ανακύκλωση νερού στην Αυστραλία**

Η Αυστραλία έχει μια μακροχρόνια εμπειρία στην επαναχρησιμοποίηση του νερού. Αν και οι περισσότερες πολιτείες της Αυστραλίας είχαν τις δικές τους οδηγίες για την επαναχρησιμοποίηση του νερού, αποφάσισαν να παράξουν και εθνικές οδηγίες. Η Εθνική Στρατηγική Διαχείρισης Ποιότητας Υδάτων, Οδηγίες για την Ανακύκλωση Νερού: Διαχείριση Υγείας και Περιβαλλοντικών κινδύνων (NRMMC-EPHCAHMC, 2006), τάσσεται υπέρ ενός πλαισίου διαχείρισης του κινδύνου βασισμένο στις οδηγίες του WHO για την ποιότητα του πόσιμου νερού(WHO, 2004 and 2011) και τις οδηγίες της Αυστραλίας για το πόσιμο νερό (NHMRC-NRMMC 2004). Η συγκεκριμένη οδηγία (AGWR) περιλαμβάνει μερικές από τις πιο χρήσιμες και κατάλληλες κατευθυντήριες γραμμές για την επαναχρησιμοποίηση των λυμάτων. Η AGWR προσαρμόζει το πλαίσιο διαχείρισης κινδύνων

στο αυστραλιανό, συμπεριλαμβάνοντας και τους κινδύνους που προκύπτουν σε περιπτώσεις υψηλότερης έκθεσης στο ανακτημένο νερό, όπως για παράδειγμα στην περίπτωση των συστημάτων διπλής δικτύωσης.

Αυτή η σημαντική αλλαγή στην προσέγγιση για τη διαχείριση των συστημάτων ανακτημένου νερού, έχει ως στόχο να παρέχει καθοδήγηση σχετικά με τις βέλτιστες πρακτικές για την ανακύκλωση του νερού. Οι οδηγίες προορίζονται να χρησιμοποιηθούν από οποιονδήποτε εμπλέκεται στην προμήθεια, τη χρήση και τη ρύθμιση των συστημάτων παραγωγής ανακτημένου νερού συμπεριλαμβανομένης της κυβέρνησης, των οργανισμών τοπικής αυτοδιοίκησης, των ρυθμιστικών οργανισμών, της υγείας, των φορέων εκμετάλλευσης των συστημάτων ύδρευσης και αποχέτευσης, των βιομηχανιών και των ιδιωτικών επιχειρήσεων (NRMMCEPHC- AMHC, 2006).

Με δεδομένο ότι το πλαίσιο είναι γενικό, μπορεί να εφαρμοστεί σε οποιοδήποτε σύστημα ανακυκλώνει νερό. Το πλαίσιο περιλαμβάνει τον προσδιορισμό και τη διαχείριση των κινδύνων προληπτικά και όχι μόνο όταν προκύψει πρόβλημα. Διεθνώς η AGWR είναι σημαντικά προηγμένη και ταιριάζει με τις προτάσεις που περιγράφονται στις οδηγίες του WHO. Ως εκ τούτου, ένας μεγάλος αριθμός χωρών θα ακολουθήσει ως παράδειγμα την Αυστραλία για την δημιουργία οδηγιών, οι οποίες θα ενσωματώνουν τις έννοιες της αξιολόγησης, του κινδύνου και την προσαρμογή των εννοιών αυτών σε διαφορετικού μεγέθους συστήματα.

### **2.3.3 US EPA**

Το 1992 η US EPA δημοσίευσε οδηγίες για την επαναχρησιμοποίηση του νερού, υποστηρίζοντας ότι δεν είναι αναγκαία τα πρότυπα επαναχρησιμοποίησης του νερού σε εθνικό επίπεδο και ότι οι ολοκληρωμένες οδηγίες με ευέλικτες κρατικές ρυθμίσεις θα προωθήσουν την ευρεία εφαρμογή προγραμμάτων επαναχρησιμοποίησης νερού (EPA, 1992). Οι οδηγίες αναθεωρήθηκαν το 2004 έτσι ώστε να ενσωματωθούν σε αυτές οι τεχνολογικές εξελίξεις και τα πρόσφατα ερευνητικά δεδομένα (EPA, 2004). Απευθύνονται σε διάφορες πτυχές της επαναχρησιμοποίησης νερού, προτεινόμενους τρόπους επεξεργασίας, τα όρια ποιότητας νερού, συχνότητες παρακολούθησης και άλλες πληροφορίες ανάλογα με την εφαρμογή της επαναχρησιμοποίησης. Σε νέο έγγραφο που δημοσιεύτηκε το 2012 καταγράφει ότι 30 κράτη και μία περιοχή των ΗΠΑ έχουν υιοθετήσει τους κανονισμούς και τα πρότυπα σχεδιασμού που αφορούν την επαναχρησιμοποίηση του νερού. Οι ανανεωμένες οδηγίες χρησιμεύουν ως εθνική επισκόπηση της κατάστασης των οδηγιών επαναχρησιμοποίησης και για την αποσαφήνιση ορισμένων διαφοροποιήσεων στα

ρυθμιστικά πλαίσια για την επαναχρησιμοποίηση σε διάφορες πολιτείες και περιοχές των ΗΠΑ(EPA,2012).

Για μη πόσιμες αστικές χρήσεις ανακτημένου νερού, προτείνονται δύο διαφορετικά επίπεδα επεξεργασίας. Το ανακτημένο νερό που χρησιμοποιείται για εφαρμογές που δεν υπάρχει άμεση επαφή, αναμένεται να υποβληθεί σε τουλάχιστον δευτεροβάθμια επεξεργασία και θα πρέπει απολυμανθεί σε βαθμό που τα περιττωματικά κολοβακτηρίδια να μην υπερβαίνουν τα 200 ανά 100ml. Η λογική πίσω από τον ορισμό αυτής της οριακής τιμής βασίζεται στο γεγονός ότι τα περισσότερα παθογόνα βακτήρια θα μειωθούν σε χαμηλά ή ασήμαντα επίπεδα στο νερό, οι ιοί και τα παράσιτα θα μειωθούν σε ένα βαθμό, επομένως η απολύμανση ροής που έχει υποστεί δευτεροβάθμια επεξεργασία μέχρι το προαναφερθέν επίπεδο κολοβακτηριδίων είναι εφικτή με χαμηλό κόστος. Η επίτευξη απολύμανσης σε χαμηλότερες –αλλά όχι μηδενικές- τιμές δεν έχει αποδεδειγμένα οφέλη για την ανθρώπινη υγεία. Για χρήσεις του ανακτημένου νερού όπου αναμένεται άμεση ή έμμεση επαφή, και για συστήματα διπλής δικτύωσης όπου υπάρχει η προοπτική διασύνδεσης με γραμμές πόσιμου νερού, προτείνεται υψηλός βαθμός απολύμανσης έτσι ώστε να ανακτημένο νερό να βρίσκεται σε επίπεδο από τα περιττωματικά κολοβακτηρίδια να είναι μη ανιχνεύσιμα ανά 100 mL. Αυτό το μέτρο θα πρέπει να χρησιμοποιείται σε συνδυασμό με τριτοβάθμια επεξεργασία και άλλα ποιοτικά όρια όπως θολότητα μικρότερη από 2NTU.

Η US EPA προτείνει τα όρια της ποιότητας του ανακτημένου νερού αλλά και τα στάδια επεξεργασίας των λυμάτων για τους ακόλουθους λόγους: τα κριτήρια ποιότητας του νερού που αφορούν έμμεσες παραμέτρους από μόνα τους δε χαρακτηρίζουν επαρκώς την ποιότητα του ανακτημένου νερού. Ένας συνδυασμός επεξεργασίας και ποιοτικών απαιτήσεων που είναι γνωστό ότι παράγει ανακτημένο νερό αποδεκτής ποιότητας οδηγεί σε περιττή ανάγκη παρακολούθησης κάποιων συστατικών στο ανακτημένο νερό. Κατά αυτό τον τρόπο, ο ακριβός, χρονοβόρος και σε ορισμένες περιπτώσεις και αμφισβητήσιμος έλεγχος των παθογόνων μικροοργανισμός μειώνεται χωρίς να κινδυνεύει η προστασία της υγείας και επίσης ενισχύεται η αξιοπιστία της επεξεργασίας.

Οι προτεινόμενες οδηγίες για την επεξεργασία των λυμάτων και της ποιότητας του ανακτημένου νερού παρουσιάζονται στον παρακάτω πίνακα.

Πίνακας 2.3: Προτεινόμενες οδηγίες για την επαναχρησιμοποίηση των αστικών λυμάτων –Αστική επαναχρησιμοποίηση Metcalf & Eddy (2003)

ΤΥΠΟΣ ΕΠΑΝΑΧΡΗΣΙΜΟΠΟΙΗΣΗΣ	ΠΟΙΟΤΗΤΑ ΑΝΑΚΤΗΜΕΝΟΥ ΝΕΡΟΥ	ΒΑΘΜΟΣ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ
Άρδευση αστικού πρασίνου, πλύσιμο αυτοκινήτων . χρήση για πυροπροστασία και άλλες χρήσεις με παρόμοια πρόσβαση ή έκθεση σε νερό	pH = 6-9 BOD5 ≤ 10 mg/L Turbidity ≤ 2NTU Fecal coliform/100 mL – not detectable Υπολειμματικό χλώριο ≥ 1 mg/L	Δευτεροβάθμια Διήθηση Απολύμανση
Συμπίεση του εδάφους, έλεγχος της σκόνης, πλύσιμο, κατασκευή σκυροδέματος	BOD5 ≤ 30 mg/L TSS ≤ 30 mg/L Fecal coliform – 200/100mL Υπολειμματικό χλώριο ≥ 1mg/L	Δευτεροβάθμια Απολύμανση
Κατακρατήσεις εδάφους	BOD5 ≤ 30 mg/L TSS ≤ 30 mg/L Fecal coliform – 200/100mL Υπολειμματικό χλώριο ≥ 1mg/L	Δευτεροβάθμια Απολύμανση

#### 2.3.4 Πολιτεία της Καλιφόρνια

Η πολιτεία της Καλιφόρνια έχει μια μακρά ιστορία στην επαναχρησιμοποίηση των λυμάτων και ήταν η πρώτη στην έκδοση σχετικών κανονισμών το 1918. Από τότε, οι κανονισμοί έχουν υποστεί τροποποιήσεις και έχουν επεκταθεί από τη βασική μορφή τους, από το 1978, και είναι η βάση για τα κριτήρια της επαναχρησιμοποίησης, όχι μόνο για την πολιτεία της Καλιφόρνιας, αλλά και για όλες τις ΗΠΑ, καθώς και για άλλες χώρες του κόσμου (State of California, 1978).

Οι κανονισμοί αυτοί, ανανεώθηκαν για τελευταία φορά τον Ιούνιο του 2001 (State of California, 2001), και με ένα πρόσφατο αναθεωρημένο σχέδιο τον Μάρτιο του 2013, έχουν παράσχει μια βάση για την ανάπτυξη περαιτέρω κανονισμών σε όλο τον κόσμο. Επί του

παρόντος, 22 κράτη έχουν θεσπίσει κανονισμούς επαναχρησιμοποίησης του νερού, και 11 κράτη έχουν οδηγίες και πρότυπα σχεδιασμού για την επαναχρησιμοποίηση του νερού.

Το 2004, οι ΗΠΑ παρήγαγαν τις εθνικές κατευθυντήριες γραμμές για την επαναχρησιμοποίηση του νερού, καθώς δεν υπήρχαν ομοσπονδιακοί κανονισμοί στις πρακτικές επαναχρησιμοποίησης του νερού. Η τελευταία ενημέρωση των εν λόγω κατευθυντήριων γραμμών ήταν το 2012 (USEPA, 2012). Ο πρωταρχικός σκοπός του παρόντος εγγράφου είναι να διευκολύνει την περαιτέρω ανάπτυξη της επαναχρησιμοποίησης του νερού λειτουργώντας ως μια έγκυρη αναφορά σχετικά με τις πρακτικές επαναχρησιμοποίησης νερού. Αυτό το έγγραφο περιλαμβάνει μια ενημερωμένη επισκόπηση των κανονισμών για το νερό επαναχρησιμοποίησης, τις κατευθυντήριες γραμμές που εκδίδονται στις ΗΠΑ, την πρόοδο των τεχνολογιών επεξεργασίας λυμάτων που σχετίζονται με την επαναχρησιμοποίηση, τις βέλτιστες πρακτικές για τη συμμετοχή των κοινοτήτων σε έργα σχεδιασμού και τις διεθνείς πρακτικές επαναχρησιμοποίησης νερού.

Τα μικροβιολογικά κριτήρια και τα σχετικά συστήματα επεξεργασίας δε βασίζονται τόσο σε επιδημιολογικές μελέτες αλλά αφορούν μία προσπάθεια να ελαχιστοποιηθούν οι θεωρητικοί κίνδυνοι που προκύπτουν από την επαναχρησιμοποίηση των λυμάτων. Βασική παράμετρος θεωρείται η πιθανότητα έκθεσης του ανθρώπου στο ανακτημένο νερό, μία παράμετρος που ρυθμίζει το βαθμό κινδύνου. Έτσι, με έμμεσο τρόπο υπάρχει η αναγνώριση της διαφοράς μεταξύ περιορισμένης και απεριόριστης επαναχρησιμοποίησης.

Πίνακας 2.4: Κριτήρια για αστικές μη πόσιμες χρήσεις ανακτημένων λυμάτων στην πολιτεία της Καλιφόρνια Crook (1998)

ΕΙΔΟΣ ΧΡΗΣΗΣ ΝΕΡΟΥ	ΟΡΙΑ ΚΟΛΟΒΑΚΤΗΡΙΔΙΩΝ	ΑΠΑΙΤΟΥΜΕΝΗ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑ
Άρδευση καλλιεργειών νομής, φυτικών ινών, σπόρων, περιβολιών, αμπελώνων, έκπλυση υγειονομικών υπονόμων	Δεν απαιτείται	Δευτεροβάθμια
Άρδευση βοσκοτόπων για το άρμεγμα των ζώων, νεκροταφείων, αυτοκινητόδρομων, περιορισμένης πρόσβασης γήπεδα γκολφ και άλλες περιοχές ελεγχόμενης πρόσβασης, φυτώριων καλλωπιστικών φυτών, για	23/100ml (7-day median) 240/100 mL (30-day max)	Δευτεροβάθμια Απολύμανση

ΕΙΔΟΣ ΧΡΗΣΗΣ ΝΕΡΟΥ	ΟΡΙΑ ΚΟΛΟΒΑΚΤΗΡΙΔΙΩΝ	ΑΠΑΙΤΟΥΜΕΝΗ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑ
καθαρισμό δρόμων, πεζοδρομίων, έλεγχο της σκόνης, βιομηχανικό ή εμπορικό νερό ψύξης		
<b>Επιφανειακή άρδευση καλλιεργειών τροφίμων</b>	2.2/100 mL (7-day median) 23/100 mL (30-day max)	Δευτεροβάθμια Απολύμανση
Άρδευση καλλιεργειών τροφίμων και περιοχών ανοικτής πρόσβασης (πάρκα, παιδικές χαρές, αυλές σχολείων, γήπεδα γκολφ απεριόριστης πρόσβασης, καζανάκι τουαλέτας, τεχνητό χιόνι, εμπορικά πλυντήρια, διακοσμητικά σιντριβάνια,	2.2/100 mL (7-day median) 23/100 mL (30-day max)	Δευτεροβάθμια Διήθηση Απολύμανση

### 2.3.5 Κανονισμοί για την επαναχρησιμοποίηση του νερού στην Ευρώπη

Στην Ευρώπη, δεν υπάρχουν οδηγίες ή κανονισμοί σε επίπεδο Ευρωπαϊκής Ένωσης (ΕΕ) για την επαναχρησιμοποίηση νερού και αυτό αποτελεί μία από τις πλέον σημαντικές παραμέτρους που περιορίζουν την επαναχρησιμοποίηση των λυμάτων εντός της Ευρωπαϊκής Ένωσης. Ωστόσο, θα πρέπει να ληφθούν αρκετές περιβαλλοντικές οδηγίες υπόψη κατά την ανάπτυξη της νομοθεσίας που διέπει η μελλοντική επαναχρησιμοποίηση των υδάτων σε επίπεδο ΕΕ. Μεταξύ αυτών των οδηγιών, το άρθρο 12 της οδηγίας για την επεξεργασία των αστικών λυμάτων (91/271/ΕΟΚ) ορίζει ότι «τα επεξεργασμένα λύματα πρέπει να επαναχρησιμοποιούνται, όποτε είναι σκόπιμο» και η διάθεσή τους θα πρέπει όσο γίνεται να ελαχιστοποιεί τις αρνητικές επιπτώσεις στο περιβάλλον.

Παρά την έλλειψη κριτηρίων επαναχρησιμοποίησης των υδάτων σε επίπεδο ΕΕ, πολλά κράτη μέλη και αυτόνομες περιοχές έχουν τα δικά τους νομοθετικά πλαίσια, κανονισμούς ή και κατευθυντήριες γραμμές για την επαναχρησιμοποίηση του νερού. Οι ακόλουθες χώρες έχουν αναπτύξει τα πιο ολοκληρωμένα πρότυπα ειδικά για τις πρακτικές επαναχρησιμοποίησης νερού: Κύπρος, Γαλλία, Ελλάδα, Ιταλία και Ισπανία. Στην Πορτογαλία, τα πρότυπα για την επαναχρησιμοποίηση του νερού είναι κατευθύνσεις, αλλά λαμβάνονται υπόψη από την κυβέρνηση της χώρας όταν χορηγείται άδεια επαναχρησιμοποίησης νερού.



Πίνακας 2.5: Επαναχρησιμοποίηση νερού από τα μέλη της Ευρωπαϊκής Ένωσης

ΧΩΡΑ	ΠΡΟΤΥΠΑ ΑΝΑΦΟΡΑΣ	ΕΚΔΙΔΟΝ ΙΔΡΥΜΑ
Κύπρος	Νόμος 106(Ι) του 2002 Έλεγχος ρύπανσης Νερού και Εδάφους και σχετικών κανονισμών ΚΠΔ 772/2003, ΚΠΔ 269/2005	Υπουργείο Γεωργίας, Φυσικών Πόρων και Περιβάλλοντος Υπηρεσία Ανάπτυξης Νερού (Τμήμα λυμάτων και επαναχρησιμοποίησης)
Γαλλία	JORF 0153, 4 Ιουλίου 2014 Θέματα που σχετίζονται με τη χρήση του νερού από επεξεργασμένα αστικά λύματα για την άρδευση καλλιεργειών και χώρων πρασίνου	Υπουργείο Δημόσιας Υγείας Υπουργείο Γεωργίας, Τροφίμων και Αλιείας Υπουργείο Οικολογίας, Ενέργειας και Βιώσιμης Ανάπτυξης
Ελλάδα	ΚΥΑ 145116 Μέτρα, όρια και διαδικασίες για την επαναχρησιμοποίηση των επεξεργασμένων υγρών αποβλήτων	Υπουργείο Περιβάλλοντος, Ενέργειας και Κλιματικής Αλλαγής
Ιταλία	DM 185/2003 Τεχνικά μέτρα για την επαναχρησιμοποίηση λυμάτων	Υπουργείο Περιβάλλοντος Υπουργείο Γεωργίας Υπουργείο Δημόσιας Υγείας
Πορτογαλία	NP 4434 2005 Επαναχρησιμοποίηση αναγεννημένου αστικού νερού για άρδευση	Πορτογαλικό Ινστιτούτο για την Ποιότητα
Ισπανία	RD 1620/2007 Το νομικό πλαίσιο για την επαναχρησιμοποίηση των επεξεργασμένων λυμάτων	Υπουργείο Περιβάλλοντος Υπουργείο Γεωργίας, τροφίμων και Αλιείας Υπουργείο Υγείας

### 2.3.6 Ελληνική νομοθεσία για την επαναχρησιμοποίηση του νερού

Μια σημαντική παράμετρος για την απουσία μιας ενιαίας Ευρωπαϊκής νομοθεσίας είναι η άνιση κατανομή των διαθέσιμων υδατικών πόρων. Επιπλέον, τα διάφορα μοντέλα μακροπρόθεσμης αλλαγής του κλίματος προβλέπουν αύξηση των βροχοπτώσεων σε πιο υγρές περιοχές και μείωση σε πιο ξηρές περιοχές. Οι χώρες του μεσογείου χαρακτηρίζονται

από περιοχές υψηλού κινδύνου κάτι που δείχνει την αναγκαιότητα της βελτίωσης της διαχείρισης των υδατικών πόρων σε αυτούς τους τομείς. Στο πλαίσιο αυτό, η επαναχρησιμοποίηση των λυμάτων εμφανίζεται όχι απλώς ελκυστική, αλλά αναγκαία για μια χώρα σαν την Ελλάδα, που βρίσκεται σε ζώνη υψηλού κινδύνου.

Το 2011 η Ελλάδα, υιοθέτησε ένα ολοκληρωμένο νομοθετικό πλαίσιο για την επαναχρησιμοποίηση των λυμάτων μέσω της Κοινής Υπουργικής Απόφασης 145116/2011 με θέμα «Καθορισμός μέτρων, όρων και διαδικασιών για την επαναχρησιμοποίηση των επεξεργασμένων υγρών αποβλήτων και άλλες διατάξεις». Αυτό το νέο πλαίσιο είχε ως στόχο κυρίως την προώθηση της χρήσης των επεξεργασμένων λυμάτων που θα έχει ως αποτέλεσμα την εξοικονόμηση υδατικών πόρων, η οποία θα συμβάλλει σημαντικά στην αντιμετώπιση των επιπτώσεων που φέρει η αύξηση της ξηρασίας στην περιοχή της μεσογείου και η υποβάθμιση των υπόγειων υδροφορέων μέσω της θαλάσσιας διείσδυσης. Επιπρόσθετα, αποσκοπεί στη βελτίωση του ισοζυγίου του νερού μέσω της αναπλήρωσης των υπόγειων υδάτων. Απαραίτητη προϋπόθεση για την επαναχρησιμοποίηση των επεξεργασμένων λυμάτων είναι η προστασία της δημόσιας υγείας.

Όσον αφορά την αστική επαναχρησιμοποίηση του νερού, οι ειδικές διατάξεις περιλαμβάνονται στο άρθρο 6 και αφορούν περιοχές αστικού πρασίνου, δασικές εκτάσεις, περιοχές αναψυχής, πυροπροστασία, καθαρισμό δρόμων και με εξαίρεση τις χρήσεις για πόση, μπάνιο και άλλες οικιακές δραστηριότητες. Πιο συγκεκριμένα, οι δυνατότητες επαναχρησιμοποίησης περιλαμβάνουν άρδευση αστικού πρασίνου, δασών, νεκροταφείων, γηπέδων γκολφ, δημόσιων πάρκων, κατοικημένων αυλών, χώρων πρασίνου σε ξενοδοχεία, και εγκαταστάσεις αναψυχής, νερό για πυροπροστασία, για τον καθαρισμό δρόμων και πεζοδρομίων, για διακοσμητικά σιντριβάνια, για τη δημιουργία ή συντήρηση τεχνητών λιμνών ή υγροτόπων και για την ενίσχυση της ροής επιφανειακών ρευμάτων.

Ο Πίνακας 2.6 παρουσιάζει τους συγκεκριμένους ποιοτικούς στόχους για τις μικροβιακές και συμβατικές παραμέτρους και το αντίστοιχο στάδιο επεξεργασίας που απαιτείται για την περίπτωση της αστικής επαναχρησιμοποίησης των επεξεργασμένων λυμάτων. Στον Πίνακα 2.7 παρουσιάζονται οι τιμές-στόχοι για τα μέταλλα, ενώ στον Πίνακα 2.8 οι μέγιστες επιτρεπόμενες συγκεντρώσεις ουσιών προτεραιότητας και τοξικότητας σε ανακτημένα απόβλητα. Οι τοξικές ουσίες αναφέρονται σε μονάδες επεξεργασίας λυμάτων με ισοδύναμο πληθυσμό μεγαλύτερο από 100000.

Πίνακας 2.6: Μέγιστες τιμές για τις συμβατικές και μικροβιολογικές παραμέτρους (ΚΥΑ, 145116)

ΠΑΡΑΜΕΤΡΟΣ	ΟΡΙΑ	ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑ
Ολικά κολοβακτηρίδια	≤ 2 για το 80% των δειγμάτων και ≤ 20 για το 95% των δειγμάτων	Δευτεροβάθμια βιολογική επεξεργασία που ακολουθείται με προηγμένη επεξεργασία και απολύμανση
BOD5(mg/l)	≤ 10 για το 80% των δειγμάτων	
SS(mg/l)	≤ 2 για το 80% των δειγμάτων	
Θολότητα (NTU)	≤ 2 για το 50% των δειγμάτων	

Πίνακας 2.7. Μέγιστες επιτρεπόμενες τιμές μετάλλων και ιχνοστοιχείων (ΚΥΑ, 145116)

Μέταλλα	ΟΡΙΑ
Al (αργίλιο)	5
As (αρσενικό)	0.1
Be (βηρύλλιο)	0.1
Cd (κάδμιο)	0.01
Co (κοβάλτιο)	0.05
Cr (χρώμιο)	0.1
Cu (χαλκός)	0.2
F (φθόριο)	1.0
Fe (σίδηρος)	3.0
Li (λίθιο)	2.5
Mn (μαγγάνιο)	0.2
Mo (μολυβδαίνιο)	0.01
Ni (νικέλιο)	0.2
Pb (μόλυβδος)	0.1
Se (σελήνιο)	0.02
V (βανάδιο)	0.1
Zn (ψευδάργυρος)	2.0
Hg (υδράργυρος)	0.002
B (βόριο)	2.0

Η δευτεροβάθμια βιολογική επεξεργασία περιλαμβάνει συστήματα ενεργού ιλύος, φίλτρα και περιστροφικούς βιολογικούς αντιδραστήρες. Άλλες συνθέσεις είναι αποδεκτές εφόσον η παραγόμενη ποιότητα της εκροής είναι ισοδύναμη με τις απαιτήσεις της οδηγίας 91/271/ΕΟΚ για BOD και SS. Η απομάκρυνση του αζώτου μέσω της νιτροποίησης-απονιτροποίησης είναι αναγκαία για την επίτευξη του αμμωνιακού αζώτου και του ολικού αζώτου κάτω από 2 και 15 mg/l αντίστοιχα.

Η προχωρημένη επεξεργασία αναφέρεται σε συστήματα μεμβράνης (τουλάχιστον στο επίπεδο της υπερδιήθησης). Στην περίπτωση του βιοαντιδραστήρα των μεμβρανών (MBR) η δευτεροβάθμια και η προχωρημένη επεξεργασία ενώνονται σε ένα ενιαίο στάδιο επεξεργασίας.

**Πίνακας 2.8:Μέγιστες επιτρεπόμενες συγκεντρώσεις ουσιών προτεραιότητας και τοξικότητας σε ανακτημένα υγρά απόβλητα (ΚΥΑ, 145116)**

Παράμετρος	CAS	Μέγιστη συγκέντρωση (µg/l)
<b>Alachlor</b>	15972-60-8	0,7
<b>Ανθρακένιο</b>	120-12-7	1
<b>Ατραζίνη</b>	1912-24-9	2
<b>Βενζόλιο</b>	71-43-2	5
<b>Βρωμιούχος διφαινυλαιθέρας</b>	32534-81-9	0.025
<b>Ανθρακο-τετραχλωρίδιο</b>	56-23-5	ΜΑ
<b>C10-13 Χλωροαλκάνια</b>	85535-84-8	1,4
<b>Chlorfenvinphos</b>	470-90-6	0,3
<b>Chlorpyrifos</b>	2821-88-2	0,1
<b>Aldrin</b>	309-00-2	ΜΑ
<b>Dieldrin</b>	60-57-1	ΜΑ
<b>Endrin</b>	72-20-8	ΜΑ
<b>Isodrin</b>	465-73-6	0,01
<b>DDT ολικό</b>	Δεν	ΜΑ
<b>Para-para-DDT</b>	50-29-3	ΜΑ
<b>1,2 Διχλωροαιθάνιο</b>	107-06-2	20
<b>Διχλωρομεθάνιο</b>	75-09-2	50
<b>Φθαλικό δι(2-αιθυλεξίλιο)-</b>	117-81-7	10

Παράμετρος	CAS	Μέγιστη συγκέντρωση (µg/l)
(ΦΔΕΕ-DEHP)		
Diuron	330-54-1	1.0
Ενδοσουλφάνιο	115-29-7	0,01
Φλουορανθένιο	206-44-0	1
Εξαχλωροβενζόλιο	118-74-1	MA
Εξαχλωροβουταδιένιο	87-68-3	0,6
Εξαχλωροκυκλοεξάνιο	608-73-1	MA
Isoproturon	34123-59-6	1
Ναφθαλένιο	91-20-3	2,4
Εννευλοφαινόλη	104-40-5	2
Οκτυλοφαινόλη	140-66-9	1
Πενταχλωροβενζόλιο	608-93-5	0,1
Πενταχλωροφαινόλη	87-86-5	1
Βενζο(α)πυρένιο	50-32-8	0,1
Βενζο(β)φλουοραθένιο	205-99-2	Αθροιστικά=0,03
Βενζο(κ)φλουοραθένιο	207-08-9	
Βενζο(ζ,η,θ)-περιλένιο	191-24-2	Αθροιστικά=0,03
Ινδενο(1,2,3-γδ)πυρένιο	193-39-5	
Σιμαζίνη	122-34-9	1
Τετραχλωροαιθυλένιο	79-01-6	10
Τριχλωροαιθυλένιο	79-01-6	10
Ενώσεις Τριβουτυλίνης	36643-28-4	0,003
Τριχλωροβενζόλια(όλα ισομερή)	12002-48-1	0,4
Τριχλωρομεθάνιο	67-66-3	2,5
Τριφθοραλίνη	1582-09-8	0,03
Οξεία τοξικότητα στον οργανισμό δείκτη Daphnia Magna (πριν από την απολίμανση)		1 Μονάδα Τοξικότητας (TU 50 ≤1

## 2.4 Επαναχρησιμοποίηση νερού σε αστικό περιβάλλον

Στην παρούσα διπλωματική εργασία που διεξάγεται στα πλαίσια του Ευρωπαϊκού προγράμματος DESSIN, η επαναχρησιμοποίηση του νερού που εξετάζεται αναφέρεται σε αστική χρήση και μπορεί να διαχωριστεί σε απεριόριστη και περιορισμένη σύμφωνα με τις σχετικές διατάξεις των ισχυόντων κανονισμών. Η χρήση ανακτημένου νερού περιλαμβάνει συνήθως άρδευση πρασίνου καθώς και άλλες αστικές χρήσεις .

Η άρδευση πρασίνου λαμβάνει χώρα σε διάφορες περιοχές όπως γήπεδα γκολφ, πάρκα, κατοικημένες περιοχές, δρόμους, νεκροταφεία. Το ανακτημένο νερό που προορίζεται για άρδευση θα πρέπει να πληροί τα υψηλότερα επίπεδα ποιότητας ως προς τα αιωρούμενα στερεά και τις μικροβιακές συγκεντρώσεις σε σύγκριση με ορισμένες γεωργικές εφαρμογές, ενώ πολλά από τα φυσικά και χημικά χαρακτηριστικά του σε αστικές περιοχές είναι παρόμοια με εκείνες για γεωργική χρήση. Τα κύρια προβλήματα που μπορεί να εμφανιστούν αφορούν τον έλεγχο των υπολειμματικών απολυμαντικών, την αποδοχή του κοινού και τις ανησυχίες για τη δημόσια υγεία.

Οι αστικές-εκτός άρδευσης- χρήσεις καλύπτουν ένα ευρύ φάσμα εφαρμογών όπως νερό ψύξης για κλιματιστικό, πυροπροστασία, νερό για καζανάκι, οδική φροντίδα και συντήρηση. Οι εμπορικές χρήσεις ανακτημένου νερού όπως πλύσιμο αυτοκινήτων και πλυντηρίων συμπεριλαμβάνονται επίσης στις αστικές-εκτός άρδευσης- χρήσεις .

Τα συστατικά των αστικών αποβλήτων που οδηγούνται προς επεξεργασία μπορούν να ταξινομηθούν ως συμβατικά, μη συμβατικά και νεοεμφανιζόμενα. Στον Πίνακα 2.9 περιγράφονται ορισμένα τυπικά συστατικά που περιλαμβάνονται σε κάθε κατηγορία. (Metcalf & Eddy,2003)

Πίνακας 2.9:Ταξινόμηση αστικών λυμάτων (Metcalf &amp; Eddy,2003).

Ταξινόμηση	Συστατικό
<b>Συμβατικά</b>	Ολικά αιωρούμενα στερεά Κολλοειδή στερεά Βιοχημικά απαιτούμενο οξυγόνο(BOD) Χημικά απαιτούμενο οξυγόνο(COD) Ολικός οργανικός άνθρακας(TOC) Αμμωνία Νιτρικά Νιτρώδη Ολικό Άζωτο Φώσφορος Βακτήρια Κύστεις πρωτόζωων και ωοκύστεις Ιοί
<b>Μη συμβατικά</b>	Δύσκολα αποικοδομήσιμα, οργανικά συστατικά Πτητικά οργανικά συστατικά Επιφανειοδραστικές ουσίες Μέταλλα Ολικά διαλυμένα στερεά
<b>Νεοεμφανιζόμενα</b>	Ιατρικά φάρμακα Προϊόντα καθαρισμού σπιτιών Κτηνιατρικά και ανθρώπινα αντιβιοτικά Βιομηχανικά και οικιακά προϊόντα Διάφορες ορμόνες Άλλες ουσίες που διαταράσσουν το ενδοκρινικό σύστημα

## 2.5 Αποκεντρωμένη επεξεργασία και επαναχρησιμοποίηση με δομή «sewer mining».

### 2.5.1 Περιγραφή «sewer mining» (ανάκτηση απευθείας από το δίκτυο αποχέτευσης)

Λόγω της παγκόσμιας κλιματικής αλλαγής και της ραγδαίας αύξησης του πληθυσμού, γίνεται μία παγκόσμια προσπάθεια με στόχο τη μείωση της ζήτησης του νερού. Η αντικατάσταση του νερού για μη-πόσιμες χρήσεις με εναλλακτικές πηγές νερού όπως είναι το νερό της βροχής ή επεξεργασμένα λύματα ή γκρίζο νερό γίνεται ως επί το πλείστον για να μειωθεί η ζήτηση του νερού.

Η τελευταία ανακάλυψη εφεύρεση για την επαναχρησιμοποίηση επεξεργασμένων λυμάτων ονομάζεται «sewer mining» (ανάκτηση απευθείας από το δίκτυο αποχέτευσης) και έχει όλο και μεγαλύτερη απήχηση λόγω της υψηλής αποτελεσματικότητας στην επεξεργασία των λυμάτων καθώς και τον μικρότερο χώρο που απαιτείται για την εγκατάσταση της (Marleni et al., 2013).

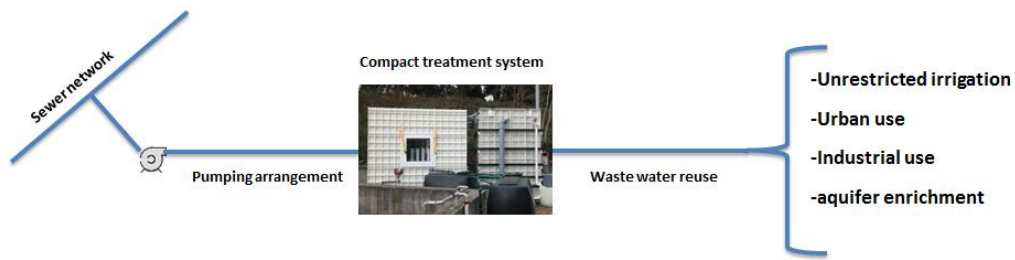
Το «sewer mining» μπορεί να ανακουφίσει τις υπηρεσίες ύδρευσης και αποχέτευσης από την αυξανόμενη πίεση που δέχονται λόγω της αύξησης του πληθυσμού και της γήρανσης των υποδομών. Ακόμη, μειώνει την ανάγκη για συνεχή κατανάλωση ενέργειας για τη μεταφορά λυμάτων στη κεντρική μονάδα επεξεργασίας και στη συνέχεια τη μεταφορά του ανακυκλωμένου νερού στο σημείο χρήσης.

Υπάρχουν πολλοί τρόποι με τους οποίους τα λύματα μπορούν να επεξεργαστούν για να επιτευχθεί η παραγωγή υψηλής ποιότητας νερού. Η τεχνολογία sewer mining δε χρησιμοποιεί συμβατικές μεθόδους επεξεργασίας λυμάτων αλλά compact –φορητές προχωρημένες μονάδες επεξεργασίας λυμάτων.

Ένα τυπικό σύστημα sewer mining αποτελείται συνήθως από τρία στάδια:

- 1) Ανάκτηση λυμάτων από το δίκτυο αποχέτευσης
- 2) Επεξεργασία λυμάτων και παραγωγή ανακυκλωμένου νερού
- 3) Επιστροφή των παραπροϊόντων πίσω στο αρχικό σύστημα αποχέτευσης





**Εικόνα 2.1: Περιγραφικό διάγραμμα τεχνολογίας «sewer mining»**

Η ανακύκλωση του νερού μπορεί να μειώσει τη ζήτηση για πόσιμο νερό και να βοηθήσει στην προστασία του νερού στο μέλλον. Το επεξεργασμένο νερό χρησιμοποιείται σαν μία πηγή εναλλακτικού νερού, ιδιαίτερα σε δημόσιους ανοιχτούς χώρους, άρδευση κήπων, νερό τουαλέτας και νερό πλυντηρίου (Marleni et al., 2013).

Συνηθισμένες εφαρμογές επαναχρησιμοποίησης νερού περιλαμβάνουν:

- Περιοχές αναψυχής- πάρκα- γήπεδα, γήπεδα γκολφ
- Γεωργία, αμπελουργία, ανθοκομία, καλλιέργεια και παραγωγή λαχανικών
- Βιομηχανικές εφαρμογές
- Δασοκομία
- Οικιακή χρήση

Η ανάπτυξη της βιομηχανίας ανακυκλωμένου νερού, υποστηρίζει πρωτοβουλίες της κυβέρνησης και παρέχει ευκαιρίες για να μειωθεί η επιβάρυνση του πόσιμου νερού χρήσης. Βελτιώνει επιπρόσθετα την ποιότητα του περιβάλλοντος με την εφαρμογή ανακτημένου νερού σε πάρκα και κήπους. Λόγω της φύσης τους, τα συστήματα sewer mining είναι πιο κατάλληλα για:

- Περιοχές που βρίσκονται πλησιέστερα σε μεγάλους σωλήνες αποχέτευσης
- Τελικές χρήσεις που απαιτούν σταθερή ημερήσια παροχή όπως είναι το καζανάκι τουαλέτας και οι πύργοι ψύξης (Metcalf & Eddy, 2007).

### **2.5.2 Παραδείγματα εφαρμογής**

Η δομή του sewer mining, με την απευθείας άντληση υγρών αστικών αποβλήτων από το κεντρικό αποχετευτικό δίκτυο και την επί τόπου επεξεργασία εφαρμόστηκε για πρώτη φορά στην Αυστραλία. Η λογική πίσω από αυτή την πρωτοπορία είναι προφανώς το γεγονός ότι η ανακύκλωση νερού είναι πέρα από αναγκαία στην πιο ξηρή ήπειρο του

πλανήτη. Βασικός σκοπός της ανακύκλωσης νερού με την τεχνολογία αυτή είναι η κάλυψη αστικών μη πόσιμων χρήσεων όπως είναι τα καζανάκια , η άρδευση γηπέδων, πάρκων και γηπέδων γκολφ, αλλά και χρήση σε βιομηχανικές εγκαταστάσεις όπως για παράδειγμα σε πύργους ψύξης.

Σε όλη αυτή τη διαδικασία συμμετέχει ενεργά και η πόλη του Σύδνεϋ, που βρίσκεται στο νότιο τμήμα της Αυστραλίας , όπου και το πρόβλημα της λειψυδρίας είναι εντονότερο. Εκεί η κρατική εταιρεία ύδρευσης με την επωνυμία «Sydney Water», ενθαρρύνει τον ιδιωτικό τομέα να αναλάβει δράσεις και να κατασκευάσει μονάδες sewer mining. Μάλιστα, έχει δημιουργηθεί και ένα ανάλογο συμφωνητικό, βάση του οποίου ορίζονται οι συνθήκες, η χρήση και η διαχείριση των λυμάτων που λαμβάνονται από το κεντρικό αποχετευτικό δίκτυο της πόλης, διευκολύνοντας έτσι την είσοδο ιδιωτών στην αγορά της ανακύκλωσης νερού.

Τρία σημεία όπου έχουν εγκατασταθεί μονάδες sewer mining εντός του Σύδνεϋ είναι το Pennant Hills Golf Club, το Workplace 6, στη νήσο Darling και το ολυμπιακό πάρκο του Σύδνεϋ. Στο πρώτο μέρος , παράγονται ετησίως 100 εκατομμύρια λίτρα ανακτημένου νερού με τα οποία καλύπτονται οι ανάγκες του γηπέδου γκολφ, ενώ μέχρι πρότινος η άρδευση γινόταν με πόσιμο νερό. Η μονάδα στη νήσο Darling έχει τη δυνατότητα παραγωγής έως και 14 εκατομμύριων λίτρων ανακτημένου νερού ετησίως, το οποίο χρησιμοποιείται τόσο για τα καζανάκια του Workplace 6 όσο και για την άρδευση δυο παρακειμένων πάρκων. Τέλος, η μονάδα που έχει εγκατασταθεί στο Ολυμπιακό πάρκο ήταν η πρώτη μονάδα που διεξήγαγε ανακύκλωση νερού σε τόσο μεγάλη κλίμακα στη χώρα. Σε αυτή την περίπτωση το ανακτημένο νερό καλύπτει το 50% των συνολικών υδατικών αναγκών του πάρκου. (Sydney water).

Στον Πίνακα 2.10 παρουσιάζονται με μεγαλύτερη λεπτομέρεια μερικές πετυχημένες εφαρμογές sewer-mining στην Αυστραλία με παροχές που κυμαίνονται από 100 μέχρι 2000m<sup>3</sup>/d. (Makropoulos et al., 2016).

**Πίνακας 2.10: Εφαρμογές sewer-mining στην Αυστραλία (Makropoulos et. al, 2016).**

Τοποθεσία	Τεχνολογία	Παροχή	Χρήση	Κόστος
<b>Flemington Racecourse Μελβούρνη, Αυστραλία</b>	Διπλή μεμβράνη, UV	100 m <sup>3</sup> /d	Άρδευση	Αναμενόμενο κόστος κατασκευής 0.42 \$/m <sup>3</sup> , λειτουργικό κόστος 0.43 \$/m <sup>3</sup> , τιμές 2006

Τοποθεσία	Τεχνολογία	Παροχή	Χρήση	Κόστος
<b>Darling Quarter, Sydney's CBD Άουστραλία</b>	Moving bed, biofilm reactor, RO, UV	170 m <sup>3</sup> /d	Νερό τουαλέτας, άρδευση, πύργοι ψύξης	Κόστος κατασκευής μονάδας 2.2 \$/m <sup>3</sup> Λειτουργικό κόστος 2.1 \$/m <sup>3</sup> , τιμές 2011
<b>Riverside Rocks Park, Σύδνεϋ, Αουστραλία</b>	Reed beds, UV	360 m <sup>3</sup> /d	Άρδευση	Κόστος κατασκευής μονάδας 0.49 \$/m <sup>3</sup> , τιμές 2006
<b>Pennant Hills, Βόρειο Σύδνεϋ, Αουστραλία</b>	MBR, UV	1000 m <sup>3</sup> /d	Άρδευση γηπέδου γκολφ	Κόστος κατασκευής μονάδας 0.49 \$/m <sup>3</sup> , prices 2008
<b>Ολυμπιακό πάρκο Σύδνεϋ</b>	SBR, θρεπτικά	2191 m <sup>3</sup> /d	Νερό τουαλέτας, Άρδευση	κόστος 1.05 \$/m <sup>3</sup> , τιμές 2009 (90% η τιμή του πόσιμου )



Εικόνα 2.2: Pennant Hills Golf Club- Εγκαταστάσεις επεξεργασίας sewer mining (sewer mining brochure)

### 3 ΑΝΑΚΤΗΣΗ ΝΕΡΟΥ ΜΕ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑ ΜΕΜΒΡΑΝΩΝ

#### 3.1 Εισαγωγή

Στην ολοένα αυξανόμενη ανάγκη για επαναχρησιμοποίηση νερού, η διαρκώς εξελισσόμενη τα τελευταία 40 χρόνια- τεχνολογία των μεμβρανών αποτελεί ίσως την καλύτερη λύση, κυρίως στο επίπεδο της ποιότητας ανακτημένου νερού αλλά και από οικονομική και περιβαλλοντική σκοπιά. Στον κλάδο αυτό ξεχωρίζουν οι μεμβράνες της αντίστροφης όσμωσης καθώς και αυτές της μικροδιήθησης, υπερδιήθησης και νανοδιήθησης. Τα τελευταία χρόνια μάλιστα έχει υιοθετηθεί η λογική της συνδυαστικής χρήσης μεμβρανών στο πεδίο της επεξεργασίας υγρών αποβλήτων. Πιο συγκεκριμένα, η συστοιχία MBR/RO αποκτά αυξανόμενη προτίμηση, καθώς όχι μόνο ο αντιδραστήρας βιομεμβρανών αποτελεί άριστη προεπεξεργασία για την αντίστροφη όσμωση, αλλά μειώνει και τις δαπανηρές ώρες λειτουργίας της αφού παράγει διήθημα υψηλής ποιότητας.

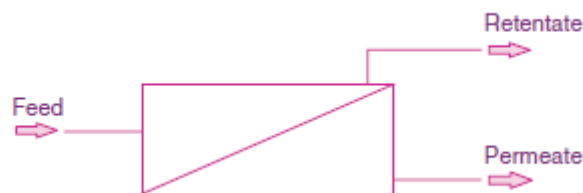
Στο κεφάλαιο αυτό θα αναλυθεί αρχικά η τεχνολογία των μεμβρανών και στη συνέχεια θα εξεταστούν ο βιοαντιδραστήρας μεμβρανών καθώς και η αντίστροφη όσμωση. Τέλος, θα αναλυθεί ο συνδυασμός των δύο αυτών μεμβρανών, δηλαδή η συστοιχία MBR/RO και θα δοθεί μεγαλύτερη έμφαση σε εφαρμοσμένες δοκιμές.

## 3.2 Τεχνολογία μεμβρανών

### 3.2.1 Γενικά

Μία μεμβράνη, όπως εφαρμόζεται στην επεξεργασία αστικών λυμάτων και νερού, είναι ένα υλικό που επιτρέπει σε ορισμένα φυσικά ή χημικά συστατικά να το διαπεράσουν με μεγαλύτερη ευκολία από ότι άλλα συστατικά. Ο βαθμός της επιλεκτικότητας είναι συνάρτηση του μεγέθους των πόρων της μεμβράνης. Έτσι η χονδρόκοκκη μεμβράνη που εφαρμόζεται στη μικροδιήθηση (MF), μπορεί να απορρίψει τα αιωρούμενα σωματίδια. Η μεμβράνη με το μεγαλύτερο βαθμό επιλεκτικότητας είναι αυτή που εφαρμόζεται στην αντίστροφη όσμωση (RO) και μπορεί να απορρίψει ακόμα σωματίδια τόσο μικρά όσο τα ιόντα, όπως το Νάτριο ( $\text{Na}^+$ ) και τα χλωρίοντα ( $\text{Cl}^-$ ). Δεδομένου ότι η διάμετρος αυτών των ιόντων είναι μικρότερη από 1nm, είναι λογικό οι πόροι σε μία τέτοια μεμβράνη να είναι πολύ μικροί. Οι διεργασίες με μεμβράνες ταξινομούνται κυρίως βάση: 1) τον τύπο του υλικού από το οποίο είναι κατασκευασμένη η μεμβράνη, 2) τη φύση της ωθούσας δύναμης 3) το μηχανισμό διαχωρισμού και 4) το ονομαστικό μέγεθος (nominal size) του διαχωρισμού που επιτυγχάνεται. Τα γενικά χαρακτηριστικά των διεργασιών με μεμβράνες καθώς επίσης και το τυπικό εύρος λειτουργίας παρουσιάζονται στον Πίνακα 3.1. (Metcalf&Eddy,2003)

Οι τέσσερις βασικοί τρόποι διήθησης όπου το νερό αποτελεί το διηθημένο προϊόν είναι η RO, η νανοδιήθηση (NF), η υπερδιήθηση (UF) και η MF (Πίνακας 3.1). Οι διάφορες τεχνολογίες μεμβρανών, όπως εφαρμόζονται σήμερα, χρησιμοποιούν κατά κύριο λόγο πίεση, ενώ η διαπερατότητα της μεμβράνης και ο μηχανισμός διαχωρισμού μπορεί να διαφέρει από τη μία διαδικασία στην άλλη. Επιπλέον, όλες οι μέθοδοι έχουν παραγωγή ενός διηθημένου προϊόντος (permeate) και ενός συμπυκνωμένου κατακρατήματος (retentate).



Σχήμα 3-1: Διήθηση μεμβράνης (Judd, S., 2006).

Πίνακας 3.1: Τρόποι διήθησης (Metcalf & Eddy, 2013)

Διεργασία μεμβρανών	Ωθούσα δύναμη στη μεμβράνη	Τυπικός μηχανισμός διαχωρισμού	Λειτουργική δομή (μέγεθος πόρων)	Τυπικό λειτουργικό εύρος	Περιγραφή του διηθήματος	Τυπικά συστατικά που απομακρύνονται
<b>Μικροδιήθηση</b>	Διαφορά υδροστατικής πίεσης ή κενό σε ανοιχτά δοχεία	Κοσκίνηση	Μακροπόροι(>50nm)	0.08 -2.0	Νερό και διαλυμένα στοιχεία	TSS, θολότητα, πρωτόζωα, ωκύστες και κύστες, ορισμένα βακτήρια και ιοί
<b>Υπερδιήθηση</b>	Διαφορά υδροστατικής πίεσης	Κοσκίνηση	Μεσοπόροι(2-50nm)	0.005-0.2	Νερό και μικρά μόρια	Μακρομόρια, κολλοειδή, τα περισσότερα βακτήρια, ορισμένοι ιοί, πρωτεΐνες
<b>Νανοδιήθηση</b>	Διαφορά υδροστατικής πίεσης	Κοσκίνηση& Διάλυση/διάχυση	Μικροπόροι(<2nm)	0.001-0.01	Νερό και πολύ μικρά μόρια, διαλυμένα ιοντικά στοιχεία	Μικρά μόρια, μέρος της σκληρότητας, ιοί
<b>Αντίστροφη όσμωση</b>	Διαφορά υδροστατικής πίεσης	Διάλυση/διάχυση & αποκλεισμός	Μη-πορώδες(<2nm)	0.0001-0.001	Νερό και πολύ μικρά μόρια, διαλυμένα ιοντικά στοιχεία	Πολύ μικρά μόρια, χρώμα, σκληρότητα, θειικά, νιτρικά, νάτριο άλλα ιόντα
<b>Διάλυση</b>	Διαφορά συγκέντρωσης	Διάχυση	Μεσοπόροι (2-50nm)	-	Νερό και μικρά μόρια	Μεγαλομόρια, κολλοειδή, τα περισσότερα βακτήρια, ορισμένοι ιοί, πρωτεΐνες
<b>Ηλεκτροδιάλυση</b>	Ηλεκτροκινητήρια δύναμη	Ανταλλαγή ιόντων με εκλεκτικές μεμβράνες	Μικροπόροι (<2nm)	-	Νερό και διαλυμένα στοιχεία	Ιόντα αλάτων

Ένα σημαντικό εμπόδιο για τις διεργασίες μεμβρανών αποτελεί η απόρριψη των παραγόμενων ρύπων. Τα συστατικά του προϊόντος συγκράτησης που απορρίπτονται τείνουν να συσσωρεύονται στην επιφάνεια της μεμβράνης, προκαλώντας διάφορα φαινόμενα που προκαλούν μείωση της ροής του νερού μέσω της μεμβράνης σε μία δεδομένη διαμεμβρανική πίεση (TMP), ή αντίστροφα μία αύξηση της TMP για μία δεδομένη ροή. Αυτά τα φαινόμενα αναφέρονται συνήθως ως έμφραξη (fouling). Δεδομένου ότι το «fouling» στις μεμβράνες αποτελεί το βασικό εμπόδιο που παρουσιάζεται στη λειτουργία ης μεμβράνης, δεν προκαλεί έκπληξη το γεγονός ότι η πλειοψηφία της έρευνας και ανάπτυξης που διεξάγεται επάνω στις μεμβράνες είναι αφιερωμένη στο χαρακτηρισμό και τη βελτίωση του υλικού της μεμβράνης. Η έμφραξη αυτή μπορεί να λάβει χώρα μέσω μιας σειράς φυσικοχημικών και βιολογικών μηχανισμών που όλες αφορούν απόθεση του στερεού υλικού στην επιφάνεια της μεμβράνης αλλά και εντός της δομής της μεμβράνης (judd, S., 2006).

Σύμφωνα με το Σχήμα 3-1, η εισροή στο δομοστοιχείο (module) των μεμβρανών τιτλοφορείται «ρεύμα τροφοδοσίας» (feed stream). Το υγρό που διέρχεται διαμέσου της ημιπερατής μεμβράνης είναι γνωστό ως συμπύκνωμα (concentrate) ή αλλιώς κατακράτημα, κατακρατημένη φάση ή ρεύμα αποβλήτων. Ο ρυθμός με τον οποίο το διήθημα ρέει διαμέσου της μεμβράνης είναι γνωστός ως ρυθμός πυκνότητας ροής (flux) και τυπικά εκφράζεται ως  $\text{kg/m}^2/\text{d}$ .

### **3.2.2 Υλικά μεμβρανών**

Οι μεμβράνες που χρησιμοποιούνται για την επεξεργασία των υγρών αποβλήτων αποτελούνται συνήθως από ένα στρώμα πάχους 0,2-0,25  $\mu\text{m}$ , το οποίο υποστηρίζεται από μια πορώδη δομή πάχους περίπου 100  $\mu\text{m}$ . Η παραγωγή των μεμβρανών μπορεί να γίνει υπό τρεις μορφές: επίπεδα φύλλα, λεπτές κοίλες ίνες, ή σε αυλωτή μορφή. Η πρώτη κατηγορία περιλαμβάνει δύο διαφορετικούς τύπους, τα ασύμμετρα φύλλα και τα σύνθετα. Οι ασύμμετρες μεμβράνες παρασκευάζονται σε μία ενιαία διεργασία κατά την δημιουργείται ένα λεπτό στρώμα , πάχους μικρότερου του 1 $\mu\text{m}$  , και ένα δεύτερο παχύτερο στρώμα, πάχους μεγαλύτερου των 100  $\mu\text{m}$ , που δρα ως υποστήριξη και επιτρέπει υψηλή πυκνότητα ροής νερού. Οι σύνθετες μεμβράνες λεπτού στρώματος παρασκευάζονται μέσω συγκόλλησης λεπτού στρώματος οξικής κυτταρίνης, πολυαμιδίου ή άλλου ενεργού στρώματος σε ένα πυκνότερο πορώδες υπόστρωμα το οποίο παρέχει σταθερότητα. Οι μεμβράνες που χρησιμοποιούνται για την επεξεργασία υγρών αποβλήτων είναι συνήθως οργανικές. Οι βασικοί τύποι μεμβρανών περιλαμβάνουν μεμβράνες πολυπροπυλενίου,

οξικής κυτταρίνης, αρωματικών πολυαμιδίων και σύνθετες μεμβράνες λεπτού στρώματος . Η επιλογή των μεμβρανών και της διαμόρφωσης/ διάταξης του συστήματος βασίζεται στην ελαχιστοποίηση της έμφραξης και της φθοράς των μεμβρανών (Metcalf&Eddy,2003).

### 3.3 Τεχνολογία MBR

#### 3.3.1 Γενικά

Η ανάπτυξη και εφαρμογή του βιοαντιδραστήρα μεμβρανών για πλήρη επεξεργασία αστικών αποβλήτων αποτελεί μία από τις πιο σημαντικές τεχνολογικές εξελίξεις στον τομέα της βιολογικής επεξεργασίας αποβλήτων. Ιστορικά, η ιδέα της σύζευξης της διεργασίας της ενεργοποιημένης ιλύος με αυτή του διαχωρισμού μέσω μεμβρανών εφαρμόστηκε με μεγάλη αποδοχή το 1970-1980 στην Ιαπωνία, κυρίως για βιομηχανική επαναχρησιμοποίηση (Radjenovic et al, 2007). Ο MBR είναι ένα σύστημα ενεργοποιημένης ιλύος-αιωρούμενης ανάπτυξης το οποίο χρησιμοποιεί μικροπορώδεις μεμβράνες για το διαχωρισμό στερεών/υγρών αντί για δεξαμενή δευτερογενούς καθίζησης που χρησιμοποιούν τα συμβατικά συστήματα βιολογικής επεξεργασίας. Αυτή η νέα τεχνολογία έχει παραμερίσει τις συμβατικές μεθόδους λόγω της καλής ανταπόκρισης σε διακύμανση –τόσο ποιοτική όσο και ποσοτική- της εισόδου καθώς και λόγω της υψηλής ποιότητας ανακτημένου νερού που παράγει. Επιπλέον, τα συμβατικά συστήματα περιορίζονται σε συγκεντρώσεις μικρότερες από 5 g/L λόγω εμποδίων που συναντώνται κατά την καθίζηση των στερεών. Αντίθετα, ένα σύστημα MBR έχει τη δυνατότητα να λειτουργήσει με συκέντρωση στερεών μεταξύ 5 και 25 g/L , επιτρέποντας έτσι πολύ μεγαλύτερους χρόνους παραμονής στερεών και όλα αυτά σε ένα πλαίσιο μειωμένου αποτυπώματος άνθρακα (Xing et al., 2000).

Γενικά, για την ορθή λειτουργία ενός βιοαντιδραστήρα μεμβρανών συστήνεται συνήθως προεπεξεργασία. Οι συνηθέστερες μορφές προεπεξεργασίας αποτελούνται από πρωτογενή καθίζηση ή εσχάρωση με σήτα 0.3-0.5 mm, έτσι ώστε να αφαιρεθούν τα μεγάλα σωματίδια. Ένα από τα μεγάλα πλεονεκτήματα των συστημάτων MBR είναι η ολική απομάκρυνση των αιωρούμενων στερεών από το –προς επεξεργασία– ρεύμα. Επίσης, τέτοια συστήματα παρέχουν τη δυνατότητα επεξεργασίας λυμάτων με φόρτιση BOD που φτάνει μέχρι και τα 13.000 mg/L και COD που αγγίζει τα 6.500 mg/L. Το ποσοστό απομάκρυνσης του COD έχει παρατηρηθεί ότι κυμαίνεται από 89 μέχρι 97% (Scott and Smith, 1996). Περαιτέρω έρευνα αποκάλυψε ότι το μεγαλύτερο ποσοστό COD απομακρύνθηκε από το βιοαντιδραστήρα, με το διαχωρισμό λόγω μεμβρανών να συνεισφέρει κατά 8-12% στην ολική απομάκρυνση. (Xing et al., 2000).



Τα συστήματα MBR λειτουργούν με οξυγόνο λόγω των φυσαλίδων αέρα που χρησιμοποιούνται για να καθαρίσουν τις ίνες των μεμβρανών και βασίζονται στα ετεροτροφικά βακτήρια για την απομάκρυνση του BOD και COD . Ο ρυθμός παροχής αέρα καθορίζεται από την ανάγκη παροχής αέρα για τον καθαρισμό των μεμβρανών. Εξαιτίας του μεγάλου βαθμού αερισμού εντός της δεξαμενής μεμβρανών, η συγκέντρωση του διαλυτού οξυγόνου μπορεί να φτάσει και τα 6mg/L (Crawford&Lewis, 2005). Η αμμωνία που περιέχεται στο ρεύμα εισόδου μετατρέπεται σε νιτρικά στη αεροβική δεξαμενή. Το ποσοστό απομάκρυνσης του αμμωνιακού αζώτου έχει αναφερθεί ότι κυμαίνεται από 97-98% (Scott and Smith, 1996). Η προαναφερθείσα υψηλή συγκέντρωση διαλυτού οξυγόνου μπορεί να καταστεί επιβλαβής για τη διεργασία της απονιτροποίησης, η οποία απαιτεί ανοξικές συνθήκες. Έτσι, καθίσταται αναγκαία η τοποθέτηση μιας ανοξικής δεξαμενής. Στον Πίνακα 3.2, παρουσιάζονται τυπικές τιμές διάφορων παραμέτρων στη έξοδο του βιοαντιδραστήρα.

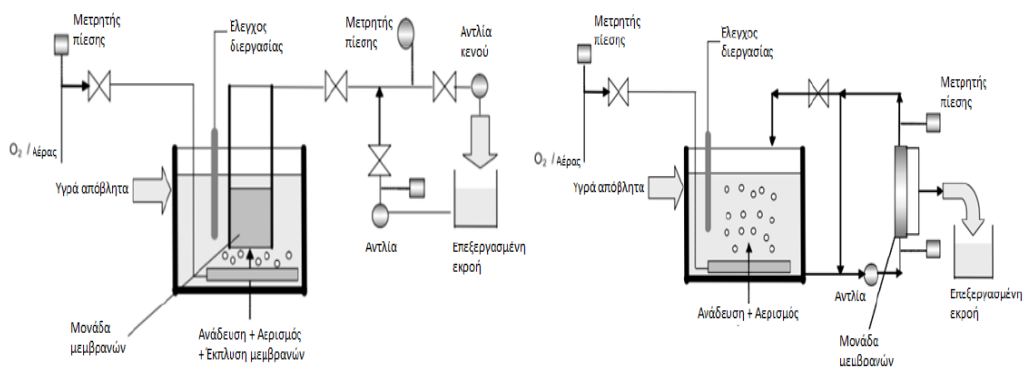
Πίνακας 3.2: Τυπικές τιμές ποιοτικών παραμέτρων στην έξοδο του MBR (Metcalf & Eddy, 2003)

Παράμετρος στην έξοδο	Συγκέντρωση
BOD (mg/L)	<5
COD (mg/L)	<30
NH3 (mg/L)	<1
TN (mg/L)	<10
Θολότητα (NTU)	<0,5

### 3.3.2 Είδη διατάξεων

Η βασική κατηγοριοποίηση των συστημάτων MBR περιλαμβάνει δύο είδη διατάξεων, το εξωτερικό και το εμβαπτιζόμενο MBR (Σχήμα 3-2). Στο πρώτο, η μονάδα των μεμβρανών είναι τοποθετημένη εκτός του αντιδραστήρα, ενώ στο δεύτερο, οι μεμβράνες είναι τοποθετημένες εντός του βιολογικού αντιδραστήρα (Σχήμα 3-2). Η πιο συχνή διάταξη είναι η δεύτερη, εξαιτίας του σημαντικά μικρότερου ποσού ενέργειας που καταναλώνεται για την επεξεργασία των λυμάτων (Radjenovic et al., 2007). Πιο συγκεκριμένα, στον εξωτερικό MBR η διήθηση γίνεται εντός του MBR, με το ρεύμα των λυμάτων να κατευθύνεται από το βιολογικό αντιδραστήρα στις μεμβράνες και στη συνέχεια μεγάλο τμήμα του συμπυκνώματος επανακυκλοφορεί πίσω στο βιολογικό αντιδραστήρα, ενώ το υπόλοιπο

αφαιρείται ως περίσσεια ιλύς. Η επεξεργασμένη εκροή, το τρίτο ουσιαστικά ρεύμα, παράγεται όταν το ανάμικτο υγρό εισέρχεται εντός του αντιδραστήρα με εφαπτομενική κατεύθυνση ως προς την επιφάνεια των μεμβρανών και με μεγάλη ταχύτητα, υπό συνθήκες τυρβώδους ροής. Στην περίπτωση των εμβαπτιζόμενων συστημάτων, η διήθηση λαμβάνει χώρα λόγω της διαφοράς πίεσης μεταξύ του εσωτερικού των μεμβρανών και του ανάμικτου υγρού, καθώς εφαρμόζεται χαμηλή αρνητική πίεση στο εσωτερικό μέρος των μεμβρανών. Επισημαίνεται ότι για αυτή τη διάταξη απαιτείται αερισμός λεπτής φυσαλίδας για την εύκολη πρόσληψη οξυγόνου από τους μικροοργανισμούς και ένα χονδρής, για τον καθαρισμό των μεμβρανών και την αποφυγή έμφραξης μεμβρανών (Shimizu et al., 1996).



Σχήμα 3-2: Εναλλακτικές διατάξεις συστημάτων MBR: (α) εμβαπτισμένο MBR, (β) εξωτερικό MBR (Cicek, 2003)

### 3.3.3 Πλεονεκτήματα και μειονεκτήματα

Ένα σύστημα βιομεμβρανών εμφανίζει σημαντικά πλεονεκτήματα έναντι του συμβατικού συστήματος βιολογικής επεξεργασίας. Καταρχάς, η ποιότητα του ανακτημένου νερού είναι ποιοτικά ανώτερη, αποτέλεσμα του ότι οι μεμβράνες εμποδίζουν τη διείσδυση των αιωρούμενων στερεών στην εκροή (Stephenson et al., 2000; Visvanathan et al., 2000). Αυτό το πλεονέκτημα είναι στην ουσία διττό, μιας και υψηλότερη ποιότητα συνεπάγεται μειωμένη χρήση απολυμαντικών ουσιών. Έτσι, με μικρότερο βαθμό χημικής επεξεργασίας, η έξοδος ενός συστήματος MBR αποκτά μεγαλύτερο εύρος πιθανών εφαρμογών. Ένα ακόμα ουσιαστικό πλεονέκτημα ενός συστήματος MBR είναι η λειτουργική του ευελιξία, καθώς είναι εφικτή η επίτευξη υψηλών αποδόσεων σε υψηλές τιμές χρόνου παραμονής (SRT > 20 ημέρες) σε συνδυασμό με υψηλές συγκεντρώσεις MLSS (6 – 20 gL<sup>-1</sup>). Η δυνατότητα λειτουργίας σε υψηλές συγκεντρώσεις αιωρούμενων στερεών στο ανάμικτο υγρό μειώνει δραστικά τον απαιτούμενο όγκο των βιολογικών αντιδραστήρων. Περαιτέρω μείωση του όγκου των εγκαταστάσεων συντελείται εξαιτίας της απουσίας δεξαμενής καθίζησης.

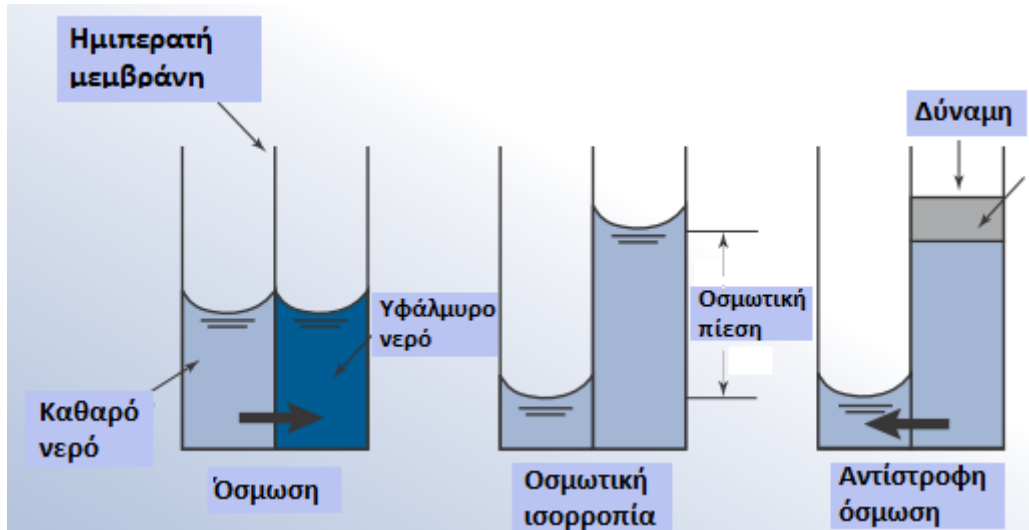
Επιπλέον, οι υψηλοί χρόνοι κατακράτησης συνοδεύονται από μείωση της παραγωγής περίσσειας ιλύος, αλλά και δημιουργία ευνοϊκότερων συνθηκών για την ανάπτυξη μικροοργανισμών που αναπτύσσονται με χαμηλό ρυθμό, όπως για παράδειγμα οι νιτροποιητές. Ακόμα, το γεγονός ότι η έξοδος του MBR έχει χαμηλές συγκεντρώσεις μικρορρυπαντών την χρήζει ασφαλή για μη πόσιμες χρήσεις (Bolzonella et al., 2010; Libralato et al., 2010). Μία ακόμα δυνατότητα που παρέχει ο MBR είναι η σύνδεση μεμβράνης RO στην έξοδο του, χωρίς ανάγκη περαιτέρω προεπεξεργασίας. Παρόλα αυτά, υπάρχουν και ορισμένες αρνητικές πτυχές της χρήσης αντιδραστήρα βιομεμβρανών με τη μεγαλύτερη εξ αυτών να είναι το μεγάλο αρχικό επενδυτικό κεφάλαιο. Ένα ακόμα μειονέκτημα είναι ότι οι μεμβράνες έχουν συγκεκριμένο χρόνο ζωής, μετά το πέρας του οποίου πρέπει να αλλαχθούν. Τέλος, όπως έχει αναφερθεί και παραπάνω, οι μεμβράνες, ανάλογα και με τις συνθήκες λειτουργίας καθώς και την ποιότητα της εισόδου, παθαίνουν έμφραξη με αποτέλεσμα να μειώνεται η απόδοσή τους (Kootenaei&Aminirad, 2014).

### 3.4 Τεχνολογία αντίστροφης όσμωσης (RO)

Η τεχνολογία της αντίστροφης όσμωσης έχει αναπτυχθεί αρκετά τα τελευταία 40 χρόνια και σήμερα αποτελεί την πιο δημοφιλή τεχνολογία για αφαλάτωση του νερού. Κατά τη διάρκεια αυτών των ετών το κόστος έχει μειωθεί σημαντικά και τα υλικά έχουν υποστεί βελτίωση. Τα δύο βασικότερα πεδία αφαλάτωσης που εφαρμόζεται η τεχνολογία της RO είναι στο θαλασσινό και το υφάλμυρο νερό (Greenlee et al., 2009).

Η αρχή λειτουργίας της αντίστροφης όσμωσης βασίζεται στην οσμωτική πίεση. Όταν λαμβάνει χώρα διαχωρισμός δύο διαλυμάτων διαφορετικής συγκέντρωσης διαλυμένων ουσιών, μέσω ημιπερατής μεμβράνης, προκαλείται διαφορά χημικού δυναμικού διαμέσου της μεμβράνης. Τότε παρατηρείται η τάση του νερού να διαχυθεί διαμέσου της μεμβράνης από την πλευρά χαμηλότερης συγκέντρωσης προς εκείνη με την υψηλότερη. Εάν το σύστημα έχει πεπερασμένο όγκο, τότε η ροή δεν διακόπτεται μέχρι να επέλθει εξισορρόπηση των χημικών δυναμικών μέσω της διαφοράς πίεσης. Αυτή ακριβώς η εξισορροπητική διαφορά πίεσης αποκαλείται οσμωτική πίεση και εξαρτάται τόσο από τη θερμοκρασία του μίγματος όσο και από τα χαρακτηριστικά της διαλυμένης ουσίας. Στην περίπτωση που σε ένα διάλυμα ασκηθεί διαφορά πίεσης μεγαλύτερης σε απόλυτο αριθμό και αντίθετης κατεύθυνσης από την οσμωτική, τότε η ροή αλλάζει κατεύθυνση από περιοχές υψηλής συγκέντρωσης προς περιοχές χαμηλής. Αυτή η διεργασία αποκαλείται αντίστροφη όσμωση (Metcalf & Eddy, 2003).

Κατά τη διεργασία της αντίστροφης όσμωσης προκύπτουν δύο ρεύματα, ένα με χαμηλές συγκεντρώσεις διαλύτη, το διηθήμα, και ένα επιβαρυμένο -σε διαλυμένη ουσία- ρεύμα, το συμπύκνωμα. Η μεμβράνη της αντίστροφης όσμωσης είναι περατή στο διαλύτη και κατακρατά τις διαλυμένες ουσίες. Ο βαθμός ανάκτησης του διηθήματος ποικίλει ανάλογα με την τροφοδοσία. Για επεξεργασία υφάλμυρου νερού συνήθως κυμαίνεται από 50-80%, ενώ για θαλασσινό νερό η τιμή αυτή κυμαίνεται σε πολύ χαμηλότερα επίπεδα, της τάξης του 50% (Metcalf & Eddy, 2003, Greenlee et al., 2009). Η αρχή λειτουργίας των μεμβρανών αντίστροφης όσμωσης φαίνεται στο ακόλουθο σχήμα.



Σχήμα 3-3: Αρχή λειτουργίας μεμβρανών αντίστροφης όσμωσης (Davis & Cornwell, 2008)

Η κατακράτηση που πραγματοποιείται συμβαίνει λόγω αποκλεισμού μεγέθους, αποκλεισμού φορτίου και φυσικοχημικής αλληλεπίδρασης μεταξύ διαλυμένης ουσίας, διαλύτη και μεμβράνης. Οι πιο διαθέσιμες εμπορικά μεμβράνες για την αντίστροφη όσμωση είναι αυτές που αποτελούνται από δομοστοιχείο κοίλων ινών και αυτές που απαρτίζονται από δομοστοιχεία ελικοειδούς περιέλιξης. Οι τελευταίες έχουν υψηλή χωρική πυκνότητα στοίβαξης και εξ αυτού είναι ικανές να επιτύχουν υψηλότερους ρυθμούς ανάκτησης, είναι όμως επιρρεπείς στην έμφραξη. Οι μεμβράνες μπορεί να είναι είτε ασύμμετρες με ένα στρώμα πολυμερούς ή σύνθετες, αποτελούμενες από δύο ή περισσότερα στρώματα, όπως αναφέρθηκε και παραπάνω. (Malaeb&Ayoub., 2010). Η αποτελεσματικότητα της διεργασίας εξαρτάται τόσο από τις λειτουργικές παραμέτρους και τη μεμβράνη, όσο και από τις ιδιότητες της τροφοδοσίας. Οι λειτουργικές ομάδες που εισάγονται στην πολυμερική δομή ελέγχουν την ένταση του φορτίου της μεμβράνης ενώ ο βαθμός απόρριψης των διαλυμένων ουσιών καθορίζεται από την υδροφοβικότητα της μεμβράνης, το φορτίο και την τραχύτητα της, (Mondal et al, 2008). Επιπλέον, καθοριστικό ρόλο στο βαθμό απόρριψης διαδραματίζουν ορισμένα χαρακτηριστικά των ρυπαντών όπως η πολικότητα, το ιοντικό σθένος, ο βαθμός ενυδάτωσης και το μοριακό βάρος. Όσο υψηλότερο είναι το μοριακό βάρος, ο βαθμός ενυδάτωσης και το ιοντικό σθένος, τόσο μεγαλύτερη απομάκρυνση επιτυγχάνεται, ενώ το αντίθετο συμβαίνει με την πολικότητα. Στον πίνακα που ακολουθεί παρουσιάζονται οι δυνατότητες απομάκρυνσης των μεμβρανών, ανάλογα με το ρεύμα τροφοδοσίας.

Πίνακας 3.3. Αποτελεσματικότητα της αντίστροφης όσμωσης για τροφοδοσίες διαφορετικών συστατικών  
(Malaeb L and Ayoub G.M., 2010)

Στόχος επεξεργασίας	Ερευνητικά ευρήματα
Παρακράτημα νανοδιήθησης	Το παρακράτημα υποβλήθηκε σε διεργασία RO για τη μείωση του όγκου του απορριφθέντος νερού και ανακτήθηκε το 95% του όγκου
Αφαλατωμένο αργό πετρέλαιο	Η RO αφαίρεσε το 95% των ολικών διαλυμένων στερεών
Απόβλητα γαλακτοκομικής βιομηχανίας	Η έξοδος της RO ανταπεξήλθε στις απαιτήσεις της επαναχρησιμοποίησης νερού ως προς COD και αγωγιμότητα, χωρίς ανάγκη προεπεξεργασίας
Απόβλητα πετροχημικής βιομηχανίας	Παρότι η RO έχει τη δυνατότητα ανάκτησης από τη ροή αυτή, απαιτείται εκτενής προεπεξεργασία για να αποφευχθεί ο υποβιβασμός της λειτουργικότητας των μεμβρανών
Εκροή δευτερογενούς επεξεργασίας	Η ποιότητα του διηθήματος ήταν επαρκής για άρδευση
Στραγγίδια ΧΥΤΑ	Η επεξεργασία με RO είναι απαραίτητη προϋπόθεση για τα στραγγίδια των ΧΥΤΑ
Απόβλητα ελαιοτριβείου	Ο συνδυασμός UF ΚΑΙ RO ήταν επαρκής για επεξεργασία
Γεωργικά απόβλητα	Η RO ήταν πολύ αποτελεσματική στην επεξεργασία αυτής της ροή με επαρκή αφαίρεση αζώτου
Απόβλητα ορυχείων	Η προεπεξεργασία για αυτή τη ροή κρίθηκε απαραίτητη για την αποφυγή έμφραξης
Ολικός οργανικός άνθρακας	Το διήθημα βρέθηκε να περιέχει χαμηλή συγκέντρωση TOC, ενώ περιείχε και 25% χουμικές ουσίες
Βόριο	Σε χαμηλές πιέσεις η αντίστροφη όσμωση δύναται να αφαιρέσει το βόριο από το πόσιμο νερό
Αφομοιώσιμος οργανικός άνθρακας	Παρότι η RO καταφέρνει να μειώσει τον αφομοιώσιμο οργανικό άνθρακα σε σύγκριση με τις συμβατικές επεξεργασίες, παρατηρήθηκε υψηλή ανάπτυξη βιοφίλμ
Συμπολυμερή	Υπό τις συνθήκες που εξετάστηκε η επεξεργασία, η έμφραξη λόγω απορρόφησης οργανικών πολυμερών σε μεμβράνες πολυαμιδίων ήταν ελάχιστη
Νιτρικά ιόντα	Η RO κατάφερε να αφαιρέσει τα νιτρικά ιόντα, ενώ ο συνδυασμός NF και RO αύξησε την παραγωγή διηθήματος
Ίχνη οργανικών	Δεν παρατηρήθηκαν ίχνη οργανικών στο διήθημα
Φαρμακευτικά	Η αντίστροφη όσμωση μπορεί να αφαιρέσει μικροοργανικούς ρυπαντές, συμπεριλαμβανομένων των ενδοκρινικών διαταραχέων, ενώ παρουσιάζει το μέγιστο βαθμό απόρριψης για αρνητικά φορτισμένες φαρμακευτικές ενώσεις

Η προεπεξεργασία του ρεύματος τροφοδοσίας μπορεί να περιλαμβάνει διάφορες διεργασίες όπως καθίζηση, χημική κροκίδωση, προσρόφηση, ιοντοεναλλαγή, διήθηση με φίλτρα, εφαρμογή μεμβρανών διήθησης, βιολογική επεξεργασία (MBR), απολύμανση. Η διαδικασία επιλογής του κατάλληλου σχήματος προεπεξεργασίας εξαρτάται από τα χαρακτηριστικά του τροφοδοτούμενου ρεύματος καθώς επίσης και από την επιθυμητή ποιότητα του ανακτημένου ρεύματος.

Η διαφορά των μεμβρανών της αντίστροφης όσμωσης από αυτές της UF είναι ότι λαμβάνει χώρα κατακράτηση των διαλυμένων ουσιών του νερού. Έτσι, για να ξεπεραστεί η οσμωτική πίεση που δημιουργείται στην επιφάνεια των μεμβρανών λόγω συσσώρευσης αλάτων, απαιτούνται υψηλότερες λειτουργικές πιέσεις. Η δημιουργία αυτού του συμπυκνώματος που είναι επιβαρυνμένο σε ρυπαντές και πρέπει να διατεθεί αποτελεί ένα από τα προβλήματα της RO. Άλλα ζητήματα που αποτελούν αγκάθια στη διεργασία της αντίστροφης όσμωσης είναι το κόστος αγοράς των μεμβρανών, η έμφραξη την οποία υπόκεινται και συνεπακόλουθα η μειωμένη διάρκεια ζωής τους καθώς και το υψηλό ενεργειακό τίμημα που είναι άμεση συνέπεια των υψηλών λειτουργικών πιέσεων.

### 3.5 Συστήματα MBR-RO

#### 3.5.1 Γενικά

Η διεργασία επεξεργασίας με διάταξη διπλής μεμβράνης, δηλαδή η σύζευξη MF ή UF με αντίστροφη όσμωση γίνεται μια ολοένα πιο ελκυστική εναλλακτική τεχνολογία για την ανάκτηση νερού από υγρά απόβλητα, ιδίως αστικής προέλευσης, λόγω της αποδοτικότητας του διπλού συστήματος αλλά και της ευκολίας στη λειτουργία. Σε ένα τέτοιο σύστημα, η μικροδιήθηση ή υπερδιήθηση αποτελεί προεπεξεργασία (πρώτο στάδιο) πριν τη μεμβράνη της αντίστροφης όσμωσης (δεύτερο στάδιο). Το πρώτο στάδιο αφαιρεί τα αιωρούμενα στερεά και κολλοειδή υλικά, ενώ η RO αφαιρεί τα διαλυμένα στερεά καθώς και την οργανική και ιοντική ύλη. Ο βιοαντιδραστήρας μεμβρανών μπορεί να επιτελέσει τόσο την δευτεροβάθμια επεξεργασία των λυμάτων, όσο και να αποτελέσει κατάλληλη προεπεξεργασία για τη μεμβράνη της αντίστροφης όσμωσης και έτσι, η συστοιχία MBR/RO αποκτά πολύ καλές προοπτικές για την επεξεργασία ανεπεξέργαστων λυμάτων για την παραγωγή ανακτημένου νερού.

#### 3.5.2 Παραδείγματα εφαρμογής

Τα τελευταία χρόνια έχουν διεξαχθεί αρκετές έρευνες για την εξαγωγή της αποτελεσματικότητας του συζευγμένου συστήματος MBR-RO. Στην έρευνα που διεξήγαγαν οι Sert et al. (2016), χρησιμοποίησαν πιλοτική μονάδα με μεμβράνη αντίστροφης όσμωσης ελικοειδούς περιέλιξης στην έξοδο αντιδραστήρα MBR με τροφοδοσία βιομηχανικά απόβλητα και μελετήθηκε κυρίως η απόδοση της RO. Πριν την είσοδο στον βιοαντιδραστήρα το ρεύμα τροφοδοσίας περνούσε από προεπεξεργασία με εσχάρωση και φίλτρο. Η μέγιστη παροχή διηθήματος που επετεύχθη ήταν  $41.3\text{L/h/m}^2$  και παρατηρήθηκε ότι η παροχή αυξήθηκε κατά τη καλοκαιρινή περίοδο όπου η θερμοκρασία ήταν μεγαλύτερη. Επιπλέον, η παραγωγή ανακτημένου νερού μειώθηκε συναρτήσει του χρόνου λόγω της έμφραξης των μεμβρανών, παρά την προσθήκη αντικαθαλωτικών και άλλων χημικών. Επιπλέον, παρατηρήθηκαν υψηλοί ρυθμοί απόρριψης της αγωγιμότητας(97%), της συγκέντρωσης αλάτων(95-97%), χλωριώντων(97%),θειικών αλάτων (99%) ,από τη μεμβράνη της αντίστροφης όσμωσης. Αναφορικά με το βέλτιστο καθαρισμό των μεμβρανών έχει δειχθεί ότι για μεμβράνες με δομοστοιχεία και ροή  $19\text{m}^3/\text{d}$  ελικοειδούς περιέλιξης το καλύτερο δοσομετρικό χημικό για την αποφυγή έμφραξης είναι το υποχλωριώδες νάτριο. Στην ίδια έρευνα βρέθηκε ότι σε μία διάταξη MBR/RO, ο βιοαντιδραστήρας από μόνος του μπορεί να μειώσει τη συγκέντρωση των ρυπαντών σε



αποδεκτά επίπεδα, ενώ η αντίστροφη όσμωση επιφέρει περαιτέρω βελτίωση σε αισθητικές και μικροβιολογικές παραμέτρους (Tam, 2007).

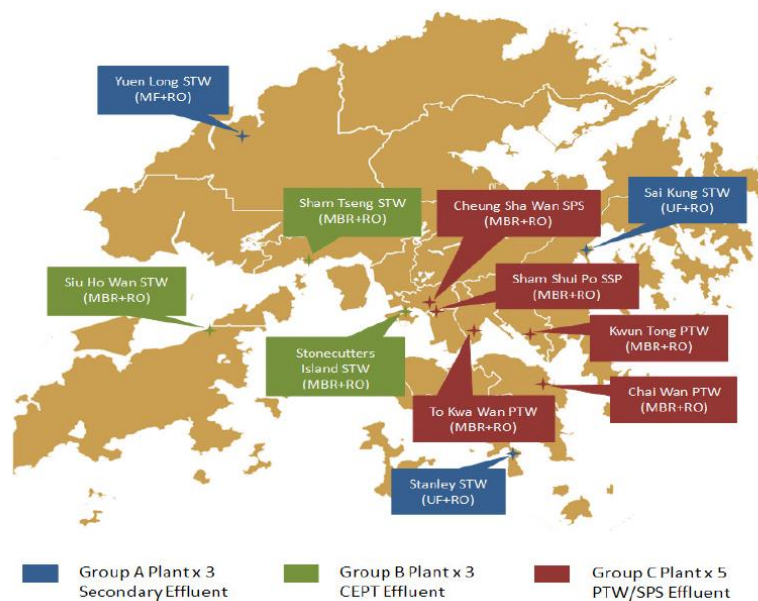
Σε άλλη έρευνα που διεξήχθη από τους Comerton et al. (2005), επισημάνθηκε η ικανότητα της διάταξης διπλής μεμβράνης να απομακρύνει επιτυχώς μικροβιολογικούς παράγοντες. Συγκεκριμένα, το νερό κάλυπτε το πλαίσιο που ορίζεται από την US EPA για μη πόσιμη επαναχρησιμοποίηση με τα ολικά κολοβακτηρίδια και τους ιούς να μην είναι ανιχνεύσιμοι στο νερό εξόδου. Μία ακόμα σημαντική έρευνα για την απόδοση της υπό μελέτης διάταξης έγινε από τους Rodriguez-Mozaz S. et al (2014), κατά την οποία ερευνήθηκε η ικανότητα του συστήματος MBR/RO με μικροδιήθηση να απομακρύνει διάφορες φαρμακευτικές ουσίες και φυτοφάρμακα με γνωστή ή δυνητική επιβλαβή δράση. Το πόρισμα της έρευνας τους έδειξε ότι ενώ οι συμβατικές μονάδες βιολογικής επεξεργασίας δεν μπορούν να απομακρύνουν τέτοιες ουσίες αποτελεσματικά, ακόμα και μετά από επεξεργασία με UV ακτινοβολία, το σύστημα MF/RO κατάφερε να μειώσει και τις 29 –υπό εξέταση- φαρμακευτικές καθώς και τα 20 φυτοφάρμακα σε συγκεντρώσεις κάτω από 16 ng/L. Αυτό καθίσταται ιδιαίτερα ενθαρρυντικό, ιδίως για την περίπτωση ουσιών όπως οι carbamazepine, diclofenac, atenolol, azythromycin and erythromycin, των οποίων οι συγκεντρώσεις στην έξοδο συμβατικών συστημάτων ενεργού ιλύος κυμάνθηκαν από 160-240 ng/L.

Στο Πεκίνο της Κίνας, ένα σύστημα με καινοτόμες μεμβράνες MBR που ακολουθούνταν από RO χρησιμοποιήθηκε για αστικά λύματα και απέδειξε ότι το νερό εξόδου ήταν πολύ υψηλής ποιότητας, κατάλληλο για επαναχρησιμοποίηση. Πιο συγκεκριμένα, χρησιμοποιήθηκε εμβαισιζόμενος MBR με μεμβράνες λεπτού επίπεδου στρώματος γιατί διαπιστώθηκε ότι καθαρίζονται με αερισμό πιο αποτελεσματικά από τις μεμβράνες κοίλων ινών. Το μέγεθος των πόρων ήταν 80 nm. Κατά τη διάρκεια της δεκάμηνης λειτουργίας κρίθηκε απαραίτητος ο τακτικός χημικός καθαρισμός των μεμβρανών με διάλυμα 0.3% NaClO με χρόνο επαφής τις 2 ώρες (Yang Y F., et al). Ακόμα, με παροχή 21 L/m<sup>2</sup>/h η διαπερατότητα της μεμβράνης RO διατηρήθηκε σταθερή χωρίς την ανάγκη χημικού καθαρισμού. Το ολικό άζωτο της εξόδου του MBR ανερχόταν στα 14 mg/L, ενώ το BOD<sub>5</sub> στα 2,4 mg/L. Η θολότητα στην έξοδο του βιοαντιδραστήρα ανερχόταν στα 0,21 NTU, ενώ η τιμή αυτή μειωνόταν περαιτέρω από την RO και στο τελικό διήθημα ήταν μικρότερη από 0,1 NTU. Ακόμα, στην έξοδο της RO το COD βρισκόταν κάτω από τα όρια ανίχνευσης της αναλυτικής μεθόδου, τα χλωριόντα είχαν τιμή 0,62 mg/L, ενώ τα ολικά διαλυτά στερεά κυμαίνονταν γύρω στα 16 mg/L. (Yang Y F., et al).

Η διάταξη MBR/RO έχει εφαρμοσθεί και σε πολλές ακόμα περιπτώσεις, είτε σε πιλοτική κλίμακα ή για ανάκτηση νερού σε αστικές περιοχές. Οι Dialynas et. al (2008,2009)

περιγράφουν, ένα πιλοτικό σύστημα βιοαντιδραστήρα μεμβρανών υπερδιήθησης που εγκαταστάθηκε στο εργοστάσιο επεξεργασίας αστικών λυμάτων Χανίων, Δυτική Κρήτη, Ελλάδα. Το έργο διερεύνησε την επεξεργασία του συμπυκνώματος που παράγεται από την επεξεργασία αντίστροφης όσμωσης μίας εκροής MBR. Επιπρόσθετα, οι Ogawa N., et al, αναλύουν ένα προηγμένο σύστημα επεξεργασίας λυμάτων που αποτελείται από ένα βιοαντιδραστήρα μεμβράνης που ακολουθείται από νανοδιήθηση (NF) και μεμβράνες αντίστροφης όσμωσης (RO) που εξετάστηκε σε πιλοτική κλίμακα με πραγματικά λύματα. Ακόμη, η Σιγκαπούρη έχει αναπτύξει νέες τεχνολογίες για την ανάκτηση πόσιμου νερού από νερό οικιακών χρήσεων. Το νερό που παράγεται από το πόσιμο νερό με το σύστημα διπλής μεμβράνης ονομάζεται NEWater(Qin et al., 2006 ). Οι Fernandez t al, δοκίμασαν σε πιλοτική βάση, στην πόλη McAllen στο Texas, ένα σύστημα MBR-RO για την ανάκτηση αστικών λυμάτων για την επίτευξη ποιότητας κατάλληλης ώστε το επεξεργασμένο νερό να αποτελέσει πηγή πόσιμου νερού.

Στο Χονγκ Κονγκ, το Σεπτέμβριο του 2010, τοποθετήθηκαν 11 μικρές κλίμακας εγκαταστάσεις ανάκτησης νερού για επεξεργασία μέρους της εκροής από διαφορετικά στάδια επεξεργασίας λυμάτων για οικιακές μη πόσιμες χρήσεις. Αυτές οι μονάδες σχεδιάστηκαν με διαφορετικές κλίμακες και τεχνολογίες, που περιλαμβάνουν μικροδιήθηση, υπερδιήθηση, βιοαντιδραστήρα μεμβρανών και αντίστροφη όσμωση. Οι έντεκα πιλοτικές μονάδες (Chan, H) , λειτούργησαν με στενή παρακολούθηση για είκοσι μήνες και το ανακτημένο νερό χρησιμοποιήθηκε κυρίως για νερό τουαλέτας, πλύσιμο εγκαταστάσεων, πότισμα φυτών, και άρδευση.



Σχήμα 3-4: Τοποθεσία των 11 πιλοτικών μονάδων στο Hong Kong για ανάκτηση νερού (Chan H. H.).

## 4 ΠΕΡΙΓΡΑΦΗ ΠΙΛΟΤΙΚΗΣ ΜΟΝΑΔΑΣ ΚΑΙ ΜΕΤΡΗΤΙΚΩΝ ΜΕΘΟΔΩΝ

### 4.1 Εισαγωγή

Με δεδομένη την νομοθεσία της επαναχρησιμοποίησης και την τάση σε όλη τη Ευρώπη τα όρια να γίνονται ολοένα και αυστηρότερα, το πρόγραμμα DESSIN δίνει έμφαση σε νέες τεχνολογίες και τη σύζευξή τους με καινοτόμες μεθόδους προχωρημένης επεξεργασίας υγρών αποβλήτων όπως τα συστήματα μεμβρανών που εμφανίζουν μεγαλύτερη απόδοση και υψηλότερη ποιότητα ανάκτησης. Το επίπεδο επεξεργασίας που απαιτείται καθορίζεται από τους στόχους ποιότητας για απεριόριστη αστική επαναχρησιμοποίηση λυμάτων.

Με βάση τα παραπάνω, ο πιλοτικός βιολογικός DESSIN αποτελείται από τα παρακάτω στάδια επεξεργασίας

- Βιοαντιδραστήρας μεμβρανών (MBR)
- Βιολογική απομάκρυνση αζώτου
- Αντίστροφη όσμωση

Ο βιοαντιδραστήρας μεμβρανών μειώνει το μεγαλύτερο μέρος του οργανικού φορτίου και του αζώτου, αλλά και των αιωρούμενων στερεών με επίτευξη υψηλού ποσοστού απομάκρυνσης. Στην περίπτωση που τα επεξεργασμένα λύματα περιέχουν υψηλές συγκεντρώσεις διαλυμένων στερεών, τέτοιες ώστε να απαγορεύουν την προοπτική επαναχρησιμοποίησης, τότε ακολουθεί επεξεργασία με αντίστροφη όσμωση.

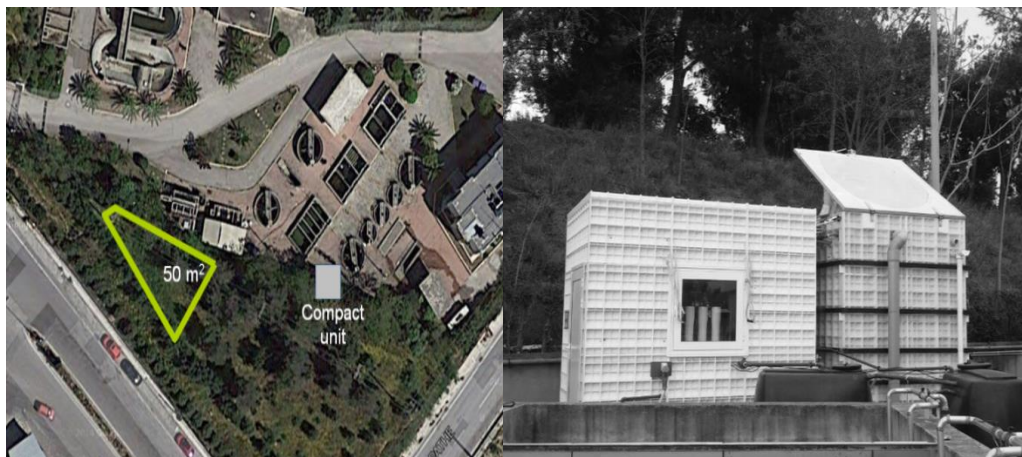
Πέρα από τα παραπάνω, οι επιλεχθείσες τεχνολογίες δίνουν τη δυνατότητα της συμπαγούς (compact) μονάδας ανάκτησης νερού που θα βρίσκεται κοντά σε πιθανές εφαρμογές με τη δυνατότητα μετακίνησης με εύκολο τρόπο. Η τεχνολογία MBR αποτελεί την καλύτερη εφαρμογή ως λύση όταν απαιτείται υψηλή ποιότητα ανακτημένου νερού με προοπτική επαναχρησιμοποίησης, όταν εξετάζονται αποκεντρωμένες μονάδες, όταν αναμένονται χωροταξικοί περιορισμοί, και όταν είναι επιθυμητή η μείωση του όγκου της λάσπης λόγω των υψηλών χρόνων παραμονής στερεών. Για το σκοπό της μονάδας DESSIN θα μπορούσαν να χρησιμοποιηθούν τεχνολογίες που εφαρμόζονται και σε συμβατικές μονάδες επεξεργασίας, όμως η συστοιχία MBR/RO βρίσκεται πιο κοντά στη φιλοσοφία της κινητής και συμπαγούς αποκεντρωμένης μονάδας επεξεργασίας αστικών λυμάτων που επιδιώκει το πρόγραμμα DESSIN.

Στο παρόν κεφάλαιο πραγματοποιείται αρχικά μια λεπτομερής περιγραφή της αποκεντρωμένης μονάδας επεξεργασίας λυμάτων DESSIN. Τέλος, παρουσιάζονται όλα τα επιμέρους υλικά, που χρησιμοποιήθηκαν, καθώς και οι διαδικασίες των αναλύσεων, που πραγματοποιήθηκαν, για την παρακολούθηση της λειτουργίας του συστήματος επεξεργασίας λυμάτων.

## 4.2 Περιγραφή αποκεντρωμένης μονάδας επεξεργασίας λυμάτων

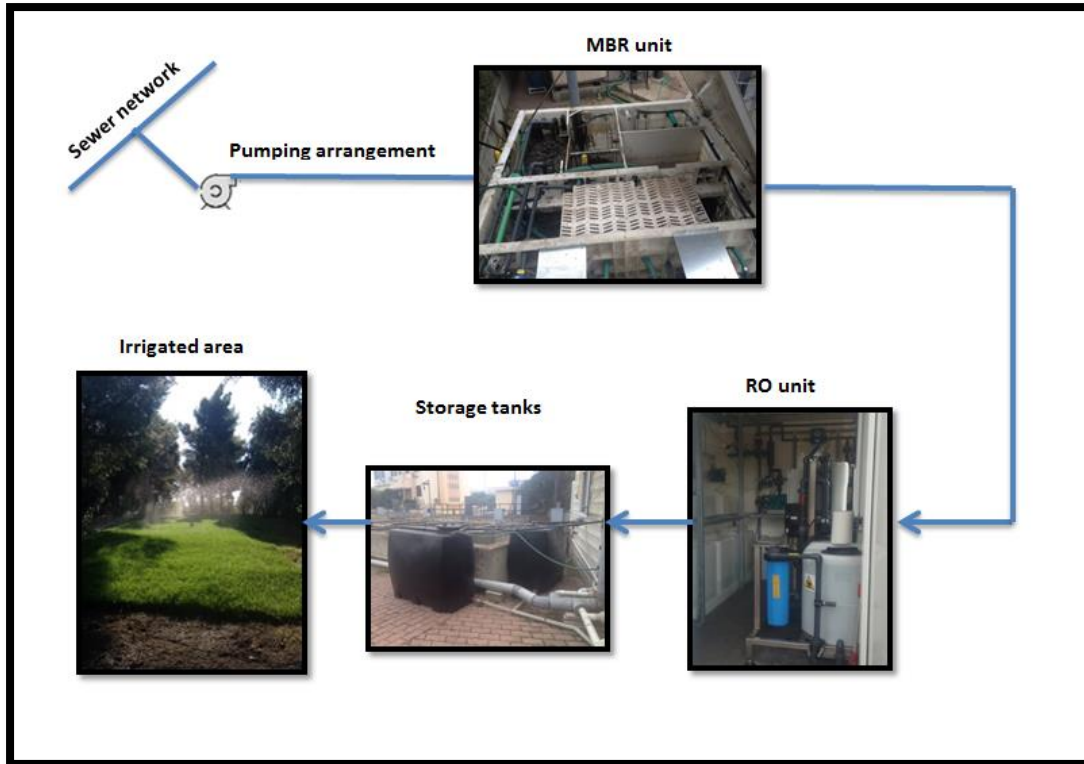
Η μονάδα sewer mining για την επεξεργασία λυμάτων μαζί με προηγμένες τεχνολογίες παρακολούθησης(AMI) και Συστήματα Υποστήριξης αποφάσεων (DSS), έχει τοποθετηθεί στο τμήμα R&D της ΕΥΔΑΠ, στη περιοχή της Μεταμόρφωσης, στην Αθήνα (Σχήμα 4-1). Ο στόχος της συγκεκριμένης πιλοτικής μονάδας είναι να αναδείξει τη χρήση των κινητών μονάδων επεξεργασίας λυμάτων που συλλέγουν ανεπεξέργαστα λύματα απευθείας από το δίκτυο, και τα επεξεργάζονται επί τόπου στο σημείο ζήτησης.

Η εγκατεστημένη μονάδα sewer mining αποτελείται από δύο υπομονάδες. Τη μονάδα του βιοαντιδραστήρα μεμβράνης (MBR) και την υπομονάδα της αντίστροφης όσμωσης(RO). Και οι δύο έχουν κατασκευαστεί ως μεμονωμένες ενότητες που ενώνονται μαζί σε ένα συμπαγές σύστημα που προσφέρει ευκολία στη μεταφορά. Η δυναμικότητα της μονάδας για την υπό εξέταση περίοδο ανήλθε στα 12 m<sup>3</sup>/d. Στην ακόλουθη εικόνα παρουσιάζονται η τοποθεσία της μονάδας καθώς και η ίδια η μονάδα.



Σχήμα 4-1 Απεικόνιση της μονάδας DESSIN (αριστερά) και του χώρου πρασίνου όπου επαναχρησιμοποιείται το ανακτημένο νερό

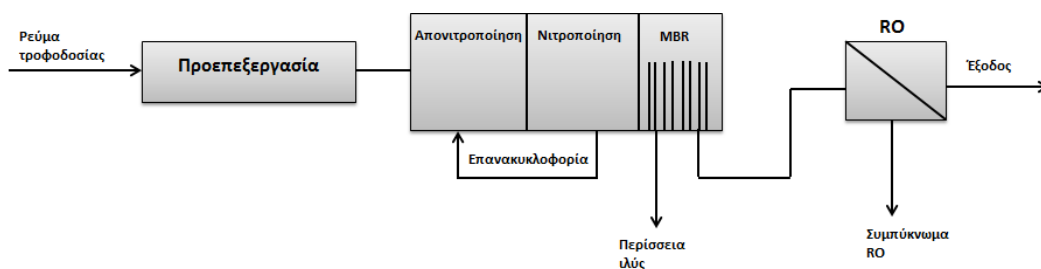
Όπως φαίνεται και στο Σχήμα 4-2, το ανακτημένο νερό αποθηκεύεται σε δεξαμενές, από όπου αντλείται για να ποτίσει με καταιονισμό ένα τριγωνικό χώρο πρασίνου συνολικού εμβαδού 50 m<sup>2</sup>, που βρίσκεται πλησίον της μονάδας.



Σχήμα 4-2: Εικονική αναπαράσταση των σταδίων επεξεργασίας της μονάδας, ξεκινώντας από την άντληση λυμάτων και καταλήγοντας στον καταιονισμό παρακείμενου χώρου πρασίνου

### 4.3 Σχεδιασμός συστήματος

Το αντλιοστάσιο που τροφοδοτεί τον MBR είναι τοποθετημένο ανάντη της πιλοτικής μονάδας και ωθεί τα λύματα σε μία δεξαμενή εξισορρόπησης, αφού πρώτα περάσουν από μία βασική προεπεξεργασία. Στη συνέχεια τροφοδοτούνται στη μονάδα MBR, όπου επιτελούνται όλες οι βιολογικές διεργασίες. Μετά την έξοδο του MBR βρίσκεται η αντίστροφη όσμωση. Στα επόμενα υποκεφάλαια γίνεται αναλυτικότερη περιγραφή της λειτουργίας της κάθε υπομονάδας. Η συνολική διεργασία συνοψίζεται στο Διάγραμμα 4-1, ενώ στον Πίνακα 4.1 δίνονται τα λειτουργικά χαρακτηριστικά και παράμετροι του συστήματος.



Διάγραμμα 4-1: Διάγραμμα ροής της μονάδας DESSIN

Πίνακας 4.1: Λειτουργικά χαρακτηριστικά του συστήματος

Παράμετρος	Συμβολισμός	Τιμή	Μονάδες
Παροχή	Q	12	m <sup>3</sup> /d
Υδραυλικός Χρόνος Παραμονής	HRT	3	h
Χρόνος Παραμονής Βιομάζας	SRT	20	d
Οργανική Φόρτιση	F/M	0,38	gCOD/ gMLSS/d
Αιωρούμενα Στερεά	MLSS	9200	mg/l
Πτητικά Στερεά	MLVSS	7400	mg/l
Απομάκρυνση Λάσπης	W	84	l/d
Ροή Διήθησης	J	15-20	l/m <sup>2</sup> -h
Παροχή Διήθησης	Q <sub>διήθησης</sub>	500	l/h

### 4.3.1 Προεπεξεργασία

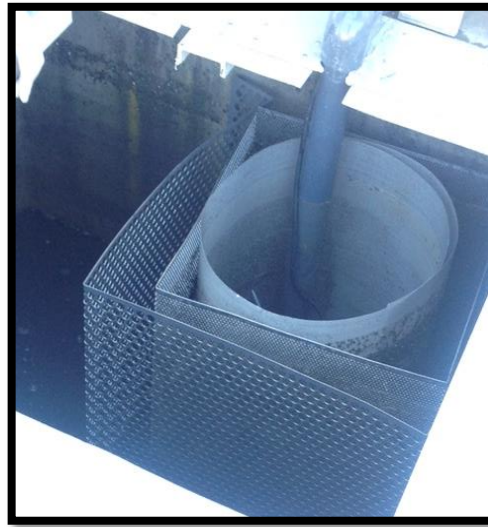
#### 4.3.1.1 Σήτα εσχάρωσης

Το πρώτο στάδιο προεπεξεργασίας πραγματοποιείται εντός της δεξαμενής (Σχήμα 4-3) που βρίσκεται η εμβαπτιζόμενη αντλία τροφοδοσίας της μονάδας με λύματα. Τα λύματα πριν εισέλθουν στη μονάδα περνάνε από 2 μεταλλικές σήτες και ένα κόσκινο, που είναι τοποθετημένα εντός της δεξαμενής (Σχήμα 4-4), για την απομάκρυνση των μεγαλύτερων και πιο ογκωδών αντικειμένων (χαρτιά, κουρέλια, πλαστικά υλικά) που βρίσκονται σε αιώρηση στα λύματα και εγκυμονούν κινδύνους έμφραξης των αγωγών, φθοράς του μηχανολογικού εξοπλισμού και δυσλειτουργίας των συστημάτων επεξεργασίας που ακολουθούν.





Σχήμα 4-3: Δεξαμενή εισόδου των εισερχόμενων λυμάτων



Σχήμα 4-4: Σήτες προεπεξεργασίας

#### 4.3.1.2 Απομάκρυνση άμμου και λιπών ελαίων

Τα έλαια και η άμμος είναι ένας από τους μεγαλύτερους εχθρούς των μεμβρανών από πολυμερή, εξαιτίας του έμφραξης που μπορούν να προκαλέσουν. Επομένως είναι επιτακτική η ανάγκη μείωσης αυτών των ρύπων κάτω από 10ppm.

Η απομάκρυνση της άμμου απαιτείται κυρίως για την προστασία των ηλεκτρομηχανολογικών οργάνων αλλά και των μεμβρανών από την λειαντική δράση της άμμου που περιέχεται στα εισερχόμενα λύματα. Για αυτό το λόγο, ο απαιτούμενος βαθμός απομάκρυνσης της άμμου είναι τουλάχιστον 97% για όλα τα σωματίδια με μέγεθος μεγαλύτερο από 200μm. Το στάδιο της απομάκρυνσης της άμμου εντοπίζεται στη δεξαμενή

εισόδου, όπου παραμένει εκεί για επαρκές χρονικό διάστημα, ώστε να καθιζάνουν τα βαρύτερα σωματίδια, καθώς και στο φίλτρο του συστήματος. Επιπλέον, απομακρύνονται λίπη και έλαια μέσω της υπερχειλίσης, αφού ως ελαφρύτερα από το νερό συγκεντρώνονται στην επιφάνεια και απορρίπτονται.



Σχήμα 4-5: Φίλτρο προεπεξεργασίας

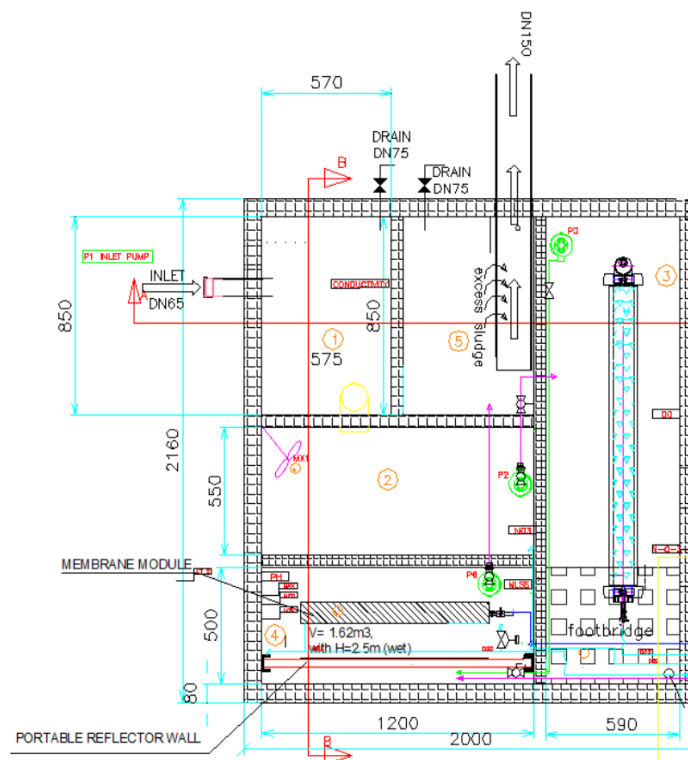
#### **4.3.2 Μονάδα βιολογικής Επεξεργασίας**

Η υπό-μονάδα MBR περιέχεται σε ένα κουτί  $2,16 \cdot 2,00 \cdot 2,87 \text{m}^3$ , το οποίο χωρίζεται σε πέντε διαμερίσματα όπου λαμβάνουν χώρα οι διεργασίες για την επεξεργασία των αποβλήτων. Οι δεξαμενές αυτές, λόγω ενσωματωμένων αυτοματισμών, δίνουν τη δυνατότητα αλλαγής του όγκου επεξεργασίας και η ρύθμιση γίνεται με τη βοήθεια ηλεκτρονικών σταθμίμετρων. Η χρήση αρίθμησης των δεξαμενών έχει αναφορά στο Σχήμα 4-7 που ακολουθεί.





Σχήμα 4-6: Οι δεξαμενές των βιολογικών διεργασιών του συστήματος



Σχήμα 4-7: Κάτοψη της μονάδας DESSIN ( διαστάσεις σε mm). Η πορτοκαλί αρίθμηση παρουσιάζει τις διακριτές δεξαμενές.

1. Στη δεξαμενή εισόδου/εξισορρόπησης, που αναφέρθηκε και προηγουμένως, απομακρύνονται οι επιπλέοντες ουσίες. Τα λύματα από αυτή τη δεξαμενή διοχετεύονται με υπερχειλίση μέσω ενός φίλτρου (Σχήμα 4-5), στην ανοξική δεξαμενή-δεξαμενή απονιτροποίησης- για περαιτέρω επεξεργασία, ενώ τα επιπλέοντα υλικά που συλλέγονται αφαιρούνται μέσω αποστράγγισης (Σχήμα 4-8).



Σχήμα 4-8: Συλλογή λιπών ελαίων- Δεξαμενή εισόδου

2. Στη δεξαμενή απονιτροποίησης, γίνεται μετατροπή των νιτρικών σε αέριο άζωτο. Στο εσωτερικό της έχει εγκατασταθεί αναδευτήρας με σκοπό την επίτευξη ομοιογένειας του περιεχόμενου υγρού . Το υγρό αυτό περιλαμβάνει ένα μίγμα ακατέργαστης ιλύος καθώς και ένα μίγμα ιλύος που επιστρέφει μέσω επανακυκλοφορίας εντός της δεξαμενής. Ακολουθεί η δεξαμενή νιτροποίησης.
3. Στη δεξαμενή νιτροποίησης λαμβάνουν χώρα τόσο η οξείδωση της οργανικού φορτίου όσο και η νιτροποίηση του αζώτου. Η αεροβική δεξαμενή είναι εξοπλισμένη με ένα διαχύτη στον πυθμένα ο οποίος παρέχει το απαραίτητο οξυγόνο για την οξείδωση του οργανικού φορτίου και ταυτόχρονα διατηρεί ομοιογένεια εντός της δεξαμενής.
4. Στη δεξαμενή μεμβρανών, επιτελείται η διήθηση του νερού. Η διαδικασία αυτή περιλαμβάνει διάφορους κύκλους, οι οποίοι συμβαίνουν άλλοτε ταυτόχρονα και άλλοτε διαδοχικά. Το διηθημένο προϊόν εξάγεται διαμέσου της μεμβράνης με στόχο την περαιτέρω επεξεργασία του στην υπομονάδα της RO, μέσω μιας λοβωτής αντλίας. Αυτή η αντλία έχει τη δυνατότητα αντίστροφης πλύσης (backflushing) για τον καθαρισμό των μεμβρανών. Η αντλία απορρίπτει το διηθημένο προϊόν εντός μιας τελικής δεξαμενής διηθήματος (permeate tank). Η δεξαμενή αυτή έχει χωρητικότητα 300 L , έτσι ώστε να εξυπηρετούνται οι διάφορες λειτουργίες αντίστροφης πλύσης που στοχεύουν στον τακτικό καθαρισμό και τη συντήρηση των μεμβρανών με χημικές ουσίες. Ένα μέρος της ιλύος εντός της δεξαμενής μεμβρανών αποβάλλεται στην τελική δεξαμενή μέσω μιας αντλίας και η λάσπη από κει

μέσω υπερχειλίσης επιστρέφει στο δίκτυο ενώ το υπόλοιπο μέρος υπερχειλίζει και πάλι πίσω στην αεροβική δεξαμενή.

Εντός της δεξαμενής, έχουν τοποθετηθεί βιομεμβράνες κοίλων ινών υπερδιήθησης. Οι μεμβράνες αυτές λειτουργούν κάτω από αρνητική πίεση με τη διεύθυνση της διήθησης να είναι από την έξω πλευρά των βιομεμβρανών προς το εσωτερικό. Τα στερεά με αυτό τον τρόπο παρακρατούνται στο εξωτερικό των μεμβρανών ενώ το διηθημένο νερό συλλέγεται σε μία δεξαμενή συσσώρευσης και από κει απορρίπτεται.



Σχήμα 4-9: Βιοαντιδραστήρας MBR σε λειτουργία με νερό



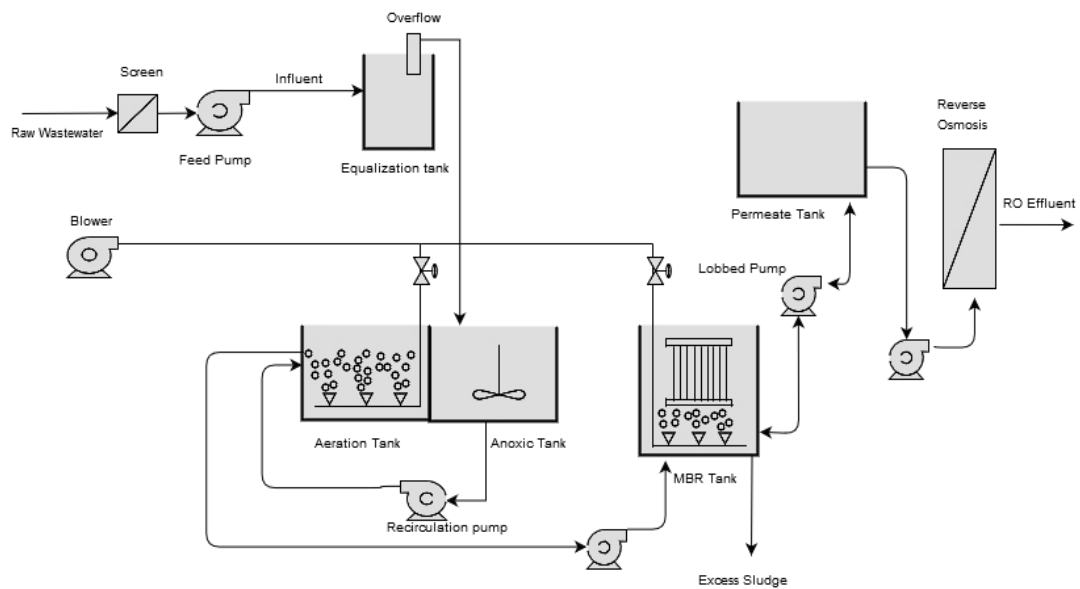
Σχήμα 4-10: Βιοαντιδραστήρα MBR σε λειτουργία με λύματα

5. Στην τελική δεξαμενή, όπως αναφέρθηκε και παραπάνω έχουμε τη λάσπη η οποία επιστρέφει πίσω στο δίκτυο.

Στον Πίνακα 4.2 , αποτυπώνονται οι αναμενόμενες τιμές ορισμένων παραμέτρων, χημικών και μικροβιολογικών στο διήθημα του βιοαντιδραστήρα, βάση του σχεδιασμού.

Πίνακας 4.2: Προβλεπόμενες -από το σχεδιασμό- παράμετροι στην έξοδο του MBR

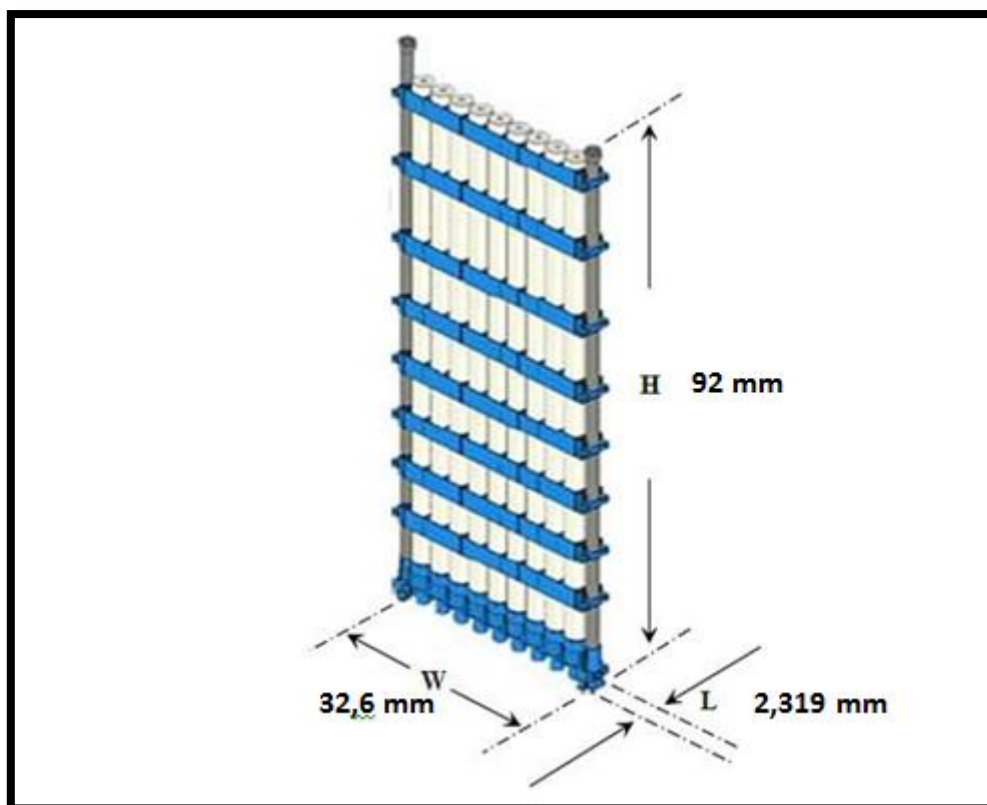
Δείκτης	MBR
BOD <sub>5</sub> mg/L	≤10
COD mg/L	≤70
TSS mg/L	≤5
TN	15mg/l
TP	10mg/l
FC	≤100cfu/100ml



Σχήμα 4-11: Αναλυτικό διάγραμμα ροής της πιλοτικής μονάδας DESSIN

### 4.3.3 Λειτουργικά χαρακτηριστικά των μεμβρανών

Στο Σχήμα 4-12 δίνονται τα επιμέρους μεγέθη της εγκατεστημένης μεμβράνης καθώς και το σχήμα της, ενώ στον Πίνακα 4.3, παρουσιάζονται αναλυτικά τα χαρακτηριστικά της μεμβράνης.



Σχήμα 4-12: Λεπτομερής απεικόνιση της μονάδας μεμβρανών

Πίνακας 4.3: Λεπτομερή χαρακτηριστικά των μεμβρανών

MEMBRANES KOILON INON KOCH PURON	
Χημεία μεμβράνης	PVDF
Τύπος μεμβράνης	Κοίλων ινών με λειτουργία από το εξωτερικό προς το εσωτερικό
Διάμετρος πόρων μεμβράνης	0,03 μm
Εμβαδόν μεμβράνης	34m <sup>2</sup>
Εύρος θερμοκρασίας	5-40 οC
Μέγιστη διαμεμβρανική πίεση φίλτρανης	0,6 bar
Μέγιστη διαμεμβρανική πίεση ανάστροφης πλύσης	0,6 bar

#### 4.3.4 Πρωτόκολλο περιορισμού έμφραξης μεμβρανών

Ταυτόχρονα με τη διαδικασία φίλτρανης, διεξάγονται κύκλοι αερισμού για τον καθαρισμό των μεμβρανών, ώστε να διασφαλιστεί η πυκνωση λάσπης στην επιφάνεια των μεμβρανών. Ο φυσητήρας των μεμβρανών, είναι δυναμικότητας 2,2 kWatt, με συνολική δυναμικότητα

30 m<sup>3</sup>/h. Η προγραμματισμένη αναρρόφηση που απαιτείται διακόπτεται και από άλλες λειτουργίες όλες με στόχο να διατηρηθεί η διαπερατότητα της μεμβράνης στο χρόνο. Συνήθως είναι αντίστροφη πλύση (backflushing mode) ή κύκλους χαλάρωσης (relaxation modes).

Μεταξύ των παραπάνω προληπτικών δράσεων, η αντίστροφη πλύση φαίνεται να είναι η πιο αποτελεσματική. Κατά τη διάρκεια της αντίστροφης πλύσης, η λοβωτή αντλία αντιστρέφει την κανονική της λειτουργία και μεταφέρει ένα μέρος του διηθημένου νερού που παράγεται στο εσωτερικό των μεμβρανών προς το εξωτερικό, με σκοπό να απομακρύνει όποιο υλικό έχει εναποτεθεί στην εξωτερική επιφάνεια των μεμβρανών ή μέσα στους πόρους κατά τη διάρκεια της αναρρόφησης. Εντωμεταξύ, ο καθαρισμός με αέρα παρέχει την απαιτούμενη μίξη της βιομάζας για να διατηρηθεί όσο γίνεται καλύτερα η ομοιογένειά εντός της δεξαμενής μεμβρανών.

Τελευταίο αλλά εξίσου σημαντικό για τη διατήρηση της διαπερατότητας των μεμβρανών είναι η πραγματοποίηση κύκλων χημικού καθαρισμού. Οι κύκλοι αυτοί έχουν σχεδιαστεί έτσι ώστε να μειώσουν την απώλεια της διαπερατότητας συναρτήσει του χρόνου (στρατηγική βασισμένη σε καθημερινούς ή εβδομαδιαίους χημικούς καθαρισμούς που θα ακολουθούνται από πιο «επιθετικούς» κύκλους ανάκαμψης εάν κριθεί απαραίτητο). Ο Πίνακας 4.4 απεικονίζει την εκτιμώμενη κατανάλωση των χημικών αντιδραστηρίων για τον καθημερινό προγραμματισμένο καθαρισμό, με σκοπό την ανάπλαση των μεμβρανών (ένα πλύσιμο με υποχλωριώδες νάτριο τη μέρα, και ένα με κιτρικό οξύ την εβδομάδα καθώς και δύο καθαρισμούς αποκατάστασης το χρόνο).

Πίνακας 4.4: Κύκλοι χημικού καθαρισμού

	Maintenance Cleaning	Recovery Cleaning
NaOCl (14%)	43g/cycle	2,10kg/cycle
Citric Acid (30%)	340g/cycle	2,10g/cycle

#### 4.3.5 Μονάδα αντίστροφης όσμωσης RO

Η εκροή του MBR οδηγείται για περαιτέρω επεξεργασία στην αντίστροφη όσμωση. Η αντίστροφη όσμωση μαζί με τον ηλεκτρομηχανολογικό εξοπλισμό και τις οθόνες ρύθμισης (controllers) του MBR και της RO, βρίσκονται μέσα σε ένα δεύτερο κουτί 2,16·3,00·2,87 m<sup>3</sup> τοποθετημένο ακριβώς δίπλα από τον MBR (Σχήμα 4-13).



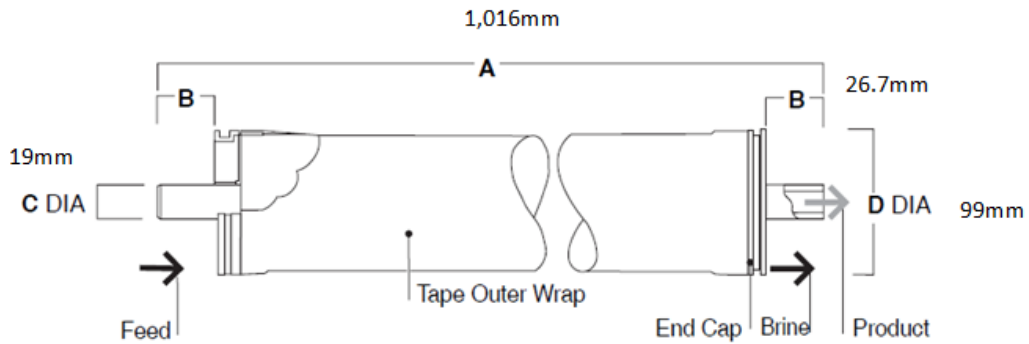
Σχήμα 4-13: Μονάδα αντίστροφης όσμωσης

Με μια αντλία υψηλής πίεσης, η –υπό πίεση- τροφοδοσία διοχετεύεται συνεχώς στο δομοστοιχείο. Εντός του δομοστοιχείου, που αποτελείται από ένα δοχείο πίεσης και ένα στοιχείο μεμβράνης, η τροφοδοσία διαχωρίζεται σε ένα προϊόν χαμηλής συγκέντρωσης αλάτων, το διήθημα, και ένα διάλυμα άλμης υψηλής συγκέντρωσης αλάτων, το συμπύκνωμα. Μία βαλβίδα ρύθμισης ροής, που ονομάζεται βαλβίδα συμπυκνώματος, ελέγχει το ποσοστό της τροφοδοσίας που καταλήγει στο συμπύκνωμα και το ποσοστό του διηθήματος που θα ληφθεί από τη ροή τροφοδοσίας. Στον Πίνακα 4.5 δίνονται τα χαρακτηριστικά της μεμβράνης της αντίστροφης όσμωσης.



#### 4.3.6 Λειτουργικά χαρακτηριστικά των μεμβρανών της αντίστροφης όσμωσης

Στο Σχήμα 4-14 δίνονται τα επιμέρους μεγέθη των εγκατεστημένων μεμβρανών αντίστροφης όσμωσης καθώς και το σχήμα της, ενώ στον Πίνακα 4.5, παρουσιάζονται αναλυτικά τα χαρακτηριστικά της μεμβράνης.



Σχήμα 4-14: Λεπτομερής απεικόνιση της μεμβράνης της αντίστροφης όσμωσης

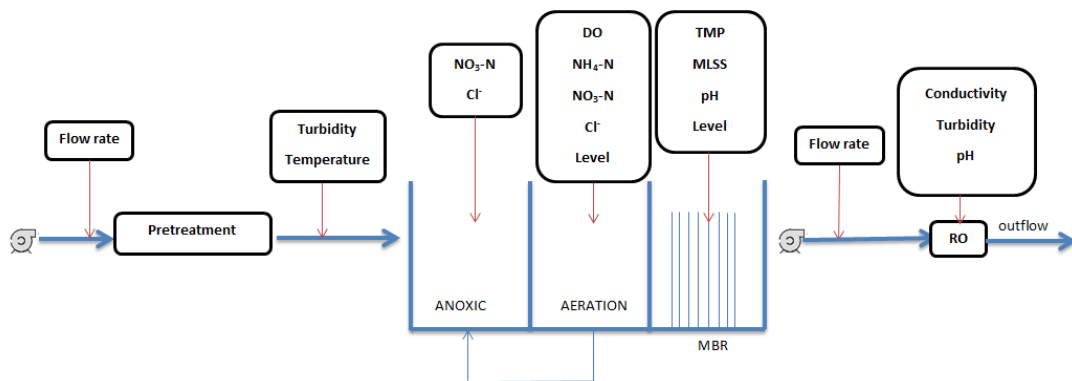
Πίνακας 4.5: Λεπτομερή χαρακτηριστικά μεμβρανών αντίστροφης όσμωσης

ΜΕΜΒΡΑΝΕΣ ΑΝΤΙΣΤΡΟΦΗΣ ΟΣΜΩΣΗΣ	
Τύπος μεμβράνης	Polyamide Thin-Film Composite
Ενεργή περιοχή	8,1 m <sup>2</sup>
Applied pressure	6,9bar
Ροή διηθήματος	9,8 m <sup>3</sup> /d
Μέγιστη θερμοκρασία λειτουργίας	45 οC
Μέγιστη πίεση λειτουργίας	41 bar
Εύρος pH κατά τη λειτουργία	2-11



#### 4.3.7 Αυτοματοποιημένη παρακολούθηση-Απομακρυσμένος έλεγχος

Όργανα συλλογής δεδομένων και ελέγχου έχουν ενσωματωθεί σε μία διαδικτυακή πλατφόρμα. Ο όρος όργανα αναφέρεται σε αισθητήρες πεδίου, τόσο για τα λύματα όσο και για το επεξεργασμένο-διηθημένο νερό εξόδου. Αισθητήρες θερμοκρασίας, pH, διαλυμένου οξυγόνου, αγωγιμότητας, αμμωνιακών-νιτρικών, αιωρούμενων στερεών αλλά και ενέργειας έχουν τοποθετηθεί σε διάφορα σημεία όπως παρουσιάζεται στο παρακάτω διάγραμμα.

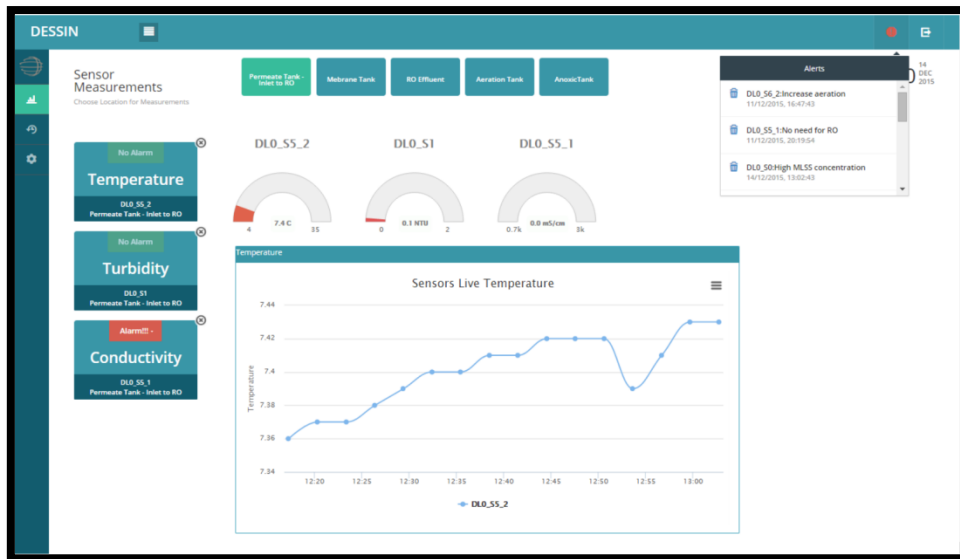


Διάγραμμα 4-2: Τοποθετημένοι αισθητήρες σε διάφορα σημεία του συστήματος

Τα δεδομένα από τους αισθητήρες μεταφορτώνονται σε μία πλατφόρμα η οποία παρέχει τα ακόλουθα:

- Τοπική αλλά και απομακρυσμένη πρόσβαση και έλεγχο των αισθητήρων
- Ανάκτηση δεδομένων σε πραγματικό χρόνο και απεικόνισή τους μέσω γραφικών παραστάσεων
- Ανίχνευση τυχόν προβλημάτων και ειδοποίηση μέσω κάποιου σήματος «alarm» ή «alert».
- Οπτικοποίηση των δεδομένων του αισθητήρα
- Δυνατότητα αναζήτησης ιστορικών δεδομένων τοποθετώντας ημερομηνία
- Δυνατότητα εξαγωγής αυτών των δεδομένων σε πολλές μορφές όπως γραφικές παραστάσεις ή ακόμα και σε excel

Το Σχήμα 4-14, απεικονίζει την πλατφόρμα και χρησιμοποιείται για την παρακολούθηση της ποιοτικής λειτουργίας της μονάδας.

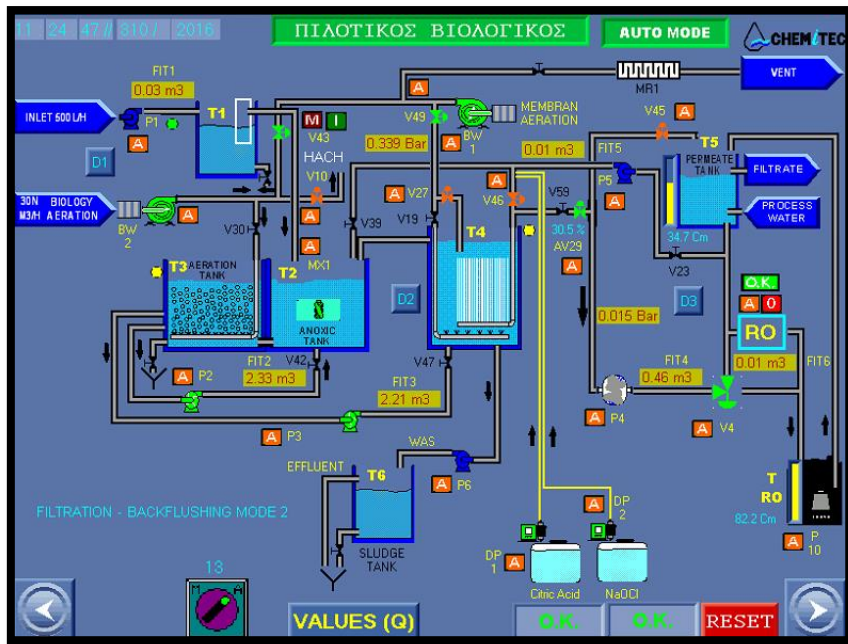


Σχήμα 4-15: Πλατφόρμα μεταφόρτωσης των δεδομένων των αισθητήρων του συστήματος

Πέρα από την πλατφόρμα, για την αυτοματοποίηση των ηλεκτρομηχανολογικών διεργασιών (λειτουργία αντλιών, φυσητήρων, βανών, αναδευτήρων κλπ) έχει εγκατασταθεί ένας προγραμματιζόμενος λογικός ελεγκτής (PLC) ο οποίος χρησιμοποιείται για τις ακόλουθες λειτουργίες:

- Δυνατότητα αλλαγής της λειτουργίας από τη αυτόματη λειτουργία σε χειροκίνητη λειτουργία.
- Έλεγχος και τροποποίηση των παροχών με καθορισμό ελάχιστων και μέγιστων τιμών
- Παρακολούθηση εμφάνισης alarm η alert που εμφανίζονται στο PLC
- Παρακολούθηση άνοιγμα ή κλείσιμο των αντλιών, βαλβίδων, φυσητήρων,
- Έλεγχος και παρακολούθηση των μετρητών πίεσης
- Έλεγχος της λειτουργίας καθαρισμού των μεμβρανών

Πέρα από τα παραπάνω, υπάρχει η δυνατότητα απομακρυσμένου ελέγχου και παρακολούθησης της πιλοτικής μονάδας μέσω του PLC από οποιαδήποτε κινητή συσκευή όπως από ένα ασύρματο υπολογιστή, τάμπλετ, κινητό κλπ απλά με την αγορά κάποιας άδειας. Στο Σχήμα 4-16 εμφανίζεται η κύρια οθόνη που χρησιμοποιείται για τον έλεγχο του PLC. Ο χρήστης μπορεί να ελέγξει τον όγκο όλων των δεξαμενών του συστήματος, τη ροή της κάθε αντλίας αλλά και την πίεση του αέρα, τη διαμεμβρανική πίεση για τον έλεγχο της εμφραξης των μεμβρανών, αλλά και τις πιέσεις της αντίστροφης όσμωσης.



Σχήμα 4-16: προγραμματιζόμενος λογικός ελεγκτής για την αυτόματη λειτουργία του συστήματος

#### 4.3.8 Καινοτομίες μονάδας DESSIN

Συνοψίζοντας τα όσα αναφέρθηκαν στις προηγούμενες υποενότητες, η μονάδα DESSIN εισάγει μια σειρά από καινοτομίες. Αρχικά, ο βιοαντιδραστήρας καταφέρνει και παράγει υψηλής ποιότητας ανακτημένο νερό ,καταλαμβάνοντας παράλληλα τον ελάχιστο δυνατό όγκο για το σκοπό αυτό. Συνδυαστικά με τον μικρό όγκο και το συμπαγή χαρακτήρα της, προσφέρει τη δυνατότητα τοποθέτησης σε πολλές διαφορετικές διαμορφώσεις εδάφους, ακόμα και υπόγεια, ενώ το μέγεθός της την καθιστά ευέλικτη και ικανή ανταπόκρισης σε νέες τεχνολογικές αλλαγές. Επιπλέον, τόσο τα υλικά όσο και η διαμόρφωση (ψηλές δεξαμενές) εκπέμπουν ανυπολόγιστες οσμές σε σχέση με άλλες μονάδες ανάκτησης Έτσι, μπορεί να αποτελέσει πηγή μη-πόσιμου νερού σε περιοχές που δεν έχουν τη δυνατότητα σύνδεσης σε κεντρικό δίκτυο παροχής πόσιμου νερού.

Ένα ακόμα κεφάλαιο που συνεισφέρει στην καινοτομία της μονάδας, είναι οι αυτοματισμοί και το σύστημα απομακρυσμένης παρακολούθησης. Μέσω αυτών διασφαλίζεται η συνεχής υψηλή ποιότητα ανάκτησης. Επιπλέον, αυτά τα εργαλεία καθιστούν τη μονάδα εύκολα προσεγγίσιμη, αφού δεν απαιτείται ιδιαίτερη τεχνογνωσία για τη λειτουργία της. Τέλος, οι αυτοματισμοί σε συνδυασμό με τη συστοιχία διπλής μεμβράνης, προσφέρουν τη δυνατότητα προσαρμογής της ποιότητας στις απαιτήσεις της εκάστοτε χρήσης.

#### 4.4 Αναλυτικές Μέθοδοι μετρήσεων

##### 4.4.1 Εισαγωγή

Ο βασικός ερευνητικός στόχος της παρούσας διπλωματικής είναι ο έλεγχος της αποδοτικότητας ως προς την απομάκρυνση οργανικού φορτίου, θρεπτικών, παθογόνων και βαρέων μετάλλων, μιας αποκεντρωμένης μονάδας επεξεργασίας λυμάτων με βιοαντιδραστήρα μεμβρανών σε συνδυασμό με αντίστροφη όσμωση. Ο έλεγχος αυτός αφορά στην ομαλή λειτουργία της μονάδας, έλεγχο των τοποθετημένων αισθητήρων, και τη συμμόρφωση της ποιότητας του νερού εξόδου με την Ελληνική νομοθεσία που υπάρχει για την επαναχρησιμοποίηση του νερού.

Για τους παραπάνω λόγους, πραγματοποιήθηκαν όλο το χρονικό διάστημα σχεδόν μέρα παρά μέρα εργαστηριακές αναλύσεις στο εργαστήριο της Υπηρεσίας Έρευνας και Ανάπτυξης που υπάγεται στη Διεύθυνση Περιβάλλοντος Έρευνας και Ανάπτυξης της Εταιρίας Ύδρευσης και Αποχέτευσης (Ε.Υ.Δ.Α.Π.) της Αθήνας. Το Χημικό Εργαστήριο είναι από το 2012 διαπιστευμένο κατά ISO 17025 σε δέκα (10) παραμέτρους (με 5 από αυτές να είναι διαπιστευμένες με 2 διαφορετικές μεθόδους).

Πέρα από τις αναλύσεις στο Εργαστήριο Έρευνας και Ανάπτυξης πραγματοποιήθηκαν και αναλύσεις και στο Εργαστήριο Υγειονομικής Τεχνολογίας στο κτίριο Υδραυλικής της Σχολής Πολιτικών Μηχανικών, το οποίο είναι επίσης διαπιστευμένο με αριθμό . Πραγματοποιήθηκαν αναλύσεις για το χαρακτηρισμό των αστικών λυμάτων της μεταμόρφωσης, μέσω της μεθόδου της μέτρησης της ταχύτητας αποξυγόνωσης (OUR) και καθορίστηκαν τα διάφορα κλάσματα του οργανικού φορτίου (COD) των λυμάτων αλλά και η μέγιστη δραστηριότητα των ετεροτροφικών βακτηρίων. Ακόμη, έγινε χαρακτηρισμός βιομάζας της μονάδας μέσω της μέτρησης της ταχύτητας απονιτροποίησης για τον προσδιορισμό της μέγιστης ταχύτητας και της ενδογενούς ταχύτητας απονιτροποίησης, αλλά και τη μέτρηση της ταχύτητας απομάκρυνσης της αμμωνίας (AUR) για τον προσδιορισμό της μέγιστης δραστηριότητας των ετεροτροφικών βακτηριδίων με εύκολα βιοδιασπάσιμη τροφή αλλά και με λύματα.

Στο παρόν κεφάλαιο παρουσιάζονται οι διαδικασίες των αναλύσεων που πραγματοποιήθηκαν για την παρακολούθηση της αποκεντρωμένης μονάδας επεξεργασίας λυμάτων.

#### 4.4.2 Προσδιορισμός των ολικών αιωρούμενων και πτητικών στερεών (TSS και VSS)

Για τον προσδιορισμό των ολικών αιωρούμενων στερεών (TSS) και των πτητικών αιωρούμενων στερεών (VSS) χρησιμοποιήθηκαν οι βασικές τεχνικές που παρουσιάζονται στη βιβλιογραφία. Αναλύσεις στερεών πραγματοποιήθηκαν και στα δύο εργαστήρια.

Η διαδικασία της εν λόγω μέτρησης περιλαμβάνει τα στάδια του διαχωρισμού με διήθηση, την εξάτμιση, την καύση και τη ζύγιση. Για την πραγματοποίηση των συγκεκριμένων αναλύσεων χρησιμοποιήθηκαν φίλτρα GF/C της Whatman με μέγεθος πόρων 1,2 μm.

Σύμφωνα με τη μέθοδο APHA 2540 D:2012, αρχικά τα στρωματικά φίλτρα τοποθετούνται σε φούρνο και σε θερμοκρασία 550 °C για 20 λεπτά περίπου με σκοπό την απομάκρυνση πιθανής υγρασίας. Στη συνέχεια και αφού πρώτα παραμείνουν σε αφυγραντή για 15-20 λεπτά, ζυγίζονται ώστε να καταγραφεί το βάρος του καθαρού φίλτρου. Μετέπειτα, τοποθετούνται σε συσκευή διήθησης, όπου διηθούνται μέσω αυτών γνωστοί όγκοι των προς εξέταση δειγμάτων. Πιο συγκεκριμένα μέσω των εκάστοτε φίλτρων διηθούνταν 5ml ανάμεικτου υγρού, 10ml για τον προσδιορισμό των στερεών των στραγγιδίων και 20ml για τον προσδιορισμό των TSS της εξόδου.

Έπειτα, τα φίλτρα οδηγούνται σε κλίβανο, όπου παραμένουν για 1,5-2 ώρες τουλάχιστον, ώστε να ξηραθούν, ενώ στη συνέχεια τοποθετούνται 15-20 λεπτά σε αφυγραντή και ζυγίζονται. Ο προσδιορισμός των αιωρούμενων στερεών προκύπτει μέσω της σχέσης:

$$MLSS / TSS = \frac{(M_2 - M_1)}{V \cdot 10^6}$$

όπου:

$M_1$  : Μάζα καθαρού φίλτρου (g)

$M_2$  : Μάζα φίλτρου μετά τη διήθηση και την ξήρανση στους 103 °C (g)

V : Όγκος δείγματος που διηθήθηκε (ml)

Για τον υπολογισμό των πτητικών αιωρούμενων στερεών (VSS) σύμφωνα με τη μέθοδο APHA 2540 E:2012 το φίλτρο μετά τον προσδιορισμό των TSS τοποθετείται σε φούρνο στους 550°C για 20 λεπτά, στη συνέχεια σε αφυγραντή για 15-20 λεπτά και μετέπειτα ζυγίζεται. Η συγκέντρωση των VSS προκύπτει μέσω της σχέσης:

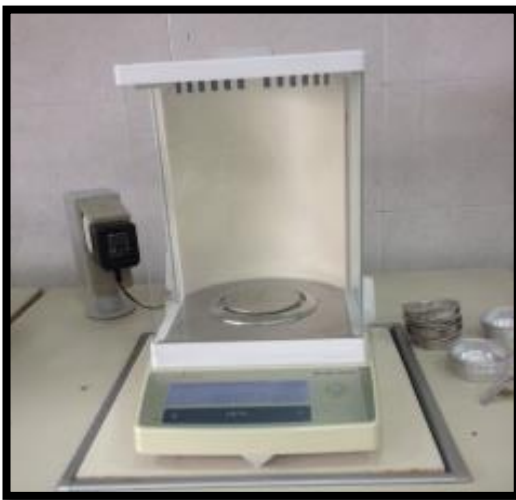
$$MLSS / TSS = \frac{(M_3 - M_2)}{V \cdot 10^6}$$

όπου:

$M_3$  : Μάζα του φίλτρου μετά τους 550 °C (g)



Σχήμα 4-17: Φούρνος 105,5°C και 550°C για τον υπολογισμό των TSS και VSS



Σχήμα 4-18: Ζυγός και αφυγραντήρας για τη μέτρηση των στερεών

#### 4.4.3 Προσδιορισμός του ολικού και διαλυτού χημικά απαιτούμενου οξυγόνου COD

Το COD αποτελεί το χημικώς απαιτούμενο οξυγόνο για την οξείδωση οργανικών και ανόργανων ενώσεων ενός δείγματος. Μέσω της μέτρησής του δύναται να προσδιοριστεί το οργανικό φορτίο των λυμάτων είτε αυτό είναι βιοαποικοδομήσιμο είτε όχι. Η μέθοδος στηρίζεται στην οξείδωση των οργανικών ενώσεων σε  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{NH}_4^{+1}$ ,  $\text{PO}_4^{-3}$ ,  $\text{SO}_4^{-3}$  και του διχρωμικού ανιόντος ( $\text{Cr}^{+6}$ ) σε χρωμικό ( $\text{Cr}^{+3}$ ). Για την πραγματοποίηση της διεργασίας απαιτείται όξινο περιβάλλον με προσθήκη 50%  $\text{H}_2\text{SO}_4$ , παρουσία καταλύτη  $\text{Ag}_2\text{SO}_4$ , καθώς και χώνευση σε θερμοκρασία 150 °C για 2 ώρες.

Κατά τη διάρκεια λειτουργίας της πιλοτικής μονάδας για το διάστημα που εξετάζεται στην παρούσα διπλωματική, απαιτήθηκε ο προσδιορισμός τόσο του ολικού όσο και του διαλυτού COD σε διάφορα σημεία της εγκατάστασης.

Για τις αναλύσεις χρησιμοποιήθηκαν:

- έτοιμα αντιδραστήρια COD της εταιρίας HACH με εύρος τιμών  $15-150 \text{ mg L}^{-1}$  και  $150-1000 \text{ mg L}^{-1}$
- συσκευή χώνευσης της εταιρίας HACH
- φασματοφωτόμετρο ορατού φωτός τύπου LANGE DR/2800 της εταιρείας HACH
- συσκευή διήθησης για τον προσδιορισμό του διαλυτού COD
- μεμβράνες Whatman με μέγεθος πόρων  $0,45 \mu\text{m}$  για τον προσδιορισμό του διαλυτού COD

Η διαδικασία σύμφωνα με τη μέθοδο APHA 5220 D:2012 περιλαμβάνει την τοποθέτηση 2 ml δείγματος στα φιαλίδια με τα έτοιμα αντιδραστήρια για τον προσδιορισμό του ολικού COD και 2 ml διηθημένου από μεμβράνη ( $0,45 \mu\text{m}$ ) δείγματος για τον προσδιορισμό του διαλυτού COD. Στη συνέχεια αφού ανακινηθούν τα φιαλίδια

οδηγούνται σε συσκευή χώνευσης, όπου παραμένουν για 2 ώρες στους  $150 \text{ }^\circ\text{C}$ . Μετά το πέρας της χώνευσης και αφού τα φιαλίδια αποκτήσουν θερμοκρασία περιβάλλοντος τοποθετούνται σε φασματοφωτόμετρο, το οποίο αποδίδει τις συγκεντρώσεις κάθε δείγματος σε mg/L.



Σχήμα 4-19: Χωνευτήρας και φασματοφωτόμετρο για τη μέτρηση του COD

#### 4.4.4 Προσδιορισμός νιτρικού αζώτου ( $\text{NO}_3\text{-N}$ )

Το νιτρώδες άζωτο αποτελεί μια οξειδωμένη διαλυτή μορφή του αζώτου, η οποία υπό ανοξικές συνθήκες μπορεί να αποτελέσει αποδέκτη ηλεκτρονίων κατά την οξείδωση της οργανικής ύλης από ετεροτροφικά βακτήρια και να αναχθεί σε αέριο άζωτο.

Για τις αναλύσεις του εργαστηρίου Υγειονομικής τεχνολογίας χρησιμοποιήθηκαν:

- έτοιμα αντιδραστήρια  $\text{NO}_3\text{-N}$  της εταιρείας HACH με εύρος τιμών  $0,3\text{-}13 \text{ mg L}^{-1}$
- φασματοφωτόμετρο ορατού φωτός τύπου LANGE DR/2800 της εταιρείας HACH
- συσκευή διήθησης για την απομάκρυνση των στερεών από το δείγμα
- μεμβράνες Whatman με μέγεθος πόρων  $0,45 \mu\text{m}$  για την διήθηση του δείγματος

Σύμφωνα με τη μέθοδο LANGE LCK 339 που εφαρμόστηκε, για τον προσδιορισμό των νιτρικών αρχικά απαιτούνταν η διήθηση δείγματος και στη συνέχεια τοποθέτηση 1 ml σε φιαλίδιο με έτοιμο αντιδραστήριο.

Μετά την προετοιμασία των φιαλιδίων, ο προσδιορισμός της συγκέντρωσης του νιτρικού αζώτου πραγματοποιούνταν με τη χρήση φασματοφωτόμετρου.

Για τον προσδιορισμό των  $\text{NO}_3\text{-N}$  στο εργαστήριο της ΕΥΔΑΠ η χρησιμοποιούμενη μέθοδος είναι η DIN 38405 D9 και είναι διαπιστευμένη η παράμετρος με αριθμό 114563. Ο χρησιμοποιούμενος εξοπλισμός είναι ο ακόλουθος:

- φασματοφωτόμετρο UV-VIS (MERCK / PHARO 300/ Serial No. 08242008) που διαθέτει λειτουργικό πρόγραμμα ελεγχόμενο από εσωτερικό υπολογιστή.
- σφαιρικές ογκομετρικές φιάλες των 50ml, κλάσης A
- αυτόματη πιπέτα 0,5-5 ml
- αυτόματη πιπέτα 1-10 ml
- ως κυψελίδες μέτρησης χρησιμοποιούνται αυτές που περιέχονται στη συσκευασία των αντιδραστηρίων.
- έτοιμα αντιδραστήρια  $\text{NO}_3\text{-N}$  της εταιρείας MERCK με εύρος τιμών 0,5-25

#### 4.4.5 Προσδιορισμός Βιοχημικά απαιτούμενου οξυγόνου (BOD)

Ο προσδιορισμός του Βιοχημικά Απαιτούμενου Οξυγόνου, πραγματοποιήθηκε στο Εργαστήριο Έρευνας και Ανάπτυξης της ΕΥΔΑΠ. Η μέθοδος που χρησιμοποιήθηκε ήταν η APHA 5210 B.

Ως BOD ορίζεται η ποσότητα οξυγόνου που καταναλώνεται από μικροοργανισμούς για την οξειδωτική αποδόμηση των οργανικών ενώσεων που περιέχονται στα απόβλητα απουσία φωτός και σε θερμοκρασία  $20 \text{ }^\circ\text{C}$ . Η βιοχημική οξείδωση είναι βραδεία. Σε χρόνο είκοσι



ημερών έχει οξειδωθεί το 95-99% της οργανικής ύλης των αποβλήτων. Δεδομένου ότι ο χρόνος αυτός είναι πολύ μεγάλος, συνήθως μετράται το BOD των πρώτων 5 ημερών (BOD<sub>5</sub>) όπου έχει διασπαστεί το 70-80% των οργανικών ενώσεων που περιέχουν μόνο C, H, O, ενώ δεν έχει αρχίσει ακόμη η νιτροποίηση των αζωτούζων οργανικών ενώσεων .

Η μέτρηση του BOD<sub>5</sub> βασίζεται στην κατανάλωση του διαλυμένου O<sub>2</sub> του δείγματος μετά από επώαση επί πέντε μέρες στους 20°C. Κατά τη μέτρηση του BOD, προσδιορίζεται το διαλυμένο οξυγόνο O<sub>2</sub> που καταναλώνεται από ένα απόβλητο μέσω της βιολογικής οξείδωσης του οργανικού του υλικού. Ο χρησιμοποιούμενος εξοπλισμός είναι ο ακόλουθος:

- Θάλαμος επώασης BOD 20°C
- Οξυγονόμετρο WTW 197
- Φιάλες επώασης WTW για BOD
- Έτοιμα αντιδραστήρια της HACH

#### **4.4.6 Προσδιορισμός χλωριόντων (Cl<sup>-</sup>)**

Ο προσδιορισμός των χλωριόντων σε διάφορα σημεία της εγκατάστασης έλαβε χώρα στο Εργαστήριο της υπηρεσίας Έρευνας και Ανάπτυξης της ΕΥΔΑΠ. Η χρησιμοποιούμενη μέθοδος που ακολουθείται είναι η EPA 325.1 4500 – Cl<sup>-</sup> .

Τα ιόντα χλωρίου αντιδρούν με θειοκυανικό υδράργυρο (II) προς σχηματισμό ελαφρώς διαχωρισμένου χλωριούχου υδραργύρου(II). Το θειοκυάνιο που σχηματίστηκε στην πορεία αντιδρά με ιόντα τρισθενούς σιδήρου για να σχηματιστεί θειοκυανικός σίδηρος(III) χρώματος κόκκινου, ο οποίος προσδιορίζεται φωτομετρικά. Ο χρησιμοποιούμενος εξοπλισμός είναι ο ακόλουθος:

- Φασματοφωτόμετρο UV-VIS (MERCK/ PHARO 300/ Serial No. 082443=2008 που διαθέτει λειτουργικό πρόγραμμα ελεγχόμενο από εσωτερικό υπολογιστή.
- Κυψελίδες μέτρησης των 10mm της MERCK .
- Έτοιμα αντιδραστήρια της MERCK

#### **4.4.7 Προσδιορισμός αμμωνιακού αζώτου (NH<sub>4</sub>-N)**

Ο προσδιορισμός του αμμωνιακού αζώτου έλαβε χώρα στο εργαστήριο Έρευνας και Ανάπτυξης της ΕΥΔΑΠ και η χρησιμοποιούμενη μέθοδος ήταν η APHA 4500 –NH<sub>3</sub>F η οποία

είναι διαπιστευμένη με αριθμό 114544 με εύρος τιμών 0,5-16 mg /l και 114739 με περιοχή μέτρησης 0,01-2 mg/l.

Η συγκεκριμένη μέθοδος εφαρμόζεται στον προσδιορισμό του αθροίσματος των συγκεντρώσεων των  $\text{NH}_4^+$  και της διαλυμένης  $\text{NH}_3$ . Σε ισχυρά αλκαλικό περιβάλλον, το  $\text{N-NH}_4$  βρίσκεται εξολοκλήρου στη μορφή  $\text{NH}_3$ , η οποία αντιδρά με υποχλωριώδη ιόντα και σχηματίζει μονοχλωραμίνη. Αυτή αντιδρά με μια υποκατεστημένη φαινόλη και σχηματίζεται ένα παράγωγο ινδοφαινόλης χρώματος μπλε, του οποίου μετράται η απορρόφηση φωτομετρικά.

Ο χρησιμοποιούμενος εξοπλισμός είναι ο ακόλουθος:

- Φασματοφωτόμετρο UV-VIS (MERCK / PHARO 300 / Serial No 08242008) που διαθέτει λειτουργικό πρόγραμμα ελεγχόμενο από εσωτερικό υπολογιστή.
- Ως κυψελίδες μέτρησης, χρησιμοποιούνται αυτές που περιέχονται στη συσκευασία των αντιδραστηρίων
- Πλαστική σύριγγα των 20 ml
- Πεχαμετρικό χαρτί 0-14 της MERCK
- Έτοιμα αντιδραστήρια της MERCK

#### **4.4.8 Προσδιορισμός του δείκτη καθιζαισιμότητας (SVI)**

Σημαντικός παράγοντας για την ορθή λειτουργία του συστήματος είναι η επίτευξη ικανοποιητικής καθίζησης, ώστε το υπερκείμενο υγρό, που αντλείται από τον αντιδραστήρα μετά την επεξεργασία να μην έχει υψηλές συγκεντρώσεις στερεών. Για τον έλεγχο της καθιζαισιμότητας του ανάμεικτου υγρού περίπου 1 φορά την εβδομάδα πραγματοποιούνταν του πείραμα του SVI.

Η εν λόγω διαδικασία απαιτεί την τοποθέτηση 1L ανάμεικτου υγρού σε ογκομετρικό κύλινδρο και αναμονή 30 min μέχρι να πραγματοποιηθεί καθίζηση. Απαραίτητος ήταν ο υπολογισμός της συγκέντρωσης των MLSS, τα οποία για τις ανάγκες του συγκεκριμένου πειράματος δεν θα πρέπει να υπερβαίνουν τα  $3,5 \text{ gr L}^{-1}$ . Μετά το πέρας των 30 min με βάση τον όγκο της ιλύος που είχε καθιζάνει πραγματοποιούνταν ο υπολογισμός του δείκτη καθιζαισιμότητας μέσω της σχέσης:

$$SVI = \frac{V}{MLSS}$$

όπου:

V: ο όγκος της ιλύος που καθιζάνει σε 30 min ( $\text{mg L}^{-1}$ )

MLSS: τα αιωρούμενα στερεά του ανάμεικτου υγρού ( $\text{g L}^{-1}$ )

#### **4.4.9 Προσδιορισμός Ολικού Αζώτου (TN)**

Ο προσδιορισμός του ολικού αζώτου πραγματοποιήθηκε στο εργαστήριο της Υπηρεσίας Έρευνας και Ανάπτυξης στην ΕΥΔΑΠ. Η χρησιμοποιούμενη μέθοδος ήταν η APHA 4500 –NC με διαπίστευση 114537 με περιοχή μέτρησης 0,5-15 και με διαπίστευση 114763 με περιοχή μέτρησης 10-150.

Το ανόργανο όσο και το οργανικό N που είναι δεσμευμένο οξειδώνεται σε νιτρικά με χώνευση με peroxydisulfate. Στη συνέχεια τα νιτρικά αντιδρούν με τη 2,6 διμεθυλο φαινόλη παρουσία θειικού και φωσφορικού οξέος προς σχηματισμό νιτροφαινόλης.

Ο χρησιμοποιούμενος εξοπλισμός ήταν ο ακόλουθος:

- Φασματοφωτόμετρο UV-VIS (MERCK / PHARO 300 / Serial No 08242008) που διαθέτει λειτουργικό πρόγραμμα ελεγχόμενο από εσωτερικό υπολογιστή.
- Συσκευή χώνευσης δειγμάτων σε θερμοκρασία 120 °C (α. MERCK/TR 420/ Ser. No. 03280001 ή β. MERCK / TR 620 / Ser. No. 0144001)
- Ζυγός Mettler Toledo μοντέλο AG 285 Serial No 1120411025, Max=110 g, ακρίβειας 0,1 mg.
- Ως κυψελίδες μέτρησης, χρησιμοποιούνται αυτές που περιέχονται στη συσκευασία των αντιδραστηρίων
- Ως κυψελίδες χώνευσης, χρησιμοποιούνται κυκλικές κυψελίδες των 16 mm της MERCK με κωδικό παραγγελίας 114724
- Έτοιμα αντιδραστήρια της MERCK

#### **4.4.10 Προσδιορισμός Ολικού Φωσφόρου (TP)**

Ο προσδιορισμός του ολικού φωσφόρου πραγματοποιήθηκε στο εργαστήριο της Υπηρεσίας Έρευνας και Ανάπτυξης στην ΕΥΔΑΠ. Η χρησιμοποιούμενη μέθοδος ήταν η APHA 4500 – P. E, με διαπίστευση 114729 με περιοχή μέτρησης 0,5-25 mg/l.

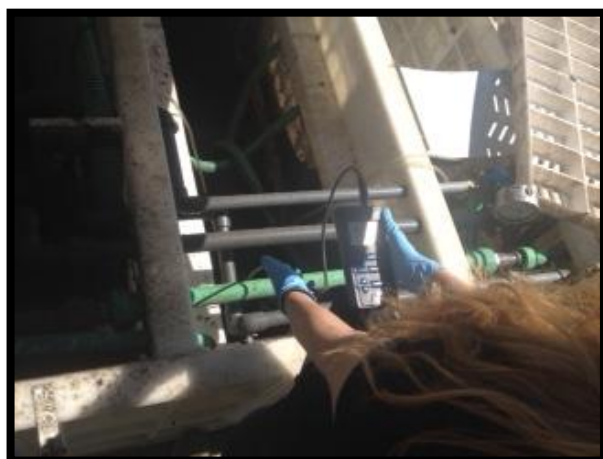
Σε διάλυμα που περιέχει H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> τα φωσφορικά ιόντα αντιδρούν με το μολυβδαινικό ιόν για να σχηματίσουν μολυβδαινοφωσφορικό οξύ. Στη συνέχεια το ασκορβικό οξύ ανάγει το μολυβδαινοφωσφορικό οξύ και σχηματίζεται φωσφομολυβδαίνιο (PMB), μπλε χρώματος το οποίο και μετράται φασματομετρικά.

Ο χρησιμοποιούμενος εξοπλισμός ήταν ο ακόλουθος:

- Φασματοφωτόμετρο UV-VIS (MERCK / PHARO 300 / Serial No 08242008) που διαθέτει λειτουργικό πρόγραμμα ελεγχόμενο από εσωτερικό υπολογιστή.
- Συσκευή χώνευσης δειγμάτων σε θερμοκρασία 120 οC +- (α. MERCK/TR 420/ Ser. No. 03280001 ή β. MERCK / TR 620 / Ser. No. 0144001)
- Ζυγός Mettler Toledo μοντέλο AG 285 Serial No 1120411025, Max=110 g, ακρίβειας 0,1 mg.
- Ως κυψελίδες μέτρησης, χρησιμοποιούνται αυτές που περιέχονται στη συσκευασία των αντιδραστηρίων
- Ως κυψελίδες χώνευσης, χρησιμοποιούνται κυκλικές κυψελίδες των 16 mm της MERCK με κωδικό παραγγελίας 114724
- Έτοιμα αντιδραστήρια της MERCK

#### **4.4.11 Προσδιορισμός του διαλυμένου οξυγόνου (DO)**

Ο προσδιορισμός του διαλυμένου οξυγόνου πέρα από τον τοποθετημένο αισθητήρα της HACH εντός της δεξαμενής αερισμού, έλαβε χώρα και σε άλλα σημεία της εγκατάστασης με τη βοήθεια φορητού οξυγονόμετρου Multi 3410 της εταιρείας WTW. Σκοπός της μέτρησης ήταν η εξακρίβωση της ορθής λειτουργίας του συστήματος (αερόβια-ανοξική) αλλά και το διαλελυμένο οξυγόνο εντός της δεξαμενής μεμβρανών.



Σχήμα 4-20:Φορητό οξυγονόμετρο

#### 4.4.12 Προσδιορισμός pH και θερμοκρασίας

Η μέτρηση του pH και της θερμοκρασίας ήταν ιδιαίτερα σημαντική για τον έλεγχο της καθημερινής λειτουργίας του συστήματος. Οι δυο αυτές παράμετροι προσδιορίζονταν εκτός από τους τοποθετημένους αισθητήρες με τη γίνεται με διακριβωμένο pHμετρο (Mettler Toledo Sevenmulti) της εταιρείας WTW.



Σχήμα 4-21: Πεχάμετρο

#### 4.4.13 Προσδιορισμός Βαρέων μετάλλων

Ο προσδιορισμός των βαρέων μετάλλων πραγματοποιήθηκε στο Χημικό Εργαστήριο της υπηρεσίας Έρευνας και Ανάπτυξης στην ΕΥΔΑΠ. Η χρησιμοποιούμενη μέθοδος είναι η EPA 3051A και EPA 200.7. Οι παραπάνω μέθοδοι εφαρμόζονται στον προσδιορισμό των μετάλλων σε κάθε κατηγορία υγρών αποβλήτων, λυμάτων, νερού εκροών κέντρων επεξεργασίας λυμάτων, νερού επαναχρησιμοποίησης και επιφανειακού νερού. Τα βαρέα μέταλλα που ανιχνεύονται είναι τα εξής: Αρσενικό (As), Κάδμιο (Cd), Χρώμιο (Cr), Χαλκός (Cu), Νικέλιο (Ni), Μόλυβδος (Pb) και Ψευδάργυρος (Zn).

Αρχικά πραγματοποιείται χώνευση δείγματος ποσότητας 10 ml, με προσθήκη 2,5 ml π.ΗΝΟ<sub>3</sub> (67%) για την παραλαβή των σωματιδιακών και διαλυτών μετάλλων. Η χώνευση πραγματοποιείται σε συσκευή μικροκυμάτων Anton Paar Multiwave 3000, ακολουθώντας κατάλληλο πρόγραμμα χώνευσης, ανάλογα με τη φύση του προς ανάλυση δείγματος (πχ. για υγρά απόβλητα ακολουθείται το πρόγραμμα XF 100-8).

Η μέτρηση των άγνωστων δειγμάτων γίνεται με την τεχνική Φασματομετρίας Οπτικής Εκπομπής Επαγωγικά Συζευγμένου Πλάσματος (ICP-OES) και συγκεκριμένα με αυτόματο αναλυτή iCAP 6000 Series (Thermo Fisher Scientific TM, Bremen, Germany). Στη συγκεκριμένη τεχνική, για την ατομοποίηση και τον ιοντισμό χρησιμοποιείται πυρσός επαγωγικά συζευγμένου πλάσματος (ICP). Το επαγωγικά συζευγμένο πλάσμα (ICP) είναι μία άριστη πηγή ιόντων για την ανόργανη φασματομετρία μάζας (Inorganic Mass Spectrometry), καθώς με την υψηλή θερμοκρασία, που παρέχει στην περιοχή του, διασπά

πλήρως τις ενώσεις του δείγματος στα άτομά τους και προσφέρει ικανοποιητικό ιονισμό των περισσότερων στοιχείων του περιοδικού πίνακα.



Σχήμα 4-22: Αυτόματος αναλυτής iCAP 6000 Series

Ο χρησιμοποιούμενος εξοπλισμός είναι ο ακόλουθος

- Αυτόματος αναλυτής iCAP 6000 Series ICP-OES Spectrometer:
- Συσκευή μικροκυμάτων Anton Paar Multiwave 3000
- Σιφώνι 10 ml
- Αυτόματος εισαγωγές π.  $\text{HNO}_3$  όγκου 2,5 ml
- Συσκευή παραγωγής αποσταγμένου νερού.
- Ογκομετρικές φιάλες κλάσης Α όγκου 50 ml

#### **4.4.14 Προσδιορισμός ολικών κολοβακτηριδίων και *E.Coli* (TC, EC)**

Ο προσδιορισμός των ολικών κολοβακτηριδίων και *E.Coli* πραγματοποιήθηκε στο Μικροβιολογικό Εργαστήριο της υπηρεσίας Έρευνας και Ανάπτυξης στην Ε.Υ.Δ.Α.Π. Η χρησιμοποιούμενη μέθοδος είναι η EPA 1604. Η μέθοδος βασίζεται στη διήθηση μέσω μεμβράνης, στη συνέχεια καλλιεργείται σε εκλεκτικό και διαφοροποιητικό θρεπτικό υλικό και γίνεται ο υπολογισμός του αριθμού των οργανισμών στόχων στο δείγμα.

Καταμετρούνται οι μπλε αποικίες σε φυσικό φως και η μέτρηση αυτή καταγράφεται ως E. Coli. Κατόπιν εκθέτονται τα τρυβλία σε υπεριώδη ακτινοβολία 366nm και καταγράφονται ως ολικά κολοβακτηριοειδή: όλες οι φθορίζουσες αποικίες που είναι μπλε-λευκές (ολικά κολοβακτηριοειδή που δεν είναι E. Coli) ή μπλε-πράσινες (E.Coli) ή οι μπλε-πράσινες αποικίες που έχουν φθορίζουσα άλω γύρω στα άκρα (E.Coli). Επιπρόσθετα, οι μη φθορίζουσες μπλε αποικίες που μπορεί σπάνια να παρατηρηθούν προστίθενται στη συνολική μέτρηση ως E. coli και ολικών κολοβακτηριοειδών.

Ο εξοπλισμός που χρησιμοποιήθηκε είναι ο ακόλουθος:

- Συσκευή για αποστείρωση με ατμό (αυτόκαυστο).
- Επωαστικός κλίβανος, ελεγχόμενος θερμοσταστικά στους  $(35 \pm 0,5)^\circ \text{C}$ .
- Υδατόλουτρο στους  $45-50^\circ \text{C}$ .
- Πεχάμετρο, με ακρίβεια  $\pm 0,1$ .
- Εξοπλισμός για διήθηση μέσω μεμβράνης, σε συμφωνία με το ISO 8199.
- Αποστειρωμένα φίλτρα μεμβράνης, από εστέρες κυτταρίνης, με διάμετρο συνήθως περίπου 47 ή 50mm, με χαρακτηριστικά διήθησης ισοδύναμα με φίλτρα μεμβράνης που έχουν βαθμονομημένη ονομαστική διάμετρο πόρων των 0,45  $\mu\text{m}$  και κατά προτίμηση με πλέγμα διαγράμμισης.
- Ζυγός 3 δεκαδικών
- Ζυγός 4 δεκαδικών

#### **4.4.15 Προσδιορισμός περιττωματικών κολοβακτηριδίων(FC)**

Ο προσδιορισμός των ολικών περιττωματικών κολοβακτηριδίων πραγματοποιήθηκε στο Μικροβιολογικό Εργαστήριο της υπηρεσίας Έρευνας και Ανάπτυξης στην Ε.Υ.Δ.Α.Π. Η χρησιμοποιούμενη μέθοδος είναι η APHA Method 9222D. Βασίζεται στη διήθηση μέσω μεμβράνης, στη συνέχεια καλλιέργεια σε θρεπτικό υλικό εμπλουτισμένο σε λακτόζη με επώαση στους  $44.5 \pm 0.2^\circ \text{C}$  για επιλεκτικότητα και υπολογισμό του αριθμού των οργανισμών στόχων στο δείγμα. Τα δείγματα διηθούνται διαμέσου μεμβρανών οι οποίες συγκρατούν τα βακτήρια. Μία μεμβράνη τοποθετείται επάνω σε εκλεκτικό θρεπτικό υλικό που περιέχει mFC και το οποίο επωάζεται στους  $44.5 \pm 0.2^\circ \text{C}$  για 24 ώρες.

Τα κοπρανώδη κολοβακτηριοειδή δημιουργούν μπλε αποικίες. Κατόπιν εκτελείται ανακαλλιέργεια τυχαίων επιλεγμένων αποικιών για επιβεβαιωτικό τεστ σε Lauryl tryptose broth στους  $35 \pm 0.5^\circ \text{C}$  έως  $48 \pm 3$  ώρες και EC broth στους  $44.5 \pm 0.2^\circ \text{C}$  για  $24 \pm 2$  ώρες. Ανάπτυξη και

παραγωγή αερίου υποδηλώνουν θετική αντίδραση για κοπρανώδη. Υπολογίζεται ο αριθμός των θετικών αποικιών κολοβακτηριοειδών που ενδεχομένως υπάρχουν σε 100 ml δείγματος.

Ο εξοπλισμός που χρησιμοποιήθηκε είναι ο ακόλουθος:

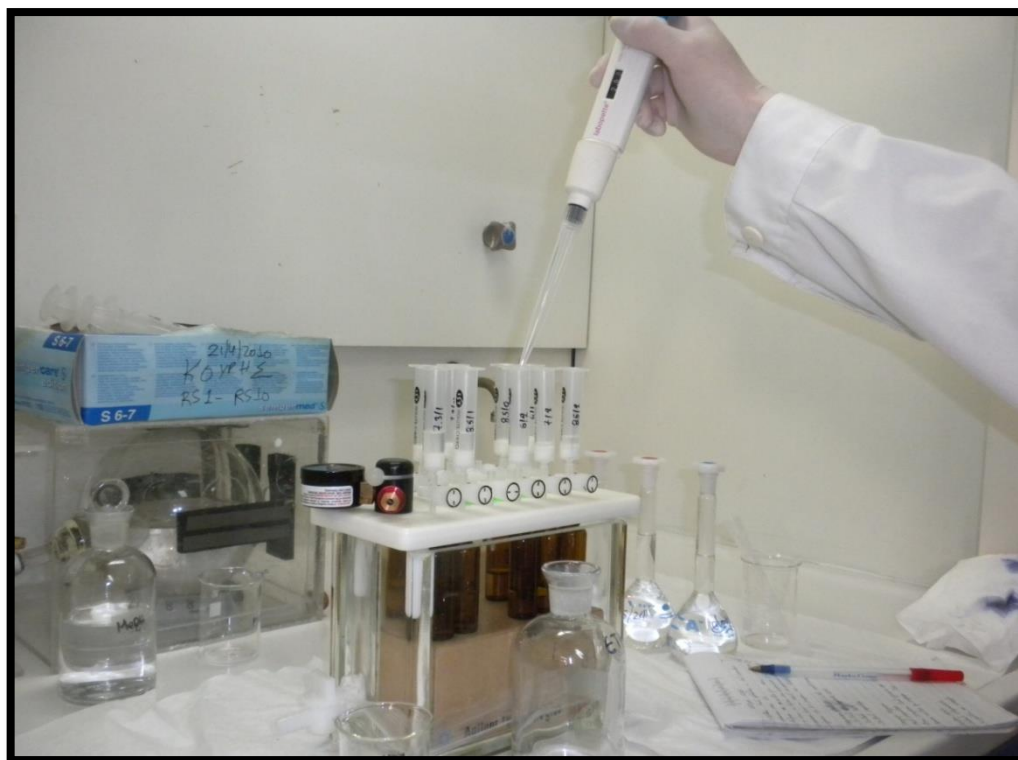
- Συσκευή για αποστείρωση με ατμό (αυτόκαυστο).
- Υδατόλουτρο και/ή επωαστικός κλίβανος, αυστηρά ελεγχόμενος θερμοστατικά στους  $44,5 \pm 0,2^\circ\text{C}$ .
- Υδατόλουτρο στους  $45-50^\circ\text{C}$ .
- Πεχάμετρο, με ακρίβεια  $\pm 0,1$ .
- Εξοπλισμός για διήθηση μέσω μεμβράνης, σε συμφωνία με το ISO 8199.
- Φίλτρα μεμβράνης, από εστέρες κυτταρίνης, με διάμετρο συνήθως περίπου 47 ή 50mm, με χαρακτηριστικά διήθησης ισοδύναμα με φίλτρα μεμβράνης που έχουν βαθμονομημένη ονομαστική διάμετρο πόρων των 0,45  $\mu\text{m}$  και κατά προτίμηση με πλέγμα διαγράμμισης.

#### **4.4.16 Προσδιορισμός φαρμακευτικών ουσιών και ενδοκρινικών διαταρακτών**

##### Προεπεξεργασία

Για την απομόνωση των 8 υπό εξέταση ουσιών από την υγρή φάση χρησιμοποιείται η μέθοδος της εκχύλισης στερεής φάσης (SPE, Solid Phase Extraction) (Σχήμα 4.23). Για την εκχύλιση του υγρού δείγματος χρησιμοποιούνται φύσιγγες C18 (500mg - 6 ml), οι οποίες προσαρμόζονται σε κατάλληλη συσκευή κενού. Οι φύσιγγες ενεργοποιούνται με τη διέλευση 6 mL οξικού αιθυλεστέρα (3 x 2 ml), 6 mL μεθανόλης (3 x 2 ml) και 6 mL υπερκάθαρου νερού (3 x 2 ml), με φυσική ροή. Μόλις τελειώσει αυτή η διαδικασία προσθέτονται 4 mL υπερκάθαρου νερού, το οποίο θα παραμείνει μέσα στις φύσιγγες. Στη συνέχεια τοποθετούνται πάνω στις φύσιγγες μεγάλες πλαστικές σύριγγες χωρητικότητας 50 mL, και αδειάζονται τα δείγματα. Μόλις περάσει όλο το δείγμα τοποθετείται στη συσκευή εκχύλισης αντλία για να δημιουργηθεί υποπίεση για μερικά δευτερόλεπτα. Μετά την εκχύλιση γίνεται έκπλυση των φυσιγγών με 2 mL όξινου υπερκάθαρου νερού ( $\text{pH} = 2.5$ ) προκειμένου να απομακρυνθούν οι όποιες προσμίξεις έχουν κατακρατηθεί και κατόπιν αφήνονται να ξηραθούν με τη βοήθεια της αντλίας για 60 λεπτά. Έπειτα από την ξήρανση, πραγματοποιείται έκλυση των υπό εξέταση ουσιών που έχουν προσροφηθεί στις φύσιγγες με 6 mL οξικού αιθυλεστέρα (3 x 2 mL). Το έκλυσμα αποθηκεύεται σε σκουρόχρωμα φιαλίδια όγκου 15 ml και αποθηκεύεται στη κατάψυξη.





Σχήμα 4-23: Εκχύλιση Στερεής Φάσης (SPE, Solid Phase Extraction)

#### Παραγωγοποίηση

Η παραγωγοποίηση ξεκινά με την εξάτμιση του κάθε δείγματος ωστόσο ξηραθεί με βοήθεια αζώτου (N<sub>2</sub>). Στη συνέχεια προστίθεται 1 mL οξικού αιθυλεστέρα. Το δείγμα μετά αναδεύεται με vortex (δονητή δοκιμαστικών σωλήνων) για 30 sec. Από τα σκουρόχρωμα φιαλίδια μεταγγίζεται 1 ml δείγματος σε διάφανα φιαλίδια κωνικού πάτου. Επαναλαμβάνεται η πλήρης εξάτμιση του δείγματος με άζωτο. Στη συνέχεια γίνεται η προσθήκη των εσωτερικών προτύπων (60 μl BPA + MCF). Επαναλαμβάνεται η πλήρης εξάτμιση του δείγματος με άζωτο. Στη συνέχεια προσθέτονται 50 μl BSTFA + 1 % TMCS και 10 μl πυριδίνης. Το δείγμα αναδεύεται με vortex και τοποθετείται σε λουτρό στους 70 οC για 20 min. Το παραγωγοποιημένο δείγμα αφήνεται να επανέλθει σε θερμοκρασία περιβάλλοντος για 10 min και έπειτα ακολουθεί ανάλυση στον αέριο χρωματογράφο.

Στην παρούσα εργασία η ανίχνευση και ποσοτικοποίηση των μικροοργανικών ενώσεων πραγματοποιείται με αέριο χρωματογράφο Agilent 7890A συζευγμένο με φασματογράφο μάζας Agilent 5975C (Σχήμα 4-24). Η στήλη που χρησιμοποιείται είναι η DB5MS (30 m x 0,25 μm x 0,32 mm) από τη Supelco, USA. Το φέρον αέριο είναι το ήλιο (99,999 %) με μια σταθερή ροή 0,9 ml/min.



Σχήμα 4-24: Αέριος χρωματογράφος τύπου Agilent 7890A συζευγμένος με φασματογράφο μάζας Agilent 5975C

## 4.5 Πειράματα batch

### 4.5.1 Χαρακτηρισμός λυμάτων με τη μέθοδο μέτρησης της ταχύτητας αποξυγόνωσης (OUR)

Σκοπός του χαρακτηρισμού των λυμάτων είναι η διακριτοποίηση των διαφόρων κλασμάτων του οργανικού τους φορτίου. Το οργανικό φορτίο των λυμάτων διακρίνεται σε εύκολα βιοδιασπάσιμο, εύκολα υδρολύσιμο, δύσκολα υδρολύσιμο, αδρανές διαλυτό, αδρανές σωματιδιακό και καταμερισμός του COD των λυμάτων στις παραπάνω κατηγορίες είναι ιδιαίτερα σημαντικός για το σχεδιασμό συστημάτων απομάκρυνσης θρεπτικών. Στα πλαίσια της παρούσας διπλωματικής εργασίας κρίθηκε σκόπιμος ο προσδιορισμός των κλασμάτων του οργανικού φορτίου των εισερχόμενων στην εγκατάσταση λυμάτων (OUR).

Η μέθοδος του OUR αποσκοπεί στη συσχέτιση των διαφόρων κλασμάτων του COD με τις ταχύτητες αποξυγόνωσης που μετρούνται σε μίγματα βιομάζας και λυμάτων.

Για την εκτέλεση των batch πειραμάτων χρησιμοποιήθηκαν:

- Δοχεία ενός λίτρου και μπουκάλια BOD
- Μαγνητικός αναδευτήρας και αεραντλία παροχής οξυγόνου
- Οξυγονόμετρο και pHμετρο
- Χωνευτής και φασματοφωτόμετρο για τη μέτρηση του COD
- Φούρνος, ζυγός και φίλτρα για τον υπολογισμό των MLSS-MLVSS

Ο διαχωρισμός των οργανικών κλασμάτων έγινε σύμφωνα με το μοντέλο της IAWPRC Activated Sludge Model No 1 (Henze et al, 1987).

Ανάμεικτο υγρό από την εγκατάσταση επεξεργασίας λυμάτων της Ψυττάλειας τοποθετούνταν σε δοχείο ενός λίτρου με παροχή οξυγόνου για τουλάχιστον 1 ημέρα. Επειδή ο σκοπός ήταν η ανάπτυξη της ετεροτροφικής βιομάζας στο δοχείο προστίθεντο 10-15 ml θειουρία, ώστε να αναχαιτιστεί η δράση των νιτροποιητικών βακτηρίων. Μέρος της βιομάζας τοποθετείται, στη συνέχεια, σε φιάλη BOD

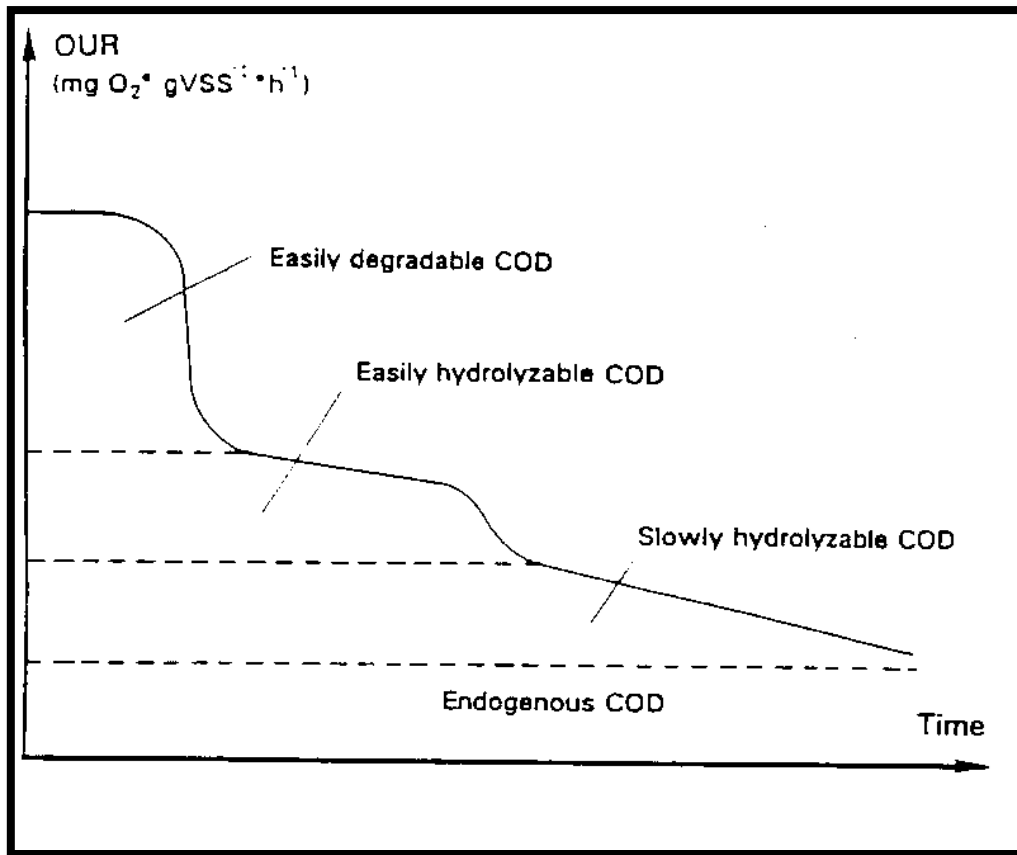


και υπό ανάδευση καταγράφεται η μείωση του διαλυμένου οξυγόνου ανά 30 sec και για περίπου 4-5 min. Αυτή αποτελεί την ταχύτητα αποξυγόνωσης που αντιστοιχεί στην ενδογενή αναπνοή. Έπειτα επιλέγεται ποσότητα στραγγιδίων, η οποία αναμειγνύεται με τη βιομάζα στο δοχείο, που βρίσκεται υπό συνεχή αερισμό. Ανά τακτά χρονικά διαστήματα περίπου 300 ml από το δοχείο μεταφέρονται σε φιάλη BOD, όπου υπό ανάδευση πραγματοποιείται μέτρηση του διαλυμένου οξυγόνου σε διαφορετικές χρονικές στιγμές.

Οι ταχύτητες αποξυγόνωσης κατά τη διάρκεια ενός πειράματος χαρακτηρισμού των λυμάτων μπορούν να αποτυπωθούν διαγραμματικά σχηματίζοντας χαρακτηριστικές καμπύλες. Από τον υπολογισμό του εμβαδού κάθε καμπύλης προκύπτει το ποσό του οξυγόνου που καταναλώθηκε για το μεταβολισμό κάθε κλάσματος COD. Στη συνέχεια,

χρησιμοποιώντας τον συντελεστή  $F = \left( \frac{mgCOD}{mgO_2} \right)$ , ο οποίος σύμφωνα με κάποιες

βιβλιογραφικές πηγές ισούται με 3,3 mg COD/mg O<sub>2</sub> υπολογίζεται το COD, που αντιστοιχεί στην προσδιορισμένη ποσότητα οξυγόνου. Κατά τη διάρκεια του τεστ μετρούνται τα αιωρούμενα και πτητικά στερεά τόσο της βιομάζας όσο και των λυμάτων, καθώς και το διαλυτό COD των επεξεργασμένων λυμάτων μετά το τέλος του πειράματος η τιμή του οποίου είναι ουσιαστικά ίση με την τιμή του διαλυτού αδρανούς COD.



Εικόνα 4.1:Χαρακτηρισμός κλασμάτων οργανικού φορτίου σε λύματα με μετρήσεις της ταχύτητας αποξυγόνωσης,

#### 4.5.2 Προσδιορισμός της ταχύτητας νιτροποίησης (AUR)

Το τεστ νιτροποίησης μπορεί να χρησιμοποιηθεί σε πολλές εφαρμογές και κυρίως στον προσδιορισμό της δραστηριότητας των αυτοτροφικών βακτηριδίων στην ενεργό ολύ. Επίσης, μπορεί να χρησιμοποιηθεί για τον προσδιορισμό πιθανής τοξικότητας βιομηχανικών αποβλήτων σε εγκαταστάσεις επεξεργασίας αστικών λυμάτων.

Κατά τη διάρκεια της λειτουργίας της πιλοτικής μονάδας σε σταθερές συνθήκες που εξετάζεται πραγματοποιήθηκε τεστ νιτροποίησης για τον προσδιορισμό της δραστηριότητας των αυτοτροφικών βακτηριδίων στην ενεργό λύ.

Τα αυτοτροφικά βακτήρια υπό αερόβιες συνθήκες οξειδώνουν το αμμωνιακό άζωτο ( $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ ) σε νιτρώδη ( $\text{NH}_2 - \text{N}$ ).

Το τεστ πραγματοποιήθηκε σε εργαστηριακούς αντιδραστήρες διακεκομμένων κύκλων λειτουργίας batch όπου βιομάζα καθώς και αστικά λύματα της εισόδου της μονάδας αναμειγνύονται και αερίζονται. Γίνεται προσθήκη αμμωνίας και μετράται ανα τακτά χρονικά διαστήματα η συγκέντρωση του νιτρικού αζώτου. Συγκεκριμένα, μικρή ποσότητα βιομάζας (30 ml περίπου), φυγοκεντρείται και διηθείται μέσω φίλτρων (0,45  $\mu\text{m}$ ). Στους

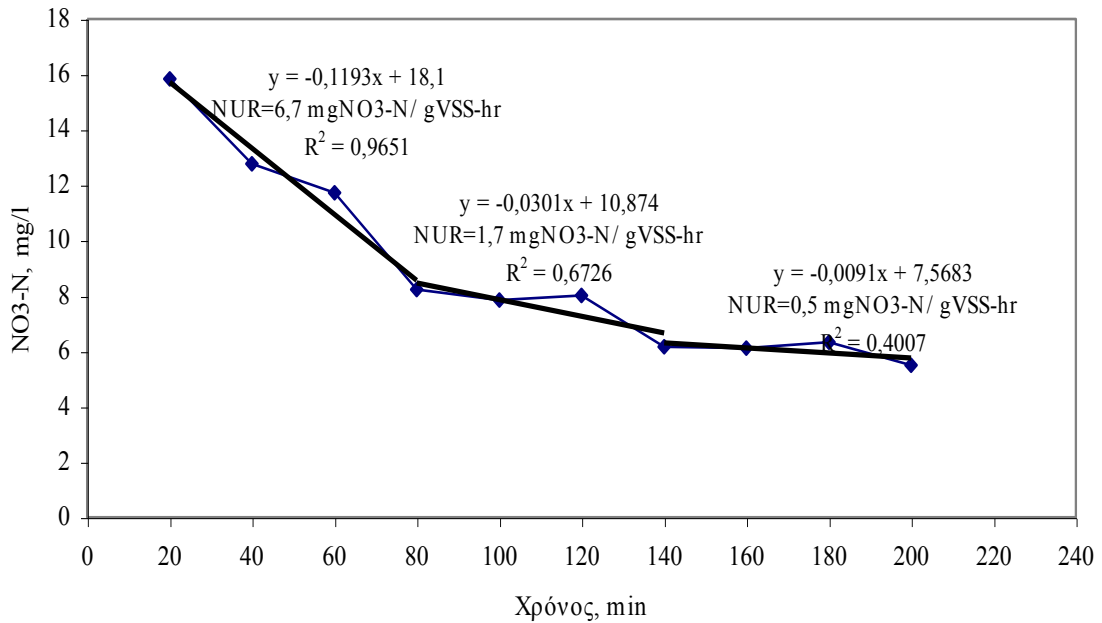
αντιδραστήρες, η θερμοκρασία ρυθμίζεται περίπου στους 20 °C και διοχετεύεται αέρας ώστε το διαλυμένο οξυγόνο να μην είναι χαμηλότερο των 4mg/l. Τα νιτροποιητικά βακτηρίδια είναι ευαίσθητα στο pH το οποίο ρυθμίζεται μεταξύ 7-8,5. Σε κάθε χρονική στιγμή πραγματοποιείται μέτρηση του pH, της θερμοκρασίας και του DO, ενώ στο διηθημένο δείγμα γίνεται μέτρηση τόσο του νιτρικού αζώτου. Η κλίση της συγκέντρωσης του νιτρικού αζώτου, μας οδηγεί στον υπολογισμό του ρυθμού νιτροποίησης.

Τέλος, στην αρχή κάθε πειράματος πραγματοποιείται μέτρηση των ολικών αιωρούμενων και πτητικών στερεών του ανάμεικτου υγρού, έτσι ώστε η ταχύτητα νιτροποίησης να αναχθεί ανά γραμμάριο πτητικών στερεών (mg NO<sub>3</sub>-N /g VSS-h).

#### **4.5.3 Προσδιορισμός της ταχύτητας απονιτροποίησης (NUR)**

Ως γνωστόν, οι οξειδωμένες μορφές του αζώτου, όπως τα νιτρικά (NO<sub>3</sub>-N) υπό ανοξικές συνθήκες και παρουσία κατάλληλου ηλεκτρονιακού δότη μετατρέπονται σε αέριο άζωτο (N<sub>2</sub>). Το τεστ απονιτροποίησης χρησιμοποιήθηκε για τον προσδιορισμό της μέγιστης ταχύτητας αλλά και της ενδογενούς ταχύτητας απονιτροποίησης της ενεργού ιλύος της πιλοτικής μονάδας.

Το τεστ πραγματοποιήθηκε σε εργαστηριακούς αντιδραστήρες διακεκομμένων κύκλων λειτουργίας(batch) όπου τοποθετήθηκε βιομάζα από την εγκατάσταση καθώς και εύκολα βιοδιασπάσιμη οργανική ένωση. Προστέθηκε νιτρικό άζωτο και μετρήθηκε ανά τακτά χρονικά διαστήματα η ελάττωση της συγκέντρωσης του νιτρικού αζώτου και του διαλυτού COD. Για τον υπολογισμό της μέγιστης ταχύτητας απονιτροποίησης προστέθηκε οξικό οξύ. Καθ' όλη τη διάρκεια της ανοξικής φάσης και ανά 1 ώρα μικρή ποσότητα βιομάζας (30 ml) αφαιρείται από το σύστημα, φυγοκεντρείται, διηθείται μέσω φίλτρου (0,45 μm) και γίνεται προσδιορισμός της συγκέντρωσής του σε νιτρικό άζωτο. Σε κάθε χρονική στιγμή πραγματοποιείται μέτρηση του pH, της θερμοκρασίας και του DO. Η ταχύτητα απονιτροποίησης υπολογίζεται από τη μεταβολή της συγκέντρωσης του νιτρικού αζώτου κατά τη διάρκεια του πειράματος. Η εφαπτόμενη στην καμπύλη μεταβολή των νιτρικών με το χρόνο δίνει τη ταχύτητα απονιτροποίησης (mgN/gVSS-h).



Εικόνα 4.2: Αποτελέσματα πειράματος απονιτροποίησης με αστικά λύματα

#### 4.5.4 Προσδιορισμός του ταχύτητας αποξυγόνωσης (Oxygen uptake rate - OUR)

Η μέθοδος μέτρησης της ταχύτητας αποξυγόνωσης (OUR) αποσκοπεί στη μέτρηση της ταχύτητας κατανάλωσης οξυγόνου από μικροοργανισμούς για την ικανοποίηση των αναγκών της ενδογενούς αναπνοής, της οξείδωσης της οργανικής ύλης από ετεροτροφικούς μικρο-οργανισμούς και της οξείδωσης της αμμωνίας από αυτοτροφικά βακτηρίδια.

Σκοπός των μετρήσεων OUR στο σύστημα βιοαντιδραστήρα μεμβράνης αποτελεί ο προσδιορισμός της δραστηριότητας της ετεροτροφικής βιομάζας.

Πιο συγκεκριμένα, μετρήθηκαν συστηματικά οι ταχύτητες αποξυγόνωσης για τις ακόλουθες 3 περιπτώσεις:

- ενδογενή αναπνοή των μικροοργανισμών
- ταχύτητα αποξυγόνωσης των εύκολα βιοδιασπάσιμων ουσιών όταν έχει προστεθεί συγκεκριμένη ποσότητα οξικού οξέος.
- ταχύτητα αποξυγόνωσης όταν έχουν προστεθεί φρέσκα πρωτοβάθμια λύματα από την εγκατάσταση του DESSIN στην περιοχή της μεταμόρφωσης.

#### 4.6 Δειγματοληψία στο πιλοτικό σύστημα MBR-RO

Η συλλογή δειγμάτων ξεκίνησε από την πρώτη μέρα λειτουργίας της πιλοτικής μονάδας με λύματα, με συχνότητα δύο φορές την εβδομάδα. Η δειγματοληψία έλαβε χώρα τόσο την περίοδο του start-up όσο και το ακόλουθο διάστημα τριών μηνών όπου το σύστημα είχε πιάσει μόνιμες συνθήκες με  $\Theta_c=20$  ημέρες. Τα δείγματα αναλύονταν στο εργαστήριο του R&D της ΕΥΔΑΠ αλλά ορισμένες αναλύσεις όπως για παράδειγμα αυτές των OUR, NUR και AUR πραγματοποιούνταν στο Εργαστήριο Υγειονομικής Τεχνολογίας στο ΕΜΠ.

Τα δείγματα λαμβάνονται από 7 διαφορετικά σημεία:

1. τον αγωγό που τροφοδοτεί την πιλοτική μονάδα από τη δεξαμενή εξισορρόπησης με υγρά απόβλητα έπειτα από την προεπεξεργασία με την τοποθετημένη σήτα.
2. την υπερχειλίση του φίλτρου προεπεξεργασίας
3. την ανοξική δεξαμενή του συστήματος
4. τον αερόβιο αντιδραστήρα του συστήματος για τη συλλογή δειγμάτων ενεργού ιλύος
5. το βιοαντιδραστήρα μεμβρανών(MBR)
6. Τον αγωγό ο οποίος διοχετεύει το διήθημα από τη μονάδα των μεμβρανών προς τη δεξαμενή προσωρινής συλλογής του συστήματος MBR για τη λήψη δείγματος δευτεροβάθμιας επεξεργασμένης εκροής (permeate) που αποτελεί ταυτόχρονα και την εισροή στην πιλοτική μονάδα RO.
7. Τον αγωγό της εξόδου της RO για έλεγχο της ποιότητας



Σχήμα 4-25: Δειγματοληψία στην πιλοτική μονάδα DESSIN





Σχήμα 4-26: Οι δεξαμενές συλλογής των νερών εξόδου από τον MBR και την RO

Οι δειγματοληψίες πραγματοποιούνταν δύο φορές την εβδομάδα και αναλύονταν στο Εργαστήριο του R&D της ΕΥΔΑΠ στη περιοχή της Μεταμόρφωσης.

## 5 ΠΑΡΟΥΣΙΑΣΗ ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΩΝ

### 5.1 Εισαγωγή

Για την αξιολόγηση της αποδοτικότητας της πιλοτικής μονάδας εξετάζονται η παρουσία χημικών ρύπων, μικροβιολογικών παραμέτρων, βαρέων μετάλλων αλλά και μικροοργανισμών στο νερό εξόδου από τον MBR αλλά και από την αντίστροφη όσμωση.

Για τον έλεγχο της ποιότητας αλλά και της συνολικής λειτουργίας πραγματοποιήθηκαν αναλύσεις στο Εργαστήριο του R&D της ΕΥΔΑΠ και στο Εργαστήριο Υγειονομικής Τεχνολογίας της σχολής Πολιτικών Μηχανικών του ΕΜΠ. Οι αναλύσεις σε συνδυασμό με τους τοποθετημένους αισθητήρες παρείχαν επαρκή πληροφόρηση για το σύστημα.

Αρχικά, γίνεται μία ανάλυση των λυμάτων εισόδου και τα ανακτημένα δεδομένα συγκρίνονται με τις τιμές του σχεδιασμού της εγκατάστασης. Ακολούθως, παρουσιάζονται τα αποτελέσματα του συστήματος MBR-RO σε δύο φάσεις. Η πρώτη φάση αναφέρεται στην περίοδο start-up, όπου αναπτύχθηκε η βιομάζα του συστήματος χωρίς εμβολιασμό βιομάζας. Η δεύτερη φάση, εξετάζει την περίοδο όπου είχαν επέλθει σταθερές συνθήκες και επιτρέπει το χαρακτηρισμό του συστήματος. Ακολούθως, οι τιμές των κρίσιμων παραμέτρων συγκρίνονται με τα όρια που έχουν τεθεί από τη νομοθεσία επαναχρησιμοποίησης του νερού. Επιπλέον, κατά τη δεύτερη φάση πραγματοποιήθηκαν αναλύσεις τόσο για το χαρακτηρισμό λυμάτων όσο και της βιομάζας μέσω της μεθόδου της ταχύτητας αποξυγόνωσης, της μέγιστης ταχύτητας νιτροποίησης και απονιτροποίησης. Τέλος, παρουσιάζεται μία ανάλυση αποτυπώματος άνθρακα καθώς και μία εκτίμηση του κόστους του ανακτημένου νερού.

## 5.2 Γενικά χαρακτηριστικά των εισερχομένων λυμάτων

Η μονάδα ξεκίνησε τη λειτουργία της το Φεβρουάριο του 2016, δηλαδή έχει διάρκεια λειτουργίας 9 μήνες. Κατά το διάστημα αυτό λήφθηκαν δεδομένα από εργαστηριακές αναλύσεις των εισερχόμενων λυμάτων καθώς και από τους τοποθετημένους αισθητήρες στην είσοδο της εγκατάστασης. Στον Πίνακα 5.1 παρουσιάζεται η στατιστική ανάλυση των γενικών χαρακτηριστικών των λυμάτων που εισέρχονται στην εγκατάσταση. Σημειώνεται ότι έχουν εξεταστεί δύο περίοδοι, η χειμερινή αλλά και η καλοκαιρινή.

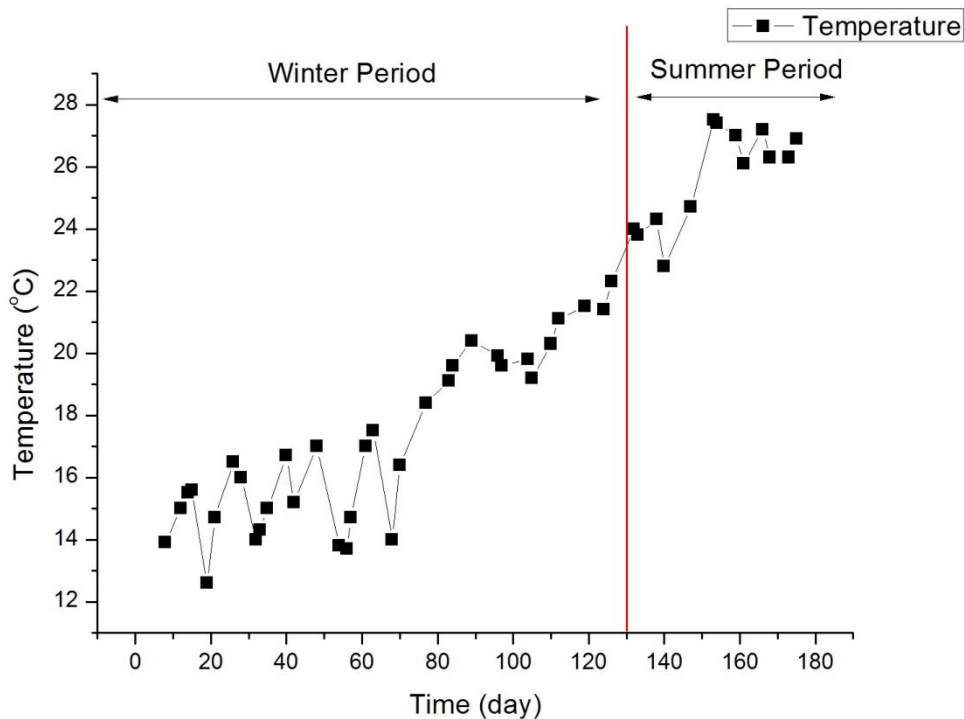
Πίνακας 5.1: Στατιστική ανάλυση των γενικών χαρακτηριστικών των λυμάτων της Μεταμόρφωσης που εισέρχονται στην εγκατάσταση

	T	Αγωγιμότητα	COD <sub>t</sub>	COD <sub>s</sub>	TSS	VSS	TP	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Cl <sup>-</sup>
	(°C)	mS/cm	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
<b>Πλήθος μετρήσεων</b>	47	64	58	46	65	55	18	33	33
<b>Μέση τιμή</b>	19,5	1,17	642	185	516	275	10,5	58,4	178
<b>Διάμεσος</b>	19,2	1,19	550	188	265	210	10	60	170
<b>Τυπική Απόκλιση</b>	4,61	0,17	324	48	912	207	2,05	14,5	65,4
<b>Ελάχιστο</b>	12,6	0,71	150	86	70	66	6,9	10	105
<b>Μέγιστο</b>	27,5	1,53	2095	310	1900	895	16	79	500

Στα διαγράμματα που ακολουθούν παρουσιάζονται οι συγκεντρώσεις των φορτίων εισόδου για TSS, VSS, COD, COD<sub>s</sub>, NH<sub>4</sub>-N, TP, Cl<sup>-</sup>, θερμοκρασία και αγωγιμότητα. Στα περισσότερα από αυτά παρουσιάζεται τόσο η διάκριση μεταξύ χειμερινής και καλοκαιρινής περιόδου, όσο και η μέση και μέγιστη τιμή που χρησιμοποιήθηκε κατά τη φάση του σχεδιασμού της μονάδας.

### 5.2.1 Θερμοκρασία

Τα δεδομένα για τη θερμοκρασία (Διάγραμμα 5-1) έχουν ανακτηθεί από τους τοποθετημένους αισθητήρες. Ο αισθητήρας της θερμοκρασίας παρέχει δεδομένα μέχρι την 190<sup>η</sup> ημέρα για αυτό και το παρακάτω διάγραμμα παρέχει δεδομένα μέχρι εκείνη την ημέρα. Όπως είναι λογικό παρατηρείται αύξηση της θερμοκρασίας τους καλοκαιρινούς μήνες.

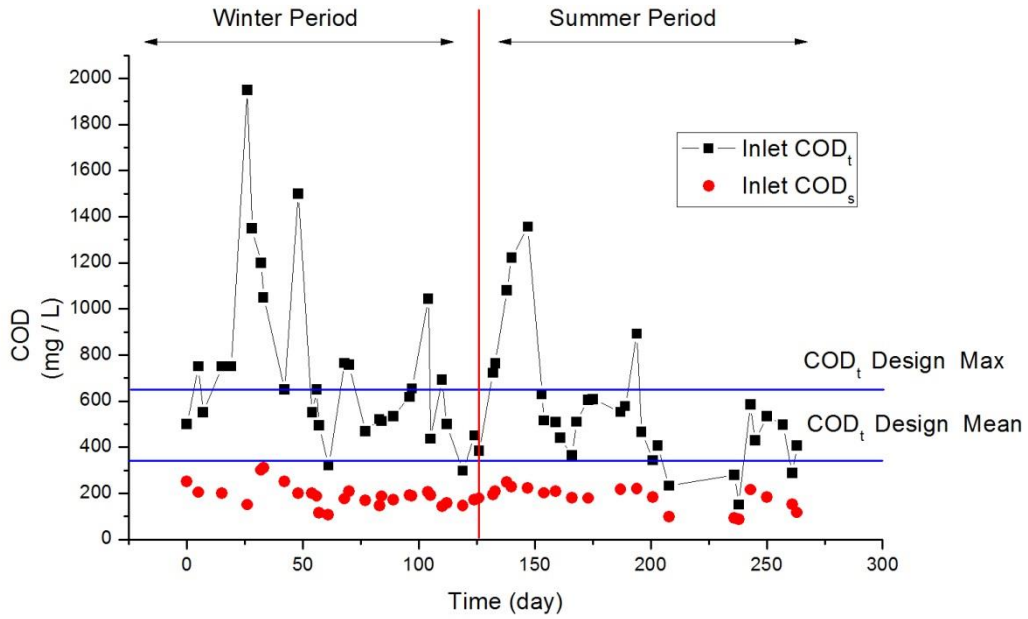


Διάγραμμα 5-1: Χρονοσειρά της θερμοκρασίας των εισερχόμενων στην εγκατάσταση λυμάτων

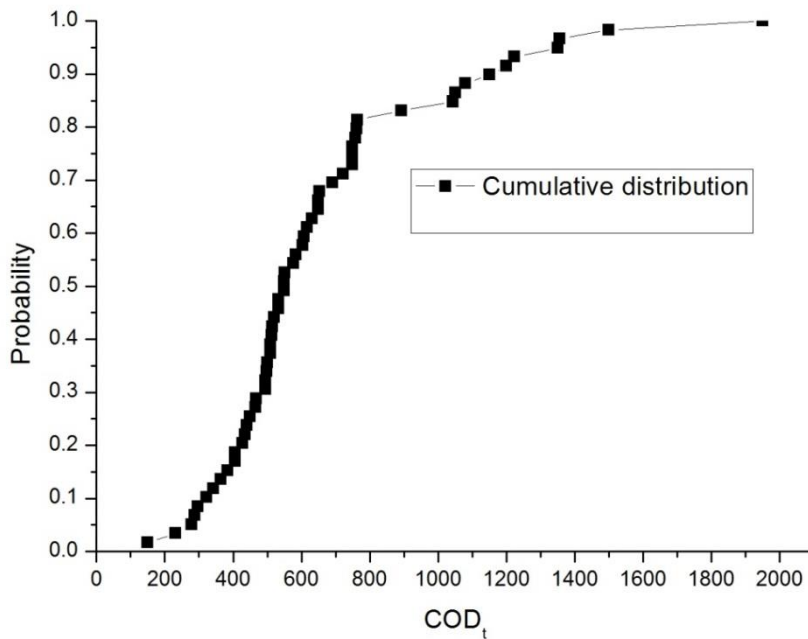
### 5.2.2 Ρυπαντικά φορτία

#### 5.2.2.1 Ολικό και διαλυτό COD

Στο Διάγραμμα 5-2 παρουσιάζεται η διακύμανση του φορτίου COD των εισερχόμενων -στην εγκατάσταση- λυμάτων για όλο το χρονικό διάστημα λειτουργίας της μονάδας. Επιπλέον, στο επόμενο διάγραμμα παρουσιάζεται η αθροιστική κατανομή για το ολικό COD.



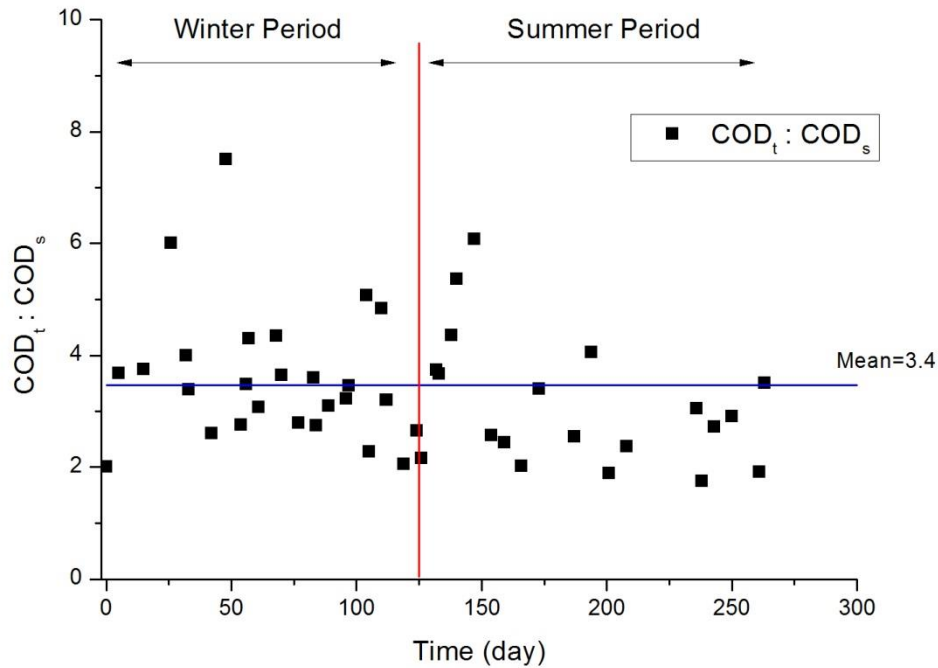
Διάγραμμα 5-2: Χρονοσειρά COD εισόδου στην εγκατάσταση



Διάγραμμα 5-3 :Αθροιστική κατανομή COD εισόδου των λυμάτων

Όπως γίνεται αντιληπτό από το Διάγραμμα 5-2, οι τιμές παρουσιάζουν πολύ μεγάλη διακύμανση και πολλές φορές ξεπερνούν την τιμή σχεδιασμού. Επίσης, εμφανίζεται μια ελαφριά τάση μείωσης της τιμής του ολικού COD από τη χειμερινή περίοδο στην καλοκαιρινή. Αντίθετα, το διαλυτό COD δεν εμφανίζει πολύ μεγάλη μεταβλητότητα, με

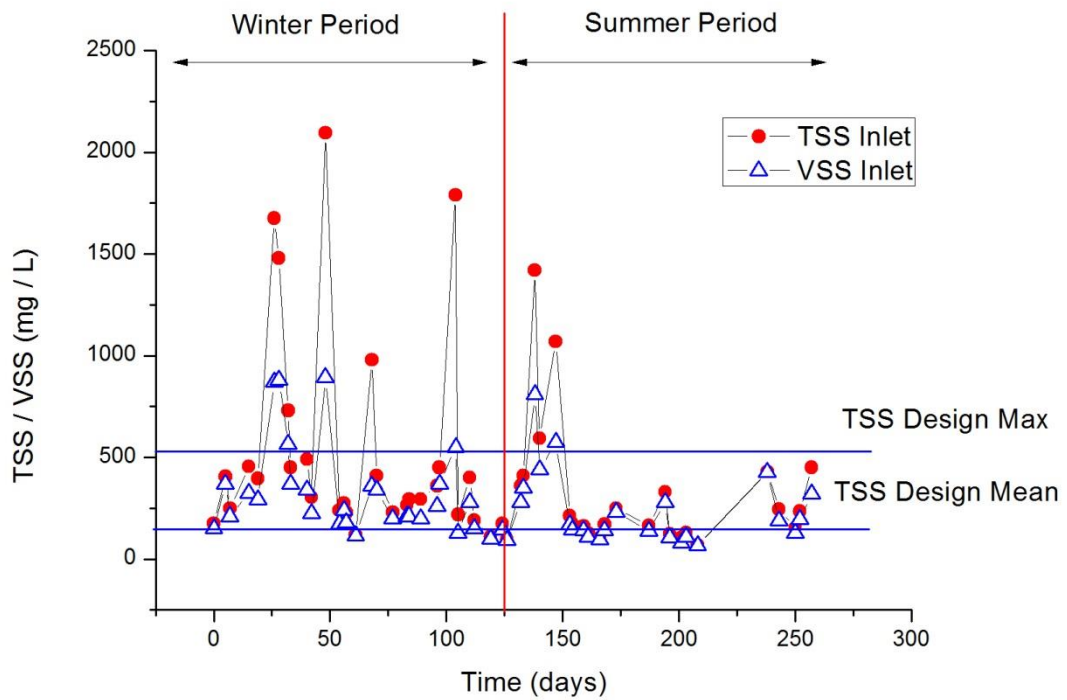
σχετικά μικρή τυπική απόκλιση. Τέλος, από την αθροιστική κατανομή (Διάγραμμα 5-2) είναι εμφανές ότι –όπως ήταν αναμενόμενο- τα δεδομένα ακολουθούν κανονική κατανομή. Στο Διάγραμμα 5-4, παρουσιάζεται ο λόγος του διαλυτού COD με το ολικό COD. Η μέση τιμή του λόγου είναι 3,4 αλλά και εδώ η διακύμανση είναι μεγάλη.



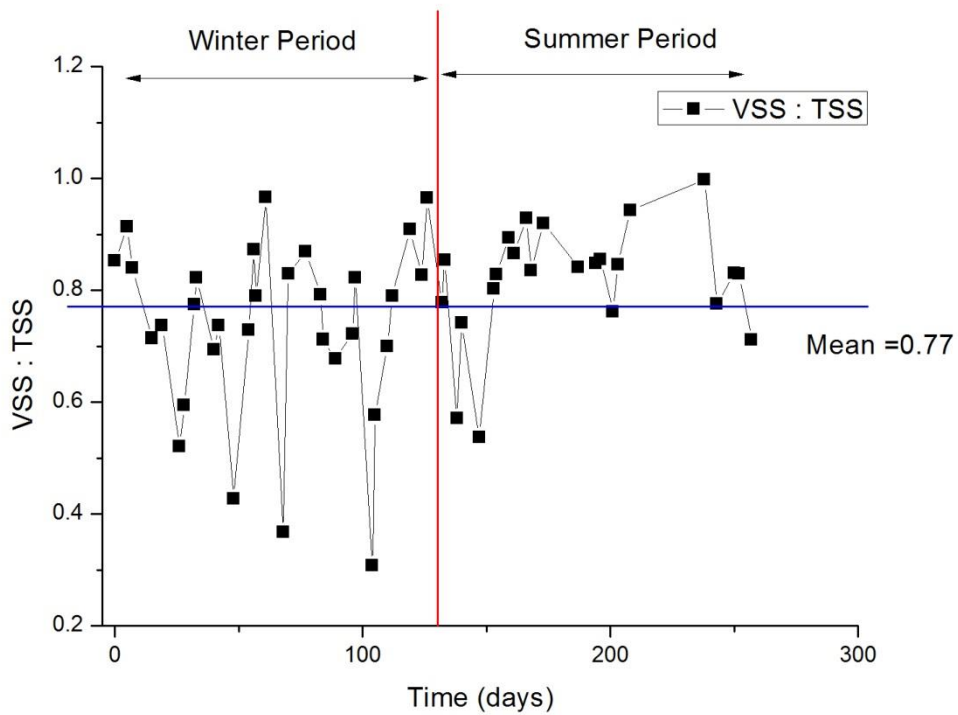
Διάγραμμα 5-4: Η χρονοσειρά των μετρήσεων του ολικού και του διαλυμένου COD των εισερχόμενων λυμάτων

### 5.2.2.2 Ολικά και πτητικά αιωρούμενα στερεά (TSS, VSS)

Στα Διαγράμματα 5-5, 5-6 παρουσιάζεται η διακύμανση του φορτίου των ολικών αιωρούμενων (TSS) και πτητικών (VSS) στερεών των λυμάτων τροφοδοσίας καθώς και ο λόγος των πτητικών στερεών προς τα αιωρούμενα.



Διάγραμμα 5-5: Χρονοσειρά TSS και VSS των εισερχόμενων λυμάτων στην εγκατάσταση

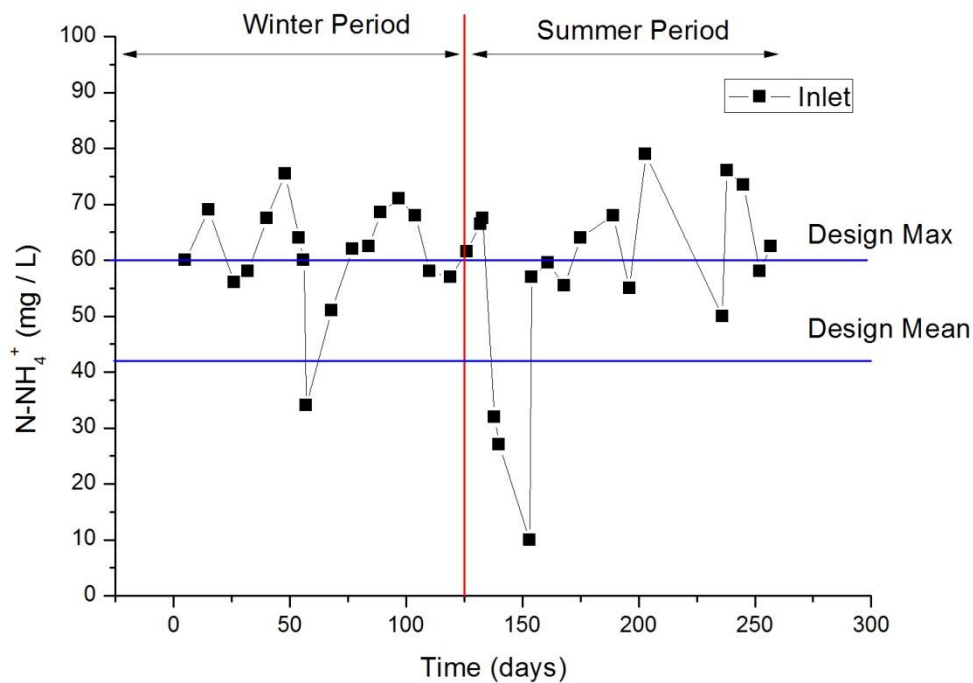


Διάγραμμα 5-6: Η χρονοσειρά του λόγου των πτητικών με τα ολικά αιωρούμενα στερεά

Από τα παραπάνω διαγράμματα γίνεται αντιληπτό ότι και οι τιμές των TSS παρουσιάζουν μεγάλη διακύμανση, γεγονός αναμενόμενο δεδομένου ότι και οι τιμές του COD παρουσίαζαν αντίστοιχη διακύμανση. Επισημαίνεται ακόμα ότι η μεγαλύτερη διασπορά τιμών εμφανίζεται κατά τους χειμερινούς μήνες. Επιπλέον, και σε αυτή την περίπτωση εμφανίζονται τιμές που ξεπερνούν αυτές του σχεδιασμού. Τέλος, η μέση τιμή του λόγου VSS/TSS ανέρχεται στα 0,77, τιμή λογική για αστικά λύματα.

### 5.2.3 Αμμωνιακό Άζωτο ( $\text{NH}_4\text{-N}$ )

Στο Διάγραμμα 5-7, παρουσιάζεται η διακύμανση της τιμής του φορτίου για το αμμωνιακό άζωτο ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) των λυμάτων τροφοδοσίας. Επισημαίνεται ότι το αμμωνιακό άζωτο αποτελεί την κύρια μορφή αζώτου των αστικών λυμάτων.



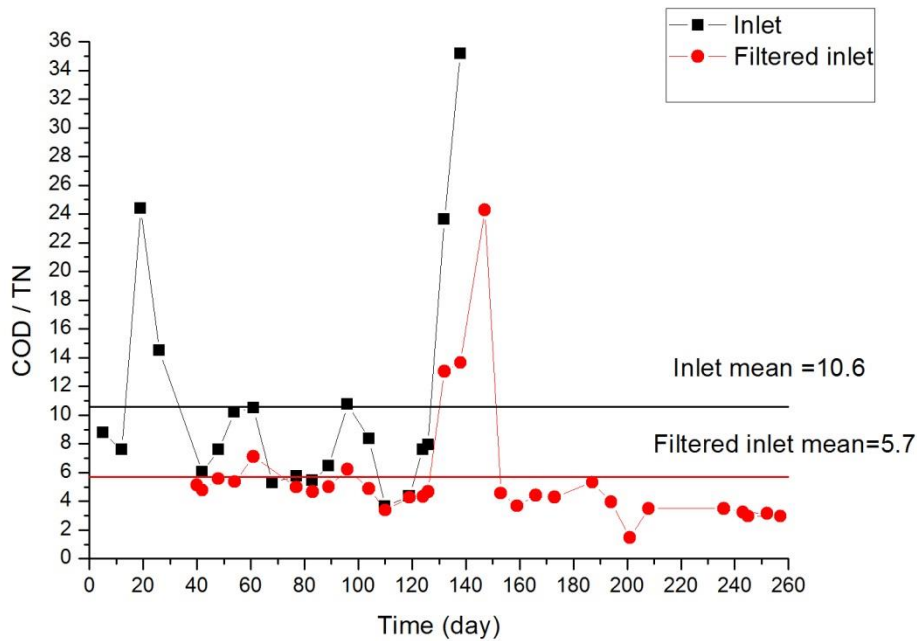
Διάγραμμα 5-7: Η χρονοσειρά του αμμωνιακού αζώτου ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) των εισερχόμενων στην εγκατάσταση λυμάτων

Από το παραπάνω διάγραμμα εξάγεται το συμπέρασμα ότι ο σχεδιασμός της εγκατάστασης έχει γίνει με πολύ χαμηλότερες τιμές από τις ισχύουσες, αφού ακόμα και η μέγιστη τιμή σχεδιασμού είναι πολύ χαμηλότερη από τις περισσότερες τιμές των αμμωνιακών της εισόδου.

Στο Διάγραμμα 5-8, απεικονίζεται ο λόγος του ολικού COD εισόδου προς το ολικό άζωτο TN. Για τη διαμόρφωση του λόγου θεωρήθηκε ότι το αμμωνιακό άζωτο στην είσοδο αποτελεί



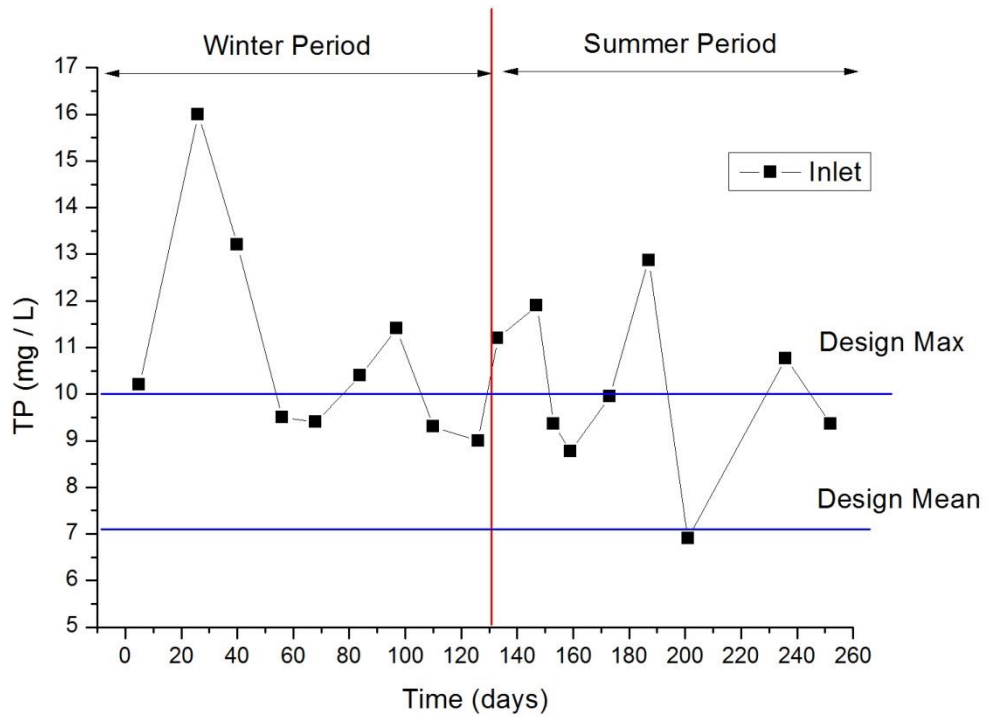
το 70% του συνολικού αζώτου, καθώς δεν υπήρχαν μετρήσεις για το ολικό άζωτο εισόδου αλλά μόνο για το αμμωνιακό. Από το διάγραμμα προκύπτει ότι το κλάσμα παρουσιάζει όπως και τα υπόλοιπα χαρακτηριστικά σημαντική μεταβλητότητα. Οι μετρήσεις για την είσοδο σταματάνε την 140<sup>η</sup> ημέρα καθώς γίνονταν μετρήσεις μόνο για τα φιλτραρισμένα λύματα.



Διάγραμμα 5-8: Μεταβολές του λόγου του ολικού COD προς το ολικό άζωτο των εισερχόμενων λυμάτων

#### 5.2.4 Φώσφορος (TP)

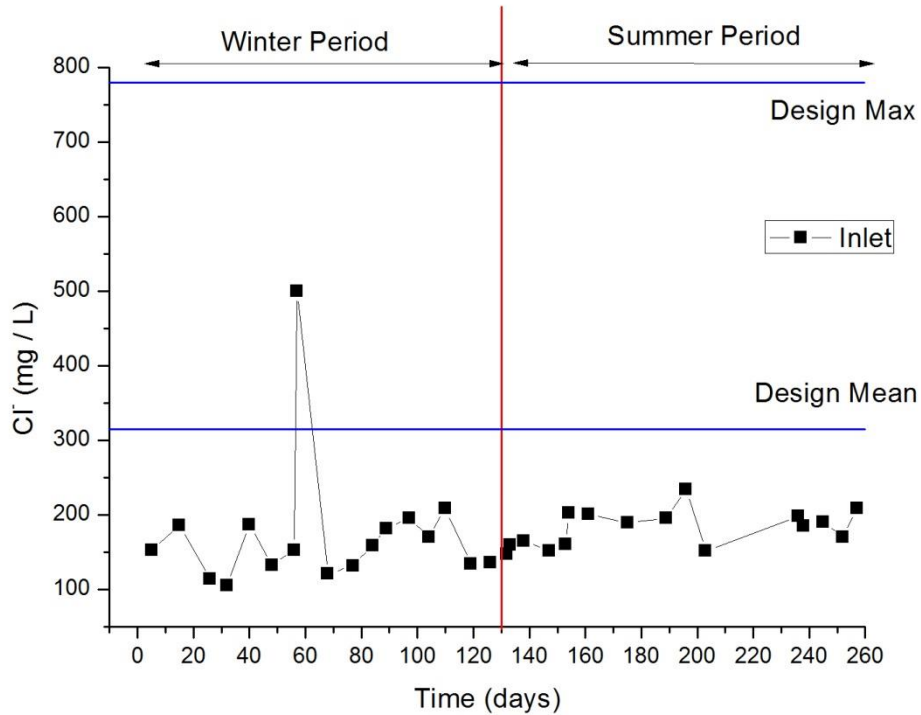
Αν και οι μετρήσεις για τον ολικό φώσφορο δεν είναι πολλές, ένα πρώτο συμπέρασμα που μπορεί να εξαχθεί από το Διάγραμμα 5-9, είναι ότι οι τιμές σχεδιασμού είναι αρκετά χαμηλότερα από τις πραγματικές τιμές των εισερχόμενων λυμάτων, όπως συνέβη και για το άζωτο.



Διάγραμμα 5-9: Η χρονοσειρά του ολικού φωσφόρου των εισερχόμενων στην εγκατάσταση λυμάτων

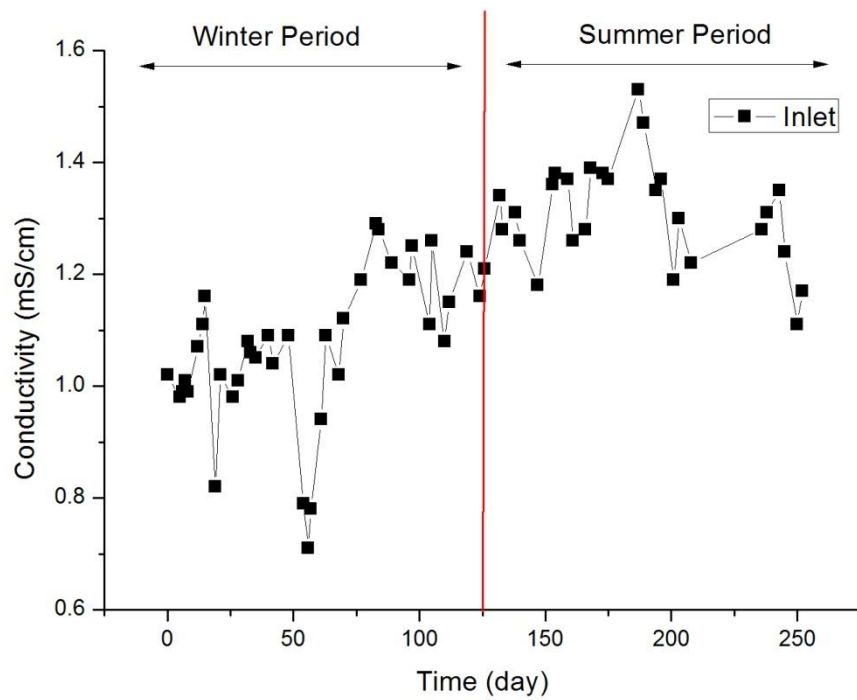
### 5.2.5 Χλωριόντα(CI) και Αγωγιμότητα

Στο Διάγραμμα 5-10, παρουσιάζονται τα χλωριόντα και η αγωγιμότητα των εισερχόμενων λυμάτων. Αξίζει να σημειωθεί ότι τα δεδομένα για την αγωγιμότητα έχουν ανακτηθεί από τους αισθητήρες που έχουν τοποθετηθεί στη δεξαμενή εισόδου.



Διάγραμμα 5-10: Η χρονοσειρά των χλωριόντων των εισερχόμενων στην εγκατάσταση λυμάτων

Από το άνωθεν διάγραμμα καθίσταται εμφανές ότι η τιμή σχεδιασμού είναι πολύ υψηλότερη από τις πραγματικές τιμές των εισερχόμενων λυμάτων. Σημειώνεται ότι η αντίστροφη όσμωση φαίνεται προς το παρόν να μην είναι αναγκαία καθώς οι τιμές των χλωριόντων είναι πολύ χαμηλές. Βάση του διαγράμματος, έγινε υπέρβαση της τιμής των 500mg/L μόνο μία φορά εντός του διαστήματος εξέτασης.



**Διάγραμμα 5-11:** Η χρονοσειρά της αγωγιμότητας των εισερχομένων λυμάτων με δεδομένα από τους τοποθετημένους αισθητήρες

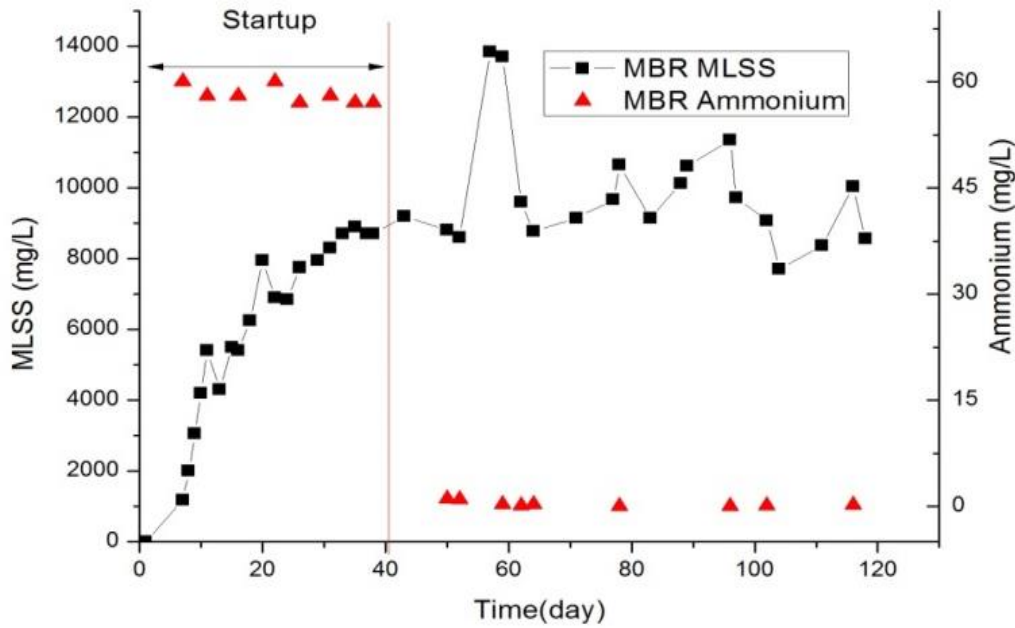
Αναφορικά με την αγωγιμότητα, φαίνεται να ακολουθεί ανοδική τάση κατά την καλοκαιρινή περίοδο (Διάγραμμα 5-11).

### 5.3 Σύστημα MBR-RO

Ο πιλοτικός βιολογικός ξεκίνησε τη λειτουργία του τον Ιανουάριο του 2016. Η πρώτη φάση, η οποία διήρκησε περίπου 5 εβδομάδες, αποτελεί το start-up του συστήματος, ενώ κατά την επόμενη φάση, που ξεκινάει από την περίοδο που το σύστημα έπιασε μόνιμες συνθήκες, παρουσιάζονται τα αποτελέσματα για διάστημα τριών μηνών ομαλής λειτουργίας του συστήματος. Η παρουσίαση αποτελεσμάτων αναφέρεται μόνο σε τρεις μήνες λειτουργίας καθώς λόγω τεχνικών προβλημάτων του συστήματος αερισμού των μεμβρανών, τον Ιούνιο 2016, διακόπηκε η ομαλή λειτουργία του συστήματος. Προκειμένου να προωθηθεί το πιλοτικό σύστημα MBR-RO ως μια βιώσιμη λύση για μη –πόσιμες χρήσεις νερού, ειδικά σε ξηρές περιοχές ή άκρως αστικοποιημένα περιβάλλοντα, θα πρέπει να επισημανθεί η άριστης ποιότητας εκροή των υδάτων του. Για να γίνει αυτό, τόσο η λειτουργική απόδοση και η ποιότητα του νερού του MBR αλλά και της RO αξιολογήθηκαν. Επιπλέον, πραγματοποιήθηκε έλεγχος συμμόρφωσης των ορίων εξόδου με τα όρια που έχουν τεθεί από την Ελληνική νομοθεσία για την επαναχρησιμοποίηση του νερού.

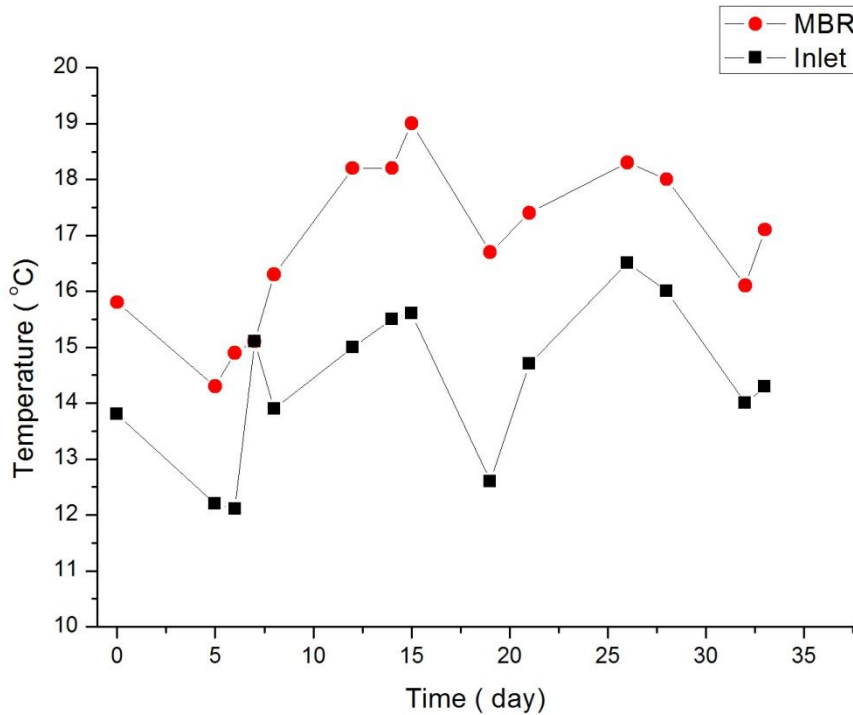
#### 5.3.1 Πρώτη φάση-Startup

Το start-up του συστήματος πραγματοποιήθηκε τη χρονική περίοδο από 21/1/2016 έως 23/02/2016. Στο Διάγραμμα 5-12, απεικονίζεται η συγκέντρωση των ολικών αιωρούμενων στερεών και του αμμωνιακού αζώτου εντός του MBR, με παράλληλη σήμανση της περιόδου εκκίνησης της μονάδας. Αξίζει να σημειωθεί ότι το σύστημα αφέθηκε να αναπτύξει βιομάζα μόνο του χωρίς εμβολιασμό. Κατά το διάστημα που διήρκησε το start-up δεν αφαιρέθηκε καθόλου ιλύς από το σύστημα.



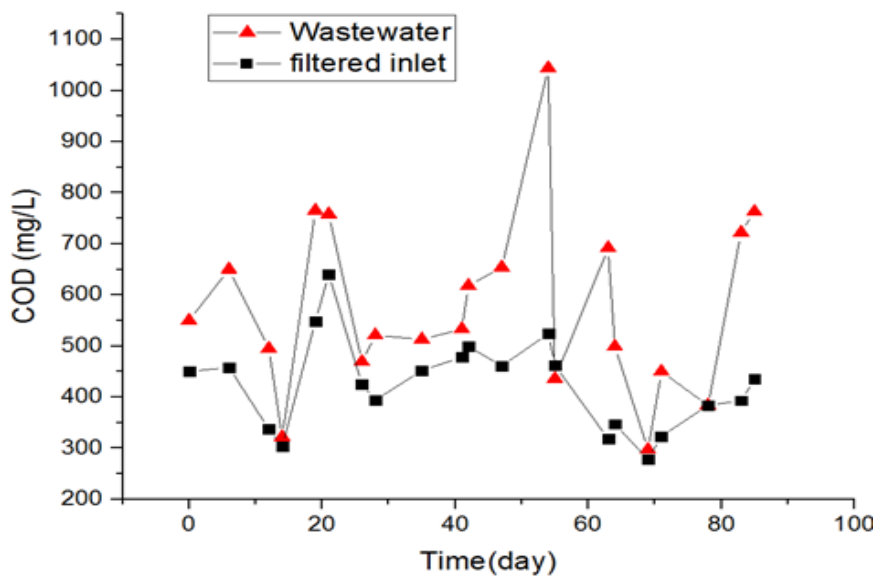
Διάγραμμα 5-12: Περίοδος startup του συστήματος

Εντός του διαστήματος των 5 εβδομάδων, δημιουργήθηκαν οι απαραίτητες συνθήκες για την ανάπτυξη της βιομάζας και ξεκίνησαν οι διαδικασίες νιτροποίησης-απονιτροποίησης. Όπως γίνεται αντιληπτό και από το παραπάνω διάγραμμα, στην πρώτη φάση έχουμε σταδιακή αύξηση των MLSS. Παράλληλα, το αμμωνιακό άζωτο παραμένει σε υψηλά επίπεδα εντός της δεξαμενής μεμβρανών, γεγονός που υποδεικνύει ότι δεν είχε ξεκινήσει ακόμη η νιτροποίηση του συστήματος. Μετά από το πέρας των 5 εβδομάδων, παρατηρείται πλήρης απομάκρυνση του αμμωνιακού αζώτου, γεγονός που σηματοδοτεί την έναρξη της νιτροποίησης. Επιπρόσθετα, η αύξηση της συγκέντρωσης των MLSS φαίνεται να σταθεροποιείται σε υψηλές τιμές, γεγονός προβλεπόμενο από το σχεδιασμό της πιλοτικής διάταξης. Σημειώνεται ότι τιμή του pH εντός της δεξαμενής μεμβρανών για αυτό το διάστημα είχε τιμές από 7,5-8. Οι τιμές για τη διακύμανση της θερμοκρασίας κατά διάστημα του start-up παρουσιάζεται στο παρακάτω Διάγραμμα 5-13.



Διάγραμμα 5-13: Διακύμανση θερμοκρασίας για την πρώτη φάση του συστήματος

Εξετάζοντας την προεπεξεργασία της μονάδας, το τοποθετημένο φίλτρο φαίνεται να απομακρύνει λάδια και άλλες ουσίες που μπορεί να αποδειχθούν επιβλαβείς για τις μεμβράνες. Αυτό αποτυπώνεται στο παρακάτω Διάγραμμα 5-14 με την απομάκρυνση του COD που παρατηρείται μεταξύ των εισερχόμενων λυμάτων και των λυμάτων μετά το φίλτρο.



Διάγραμμα 5-14: COD ανεπεξεργαστων και διηθημένων λυμάτων

Στον Πίνακα 5.2 διενεργείται σύγκριση των ποιοτικών χαρακτηριστικών μεταξύ των εισερχόμενων λυμάτων και των λυμάτων μετά την έξοδο του φίλτρου προεπεξεργασίας.

Πίνακας 5.2: Σύγκριση ποιοτικών χαρακτηριστικών μεταξύ εισερχόμενων εσχαρωμένων λυμάτων και φιλτραρισμένων λυμάτων

Παράμετροι	Μέση τιμή (Τυπική απόκλιση)	
	Εσχαρωμένα λύματα	Διηθημένα λύματα
TSS(mg/L)	376(373)	164(72)
VSS(mg/L)	235(112)	138(46)
COD(mg/L)	578(176)	424(86)
CODs(mg/L)	173(30)	171(25)
TP(mg/L)	10(0,97)	8,8(0,76)
NH <sub>4</sub> -N <sup>+</sup> (mg/L)	57(18)	55 (15)
Cl <sup>-</sup> (mg/L)	184(98)	157 (23)

### 5.3.2 Δεύτερη φάση- Απόδοση συστήματος

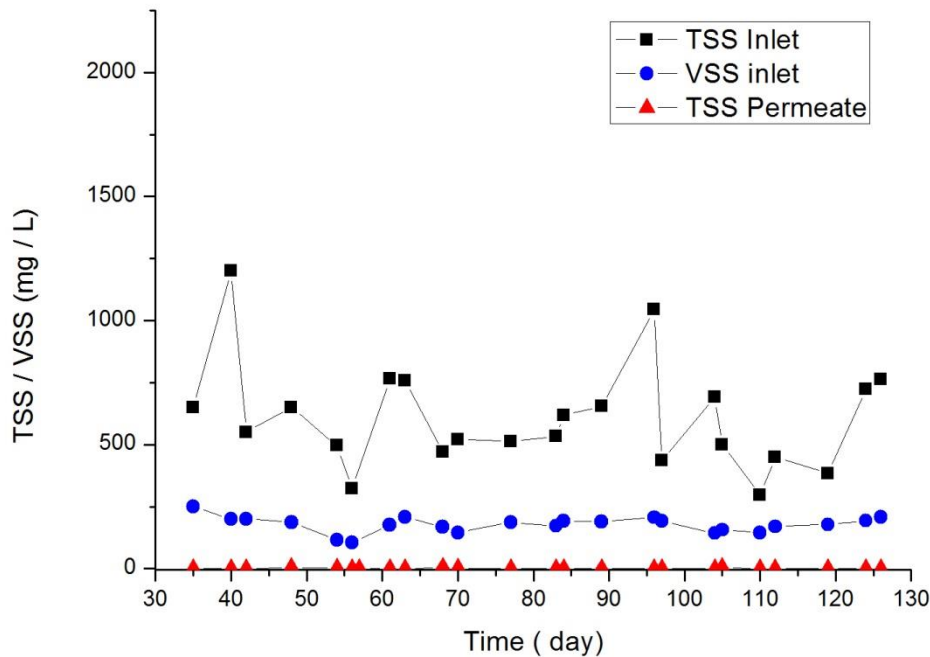
Η λειτουργία του συστήματος MBR-RO, παρακολουθούνταν συχνά τόσο για την εξαγωγή συμπερασμάτων αναφορικά με την κατάσταση του συστήματος όσο και για την ποιότητα εξόδου. Το σύστημα MBR από μόνο του κατάφερε να ρίξει τις συγκεντρώσεις των περισσότερων ρύπων κάτω από αποδεκτά όρια για εφαρμογές επαναχρησιμοποίησης νερού. Παρά την έντονη διακύμανση των χαρακτηριστικών της εισόδου, ο MBR διατήρησε σταθερά τα χαρακτηριστικά της εξόδου. Παράλληλα, η αντίστροφη όσμωση προσέφερε περαιτέρω βελτίωση της ποιότητα του νερού εξόδου ενισχύοντας κυρίως το επίπεδο των μικροβιολογικών παραμέτρων όσο και από αισθητική άποψη.

#### 5.3.2.1 Απόδοση MBR και ποιότητα εξόδου

Η απομάκρυνση των αιωρούμενων στερεών (TSS) των υγρών αποβλήτων ήταν πλήρης (100%) καθ' όλη τη διάρκεια λειτουργίας του πιλοτικού συστήματος (Διάγραμμα 5-15), καθώς τα TSS είναι πολύ μεγαλύτερα σε μέγεθος από τους πόρους των μεμβρανών και επομένως δεν μπορούν να τις διαπεράσουν. Η συγκέντρωση των TSS της εκροής ήταν χαμηλότερη από το όριο ανίχνευσης της αναλυτικής μεθόδου (<0.5 mg/L). Αυτό

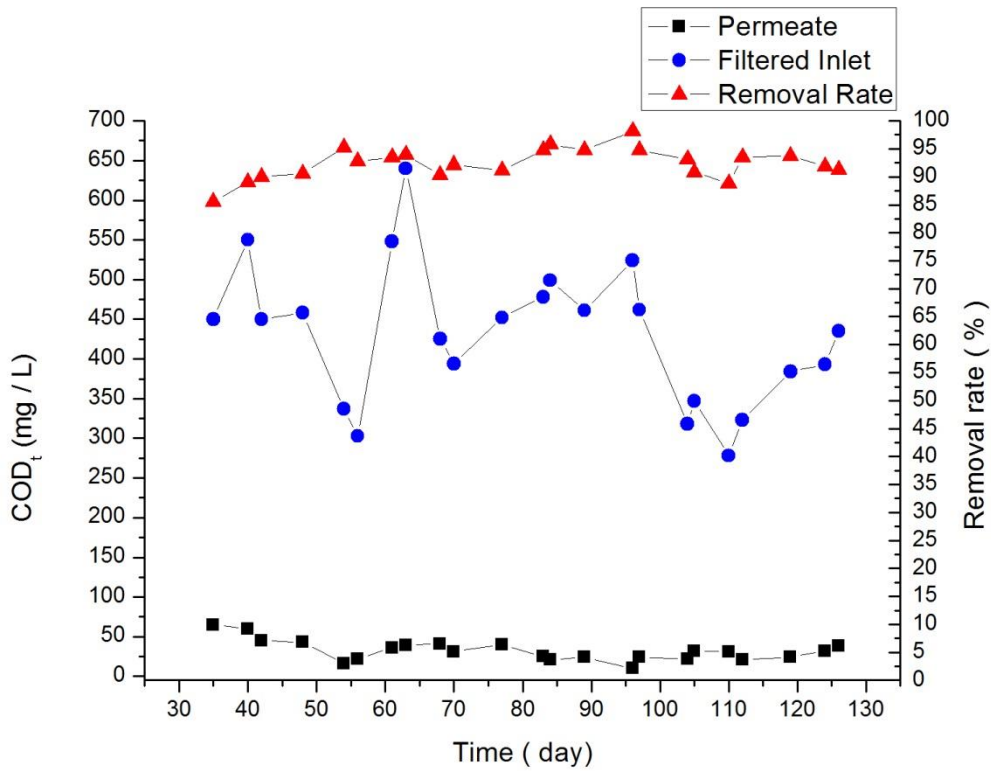


υποδεικνύει ότι οι μεμβράνες στο διάστημα των τριών αυτών μηνών δεν υπέστησαν αισθητή έμφραξη. Η πλήρης κατακράτηση των TSS από τις βιομεμβράνες αποτελεί το βασικότερο πλεονέκτημα του συστήματος MBR σε σύγκριση με τα συμβατικά συστήματα, στα οποία χρησιμοποιείται δεξαμενή τελικής καθίζησης για τη διαύγαση της επεξεργασμένης εκροής. Ως αποτέλεσμα αυτού, η εκροή από σύστημα MBR έχει πολύ χαμηλό οργανικό φορτίο, καθώς δεν επιβαρύνεται με σωματιδιακό φορτίο.



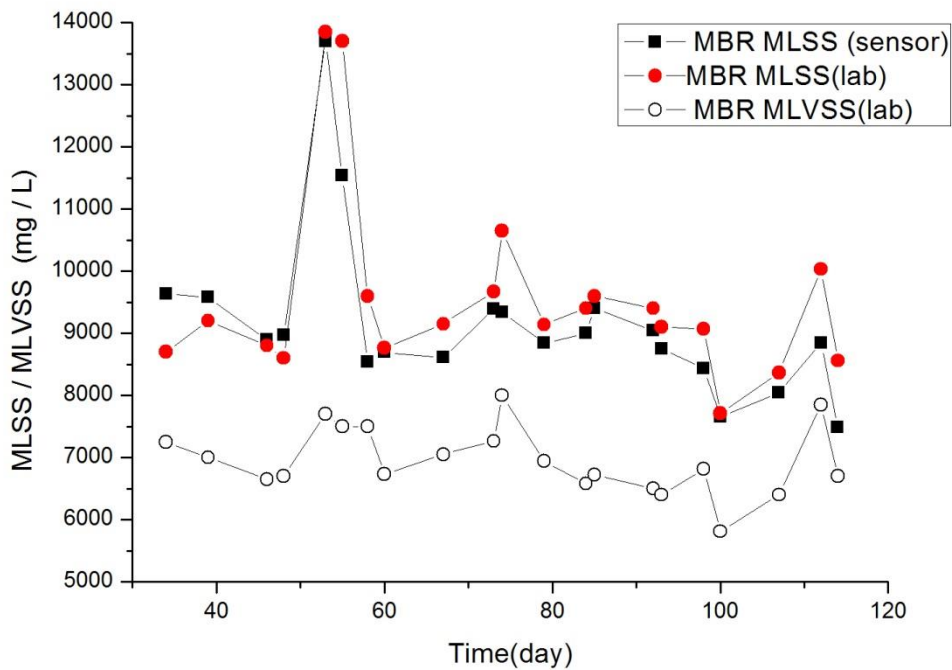
Διάγραμμα 5-15: Απόδοση MBR ως προς τα αιωρούμενα στερεά (TSS)

Κατά τη λειτουργία του MBR, η απομάκρυνση του COD κυμάνθηκε σε πολύ υψηλά επίπεδα. Στο Διάγραμμα 5.16 παρουσιάζεται η συγκέντρωση του COD στην είσοδο αλλά και μετά από τις μεμβράνες. Μέσω των δεδομένων καθίσταται εμφανές ότι η ποσοστιαία απομάκρυνση του COD ήταν πολύ υψηλή (95–97%) και το COD της επεξεργασμένης εκροής κυμάνθηκε σε πολύ χαμηλά και σταθερά επίπεδα, παρά την έντονη διακύμανση της εισόδου. Η απόδοση αυτή μπορεί να θεωρηθεί ιδιαίτερα ικανοποιητική και συμφωνεί με τα στοιχεία που παρέχονται από τη βιβλιογραφία για παρόμοια συστήματα MBR. Η μέση απομάκρυνση COD σε τέτοια συστήματα κυμαίνεται μεταξύ 85 – 98%. Αναφορικά με το BOD<sub>5</sub>, η τιμή του παρέμεινε σε μόνιμη βάση κάτω από τα 2 mg/L, στη διηθημένου έξοδο.



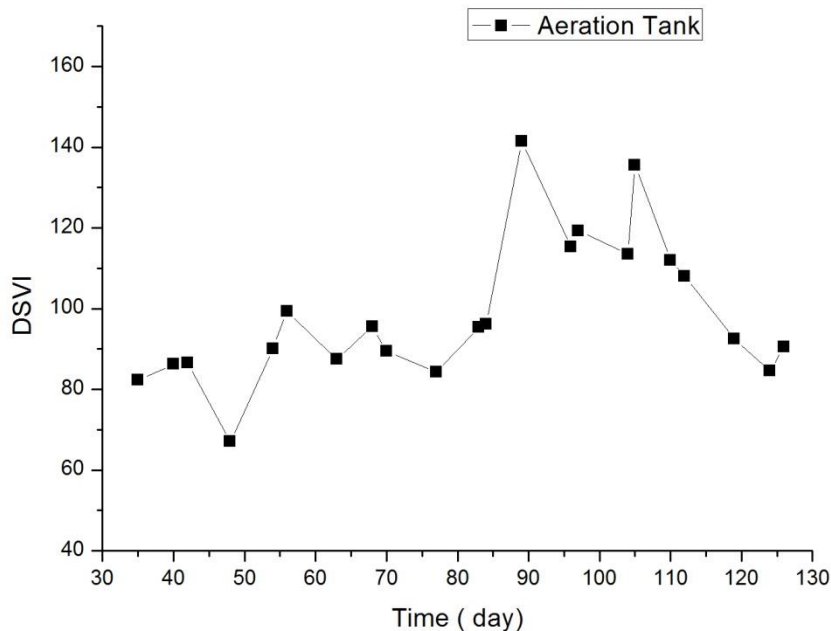
Διάγραμμα 5-16: Απόδοση του MBR ως προς την απομάκρυνση COD

Στο Διάγραμμα 5.17 αποτυπώνεται η διακύμανση των MLSS και των MLVSS συναρτήσει του χρόνου λειτουργίας του συστήματος. Τα δεδομένα έχουν εξαχθεί τόσο από εργαστηριακές μετρήσεις όσο και από αισθητήρες τοποθετημένους εντός της δεξαμενής μεμβρανών.



Διάγραμμα 5-17: Συγκεντρώσεις MLSS-MLVSS εντός του βιοαντιδραστήρα

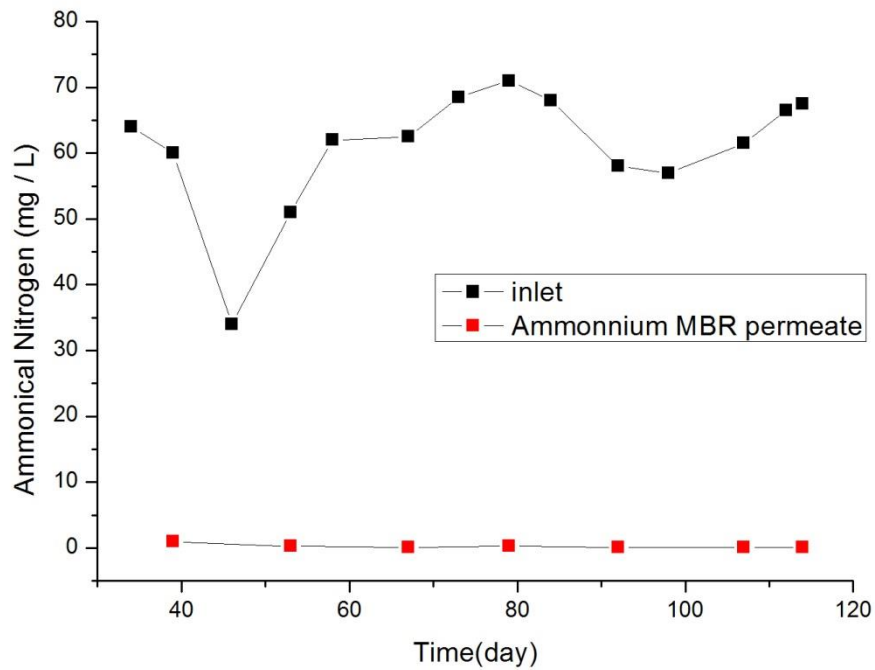
Από το παραπάνω διάγραμμα γίνεται αντιληπτό ότι ο αισθητήρας των στερεών παρέχει αξιόπιστα δεδομένα. Ακόμη, οι τιμές των αιωρούμενων στερεών εντός του βιοαντιδραστήρα κυμάνθηκαν σε υψηλές τιμές, πάνω από 8000 mg/L. Αν και ο ωφέλιμος όγκος της δεξαμενής είναι μόλις 1,5m<sup>3</sup>, η συγκέντρωση φαίνεται να διατηρήθηκε σταθερή. Άλλο ένα σημαντικό γεγονός που υποδεικνύει την ομαλή λειτουργία του αντιδραστήρα εντός του τριμήνου είναι οι ομαλές τιμές που έλαβε η καθιζησιμότητα της ιλύος (Διάγραμμα 4-18). Τα πειραματικά δεδομένα έδειξαν ότι κυμάνθηκε εντός των αναμενόμενων ορίων λαμβάνοντας τιμές μικρότερες του 150 ml/gSS, όπως παρουσιάζεται στο ακόλουθο διάγραμμα.



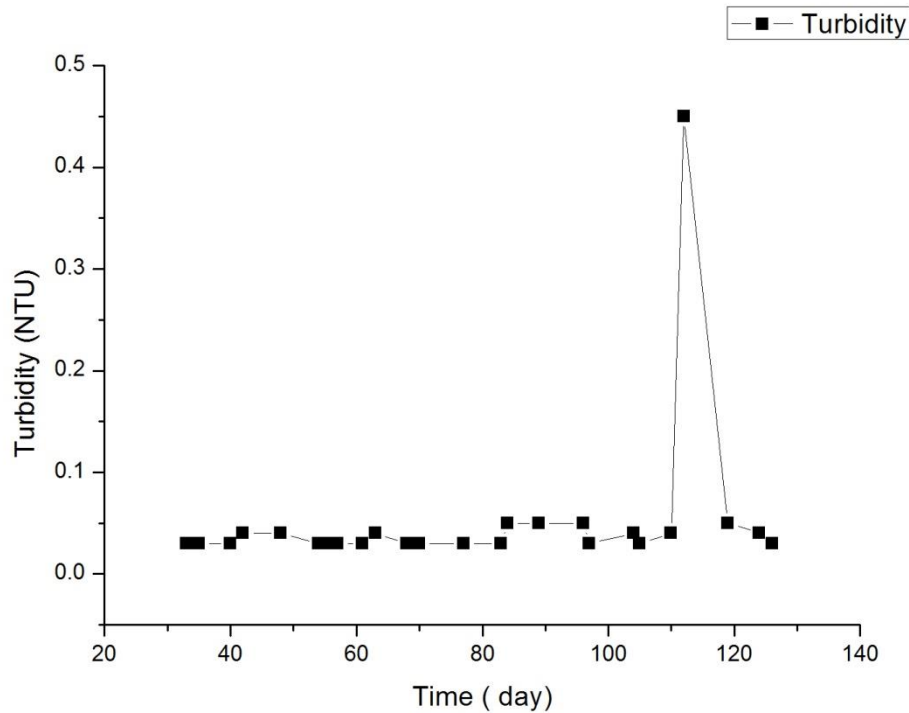
Διάγραμμα 5-18: Δείκτης καθιζησιμότητας ιλύος

Μια εξαιρετικά σημαντική διαδικασία για τον αντιδραστήρα είναι η νιτροποίηση. Η νιτροποίηση που παρατηρήθηκε ήταν πλήρης (100%) δείχνοντας την υψηλή νιτροποιητική ικανότητα του συστήματος. Η αυξημένη αυτή νιτροποιητική δραστηριότητα στο σύστημα μπορεί να συνδέεται με το μικρότερο μέγεθος των βιοκροκίδων που παρατηρείται στον MBR και επιτρέπει την καλύτερη διάχυση των νιτρικών στο εσωτερικό της βιοκροκίδας, όπως επίσης και με τη διατήρηση υψηλών χρόνων παραμονής της ιλύος. Η ηλικία της ιλύος έχει πολύ σημαντική επιρροή στη νιτροποίηση, τόσο στα συμβατικά συστήματα όσο και

στον MBR. Οι Cote et al. (1997) έδειξαν ότι με αύξηση του  $\Theta_c$  από 10 σε 50 ημέρες, η απομάκρυνση της αμμωνίας αυξανόταν από 80% σε 99%. Οι Fan et al.(1996) βρήκαν ότι με διπλασιασμό του  $\Theta_c$  από 5 σε 10 ημέρες, η απόδοση της νιτροποίησης αυξανόταν από 94 σε 99% . Στο Διάγραμμα 5.19 απεικονίζεται η απομάκρυνση του αμμωνιακού αζώτου στο σύστημα.

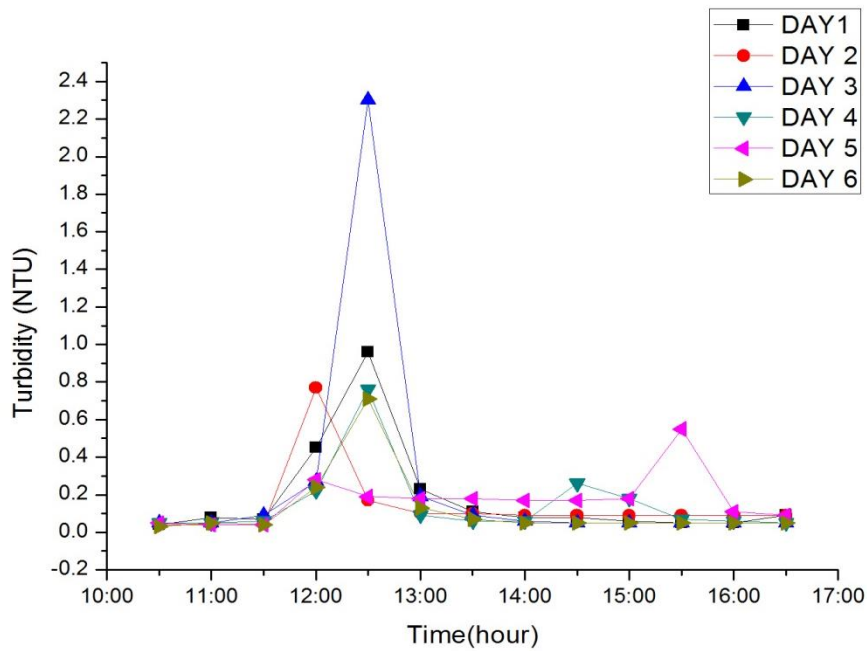


Διάγραμμα 5-19: Απόδοση MBR ως προς της απομάκρυνση αμμωνιακού αζώτου.



**Διάγραμμα 5-20: Απεικόνιση της θολότητας στην έξοδο του βιοαντιδραστήρα**

Στο Διάγραμμα 5-20, απεικονίζεται η θολότητα της εκροής του MBR. Η θολότητα είναι μία πολύ σημαντική παράμετρος που συσχετίζεται με τις μικροβιολογικές παραμέτρους. Οι υψηλές τιμές θολότητας σε μικρό χρονικό διάστημα («καρφιά») επισημαίνουν ύπαρξη ρήγματος (breach) στις μεμβράνες και ως εκ τούτου συνοδεύονται από αύξηση των μικροοργανισμών, η οποία όμως διαρκεί λίγο λόγω της πλήρωσης του κενού από ενεργό ιλύ. Αυτός είναι ο λόγος για τον οποίο είναι απαραίτητη η διαρκής μέτρηση της θολότητας με αισθητήρες. Ως εκ τούτου, έχει τοποθετηθεί αισθητήρας στην έξοδο του MBR, που παρέχει συνεχή πληροφόρηση για τη θολότητα του ρεύματος. Από την ανάκτηση αυτών των δεδομένων έχει δημιουργηθεί και το παραπάνω διάγραμμα. Από ανάλυση του διαγράμματος προκύπτει ότι οι τιμές θολότητας στην εκροή του βιοαντιδραστήρα κυμαίνονται σε πολύ χαμηλές τιμές. Χαμηλές τιμές θολότητας καθώς και χαμηλό περιεχόμενο σε οργανικά και παθογόνα σημαίνει ότι η απαίτηση της μετα-απολύμανσης και οι αντίστοιχοι κίνδυνοι που σχετίζονται με τα παραπροϊόντα της απολύμανσης μπορούν να ελαχιστοποιηθούν (Hai et al.,2014).



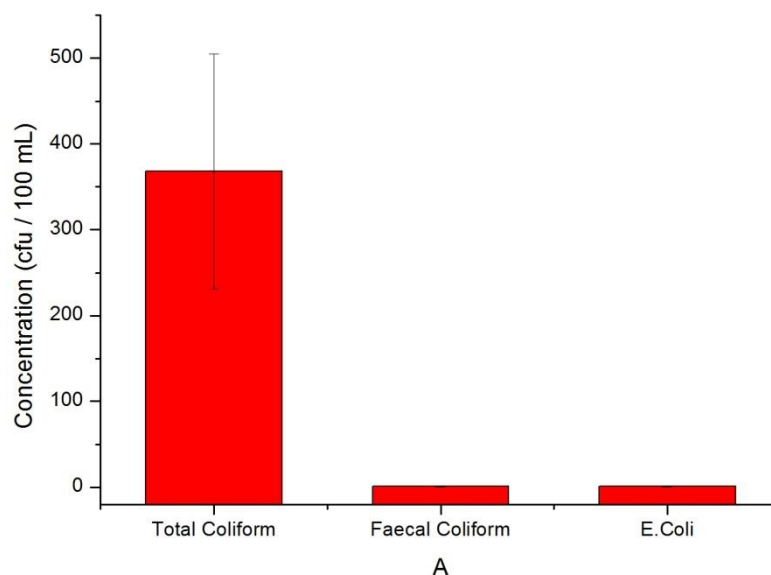
**Διάγραμμα 5-21: Διακύμανση θολότητας σε διάστημα μιας ημέρας**

Στο Διάγραμμα 5-21 απεικονίζεται η θολότητα της εξόδου MBR στο διάστημα μίας ημέρας για 6 διαφορετικές ημέρες. Γίνεται αντιληπτό ότι μετά από τον προγραμματισμένο χημικό καθαρισμό ο οποίος έχει οριστεί στις 11:30 π.μ κάθε μέρα, παρατηρείται αύξηση της θολότητας που σε διαστήματα ξεπερνάει και τα όρια της νομοθεσίας. Μετά από διάστημα 1,5 ώρας επιστρέφουν οι τιμές σε φυσιολογικά επίπεδα.

Τέλος, ένα μεγάλο πλεονέκτημα των συστημάτων MBR είναι ότι μπορούν να επιτύχουν σημαντική μείωση των παθογόνων μικροοργανισμών, χωρίς τη χρήση κάποιου μέσου απολύμανσης. Οι μεμβράνες δρουν ως ένα φράγμα για τους μικροοργανισμούς και τους ιούς με αποτέλεσμα να συγκρατούν ένα μεγάλο αριθμό και να μειώνουν τις συγκεντρώσεις τους από 4 έως 8 λογαριθμικές μονάδες. Πιο συγκεκριμένα, τα πρωτόζωα, που έχουν μέγεθος 3-14 μm, απομακρύνονται πλήρως. Επίσης, ο αποκλεισμός λόγω μεγέθους είναι ο βασικός μηχανισμός απομάκρυνσης των περισσότερων κολοβακτηριδίων και βακτηριδίων, ενώ για τους ιούς, λόγω του χαμηλού μεγέθους τους, ο βαθμός απομάκρυνσης κυμαίνεται μεταξύ 3-4 λογαριθμικών μονάδων (Cartagena et al., 2013). Στη συγκεκριμένη περίοδο εξέτασης δεν έλαβε χώρα μέτρηση παθογόνων στην είσοδο, οπότε δεν δύναται η σύγκριση της απομάκρυνσης που επιτυγχάνει η μονάδα με τη βιβλιογραφία. Παρόλα αυτά, οι μετρήσεις που έγιναν στην έξοδο του MBR έδειξαν ιδιαίτερα χαμηλές τιμές για τις τρεις μετρηθείσες μικροβιολογικές παραμέτρους, που ήταν οι συγκεντρώσεις E.Coli, ολικών και περιττωματικών κολοβακτηριδίων.

Οι τρεις αυτές παράμετροι επιλέχθηκαν διότι αποτελούν ευρέως διαδεδομένους δείκτες για την ύπαρξη παθογόνων μικροοργανισμών, πρωτόζωων ή ιών στο νερό. Πιο συγκεκριμένα τα κολοβακτηρίδια, είτε ολικά ή περιττωματικά, δέχονται παρόμοια πίεση σε ακραίες συνθήκες (π.χ. έλλειψη θρεπτικών) με τρόπο παρόμοιο με πολλούς παθογόνους μικροοργανισμούς, οπότε μία μειωμένη συγκέντρωση τους μαρτυρά έλλειψη παθογόνων. Επιπλέον, τα περιττωματικά κολοβακτηρίδια έχει δειχθεί ότι έχουν ισχυρή σχέση με την παρουσία φρέσκιας περιττωματικής ύλης. Τέλος, η αφαίρεση του E.Coli αποτελεί ένδειξη της απομάκρυνσης ιών (Hai et al., 2014).

Στο Διάγραμμα 5-22, παρουσιάζονται τα αποτελέσματα των μετρήσεων. Αξίζει να επισημανθεί ότι οι μετρήσεις που βρίσκονταν κάτω από το όριο ανίχνευσης της αναλυτικής μεθόδου για το E.Coli καθώς και τα περιττωματικά κολοβακτηρίδια εμφάνισαν μεγάλη συχνότητα.



**Διάγραμμα 5-22: Συγκεντρώσεις μικροβιολογικών παραμέτρων στην έξοδο του βιοαντιδραστήρα**

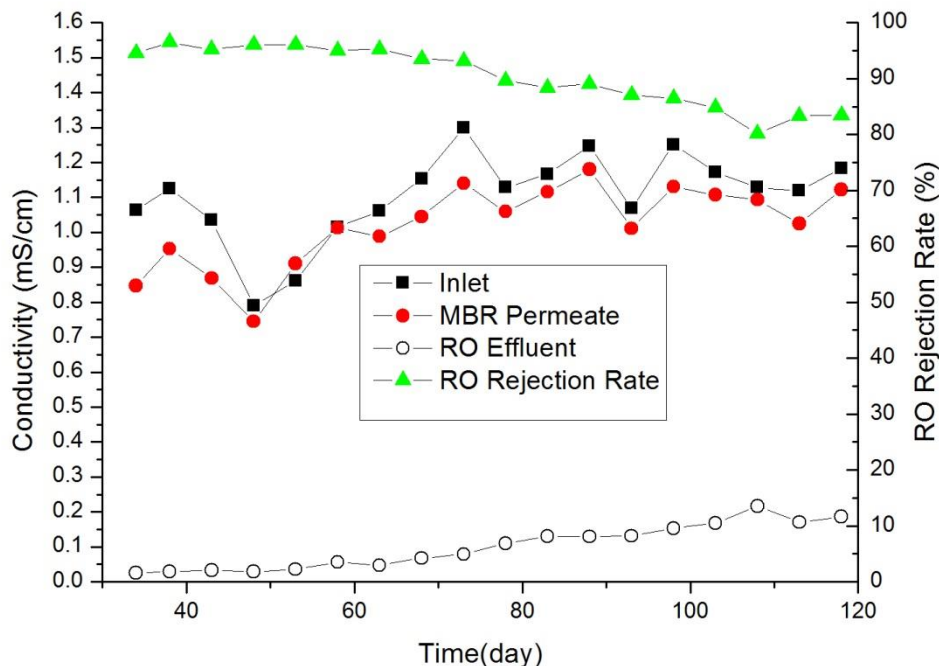
Από το Διάγραμμα 5-22 είναι εμφανές ότι οι τιμές εξόδου της E.Coli καθώς και των περιττωματικών κολοβακτηριδίων ήταν πολύ χαμηλές και συνάδουν με τη βιβλιογραφία που προβλέπει ότι σε αντιδραστήρες MBR UF με καλώς διατηρημένες μεμβράνες, η συγκέντρωση των εν λόγω παραμέτρων φτάνει και κάτω του 1 cfu/100μL (Hai et al.,2014). Επιπλέον, η χαμηλή τιμή περιττωματικών κολοβακτηριδίων υποδεικνύει ότι οι μεμβράνες παρέμειναν ανέπαφες κατά το διάστημα λειτουργίας. Η σχετικά υψηλή τιμή των ολικών κολοβακτηριδίων που με βάση το μέγεθός τους δεν ήταν αναμενόμενη πιθανότα οφείλεται στο συμπέρασμα της έρευνας των Hai et al (2014), όπου αναφέρεται ότι ένα συχνό

φαινόμενο είναι η δημιουργία μικροβιακών αποικιών στο εσωτερικό των σωληνώσεων της εξόδου γεγονός που δημιουργεί υψηλές τιμές στις αναλυτικές μετρήσεις, ενώ στην πραγματικότητα μπορεί να λαμβάνει χώρα πλήρης κατακράτηση τους. Αυτό ενισχύεται και από τους Zhang et al. (2007), καθώς εξηγούν τις υψηλές τιμές ολικών κολοβακτηριδίων στην πιθανότητα ύπαρξης βιοφίλμ στη σωλήνωση της εξόδου. Ένας τρόπος που προτείνεται για την εξακρίβωση της ορθής λειτουργίας των μεμβρανών είναι η μικροβιολογική ανάλυση της εισόδου. Εάν η τιμή των ολικών κολοβακτηριδίων στην έξοδο δεν ακολουθεί τη διακύμανση της εισόδου, τότε αυτό αποδεικνύει την υπόθεση του βιοφίλμ.

### 5.3.2.2 Απόδοση RO και ποιότητας εξόδου

Η αντίστροφη όσμωση, ως συνέχεια στο επεξεργασμένο από βιομεμβράνη νερό, επιτυγχάνει πολύ υψηλή ποιότητα εξόδου. Βελτιώνει περαιτέρω τους αισθητικούς παράγοντες και επιτυγχάνει πλήρη απόρριψη των μικροβιολογικών παραμέτρων (EC, FC, TC).

Οι τιμές για την αγωγιμότητα έχουν εξαχθεί από τους τοποθετημένους αισθητήρες στην είσοδο και στην έξοδο του MBR αλλά και στην έξοδο της RO (Διάγραμμα 5-23).



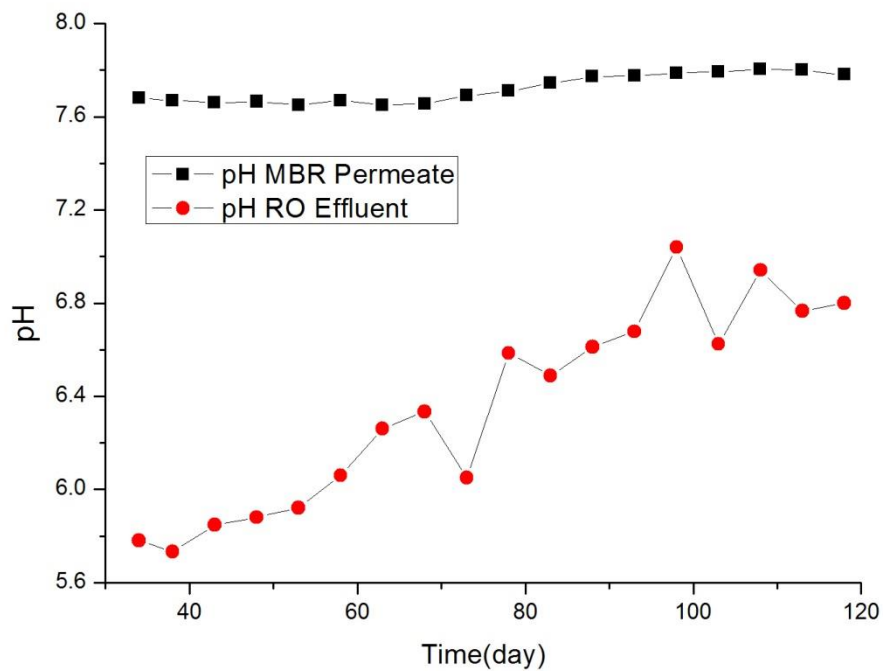
Διάγραμμα 5-23: Ποσοστό απόρριψης των ιόντων για την αντίστροφη όσμωση

Όπως γίνεται αντιληπτό, η αγωγιμότητα μειώθηκε ελάχιστα μετά τον MBR, γεγονός που οφείλεται στο μεγάλο μέγεθος των μεμβρανικών πόρων, σε σχέση με το μέγεθος των



μορίων των αλάτων (Cartagena et al., 2013). Η δραστική μείωση της αγωγιμότητας έλαβε χώρα μετά από την αντίστροφη όσμωση. Η αγωγιμότητα αποτελεί την πιο απλή αλλά ταυτόχρονα και πιο σημαντική παράμετρο που παρακολουθείται σε μία μονάδα αντίστροφης όσμωσης. Η παροχή της RO αλλά και το ποσοστό απομάκρυνσης, επηρεάζονται σε μεγάλο βαθμό από την αγωγιμότητα των εισερχόμενων λυμάτων. Όταν αυξάνεται η αγωγιμότητα, το ίδιο συμβαίνει και με την οσμωτική πίεση, με αποτέλεσμα το σύστημα της RO να είναι λιγότερο αποδοτικό σε μια δεδομένη πίεση και θερμοκρασία. Γι αυτό το λόγο οι αισθητήρες και η λειτουργία τους είναι πολύ σημαντικοί, αφού υπάρχει η δυνατότητα να αναγνωρίζουν αλλαγές που οφείλονται στην αγωγιμότητα των εισερχόμενων λυμάτων (Tam et al., 2005).

Στο Διάγραμμα 5-24, απεικονίζεται το ποσοστό απόρριψης ως προς την αγωγιμότητα, μέσω σύγκρισης του νερού τροφοδοσίας (διηθημένο νερό εξόδου MBR) με αυτό της εξόδου της RO. Ως ποσοστό απόρριψης ορίζεται η ποσοστιαία διαφορά μεταξύ της αγωγιμότητας του νερού τροφοδοσίας και αυτού της εκροής. Οι μέσοι όροι της απόρριψης κυμαίνονται σε τιμές πάνω από 85%. Η τιμή αυτή είναι αρκετά χαμηλή, αφού βάση της βιβλιογραφίας, για συστήματα MBR-RO θα έπρεπε να κυμαίνεται γύρω στο 97-99% (Tam et al., 2005). Σημειώνεται όμως ότι το σχετικά χαμηλό ποσοστό απόρριψης που παρατηρήθηκε, οφείλεται και στην χαμηλή αγωγιμότητα των επεξεργασμένων λυμάτων. Είναι γεγονός ότι τα ποιοτικά χαρακτηριστικά των ανεπεξέργαστων λυμάτων και συγκεκριμένα η περιεκτικότητά τους σε διαλυτά στερεά δεν δικαιολογεί την χρήση της αντίστροφης όσμωσης. Το pH λειτουργίας της αντίστροφης όσμωσης όλο το διάστημα που εξετάζεται κυμάνθηκε από 5,8-7 (Διάγραμμα 5-24). Παρατηρείται αύξηση του pH με την πάροδο του χρόνου. Αυτή η αύξηση είναι αναμενόμενη από το πόρισμα της προηγούμενης παραγράφου, δηλαδή η σταδιακή αύξηση του pH είναι αλληλένδετη με την αύξηση της αγωγιμότητας, αφού αυτό σημαίνει αύξηση της συγκέντρωσης των αλάτων.



Διάγραμμα 5-24: Διακύμανση pH στη δεξαμενή μεμβρανών και στην έξοδο της αντίστροφης όσμωσης

Η απόδοση των μεμβρανών συνδέεται επίσης με την απομάκρυνση των ολικών διαλυτών στερεών, η οποία κυμάνθηκε γύρω στο 71%, ποσοστό αρκετά χαμηλό για αντίστροφη όσμωση. Στον Πίνακα 5.3 παρουσιάζονται τα αποτελέσματα των εργαστηριακών μετρήσεων για το διηθημένο από τον MBR νερό, το διηθημένο από την αντίστροφη όσμωση νερό καθώς και το συμπύκνωμα της αντίστροφης όσμωσης (άλμη).

Πίνακας 5.3: Συγκέντρωση TDS στο διηθημένο νερό από MBR και RO αλλά και στο συμπύκνωμα της RO

TDS (mg/l)	ΔΙΗΘΗΜΕΝΟ ΑΠΟ MBR	ΔΙΗΘΗΜΕΝΟ ΑΠΟ RO	ΣΥΜΠΥΚΝΩΜΑ(ΑΛΜΗ)
<b>ΜΕΣΟΣ ΟΡΟΣ</b>	672	179	570
<b>ΤΥΠΙΚΗ ΑΠΟΚΛΙΣΗ</b>	62	55	25

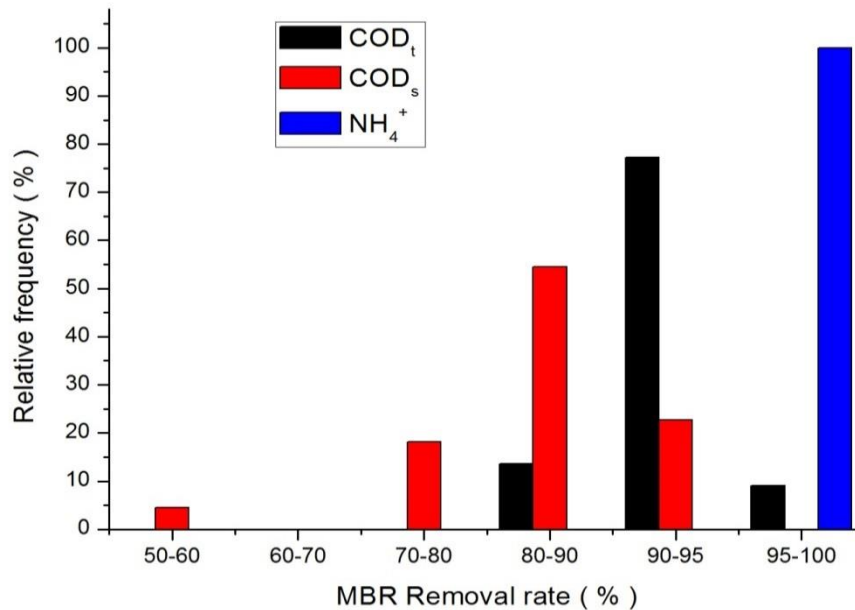
Ακόμα, ελέγχθηκε η ικανότητα της αντίστροφης όσμωσης στην απομάκρυνση των θρεπτικών. Η απομάκρυνση του ολικού φωσφόρου από την όσμωση ήταν πλήρης. Στο νερό μετά από την αντίστροφη όσμωση, η συγκέντρωση του ολικού φώσφορου βρισκόταν διαρκώς κάτω από το όριο ανίχνευσης της αναλυτικής μεθόδου. Από την άλλη μεριά, η απομάκρυνση του αζώτου δεν υπήρξε πλήρης. Στην έξοδο η συγκέντρωση του άγγιζε ακόμα και τα 10 mg/L. Παλαιότερες ερευνητικές εργασίες έχουν δείξει ότι η απομάκρυνση νιτρικών με σύστημα RO δεν είναι πλήρης. Συγκεκριμένα, οι Dialynas & Diamadoroulos (2009) επεξεργάστηκαν εκροή από MBR, η οποία περιείχε υψηλές συγκεντρώσεις ολικού αζώτου (7.2-129 mg/L), με σύστημα RO και βρήκαν ότι το διήθημα RO περιείχε σημαντικές συγκεντρώσεις ολικού αζώτου (17-21 mg/L) με μέση απομάκρυνση 66% , αναδεικνύοντας την αδυναμία του συστήματος RO για αποτελεσματική απομάκρυνση του αζώτου.

Τέλος, αναφορικά με τις μικροβιολογικές παραμέτρους, η RO είχε άριστη απόδοση, όπως ήταν αναμενόμενο λόγω του μικρού μεγέθους των πόρων. Η απομάκρυνση των TC,EC, FC ήταν πλήρης με συγκεντρώσεις που βρίσκονταν πάντα κάτω από το όριο ανίχνευσης της αναλυτικής μεθόδου.

## 5.4 Συγκεντρωτικά αποτελέσματα και σύγκριση με τη νομοθεσία

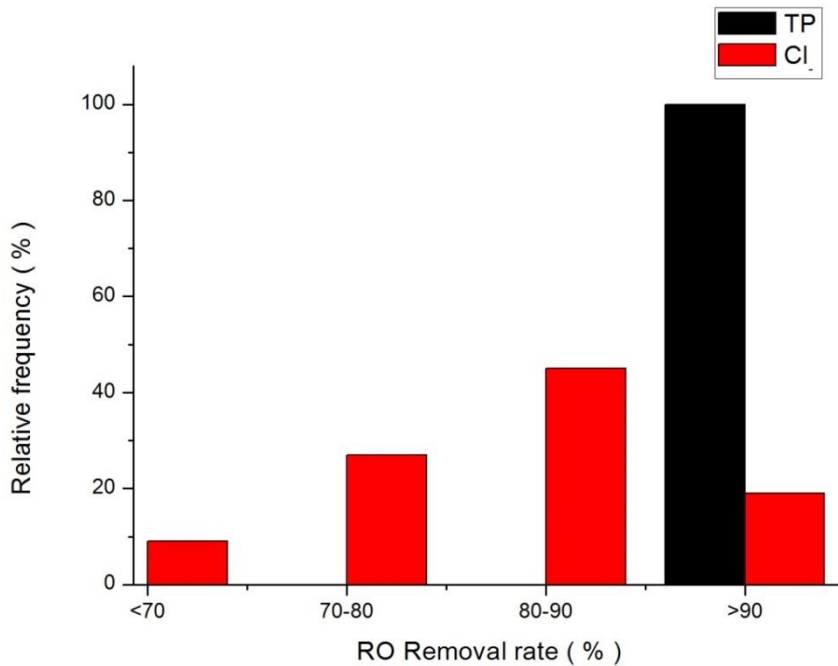
### 5.4.1 Ποσοστά απομάκρυνσης συστήματος

Η πιλοτική μονάδα DESSIN με την τεχνολογία MBR-RO, απέδειξε πως προκαλεί επεξεργασία ικανοποιητικής σταθερότητας που συνοδεύεται από υψηλό ποσοστό απομάκρυνσης ρυπαντών. Στο Διάγραμμα 5-25, παρουσιάζονται τα ποσοστά απομάκρυνσης για τον MBR.



Διάγραμμα 5-25: Συνολικά ποσοστά απομάκρυνσης MBR

Από τα δεδομένα που παρέχονται από το άνωθεν διάγραμμα συμπεραίνεται ότι η απομάκρυνση του αμμωνιακού αζώτου από τον MBR ήταν πλήρης. Επιπλέον, η απομάκρυνση του ολικού COD κυμάνθηκε σε πολύ υψηλά επίπεδα, ενώ το διαλυτό COD φαίνεται πως παρουσιάζει μεγαλύτερη διασπορά τιμών.



Διάγραμμα 5-26: Συνολικά ποσοστά απομάκρυνσης RO

Από το Διάγραμμα 5-26, για την αντίστροφη όσμωση, παρατηρείται ότι η μείωση των χλωριόντων δεν είναι ικανοποιητική, καθώς μεγάλος όγκος δεδομένων βρίσκεται στην περιοχή απομάκρυνσης 70-80%. Επιπλέον, οι μεμβράνες απομακρύνουν σε μεγάλο βαθμό τον ολικό φώσφορο (>90%). Αυτό το γεγονός πρέπει να υπογραμμισθεί, καθώς εάν το νερό προορίζεται για άρδευση θα ήταν χρήσιμο κάποια ποσότητα του να περιέχει μικρή ποσότητα φώσφορου, ώστε να προσφέρεται στην καλλιέργεια περαιτέρω ποσότητα θρεπτικών.

#### 5.4.2 Απομάκρυνση Μετάλλων

Για την πλήρη αξιολόγηση της ποιότητας του ανακτημένου νερού δεν γίνεται να παραλείπεται η μέτρηση της συγκέντρωσης βαρέων μετάλλων στο νερό εξόδου. Στον Πίνακα 5.4, παρουσιάζονται τα αποτελέσματα της ανάλυσης.

Πίνακας 5.4: Βαρέα μέταλλα στην είσοδο και στις δύο εξόδους της πιλοτικής μονάδας

	Είσοδος	Φιλτραρισμένη είσοδος	Έξοδος MBR	Έξοδος RO	Νομοθεσία
As(mg/l)	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,1
Cd(mg/l)	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,01
Cr(mg/l)	0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,1
Cu(mg/l)	0,3	0,03	< 0,01	< 0,01	0,2
Ni(mg/l)	0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,2
Pb(mg/l)	0,06	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,1
Zn(mg/l)	1,7	0,14	0,05	< 0,01	2

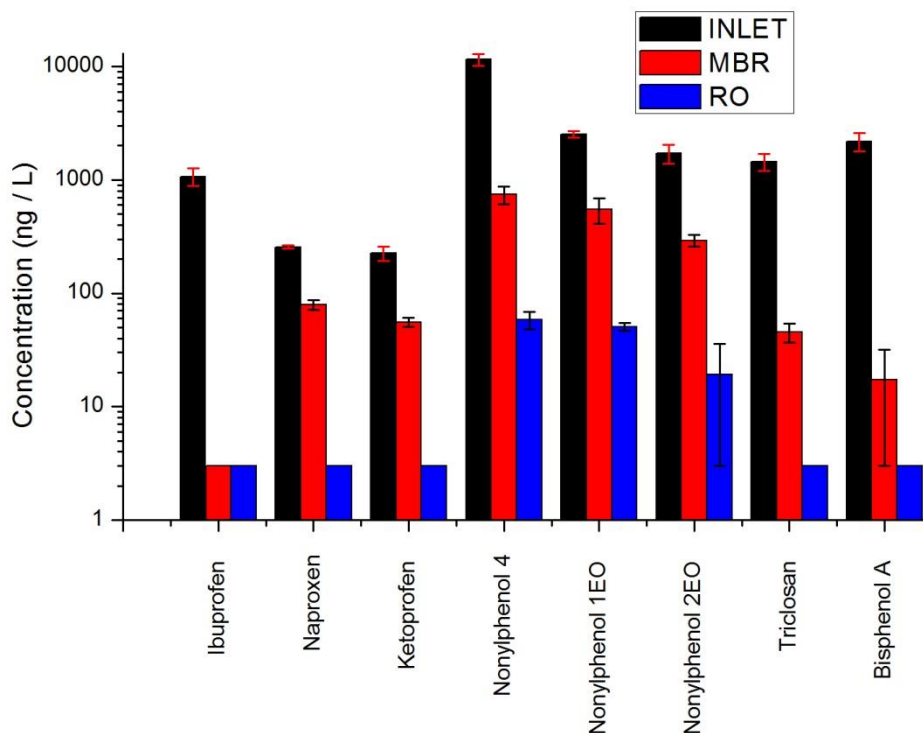
Όπως καθίσταται σαφές από τα δεδομένα του πίνακα, τόσο η έξοδος των βιομεμβρανών όσο και της αντίστροφης όσμωσης πληρούν τις νομοθετικές προϋποθέσεις. Φυσικά η είσοδος ήταν τέτοια που μόνο στη περίπτωση του χαλκού η τιμή της ξεπερνούσε το νομοθετικό όριο, όμως η μονάδα ταπεινώσε την τιμή αυτή σε αποδεκτά επίπεδα. Πρέπει φυσικά να τονιστεί ότι τα δεδομένα αυτά δεν καθίστανται αξιόπιστα, εξαιτίας του γεγονότος ότι είναι αποτέλεσμα μίας μόνο εργαστηριακής ανάλυσης και αυτό συνεπάγεται ύπαρξη μεγάλης αβεβαιότητας.

#### 5.4.3 Ενδοκρινικοί διαταραχείς και φαρμακευτικές ουσίες

Οι ενδοκρινικοί διαταραχείς (EDCs) είναι ουσίες που μπορεί να βρεθούν στο περιβάλλον, το φαγητό και τα καταναλωτικά αγαθά και παρεμβαίνουν στη βιοσύνθεση ορμονών και στο μεταβολισμό ή η δράση τους είναι τέτοια, ώστε να προκαλεί αποκλίσεις από τον ομοιοστατικό μηχανισμό ή την αναπαραγωγή (Diamanti-Kandarakis et al., 2009). Επιπλέον, έχει δειχθεί ότι ορισμένες ουσίες από την οικογένεια των ενδοκρινικών διαταραχέων και των φαρμακευτικών προϊόντων προκαλούν σοβαρά προβλήματα σε υδρόβιους οργανισμούς ακόμα και σε ίχνη (ng/ L)(Snyder et al., 2005). Όπως είναι φυσικό, τέτοιες ουσίες αφθονούν στα υγρά αστικά απόβλητα. Με την υφιστάμενη τεχνολογία, οι συμβατικές μονάδες βιολογικής επεξεργασίας δεν μπορούν να τις αφαιρέσουν επαρκώς την έκθεση της εκροής στο περιβάλλον. Παρόλα αυτά, η τεχνολογία των μεμβρανών καθίσταται ικανή στην αποτελεσματική απομάκρυνση τους (Thomas Wintgens et al., 2002). Όπως αναφέρθηκε και στην ενότητα τρία, κατά τη λειτουργία της μονάδας έγινε έλεγχος για την ύπαρξη ορισμένων ενδοκρινικών διαταραχών και φαρμακευτικών ουσιών. Πιο

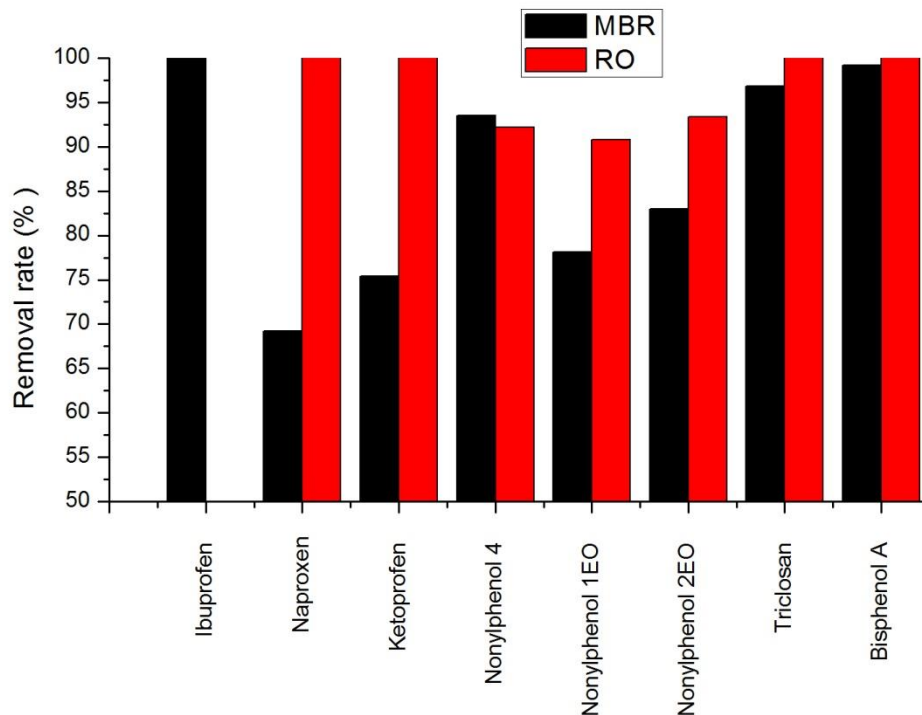
συγκεκριμένα έγινε έλεγχος για τις ακόλουθες ουσίες: Ibuprofen (IBU), Naproxen (NPX), Ketoprofen (KTP), Nonylphenol 4 (NP), Nonylphenol 1EO (NP1EO), Nonylphenol 2EO (NP2EO), Triclosan (TCS) και Bisphenol A (BPA). Από τα παραπάνω, στην κλάση των φαρμακευτικών προϊόντων και προϊόντων προσωπικής φροντίδας (PPCPs)-και πιο συγκεκριμένα των αναλγητικών- ανήκουν το Ibuprofen, το Ketoprofen και το Naproxen (Paula Raíga et al, 2016), ενώ το Triclosan ανήκει στην οικογένεια των αντιμικροβιακών ουσιών ( Snyder et al, 2005). Επιπλέον, οι Bisphenol A, Nonylphenol 1EO, Nonylphenol 4 και Nonylphenol 2EO ανήκουν στην κλάση των ξενοιστρογόνων (Xenoestrogen), δηλαδή ουσιών που μιμούνται τα φυσικά οιστρογόνα και βρίσκονται σε αφθονία σε βιομηχανικές ενώσεις, ενώ μπορούν να βρεθούν και στη φύση (Gao et al., 2016).

Επισημαίνεται ότι θεωρήθηκε απαραίτητη η μέτρηση των εν λόγω ουσιών τόσο στην είσοδο, όσο και στις εξόδους των βιομεμβρανών και της μεμβράνης της αντίστροφης όσμωσης, ώστε να είναι εφικτή η εξαγωγή συμπερασμάτων ως προς την αποτελεσματικότητα απομάκρυνσής τους. Στο Διάγραμμα 5-27, παρουσιάζονται οι συγκεντρώσεις των ουσιών αυτών, όπως μετρήθηκαν στα τρία σημεία της μονάδας.



**Διάγραμμα 5-27: Συγκεντρώσεις των μετρηθέντων ενδοκρινικών διαταραχών και φαρμακευτικών ουσιών στην είσοδο, την έξοδο του MBR και της RO**

Τα αποτελέσματα των μετρήσεων έδειξαν μεγάλη ικανότητα του συστήματος συνολικά ως προς την απομάκρυνση των υπό εξέταση ουσιών. Πιο συγκεκριμένα, ο MBR κατάφερε βαθμό απομάκρυνσης μεγαλύτερο του 99% για τις ουσίες Ibuprofen και Bisphenol A, απομάκρυνση επιπέδου >90% για τις Triclosan και Nonylphenol 4, απομάκρυνση επιπέδου >80% για την Nonylphenol 2EO, και για όλες τις υπόλοιπες ουσίες η απομάκρυνση κυμάνθηκε σε επίπεδα >70%. Αξίζει να επισημανθεί ότι για τις Nonylphenol 2EO, Nonylphenol 1EO και Nonylphenol 4 οι συγκεντρώσεις στην εκροή των βιομεμβρανών είναι επικίνδυνα υψηλές, της τάξης μερικών εκατοντάδων ng/L, ενώ δεν ισχύει το ίδιο για την Naproxen. Ακολούθως, η αντίστροφη όσμωση απομάκρυνε πλήρως όλες τις ουσίες εκτός των Nonylphenol 2EO, Nonylphenol 1EO και Nonylphenol 4, των οποίων το ποσοστό απομάκρυνσης ήταν μεγαλύτερο από 90%. Αυτό οφείλεται στο γεγονός ότι οι τρεις αυτές ουσίες είναι από τους μικρότερους ενδοκρινικούς διαταραχείς, από άποψη μεγέθους (Wintgens et al., 2002). Αξίζει να επισημανθεί ότι το πρωτόκολλο των πειραματικών μετρήσεων έθετε κάθε συγκέντρωση μικρότερη των 6 ng/L ως μη ανιχνεύσιμη. Τα περιγραφέντα αποτελέσματα απεικονίζονται συγκεντρωτικά στο Διάγραμμα 5-28.



**Διάγραμμα 5-28: Ποσοστό απομάκρυνσης των ενδοκρινικών διαταραχέων και φαρμακευτικών ουσιών από τον MBR και την RO**

Γενικότερα είναι εμφανές ότι τα αποτελέσματα συμβαδίζουν με παρόμοιες έρευνες που έχουν διεξαχθεί σε άλλες μονάδες επεξεργασίας με μεμβράνες. Ο βαθμός απομάκρυνσης,



όπως ήταν αναμενόμενο, σχετίζεται τόσο με τα χαρακτηριστικά των μεμβρανών, όσο και με τις μοριακές ιδιότητες της υπό εξέταση ουσίας. Αντιδραστήρες MBR που λειτουργούν με MF/UF, η απομάκρυνση οφείλεται στην απορρόφηση των ενδοκρινικών διαταραχών από τα αιωρούμενα σωματίδια, τα οποία κατακρατούνται από το σύστημα. Οπότε, αυτού του είδους η επεξεργασία μάλλον περιορίζεται στην απομάκρυνση υδρόφιλων, ενώ τα πιο πολικά συστατικά εμφανίζουν μικρότερους βαθμούς απομάκρυνσης λόγω των μικρών υδραυλικών χρόνων παραμονής που εφαρμόζονται σε αντιδραστήρες βιομεμβρανών. Αντίθετα, οι αντιδραστήρες που διαθέτουν μεμβράνες νανοφιλτραρίσματος απομακρύνουν φυσικώς τους ενδοκρινικούς διαταραχείς μέσω αποκλεισμού μεγέθους, λόγω του μικρού μεγέθους των πόρων (Wintgens et al., 2002). Σε μια συνολική ανασκόπηση, οι βιομεμβράνες MF/UF δεν μπορούν να πετύχουν ικανοποιητική απομάκρυνση, δεδομένης της επιβλαβής δράσης των υπό εξέταση ουσιών ακόμα και σε πολύ χαμηλές συγκεντρώσεις ( μερικές δεκάδες ng/L). Παρόλα αυτά, το για το μόνο ενδοκρινικό διαταραχέα που υπάρχει ορισμένη ανώτατη αποδεκτή τιμή από το θεσμικό πλαίσιο, δηλαδή τη Nonylphenol 4, η τιμή που επιτυγχάνεται στην εκροή του MBR είναι πολύ χαμηλότερη, δηλαδή 132 ng/L με όριο τα 2000 ng/L. Επίσης, έρευνες δείχνουν ότι μπορούν να αφαιρέσουν αποτελεσματικά στεροειδή (Snyder et al., 2005) . Τέλος, η αντίστροφη όσμωση φαίνεται πως –με ελάχιστες εξαιρέσεις- μπορεί να επιτύχει απομάκρυνση σε βαθμό τέτοιο, ώστε οι ουσίες στην έξοδο να βρίσκονται κάτω από το όριο ανίχνευσης της αναλυτικής μεθόδου.

#### **5.4.4 Πειράματα batch για τον προσδιορισμό των διαφόρων οργανικών κλασμάτων των λυμάτων.**

Κατά τη διάρκεια της δεύτερης φάσης λειτουργίας της πιλοτικής μονάδας επεξεργασίας λυμάτων όπου είχαν επιτευχθεί σταθερές συνθήκες, πραγματοποιήθηκαν πειράματα για το χαρακτηρισμό των λυμάτων της μεταμόρφωσης που είναι και τα εισερχόμενα λύματα της εγκατάστασης, με πειράματα batch όπου τα υπόψη λύματα αναμιγνύονται με ανάμικτο υγρό. Για τον προσδιορισμό λοιπόν των κλασμάτων του οργανικού φορτίου, γινόταν μέτρηση του DO σε δείγμα του διαλύματος που απομονωνόταν ανά τακτά χρονικά διαστήματα μισού ή ενός λεπτού. Ο υπολογισμός του OUR γίνεται υπολογίζοντας την κλίση της ευθείας από τα γραφήματα της μεταβολής του διαλυμένου οξυγόνου (DO) σε συνάρτηση με το χρόνο.

Στον Πίνακα 5.5 παρουσιάζονται όλα τα κλάσματα του οργανικού φορτίου που προσδιορίστηκαν από την επεξεργασία των πειραμάτων batch κατά την 2η φάση λειτουργίας του συστήματος.

Πίνακας 5.5: Κλάσματα οργανικού φορτίου εισερχόμενων λυμάτων

Ημερομηνία	εύκολα βιοδιασπάσιμο κλάσμα (%COD ολικού)	δύσκολα βιοδιασπάσιμο κλάσμα (%COD ολικού)	Διαλυτό αδρανές κλάσμα (%COD ολικού)	Σωματιδιακό αδρανές κλάσμα (% COD ολικού)	ΟΛΙΚΟ COD(mg/l)
01/04/2016	10%	54%	30%	6%	398
15/04/2016	16%	51%	22%	11%	368
14/05/2016	13%	49%	19%	19%	474
<b>ΜΕΣΕΣ ΤΙΜΕΣ</b>	<b>13%</b>	<b>51%</b>	<b>24%</b>	<b>12%</b>	<b>413</b>

Τα παραπάνω νούμερα έχουν κάποια σχετική διακύμανση αλλά μπορούν να εξαχθούν κάποια βασικά συμπεράσματα για τη σύσταση των λυμάτων της Μεταμόρφωσης.

#### 5.4.5 Χαρακτηρισμός βιομάζας

##### 5.4.5.1 Μέτρηση ταχύτητας αποξυγόνωσης (OUR).

Η μέθοδος μέτρησης OUR αποσκοπεί στη μέτρηση της ταχύτητας κατανάλωσης οξυγόνου από μικροοργανισμούς για την ικανοποίηση των αναγκών της ενδογενούς αναπνοής, της οξείδωσης της οργανικής ύλης από ετεροτροφικούς μικροοργανισμούς με λύματα αλλά και με εύκολα βιοδιασπάσιμη τροφή.

Στον Πίνακα 5.6, παρουσιάζονται τα αποτελέσματα για το χαρακτηρισμό της βιομάζας μέσω της μέτρησης της ταχύτητας αποξυγόνωσης.

Πίνακας 5.6: Μέτρηση ταχύτητας αποξυγόνωσης με οξικό, λύματα και ενδογενή

Ημερομηνία	OUR ενδογενούς (mg O <sub>2</sub> /gVSS/h)	OUR λυμάτων (mg O <sub>2</sub> /g VSS/h)	OUR οξικού (mg O <sub>2</sub> /gVSS/h)
01/04/2016	1,3	11,3	9,3
15/04/2016	1,4	11,5	10,8
<b>ΜΕΣΕΣ ΤΙΜΕΣ</b>	<b>1,35</b>	<b>11,4</b>	<b>10,05</b>

Όσον αφορά τα αποτελέσματα για την ενδογενή αναπνοή παρατηρούνται μικρές ταχύτητες. Η τιμή υπολογίζεται περίπου στο 1,3 mgO<sub>2</sub>/gVSS/h αρκετά χαμηλή σε σύγκριση με άλλες τιμές από τη βιβλιογραφία. Το OUR των λυμάτων είναι λίγο υψηλότερο σε σύγκριση με το οξικό οξύ. Παρόλα αυτά και οι δύο τιμές δεν βρίσκονται σε υψηλά επίπεδα.

#### 5.4.5.2 Μέτρηση ταχύτητας Νιτροποίησης (AUR)

Η ταχύτητα Νιτροποίησης υπολογίζεται από τη μεταβολή στη συγκέντρωση του νιτρικού αζώτου κατά τη διάρκεια του πειράματος και αποσκοπεί στον προσδιορισμό της δραστηριότητας των αυτοτροφικών βακτηριδίων στην ενεργό ιλύ. Η κλίση της ευθείας στα διαγράμματα που προέκυψαν δίνουν τις ταχύτητες νιτροποίησης της βιομάζας (mgNO<sub>3</sub>-N/gVSS/h).

Στον Πίνακα 5.7, παρουσιάζονται τα αποτελέσματα από τα πειράματα batch που έγιναν για τον υπολογισμό της ταχύτητας νιτροποίησης με λύματα και χωρίς.

Πίνακας 5.7: Προσδιορισμός της ταχύτητας νιτροποίησης με λύματα και χωρίς

Ημερομηνία	AURμέγιστο (mg NO <sub>3</sub> -N/gVSS/h)	AUR με λύματα (mg NO <sub>3</sub> -N/g VSS/h)
01/04/2016	2,64	3,05
15/04/2016	3,02	3,17
<b>ΜΕΣΕΣ ΤΙΜΕΣ</b>	<b>2,83</b>	<b>3,11</b>

Η ταχύτητα νιτροποίησης της εγκατάστασης είναι λοιπόν μέσα στα όρια αλλά και πάλι δε παρουσιάζει ιδιαίτερα υψηλές τιμές.

#### 5.4.5.3 Προσδιορισμός ταχύτητας απονιτροποίησης (NUR)

Συνεχίζοντας το χαρακτηρισμό της βιομάζας του πιλοτικού βιολογικού, πραγματοποιήθηκαν πειράματα διακοπτόμενης λειτουργίας για τον προσδιορισμό της μέγιστης ταχύτητας απονιτροποίησης αλλά και των ταχυτήτων απονιτροποίησης των μη βιοδιασπάσιμων οργανικών ενώσεων (ενδογενής αναπνοή). Η μέτρηση των αιωρούμενων στερεών του ανάμεικτου υγρού και των πτητικών αιωρούμενων στερεών είναι απαραίτητη ώστε να είναι δυνατή η αναγωγή της ταχύτητας απονιτροποίησης ανά γραμμάριο πτητικών στερεών.

Οι ταχύτητες απονιτροποίησης που υπολογίστηκαν από τα πειράματα παρουσιάζονται στον Πίνακα 5.8.

Πίνακας 5.8: Ταχύτητες απονιτροποίησης με οξικό και ενδογενή

Ημερομηνία	NUR (mg NO <sub>3</sub> -N/gVSS/h)	NUR ενδογενής(mg NO <sub>3</sub> -N/g VSS/h)	ΔCOD/ΔNO <sub>3</sub> -N (KgCOD/KgNO <sub>3</sub> -N)
01/04/2016	7,79	0,11	3,98
15/04/2016	7,03	0,15	2,1
<b>ΜΕΣΕΣ ΤΙΜΕΣ</b>	<b>7,41</b>	<b>0,13</b>	<b>3,04</b>

Τα νιτρικά προσφέρονται ως δέκτες ηλεκτρονίων εναλλακτικά του οξυγόνου και προκύπτει η αντιστοιχία ότι για 1/5 mole νιτρικών ισοδυναμούν 1/4 mole Οξυγόνου οπότε 1mg νιτρικού αζώτου μπορεί να δεχθεί τον ίδιο αριθμό ηλεκτρονίων με 2,86 mg Οξυγόνου. Κατά συνέπεια, στοιχειομετρία για την πλήρη αναγωγή 1g νιτρικού αζώτου απαιτούνται 2,86g βιοδιασπάσιμου COD. Ωστόσο, δεδομένου ότι μέρος του COD πρέπει να μετατραπεί σε κυτταρόπλασμα μέσω σύνθεσης, ο απαιτούμενος για τη διαδικασία της απονιτροποίησης λόγος COD/ νιτρικό άζωτο, κυμαίνεται από 4-5 (Ανδρεαδάκης, 2008). Στην πρώτη μέτρηση ο λόγος βρίσκεται κοντά στον θεωρητικό στην δεύτερη όμως υπάρχει κάποια απόκλιση. Μία άλλη παρατήρηση από τα αποτελέσματα είναι η πολύ αργή ταχύτητα απονιτροποίησης της ενδογενούς αναπνοής. Αυτό μπορεί να είναι η αιτία για τις υψηλές ποσότητες ολικού αζώτου στην έξοδο της εγκατάστασης. Είναι ένα συμπέρασμα που θα μπορούσε να οδηγήσει σε βελτιώσεις το επόμενο διάστημα.

Συγκρίνοντας τώρα τα παραπάνω αποτελέσματα με αναλύσεις που είχαν γίνει σε προηγούμενη εγκατάσταση στο σημερινό R&D με την παλιά ονομασία ΚΕΡΕΦΥΤ, και συγκεκριμένα από βιομάζα της δεξαμενής αερισμού, ο μέσος όρος για το NUR ήταν 5 mgNO<sub>3</sub>-N/gVSS/h. Η τιμή είναι μικρότερη αλλά αντίθετα στον υπολογισμό της ταχύτητας απονιτροποίησης για την ενδογενή αναπνοή, η τιμή ήταν κοντά στο 1 mgNO<sub>3</sub>-N/gVSS/h πολύ μεγαλύτερη από τη σημερινή (Θωμόπουλος & Λεβαντής, 1994).

Όπως φαίνεται και στον Πίνακα 5.9, η συγκέντρωση του ολικού αζώτου στην έξοδο της αντίστροφης όσμωσης είναι πολύ υψηλή και μη αναμενόμενη. Παρά το γεγονός ότι δεν υπάρχουν μετρήσεις ολικού αζώτου για το υπό εξέταση διάστημα στην έξοδο του MBR (καθώς αυτές ξεκίνησαν αργότερα), από την τιμή στην έξοδο της RO συμπεραίνεται ότι η μονάδα δεν απονιτροποιεί επαρκώς. Για την εύρεση της αιτίας του προβλήματος ακολουθούν οι εξής υπολογισμοί για το τρίμηνο διάστημα κατά το οποίο το σύστημα λειτουργούσε υπό σταθερές συνθήκες:

$$COD_{filtered\_inlet} = 438 \frac{mg}{L}$$

$$N - NH_4^+_{filtered\_inlet} = 60,7 \frac{mg}{L} \Rightarrow TN_{filtered\_inlet} \approx \frac{60,7}{0,7} = 86,7 \frac{mg}{L}$$

Με επιθυμητή συγκέντρωση εξόδου 9 mg/L και δεδομένου ότι παράγονται 70 L λάσπης ημερησίως, το όλικό άζωτο που πρέπει να απομακρυνθεί είναι 74,6 mg/L. Επιπλέον, γνωρίζοντας ότι τα εύκολα βιοδιασπάσιμα αποτελούν το 13% και τα δύσκολα το 51% και

λαμβάνοντας από τον Πίνακα 5.9 ότι  $\frac{\Delta COD}{\Delta NO_3 - N} \approx 3 \frac{kg COD}{kg NO_3}$ , έχουμε:

$$COD_{εύκολα\_βιοδιασπάσιμο} = 438 \frac{mg}{L} \cdot 0,13 \cdot 12 \frac{m^3}{d} = 0,683 \frac{kg}{d} \Rightarrow$$

$$(\Delta NO_3 - N)_{(1)} = \frac{\Delta COD}{3} = \frac{0,683 \frac{kg}{d}}{3} = 0,227 \frac{kg}{d} = 19 \frac{mg}{L} \Rightarrow$$

$$(\Delta NO_3 - N)_{(2)} = 74,6 \frac{mg}{L} - 19 \frac{mg}{L} = 54,6 \frac{mg}{L}$$

$$(\Delta NO_3 - N)_{(2)'} = \frac{\Delta COD}{3} = \frac{2,68 \frac{kg}{d}}{3} = 0,893 \frac{kg}{d} = 74,4 \frac{mg}{L} > (\Delta NO_3 - N)_{(2)} \Rightarrow$$

$$(\Delta NO_3 - N)_{(2)} = 54,6 \frac{mg}{L}$$

Άρα θεωρητικά το COD επαρκεί για την διεργασία της απονιτροποίησης. Εξετάζοντας τώρα τις ταχύτητες που απαιτούνται για απονιτροποίηση, γνωρίζοντας ότι  $MLVSS \approx 5,5 mg/L$ , η ταχύτητα εύκολα βιοδιασπάσιμων είναι ίση με  $q_{DN(1)} = 7,4$ . ίση με την ταχύτητα απονιτροποίησης που μετρήθηκε με οξικό οξύ, υποθέτοντας ταχύτητα απονιτροποίησης δύσκολα βιοδιασπάσιμων  $q_{DN(2)} = 2,5$ , προκύπτει:

$$t_1 = t_{εύκολα\_βιοδιασπάσιμο} = \frac{(\Delta NO_3 - N)_1}{q_{DN(1)} \times MLVSS} = \frac{19 \frac{mg}{L}}{7,4 \frac{mg NO_3}{grVSS} \times 5,5 \frac{grVSS}{L}} = 0,47 hr$$

$$t_2 = t_{\text{δυσκολα\_βιοδιασπασιμο}} = \frac{(\Delta\text{NO}_3 - \text{N})_2}{q_{\text{DN}(2)} \times \text{MLVSS}} = \frac{54,6 \frac{\text{mg}}{\text{L}}}{2,5 \frac{\text{mgNO}_3\text{n}}{\text{grVSS}} \times 5,5 \frac{\text{grVSS}}{\text{L}}} = 4,22\text{hr} \Rightarrow$$

$$t_{\text{ολικό}} = t_1 + t_2 = 5,5\text{h} \Rightarrow V_{\text{ανοξική}} = Q \cdot t_{\text{ολικό}} = 0,5 \frac{\text{m}^3}{\text{h}} \cdot 4,69\text{h} = 2,34\text{m}^3$$

Άρα για την παροχή λειτουργίας της μονάδας, ο όγκος της ανοξικής δεξαμενής θα έπρεπε να ήταν  $2,34 \text{ m}^3$ , ενώ στην πραγματικότητα είναι  $1,3 \text{ m}^3$ . Αυτός είναι και ο λόγος που λαμβάνονται υψηλές τιμές στην έξοδο της αντίστροφης όσμωσης, αφού δεν προλαβαίνει με τον παρόν όγκο να ολοκληρωθεί η απονιτροποίηση. Ανατρέχοντας στο Διάγραμμα 5-7 είναι εμφανές ότι ο αντιδραστήρας σχεδιάστηκε με μέγιστη τιμή μικρότερη από την πραγματική μέση τιμή του ολικού αζώτου στην είσοδο, γεγονός που μπορεί να ερμηνεύει την υποδιαστασιοποίηση.

#### 5.4.6 Σύγκριση αποτελεσμάτων με ελληνική νομοθεσία

Συγκρίνοντας τώρα τα συγκεντρωτικά αποτελέσματά με αυτά που έχει ορίσει η Ελληνική νομοθεσία για την επαναχρησιμοποίηση των λυμάτων τα οποία συνοψίζονται στον Πίνακα 5.9, γίνεται αντιληπτό ότι η λειτουργία του MBR επιτυγχάνει παραγωγή ποιότητας ανακτημένου νερού που βρίσκεται εντός των ορίων της νομοθεσίας για τις περισσότερες παραμέτρους εκτός από τις μικροβιολογικές. Η μη τήρηση των μικροβιολογικών ορών ήταν κάτι αναμενόμενο καθώς δεν προβλέπεται η σε πλήρη κλίμακα εφαρμογή των MBR για την επαναχρησιμοποίηση λυμάτων για περιστατικό πράσινο χωρίς την εφαρμογή κάποιας μεθόδου απολύμανσης.

Οι τοποθετημένοι αισθητήρες έδειξαν ότι η θολότητα του νερού ποτέ δεν έφτασε τα 2 NTU που είναι και το όριο της νομοθεσίας αλλά οι τιμές κυμάνθηκαν στο 0,3 NTU. Το BOD της εξόδου είχε τιμές κάτω των 2mg/l ενώ ο μέσος όρος για το COD εξόδου ήταν μόλις 23mg/l. Τα ολικά αιωρούμενα στερεά ήταν συνεχώς μη ανιχνεύσιμα, αποδεικνύοντας ότι η τεχνολογία MBR είναι η ιδανική προεπεξεργασία πριν την αντίστροφη όσμωση και παρέχει ασφάλεια στην ποιότητα του νερού εξόδου. Τα περιττωματικά κολοβακτηρίδια, τα E. Coli και τα ολικά κολοβακτηρίδια βρίσκονται σε πολύ χαμηλές συγκεντρώσεις και αναμένεται ότι με την εφαρμογή χαμηλών δόσεων οποιασδήποτε τεχνολογίας απολύμανσης θα ικανοποιούνται τα αντίστοιχα όρια της νομοθεσίας. Υπογραμμίζεται επίσης ότι για την περίπτωση των περιττωματικών κολοβακτηριδίων και των E. Coli οι συγκεντρώσεις τους στην έξοδο ήταν εντός των ορίων νομοθεσίας.

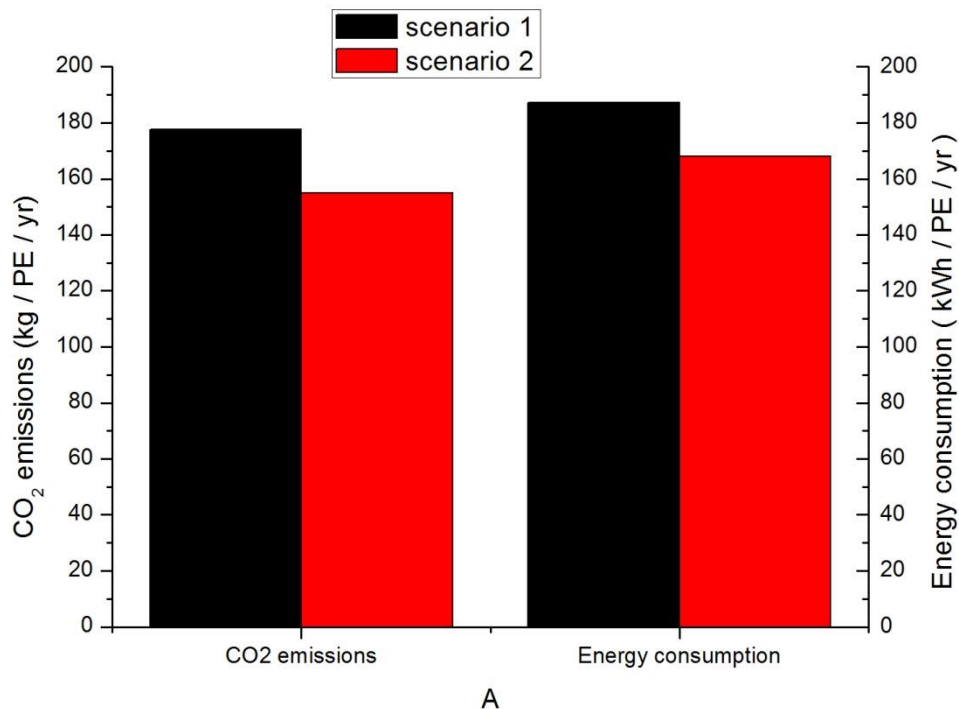
Στην έξοδο της αντίστροφης όσμωσης, όλοι οι μικροβιακοί και οργανικοί ρύποι παρέμειναν κάτω από το όριο ανίχνευσης της αναλυτικής μεθόδου. Χωρίς αμφιβολία ως προς τις παραμέτρους που μετρήθηκαν, το νερό ανταποκρίνεται πλήρως σε όλα τα όρια που έχουν τεθεί στην Ελληνική νομοθεσία. Εδώ αξίζει να σημειωθεί η υψηλή συγκέντρωση του αζώτου στην έξοδο όπως επίσης και η αδυναμία πλήρους απομάκρυνσης των χλωριόντων.

Πίνακας 5.9: Συγκεντρωτικά αποτελέσματα MBR-RO και σύγκριση με Ελληνική νομοθεσία (ΚΥΑ145116,2011)

Παράμετροι	Μέση Τιμή( τυπική απόκλιση)		
	Εκροή MBR	Εκροή RO	Όρια νομοθεσίας
TSS (mg/L)	<5	<5	≤2
VSS (mg/L)	<5	<5	-
COD (mg/L)	23(9,53)	<10	-
CODs (mg/L)	29(10)	<10	-
BOD <sub>5</sub> (mg/L)	0,9	0,8	≤10
TP (mg/L)	5,9 (1,2)	<0,5	
TN	-	12(7,8)	≤15
NH <sub>4</sub> -N <sup>+</sup> (mg/L)	0,25(0,32)	-	≤2
Turbidity (NTU)	0,32 (0,1)	-	≤2
Total Coliform (cfu/100ml)	368 (137)	ND	≤2
Faecal Coliform (cfu/100ml)	1,09 (0,66)	ND	-
E.Coli (cfu/100ml)	0,82 (0,35)	ND	≤5
Εννευλοφαινόλη 4(ng/l)	747	58	≤2000

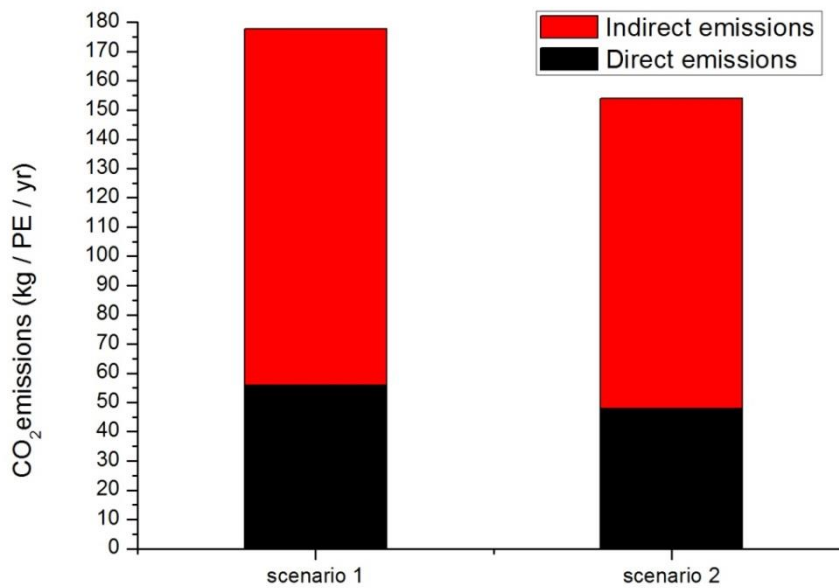
## 5.5 Περιβαλλοντική ανάλυση-Αποτύπωμα άνθρακα

Ένα από τα πιο χρήσιμα εργαλεία για τη αποτύπωση της περιβαλλοντικής επίδρασης της μονάδας είναι το αποτύπωμα άνθρακα. Για τη συγκεκριμένη μονάδα έγινε θεωρητικός υπολογισμός των επί τόπου εκπομπών όσο και των έμμεσων εκπομπών των ενεργειακών καταναλώσεων καθώς και της διατιθέμενης λάσπης μέσω των εξισώσεων που παρέχονται από τους Mamais et al. (2015) και δίνονται αναλυτικά στο Παράρτημα Ι. Συγκεκριμένα για τη λάσπη, εφόσον προς το παρόν αυτή επιστρέφει στο δίκτυο, έχει θεωρηθεί ότι υπόκειται μελλοντική επεξεργασία από τη μονάδα, άρα αποτελεί αναλογική προσαύξηση των επί τόπου εκπομπών. Έτσι γίνεται διάκριση μεταξύ των άμεσων εκπομπών, δηλαδή των επί τόπου εκπομπών της μονάδας και των έμμεσων, δηλαδή αυτών που προκαλούνται από την ενεργειακή κατανάλωση καθώς και την επεξεργασία της λάσπης. Επιπλέον, έγινε υπολογισμός για την παρούσα παροχή των 12 m<sup>3</sup>/d (ισοδύναμος πληθυσμός 50) (scenario 1) καθώς και για τη μέγιστη δυνατή παροχή, η οποία θεωρώντας μία μέσα ανηγμένη παροχή μεμβρανών 25 L/m<sup>2</sup>/h και με επιφάνεια μεμβρανών 34 m<sup>2</sup>, υπολογίζεται περίπου 20 m<sup>3</sup>/d (ισοδύναμος πληθυσμός 100) (scenario 2), για την οποία έγινε θεωρητική προβολή της ενεργειακής κατανάλωσης. Στα Διαγράμματα 5-29,5-30, παρουσιάζονται τα αποτελέσματα.



Διάγραμμα 5-29: Εκπομπή διοξειδίου του άνθρακα και ενεργειακή κατανάλωση για τα δύο σενάρια





Διάγραμμα 5-30: Σύγκριση των άμεσων και έμμεσων εκπομπών μεταξύ των δύο σεναρίων

Σημειώνεται ότι λόγω της μικρής κλίμακας της μονάδας τα αποτελέσματα του ενεργειακού αποτυπώματος του συστήματος δεν αναμένονταν να είναι ευνοϊκά. Το μικρό μέγεθος του συστήματος δεν επιτρέπει την βέλτιστη επιλογή του μηχανολογικού εξοπλισμού και σε πολλές περιπτώσεις η αυξημένη ενεργειακή κατανάλωση οφείλεται στο μικρό μέγεθος του έργου (π.χ. η απόδοση του συστήματος αερισμού με διάχυση δεν είναι ικανοποιητική λόγω του μικρού βάθους των αντιδραστήρων). Συγκρίνοντας τα αποτελέσματα με αυτά των Mamais et al. (2015) που διεξήγαγαν για 10 διαφορετικές συμβατικές μονάδες βιολογικής επεξεργασίας παρατηρείται ότι η μονάδα κινείται αρκετά εκτός του εύρους της μελέτης που ήταν 15-86 kWh/PE/yr, ενώ αναφορικά με τις εκπομπές CO<sub>2</sub>, αυτές κινήθηκαν λίγο πάνω από τη μέγιστη τιμή της έρευνας, (61-161kg CO<sub>2</sub>/PE/yr). Παρόλα αυτά, σε περίπτωση αύξησης της παροχής εισόδου, τα νούμερα φαίνονται πολύ ευνοϊκότερα, με την εκπομπή διοξειδίου να βρίσκεται κοντά στη μέση τιμή των 10 βιολογικών και την κατανάλωση ενέργειας λίγο έξω από εύρος. Στην ουσία, η ραγδαία βελτίωση των τιμών συμβαίνει γιατί αυτή τη στιγμή η μονάδα χρησιμοποιεί εξοπλισμό που μπορεί να καλύψει αυτή τη μεγαλύτερη δυναμικότητα. Επιπλέον, παρότι η ενεργειακή κατανάλωση δεν είναι μικρή όταν είναι ανοιγμένη ανά πληθυσμιακό ισοδύναμο, ως πραγματική τιμή δεν είναι πολύ μεγάλη (30kWh/d). Έτσι, δίνεται η μελλοντική δυνατότητα κάλυψης κομμάτι αυτής με ολοκλήρωση της μονάδας με εναλλακτικές πηγές ενέργειας. Με αυτό τον τρόπο θα είναι εφικτή η σημαντική μείωση των εκπομπών, η οποία οφείλεται σε ποσοστό άνω του 60% και

στα δύο σενάρια σε έμμεσες εκπομπές που σχετίζονται με την ενεργειακή κατανάλωση. Τέλος, επισημαίνεται ότι στον υπολογισμό του αποτυπώματος άνθρακα δεν έχουν συμπεριληφθεί οι ισοδύναμες εκπομπές που προκαλούνται από τα χημικά που καταναλώνονται. Αυτό δεν κρίθηκε σκόπιμο, γιατί για τη δεδομένη παροχή, η μονάδα καταναλώνει ελάχιστα χημικά (22g/d κιτρικό οξύ, 43 g/d υποχλωριώδες νάτριο).

## 5.6 Κόστος ανάκτησης

Μία πολύ σημαντική παράμετρος για τη βιωσιμότητα της μονάδας είναι το πάγιο και λειτουργικό της κόστος. Ένα από τα μεγαλύτερα αρνητικά της τεχνολογίας sewer mining με μονάδες MBR-RO είναι το μεγάλο επενδυτικό κόστος για την απόκτηση του εξοπλισμού. Στην προκειμένη περίπτωση, το πάγιο κόστος για την αγορά και εγκατάσταση της μονάδας ανήλθε στα 69.000 €. Στο σημείο αυτό επισημαίνεται ότι η ημερήσια επεξεργασία της μονάδας ανάγεται σε πληθυσμιακό ισοδύναμο 60 ανθρώπων, ενώ το πληθυσμιακό ισοδύναμο έχει τη δυνατότητα να ανέλθει και σε 100 ανθρώπους, χωρίς αλλαγή του εξοπλισμού. Το κόστος αυτό ενσωματώνεται στο κόστος ανά m<sup>3</sup> ανακτημένου νερού, θεωρώντας περίοδο απόσβεσης τα 15 χρόνια με σταθερή μέθοδο και επιτόκιο προεξόφλησης 2%. Ακόμα, η ενσωμάτωση του κόστους των χημικών δεν κρίθηκε αναγκαία, αφού ετησίως καταναλώνονται λιγότερο από 13 κιλά υποχλωριώδους νατρίου, με τιμή 0,27€/kg και η ετήσια κατανάλωση αντικαθαλωτικών είναι της τάξεως των 11 λίτρων. Επιπλέον, επισημαίνεται ότι με τις παρούσες συνθήκες παράγονται 12 m<sup>3</sup>/d ανακτημένο νερό, με τη δυνατότητα παραγωγής έως και 20 m<sup>3</sup>/d για το σενάριο δύο. Για το πρώτο και δεύτερο σενάριο αντίστοιχα, η κατανάλωση ενέργειας είναι 30,8 και 46 kWh/d αντίστοιχα. Θεωρώντας ως τιμή παρεχόμενου ρεύματος τα 0,102 €/KWh (χρέωση επιχείρησης χαμηλής τάσης με εγκατεστημένη ισχύ έως 35kW) (ΔΕΗ, 2016), προκύπτουν τα ακόλουθα αποτελέσματα (Πίνακας 5.10).

Πίνακας 5.10: Κόστος ανακτημένου νερού

	Κόστος ανακτημένου νερού (€/m <sup>3</sup> )	Συμμετοχή του πάγιου κόστους στο συνολικό (%)	Συνολικό ετήσιο κόστος (€)
<b>Σενάριο 1</b>	1,491	82	6538
<b>Σενάριο 2</b>	0,97	75	7104

Τη μεγαλύτερη ποσοστιαία επιβάρυνση φαίνεται πως επιφέρει το πάγιο κόστος της επένδυσης, καθώς για τα παραγόμενα κυβικά είναι πολύ μεγάλο. Στον Πίνακα 5.11 δίνεται το κόστος νερού ανάλογα με τη χρήση, έτσι όπως ορίζεται από την ΕΥΔΑΠ. Φαίνεται ότι υπάρχουν ορισμένες κατηγορίες τις οποίες συμφέρει η χρήση της μονάδας. Ακόμα όμως και για εκείνες που το κόστος παραγόμενου νερού της μονάδας είναι μεγαλύτερο από αυτό που θα καταβάλουν στην ΕΥΔΑΠ, θα πρέπει να συνεκτιμηθούν επιπλέον παράγοντες. Αρχικά, σε περιοχές όπου δεν υπάρχει μονάδα βιολογικής επεξεργασίας η μονάδα

αποδεικνύεται σίγουρα οικονομική. Επιπλέον, το νερό που ανακτάται από το σύστημα MBR-RO είναι βιώσιμη λύση για άρδευση σε απομακρυσμένες, άγονες περιοχές όπως τα νησιά, όπου το νερό των γεωτρήσεων δεν προσφέρεται για πότισμα, λόγω θαλάσσιας διείσδυσης. Τέλος, η ίδια η ΕΥΔΑΠ θα μπορούσε να προβεί σε ελάφρυνση του κόστους ανά κυβικό λόγω της μελλοντικής αποσυμφόρησης των κεντρικών μονάδων βιολογικής επεξεργασίας.

Σημειώνεται παρά την προηγούμενη ανάλυση, ότι η ζήτηση ανακτημένου νερού φαίνεται να μην ακολουθεί πάντα τους κανόνες ενός συμβατικού αγαθού και το καθιστά σε πολλές περιπτώσεις προτιμότερο για μη πόσιμες χρήσεις από το γλυκό νερό, παρά την αβέβαιη ποιότητα του. Αυτό συμβαίνει γιατί η κλιματική αλλαγή φαίνεται πως επηρεάζει τη συνείδηση του κόσμου και έτσι το ανακυκλωμένο νερό αποκτά μεγαλύτερο ειδικό βάρος στις προτεραιότητες του κόσμου. Το φαινόμενο αυτό γίνεται πιο έντονο σε κατοίκους περιοχών που έχουν επηρεαστεί από την αλλαγή του κλίματος και τις επιδράσεις της. Ένα μέτρο της αλλαγής αυτής στην καταναλωτική συνήθεια αναφορικά με το ανακυκλωμένο νερό μπορεί να καταγράψει ο δείκτης Προθημείας Πληρωμής (WTP). Για παράδειγμα, σε έρευνα βρέθηκε ότι στην Βικτόρια της Αυστραλίας, μιας χώρας που βιώνει παρατεταμένες περιόδους ξηρασίας, των οποίων η διάρκεια αυξήθηκε τα τελευταία χρόνια λόγω της κλιματικής αλλαγής, οι κάτοικοι το 2009 είναι πρόθυμοι να πληρώσουν κατά μέσο όρο 7,66 Α\$/m<sup>3</sup> για το ανακυκλωμένο νερό, αντί για 1,33 Α\$/m<sup>3</sup> που κοστίζει το πόσιμο νερό του δικτύου (Vo et al., 2014).

Πίνακας 5.11: Κόστος παροχής νερού Ε.Υ.Δ.Α.Π. (ΕΥΔΑΠ, 2016)

ΚΑΤΗΓΟΡΙΑ ΧΡΗΣΤΗ	ΥΨΟΣ ΚΑΤΑΝΑΛΩΣΗΣ (m <sup>3</sup> /μήνα)	ΚΟΣΤΟΣ (€/m <sup>3</sup> )
Γενικό τιμολόγιο- Οικιακή χρήση	0-5	0,35
	5-20	0,64
	20-27	1,83
	27-35	2,56
	Άνω των 35	3,2
Βιομηχανικά- Επαγγελματικά	Μέχρι 1000	0,83
	Άνω των 1000	0,98
Δημόσια-Δημοτικά-ΝΠΔΔ	Ανεξαρτήτων μηνιαίας κατανάλωσης	0,98
Φιλανθρωπικά	Ανεξαρτήτως μηνιαίας	0,23

ΚΑΤΗΓΟΡΙΑ ΧΡΗΣΤΗ	ΥΨΟΣ ΚΑΤΑΝΑΛΩΣΗΣ (m <sup>3</sup> /μήνα)	ΚΟΣΤΟΣ (€/m <sup>3</sup> )
	κατανάλωσης	
<b>Ενίσχυση δικτύων δήμων και κοινοτήτων- Υδροδότηση νήσων</b>	Ανεξαρτήτως μηνιαίας κατανάλωσης	0,4880
<b>Εφοδιασμός πλοίων</b>	Ανεξαρτήτως μηνιαίας κατανάλωσης	2,4
<b>Πυροσβεστικές εγκαταστάσεις</b>	Ανεξαρτήτως όγκου ακινήτου και κατηγορίας κατανάλωσης	11,0100
<b>Αδιύλιστο νερό</b>	Για ολόκληρη την κατανάλωση που πραγματοποιείται από όλους τους υδρολήπτες της κατηγορίας αυτής	0,1804

## 6 ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ

Ανακεφαλαιώνοντας, η παρούσα διπλωματική εργασία διερεύνησε τη δυνατότητα συμβολής στην επίλυση ενός προβλήματος που έχουν αντιμετωπίσει ,τις τελευταίες δεκαετίες μεγάλα αστικά κέντρα όπως η Αθήνα με αποτέλεσμα οι ήδη λιγοστοί χώροι αστικού πρασίνου να έχουν οδηγήσει σε σοβαρή υποβάθμιση του περιβάλλοντος και της ποιότητας ζωής των κατοίκων της. Η αναβάθμιση της ποιότητας ζωής που προσφέρεται από τους αστικούς και περιαστικούς χώρους πρασίνου καθίσταται ολοένα και πιο σημαντική λόγω της γενικότερης υποβάθμισης της ποιότητας ζωής που προκαλεί η οικονομική κρίση. Προς αυτή την κατεύθυνση αναπτύχθηκε και εφαρμόστηκε η πιλοτική μονάδα DESSIN με την καινοτόμα τεχνολογία «sewer mining» σε συνδυασμό με προχωρημένες μεθόδους επεξεργασίας αποβλήτων (MBR-RO) με σκοπό την ανάκτηση και επαναχρησιμοποίηση νερού που προορίζεται για άρδευση, κυρίως σε αστικές περιοχές.

Η πιλοτική μονάδα αποκεντρωμένης επεξεργασίας λυμάτων, εγκαταστάθηκε στην Υπηρεσία Έρευνας και Ανάπτυξης της Ε.Υ.Δ.Α.Π. στην περιοχή της Μεταμόρφωσης στην Αθήνα. Η μονάδα δέχεται αστικά λύματα απευθείας από το δίκτυο, τα επεξεργάζεται επί τόπου και το ανακτημένο νερό χρησιμοποιείται για αστική επαναχρησιμοποίηση -άρδευση γκαζόν- μιας γειτονικής περιοχής έκτασης 50 m<sup>2</sup>. Η πιλοτική μονάδα είναι λοιπόν μία ολιστική προσέγγιση με ευελιξία, αυτονομία, απλή και εύκολη εγκατάσταση και άοσμη και αθόρυβη λειτουργία, μη επιφέροντας αισθητική αλλοίωση περιβάλλοντος στο σημείο τοποθέτησης, επιτυγχάνοντας ταυτόχρονα μείωση της ζήτησης φρέσκου νερού και διατήρηση των αποθεμάτων του.

Η πιλοτική μονάδα αποκεντρωμένης επεξεργασίας λυμάτων δέχθηκε για πρώτη φορά λύματα τον Ιανουάριο του 2016 και βρίσκεται σε λειτουργία μέχρι και σήμερα. Η περίοδος λειτουργίας που εξετάζεται στην παρούσα διπλωματική είναι από 21/01/2016 μέχρι 26/5/2016. Ο χρόνος παραμονής των στερεών ήταν 20 ημέρες και η παροχή του συστήματος 12m<sup>3</sup>/d. Το διάστημα αυτό διακρίνεται σε 2 επιμέρους φάσεις. Η πρώτη φάση λειτουργίας διήρκησε 5 εβδομάδες (21/01/2016-23/02/2016). Κατά την περίοδο αυτή, έλαβε χώρα το start-up του συστήματος όπου σταδιακά αναπτύχθηκε η βιομάζα και άρχισε να σταθεροποιείται στις επιθυμητές τιμές. Στη συνέχεια, έχουμε τη δεύτερη φάση λειτουργίας από 23/2/2016-26/05/2016. Σε αυτή τη φάση στο σύστημα είχαν επέλθει σταθερές συνθήκες. Και στις 2 επιμέρους φάσεις πραγματοποιούνταν εργαστηριακές αναλύσεις για το COD<sub>t</sub>, COD<sub>s</sub>, TSS, VSS, TN, TP BOD<sub>5</sub>, SVI, NO<sub>3</sub>-N, NH<sub>4</sub>-N, TC, FC, EC. Στη δεύτερη φάση, πραγματοποιήθηκαν πρόσθετες αναλύσεις πέρα από τις αναγραφόμενες για το χαρακτηρισμό λυμάτων μέσω της ταχύτητας αποξυγόνωσης, το χαρακτηρισμό

βιομάζας με τη μέτρηση της ταχύτητας νιτροποίησης (AUR), και της ταχύτητας απονιτροποίησης (NUR). Ακόμη, πραγματοποιήθηκαν αναλύσεις μικροοργανικών, και βαρέων μετάλλων στην είσοδο και στις δύο εξόδους του συστήματος επεξεργασίας.

Στο πλαίσιο της παρούσας εργασίας έγινε πλήρης ποιοτικός χαρακτηρισμός των εισερχόμενων -στην εγκατάσταση- λυμάτων. Επιπλέον, έγινε η αξιολόγηση της απόδοσης της μονάδας MBR-RO ως προς τη συνολική λειτουργία, των δύο συστημάτων επεξεργασίας και συγκρίθηκαν οι έξοδοι των δύο συστημάτων με αυτά της Ελληνικής νομοθεσίας για την επαναχρησιμοποίηση του νερού. Ακόμη, εκτιμήθηκαν οι εκπομπές των αερίων του θερμοκηπίου για την παροχή λειτουργίας αλλά και για τη μέγιστη παροχή σχεδιασμού της μονάδας.

Αναλυτικότερα, από τις εργαστηριακές αναλύσεις αλλά και τους τοποθετημένους αισθητήρες βγήκαν κάποια συμπεράσματα για τα εισερχόμενα λύματα. Αρχικά, όλες οι παράμετροι παρουσιάζουν σημαντικές διακυμάνσεις. Από τη σύγκριση των τιμών αυτών με τις τιμές σχεδιασμού συμπεραίνεται ότι η πρόβλεψη της συγκέντρωσης των θρεπτικών της εισόδου (άζωτο, φώσφορος) είχε υποεκτιμηθεί ενώ αυτή των χλωριόντων είχε υπερεκτιμηθεί κατά τη φάση του σχεδιασμού

Προχωρώντας στην αξιολόγηση της δεύτερης φάση λειτουργίας της αποκεντρωμένης μονάδας επεξεργασίας λυμάτων, κατά την οποία το σύστημα λειτουργούσε υπό σταθερές συνθήκες και άρα είναι εφικτή η εξαγωγή συμπερασμάτων, κατά τη διάρκεια αυτής πραγματοποιήθηκαν πειράματα για τον προσδιορισμό των κλασμάτων οργανικού φορτίου τα οποία απέδειξαν ότι τα εισερχόμενα λύματα αποτελούνται από 13% εύκολα βιοδιασπάσιμο COD, 51% δύσκολα βιοδιασπάσιμο, 24% διαλυτό αδρανές κλάσμα και 12% σωματιδιακό αδρανές. Ακόμη, έγινε χαρακτηρισμός βιομάζας μέσω μετρήσεων της ταχύτητας αποξυγόνωσης (OUR), της ταχύτητας νιτροποίησης (AUR) αλλά και της ταχύτητας απονιτροποίησης (NUR) και οι υπολογισμοί έδειξαν ότι το OUR της ενδογενούς αναπνοής είχε μέσο όρο  $1,35\text{mgO}_2/\text{gVSS}/\text{h}$ , τιμή όχι ιδιαίτερα υψηλή συγκρίνοντάς τη με την Ψυτάλλεια, που η ενδογενής της κυμαίνεται συνήθως σε τιμές  $4\text{mgO}_2/\text{gVSS}/\text{h}$ . Το OUR με εισερχόμενα λύματα ανήλθε σε  $11,4\text{mgO}_2/\text{gVSS}/\text{h}$  ενώ για το OUR με οξικό οξύ η τιμή ήταν λίγο χαμηλότερη, δηλαδή  $10\text{mgO}_2/\text{gVSS}/\text{h}$ . Το OUR των λυμάτων είχε οριακά υψηλότερη τιμή από το OUR του οξικού οξέος αλλά και οι δύο τιμές είναι σε αρκετά χαμηλά επίπεδα. Πηγαίνοντας τώρα στην ταχύτητα απονιτροποίησης, η τιμή της ενδογενής αναπνοής είναι υπερβολικά χαμηλή  $0,15\text{mgNO}_3\text{-N}/\text{gVSS}/\text{h}$  αλλά με οξικό οξύ οι ταχύτητες κυμάνθηκαν σε φυσιολογικούς ρυθμούς με μέσο όρο  $7,41\text{mgNO}_3\text{-N}/\text{gVSS}/\text{h}$ .

Αναφορικά με την συνολική απόδοση του MBR, αυτή χαρακτηρίστηκε ως ικανοποιητική στο σύνολό της. Ο βιαντιδραστήρας μεμβρανών κατάφερε πολύ σημαντική μείωση του οργανικού φορτίου. Συγκεκριμένα είχε πλήρη απομάκρυνση αιωρούμενων στερεών (TSS), απομάκρυνση COD 95-97%, και τιμές BOD5 κάτω από 2 mg/l. Ακόμη, υπήρχε πλήρης νιτροποίηση και απομάκρυνση αμμωνιακού αζώτου. Παρόλα αυτά, δεν έλαβε χώρα πλήρης απομάκρυνση του μικροβιακού φορτίου. Παρόλο που τα E. Coli και τα περιττωματικά κολοβακτηρίδια ήταν σε πολύ χαμηλές τιμές, τα ολικά κολοβακτηρίδια είχαν μέσο όρο 368 cfu/100ml, γεγονός που μπορεί να οφείλεται στην ανάπτυξη βιοφίλμ στη σωλήνωση του διηθήματος. Σχετικά με τις φαρμακευτικές ουσίες και τους ενδοκρινικούς διαταράκτες, ο βιοαντιδραστήρας πέτυχε 99% απομάκρυνση για τις ουσίες Ibuprofen και Bisphenol A, πάνω από 90% για τις ουσίες Triclosan και Nonylphenol 4 ενώ για τη Nonylphenol 2EO πάνω από 80%. Η τελική συγκέντρωση όλων των μικροοργανικών ουσιών –που μετρήθηκαν- στην έξοδο ήταν σε επίπεδα μη ανησυχητικά (0-79ng/L), εκτός από τις Nonylphenol 4, Nonylphenol 2EO και Nonylphenol 2EO, των οποίων η συγκέντρωση κυμάνθηκε από 291-747 ng/L, γεγονός που καταδεικνύει την ανεπάρκεια του MBR στο να πετύχει ασφαλή όρια και ορίζει την αναγκαία κατεύθυνση της περαιτέρω επεξεργασίας. Συνοψίζοντας, η τεχνολογία MBR επιτυγχάνει πολύ υψηλής ποιότητας εκροής, με μικρότερο ωφέλιμο όγκο του αντιδραστήρα και λιγότερη παραγωγή λάσπης. Η φίλτραση με μεμβράνη επιτυγχάνει μείωση ιών και βακτηρίων χωρίς χημικά αντιδραστήρια, γεγονός πολύ ενθαρρυντικό καθώς αποφεύγεται η παραγωγή δευτερογενών μετα-απολυμαντικών ρύπων.

Η αξιολόγηση της μονάδας ολοκληρώνεται με την αντίστροφη (RO). Η αντίστροφη όσμωση, βελτίωσε ακόμη περισσότερο την ποιότητα του νερού, πετυχαίνοντας παράλληλα πλήρη απόρριψη των μικροβιολογικών ρύπων. Οι τιμές για τα TC, EC, FC ήταν πάντα κάτω από το όριο ανίχνευσης της αναλυτικής μεθόδου. Ακόμη, μειώθηκε η αγωγιμότητα, με ποσοστά απόρριψης πάνω από 85% και τα διαλυτά στερεά (TDS) με ποσοστό απόρριψης 71%. Οι τιμές αυτές μπορεί να φαίνονται ικανοποιητικές αλλά συγκρίνοντάς με τη βιβλιογραφία δεν συνάδουν με την συνήθη απόδοση της αντίστροφης όσμωσης. Αυτό είναι πολύ πιθανόν να οφείλεται στο γεγονός ότι η αντίστροφη όσμωση της μονάδας δεν έχει συνεχή ροή και μπορεί να αλλοιώνεται η μέτρηση λόγω της δειγματοληψίας, γεγονός που πρόκειται να εξεταστεί το προσεχές διάστημα. Η απόδοση της αντίστροφης όσμωσης αναφορικά με τα θρεπτικά έδειξε πλήρη απομάκρυνση για τον ολικό φώσφορο, ο οποίος δεν ανιχνεύεται ποτέ στην έξοδο, αλλά η απομάκρυνση των νιτρικών δεν υπήρξε πλήρης, με συγκέντρωση ολικού αζώτου στην έξοδο 10 mg/l, κάτι που επίσης απαιτεί διερεύνηση καθώς η βιβλιογραφία υποδεικνύει ότι η αντίστροφη όσμωση αφαιρεί μεγαλύτερα ποσοστά



αζώτου. Τέλος, όσον αφορά τις μικροοργανικές ουσίες, η αντίστροφη όσμωση φαίνεται πως μπορεί να επιτύχει απομάκρυνση σε βαθμό τέτοιο, ώστε οι ουσίες στην έξοδο να βρίσκονται κάτω από το όριο ανίχνευσης της αναλυτικής μεθόδου με μόνες εξαιρέσεις τις ουσίες Nonylphenol 1EO, Nonylphenol 2EO Nonylphenol 4 ,όπου το ποσοστό απομάκρυνσης τους άγγιξε το 95% και ανιχνεύθηκαν σε συγκεντρώσεις ng/l στην έξοδο. Αναφορικά με το ακέραιο των μεμβρανών, παρά το γεγονός ότι το πιεσόμετρο διαμεμβρανικής πίεσης δεν διαθέτει την απαιτούμενη ευαισθησία για την παρακολούθηση της διαμεμβρανικής πίεσης, το γεγονός ότι η παροχή εξόδου δεν έχει ελαττωθεί κατά το διάστημα λειτουργίας της μονάδας , δείχνει πως οι μεμβράνες παραμένουν ανέπαφες, χωρίς να έχουν υποστεί σοβαρή έμφραξη. Αυτό το στοιχείο, σε συνδυασμό με το γεγονός ότι μετά από περίπου εννέα μήνες συνεχούς λειτουργίας δεν έχει πραγματοποιηθεί κανένας χημικός καθαρισμός, υποδεικνύει την αποτελεσματικότητα του συνδυασμού αντίστροφης πλύσης με τον καθαρισμό συντήρησης.

Ο συνδυασμός των δύο τεχνολογιών μεμβρανών αποδείχτηκε πολύ αποδοτικός. Φυσικά, η αντίστροφη όσμωση θα πρέπει να ρυθμιστεί παράλληλα με τον αισθητήρα των χλωριόντων , ώστε να ενεργοποιείται μόνο όταν τα χλωριόντα ξεπερνούν μία ορισμένη από το χρήστη οριακή τιμή. Με αυτό τον τρόπο μπορεί να μειωθούν οι ώρες λειτουργίας της RO, μειώνοντας έτσι αισθητά το κόστος λειτουργίας της μονάδας. Συγκριτικά με την τωρινή λειτουργία, η χρήση του MBR σε συνδυασμό με μία απολύμανση UV θα ήταν λιγότερο ενεργοβόρα. Η χαμηλή θολότητα του διηθημένου –από την μονάδα MBR- νερού σε συνδυασμό με τις πολύ χαμηλές συγκεντρώσεις σε οργανικά και παθογόνα υποδεικνύει ότι οι απαιτήσεις της απολύμανσης και οι αντίστοιχοι κίνδυνοι που σχετίζονται με την απολύμανση των παραπροϊόντων μπορούν να ελαχιστοποιηθούν.

Συγκρίνοντας τα αποτελέσματα της εξόδου της μονάδας με την Ελληνική νομοθεσία, για επαναχρησιμοποίηση για περιαστικό πράσινο, η πιλοτική μονάδα αποκεντρωμένης επεξεργασίας λυμάτων φαίνεται να πετυχαίνει το στόχο της. Τα όρια της Ελληνικής νομοθεσίας ικανοποιούνται πλήρως. Ο βιοαντιδραστήρας MBR πετυχαίνει τους περισσότερους στόχους με μοναδική εξαίρεση τα ολικά Κολοβακτηρίδια, ενώ η αντίστροφη όσμωση υπερπληρεί τα νομοθετικά όρια. Σημειώνεται όμως ότι στην πράξη ο βιοαντιδραστήρας MBR θα πρέπει να συνοδεύεται από μονάδα απολύμανσης που αναμένεται, σύμφωνα και με προηγούμενες εργασίες που έχουν πραγματοποιηθεί στο Εργαστήριο Υγειονομικής Τεχνολογίας (Ανδρεαδάκης, ), με χαμηλές δόσεις απολυμαντικού μέσου μπορεί να ικανοποιεί τα όρια της επαναχρησιμοποίησης για περιαστικό πράσινο. Κατά συνέπεια η μη τήρηση των μικροβιολογικών ορίων από τον βιοαντιδραστήρα MBR

χωρίς την εφαρμογή απολύμανσης είναι απόλυτα αναμενόμενο και δεν μπορεί να θεωρηθεί ότι αποτελεί μειονέκτημα του συστήματος MBR. Το σύστημα MBR-RO παρέχει διασφαλίζει την υψηλή ποιότητα του ανακτημένου νερού, κάτι που είναι πολύ σημαντικό ειδικά για τις διάφορες εφαρμογές επαναχρησιμοποίησης για τις οποίες μπορεί να προορίζεται το νερό της εξόδου. Το σύστημα βιομεμβρανών παρέχει ένα πολύ υψηλής ποιότητας νερό εξόδου, απαλλαγμένο από αιωρούμενα στερεά, καθιστώντας το νερό κατάλληλο για τροφοδοσία της RO, αυξάνοντας με αυτό τον τρόπο την αποδοτικότητα της.

Τα ενθαρρυντικά αποτελέσματα δεν συνεπάγονται φυσικά και την διαρκή χωρίς προβλήματα λειτουργία. Έτσι, κατά τη διάρκεια της λειτουργίας της πιλοτικής μονάδας εντοπίστηκαν ορισμένα προβλήματα, όπως για παράδειγμα αυτό του αερισμού, που οδήγησε σε ανάγκη αγοράς δεύτερου φυσητήρα για την κάλυψη των αναγκών της μονάδας. Η απόκτηση του νέου φυσητήρα κατ' επέκταση οδήγησε σε υψηλή κατανάλωση ηλεκτρικής ενέργειας. Η αυξημένη ενεργειακή κατανάλωση μπορεί να οφείλεται στην πιλοτική κλίμακα της μονάδας, που διαθέτει μικρό βάθος. Ένα άλλο πρόβλημα που εμφανίστηκε στην πορεία ήταν τα όργανα των αμμωνιακών- νιτρικών, τα οποία δεν παρείχαν αξιόπιστες μετρήσεις και χρειάζονταν μία φορά την εβδομάδα «διόρθωση» με εργαστηριακή μέτρηση. Το πρόβλημα αυτό πιθανότατα οφείλεται στο μικρό όγκο της ανοξικής δεξαμενής και οι συχνές αλλαγές συγκεντρώσεων αποτελούσαν εμπόδιο για τον αισθητήρα στο να παρέχει ορθή μέτρηση. Η λεπτοεσχάρα προεπεξεργασίας χρειαζόταν συχνά καθαρισμό, καθώς ήταν συχνό φαινόμενο η έμφραξή της. Σε αυτή την περίπτωση θα πρέπει ίσως να συζητηθεί η πιθανότητα αυτοκαθαριζόμενης, η οποία όμως αυξάνει το κόστος κατασκευής.

Αναφορικά με το αποτύπωμα άνθρακα της μονάδας, αυτό δεν είναι ιδιαίτερα ενθαρρυντικό στην περίπτωση που συγκριθεί ο λόγος  $CO_2/PE/yr$  με αυτόν άλλων συμβατικών μονάδων βιολογικής επεξεργασίας. Ο βασικός λόγος που συμβαίνει αυτό είναι η χαμηλή φόρτιση της μονάδας σε συνδυασμό με το γεγονός ότι δεν λειτουργεί στο μέγιστο φορτίο που μπορεί να δεχθεί η διαθέσιμη επιφάνεια των εγκατεστημένων μεμβρανών. Για τη δεδομένη υδραυλική φόρτιση η έμμεση εκπομπή άνθρακα λόγω ενεργειακής κατανάλωσης αγγίζει το 70% των συνολικών εκπομπών, ενώ για συμβατικές εγκαταστάσεις επεξεργασίας κυμαίνεται σε τιμές χαμηλότερες του 40-50%. Επίσης, λόγω της κλίμακας της μονάδας που δέχεται φορτίο ισοδύναμου πληθυσμού μόλις 60 κατοίκων είναι αναμενόμενη η υψηλότερη ενεργειακή κατανάλωση της μονάδας, σε σύγκριση με μονάδες πλήρους κλίμακας που αντιστοιχούν σε πληθυσμιακό ισοδύναμο μεγαλύτερο των 50,000 κατοίκων. Παρόλα αυτά, ακόμα και με τα προαναφερθέντα μειονεκτήματα, το αποτύπωμα άνθρακα

βρίσκεται πολύ κοντά στο αναμενόμενο εύρος των ΕΕΛ. Σημειώνεται ότι στην περίπτωση που η μονάδα λειτουργεί στο φορτίο σχεδιασμού της βρίσκεται εντός του εύρους των ΕΕΛ. Επιπλέον, η ενεργειακή κατανάλωση της μονάδας είναι υψηλή όταν ανάγεται στο πληθυσμιακό της ισοδύναμο και συγκρίνεται με πολύ μεγαλύτερες μονάδες, ενώ σαν απόλυτος αριθμός δεν είναι ιδιαίτερα μεγάλη. Εκτιμάται ότι σε περίπτωση εφαρμογής της μονάδας σε μεγαλύτερη κλίμακα η ενεργειακή της κατανάλωση όσο και τα αποτελέσματα σχετικά με το αποτύπωμα άνθρακα της μονάδας θα βελτιωθούν σημαντικά. Σημειώνεται επίσης ότι οι άμεσες εκπομπές αερίων του θερμοκηπίου λόγω των βιολογικών διεργασιών που πραγματοποιούνται κατά την επεξεργασία των λυμάτων είναι αρκετά χαμηλές. Τέλος, είναι πολύ σημαντικό να αναφερθεί ότι τα αποτελέσματα αυτά συγκρίθηκαν με συμβατικές μονάδες δευτεροβάθμιας επεξεργασίας, οι οποίες παράγουν ανακτημένο νερό μειωμένης ποιότητας και κατ' επέκταση περιορισμένων εφαρμογών, σε αντίθεση με τη μονάδα DESSIN, η οποία παράγει ανακτημένο νερό υψηλής ποιότητας η οποία είναι σύμφωνη με τα νομοθετικά όρια για αστική επαναχρησιμοποίηση.

Η οικονομική ανάλυση που έγινε αφορά μόνο το κόστος λειτουργίας της συγκεκριμένης πιλοτικής μονάδας. Για την εξαγωγή της βιωσιμότητας της συγκεκριμένης μονάδας «sewer mining» ως επιλογή επιχειρηματικής δραστηριότητας στην αγορά της πώλησης νερού θα πρέπει να διεξαχθεί ανάλυση του κόστους του ανακτημένου νερού σε εγκατάσταση πλήρους κλίμακας με δυναμικότητα 100 – 1000 m<sup>3</sup>/ημέρα. Κατά την ανάλυση αυτή θα πρέπει να ενσωματωθούν περαιτέρω κόστη, όπως αυτό του εργατικού κόστους και του όποιου κόστους μεταφοράς και διανομής του νερού, που δεν αναμένεται όμως να είναι σημαντικό λόγω της γειννίας της θέσης παραγωγής του ανακτημένου νερού με την περιοχή εφαρμογής του. Αξίζει να παρατηρηθεί ότι η μεγαλύτερη επιβάρυνση στο κόστος ανά κυβικό προήλθε όχι από το λειτουργικό αλλά από το πάγιο κόστος της επένδυσης (περίπου 80%) το οποίο όπως αναφέρθηκε προηγούμενα σχετίζεται άμεσα με την πιλοτική κλίμακα του έργου. Αυτό αναδεικνύει τη δυνατότητα οικονομικότερης λύσης στην περίπτωση προμήθειας και εγκατάστασης μονάδων μεγαλύτερης δυναμικότητας. Επιπλέον, το πάγιο κόστος ανά παραγόμενο κυβικό θα μειωθεί αισθητά σε μία μονάδα μεγαλύτερης δυναμικότητας με αποτέλεσμα ένα τέτοιο σύστημα να αποτελεί μία βιώσιμη λύση που εκτός από περιβαλλοντικά οφέλη θα παράγει ανακτημένο νερό σε τιμές ανταγωνιστικές των διαθέσιμων εναλλακτικών (προμήθεια πόσιμου νερού, ανάκτηση υφάλμυρου νερού από γεωτρήσεις, κ.λπ.).

Εν κατακλείδι, παρά τις όποιες δυσλειτουργίες παρουσιάστηκαν, που σχετίζονται κυρίως με την κλίμακα της μονάδας, η μονάδα αποτελεί μια καινοτόμα λύση στον κύκλο της

επαναχρησιμοποίησης νερού, μία ανάγκη που μπαίνει ολοένα και περισσότερο στο επίκεντρο της προσοχής της διεθνούς κοινότητας. Ολοκληρώνοντας τον πρώτο κύκλο λειτουργίας της μονάδας, διάρκειας περίπου δέκα μηνών, σκόπιμο είναι στη συνέχεια να πραγματοποιηθεί βελτιστοποίηση της μονάδας ως προς τις λειτουργικές της παραμέτρους. Επίσης, ένα πολύ σημαντικό βήμα για την προώθηση της εφαρμογής της μονάδας σε πλήρη κλίμακα είναι ο υπολογισμός των ενεργειακών αναγκών του συστήματος για μεγαλύτερες δυναμικότητες καθώς και η εύρεση του βέλτιστου –από οικονομικής και περιβαλλοντικής σκοπιάς- εύρους δυναμικότητας.

## BIBΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

- Ang, W. S. and Elimelech, M. (2007). Protein (BSA) fouling of reverse osmosis membranes: implications for wastewater reclamation, *J. Membr. Sci.* **296**, 83-92.
- Angelakis, A., Gikas, P. (2014). Water reuse: Overview of current practices and trends in the world with emphasis on EU states *Water Unity Journal* **8**, 67-78.
- Angelakis, A., Snyder, S. (2015). Wastewater Treatment and Reuse: Past, Present and Future *Water* **7**, 4887-4895.
- APHA, AWWA and WEF, (1998). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20 ed., American Publish Health Association, Washington, DC.
- Asano T. and Levine D. (1996). Wastewater reclamation, recycling and reuse: past, present, and future, *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 33, No. 10-11, pp. 1-14.
- Bixio, D., Thoeve, C., Koning, D., Joksimovic, D., Savic, D., Wintgens, T., Melin, T., (2006). Wastewater reuse in Europe *Desalination*, **187**, 89-101
- Bolzonella, D., Fatone, F., Di Fabio, S. and Cecchi, F. (2010). Application of membrane bioreactor technology for wastewater treatment and reuse in the Mediterranean region: Focusing on removal efficiency of non-conventional pollutants, *J. Environ. Manage.* **91**, 2424-2431.
- Cartagena, P., Kaddouri, M., Cases, V., Trapote, A., Prats, D.,(2013). Reduction of emerging micropollutants, organic matter, nutrients and salinity from real wastewater by combined MBR-NF/RO treatment *Separation and Purification Technology* ,32-143.
- Chan, H., Water Reclamation Trial Projects in Drainage Services Department (2012). Electrical and Mechanical Projects Division.
- Chan, H., Water Reclamation Trial Projects in Drainage Services Department Code of Regulations. Department of Health Services, Sacramento, California, USA.
- Comerton, A., Andrews, R., Bagley, D. (2005). Evaluation of an MBR-RO system to produce high quality reuse water: Microbial control, DBP formation and nitrate *Water Research* **39** 3982-3990
- Cote, P., Buisson, H., Poud, C., Arakaki, G., (1997). Immersed membrane activated sludge for the reuse of municipal wastewater, *Desalination* **113**, 189-196
- Council, Australian Health Ministers' Conference. Canberra, Australia.
- Crawford, G, Lewis, R. (2005). Traverse City: North America's Largest Operating MBR Facility. Conference Proceedings AWWA Membrane Technical Conference.
- Dessin 2014. *D22.1a Guidelines for packaged plant selection and optimization*.

- Dialynas, E., Diamantopoulos, E. ( 2009). Integration of a membrane bioreactor coupled with reverse osmosis for advanced treatment of municipal wastewater *Desalination* **238**, 302-311.
- Dialynas, E., Mantzavinos, D., Diamadopoulos, E. (2008). Advanced treatment of the reverse osmosis concentrate produced during reclamation of municipal wastewater *Water research* **42**, 4603-4608.
- Diamanti-Kandarakis E et al. (2009). Endocrine-Disrupting Chemicals: An Endocrine Society Scientific Statement. *Endocrine Reviews* **30**(4):293-342
- EEA ,(2009). Water resources across Europe — confronting water scarcity and drought ENV, European Commission, Brussels, BE.
- environmental risks: Phase 1. National Water Quality Management Strategy. Natural environmental risks: Phase 2. Augmentation of water drinking supply
- European Union (2013). Updated report on wastewater reuse in the European Union
- Fan, X., Urbain, V., Qian, Y., Manem, J., (1996). Nitrification and mass balance with a membrane bioreactor for municipal wastewater treatment *Water Science and Technology Volume 34*, 129-136.
- Fujioka T. and Nghiem I. (2014). *Fouling control of a ceramic microfiltration membrane for direct sewer mining by backwashing with ozonated water.*
- Gao, GD., Li, Z., Guan, J., Liang, H. (2016). Seasonal variations in the concentration and removal of nonylphenol ethoxylates from the wastewater of a sewage treatment plant *Journal Of Environmental Science.*
- Gao, T., Chen, R., Wang, X., Ngo, H., Li, Y., Zhou, J., Zhang, L., (2016). Application of disease burden to quantitative assessment of health hazards for decentralized water reuse system, *Science of the Total Environment* **551-552**, 83-91
- Garcia, X., Pargament, D.(2015). Reusing wastewater to cope with water scarcity: Economic, social and environmental considerations for decision-making *Resources Conservation And Recycling* **101** ,154-166.
- Greenlee, L., Lawler, D., Freeman, B., Marrot, B., Moulin, P., Reverse Osmosis desalination: Water sources, technology and today's challenges *Water Research* **43**, 2317-2348.
- Hai, F., Riley, T., Fagram, S., and Yamamoto, K. ( 2014). Removal of Pathogens by Membrane Bioreactors: A review of the Mechanisms, Influencing Factors and Reduction in Chemical Disinfectant Dosing *Water* **6**, 3603-3630.
- Hamilton, A., Versace, V., Stagnitti, F., Li, P., Yin, P., Mayer, P., Hermon, K., Premier, R., Ierodiaconou, D., (2006). Wastewater Reuse and the Environment: Reaping the Benefits

- by Minimizing the Impacts, Proceedings of the 2006 IASME/WSEAS Int. Conf. on Water Resources, Hydraulics & Hydrology, Chalkida, Greece.
- Herold, D., Kullmann, C., Loggenburg, T., Integration of MBR with RO for water reuse
- Holloway, R., Miller-Robbie, L., Patel,., Dadakis, J., Cath, T.(2016). Life –cycle assessment of two potable water reuse technologies: Mf/RO/ UV-AOP treatment and hybrid osmotic membrane bioreactors *Journal of Membrane science* **507**, 165-178 .
- JMD 145116, (2011) Wastewater reuse Greece
- Joss, A., Baenninger, C., Foa, P., Koepke, S., Krauss, M., McArdell C., Rottermann, K., Wei, Y., Zapata, A., Siegrist, H. (2011). Water reuse: >90% water yield in MBR/RO through concentrate recycling and CO<sub>2</sub> addition as scaling control *Water Research* **45**, 6141-6151.
- Judd, S. (2006). *The MBR Book: Principles and applications of Membrane Bioreactors in Water and wastewater treatment*, Elsevier Ltd.
- Kootenaei, F., Aminirad, H.,(2014) *Membrane Biological Reactors (MBR) and Their Applications for Water Reuse* *Int. J. Adv. Biol. Biom. Res*, 2208-2216.
- Lanciani, J. (2013). *Privately financed sewer mining for urban reuse*.
- Lioumis, C.( 2015) *Dessin Maintenance & Operation Book* CHEMITEC .
- Makropoulos, C., Rozos, E., Tsoukalas, I., Plevri, A., Karakatsanis, G., A., Karagiannidis, L., Makri, E., Lioumis, C., Noutsopoulos, C., Mamais, D., and Rippis, C. (2016). *Sewer-Mining: A water reuse option supporting circular economy, public service provision and entrepreneurship* Submitted
- Malaeb, L., Ayoub, G.(2011). Reverse osmosis technology for water treatment: State of the art review *Desalination* **267** ,.1-8
- Malamis, S. (2009). *Wastewater biological treatment with the use of Membranes* PhD Thesis, NTUA.
- Malamis, S., Katsou, E., Takopoulos, K., Demetriou, P., Loizidou, M. (2012). *Journal of Hazardous Materials* **209-210**, 1-8.
- Mamais, D., Noutsopoulos, C., Dimopoulou, A., Stasinakis, A. and Lekkas, T., (2015). *Wasterwater treatment process impact on energy savings and greenhouse gas emissions* *Water science and Technology* ,71.5.
- Marleni N. et al. (2013). *Modeling of Sewer Mining on Odour and Corrosion in Sewer Systems*.
- Marleni, N., Gray, S., Sharma, A., Burn, S., Muttill, N. (2013). *Modeling the Effects of Sewer Mining on Odour and Corrosion in Sewer Systems* 20<sup>th</sup> International Congress on

- Modeling and Simulation, Adelaide Australia, 1-6 December 2013 Available at: [www.mssanz.org.au/modism2013](http://www.mssanz.org.au/modism2013).
- McFallan S. (2013). *Barriers and drivers of new public-private infrastructure: Sewer Mining, 2008*.
- Meneses, M., Pasqualino, J., Castells, F., (2010). Environmental assessment of urban wastewater reuse: Treatment alternatives and applications. *Chemosphere* **81**, 266-272
- Metcalf & Eddy (2007). *Water reuse* 2st ed., Mc Graw-Hill.
- Ministerial Council, National Health and Medical Research Council. Canberra, AU.
- Ministerial Council, National Health and Medical Research Council Canberra, AU
- Mondal, S., Hsiao, C., Wickramasinghe, S. (2008). Nanofiltration/reverse osmosis for treatment of coproduced waters, *Environmental Progress* **27** (2), 173–179.
- Naoko, O., Katsouki, K., Yoshimasa, W. (2010). Membrane fouling in nanofiltration/reverse osmosis membranes coupled with a membrane bioreactor used for municipal wastewater treatment **18**, 292-296.
- NHMRC-NRMMC (2004) Australian drinking water guidelines. Natural Resource Management
- NHMRC-NRMMC (2011) Australian drinking water guidelines. Natural Resource Management
- NRMMC-EPHC-AHMC (2006) Australian guidelines for water recycling: managing health and
- NRMMC-EPHC-AHMC (2008) Australian guidelines for water recycling: managing health and Organization, Geneva, CH.
- Plevri A., Mamais D., Noutsopoulos C., Makropoulos C., Andreadakis A., Rippis C. and Smeti E. (2016). Promoting on-site urban wastewater reuse through MBR-RO treatment. 13th IWA Specialized Conference on Small Water and Wastewater Systems, Athens, Greece, 2016.
- Qin, j., Arun, K., Kekre, A., Guihe, T., Htun, O., Maung, N., W, A., Cui, T., Viswanath, B., (2006). New option of MBR-RO process for production of NEWater from domestic sewage *Journal of Membrane Science* **272** , 70–77.
- Qureshi, A., Hussain, M., Ismail, S., Khan, Q., (2016). Evaluating heavy metal accumulation and potential health risks in vegetables irrigated with treated wastewater *Chemosphere* **163**, 54-61.
- Radjenovic, J., Matosic, M., Mijatovic, I., Petrovic, M., Barcelo, D., (2008). Env Chem Vol. 5, Part S/2 37-101.
- Resource Management Ministerial Council, Environment Protection and Heritage



- Righ, F., Bartels, C., Lagghappan, L., Performance of a Reverse Osmosis System when Reclaiming High pH-High temperature Wastewater.
- Rodriguez, S., Ricart, M., Koch-Schulmeyer, M., Guasch, H., Bonnineau, C., Proia, L., Lopez de Alba, M., Sabater, S., Barcelo, D. (2015). Pharmaceuticals and pesticides in reclaimed water: Efficiency assessment of a microfiltration-reverse osmosis (MF-RO) pilot plant *Journal of Hazardous Materials* **282**, 165-173.
- Sanz, L., and Gawlik, B., (2014). Water Reuse in Europe Relevant guidelines, needs for and barriers to innovation European Union .
- Scott, J., Smith K., (1996). A Bioreactor Coupled to a Membrane to Provide Aeration and Filtration in Ice-Cream Factory Waste Water. *Water Resources.*, **31**, 1, 69.
- Sert, G., Bunani, S., Kabay, N., Egemen, O., Arda, M., Pek, T., Yuksel, M., (2016). *Journal of Water Process Engineering* **12**, 72-77.
- Shimizu, Y., Okuno, Y. I., Uryu, K., Ohtsubo, S. and Watanabe, A. (1996). Filtration Characteristics of Hollow Fibre Microfiltration Membranes Used in Membrane Bioreactor for Domestic Wastewater Treatment, *Water Res.* 30, 2385-2392.
- Snyder, S., Adham, S., Redding, A., Cannon, F., DeCarolis, J., Oppenheimer, J., Wert , E., Yoon, Y., Role of membranes and activated carbon in the removal of endocrine disruptor and pharmaceuticals *Desalination* **202**, 156-181.
- State of California (1978). Regulations and guidelines for recycled water. Title 22, California State of California (2001). Regulations and guidelines for recycled water “The Purple Book”.
- Stephenson, T., Lawson, P. S., Rudd, T., Sterritt, R. M. and Lester, J. N. (1987). Mechanism of metal removal in activated sludge, *J. Environ. Eng.* 113, 1074–1088.
- Sydney Water (2013). *Sewer mining; how to set up a sewer mining scheme*.
- Sydney Water, (2008). Sewer mining How to establish a sewer mining operation.
- Tadoroko , H., Onishi, M., Kageyama, K., Kurisu, H., Takahashi, S. (2011). Smart Water Management And Usage Systems For Society and Environment *Hitachi Review* Vol. 60 No 3.
- Tam, L.S., Tang, T.W., Law, G.N, Sharma, K.R., Chen, G.H. (2005). A pilot study for wastewater reclamation and reuse with MBR/RO and MF/RO systems *Desalination* **202**, 106-113
- TYPSA (2013). Updated report on wastewater reuse in the European Union. Report for DG
- US-EPA (1992), Guidelines for water reuse, EPA manual 625/R-92/004.
- USEPA (2004). Guidelines for water reuse. EPA/625/R-04/108. United States Environmental
- USEPA (2012). Guidelines for water reuse. (EPA/600/R-12/618) United States Environmental

- Vigneswaran, S. and Sundaravadivel, M.(2009) Recycle and reuse of domestic wastewater Encyclopedia of Life Support Systems .
- Vo, P., Ngo, H., Guo, W., Zhou, J., Nguyen, P., Listowski, A., Wang, X., (2014). A mini-review on the impacts of climate change on Wastewater reclamation and reuse, *Science of the total Environment* **494-495**,9-17.
- Water corporation (2013). *Sewer Mining Information sheet*.
- Water Environment Research Foundation (2008). Case study: Pennant Hills golf club When to Consider Distributed Systems in an Urban and Suburban Context
- WHO (1989). Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture:
- WHO (2004) Guidelines for drinking-water quality. World Health Organization, Geneva, CH.
- WHO (2006) Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. World Health
- WHO (2011) Guidelines for drinking-water quality. World Health Organization, Geneva, CH.
- WHO Genevre. Policy and regulatory aspects.
- Wiener, M., Jafvert, C., Nies, F., (2016). The assessment of water use and reuse through reported data: A US case study *Science of the Total Environment* **539**, 70-77.
- Wintgens, T., Bixio, D., Thoeye, C., Jeffrey, P., Hochstrat, R., and Melin, T. (2002). Reclamation and reuse of municipal wastewater in Europe AQUAREC research project.
- Wintgens, T., Gallenkemper, M., Melin, T., Endocrine disrupter removal from wastewater using membrane bioreactor and nanofiltration technology *Desalination* **146**, 387-391.
- Witgens, T., Melin, T., Schafer, A., Khan, S., Muston, M., Bixio, D., Thoeye, C. (2005). The role of membrane processes In municipal wastewater reclamation and reuse *Desalination* **178** ,1-11.
- Xiao, Y., Chen, T., Hu, Y., Wang, D., Han, Y., Lin, Y., Wang, X. (2014). Advanced treatment of semiconductor wastewater by combined MBR-RO technology *Desalination* **336** ,168-178.
- Xing, C., Tardieu, E., Qian, Y., Wen, X. (2000). Ultrafiltration Membrane Bioreactor for Urban Wastewater Reclamation. *Journal of Membrane Science.*, 177, 73.
- Yan, X., Tong, C., Yongjian, H., Deshan, Wang., Yongping, H., Xiaolin, W.,(2014). Advanced treatment of semiconductor wastewater by combined MBR-RO technology *Desalination* **336** ,168-178 .
- Yang, Y., Huang, S., Takabatake, H., Hanada, S., (2009). Development of MBR-RO Integrated Membrane System for Wastewater Reclamation .
- You, S., Tseng, Dyi-Hwa, T., Deng, j., (2008). Using combined membrane processes for textile dyeing wastewater reclamation *Desalination* **234** ,426-432.

Zhang, K., Farahbakhsh, K. (2006). Removal of native coliphages and coliform bacteria from municipal wastewater by various wastewater treatment processes: Implications to water reuse *Water Research* **41**, 2816-2814.

Organization for Economic Co-operation and Development, (2003) Environmental Performance Reviews Performance and Challenges in OECD Countries

#### **ΕΛΛΗΝΙΚΕΣ ΑΝΑΦΟΡΕΣ**

Ανδρεαδάκης, Α. (2008) Υγειονομική Τεχνολογία Βιολογική Επεξεργασία με ενεργό ιλύ, Τεύχη 4-5.

Θωμόπουλος, Κ., Λεβαντής Ν., 1994 Χαρακτηρισμός Λυμάτων και Ενεργού ιλύος μέσω δοκιμών ζήτησης οξυγόνου νιτροποίησης και απονιτροποίησης. Εφαρμογή σε πιλοτική μονάδα Διπλωματική εργασία ΕΜΠ, Τομέας Υδατικών πόρων Υδραυλικών και Θαλάσσιων έργων.

#### **ΔΙΑΔΙΚΤΥΟ**

Collins, Terry. "UN: Rising Reuse of Wastewater in Forecast but World Lacks Data on "Massive Potential Resource" ".*United Nations University*.09 Sep.2013.Web.10 Oct.2016

## ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ Ι:ΥΠΟΛΟΓΙΣΜΟΣ ΑΠΟΤΥΠΩΜΑΤΟΣ ΑΝΘΡΑΚΑ

**ΕΣΩΤΕΡΙΚΕΣ ΕΚΠΟΜΠΕΣ ΑΕΡΙΩΝ ΤΟΥ ΘΕΡΜΟΚΗΠΙΟΥ**

Οι συνολικές εκπομπές αερίων του θερμοκηπίου (kg/d) για τη βιολογική επεξεργασία λυμάτων υπολογίστηκαν λαμβάνοντας υπόψη τις παρακάτω διαδικασίες:

A. παραγωγή CO<sub>2</sub> από αποσύνθεση βιομάζας

$$X_{decay} = Q \cdot HRT \cdot MLVSS \cdot b_H \text{ όπου}$$

$X_{decay}$ : η βιομάζα που αποσυντίθεται ανά ημέρα (kgVSS/d)

Q: μέση ροή εισόδου (m<sup>3</sup>/d)

HRT: υδραυλικός χρόνος παραμονής

MLVSS:συγκέντρωση πτητικών αιωρούμενων στερεών μέσα στο βιοαντιδραστήρα(kg/m<sup>3</sup>).

$b_H$ :ενδογενή ρυθμός αποσύνθεσης(d-1)

$$CO_{2,biomassdecay} = X_{decay} \cdot 1,947$$

B. παραγωγή CO<sub>2</sub> από αφαίρεση BOD και παραγωγή βιομάζας

$$R_{O_2} = \left[ f - \frac{k_e \cdot Y_H}{1 + b_H \cdot \theta_{CTOTAL}} \right] \cdot E_H \cdot Q \cdot F_0 \text{ όπου}$$

Q: μέση ροή εισόδου(m<sup>3</sup>/d)

$\theta_{CTOTAL}$ : sludge age

$K_e$ : BOD ultimate of biomass=1.4BODultimate/mgVSS

$E_H$ :BOD removal efficiency

$F_0$ : primary effluent BOD, concentration (mg/l)

F: BOD ultimate/ BOD<sub>5</sub>=1.6

Y<sub>H</sub>: συντελεστής απόδοσης

$b_H$ :ενδογενή ρυθμός αποσύνθεσης(d-1)

$$CO_{2,BOD,OXIDATION} = R_{O_2} \cdot 1,1$$

C. Παραγωγή CO<sub>2</sub> από νιτροποίηση

$$CO_{2,CONSUMED} = 4,49 \cdot N_{nitro} \text{ όπου}$$

N<sub>nitro</sub>:η μάζα του αζώτου που νιτροποιείται κάθε μέρα (kg.d)

D. Παραγωγή CO<sub>2</sub> από απονιτροποίηση

Η απονιτροποίηση πραγματοποιείται χρησιμοποιώντας εισερχόμενο BOD. Γιαυτό η παραγωγή CO<sub>2</sub> κατά τη διάρκεια της απονιτροποίησης έχει ήδη υπολογιστεί από την εξίσωση β.

E. Παραγωγή N<sub>2</sub>O(ισοδύναμο με CO<sub>2</sub>) από τη διαδικασία της νιτροποίησης-απονιτροποίησης

$$CO_{2, equivalent} = N_2O_{emission} \cdot GWP_{N20} = Q \cdot TN_{IN} \cdot 0,005 \cdot 296$$

**ΕΞΩΤΕΡΙΚΕΣ ΕΚΠΟΜΠΕΣ ΑΕΡΙΩΝ ΤΟΥ ΘΕΡΜΟΚΗΠΙΟΥ**Κατανάλωση ηλεκτρικής ενέργειας

Η συνολική κατανάλωση ενέργειας υπολογίζεται από τον παρακάτω τύπο:

$$CO_{2, electricity} = E_{required} \cdot \Sigma(Fi \cdot EFi) \text{ όπου:}$$

CO<sub>2</sub>electricity: παραγωγή CO<sub>2</sub> λόγω της κατανάλωσης ηλεκτρικής ενέργειας της μονάδας επεξεργασίας λυμάτων

E<sub>required</sub>: κατανάλωση ενέργειας (kWh/d)

Fi: το ποσοστό συνεισφοράς των καυσίμων για να εξυπηρετηθεί η κατανάλωση ηλεκτρικής ενέργειας στην Ελλάδα

EFi: συντελεστής των καυσίμων για την εκπομπή αερίων του θερμοκηπίου για την παραγωγή ηλεκτρικής ενέργειας

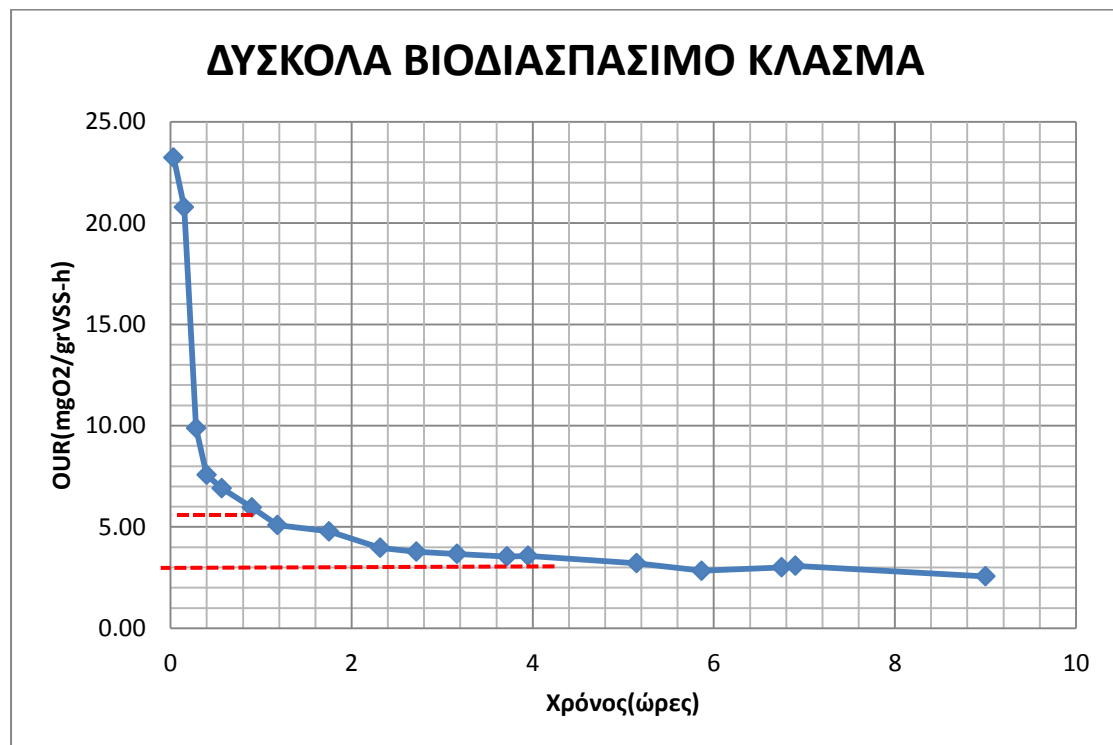
**Πίνακας: Παραγωγή ηλεκτρικής ενέργειας για τους διάφορους τύπους των καυσίμων που χρησιμοποιούνται στην Ελλάδα και τις εκπομπές αερίων του θερμοκηπίου για κάθε καύσιμο**

Τύπος καυσίμου	ΣΥΝΕΙΣΦΟΡΑ	ΣΥΝΤΕΛΕΣΤΗΣ ΕΚΠΟΜΠΩΝ	
Κάρβουνο	53.09%	877	g CO <sub>2</sub> /kWh
Λάδι	9.85%	604	g CO <sub>2</sub> /kWh
Φυσικό αέριο	8.46%	353	g CO <sub>2</sub> /kWh
Υδροηλεκτρικές και ανανεώσιμες	18.60%	0	g CO <sub>2</sub> /kWh

## ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ ΙΙ:ΑΝΑΛΥΤΙΚΗ ΠΕΡΙΓΡΑΦΗ ΠΕΙΡΑΜΑΤΩΝ OUR

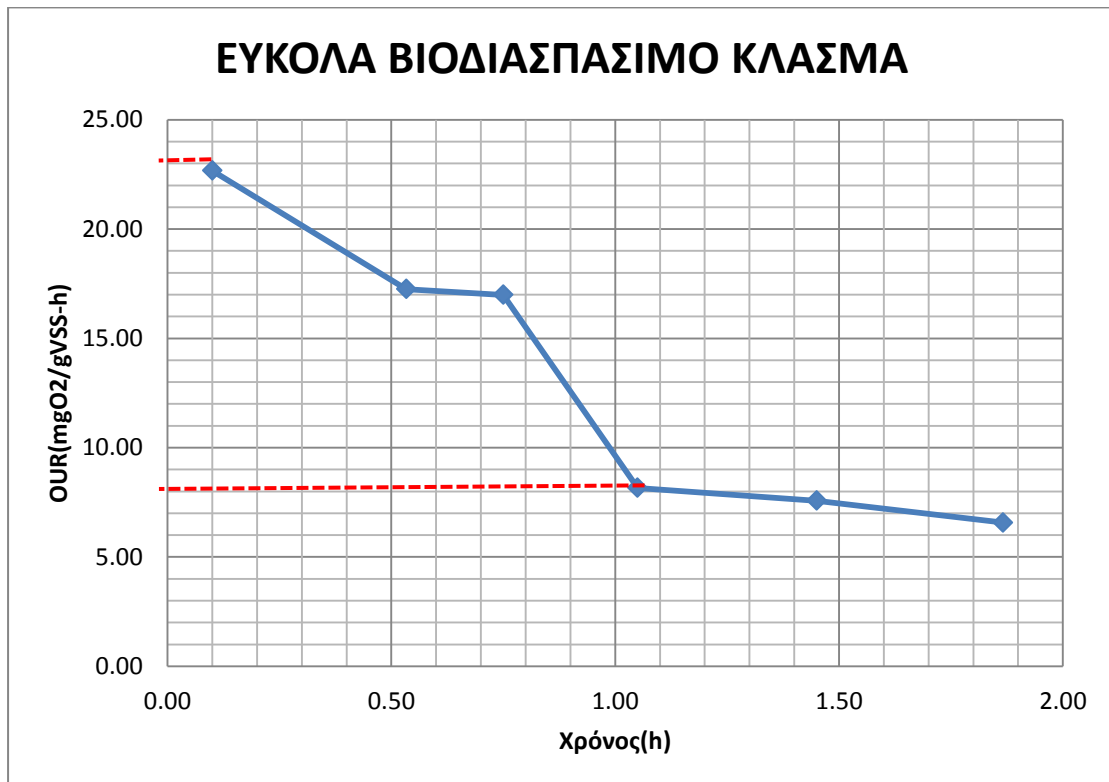
01/04/2016

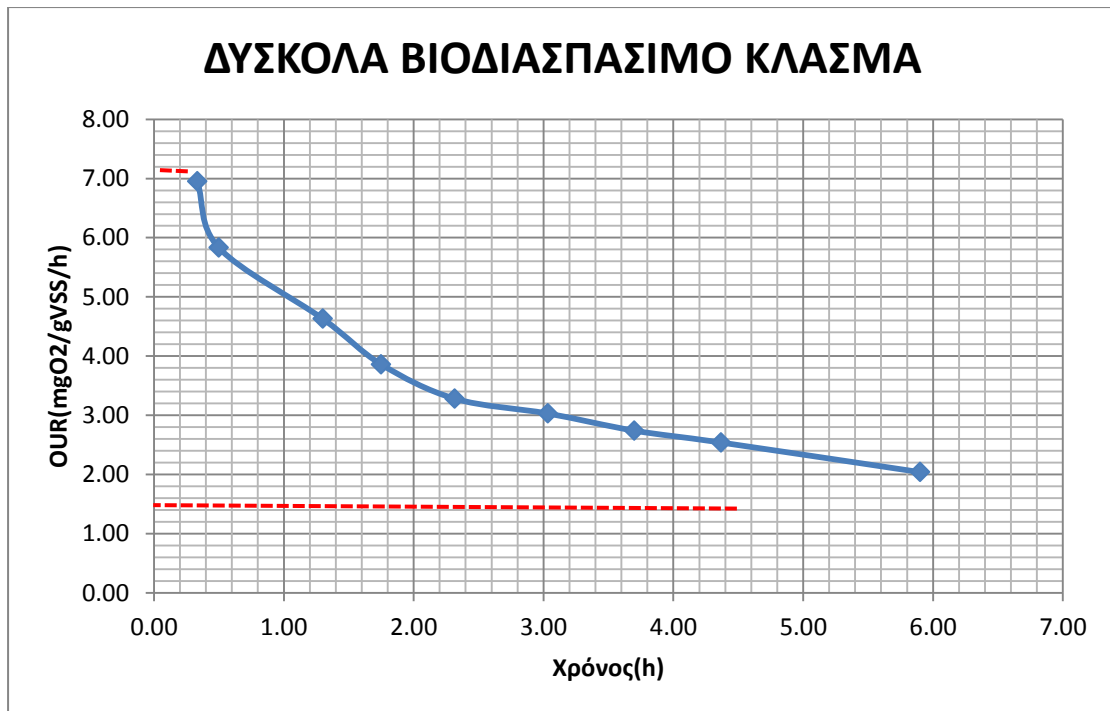
ΧΑΡΑΚΤΗΡΙΣΤΙΚΑ	ΣΥΓΚΕΝΤΡΩΣΗ(mg/l)
<b>COD<sub>t</sub></b>	398
<b>COD<sub>s</sub></b>	173
<b>COD<sub>s</sub> μη βιοδιασπάσιμο</b>	118,5
<b>MLSS</b>	3700
<b>MLVSS</b>	3100
<b>OUR ενδογενούς</b>	2,48 mg/gVSS*h



14/05/2016

ΧΑΡΑΚΤΗΡΙΣΤΙΚΑ	ΣΥΓΚΕΝΤΡΩΣΗ(mg/l)
<b>CODt</b>	474
<b>CODs</b>	160
<b>CODs μη βιοδιασπάσιμο</b>	66,7
<b>MLSS</b>	9150
<b>MLVSS</b>	7050
<b>OUR ενδογενούς</b>	3,08 mg/gVSS*h

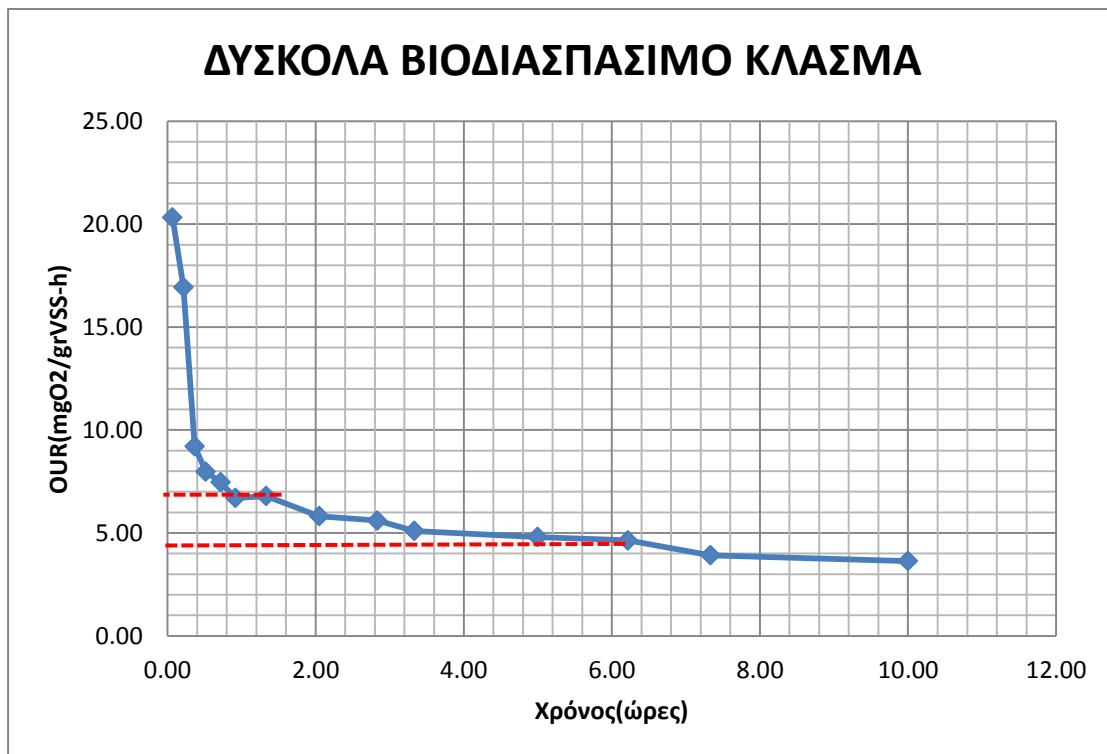


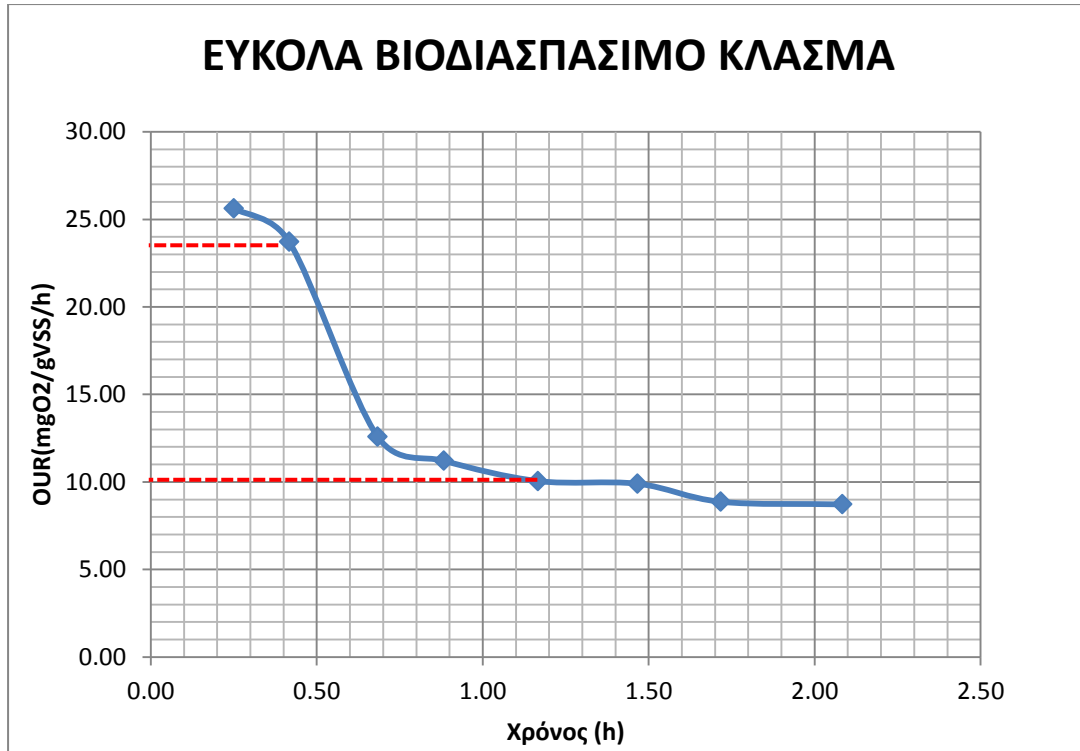




15/04/2016

ΧΑΡΑΚΤΗΡΙΣΤΙΚΑ	ΣΥΓΚΕΝΤΡΩΣΗ(mg/l)
<b>CODt</b>	368
<b>CODs</b>	173
<b>CODs μη βιοδιασπάσιμο</b>	81,1
<b>MLSS</b>	3700
<b>MLVSS</b>	3100
<b>OUR ενδογενούς</b>	3,95 mg/gVSS*h

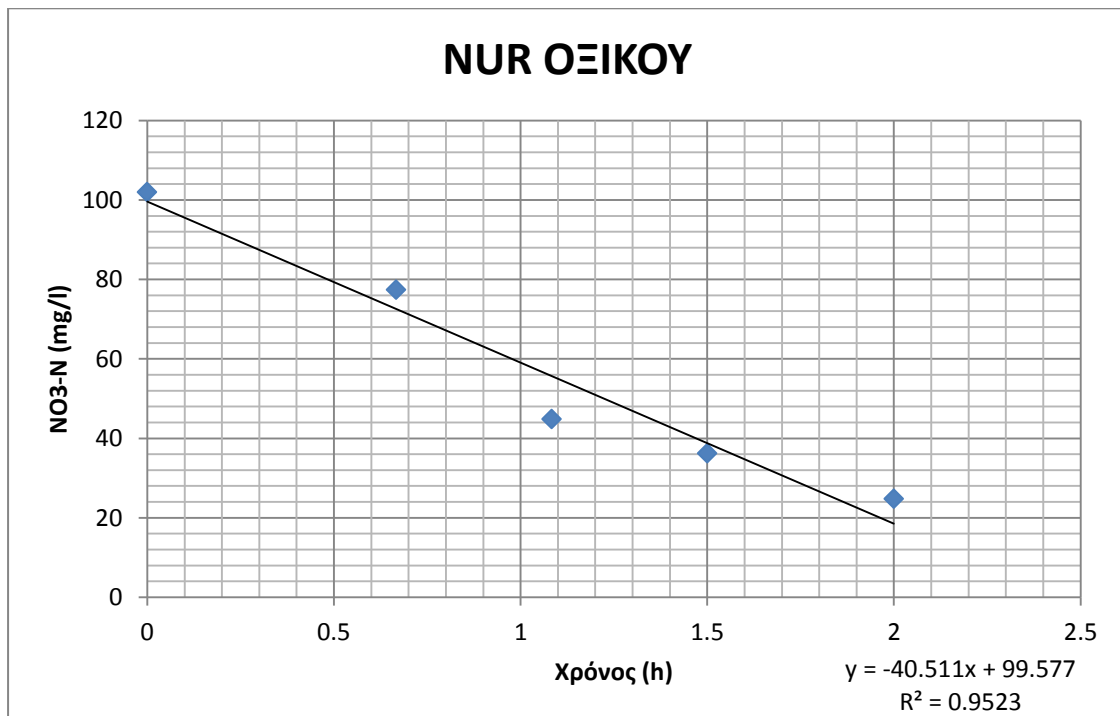




## ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ ΙΙΙ:ΑΝΑΛΥΤΙΚΗ ΠΕΡΙΓΡΑΦΗ ΠΕΙΡΑΜΑΤΩΝ NUR

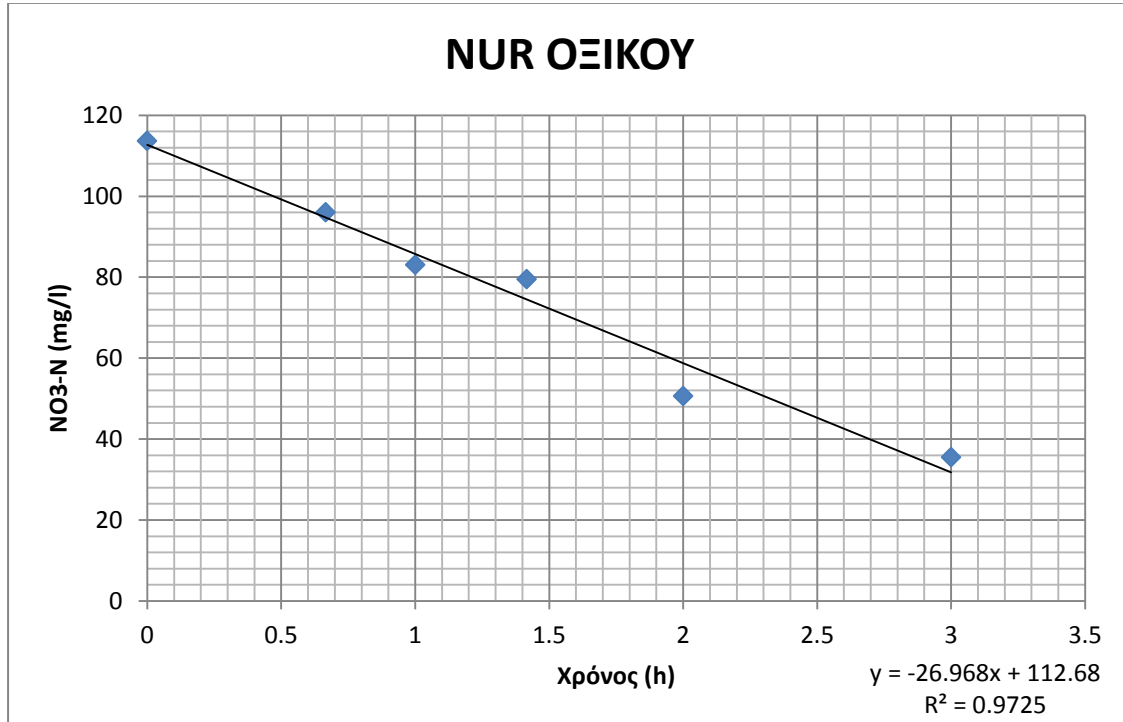
6/04/2016

MLSS	5600
MLVSS	4800



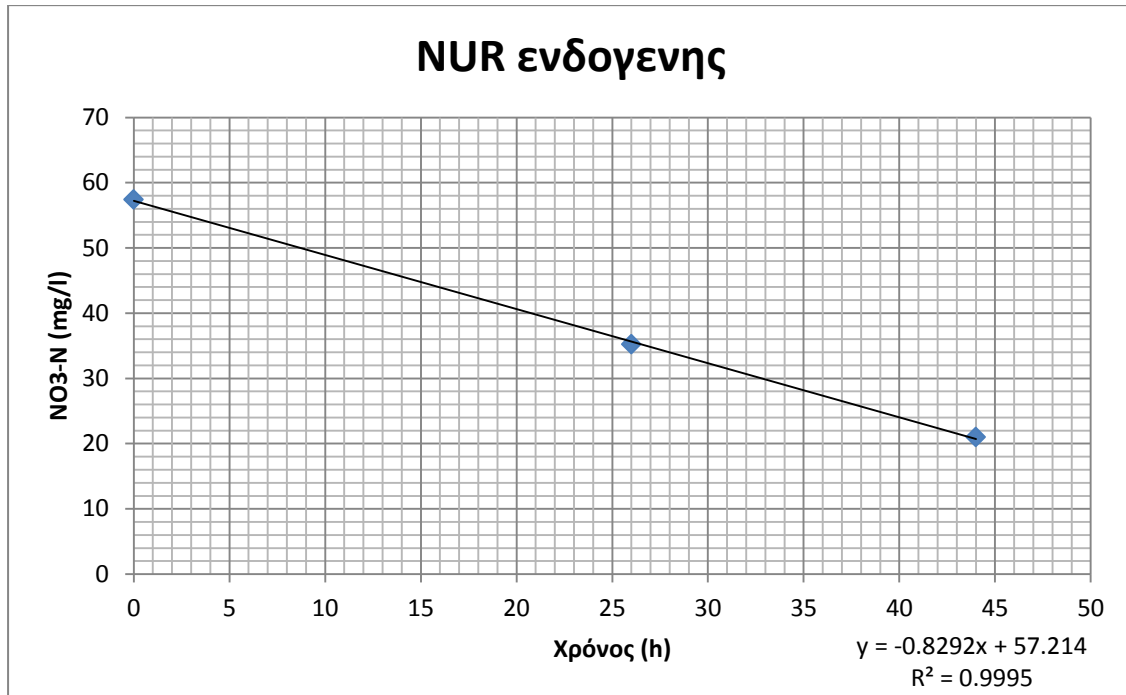
09/04/2016

MLSS	4167
MLVSS	3833



6/04/2016

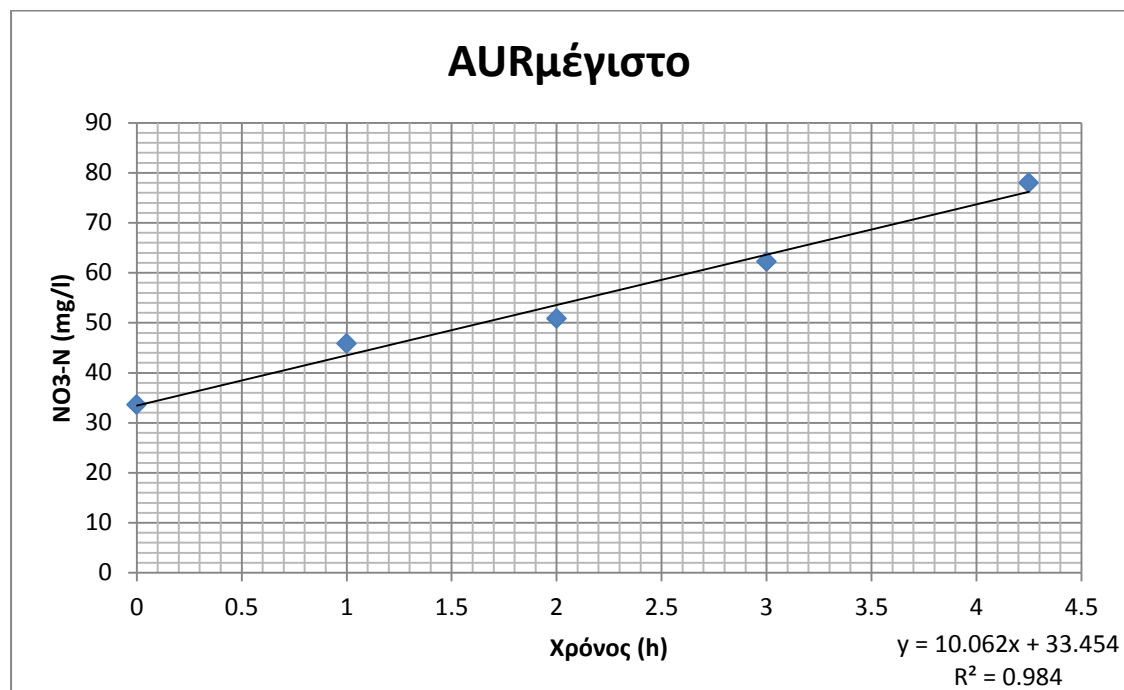
MLSS	9275
MLVSS	7700



## ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ IV: ΑΝΑΛΥΤΙΚΗ ΠΕΡΙΓΡΑΦΗ ΠΕΙΡΑΜΑΤΩΝ ΑΥΡ

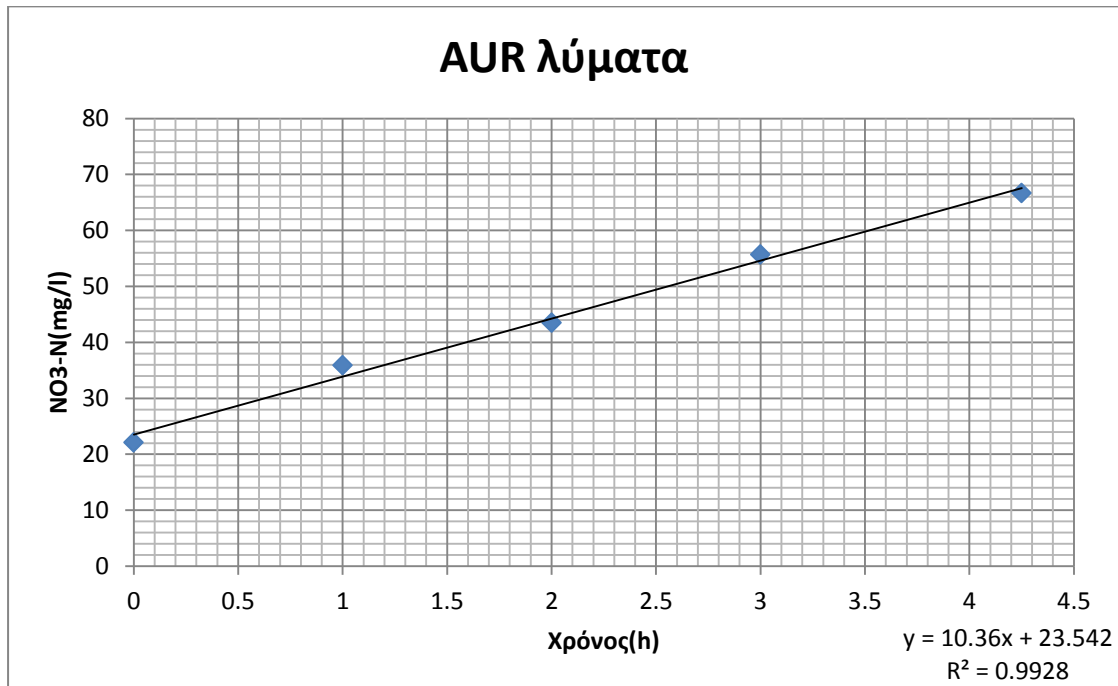
06/04/2016

ΒΙΟΜΑΖΑ	250ml
ΥΠΕΡΚΕΙΜΕΝΟ	250ml
NH <sub>4</sub> -N	5ml
MLSS	4133
MLVSS	3833



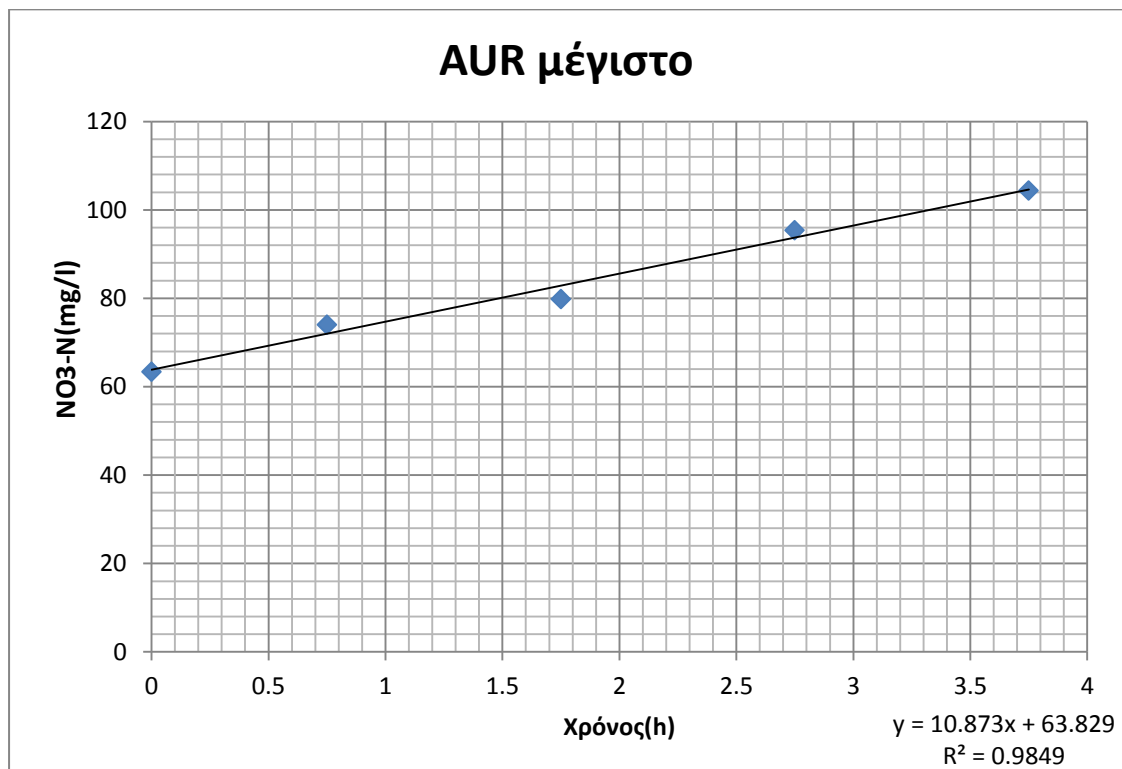
06/04/2016

ΒΙΟΜΑΖΑ	250ml
ΛΥΜΑΤΑ ΜΕΤΑΜΟΡΦΩΣΗΣ	250ml
NH <sub>4</sub> -N	2ml
MLSS	3833
MLVSS	3433



09/04/2016

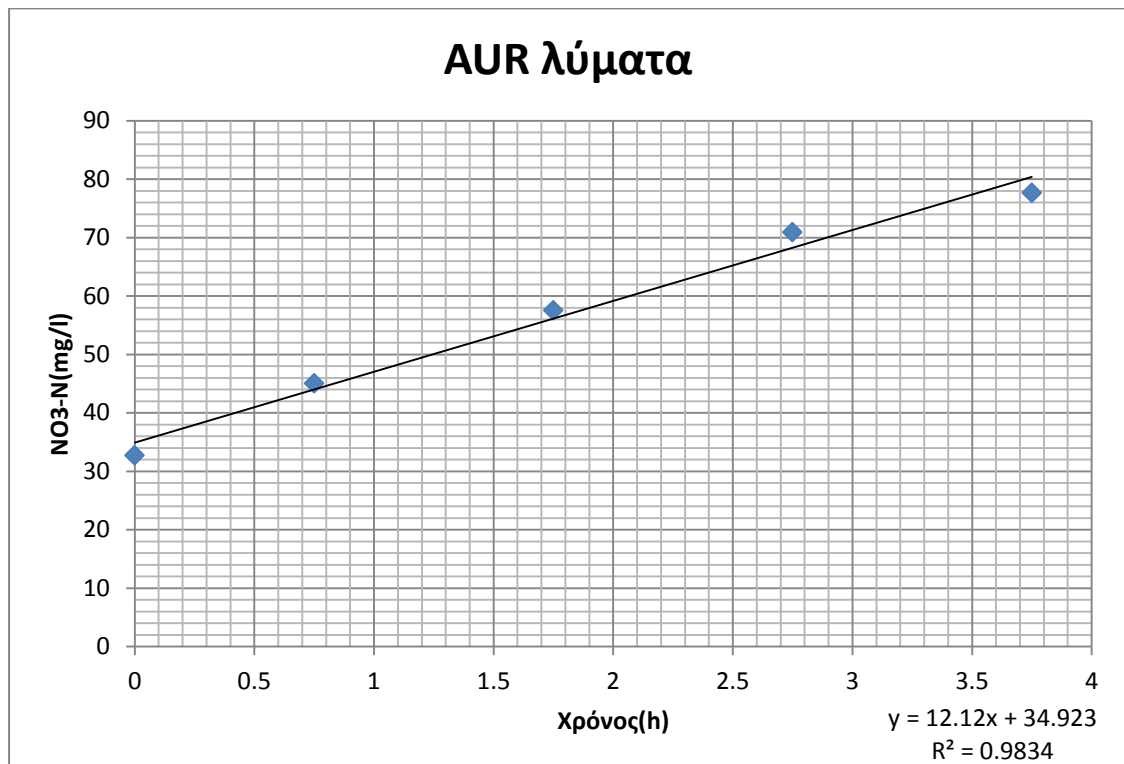
ΒΙΟΜΑΖΑ	250ml
ΥΠΕΡΚΕΙΜΕΝΟ	250ml
NH <sub>4</sub> -N	5ml
MLSS	4350
MLVSS	3625





09/04/2016

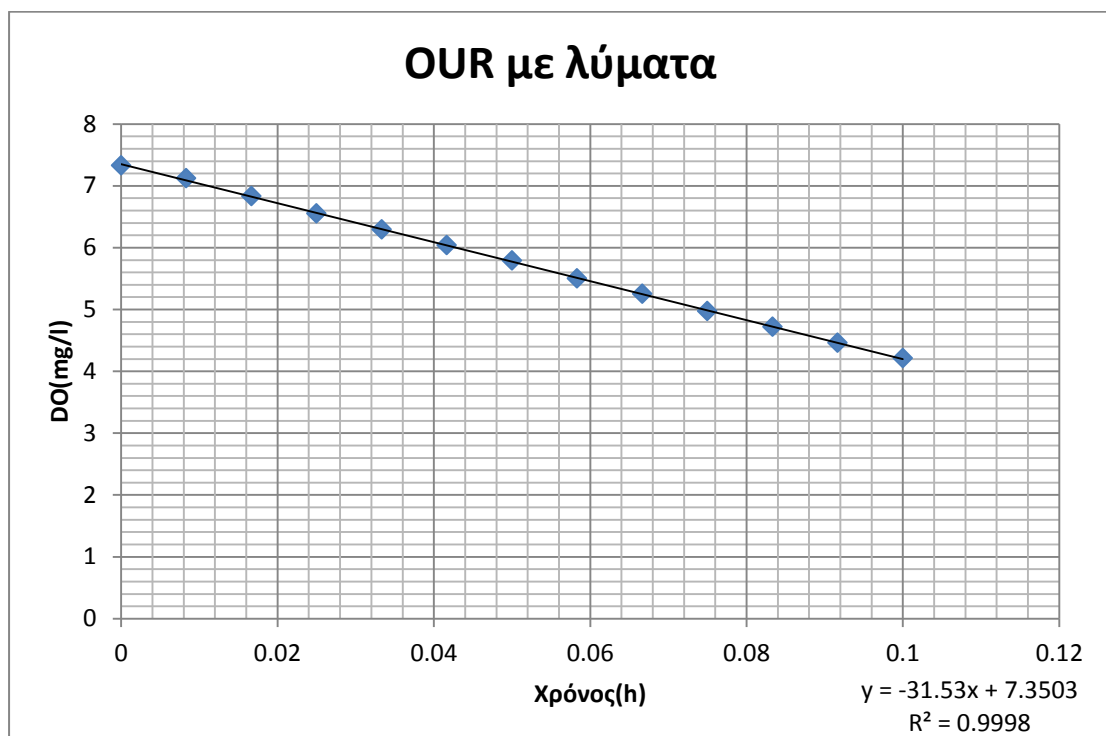
ΒΙΟΜΑΖΑ	250ml
ΛΥΜΑΤΑ ΜΕΤΑΜΟΡΦΩΣΗΣ	250ml
NH <sub>4</sub> -N	2ml
MLSS	4350
MLVSS	3825



## ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ V: ΥΠΟΛΟΓΙΣΜΟΣ OUR ΓΙΑ ΧΑΡΑΚΤΗΡΙΣΜΟ ΒΙΟΜΑΖΑΣ

06/04/2016

ΒΙΟΜΑΖΑ	250ml
ΛΥΜΑΤΑ ΜΕΤΑΜΟΡΦΩΣΗΣ	250ml
Thiourea	2ml
MLSS	2767
MLVSS	2500



06/04/2016

BIOMAZA	200ml
NEPO	200ml
Thiourea	2ml
MLSS	2767
MLVSS	2500

