



# **ΕΘΝΙΚΟ ΜΕΤΣΟΒΙΟ ΠΟΛΥΤΕΧΝΕΙΟ**

ΣΧΟΛΗ ΠΟΛΙΤΙΚΩΝ ΜΗΧΑΝΙΚΩΝ

ΤΟΜΕΑΣ ΥΔΑΤΙΚΩΝ ΠΟΡΩΝ ΚΑΙ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ

## **ΑΞΙΟΛΟΓΗΣΗ ΑΠΟΚΕΝΤΡΩΜΕΝΩΝ ΣΥΣΤΗΜΑΤΩΝ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ ΛΥΜΑΤΩΝ ΧΑΜΗΛΟΥ ΕΝΕΡΓΕΙΑΚΟΥ ΑΠΟΤΥΠΩΜΑΤΟΣ**

**Ευθύμιος Φλέγκας**

**Επιβλέπων: Συμεών Μαλαμής, Επίκουρος Καθηγητής Ε.Μ.Π**

**Αθήνα, Νοέμβριος 2020**





# **ΕΘΝΙΚΟ ΜΕΤΣΟΒΙΟ ΠΟΛΥΤΕΧΝΕΙΟ**

ΣΧΟΛΗ ΠΟΛΙΤΙΚΩΝ ΜΗΧΑΝΙΚΩΝ

ΤΟΜΕΑΣ ΥΔΑΤΙΚΩΝ ΠΟΡΩΝ ΚΑΙ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ

## **Διπλωματική Εργασία**

### **ΑΞΙΟΛΟΓΗΣΗ ΑΠΟΚΕΝΤΡΩΜΕΝΩΝ ΣΥΣΤΗΜΑΤΩΝ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ ΛΥΜΑΤΩΝ ΧΑΜΗΛΟΥ ΕΝΕΡΓΕΙΑΚΟΥ ΑΠΟΤΥΠΩΜΑΤΟΣ**

**Ευθύμιος Φλέγκας**

**Αθήνα, Νοέμβριος 2020**



## Πρόλογος

Με την ολοκλήρωση της παρούσας εργασίας κλείνει ένας μεγάλος και πολύτιμος κύκλος της ζωής μου. Και αν και η περίοδος η οποία ζούμε και ανοίγεται μπροστά μας φαίνεται ότι θα έχει μια σειρά από προκλήσεις, πιστεύω ότι οι άνθρωποι που είχα την τύχη να συναντήσω στην πορεία αυτή θα αποτελούν πάντα ένα στήριγμα και τους ευχαριστώ βαθιά για αυτό.

Αρχικά θέλω να εκφράσω τις ευχαριστίες μου στον επίκουρο καθηγητή της Σχολής Πολιτικών Μηχανικών του Εθνικού Μετσόβιου Πολυτεχνείου, κ. Συμεών Μαλαμή ο οποίος αποτέλεσε τον επιβλέποντα καθηγητή της παρούσας εργασίας, για την άριστη συνεργασία και για τη διαρκή βοήθεια και καθοδήγηση που μου παρείχε.

Θέλω να ευχαριστήσω «τα παιδιά στις εστίες» οι οποίοι ήταν πάντα εκεί για μένα , στις δύσκολες και στις εύκολες στιγμές. Νιώθω τυχερός που γνώρισα τέτοια άτομα και τους είμαι ευγνώμων για την βοήθεια και τη στήριξη που μου πρόσφεραν απλόχερα, όχι μόνο στην σχολή αλλά και στη ζωή.

Ξεχωριστές ευχαριστίες θα ήθελα να δώσω στα παιδιά από την Ανεξάρτητη Αριστερή Παρέμβαση, οι οποίοι με μάθανε τι σημαίνει να στέκεσαι όρθιος και με αξιοπρέπεια στη ζωή σου και να αγωνίζεσαι για έναν καλύτερο κόσμο. Που με βοήθησαν να καταλάβω ότι «χρειάστηκαν εκατομμύρια χρόνια για να γίνουν τα τέσσερα πόδια δύο. Δεν θα τα κάμω πάλι τέσσερα». Με οδήγησαν να βρω πιο πολλά από ότι έψαχνα και τους οφείλω ακόμα περισσότερα.

Τέλος οφείλω ένα μεγάλο ευχαριστώ στους γονείς μου, τον αδερφό μου, τους φίλους μου και ειδικά στην Κατερίνα, που με στηρίζανε καθ' όλη τη διάρκεια αυτού του ταξιδιού.

## Περίληψη

Στην τεχνολογία επεξεργασίας των αστικών λυμάτων το ενδιαφέρον της επιστημονικής κοινότητας στρέφεται αφενός στην χρήση συστημάτων επεξεργασίας με χαμηλή ενεργειακή κατανάλωση, αφετέρου στην ανάπτυξη τεχνολογιών για την επαναχρησιμοποίηση των επεξεργασμένων λυμάτων. Επομένως, η προσοχή των ερευνητών κατευθύνεται στην ανάπτυξη τόσο των αναερόβιων συστημάτων υψηλού ρυθμού, στα οποία είναι δυνατή η ανάκτηση ενέργειας, όσο και στην ανάπτυξη φυσικών συστημάτων που κάνουν χρήση φυσικών, χημικών και βιολογικών διεργασιών για την επεξεργασία των λυμάτων και χαρακτηριστικό τους γνώρισμά είναι η χαμηλή ενεργειακή κατανάλωση κατά τη λειτουργία τους.

Στην παρούσα εργασία διενεργήθηκε διαστασιολόγηση και υπολογισμός της ενεργειακής παραγωγής για αναερόβιο αντιδραστήρα ανοδικής ροής (Upflow Anaerobic Sludge Blanket UASB) συνδυασμένο με τεχνητό υγροβιότοπο επεξεργασίας λυμάτων για την παραγωγή ανακτημένου νερού κατάλληλο για απεριόριστη άρδευση. Επιπλέον, πραγματοποιήθηκε διαστασιολόγηση, σύγκριση των μεθόδων διαστασιολόγησης, ανάπτυξη μαθηματικού μοντέλου για τον υπολογισμό των εκπομπών των αερίων του θερμοκηπίου και συναξιολόγηση των τεχνητών υγροβιότοπων οριζόντιας υπό-επιφανειακής ροής (CW-HSSF) και των τεχνητών υγροβιότοπων κατακόρυφης υπό-επιφανειακής ροής (CW-VSSF). Σε ότι αφορά τις εκπομπές των αερίων του θερμοκηπίου αυτά αποτελούνται από το μεθάνιο ( $\text{CH}_4$ ) και το υποξείδιο του αζώτου ( $\text{N}_2\text{O}$ ), ενώ το διοξείδιο του άνθρακα ( $\text{CO}_2$ ), παρόλο που συμμετέχει στην αύξηση της θερμοκρασίας του πλανήτη δεν συνυπολογίζεται με άμεσο τρόπο καθώς είναι βιογενές. Για το λόγο αυτό ερευνήθηκαν δύο περιπτώσεις, μια με και μια χωρίς τις εκπομπές  $\text{CO}_2$ .

Για τον αντιδραστήρα UASB, η απομάκρυνση των διαφόρων ρύπων χαρακτηρίζεται ως υψηλή για την οργανική ύλη, σημαντική για τα ολικά στερεά και αμελητέα για το άζωτο. Η ενεργειακή παραγωγή λόγω της παραγωγής βιοαερίου υπολογίστηκε σε  $0.60 \text{ [kWh/m}^3 \text{ λυμάτων]}$  και  $43.94 \text{ [kWh/I.Π./yr]}$ .

Οι συνολική επιφάνεια που καταλαμβάνουν οι τεχνητοί υγροβιότοποι υπο-επιφανειακής ροής υπολογίστηκαν ίσες με  $7.84$  και  $14.52 \text{ [m}^2/\text{IΠ]}$  για τους οριζόντιους (CW-HSSF) και  $1.46$  και  $1.88 \text{ [m}^2/\text{IΠ]}$  για τους κατακόρυφους (CW-VSSF), ανάλογα με το απαιτούμενο όριο εξόδου του ολικού αζώτου. Για τον προσδιορισμό της συνολικής επιφάνειας, έγινε χρήση μιας σειράς από διαφορετικές μεθοδολογίες, για τις οποίες έγινε και μια σύντομη σύγκριση μεταξύ τους. Η διαφορά της απαιτούμενης επιφάνειας είναι σημαντική μεταξύ των δύο ειδών υγροβιότοπων και η απαιτούμενη επιφάνεια των CW-HSSF επηρεάζεται περισσότερο από το όριο εξόδου του ολικού αζώτου σε σχέση με τους CW-VSSF.

Η διαφορά των εκπομπών των αερίων του θερμοκηπίου είναι σημαντική μεταξύ των δύο ειδών υγροβιότοπων. Χωρίς τη συμπερίληψη του διοξειδίου του άνθρακα οι CW-HSSF παράγουν  $1430\%$  περισσότερο εκπομπές των αερίων του θερμοκηπίου από τους CW-VSSF, όταν απαιτείται υψηλή απομάκρυνση αζώτου και  $1350\%$  όταν δεν απαιτείται. Με τη συμπερίληψη του διοξειδίου του άνθρακα τα ποσοστά υπολογίζονται σε  $1043\%$  και  $797\%$  αντιστοίχως.

Τέλος όταν δεν συμπεριλαμβάνεται το CO<sub>2</sub>, οι κύριες εκπομπές αερίων του θερμοκηπίου είναι στα δύο είδη οι εκπομπές μεθανίου. Στους CW-VSSF όμως οι εκπομπές του μεθανίου καταλαμβάνουν σημαντικά μεγαλύτερο μέρος των συνολικών εκπομπών από ότι στους CW-HSSF.

## Abstract

During the last two decades Europe has witnessed growing water stress in terms of water scarcity. Therefore more and more countries are willing to look for a more efficient use of water resources, including of water reuse practices. Greece belongs to a group of countries , with Spain and Italy, that only uses up to 12% of their wastewater as a source of water reuse, consequently there is great potential in exploiting wastewater treatment as a stable source of reclaimed water. This source of regained water can have a great impact in agriculture as Greece's demands on this domain surpass 80% of total water consumption.

Decentralized wastewater treatment systems with a combination of high rate anaerobic bioreactors and natural systems, such as constructed wetlands could be a reliable choice, particularly in small rural communities.

In the current diploma thesis, a designing methodology for an Upflow Anaerobic Blanket Reactor (UASB) was performed and in addition the energy production, due to biogas production, of this reactor was calculated. UASB reactor was combined with constructed wetlands for the production of reclaimed water suitable for unlimited irrigation. Furthermore, dimensioning, comparison of sizing methods ,development of mathematical model for the calculation of greenhouse gas emissions and co-evaluation of Horizontal Sub-Surface Flow-Constructed Wetland (HSSF-CW) and Vertical Sub-Surface Flow- Constructed Wetland (VSSF-CW), was conducted.

Energy production due to biogas combustion was estimated at 0.60 [kWh/m<sup>3</sup><sub>wastewater</sub>] and 43.95 [kWh/PE/yr], whereas CW-HSSF demand 669% more treatment surface per person in average. Total nitrogen removal criterion was the strictest to meet in both kinds of wetlands. CW-HSSF seems also to contribute more to global warming as greenhouse gases emissions from this type of wetland was estimated 1130% more than CW-VSSF, while methane (CH<sub>4</sub>) was the main contributor in both kinds of wetlands in contrast to nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) in case that carbon dioxide (CO<sub>2</sub>) direct emissions were not Included.



## Περιεχόμενα

1	Εισαγωγή .....	21
1.1	Γενικά.....	21
1.2	Σκοπός και Διάθρωση της Εργασίας .....	22
2	Θεωρητικό Μέρος .....	24
2.1	Αναερόβια Χώνευση .....	24
2.1.1	Περιγραφή της Αναερόβιας Χώνευσης.....	24
2.1.2	Η Χρήση και τα Είδη των Αναερόβιων Αντιδραστήρων.....	27
2.1.2.1	Συστήματα Αιωρούμενης Βιομάζας.....	29
2.1.2.2	Συστήματα Προσκολλημένης Βιομάζας .....	31
2.1.2.3	Συστήματα Συνδυασμού Αιωρούμενης και Προσκολλημένης Βιομάζας.....	34
2.1.3	Περιγραφή του Αναερόβιου Αντιδραστήρα Ανοδικής Ροής Κλίνης Ιλύος (UASB) .....	35
2.2	Φυσικά Συστήματα Επεξεργασίας Λυμάτων .....	37
2.2.1	Χαρακτηριστικά Φυσικών Συστημάτων Επεξεργασίας Λυμάτων .....	37
2.2.2	Κατηγορίες Φυσικών Συστημάτων .....	39
2.3	Συστήματα Τεχνητών Υγροβιότοπων .....	40
2.3.1	Τύποι Τεχνητών Υγροβιότοπων .....	41
2.3.2	Χαρακτηριστικά και Είδη Υγροβιότοπων Ελεύθερης Επιφάνειας (CW-FWS) .....	42
2.3.2.1	Τεχνητοί Υγροβιότοποι Επιπλεόντων Φυτών .....	43
2.3.2.2	Τεχνητοί Υγροβιότοποι Βυθισμένων Φυτών .....	44
2.3.2.3	Τεχνητοί Υγροβιότοποι Αναδυόμενων Φυτών .....	45
2.3.3	Χαρακτηριστικά Τεχνητών Υγροβιότοπων Οριζόντιας Υπό-Επιφανειακής Ροής (CW-HSSF).....	46
2.3.4	Χαρακτηριστικά και Είδη Τεχνητών Υγροβιότοπων Κατακορυφής Υπό-Επιφανειακής Ροής (CW-VSSF) .....	47
2.3.4.1	Μη Κορεσμένοι, Καθοδικής Ροής με Περιοδική Φόρτιση. ....	48
2.3.4.2	Το Γαλλικό Σύστημα .....	49
2.3.4.3	Κορεσμένοι, Πλυμμηρικής Ροής .....	49
2.3.4.4	Κορεσμένοι, Ανοδικής Ροής με Περιοδική Φόρτιση.....	50
2.3.4.5	Κορεσμένοι, Καθοδική ροής , με Περιοδική Φόρτιση .....	50
2.3.4.6	Ενιαίας Ενσωματωμένης Μορφής .....	51

2.3.5	Απομάκρυνση Φορτίων και Παθογόνων Μικροοργανισμών στους Τεχνητούς Υγροβιότοπους.....	52
3	Επαναχρησιμοποίηση των Επεξεργασμένων Λυμάτων .....	54
3.1	Η Ανάγκη Επαναχρησιμοποίησης των Επεξεργασμένων Λυμάτων.....	54
3.2	Ευρωπαϊκό Πλαίσιο για την Επαναχρησιμοποίηση του Νερού .....	57
3.3	Εθνικό Πλαίσιο για την Επαναχρησιμοποίηση του Νερού.....	59
3.4	Επαναχρησιμοποίηση με τη Χρήση Τεχνητών Υγροβιότοπων .....	62
4	Σενάρια Μελέτης.....	64
5	Διαστασιολόγηση των Μονάδων.....	68
5.1	Διαστασιολόγηση του Αναερόβιου Αντιδραστήρα Ανοδικής Ροής Κλίνης (UASB) ...	68
5.1.1	Υπολογισμός Γεωμετρικών Χαρακτηριστικών του Αντιδραστήρα .....	68
5.1.1.1	Υπολογισμός του όγκου του αντιδραστήρα .....	68
5.1.1.2	Υπολογισμός Διαστάσεων του Αντιδραστήρα.....	69
5.1.2	Έλεγχοι Εύρυθμης Λειτουργίας .....	70
5.1.3	Διαστασιολόγηση των Επιμέρους Μονάδων του Αντιδραστήρα.....	71
5.1.3.1	Διαστασιολόγηση του συστήματος διάχυσης των εισερχόμενων λυμάτων.....	72
5.1.3.2	Διαστασιολόγηση του Διαχωριστή Τριών Φάσεων (GLS Separator) .....	73
5.1.4	Υπολογισμός Παραγόμενης Ιλύος .....	75
5.1.5	Απομάκρυνση Φορτίων.....	76
5.1.5.1	Απομάκρυνση του Χημικά Απαιτούμενου Οξυγόνου (COD) .....	76
5.1.5.2	Απομάκρυνση του Βιοχημικά Απαιτούμενου Οξυγόνου (BOD) .....	77
5.1.5.3	Απομάκρυνση των Ολικά Αιωρούμενων Στερεών (TSS) .....	78
5.1.5.4	Απομάκρυνση του Ολικού Αζώτου (TN).....	78
5.1.6	Υπολογισμός Παραγόμενου Βιοαερίου .....	79
5.1.7	Υπολογισμός Παραγόμενης Ενέργειας Μέσω του Βιοαερίου .....	80
5.2	Διαστασιολόγηση Τεχνητών Υγροβιότοπων Οριζόντιας Υπό-επιφανειακής Ροής (CW-HSSF).....	81
5.2.1	Γενικά για τις Μεθοδολογίες Διαστασιολόγησης και οι Επιλεγείσες Μέθοδοι....	81
5.2.2	Διαστασιολόγηση βάσει του οργανικού φορτίου (BOD) κατά EPA.....	82
5.2.3	Διαστασιολόγηση Βάσει του Οργανικού Φορτίου (BOD) κατά Plug-in-flow .....	83
5.2.4	Διαστασιολόγηση Βάσει του Οργανικού Φορτίου (BOD) κατά P-k-C* .....	89
5.2.5	Διαστασιολόγηση Βάσει του Ολικού Αζώτου (TN) κατά Plug-in-flow .....	94

5.2.6	Διαστασιολόγηση Βάσει του Ολικού Αζώτου (TN) κατά P-k-C* .....	96
5.2.7	Διαστασιολόγηση Βάσει την Απαιτούμενη Ποσότητα Οξυγόνου .....	97
5.2.8	Τελική Επιλογή Επιφάνειας για τους CW-HSSF .....	99
5.2.9	Απομάκρυνση Ολικών Αιωρούμενων Στερεών (TSS).....	99
5.2.10	Διαστασιολόγηση Επιμέρους Μονάδων .....	99
5.3	Διαστασιολόγηση Τεχνητών Υγροβιότοπων Κατακόρυφης Υπό-Επιφανειακής Ροής (CW-VSSF) .....	102
5.3.1	Γενικά για τις Μεθοδολογίες Διαστασιολόγησης και οι Επιλεγείσες Μέθοδοι..	102
5.3.2	Διαστασιολόγηση με Βάση Εμπειρικά Κριτήρια και Δεδομένα .....	103
5.3.2.1	Διαστασιολόγηση Βάσει της Επιτρεπόμενης Υδραυλικής Φόρτισης (HLR) ....	104
5.3.2.2	Διαστασιολόγηση Βάσει της Επιτρεπόμενης Οργανικής Φόρτισης (OLR) .....	105
5.3.3	Διαστασιολόγηση με την Χρήση Σχέσεων για την Πρόσληψη Οξυγόνου.....	107
5.3.3.1	Διαστασιολόγηση Βάσει το Ισοζύγιο Οξυγόνου κατά Cooper.....	107
5.3.3.2	Διαστασιολόγηση Βάσει το Ισοζύγιο Οξυγόνου κατά Platzer .....	108
5.3.3.3	Διαστασιολόγηση Βάσει το Ισοζύγιο Οξυγόνου από τους Kadlec & Wallace.	111
5.3.4	Εμπειρική Διαστασιολόγηση με Βάση την Απαιτούμενη Επιφάνεια ανά Κάτοικο	112
5.3.5	Τελική Επιλογή Επιφάνειας .....	113
5.3.6	Απομάκρυνση Ολικών Στερεών (TSS) .....	113
5.3.7	Διαστασιολόγηση Επιμέρους Μονάδων .....	114
5.4	Μονάδα Διύλισης.....	116
5.4.1	Η Ανάγκη Ύπαρξης Μονάδας Διύλισης .....	116
5.4.2	Διαστασιολόγηση της Κροκίδωσης.....	116
5.4.3	Διαστασιολόγηση των Φίλτρων.....	117
5.5	Εκπομπές των Αερίων του Θερμοκηπίου (GHG Emissions) .....	118
5.5.1	Προσδιορισμός των Εκπομπών Μεθανίου (CH <sub>4</sub> ).....	118
5.5.2	Προσδιορισμός των Εκπομπών του Υποξειδίου του Αζώτου (N <sub>2</sub> O) .....	120
5.5.3	Προσδιορισμός των Εκπομπών του Διοξειδίου του Άνθρακα (CO <sub>2</sub> ) .....	120
5.5.3.1	Παραγωγή CO <sub>2</sub> Λόγω Οξειδωσης της Οργανικής Ύλης.....	120
5.5.3.2	Παραγωγή CO <sub>2</sub> λόγω Απονιτροποίησης. ....	121
5.5.3.3	Παραγωγή CO <sub>2</sub> λόγω Φθοράς της Βιομάζας.....	122

5.5.3.4	Κατανάλωση Διοξειδίου του Άνθρακα Εντός του Συστήματος Τεχνητών Υγροβιότοπων .....	123
5.5.4	Προσδιορισμός του Ανθρακικού Αποτυπώματος .....	125
6	Παρουσίαση, Ανάλυση και Σύγκριση αποτελεσμάτων .....	127
6.1	Αποτελέσματα Σεναρίων για τον Αντιδραστήρα UASB.....	127
6.1.1	Γεωμετρικά Χαρακτηριστικά Αντιδραστήρα UASB.....	127
6.1.2	Χαρακτηριστικά Συστήματος Διάχυσης .....	128
6.1.3	Χαρακτηριστικά Διαχωριστή Τριών Φάσεων (GLS Separator) - Εκτροπέα .....	129
6.1.4	Απομάκρυνση Ρύπων .....	130
6.1.5	Χαρακτηριστικά Ιλύος .....	132
6.1.6	Χαρακτηριστικά Παραγόμενου Βιοαερίου.....	133
6.1.7	Αποτελέσματα Ελέγχων Εύρυθμης λειτουργίας .....	135
6.2	Αποτελέσματα Σεναρίων για τους CW-HSSF .....	136
6.2.1	Σενάριο 1 (Εκροή $TN_0=12$ [mg/L]).....	136
6.2.1.1	Ισοδύναμος Πληθυσμός 200 .....	137
6.2.1.2	Ισοδύναμος Πληθυσμός 500 .....	137
6.2.1.3	Ισοδύναμος Πληθυσμός 2000 .....	137
6.2.1.4	Ισοδύναμος Πληθυσμός 5000 .....	138
6.2.1.5	Ισοδύναμος Πληθυσμός 10000 .....	138
6.2.2	Σενάριο 2 (Εκροή $TN_0=45$ [mg/L]).....	138
6.2.2.1	Ισοδύναμος Πληθυσμός 200 .....	138
6.2.2.2	Ισοδύναμος Πληθυσμός 500 .....	139
6.2.2.3	Ισοδύναμος Πληθυσμός 2000 .....	139
6.2.2.4	Ισοδύναμος Πληθυσμός 5000 .....	140
6.2.2.5	Ισοδύναμος Πληθυσμός 10000 .....	140
6.2.3	Σύγκριση Μεθόδων.....	140
6.2.3.1	Σενάριο 1 (Εκροή $TN_0=12$ [mg/L]).....	140
6.2.3.2	Σενάριο 2 (Εκροή $TN_0=45$ [mg/L]).....	142
6.3	Αποτελέσματα Σεναρίων για τους CW-VSSF .....	143
6.3.1	Σενάριο 1 (Εκροή $TN_0=12$ [mg/L]).....	143
6.3.1.1	Ισοδύναμος Πληθυσμός 200 .....	143
6.3.1.2	Ισοδύναμος Πληθυσμός 500 .....	143

6.3.1.3	Ισοδύναμος Πληθυσμός 2000 .....	143
6.3.1.4	Ισοδύναμος Πληθυσμός 5000 .....	144
6.3.1.5	Ισοδύναμος Πληθυσμός 10000 .....	144
6.3.2	Σενάριο 2 (Εκροή TN <sub>0</sub> =45 [mg/L]).....	144
6.3.2.1	Ισοδύναμος Πληθυσμός 200 .....	145
6.3.2.2	Ισοδύναμος Πληθυσμός 500 .....	145
6.3.2.3	Ισοδύναμος Πληθυσμός 2000 .....	145
6.3.2.4	Ισοδύναμος Πληθυσμός 5000 .....	146
6.3.2.5	Ισοδύναμος Πληθυσμός 10000 .....	146
6.3.3	Σύγκριση Μεθόδων.....	146
6.3.3.1	Σενάριο 1 (Εκροή TN <sub>0</sub> =12 [mg/L]).....	146
6.3.3.2	Σενάριο 2 (Εκροή TN <sub>0</sub> =45 [mg/L]).....	147
6.4	Διαστασιολόγηση Επιμέρους Μονάδων και Σύγκριση Σεναρίων .....	149
6.4.1	Επιμέρους Διαστασιολόγηση των CW-HSSF .....	149
6.4.1.1	Σενάριο 1 (Εκροή TN <sub>0</sub> =12 [mg/L]).....	149
6.4.1.2	Σενάριο 2 (Εκροή TN <sub>0</sub> =45 [mg/L]).....	150
6.4.1.3	Σύγκριση Σεναρίων.....	152
6.4.2	Επιμέρους Διαστασιολόγηση των CW-VSSF.....	153
6.4.2.1	Σενάριο 1 (Εκροή TN <sub>0</sub> =12 [mg/L]).....	153
6.4.2.2	Σενάριο 2 (Εκροή TN <sub>0</sub> =45 [mg/L]).....	155
6.4.2.3	Σύγκριση Σεναρίων.....	157
6.4.3	Κριτήρια Εύρυθμης Λειτουργίας .....	157
6.4.3.1	Σενάριο 1 (Εκροή TN <sub>0</sub> =12 [mg/L]).....	158
6.4.3.2	Σενάριο 2 (Εκροή TN <sub>0</sub> =45 [mg/L]).....	159
6.5	Αποτελέσματα Σεναρίων για τη Μονάδα Διύλισης.....	160
6.6	Αποτελέσματα Σεναρίων για τις Εκπομπές των Αερίων του Θερμοκηπίου.....	161
6.6.1	Σενάριο 1 (Εκροή TN <sub>0</sub> =12 [mg/L]).....	162
6.6.1.1	Χωρίς τη Συμπερίληψη του CO <sub>2</sub> .....	162
6.6.1.2	Με τη Συμπερίληψη του CO <sub>2</sub> .....	166
6.6.2	Σενάριο 2 (Εκροή TN <sub>0</sub> =45 [mg/L]).....	169
6.6.2.1	Χωρίς τη Συμπερίληψη του CO <sub>2</sub> .....	170

6.6.2.2	Με τη Συμπερίληψη του CO <sub>2</sub> .....	173
6.7	Συγκριση των Τεχνητών Υδροβιότοπων .....	177
6.7.1	Απαιτούμενη Επιφάνεια .....	177
6.7.2	Εκπομπές Αερίων του Θερμοκηπίου .....	179
7	Συμπεράσματα.....	183
8	Βιβλιογραφικές Αναφορές.....	187

## Κατάλογος Πινάκων

Πίνακας 2.1: Πλεονεκτήματα των φυσικών συστημάτων σε σχέση με τα συμβατικά.....	38
Πίνακας 2.2: Μειονεκτήματα των φυσικών συστημάτων σε σχέση με τα συμβατικά .....	39
Πίνακας 2.3: Πλεονεκτήματα και μειονεκτήματα των CW-FWS .....	42
Πίνακας 2.4: Τρόποι απομάκρυνσης των ρύπων στους τεχνητούς υγροβιότοπους.....	53
Πίνακας 3.1: Κατηγορίες ποιότητας του ανακτημένου νερού και επιτρεπόμενη γεωργική χρήση και μέθοδος άρδευσης με βάση την Ε.Ε. ....	57
Πίνακας 3.2: Ελάχιστες απαιτήσεις για την ποιότητα του νερού με βάση την Ε.Ε. ....	58
Πίνακας 3.3: Όρια επαναχρησιμοποίησης για περιορισμένη άρδευση, βιομηχανική χρήση νερού μιας χρήσης και τροφοδότηση υπόγειου υφροφορέα με διήθηση.....	60
Πίνακας 3.4: Όρια επαναχρησιμοποίησης για απεριόριστη άρδευση και βιομηχανική χρήση νερού πλην νερού ψύξης μιας χρήσης .....	61
Πίνακας 3.5: Όρια επαναχρησιμοποίησης για αστική χρήση, εμπλουτισμό υπόγειου υδροφορέα με γεωτρήσεις και χρήση σε περιαστικό πράσινο.....	62
Πίνακας 4.1: Ρυπαντικά φορτία εισερχόμενων λυμάτων (Ανδρεαδάκης et al. 2008) .....	65
Πίνακας 4.2: Ρυπαντικά φορτία εισόδου για κάθε σενάριο .....	66
Πίνακας 5.1: Επιφάνεια διάχυσης ακροφυσίου συναρτήσει του είδους του φορτίου και του οργανικού φορτίου .....	72
Πίνακας 5.2: Εδαφικά και υδραυλικά χαρακτηριστικά άμμου .....	83
Πίνακας 5.3: Συγκέντρωση υποβάθρου για το BOD τους CW-HSSF.....	86
Πίνακας 5.4: Σταθερά του Arrhenius για το BOD για τους CW-HSSF .....	87
Πίνακας 5.5: Επιφανειακή σταθερά πρώτης τάξης για την απομάκρυνση BOD στους CW-HSSF .....	88
Πίνακας 5.6: Σταθερά του Arrhenius για το TN για τους CW-HSSF .....	96
Πίνακας 5.7: Επιφανειακή σταθερά πρώτης τάξης για απομάκρυνση TN στους CW-HSSF .....	96
Πίνακας 5.8: Υδραυλική φόρτιση για τους CW-VSSF.....	104
Πίνακας 5.9: Οργανική φόρτιση για τους CW-VSSF .....	106
Πίνακας 5.10: Χαρακτηριστικά υλικών πληρώσεως στους CW-VSSF.....	115
Πίνακας 5.11: Τιμές συντελεστή διόρθωσης εκπομπών μεθανίου .....	119
Πίνακας 5.12: Συντελεστής εκπομπής του υποξειδίου του αζώτου .....	120
Πίνακας 5.13: Τιμές του δυναμικού θέρμανσης του πλανήτη.....	126
Πίνακας 6.1: Γεωμετρικά χαρακτηριστικά του αντιδραστήρα UASB για T=20 °C.....	127
Πίνακας 6.2: Γεωμετρικά χαρακτηριστικά του αντιδραστήρα UASB για T=13 °C.....	128
Πίνακας 6.3: Χαρακτηριστικά του συστήματος διάχυσης των λυμάτων.....	129
Πίνακας 6.4: Χαρακτηριστικά του διαχωριστή GLS - Εκτροπέα. ....	130
Πίνακας 6.5: Απομάκρυνση φορτίων για T=20 °C.....	131
Πίνακας 6.6: Απομάκρυνση φορτίων για T=13 °C.....	131
Πίνακας 6.7: Χαρακτηριστικά ιλύος για T=20 °C.....	132
Πίνακας 6.8: Χαρακτηριστικά ιλύος για T=13 °C.....	133
Πίνακας 6.9: Χαρακτηριστικά Παραγόμενου Βιοαερίου για T= 20 °C .....	133
Πίνακας 6.10: Χαρακτηριστικά Παραγόμενου Βιοαερίου για T= 13 °C .....	134

Πίνακας 6.11: Εκτίμηση της παραγόμενης ηλεκτρικής ενέργειας ανά έτος.....	134
Πίνακας 6.12: Κατηγορίες αντιδραστήρων UASB με βάση την ενεργειακή τους παραγωγή.....	135
Πίνακας 6.13: Εκτίμηση της ανηγμένης ενεργειακής παραγωγής.....	135
Πίνακας 6.14: Έλεγχοι εύρυθμης λειτουργίας για τον αντιδραστήρα UASB.....	136
Πίνακας 6.15: Απαιτούμενη επιφάνεια για τους CW-HSSF (Σενάριο 1, 200 Ι.Π.).....	137
Πίνακας 6.16: Απαιτούμενη επιφάνεια για τους CW-HSSF (Σενάριο 1, 500 Ι.Π.).....	137
Πίνακας 6.17: Απαιτούμενη επιφάνεια για τους CW-HSSF (Σενάριο 1, 2.000 Ι.Π.).....	137
Πίνακας 6.18: Απαιτούμενη επιφάνεια για τους CW-HSSF (Σενάριο 1, 5.000 Ι.Π.).....	138
Πίνακας 6.19: Απαιτούμενη επιφάνεια για τους CW-HSSF (Σενάριο 1, 10.000 Ι.Π.).....	138
Πίνακας 6.20: Απαιτούμενη επιφάνεια για τους CW-HSSF (Σενάριο 2, 200 Ι.Π.).....	139
Πίνακας 6.21: Απαιτούμενη επιφάνεια για τους CW-HSSF (Σενάριο 2, 500 Ι.Π.).....	139
Πίνακας 6.22: Απαιτούμενη επιφάνεια για τους CW-HSSF (Σενάριο 2, 2000 Ι.Π.).....	139
Πίνακας 6.23: Απαιτούμενη επιφάνεια για τους CW-HSSF (Σενάριο 2, 5000 Ι.Π.).....	140
Πίνακας 6.24: Απαιτούμενη επιφάνεια για τους CW-HSSF (Σενάριο 2, 10.000 Ι.Π.).....	140
Πίνακας 6.25: Απαιτούμενη επιφάνεια για τους CW-VSSF (Σενάριο 1, 200 Ι.Π.).....	143
Πίνακας 6.26: Απαιτούμενη επιφάνεια για τους CW-VSSF (Σενάριο 1, 500 Ι.Π.).....	143
Πίνακας 6.27: Απαιτούμενη επιφάνεια για τους CW-VSSF (Σενάριο 1, 2.000 Ι.Π.).....	144
Πίνακας 6.28: Απαιτούμενη επιφάνεια για τους CW-VSSF (Σενάριο 1, 5.000 Ι.Π.).....	144
Πίνακας 6.29: Απαιτούμενη επιφάνεια για τους CW-VSSF (Σενάριο 1, 10.000 Ι.Π.).....	144
Πίνακας 6.30: Απαιτούμενη επιφάνεια για τους CW-VSSF (Σενάριο 2, 200 Ι.Π.).....	145
Πίνακας 6.31: Απαιτούμενη επιφάνεια για τους CW-VSSF (Σενάριο 2, 500 Ι.Π.).....	<b>Error! Bookmark not defined.</b>
Πίνακας 6.32: Απαιτούμενη επιφάνεια για τους CW-VSSF (Σενάριο 2, 2.000 Ι.Π.).....	145
Πίνακας 6.33: Απαιτούμενη επιφάνεια για τους CW-VSSF (Σενάριο 2, 5.000 Ι.Π.).....	146
Πίνακας 6.34: Απαιτούμενη επιφάνεια για τους CW-VSSF (Σενάριο 2, 10.000 Ι.Π.).....	146
Πίνακας 6.35: Γεωμετρικά χαρακτηριστικά των CW-HSSF για T= 20 °C (Σενάριο 1).....	149
Πίνακας 6.36: Τελική επιφάνεια για τους CW-HSSF (Σενάριο 1).....	150
Πίνακας 6.37: Γεωμετρικά χαρακτηριστικά των CW-HSSF για T= 20 °C (Σενάριο 2).....	151
Πίνακας 6.38: Τελική επιφάνεια για τους CW-HSSF (Σενάριο 2).....	152
Πίνακας 6.39: Γεωμετρικά χαρακτηριστικά των CW-VSSF για T= 20 °C (Σενάριο 1).....	154
Πίνακας 6.40: Τελική επιφάνεια για τους CW-VSSF (Σενάριο 1).....	154
Πίνακας 6.41: Γεωμετρικά χαρακτηριστικά των CW-VSSF για T= 20 °C (Σενάριο 2).....	155
Πίνακας 6.42: Τελική επιφάνεια για τους CW-VSSF (Σενάριο 2).....	156
Πίνακας 6.43: Έλεγχοι εύρυθμης λειτουργίας για τους CW-HSSF (Σενάριο 1).....	158
Πίνακας 6.44: Έλεγχοι εύρυθμης λειτουργίας για τους CW-HSSF (Σενάριο 1).....	159
Πίνακας 6.45: Έλεγχοι εύρυθμης λειτουργίας για τους CW-HSSF (Σενάριο 2).....	159
Πίνακας 6.46: Έλεγχοι εύρυθμης λειτουργίας για τους CW-VSSF (Σενάριο 2).....	160
Πίνακας 6.47: Χαρακτηριστικά διύλισης.....	161
Πίνακας 6.48: Αναλυτικές εκπομπές αερίων του θερμοκηπίου (Σενάριο 1).....	162
Πίνακας 6.49: Συνολικές εκπομπές των αερίων του θερμοκηπίου ανηγμένες σε CO <sub>2</sub> (Σενάριο 1, χωρίς CO <sub>2</sub> ).....	163



Πίνακας 6.50: Συνολικές εκπομπές των αερίων του θερμοκηπίου ανηγμένες σε CO <sub>2</sub> (Σενάριο 1, με CO <sub>2</sub> ).....	166
Πίνακας 6.51: Αναλυτικές εκπομπές αερίων του θερμοκηπίου (Σενάριο 2) .....	170
Πίνακας 6.52: Συνολικές εκπομπές των αερίων του θερμοκηπίου ανηγμένες σε CO <sub>2</sub> (Σενάριο 2, χωρίς CO <sub>2</sub> ).....	170
Πίνακας 6.53: Συνολικές εκπομπές των αερίων του θερμοκηπίου ανηγμένες σε CO <sub>2</sub> (Σενάριο 2, με CO <sub>2</sub> ).....	173

## Κατάλογος Σχημάτων

Σχήμα 2.1: Τα στάδια της αναερόβιας χώνευσης.....	26
Σχήμα 2.2: Σύγκριση των αερόβιων και των αναερόβιων διεργασιών (Chernicharo, 2007).....	28
Σχήμα 2.3: Τα είδη των αναερόβιων αντιδραστήρων υψηλού ρυθμού.....	28
Σχήμα 2.4: Σχηματική απεικόνιση αντιδραστήρα ABR (Chernicharo, 2007).....	29
Σχήμα 2.5: Σχηματική απεικόνιση αντιδραστήρα AnMBR (Musa et al., 2018) .....	30
Σχήμα 2.6: Σχηματική απεικόνιση αντιδραστήρα EGSB (Chernicharo,2007).....	31
Σχήμα 2.7: Σχηματική απεικόνιση αντιδραστήρα AF, καθοδική ροής (Chernicharo, 2007) .....	32
Σχήμα 2.8: Σχηματική απεικόνιση αντιδραστήρα AnRBC (Chernicharo, 2007) .....	33
Σχήμα 2.9: Σχηματική απεικόνιση αντιδραστήρων FBR/EBR (Chernicharo, 2007) .....	34
Σχήμα 2.10: Σχηματική απεικόνιση αντιδραστήρα UASB (Chernicharo, 2007) .....	36
Σχήμα 2.11: Τα είδη των τεχνητών υγροβιότοπων.....	42
Σχήμα 2.12: Σχηματική αναπαράσταση τεχνητού υγροβιότοπου επιπλέοντων φυτών (Vymazal & Kropefelova, 2008).....	43
Σχήμα 2.13: Εικόνα τεχνητού υγροβιότοπου με επιπλέοντα νούφαρα στη California (Vymazal & Kropefelova, 2008).....	43
Σχήμα 2.14: Σχηματική αναπαράσταση τεχνητού υγροβιότοπου βυθισμένων φυτών (Vymazal & Kropefelova, 2008).....	44
Σχήμα 2.15: Εικόνα τεχνητού υγροβιότοπου με καταδυόμενα κερατόφυλλα για τη διαχείριση όμβριων υδάτων στη Florida (Vymazal & Kropefelova).....	44
Σχήμα 2.16: Σχηματική αναπαράσταση τεχνητού υγροβιότοπου αναδυόμενου φυτών (Vymazal & Kropefelova, 2008) .....	45
Σχήμα 2.17: Εικόνα τεχνητού υγροβιότοπου με πλήθος ειδών αναδυόμενων φυτών για τη δευτεροβάθμια επεξεργασία λυμάτων στη Florida (Vymazal & Kropefelova, 2008) .....	45
Σχήμα 2.18: Σχηματική αναπαράσταση τεχνητού υγροβιότοπου οριζόντιας υπό-επιφανειακής ροής (Dotro et al., 2017) .....	47
Σχήμα 2.19: Σχηματική αναπαράσταση τεχνητού υγροβιότοπου κατακόρυφης υπό-επιφανειακής ροής (Dotro et al., 2017).....	48
Σχήμα 2.20: Σχηματική αναπαράσταση τεχνητού υγροβιότοπου κατακόρυφης υπό-επιφανειακής ροής τύπου "Γαλλικού Συστήματος" (Dotro et al., 2017).....	49
Σχήμα 2.21: Σχηματική αναπαράσταση κορεσμένου τεχνητού υγροβιότοπου πλημμυρικής κατακόρυφης υπό-επιφανειακής ροής (Stefanakis et al., 2014) .....	50
Σχήμα 2.22: Σχηματική αναπαράσταση τεχνητού υγροβιότοπου κατακόρυφης ανοδικής υπό-επιφανειακής ροής με περιοδική φόρτιση (Stefanakis et al., 2014) .....	50
Σχήμα 2.23: Σχηματική αναπαράσταση τεχνητού υγροβιότοπου κατακόρυφης καθοδικής υπό-επιφανειακής ροής με περιοδική φόρτιση (Stefanakis et al., 2014) .....	51
Σχήμα 2.24: Σχηματική αναπαράσταση τεχνητού υγροβιότοπου κατακόρυφης υπό-επιφανειακής ροής ενιαίας ενσωματωμένης μορφής (Stefanakis et al., 2014) .....	52
Σχήμα 3.1: Υδατική πίεση για τις χώρες της Ε.Ε. (Bixio et al., 2006) .....	55
Σχήμα 3.2: Χρήσεις νερού στην Ευρώπη (Bixio et al., 2006).....	56

Σχήμα 5.1: Σχηματική αναπαράσταση ενός αντιδραστήρα UASB και των κρίσιμων μερών εντός του (Chernicharo, 2007) .....	71
Σχήμα 5.2: Τυπικά μεγέθη διαχωριστή GLS .....	73
Σχήμα 5.3: Λειτουργία αντιδραστήρα Plug-in-flow (von Sperling, 2007) .....	84
Σχήμα 5.4: Λειτουργία αντιδραστήρα πλήρους μίξης (von Sperling, 2007) .....	84
Σχήμα 5.5 Λειτουργία αντιδραστήρων πλήρους μίξης σε σειρά (von Sperling, 2007) .....	90
Σχήμα 5.6: Σύγκριση των θεωρήσεων P-TIS,N-TIS και Plug-in-flow .....	93
Σχήμα 5.7: Συγκέντρωση TSS εξόδου στους CW-VSSF(Kadlec & Wallace).....	114
Σχήμα 6.1 Ανηγμένη επιφάνεια ανά κάτοικο για κάθε μεθοδολογία για τους CW-HSSF (Σενάριο 1) .....	141
Σχήμα 6.2: Ανηγμένη επιφάνεια ανά κάτοικο για κάθε μεθοδολογία για τους CW-HSSF (Σενάριο 2) .....	142
Σχήμα 6.3: Ανηγμένη επιφάνεια ανά κάτοικο για κάθε μεθοδολογία για τους CW-VSSF (Σενάριο 1) .....	147
Σχήμα 6.4: Ανηγμένη επιφάνεια ανά κάτοικο για κάθε μεθοδολογία για τους CW-VSSF (Σενάριο 2) .....	148
Σχήμα 6.5: Τελική επιφάνεια για τους CW-HSSF (Σενάριο 1).....	150
Σχήμα 6.6: Τελική επιφάνεια για τους CW-HSSF (Σενάριο 2).....	152
Σχήμα 6.7: Τελική επιφάνεια για τους CW-HSSF ανηγμένη ανά κάτοικο.....	153
Σχήμα 6.8: Τελική επιφάνεια για τους CW-VSSF (Σενάριο 1).....	155
Σχήμα 6.9: Τελική επιφάνεια για τους CW-VSSF (Σενάριο 2).....	156
Σχήμα 6.10: Τελική επιφάνεια για τους CW-VSSF ανηγμένη ανά κάτοικο .....	157
Σχήμα 6.11: Συνολικές εκπομπές του θερμοκηπίου για του CW-VSSF (Σενάριο 1, χωρίς CO <sub>2</sub> )..	163
Σχήμα 6.12: Ποσοστά αερίων του θερμοκηπίου για τους CW-VSSF (Σενάριο 1, χωρίς CO <sub>2</sub> ) .....	164
Σχήμα 6.13: Συνολικές εκπομπές του θερμοκηπίου για του CW-HSSF (Σενάριο 1, χωρίς CO <sub>2</sub> )..	165
Σχήμα 6.14: Ποσοστά αερίων του θερμοκηπίου για τους CW-HSSF (Σενάριο 1, χωρίς CO <sub>2</sub> ) .....	165
Σχήμα 6.15: Συνολικές εκπομπές του θερμοκηπίου για του CW-VSSF (Σενάριο 1, με CO <sub>2</sub> ).....	167
Σχήμα 6.16: Ποσοστά αερίων του θερμοκηπίου για τους CW-VSSF (Σενάριο 1, με CO <sub>2</sub> ) .....	167
Σχήμα 6.17: Συνολικές εκπομπές του θερμοκηπίου για του CW-HSSF (Σενάριο 1, με CO <sub>2</sub> ).....	168
Σχήμα 6.18: Ποσοστά αερίων του θερμοκηπίου για τους CW-HSSF (Σενάριο 1, με CO <sub>2</sub> ) .....	169
Σχήμα 6.19: Συνολικές εκπομπές του θερμοκηπίου για του CW-VSSF (Σενάριο 2, χωρίς CO <sub>2</sub> )..	171
Σχήμα 6.20: Ποσοστά αερίων του θερμοκηπίου για τους CW-VSSF (Σενάριο 2, χωρίς CO <sub>2</sub> ) .....	171
Σχήμα 6.21: Συνολικές εκπομπές του θερμοκηπίου για του CW-HSSF (Σενάριο 2, χωρίς CO <sub>2</sub> )..	172
Σχήμα 6.22: Ποσοστά αερίων του θερμοκηπίου για τους CW-HSSF (Σενάριο 2, χωρίς CO <sub>2</sub> ) .....	173
Σχήμα 6.23: Συνολικές εκπομπές του θερμοκηπίου για του CW-VSSF (Σενάριο 2, με CO <sub>2</sub> ).....	174
Σχήμα 6.24: Ποσοστά αερίων του θερμοκηπίου για τους CW-VSSF (Σενάριο 2, με CO <sub>2</sub> ) .....	174
Σχήμα 6.25: Συνολικές εκπομπές του θερμοκηπίου για του CW-HSSF (Σενάριο 2, με CO <sub>2</sub> ).....	175
Σχήμα 6.26: Ποσοστά αερίων του θερμοκηπίου για τους CW-HSSF (Σενάριο 2, με CO <sub>2</sub> ) .....	176
Σχήμα 6.27: Σύγκριση των απαιτούμενων επιφανειών μεταξύ των CW-HSSF και CW-VSSF (Σενάριο 1).....	177

Σχήμα 6.28: Σύγκριση των απαιτούμενων επιφανειών μεταξύ των CW-HSSF και CW-VSSF (Σενάριο 2).....	177
Σχήμα 6.29: Σύγκριση των τελικών επιφανειών ανηγμένων ανά κάτοικο μεταξύ των CW-HSSF και CW-VSSF .....	178
Σχήμα 6.30: Σύγκριση των ανηγμένων ανά κάτοικο εκπομπών των αερίων του θερμοκηπίου μεταξύ CW-HSSF και CW-VSSF (Σενάριο 1, χωρίς CO <sub>2</sub> ).....	179
Σχήμα 6.31: Σύγκριση των ανηγμένων ανά κάτοικο εκπομπών των αερίων του θερμοκηπίου μεταξύ CW-HSSF και CW-VSSF (Σενάριο 2, χωρίς CO <sub>2</sub> ).....	179
Σχήμα 6.32: Σύγκριση των ανηγμένων ανά κάτοικο εκπομπών των αερίων του θερμοκηπίου μεταξύ CW-HSSF και CW-VSSF (Σενάριο 1, με CO <sub>2</sub> ).....	180
Σχήμα 6.33: Σύγκριση των ανηγμένων ανά κάτοικο εκπομπών των αερίων του θερμοκηπίου μεταξύ CW-HSSF και CW-VSSF (Σενάριο 2, με CO <sub>2</sub> ).....	180

# 1 Εισαγωγή

## 1.1 Γενικά

Το βασικότερο ίσως χαρακτηριστικό το οποίο διαφοροποιεί τον άνθρωπο από το υπόλοιπο ζωικό βασίλειο, είναι ότι ο άνθρωπος είναι το μοναδικό όν ικανό για να εργαστεί με σκοπό την αλλαγή του κόσμου έξω από αυτόν. Η ανθρωπότητα δηλαδή μέσω της συλλογικής εργασίας επιδρά στο φυσικό περιβάλλον, και διαμορφώνει η ίδια τους όρους και τις συνθήκες κάτω από τις οποίες ζει και αναπτύσσεται, σε αντίθεση με τους υπόλοιπους έμβιους οργανισμούς οι οποίοι απλά προσαρμόζονται στις φυσικές συνθήκες και στο περιβάλλον.

Η επίδραση όμως του ανθρώπου στο περιβάλλον δεν έρχεται χωρίς κόστος, το οποίο σχετίζεται με τον τρόπο με τον οποίο έχει δομήσει ο άνθρωπος τις κοινωνίες του και την σχέση που έχουν αυτές με το φυσικό περιβάλλον. Οι σύγχρονες κοινωνίες με τον τρόπο που είναι δομημένες καταλήγουν να δημιουργούν μια πληθώρα ανεπιθύμητων καταστάσεων στην φύση, οι οποίες επηρεάζουν άμεσα την ίδια την ανθρώπινη ζωή και την ποιότητα της. Η ρύπανση αποτελεί ακριβώς αυτό, την επιβάρυνση δηλαδή της φύσης με κάθε παράγοντα που έχει αρνητικές επιδράσεις στους οργανισμούς και στο περιβάλλον.

Μια σημαντική πλευρά της ρύπανσης είναι αυτή της ρύπανσης του νερού. Η προσπάθεια της ανθρωπότητας να ελέγξει την ρύπανση που προκαλεί είτε εκούσια είτε ακούσια στο νερό συναντάται στις αρχαίες κοινωνίες. Τα τελευταία χρόνια όμως οι προσπάθειες αυτές γίνανε πιο επισταμένες καθώς οι κοινωνίες έχουν μεγεθυνθεί σε τέτοιο βαθμό που προκαλούν σημαντική επιβάρυνση στο περιβάλλον.

Η ανάπτυξη των τεχνολογιών επεξεργασίας υγρών αποβλήτων έχει δημιουργήσει μια πλούσια βεντάλια πρωτότυπων και σύγχρονων μεθόδων και τρόπων επεξεργασίας. Δύο σημεία έχουν αποκτήσει κομβική σημασία. Το ένα είναι η προσπάθεια της επιστημονικής κοινότητας να αναπτύξει νέες μεθόδους οι οποίες θα έχουν χαμηλές ενεργειακές απαιτήσεις για την λειτουργία τους. Το δεύτερο είναι η προσπάθεια ανάπτυξης μεθόδων επαναχρησιμοποίησης των λυμάτων έτσι ώστε να αντιμετωπιστούν προβλήματα που αντιμετωπίζει η ανθρωπότητα και σχετίζονται με τη λειψυδρία και τη κλιματική αλλαγή.

Οι μικρές κοινότητες αποτελούν την καλύτερη περίπτωση για την ανάπτυξη τέτοιων εναλλακτικών συστημάτων επεξεργασίας λυμάτων, καθώς τόσο η νομοθεσία διεθνώς αλλά και στη χώρα μας προσφέρει τη δυνατότητα διερεύνησης εφαρμογής διαφορετικών προσεγγίσεων. Το ενδιαφέρον της επιστημονικής κοινότητας τις τελευταίες δεκαετίες όλο και πιο συχνά στρέφεται στην εφαρμογή τόσο αναερόβιων συστημάτων υψηλού ρυθμού, στα οποία είναι δυνατή η ανάκτηση ενέργειας, όσο και στην ανάπτυξη φυσικών συστημάτων που κάνουν χρήση φυσικών, χημικών και βιολογικών διεργασιών για την επεξεργασία των λυμάτων και χαρακτηριστικό τους γνώρισμά είναι η χαμηλή ενεργειακή κατανάλωση κατά τη λειτουργία τους.

Καθώς όμως οι προκλήσεις που αντιμετωπίζει η ανθρωπότητα δεν περιορίζονται μόνο στο ζήτημα της ρύπανσης των υδάτων, και απαιτείται πλέον μια ολιστική αντιμετώπιση των βλαβερών επιδράσεων των ανθρώπινων ενεργειών στο περιβάλλον, η έρευνα των εκπομπών των αερίων του θερμοκηπίου από τα φυσικά συστήματα ήρθε στο προσκήνιο. Τα αέρια του θερμοκηπίου είναι υπεύθυνα σε σημαντικό βαθμό για την υπερθέρμανση του πλανήτη και η διαχείριση τους καταλήγει να είναι ένα ζήτημα μείζονος σημασίας. Κατ' επέκταση η διερεύνηση του αποτυπώματος σε όρους αερίων του θερμοκηπίου των φυσικών συστημάτων, ειδικά καθώς τα τελευταία κερδίζουν διαρκώς έδαφος έναντι των συμβατικών συστημάτων, έχει αυξημένο ενδιαφέρον.

## **1.2 Σκοπός και Διάθρωση της Εργασίας**

Σκοπός της παρούσας διπλωματικής εργασίας είναι η διερεύνηση και η αξιολόγηση ενός αποκεντρωμένου συστήματος για την επεξεργασία λυμάτων με σκοπό την επαναχρησιμοποίηση των επεξεργασμένων λυμάτων

Στα πλαίσια αυτής διενεργήθηκε διαστασιολόγηση, υπολογισμός των στοιχείων εκροής και της ενεργειακής παραγωγής για τον αντιδραστήρα UASB. Στη συνέχεια ακολούθησε διαστασιολόγηση, σύγκριση των μεθόδων διαστασιολόγησης, ανάπτυξη μαθηματικού μοντέλου για τον υπολογισμό των εκπομπών των αερίων του θερμοκηπίου και συναξιολόγηση των τεχνητών υγροβιότοπων οριζόντιας υπο-επιφανειακής ροής (CW-HSSF) και των τεχνητών υγροβιότοπων κατακόρυφης υπό-επιφανειακής ροής (CW-VSSF).

Η αξιολόγηση των υγροβιότοπων έγινε σε ότι αφορά τις διαφορετικές μεθοδολογίες που συμπεριλήφθηκαν σχετικά με τη διαστασιολόγησή τους, σε ότι αφορά τη σύγκριση των ιδίων υγροβιότοπων για τα διαφορετικά σενάρια εκροής και σε ότι αφορά τη σύγκριση των διαφορετικών ειδών. Η σύγκριση έγινε στο επίπεδο της επιφάνειας και των εκπομπών των αερίων του θερμοκηπίου.

Η διπλωματική εργασία αποτελείται από επτά κεφάλαια

Το πρώτο αποτελείται από την εισαγωγή της εργασίας και παρουσιάζει το σκοπό και τη διάθρωσή της.

Το δεύτερο κεφάλαιο αποτελεί το θεωρητικό μέρος και αναλύει τα χαρακτηριστικά της αναερόβιας χώνευσης και των αναερόβιων αντιδραστήρων και τα χαρακτηριστικά των φυσικών συστημάτων και την πορεία που ακολουθούν οι διεργασίες απομάκρυνσης των ρύπων

Στο τρίτο κεφάλαιο αναπτύσσεται η ανάγκη της επαναχρησιμοποίησης των λυμάτων, ειδικά στο κομμάτι της γεωργίας, και παρουσιάζεται το ευρωπαϊκό και εθνικό πλαίσιο που καθορίζουν τις προϋποθέσεις που πρέπει να πληρούνται.

Στο τέταρτο κεφάλαιο παρουσιάζονται τα σενάρια και οι περιπτώσεις για τις οποίες έγινε η διερεύνηση.

Στο πέμπτο κεφάλαιο παρουσιάζονται οι μέθοδοι που επιλέγηκαν για τη διαστασιολόγηση του συστήματος επεξεργασίας λυμάτων καθώς και η ανάπτυξη του μοντέλου υπολογισμού των εκτιμώμενων εκπομπών αερίων του θερμοκηπίου

Στο έκτο κεφάλαιο παρουσιάζονται τα αποτελέσματα των διαφόρων σεναρίων για την διαστασιολόγηση και τον υπολογισμό των χαρακτηριστικών των μονάδων καθώς και σύγκριση των διαφορετικών αποτελεσμάτων.

Το έβδομο κεφάλαιο αποτελείται από τα συμπεράσματα τα οποία αντλήθηκαν από την ως άνω διερεύνηση

Τέλος, η εργασία ολοκληρώνεται με την παρουσίαση των βιβλιογραφικών αναφορών που χρησιμοποιήθηκαν.

## 2 Θεωρητικό Μέρος

### 2.1 Αναερόβια Χώνευση

#### 2.1.1 Περιγραφή της Αναερόβιας Χώνευσης

Η αναερόβια χώνευση μπορεί να θεωρηθεί ως μια διεργασία κατά την οποία διαφορετικές ομάδες μικροοργανισμών αναπτύσσονται διαδραστικά για τη μετατροπή της σύνθετης οργανικής ύλης σε τελικά προϊόντα όπως το μεθάνιο ( $\text{CH}_4$ ), το διοξείδιο του άνθρακα ( $\text{CO}_2$ ), υδρόθειο ( $\text{H}_2\text{S}$ ), νερό ( $\text{H}_2\text{O}$ ) και αμμωνία ( $\text{NH}_4$ ), εκτός των άλλων βακτηριακών κυττάρων (Chernicharo, 2007).

Η διαδικασία της αναερόβιας χώνευσης αποτελείται από διαφορετικά στάδια τα οποία είναι τα εξής:

##### A) Υδρόλυση

Η υδρόλυση αποτελεί το πρώτο στάδιο της βιοαποδόμησης των σύνθετων οργανικών ενώσεων σε απλούστερες και περιλαμβάνει την υδρόλυση υδατανθράκων, πρωτεϊνών και λιπιδίων (Henze et al., 2015; Dotro et al., 2017). Κατά τη διάρκεια της υδρόλυσης τα πολυμερή μετασχηματίζονται σε απλούστερα σωματίδια τα οποία μπορούν να διεισδύσουν την μεμβράνη των βακτηρίων της ζύμωσης. Αυτή η διεργασία γίνεται με τη βοήθεια ενδοκυτταρικών ενζύμων τα οποία παράγουν τα εν λόγω βακτήρια (Ahammad & Sreekishnan, 2016).

Η διεργασία της υδρόλυσης επηρεάζεται από πολλούς παράγοντες όπως η θερμοκρασία λειτουργίας του αντιδραστήρα, ο χρόνος παραμονής στον αντιδραστήρα, το pH του υγρού, το μέγεθος των σωματιδίων κτλ (Lettinga et al., 1996). Είναι ιδιαίτερα σημαντική διεργασία μιας και αποτελεί την αρχή την αναερόβιας χώνευσης και τα αποτελέσματά της θα επηρεάσουν τα υπόλοιπα στάδια, όπως το στάδιο της οξεογένεσης που είναι το επόμενο.

##### B) Οξεογένεση

Τα διαλυτά προϊόντα της φάσης της υδρόλυσης στην συνέχεια μεταβολίζονται εντός των κυττάρων από τα βακτήρια της ζύμωσης και μετατρέπονται σε απλούστερα στοιχεία τα οποία εν συνεχεία εξέρχονται από τα κύτταρα. Οι ουσίες που παράγονται περιλαμβάνουν τα λιπαρά πτητικά οξέα (Volatile Fatty Acids, VFA), αλκοόλες, σάκχαρα, αμινοξέα, γαλακτικό οξύ, διοξείδιο του άνθρακα, υδρόθειο, αμμωνία (Chernicharo, 2007; Abdelgadir et al., 2014). Αυτή η φάση ονομάζεται οξεογένεση. Το μεγαλύτερο μέρος του οργανικού υλικού αλλάζει μορφή και ένα πολύ μικρό μέρος του καταναλώνεται ως πηγή ενέργειας.

Τα βασικά αποτελέσματα της οξεογένεσης είναι το οξικό οξύ ( $\text{CH}_3\text{COOH}$ ), το προπιονικό οξύ ( $\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COOH}$ ), το βουτυρικό οξύ ( $\text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{COOH}$ ) και η αιθανόλη ( $\text{C}_2\text{H}_5\text{OH}$ ) (Abdelgadir et al., 2014).



Όταν το σύστημα λειτουργεί με εύρυθμο τρόπο, το μεγαλύτερο μέρος της οργανικής ύλης μετατρέπεται σε ενώσεις οι οποίες είναι άμεσα διαθέσιμες για τα μεθανογόνα βακτήρια (οξικό οξύ, νερό και διοξείδιο του άνθρακα) με αποτέλεσμα να παραλείπεται το τρίτο στάδιο (οξικογένεση) και να λαμβάνει χώρα απευθείας η τέταρτη φάση (μεθανογένεση). Η υπόλοιπη οργανική ύλη (περίπου το 30%) μετατρέπεται σε λιπαρά οξέα μικρής αλυσίδας ή αλκοόλες. Ο περεταίρω μετασχηματισμός του θα γίνει στην τρίτη φάση, αυτή της οξικογένεσης.

### Γ) Οξικογένεση

Στη φάση αυτή τα προϊόντα του δεύτερου σταδίου (βουτυρικό και προπιονικό οξύ, αλκοόλες) τα οποία δεν μπορούν να αξιοποιηθούν άμεσα στην μεθανογένεση, μετατρέπονται σε οξικό οξύ, υδρογόνο και διοξείδιο του άνθρακα.

Κατά τη διεργασία αυτή παράγεται μεγάλη ποσότητα υδρογόνου, το οποίο με τη σειρά του οδηγεί στην πτώση του pH στο υδατικό μέσο. Υπάρχουν δύο τρόποι με τους οποίους το υδρογόνο καταναλώνεται: 1) από τους μεθανογόνους μικροοργανισμούς οι οποίοι χρησιμοποιούν το υδρογόνο και το διοξείδιο του άνθρακα για την παραγωγή μεθανίου. 2) μέσω του σχηματισμού οργανικών οξέων όπως το προπιονικό οξύ και το βουτυρικό οξύ, τα οποία σχηματίζονται από την αντίδραση μεταξύ υδρογόνου, διοξειδίου του άνθρακα και οξικού οξέος.

### Δ) Μεθανογένεση

Στην τελική φάση της αναερόβιας χώνευσης παράγεται μεθάνιο και διοξείδιο του άνθρακα από τα μεθανογόνα βακτήρια. Τα συγκεκριμένα βακτήρια χρησιμοποιούν ένα περιορισμένο υπόβαθρο που περιλαμβάνει το οξικό οξύ, το υδρογόνο, το διοξείδιο του άνθρακα, το μυρμηκικό οξύ, μεθανόλη, μεθυλαμίνες και μονοξείδιο του άνθρακα. Σε ότι αφορά την αξιοποίηση των ενώσεων υποβάθρου και την παραγωγή μεθανίου, οι μεθανογόνοι μικροοργανισμοί χωρίζονται σε δύο κύριες κατηγορίες. Αυτούς που για την παραγωγή μεθανίου αξιοποιούν το οξικό οξύ ή τις μεθανόλες και αυτούς που παράγουν μεθάνιο με τη χρήση υδρογόνου και διοξειδίου του άνθρακα. Τα βακτήρια της πρώτης κατηγορίας (που καταναλώνουν το οξικό οξύ) ονομάζονται ακετοκλαστικά μεθανογόνα βακτήρια, ενώ της δεύτερης (αυτά που καταναλώνουν υδρογόνο) αναφέρονται ως υδρογονοτροφικά μεθανογόνα βακτήρια.

- Ακετοκλαστικά μεθανογόνα βακτήρια

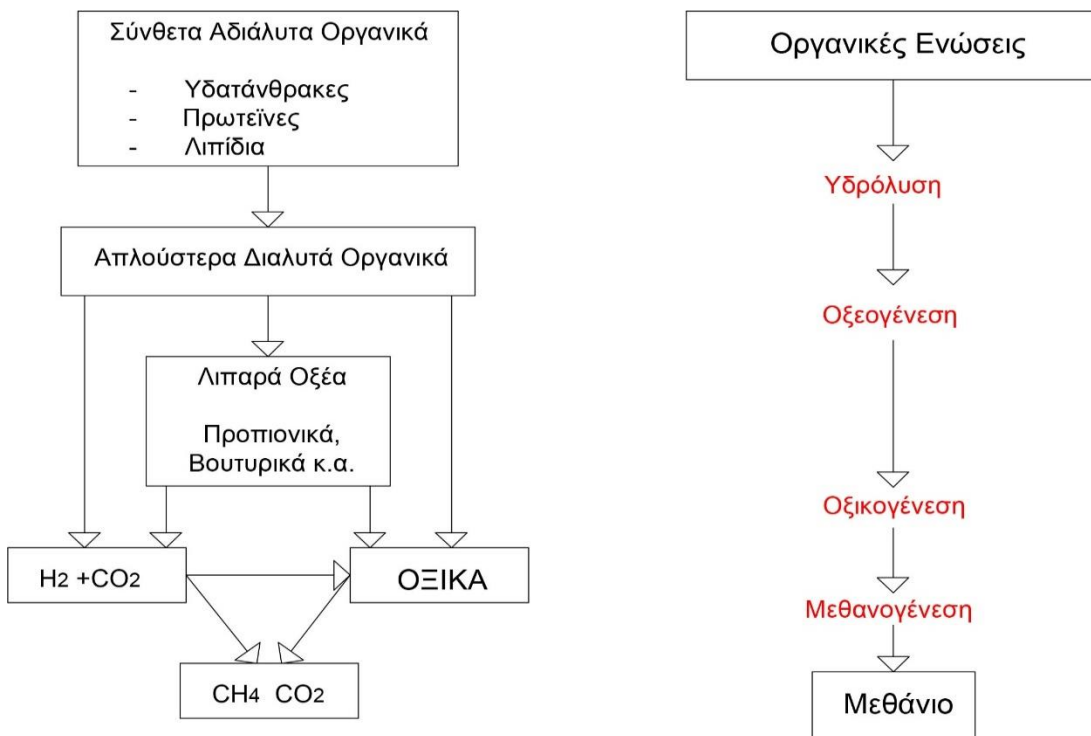
Παρόλο που οι μικροοργανισμοί που είναι ικανοί να σχηματίσουν μεθάνιο από το οξικό οξύ είναι σχετικώς μικρό, τελικώς αυτοί επικρατούν σε μια αναερόβια διεργασία. Η συγκεκριμένη ομάδα βακτηριδίων είναι υπεύθυνη για το 60-70% περίπου της παραγωγής μεθανίου ξεκινώντας από τη μεθυλομάδα του οξικού οξέος. (Chernicharo, 2007). Δύο γένη αξιοποιούν το οξικό οξύ για την παραγωγή μεθανίου: το γένος *Methanosarcina* και το γένος *Methanosaeta*. Το δεύτερο μπορεί να έχει χαμηλότερες

αποδόσεις και να είναι περισσότερο ευαίσθητο στις μεταβολές του pH σε σχέση με το γένος *Methanosarcina* (Schmidt & Ahring 1996). Το γένος *Methanosarcina* έχει μεγαλύτερο ρυθμό ανάπτυξης, ενώ το γένος *Methanosaeta* χρειάζεται μεγαλύτερο χρόνο παραμονής των στερεών αλλά μπορεί να λειτουργήσει σε χαμηλότερες συγκεντρώσεις οξικού οξέος. Το γένος *Methanosaeta* χαρακτηρίζεται από την αποκλειστική χρήση οξικού οξέος, και έχει νημαοειδή μορφή, σε αντίθεση με το *Methanosarcina* που έχει κοκκώδη μορφή και είναι πιο ευέλικτο στην τροφή που μπορεί να χρησιμοποιήσει.

- Υδρογονοτροφικά μεθανογόνα βακτήρια.

Σε αντίθεση με τα ακετοκλαστικά βακτήρια, σχεδόν όλα τα μεθανογόνα είδη μπορούν να παράγουν μεθάνιο με τη χρήση υδρογόνου και διοξειδίου του άνθρακα. Η εν λόγω παραγωγή έχει ιδιαίτερη σημασία για την πτώση της συγκέντρωσης του υδρογόνου στο σύστημα. Η σωματιδιακή πίεση του υδρογόνου επομένως μειώνεται και γίνεται επιτρεπτή η διεργασία της οξεογένεσης όπως επίσης και της οξικογένεσης. Τα γένη που συναντώνται συχνότερα είναι τα *Methanobacterium*, *Methanospirillum* και *Methanobrevibacter*.

Στο Σχήμα 2.1 φαίνονται οι διεργασίες που λαμβάνουν χώρα στην αναερόβια χώνευση.



Σχήμα 2.1: Τα στάδια της αναερόβιας χώνευσης

### 2.1.2 Η Χρήση και τα Είδη των Αναερόβιων Αντιδραστήρων.

Για περισσότερο από 100 χρόνια, η αποτελεσματική επεξεργασία των λυμάτων γινόταν κυρίως με τη χρήση αερόβιων μέσων. Οι συμβατικές εγκαταστάσεις ήταν εγκαταστάσεις όπου λειτουργούσαν με την τεχνολογία του συστήματος της ενεργού ιλύος. Αν και η απόδοση του παραπάνω συστήματος είναι πολύ καλή ως προς την απομάκρυνση του οργανικού φορτίου και των αιωρούμενων στερεών, χαρακτηρίζεται από σημαντικές ενεργειακές απαιτήσεις και κατ' επέκταση σημαντικά οικονομικά και περιβαλλοντικά κόστη.

Σε έναν κόσμο περιορισμένων πόρων, όπως αυτός που ζούμε, η τεχνολογία της αναερόβιας επεξεργασίας κερδίζει διαρκώς έδαφος, μιας και αποτελεί μια θελκτική εναλλακτική για την αποτελεσματική επεξεργασία των λυμάτων. Η εφαρμογή τέτοιων τεχνολογιών μέχρι τώρα έχει γίνει κατά βάση σε χώρες με τροπικό ή υποτροπικό κλίμα, και τα αποτελέσματα είναι ικανοποιητικά. Παράλληλα διαφαίνεται ότι είναι δυνατή η χρήση τέτοιων συστημάτων και σε χώρες με εύκρατο ακόμα και ψυχρό κλίμα (Chernicharo, 2007).

Στα πλεονεκτήματα των αναερόβιων διεργασιών συμπεριλαμβάνονται:

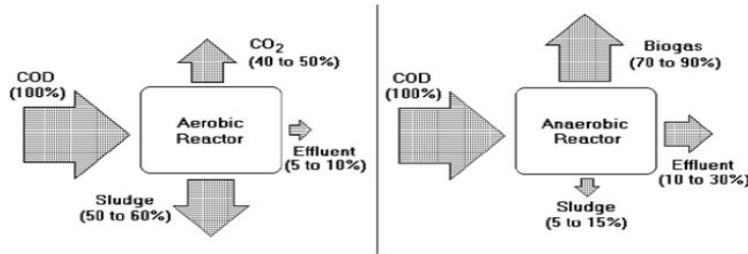
- Η χαμηλή παραγωγή στερεών. Πιο συγκεκριμένα παράγονται 3 με 5 φορές λιγότερα στερεά από ότι στις αερόβιες διεργασίες.
- Έχουν χαμηλές ενεργειακές καταναλώσεις.
- Έχουν λιγότερες χωροταξικές απαιτήσεις, σε σχέση με τα συμβατικά συστήματα.
- Έχουν χαμηλότερο κατασκευαστικό κόστος, σε σχέση με τα συμβατικά συστήματα.
- Συνδυάζονται με την παραγωγή βιοαερίου που μπορεί να αποτελέσει καύσιμη ύλη με υψηλή θερμογόνο δύναμη για την παραγωγή ηλεκτρικής ενέργειας.
- Υπάρχει η δυνατότητα της διατήρησης του βιοχημικού περιβάλλοντος του αντιδραστήρα ακόμα και αν η παροχέτευση των λυμάτων μειωθεί ή και σταματήσει για αρκετές βδομάδες. Το παραπάνω δίνει μεγάλη ευελιξία στο σύστημα καθώς του επιτρέπει να επεξεργάζεται εύκολα ένα αρκετά μεγάλο εύρος παροχών χωρίς κάποια ιδιαίτερη συντήρηση.
- Έχει μεγάλη ανοχή σε υψηλές οργανικές φορτίσεις.
- Μπορεί να γίνει εφαρμογή τόσο σε έργα μικρής όσο και σε μεγάλης κλίμακας.

Στα μειονεκτήματα των αντιδραστήρων αναερόβιων διεργασιών συμπεριλαμβάνονται:

- Δεν απομακρύνουν άζωτο, και φώσφορο και παθογόνους μικροοργανισμούς.
- Η χαμηλή απομάκρυνση των παραπάνω οδηγεί συνήθως στην ανάγκη ύπαρξης επιπρόσθετης επεξεργασίας πριν την διάθεση ή την επαναχρησιμοποίηση των επεξεργασμένων λυμάτων.
- Οι αναερόβιοι μικροοργανισμοί είναι εξαιρετικά ευαίσθητοι. Μια πληθώρα ουσιών μπορούν να τους αναστείλουν.
- Η διαδικασία την έναρξης μπορεί να είναι αργή, ειδικά όταν δεν υπάρχει εγκλιματισμένο ενοφθάλμισμα για την έναρξη.

- Είναι πιθανό να δημιουργηθούν δυσάρεστες οσμές λόγω των αναερόβιων διεργασιών, αν και είναι δυνατό να ελεγχθούν.
- Η βιοχημική και μικροβιολογική διάσταση της αναερόβιας χώνευσης είναι αρκετά περίπλοκη και επομένως απαιτείται ακόμα έρευνα και μελέτη για την πλήρη κατανόηση της.

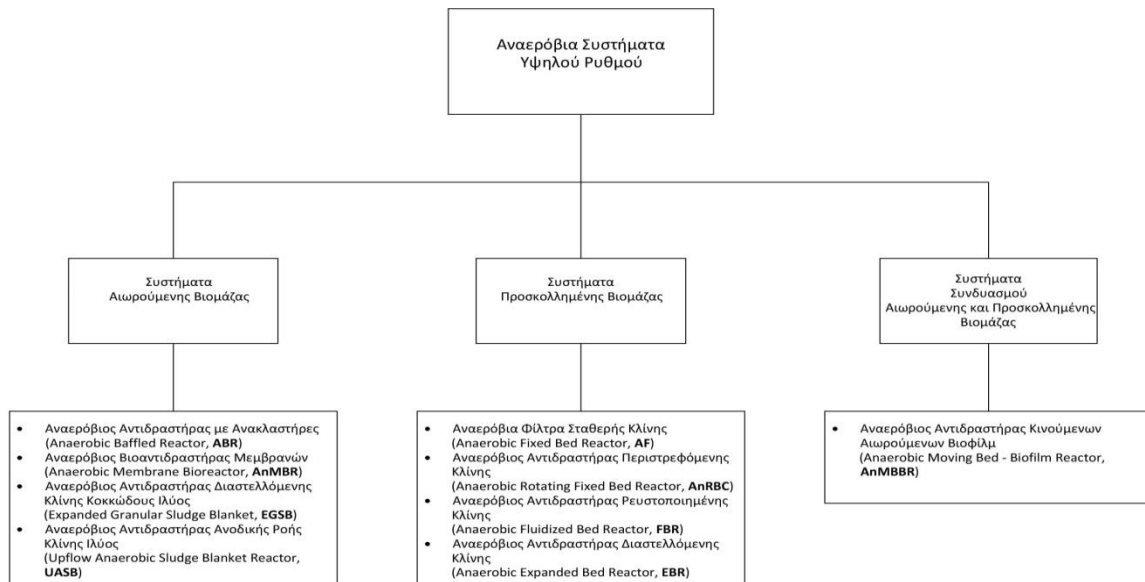
Το Σχήμα 2.2 αποτυπώνει κομβικά τις βασικές διαφορές αναερόβιας και αερόβιας διεργασίας από τη βιοχημική σκοπιά:



Σχήμα 2.2: Σύγκριση των αερόβιων και των αναερόβιων διεργασιών (Chernicharo, 2007)

Φαίνεται ότι παρά το γεγονός ότι οι αναερόβιοι αντιδραστήρες μειονεκτούν σε ότι αφορά την εκροή σε σχέση με τους αερόβιους, καταφέρνουν και έχουν αφενός πολύ μικρότερη παραγωγή λύου, και αφετέρου σημαντική παραγωγή βιοαερίου έναντι διοξειδίου του άνθρακα που έχουν οι αερόβιοι.

Υπάρχει ένα μεγάλο πλήθος αναερόβιων αντιδραστήρων, ο κάθε ένας έχει τα αντίστοιχα πλεονεκτήματα και μειονεκτήματα. Στο Σχήμα 2.1 αναφέρονται τα είδη των αναερόβιων αντιδραστήρων.



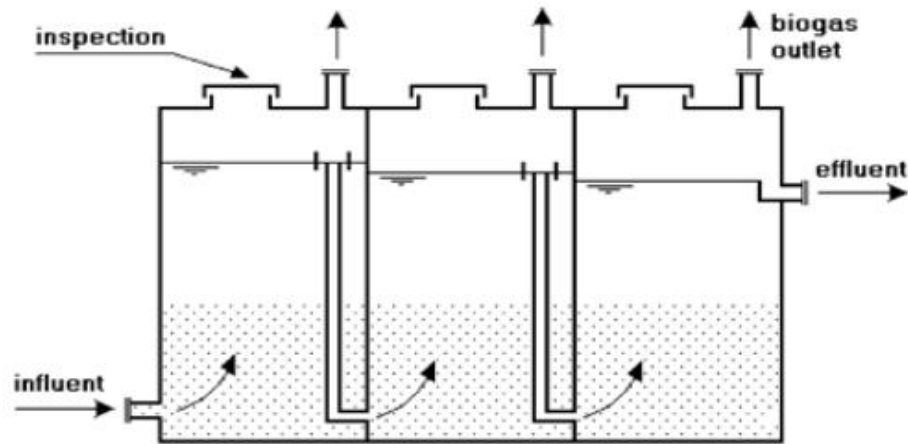
Σχήμα 2.3: Τα είδη των αναερόβιων αντιδραστήρων υψηλού ρυθμού

### 2.1.2.1 Συστήματα Αιωρούμενης Βιομάζας

Στους αντιδραστήρες αιωρούμενης βιομάζας, οι μικροοργανισμοί που είναι υπεύθυνοι για την επεξεργασία των λυμάτων βρίσκονται σε αιώρηση, εντός του ρευστού με την εφαρμογή κατάλληλων μεθόδων ανάμιξης. Τα πλέον χρησιμοποιούμενα είδη αναερόβιων αντιδραστήρων αιωρούμενης βιομάζας είναι :

#### 1. Αναερόβιος αντιδραστήρας με ανακλαστήρες (Anaerobic Baffled Reactor, ABR).

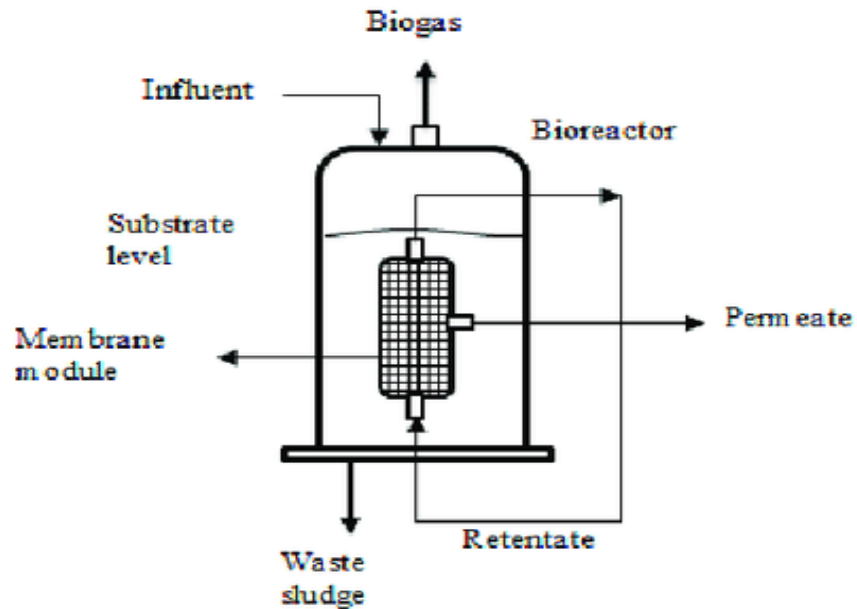
Ο αντιδραστήρας ABR έχει ομοιότητες με μια σηπτική δεξαμενή με πολλά διαμερίσματα κατά σειρά. Οι ανακλαστήρες εκτελούν μια περιοδική κίνηση προς τα πάνω και προς τα κάτω, ωθώντας το υγρό να κινείται αντιστοίχως. Με τον τρόπο αυτό εξασφαλίζεται μεγαλύτερη επαφή των λυμάτων με τη βιομάζα που υπάρχει στο κάτω μέρος του αντιδραστήρα.(Chernicharo, 2007). Τα επεξεργασμένα λύματα εκρέουν μέσω υπερχειλίσις αφού έχουν περάσει από τα κατά σειρά διαμερίσματα.



Σχήμα 2.4: Σχηματική απεικόνιση αντιδραστήρα ABR (Chernicharo, 2007)

#### 2. Αναερόβιος βιολογικός αντιδραστήρας μεμβρανών (Anaerobic Membrane Bioreactor, AnMBR).

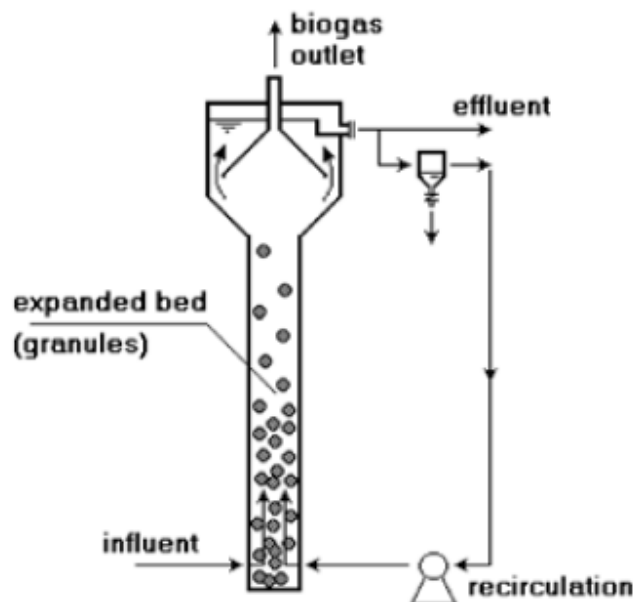
Τα λύματα εισέρχονται στον αντιδραστήρα με αντλία και εκεί έρχονται σε επαφή με τη βιομάζα. Οι μεμβράνες που βρίσκονται βυθισμένες εντός του αντιδραστήρα, δημιουργούν ένα φυσικό εμπόδιο στην ροή του ανάμικτου υγρού. Κατά συνέπεια η βιομάζα παραμένει στον αντιδραστήρα, ενώ επιτρέπεται η διέλευση των επεξεργασμένων λυμάτων και η έξοδος τους από τον αντιδραστήρα.



Σχήμα 2.5: Σχηματική απεικόνιση αντιδραστήρα AnMBR (Musa et al., 2018)

3. Αναερόβιος αντιδραστήρας διαστελλόμενης κλίνης κοκκώδους ιλύος (Expanded Granular Sludge Blanket, EGSB)

Τα λύματα εισέρχονται από τον πυθμένα της δεξαμενής και εξέρχονται από το άνω μέρος της. Η κοκκώδης ιλύς συγκρατείται στον αντιδραστήρα EGSB και διατηρείται η διαστολή της λόγω των υψηλών υδραυλικών ρυθμών που εφαρμόζονται στο σύστημα. Με αυτό τον τρόπο εντείνεται η ανάμιξη στον αντιδραστήρα και υπάρχει καλύτερη επαφή της βιομάζας με το υπόστρωμα (Chernicharo, 2007). Οι παραπάνω αντιδραστήρες παρουσιάζουν δύο βασικά χαρακτηριστικά. Το ένα είναι οι υψηλές ταχύτητες που αναπτύσσει το υγρό οι οποίες κυμαίνονται μεταξύ 6-15 [m/hr]. Το δεύτερο είναι η υψηλή αναλογία ύψους/διαμέτρου η οποία είναι περίπου 20 ή και μεγαλύτερη.



Σχήμα 2.6: Σχηματική απεικόνιση αντιδραστήρα EGSB (Chernicharo,2007)

Για τον αναερόβιο αντιδραστήρα ανοδικής ροής κλίνης ιλύος (Up-flow Anaerobic Sludge Bed Reactor, UASB) ακολουθεί ξεχωριστή περιγραφή καθώς η χρήση του είναι η πιο διαδεδομένη σε σχέση με τους υπόλοιπους, αλλά επίσης αποτελεί και την περίπτωση του αντιδραστήρα για τον οποίο πραγματοποιήθηκε η διερεύνηση στα πλαίσια της παρούσας εργασίας.

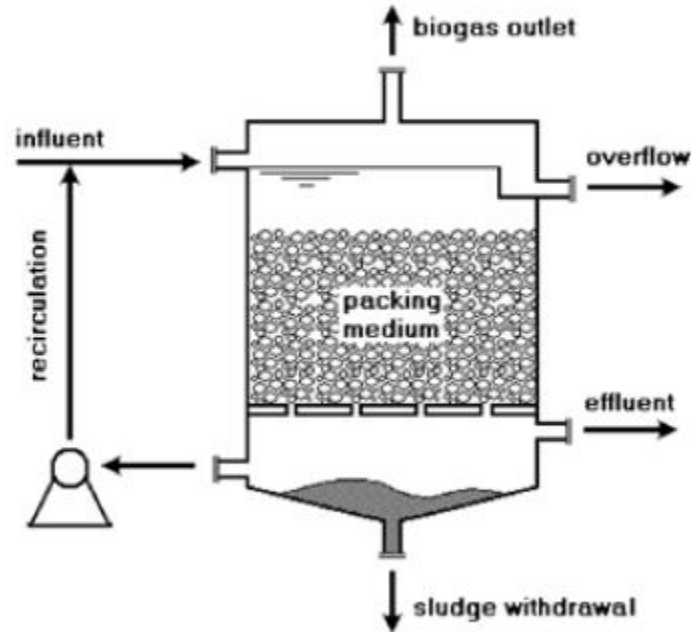
### 2.1.2.2 Συστήματα Προσκολλημένης Βιομάζας

Σε αντίθεση με τα συστήματα αιωρούμενης βιομάζας, στα συστήματα προσκολλημένης βιομάζας, οι μικροοργανισμοί που είναι υπεύθυνοι για την επεξεργασία των λυμάτων βρίσκονται προσκολλημένοι σε ένα αδρανές μέσο. Τα πλέον χρησιμοποιούμενα είδη αναερόβιων αντιδραστήρων προσκολλημένης βιομάζας είναι :

1. Αναερόβια φίλτρα προσκολλημένης βιομάζας σταθερής κλίνης (Anaerobic Fixed Bed Reactors, AF)

Το βασικό χαρακτηριστικό των AF είναι η πλήρωση τους με κάποιο αδρανές πληρωτικό υλικό (Chernicharo, 2007). Το υλικό αυτό τοποθετείται με τρόπο τέτοιο που να επιτρέπεται η προσκόλληση, η παραμονή και η ανάπτυξη των μικροοργανισμών πάνω σε αυτό αλλά και στα κενά μεταξύ του. Η ροή μπορεί να είναι ανοδική ή καθοδική αλλά σε κάθε περίπτωση θα πρέπει να έχει χαμηλή ταχύτητα έτσι ώστε να επιτρέπει στα

λύματα να έρθουν σε επαφή με την προσκολλημένη βιομάζα. Ο αντιδραστήρας AF, αποτελεί την πιο γνωστή περίπτωση αναερόβιων αντιδραστήρων προσκολλημένης βιομάζας (Chernicharo, 2007).

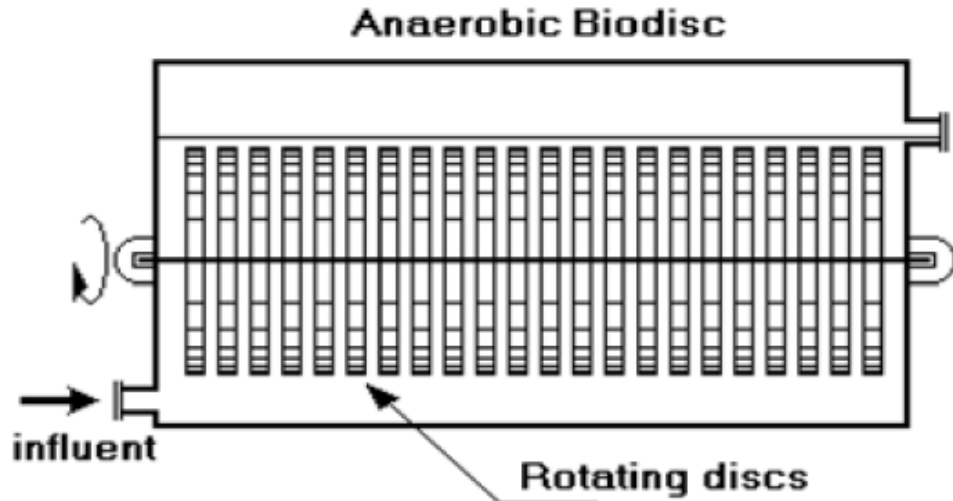


Σχήμα 2.7: Σχηματική απεικόνιση αντιδραστήρα AF, καθοδική ροής (Chernicharo, 2007)

2. Αναερόβιος αντιδραστήρας περιστρεφόμενης κλίνης (Anaerobic Rotating Fixed Bed Reactor, AnRBC).

Σε αυτού του είδους τον αντιδραστήρα, η βιομάζα προσκολλάται πάνω σε ένα πλήθος δίσκων, οι οποίοι περιστρέφονται αργά γύρω από τον οριζόντιο άξονα, εντός της δεξαμενής που εισέρχονται τα λύματα. Παρουσιάζουν πολλά κοινά με τους αντιδραστήρες αερόβιων βιολόγων, οι οποίοι έχουν παρόμοια διάταξη. Οι βασικές τους διαφορές είναι ότι στην περίπτωση των αναερόβιων αντιδραστήρων, η επιφάνεια της δεξαμενής είναι καλυμμένη για να μην έρχονται τα λύματα σε επαφή με τον ατμοσφαιρικό αέρα. Και ότι η ταχύτητα περιστροφής τους είναι συνήθως μεγαλύτερη από τους βιοδίσκους στους αερόβιους αντιδραστήρες.

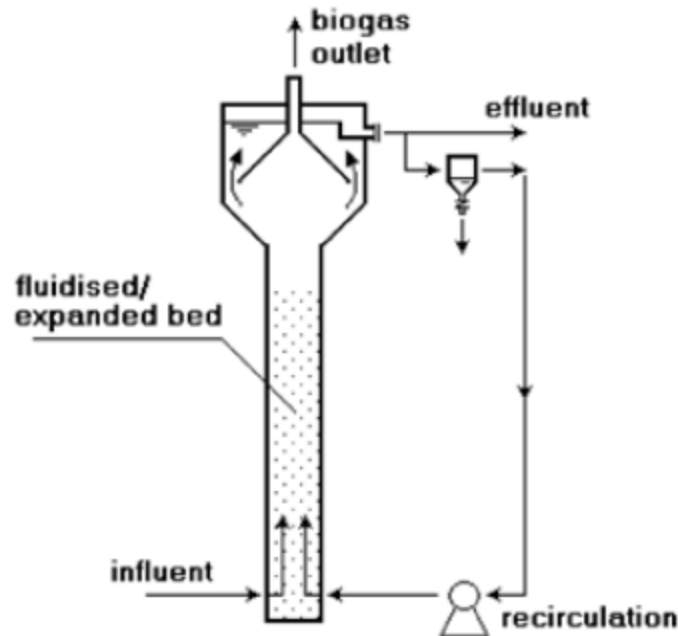




Σχήμα 2.8: Σχηματική απεικόνιση αντιδραστήρα AnRBC (Chernicharo, 2007)

3. Αναερόβιοι αντιδραστήρες προσκολλημένης βιομάζας ρευστοποιημένης και διαστελλόμενης κλίνης (Anaerobic Fluidized/Expanded Bed Reactor, FBR/EBR)

Τα δύο αυτά είδη αναερόβιων αντιδραστήρων έχουν παρόμοια λειτουργία. Περίπου το 10% του όγκου του κυλινδρικού αντιδραστήρα πληρώνεται με υλικό. Η βιομάζα προσκολλάται σε αυτό το πληρωτικό υλικό και δημιουργείται ένα βιο-σωματίδιο το οποίο στον πυρήνα του έχει το υλικό πληρώσεως και εξωτερικά την προσκολλημένη βιομάζα. Συνολικά το μέσο διαστέλλεται κάτω από την επίδραση της ανοδικής ροής και του μεγάλου βαθμού επανακυκλοφορίας. Η διαφορά των δύο ειδών έγκυται στο μέγεθος των κόκκων του πληρωτικού υλικού. Η διαστελλόμενη κλίνη έχει υλικό μεγαλύτερης διαμέτρου συνήθως (μεταξύ 0.3-3 [mm]) από την κλίνη ιλύος (0.5-0.7 [mm]) (Chernicharo,2007). Αυτό το χαρακτηριστικό επιτρέπει και την αυξημένη διαστολή του υλικού σε σχέση με την κλίνη ιλύος.



Σχήμα 2.9: Σχηματική απεικόνιση αντιδραστήρων FBR/EBR (Chernicharo, 2007)

### 2.1.2.3 Συστήματα Συνδυασμού Αιωρούμενης και Προσκολλημένης Βιομάζας

Τα συστήματα που συνδυάζουν τις τεχνολογίες αιωρούμενης και προσκολλημένης βιομάζας είναι τα νεότερα που αναπτύχθηκαν. Σκοπός τους είναι να αξιοποιήσουν τα πλεονεκτήματα τόσο της τεχνολογίας της αιωρούμενης βιομάζας όσο και της προσκολλημένης και να ελαττώσουν τα μειονεκτήματα.

1. Αναερόβιος αντιδραστήρας αιωρούμενων βιοφίλμ (Anaerobic Moving Bed-Biofilm Reactor, AnMBBR)

Ο αντιδραστήρας AnMBBR, βασίζεται στην προσκόλληση και ανάπτυξη μικροοργανισμών σε βιοφορείς που βρίσκονται σε αιώρηση μέσα στον αντιδραστήρα. Οι βιοφορείς συνήθως κατασκευάζονται από πολυθαιθυλένιο και παρέχουν μεγάλη ειδική επιφάνεια για την ανάπτυξη του βιοφίλμ. Οι αντιδραστήρες AnMBBR συνδυάζουν τα πλεονεκτήματα και των συστημάτων αιωρούμενης και προσκολλημένης βιομάζας. Πιο συγκεκριμένα, δεν απαιτείται ανακυκλοφορία της ιλύος ενώ αξιοποιείται ο συνολικός όγκος του αντιδραστήρα (Chernicharo, 2007).

### 2.1.3 Περιγραφή του Αναερόβιου Αντιδραστήρα Ανοδικής Ροής Κλίνης Ιλύος (UASB)

Ο Αναερόβιος Αντιδραστήρας Ανοδικής Ροής Κλίνης Ιλύος (Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor, UASB) αναπτύχθηκε από τον καθηγητή Lettinga και τους συνεργάτες του την δεκαετία του 70' πρώτη φορά στο πανεπιστήμιο του Wageningen στην Ολλανδία. Ο αντιδραστήρας UASB, αποτελεί τον πλέον διαδεδομένο αντιδραστήρα αναερόβιας χώνευσης υψηλού ρυθμού και χρησιμοποιείται περισσότερο από οποιοδήποτε άλλο σύστημα της κατηγορίας του (Lettinga et al., 1983; Arne Alphenaar et al., 1993; Yangin & Gomec., 2010). Η βασική χρήση αφετηριακά ήταν η επεξεργασία κυρίως βιομηχανικών λυμάτων υψηλής φόρτισης σε περιοχές με θερμό κλίμα. Τα τελευταία όμως χρόνια η χρήση των παραπάνω αντιδραστήρων έχει εφαρμοστεί σε πολλές περιπτώσεις για την επεξεργασία αστικών αποβλήτων σε χώρες με τροπικό ή υποτροπικό κλίμα όπως η Βραζιλία, η Ινδία κ.α. (Zeeman & Lettinga., 1999; Van Haandel et al., 2012; Daud et al., 2018). Ταυτόχρονα το παραγόμενο βιοαέριο μπορεί να χρησιμοποιηθεί για την θέρμανση του ίδιου του αντιδραστήρα, γεγονός που δίνει τη δυνατότητα να χρησιμοποιηθεί για την επεξεργασία λυμάτων σε μεσόφιλες (25-40 C<sup>o</sup>) ή και ψυχρόφιλες συνθήκες (<25 C<sup>o</sup>) (Van Haandel et al., 2012).

Τα πλεονεκτήματα ενός αντιδραστήρα UASB είναι σημαντικά ειδικά όταν η εγκατάσταση είναι σε θερμό ή εύκρατο κλίμα. Μερικά από αυτά είναι τα εξής:

- Είναι ένα ενιαίο σύστημα με μικρές χωροταξικές απαιτήσεις.
- Χαμηλά κατασκευαστικά και λειτουργικά κόστη.
- Χαμηλή παραγωγή ιλύος.
- Χαμηλές ενεργειακές απαιτήσεις.
- Ικανοποιητικά ποσοστά απομάκρυνσης BOD και COD, τα οποία κυμαίνονται μεταξύ 65 και 75%.

Βεβαίως όπως είναι λογικό υπάρχουν και μια σειρά μειονεκτημάτων και περιορισμών όπως:

- Αμελητέα ως μηδαμινή απομάκρυνση των θρεπτικών φορτίων.
- Πιθανή δημιουργία δυσάρεστων οσμών.
- Χαμηλή αντοχή του συστήματος σε τοξικά φορτία.
- Απαιτήση μεγάλου χρόνου έναρξης έτσι ώστε να φτάσει στο σημείο της λειτουργίας σχεδιασμού.
- Απαραίτητη η περαιτέρω επεξεργασία των λυμάτων.

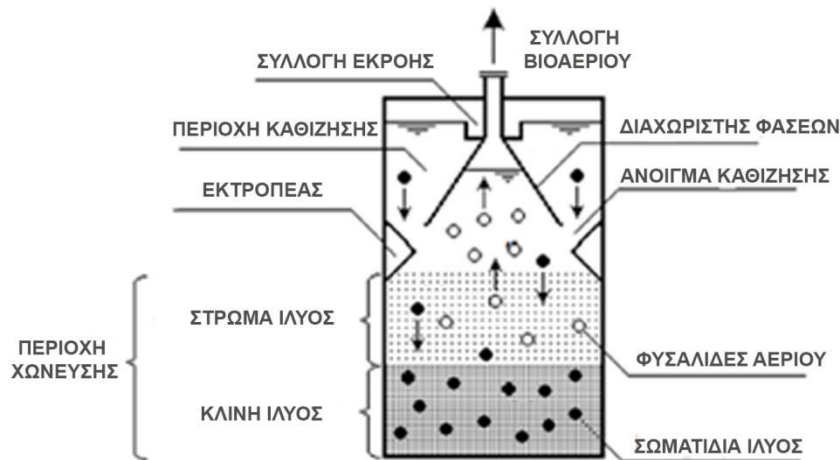
(Chernicharo, 2007)

Δύο είναι τα θεμελιώδη χαρακτηριστικά όπου διέπουν την λειτουργία ενός αντιδραστήρα UASB.

Αρχικά είναι η ικανότητα ανάπτυξης βιομάζας με υψηλή δραστηριότητα, η οποία συγκεντρώνεται σε ομάδες μικρότερων κόκκων ή ακόμα και σε ενιαίους κόκκους διαμέτρου 1 με 5 mm. Η καλλιέργεια καλής ποιότητας αναερόβιας ιλύος επιτυγχάνεται μέσω της προσεκτικής εκκίνησης του συστήματος με την χρήση κατάλληλης ποιότητας ιλύος όπου θα έχει το ρόλο του ενοφθαλμίσματος. Χωρίς την χρήση του κατάλληλου ενοφθαλμίσματος η εκκίνηση του συστήματος μπορεί να διαρκέσει μέχρι και 6 μήνες, ενώ με την κατάλληλη επιλογή η ίδια διαδικασία μπορεί να ολοκληρωθεί σε ένα διάστημα 2 με 3 εβδομάδων (Chernicharo, 2007). Η βαρύτερη και πυκνότερη ιλύς συγκεντρώνεται στον πυθμένα του αντιδραστήρα όπου σε κατάσταση εύρυθμης λειτουργίας η συγκέντρωσή της είναι 40 με 100 [g TS/L].

Το δεύτερο χαρακτηριστικό είναι η παρουσία ενός μηχανισμού διαχωρισμού του αερίου από τα στερεά στοιχεία. Ο παραπάνω μηχανισμός βρίσκεται στο άνω μέρος του αντιδραστήρα και μέσω αυτού διαχωρίζονται οι φυσαλίδες του βιοαερίου από το υπόλοιπο μίγμα, ενώ παράλληλα δημιουργείται μια περιοχή όπου ευνοείται η καθίζηση (Chernicharo, 2007).

Στο Σχήμα 2.10 φαίνεται μια τυπική απεικόνιση ενός αντιδραστήρα UASB



Σχήμα 2.10: Σχηματική απεικόνιση αντιδραστήρα UASB (Chernicharo, 2007)

Τα λύματα εισέρχονται από τον πυθμένα του αντιδραστήρα μέσω ομοιόμορφα κατανεμημένων ακροφυσίων. Στη συνέχεια περνούν διαμέσου της «κλίνης ιλύος» (*sludge bed*). Η περιοχή αυτή είναι στο κάτω μέρος του αντιδραστήρα όπου υπάρχουν πυκνά και κοκκώδη στερεά. Στην περιοχή αυτή δρουν διάφοροι φυσικοί και βιοχημικοί μηχανισμοί με σκοπό της συγκράτηση και βιοαποδόμηση του οργανικού φορτίου εντός των λυμάτων. Η υδρόλυση των αιωρούμενων στερεών (*Suspended Solids, SS*), είναι μια αργή διεργασία όπου όπως περιγράφηκε πιο πάνω, επιτυγχάνεται μέσω εξωκυτταρικών ενζύμων όπου παράγονται από τα οξεογόνα βακτήρια (Ruiz et al., 1998). Το πιο εύκολα βιοδιασπασίμο οργανικό φορτίο όπου εμπεριέχεται στα λύματα μετατρέπεται σε μεθάνιο και άλλα συστατικά του βιοαερίου (Ruiz et al., 1998). Η παραγωγή του βιοαερίου πραγματοποιείται στην περιοχή της κλίνης ιλύος καθώς διέρχονται τα λύματα με ανοδική ροή.

Πάνω από την κλίνη ιλύος βρίσκεται μια περιοχή στην οποία η ιλύς είναι πιο διασκορπισμένη και ελαφρύτερη. Η περιοχή αυτή λέγεται «στρώμα ιλύος» (*sludge blanket*), και αποτελείται από ένα συνονθύλευμα σωματιδίων ιλύος αναμειγμένο με τα παραγόμενα αέρια της διεργασίας. Οι δύο αυτές περιοχές αποτελούν και την περιοχή της αναερόβιας χώνευσης. Η επεξεργασία της οργανικής ύλης συμβαίνει και στις δύο παραπάνω περιοχές, και η ανάμιξη του συστήματος επιτυγχάνεται μέσω της ανοδικής ροής των λυμάτων και των φυσαλίδων του αερίου.

Στη συνέχεια τα σωματίδια εισέρχονται στην ζώνη της καθίζησης όπου στο άνω μέρος της βρίσκεται ο διαχωριστής τριών φάσεων ή αλλιώς ο διαχωριστής αέριας-υγρής-στερεής φάσης (*Gas-Liquid-Solid Separator, GLS Separator*). Ο διαχωριστής αυτός επιτελεί δύο βασικές λειτουργίες, πέρα από το να διαχωρίζει το βιοαέριο από το υπόλοιπο μίγμα. Κατ' αρχάς, λόγω των κεκλιμένων τοιχωμάτων του, μειώνεται η ταχύτητα της ανοδικής ροής και επομένως είναι δυνατή η εκροή του ρευστού μέσω υπερχειλίσης. Επιπλέον στο συγκεκριμένο μέρος εμποδίζονται τα στερεά τα οποία έχουν απομακρυνθεί από την περιοχή της αναερόβιας χώνευσης να διαφύγουν πλήρως μέσω της εκροής των λυμάτων και επαναφέρονται στην περιοχή της καθίζησης και τελικώς στην περιοχή της χώνευσης (van Haandel, 2012). Είναι η ύπαρξη του συγκεκριμένου διαχωριστή όπου επί της ουσίας δημιουργεί την ζώνη καθίζησης.

Τέλος η επεξεργασμένη ροή του λύματος εκρέει μέσω υπερχειλίσης στο άνω μέρος του αντιδραστήρα. Στο ίδιο μέρος συλλέγεται και το παραγόμενο βιοαέριο.

## **2.2 Φυσικά Συστήματα Επεξεργασίας Λυμάτων**

### **2.2.1 Χαρακτηριστικά Φυσικών Συστημάτων Επεξεργασίας Λυμάτων**

Ο όρος φυσικά συστήματα επεξεργασίας υγρών αποβλήτων χρησιμοποιείται για να περιγράψει τις εγκαταστάσεις που εκμεταλλεύονται τις φυσικές, χημικές και βιολογικές διεργασίες που λαμβάνουν χώρα στο σύστημα "υγρά απόβλητα - ατμόσφαιρα - έδαφος - φυτό" (Kadlec & Knight, 1996). Η χρήση των φυσικών συστημάτων πρωτοεμφανίστηκε τη δεκαετία του 1870.

Μερικές από τις διεργασίες εντός των φυσικών συστημάτων επεξεργασίας είναι παρόμοιες με αυτές των συμβατικών συστημάτων επεξεργασίας λυμάτων. Για παράδειγμα η αποικοδόμηση, η βιολογική μετατροπή, η καθίζηση είναι μερικές από τις κοινές διεργασίες και στα δύο συστήματα. Παράλληλα υπάρχουν και διεργασίες οι οποίες είναι μοναδικές στα φυσικά συστήματα και βασίζονται στην φωτοσύνθεση, στην πρόσληψη θρεπτικών από τα φυτά κ.α.

Στα φυσικά συστήματα δύο είναι τα βασικά χαρακτηριστικά τα οποία επηρεάζουν άμεσα την λειτουργία του συστήματος. Το ένα είναι ότι το σύνολο των διεργασιών συμβαίνουν ταυτοχρόνως στον ίδιο χώρο, σε αντίθεση με τα συμβατικά όπου αυτές συμβαίνουν συνήθως σε διαφορετικούς χώρους-δεξαμενές. Το δεύτερο είναι ότι οι ταχύτητες των διεργασιών, είναι σχετικώς πιο χαμηλές από αυτές στα συμβατικά συστήματα, καθώς είναι φυσικές.

Τα πλεονεκτήματα των φυσικών συστημάτων συγκριτικά με τα συμβατικά αναφέρονται στον Πίνακα 2.1.

*Πίνακας 2.1: Πλεονεκτήματα των φυσικών συστημάτων σε σχέση με τα συμβατικά*

Φυσικά Συστήματα	Συμβατικά Συστήματα
Μικρό κόστος κατασκευής στην πλειοψηφία των περιπτώσεων	Υψηλό κόστος κατασκευής
Χαμηλές ενεργειακές καταναλώσεις, κατά τη λειτουργία.	Υψηλές ενεργειακές απαιτήσεις τόσο κατά την κατασκευή όσο και κυρίως κατά την λειτουργία
Χαμηλές απαιτήσεις σε ηλεκτρομηχανολογικό εξοπλισμό.	Υψηλές απαιτήσεις σε ηλεκτρομηχανολογικό εξοπλισμό
Παραγωγή μικρών ποσοτήτων παραπροϊόντων όπου συνήθως δεν χρήζουν ιδιαίτερης μετέπειτα επεξεργασίας (πχ. φυτική βιομάζα)	Παραγωγή μεγάλης ποσότητας παραπροϊόντων όπου χρήζουν περαιτέρω επεξεργασίας (πχ ενεργός ιλύς)

Βέβαια παρουσιάζουν και μια σειρά από μειονεκτήματα τα βασικότερα από τα οποία παρουσιάζονται στον Πίνακα 2.2.

Πίνακας 2.2: Μειονεκτήματα των φυσικών συστημάτων σε σχέση με τα συμβατικά

Φυσικά Συστήματα	Συμβατικά Συστήματα
Υψηλές χωροταξικές απαιτήσεις	Μικρές απαιτήσεις διαθέσιμης έκτασης
Χαμηλές ταχύτητες των διεργασιών καθώς πραγματοποιούνται στον ίδιο χώρο	Υψηλές ταχύτητες των βιοχημικών διεργασιών καθώς οι επιμέρους επεξεργασίες καταμερίζονται
Συνήθως είναι απαραίτητη η προεπεξεργασία των λυμάτων πριν την είσοδο	Είναι δυνατή η είσοδος ανεπεξέργαστων λυμάτων
Σημαντικές οχλήσεις (οσμές, έντομα κτλ.)	Αμελητέες οχλήσεις

## 2.2.2 Κατηγορίες Φυσικών Συστημάτων

Τα φυσικά συστήματα μπορούν να καταταχθούν σε τέσσερις κατηγορίες:

- Τα εδαφικά συστήματα επεξεργασίας λυμάτων:

Στα συστήματα αυτά τα λύματα, μετά από προεπεξεργασία, χρησιμοποιούνται για κατάκλιση εκτάσεων με φυτική κάλυψη. Τα συστήματα διακρίνονται στους επιμέρους τύπους: συστήματα βραδείας διήθησης ή εφαρμογής, συστήματα επιφανειακής απορροής, συστήματα ταχείας διήθησης και συστήματα συνδυασμένων τύπων. Τα εδαφικά συστήματα χρησιμοποιούνται ως επί το πλείστον ως συστήματα διάθεσης παρά ως συστήματα επεξεργασίας.

- Τα συστήματα τεχνητών λιμνών:

Η επεξεργασία των λυμάτων αποδίδεται στις διάφορες διεργασίες που λαμβάνουν χώρα στις τεχνητές λίμνες και οφείλονται στη μικροβιακή ζωή, καθώς και στα κατώτερα φυτά και τους οργανισμούς που αναπτύσσονται στο σύστημα. Περιλαμβάνουν τους κύριους επιμέρους τύπους: Αναερόβιες λίμνες, επαμφοτερίζουσες λίμνες, αερόβιες και αεριζόμενες λίμνες. Χρησιμοποιούνται σε ένα ευρύ φάσμα λειτουργιών και επεξεργασιών, από μόνες τους ή σε συνδυασμό με άλλα συστήματα.

- Τα συστήματα υδροχαρών φυτών:

Αποτελούν μια διαφοροποίηση των τεχνητών λιμνών, με την προσθήκη υδροχαρών φυτών. Διακρίνονται σε δύο επιμέρους τύπους συστημάτων: συστήματα με επιπλέοντα υδροχαρή φυτά και συστήματα με βυθισμένα υδροχαρή φυτά. Τα συνήθη φυτικά είδη που χρησιμοποιούνται είναι οι υδροχαρείς υάκινθοι και τα νούφαρα. Το πλεονέκτημα των φυτών είναι ότι το εκτεταμένο ριζικό τους σύστημα δημιουργεί ένα υπόστρωμα για την ανάπτυξη μικροοργανισμών, οι οποίοι αποδομούν τα φορτία των λυμάτων, επιτυγχάνοντας έτσι την καλύτερη δυνατή επεξεργασία τους.

- Τα συστήματα τεχνητών υγροβιότοπων:

Αποτελούνται από λεκάνες μικρού βάθους, στις οποίες τοποθετείται μια εδαφική στρώση και καλλιεργούνται διάφορα υδροχαρή φυτά, όπως οι κοινές καλαμιές, διάφορα είδη βούρλων και ψαθιών.

### **2.3 Συστήματα Τεχνητών Υγροβιότοπων**

Οι υγροβιότοποι είναι εδαφικές περιοχές οι οποίες πληρώνονται με νερό το οποίο έχει σχετικώς μικρό βάθος, και στις οποίες αναπτύσσονται διάφορα φυτά όπως καλάμια, βούρλα, αλλά και είδη ψαθιού και πλούσια πανίδα όπως διάφορα είδη πτηνών και ψαριών. Στην φύση υπάρχουν αρκετά τέτοια οικοσυστήματα τα οποία αποτελούν και τους φυσικούς υγροβιότοπους.

Η αναπτυσσόμενη φυτική βλάστηση αποτελεί το αναγκαίο εκείνο στοιχείο με βάση το οποίο αναπτύσσονται διάφορα βακτήρια τα οποία έχουν ουσιαστικό ρόλο στην απομάκρυνση των ρύπων των λυμάτων. Παράλληλα η ύπαρξη των φυτών βοηθάει στην προσρόφηση των θρεπτικών συστατικών των λυμάτων αλλά και στη μεταφορά οξυγόνου εντός της μάζας του νερού.

Η εκμετάλλευση των χρήσιμων αυτών χαρακτηριστικών των φυσικών υγροβιότοπων έχει τις ρίζες της χιλιάδες χρόνια πριν. Θεωρείται πλέον σίγουρο ότι κατά την μινωική εποχή, οι κάτοικοι των παλατιών της Κνωσού και της Ζάκρου στην Κρήτη, οι οποίοι είχαν αναπτύξει αποχετευτικό σύστημα, χρησιμοποιούσαν τους κοντινούς φυσικούς υγροβιότοπους για την επεξεργασία των υγρών αποβλήτων τους (Angelakis et al., 2005; Stefanakis et al., 2014).

Η αναγνώριση των περιβαλλοντικών και οικονομικών οφελών που παρέχουν οι υγροβιότοποι στον καθαρισμό του νερού και των λυμάτων, οδήγησε στην κατασκευή τεχνητών τέτοιων μονάδων. Η βασική αρχή κατασκευής τεχνητών υγροβιότοπων είναι η αναπαραγωγή των φυσικών διεργασιών εντός των υγροβιότοπων με τρόπο που να είναι προς όφελος των ανθρώπινων κοινωνιών και κάτω από ελεγχόμενες περιβαλλοντικές συνθήκες. Οι Hammer και Bastian (Hammer & Bastian, 1989) αναφέρουν τον ορισμό των τεχνητών υγροβιότοπων ως «ένα κατασκευασμένο σύμπλεγμα κορεσμένου υπόβαθρου, αναδεδεμένης και βυθιζόμενης



βλάστησης, πανίδας και νερού, όπου προσομοιάζουν τους φυσικούς υγροβιότοπους με σκοπό την ανθρώπινη χρήση και οφέλη». Η χρήση τους εδράζεται κυρίως στην επεξεργασία των λυμάτων, στην αντιπλημμυρική προστασία και στην αποθήκευση και αναβάθμιση γενικώς της ποιότητας του νερού.

Ειδικά για την επεξεργασία των λυμάτων η χρήση τεχνητών υγροβιότοπων μπορεί να προσφέρει σημαντικές αποδόσεις στην απομάκρυνση του οργανικού άνθρακα και των αιωρούμενων στερεών και έχει σημαντική απόδοση στην απομάκρυνση του αζώτου. Για την απομάκρυνση του φωσφόρου δεν ενδείκνυται η χρήση τους καθώς δεν είναι συστηματική.

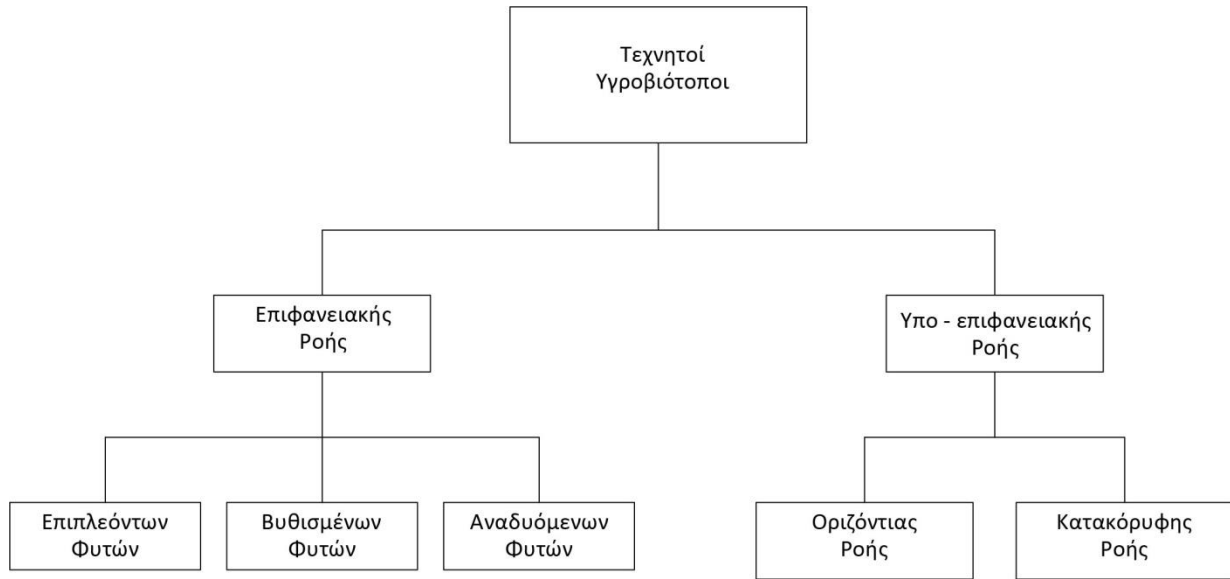
### **2.3.1 Τύποι Τεχνητών Υγροβιότοπων**

Οι τεχνητοί υγροβιότοποι μπορούν να χωριστούν σε δύο βασικές κατηγορίες ως προς τον τρόπο ροής των λυμάτων.

1. Τεχνητοί υγροβιότοποι επιφανειακής ροής ή ελεύθερης επιφάνειας (Constructed Wetlands-Free Water Surface, CW-FWS)
2. Τεχνητοί υγροβιότοποι υπο-επιφανειακής ροής (Constructed Wetlands-Subsurface Flow, CW-SF)

Η διαφορά των δύο γενικών κατηγοριών των τεχνητών υγροβιότοπων έγκειται στο είδος της ροής. Η επιφάνεια του ρευστού στους CW-FWS έρχεται σε επαφή με την ατμόσφαιρα ενώ αντιθέτως στους CW-SF δεν υπάρχει ελεύθερη επιφάνεια. Στους Τεχνητούς υγροβιότοπους επιφανειακής ροής το νερό ρέει επιφανειακά, πάνω από το εδαφικό στρώμα και τα καθιζάνοντα στερεά. Στο συγκεκριμένο είδος η τροφοδότηση της υδατικής μάζας με οξυγόνο είναι πιο περιορισμένη σε σχέση με τους CW-SF, καθώς η συνήθως πυκνή χλωρίδα που καλύπτει την επιφάνεια του συστήματος εμποδίζει την μεταφορά οξυγόνου διαμέσου της ατμόσφαιρας. Αντίθετα στους CW-SF τα λύματα βρίσκονται συνήθως 20 με 30 εκατοστά κάτω από το άνω μέρος του υγροβιότοπου, το οποίο είναι καλυμμένο με αδρανή μεγάλου μεγέθους. Αυτό οδηγεί και στην παρουσία μικρότερων οχλήσεων στη συγκεκριμένη κατηγορία υγροβιότοπων.

Στο παρακάτω σχήμα φαίνονται γραφικά οι παραπάνω κατηγορίες.



Σχήμα 2.11: Τα είδη των τεχνητών υδροβιότοπων

### 2.3.2 Χαρακτηριστικά και Είδη Υδροβιότοπων Ελεύθερης Επιφάνειας (CW-FWS)

Μιας και οι CW-FWS αναπαριστούν με μεγάλη ακρίβεια τον ρόλο των φυσικών υδροβιότοπων στην πλειοψηφία των περιπτώσεων η ένταξη τους στο ευρύτερο φυσικό περιβάλλον είναι ομαλή και απρόσκοπτη. Συχνά αποτελούν μέρος ενδημισμού της πανίδας όπου αναπτύσσεται στην ευρύτερη περιοχή κατασκευής.

Τα πλεονεκτήματα και τα μειονεκτήματα των CW-FWS παρατίθενται στον Πίνακα 2.3

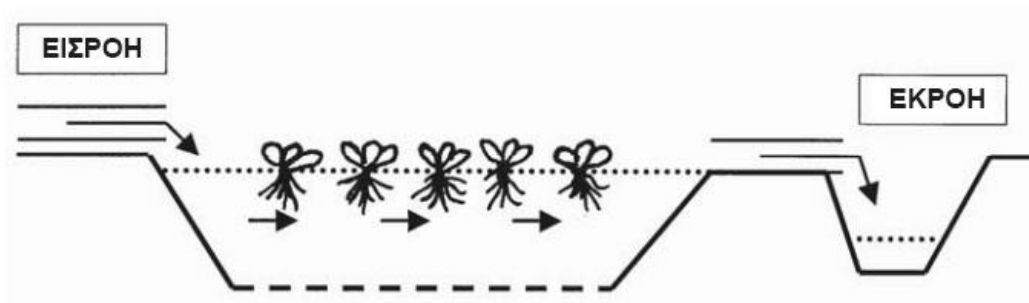
Πίνακας 2.3: Πλεονεκτήματα και μειονεκτήματα των CW-FWS

Πλεονεκτήματα	Μειονεκτήματα
Χαμηλό κόστος κατασκευής	Χαμηλή εισροή οξυγόνου στην υγρή μάζα
Χαμηλό κόστος λειτουργίας	Χαμηλή απομάκρυνση θρεπτικών
Ευελιξία σε έντονες διακυμάνσεις του υδραυλικού και ρυπαντικού φορτίου	Υψηλές χωροταξικές απαιτήσεις
Προσαρμογή στο ευρύτερο οικοσύστημα της περιοχής κατασκευής	Προβλήματα οσμών και κουνουπιών

Οι βασικοί τύποι υγροβιότοπων ελεύθερης επιφάνειας (CW-FWS) είναι οι παρακάτω:

### 2.3.2.1 Τεχνητοί Υγροβιότοποι Επιπλεόντων Φυτών

Οι τεχνητοί υγροβιότοποι επιπλεόντων φυτών συνήθως αποτελούνται από μια ή περισσότερες ρηχές λεκάνες στις οποίες τα φυτά επιπλέουν στην επιφάνεια. Η διαφορά τους από τις τεχνητές λίμνες είναι η παρουσία υδροχαρών φυτών και αλγών στην επιφάνεια. Τα παραπάνω συστήματα προσφέρουν αποτελεσματική μείωση των ρύπων των λυμάτων. Η είσοδος των λυμάτων γίνεται στην επιφάνεια του υγροβιότοπου και η έξοδος από την επιφάνεια αφού έχει πραγματοποιηθεί η κατά μήκος κίνηση τους.



Σχήμα 2.12: Σχηματική αναπαράσταση τεχνητού υγροβιότοπου επιπλεόντων φυτών (Vymazal & Kropfelova, 2008)



Σχήμα 2.13: Εικόνα τεχνητού υγροβιότοπου με επιπλέοντα νούφαρα στη California (Vymazal & Kropfelova, 2008)

### 2.3.2.2 Τεχνητοί Υγροβιότοποι Βυθισμένων Φυτών

Σε αυτό το είδος των τεχνητών υγροβιότοπων, η πανίδα που αναπτύσσεται βρίσκεται εξ ολοκλήρου βυθισμένη. Η είσοδος των λυμάτων γίνεται στην επιφάνεια του υγροβιότοπου όπως και η έξοδος, αφού έχει πραγματοποιηθεί πρώτα η κατά μήκος κίνησή τους. Τα εν λόγω συστήματα έχουν μια σειρά από περιορισμούς και δεν μπορούν να δεχθούν λύματα με υψηλές συγκεντρώσεις οργανικού φορτίου. Για το λόγω αυτό η πιο συχνή χρήση τους είναι ως τελική επεξεργασία των δευτεροβάθμιων εκροών.



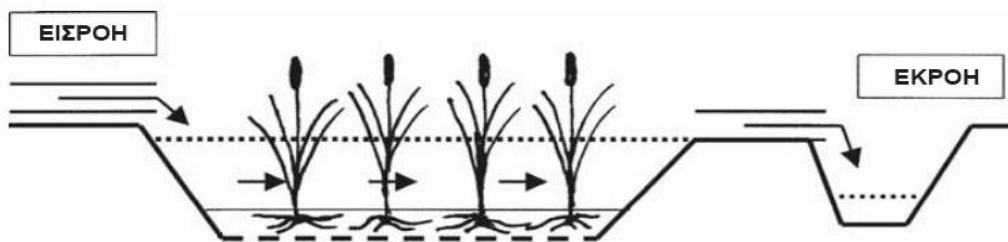
Σχήμα 2.14: Σχηματική αναπαράσταση τεχνητού υγροβιότοπου βυθισμένων φυτών (Vymazal & Kropefelova, 2008)



Σχήμα 2.15: Εικόνα τεχνητού υγροβιότοπου με καταδύομενα κερατόφυλλα για τη διαχείριση όμβριων υδάτων στη Florida (Vymazal & Kropefelova)

### 2.3.2.3 Τεχνητοί Υγροβιότοποι Αναδυόμενων Φυτών

Μια τυπική διάταξη υγροβιότοπου αναδυόμενων φυτών αποτελείται από μια λεκάνη με ένα στρώμα εδάφους πάχους 20-30 [cm] άνω του οποίου υπάρχουν τα λύματα βάθους 20-40 [cm]. Στο εδαφικό στρώμα αναπτύσσεται το ριζικό σύστημα των φυτών. Κοντά στην επιφάνεια του νερού δημιουργούνται κυρίως αερόβιες ζώνες καθώς υπάρχει έντονη η παρουσία οξυγόνου λόγω της ατμόσφαιρας. Αντιθέτως στον πυθμένα και κοντά σε αυτός επικρατούν αναερόβιες και ανοξικές ζώνες (Vyrmazal & Kropfelona, 2008). Η είσοδος των λυμάτων γίνεται στην επιφάνεια του υγροβιότοπου όπως και η έξοδος, αφού έχει πραγματοποιηθεί πρώτα η κατά μήκος κίνηση τους.



Σχήμα 2.16: Σχηματική αναπαράσταση τεχνητού υγροβιότοπου αναδυόμενων φυτών (Vyrmazal & Kropfelona, 2008)



Σχήμα 2.17: Εικόνα τεχνητού υγροβιότοπου με πλήθος ειδών αναδυόμενων φυτών για τη δευτεροβάθμια επεξεργασία λυμάτων στη Florida (Vyrmazal & Kropfelona, 2008)

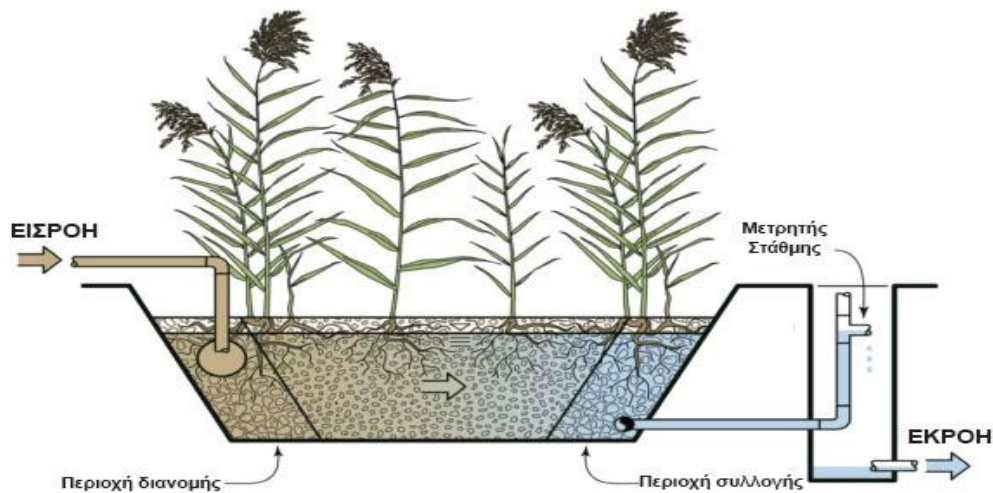
### 2.3.3 Χαρακτηριστικά Τεχνητών Υγροβιότοπων Οριζόντιας Υπό-Επιφανειακής Ροής (CW-HSSF)

Η ανάπτυξη των τεχνητών υγροβιότοπων οριζόντιας υπο-επιφανειακής ροής ξεκίνησε την δεκαετία του 1960 στην Γερμανία. Ενώ ο αρχικός σχεδιασμός εξελίχθηκε για να βασίζεται σε ροή διαμέσου χαλικιού ή χονδρόκοκκης άμμου, και όχι αργιλικών εδαφών όπως συχνά συναντάται, η βασική λογική της διέλευσης των λυμάτων οριζοντίως μέσω ενός πορώδους μέσου παραμένει η ίδια (Dotro et al., 2017)

Οι CW-HSSF χρησιμοποιούνται ευρέως για την δευτεροβάθμια και την τριτοβάθμια επεξεργασία οικιακών και βιομηχανικών λυμάτων (Kadlec & Wallace., 2009; Vymazal & Kropfelova, 2008). Για τους CW-HSSF όπου επεξεργάζονται οικιακά λύματα συνήθως η πρωτοβάθμια επεξεργασία επιτυγχάνεται μέσω της χρήσης σηπτικών δεξαμενών ή δεξαμενών Imhoff. Τέτοιου είδους συστήματα χρησιμοποιούνται ευρέως σε χώρες όπως η Τσεχία, η Ισπανία, η Πορτογαλία, η Νικαράγουα. Σε περιοχές με εύκρατο ή τροπικό κλίμα τέτοιες μονάδες συνδυάζονται συχνά με Αναερόβιους Αντιδραστήρες με Ανακλαστήρες (ABR) και Αναερόβιους Αντιδραστήρες Ανοδικής Ροής Κλίνης Ιλύος (UASB).

Σε έναν τυπικό CW-HSSF το υλικό πληρώσεων της κλίνης είναι κορεσμένο και τα φυτά, όπου συνήθως είναι καλάμια ή βούρλα, αναδύονται από τον πυθμένα. Το νερό εισέρχεται στο σύστημα επεξεργασίας από το ένα άκρο, διαρρέει διαμέσου του πορώδους υλικού πληρώσεως και συλλέγεται στο αντίθετο μέρος της κλίνης. Συνήθως έξω από τον υγροβιότοπο υπάρχει και ένας βοηθητικός σωλήνας ο οποίος χρησιμοποιείται για τον έλεγχο της στάθμης του νερού εντός του. Η υδραυλική απομόνωση του συστήματος από το εξωτερικό περιβάλλον επιτυγχάνεται με τη χρήση πλαστικής επένδυσης και μεμβράνης γεωφύσσματος.

Στο Σχήμα 2.18 φαίνεται μια τυπική διάταξη ενός τέτοιου συστήματος



Σχήμα 2.18: Σχηματική αναπαράσταση τεχνητού υγροβιότοπου οριζόντιας υπό-επιφανειακής ροής (Dotro et al., 2017)

### 2.3.4 Χαρακτηριστικά και Είδη Τεχνητών Υγροβιότοπων Κατακόρυφης Υπό-Επιφανειακής Ροής (CW-VSSF)

Η χρήση των τεχνητών υγροβιότοπων κατακόρυφης υπο-επιφανειακής ροής ξεκίνησε να κερδίζει έδαφος την δεκαετία του 1990 για να καλυφθούν οι αλλαγές στην ευρωπαϊκή νομοθεσία (συγκεκριμένα στην Γερμανία, την Αυστρία και τη Δανία) όπου έθεταν πιο αυστηρά όρια για την απομάκρυνση του αζώτου στις μικρές μονάδες επεξεργασίας λυμάτων. Η βασική του εφαρμογή είναι στην δευτεροβάθμια επεξεργασία αλλά υπάρχουν και συγκεκριμένα είδη CW-VSSF όπου μπορούν να χρησιμοποιηθούν για την επεξεργασία ακατέργαστων υγρών αποβλήτων. Επιπλέον σύνηθες είναι η χρήση τους σε συνδυασμό με άλλα είδη τεχνητών υγροβιότοπων και η δημιουργία υβριδικών συστημάτων.

Το υλικό πλήρωσης της κλίνης είναι άμμος ή χαλίκι και σε αυτό το έδαφος αναδύονται τα φυτά, συνήθως καλάμια. Τα πρωτογενώς επεξεργασμένα λύματα εισέρχονται με περιοδικό τρόπο στην επιφάνεια του υγροβιότοπου. Συνήθως η μεγάλη ποσότητα λυμάτων όπου εισάγονται σε μια φόρτωση οδηγεί σε ικανοποιητική κατανομή της ροής του νερού. Το νερό στη συνέχεια διεισδύει μέσω του υποστρώματος και στην συνέχεια στραγγίζεται σταδιακά και συλλέγεται μέσω ενός δικτύου αποστράγγισης το οποίο βρίσκεται στη βάση του υποστρώματος.

Στο ενδιάμεσο των υδραυλικών φορτίσεων το οξυγόνο εισέρχεται εκ νέου στους πόρους τους υλικού πλήρωσης και επομένως η κλίση έχει ικανή ποσότητα οξυγόνου για να διατηρηθούν οι αερόβιες συνθήκες. Η υδραυλική απομόνωση του συστήματος από το εξωτερικό περιβάλλον επιτυγχάνεται με τη χρήση πλαστικής επένδυσης και μεμβράνης γεωφύσσματος.

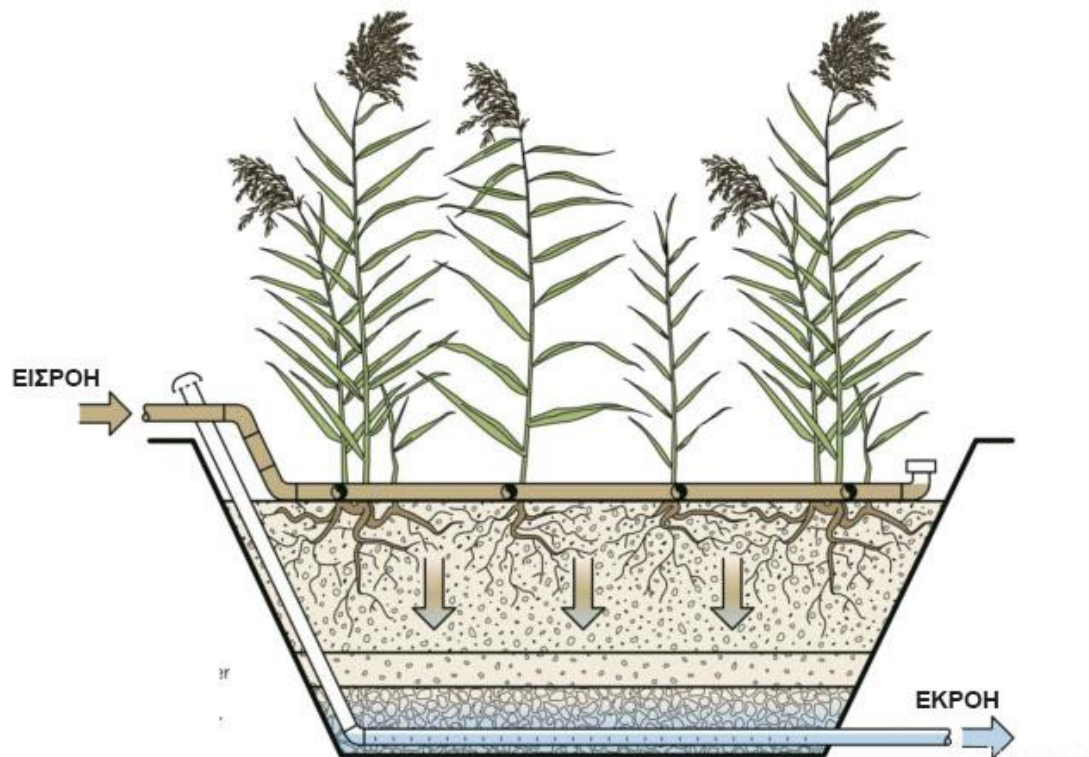
Σε χώρες με ψυχρό κλίμα όπου υπάρχει ο κίνδυνος παγετού το σύστημα διανομής πρέπει να αποστραγγίζεται πλήρως μεταξύ των επιμέρους δόσεων.

Το συγκριτικό πλεονέκτημα των CW-VSSF σε σχέση με τα υπόλοιπα είδη τεχνητών υγροβιότοπων είναι ότι ο τρόπος φόρτισης και λειτουργίας τους επιτρέπει την είσοδο μεγάλων ποσοτήτων οξυγόνου στο σύστημα. Επομένως ενδείκνυται για την επεξεργασία λυμάτων με υψηλή συγκέντρωση οργανικού φορτίου και αζώτου.

Αν και είναι το πιο σύγχρονο είδος τεχνητών υγροβιότοπων ως προς τη μαζική τους χρήση έχουν αναπτυχθεί μια σειρά από διαφορετικούς τύπους CW-VSSF.

#### 2.3.4.1 Μη Κορεσμένοι, Καθοδικής Ροής με Περιοδική Φόρτιση.

Αποτελεί την πιο διαδεδομένη εγκατάσταση όπου η λειτουργία της περιγράφηκε παραπάνω. Στα πλαίσια της συγκεκριμένης μελέτης αυτό είναι το είδος των CW-VSSF όπου επιλέχθηκε προς διαστασιολόγηση.

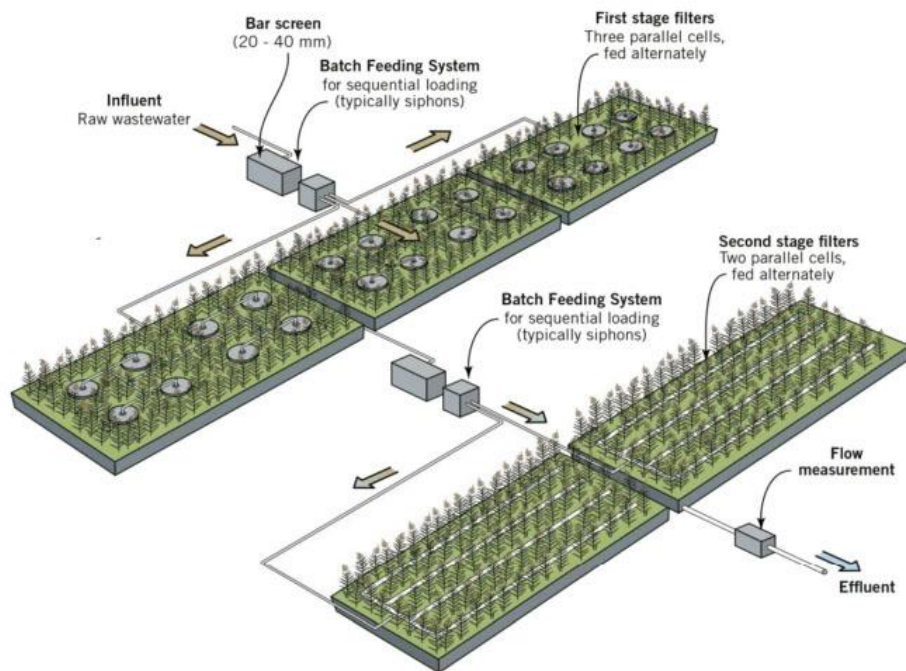


Σχήμα 2.19: Σχηματική αναπαράσταση τεχνητού υγροβιότοπου κατακόρυφης υπό-επιφανειακής ροής (Dotro et al., 2017)



### 2.3.4.2 Το Γαλλικό Σύστημα

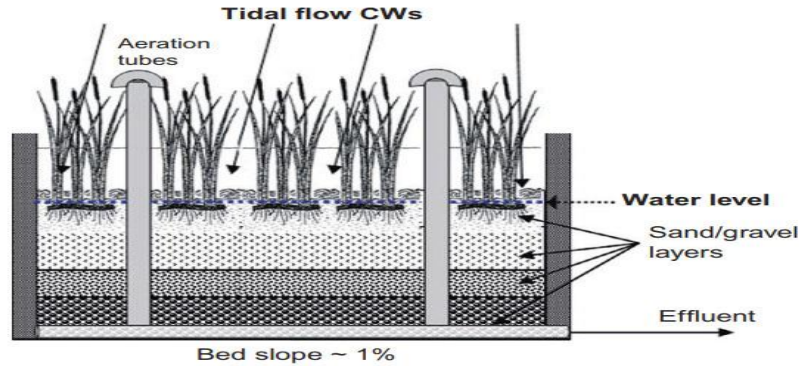
Μια ειδική παραλλαγή CW-VSSF αναπτύχθηκε στη Γαλλία τις τελευταίες δύο δεκαετίες (Boutin et al., 1997) και έκτοτε έγινε γνωστό ως το Γαλλικό Σύστημα (French System). Οι βασικές διαφορές με το κυρίαρχο μοντέλο είναι δύο. Πρώτον απουσιάζει η παρουσία λεπτόκοκκου στρώματος υλικού πληρώσεως στην κλίνη και αντιθέτως υπάρχει εκτεταμένη χρήση χονδρόκοκκου χαλικιού. Δεύτερον το σύστημα συνήθως εμπεριέχει δύο φάσεις επεξεργασίας, μια όπου τυπικά αποτελείται από τρεις κλίνες και έχει το ρόλο της πρωτοβάθμιας επεξεργασίας και στην συνέχεια μια δεύτερη όπου αποτελείται τυπικά από δύο μεγαλύτερες κλίνες και έχουν τον ρόλο της δευτεροβάθμιας επεξεργασίας. Το παραπάνω χαρακτηριστικό οδηγεί και την συγκεκριμένη παραλλαγή να μπορεί να δεχθεί λύματα όπου δεν έχουν υποβληθεί σε πρωτοβάθμια επεξεργασία.



Σχήμα 2.20: Σχηματική αναπαράσταση τεχνητού υγροβιότοπου κατακόρυφης υπό-επιφανειακής ροής τύπου "Γαλλικού Συστήματος" (Dotro et al., 2017)

### 2.3.4.3 Κορεσμένοι, Πλυμμηρικής Ροής

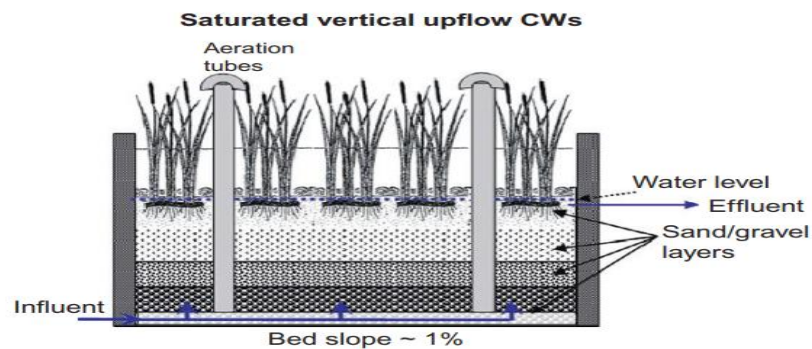
Το βασικό χαρακτηριστικό της συγκεκριμένης περίπτωσης είναι ότι η κλίνη βρίσκεται σε πλήρη πλήρωση από το νερό, επομένως δημιουργούνται κορεσμένες συνθήκες, και ακολουθεί η αποστράγγιση με ακόρεστες συνθήκες.



Σχήμα 2.21: Σχηματική αναπαράσταση κορεσμένου τεχνητού υγροβιότοπου πλημμυρικής κατακόρυφης υπό-επιφανειακής ροής (Stefanakis et al., 2014)

#### 2.3.4.4 Κορεσμένοι, Ανοδικής Ροής με Περιοδική Φόρτιση

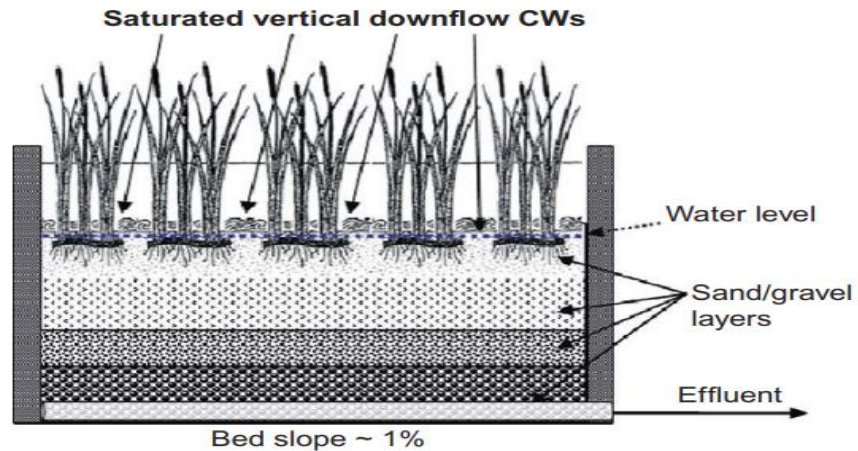
Σε αυτά τα συστήματα η εισαγωγή των λυμάτων γίνεται από το κάτω μέρος της κλίνης με τη χρήση κατάλληλου δικτύου σωλήνων. Τα λύματα σταδιακά κινούνται προς την επιφάνεια περνώντας διαμέσου του πορώδους μέσου και των ριζικών συστημάτων. Τα λύματα τελικώς συλλέγονται στην επιφάνεια του υγροβιότοπου ή μερικά εκατοστά κάτω από αυτή.



Σχήμα 2.22: Σχηματική αναπαράσταση τεχνητού υγροβιότοπου κατακόρυφης ανοδικής υπό-επιφανειακής ροής με περιοδική φόρτιση (Stefanakis et al., 2014)

#### 2.3.4.5 Κορεσμένοι, Καθοδική ροής, με Περιοδική Φόρτιση

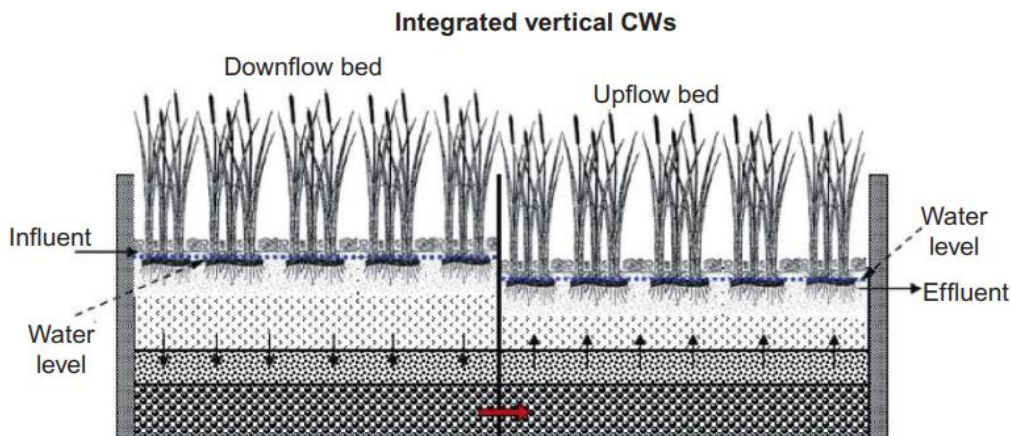
Το παραπάνω σύστημα λειτουργεί όπως και η περίπτωση των κορεσμένων με ανοδική ροή. Η διαφορά είναι ότι η ροή πλέον είναι από την επιφάνεια προς τον πυθμένα και η συλλογή των επεξεργασμένων λυμάτων γίνεται στον πυθμένα. Με την κατάλληλη διαμόρφωση η επιφάνεια των λυμάτων είναι σταθερά μερικά εκατοστά (από 5 έως 20) πιο κάτω από την επιφάνεια της κλίνης.



Σχήμα 2.23: Σχηματική αναπαράσταση τεχνητού υγροβιότοπου κατακόρυφης καθοδικής υπό-επιφανειακής ροής με περιοδική φόρτιση (Stefanakis et al., 2014)

#### 2.3.4.6 Ενιαίας Ενσωματωμένης Μορφής

Το σύστημα αυτό είναι ουσιαστικά υβριδικής μορφής. Αποτελείται από δύο μέρη. Στο πρώτο η φορά των λυμάτων είναι από την επιφάνεια προς τον πυθμένα. Στο δεύτερο αντιθέτως είναι από τον πυθμένα προς την επιφάνεια. Τα δύο μέρη διαχωρίζονται από ειδικά διαμορφωμένο τοίχιο, το οποίο επιτρέπει την κίνηση του νερού από το πρώτο μέρος στο δεύτερο στον πυθμένα του υγροβιότοπου.



Σχήμα 2.24: Σχηματική αναπαράσταση τεχνητού υγροβιότοπου κατακόρυφης υπό-επιφανειακής ροής ενιαίας ενσωματωμένης μορφής (Stefanakis et al., 2014)

### 2.3.5 Απομάκρυνση Φορτίων και Παθογόνων Μικροοργανισμών στους Τεχνητούς Υγροβιότοπους

Οι τεχνητοί υγροβιότοποι είναι ένα σύνθετο σύστημα επεξεργασίας και καθαρισμού του νερού, στο οποίο η απομάκρυνση των ρύπων ακολουθεί διαφορετικά μονοπάτια από ότι στα συμβατικά συστήματα. Σε αντίθεση με τα συμβατικά συστήματα επεξεργασίας λυμάτων όπου η απομάκρυνση του εκάστοτε ρύπου λαμβάνει χώρα σε ξεχωριστές μονάδες, στους τεχνητούς υγροβιότοπους αυτό συμβαίνει στον ίδιο χώρο και ταυτόχρονα. Εντός δηλαδή του υγροβιότοπου συμβαίνει η ταυτόχρονη απομάκρυνση της οργανικής ύλης, του αζώτου και των λοιπων ρύπων, σε αντίθεση με τα συμβατικά συστήματα όπου υπάρχουν διαφορετικοί χώροι-δεξαμενές.

Επιπλέον η ύπαρξη των φυτών έχει σημαντικό ρόλο στην ανταπόκριση και λειτουργία του συστήματος. Κυρίως η ύπαρξη των ριζών και των ριζωμάτων είναι αυτή όπου δημιουργεί μια ευνοϊκή περιοχή για την ανάπτυξη και σύνδεση του μικροβιακού βιοφίλμ το οποίο με τη σειρά του οδηγεί στην επιτάχυνση των βιολογικών διεργασιών ανά το εμβαδόν της εκάστοτε μονάδας σε σύγκριση με άλλα φυσικά συστήματα όπως παραδείγματος χάριν οι λίμνες.

Η ύπαρξη των φυτών βοηθάει στην διάχυση της ροής, περιορίζοντας τον κίνδυνο του υδραυλικού εμφράγματος. Παραλληλα είναι ικανά να απελευθερώσουν μικρές ποσότητες οξυγόνου και οργανικού άνθρακα μέσω των ριζών τους τροφοδοτώντας τόσο τις αερόβιες όσο και τις αναερόβιες βιοχημικές διεργασίες. Το παραπάνω είναι και ένα από τα ιδιαίτερα χαρακτηριστικά των εν λόγω συστημάτων καθώς είναι δυνατή η υποστήριξη τόσο αερόβιων όσο και αναερόβιων μικροοργανισμών, γεγονός που συμβάλει καθοριστικά στην απόδοση του συστήματος.

Οι βασικές οδοί απομάκρυνσης των φορτίων εντός ενός συστήματος τεχνητών υγροβιότοπων παρατίθενται στον παρακάτω πίνακα.

Πίνακας 2.4: Τρόποι απομάκρυνσης των ρύπων στους τεχνητούς υγροβιότοπους

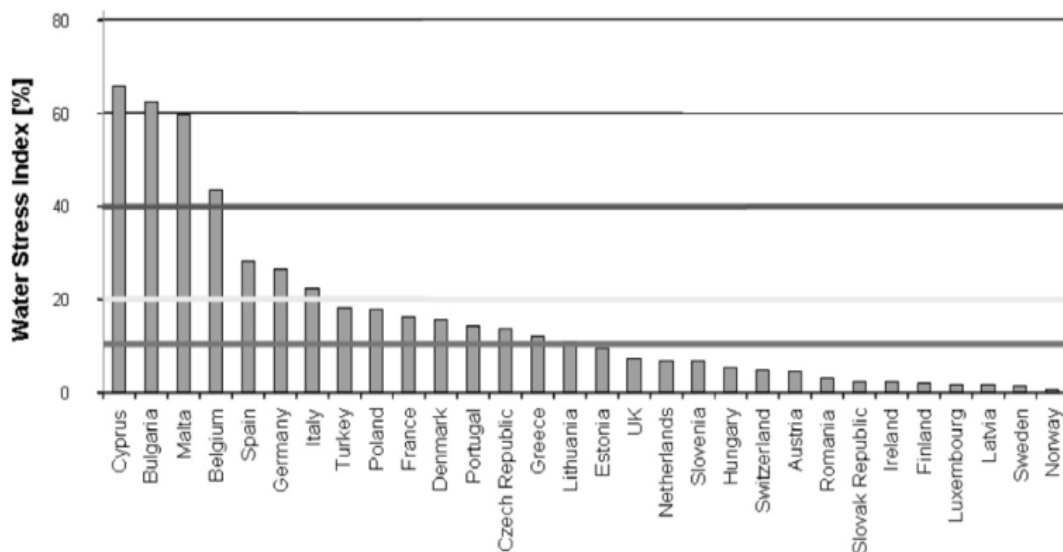
Φορτίο προς απομάκρυνση	Τρόπος απομάκρυνσης
Αιωρούμενα στερεά	Καθίζηση
	Διήθηση
Οργανικό φορτίο	Καθίζηση (για το σωματιδιακό οργανικό φορτίο)
	Διήθηση (για το σωματιδιακό οργανικό φορτίο)
	Βιολογική αποδόμηση (για το διαλυτό οργανικό φορτίο)
Άζωτο	Νιτροποίηση-Απονιτροποίηση
	Δέσμευση μέσω των φυτών (απαραίτητη όμως η μετέπειτα απομάκρυνση μέσω της συγκομιδής)
Φώσφορος	Απορρόφηση
	Διήθηση-Κατακρήμνιση λόγω των ιδιοτήτων του μέσου πλήρωσης
	Δέσμευση μέσω των φυτών (απαραίτητη όμως η μετέπειτα απομάκρυνση μέσω της συγκομιδής)
Παθογόνοι οργανισμοί	Καθίζηση
	Διήθηση
	Κατανάλωση ως τροφή από πρωτόζωα
	Φυσικός θάνατος

### **3 Επαναχρησιμοποίηση των Επεξεργασμένων Λυμάτων**

#### **3.1 Η Ανάγκη Επαναχρησιμοποίησης των Επεξεργασμένων Λυμάτων**

Δύο από τις μεγαλύτερες προκλήσεις που αντιμετωπίζει η ανθρωπότητα στη σύγχρονη εποχή, είναι αυτές της ρύπανσης των υδάτων και της λειψυδρίας (Petta et al., 2007). Η αύξηση του αστικού πληθυσμού, η ρύπανση των επιφανειακών αλλά και υπόγειων υδάτων, η άνιση κατανομή των υδάτινων πόρων ,στο χώρο και στο χρόνο, είναι κάποιοι από τους παράγοντες που έχουν επιδράσει αρνητικά στα παραπάνω προβλήματα (Asano & Cotruvo, 2004). Εάν ο υπάρχον ρυθμός ζήτησης νερού διατηρηθεί, μέχρι το 2030 προβλέπεται ότι οι απαιτήσεις σε νερό θα είναι κατά 60% μεγαλύτερες από τον συνολικά διατιθέμενο όγκο νερού παγκοσμίως (Vo et al., 2014).

Οι Bixio et al (2006) παραθέτουν το παρακάτω διάγραμμα για τις χώρες της Ευρωπαϊκής Ένωσης και την επίδραση της «υδατικής πίεσης» στον κρατικό σχεδιασμό. Ο δείκτης «υδατικής πίεσης» είναι ο λόγος της ποσότητας νερού που καταναλώνεται προς την ποσότητα νερού όπου ανανεώνεται στις υδατικές πηγές κάθε χώρας. Όταν ο δείκτης είναι μεταξύ 0-10% ο παράγοντας της διαχείρισης των υδατικών πόρων, έχει αμελητέο ρόλο στην διαδικασία της λήψης αποφάσεων. Όταν κυμαίνεται μεταξύ 10-20% σημαίνει ότι η προσβασιμότητα σε νερό είναι ένας περιοριστικός παράγοντας σε ότι αφορά τον ευρύτερο κρατικό σχεδιασμό και κατ' επέκταση πρέπει να γίνουν τα αναγκαία έργα από πλευράς πολιτείας για την υδατική επάρκεια της χώρας. Όταν ο δείκτης είναι άνω του 20% τότε απαιτούνται σημαντικές διαχειριστικές δράσεις για την εξισορρόπηση της προσφοράς και της ζήτησης και αντιστοίχως μεγάλης κλίμακας έργα υποδομής. Σύμφωνα με το παρακάτω σχήμα η χώρα μας είναι λίγο πάνω από το 10%, γεγονός που υποδηλώνει ότι το ζήτημα της ορθής διαχείρισης των υδατικών πόρων είναι σημαντικό.



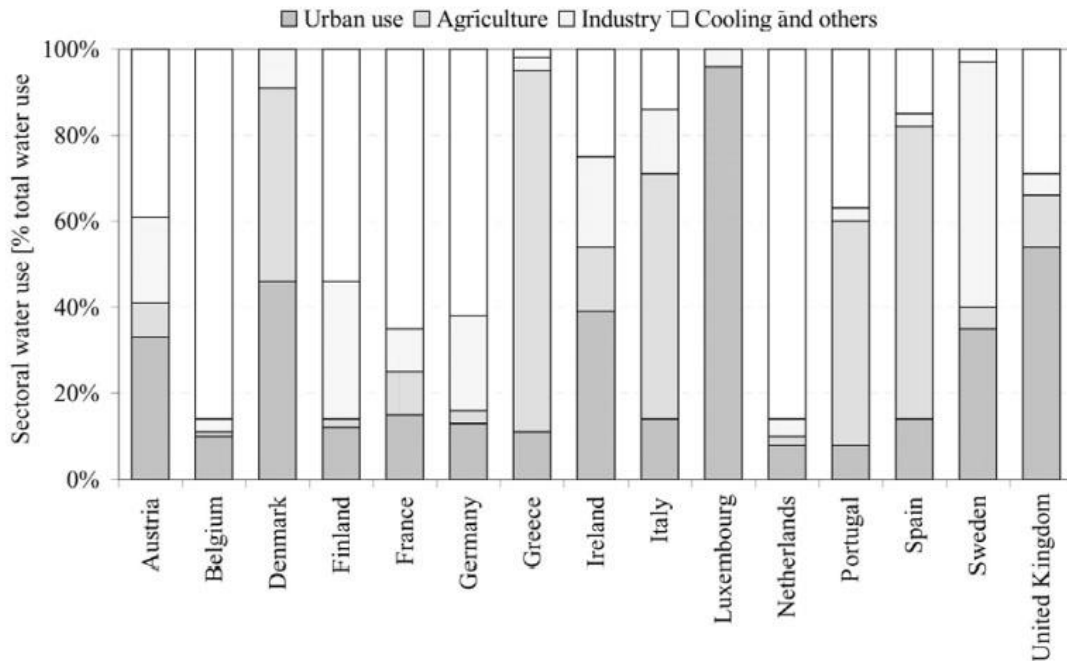
Σχήμα 3.1: Υδατική πίεση για τις χώρες της E.E. (Bixio et al., 2006)

Η ρύπανση των υδάτινων πόρων λόγω της διάθεσης μη επαρκώς επεξεργασμένων αστικών λυμάτων σε υδάτινους αποδέκτες είναι επίσης ένα πολύ σημαντικό πρόβλημα. Η πρακτική αυτή έχει εξαιρετικά επιβλαβή επίδραση τόσο στα φυσικά οικοσυστήματα όσο και στην ανθρώπινη υγεία. Η ποιότητα και η ποσότητα των διαθέσιμων υδάτινων πόρων επηρεάζουν άμεσα την κάλυψη των αυξημένων υδατικών απαιτήσεων της ανθρωπότητας. Επομένως η ρύπανση των υδάτινων πόρων μπορεί να έχει τεράστιο αρνητικό αντίκτυπο στο κόστος που απαιτείται για την εξυπηρέτηση των παραπάνω αναγκών. Υπό αυτή τη σκοπιά η περαιτέρω ανάπτυξη και αναβάθμιση των τεχνολογιών επεξεργασίας λυμάτων αποκτά κομβική σημασία.

Με δεδομένο ότι η ανάγκη της ανθρωπότητας να έχει απρόσκοπτη πρόσβαση σε νερό θα συνεχίσει να αυξάνεται, ενώ οι υδάτινοι πόροι είναι αφενός περιορισμένοι και αφετέρου επηρεάζονται από τη κλιματική αλλαγή (Marecos do Monte, 2007), είναι σημαντικό να διερευνηθούν νέοι τρόποι διαχείρισης του νερού. Νέοι τρόποι οι οποίοι θα υποβοηθούν την εύκολη πρόσβαση σε υδατικούς πόρους, θα είναι χαμηλού κόστους, και που θα μπορούν να προσαρμόζονται στις ιδιαίτερες συνθήκες και απαιτήσεις της κάθε χώρας και περιοχής. Ειδικά για τις περιοχές όπου οι συμβατικές πηγές νερού δεν είναι διαθέσιμες, η αξιοποίηση των επεξεργασμένων λυμάτων μπορεί να αποτελέσει μια βιώσιμη λύση.

Ο βασικότερος τομέας στον οποίο καταναλώνονται σημαντικές ποσότητες υδάτινων πόρων, είναι ο αγροτικός. Υπολογίζεται ότι οι υδατικές απαιτήσεις στον αγροτικό τομέα είναι ίσες με το 65% των συνολικών απαιτήσεων σε νερό παγκοσμίως (Vo et al., 2014). Σε κάποιες περιοχές όπως η Μέση Ανατολή, η άρδευση είναι εξαιρετικά σημαντική μιας και ενώ από τη μια μόνο το 30% της καλλιεργήσιμης γης μπορεί να αρδευτεί, το συγκεκριμένο τμήμα είναι υπεύθυνο για το 70% της συνολικής αγροτικής παραγωγής (Angelakis et al., 1999).

Παρεμφερής είναι και η κατάσταση στην περιοχή της Μεσογείου, όπου το 70 -80% των συνολικών απαιτήσεων σε νερό προέρχεται από τις ανάγκες της άρδευσης (Petta et al., 2007). Στην Ισπανία για παράδειγμα η άρδευση αποτελεί παραπάνω από το 60% της συνολικής κατανάλωσης σε νερό, ενώ στην Ελλάδα το αντίστοιχο ποσοστό είναι άνω του 80% (FAO 2015). Το ποσοστό αυτό είναι από τα μεγαλύτερα στην Ευρώπη όπως φαίνεται και στο Σχήμα 3.2.



Σχήμα 3.2: Χρήσεις νερού στην Ευρώπη (Bixio et al., 2006)

Η επαναχρησιμοποίηση του νερού, ειδικά στον αγροτικό τομέα, είναι έκδηλο ότι έχει μεγάλη σημασία. Βοηθητικό στοιχείο σε αυτή τη κατεύθυνση είναι ότι στα αστικά λύματα περιέχονται θρεπτικές ουσίες (άζωτο, φώσφορος) και άλλα χρήσιμα στοιχεία για την ανάπτυξη των καλλιεργειών (μέταλλα, ιχνοστοιχεία κλπ). Το παραπάνω χαρακτηριστικό μπορεί να αξιοποιηθεί για την κάλυψη των αναγκών σε άρδευση, προφανώς έπειτα από την αναγκαία επεξεργασία, και είναι ένα πλεονέκτημα για τη συγκεκριμένη χρήση. Η ύπαρξη των παραπάνω στοιχείων στα αστικά λύματα μπορεί να οδηγήσει σε μείωση της χρήσης λιπασμάτων (Carr et al., 2011). Χαρακτηριστικό στοιχείο αυτής της κατεύθυνσης είναι ότι η χρήση του επεξεργασμένου νερού στη γεωργία αποτελεί και το μεγαλύτερο μέρος της επαναχρησιμοποίησης στην Ευρωπαϊκή Ένωση και στο Ισραήλ (Hochstrat et al., 2008). Τέλος, πέρα από την οικονομική σκοπιά και την σκοπιά της διαχείρισης των υδάτινων πόρων, η επαναχρησιμοποίηση των επεξεργασμένων αστικών λυμάτων οδηγεί σε μειωμένες αποθέσεις στα φυσικά υδάτινα σώματα και άρα κατ' επέκταση σε αυξημένη προστασία των ίδιων αλλά και των οικοσυστημάτων που συνδέονται με αυτά (Kiziloglu et al., 2008).



### 3.2 Ευρωπαϊκό Πλαίσιο για την Επαναχρησιμοποίηση του Νερού

Τα παραπάνω οδήγησαν την Ευρωπαϊκή Ένωση να εντείνει τις πρωτοβουλίες της γύρω από το ζήτημα της επαναχρησιμοποίησης του νερού στον τομέα της γεωργίας. Ο δημόσιος διάλογος που ξεκίνησε το 2018, οδήγησε φέτος στην έγκριση του Ευρωπαϊκού Κανονισμού για την Επαναχρησιμοποίηση του Νερού (Water Reuse Regulation). Ο κανονισμός εγκρίθηκε στις 25/5/2020 και θέτει τα όρια όπου πρέπει να τηρούνται για την επαναχρησιμοποίηση των υδάτων. Η καθολική εφαρμογή του για όλα τα κράτη μέλη της Ε.Ε. προβλέπεται για το 2023. Σύμφωνα με τον νέο αυτό κανονισμό οι χρήσεις του επαναχρησιμοποιούμενου νερού για τη γεωργία ορίζονται ως τέσσερις, τα χαρακτηριστικά των οποίων παρουσιάζονται στον Πίνακα 3.1

Πίνακας 3.1: Κατηγορίες ποιότητας του ανακτημένου νερού και επιτρεπόμενη γεωργική χρήση και μέθοδος άρδευσης με βάση την Ε.Ε.

Ελάχιστη κατηγορία ποιότητας του ανακτημένου νερού	Κατηγορία καλλιέργειας	Μέθοδος άρδευσης
A	Όλες οι καλλιέργειες εδώδιμων φυτών που καταναλώνονται ωμά των οποίων το βρώσιμο τμήμα έρχεται σε άμεση επαφή με ανακτημένο νερό και τα ριζώδη φυτά που καταναλώνονται ωμα.	Όλες οι μέθοδοι άρδευσης
B	Καλλιέργειες εδώδιμων φυτών που καταναλώνονται ωμά όταν το βρώσιμο μέρος παράγεται πάνω από το έδαφος και δεν βρίσκεται σε άμεση επαφή με ανακτημένο νερό, καλλιέργειες εδώδιμων φυτών που μεταποιούνται και καλλιέργειες μη εδώδιμων φυτών, συμπεριλαμβανομένων των καλλιεργειών που χρησιμοποιούνται για τη διατροφή γαλακτοπαραγωγικών ζώων ή ζώων που παράγουν κρέας.	Όλες οι μέθοδοι άρδευσης
Γ	Καλλιέργειες εδώδιμων φυτών που καταναλώνονται ωμά όταν το βρώσιμο μέρος παράγεται πάνω από το έδαφος και δεν βρίσκεται σε άμεση επαφή με ανακτημένο νερό, καλλιέργειες εδώδιμων φυτών που μεταποιούνται και καλλιέργειες μη εδώδιμων φυτών, συμπεριλαμβανομένων των καλλιεργειών που χρησιμοποιούνται για τη διατροφή γαλακτοπαραγωγικών ζώων ή ζώων που παράγουν κρέας.	Στάγδην άρδευση ή άλλη μέθοδος άρδευσης που αποφεύγει την άμεση επαφή με το βρώσιμο μέρος της καλλιέργειας
Δ	Βιομηχανικές και ενεργειακές καλλιέργειες και καλλιέργειες σπόρων	Όλες οι μέθοδοι άρδευσης

Με βάση τις παραπάνω κατηγορίες θεσπίζονται και τα απαραίτητα όρια εκροής τα οποία παρουσιάζονται στον Πίνακας 3.2

Πίνακας 3.2: Ελάχιστες απαιτήσεις για την ποιότητα του νερού με βάση την Ε.Ε.

Κατηγορία ποιότητας ανακτημένου υγρού	Ενδεικτικός τεχνολογικός στόχος	Απαιτήσεις ποιότητας				
		E.coli [αριθμός/100 ml]	BOD [mg/L]	TSS [mg/L]	Θολότητα [NTU]	Άλλο
A	Δευτεροβάθμια επεξεργασία, διήθηση και απολύμανση	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 5	
B	Δευτεροβάθμια επεξεργασία και απολύμανση	≤ 100	≤ 25	≤ 60 (2000-10000 Ι.Π.) ≤ 35 (άνω των 10.000 Ι.Π.)	-	Legionella spp.: < 1.000 cfu/l, όταν υπάρχει κίνδυνος αερόλυσης Εντερικά νηματώδη (αβγά ελμίνθων): ≤ 1 αβγό/l για άρδευση βοσκοτόπων ή χορτονομής
Γ	Δευτεροβάθμια επεξεργασία και απολύμανση	≤ 1000	≤ 25	≤ 60 (2000-10000 Ι.Π.) ≤ 35 (άνω των 10.000 Ι.Π.)	-	
Δ	Δευτεροβάθμια επεξεργασία και απολύμανση	≤ 10.000	≤ 25	≤ 60 (2000-10000 Ι.Π.) ≤ 35 (άνω των 10.000 Ι.Π.)	-	

Οι ευρωπαϊκές κατευθύνσεις δεν θέτουν κάποιο όριο για το άζωτο και τον φώσφορο.

Επί του παρόντος περίπου 1 εκατομμύριο κυβικά μέτρα νερού επαναχρησιμοποιούνται στην Ευρωπαϊκή Ένωση τα οποία αντιπροσωπεύουν περίπου το 2.4% των επαναχρησιμοποιημένων λυμάτων και λιγότερο από το 0.5% των ετήσιων καταναλώσεων καθαρού νερού από τις χώρες της Ε.Ε. Παρόλα αυτά υπολογίζεται ότι αυτό το δυναμικό μπορεί να φτάσει τα 6 εκατομμύρια κυβικά μέτρα, δηλαδή έξι φορές πάνω από ότι σήμερα. Πολλές χώρες έχουν αναλάβει πρωτοβουλίες πάνω στο συγκεκριμένο ζήτημα όπως η Γερμανία, το Βέλγιο, η Μάλτα, η Κύπρος, η Ισπανία, η Ιταλία και η Ελλάδα. Η Κύπρος και η Μάλτα θεωρούνται πρωτοπόρες καθώς τα ποσοστά επαναχρησιμοποίησης αγγίζουν το 90% και 60% αντίστοιχα. Στην Ελλάδα, την Ισπανία και την Ιταλία το ποσοστό επαναχρησιμοποίησης κυμαίνεται μεταξύ 5% και 12%, γεγονός που υποδηλώνει ότι υπάρχει σημαντική δυνατότητα για βελτίωση.

### **3.3 Εθνικό Πλαίσιο για την Επαναχρησιμοποίηση του Νερού**

Στην Ελλάδα έχει αναπτυχθεί ένα αυστηρό νομικό πλαίσιο για την επαναχρησιμοποίηση του νερού. Η επαναχρησιμοποίηση στη χώρα μας δεν περιορίζεται μόνο στα πλαίσια της γεωργίας αλλά αφορά και άλλους τομείς όπου μπορεί να είναι αξιοποιήσιμα τα επεξεργασμένα λύματα. Επιπλέον υπάρχουν περιορισμοί σε ότι αφορά την συγκέντρωση του αζώτου στην εκροή.

Με βάση την οδηγία 91/271/ΕΕ και τις υπουργικές αποφάσεις όπου την ενσωμάτωσαν στο εθνικό δίκαιο, δηλαδή την ΚΥΑ 5673/400/97 και την ΚΥΑ 19661/1982/1999, ως αστικά υγρά απόβλητα ορίζονται τα οικιακά λύματα ή το μείγμα οικιακών αποβλήτων με τα βιομηχανικά υγρά απόβλητα ή/και με τα όμβρια ύδατα. Ο όρος οικιακά λύματα αναφέρεται στα λύματα από περιοχές κατοικία και υπηρεσιών, όπου προέρχονται κυρίως από τις λειτουργίες του ανθρώπινου οργανισμού και τις εμπορικές δραστηριότητες. Όμβρια ύδατα χαρακτηρίζονται τα νερά της βροχής μαζί με τα προϊόντα έκπλυσης των δρόμων. Τα βιομηχανικά υγρά απόβλητα είναι οποιαδήποτε υγρά απόβλητα απορρίπτονται από χώρους οι οποίοι χρησιμοποιούνται για οποιαδήποτε εμπορική ή βιομηχανική δραστηριότητα και είναι οικιακά λύματα ή όμβρια ύδατα.

Το πλαίσιο για την επεξεργασία των αστικών λυμάτων στην Ελλάδα προσδιορίζεται από την Υ.Α. οικ. 5673/400/1997 και το πλαίσιο για την επαναχρησιμοποίηση από την Υ.Α. οικ. 145116/2011 και την τροποποίηση που δέχθηκε με την Υ.Α. οικ. 191002/2013. Σύμφωνα με την ισχύουσα νομοθεσία τίθενται τρεις περιπτώσεις ορίων για τα επαναχρησιμοποιούμενα ύδατα αναλόγως τη χρήση του νερού:

#### **1. Περίπτωση 1<sup>η</sup>**

Για την περίπτωση επαναχρησιμοποίησης επεξεργασμένων υγρών αποβλήτων για περιορισμένη άρδευση, βιομηχανική χρήση νερού μιας χρήσης και εμπλουτισμό υπόγειου υδροφορέα, που δεν χρησιμοποιείται για πόση και με διήθηση διαμέσου κατάλληλου εδαφικού στρώματος τα όρια αναφέρονται στον Πίνακα 3.3

Πίνακας 3.3: Όρια επαναχρησιμοποίησης για περιορισμένη άρδευση, βιομηχανική χρήση νερού μιας χρήσης και τροφοδότηση υπόγειου υδροφορέα με διήθηση

Τύπος επαναχρησιμοποίησης	Κατ' ελάχιστον απαιτούμενη επεξεργασία	E.coli [EC/100 ml]	BOD [mg/L]	TSS [mg/L]	Θολότητα [NTU]
Περιορισμένη άρδευση	Δευτεροβάθμια βιολογική επεξεργασία, απολύμανση	≤ 200 (διάμεση τιμή)	≤ 25	≤ 35	-
Βιομηχανική χρήση					
Τροφοδότηση υπόγειου υδροφορέα					

Ο όρος «περιορισμένη άρδευση» αναφέρεται σε περιοχές όπου δεν αναμένεται πρόσβαση του κοινού, καλλιέργειες ζωοτροφών, βιομηχανικές καλλιέργειες, λιβάδια, δένδρα (μη συμπεριλαμβανομένων των οπωροφόρων), με τη προϋπόθεση ότι κατά τη συλλογή οι κορποί δεν βρίσκονται σε επαφή με το έδαφος, καλλιέργειες σπόρων και καλλιέργειες που παράγουν προϊόντα τα οποία υποβάλλονται σε περαιτέρω επεξεργασία πριν την κατανάλωση τους. Άρδευση με καταιονισμό δεν θα εφαρμόζεται.

Ο όρος «βιομηχανική άρδευση» αναφέρεται σε χρήση νερού ψύξης μιας χρήσης.

Ο όρος «τροφοδότηση υπόγειου υδροφορέα» αναφέρεται στην τροφοδότηση υπόγειων υδροφορέων με διήθηση διαμέσου εδαφικού στρώματος με επαρκές πάχος και κατάλληλα χαρακτηριστικά.

Οι συγκεντρώσεις αζώτου στην εκροή πρέπει να διατηρούνται χαμηλότερα από 45 [mg/L], με εξαίρεση τις περιπτώσεις όπου υπάρχει μεγάλης διάρκειας αποθήκευση των υγρών αποβλήτων σε ταμειυτήρες, γίνεται άρδευση ευπρόσβλητων στην νιτρορρύπανση ζωνών ή γίνεται εμπλουτισμός του υπόγειου υδροφορέα. Στις περιπτώσεις αυτές οι μέσες συγκεντρώσεις αζώτου πρέπει να μην υπερβαίνουν τα 15 [mg/L]

## 2. Περίπτωση 2<sup>η</sup>

Για την περίπτωση επαναχρησιμοποίησης επεξεργασμένων υγρών αποβλήτων για απεριόριστη άρδευση, βιομηχανική χρήση νερού πλην νερού ψύξης μιας χρήσης τα όρια αναφέρονται στον Πίνακα 3.4

Πίνακας 3.4: Όρια επαναχρησιμοποίησης για απεριόριστη άρδευση και βιομηχανική χρήση νερού πλην νερού ψύξης μιας χρήσης

Τύπος επαναχρησιμοποίησης	Κατ' ελάχιστον απαιτούμενη επεξεργασία	E.coli [EC/100 ml]	BOD [mg/L]	TSS [mg/L]	Θολότητα [NTU]
Απεριοριστή άρδευση	Δευτεροβάθμια βιολογική επεξεργασία ακολουθούμενη από τριτοβάθμια επεξεργασία και απολύμανση	≤ 5 για το 80% των δειγμάτων	≤ 10 για το 80% των δειγμάτων	≤ 10 για το 80% των δειγμάτων	≤ 2 (διάμεση τιμή)
Βιομηχανική χρήση		≤ 50 για το 95% των δειγμάτων			

Ο όρος «απεριόριστη άρδευση» αναφέρεται σε καλλιέργειες όπως οπωροφόρα δέντρα, λαχανικά, αμπέλια ή καλλιέργειες των οποίων τα προϊόντα καταναλώνονται ωμά, θερμοκήπια. Η απεριόριστη άρδευση επιτρέπει την εφαρμογή διαφόρων μεθόδων εφαρμογής της άρδευσης συμπεριλαμβανομένου του καταιονισμού.

Ο όρος «βιομηχανική χρήση νερού πλην νερού ψύξης μιας χρήσης» αφορά επανακυκλοφορούμενο νερό ψύξης, νερό για λέβητες, νερό διεργασιών κλπ.

Για την απομάκρυνση αζώτου ισχύουν τα σχόλια που αναγράφονται στην περίπτωση 1. Στην περίπτωση άρδευση σε περιοχές που έχουν χαρακτηρισθεί ως ευπρόσβλητες λόγω νιτρορρύπανσης απαιτείται απομάκρυνση αζώτου μέσω νιτροποίησης - απονιτροποίησης, ώστε οι συγκεντρώσεις αμμωνιακού αζώτου και ολικού αζώτου να είναι μικρότερες από 2 [mg/L] και 15 [mg/L] αντίστοιχα.

### 3. Περίπτωση 3<sup>1</sup>

Για την περίπτωση επαναχρησιμοποίησης επεξεργασμένων υγρών αποβλήτων για αστική και περιαστική χρήση και εμπλουτισμό υπόγειων υδροφορέων με γεωτρήσεις τα όρια αναφέρονται στον Πίνακα 3.5

Πίνακας 3.5: Όρια επαναχρησιμοποίησης για αστική χρήση, εμπλουτισμό υπόγειου υδροφορέα με γεωτρήσεις και χρήση σε περιαστικό πράσινο

Τύπος επαναχρησιμοποίησης	Κατ' ελάχιστον απαιτούμενη επεξεργασία	E.coli [EC/100 ml]	BOD [mg/L]	TSS [mg/L]	Θολότητα [NTU]
Αστική χρήση	Δευτεροβάθμια βιολογική επεξεργασία ακολουθούμενη από προχωρημένη επεξεργασία και απολύμανση	≤ 2 για το 80% των δειγμάτων	≤ 10 για το 80% των δειγμάτων	≤ 2 για το 80% των δειγμάτων	≤ 2 (διάμεση τιμή)
Εμπλουτισμός υπόγειου υδροφορέα		≤ 20 για το 95% των δειγμάτων			
Περιαστικό πράσινο		≤ 2 για το 80% των δειγμάτων			

Ο όρος «αστική χρήση» αναφέρεται σε μεγάλες εκτάσεις (νεκροταφεία, πρανή αυτοκινητοδρόμων, γήπεδα γκολφ, δημόσια πάρκα), εγκαταστάσεις αναψυχής, κατάσβεση πυρκαγιών, συμπύκνωση εδαφών, καθαρισμός οδών και πεζοδρόμων, διακοσμητικά σιντριβάνια. Πότισμα με καταιονισμό απαγορεύεται.

Ο όρος «εμπλουτισμός υπόγειου υδροφορέα» αναφέρεται στον εμπλουτισμό υπόγειων υδροφορέων με γεωτρήσεις.

Ο όρος «περιαστικό πράσινο» συμπεριλαμβάνει τα άλση και τα δάση εντός της πόλης.

Για την απομάκρυνση αζώτου απαιτείται απομάκρυνση αζώτου μέσω νιτροποίησης - απονιτροποίησης, ώστε οι συγκεντρώσεις αμμωνιακού αζώτου και ολικού αζώτου να είναι μικρότερες από 2 [mg/L] και 15 [mg/L] αντίστοιχα.

### 3.4 Επαναχρησιμοποίηση με τη Χρήση Τεχνητών Υγροβιότοπων

Η χρήση συστημάτων τεχνητών υγροβιότοπων για την επεξεργασία των αστικών λυμάτων και την επαναχρησιμοποίηση κερδίζει έδαφος τα τελευταία χρόνια. Η χρήση τους έχει μια σειρά από πλεονεκτήματα.

Αρχικά η απόδοση των CW είναι μεγαλύτερη στα ήπια προς θερμά κλίματα. Μιας και ένας σημαντικός αριθμός χωρών που έχουν προβλήματα διαχείρισης υδατικών πόρων, είτε λόγω λειψυδρίας είτε λόγω ρύπανσης, βρίσκονται σε τέτοια κλίματα, η επιλογή των CW είναι συνήθως μια βιώσιμη λύση. Επίσης, έχουν το συγκριτικό πλεονέκτημα του χαμηλού κόστους, κατασκευής και λειτουργίας, γεγονός που καθιστά τα εν λόγω συστήματα μια επιθυμητή επιλογή, ειδικά στις πιο αδύναμες οικονομικά χώρες. Παράλληλα η απόδοσή τους είναι ικανοποιητική, και αν συνδυαστούν με άλλες μονάδες επεξεργασίας, πρωτοβάθμιας ή/και τριτοβάθμιας επεξεργασίας, μπορούν να καλύψουν τα απαραίτητα όρια εκροής.

Σε ότι αφορά τα μειονεκτήματα τους, αυτά σχετίζονται κυρίως με τα αντικειμενικά όρια που έχουν τα εν λόγω συστήματα. Οι τεχνητοί υγροβιότοποι κατά κανόνα έχουν σημαντικές χωροταξικές απαιτήσεις, καθώς απαιτούνται μεγάλες επιφάνειες για την κατασκευή τους. Αυτό αποτελεί συχνά έναν βασικό περιοριστικό παράγοντα σε ότι αφορά την χρήση τους για την επεξεργασία λυμάτων από πόλεις ή εν γένει μεγάλα αστικά κέντρα, καθώς συνήθως δεν υπάρχουν τα απαιτούμενα μεγέθη επιφανειών προς διάθεση. Επομένως η χρήση τους είναι συνηθέστερη σε μικρότερους οικισμούς, μέχρι 2000 κατοίκους, όπου συνήθως είναι επαρχιακοί και μπορούν να καλυφθούν οι χωροταξικές απαιτήσεις. Επιπλέον, αν και υπάρχει έλλειψη δεδομένων για την απομάκρυνση των παθογόνων οργανισμών (Stevó Lavrnić et al, 2016) , οι μέχρι τώρα μελέτες δείχνουν ότι στο συγκεκριμένο επίπεδο οι CW δεν παρέχουν ικανοποιητικό βαθμό απομάκρυνσης. Το παραπάνω ζήτημα μπορεί να επιλυθεί βέβαια με μια σειρά από τρόπους. Εκτός από τη χρήση μονάδας απολύμανσης, η οποία είναι επιβεβλημένη ούτως ή άλλως, οι Avila et al (2013) αναφέρουν ότι η χρήση μιας λεκάνης απόθεσης μετά την επεξεργασία από το σύστημα CW οδηγεί σε σημαντική μείωση του παθογόνου βακτηρίου *Escherichia coli*. Οι Garcia et al (2013), αναφέρουν ότι η χρήση ενός μικτού υβριδικού συστήματος, δηλαδή ενός συστήματος που να εμπεριέχει διαφορετικούς τύπους CW, μπορεί να συνεισφέρει σημαντικά στην απομάκρυνση των παθογόνων.

## 4 Σενάρια Μελέτης

Στα πλαίσια της παρούσας μελέτης έγινε διαστασιολόγηση ενός συστήματος αποκεντρωμένης εγκατάστασης επεξεργασίας λυμάτων με βάση πέντε διαφορετικά πληθυσμιακά δεδομένα, δύο διαφορετικά όρια εκροής και διερεύνηση δύο διαφορετικών ειδών τεχνητών υγροβιότοπων.

Πιο συγκεκριμένα έγινε διαστασιολόγηση μιας αποκεντρωμένης εγκατάστασης επεξεργασίας λυμάτων η οποία αποτελείται από τις εξής μονάδες κατά σειρά:

- Αναερόβιος Αντιδραστήρας Ανοδικής Ροής Κλίνης Ιλύος (UASB) ως πρωτοβάθμια επεξεργασία.
- Τεχνητοί υγροβιότοποι ως δευτεροβάθμια επεξεργασία. Πιο συγκεκριμένα έγινε η διαστασιολόγηση δύο διαφορετικών τύπων τεχνητών υγροβιότοπων ως πιθανές επιλογές. Οι τύποι υγροβιότοπων όπου επιλέχθηκαν είναι οι τεχνητοί υγροβιότοποι οριζόντιας υπό-επιφανειακής ροής (CW-HSSF), και οι τεχνητοί υγροβιότοποι κατακόρυφης υπό-επιφανειακής ροής (CW-VSSF).
- Διήθηση μέσω κυκλικών φίλτρων υπό πίεση

Συγκεκριμένα για τους CW-VSSF επιλέχθηκε η διαστασιολόγηση υγροβιότοπων μη κορεσμένων με περιοδική φόρτιση, μιας και είναι η πλέον διαδεδομένη περίπτωση.

Επιπροσθέτως επιχειρήθηκε ο υπολογισμός των εκπομπών των αερίων του θερμοκηπίου από τους τεχνητούς υγροβιότοπους.

Η διαστασιολόγηση έγινε για πληθυσμιακά δεδομένα μεταξύ 200 και 10.000 κατοίκων. Συγκεκριμένα τα σενάρια μελέτης αναφέρονται σε ισοδύναμο πληθυσμό 200, 500, 2.000, 5.000 και 10.000.

Η χρήση μονάδων τεχνητών υγροβιότοπων δεν προκρίνεται συνήθως για μεγάλους Ι.Π. λόγω των αυξημένων απαιτήσεων σε γη. Η επιλογή των 5000 και 10000 έγινε για να διερευνηθούν οι διαστάσεις των μονάδων σε οριακές καταστάσεις.

Για την παροχή σχεδιασμού ( η οποία είναι η μέγιστη ημερήσια παροχή) έγινε η θεώρηση ότι αντιστοιχεί σε 200 [L/κατ./d]. Ως εκ τούτου η παροχή σχεδιασμού προκύπτει ίση με:

$$Q = 0.2 * I.Π.$$

Όπου:

Q: Η παροχή σχεδιασμού [m<sup>3</sup>/d]

I.Π.: Ο ισοδύναμος πληθυσμός για κάθε σενάριο

Όπου χρειάστηκε η χρήση της μέσης ημερήσια παροχής για τους υπολογισμούς τότε αυτή προσδιορίστηκε ως εξής:



$$Q_M = \frac{Q}{\lambda_H}$$

Όπου:

$Q_M$ : Η μέση παροχή παροχή [ $m^3/d$ ]

$Q$ : Η παροχή σχεδιασμού [ $m^3/d$ ]

$\lambda_H$ : Ο συντελεστής ημερήσιας αιχμής

Ο συντελεστής ημερήσιας αιχμής κυμαίνεται μεταξύ 1.1 και 2 με τυπική τιμή το 1.5 και αυτή χρησιμοποιήθηκε στα πλαίσια της παρούσας εργασίας.

Τα αστικά λύματα διαφέρουν ως προς την σύστασή τους, μια και σε αυτή επιδρούν μια σειρά από παράγοντες. Γενικώς όμως οι διακυμάνσεις είναι μικρές όποτε τα αστικά λύματα μπορούν να θεωρηθούν σταθερής ποιότητας. Προσεγγιστικά τα ρυπαντικά φορτία εντός των αστικών λυμάτων παρουσιάζονται στον Πίνακα 4.1

Πίνακας 4.1: Ρυπαντικά φορτία εισερχόμενων λυμάτων (Ανδρεαδάκης et al. 2008)

Φορτίο	Εισαγόμενη Μάζα
BOD <sub>5</sub>	60-65 g/κατ./d
TN	12-14 g/κατ./d
TSS	70-80 g/κατ./d
TP	2-4 g/κατ./d

Πιο συγκεκριμένα στην παρούσα διπλωματική έγιναν οι εξής παραδοχές:

Φορτίο	Εισαγόμενη Μάζα
Παροχή	200 L/κάτοικο/d
BOD <sub>5</sub>	60 g/κατ./d
COD	120 g/κατ./d
TN	10 g/κατ./d
TSS	50 g/κατ./d
TP	2 g/κατ./d

Οι συγκεντρώσεις των φορτίων εισόδου τελικώς υπολογίζονται :

$$C_{in} = \frac{L_{in} * I. \Pi}{Q}$$

Όπου:

$C_{in}$ : Συγκέντρωση του εκάστοτε φορτίου στην είσοδο [mg/L]

$L_{in}$ : Η ανηγμένη μάζα του εκάστοτε φορτίου ανά κάτοικο ανά ημέρα [g/κατ./d]

$Q$ : Η παροχή σχεδιασμού [ $m^3/d$ ]

Τελικώς τα δεδομένα εισόδου για την κάθε περίπτωση παρουσιάζονται στον Πίνακα 4.2

Πίνακας 4.2: Ρυπαντικά φορτία εισόδου για κάθε σενάριο

Παράμετρος	Μονάδες	Ισοδύναμος Πληθυσμός				
		200	500	2.000	5.000	10.000
$Q$	$m^3/d$	40	100	400	1.000	2.000
COD	mg/L	600	600	600	600	600
BOD	mg/L	300	300	300	300	300
TSS	mg/L	250	250	250	250	250
TN	mg/L	50	50	50	50	50
TP	mg/L	10	10	10	10	10

Για όρια εκροής θεωρήθηκαν δύο περιπτώσεις.

Για την πρώτη περίπτωση (Σενάριο 1) τα όρια τέθηκαν ως εξής:

- Συγκέντρωση BOD στην έξοδο ίσο με 10 [mg/L] (για 80% των δειγμάτων)
- Συγκέντρωση TSS στην έξοδο ίσο με 10 [mg/L] (για 80% των δειγμάτων)
- Συγκέντρωση TN στην έξοδο ίσο με 12 [mg/L]

Για τη δεύτερη περίπτωση (Σενάριο 2) τα όρια τέθηκαν ως εξής:

- Συγκέντρωση BOD στην έξοδο ίσο με 10 [mg/L]
- Συγκέντρωση TSS στην έξοδο ίσο με 10 [mg/L]
- Συγκέντρωση TN στην έξοδο ίσο με 45 [mg/L]

Το Σενάριο 1 προσεγγίζει την ισχύουσα νομοθεσία για την επαναχρησιμοποίηση των λυμάτων. Συγκεκριμένα προσεγγίζει τα όρια όπου τίθενται για επαναχρησιμοποίηση μέσω απεριόριστης άρδευσης σε ευπρόσβλητες λόγω νιτρορρύπανσης περιοχές, αλλά έχει γίνει επιλογή ενός ελαφρώς αυστηρότερου ορίου για άζωτο (συγκέντρωση εξόδου ίση με 12 [mg/L] αντί για 15 [mg/L]).

Το σενάριο 2 αποτελεί τα όρια όπου θέτει η νομοθεσία για απεριόριστη άρδευση σε περιοχές μη ευαίσθητες σε νιτρορρύπανση.

Επιπλέον η διαστασιολόγηση έγινε για τις θερινές και τις χειμερινές συνθήκες και κατ' επέκταση για θερμοκρασία λυμάτων ίση με 20 °C για το θέρους και 13 °C για τον χειμώνα.

Τέλος επειδή ο οικισμός στον οποίον υπάρχει μια αντίστοιχη εγκατάσταση είναι τουριστικός και έχει έντονη εποχιακή πληθυσμιακή διακύμανση, θεωρήθηκε ότι ο πληθυσμός κατά την διάρκεια του χειμώνα είναι ο μίσος του πληθυσμού του θέρους.

## 5 Διαστασιολόγηση των Μονάδων

### 5.1 Διαστασιολόγηση του Αναερόβιου Αντιδραστήρα Ανοδικής Ροής Κλίνης (UASB)

#### 5.1.1 Υπολογισμός Γεωμετρικών Χαρακτηριστικών του Αντιδραστήρα

Το πρώτο βήμα για την διαστασιολόγηση ενός αντιδραστήρα UASB είναι ο προσδιορισμός του αναγκαίου όγκου που πρέπει να έχει. Στη συνέχεια, και αφού έχει προσδιοριστεί ο όγκος, προσδιορίζονται και οι διαστάσεις του κάθε αντιδραστήρα.

##### 5.1.1.1 Υπολογισμός του όγκου του αντιδραστήρα

Η διαστασιολόγηση ενός συστήματος UASB έχει κοινά χαρακτηριστικά με τη διαστασιολόγηση δεξαμενών καθίζησης σε ένα συμβατικό σύστημα επεξεργασίας λυμάτων. Αυτό είναι λογικό μιας και αφενός ένας αντιδραστήρας UASB αποτελεί επί της ουσίας μια δεξαμενή, αλλά και τα φορτία τα οποία απομακρύνει είναι παρεμφερή με αυτά των δεξαμενών καθιζήσεως. Κατ' επέκταση δύο πολύ σημαντικοί παράμετροι είναι ο υδραυλικός χρόνος παραμονής (Hydraulic Retention Time, HRT) και ο ρυθμός οργανικής φόρτισης (Organic Loading Ratio, OLR).

Οι Van Lier et al (2010) προτείνουν ότι ο υδραυλικός χρόνος παραμονής (HRT) πρέπει να κυμαίνεται μεταξύ 8-12 [hr], ενώ οι Chernicharo et al (2015) προτείνουν το εύρος να είναι 6-10 [hr].

Για τον ρυθμό οργανικής φόρτισης (OLR), οι Van Lier et al (2010) αναφέρουν ότι οι τιμές πρέπει να είναι μεταξύ 1.15-1.45 [kg COD/m<sup>3</sup>/d], οι Kalyuzngni et al (1996) και Daud et al (2018) μεταξύ 1-2 [kg COD/m<sup>3</sup>/d] ενώ ο Chernicaro (2007), αναφέρει ότι το επιτρεπτό εύρος είναι 2.5-3.5 [kg COD/m<sup>3</sup>/d]

Στα πλαίσια της παρούσας μελέτης ο σχεδιασμός έχει γίνει για: HRT= 10 [hr] και OLR= 3 [kg COD/m<sup>3</sup>/d].

Αφού γίνουν οι παραπάνω αναγκαίες παραδοχές τότε ο όγκος του συστήματος υπολογίζεται από τις παρακάτω σχέσεις:

Με χρήση του HRT:

$$V_{Hydraulic} = Q * HRT$$

Όπου:

$V_{Hydraulic}$  : Όγκος του αντιδραστήρα UASB [m<sup>3</sup>]

Q: Παροχή των λυμάτων [m<sup>3</sup>/hr]

HRT: Υδραυλικός χρόνος παραμονής [hr]

Με χρήση του OLR:

$$V_{Organic} = \frac{Q * C_{COD,i}}{1000 * OLR}$$

Όπου:

$V_{Organic}$ : Όγκος του αντιδραστήρα UASB [m<sup>3</sup>]

Q: Παροχή των λυμάτων [m<sup>3</sup>/d]

$C_{COD,i}$ : Συγκέντρωση του COD εισόδου [mg/L]

OLR: Ρυθμός οργανικής φόρτισης [kg COD/m<sup>3</sup>/d]

Ο τελικός όγκος του αντιδραστήρα προκύπτει ως η μέγιστη τιμή από τις παραπάνω δύο σχέσεις, δηλαδή:

$$V = \max(V_{Hydraulic}, V_{Organic})$$

Αυτό συμβαίνει γιατί αναλόγως το ποίος όγκος θα προκύψει μεγαλύτερος, υποδεικνύεται αντιστοίχως το ποίος είναι ο κρίσιμος παράγοντας στον σχεδιασμό.

Έτσι αν προκύψει μεγαλύτερος ο όγκος από τον ρυθμό οργανικής φόρτισης (OLR) τότε ο αντιδραστήρας είναι οργανικά περιορισμένος (organically limited). Αυτό σημαίνει ότι αν ο όγκος θεωρηθεί ίσος με τον υδραυλικό όγκο τότε, οι μικροοργανισμοί όπου προβλέπεται να αναπτυχθούν εντός του αντιδραστήρα, δεν θα είναι ικανοί να ανταπεξέλθουν με τη συγκέντρωση των ρύπων στη είσοδο σε υψηλούς ρυθμούς ροής (ακόμα και αν ο υδραυλικός χρόνος παραμονής, είναι εντός των επιτρεπτών ορίων). Κατ' επέκταση το κρίσιμο σημείο σχεδιασμού του είναι η ικανοποίηση των συνθηκών όπου αφορούν την επεξεργασία της οργανικής ύλης.

Αν προκύψει μεγαλύτερος ο όγκος από τον υδραυλικό χρόνο παραμονής (HRT), τότε ο αντιδραστήρας είναι υδραυλικά περιορισμένος (hydraulically limited). Αυτό σημαίνει ότι αν ο όγκος θεωρηθεί ίσος με τον οργανικό όγκο τότε η ιλύς θα διαφύγει λόγω της υψηλής ταχύτητας της ανοδικής ροής, πριν επιτευχθεί η απαραίτητη επεξεργασία σε ότι αφορά την μετατροπή της οργανικής ύλης. Κατ' επέκταση το κρίσιμο σημείο σχεδιασμού του είναι η ικανοποίηση των υδραυλικών συνθηκών.

### **5.1.1.2 Υπολογισμός Διαστάσεων του Αντιδραστήρα**

Έχει γίνει χρήση παράλληλων σειρών επεξεργασίας έτσι ώστε να διασφαλίζεται η ευελιξία και η προσαρμοστικότητα της εγκατάστασης σε τυχόν διαφοροποιήσεις της παροχής, αλλά και να είναι δυνατή η εύρυθμη λειτουργία των μονάδων κατά την περίοδο του χειμώνα όπου η παροχή υποδιπλασιάζεται. Για μικρά μεγέθη παροχών προτείνεται ο όγκος να μην ξεπερνάει τα

400-500 m<sup>3</sup> και λήφθηκε υπόψη και αυτό το κριτήριο για τον επιμέρους διαχωρισμό των μονάδων.

Η διατομή του αντιδραστήρα επιλέχτηκε να είναι ορθογωνική. Το ύψος μιας μονάδας UASB κυμαίνεται μεταξύ 4-5 [m]. Επιλέχτηκε ύψος  $h = 4.5$  [m].

Επομένως η επιφάνεια του συστήματος προκύπτει ίση με:

$$A = \frac{V}{h}$$

Όπου:

A: Επιφάνεια του αντιδραστήρα UASB [m<sup>2</sup>]

V: Όγκος του αντιδραστήρα UASB [m<sup>3</sup>]

h: Ύψος του αντιδραστήρα [m]

Για το πλάτος του αντιδραστήρα προτείνεται να είναι πολλαπλάσιο των 3 μέτρων για την διευκόλυνση της διαστασιολόγησης και τοποθέτησης του συστήματος GLS. Έγινε προσπάθεια να τηρηθεί αυτό το κριτήριο. Επομένως θεωρώντας μια τιμή για το πλάτος υπολογίζεται το μήκος ως εξής:

$$L = \frac{A}{W}$$

Όπου:

L: Μήκος του αντιδραστήρα [m]

A: Επιφάνεια του αντιδραστήρα [m<sup>2</sup>]

W: Πλάτος του αντιδραστήρα [m]

Τα παραπάνω μεγέθη στρογγυλοποιούνται καταλλήλως για κατασκευαστικούς λόγους και επομένως προκύπτουν οι πραγματικές διαστάσεις του αντιδραστήρα. Στη συνέχεια επαναυπολογίζεται ο HLR και OLR καθώς και η τελική επιφάνεια και όγκος με βάση τις τελικές διαστάσεις.

### 5.1.2 Έλεγχοι Εύρυθμης Λειτουργίας

Πραγματοποιούνται οι εξής έλεγχοι για την άρτια λειτουργία του συστήματος:

- Η ογκομετρική υδραυλική φόρτιση (Volumetric Hydraulic Loading, VHL) δεν πρέπει να ξεπερνάει τα 5 [m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>/d]. Η VHL υπολογίζεται από την παρακάτω σχέση:

$$VHL = \frac{V'}{Q}$$

Όπου:

VHL: Ογκομετρική υδραυλική φόρτιση [ $m^3/m^3/d$ ]

V': Τελικός όγκος αντιδραστήρα [ $m^3$ ]

Q: Παροχή των λυμάτων [ $m^3/d$ ]

- Η ανοδική ταχύτητα ροής ( $V_{up}$ ) πρέπει να κυμαίνεται μεταξύ 0.2-1 [m/hr] για την παροχή σχεδιασμού και να είναι μικρότερη του 1.2 [m/hr] για την παροχή αιχμής ( $Q_{peak}=1.5*Q$ ). Η ανοδική ταχύτητα ροής υπολογίζεται από τη σχέση:

$$V_{up} = \frac{(Q; Q_{peak})}{A'}$$

Όπου:

$V_{up}$ : Ανοδική ταχύτητα ροής [m/hr]

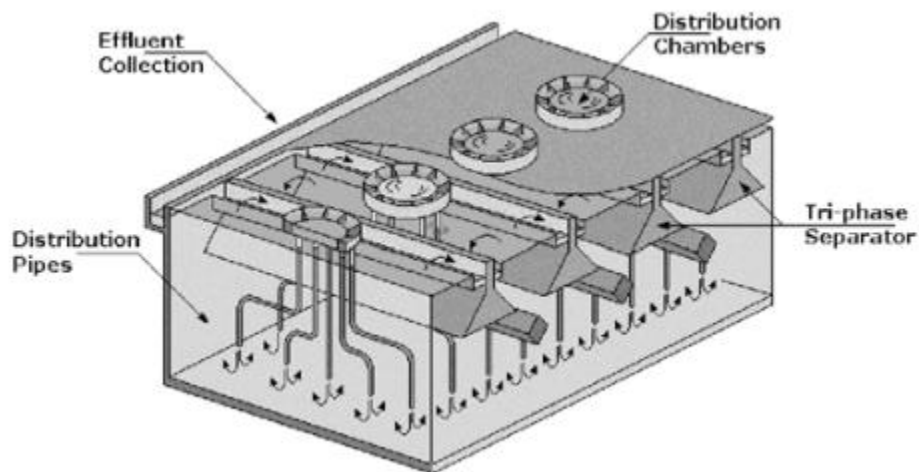
Q: Παροχή σχεδιασμού [ $m^3/hr$ ]

$Q_{peak}$ : Παροχή αιχμής [ $m^3/hr$ ]

A': Τελική επιφάνεια του συστήματος [ $m^2$ ]

### 5.1.3 Διαστασιολόγηση των Επιμέρους Μονάδων του Αντιδραστήρα

Παρακάτω παρουσιάζονται οι υπολογισμοί για τις επιμέρους μονάδες εντός ενός αντιδραστήρα UASB. Οι επιμέρους μονάδες είναι το σύστημα διάχυσης των λυμάτων και ο διαχωριστής τριών φάσεων. Στο Σχήμα 2.1: Τα στάδια της αναερόβιας χώνευσης φαίνεται ένας αντιδραστήρας UASB ορθογωνικής διατομής και οι επιμέρους μονάδες εντός του.



Σχήμα 5.1: Σχηματική αναπαράσταση ενός αντιδραστήρα UASB και των κρίσιμων μερών εντός του (Chernicharo, 2007)

### 5.1.3.1 Διαστασιολόγηση του συστήματος διάχυσης των εισερχόμενων λυμάτων

Για τη διαστασιολόγηση του συστήματος διάχυσης των εισερχόμενων λυμάτων στην αρχή καθίσταται αναγκαίο να γίνει παραδοχή για την επιφάνεια την οποία καλύπτει το κάθε ακροφύσιο. Οι τυπικές επιφάνειες όπου μπορεί να καλύψει το κάθε ακροφύσιο παρουσιάζονται στον Πίνακα 5.1

Πίνακας 5.1: Επιφάνεια διάχυσης ακροφυσίου συναρτήσει του είδους του φορτίου και του οργανικού φορτίου

Είδος Ιλύος	Εισαγόμενο Οργανικό Φορτίο (kgCOD/(m <sup>3</sup> *d))	Επιφάνεια Διασποράς ανά ακροφύσιο (m <sup>2</sup> )
Πυκνή και ιξώδης (συγκέντρωση TSS > 40 kgTSS/m <sup>3</sup> )	<1.0	0.5-1.0
	1.0-2.0	1.0-2.0
	>2.0	2.0-3.0
Σχετικώς πυκνή και ιξώδης (συγκέντρωση TSS μεταξύ 20-40 kgTSS/m <sup>3</sup> )	<1.0 – 2.0	1.0-2.0
	>3.0	2.0-5.0
Κοκκώδης	<2.0	0.5-1.0
	2.0-4.0	0.5-2.0
	>4.0	>2.0

Γενικώς για COD εισόδου μεταξύ 400-600 mg/L προτείνεται η επιφάνεια διάχυσης να είναι μεταξύ 2-3 m<sup>2</sup>. Στα πλαίσια της παρούσας διπλωματικής έγινε μια συντηρητική παραδοχή και η επιφάνεια διάχυσης θεωρήθηκε ίση με 2.25 m<sup>2</sup>.

Ο συνολικός αριθμός των ακροφυσίων όπου τελικώς χρειάζεται η εγκατάσταση προκύπτει ως το πηλίκο της τελικής επιφάνειας της μονάδας UASB με την επιφάνεια διάχυσης ανά ακροφύσιο και άρα ισχύει:

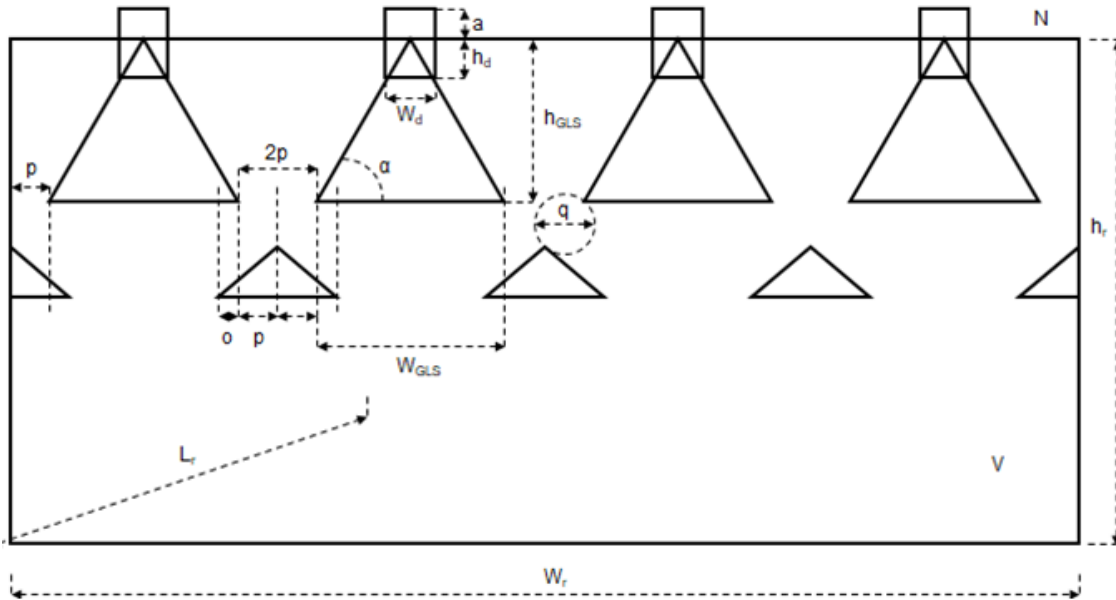
$$N = \frac{A}{A_{distributor}}$$

Στην συνέχεια γίνεται η αναγκαία στρογγυλοποίηση και ο διαμοιρασμός των ακροφυσίων στην κάθε επιμέρους μονάδας ανά σειρά επεξεργασίας.



### 5.1.3.2 Διαστασιολόγηση του Διαχωριστή Τριών Φάσεων (GLS Separator)

Για την διαστασιολόγηση του συστήματος GLS πρέπει αρχικά να γίνουν κάποιες παραδοχές ως προς την ανοδική ταχύτητα ροής εντός του συστήματος GLS. Οι τιμές της ανοδικής ταχύτητας ροής ( $V_{up, GLS}$ ) κυμαίνονται μεταξύ 1-3 [m/hr]. Στην συγκεκριμένη εργασία θεωρήθηκε ότι  $V_{up, GLS} = 2$  [m/hr] ως η μέση τιμή. Ένα σύστημα GLS με τα μεγέθη που πρέπει να υπολογιστούν φαίνεται στο Σχήμα 5.2



Σχήμα 5.2: Τυπικά μεγέθη διαχωριστή GLS

Αρχικά πρέπει να υπολογιστεί η επιφάνεια που απαιτείται έτσι ώστε το ρευστό να μπορεί να περάσει στο σύστημα GLS. Η παραπάνω επιφάνεια προκύπτει από την σχέση:

$$A_{aperture} = \frac{Q}{N * V_{up, GLS}}$$

Όπου:

$A_{aperture}$ : Επιφάνεια ανοίγματος [ $m^2$ ]

$Q$ : Παροχή σχεδιασμού [ $m^3/hr$ ]

$N$ : Αριθμός μονάδων

$V_{up, GLS}$ : Ανοδική ταχύτητα ροής εντός του συστήματος GLS [m/hr]

Η επιφάνεια του συστήματος GLS προκύπτει ως η διαφορά της επιφάνειας του συστήματος UASB με την επιφάνεια ανοίγματος. Άρα:

$$A_{GLS} = A - A_{aperture}$$

Όπου:

$A_{GLS}$ : Επιφάνεια του συστήματος GLS [m<sup>2</sup>]

$A$ : Συνολική επιφάνεια του συστήματος UASB [m<sup>2</sup>]

$A_{aperture}$ : Επιφάνεια ανοίγματος [m<sup>2</sup>]

Το μήκος του συστήματος GLS θεωρήθηκε ίσο με το τελικό μήκος του αντιδραστήρα. Επομένως το πλάτος προκύπτει ως εξής:

$$W_{GLS} = \frac{A_{GLS}}{n * L_{GLS}}$$

Όπου:

$W_{GLS}$ : Πλάτος του συστήματος GLS [m]

$A_{GLS}$ : Επιφάνεια του συστήματος GLS [m<sup>2</sup>]

$n$ : Αριθμός των επιμέρους συστημάτων GLS ανά αντιδραστήρα GLS

$L_{GLS}$ : Μήκος του συστήματος GLS (ίσο με το μήκος του αντιδραστήρα UASB) [m]

Στην συνέχεια έγινε επιλογή της γωνίας του συστήματος GLS. Η γωνία αυτή κυμαίνεται μεταξύ 45°-60° (Chernicharo, 2007) Επομένως το ύψος του συστήματος προκύπτει από τις γνωστές τριγωνομετρικές σχέσεις ως εξής:

$$h_{GLS} = \frac{W_{GLS}}{2} * \tan(a)$$

Όπου:

$h_{GLS}$ : Ύψος του GLS [m]

$W_{GLS}$ : Πλάτος του GLS [m]

$\alpha$ : Γωνία του GLS [rad]

Η επιλογή της γωνίας έγινε έτσι ώστε η αναλογία του ύψους του συστήματος GLS προς το ύψος της μονάδας UASB να είναι περίπου ίση με 30% (Lettinga et al., 1996).

#### Διαστασιολόγηση του εκτροπέα του συστήματος GLS

Για την απόσταση μεταξύ του εκτροπέα και του θόλου του GLS (GLS Dome) ισχύει ότι πρέπει να είναι κατ' ελάχιστο ίση με 0.35 m. Υπολογίζεται από την παρακάτω σχέση

$$p = \max\left(\frac{W - n * W_{GLS}}{2 * n}; 0.35\right)$$

Όπου:

$p$ : Απόσταση μεταξύ του εκτροπέα και του θόλου του GLS [m]

$W$ : Πλάτος του αντιδραστήρα UASB [m]

$n$ : Αριθμός των επιμέρους συστημάτων GLS ανά αντιδραστήρα GLS

$W_{GLS}$ : Πλάτος του GLS [m]

Για την απόσταση όπου επικαλύπτεται μεταξύ του εκτροπέα και του θόλου αναφέρεται ότι η βέλτιστη τιμή είναι  $o=0.2$  m (Lettinga et al., 1996).

Άρα το πλάτος του εκτροπέα προκύπτει ίσο με:

$$W_{deflector} = 2 * p + 2 * o$$

Όπου:

$W_{deflector}$ : Πλάτος εκτροπέα [m]

$p$ : Απόσταση μεταξύ του εκτροπέα και του θόλου του GLS [m]

$o$ : Απόσταση επικάλυψης μεταξύ του εκτροπέα και του θόλου [m]

#### 5.1.4 Υπολογισμός Παραγόμενης Ιλύος

Η παραγόμενη ποσότητα ιλύος μπορεί να προσδιοριστεί από την παρακάτω σχέση:

$$P_s = \frac{Y * (C_i - C_o)}{1 + K_d * t} * Q$$

$P_s$ : Παραγόμενη μάζα ιλύος [kgTSS/d]

$Y$ : Συντελεστής παραγωγής στερεών (σε όρους COD)

$C_i$ : Συγκέντρωση COD εισόδου [mg/L]

$C_o$ : Συγκέντρωση COD εξόδου [mg/L]

$K_d$ : Συντελεστής ενδογενούς αναπνοής [1/d]

$t$ : Ηλικία ιλύος [d]

$Q$ : Παροχή σχεδιασμού [m<sup>3</sup>/d]

Για τον συντελεστή παραγωγής στερεών ο Chernicharo (2007) αναφέρει ότι κυμαίνεται μεταξύ 0.11 – 0.23. Στα πλαίσια της παρούσας εργασίας, μιας και για τον σχεδιασμό της εγκατάστασης UASB οι παροχές των σεναρίων όπου έχουν διερευνηθεί είναι σχετικώς μικρές λήφθηκε υπόψη μια ελαφρώς μικρότερη τιμή  $Y=0.1$

Για τον συντελεστή ενδογενούς αναπνοής θεωρήθηκε ότι  $K_d=0.02$  [1/d], που είναι μια τυπική τιμή. Η ηλικία της ιλύος συνήθως κυμαίνεται μεταξύ 45 – 60 d. Θεωρήθηκε ότι  $t=45$  [d]

Τέλος υπολογίστηκε και ο όγκος της παραγόμενης ιλύος ως εξής:

$$V_s = \frac{P_s}{\rho * \left(\frac{C_s}{100}\right)}$$

Όπου:

$V_s$  : Όγκος παραγόμενης ιλύος [ $m^3/d$ ]  
 $P_s$  : Μάζα παραγόμενης ιλύος [ $kgTSS/d$ ]  
 $\rho$  : Πυκνότητα [ $kg/m^3$ ]  
 $C_s$  : Συγκέντρωση στερεών της ιλύος [%]

Η πυκνότητα της ιλύος συνήθως είναι μεταξύ 1020-1040 [ $kg/m^3$ ]. Η συγκέντρωση των στερεών της ιλύος συνήθως κυμαίνεται μεταξύ 1 – 3 %. Οι τιμές με τις οποίες έγιναν οι υπολογισμοί τελικώς ήταν 1020 [ $kg/m^3$ ] για την πυκνότητα και 2% για την συγκέντρωση.

### 5.1.5 Απομάκρυνση Φορτίων

Όπως έχει προαναφερθεί μια εγκατάσταση UASB κατά βάση απομακρύνει το οργανικό φορτίο και τα αιωρούμενα στερεά. Η απομάκρυνση του αζώτου είναι ελάχιστη και του φωσφόρου αμελητέα.

#### 5.1.5.1 Απομάκρυνση του Χημικά Απαιτούμενου Οξυγόνου (COD)

Αρχικά πρέπει να υπολογιστεί το ποσοστό απομάκρυνσης του COD. Ο Chernicharo (2007) αναφέρει ότι το ποσοστό απομάκρυνσης κυμαίνεται μεταξύ 65-70% και προτείνει την εξής εμπειρική σχέση προσδιορισμού του:

$$E_{COD} = 100 * (1 - 0.68 * HRT^{-0.35})$$

Όπου:

$E_{COD}$ : Ποσοστό απομάκρυνσης του COD [%]

HRT: Υδραυλικός χρόνος παραμονής [hr]

Επομένως η συγκέντρωση του απομακρούμενου COD προκύπτει ως εξής:

$$C_{COD_{rem}} = \frac{E_{COD}}{100} * C_{i,COD}$$

Όπου:

$C_{COD_{rem}}$ : Συγκέντρωση αφαιρούμενης ποσότητας COD [ $kg/d$ ]

$E_{COD}$ : Ποσοστό απομάκρυνσης του COD [%]

$C_{i,COD}$ : Συγκέντρωση COD εισόδου [ $mg/L$ ]

Και άρα η συγκέντρωση εκροής είναι ίση με:

$$C_{o,COD} = C_{i,COD} - C_{COD_{rem}}$$

Όπου:

$C_{o,COD}$ : Συγκέντρωση COD εκροής [mg/L]

$C_{i,COD}$ : Συγκέντρωση COD εισροής [mg/L]

$C_{COD,rem}$ : Συγκέντρωση αφαιρούμενης ποσότητας COD [mg/L]

Τα παραπάνω ισχύουν για την θερινή περίοδο όπου  $T=20\text{ }^{\circ}\text{C}$ . Την χειμερινή περίοδο όπου  $T=13\text{ }^{\circ}\text{C}$ , επιλέχθηκε το ποσοστό απομάκρυνσης να θεωρηθεί ίσο με 50% λόγω της επίδρασης της μειωμένης θερμοκρασίας.

### 5.1.5.2 Απομάκρυνση του Βιοχημικά Απαιτούμενου Οξυγόνου (BOD)

Ομοίως πρέπει να υπολογιστεί το ποσοστό απομάκρυνσης του COD. Ο Chernicharo (2007) αναφέρει ότι το ποσοστό απομάκρυνσης κυμαίνεται μεταξύ 75-80% και προτείνει την εξής σχέση προσδιορισμού του:

$$E_{BOD} = 100 * (1 - 0.70 * HRT^{-0.50})$$

Όπου:

$E_{BOD}$ : Ποσοστό απομάκρυνσης του BOD [%]

HRT: Υδραυλικός χρόνος παραμονής [hr]

Επομένως η συγκέντρωση του απομακρούμενου COD προκύπτει ως εξής:

$$C_{BOD,rem} = \frac{E_{BOD}}{100} * C_{i,BOD}$$

Όπου:

$C_{BOD,rem}$ : Συγκέντρωση αφαιρούμενης ποσότητας BOD [kg/d]

$E_{BOD}$ : Ποσοστό απομάκρυνσης του BOD [%]

$C_{i,BOD}$ : Συγκέντρωση BOD εισόδου [mg/L]

Και άρα η συγκέντρωση εκροής είναι ίση με:

$$C_{o,BOD} = C_{i,BOD} - C_{BOD,rem}$$

Όπου:

$C_{o,BOD}$ : Συγκέντρωση BOD εκροής [mg/L]

$C_{i,BOD}$ : Συγκέντρωση BOD εισροής [mg/L]

$C_{BOD,rem}$ : Συγκέντρωση αφαιρούμενης ποσότητας BOD [mg/L]

Τα παραπάνω ισχύουν για την θερινή περίοδο όπου  $T=20\text{ }^{\circ}\text{C}$ . Την χειμερινή περίοδο όπου  $T=13\text{ }^{\circ}\text{C}$ , επιλέχτηκε το ποσοστό απομάκρυνσης να θεωρηθεί ίσο με 60% λόγω της επίδρασης της μειωμένης θερμοκρασίας.

### 5.1.5.3 Απομάκρυνση των Ολικά Αιωρούμενων Στερεών (TSS)

Ο Chernicharo (2007) προτείνει την παρακάτω εμπειρική σχέση για τον υπολογισμό της συγκέντρωσης των TSS στην εκροή:

$$C_{o,TSS} = 102 * HRT^{-0.24}$$

Όπου:

$C_{o,TSS}$ : Συγκέντρωση ολικών στερεών εκροής [mg/L]

HRT: Υδραυλικός χρόνος παραμονής [hr]

Από μελέτη 28 αντιδραστήρων σε διάφορες χώρες με θερμό κλίμα, κυρίως σε Ινδία και Βραζιλία αλλά συμπεριλήφθηκαν και περιπτώσεις από την Κολομβία, το Μεξικό και την Ιορδανία, οι Chernicharo et al (2015) καταλήγουν ότι η μέση τιμή για το ποσοστό απομάκρυνσης των TSS είναι 58%.

### 5.1.5.4 Απομάκρυνση του Ολικού Αζώτου (TN)

Ένα σύστημα UASB δεν ενδείκνυται για απομάκρυνση των θρεπτικών στοιχείων. Για το λόγο αυτό η απομάκρυνση του αζώτου είτε θεωρείται μηδενική είτε γίνεται χρήση ενός τυπικού ποσοστού απομάκρυνσης. Κατά τους von Sperling και Chernicharo (2005) το ποσοστό απομάκρυνσης του ολικού αζώτου σε ένα αντιδραστήρα UASB κυμαίνεται μεταξύ 0 και 5%. Δεδομένου ότι δεν υπάρχει μεθοδολογία άμεσου υπολογισμού, στα πλαίσια της παρούσας εργασίας έγινε ένας έμμεσος υπολογισμός.

Αρχικώς εκτιμήθηκε ότι το 8% των ολικών πτητικών στερεών (VSS) είναι ενώσεις του αζώτου. Στην συνέχεια έγινε ο υπολογισμός της ποσότητας των VSS όπου απομακρύνονται μέσω της ιλύος.

Στην βιβλιογραφία προτείνεται ότι ο λόγος των μαζών μεταξύ του COD και των VSS κυμαίνεται μεταξύ 1.2-1.6 (C.M.Bullock et al., 1996). Θεωρώντας ότι ο λόγος COD/VSS είναι ίσος με τη μέση τιμή δηλαδή 1.4, η παραγόμενη μάζα των VSS είναι ίση με :

$$P_{VSS} = \frac{1}{1.4} * P_S$$

Όπου:

$P_{VSS}$ : Παραγόμενη μάζα VSS [kgVSS/d]

$P_S$ : Παραγόμενη μάζα ιλύος [kgTSS/d]

Επομένως η συγκέντρωση του ολικού αζώτου στην εκροή είναι ίση με:

$$C_{o,TN} = C_{i,TN} - \frac{0.08 * P_{VSS} * 1000}{Q}$$

Όπου:

$C_{o,TN}$ : Συγκέντρωση ολικού αζώτου εκροής [mg/L]

$C_{i,TN}$ : Συγκέντρωση ολικού αζώτου εισόδου [mg/L]

$P_{VSS}$ : Παραγόμενη μάζα VSS [kgVSS/d]

$Q$ : Παροχή σχεδιασμού [ $m^3/d$ ]

### 5.1.6 Υπολογισμός Παραγόμενου Βιοαερίου

Για τον υπολογισμό του παραγόμενου βιοαερίου αρχικώς υπολογίζεται το μέρος του φορτίου COD όπου μετατρέπεται σε μεθάνιο σε αέρια μορφή από την παρακάτω σχέση (Chernicharo, 2007..):

$$COD_{CH_4} = Q * (C_{i,COD} - C_{o,COD}) - Y * Q * C_{i,COD}$$

Όπου:

$COD_{CH_4}$ : Μετατρέπόμενο μέρος του COD σε CH<sub>4</sub> [kgCOD<sub>CH<sub>4</sub></sub>/d]

$Q$ : Παροχή σχεδιασμού [ $m^3/d$ ]

$C_{i,COD}$ : Συγκέντρωση COD εισροής [mg/L]

$C_{o,COD}$ : Συγκέντρωση COD εκροής [mg/L]

$Y$ : Συντελεστής παραγωγής στερεών (σε όρους COD)

Η παροχή του μεθανίου προκύπτει από την παρακάτω σχέση:

$$Q_{CH_4} = \frac{COD_{CH_4}}{K(t)}$$

Όπου:

$Q_{CH_4}$ : Παροχή μεθανίου [ $m^3/d$ ]

$COD_{CH_4}$ : Μετατρέπόμενο μέρος του COD σε CH<sub>4</sub> [ kg COD<sub>CH<sub>4</sub></sub>/d]

$K(t)$ : Θερμοκρασιακά εξαρτώμενος διορθωτικός συντελεστής [ kg COD<sub>CH<sub>4</sub></sub>/  $m^3$ ]

Για τον διορθωτικό συντελεστή ισχύει:

$$K(t) = \frac{P * K_{COD}}{R * (273 + T)}$$

Όπου:

$K(t)$ : Θερμοκρασιακά εξάρτουμενος διορθωτικός συντελεστής [ kg COD<sub>CH<sub>4</sub></sub>/ m<sup>3</sup>

P: Ατμοσφαιρική πίεση (1 atm)

$K_{COD}$ : COD που αντιστοιχεί ένα mole CH<sub>4</sub> (64 gCOD/moL)

R: Σταθερά των αερίων [0.08206 atm\*L/(mole\*K)]

T: Θερμοκρασία των λυμάτων [C<sup>o</sup>]

Τέλος, θεωρώντας ότι το βιοαέριο έχει περιεκτικότητα σε μεθάνιο ίση με 60% προκύπτει τελικώς η παροχή του βιοαερίου:

$$Q_{Bio} = \frac{Q_{CH_4}}{0.6}$$

### 5.1.7 Υπολογισμός Παραγόμενης Ενέργειας Μέσω του Βιοαερίου

Κάνοντας την παραδοχή ότι η θερμογόνος δύναμη του βιοαερίου είναι 5500 [kcal/m<sup>3</sup>] και ότι από την ενέργεια όπου παράγεται το 35% καταλήγει με την μορφή της αξιοποιήσιμης ηλεκτρικής ενέργειας, το 50% μετατρέπεται σε θερμότητα και το υπόλοιπο 15% διαφεύγει, έγινε ένας τυπικός υπολογισμός της ενεργειακής προσφοράς του συστήματος UASB. Η συνολικά παραγόμενη ενέργεια υπολογίσθηκε από τη σχέση:

$$E = 5500 * Q_{Bio}$$

Όπου:

E: Συνολικά παραγόμενη ενέργεια [Mcal/d]

$Q_{Bio}$ : Παροχή βιοαερίου [m<sup>3</sup>/d]

Η παραγόμενη θερμότητα, η οποία δύναται να αξιοποιηθεί για την διατήρηση της θερμοκρασίας του αντιδραστήρα σε σταθερά επίπεδα προκύπτει ως εξής:

$$E_{heat} = 0.5 * E$$

Και η παραγόμενη ηλεκτρική ενέργεια:

$$E_{ele} = 0.35 * E$$



Στη συνέχεια έγινε μετατροπή των kcal σε kWh μιας και αυτή είναι η πλέον συνηθισμένη μονάδα μέτρησης της ενέργειας σε τέτοιες περιπτώσεις, και σε MJ έτσι ώστε να συγκριθεί η ενεργειακή παραγωγή με τις τιμές της βιβλιογραφίας.

Ισχύει ότι  $1 \text{ Mcal}=1.1622 \text{ kWh}$  και  $1 \text{ Mcal}=4.184 \text{ MJ}$

Τέλος έγινε η προσπάθεια υπολογισμού της πραγματικής ενεργειακής παραγωγής και για το λόγο αυτό οι υπολογισμοί επαναλήφθηκαν με τη χρήση της μέσης παροχής έτσι ώστε να αντικατοπτριστούν οι πραγματικές συνθήκες λειτουργίας. Για το λόγο αυτό θεωρήθηκε ότι κατά τους 9 μήνες του χρόνου ισχύουν οι συνθήκες του χειμώνα και κατά τους 3 οι συνθήκες του θέρους.

## **5.2 Διαστασιολόγηση Τεχνητών Υγροβιότοπων Οριζόντιας Υπό-επιφανειακής Ροής (CW-HSSF)**

### **5.2.1 Γενικά για τις Μεθοδολογίες Διαστασιολόγησης και οι Επιλεγείσες Μέθοδοι**

Οι CW-HSSF είναι από τα πλέον διαδεδομένα είδη τεχνητών υγροβιότοπων. Το παραπάνω γεγονός, έχει ως αποτέλεσμα να υπάρχουν πληθώρα μεθοδολογιών για την επιλογή των κατάλληλων διαστάσεων τους. Υπάρχει επίσης εκείνη η κρίσιμη ποσότητα «χρόνου λειτουργίας – δεδομένων λειτουργίας», όπου επιτρέπει την διαρκή ανάπτυξη των τρόπων υπολογισμού των χαρακτηριστικών της εγκατάστασης.

Η πορεία της ανάπτυξης των μεθοδολογιών γενικώς ακολούθησε την εξής χρονική σειρά: Αρχικά οι μελετητές χρησιμοποίησαν ως βάση τις σχέσεις και τα δεδομένα που διέπουν τον σχεδιασμό των συμβατικών συστημάτων επεξεργασίας λυμάτων αλλά και τον σχεδιασμό των FWS, οι οποίοι ήταν και οι πρώτοι ευρέως διαδεδομένοι τεχνητοί υγροβιότοποι. Στην συνέχεια και με βάση τα δεδομένα λειτουργίας από μια πληθώρα μονάδων (κυρίως στις ΗΠΑ) (EPA, 1988) υπήρξε η αναγκαία αναπροσαρμογή των παραπάνω μεθοδολογιών έτσι ώστε να περιγράφουν καλύτερα τα ιδιαίτερα χαρακτηριστικά και προβλήματα που υπάρχουν εν γένει στους CW αλλά και πιο ειδικά στους CW-HSSF.

Επομένως οι μεθοδολογίες σχεδιασμού, οι οποίες αναπτύχθηκαν την δεκαετία του 80' και του 90' έχουν πολλά κοινά στοιχεία με τις μεθοδολογίες διαστασιολόγησης για τους FWS αλλά και με τις σχέσεις υπολογισμού μονάδων ενός συμβατικού συστήματος επεξεργασίας λυμάτων, σε ότι αφορά την απομάκρυνση του BOD και του TN.

Οι πιο σύγχρονες μεθοδολογίες, είναι σαφώς πιο εκλεπτυσμένες, γεγονός που οδηγεί στην καλύτερη περιγραφή των διεργασιών εντός των CW-HSSF. Όμως είναι πιο δύσκολη η επιλογή των αρχικών παραμέτρων για το μοντέλο της διαστασιολόγησης. Το παραπάνω ζήτημα μεγεθύνεται και από τον περιορισμένο ελευθέρως προσβάσιμο όγκο δεδομένων που υπάρχει

στη διεθνή βιβλιογραφία. Εν γένει η αποτελεσματική χρήση των πιο σύγχρονων μεθόδων προϋποθέτει επαρκή εμπειρία από τους μελετητές.

Επιπλέον οι μεθοδολογίες σχεδιασμού που υπάρχουν στην βιβλιογραφία χωρίζονται σε κατηγορίες με βάση το φορτίο που καλούνται να απομακρύνουν, δηλαδή την οργανική ύλη (BOD/COD) και το άζωτο (TN), αλλά και την αναγκαία απαίτηση σε οξυγόνο που έχει το σύστημα για την εύρυθμη λειτουργία του.

Στα πλαίσια της παρούσας διπλωματικής οι μεθοδολογίες που επιλέχθηκαν προς εξέταση προσπάθησαν να καλύπτουν και τα δύο παραπάνω κριτήρια για αυτό χωρίζονται στις εξής κατηγορίες:

- ❖ Μεθοδολογίες σχεδιασμού με βάση την απομάκρυνση της οργανικής ύλης (απομάκρυνση BOD)
- ❖ Μεθοδολογίες σχεδιασμού με βάση την απομάκρυνση του ολικού αζώτου (απομάκρυνση TN)
- ❖ Μεθοδολογίες σχεδιασμού με βάση την απαιτούμενη ποσότητα οξυγόνου (Oxygen Demand [OD])

Τέλος παρουσιάζονται με χρονολογική σειρά έτσι ώστε να είναι πιο εύκολα κατανοητές οι διαφορές τους αλλά και οι εκάστοτε προκλήσεις που αντιμετώπισε η επιστημονική κοινότητα και κλήθηκε να λύσει.

### 5.2.2 Διαστασιολόγηση βάσει του οργανικού φορτίου (BOD) κατά EPA

Η πρώτη μεθοδολογία όπου επιλέχτηκε προέρχεται από τον Αμερικάνικο Οργανισμό Προστασίας του Περιβάλλοντος (USA EPA) (EPA, 1988) Στο συγκεκριμένο έργο η επιφάνεια του συστήματος υπολογίζεται από την σχέση:

$$A_{s,H,1} = \frac{Q * (\ln C_o - \ln C_e)}{K_T * d * n}$$

Όπου:

$A_{s,H,1}$ : Επιφάνεια του τεχνητού υγροβιότοπου για την απομάκρυνση του οργανικού φορτίου [m<sup>2</sup>]

Q: Παροχή λυμάτων [m<sup>3</sup>/d]

C<sub>o</sub>: Συγκέντρωση οργανικού φορτίου εισόδου [mg/L]

C<sub>i</sub>: Συγκέντρωση οργανικού φορτίου εξόδου [mg/L]

$K_T$ : Σταθερά ρυθμού αντίδρασης πρώτης τάξης [1/d]

d: Βάθος βύθισης [m]

n: Πορώδες του υλικού πληρώσεως

Η σταθερά του ρυθμού αντίδρασης είναι θερμοκρασιακά εξαρτώμενη (Cooper, 1990) και περιγράφεται από την σχέση:

$$K_T = K_{BOD}^{20} * 1.1^{(T-20)}$$

Όπου:

$K_{BOD}^{20}$ : Σταθερά ρυθμού αντίδρασης οργανικού φορτίου στους 20 °C

T: Θερμοκρασία λυμάτων την εκάστοτε περίοδο [°C]

Οι τιμές για το  $K_{BOD}^{20}$  έχει προκύψει από τον παρακάτω πίνακα με την παραδοχή ότι το υλικό πληρώσεως είναι τραχιά άμμος.

Πίνακας 5.2: Εδαφικά και υδραυλικά χαρακτηριστικά άμμου

Είδος Μέσου	Μαχ.10% μέγεθος κόκκου [mm]	Πορώδες (n)	Υδραυλική Αγωγιμότητα ( $k_s$ ) [ $m^3/m^2/d$ ]	$K_{20}$
Μεσαία Άμμος	1	0.42	420	1.84
<b>Τραχιά Άμμος</b>	<b>2</b>	<b>0,39</b>	<b>480</b>	<b>1.35</b>
Χαλικώδης Άμμος	8	0.35	500	0.86

### Σχολιασμός Μεθόδου

Η συγκεκριμένη μέθοδος είναι αντιπροσωπευτική της αρχικής προσπάθειας της επιστημονικής κοινότητας να προσπαθήσει να μελετήσει τους HSSF ορμώμενη από την προϋπάρχουσα τεχνογνωσία. Επί της ουσίας είναι μια αναπροσαρμογή των αρχικών σχέσεων διαστασιολόγησης που αναφέρονταν στους FWS με την προσθήκη όρων όπως η υδραυλική αγωγιμότητα, το πορώδες του μέσου που αναφέρονται στην βασική διαφορά στους HSSF, που είναι η υπό-επιφανειακή ροή των λυμάτων. Παράλληλα υπάρχει και το στοιχείο της αντιμετώπισης των ειδικών προβλημάτων για το συγκεκριμένο είδος CW, όπως αυτό της έμφραξης που είναι και ένας από τους βασικότερους κινδύνους για τους CW-HSSF.

### 5.2.3 Διαστασιολόγηση Βάσει του Οργανικού Φορτίου (BOD) κατά Plug-in-flow

Ένα σύστημα CW-HSSF μπορεί να προσομοιωθεί ως ένας ενιαίος αντιδραστήρας με την παρουσία ρευστού, όπου στην θέση του ρευστού εν προκειμένω εννοούνται τα λύματα με τα

σωματίδια εντός τους. Σε ότι αφορά τις υδραυλικές παραδοχές που γίνονται στην βάση της παραπάνω λογικής αυτές χωρίζονται αρχικά σε δύο γενικές κατηγορίες:

Με βάση το είδος της ροής σε αντιδραστήρες:

- 1) Συνεχούς ροής (continuous flow reactors) όπου η είσοδος και η έξοδος των σωματιδίων είναι συνεχόμενη.
- 2) Διακοπτόμενης ροής (intermittent flow reactors/batch) όπου η είσοδος και/ή η έξοδος δεν είναι συνεχόμενη.

Με βάση το είδος της διασποράς των σωματιδίων του ρευστού σε αντιδραστήρες:

- 1) Εμβολικής ροής (plug-in-flow-reactors) όπου τα σωματίδια του ρευστού κινούνται κατά μήκος του αντιδραστήρα με μηδενική αλλαγή διεύθυνσης και φοράς εκτός της αρχικής διαμήκου κίνησής τους, άρα κατ' επέκταση με μηδενική ανάμιξη και διασπορά.

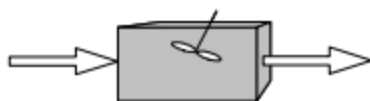
*Plug flow*



Σχήμα 5.3: Λειτουργία αντιδραστήρα Plug-in-flow (von Sperling, 2007)

- 2) Πλήρους μίξης (complete-mix-reactors) όπου τα σωματίδια με την είσοδο τους στον αντιδραστήρα διασπείρονται τυχαία και απευθείας καθ' όλον τον όγκο του αντιδραστήρα.

*Complete mix*



Σχήμα 5.4: Λειτουργία αντιδραστήρα πλήρους μίξης (von Sperling, 2007)

Στην πράξη η συντριπτική πλειοψηφία των αντιδραστήρων βρίσκονται σε μια ενδιάμεση κατάσταση από τις δύο παραπάνω, σε ότι αφορά την διασπορά εντός τους (dispersed flow reactors) αλλά λόγω της δυσκολίας στην ακριβή περιγραφή τους, συχνά η κατάληξη είναι να προσομοιάζονται με κάποιον από τους παραπάνω ανάλογα με το ποιο μοντέλο προσφέρει καλύτερη αντιπροσώπευση.

Η συγκεκριμένη μέθοδος, όπως είναι αντιληπτό και από το όνομα της, βασίζεται στην παραδοχή ότι η ροή είναι συνεχής και ότι είναι και εμβολοειδής. Η παραδοχή αυτή μπορεί να γίνει στην περίπτωση των HSSF μιας και ο λόγος του μήκους προς το πλάτος είναι μεγαλύτερος της μονάδας. Επομένως κανένα επιμέρους στοιχείο δεν περιμένει ή καθυστερεί κάποιο άλλο κατά τη διάρκεια της πορείας τους, δεν υπάρχει καμία ανάμιξη και διασπορά εντός του αντιδραστήρα και επομένως κάθε στοιχείο είναι εκτεθειμένο στην διαδικασία της επεξεργασίας για ίσο χρόνο με όλα τα υπόλοιπα και ίσο με τον υδραυλικό χρόνο παραμονής. (Arceivala, 1981; Von Sperling, 2017)

Με βάση τα παραπάνω η επιφάνεια του συστήματος προκύπτει από την σχέση:

$$A_{s,H,2} = -\frac{Q}{k_A} * \ln\left(\frac{C_o - C^*}{C_i - C^*}\right)$$

Όπου:

$A_{s,H,2}$ : Επιφάνεια του τεχνητού υγροβιότοπου [m<sup>2</sup>]

Q: Παροχή λυμάτων [m<sup>3</sup>/d]

$C_o$ : Συγκέντρωση οργανικού φορτίου εξόδου [mg/L]

$C_i$ : Συγκέντρωση οργανικού φορτίου εισόδου [mg/L]

$C^*$ : Συγκέντρωση οργανικού φορτίου υποβάθρου [mg/L]

$k_A$ : Επιφανειακή σταθερά ρυθμού αντίδρασης πρώτης τάξης [m/d]

#### Συγκέντρωση Υποβάθρου $C^*$

Για να γίνει αντιληπτή η έννοια της συγκέντρωσης υποβάθρου, ανεξαρτήτως φορτίου αναφοράς, πρέπει να ληφθεί υπόψη ο εξής παράγοντας: ένας τεχνητός υγροβιότοπος είναι ένα ζωντανό οικοσύστημα, εμπεριέχει δηλαδή εντός του έμβια οργανική ύλη, με χαρακτηριστικό παράδειγμα τα φυτά, αλλά και μια σειρά άλλων ζωντανών οργανισμών όπως έντομα (πχ κουνούπια) αλλά και άλλα ήδη πανίδας (ψάρια, πτηνά κλπ). Ο συγκεκριμένος ενδογενής παράγοντας επηρεάζει άμεσα την ποσότητα του φορτίου προς επεξεργασία από τον υγροβιότοπο.

Πιο συγκεκριμένα για την οργανική ύλη έχει παρατηρηθεί ότι οι αυτοτροφικοί οργανισμοί εντός του συστήματος, όπου αποτελούν και παραγωγούς βιομάζας (πχ φυτά) είναι περισσότεροι από τους ετεροτροφικούς οργανισμούς εντός του, όπου αποτελούν καταναλωτές βιομάζας (είτε μικροοργανισμοί είτε και ανώτερα είδη ζωής πχ έντομα, ψάρια κλπ) (Kadlec & Wallace, 2009) Αυτό οδηγεί στην παραγωγή πλεονάσματος βιομάζας η οποία είτε εξέρχεται κατά την εκροή, είτε παραμένει εντός του συστήματος με την μορφή φυτάνθρακα (τύρφη-peak) (Mitch & Gosselink, 1993).

Επιπλέον ένα μέρος της οργανικής ύλης που προέρχεται από τα λύματα είναι μη βιοδιασπαζόμενο (Dotro et al., 2017)

Από τα παραπάνω προκύπτει η ανάγκη να ληφθεί υπόψη αυτό το πλεόνασμα οργανικής ύλης που είτε προκύπτει από τους ενδογενείς λόγους που αφορούν τον υγροβιότοπο, ως σύστημα επεξεργασίας, είτε από τα χαρακτηριστικά του φορτίου των λυμάτων. Την έννοια αυτή περιγράφει ο όρος συγκέντρωση υποβάθρου ( $C^*$ ). Είναι δηλαδή το κάτω όριο της συγκέντρωσης του φορτίου στην εκροή. Ακόμα και αν ο υγροβιότοπος είχε απεριόριστο χρόνο επεξεργασίας, η συγκέντρωση του φορτίου στην έξοδο δεν θα ήταν μηδενική αλλά ίση με την συγκέντρωση υποβάθρου.

Οι τιμές για την συγκέντρωση υποβάθρου έχουν ληφθεί από τους Kadlec & Wallace (2009) για δευτερογενή επεξεργασία όπου γίνεται η διαστασιολόγηση στην παρούσα εργασία και αναγράφονται στον Πίνακας 5.3

Πίνακας 5.3: Συγκέντρωση υποβάθρου για το BOD τους CW-HSSF

Είδος Επεξεργασίας	Πρωτογενής	Δευτερογενής	Τριτογενής
Συγκέντρωση BOD εισόδου $C_i$ [mg/L]	100-200	30-100	3-30
Συγκέντρωση BOD υποβάθρου $C^*$ [mg/L]	1	5	10

#### Επιφανειακή σταθερά ρυθμού αντίδρασης πρώτης τάξης ( $k_A$ )

Το βασικό χαρακτηριστικό για την απομάκρυνση των φορτίων εντός ενός υγροβιότοπου είναι η επιφάνεια του. Με βάση αυτό το στοιχείο και με δεδομένο ότι οι περισσότεροι CW-HSSF δεν διαφέρουν σημαντικά στο βάθος τους (Dotro et al., 2017) η σταθερά του ρυθμού αντίδρασης πρώτης τάξης συνήθως εκφράζεται στην βάση της επιφάνειας. Παρ' όλα αυτά υπάρχουν δύο σημαντικά ζητήματα όπου καθίσταται αναγκαίο να αναφερθούν. Το πρώτο αφορά τις υδραυλικές παραδοχές και το δεύτερο αφορά πιο ειδικά την επίδραση της θερμοκρασίας στον ρυθμό απομάκρυνσης της οργανικής ύλης.

Σε ότι αφορά το πρώτο, οι τιμές της επιφανειακής σταθεράς πρώτης τάξης δεν έχουν προκύψει με τον κλασικό τρόπο, δηλαδή με εργαστηριακές δοκιμές, όπως γενικά προκύπτουν οι τιμές των σταθερών πρώτης τάξης. Έχουν προκύψει από μετρήσεις πεδίου, από μια πληθώρα CW ανά τα χρόνια. Αυτό έχει το πλεονέκτημα ότι λαμβάνεται υπόψη και το υδραυλικό σκέλος των CW για τον προσδιορισμό των τιμών, (π.χ λαμβάνεται υπόψη το υδραυλικός χρόνος παραμονής HRT). Όμως από την άλλη αντικειμενικά εξαρτώνται και από τα ιδιαίτερα χαρακτηριστικά του κάθε CW. Δεδομένου ότι το υδραυλικό μοντέλο plug-in-flow αντιδραστήρα, όπου αποτελεί και την βάση της παραπάνω μεθόδου, είναι μια υδραυλικά ιδεατή περίπτωση και δεν συναντάται στην πραγματικότητα, οι τιμές των  $k_A$  που χρησιμοποιούνται, συναρτήσει με την παραπάνω παραδοχή, είναι πιθανό να διαφέρουν από τις πραγματικές εσωτερικές κινητικές σταθερές.

Το δεύτερο ζήτημα αφορά την επίδραση της θερμοκρασίας στην απομάκρυνση της οργανικής ύλης. Παρόλο που οι τιμές των σταθερών είναι από μετρήσεις πεδίου, δεν παύουν να είναι σταθερές πρώτης τάξης και επομένως ο ρόλος της θερμοκρασίας μπορεί να προσδιοριστεί από την σχέση:

$$k_A = k_{A,20} * \theta^{(T-20)}$$

Όπου:

$k_{A,20}$ : Σταθερά ρυθμού αντίδρασης οργανικού φορτίου στους 20 °C

T: Θερμοκρασία λυμάτων την εκάστοτε περίοδο [°C]

$\theta$ : Αναπροσαρμοσμένη σταθερά του Arrhenius

Από την παραπάνω σχέση εύκολα διακρίνονται οι εξής περιπτώσεις:

- 1)  $\theta=1$  , όπου ο ρυθμός της απομάκρυνση του φορτίου δεν επηρεάζεται από την θερμοκρασία.
- 2)  $\theta>1$ , όπου η αύξηση της θερμοκρασίας άνω των 20 °C, επιταχύνει τον ρυθμό της απομάκρυνσης του φορτίου.
- 3)  $\theta<1$ , όπου η αύξηση της θερμοκρασίας άνω των 20 °C, επιβραδύνει τον ρυθμό της απομάκρυνσης του φορτίου.

Οι Kadlec & Wallace (2009) μετά από την συλλογή στοιχείων από ένα μεγάλο πλήθος μετρήσεων σε 34 σε εν ενεργεία HSSF CW κατέληξαν σε μια κατανομή των τιμών του  $\theta$  που παρουσιάζεται στον Πίνακα 5.4

Πίνακας 5.4: Σταθερά του Arrhenius για το BOD για τους CW-HSSF

Εκατοστημόριο	$\theta$
0.05	0.904
0.10	0.922
0.20	0.940
0.30	0.956
0.40	0.967
<b>0.50</b>	<b>0.981</b>
0.60	0.993
0.70	1.018
0.80	1.026
0.90	1.054
0.95	1.067

Για την μέση τιμή των μετρήσεων ισχύει:

$$\theta=0.981<1$$

Το οποίο υποδηλώνει ότι η αύξηση της θερμοκρασίας άνω των 20 °C επιφέρει μείωση της ταχύτητας της βιοχημικής διεργασίας. Το παραπάνω είναι αντιδιαισθητικό και είναι και σε αντίθεση με τις αναφορές στην βιβλιογραφία, όπως αναγνωρίζεται και από τους Kadlec & Wallace (2009) Για αυτό το λόγο οι Gabriela Dotro et al (2017) προτείνουν να μη ληφθεί υπόψη η επίδραση της θερμοκρασίας στην αναπροσαρμογή της σταθεράς πρώτης τάξης για την απομάκρυνση του οργανικού φορτίου, προσθέτοντας ότι συνήθως οι CW-HSSF κατασκευάζονται σε ήπιες προς θερμές θερμοκρασίες και επομένως η επίδραση της θερμοκρασίας θα είναι γενικά είτε αμελητέα είτε ευεργετική προς την διεργασία. Η περίπτωση της παρούσας διπλωματικής είναι τέτοια, μιας και ο κύριος σχεδιασμός έχει γίνει για 20 °C. Επομένως η παράμετρος της θερμοκρασίας δεν έχει ληφθεί για την χρήση της συγκεκριμένης μεθόδου για την απομάκρυνση του οργανικού φορτίου.

Η τελική τιμή των επιφανειακών σταθερών πρώτης τάξης έχει ληφθεί από τους Kadlec & Wallace (2009) ως η μέση τιμή (0.5 percentile) και για δευτερογενή επεξεργασία από τον Πίνακα 5.5

Πίνακας 5.5: Επιφανειακή σταθερά πρώτης τάξης για την απομάκρυνση BOD στους CW-HSSF

Είδος Επεξεργασίας	Πρωτογενής	Δευτερογενής	Τριτογενής
Συγκέντρωση BOD εισόδου $C_i$ [mg/L]	100-200	<b>30-100</b>	3-30
Εκατοστημόριο			
0.05	10	5	1
0.1	10	16	15
0.2	12	20	25
0.3	15	24	36
0.4	23	30	63
<b>0.5</b>	25	<b>37</b>	86
0.6	28	39	154
0.7	44	44	224
0.8	62	82	287
0.9	107	167	458
0.95	132	228	703

#### Σχολιασμός Μεθόδου

Η plug-in-flow-k-C\* ήταν για πολλά χρόνια μια από τις κυρίαρχες μεθόδους όπου χρησιμοποιούσαν οι μελετητές για την διαστασιολόγηση ενός συστήματος HSSF. Παρουσιάζει μια σειρά από πλεονεκτήματα σε σχέση με προγενέστερες μεθόδους όπως:



- ❖ Λαμβάνει υπόψη πιο ολοκληρωμένα τα ιδιαίτερα χαρακτηριστικά ενός υγροβιότοπου, πέρα από το σκέλος των γεωτεχνικών παραμέτρων, στο κομμάτι των βιοχημικών διεργασιών με την έννοια της συγκέντρωσης υποβάθρου ( $C^*$ )
- ❖ Συνδυάζει τον ρυθμό με τον οποίο συμβαίνει μια βιοχημική αντίδραση με τα υδραυλικά χαρακτηριστικά ενός CW, όπως προκύπτει από τις μετρήσεις πεδίου που έγιναν για τον προσδιορισμό των τιμών του  $k_A$ . Αυτό είναι ένα πλεονέκτημα σε σχέση με την εφαρμογή τιμών από εργαστηριακές δοκιμές.
- ❖ Είναι μια ευρέως διαδεδομένη μεθοδολογία διαστασιολόγησης γεγονός που προσδίδει σταθερότητα στα αποτελέσματα.

Παρόλα αυτά έχει μια σειρά από μειονεκτήματα. Αρχικά υπάρχει ένα ζήτημα στην επιλογή της τιμής του  $k_A$  καθώς δεν υπάρχει κάποια συγκεκριμένη οδηγία για το ποια τιμή να επιλέξει ο μελετητής, ειδικά όταν στην βιβλιογραφία υπάρχει ένα αρκετά μεγάλο εύρος τιμών. Οι τιμές της  $k_A$  όπου αναφέρθηκαν πιο πάνω έχουν προσδιοριστεί με την παραδοχή των N-δεξαμενών-σε-σειρά (N-TIS) και αυτό, αν και πιο ακριβές με την πραγματικότητα, εξηγεί και γιατί υπάρχει ένα επιπλέον θέμα στην επιλογή των τιμών για την plug-in-flow μιας και υπάρχουν διαφορετικές υδραυλικές παραδοχές. Τα χαρακτηριστικά της παραδοχής των N-δεξαμενών-σε-σειρά (N-TIS) αναλύονται στην συνέχεια.

Το βασικό όμως πρόβλημα προκύπτει από την παραδοχή ότι ένας CW-HSSF προσομοιάζεται με έναν αντιδραστήρα plug-in-flow. Αυτή η παραδοχή είναι υπερβολικά απλουστευτική η οποία αυξάνει το ρίσκο ειδικά όταν πρέπει να καλυφθούν ιδιαιτέρως αυστηρά όρια εκροής (Kadlec & Wallace, 2009). Στην παρούσα διπλωματική το σενάριο 1 (όριο εκροής ολικού αζώτου  $TN=12$  mg/L και οργανικό φορτίο εκροής  $BOD=10$  mg/L) είναι χαρακτηριστικό μιας τέτοιας περίπτωσης. Επιπροσθέτως η απλουστευτική αυτή παραδοχή επηρεάζει μια σειρά από παράγοντες και αδυνατεί να περιγράψει το βάθος των πραγματικών διεργασιών σε ένα σύστημα CW-HSSF.

Εν κατακλείδι παρά τα συγκριτικά πλεονεκτήματα της συγκεκριμένης μεθόδου σε σχέση με τις προηγούμενες, η απλουστευτική αυτή υδραυλική παραδοχή, έχει οδηγήσει να μην συνιστάται πλέον ως ο προτιμότερος τρόπος σχεδιασμού (Kadlec & Wallace, 2009; Dotro et al., 2017) Είναι όμως ακόμα αξιόπιστη μέθοδος σε πολλές περιπτώσεις. Τέλος έχει μεγάλο ενδιαφέρον η σημαντική προσπάθεια της επιστημονικής κοινότητας που γίνεται μέσω της συγκεκριμένης μεθόδου να αντιμετωπιστούν τα ειδικά δεδομένα που υπάρχουν στους CW, για να περιγράψει αρτιότερα η φύση της λειτουργίας του συστήματος

#### **5.2.4 Διαστασιολόγηση Βάσει του Οργανικού Φορτίου (BOD) κατά P-k-C\***

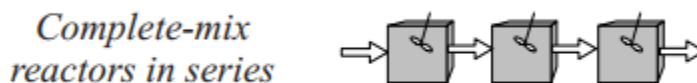
Η μεθοδολογία P-k-C\* είναι από τις πλέον σύγχρονες μεθοδολογίες διαστασιολόγησης. Πρακτικά πρόκειται για μια βελτιστοποίηση της plug-in-flow-k-C\*. Παρουσιάζεται εκτενώς από

τους Kadlec και Wallace στο έργο τους το 2009. Η πιο ολοκληρωμένη αυτή αναπροσαρμογή βασίζεται κατά βάση σε δύο σκέλη. Το ένα είναι αναμέτρηση με τις παραδοχές σε ότι αφορά την υδραυλική πλευρά ενός συστήματος CW και τα ζητήματα που προκύπτουν από αυτές στην *plug-in-flow-k-C\**. Το άλλο είναι η ανάλυση της βιοχημικής πλευράς ενός συστήματος CW σε μεγαλύτερο βάθος.

### Υδραυλικές Παραδοχές

Σε ότι αφορά την υδραυλική πλευρά, έχει παρουσιαστεί η λογική της προσομοίωσης ενός συστήματος CW με έναν αντιδραστήρα αλλά και οι βασικές παραδοχές που μπορούν να θεωρηθούν ως προς την διασπορά των σωματιδίων εντός του αντιδραστήρα (plug-in-flow // complete-mix). Έχει επίσης αναφερθεί ότι στην πραγματικότητα η συντριπτική πλειοψηφία είναι σε μια ενδιάμεση κατάσταση από τις δύο αυτές ιδανικές περιπτώσεις (dispersed flow reactors) αλλά λόγω της πολυπλοκότητας να περιγραφεί άμεσα αυτή η συνθήκη επιλέγεται η αναγωγή σε μια από τις δύο αυτές περιπτώσεις αναλόγως με το ποια ταιριάζει περισσότερο στην μονάδα η οποία μελετάται. Αυτή όμως η κατάληξη είναι αρκετά απλουστευτική και κατ' επέκταση δεν περιγράφει επαρκώς τις πραγματικές συνθήκες εντός της μονάδας.

Για να επιλυθεί αυτό το ζήτημα εφαρμόστηκε μια έμμεση προσπάθεια ανάλυσης των πραγματικών συνθηκών με τον συνδυασμό και των δύο παραπάνω παραδοχών. Πιο συγκεκριμένα ο αντιδραστήρας χωρίζεται σε επιμέρους δεξαμενές-στη-σειρά (Tank-in-Series TIS), οι οποίες είναι ίσου επιμέρους όγκου και κάθε μια θεωρείται πλήρους μίξης. Ο αριθμός αυτός των δεξαμενών-σε-σειρά, συμβολίζεται με  $N$ , προκύπτει από μετρήσεις πεδίου σε υπάρχοντα συστήματα και είναι εξαρτώμενος από το μέγεθος της μονάδας, τα γεωμετρικά και τοπογραφικά χαρακτηριστικά του συστήματος κλπ.



Σχήμα 5.5 Λειτουργία αντιδραστήρων πλήρους μίξης σε σειρά (von Sperling, 2007)

Αν θεωρηθεί ότι ο αριθμός των επιμέρους δεξαμενών-σε-σειρά (TIS) είναι ίσος με την μονάδα ( $N=1$ ), τότε προκύπτει η περίπτωση του αντιδραστήρα πλήρους μίξης (complete-mix-reactor). Αν θεωρηθεί ότι ο αριθμός των δεξαμενών-σε-σειρά (TIS) τείνει το άπειρο ( $N \rightarrow \infty$ ) τότε προκύπτει η περίπτωση του αντιδραστήρα εμβολοειδούς ροής (plug-in-flow-reactor). Η παραπάνω προσομοίωση έχει επομένως αξία για τις ενδιάμεσες τιμές. Η ανάπτυξη της μεθοδολογίας σχεδιασμού *P-k-C\** έγινε στην παραπάνω υδραυλική λογική.

Έχει σημασία να αναφερθεί ότι λόγω του εμπειρικού τρόπου προσδιορισμού του αριθμού N, η τιμή αυτή είναι αρκετά εξαρτώμενη από τις εγκαταστάσεις από τις οποίες προέκυψε, και ο μελετητής καλείται να επιλέξει την τιμή αυτή βρίσκοντας παραδείγματα όπου αντικατοπτρίζουν τις συνθήκες για τις οποίες γίνεται η μελέτη (παρεμφερής επιφάνεια, γεωμετρία, τοπογραφία κλπ). Αυτό προϋποθέτει την ύπαρξη επαρκούς εμπειρίας γύρω από τον σχεδιασμό τέτοιων συστημάτων.

### Βιοχημικές Παραδοχές

Σε ότι αφορά την βιοχημική διάσταση των διεργασιών εντός ενός υγροβιότοπου η επιστημονική κοινότητα κλήθηκε να αντιμετωπίσει μια σημαντική πρόκληση. Εγγενώς στην επιστήμη της επεξεργασίας λυμάτων υπάρχει ένα ιδιαίτερο ζήτημα. Αυτό προκύπτει από το γεγονός ότι κάτω από την ίδια ονομαστική κατηγορία φορτίου στην πραγματικότητα υπάρχουν διαφορετικά στοιχεία τις περισσότερες φορές, με διαφορετικές ανάγκες ως προς την επεξεργασία τους. Χαρακτηριστικό παράδειγμα είναι ότι με την κατηγορία «ολικό άζωτο» εννοούνται αρκετές διαφορετικές ενώσεις (αμμώνια, αμμώνιο, νιτρώδη, νιτρικά κλπ) με διαφορετικές ανάγκες ως προς την απομάκρυνση τους. Παραδείγματος χάριν, η μετατροπή της αμμωνίας σε νιτρώδη και νιτρικά προϋποθέτει την παρουσία οξυγόνου, ενώ η μετατροπή των νιτρικών σε αέριο άζωτο, την παρουσία άνθρακα. Το συγκεκριμένο θέμα σε ένα συμβατικό σύστημα επεξεργασίας περιορίζεται μιας και υπάρχουν διαφορετικές δεξαμενές με διαφορετικές λειτουργίες, φορτία στο εσωτερικό τους και μικροοργανισμούς. Για παράδειγμα υπάρχουν οι δεξαμενές αερισμού (νιτροποίησης), οι ανοξικές δεξαμενές (απόνιτροποίησης) κλπ. Όμως το πρόβλημα αυτό μεγεθύνεται σε έναν υγροβιότοπο μιας και όλα τα φορτία ενυπάρχουν ταυτόχρονα εντός του συστήματος, τουλάχιστον σε συγκριτικά μεγαλύτερο βαθμό από ότι σε ένα συμβατικό σύστημα.

Αντιστοίχως και στην ποσότητα της βιοδιασπώμενης οργανικής ύλης προς επεξεργασία, υπάρχουν στοιχεία τα οποία είναι πιο εύκολα επεξεργάσιμα και στοιχεία τα οποία είναι πιο δύσκολα, ακόμα και στοιχεία τα οποία τελικώς δεν είναι βιοδιασπώμενα. Επομένως υπάρχουν στοιχεία τα οποία επεξεργάζονται πιο γρήγορα και άλλα πιο αργά τα οποία ενυπάρχουν ταυτόχρονα μέσα στο σύστημα. Ο ρυθμός δηλαδή με τον οποία συμβαίνουν οι αντιδράσεις δεν είναι στην πραγματικότητα σταθερός.

Στα παραπάνω πρέπει να προστεθεί και το ότι ένας υγροβιότοπος είναι ένα ανοιχτό σύστημα, και επομένως η επίδραση του περιβάλλοντος είναι άμεση στις διεργασίες εντός του. Οι επιμέρους καιρικές διακυμάνσεις, και όχι μόνο οι εποχικές, επιδρούν με πιο έντονο τρόπο στην συγκέντρωση του φορτίου προς επεξεργασία. Ενδεχόμενη έντονη βροχόπτωση για παράδειγμα αλλάζει καταλυτικά τις συγκεντρώσεις του φορτίου, αντιστοίχως έντονη και παρατεταμένη ηλιοφάνεια κλπ. Για να συμπεριληφθούν και αυτές οι πλευρές πρέπει να εισαχτεί και μια στοχαστική διάσταση στην μεθοδολογία υπολογισμού.

Οι περιβαλλοντικοί παράγοντες επιδρούν εκτός των άλλων και προσθετικά στην διαφοροποίηση του ρυθμού με τον οποίο συμβαίνουν οι διεργασίες. Τα ελαφρά πτητικά επιλεκτικά αφαιρούνται κάτω από την επίδραση των παραπάνω παραγόντων και του περιβάλλοντος.

Οι Kadlec & Wallace περιγράφουν το μίγμα των λυμάτων ως weathered mixture (Kadlec & Wallace, 2009) προσπαθώντας να συμπεριλάβουν όλα τα παραπάνω στοιχεία.

Για να περιληφθούν και αυτά τα πρόσθετα χαρακτηριστικά, οι Kadlec & Wallace αναπροσάρμοσαν τις τιμές του αριθμού των δεξαμενών-σε-σειρά (N-TIS), λαμβάνοντας υπόψη και τις επιμέρους κατανομές των ρυθμών των αντιδράσεων, μέσω της συνάρτησης Γάμμα. Προέκυψαν κάποιες νέες μαθηματικές τιμές των φαινομενικών-δεξαμενών-σε-σειρά ο αριθμός των οποίων συμβολίζεται με το P και επομένως προέκυψε η έννοια των P-δεξαμενών-σε-σειρά (P-TIS) και κατ' επέκταση η μεθοδολογία P-k-C\*. Ο αριθμός αυτός ποικίλει αρκετά, μιας και αποτελεί αποτέλεσμα μαθηματικών στοχαστικών μοντέλων, αλλά σε κάθε περίπτωση ισχύει η σχέση:

$$P \leq N$$

Όπου:

N: Ο θεωρητικός αριθμός των δεξαμενών-σε-σειρά

P: Ο φαινομενικά θεωρητικός αριθμός των δεξαμενών-σε-σειρά

Με την χρήση του παραπάνω μοντέλου η τελική επιφάνεια του CW-HSSF προκύπτει τελικώς από την σχέση:

$$A_{s,H,3} = \frac{P * Q}{k_A} * \left( \left( \frac{C_i - C^*}{C_o - C^*} \right)^{\frac{1}{P}} - 1 \right)$$

Όπου:

$A_{s,H,3}$ : Επιφάνεια του τεχνητού υγροβιότοπου [m<sup>2</sup>]

Q: Παροχή λυμάτων [m<sup>3</sup>/d]

C<sub>o</sub>: Συγκέντρωση οργανικού φορτίου εξόδου [mg/L]

C<sub>i</sub>: Συγκέντρωση οργανικού φορτίου εισόδου [mg/L]

C\*: Συγκέντρωση οργανικού φορτίου υποβάθρου [mg/L]

k<sub>A</sub>: Επιφανειακή σταθερά ρυθμού αντίδρασης πρώτης τάξης [m/d]

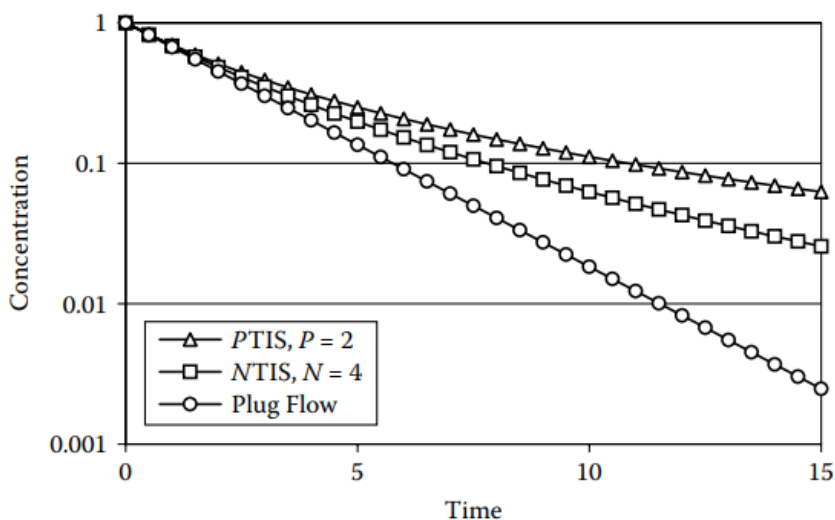
P: Ο φαινομενικά θεωρητικός αριθμός των δεξαμενών-σε-σειρά

Οι τιμές για τα  $k_A$  και  $C^*$  επιλέγονται ομοίως από τον Πίνακα 5.5 και τον Πίνακα 5.3 και είναι ίδιες με την *plug-in-flow-k-C\**.

Για το  $P$  οι Kadlec & Wallace (2009) δίνουν την τιμή  $P=3$  για τους HSSF ως μια αντιπροσωπευτική τιμή για την απομάκρυνση του οργανικού φορτίου και αυτή έχει χρησιμοποιηθεί στην παρούσα διπλωματική.

### Σχολιασμός Μεθόδου

Η  $P-k-C^*$  είναι από τις πλέον σύγχρονες και εκλεπτυσμένες μεθόδους διαστασιολόγησης. Οι βελτιώσεις οι οποίες επιφέρει στην *plug-in-flow-k-C\**, είναι πολλές και χρήσιμες. Αυτό οδηγεί και σε σημαντικές αλλαγές στα αποτελέσματα όπως φαίνεται από την σύγκριση των *plug-in-flow/N-TIS/P-TIS* από το Σχήμα 5.6



Σχήμα 5.6: Σύγκριση των θεωρήσεων *P-TIS*, *N-TIS* και *Plug-in-flow*

Από το παραπάνω φαίνεται ότι για τον ίδιο χρόνο η μείωση της συγκέντρωσης του φορτίου με την μέθοδο των *P-TIS* είναι μικρότερη από τις άλλες δύο. Αυτό οδηγεί γενικώς την μεθοδολογία  $P-k-C^*$  να δίνει μεγαλύτερες επιφάνειες για να επιτευχθεί ο επιθυμητός βαθμός απομάκρυνσης.

Η  $P-k-C^*$  έχει σημαντικά πλεονεκτήματα, ειδικά σε σχέση με προγενέστερες μεθόδους όπως:

- ❖ Εμπεριέχει όλα τα θετικά στοιχεία από την *plug-in-flow*, δηλαδή την σε πρώτη φάση πιο ολοκληρωμένη περιγραφή των ιδιαίτερων χαρακτηριστικών ενός υγροβιότοπου όπως εκφράζονται από τις έννοιες των  $C^*$  και  $k_A$ .
- ❖ Εμβαθύνει περαιτέρω στις πραγματικές συνθήκες εντός ενός υγροβιότοπου, λαμβάνοντας υπόψη την πραγματική ανισόμετρη διάσταση του ρυθμού των βιοχημικών

διεργασιών αλλά και την επίδραση του περιβάλλοντος, όπου είναι ένας παράγοντας με μεγάλη βαρύτητα στα εν προκειμένω συστήματα, μέσω της αναπροσαρμογής και της εισαγωγής των φαινομενικών-δεξαμενών-σε-σειρά (P-TIS).

❖ Δίνεται η επιλογή στον μελετητή να επιλέξει το βαθμό του ρίσκου όπου επιθυμεί, μέσω της αντίστοιχης επιλογής των αρχικών παραμέτρων.

Όμως έχει και μια σειρά από αδυναμίες από τις οποίες χαρακτηριστικές είναι οι εξής:

❖ Πρόκειται για μια μεθοδολογία στην οποία η μαθηματική προσομοίωση έχει κρίσιμο ρόλο. Αυτό, μπορεί να οδηγήσει ενδεχομένως σε επίπεδα αφαίρεσης τα οποία παύουν τελικά να εξυπηρετούν τον σκοπό για τον οποίο έχουν δημιουργηθεί, δηλαδή την περιγραφή της πραγματικότητας. Χαρακτηριστικό είναι ο αριθμός P, προκύπτει από μια μαθηματική αναπροσαρμογή με χρήση στοχαστικών στοιχείων, ενός μεγέθους (του αριθμού N), όπου έχει προκύψει από εμπειρικά δεδομένα και ποικίλει αναλόγως τον εκάστοτε συγκεκριμένο υγροβιότοπο. Το παραπάνω είναι ενδεικτικό της αβεβαιότητας στα αποτελέσματα όπου ενδεχομένως να υπάρξουν

❖ Η παραπάνω αβεβαιότητα επαυξάνεται από τον περιορισμένο όγκο δεδομένων, όπου υπάρχει διαθέσιμος μέχρι τώρα διεθνώς, σε ότι αφορά το ποιές τιμές πρέπει να θεωρηθούν ως οι βέλτιστες για να γίνει ο υπολογισμός του υγροβιότοπου με το συγκεκριμένο μοντέλο. Προσθετικά η έλλειψη συγκεκριμένων διεθνώς αναγνωρισμένων οδηγιών για το ποιές τιμές τελικώς πρέπει να ληφθούν υπόψη, διευρύνει το εν λόγω πρόβλημα.

Εν κατακλείδι, το βασικό μειονέκτημα της συγκεκριμένης μεθόδου, είναι η έλλειψη δεδομένων αλλά και σαφούς κριτηρίου για το ποιές πρέπει να είναι οι σωστές τιμές των παραμέτρων όπου πρέπει να θέσουν οι μελετητές. Είναι η πλέον ενδεικτική μεθοδολογία κατά την οποία η εμπειρία των μελετητών έχει καταλυτικό ρόλο. Στον βαθμό όμως όπου η συγκεκριμένη μεθοδολογία στον πυρήνα της περιγράφει με αρτιότερο τρόπο τις πραγματικές συνθήκες, παρά τα αναγκαία επίπεδα αφαίρεσης, το συγκεκριμένο είναι ένα ζήτημα το οποίο λογικώς θα επιλυθεί με την περαιτέρω ανάπτυξη της και χρήση της.

### 5.2.5 Διαστασιολόγηση Βάσει του Ολικού Αζώτου (TN) κατά Plug-in-flow

Ο υπολογισμός της αναγκαίας επιφάνειας με την μέθοδο p-k-C\* για την απομάκρυνση του ολικού αζώτου γίνεται ομοίως με παραπάνω. Επομένως η τελική επιφάνεια προκύπτει από τη σχέση:

$$A_{s,H,A} = -\frac{Q}{k_A} * \ln\left(\frac{C_o - C^*}{C_i - C^*}\right)$$

Όπου:

$A_{S,H,A}$ : Επιφάνεια του τεχνητού υδροβιότοπου [ $m^2$ ]  
 $Q$ : Παροχή λυμάτων [ $m^3/d$ ]  
 $C_o$ : Συγκέντρωση ολικού αζώτου εξόδου [ $mg/L$ ]  
 $C_i$ : Συγκέντρωση ολικού αζώτου εισόδου [ $mg/L$ ]  
 $C^*$ : Συγκέντρωση ολικού αζώτου υποβάθρου [ $mg/L$ ]  
 $k_A$ : Επιφανειακή σταθερά ρυθμού αντίδρασης πρώτης τάξης [ $m/d$ ]

#### Συγκέντρωση ολικού αζώτου υποβάθρου ( $C^*$ )

Η λογική της συγκέντρωσης υποβάθρου για το ολικό άζωτο είναι παρεμφερής με αυτή που αναπτύχθηκε για την συγκέντρωση υποβάθρου για το οργανικό φορτίο. Για το ολικό άζωτο έχει παρατηρηθεί ότι ενώ η συγκέντρωση του μειώνεται με βάση το χρόνο επαφής εντός του συστήματος, κάτι που περιγράφεται από τις κινητικές εξισώσεις πρώτης τάξης, η τελική συγκέντρωση υποβάθρου δεν είναι μηδενική. Οι Kadlec & Wallace (2009) αναφέρουν ότι οι τυπικές τιμές για τους HSSF είναι μεταξύ 0.5-2.5  $mg/L$ .

Οι Gabriela Dotro et al (2017) προτείνουν να ληφθεί η τιμή  $C^*=1$   $mg/L$  και αυτή έχει ληφθεί και στα πλαίσια της παρούσας διπλωματικής.

#### Επιφανειακή σταθερά ρυθμού αντίδρασης πρώτης τάξης ( $k_A$ )

Η λογική της επιφανειακής σταθεράς του ρυθμού αντίδρασης για το ολικό άζωτο είναι παρεμφερής με αυτή που αναπτύχθηκε για την επιφανειακή σταθερά του ρυθμού αντίδρασης για το οργανικό φορτίο με μία διαφορά.

Ομοίως ισχύει :

$$k_A = k_{A,20} * \theta^{(T-20)}$$

Όπου:

$k_{A,20}$ : Σταθερά ρυθμού αντίδρασης ολικού αζώτου στους 20 °C

T: Θερμοκρασία λυμάτων την εκάστοτε περίοδο [°C]

$\theta$ : Αναπροσαρμοσμένη σταθερά του Arrhenius

Οι τιμές του  $\theta$  δίνονται στον Πίνακα 5.6

Πίνακας 5.6: Σταθερά του Arrhenius για το TN για τους CW-HSSF

Εκατοστημόριο	$\theta$
0.05	0.978
0.10	0.990
0.20	0.996
0.30	1.001
0.40	1.002
<b>0.50</b>	<b>1.005</b>
0.60	1.007
0.70	1.010
0.80	1.017
0.90	1.029
0.95	1.039

Από τον παραπάνω πίνακα φαίνεται ότι η μέση τιμή είναι οριακώς μεγαλύτερη της μονάδας ( $\theta=1.005>1$ ). Επομένως σε ότι αφορά την απομάκρυνση του ολικού αζώτου με τη μέθοδο plug-in-flow έχει ληφθεί υπόψη η επίδραση της θερμοκρασίας.

Οι τιμές για την επιφανειακή σταθερά του ρυθμού αντίδρασης για το ολικό άζωτο στους 20 °C έχει ληφθεί από τον παρακάτω πίνακα ως η μέση τιμή (0.5 percentile)

Πίνακας 5.7: Επιφανειακή σταθερά πρώτης τάξης για απομάκρυνση TN στους CW-HSSF

Εκατοστημόριο	$k_{A,20}$
0.05	-2.2
0.10	1.9
0.20	3.3
0.30	4.7
0.40	6.8
<b>0.50</b>	<b>8.4</b>
0.60	11.2
0.70	14.2
0.80	18.1
0.90	30.5
0.95	100.3

### 5.2.6 Διαστασιολόγηση Βάσει του Ολικού Αζώτου (TN) κατά P-k-C\*

Με την χρήση του παραπάνω μοντέλου η τελική επιφάνεια του CW-HSSF προκύπτει ομοίως από την σχέση:



$$A_{S,H,5} = \frac{P * Q}{k_A} * \left( \left( \frac{C_i - C^*}{C_o - C^*} \right)^{\frac{1}{P}} - 1 \right)$$

Όπου:

$A_{S,H,3}$ : Επιφάνεια του τεχνητού υδροβιότοπου [ $m^2$ ]

Q: Παροχή λυμάτων [ $m^3/d$ ]

$C_o$ : Συγκέντρωση ολικού αζώτου εξόδου [ $mg/L$ ]

$C_i$ : Συγκέντρωση ολικού αζώτου εισόδου [ $mg/L$ ]

$C^*$ : Συγκέντρωση ολικού αζώτου υποβάθρου [ $mg/L$ ]

$k_A$ : Επιφανειακή σταθερά ρυθμού αντίδρασης πρώτης τάξης [ $m/d$ ]

P: Ο φαινομενικά θεωρητικός αριθμός των δεξαμενών-σε-σειρά

Για το P οι K&W δίνουν την τιμή  $P=6$  για τους HSSF ως μια αντιπροσωπευτική τιμή για την απομάκρυνση του ολικού αζώτου και αυτή έχει χρησιμοποιηθεί στην παρούσα διπλωματική.

### 5.2.7 Διαστασιολόγηση Βάσει την Απαιτούμενη Ποσότητα Οξυγόνου

Ένας ακόμα τρόπος για να διαστασιολογηθεί η αναγκαία επιφάνεια του υδροβιότοπου είναι με βάση την ποσότητα οξυγόνου όπου απαιτείται για την εύρυθμη λειτουργία του συστήματος. Επομένως το απαιτούμενο οξυγόνο εξισώνεται με το διαθέσιμο οξυγόνο που προσλαμβάνει ο HSSF-CW και άρα προκύπτει η σχέση:

$$OD = OI$$

Όπου:

OD : Απαιτούμενο Οξυγόνο (Oxygen Demand) [ $kg/d$ ]

OI: Διαθέσιμο Οξυγόνο (Oxygen Input) [ $kg/d$ ]

Το διαθέσιμο οξυγόνο υπολογίζεται από τη σχέση:

$$OI = u * A_{S,H,6}$$

Όπου:

OI: Διαθέσιμο οξυγόνο (Oxygen Input) [ $kg/d$ ]

u: Συντελεστής μεταφοράς για τα αναφυόμενα φυτά [ $g/m^2/d$ ]

$A_{S,H,6}$ : Επιφάνεια του τεχνητού υδροβιότοπου [ $m^2$ ]

Ο συντελεστής  $u$  έχει τιμές μεταξύ 5-45 [g/m<sup>2</sup>/d] και τυπική τιμή 20 [g/m<sup>2</sup>/d] και αυτή έχει ληφθεί.

Το απαιτούμενο οξυγόνο υπολογίζεται από τη σχέση:

$$OD = N * L'_O$$

Όπου:

OD: Απαιτούμενο οξυγόνο (Oxygen Demand) [kg/d]

N: Εμπειρικός συντελεστής (BOD<sub>ultimate</sub>/BOD<sub>5</sub>)

L'<sub>O</sub>: Αναπροσαρμοσμένο οργανικό φορτίο σε όρους BOD [kg/d]

Για τον εμπειρικό συντελεστή N η τυπική τιμή είναι 1.5

Για το αναπροσαρμοσμένο οργανικό φορτίο L'<sub>O</sub> ισχύει:

$$L'_O = \frac{L_O}{2}$$

Όπου:

L'<sub>O</sub>: Αναπροσαρμοσμένο οργανικό φορτίο σε όρους BOD [kg/d]

L<sub>O</sub>: Πραγματικό οργανικό φορτίο σε όρους BOD [kg/d]

Η παραπάνω αναπροσαρμογή έγινε στην βάση της θεώρησης ότι ενώ η ζήτηση για οξυγόνο είναι περισσότερη στο πρώτο μισό του υδροβιότοπου αλλά η παροχέτευση του ομοιόμορφη, ο υδροβιότοπος πρέπει να διαστασιολογηθεί με το μισό της πραγματικής του οργανικής του φόρτισης.

Επομένως η τελική επιφάνεια προκύπτει από την επίλυση των παραπάνω σχέσεων και άρα:

$$A_{S,H,6} = \frac{N * L'_O}{u}$$

#### Σχολιασμός Μεθόδου

Με τη συγκεκριμένη μέθοδο τα φυτά εντός του υδροβιότοπου αποκτούν ιδιαίτερη σημασία μιας και με βάση τις δικές τους ιδιότητες υπολογίζεται η τελική επιφάνεια. Αυτό αποτελεί πλεονέκτημα από την σκοπιά ότι συνυπολογίζεται ένας ιδιαίτερος και μοναδικός παράγοντας στα συγκεκριμένα συστήματα όπου δεν υπάρχει σε άλλα, που δεν είναι άλλος από την χρήση των φυτών στην επεξεργασία των λυμάτων. Όμως το μεγαλύτερο μειονέκτημα είναι ότι μέχρι

και σήμερα δεν έχει περιγραφεί σε βάθος ο ρόλος της βλάστησης στην απομάκρυνση των ρύπων. Οι πιο σύγχρονες έρευνες τείνουν στο να καταλήξουν ότι παρόλο που η ύπαρξη των φυτών συμβάλλει στην απομάκρυνση των ρύπων η συμβολή τους δεν είναι τόσο σημαντική όσο εικαζόταν στο παρελθόν, ειδικά για τους υδροβιότοπους υπό-επιφανειακής ροής.

### 5.2.8 Τελική Επιλογή Επιφάνειας για τους CW-HSSF

Η τελική επιφάνεια για κάθε περίπτωση προκύπτει ως η μέγιστη από τις παραπάνω υπολογισθέντες επιφάνειες έτσι ώστε να πληρούνται όλα τα κριτήρια και να καλύπτεται και η πλέον δυσμενής περίπτωση. Επομένως η τελική επιφάνεια ισούται με:

$$A_{s,H} = \max(A_{s,H,1}, A_{s,H,2}, A_{s,H,3}, A_{s,H,4}, A_{s,H,5}, A_{s,H,6})$$

### 5.2.9 Απομάκρυνση Ολικών Αιωρούμενων Στερεών (TSS)

Για τους CW-HSSF έχει παρατηρηθεί ότι η απομάκρυνση των ολικών στερεών εντός του συστήματος κυμαίνεται μεταξύ 67-80%. Στα πλαίσια της εργασίας έγινε μια συντηρητική εκτίμηση και επιλέχθηκε το ποσοστό απομάκρυνσης των ολικών στερεών να είναι ίσο με 70%. Επομένως η συγκέντρωση των TSS στην εκροή υπολογίζεται από την σχέση:

$$TSS_o = 0.3 * TSS_i$$

Όπου:

TSS<sub>o</sub>: Συγκέντρωση ολικών στερεών στην έξοδο [mg/L]

TSS<sub>i</sub>: Συγκέντρωση ολικών στερεών στην είσοδο [mg/L]

### 5.2.10 Διαστασιολόγηση Επιμέρους Μονάδων

Για την διαστασιολόγηση των επιμέρους μονάδων που θα απαρτίζουν την τελική επιφάνεια έχουν ληφθεί υπόψη τα εξής κριτήρια:

- Η επιλογή για την φύτευση ήταν η χρήση καλαμιών (*Phragmites australis*) τα οποία είναι και τα πλέον διαδεδομένα.
- Έχει γίνει η χρήση , όπου χρειαζόταν, παράλληλων σειρών επεξεργασίας έτσι ώστε να υπάρχει ευελιξία και προσαρμοστικότητα.
- Ο λόγος του μήκους προς το πλάτος (L/W) της εκάστοτε μονάδας γενικώς προτείνεται να είναι μεταξύ του 2/1 και 4/1 (Dotro et al., 2017) Στην παρούσα διπλωματική έχει χρησιμοποιηθεί λόγος μήκος προς πλάτος ίσος με 2/1.

- Οι Gabriela Dotro et al (2017) προτείνουν ότι το πλάτος ενός υδροβιότοπου πρέπει να κυμαίνεται μεταξύ 25-30 [m] , έτσι ώστε να διευκολύνεται η ροή. Επομένως έγινε η προσπάθεια να τηρηθεί αυτό το κριτήριο.
- Η κλίση των CW-HSSF συνήθως κυμαίνεται μεταξύ 1% και 2%. Εδώ έγινε η επιλογή της κλίσης να είναι ίση με S=1%
- Κάθε μονάδα αποτελείται από τις εξής στρώσεις: 1) Πλεονάζον βάθος (freeboard) για την αποφυγή πλημμυρικών καταστάσεων για το οποίο προτείνεται να ισχύει:  $h \geq 0.5\text{m}$  και θεωρήθηκε ίσο με  $h=0.5\text{m}$ . 2) Μη κορεσμένο βάθος ως ένα ενδιάμεσο στάδιο για το οποίο συνήθως ισχύει  $h \geq 0.1\text{m}$  και θεωρήθηκε ίσο με  $h=0.1\text{m}$ . 3) Καθαρό βάθος φίλτρου το οποίο λαμβάνεται συνήθως ίσο με το βάθος το οποίο μπορούν να αναπτυχθούν τα φυτά που τον απαρτίζουν. Για τα καλάμια είναι  $d=0.6\text{ m}$ .
- Το πορώδες του υλικού πληρώσεως λήφθηκε ίσο με  $n=0.39$  και η υδραυλική αγωγιμότητα ίση με  $k_s = 480 [\text{m}^3/\text{m}^2/\text{d}]$  (Πίνακας 5.2)

Τελικώς οι διαστάσεις του υδροβιότοπου προκύπτουν ως εξής:

Για το πλάτος:

$$W = \sqrt{\frac{A_{S,H}}{\left(\frac{L}{W}\right)}}$$

Όπου:

W: Πλάτος εγκατάστασης [ $\text{m}^2$ ]

$A_c$ : Τελική επιφάνεια [ $\text{m}^2$ ]

$\frac{L}{W}$  : Λόγος πλάτους προς μήκος

Και για το μήκος:

$$L = \frac{A_{S,H}}{W}$$

Όπου:

L: Μήκος εγκατάστασης [ $\text{m}^2$ ]

$A_{S,H}$ : Επιφάνεια του τεχνητού υδροβιότοπου [ $\text{m}^2$ ]

W: Πλάτος εγκατάστασης [ $\text{m}^2$ ]

Οι τελικές διαστάσεις προκύπτουν μετά και την αναγκαία στρογγυλοποίηση για κατασκευαστικούς λόγους.

Επιπροσθέτως η διαστασιολόγηση των επιμέρους μονάδων ελέγχτηκε έτσι ώστε να πληρούνται τα παρακάτω κριτήρια:

- Ο υδραυλικός χρόνος παραμονής (Hydraulic Retention Time HRT) κυμαίνεται μεταξύ 5-14 ημερών και υπολογίζεται από την παρακάτω σχέση:

$$HRT = \frac{N * N' * W * L * d * n}{Q}$$

Όπου:

HRT: Υδραυλικός χρόνος παραμονής σε κάθε μονάδα [d]

N: Πλήθος παράλληλων σειρών της εγκατάστασης

N': Πλήθος επιμέρους μονάδων ανά σειρά

W: Τελικό πλάτος [m]

L: Τελικό μήκος [m]

d: Καθαρό βάθος [m]

n: Πορώδες υλικού πληρώσεως

Q: Παροχή λυμάτων [m<sup>3</sup>/d]

- Ο ρυθμός υδραυλικής φόρτισης (Hydraulic Loading Ratio HLR) κυμαίνεται μεταξύ 0.01-0.06 [m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>/d] και υπολογίζεται από την παρακάτω σχέση:

$$HLR = \frac{Q}{W * L * N * N'}$$

Όπου:

HLR: Ρυθμός υδραυλικής φόρτισης [m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>/d]

Q: Παροχή λυμάτων [m<sup>3</sup>/d]

N: Πλήθος παράλληλων σειρών της εγκατάστασης

N': Πλήθος επιμέρους μονάδων ανά σειρά

W: Τελικό πλάτος [m]

L: Τελικό μήκος [m]

- Τέλος ο Wallace (2014) προτείνει ότι η οργανική φόρτιση στην εγκάρσια διατομή κάθε μονάδας δεν πρέπει να ξεπερνάει την τιμή 100 [g/d] για λόγους αποφυγής ενδεχόμενης έμφραξης .

Το εμβαδόν της εγκάρσιας διατομής υπολογίζεται από τη σχέση:

$$A_C = W * d$$

Όπου:

$A_C$ : Εμβαδόν εγκάρσιας διατομής [ $m^2$ ]

$W$ : Τελικό πλάτος [ $m$ ]

$d$ : Καθαρό βάθος [ $m$ ]

Και η οργανική φόρτιση στην εγκάρσια διεύθυνση υπολογίζεται από τη σχέση:

$$BOD_{A_C} = \frac{Q * BOD_{in}}{N * N' * A_C}$$

Όπου:

$BOD_{A_C}$ : Οργανική φόρτιση στην εγκάρσια διεύθυνση [ $g/d$ ].

$Q$ : Παροχή λυμάτων [ $m^3/d$ ]

$N$ : Πλήθος παράλληλων σειρών της εγκατάστασης

$N'$ : Πλήθος επιμέρους μονάδων ανά σειρά

$A_C$ : Εμβαδόν εγκάρσιας διατομής [ $m^2$ ]

Για τον ίδιο λόγο οι Reed et al (1987) προτείνουν ότι πρέπει να ισχύει η παρακάτω σχέση για την αποφυγή του κινδύνου έμφραξης (clogging):

$$k_s * S < 8.6$$

Όπου:

$k_s$ : Υδραυλική αγωγιμότητα του υλικού πληρώσεως [ $m^3/m^2/d$ ]

$S$ : Κλίση της μονάδας

## 5.3 Διαστασιολόγηση Τεχνητών Υγροβιότοπων Κατακόρυφης Υπό-Επιφανειακής Ροής (CW-VSSF)

### 5.3.1 Γενικά για τις Μεθοδολογίες Διαστασιολόγησης και οι Επιλεγείσες Μέθοδοι

Τα συστήματα τεχνητών υγροβιότοπων κατακόρυφης υπό-επιφανειακής ροής (CW-VSSF) είναι τα πλέον σύγχρονα, τουλάχιστον ως προς την μαζική τους εφαρμογή. Ως αποτέλεσμα, ο μικρός χρόνος εφαρμογής οδηγεί και σε αντιστοίχως περιορισμό όγκο δεδομένων ως προς την λειτουργία τους. Αυτό με τη σειρά του οδηγεί τις μεθοδολογίες διαστασιολόγησης είτε να προέρχονται από μηχανιστικές σχέσεις υπολογισμού που σχετίζονται με την παρουσία οξυγόνου, είτε να προκύπτουν από εμπειρικά δεδομένα. Χαρακτηριστικό είναι ότι πολλοί CW-VSSF έχουν διαστασιολογηθεί με εμπειρικές σχέσεις που αφορούν την αναγκαία επιφάνεια ανά κάτοικο.

Στην πορεία προσδιορίστηκαν με μεγαλύτερη ακρίβεια τα κρίσιμα χαρακτηριστικά σε μια μονάδα CW-VSSF. Τα χαρακτηριστικά που έχουν βαρύτητα σε ένα σύστημα CW-VSSF είναι αυτά που αφορούν την επιτρεπόμενη υδραυλική φόρτιση (Hydraulic Loading Rate HLR) και την επιτρεπόμενη οργανική φόρτιση (Organic Loading Rate OLR) (Stefanakis et al., 2014) Είναι και τα στοιχεία όπου αλληλεπιδρούν με το πρόβλημα της έμφραξης, το οποίο είναι από τα σημαντικότερα προβλήματα για τους SF-CW αλλά ειδικά για τους CW-VSSF.

Από τις μηχανιστικές σχέσεις απομάκρυνσης το μεγαλύτερο βάρος πέφτει σε αυτές που περιγράφουν την ικανότητα πρόσληψης οξυγόνου (Oxygen Transfer Capacity OTC) της εγκατάστασης. Αυτό σχετίζεται με το γεγονός ότι οι σημαντικότερες βιοχημικές διεργασίες προϋποθέτουν την παρουσία οξυγόνου (αποσύνθεση της οργανικής ύλης, νιτροποίηση). Παράλληλα συνδέεται με ένα από τα συγκριτικά προτερήματα του συγκεκριμένου είδους CW, δηλαδή τη μεταφορά μεγάλων ποσοτήτων οξυγόνου.

Γενικώς η πρόσληψη οξυγόνου εντός του συστήματος γίνεται με τρεις τρόπους:

- 1) Ύπαρξη διαλυμένου οξυγόνου εντός των λυμάτων.
- 2) Πρόσληψη λόγω του διακοπτόμενου τρόπου παροχέτευσης του συστήματος.
- 3) Πρόσληψη λόγω ατμοσφαιρικής διάχυσης. (Stefanakis et al., 2014)

Παρόλο που η ύπαρξη διαλυμένου οξυγόνου εντός των λυμάτων σαν πηγή οξυγόνου δεν είναι τόσης σημασίας σε σχέση με τις άλλες δύο, η πρόσληψη οξυγόνου λόγω της ατμοσφαιρικής διάχυσης είναι ιδιαιτέρως κρίσιμος παράγοντας (Schwager & Boller, 1997; Platzer, 1999; Kayser & Kunst 2005). Ειδικά για τα ανώτερα επίπεδα του στρώματος ενός συστήματος CW-VSSF η πρόσληψη οξυγόνου μέσω της ατμόσφαιρας είναι και η πιο σημαντική πηγή οξυγόνου (Ye et al 2012)

Στα πλαίσια της παρούσας διπλωματικής οι μεθοδολογίες που επιλέγηκαν χωρίζονται σε :

- ❖ Μεθοδολογίες σχεδιασμού με εμπειρικά κριτήρια και δεδομένα (HLR,OLR)
- ❖ Μεθοδολογίες σχεδιασμού με την χρήση μηχανιστικών σχέσεων για την πρόσληψη οξυγόνου (OTC).

Τέλος παρουσιάζεται και μια μεθοδολογία διαστασιολόγησης με τη χρήση εμπειρικών σχέσεων που αναφέρονται στην αναγκαία επιφάνεια ανά κάτοικο (Rule-of-Thumb). Τα αποτελέσματα αυτού του τρόπου δεν έχουν συμπεριληφθεί στην επιλογή της τελικής επιφάνειας. Παρουσιάζονται όμως, γιατί δίνουν μια ένδειξη της αναμενόμενης επιφάνειας και χρησιμοποιούνται συχνά στο επίπεδο της προμελέτης (Stefanakis et al., 2014)

### **5.3.2 Διαστασιολόγηση με Βάση Εμπειρικά Κριτήρια και Δεδομένα**

### 5.3.2.1 Διαστασιολόγηση Βάσει της Επιτρεπόμενης Υδραυλικής Φόρτισης (HLR)

Σε ότι αφορά την διαστασιολόγηση μέσω της επιτρεπόμενης υδραυλικής φόρτισης, αρχικά πρέπει να γίνει η επιλογή της τιμής αυτής της παραμέτρου. Ο παραπάνω όρος επηρεάζεται από τις κλιματολογικές συνθήκες της περιοχής όπου θα κατασκευαστεί ο υδροβιότοπος

Οι τιμές της επιτρεπόμενης υδραυλικής φόρτισης γενικώς κυμαίνονται μεταξύ 0.05-0.1 [m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>/d] για τα εγκαταστάσεις σε ψυχρά κλίματα και μέχρι 0.15-0.2 [m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>/d] για θερμά (Stefanakis et al. 2014, Hoffmann et al., 2011). Παρόλα αυτά έχουν παρατηρηθεί και εφαρμοστεί αρκετά διαφορετικές τιμές είτε σε μονάδες σε διαφορετικές χώρες παρεμφερούς κλίματος είτε και σε μονάδες εντός της ίδιας χώρας. Γενικώς δεν υπάρχει σαφής οδηγία ούτε κατεύθυνση για το ποιες τιμές πρέπει να ληφθούν υπόψη, πέρα από κάποιες γενικές παρατηρήσεις.

Στον Πίνακας 5.8 παρουσιάζονται κάποιες ενδεικτικές τιμές όπου παρατηρήθηκαν στην Ελλάδα και σε γειτονικές χώρες με παρόμοιο κλίμα.

Πίνακας 5.8: Υδραυλική φόρτιση για τους CW-VSSF

Χώρα	Τιμή HLR [m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> /d]	Αναφορά
Ιταλία	0.055-0.123	Foladori et al (2012)
Τουρκία	0.1	Korkusuz et al (2004)
Αίγυπτος	0.044	Abou-Elela & Hellal (2012)
Ελλάδα	0.08-0.17	Prochaska et al (2007)
Ελλάδα	0.195-0.439	Stefanakis & Tsihrintzis (2012)

Στα πλαίσια της παρούσας διπλωματικής θεωρήθηκε ότι η επιτρεπόμενη υδραυλική φόρτιση είναι ίση HLR=0.14 [m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>/d], μια συντηρητικά εντός των γενικών ορίων παραδοχή.

Αφού γίνει η παραδοχή για τη HLR τότε η απαιτούμενη επιφάνεια προκύπτει από τη σχέση:

$$A_{s,v,1} = \frac{Q}{HLR}$$

Όπου:

A<sub>s,v,1</sub>: Επιφάνεια του υδροβιότοπου [m<sup>2</sup>]

Q: Παροχή λυμάτων [m<sup>3</sup>/d]



HLR: Επιτρεπόμενη υδραυλική φόρτιση [ $\text{m}^3/\text{m}^2/\text{d}$ ]

#### Σχολιασμός Μεθόδου

Πρόκειται για μεθοδολογία εμπειρικού χαρακτήρα. Η έλλειψη συγκεκριμένων κατευθύνσεων και το μεγάλο εύρος τιμών όπου της επιτρεπόμενης υδραυλικής φόρτισης όπου έχει παρατηρηθεί δημιουργεί δυσκολίες για το ποιες τιμές είναι οι βέλτιστες προς επιλογή. Επιπροσθέτως οι αναφερόμενες τιμές τόσο στην παρούσα εργασία όσο και στην διεθνή βιβλιογραφία έχουν προκύψει από διαφορετικούς υγροβιότοπους σε ότι αφορά το είδος των λυμάτων προς επεξεργασία αλλά και το βάθος, το υλικό πληρώσεως κλπ. Αυτό είναι ένας παράγοντας ο οποίος αυξάνει το ρίσκο στην επιλογή.

#### **5.3.2.2 Διαστασιολόγηση Βάσει της Επιτρεπόμενης Οργανικής Φόρτισης (OLR)**

Σε ότι αφορά την διαστασιολόγηση μέσω της επιτρεπόμενης οργανικής φόρτισης ομοίως πρέπει να γίνει η επιλογή της τιμής αυτής της παραμέτρου. Ο παραπάνω όρος επηρεάζεται από τις κλιματολογικές συνθήκες της περιοχής όπου θα κατασκευαστεί το σύστημα CW-VSSF.

Οι τιμές της επιτρεπόμενης οργανικής φόρτισης γενικώς κυμαίνονται μεταξύ 20-30 [ $\text{gCOD}/\text{m}^2/\text{d}$ ] για τα εγκαταστάσεις σε ψυχρά κλίματα και μέχρι 80 [ $\text{gCOD}/\text{m}^2/\text{d}$ ] για θερμά (Stefanakis et al., 2014). Οι παρατηρήσεις οι οποίες αφορούν την επιλογή της επιτρεπόμενης οργανικής φόρτισης είναι παρεμφερείς με αυτές που αφορούν την επιλογή της επιτρεπόμενης υδραυλικής φόρτισης.

Στον Πίνακα 5.9 παρουσιάζονται κάποιες ενδεικτικές τιμές όπου είτε προτείνονται από τους σχεδιαστικούς κανονισμούς είτε παρατηρήθηκαν σε διάφορες χώρες. Επισημαίνεται ότι η επιτρεπόμενη οργανική φόρτιση είναι σε όρους COD και ότι οι παρακάτω τιμές δεν αναφέρονται εξ ολοκλήρου σε CW-VSSF όπου επεξεργάζονται αστικά λύματα.

Πίνακας 5.9: Οργανική φόρτιση για τους CW-VSSF

Χώρα	Τιμή OLR [ $g_{COD}/m^2/d$ ]	Αναφορά
Κίνα	2.5, 5, 10	Cheng et al (2011)
Δανία	27	Brix and Johansen (2004), Brix & Arias (2005)
Γερμανία	20	DWA (2017)
Αυστρία	20	ONORM B 2505 (2009)
Ηνωμένο Βασίλειο	26.1	Weedon (2003)
Τσεχία	80-193	Vymazal & Kropfelova (2011)
Ιταλία	37-87	Faladori et al (2012)

Στα πλαίσια της παρούσας διπλωματικής θεωρήθηκε ότι η επιτρεπόμενη υδραυλική φόρτιση είναι ίση  $OLR=25 [g_{COD}/m^2/d]$ , μια συντηρητικά εντός των γενικών ορίων παραδοχή.

Αφού γίνει η παραδοχή για τη HLR τότε η απαιτούμενη επιφάνεια προκύπτει από τη σχέση:

$$A_{s,v,2} = \frac{C_i * Q}{OLR}$$

Όπου:

$A_{s,v,2}$ : Επιφάνεια του υγροβιότοπου [ $m^2$ ]

$C_i$ : COD εισόδου [ $mg/L$ ]

$Q$ : Παροχή λυμάτων [ $m^3/d$ ]

$OLR$ : Επιτρεπόμενη οργανική φόρτιση [ $g_{COD}/m^2/d$ ]

#### Σχολιασμός Μεθόδου

Πρόκειται για μεθοδολογία εμπειρικού χαρακτήρα. Η έλλειψη συγκεκριμένων κατευθύνσεων και το μεγάλο εύρος τιμών όπου της επιτρεπόμενης οργανικής φόρτισης όπου έχει παρατηρηθεί δημιουργεί δυσκολίες για το ποιες τιμές είναι οι βέλτιστες προς επιλογή. Επιπροσθέτως οι αναφερόμενες τιμές τόσο στην παρούσα εργασία όσο και στην διεθνή βιβλιογραφία έχουν προκύψει από διαφορετικούς υγροβιότοπους σε ότι αφορά το είδος λυμάτων προς επεξεργασία αλλά και το βάθος, το υλικό πληρώσεως κλπ. Αυτό είναι ένας παράγοντας ο οποίος αυξάνει το ρίσκο στην επιλογή.

### 5.3.3 Διαστασιολόγηση με την Χρήση Σχέσεων για την Πρόσληψη Οξυγόνου

Γενικώς οι μεθοδολογίες διαστασιολόγησης με τη χρήση σχέσεων για την αναγκαία πρόσληψη οξυγόνου, βασίζονται στην εξίσωση του εισαγόμενου οξυγόνου με την αναγκαία ποσότητα αυτού. Επειδή η βασική λογική που τις διέπει είναι ίδια και οι αλλαγές είναι στις επιμέρους παραμέτρους ή σε κάποιες πτυχές τους, ο σχολιασμός είναι ενιαίος.

#### 5.3.3.1 Διαστασιολόγηση Βάσει το Ισοζύγιο Οξυγόνου κατά Cooper.

Κατά τον Cooper (1999) η ποσότητα του οξυγόνου όπου απαιτείται για την λειτουργία του συστήματος προκύπτει από την παρακάτω σχέση:

$$OD = Q * (4.3 * (C_{N,i} - C_{N,o}) + (C_{BOD,i} - C_{BOD,o}))$$

Όπου:

OD : Απαιτούμενο Οξυγόνο (Oxygen Demand) [g/d]

Q: Παροχή λυμάτων [m<sup>3</sup>/d]

C<sub>N,i</sub>: Συγκέντρωση αζώτου στην είσοδο [mg/L]

C<sub>N,o</sub>: Συγκέντρωση αζώτου στην έξοδο [mg/L]

C<sub>BOD,i</sub>: Συγκέντρωση οργανικού φορτίου στην είσοδο σε όρους BOD [mg/L]

C<sub>BOD,o</sub>: Συγκέντρωση οργανικού φορτίου στην έξοδο σε όρους BOD [mg/L]

Στην συγκεκριμένη σχέση ο Cooper χρησιμοποιεί τον όρο TKN για το άζωτο όπου υποδηλώνουν τις οργανικές ενώσεις του αζώτου και τις ενώσεις της αμμωνίας και του αμμώνιου. Στα πλαίσια της παρούσας διπλωματικής χρησιμοποιήθηκε η ίδια σχέση αλλά με την εισαγωγή του ολικού αζώτου (TN).

Η απαιτούμενη επιφάνεια προκύπτει από την σχέση:

$$A_{s,v,3} = \frac{OD}{OTR}$$

Όπου:

A<sub>s,v,3</sub>: Επιφάνεια του υγροβιότοπου [m<sup>2</sup>]

OD : Απαιτούμενο Οξυγόνο (Oxygen Demand) [kg/d]

OTR: Ρυθμός μεταφοράς οξυγόνου (Oxygen Transfer Rate OTR) [gO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/d]

Για το τον ρυθμό μεταφοράς οξυγόνου (OTR) οι Cooper et al (1999) αναφέρουν ότι κυμαίνεται μεταξύ 50-90 [gO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/d], οι Green et al (1997) ότι κυμαίνεται μεταξύ 56-60 [gO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/d], ο Platzter (1999) μεταξύ 23-64 [gO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/d].

Στην συγκεκριμένη μελέτη έγινε χρήση της τιμής OTR=30 [g O<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/d] η οποία είναι και η τιμή όπου χρησιμοποιήσαν οι Brix et al (2002) σε μελέτες, και στη συνέχεια έγινε ο υπολογισμός της επιφάνειας.

### 5.3.3.2 Διαστασιολόγηση Βάσει το Ισοζύγιο Οξυγόνου κατά Platzter

Στην ίδια λογική ο Platzter (1999) περιγράψε μια μεθοδολογία διαστασιολόγησης όπου βασίζεται στη σχέση:

$$OD = OI$$

Όπου:

OD : Απαιτούμενο Οξυγόνο (Oxygen Demand) [g/d]

OI: Εισαγώμενο Οξυγόνο (Oxygen Input) [g/d]

Στην συγκεκριμένη σχέση ο Platzter χρησιμοποιεί τον όρο TKN για το άζωτο όπου υποδηλώνουν τις οργανικές ενώσεις του αζώτου και τις ενώσεις της αμμωνίας και του αμμώνιου. Στα πλαίσια της παρούσας διπλωματικής χρησιμοποιήθηκε η ίδια σχέση αλλά με την εισαγωγή του ολικού αζώτου (TN).

Για την απαίτηση σε οξυγόνο (OD) πρότεινε ότι ισχύει η σχέση:

$$OD = OD_{COD} + OD_{Nitrification} - OD_{Denitrification}$$

Όπου:

OD : Συνολική απαίτηση σε οξυγόνο (Oxygen Demand) [g/d]

OD<sub>COD</sub>: Απαίτηση σε οξυγόνο για την αποσύνθεση της οργανικής ύλης [g/d]

OD<sub>Nitrification</sub>: Απαίτηση σε οξυγόνο για την νιτροποίηση [g/d]

OD<sub>Denitrification</sub>: Απομείωση της απαίτησης σε οξυγόνο λόγω μερικής απονιτροποίησης [g/d]

- ❖ Για την απαίτηση σε οξυγόνο για την αποσύνθεση της οργανικής ύλης (OD<sub>COD</sub>) μετρήθηκε από ότι χρειάζονται 0.7 [gO<sub>2</sub>/gCOD] και για μέση απόδοση του συστήματος για απομάκρυνση της οργανικής ύλης ίση με 85% προέκυψε ο υπολογισμός από την σχέση:

$$OD_{COD} = 0.7 * 0.85 * Q * C_{COD,i}$$

Όπου:

$OD_{COD}$ : Απαίτηση σε οξυγόνο για την αποσύνθεση της οργανικής ύλης [g/d]

Q: Παροχή λυμάτων [ $m^3/d$ ]

$C_{COD,i}$ : Συγκέντρωση οργανικού φορτίου στην είσοδο σε όρους COD [mg/L]

- ❖ Η απαίτηση σε οξυγόνο για την νιτροποίηση ( $OD_{Nitrification}$ ) υπολογίζεται από τη σχέση:

$$OD_{Nitrification} = 4.3 * Q * (C_{N,i} - C_{N,o})$$

Όπου:

$OD_{Nitrification}$ : Απαίτηση σε οξυγόνο για την νιτροποίηση [g/d]

Q: Παροχή λυμάτων [ $m^3/d$ ]

$C_{N,i}$ : Συγκέντρωση αζώτου στην είσοδο [mg/L]

$C_{N,o}$ : Συγκέντρωση αζώτου στην έξοδο [mg/L]

Στην συγκεκριμένη σχέση ο Platzer αναπτύσσει την απαίτηση σε οξυγόνο με τη χρήση του αζώτου όπου εισέρχεται στο σύστημα. Στην παρούσα διπλωματική, για την αναγκαία προσαρμογή στα σενάρια εκροής, έγινε η χρήση της διαφοράς του ολικού αζώτου εισόδου με αυτό στην έξοδο.

- ❖ Για την απομείωση της απαίτησης σε οξυγόνο λόγω μερικής απονιτροποίησης ( $OD_{Denitrification}$ ) ισχύουν τα εξής δεδομένα. Το πρόσθετο οξυγόνο λόγω απονιτροποίησης υπολογίζεται σε 2.9 [gO<sub>2</sub>/gCOD] και υποθέτοντας πλήρη νιτροποίηση και ένα ποσοστό απονιτροποίησης της τάξεως του 10% ο υπολογισμός έχει ως εξής:

$$OD_{Denitrification} = 0.1 * 2.9 * Q * C_{N,i}$$

Όπου:

$OD_{Denitrification}$ : Απομείωση της απαίτησης σε οξυγόνο λόγω μερικής απονιτροποίησης [g/d]

Q: Παροχή λυμάτων [ $m^3/d$ ]

$C_{N,i}$ : Συγκέντρωση αζώτου στην είσοδο [mg/L]

Για το εισαγόμενο οξυγόνο (OI) ισχύει η παρακάτω σχέση:

$$OI = OI_{Diffusion} + OI_{Convection}$$

Όπου:

OI: Διαθέσιμο Οξυγόνο (Oxygen Input) [g/d]

OI<sub>Diffusion</sub>: Εισαγόμενο οξυγόνο λόγω διάχυσης [g/d]

OI<sub>Convection</sub>: Εισαγόμενο οξυγόνο λόγω μεταγωγής [g/d]

- ❖ Για το εισαγόμενο οξυγόνο λόγω διάχυσης (OI<sub>Diffusion</sub>) ο Platzter (1999) έκανε τις εξής παρατηρήσεις.

Αρχικά, το εισαγόμενο οξυγόνο υπολογίζεται σε 1 gO<sub>2</sub>/hr/m<sup>2</sup>. Επιπλέον πρέπει να αφαιρεθεί ο χρόνος κορεσμού μεταξύ των εκάστοτε φορτίσεων του συστήματος. Ο χρόνος αυτός υπολογίστηκε σε 1.5 hr. Ο βέλτιστος αριθμός φορτίσεων είναι μεταξύ 2-3. Οι υπολογισμοί στην παρούσα εργασία έγιναν για 3 φορτίσεις την ημέρα.

Ο υπολογισμός του εισαγόμενου οξυγόνου λόγω διάχυσης προκύπτει ως εξής:

$$OI_{Diffusion} = 1 * A_{s,v,4} * \frac{24 - 1.5 * n}{1}$$

Όπου:

OI<sub>Diffusion</sub>: Εισαγόμενο οξυγόνο λόγω διάχυσης [g/d]

A<sub>s,v,4</sub>: Επιφάνεια του υγροβίοτοπου [m<sup>2</sup>]

n: Ο αριθμός των επιμέρους φορτίσεων ανά ημέρα

- ❖ Ο υπολογισμός του εισαγόμενου οξυγόνου λόγω μεταγωγής (OI<sub>Convection</sub>) προκύπτει ως εξής, με την παραδοχή ότι ο αέρας εμπεριέχει 300 mg O<sub>2</sub>/L:

$$OI_{Convection} = 0.3 * V_{Loaded} * 1000$$

Όπου:

OI<sub>Convection</sub>: Εισαγόμενο οξυγόνο λόγω μεταγωγής [g/d]

V<sub>Loaded</sub>: Εφαρμόσιμη φόρτιση λυμάτων [m<sup>3</sup>/d]

Η εφαρμόσιμη φόρτιση λυμάτων (V<sub>Loaded</sub>) υπολογίζεται από τη σχέση:

$$V_{Loaded} = \frac{Q}{n}$$

Όπου:

V<sub>Loaded</sub>: Εφαρμόσιμη φόρτιση λυμάτων [m<sup>3</sup>/d]

Q: Παροχή σχεδιασμού [m<sup>3</sup>/d]

n: Ο αριθμός των επιμέρους φορτίσεων ανά ημέρα

Ομοίως με παραπάνω η επιτρεπόμενη υδραυλική φόρτιση θεωρήθηκε ίση με  $HLR=0.14$  [ $m^3/m^2/d$ ].

Από τον υπολογισμό των παραπάνω τιμών και την επίλυση του αρχικού ισοζυγίου οξυγόνου ως προς  $A_{s,V,4}$  προκύπτει η τελική επιφάνεια του συστήματος.

### 5.3.3.3 Διαστασιολόγηση Βάσει το Ισοζύγιο Οξυγόνου από τους Kadlec & Wallace.

Στο έργο των Kadlec & Wallace (2009) αναφέρεται ότι η ποσότητα του οξυγόνου όπου απαιτείται για την λειτουργία του συστήματος προκύπτει από την παρακάτω σχέση:

$$OD = Q * (4.6 * (C_{N,i} - C_{N,o}) + (C_{BOD,i} - C_{BOD,o}))$$

Όπου:

OD : Απαιτούμενο Οξυγόνο (Oxygen Demand) [g/d]

Q: Παροχή λυμάτων [ $m^3/d$ ]

$C_{N,i}$ : Συγκέντρωση αζώτου στην είσοδο [mg/L]

$C_{N,o}$ : Συγκέντρωση αζώτου στην έξοδο [mg/L]

$C_{BOD,i}$ : Συγκέντρωση οργανικού φορτίου στην είσοδο σε όρους BOD [mg/L]

$C_{BOD,o}$ : Συγκέντρωση οργανικού φορτίου στην έξοδο σε όρους BOD [mg/L]

Η απαιτούμενη επιφάνεια προκύπτει από την σχέση:

$$A_{s,V,5'} = \frac{OD}{OTR}$$

Όπου:

$A_{s,V,5'}$ : Επιφάνεια του υγροβιότοπου [ $m^2$ ]

OD : Απαιτούμενο Οξυγόνο (Oxygen Demand) [kg/d]

OTR: Ρυθμός μεταφοράς οξυγόνου (Oxygen Transfer Rate OTR) [ $gO_2/m^2/d$ ]

Ομοίως με πιο πάνω ο ρυθμός μεταφοράς οξυγόνου θεωρήθηκε ίσος με  $OTR=30$  [ $gO_2/m^2/d$ ]

Οι Brix et al (2002) αναφέρουν ότι στον σχεδιασμό CW-VSSF περιοδικής φόρτισης με την προσάφιξη της επιφάνειας κατά 25% μπορεί το σύστημα να φτάσει ένα βαθμό απομάκρυνσης ίσο με 85% για την απομάκρυνση του αζώτου και η συγκεκριμένη κατεύθυνση ακολουθήθηκε στα πλαίσια της παρούσας διπλωματικής.

Επομένως η τελική επιφάνεια είναι ίση με:

$$A_{s,v,5} = 1.25 * A_{s,v,5}'$$

#### Σχολιασμός μεθόδων

Οι παραπάνω μεθοδολογίες είναι διαφορετικές μορφές του προσδιορισμού του οξυγόνου που απαιτείται για τις βιοχημικές διεργασίες. Οι επιμέρους διαφορές στους συντελεστές (πχ 4.3 κατά Cooper, 4.6 κατά K&W) σχετίζονται με το ποιες παραδοχές γίνονται ως προς τις ενώσεις του αζώτου που καλούνται να επεξεργαστούν. Στα θετικά στοιχεία έγκειται το γεγονός ότι αναμετρώνται με ένα από τα βασικά χαρακτηριστικά των CW-VSSF , αυτό της πρόσληψης οξυγόνου. Όμως ο τρόπος με το οποίον περιγράφουν το φαινόμενο είναι αρκετά παρόμοιος με τους αντίστοιχους στα συμβατικά συστήματα. Το παραπάνω στοιχείο αποδεικνύει εκ νέου την έλλειψη δεδομένων για τους CW-VSSF καθώς δεν έχει καταλήξει ακόμα η επιστημονική κοινότητα σε μοντέλα περιγραφής όπου να καλύπτουν τις ιδιομορφίες και το βάθος της λειτουργίας ενός τέτοιου συστήματος.

#### **5.3.4 Εμπειρική Διαστασιολόγηση με Βάση την Απαιτούμενη Επιφάνεια ανά Κάτοικο**

Οι Kadlec & Wallace (2009) παρουσίασαν την παρακάτω σχέση για τον υπολογισμό της τελικής επιφάνειας:

$$A = m * P^b$$

Όπου:

A: Επιφάνεια του συστήματος [m<sup>2</sup>]

m: Εμπειρική σταθερά

P: Ο ισοδύναμος πληθυσμός

b: Εμπειρική σταθερά



Για τις εμπειρικές σταθερές m,b οι τιμές τους αναγράφονται στον παρακάτω πίνακα μαζί με τις αντίστοιχες αναφορές στην βιβλιογραφία.

Χώρα	m	b	Σχόλια	Πηγή
Ηνωμένο Βασίλειο	1	1	Μόνο για BOD	Cooper et al (1996)
Ηνωμένο Βασίλειο	2	1	Για BOD και NH <sub>4</sub> - N	Cooper et al (1996)
Γερμανία	4	1	-	Fehr et al (2003)
Γερμανία	4	1	-	DWA(2006)
Αυστρία	4	1	-	ONORM (2005)
Αυστρία	4	1	-	Langergraber et al (2006)

Στην παρούσα μελέτη έγιναν χρήση των τιμών m=2, b=1 και m=1,b=1 όπου αντικατοπτρίζουν τα σενάρια τα οποία μελετήθηκαν.

Επισημαίνεται ότι η επιφάνεια που προέκυψε με το συγκεκριμένο τρόπο (Rule of Thumb) δεν συμμετέχει στην διαδικασία επιλογής της τελικής επιφάνειας. Η αξία χρήσης της έγκειται στο να αποκτηθεί μια αίσθηση της τελικής τιμής όπου αναμένεται σε κάθε περίπτωση.

### 5.3.5 Τελική Επιλογή Επιφάνειας

Η τελική επιφάνεια για κάθε περίπτωση προκύπτει ως η μέγιστη από τις παραπάνω υπολογισθέντες επιφάνειες έτσι ώστε να πληρούνται όλα τα κριτήρια και να καλύπτεται και η πλέον δυσμενής περίπτωση. Επομένως η τελική επιφάνεια ισούται με:

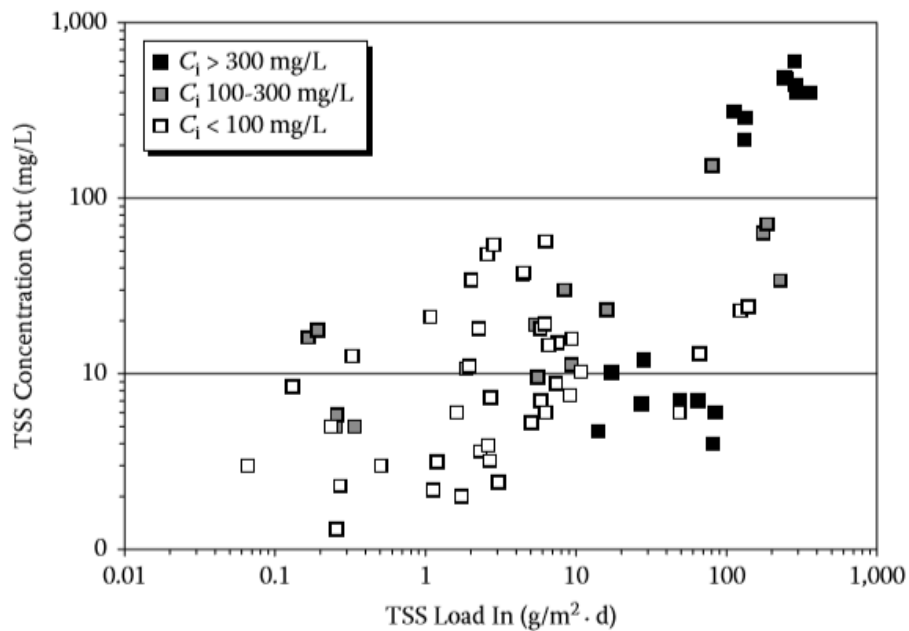
$$A_{s,v} = \max(A_{s,v,1}, A_{s,v,2}, A_{s,v,3}, A_{s,v,4}, A_{s,v,5})$$

### 5.3.6 Απομάκρυνση Ολικών Στερεών (TSS)

Η απομάκρυνση των ολικών αιωρούμενων στερεών (TSS) εντός ενός συστήματος CW-VSSF, είναι κατά βάση μια φυσική διεργασία και προσομοιάζεται εντόνως με τη λειτουργία των φίλτρων. Ο τρόπος απομάκρυνσης είναι παρόμοιος: Τα λύματα κατά τη πορεία τους στην κάθετη διεύθυνση φιλτράρονται και τα TSS παγιδεύονται εντός του στρώματος του υδροβιότοπου και μέρος τους αποσυντίθεται. Ένα σημαντικό χαρακτηριστικό των συστημάτων CW-VSSF είναι ότι η παγίδευση αυτή των TSS γίνεται πολύ κοντά στην επιφάνεια όπου και δημιουργείται ένα βιοφίλμ (Kadlec & Wallace, 2009; Stefanakis et al, 2014) Ο διακοπτόμενος τρόπος παροχέτευσης των λυμάτων και οι μη κορεσμένες συνθήκες οδηγούν σε σημαντικά

πλεονεκτήματα στους CW-VSSF. Υπάρχουν περίοδοι ανάπαυσης της επιμέρους μονάδας και επομένως υπάρχει μεγαλύτερη είσοδος οξυγόνου όπου υποβοηθάει την αποσύνθεση. Επιπλέον το βιοφίλμ αυτό είναι πιο άμεσα προσβάσιμο μιας είναι πιο κοντά στην επιφάνεια του συστήματος. Κατ' επέκταση είναι πιο εύκολες οι μετρήσεις για την αποτύπωση της εύρυθμης λειτουργίας του συστήματος, όπως και η απομάκρυνση σε περίπτωση αστοχίας η οποία δεν είχε προβλεφθεί. Τέλος σαν γενικό πλαίσιο ισχύει ότι οι CW-VSSF έχουν καλύτερη απομάκρυνση TSS από τους CW-HSSF.

Στα πλαίσια της παρούσας διπλωματικής ο υπολογισμός της απομάκρυνσης έγινε με βάση το Σχήμα 5.7 και για το εύρος της συγκέντρωσης όπως προκύπτει από το κάθε σενάριο:



Σχήμα 5.7: Συγκέντρωση TSS εξόδου στους CW-VSSF(Kadlec & Wallace)

### 5.3.7 Διαστασιολόγηση Επιμέρους Μονάδων

Για την διαστασιολόγηση των επιμέρους μονάδων που θα απαρτίζουν την τελική επιφάνεια έχουν ληφθεί υπόψη τα εξής κριτήρια:

- Η επιλογή για την φύτευση ήταν η χρήση καλαμιών (*Phragmites australis*) τα οποία είναι και τα πλέον διαδεδομένα.
- Έχει γίνει η χρήση , όπου χρειαζόταν, παράλληλων σειρών επεξεργασίας έτσι ώστε να υπάρχει ευελιξία και προσαρμοστικότητα του συστήματος

- Σύμφωνα με τους Γερμανικούς κανονισμούς (DWA, 2017), προτείνεται το 25% της επιφάνειας τους συστήματος σε κάθε στιγμή να είναι σε φάση ανάπαυσης έτσι ώστε να λειτουργεί το σύστημα αποδοτικά. Επομένως η επιλογή του αριθμού των επιμέρους μονάδων ανά σειρά έγινε έτσι ώστε να καλύπτεται το συγκεκριμένο κριτήριο
- Σύμφωνα με τους Αυστριακούς κανονισμούς (ONORM, 2009) η τελική επιφάνεια της κάθε επιμέρους μονάδας δεν πρέπει να ξεπερνάει τα 400 m<sup>2</sup> . Επομένως η διαστασιολόγηση της τελικής επιφάνειας έγινε ώστε να πληρείται αυτό το κριτήριο.
- Ο λόγος του μήκους προς το πλάτος (L/W) της εκάστοτε μονάδας στους CW-VSSF είναι συνήθως 1/1 με 2/1. Για λόγους ομοιομορφίας στην σύγκριση και στην μελέτη με τους CW-HSSF, επιλέχτηκε λόγος 2/1.
- Η κλίση των μονάδων επιλέχθηκε ομοίως ίση με 1%
- Η επιλογή του υλικού πλήρωσης και το πάχος του κάθε στρώματος έχει αυξημένη βαρύτητα στους CW-VSSF για λόγους που σχετίζονται με την λειτουργία τους. Η επιλογή των επιμέρους υλικών και του πάχους της κάθε στρώσης έγινε με βάση τους Αυστριακούς κανονισμούς (ONORM, 2009). Οι παραδοχές σχεδιασμού παρουσιάζονται στον Πίνακα 5.10

Πίνακας 5.10: Χαρακτηριστικά υλικων πληρώσεως στους CW-VSSF

Είδος Στρώσης	Οριακές Τιμές [m]	Επιλεχθέντες τιμές [m]	Κοκκομετρικά Χαρακτηριστικά Στρώσης [mm]
Πλεονάζον βάθος (freeboard)	≥ 0.2	0.3	8-16 (gravel)
Καθαρό βάθος φίλτρου	≥ 0.5	0.6	0-4 (sand)
Βάθος μεταβατικής στρώσης	≥ 0.1	0.1	4-8 (gravel)
Βάθος στρώσης απορροής	≥ 0.2	0.2	16-32 (gravel)

- Η διαδικασία υπολογισμού του τελικού πλάτους και μήκους είναι ίδια με τους CW-HSSF.
- Οι έλεγχοι οι οποίοι πρέπει να γίνουν σε ένα σύστημα CW-VSSF αφορούν το HLR και το OLR. Οι σχέσεις των ελέγχων και τα όρια τους έχουν αναλυθεί στις μεθοδολογίες

διαστασιολόγησης. Όμως επαναλήφθηκαν μιας και σε κάθε χρονική περίοδο το 75% της εγκατάστασης δέχεται το σύνολο της παροχής και των φορτίων αφού το 25% είναι σε ανάπαυση.

## 5.4 Μονάδα Διύλισης

### 5.4.1 Η Ανάγκη Ύπαρξης Μονάδας Διύλισης

Οι CW-VSSF είναι καλύτεροι γενικώς στην απομάκρυνση των ολικών στερεών από τους CW-HSSF. Αυτό είναι λογικό με βάση τη διαμόρφωση τους. Όμως σε κάθε σενάριο τα κριτήρια εξόδου είτε καλύπτονται οριακά όπως στους CW-VSSF, είτε δεν καλύπτονται όπως στους CW-HSSF. Σε κάθε περίπτωση κρίθηκε σκόπιμη η διαστασιολόγηση φίλτρων και για τις δύο περιπτώσεις υγροβιότοπων. Δεδομένου ότι με τη χρήση φίλτρων τα όρια εκροής καλύπτονται ανεξαρτήτως από την αρχική φόρτιση η διαστασιολόγηση είναι ίδια και για τα δύο είδη υγροβιότοπων. Για την καλύτερη απομάκρυνση των ολικών στερεών πριν τη διήθηση έγινε η ανάμιξη του υγρού με κατάλληλη δόση πολυηλεκτρολύτη για την αναγκαία κροκίδωση.

### 5.4.2 Διαστασιολόγηση της Κροκίδωσης

Το κροκιδωτικό που θα χρησιμοποιηθεί επιλέχτηκε να είναι διάλυμα θειικού αργιλίου  $[Al_2(SO_4)_3]$ . Θεωρήθηκε ότι έχει ειδικό βάρος ίσο με  $\gamma = 1300 [kg/m^3]$  και περιεκτικότητα ίση με 10.5% κ.ο. Η νομοθεσία (ΚΥΑ...) αναφέρει ότι η ελάχιστη δόση κροκιδωτικού διαλύματος πρέπει να είναι ίση ή μεγαλύτερη των 10  $[mg/L]$  και επομένως έγινε η παραδοχή ότι η δόση σε κάθε σενάριο θα είναι ίση με  $q = 10 [mg/L]$ . Η περίοδος ανατροφοδοσίας των δεξαμενών αποθήκευσης λήφθηκε ίση με  $t = 30 [d]$ . Επομένως η συνολική μάζα κροκιδωτικού  $[kg]$  για την εκάστοτε παροχή  $(Q)$  ανά σενάριο υπολογίστηκε ως εξής:

$$M_{κροκ} = \frac{Q * q * t}{1000}$$

Ο συνολικός όγκος των δεξαμενών  $[L]$  αποθήκευσης υπολογίζεται από την παρακάτω σχέση:

$$V = \frac{M_{κροκ}}{\frac{\gamma}{0.105}} * 1000$$

Για κάθε σενάριο επιλέχτηκε η χρήση τυποποιημένων προκατασκευασμένων δεξαμενών από το εμπόριο μιας και ο αναγκαίος όγκος είναι σχετικά μικρός για την κατασκευή σιλό αποθήκευσης.

Για τις δοσομετρικές αντλίες ο υπολογισμός της απαιτούμενης παροχетеυτικότητας όπου θα πρέπει να καλύπτουν έγινε με τη χρήση της μέγιστης δόσης κροκιδωτικού. Επομένως η παροχή  $[L/hr]$  όπου θα πρέπει να καλύπτεται είναι ίση με:

$$Q_{pump} = \frac{V}{24 * 30}$$

#### 5.4.3 Διαστασιολόγηση των Φίλτρων

Για το υλικό πληρώσεως επιλέγηκε να γίνει χρήση φίλτρων με άμμο ως μια από τις πλέον συνηθισμένες και ενδεικτικές περιπτώσεις. Η διαστασιολόγηση των φίλτρων έγινε με βάση τα επιτρεπόμενα χαρακτηριστικά όπου αναφέρονται στην Υ.Α. οικ. 145116/2011. Πιο συγκεκριμένα η ΚΥΑ αναφέρει τα εξής κριτήρια:

- 1) Η επιτρεπόμενη υδραυλική φόρτιση να μην υπερβαίνει τη τιμή:  $q \leq 8 [m^3/m^2/hr]$
- 2) Για το βάθος του διυλιστικού μέσου να ισχύει  $H \geq 1.4 [m]$ . Έγινε επιλογή του βάθους να είναι ίσο με  $1.4 [m]$
- 3) Η ενεργή διάμετρος κόκκων άμμου να είναι ίση με  $D_e \approx 1 [mm]$ .
- 4) Ο συντελεστής ομοιομορφίας των κόκκων άμμου να είσαι μεταξύ  $U_e = 1.45 - 1.60$ .

Θεωρώντας ότι καθημερινώς τα φίλτρα έχουν χρόνο πλύσης ίσο με 15 λεπτά, και ότι η αρχική υδραυλική φόρτιση είναι ίση με  $8 [m^3/m^2/hr]$  έγινε υπολογισμός της επιτρεπόμενης υδραυλικής φόρτισης από τη σχέση:

$$q' = \frac{q * 23.45}{24} = 7.8 [m^3/m^2/hr]$$

Στη συνέχεια για κάθε σενάριο θεωρήθηκε ότι ο αριθμός των μονάδων των φίλτρων είναι ίσος με  $N$ . Με βάση αυτό έγινε και ο τελικός υπολογισμός της επιφάνειας του κάθε φίλτρου ως εξής:

$$A = \frac{Q}{q' * N}$$

Όπου:

A: Η επιφάνεια του κάθε φίλτρου [ $m^2$ ]

Q: Η παροχή σχεδιασμού [ $m^3/hr$ ]

q': Η επιτρεπόμενη υδραυλική φόρτιση [ $m^3/m^2/hr$ ]

Τέλος από την εκάστοτε επιφάνεια πρόεκυψε η διάμετρος του κάθε φίλτρου. Ο αριθμός των επιμέρους φίλτρων  $N$  επιλέχθηκε έτσι ώστε η διάμετρος του κάθε φίλτρου να μην ξεπερνάει τα  $2 m$ . Τέλος έγινε χρήση κυκλικών φίλτρων υπό πίεση γιατί στα σενάρια όπου η παροχή σχεδιασμού ήταν πιο μικρή δεν μπορούσε να γίνει χρήση ορθογωνικών κλινών λόγω του τελικού τους μικρού μεγέθους.

## 5.5 Εκπομπές των Αερίων του Θερμοκηπίου (GHG Emissions)

Τα αέρια του θερμοκηπίου που απασχολούν την επιστημονική κοινότητα σε ένα σύστημα τεχνητών υδροβιότοπων είναι το μεθάνιο (CH<sub>4</sub>) και το υποξείδιο του αζώτου (N<sub>2</sub>O). Οι εκπομπές του διοξειδίου του άνθρακα (CO<sub>2</sub>) δεν θεωρούνται εκπομπές αερίων του θερμοκηπίου, καθώς αποτελούν αποτέλεσμα βιογενών διεργασιών. Για συγκριτικούς λόγους οι εκπομπές των αερίων του θερμοκηπίου έχουν υπολογιστεί τόσο με όσο και χωρίς τη παρουσία του διοξειδίου του άνθρακα.

### 5.5.1 Προσδιορισμός των Εκπομπών Μεθανίου (CH<sub>4</sub>)

Ο προσδιορισμός των εκπομπών του μεθανίου από τους τεχνητούς υδροβιότοπους στους οποίους λαμβάνει χώρα η επεξεργασία αστικών ή βιομηχανικών λυμάτων μπορεί να προκύψει από την παρακάτω σχέση (IPCC ,2006):

$$CH_{4,emissions} = \sum_j (TOW_j * EF_j) + \sum_{i,j} (TOW_{i,j} * EF_j)$$

Όπου:

CH<sub>4,emissions</sub>: Οι εκπομπές μεθανίου ανά χρόνο [kg CH<sub>4</sub>/yr]

TOW<sub>j</sub>: Τα ολικά οργανικά στοιχεία όπου εισέρχονται στον υδροβιότοπο ανά χρόνο [kg BOD/yr] ή [kg COD/yr]

EF<sub>j</sub>: Συντελεστής εκπομπής για αστικά λύματα ή για αστικά και βιομηχανικά λύματα μαζί [kg BOD/yr] ή [kg COD/yr]

i: Βιομηχανικός τομέας

j: Τύπος τεχνητού υδροβιότοπου

Στην παρούσα διπλωματική το σύνολο των εισαγόμενων λυμάτων είναι αστικά, οπότε ο δεύτερος όρος της παραπάνω σχέσης, που αναφέρεται στα βιομηχανικά λύματα, θεωρήθηκε ίσος με μηδέν.

Ο συντελεστής εκπομπής για τα αστικά λύματα (EF<sub>j</sub>) είναι άμεσα συσχετιζόμενος με το μέγιστο δυναμικό παραγωγής μεθανίου (B<sub>0</sub>) και του συντελεστή διόρθωσης εκπομπών μεθανίου (MCF). Ισχύει:

$$EF_j = B_0 * MCF_j$$

Όπου:

EF<sub>j</sub>: Συντελεστής εκπομπής για αστικά λύματα ή για αστικά και βιομηχανικά λύματα μαζί [kg BOD/yr] ή [kg COD/yr]

B<sub>0</sub> : Μέγιστη παραγωγική ικανότητα μεθανίου [kg BOD/yr ή kg COD/yr]

MCF<sub>j</sub>: Συντελεστής διόρθωσης εκπομπών μεθανίου

Για την επιλογή της τιμής για τη μέγιστη παραγωγική ικανότητα του μεθανίου ( $B_0$ ) η βέλτιστη επιλογή είναι να γίνει χρήση δεδομένων όπου αφορούν συγκεκριμένα στη περιοχή μελέτης. Όταν αυτά δεν είναι διαθέσιμα η IPCC (2006) αναφέρει τις παρακάτω τιμές: 0.6 [kg  $CH_4$ / kg BOD] για τα αστικά λύματα και 0.25 [kg  $CH_4$ / kg BOD] για τα βιομηχανικά. Στην παρούσα μελέτη έγινε χρήση της παραπάνω πρότυπης τιμής που αναφέρεται στην επεξεργασία αστικών λυμάτων.

Ο συντελεστής διόρθωσης εκπομπών μεθανίου (MCF) αναφέρεται στο βαθμό στον οποίο υλοποιείται η μέγιστη παραγωγική ικανότητα μεθανίου ( $B_0$ ). Αποτελεί μια ένδειξη για το βαθμό στον οποίο το σύστημα βρίσκεται σε αναερόβια κατάσταση. Στον Πίνακα 5.11 αναφέρονται οι ενδεικτικές τιμές για τα διαφορετικά είδη των τεχνητών υγροβιότοπων σύμφωνα με την IPCC (2006)

Πίνακας 5.11: Τιμές συντελεστή διόρθωσης εκπομπών μεθανίου

Τύπος CW	MCF	Έυρος
Επιφανειακής Ροής (FWS)	0.4	0.08-0.7
Οριζόντιας Υπο-επιφανειακής Ροής (HSSF)	0.1	0.07-0.13
Κάθετης Υπο-επιφανειακής Ροής (VSSF)	0.01	0.004-0.016

Η ποσότητα των οργανικών στοιχείων (TOW) εντός των λυμάτων τα οποία είναι προς επεξεργασία στους τεχνητούς υγροβιότοπους είναι άμεσα συσχετιζόμενη με τον πληθυσμό όπου εξυπηρετεί το εν λόγω σύστημα και της παραγωγής του βιοχημικώς απαιτούμενου οξυγόνου (BOD) ανά άτομο ανά ημέρα. Προκύπτει από την παρακάτω σχέση:

$$TOW_j = P_j * BOD * I * 0.001 * 365$$

Όπου:

$TOW_j$ : Ολικά οργανικά στα αστικά λύματα που τίθενται προς επεξεργασία στον τεχνητό υγροβιότοπο ανά χρόνο [kg BOD/yr]

$P_j$ : Ο ισοδύναμος πληθυσμός όπου εξυπηρετεί η εγκατάσταση

BOD: Η κατά κεφαλήν παραγωγή BOD [g BOD/κατ/d]

I: Διορθωτικός συντελεστής για επιπλέον εγχεόμενο στο σύστημα αποχετεύσεων στους υπονόμους βιομηχανικό BOD

Σύμφωνα με τις κατευθυντήριες οδηγίες της IPCC (2006) για συλλεγόμενο BOD ο συντελεστής ισούται με  $I=1.25$  ενώ για μη συλλεγόμενο ισχύει  $I=1.00$ . Στην παρούσα εργασία θεωρήθηκε ότι ο διορθωτικός συντελεστής είναι ίσος με  $I=1.00$ .

Για την κατά κεφαλήν παραγωγή του BOD, αυτή υπολογίστηκε ως η κατά κεφαλήν ποσότητα BOD όπου επεξεργάζεται τελικώς εντός των τεχνητών υγροβιότοπων.

### 5.5.2 Προσδιορισμός των Εκπομπών του Υποξειδίου του Αζώτου (N<sub>2</sub>O)

Ο προσδιορισμός των εκπομπών του υποξειδίου του αζώτου από τους τεχνητούς υγροβιότοπους στους οποίους λαμβάνει χώρα η επεξεργασία αστικών λυμάτων μπορεί να προκύψει από την παρακάτω σχέση (IPCC, 2006):

$$N_2O_{emissions} = \sum_j (TN * EF * \frac{44}{28})$$

Όπου:

N<sub>2</sub>O<sub>emissions</sub>: Οι εκπομπές του υποξειδίου του αζώτου ανά χρόνο [kg N<sub>2</sub>O/yr]

TN: Το ολικό νιτροποιημένο άζωτο στα αστικά λύματα που εισέρχεται στον τεχνητό υγροβιότοπο ανά χρόνο [kg TN/yr]

44/28: Όρος μετατροπής των kg N<sub>3</sub>O-N σε kg N<sub>2</sub>O

Για το συντελεστή εκπομπής του υποξειδίου το αζώτου (EF<sub>j</sub>) για τα αστικά λύματα η IPCC αναφέρει τις παρακάτω τιμές για το εκάστοτε είδος τεχνητού υγροβιότοπου.

*Πίνακας 5.12: Συντελεστής εκπομπής του υποξειδίου του αζώτου*

Τύπος CW	Τιμή του συντελεστή εκπομπής [kg N <sub>2</sub> O-N/kg N]
Επιφανειακής Ροής (FWS)	0.013
Οριζόντιας Υπό-επιφανειακής Ροής (HSSF)	0.0079
Κάθετης Υπό-επιφανειακής Ροής (VSSF)	0.00023

Η μεθοδολογία υπολογισμού του ολικού νιτροποιούμενου αζώτου (TN<sub>j</sub>) αναφέρεται στη συνέχεια.

### 5.5.3 Προσδιορισμός των Εκπομπών του Διοξειδίου του Άνθρακα (CO<sub>2</sub>)

Για τον υπολογισμό των εκπομπών του διοξειδίου του άνθρακα λήφθηκαν αφενός υπόψη οι διεργασίες παραγωγής και αφετέρου οι διεργασίες κατανάλωσης του (Mamais et al., 2015)

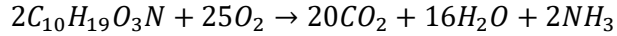
Για την παραγωγή CO<sub>2</sub> κομβικό ρόλο έχουν τρεις διεργασίες:

- Η οξείδωση του οργανικού φορτίου και η ανάπτυξη της βιομάζας
- Η απονιτροποίηση
- Η φθορά της βιομάζας

#### 5.5.3.1 Παραγωγή CO<sub>2</sub> Λόγω Οξείδωσης της Οργανικής Ύλης.

Η χημική αντίδραση που μπορεί να περιγράψει η παραγωγή CO<sub>2</sub> από την απομάκρυνση BOD και την παραγωγή βιομάζας, με τον χημικό τύπο της βιομάζας να λαμβάνεται ως C<sub>10</sub>H<sub>19</sub>O<sub>3</sub>N, είναι η εξής:





Σύμφωνα με την παραπάνω ο λόγος της μάζας του οξυγόνου που καταναλώνεται προς το διοξείδιο του άνθρακα που παράγεται είναι ίσος με  $\frac{25 \cdot 32}{20 \cdot 44}$  ή αλλιώς 1/1.1. Επομένως για κάθε 1 kg οξυγόνο που καταναλώνεται παράγεται 1.1 kg διοξείδιο του άνθρακα.

Η μάζα του παραγόμενου διοξειδίου του άνθρακα που παράγεται κατά την απομάκρυνση του BOD και την ανάπτυξη της βιομάζας δίνεται από την παρακάτω σχέση:

$$CO_{2,BOD_{oxidation}} = R_{O_2} * 1.1$$

με τον όρο  $R_{O_2}$  να αναφέρεται στην κατανάλωση οξυγόνου [kg  $O_2$ /d]

Η κατανάλωση οξυγόνου στους CW-HSSF προέκυψε από την παρακάτω σχέση:

$$R_{O_2,HSSF} = \frac{1.5 * Q * (C_{BOD,i} - C_{BOD,o})}{1000}$$

Όπου:

$R_{O_2,HSSF}$ : Η κατανάλωση οξυγόνου στους CW-HSSF [kg  $O_2$ /d]

Q: Η μέση παροχή που εισέρχεται στους υγροβιότοπους [ $m^3$ /d]

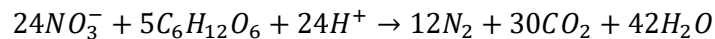
$C_{BOD,i}$ : Η συγκέντρωση του BOD στην είσοδο [mg/L]

$C_{BOD,o}$ : Η συγκέντρωση του BOD στην έξοδο [mg/L]

Για την κατανάλωση του οξυγόνου στους CW-VSSF η ποσότητα του οξυγόνου όπου χρησιμοποιείται για τις διεργασίες έχει ήδη υπολογιστεί στις μεθοδολογίες σχεδιασμού. Είναι γενικώς μεγαλύτερη από την κατανάλωση στους CW-HSSF, μιας και η εισαγωγή μεγάλων ποσοτήτων οξυγόνου στο σύστημα είναι και ένα από τα συγκριτικά πλεονεκτήματα των CW-VSSF. Επομένως η μάζα του οξυγόνου για την οξειδωση της οργανικής ύλης θεωρήθηκε ίση με το αντίστοιχο ποσοστό της συνολικής ποσότητας οξυγόνου όπου προορίζεται για την οξείδωση της οργανικής ύλης.

### 5.5.3.2 Παραγωγή $CO_2$ λόγω Απονιτροποίησης.

Εντός των τεχνητών υγροβιότοπων δεν υπάρχουν συνθήκες πλήρως αερόβιες ή συνθήκες πλήρως ανοξικές και αναερόβιες. Για το λόγο αυτό θεωρήθηκε ότι η διαδικασία της απονιτροποίησης μπορεί να περιγραφεί από τη σχέση όπου προτείνουν οι Reddy & Patrick (1984) και η οποία παρουσιάζεται παρακάτω.



Η παραπάνω σχέση περιγράφει τη διαδικασία της απονιτροποίησης εντός αερόβιων και αναερόβιων ζωνών εντός ενός πλημμυρισμένου εδαφικού στοιχείου ή στην αερόβια ριζόσφαιρα εντός του κατά τα άλλα αναερόβιου εδάφους και για αυτό το λόγω προτείνεται

από τους Vymazal & Kropfelova (2008) για την περιγραφή της διαδικασίας της απονιτροποίησης εντός των τεχνητών υγροβιότοπων.

Σύμφωνα με την παραπάνω ο λόγος της μάζας των νιτρικών που καταναλώνεται προς το διοξείδιο του άνθρακα που παράγεται είναι ίσος με  $\frac{24 \cdot 62}{30 \cdot 44}$  ή αλλιώς 1/1.13. Επομένως για κάθε 1 kg νιτρικών που καταναλώνεται παράγεται 1.13 kg διοξείδιο του άνθρακα.

Με την παραδοχή ότι το σύνολο της ποσότητας του αζώτου όπου νιτροποιείται, μετασχηματίζεται τελικώς σε νιτρικά, η ποσότητα του διοξειδίου του άνθρακα που παράγεται είναι ίση με:

$$CO_{2,TN_{nitrified}} = 1,13 * TN_{nitrified}$$

Η μεθοδολογία υπολογισμού του ολικού νιτροποιούμενου αζώτου (TN<sub>j</sub>) αναφέρεται στη συνέχεια.

### 5.5.3.3 Παραγωγή CO<sub>2</sub> λόγω Φθοράς της Βιομάζας.

Η ποσότητα της βιομάζας όπου φθείρεται είναι ανάλογη τριών παραγόντων. Της ποσότητας της αναπτυσσόμενης βιομάζας, του υδραυλικού χρόνου παραμονής και του ρυθμού της ενδογενούς αναπνοής. Επομένως υπολογίζεται ως εξής:

$$m = M * HRT * b_H$$

Όπου:

m: Ποσότητα φθειρόμενης βιομάζας ανά ημέρα [kg/d]

M: Ποσότητα αναπτυσσόμενης βιομάζας ανά ημέρα [kg/d]

HRT: Υδραυλικός χρόνος παραμονής [d]

b<sub>H</sub>: Ρυθμός ενδογενούς αναπνοής [1/d]

Για το ρυθμό της ενδογενούς αναπνοής (b<sub>H</sub>) στη βιβλιογραφία αναφέρεται ότι κυμαίνεται μεταξύ 0.04 και 0.1 (von Sperling, 2007). Στην παρούσα διπλωματική θεωρήθηκε ότι b<sub>H</sub>=0.06

Για την ποσότητα της αναπτυσσόμενης βιομάζας ισχύει η σχέση:

$$M = Y * BOD_{rem}$$

Όπου:

M: Ποσότητα αναπτυσσόμενης βιομάζας ανά ημέρα [kg/d]

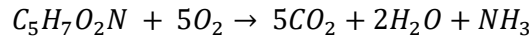
BOD<sub>rem</sub>: Η ποσότητα του οργανικού φορτίου που απομακρύνεται ανά ημέρα [kg/d]

Y: Συντελεστής μετατροπής βιομάζας

Ο συντελεστής μετατροπής βιομάζας είναι εξαρτημένος από το είδος των μικροοργανισμών και του μεταβολισμού. Για τις αερόβιες συνθήκες ισχύει ότι ο συντελεστής Y αγγίζει τη τιμή Y=0.8 (Metcalf & Eddy, 1991) και για τις αναερόβιες είναι ίσος περίπου με Y≈0.18 (von Sperling,

2007). Στην παρούσα εργασία θεωρήθηκε ότι  $Y=0.5$  ως η μέση τιμή για το καλοκαίρι και  $Y=0.3$  για το χειμώνα.

Ο χημικός τύπος της βιομάζας λήφθηκε ως  $C_5H_7O_2N$  και η φθορά της βιομάζας μπορεί να περιγραφεί από την παρακάτω χημική αντίδραση:



Από την επίλυση της προκύπτει ότι 1 kg  $C_5H_7O_2N$  παράγει 1.947 kg  $CO_2$ . Επομένως η παραγωγή  $CO_2$  λόγω φθοράς της βιομάζας ισούται με:

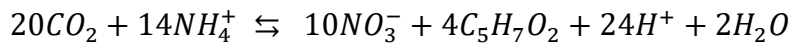
$$CO_{2,biomass,decay} = 1.947 * m$$

Τελικώς το συνολικά παραγόμενο διοξείδιο του άνθρακα είναι ίσο με το άθροισμα των παραπάνω συνισταμένων και άρα:

$$CO_{2,production} = CO_{2,BOD_{oxidation}} + CO_{2,biomass,decay} + CO_{2,TN_{nitrified}}$$

#### 5.5.3.4 Κατανάλωση Διοξειδίου του Άνθρακα Εντός του Συστήματος Τεχνητών Υγροβιότοπων

Η κατανάλωση του διοξειδίου του άνθρακα οφείλεται κατά βάση στη διαδικασία της νιτροποίησης. Επομένως ο υπολογισμός του καταναλισκόμενου διοξειδίου του άνθρακα προκύπτει από την στοιχειομετρική σχέση της νιτροποίησης. Η εν λόγω διεργασία περιγράφεται ως εξής:



Από την παραπάνω εξίσωση προκύπτει ότι η αναλογία του  $CO_2$  που καταναλώνεται είναι ίση με  $\frac{22*44}{14*14}$  ή αλλιώς 4.49/1. Δηλαδή για κάθε 1 kg νιτροποιούμενου αζώτου, καταναλώνονται 4.49 kg  $CO_2$ . Επομένως η κατανάλωση διοξειδίου του άνθρακα μπορεί να υπολογιστεί από της σχέση:

$$CO_{2,consumption} = 4.49 * TN_{nitrified}$$

Όπου:

$CO_{2,consumption}$ : Καταναλισκόμενη μάζα  $CO_2$  ανά ημέρα [kg/d]

$TN_{nitrified}$ : Νιτροποιούμενη μάζα αζώτου ανά ημέρα [kg/d]

Η ποσότητα του αζώτου που απομακρύνεται λόγω νιτροποίησης μπορεί να υπολογισθεί από το ισοζύγιο εισερχόμενου και εξερχόμενου αζώτου. Θα πρέπει όμως να ληφθούν υπόψη και όλες οι διεργασίες που συντελούν στην απομάκρυνση του ολικού αζώτου. Τα παραπάνω τελικώς εκφράζονται από το παρακάτω σύστημα:

$$\left\{ \begin{array}{l} TN_{rem} = TN_{in} - TN_{ef} \\ TN_{rem} = TN_{syn} + TN_{photosyn} + TN_{volat} + TN_{nitro} \end{array} \right\}$$

Όπου:

$TN_{rem}$ : Μάζα αζώτου όπου απομακρύνεται [kg/d]

$TN_{in}$ : Μάζα αζώτου όπου εισέρχεται [kg/d]

$TN_{ef}$ : Μάζα αζώτου όπου εξέρχεται [kg/d]

$TN_{syn}$ : Μάζα αζώτου που χρησιμοποιείται για τη σύνθεση νεοκυτταρικού υλικού [kg/d]

$TN_{photosyn}$ : Μάζα αζώτου που απομακρύνεται κατά τη διεργασία της φωτοσύνθεσης [kg/d]

$TN_{volat}$ : Μάζα αζώτου που πτητικοποιείται [kg/d]

$TN_{nitro}$ : Μάζα αζώτου που νιτροποιείται [kg/d]

Η μάζα αζώτου που αξιοποιείται για τη σύνθεση νεοκυτταρικού υλικού κατά την ανάπτυξη της βιομάζας είναι ένα ποσοστό της αναπτυσσόμενης βιομάζας ( $M$ ). Επομένως:

$$TN_{syn} = M * per_{syn}$$

Όπου:

$TN_{syn}$ : Μάζα αζώτου που χρησιμοποιείται για τη σύνθεση νεοκυτταρικού υλικού [kg/d]

$M$ : Ποσότητα αναπτυσσόμενης βιομάζας ανά ημέρα [kg/d]

$per_{syn}$ : Ποσοστό της αναπτυσσόμενης βιομάζας όπου καταναλώνεται για τη σύνθεση νεοκυτταρικού υλικού

Το ποσοστό για τη σύνθεση έχει ληφθεί ίσο με 8%

Η μάζα αζώτου όπου απομακρύνεται κατά τη διαδικασία της φωτοσύνθεσης είναι ένα ποσοστό του ολικά απομακρυσμένου αζώτου, δηλαδή:

$$TN_{photosyn} = TN_{rem} * per_{photosyn}$$

Όπου:

$TN_{photosyn}$ : Μάζα αζώτου που απομακρύνεται κατά τη διεργασία της φωτοσύνθεσης [kg/d]

$TN_{rem}$ : Μάζα αζώτου όπου απομακρύνεται [kg/d]

$per_{photosyn}$ : Ποσοστό της ημερήσιας απομακρυσμένης μάζας αζώτου που οφείλεται στη φωτοσύνθεση

Για το ποσοστό της φωτοσύνθεσης ισχύει γενικώς ότι είναι μικρότερο του 10%. Στην παρούσα εργασία θεωρήθηκε ίσο με 5%.

Το άζωτο που απομακρύνεται λόγω πτητικοποίησης είναι ένα ποσοστό του ολικά απομακρυσμένου αζώτου, άρα:

$$TN_{volat} = TN_{rem} * per_{volatilization}$$

Όπου:

$TN_{volat}$ : Μάζα αζώτου που πτητικοποιείται [kg/d]

$TN_{rem}$ : Μάζα αζώτου όπου απομακρύνεται [kg/d]

$per_{volatilization}$ : Ποσοστό της ημερήσιας απομακρυσμένης μάζας αζώτου που οφείλεται στην πτητικοποίηση

Το ποσοστό της πτητικοποίησης θεωρήθηκε ίσο με 2%

Από τις παραπάνω σχέσεις προκύπτει ότι η ημερήσια καταναλισκόμενη μάζα διοξειδίου του άνθρακα είναι ίση με:

$$CO_{2,consumption} = 4.49 * (TN_{rem} - TN_{syn} - TN_{photosyn} - TN_{volat})$$

Κατ' επέκταση οι συνολικές εκπομπές του διοξειδίου είναι η διαφορά του παραγόμενου CO<sub>2</sub> με το καταναλισκόμενο, άρα:

$$CO_{2,emission} = CO_{2,production} - CO_{2,consumption}$$

Όπου:

$CO_{2,emission}$ : Οι συνολικές εκπομπές διοξειδίου του άνθρακα [kg/d]

$CO_{2,production}$ : Η παραγόμενη μάζα διοξειδίου του άνθρακα [kg/d]

$CO_{2,consumption}$ : Η καταναλισκόμενη μάζα διοξειδίου του άνθρακα [kg/d]

#### 5.5.4 Προσδιορισμός του Ανθρακικού Αποτυπώματος

Η έννοια του ανθρακικού αποτυπώματος αναφέρεται στο σύνολο των εκπομπών του αερίου του θερμοκηπίου, οι οποίες προκαλούνται άμεσα ή έμμεσα από ένα άτομο, οργανισμό, εκδήλωση ή προϊόν. Το ανθρακικό αποτύπωμα λαμβάνει υπόψη και τα έξι αέρια του θερμοκηπίου, όπως ορίζονται από τα άρθρα 4 και 12 της Σύμβασης για την Κλιματική Αλλαγή (Climate Change Convention, CCC). Μετράται σε τόνους ή κιλά ισοδύναμου του διοξειδίου του άνθρακα (CO<sub>2,eq</sub>).

Η αξία χρήσης του ισοδύναμου του διοξειδίου του άνθρακα (CO<sub>2,eq</sub>) έγκειται στο ότι επιτρέπει τα διαφορετικά αέρια του θερμοκηπίου να είναι συγκρίσιμα μεταξύ τους μιας και όλα τα αέρια ανάγονται σε διοξείδιο του άνθρακα. Η αναγωγή αυτή γίνεται με τη χρήση του Δυναμικού Θέρμανσης του Πλανήτη εντός περιόδου 100 ετών (ΔΘΠ ή Global Warming Potential, "GWP"). Το δυναμικό θέρμανσης ορίζεται ως το πηλίκο της πλανητικής θέρμανσης που προκαλεί μια μονάδα μάζας του διοξειδίου του άνθρακα προς αυτή που προκαλεί μια μονάδα μάζας του αερίου κατά τη διάρκεια μιας συγκεκριμένης χρονικής περιόδου. Για παράδειγμα το υποξείδιο του αζώτου διαθέτει ΔΠΘ ίσο με 298, που σημαίνει ότι σε μια χρονική περίοδο 100 ετών, παγιδεύει 298 φορές περισσότερη θερμότητα ανά μονάδα μάζας από το διοξείδιο του άνθρακα.

Στον Πίνακα 5.13 αναφέρονται οι τιμές για το ΔΠΘ για τα επιμέρους αέρια του θερμοκηπίου όπως τα προσδιόρισε η IPCC (2013)

Πίνακας 5.13: Τιμές του δυναμικού θέρμανσης του πλανήτη

Αέριο	Χρόνος Ζωής [yr]	ΔΠΘ [kg CO <sub>2,eq</sub> /kg αερίου]	
		Χρονικός Ορίζοντας	
		20 χρόνια	100 χρόνια
Μεθάνιο		86	34
Υποξείδιο του αζώτου		268	298
Υδροφθοράνθρακες		3790	1550
Χλωροφθοράνθρακες		7020	5350
Τετραφθοριούχος άνθρακας		4950	7350

Με την χρήση των παραπάνω στοιχείων μπορεί τελικώς να γίνει η αναγωγή της επίδρασης οποιαδήποτε αερίου με την επίδραση του διοξειδίου του άνθρακα.:

$$CH_{4,eq,emissions} = CH_{4,emissions} * \Delta\Pi\Theta_{CH_4} = CH_{4,emissions} * 34$$

$$N_2O_{eq,emissions} = N_2O_{emissions} * \Delta\Pi\Theta_{N_2O} = N_2O_{emissions} * 298$$

Για την τελική αναγωγή των αέριων εκπομπών του μεθανίου και του υποξειδίου του αζώτου, όπως αυτές υπολογίστηκαν παραπάνω, χρειάζεται να γίνει η εξής παρατήρηση. Για να αντικατοπτριστούν καλύτερα οι πραγματικές συνθήκες, έγιναν οι υπολογισμοί των αέριων εκπομπών τόσο το χειμώνα, όσο και τα τη διάρκεια του θέρους. Αυτό έγινε γιατί, πέρα από την επίδραση της θερμοκρασίας, τα σενάρια που επιλέχθηκαν αναφέρονται σε εποχιακό οικισμό, γεγονός που μεταβάλλει σημαντικά τον πληθυσμό αναφοράς, και κατ' επέκταση τις εκπομπές των αερίων του θερμοκηπίου. Η διάρκεια του χειμώνα θεωρήθηκε ότι είναι 9 μήνες ( ήτοι το 75% του χρόνου) και του θέρους 3 μήνες (ήτοι το 25% του χρόνου). Άρα οι τελικές ανηγμένες εκπομπές υπολογίστηκαν ως εξής:

$$CH_{4,eq,emissions,fin} = 0.75 * CH_{4,eq,emissions,win} + 0.25 * CH_{4,eq,emissions,sum}$$

$$N_2O_{eq,emissions,fin} = 0.75 * N_2O_{eq,emissions,win} + 0.25 * N_2O_{eq,emissions,sum}$$

## 6 Παρουσίαση, Ανάλυση και Σύγκριση αποτελεσμάτων

### 6.1 Αποτελέσματα Σεναρίων για τον Αντιδραστήρα UASB

Τα χαρακτηριστικά του αντιδραστήρα UASB δεν επηρεάζονται από τα τελικά όρια εξόδου, καθώς αποτελεί μια μονάδα πρωτοβάθμιας επεξεργασίας. Κατ' επέκταση τα στοιχεία του αντιδραστήρα είναι ίδια και για τα δύο σενάρια εξόδου και επομένως είναι τα τελικά για κάθε πληθυσμό. Παρουσιάζονται τα αποτελέσματα που έχουν προκύψει τόσο για τον χειμώνα, δηλαδή για  $T=13\text{ }^{\circ}\text{C}$ , όσο και για το καλοκαίρι, δηλαδή για  $T=20\text{ }^{\circ}\text{C}$

Τέλος, έχει γίνει η χρήση ζυγού αριθμού αντιδραστήρων σε κάθε περίπτωση έτσι ώστε να λειτουργούν οι μισοί το χειμώνα, όπου ο πληθυσμός είναι μισός, και να μην υπάρχει αλλαγή στα υδραυλικά χαρακτηριστικά της κάθε επιμέρους μονάδας του αντιδραστήρα.

#### 6.1.1 Γεωμετρικά Χαρακτηριστικά Αντιδραστήρα UASB

Τα αποτελέσματα για τα γεωμετρικά χαρακτηριστικά το καλοκαίρι παρουσιάζονται στον Πίνακα 6.1

Πίνακας 6.1: Γεωμετρικά χαρακτηριστικά του αντιδραστήρα UASB για  $T=20\text{ }^{\circ}\text{C}$

Παράμετρος	Συμβολισμός	Μονάδες	Τιμή				
			Ισοδύναμος Πληθυσμός (Ι.Π.)				
			200	500	2000	5000	10000
Συνολικός Όγκος που απαιτείται	$V_{\text{TOT}}$	$\text{m}^3$	17	42	167	416	832
Αριθμός επιμέρους μονάδων	N		2	2	2	2	4
Όγκος μονάδας	$V'$	$\text{m}^3$	8	21	83.7	208	208
Ύψος μονάδας	h	m	4.5	4.5	4.5	4.5	4.5
Μήκος μονάδας	L	m	0.8	1.6	6.2	7.8	7.8
Πλάτος μονάδας	W	m	2.5	3	3	6	6

Τα αποτελέσματα για τα γεωμετρικά χαρακτηριστικά το χειμώνα παρουσιάζονται στον Πίνακα 6.2

Πίνακας 6.2: Γεωμετρικά χαρακτηριστικά του αντιδραστήρα UASB για  $T=13\text{ }^{\circ}\text{C}$

Παράμετρος	Συμβολισμός	Μονάδες	Τιμή				
			Ισοδύναμος Πληθυσμός (Ι.Π.)				
			200	500	2000	5000	10000
Συνολικός Όγκος που απαιτείται	$V_{\text{TOT}}$	$\text{m}^3$	8	21	83.7	208	416
Αριθμός επιμέρους μονάδων	N		1	1	1	1	2
Όγκος μονάδας	$V'$	$\text{m}^3$	8	21	83.7	208	208
Ύψος μονάδας	h	m	4.5	4.5	4.5	4.5	4.5
Μήκος μονάδας	L	m	0.8	1.6	6.2	7.8	7.8
Πλάτος μονάδας	W	m	2.5	3	3	6	6

Αρχικά παρατηρείται ότι ο συνολικός όγκος του αντιδραστήρα UASB αυξάνεται, όσο αυξάνεται και ο πληθυσμός που εξυπηρετεί. Επίσης σε κάθε περίπτωση ο τελικός όγκος προέκυψε από τον υδραυλικό χρόνο παραμονής (HRT), δηλαδή ο κρίσιμος παράγοντας σχεδιασμού ήταν η ικανοποίηση των υδραυλικών συνθηκών και όχι η οργανική φόρτιση. Το παραπάνω είναι λογικό και αναμενόμενο, καθώς οι αντιδραστήρες UASB διαστασιολογήθηκαν για αστικά λύματα που έχουν χαμηλή συγκέντρωση οργανικού φορτίου. Επομένως η ποσότητα της οργανικής ύλης στην είσοδο δεν ήταν ο καθοριστικός παράγοντας σχεδιασμού και λόγω των σχετικά μικρών παροχών, η ικανοποίηση του κριτηρίου του υδραυλικού χρόνου παραμονής αναγόταν στο κρίσιμο κριτήριο για το σχεδιασμό του αντιδραστήρα.

### 6.1.2 Χαρακτηριστικά Συστήματος Διάχυσης

Καθώς λειτουργεί ο μισός αριθμός των επιμέρους μονάδων το χειμώνα από ότι το καλοκαίρι τα χαρακτηριστικά του συστήματος διάχυσης σε κάθε μονάδα είναι ίδια για το χειμώνα και το θέρος. Παρουσιάζονται στον Πίνακα 6.3



Πίνακας 6.3: Χαρακτηριστικά του συστήματος διάχυσης των λυμάτων

Παράμετρος	Συμβολισμός	Μονάδες	Τιμή				
			Ισοδύναμος Πληθυσμός				
			200	500	2000	5000	10000
Συνολικός αριθμός ακροφυσίων	N		2	4	18	42	84
Αριθμός ακροφυσίων ανά μονάδα	N'		1	2	9	21	21
Τελική επιφάνεια διάχυσης ανά ακροφύσιο	Ap'	m <sup>2</sup>	2	2.4	2.07	2.23	2.23

Για τους μικρότερους οικισμούς προκύπτουν μικρότεροι όγκοι αντιδραστήρων και επομένως και μικρότερες επιφάνειες, όπως αναφέρθηκε πιο πάνω. Αυτό οδηγεί και στη χρήση μικρού πλήθους ακροφυσίων για τη διάχυση των λυμάτων. Σε αυτές τις περιπτώσεις παρατηρείται μια σχετική διαφοροποίηση της τελικής επιφάνειας διάχυσης που καλύπτει το κάθε ακροφύσιο, σε σχέση με την αρχική επιφάνεια διάχυσης που είχε υιοθετηθεί. Συγκεκριμένα η αρχική επιφάνεια είχε θεωρηθεί ίση με 2.25 m<sup>2</sup> και για τους οικισμούς 200, 500, 2000 κατοίκων προέκυψε ότι η τελική επιφάνεια διάχυσης ανά ακροφύσιο είναι ίση με 2, 2.4, 2.07 m<sup>2</sup> αντίστοιχα. Για τους πιο μεγάλους πληθυσμούς, ο αριθμός των ακροφυσίων μεγαλώνει και υπάρχει μια πιο ομοιόμορφη διάχυση. Κατ' επέκταση η υπολογισθείσα τιμή της επιφάνειας διάχυσης για τους οικισμούς 5000 και 10000 κατοίκων είναι σχεδόν ίδια με την αρχική θεώρηση και ίση με 2.23 m<sup>2</sup>.

### 6.1.3 Χαρακτηριστικά Διαχωριστή Τριών Φάσεων (GLS Separator) - Εκτροπέα

Καθώς λειτουργεί ο μισός αριθμός των επιμέρους μονάδων το χειμώνα από ότι το καλοκαίρι τα χαρακτηριστικά του διαχωριστή υγρής-ρευστής-στερεής φάσης σε κάθε μονάδα είναι ίδια για το χειμώνα και το θέρος. Παρουσιάζονται στον Πίνακα 6.4

Πίνακας 6.4: Χαρακτηριστικά του διαχωριστή GLS - Εκτροπέα.

Παράμετρος	Συμβολισμός	Μονάδες	Τιμή				
			Ισοδύναμος Πληθυσμός				
			200	500	2000	5000	10000
Αριθμός διαχωριστών GLS ανά μονάδα	N		1	1	2	2	2
Μήκος του διαχωριστή	L <sub>GLS</sub>	m	0.8	1.6	6.2	7.8	7.8
Πλάτος του διαχωριστή	W <sub>GLS</sub>	m	1.8	2.2	1.2	2.3	2.3
Ύψος του διαχωριστή	H <sub>GLS</sub>	m	1.28	1.34	1.37	1.37	1.37
Γωνία διαχωριστή	a	ο	55	50	50	50	50
Απόσταση μεταξύ εκτροπέα-GLS	O <sub>defl</sub>	m	0.35	0.35	0.35	0.35	0.35
Συνολικό πλάτος εκτροπέα	W <sub>defl</sub>	m	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1

Όταν μεγαλώνει το μέγεθος της κάθε μονάδας, τότε απαιτείται και αύξηση του αριθμού των διαχωριστών GLS. Καθώς ο όγκος της κάθε επιμέρους μονάδας, παρέμεινε σχετικά μικρός (μέχρι 208 m<sup>3</sup> για οικισμούς 5000 και 10000 ισοδύναμων κατοίκων), ο αριθμός των διαχωριστών ανά μονάδα δεν ξεπέρασε τους δύο.

#### 6.1.4 Απομάκρυνση Ρύπων

Τα αποτελέσματα για την απομάκρυνση των ρύπων το καλοκαίρι παρουσιάζονται στον Πίνακα 6.5

Πίνακας 6.5: Απομάκρυνση φορτίων για  $T=20\text{ }^{\circ}\text{C}$

Παράμετρος	Συμβολισμός	Μονάδες	Τιμή				
			Ισοδύναμος Πληθυσμός				
			200	500	2000	5000	10000
COD	COD <sub>in</sub>	mg/L	600	600	600	600	600
	E <sub>COD,out</sub>	%	69.6	69.6	69.6	69.6	69.6
	COD <sub>out</sub>	mg/L	182	182	182	182	182
BOD	BOD <sub>in</sub>	mg/L	300	300	300	300	300
	E <sub>BOD,out</sub>	%	77.9	77.9	77.9	77.9	77.9
	BOD <sub>out</sub>	mg/L	66	66	66	66	66
TSS	TSS <sub>in</sub>	mg/L	250	250	250	250	250
	E <sub>TSS,out</sub>	%	76.5	76.5	76.5	76.5	76.5
	TSS <sub>out</sub>	mg/L	58.7	58.7	58.7	58.7	58.7
TN	TN <sub>in</sub>	mg/L	50	50	50	50	50
	E <sub>TN,out</sub>	%	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5
	TN <sub>out</sub>	mg/L	49	49	49	49	49

Τα αποτελέσματα για την απομάκρυνση των ρύπων το χειμώνα παρουσιάζονται στον Πίνακας 6.6

Πίνακας 6.6: Απομάκρυνση φορτίων για  $T=13\text{ }^{\circ}\text{C}$

Απομάκρυνση φορτίων για $T=13\text{ }^{\circ}\text{C}$							
Παράμετρος	Συμβολισμός	Μονάδες	Τιμή				
			Ισοδύναμος Πληθυσμός				
			200	500	2000	5000	10000
COD	COD <sub>in</sub>	mg/L	600	600	600	600	600
	E <sub>COD,out</sub>	%	50	50	50	50	50
	COD <sub>out</sub>	mg/L	300	300	300	300	300
BOD	BOD <sub>in</sub>	mg/L	300	300	300	300	300
	E <sub>BOD,out</sub>	%	60	60	60	60	60
	BOD <sub>out</sub>	mg/L	120	120	120	120	120
TSS	TSS <sub>in</sub>	mg/L	250	250	250	250	250
	E <sub>TSS,out</sub>	%	76.5	76.5	76.5	76.5	76.5
	TSS <sub>out</sub>	mg/L	58.7	58.7	58.7	58.7	58.7
TN	TN <sub>in</sub>	mg/L	50	50	50	50	50
	E <sub>TN,out</sub>	%	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5
	TN <sub>out</sub>	mg/L	49	49	49	49	49

Για το θέρος, ο βαθμός απομάκρυνσης της οργανικής ύλης, τόσο σε όρους COD όσο και σε όρους BOD, προσεγγίζει τα ανώτερα επίπεδα απομάκρυνσης για την εν λόγω τεχνολογία.

Συγκεκριμένα για το COD είναι 69.6 % ενώ το εύρος διακύμανσης είναι 65-70% και το BOD είναι 77.9% όταν το εύρος διακύμανσης είναι 75-80%.

Για το χειμώνα έγινε επιλογή των ποσοστών απομάκρυνσης να είναι ίσα με 50% για το COD και 60% για το BOD λόγω της δυσμενής επίδρασης της θερμοκρασίας στις διεργασίες απομάκρυνσης της οργανικής ύλης.

Επομένως η συγκέντρωση της οργανικής ύλης είναι μεγαλύτερη το χειμώνα στην εκροή του συστήματος από ότι το καλοκαίρι. Η μάζα όμως είναι μικρότερη καθώς ο πληθυσμός το χειμώνα είναι ο μισός του θέρους.

Για τα ολικά αιωρούμενα στερεά το ποσοστό απομάκρυνσης είναι 58.7% και για το θέρους και για το χειμώνα. Παρατηρείται ότι η παραπάνω τιμή δεν διαφέρει ιδιαίτερα από τις τιμές στη βιβλιογραφία, οι οποίες αναφέρουν ότι το ποσοστό απομάκρυνσης των ολικών αιωρούμενων στερεών είναι ίσο με 54%. Σημαντικό μέρος των TSS που διαφεύγει με την εκροή είναι στερεά της βιομάζας που αναπτύσσεται στον βιοαντιδραστήρα και συνδέεται με την ταχύτητα ανοδικής ροής που παρατηρείται εντός του.

Για την απομάκρυνση ολικού αζώτου η βιβλιογραφία αναφέρει ότι το ποσοστό απομάκρυνσης κυμαίνεται μεταξύ 0 και 5%. Το ποσοστό απομάκρυνσης το οποίο προέκυψε από τη μεθοδολογία που αναπτύχθηκε στην παρούσα μελέτη είναι 2.5%, τόσο για το θέρους όσο και για το χειμώνα, το οποίο συμπίπτει με τη μέση τιμή των βιβλιογραφικών αναφορών.

### 6.1.5 Χαρακτηριστικά Ιλύος

Τα αποτελέσματα για τα χαρακτηριστικά και την ποιότητα της παραγόμενης ιλύος για το καλοκαίρι παρουσιάζονται στον Πίνακα 6.7

Πίνακας 6.7: Χαρακτηριστικά ιλύος για  $T=20\text{ }^{\circ}\text{C}$

Παράμετρος	Συμβολισμός	Μονάδες	Τιμή				
			Ισοδύναμος Πληθυσμός				
			200	500	2000	5000	10000
Παραγόμενη μάζα ιλύος	Ps	kg TSS/d	0.88	2.2	8.79	21.99	43.97
Παραγόμενος όγκος ιλύος	Vs	m <sup>3</sup> /d	0.04	0.11	0.43	1.08	2.16

Τα αποτελέσματα για τα χαρακτηριστικά και την ποιότητα της παραγόμενης ιλύος για το χειμώνα παρουσιάζονται στον Πίνακα 6.8

Πίνακας 6.8: Χαρακτηριστικά ιλύος για  $T=13\text{ }^{\circ}\text{C}$

Χαρακτηριστικά ιλύος για $T= 13\text{ }^{\circ}\text{C}$							
Παράμετρος	Συμβολισμός	Μονάδες	Τιμή				
			Ισοδύναμος Πληθυσμός				
			200	500	2000	5000	10000
Παραγόμενη μάζα ιλύος	$P_s$	kg TSS/d	0.32	0.79	3.16	7.89	15.79
Παραγόμενος όγκος ιλύος	$V_s$	$\text{m}^3/\text{d}$	0.02	0.04	0.15	0.39	0.77

Η ποσότητα της παραγόμενης ιλύος προέκυψε σημαντικά μικρότερη σε σχέση με την ποσότητα ιλύος όπου παράγεται στα συμβατικά συστήματα. Αυτό ήταν αναμενόμενο καθώς ένα από τα συγκριτικά πλεονεκτήματα του αντιδραστήρα UASB, αλλά και γενικώς των αναερόβιων αντιδραστήρων, είναι η παραγωγή μικρής ποσότητας ιλύος.

#### 6.1.6 Χαρακτηριστικά Παραγόμενου Βιοαερίου

Τα αποτελέσματα για τα χαρακτηριστικά του παραγόμενου βιοαερίου για το καλοκαίρι παρουσιάζονται στον Πίνακα 6.9

Πίνακας 6.9: Χαρακτηριστικά Παραγόμενου Βιοαερίου για  $T= 20\text{ }^{\circ}\text{C}$

Παράμετρος	Συμβολισμός	Μονάδες	Τιμή				
			Ισοδύναμος Πληθυσμός				
			200	500	2000	5000	10000
Παραγωγή βιοαερίου	$Q_g$	$\text{m}^3/\text{d}$	9	22.4	89.6	224	448
Παραγωγή μεθανίου	$Q_{\text{CH}_4}$	$\text{m}^3/\text{d}$	5.4	13.4	53.8	134.4	268.8
Ηλεκτρική ενέργεια ανά ημέρα	$E_{\text{ele}}$	kWh/d	20	50.1	200.5	501.2	1002.3
Θερμότητα ανά ημέρα	$E_{\theta}$	kWh/d	28.6	71.6	286.4	715.9	1431.8

Τα αποτελέσματα για τα χαρακτηριστικά του παραγόμενου βιοαερίου για το χειμώνα παρουσιάζονται στον Πίνακα 6.10

Πίνακας 6.10: Χαρακτηριστικά Παραγόμενου Βιοαερίου για  $T= 13\text{ }^{\circ}\text{C}$

Παράμετρος	Συμβολισμός	Μονάδες	Τιμή				
			Ισοδύναμος Πληθυσμός				
			200	500	2000	5000	10000
Παραγωγή βιοαερίου	$Q_g$	$\text{m}^3/\text{d}$	2.9	7.3	29.3	73.3	146.6
Παραγωγή μεθανίου	$Q_{\text{CH}_4}$	$\text{m}^3/\text{d}$	1.8	4.4	17.6	44	88
Ηλεκτρική ενέργεια ανά ημέρα	$E_{\text{ele}}$	$\text{kWh}/\text{d}$	6.5	16.4	65.7	164.1	328.2
Θερμότητα ανά ημέρα	$E_{\theta}$	$\text{kWh}/\text{d}$	9.4	23.5	93.8	234.4	468.8

Τα αποτελέσματα για την εκτίμηση της πραγματικής ενεργειακής παραγωγής κατά μέσο όρο τη διάρκεια του χρόνου παρουσιάζονται στον Πίνακα 6.9. Επισημαίνεται ότι έγινε η θεώρηση ότι οι συνθήκες του χειμώνα διαρκούν 9 μήνες, ήτοι το 75% του έτους, ενώ του θέρους 3 μήνες, ήτοι 25% του χρόνου.

Πίνακας 6.11: Εκτίμηση της παραγόμενης ηλεκτρικής ενέργειας ανά έτος

Παράμετρος	Συμβολισμός	Μονάδες	Τιμή				
			Ισοδύναμος Πληθυσμός				
			200	500	2000	5000	10000
Ηλεκτρική ενέργεια ανά ημέρα	$E_{\text{ele}}$	$\text{kWh}/\text{d}$	9.9	24.8	99.4	248.4	496.7
Θερμότητα ανά ημέρα	$E_{\theta}$	$\text{kWh}/\text{d}$	14.2	35.5	141.9	354.8	709.6

Οι Lobato et al, (2012) διερεύνησαν σε βάθος την παραγωγή μεθανίου από έναν αντιδραστήρα UASB και την ενέργεια η οποία παράγεται μέσω της καύσης του. Κατέληξαν σε ένα μοντέλο το οποίο κατηγοριοποιεί τα χαρακτηριστικά του αντιδραστήρα σε ότι αφορά το παραγόμενο, βιοαέριο και την ενεργειακή παραγωγή του σύμφωνα με τα εξής κριτήρια:

1. Την απόδοση σε βιοαέριο της μονάδας
2. Την ενεργειακή απόδοση της μονάδας

Σύμφωνα με αυτό οι αντιδραστήρες ανήκουν σε ένα από τα παρακάτω τρία σενάρια: Στο τυπικό σενάριο (typical scenario), στο χειρότερο δυνατό (worst scenario), και στο καλύτερο

δυνατό (best scenario). Κάθε ένα σενάριο έχει ένα άνω όριο (max value) , ένα κάτω όριο (minimum value) και μια μέση τιμή (median value), με βάση τις οποίες κατηγοριοποιείται ο αντιδραστήρας. Οι κατηγορίες του μοντέλου σε ότι αφορά την ενεργειακή απόδοση φαίνονται στον Πίνακα 6.12.

Πίνακας 6.12: Κατηγορίες αντιδραστήρων UASB με βάση την ενεργειακή τους παραγωγή

Παράμετρος	Συμβολισμός	Χειρότερο δυνατό σενάριο			Τυπικό σενάριο			Καλύτερο δυνατό σενάριο		
		Max	Min	Mean	Max	Min	Mean	Max	Min	Mean
Ενεργειακή απόδοση ανά μονάδα	kWh/m <sup>3</sup> λυμάτων	0.81	0.17	0.44	1.03	0.33	0.64	1.33	0.53	0.81
	kWh/Ι.Π./yr	35.97	13.25	24.92	48.25	26.89	37.17	60.67	40.47	49.81

Οι τιμές των παραπάνω παραμέτρων που προέκυψαν για κάθε σενάριο παρουσιάζονται στον Πίνακα 6.13.

Πίνακας 6.13: Εκτίμηση της ανηγμένης ενεργειακής παραγωγής

Παράμετρος	Συμβολισμός	Ισοδύναμος Πληθυσμός					Κατηγορία Σεναρίου
		200	500	2000	5000	10000	
Ενεργειακή απόδοση ανά μονάδα	kWh/m <sup>3</sup> λυμάτων	0.60	0.60	0.60	0.60	0.60	Τυπικό
	kWh/κατ/yr	43.94	43.94	43.94	43.94	43.94	Τυπικό

Και για τους δύο όρους η εκτίμηση της ενεργειακής παραγωγής ανήκει στο τυπικό σενάριο.

Αξίζει όμως να αναφερθεί ότι σε πρόσφατες έρευνες φάνηκε ότι η πραγματική ενεργειακή παραγωγή ήταν στην πλειοψηφία των περιπτώσεων χαμηλότερη από αυτή όπου είχε υπολογισθεί κατά το στάδιο της μελέτης. Σημαντικό ρόλο σε αυτό είχαν οι κατασκευαστικές ατέλειες και η έλλειψη συντήρησης όπου οδηγούσε στη διαφυγή ενός σημαντικού μέρους του παραγόμενου βιοαερίου.

### 6.1.7 Αποτελέσματα Ελέγχων Εύρυθμης λειτουργίας

Τα αποτελέσματα των ελέγχων βάσει των κριτηρίων για την εύρυθμη λειτουργία του συστήματος παρουσιάζονται παρακάτω στον Πίνακα 6.14. Είναι όμοια για θέρους και το χειμώνα.

Πίνακας 6.14: Έλεγχοι εύρυθμης λειτουργίας για τον αντιδραστήρα UASB

Παράμετρος	Συμβολισμός	Μονάδες	Όρια	Τιμή				
				Ισοδύναμος Πληθυσμός				
				200	500	2000	5000	10000
Τελικός υδραυλικός χρόνος παραμονής	<b>HRT</b>	hr	<b>8-12</b>	10.8	10.4	10	10.1	10.1
Τελική ογκομετρική υδραυλική φόρτιση	<b>VHL</b>	m <sup>3</sup> /(m <sup>3</sup> *d)	<b>&lt;5</b>	2.22	2.31	2.39	2.37	2.37
Ρυθμός οργανικής φόρτισης	<b>OLR</b>	kgCOD/(m <sup>3</sup> *d)	<b>&lt;3</b>	1.33	1.39	1.43	1.42	1.42
Ανοδική ταχύτητα ροής (μέση παροχή)	<b>V<sub>UP</sub></b>	m/hr	<b>0.2-1</b>	0.42	0.43	0.45	0.45	0.45
Ανοδική ταχύτητα ροής (παροχή αιχμής)	<b>V<sub>UPMAX</sub></b>	m/hr	<b>&lt;1.2</b>	0.75	0.78	0.81	0.8	0.8

Ο σχεδιασμός πληροί όλους τους ελέγχους εύρυθμης λειτουργίας. Επομένως δεν υπάρχει κίνδυνος δυσλειτουργίας ή μη ικανοποίησης των απαραίτητων διεργασιών.

## 6.2 Αποτελέσματα Σεναρίων για τους CW-HSSF

Τα αποτελέσματα της αναγκαίας επιφάνειας των τεχνητών υγροβιότοπων οριζόντιας υπό-επιφανειακής ροής όπως προκύπτουν από την κάθε μέθοδο για κάθε σενάριο παρουσιάζονται στους παρακάτω πίνακες. Οι υπολογισθέντες επιφάνειες αναφέρονται στο θέρους (T= 20 °C) μιας και για αυτή την περίπτωση γίνεται ο σχεδιασμός καθώς αποτελεί τη δυσμενέστερη περίπτωση λόγω των υψηλότερων φορτίων.

Για κάθε σενάριο τα ολικά στερεά στην έξοδο υπολογίστηκαν ίσα με TSS<sub>0</sub> = 18 [mg/L]

### 6.2.1 Σενάριο 1 (Εκροή TN<sub>0</sub>=12 [mg/L])

Τα αποτελέσματα για το σενάριο 1 για κάθε πληθυσμό αναγράφονται στους παρακάτω πίνακες.



### 6.2.1.1 Ισοδύναμος Πληθυσμός 200

Για τον οικισμό με ισοδύναμο πληθυσμό 200 κατοίκους τα αποτελέσματα των μεθοδολογιών αναγράφονται στον Πίνακα 6.15.

Πίνακας 6.15: Απαιτούμενη επιφάνεια για τους CW-HSSF (Σενάριο 1, 200 Ι.Π.)

Φορτίο Διαστασιολόγησης	Μέθοδος	Απαιτούμενη Επιφάνεια [m <sup>2</sup> ]
BOD	EPA	240
	P-k-C*	1.517
	Plug-in-flow	990
TN	P-k-C*	2.891
	Plug-in-flow	2.551
Oxygen Demand	Ισοζύγιο Οξυγόνου	398

### 6.2.1.2 Ισοδύναμος Πληθυσμός 500

Για τον οικισμό με ισοδύναμο πληθυσμό 500 κατοίκους τα αποτελέσματα των μεθοδολογιών αναγράφονται στον Πίνακα 6.16.

Πίνακας 6.16: Απαιτούμενη επιφάνεια για τους CW-HSSF (Σενάριο 1, 500 Ι.Π.)

Φορτίο Διαστασιολόγησης	Μέθοδος	Απαιτούμενη Επιφάνεια [m <sup>2</sup> ]
BOD	EPA	599
	P-k-C*	3.869
	Plug-in-flow	2.474
TN	P-k-C*	7.227
	Plug-in-flow	6.379
Oxygen Demand	Ισοζύγιο Οξυγόνου	996

### 6.2.1.3 Ισοδύναμος Πληθυσμός 2000

Για τον οικισμό με ισοδύναμο πληθυσμό 2000 κατοίκους τα αποτελέσματα των μεθοδολογιών αναγράφονται στον Πίνακα 6.17

Πίνακας 6.17: Απαιτούμενη επιφάνεια για τους CW-HSSF (Σενάριο 1, 2.000 Ι.Π.)

Φορτίο Διαστασιολόγησης	Μέθοδος	Απαιτούμενη Επιφάνεια [m <sup>2</sup> ]
BOD	EPA	2.397
	P-k-C*	15.474
	Plug-in-flow	9.897
TN	P-k-C*	28.906
	Plug-in-flow	25.514
Oxygen Demand	Ισοζύγιο Οξυγόνου	3.984

#### 6.2.1.4 Ισοδύναμος Πληθυσμός 5000

Για τον οικισμό με ισοδύναμο πληθυσμό 5000 κατοίκους τα αποτελέσματα των μεθοδολογιών αναγράφονται στον Πίνακα 6.18

Πίνακας 6.18: Απαιτούμενη επιφάνεια για τους CW-HSSF (Σενάριο 1, 5.000 Ι.Π.)

Φορτίο Διαστασιολόγησης	Μέθοδος	Απαιτούμενη Επιφάνεια [m <sup>2</sup> ]
BOD	EPA	5.993
	P-k-C*	38.686
	Plug-in-flow	24.742
TN	P-k-C*	72.266
	Plug-in-flow	63.786
Oxygen Demand	Ισοζύγιο Οξυγόνου	9.961

#### 6.2.1.5 Ισοδύναμος Πληθυσμός 10000

Για τον οικισμό με ισοδύναμο πληθυσμό 10000 κατοίκους τα αποτελέσματα των μεθοδολογιών αναγράφονται στον Πίνακα 6.19

Πίνακας 6.19: Απαιτούμενη επιφάνεια για τους CW-HSSF (Σενάριο 1, 10.000 Ι.Π.)

Φορτίο Διαστασιολόγησης	Μέθοδος	Απαιτούμενη Επιφάνεια [m <sup>2</sup> ]
BOD	EPA	11.986
	P-k-C*	77.372
	Plug-in-flow	49.484
TN	P-k-C*	144.532
	Plug-in-flow	127.572
Oxygen Demand	Ισοζύγιο Οξυγόνου	19.922

#### 6.2.2 Σενάριο 2 (Εκροή TN<sub>0</sub>=45 [mg/L])

Τα αποτελέσματα για το σενάριο 2 για κάθε πληθυσμό αναγράφονται στους παρακάτω πίνακες.

##### 6.2.2.1 Ισοδύναμος Πληθυσμός 200

Για τον οικισμό με ισοδύναμο πληθυσμό 200 κατοίκους τα αποτελέσματα των μεθοδολογιών αναγράφονται στον Πίνακα 6.20

Πίνακας 6.20: Απαιτούμενη επιφάνεια για τους CW-HSSF (Σενάριο 2, 200 Ι.Π.)

Φορτίο Διαστασιολόγησης	Μέθοδος	Απαιτούμενη Επιφάνεια [m <sup>2</sup> ]
BOD	EPA	240
	P-k-C*	1.547
	Plug-in-flow	990
TN	P-k-C*	143
	Plug-in-flow	142
Oxygen Demand	Ισοζύγιο Οξυγόνου	398

### 6.2.2.2 Ισοδύναμος Πληθυσμός 500

Για τον οικισμό με ισοδύναμο πληθυσμό 500 κατοίκους τα αποτελέσματα των μεθοδολογιών αναγράφονται στον Πίνακα 6.21

Πίνακας 6.21: Απαιτούμενη επιφάνεια για τους CW-HSSF (Σενάριο 2, 500 Ι.Π.)

Φορτίο Διαστασιολόγησης	Μέθοδος	Απαιτούμενη Επιφάνεια [m <sup>2</sup> ]
BOD	EPA	599
	P-k-C*	3.869
	Plug-in-flow	2.474
TN	P-k-C*	357
	Plug-in-flow	355
Oxygen Demand	Ισοζύγιο Οξυγόνου	996

### 6.2.2.3 Ισοδύναμος Πληθυσμός 2000

Για τον οικισμό με ισοδύναμο πληθυσμό 2000 κατοίκους τα αποτελέσματα των μεθοδολογιών αναγράφονται στον Πίνακα 6.22

Πίνακας 6.22: Απαιτούμενη επιφάνεια για τους CW-HSSF (Σενάριο 2, 2000 Ι.Π.)

Φορτίο Διαστασιολόγησης	Μέθοδος	Απαιτούμενη Επιφάνεια [m <sup>2</sup> ]
BOD	EPA	2.397
	P-k-C*	15.474
	Plug-in-flow	9.897
TN	P-k-C*	1.429
	Plug-in-flow	1.419
Oxygen Demand	Ισοζύγιο Οξυγόνου	3.984

#### 6.2.2.4 Ισοδύναμος Πληθυσμός 5000

Για τον οικισμό με ισοδύναμο πληθυσμό 5000 κατοίκους τα αποτελέσματα των μεθοδολογιών αναγράφονται στον Πίνακα 6.23.

Πίνακας 6.23: Απαιτούμενη επιφάνεια για τους CW-HSSF (Σενάριο 2, 5000 Ι.Π.)

Φορτίο Διαστασιολόγησης	Μέθοδος	Απαιτούμενη Επιφάνεια [m <sup>2</sup> ]
BOD	EPA	5.993
	P-k-C*	38.686
	Plug-in-flow	24.742
TN	P-k-C*	3.572
	Plug-in-flow	3.548
Oxygen Demand	Ισοζύγιο Οξυγόνου	9.961

#### 6.2.2.5 Ισοδύναμος Πληθυσμός 10000

Για τον οικισμό με ισοδύναμο πληθυσμό 10000 κατοίκους τα αποτελέσματα των μεθοδολογιών αναγράφονται στον Πίνακα 6.24

Πίνακας 6.24: Απαιτούμενη επιφάνεια για τους CW-HSSF (Σενάριο 2, 10.000 Ι.Π.)

Φορτίο Διαστασιολόγησης	Μέθοδος	Απαιτούμενη Επιφάνεια [m <sup>2</sup> ]
BOD	EPA	11.986
	P-k-C*	77.372
	Plug-in-flow	49.484
TN	P-k-C*	7.145
	Plug-in-flow	7.096
Oxygen Demand	Ισοζύγιο Οξυγόνου	19.922

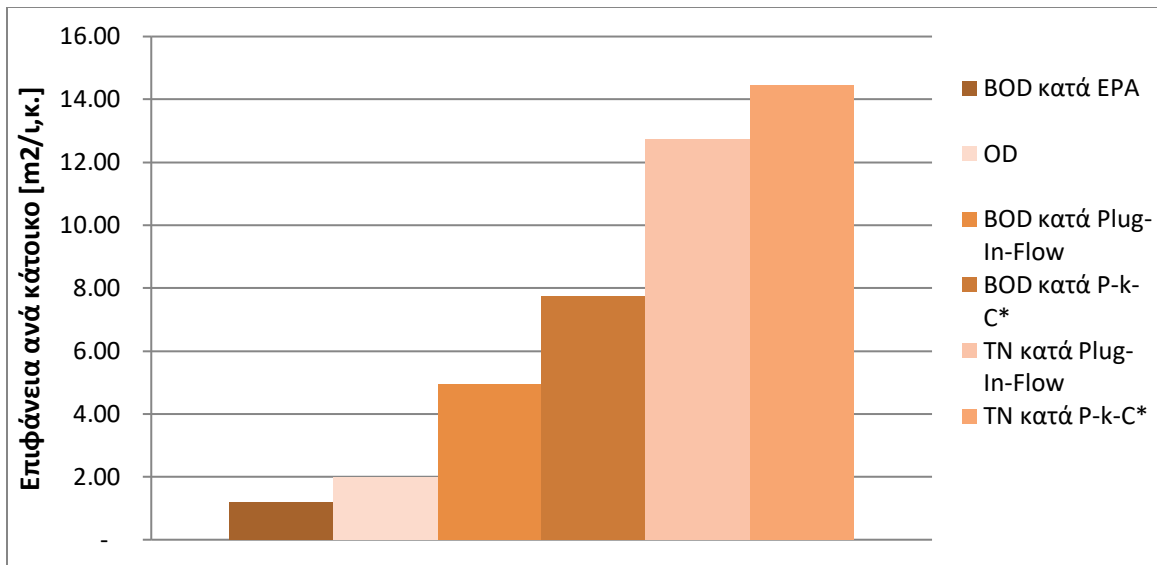
#### 6.2.3 Σύγκριση Μεθόδων

Για τη σύγκριση επιφανειών που προέκυψαν από την κάθε μεθοδολογία, επιλέγηκε η αναγωγή τους σε επιφάνεια ανά ισοδύναμο πληθυσμό για κάθε μέθοδο.

##### 6.2.3.1 Σενάριο 1 (Εκροή TN<sub>0</sub>=12 [mg/L])

Στο σενάριο 1, καθώς η απαίτηση για την απομάκρυνση του αζώτου είναι υψηλή, η τελική επιφάνεια προκύπτει από την εξίσωση για την απομάκρυνση του ολικού αζώτου. Συγκεκριμένα η τελική επιφάνεια προκύπτει από τη χρήση της μεθόδου P-k-C\* για την απομάκρυνση του ολικού αζώτου.

Η αναγκαία επιφάνεια ανά κάτοικο για το σενάριο 1 φαίνεται στο Σχήμα 6.1



Σχήμα 6.1 Ανηγγεμένη επιφάνεια ανά κάτοικο για κάθε μεθοδολογία για τους CW-HSSF (Σενάριο 1)

Πιο συγκεκριμένα η διαστασιολόγηση καταλήγει:

- με βάση την απομάκρυνση BOD κατά EPA σε  $1.20 \text{ m}^2/\text{I.Π.}$ .
- με βάση την απαίτηση σε οξυγόνο σε  $1.99 \text{ m}^2/\text{I.Π.}$ .
- με βάση την απομάκρυνση BOD με χρήση της Plug-In-Flow σε  $4.95 \text{ m}^2/\text{I.Π.}$ .
- με βάση την απομάκρυνση BOD με χρήση της P-k-C\* σε  $7.74 \text{ m}^2/\text{I.Π.}$ .
- με βάση την απομάκρυνση TN με χρήση της Plug-In-Flow σε  $12.76 \text{ m}^2/\text{I.Π.}$ .
- με βάση την απομάκρυνση TN με χρήση της P-k-C\* σε  $14.45 \text{ m}^2/\text{I.Π.}$ .

Η αναγκαία επιφάνεια ανά ισοδύναμο κάτοικο φαίνεται ότι ποικίλει σημαντικά αναλόγως τη μεθοδολογία υπολογισμού και το ρύπο που απομακρύνεται (άζωτο ή οργανική ύλη καθώς κυμαίνεται μεταξύ  $1.20 \text{ [m}^2/\text{I.Π.}]$  και  $14.45 \text{ [m}^2/\text{I.Π.}]$ . Για την απομάκρυνση του BOD το εύρος είναι μεγαλύτερο από ότι για την απομάκρυνση του ολικού αζώτου.

Ενδεικτική είναι η διαφορά που παρουσιάζεται εαν η σύγκριση γίνει μεταξύ του ίδιου ζεύγους μεθοδολογιών τόσο για την απομάκρυνση της οργανικής ύλης όσο και για αυτή του ολικού αζώτου. Πιο συγκεκριμένα συγκρίνοντας την Plug-In-Flow με την P-k-C\*, στην περίπτωση του BOD η επιφάνεια ανά κάτοικο κυμαίνεται μεταξύ των  $4.49 \text{ [m}^2/\text{I.Π.}]$  και  $7.74 \text{ [m}^2/\text{I.Π.}]$  με μια διαφορά ίση με  $2.79 \text{ [m}^2]$ . Για την απομάκρυνση του αζώτου το εύρος είναι μεταξύ  $12.76 \text{ [m}^2/\text{I.Π.}]$  και  $14.45 \text{ [m}^2/\text{I.Π.}]$  και η διαφορά είναι ίση με  $1.69 \text{ [m}^2]$ . Επομένως οι μεθοδολογίες όπου λαμβάνουν υπόψη την απομάκρυνση του ολικού αζώτου συγκλίνουν σε μεγαλύτερο βαθμό από ότι οι αντίστοιχες για το BOD.

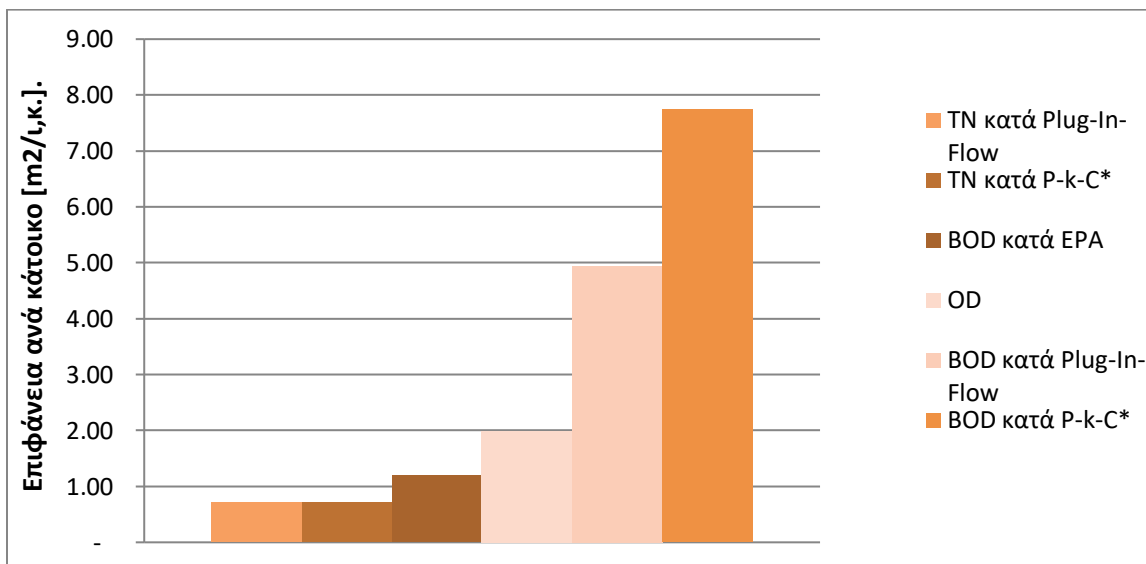
Σε κάθε περίπτωση, οι μέθοδοι οι οποίες λαμβάνουν υπόψη την απομάκρυνση του ολικού αζώτου είναι και αυτές οι οποίες καταλήγουν σε μεγαλύτερες επιφάνειες και επομένως καταλήγουν στον τελικό σχεδιασμό.

Επίσης παρατηρείται ότι οι πιο σύγχρονες μεθοδολογίες (όπως η P-k-C\*) καταλήγουν στον υπολογισμό μεγαλύτερων επιφανειών από τις προγενέστερες τους.

### 6.2.3.2 Σενάριο 2 (Εκροή $TN_0=45$ [mg/L])

Στο σενάριο 2, καθώς η απαίτηση για την απομάκρυνση του αζώτου είναι πολύ χαμηλή (< 9%) η τελική επιφάνεια προκύπτει από την εξίσωση για την απομάκρυνση του BOD. Συγκεκριμένα η τελική επιφάνεια προκύπτει από τη χρήση της P-k-C\* για την απομάκρυνση του BOD.

Η αναγκαία επιφάνεια ανά κάτοικο για το σενάριο 2 φαίνεται στο Σχήμα 6.2



Σχήμα 6.2: Ανηγγεμένη επιφάνεια ανά κάτοικο για κάθε μεθοδολογία για τους CW-HSSF (Σενάριο 2)

Πιο συγκεκριμένα η διαστασιολόγηση καταλήγει:

- με βάση την απομάκρυνση TN με χρήση της Plug-In-Flow σε  $0.71 \text{ m}^2/\text{Ι.Π.}$ .
- με βάση την απομάκρυνση TN με χρήση της Plug-In-Flow σε  $0.71 \text{ m}^2/\text{Ι.Π.}$ .
- με βάση την απομάκρυνση BOD κατά EPA σε  $1.20 \text{ m}^2/\text{Ι.Π.}$
- με βάση την απαίτηση σε οξυγόνο σε  $1.99 \text{ m}^2/\text{Ι.Π.}$ .
- με βάση την απομάκρυνση BOD με χρήση της Plug-In-Flow σε  $4.95 \text{ m}^2/\text{Ι.Π.}$ .
- με βάση την απομάκρυνση BOD με χρήση της P-k-C\* σε  $7.74 \text{ m}^2/\text{Ι.Π.}$ .

Το εύρος διακύμανσης για τις μεθόδους που λαμβάνουν υπόψη την απομάκρυνση του BOD είναι ίδιο με το σενάριο 1, καθώς ως προς την απομάκρυνση της οργανικής ύλης και τα δύο σενάρια είναι ίδια. Οι μεθοδολογίες που λαμβάνουν υπόψη την απομάκρυνση του αζώτου, συγκλίνουν σε χαμηλές τιμές της αναγκαίας επιφάνειας ανά κάτοικο, καθώς η απαιτούμενη απομάκρυνση αζώτου είναι πολύ χαμηλή.

### 6.3 Αποτελέσματα Σεναρίων για τους CW-VSSF

Τα αποτελέσματα της απαιτούμενης επιφάνειας των τεχνητών υγροβιότοπων υποεπιφανειακής κατακόρυφης ροής όπως προκύπτουν από την κάθε μέθοδο για κάθε σενάριο παρουσιάζονται στον παρακάτω πίνακα. Οι υπολογισθέντες επιφάνειες αναφέρονται στο θέρους ( $T=20\text{ }^{\circ}\text{C}$ ) μιας και αποτελεί τη δυσμενέστερη περίπτωση του σχεδιασμού.

Για κάθε σενάριο τα ολικά στερεά στην έξοδο υπολογίστηκαν ίσα με  $\text{TSS}_0 = 9.8\text{ [mg/L]}$

#### 6.3.1 Σενάριο 1 (Εκροή $\text{TN}_0=12\text{ [mg/L]}$ )

Τα αποτελέσματα για το σενάριο 1 για κάθε πληθυσμό αναγράφονται στους παρακάτω πίνακες.

##### 6.3.1.1 Ισοδύναμος Πληθυσμός 200

Για τον οικισμό με ισοδύναμο πληθυσμό 200 κατοίκους τα αποτελέσματα των μεθοδολογιών αναγράφονται στον Πίνακα 6.25

Πίνακας 6.25: Απαιτούμενη επιφάνεια για τους CW-VSSF (Σενάριο 1, 200 Ι.Π.)

Παράμετρος Διαστασιολόγησης	Μέθοδος	Απαιτούμενη Επιφάνεια [m <sup>2</sup> ]
Ζήτηση Οξυγόνου (OD)	Κατά Cooper	286
	Κατά Platzer	320
	Κατά Kadlec & Wallace	376
Οργανική Φόρτιση (OLR)		292
Υδραυλική Φόρτιση (HLR)		286

##### 6.3.1.2 Ισοδύναμος Πληθυσμός 500

Για τον οικισμό με ισοδύναμο πληθυσμό 500 κατοίκους τα αποτελέσματα των μεθοδολογιών αναγράφονται στον Πίνακα 6.26

Πίνακας 6.26: Απαιτούμενη επιφάνεια για τους CW-VSSF (Σενάριο 1, 500 Ι.Π.)

Παράμετρος Διαστασιολόγησης	Μέθοδος	Απαιτούμενη Επιφάνεια [m <sup>2</sup> ]
Ζήτηση Οξυγόνου (OD)	Κατά Cooper	715
	Κατά Platzer	799
	Κατά Kadlec & Wallace	939
Οργανική Φόρτιση (OLR)		729
Υδραυλική Φόρτιση (HLR)		714

##### 6.3.1.3 Ισοδύναμος Πληθυσμός 2000

Για τον οικισμό με ισοδύναμο πληθυσμό 2000 κατοίκους τα αποτελέσματα των μεθοδολογιών αναγράφονται στον Πίνακα 6.27

Πίνακας 6.27: Απαιτούμενη επιφάνεια για τους CW-VSSF (Σενάριο 1, 2.000 Ι.Π.)

Παράμετρος Διαστασιολόγησης	Μέθοδος	Απαιτούμενη Επιφάνεια [m <sup>2</sup> ]
Ζήτηση Οξυγόνου (OD)	Κατά Cooper	2.859
	Κατά Platzer	3.195
	Κατά Kadlec & Wallace	3.757
Οργανική Φόρτιση (OLR)		2.916
Υδραυλική Φόρτιση (HLR)		2.857

#### 6.3.1.4 Ισοδύναμος Πληθυσμός 5000

Για τον οικισμό με ισοδύναμο πληθυσμό 5000 κατοίκους τα αποτελέσματα των μεθοδολογιών αναγράφονται στον Πίνακα 6.28

Πίνακας 6.28: Απαιτούμενη επιφάνεια για τους CW-VSSF (Σενάριο 1, 5.000 Ι.Π.)

Παράμετρος Διαστασιολόγησης	Μέθοδος	Απαιτούμενη Επιφάνεια [m <sup>2</sup> ]
Ζήτηση Οξυγόνου (OD)	Κατά Cooper	7.147
	Κατά Platzer	7.989
	Κατά Kadlec & Wallace	9.393
Οργανική Φόρτιση (OLR)		7.290
Υδραυλική Φόρτιση (HLR)		7.143

#### 6.3.1.5 Ισοδύναμος Πληθυσμός 10000

Για τον οικισμό με ισοδύναμο πληθυσμό 10000 κατοίκους τα αποτελέσματα των μεθοδολογιών αναγράφονται στον Πίνακα 6.29

Πίνακας 6.29: Απαιτούμενη επιφάνεια για τους CW-VSSF (Σενάριο 1, 10.000 Ι.Π.)

Παράμετρος Διαστασιολόγησης	Μέθοδος	Απαιτούμενη Επιφάνεια [m <sup>2</sup> ]
Ζήτηση Οξυγόνου (OD)	Κατά Cooper	14.294
	Κατά Platzer	15.977
	Κατά Kadlec & Wallace	18.786
Οργανική Φόρτιση (OLR)		14.580
Υδραυλική Φόρτιση (HLR)		14.286

#### 6.3.2 Σενάριο 2 (Εκροή TN<sub>0</sub>=45 [mg/L])

Τα αποτελέσματα για το σενάριο 2 για κάθε πληθυσμό αναγράφονται στους παρακάτω πίνακες.



### 6.3.2.1 Ισοδύναμος Πληθυσμός 200

Για τον οικισμό με ισοδύναμο πληθυσμό 200 κατοίκους τα αποτελέσματα των μεθοδολογιών αναγράφονται στον Πίνακα 6.30

Πίνακας 6.30: Απαιτούμενη επιφάνεια για τους CW-VSSF (Σενάριο 2, 200 Ι.Π.)

Παράμετρος Διαστασιολόγησης	Μέθοδος	Απαιτούμενη Επιφάνεια [m <sup>2</sup> ]
Ζήτηση Οξυγόνου (OD)	Κατά Cooper	97
	Κατά Platzer	48
	Κατά Kadlec & Wallace	123
Οργανική Φόρτιση (OLR)		292
HLR		286

### 6.3.2.2 Ισοδύναμος Πληθυσμός 500

Για τον οικισμό με ισοδύναμο πληθυσμό 500 κατοίκους τα αποτελέσματα των μεθοδολογιών αναγράφονται στον Πίνακα 6.31

Πίνακας 6.31: Απαιτούμενη επιφάνεια για τους CW-VSSF (Σενάριο 2, 500 Ι.Π.)

Παράμετρος Διαστασιολόγησης	Μέθοδος	Απαιτούμενη Επιφάνεια [m <sup>2</sup> ]
Ζήτηση Οξυγόνου (OD)	Κατά Cooper	242
	Κατά Platzer	120
	Κατά Kadlec & Wallace	307
Οργανική Φόρτιση (OLR)		729
Υδραυλική Φόρτιση (HLR)		714

### 6.3.2.3 Ισοδύναμος Πληθυσμός 2000

Για τον οικισμό με ισοδύναμο πληθυσμό 2000 κατοίκους τα αποτελέσματα των μεθοδολογιών αναγράφονται στον Πίνακα 6.32

Πίνακας 6.32: Απαιτούμενη επιφάνεια για τους CW-VSSF (Σενάριο 2, 2.000 Ι.Π.)

Παράμετρος Διαστασιολόγησης	Μέθοδος	Απαιτούμενη Επιφάνεια [m <sup>2</sup> ]
Ζήτηση Οξυγόνου (OD)	Κατά Cooper	967
	Κατά Platzer	481
	Κατά Kadlec & Wallace	1227
Οργανική Φόρτιση (OLR)		2.916
Υδραυλική Φόρτιση (HLR)		2.857

#### 6.3.2.4 Ισοδύναμος Πληθυσμός 5000

Για τον οικισμό με ισοδύναμο πληθυσμό 5000 κατοίκους τα αποτελέσματα των μεθοδολογιών αναγράφονται στον Πίνακα 6.33

Πίνακας 6.33: Απαιτούμενη επιφάνεια για τους CW-VSSF (Σενάριο 2, 5.000 Ι.Π.)

Παράμετρος Διαστασιολόγησης	Μέθοδος	Απαιτούμενη Επιφάνεια [m <sup>2</sup> ]
Ζήτηση Οξυγόνου (OD)	Κατά Cooper	2.417
	Κατά Platzer	1.202
	Κατά Kadlec & Wallace	3.068
Οργανική Φόρτιση (OLR)		7.290
Υδραυλική Φόρτιση (HLR)		7.143

#### 6.3.2.5 Ισοδύναμος Πληθυσμός 10000

Για τον οικισμό με ισοδύναμο πληθυσμό 10000 κατοίκους τα αποτελέσματα των μεθοδολογιών αναγράφονται στον Πίνακα 6.34

Πίνακας 6.34: Απαιτούμενη επιφάνεια για τους CW-VSSF (Σενάριο 2, 10.000 Ι.Π.)

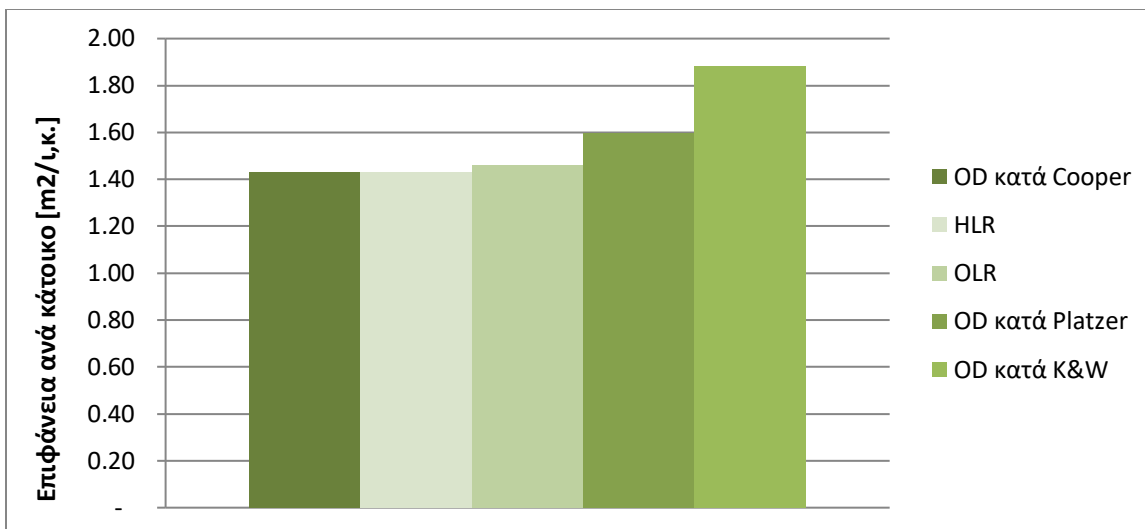
Παράμετρος Διαστασιολόγησης	Μέθοδος	Απαιτούμενη Επιφάνεια [m <sup>2</sup> ]
Ζήτηση Οξυγόνου (OD)	Κατά Cooper	4.834
	Κατά Platzer	2.405
	Κατά Kadlec & Wallace	6.136
Οργανική Φόρτιση (OLR)		14.580
Υδραυλική Φόρτιση (HLR)		14.286

### 6.3.3 Σύγκριση Μεθόδων

#### 6.3.3.1 Σενάριο 1 (Εκροή TN<sub>0</sub>=12 [mg/L])

Στο σενάριο 1, το οποίο η απαιτούμενη συγκέντρωση ολικού αζώτου της εκροής είναι χαμηλή (12 mgN/L), η απαιτούμενη επιφάνεια προκύπτει από τη μέθοδο των Kadlec & Wallace, όπου λαμβάνεται υπόψη η απομάκρυνση του αζώτου για τον προσδιορισμό της αναγκαίας ποσότητας οξυγόνου.

Για τη σύγκριση επιφανειών που προέκυψαν από την κάθε μεθοδολογία, επιλέχθηκε η αναγωγή τους σε επιφάνεια ανά κάτοικο για κάθε μέθοδο. Η αναγκαία επιφάνεια ανά κάτοικο για το σενάριο 1 φαίνεται στο Σχήμα 6.3



Σχήμα 6.3: Ανηγγεμένη επιφάνεια ανά κάτοικο για κάθε μεθοδολογία για τους CW-VSSF (Σενάριο 1)

Πιο συγκεκριμένα η διαστασιολόγηση καταλήγει:

- με βάση το απαιτούμενο οξυγόνο κατά Cooper σε 1.43 m<sup>2</sup>/ι.Π.
- με βάση την επιτρεπόμενη υδραυλική φόρτιση σε 1.43m<sup>2</sup>/ι.Π.
- με βάση την επιτρεπόμενη οργανική φόρτιση σε 1.46 m<sup>2</sup>/ι.Π.
- με βάση το απαιτούμενο οξυγόνο κατά Platzer σε 1.6 m<sup>2</sup>/ι.Π.
- με βάση το απαιτούμενο οξυγόνο κατά Kadlec & Wallace σε 1.88 m<sup>2</sup>/ι.Π.

Η αναγκαία επιφάνεια ανά κάτοικο που προκύπτει από κάθε μέθοδο, φαίνεται ότι κυμαίνεται μεταξύ 1.43 και 1.88 [m<sup>2</sup>/ι.Π.] και με διαφορά ίση με 0.42 [m<sup>2</sup> /ι.Π.].

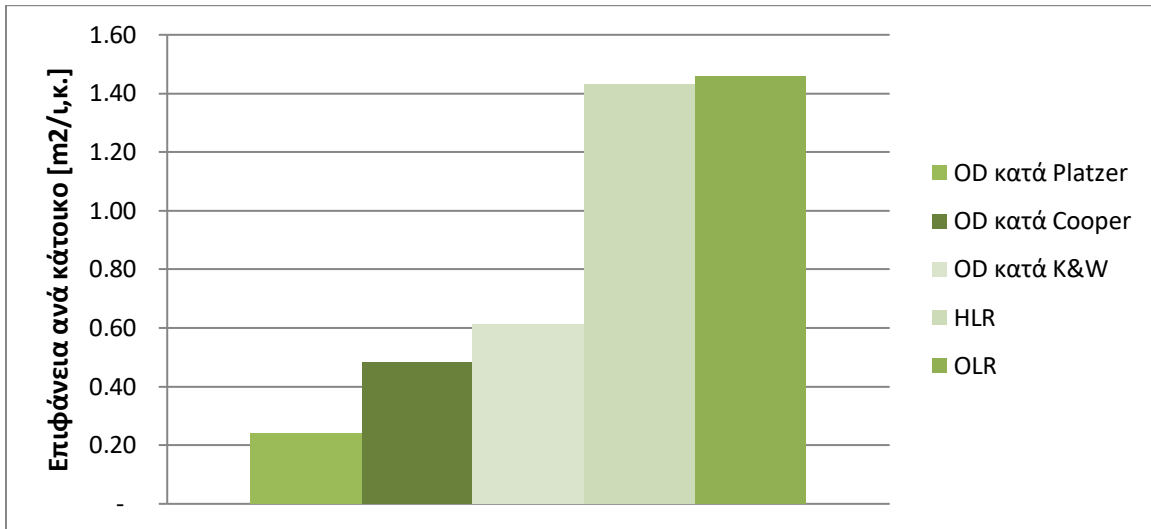
Φαίνεται επομένως ότι οι μεγαλύτερες τιμές προκύπτουν από τις μεθόδους όπου λαμβάνουν υπόψη την απομάκρυνση του αζώτου και πιο συγκεκριμένα υπολογίζουν την απαιτούμενη ποσότητα οξυγόνου συναρτήσει της νιτροποιούμενης μάζας αζώτου.

Οφείλεται να επισημανθεί όμως ότι η επιφάνεια που προκύπτει από τη σχέση των Kadlec & Wallace έχει προσαυξηθεί κατά 25% με βάση τις μετρήσεις και παρατηρήσεις του Brix (Brix et al,..). Αν λαμβανόταν υπόψη η αρχική επιφάνεια όπως προέκυψε από τη σχέση που αναφέρουν οι Kadle & Wallace, τότε η αναγκαία επιφάνεια θα ήταν ίση με [1.51 m<sup>2</sup>/ι.Π.] και επομένως το εύρος θα περιοριζόταν περαιτέρω μεταξύ 1.43 [m<sup>2</sup>/ι.Π.] και 1.60 [m<sup>2</sup>/ι.Π.] με διαφορά ίση με 0.17 [m<sup>2</sup>/ι.Π.].

### 6.3.3.2 Σενάριο 2 (Εκροή TN<sub>0</sub>=45 [mg/L])

Στο σενάριο 2, όπου το όριο εξόδου για το άζωτο είναι υψηλό (45 mg/L), ο περιοριστικός παράγοντας είναι η επιτρεπόμενη οργανική φόρτιση, εμμέσως δηλαδή η δυνατότητα απομάκρυνσης της οργανικής ύλης από τους CW-VSSF.

Για τη σύγκριση επιφανειών που προέκυψαν από την κάθε μεθοδολογία, επιλέγηκε η αναγωγή τους σε επιφάνεια ανά κάτοικο για κάθε μέθοδο. Η αναγκαία επιφάνεια ανά κάτοικο για το σενάριο 1 φαίνεται στο Σχήμα 6.4



Σχήμα 6.4: Ανηγγεμένη επιφάνεια ανά κάτοικο για κάθε μεθοδολογία για τους CW-VSSF (Σενάριο 2)

Πιο συγκεκριμένα η διαστασιολόγηση καταλήγει:

- με βάση το απαιτούμενο οξυγόνο κατά Platzer σε 0.24 m<sup>2</sup>/κατ
- με βάση το απαιτούμενο οξυγόνο κατά Cooper σε 0.48 m<sup>2</sup>/κατ
- με βάση το απαιτούμενο οξυγόνο κατά Kadlec & Wallace σε 0.61 m<sup>2</sup>/κατ
- με βάση την επιτρεπόμενη υδραυλική φόρτιση σε 1.43m<sup>2</sup>/κατ
- με βάση την επιτρεπόμενη οργανική φόρτιση σε 1.46 m<sup>2</sup>/κατ

Η αναγκαία επιφάνεια ανά κάτοικο που προκύπτει από κάθε μέθοδο, φαίνεται ότι κυμαίνεται μεταξύ 0.24 και 1.46 m<sup>2</sup>/κατ. και με διαφορά ίση με 1.22 m<sup>2</sup> /κατ.

Το εύρος διακύμανσης των τιμών είναι μεγαλύτερο από ότι στο σενάριο 1. Αυτό οφείλεται στο γεγονός ότι οι μέθοδοι που συνυπολογίζουν την απομάκρυνση αζώτου καταλήγουν σε μικρές τιμές της απαιτούμενης επιφάνειας ανά κάτοικο, καθώς η ποσότητα αζώτου που πρέπει να απομακρυνθεί είναι πολύ μικρότερη στο σενάριο 2. Οι σχέσεις αυτές λαμβάνουν υπόψη και την απομάκρυνση της οργανικής ύλης, η οποία είναι ίδια και στα δύο σενάρια.

Αυτό σημαίνει ότι η τελική επιφάνεια προκύπτει από τους περιοριστικούς παράγοντες που σχετίζονται με την εύρυθμη λειτουργία του συστήματος, την ανάπτυξη επαρκούς χρόνου για την απομάκρυνση των ρύπων, την αποφυγή των προβλημάτων έμφραξης κ.α. Αυτοί οι παράγοντες εκφράζονται από τα όρια σε ότι αφορά την επιτρεπόμενη υδραυλική και οργανική φόρτιση. Επί της ουσίας αποτελούν ένα κάτω όριο της τελικής επιφάνειας έτσι ώστε να αποφεύγονται οι παραπάνω κίνδυνοι. Αυτό εξηγεί και το λόγο για τον οποίο η τελική

επιφάνεια όπως προκύπτει από τους παραπάνω περιορισμούς είναι πρακτικά ίδια, δηλαδή 1.43m<sup>2</sup>/κατ για την υδραυλική φόρτιση και 1.46 m<sup>2</sup>/κατ για την οργανική.

## 6.4 Διαστασιολόγηση Επιμέρους Μονάδων και Σύγκριση Σεναρίων

### 6.4.1 Επιμέρους Διαστασιολόγηση των CW-HSSF

Με βάση την απαιτούμενη επιφάνεια των τεχνητών υγροβιότοπων υποεπιφανειακής οριζόντιας ροής, όπως προέκυψε από τις παραπάνω μεθοδολογίες για κάθε σενάριο και πληθυσμό, διαστασιολογούνται και ελέγχονται ως προς την εύρυθμη λειτουργία τους, οι επιμέρους μονάδες οι οποίες απαρτίζουν το σύνολο των υγροβιότοπων σε κάθε περίπτωση.

Καθώς είναι ο τελικός σχεδιασμός, παρουσιάζονται και τα αποτελέσματα για τον χειμώνα.

Η επιλογή των γεωμετρικών χαρακτηριστικών των μονάδων έγινε με βάση τα κριτήρια τα οποία παρουσιάστηκαν στο κεφάλαιο ....

#### 6.4.1.1 Σενάριο 1 (Εκροή TN<sub>0</sub>=12 [mg/L])

##### Γεωμετρικά Χαρακτηριστικά των CW-HSSF

Τα γεωμετρικά χαρακτηριστικά των επιμέρους μονάδων που απαρτίζουν τους CW-HSSF όπως προέκυψαν από κάθε σενάριο παρουσιάζονται στον Πίνακα 6.35

Πίνακας 6.35: Γεωμετρικά χαρακτηριστικά των CW-HSSF για T= 20 °C (Σενάριο 1)

Παράμετρος	Συμβολισμός	Μονάδες	Τιμή				
			Ισοδύναμος Πληθυσμός				
			200	500	2000	5000	10000
Αριθμός Επιμέρους Σειρών	<b>N</b>		1	2	4	6	8
Αριθμός Επιμέρους Μονάδων σε κάθε Σειρά	<b>M</b>		3	3	6	10	14
Σύνολο Επιμέρους Μονάδων	<b>N<sub>ΤΟΤ</sub></b>		3	6	24	60	112
Επιφάνεια Μονάδας	<b>A<sub>s</sub></b>	m <sup>2</sup>	968	1210	1210	1210	1301
Πλάτος Μονάδας	<b>W</b>	m	22	24.6	24.6	24.6	25.5
Μήκος Μονάδας	<b>L</b>	m	44	49.2	49.2	49.2	51

Έχει γίνει χρήση παράλληλων σειρών επεξεργασίας (N) και κάθε μια από αυτές αποτελείται από ένα πλήθος παράλληλων μονάδων (M).

Για ισοδύναμο πληθυσμό 500 κατοίκων η αύξηση της επιφάνειας πραγματοποιείται τόσο μέσω της αύξησης του εμβαδού όσο και του πλήθους των μονάδων. Για τους πληθυσμούς 2000,5000,10000 κατοίκων η αύξηση επιτυγχάνεται μέσω της αύξησης του πλήθους των μονάδων, καθώς το εμβαδόν σταθεροποιείται δεδομένου ότι οι διαστάσεις προσεγγίζουν τις τιμές όπου τίθενται ως όρια από τη βιβλιογραφία για την εύρυθμη λειτουργία του συστήματος.

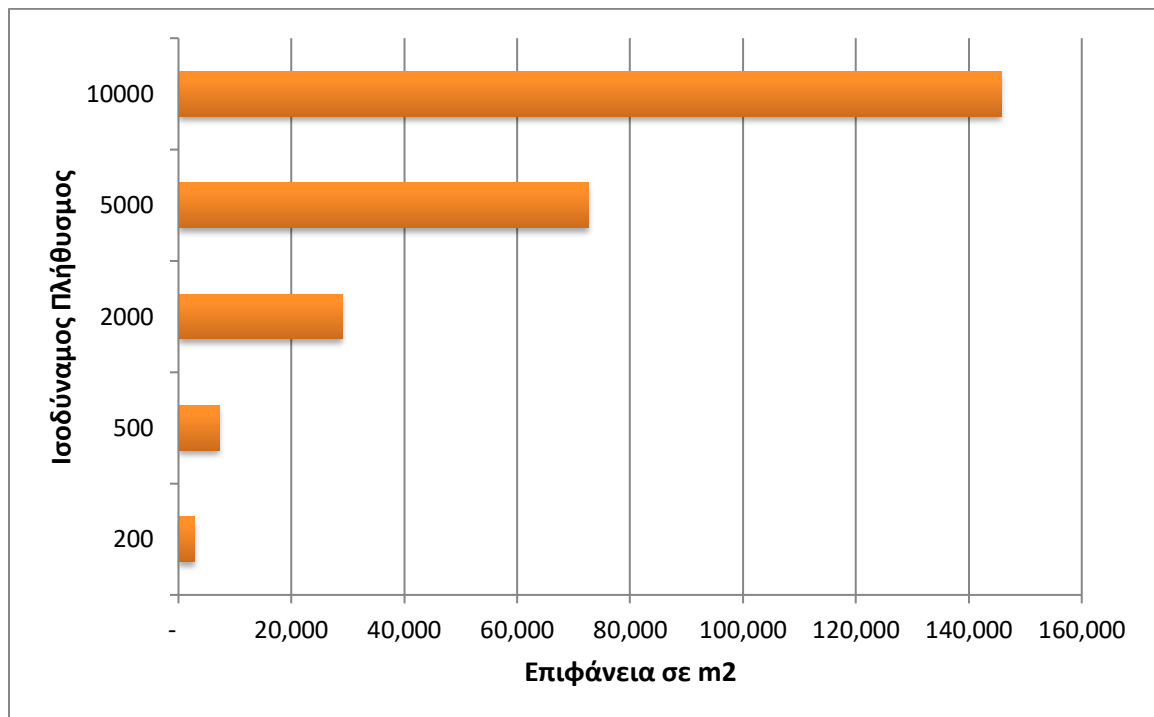
##### Τελική Επιφάνεια για τους CW-HSSF

Η τελική επιφάνεια όπως προέκυψε μετά και τον υπολογισμό των διαστάσεων των επιμέρους μονάδων παρουσιάζεται στον πίνακα Πίνακας 6.36 για το θέρος και το χειμώνα.

Πίνακας 6.36: Σύγκριση τελικής επιφάνειας για τους CW-HSSF (Σενάριο 1)

Παράμετρος	Συμβολισμός	Μονάδες	Τιμή				
			Ισοδύναμος Πληθυσμός				
			200	500	2000	5000	10000
T= 20 °C	A <sub>S</sub>	m <sup>2</sup>	2,904	7,260	29,040	72,600	145,712
T= 13 °C	A <sub>S</sub>	m <sup>2</sup>	1,550	3,763	15,052	37,629	75,219

Στο Σχήμα 6.5 φαίνονται οι τελικές επιφάνειες για τον κύριο σχεδιασμό.



Σχήμα 6.5: Τελική επιφάνεια για τους CW-HSSF (Σενάριο 1)

#### 6.4.1.2 Σενάριο 2 (Εκροή TN<sub>0</sub>=45 [mg/L])

##### Γεωμετρικά Χαρακτηριστικά των CW-HSSF

Τα γεωμετρικά χαρακτηριστικά των επιμέρους μονάδων που απαρτίζουν τους CW-HSSF όπως προέκυψαν από κάθε σενάριο παρουσιάζονται στον Πίνακας 6.37

Πίνακας 6.37: Γεωμετρικά χαρακτηριστικά των CW-HSSF για  $T=20\text{ }^{\circ}\text{C}$  (Σενάριο 2)

Παράμετρος	Συμβολισμός	Μονάδες	Τιμή				
			Ισοδύναμος Πληθυσμός				
			200	500	2000	5000	10000
Αριθμός Επιμέρους Σειρών	<b>N</b>		1	2	4	8	10
Αριθμός Επιμέρους Μονάδων ανά Σειρά	<b>M</b>		4	4	8	10	16
Σύνολο Επιμέρους Μονάδων	<b>N<sub>ΤΟΤ</sub></b>		4	8	32	80	160
Επιφάνεια Μονάδας	<b>A<sub>s</sub></b>	m <sub>2</sub>	392	487	487	487	487
Πλάτος Μονάδας	<b>W</b>	m	14	15.6	15.6	15.6	15.6
Μήκος Μονάδας	<b>L</b>	m	28	31.2	31.2	31.2	31.2

Έχει γίνει χρήση παράλληλων σειρών επεξεργασίας (N) και κάθε μια από αυτές αποτελείται από ένα πλήθος παράλληλων μονάδων (M).

Για ισοδύναμο πληθυσμό 500 κατοίκων η αύξηση της επιφάνειας πραγματοποιείται τόσο μέσω της αύξησης του εμβαδού όσο και του πλήθους των μονάδων. Για τους πληθυσμούς 2000,5000,10000 κατοίκων η αύξηση επιτυγχάνεται μέσω της αύξησης του πλήθους των μονάδων, καθώς το εμβαδόν σταθεροποιείται δεδομένου ότι οι διαστάσεις προσεγγίζουν τις τιμές όπου τίθενται ως όρια από τη βιβλιογραφία για την εύρυθμη λειτουργία του συστήματος.

Η σταθεροποίηση του εμβαδού της επιμέρους μονάδας στα 487 m<sup>2</sup> συνέβη καθώς υπήρχαν περιοριστικά κριτήρια τα οποία σχετίζονται με τους ελέγχους εύρυθμης λειτουργίας και συγκεκριμένα με τον έλεγχο έμφραξης και αναπτύσσονται στη συνέχεια. Για αυτό το λόγο το εμβαδόν της επιμέρους μονάδας είναι σημαντικά μικρότερο από ότι στο σενάριο 1 και η κατάληξη είναι να υπάρχει μεγαλύτερο πλήθος μονάδων (πχ 160 επιμέρους μονάδες για πληθυσμό 10000 κατοίκων) από ότι στο πρώτο σενάριο (πχ 112 επιμέρους μονάδες για πληθυσμό 10000 κατοίκων), ενώ η συνολική επιφάνεια στο σενάριο 1 είναι μεγαλύτερη από ότι στο σενάριο 2.

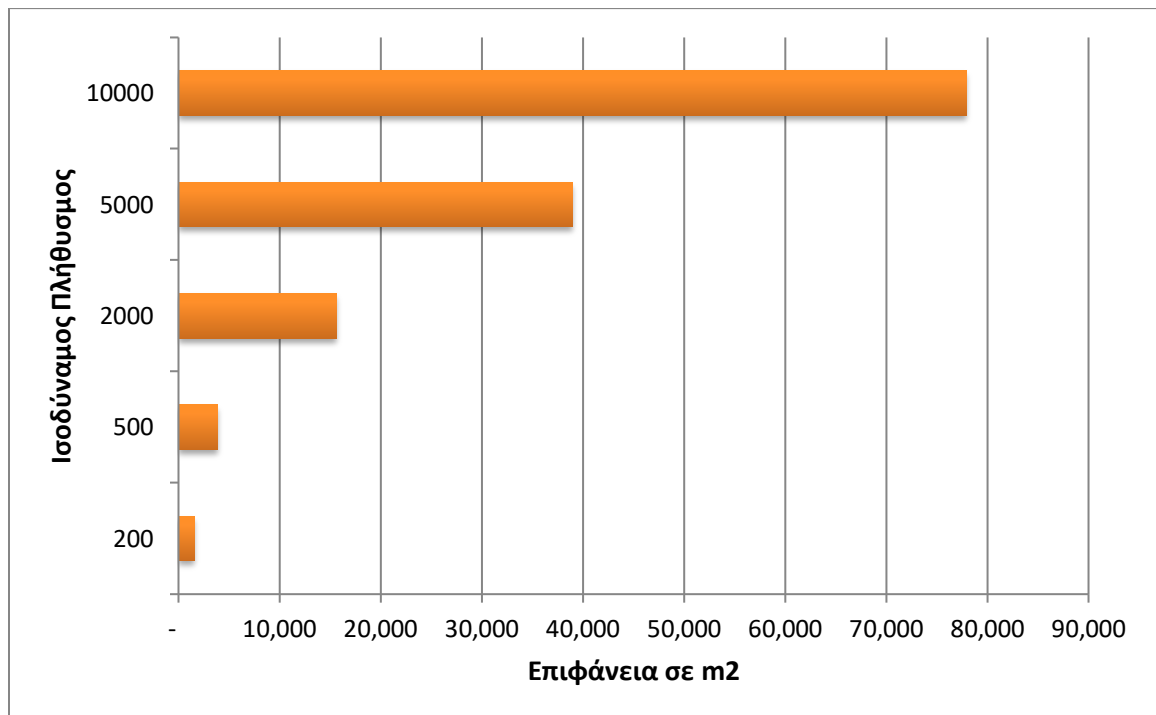
## Τελική Επιφάνεια για τους CW-HSSF

Η τελική επιφάνεια όπως προέκυψε για κάθε σενάριο παρουσιάζεται στον Πίνακα 6.38

Πίνακας 6.38: Σύγκριση τελικής επιφάνειας για τους CW-HSSF (Σενάριο 2)

Τελική Επιφάνεια CW-HSSF							
Παράμετρος	Συμβολισμός	Μονάδες	Τιμή				
			Ισοδύναμος Πληθυσμός				
			200	500	2000	5000	10000
T= 20 °C	A <sub>s</sub>	m <sup>2</sup>	1,568	3,896	15,584	38,960	77,920
T= 13 °C	A <sub>s</sub>	m <sup>2</sup>	1,091	2,728	10,914	27,284	54,568

Στο Σχήμα 2.1 φαίνονται οι τελικές επιφάνειες για τον κύριο σχεδιασμό.

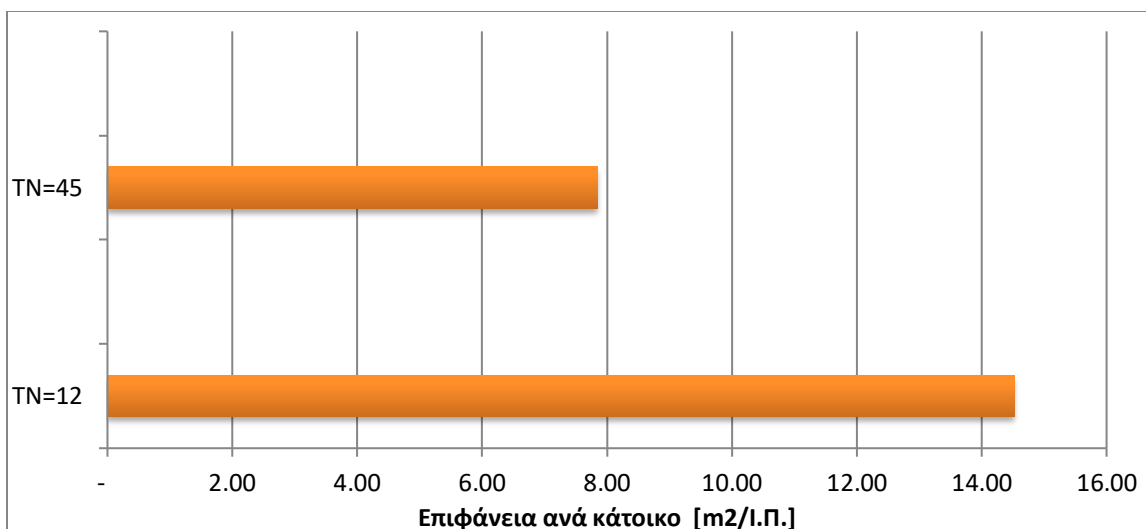


Σχήμα 6.6: Τελική επιφάνεια για τους CW-HSSF (Σενάριο 2)

### 6.4.1.3 Σύγκριση Σεναρίων

Με αναγωγή της τελικής επιφάνειας που προέκυψε ανά ισοδύναμο κάτοικο προκύπτει το Σχήμα 6.7





Σχήμα 6.7: Τελική επιφάνεια για τους CW-HSSF ανηγμένη ανά κάτοικο

Για το πρώτο σενάριο η αναγκαία επιφάνεια ανά κάτοικο υπολογίζεται σε 14.52 [m<sup>2</sup>/Ι.Π.] ενώ για το δεύτερο σε 7.84 [m<sup>2</sup>/Ι.Π.]. Επομένως το κριτήριο για την απομάκρυνση του αζώτου είναι το δυσμενέστερο.

Η διαφορά της απαιτούμενης επιφάνειας μεταξύ των δύο σεναρίων είναι σημαντική, καθώς η ύπαρξη αυστηρών ορίων εξόδου για το ολικό άζωτο σχεδόν διπλασιάζει την απαιτούμενη επιφάνεια. Πιο συγκεκριμένα στο σενάριο 1 η αναγκαία επιφάνεια είναι 185.2% μεγαλύτερη από ότι στο σενάριο 2.

Τέλος, η αναγκαία επιφάνεια ανά κάτοικο για τους CW-HSSF κυμαίνεται μεταξύ 5 και 10 [m<sup>2</sup>/Ι.Π.] (Wallace & Knight, 2006). Επομένως η τελική επιφάνεια είναι εκτός των αναφορών στην βιβλιογραφία για το πρώτο σενάριο ενώ εντός και πλησίον της μέση τιμής για το δεύτερο.

## 6.4.2 Επιμέρους Διαστασιολόγηση των CW-VSSF

### 6.4.2.1 Σενάριο 1 (Εκροή TN<sub>0</sub>=12 [mg/L])

#### Γεωμετρικά Χαρακτηριστικά των CW-VSSF

Τα γεωμετρικά χαρακτηριστικά των επιμέρους μονάδων που απαρτίζουν τους CW-VSSF όπως προέκυψαν από κάθε σενάριο παρουσιάζονται στον Πίνακα 2.1

Πίνακας 6.39: Γεωμετρικά χαρακτηριστικά των CW-VSSF για  $T=20\text{ }^{\circ}\text{C}$  (Σενάριο 1)

Παράμετρος	Συμβολισμός	Μονάδες	Τιμή				
			Ισοδύναμος Πληθυσμός				
			200	500	2000	5000	10000
Αριθμός Επιμέρους Σειρών	<b>N</b>		1	1	3	6	12
Αριθμός Επιμέρους Μονάδων ανά Σειρά	<b>M</b>		4	4	4	4	4
Σύνολο Επιμέρους Μονάδων	<b>N<sub>ΤΟΤ</sub></b>		4	4	12	24	48
Επιφάνεια Μονάδας	<b>A<sub>s</sub></b>	m <sub>2</sub>	95	235	314	392	392
Πλάτος Μονάδας	<b>W</b>	m	6.9	10.9	12.6	14	14
Μήκος Μονάδας	<b>L</b>	m	13.7	21.6	24.9	28	28

Έχει γίνει χρήση παράλληλων σειρών επεξεργασίας (N) και κάθε μια από αυτές αποτελείται από ένα πλήθος παράλληλων μονάδων (M).

Για πληθυσμούς 200 και 500 κατοίκων μπορεί να γίνει χρήση μιας γραμμής επεξεργασίας και η διαφορά έγκειται στο εμβαδόν της κάθε μονάδας.

Για πληθυσμούς 2000, 5000, 10000 το εμβαδόν της κάθε μονάδας προσεγγίζει το επιτρεπόμενο όριο (400 m<sup>2</sup>) και απαιτείται η χρήση πλήθους παράλληλων σειρών επεξεργασίας, ο αριθμός των οποίων αυξάνεται γραμμικά (3,6,12 αντίστοιχα).

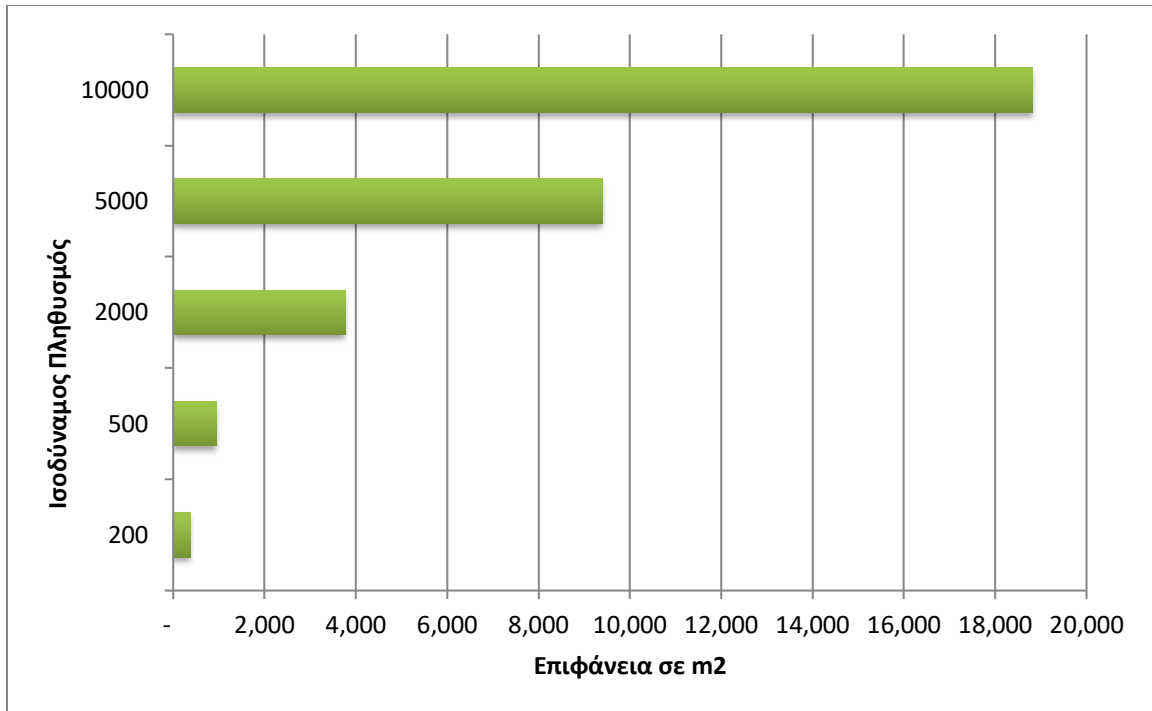
#### Τελική Επιφάνεια για τους CW-VSSF

Η τελική επιφάνεια όπως προέκυψε παρουσιάζεται στον Πίνακα 6.40

Πίνακας 6.40: Σύγκριση τελικής επιφάνειας για τους CW-VSSF (Σενάριο 1)

Παράμετρος	Συμβολισμός	Μονάδες	Τιμή				
			Ισοδύναμος Πληθυσμός				
			200	500	2000	5000	10000
T= 20 °C	<b>A<sub>s</sub></b>	m <sup>2</sup>	376	940	3,768	9,408	18,816
T= 13 °C	<b>A<sub>s</sub></b>	m <sup>2</sup>	242	602	2,400	6,000	12,000

Στο Σχήμα 6.8 φαίνονται οι τελικές επιφάνειες για τον σχεδιασμό.



Σχήμα 6.8: Τελική επιφάνεια για τους CW-VSSF (Σενάριο 1)

#### 6.4.2.2 Σενάριο 2 (Εκροή $TN_0=45$ [mg/L])

##### Γεωμετρικά Χαρακτηριστικά των CW-VSSF

Τα γεωμετρικά χαρακτηριστικά των επιμέρους μονάδων που απαρτίζουν τους CW-VSSF όπως προέκυψαν από κάθε σενάριο παρουσιάζονται στον Πίνακα 6.41

Πίνακας 6.41: Γεωμετρικά χαρακτηριστικά των CW-VSSF για  $T= 20$  °C (Σενάριο 2)

Γεωμετρικά Χαρακτηριστικά CW-VSSF για $T= 20$ °C							
Παράμετρος	Συμβολισμός	Μονάδες	Τιμή				
			Ισοδύναμος Πληθυσμός				
			200	500	2000	5000	10000
Αριθμός Επιμέρους Σειρών	<b>N</b>		1	1	3	6	12
Αριθμός Επιμέρους Μονάδων ανά Σειρά	<b>M</b>		4	4	4	4	4
Σύνολο Επιμέρους Μονάδων	<b>N<sub>ΤΟΤ</sub></b>		4	4	12	24	48
Επιφάνεια Μονάδας	<b>A<sub>s</sub></b>	m <sub>2</sub>	73	182	243	304	304
Πλάτος Μονάδας	<b>W</b>	m	6.1	9.6	11.1	12.4	12.4
Μήκος Μονάδας	<b>L</b>	m	12	19	21.9	24.5	24.5

Για πληθυσμούς 200 και 500 κατοίκων μπορεί να γίνει χρήση μιας γραμμής επεξεργασίας και η διαφορά έγκειται στο εμβαδόν της κάθε μονάδας.

Για πληθυσμούς 2000, 5000, 10000 το εμβαδόν της κάθε μονάδας προσεγγίζει το επιτρεπόμενο όριο (400 m<sup>2</sup>) και απαιτείται η χρήση πλήθους παράλληλων σειρών επεξεργασίας, ο αριθμός των οποίων αυξάνεται γραμμικά (3,6,12 αντίστοιχα).

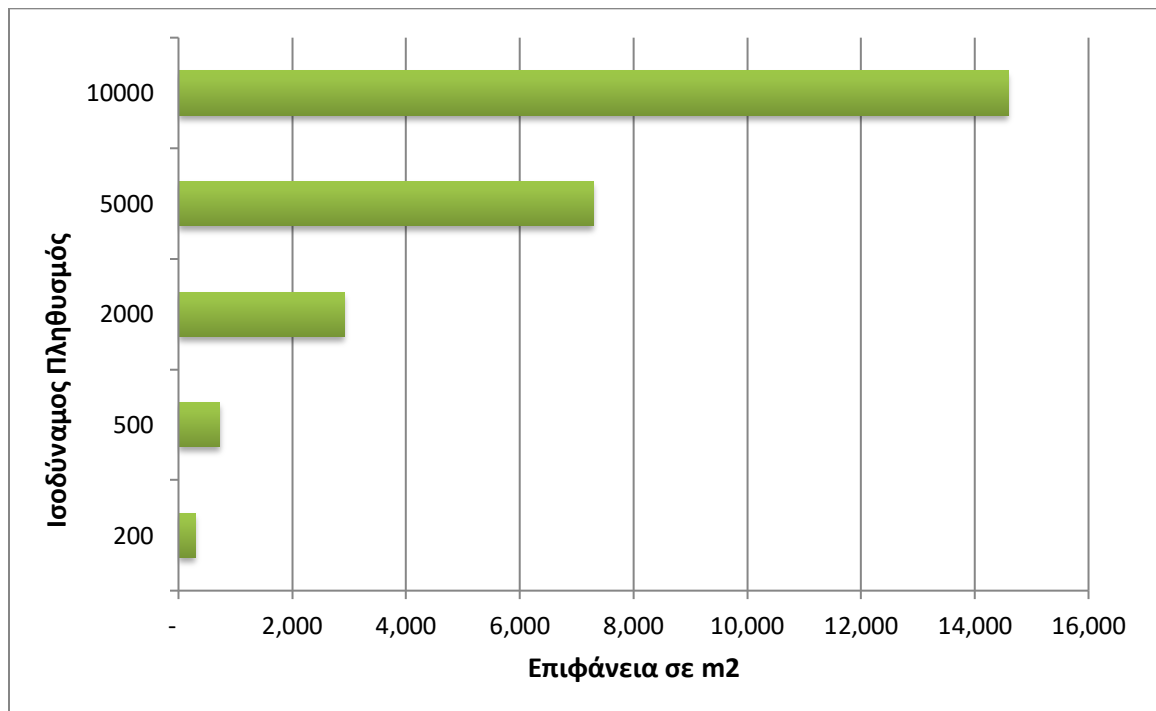
#### Τελική Επιφάνεια για τους CW-VSSF

Η τελική επιφάνεια όπως προέκυψε παρουσιάζεται στον Πίνακα 6.42

Πίνακας 6.42: Σύγκριση τελικής επιφάνειας για τους CW-VSSF (Σενάριο 2)

Τελική Επιφάνεια CW-VSSF							
Παράμετρος	Συμβολισμός	Μονάδες	Τιμή				
			Ισοδύναμος Πληθυσμός				
			200	500	2000	5000	10000
T= 20 °C	A <sub>s</sub>	m <sup>2</sup>	292	728	2,916	7,296	14,592
T= 13 °C	A <sub>s</sub>	m <sup>2</sup>	240	600	2,400	6,000	12,000

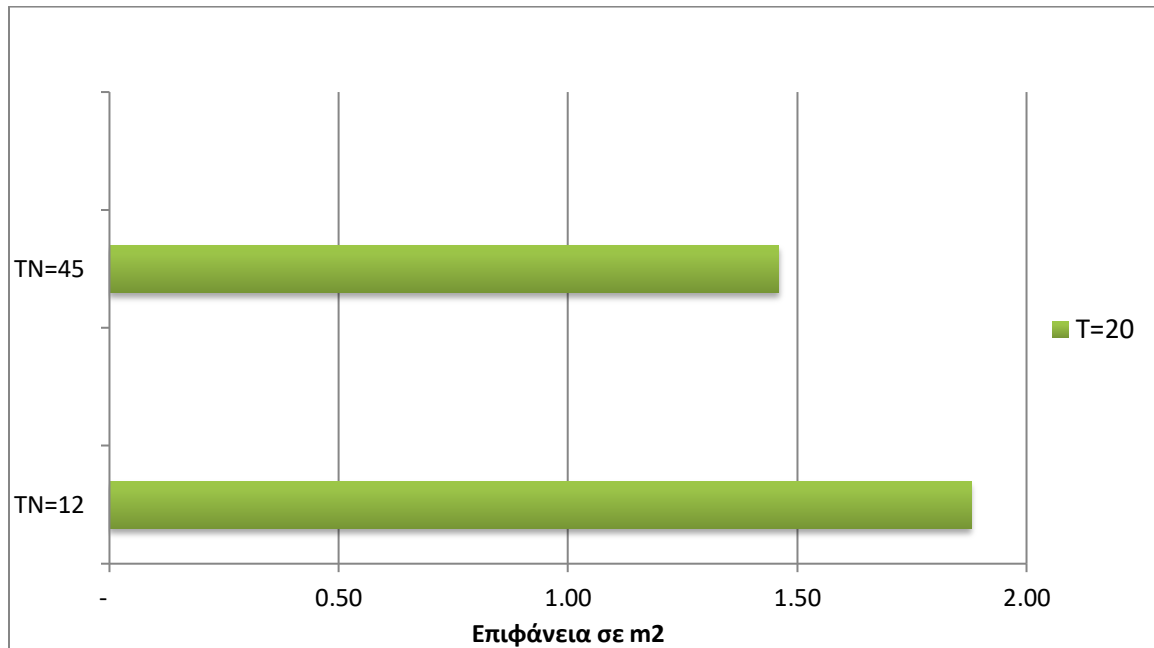
Στο Σχήμα 6.9 φαίνονται οι τελικές επιφάνειες για τον κύριο σχεδιασμό.



Σχήμα 6.9: Τελική επιφάνεια για τους CW-VSSF (Σενάριο 2)

### 6.4.2.3 Σύγκριση Σεναρίων

Με αναγωγή της τελικής επιφάνειας που προέκυψε ανά ισοδύναμο κάτοικο προκύπτει το Σχήμα 6.10



Σχήμα 6.10: Τελική επιφάνεια για τους CW-VSSF ανηγμένη ανά κάτοικο

Για το πρώτο σενάριο η αναγκαία επιφάνεια ανά κάτοικο υπολογίζεται σε 1.88 m<sup>2</sup>/κατ ενώ για το δεύτερο σε 1.46 m<sup>2</sup>/κατ. Επομένως το κριτήριο για την απομάκρυνση του αζώτου είναι το δυσμενέστερο.

Η διαφορά της αναγκαίας επιφάνειας μεταξύ των δύο σεναρίων δεν είναι τόσο έντονη. Πιο συγκεκριμένα στο σενάριο 1 η αναγκαία επιφάνεια είναι 128.8% μεγαλύτερη από ότι στο σενάριο 2.

Τέλος, με τη χρήση του Rule-of-Thumb προκύπτουν 2 [m<sup>2</sup>/κατ] ως εκτίμηση της αναγκαίας επιφάνειας για το σενάριο 1 και 1 [m<sup>2</sup>/κατ] για το σενάριο 2.

Η τελική τιμή που προέκυψε είναι ελαφρώς μικρότερη για το σενάριο 1 και μεγαλύτερη αν και πλησίον της παραπάνω εκτίμησης, για το σενάριο 2.

### 6.4.3 Κριτήρια Εύρυθμης Λειτουργίας

Τα κριτήρια για την εύρυθμη λειτουργία παρουσιάστηκαν στο κεφάλαιο .... Με βάση αυτά έγινε σύγκριση των τιμών που υπολογίσθηκαν στα πλαίσια του σχεδιασμού με αυτές που αναφέρονται στη βιβλιογραφία.

### 6.4.3.1 Σενάριο 1 (Εκροή $TN_0=12$ [mg/L])

#### Έλεγχος Κριτηρίων Εύρυθμης Λειτουργίας για τους CW-HSSF

Τα κριτήρια και ο έλεγχος για την εύρυθμη λειτουργία παρουσιάζονται στον Πίνακα 6.43

Πίνακας 6.43: Έλεγχος εύρυθμης λειτουργίας για τους CW-HSSF (Σενάριο 1)

Έλεγχος εύρυθμης λειτουργίας								
Παράμετρος	Συμβολισμός	Μονάδες	Όρια	Τιμή				
				Ισοδύναμος Πληθυσμός				
				200	500	2000	5000	10000
Ρυθμός Υδραυλικής Φόρτισης ανά Μονάδα	HLR	$m^3/(m^2 \cdot d)$	0.01-0.06	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
Υδραυλικός Χρόνος Παραμονής ανά Μονάδα	HRT	d	9-14	17	17	17	17	17
Έλεγχος Έμφραξης κατά Kadlec & Knight	BOD <sub>AC</sub>	g/d/m <sup>2</sup>	<100	67	75	75	75	78
Έλεγχος Έμφραξης κατά Reed et al	Ks*S	$m^3/(m^2 \cdot d)$	<8.6	4.8	4.8	4.8	4.8	4.8

Ο σχεδιασμός πληροί τα κριτήρια εύρυθμης λειτουργίας πλὴν του υδραυλικού χρόνου παραμονής.

Συγκεκριμένα το όριο είναι μεταξύ 9 και 14 ημερών και υπολογίσθηκε ότι για το σενάριο 1 ο χρόνος παραμονής είναι 17 ημέρες, άνω δηλαδή του ορίου. Αυτό συμβαίνει γιατί η επιφάνεια η οποία υπολογίσθηκε είναι σχετικώς μεγάλη και κατ' επέκταση τα λύματα παραμένουν αρκετό χρόνο εντός του συστήματος.

#### Έλεγχος Κριτηρίων Εύρυθμης Λειτουργίας για τους CW-VSSF

Τα κριτήρια και ο έλεγχος για την εύρυθμη λειτουργία παρουσιάζονται στον Πίνακα 6.44

Πίνακας 6.44: Έλεγχοι εύρυθμης λειτουργίας για τους CW-HSSF (Σενάριο 1)

Παράμετρος	Συμβολισμός	Μονάδες	Όρια	Τιμή				
				Ισοδύναμος Πληθυσμός				
				200	500	2000	5000	10000
Ρυθμός Οργανικής Φόρτισης ανά Μονάδα	<b>OLR</b>	gCOD/(m <sup>2</sup> *d)	<b>20-30</b>	19	19	19	19	19
Ρυθμός Υδραυλικής Φόρτισης ανά Μονάδα	<b>HLR</b>	m <sup>3</sup> /(m <sup>2</sup> *d)	<b>0.05-0.2</b>	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14

Παρόλο που ο ρυθμός οργανικής φόρτισης υπολογίσθηκε στα 19 [gCOD/(m<sup>2</sup>\*d)] κρίνεται ότι δεν υπάρχει κάποιο πρόβλημα, καθώς η διαφορά είναι μικρή από το κάτω όριο των 20 [gCOD/(m<sup>2</sup>\*d)] και είναι σε συμφωνία με τις κατευθύνσεις των γερμανικών και αυστριακών κανονισμών.

#### 6.4.3.2 Σενάριο 2 (Εκροή TN<sub>0</sub>=45 [mg/L])

##### Έλεγχος Κριτηρίων Εύρυθμης Λειτουργίας για τους CW-HSSF

Τα κριτήρια για την εύρυθμη λειτουργία παρουσιάζονται στον Πίνακα 6.45

Πίνακας 6.45: Έλεγχοι εύρυθμης λειτουργίας για τους CW-HSSF (Σενάριο 2)

Έλεγχοι εύρυθμης λειτουργίας								
Παράμετρος	Συμβολισμός	Μονάδες	Όρια	Τιμή				
				Ισοδύναμος Πληθυσμός				
				200	500	2000	5000	10000
Ρυθμός Υδραυλικής Φόρτισης ανά Μονάδα	<b>HLR</b>	m <sup>3</sup> /(m <sup>2</sup> *d)	<b>0.01-0.06</b>	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03
Υδραυλικός Χρόνος Παραμονής ανά Μονάδα	<b>HRT</b>	d	<b>9-14</b>	9	9	9	9	9
Έλεγχος Έμφραξης κατά Kadlec & Knight	<b>BOD<sub>AC</sub></b>	g/d/m <sup>2</sup>	<b>&lt;100</b>	79	89	89	89	89
Έλεγχος Έμφραξης κατά Reed et al	<b>Ks*S</b>	m <sup>3</sup> /(m <sup>2</sup> *d)	<b>&lt;8.6</b>	4.8	4.8	4.8	4.8	4.8

Σε αυτό το σενάριο πληρούνται όλα τα κριτήρια εύρυθμης λειτουργίας για τους CW-HSSF. Πιο

συγκεκριμένα δεν παρουσιάζεται πρόβλημα στον υδραυλικό χρόνο παραμονής (HRT), όπως παρουσιάζονταν στο προηγούμενο σενάριο. Αυτό συμβαίνει γιατί η αναγκαία επιφάνεια είναι πιο μικρή σε σχέση με το σενάριο 1 και επομένως τα λύματα παραμένουν λιγότερο εντός της μονάδας.

Όμως, καθώς η τελική επιφάνεια είναι μικρότερη συγκριτικά με το σενάριο 1, ο λόγος της οργανικής ύλης ανά τετραγωνικό είναι μεγαλύτερος. Αυτό εξηγεί το λόγο για τον οποίο η ποσότητα  $BOD_{AC} = 89 \text{ [g/d/m}^2\text{]}$  πλησιάζει το όριο ( $BOD_{AC} < 100 \text{ [g/d/m}^2\text{]}$ ) σε μεγαλύτερο βαθμό, σε αντίθεση με το προηγούμενο σενάριο.

Τέλος, το παραπάνω κριτήριο για τον έλεγχο έμφραξης οδήγησε τελικώς και στην επιλογή περισσότερων, αλλά μικρότερων, επιμέρους μονάδων για το εν λόγω σενάριο σε σχέση με το προηγούμενο. Αυτό συνέβη έτσι ώστε να υπάρχει τελικώς μια καλύτερη κατανομή της οργανικής ύλης σε περισσότερες μονάδες και να γίνει αποφυγή του κινδύνου της έμφραξης.

#### Έλεγχος Κριτηρίων Εύρυθμης Λειτουργίας για τους CW-VSSF

Τα κριτήρια για την εύρυθμη λειτουργία παρουσιάζονται στον Πίνακα 6.46

Πίνακας 6.46: Έλεγχοι εύρυθμης λειτουργίας για τους CW-VSSF (Σενάριο 2)

Παράμετρος	Συμβολισμός	Μονάδες	Όρια	Τιμή				
				Ισοδύναμος Πληθυσμός				
				200	500	2000	5000	10000
Ρυθμός Οργανικής Φόρτισης ανά Μονάδα	<b>OLR</b>	gCOD/(m <sup>2</sup> *d)	<b>20-30</b>	25	25	25	25	25
Ρυθμός Υδραυλικής Φόρτισης ανά Μονάδα	<b>HLR</b>	m <sup>3</sup> /(m <sup>2</sup> *d)	<b>0.05-0.2</b>	0.18	0.18	0.14	0.18	0.18

Ο σχεδιασμός πληροί τα κριτήρια εύρυθμης λειτουργίας για το σενάριο 2.

## 6.5 Αποτελέσματα Σεναρίων για τη Μονάδα Διύλισης

Τα αποτελέσματα για την μονάδα διύλισης όπως προέκυψαν από κάθε σενάριο παρατίθενται στον Πίνακα 6.47



Πίνακας 6.47: Χαρακτηριστικά δύλισης

Παράμετρος	Συμβολισμός	Μονάδες	Τιμή				
			Ισοδύναμος Πληθυσμός				
			200	500	2000	5000	10000
<b>Κροκίδωση</b>							
Όγκος δεξαμενής κροκιδωτικού	V	L	88	220	879	2198	4396
Περίοδος ανατροφοδοσίας δεξαμενής	t	d	30	30	30	30	30
Παροχή δοσομετρικών αντλιών	Q	L/hr	0.12	0.31	1.22	3.05	6.11
Αριθμός αντλιών	N		1+1	1+1	1+1	1+1	1+1
<b>Δύλιση</b>							
Καθαρό Βάθος Φίλτρου	h	m	1.4	1.4	1.4	1.4	1.4
Ενεργή Διάμετρος Κόκκων Άμμου	D'	mm	1	1	1	1	1
Αριθμός Μονάδων Διήθησης	N		2	2	2	6	10
Διάμετρος Φίλτρου	D	m	0.4	0.6	1.2	1.1	1.2
Όγκος Μονάδας	V	m <sup>3</sup>	0.1	0.4	1.5	1.2	1.5

## 6.6 Αποτελέσματα Σεναρίων για τις Εκπομπές των Αερίων του Θερμοκηπίου

Όπως έχει αναφερθεί το διοξείδιο του άνθρακα δεν συμπεριλαμβάνεται στα αέρια του θερμοκηπίου σε μονάδες οι οποίες επεξεργάζονται λύματα, καθώς αποτελεί αποτέλεσμα βιογενών διεργασιών. Για το λόγο, οι εκπομπές των αερίων του θερμοκηπίου έχουν υπολογιστεί τόσο χωρίς, όσο και με τη παρουσία του διοξειδίου του άνθρακα για συγκριτικούς λόγους.

Επιπλέον, υπολογίστηκαν οι συγκεντρώσεις εκροής για κάθε ρύπο με βάση τη μεθοδολογία από την οποία προέκυψε η τελική επιφάνεια.

Ειδικά για τους CW-HSSF, ελέγχθηκε αν η συγκέντρωση του ρύπου στην έξοδο είναι μεγαλύτερη ή μικρότερη από την συγκέντρωση υποβάθρου. Σε κάθε περίπτωση ήταν μεγαλύτερη επομένως λήφθηκε αυτούσια ως συγκέντρωση εξόδου. Αν δεν ήταν θα γινόταν η θεώρηση ό ότι η συγκέντρωση εξόδου ήταν ίση με την συγκέντρωση υποβάθρου όπως αυτή έχει προσδιοριστεί σε προηγούμενα κεφάλαια.

Τα αποτελέσματα για κάθε σενάριο και για κάθε τύπο υγροβιότοπου παρουσιάζονται παρακάτω.

### 6.6.1 Σενάριο 1 (Εκροή $TN_0=12$ [mg/L])

Για τους CW-HSSF, καθώς η επιφάνεια προκύπτει έτσι ώστε να καλύπτεται το όριο εξόδου για το ολικό άζωτο, η αντίστοιχη συγκέντρωση του BOD προέκυψε ίση με  $BOD_{out}=6.5$  [mg/L], μεγαλύτερη των 5 [mg/L] που ορίζεται ως συγκέντρωση υποβάθρου. Κατ' επέκταση οι υπολογισμοί έγιναν λαμβάνοντας υπόψη τις συγκεκριμένες τιμές ως συγκέντρωση εκροής.

Για τους CW-VSSF η επιφάνεια προέκυψε λαμβάνοντας υπόψη τόσο το όριο εξόδου για το ολικό άζωτο όσο και για το BOD επομένως δεν χρειάστηκε κάποιος υπολογισμός των συγκεντρώσεων εξόδου, και αυτές λήφθηκαν ίσες με τα όρια εξόδου.

Τα αποτελέσματα για κάθε αέριο του θερμοκηπίου που μελετήθηκε παρουσιάζονται στον Πίνακα 6.48 για το σενάριο 1

Πίνακας 6.48: Αναλυτικές εκπομπές αερίων του θερμοκηπίου (Σενάριο 1)

Παράμετρος	Συμβολισμός	Μονάδες	Τιμή				
			Ισοδύναμος Πληθυσμός				
			200	500	2000	5000	10000
Εκπομπές από CW-VSSF	Εκπομπές CH <sub>4</sub>	kg/yr	171	428	1,711	4,277	8,553
	Εκπομπές N <sub>2</sub> O	kg/yr	35	87	349	872	1,745
	Εκπομπές CO <sub>2</sub>	kg/yr	187	451	1,793	4,486	8,973
Εκπομπές από CW-HSSF	Εκπομπές CH <sub>4</sub>	kg/yr	1,750	4,376	17,496	43,741	87,481
	Εκπομπές N <sub>2</sub> O	kg/yr	1,196	2,997	11,962	29,906	59,812
	Εκπομπές CO <sub>2</sub>	kg/yr	1,144	2,874	11,457	28,643	57,314

#### 6.6.1.1 Χωρίς τη Συμπερίληψη του CO<sub>2</sub>

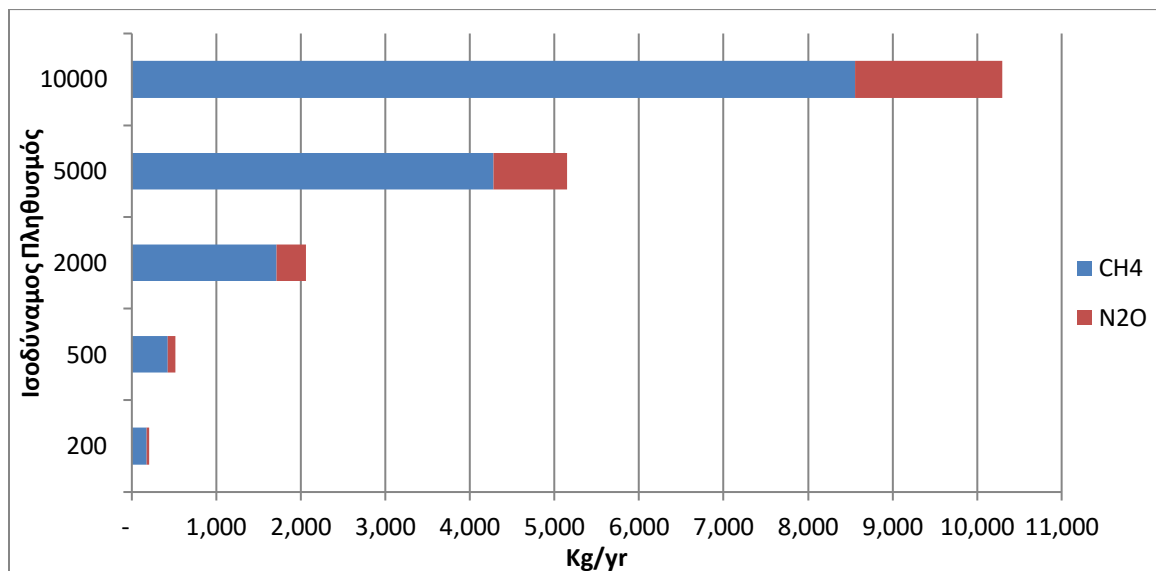
Οι συνολικές εκπομπές για τα δύο είδη των υγροβιότοπων, για το σενάριο 1, χωρίς να συμπεριλαμβάνονται οι εκπομπές του διοξειδίου του άνθρακα παρουσιάζονται στον Πίνακα 6.49. Είναι ανηγμένες σε ισοδύναμες ποσότητες διοξειδίου του άνθρακα.

Πίνακας 6.49: Συνολικές εκπομπές των αερίων του θερμοκηπίου ανηγμένες σε CO<sub>2</sub> (Σενάριο 1, χωρίς CO<sub>2</sub>)

Παράμετρος	Συμβολισμός	Μονάδες	Τιμή				
			Ισοδύναμος Πληθυσμός				
			200	500	2000	5000	10000
Συνολικές ανηγμένες εκπομπές από CW-VSSF	<b>GHG<sub>em,VSSF</sub></b>	kg/yr	206	515	2,060	5,149	10,298
Συνολικές ανηγμένες εκπομπές από CW-HSSF	<b>GHG<sub>em,HSSF</sub></b>	kg/yr	2,946	7,373	29,459	73,646	147,293

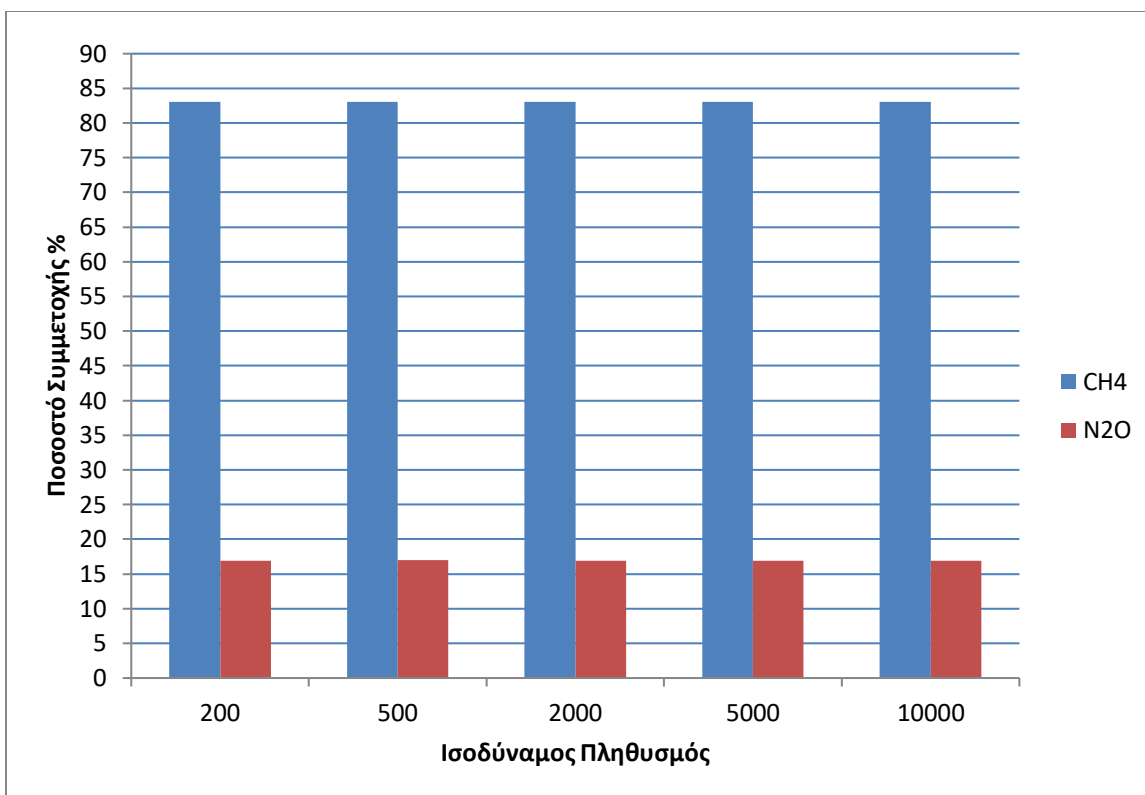
#### Εκτίμηση εκπομπών στους CW-VSSF

Στο Σχήμα 6.11 φαίνονται οι εκπομπές για τους CW-VSSF για κάθε πληθυσμό.



Σχήμα 6.11: Συνολικές εκπομπές του θερμοκηπίου για του CW-VSSF (Σενάριο 1, χωρίς CO<sub>2</sub>)

Παρατηρείται ότι το μεγαλύτερο μέρος των εκπομπών αφορά τις ανηγμένες εκπομπές του μεθανίου. Αυτό φαίνεται στο Σχήμα 2.1



Σχήμα 6.12: Ποσοστά αερίων του θερμοκηπίου για τους CW-VSSF (Σενάριο 1, χωρίς CO<sub>2</sub>)

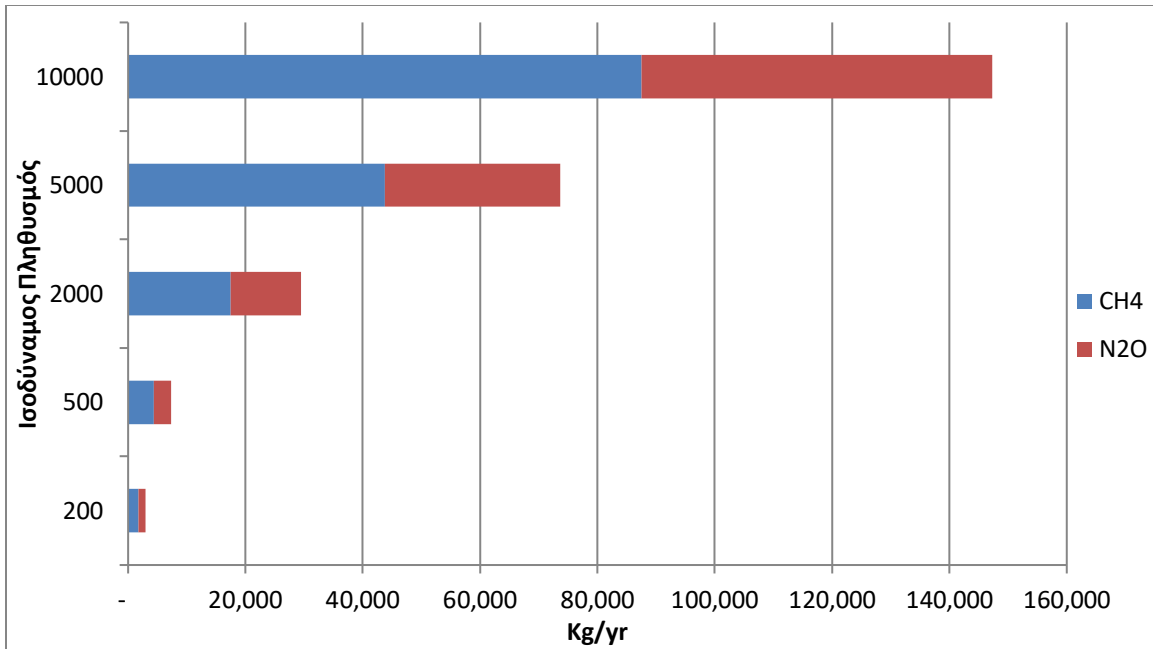
Από το παραπάνω σχήμα φαίνεται ότι οι ανηγμένες εκπομπές από την παραγωγή μεθανίου αντιστοιχούν στο 83% των συνολικών εκπομπών ενώ του υποξειδίου του αζώτου στο 17%.

Η διαφορά αυτή εξηγείται από τον τρόπο υπολογισμού των εκπομπών του μεθανίου και του υποξειδίου του αζώτου.

Ο αναπροσαρμοσμένος συντελεστής εκπομπής (EF) για το μεθάνιο ( $EF_{CH_4}=0.06$  [kg CH<sub>4</sub>/kg BOD]) είναι μεγαλύτερος από τον αντίστοιχο για το υποξείδιο του αζώτου ( $EF_{N_2O}=0.00023$  [kgN<sub>2</sub>O-N/kgN]) κατά 26.1 φορές στους CW-VSSF. Επιπροσθέτως η ποσότητα της οργανικής ύλης είναι μεγαλύτερη από την ποσότητα του νιτροποιημένου αζώτου. Παρόλο που η τιμή του δυναμικού θέρμανσης του πλανήτη (GWP) για το υποξείδιο του αζώτου είναι  $GWP=298$  [CO<sub>2,eq</sub>/kg αερίου] και για το μεθάνιο είναι  $GWP=34$  CO<sub>2,eq</sub>/kg αερίου, ήτοι 8,765 φορές μεγαλύτερο, η διαφορά αυτή υπερκεράζεται από την συνολικώς πολύ μεγαλύτερη παραγωγή μεθανίου έναντι υποξειδίου του αζώτου.

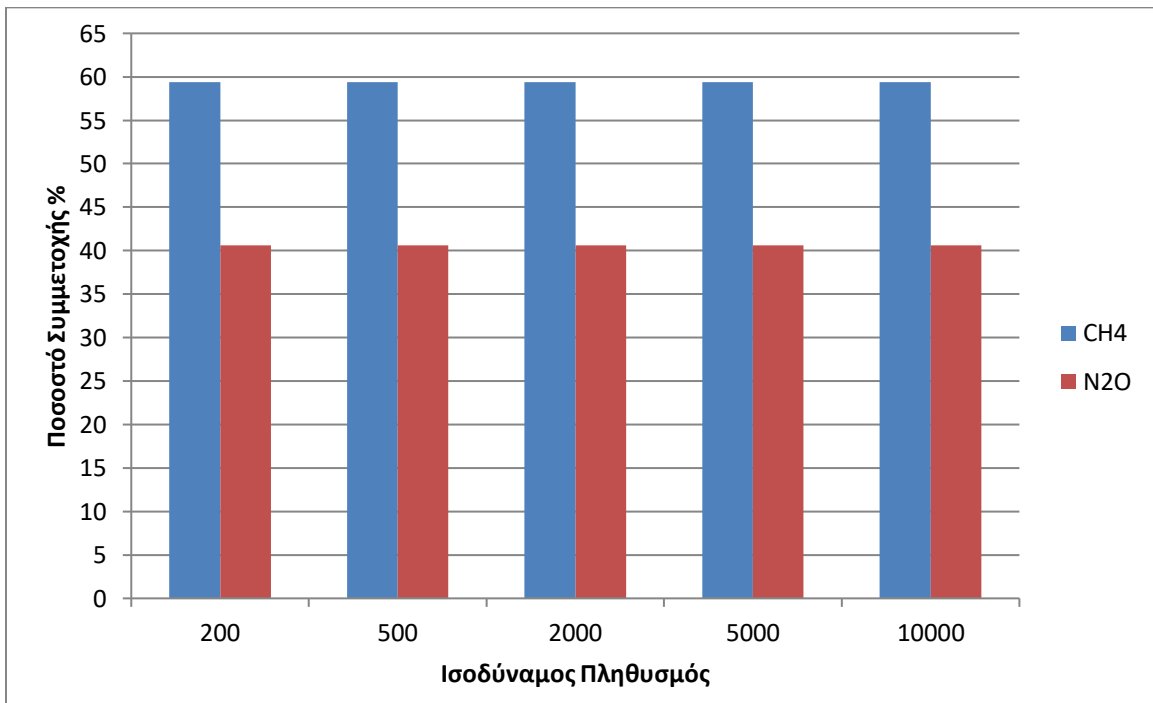
#### Εκτίμηση εκπομπών στους CW-HSSF

Στο Σχήμα 6.13 φαίνονται οι εκπομπές σε kg/yr για τους CW-HSSF για κάθε πληθυσμό.



Σχήμα 6.13: Συνολικές εκπομπές του θερμοκηπίου για του CW-HSSF (Σενάριο 1, χωρίς CO<sub>2</sub>)

Ομοίως οι ανηγμένες εκπομπές του μεθανίου είναι περισσότερες από αυτές του υποξειδίου του αζώτου, όμως δεν αντιστοιχούν σε τόσο μεγάλο ποσοστό των συνολικών εκπομπών όσο στους CW-VSSF. Στο Σχήμα 6.14 φαίνονται τα ποσοστά συμμετοχής του μεθανίου και του υποξειδίου του αζώτου στις συνολικές ανηγμένες εκπομπές.



Σχήμα 6.14: Ποσοστά αερίων του θερμοκηπίου για τους CW-HSSF (Σενάριο 1, χωρίς CO<sub>2</sub>)

Φαίνεται ότι το 59% των ανηγμένων εκπομπών οφείλονται στις εκπομπές μεθανίου και το 41% στις εκπομπές υποξειδίου του αζώτου.

Σε αντίθεση με τους CW-VSSF η συμμετοχή του υποξειδίου του αζώτου είναι σημαντικά αυξημένη. Αυτό οφείλεται στο γεγονός ότι ο αναπροσαρμοσμένος συντελεστής εκπομπής (EF) του μεθανίου στους CW-HSSF είναι μεγαλύτερος κατά 7.5 φορές από τον αντίστοιχο για το υποξείδιο του αζώτου. Ο παραπάνω λόγος είναι σαφώς μικρότερος από αυτόν στους κατακόρυφης ροής, γεγονός που εξηγεί γιατί οι εκπομπές του υποξειδίου του αζώτου είναι σημαντικά μεγαλύτερες.

### 6.6.1.2 Με τη Συμπερίληψη του CO<sub>2</sub>

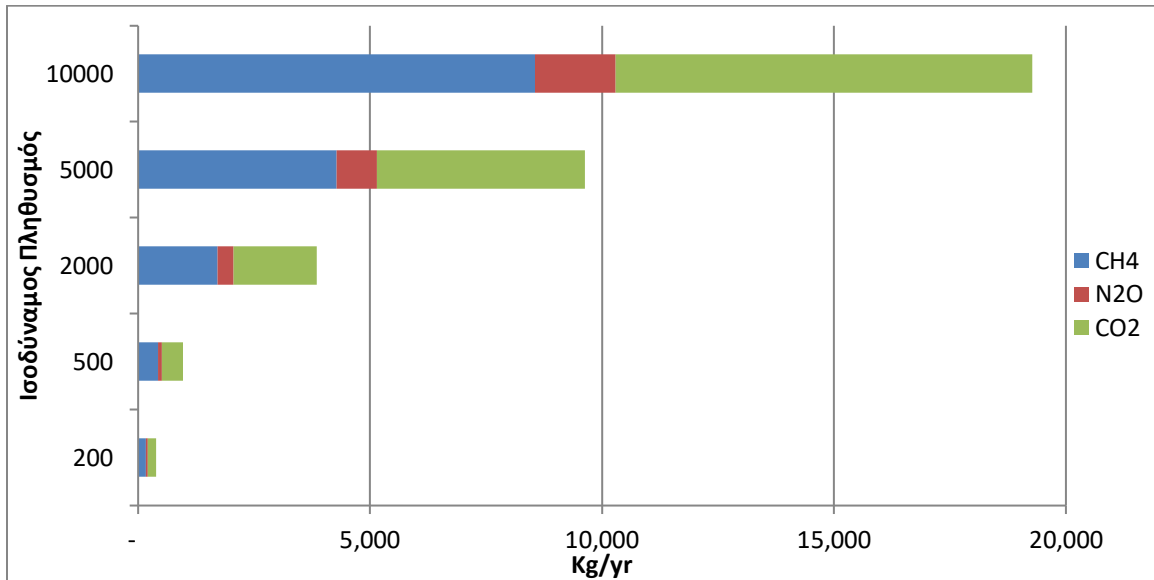
Τα αποτελέσματα για τα δύο είδη των υγροβιότοπων, για το σενάριο 1, με τη συμπερίληψη των εκπομπών του διοξειδίου του άνθρακα παρουσιάζονται στον Πίνακα 6.50. Είναι ανηγμένες σε ισοδύναμες ποσότητες διοξειδίου του άνθρακα.

Πίνακας 6.50: Συνολικές εκπομπές των αερίων του θερμοκηπίου ανηγμένες σε CO<sub>2</sub> (Σενάριο 1, με CO<sub>2</sub>)

Παράμετρος	Συμβολισμός	Μονάδες	Τιμή				
			Ισοδύναμος Πληθυσμός				
			200	500	2000	5000	10000
Εκπομπές από CW-VSSF	GHG <sub>em,VSSF</sub>	kg/yr	393	966	3,853	9,635	19,270
Εκπομπές από CW-HSSF	GHG <sub>em,HSSF</sub>	kg/yr	4,090	10,247	40,916	102,289	204,607

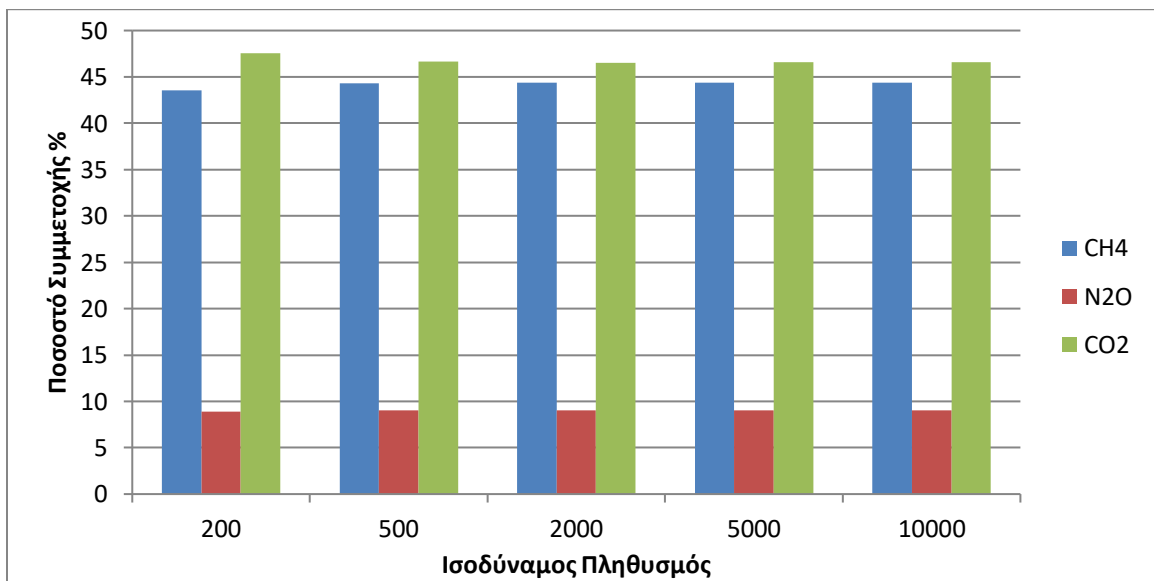
## Εκτίμηση εκπομπών στους CW- Εκτίμηση εκπομπών στους CW-VSSF

Στο Σχήμα 6.15 φαίνονται οι εκπομπές σε kg/yr για τους CW-VSSF για κάθε πληθυσμό.



Σχήμα 6.15: Συνολικές εκπομπές του θερμοκηπίου για του CW-VSSF (Σενάριο 1, με CO<sub>2</sub>)

Με τη συμπερίληψη του διοξειδίου του άνθρακα οι εκπομπές των αερίων του θερμοκηπίου αυξάνονται κατά 187.1%, επομένως φαίνεται ότι οι εκπομπές του διοξειδίου του άνθρακα έχουν και ένα σημαντικό ποσοστό συμμετοχής στις τελικές εκπομπές. Τα ποσοστά συμμετοχής του μεθανίου, του υποξειδίου του αζώτου και του διοξειδίου του άνθρακα στις συνολικές ανηγμένες εκπομπές φαίνονται στο Σχήμα 6.16.

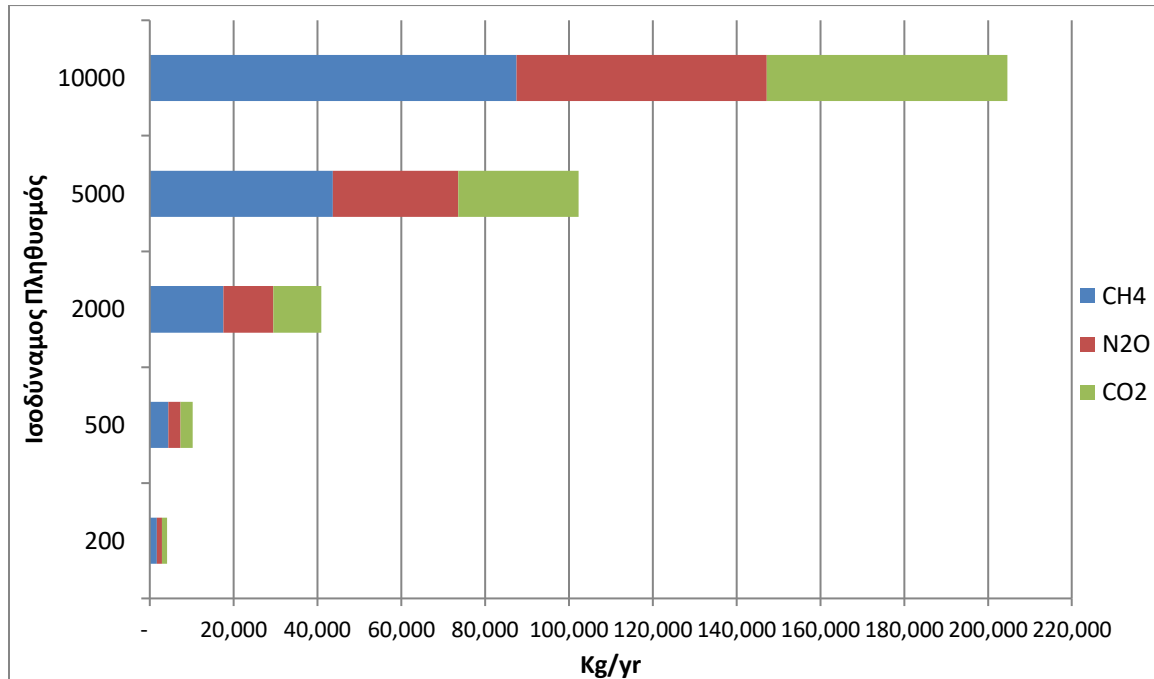


Σχήμα 6.16: Ποσοστά αερίων του θερμοκηπίου για τους CW-VSSF (Σενάριο 1, με CO<sub>2</sub>)

Η συμμετοχή των ανηγμένων εκπομπών του μεθανίου αντιστοιχούν στο 47%, του υποξειδίου του αζώτου στο 9% και του διοξειδίου του άνθρακα στο 44% των συνολικών εκπομπών. Κατ' επέκταση οι εκπομπές του διοξειδίου του άνθρακα αποτελούν ένα σημαντικό τμήμα των αθροιστικών εκπομπών και οριακά ίσες με αυτές του μεθανίου.

#### Εκτίμηση εκπομπών στους CW- Εκτίμηση εκπομπών στους CW-HSSF

Για τους CW-HSSF οι συνολικές εκπομπές φαίνονται στο Σχήμα 6.17.

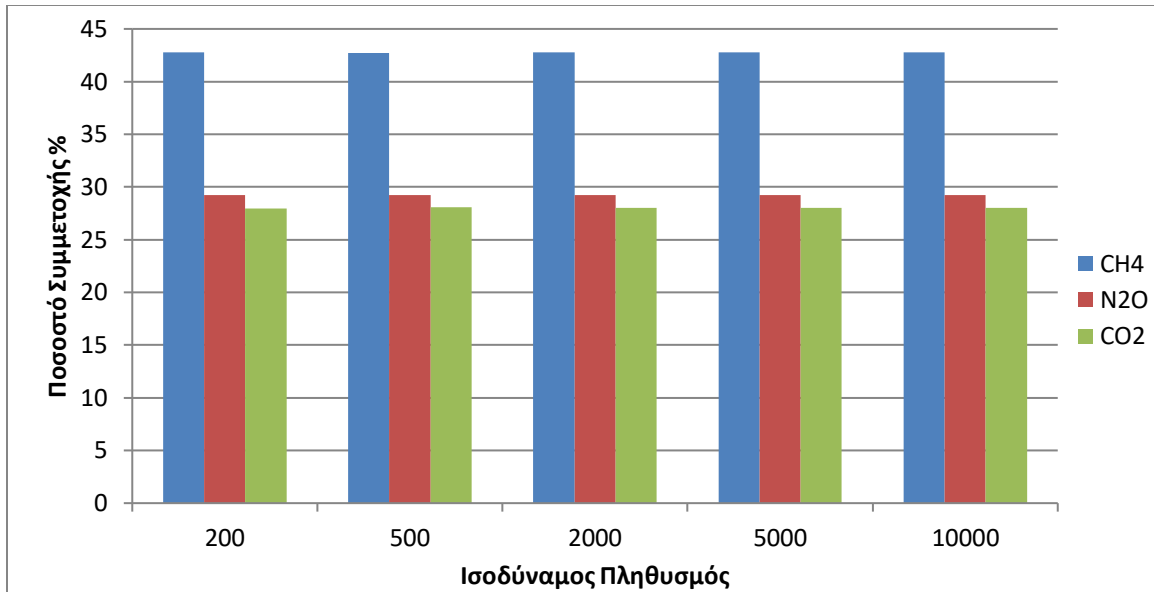


Σχήμα 6.17: Συνολικές εκπομπές του θερμοκηπίου για του CW-HSSF (Σενάριο 1, με CO<sub>2</sub>)

Με τη συμπερίληψη του διοξειδίου του άνθρακα οι εκπομπές των αερίων του θερμοκηπίου αυξάνονται κατά 138.9%. Επομένως ο συνυπολογισμός του διοξειδίου του άνθρακα δεν επιδρά με την ίδια βαρύτητα στους CW-HSSF σε σχέση με τους CW-VSSF.

Τα επιμέρους ποσοστά των εκπομπών για κάθε πληθυσμό φαίνονται στο Σχήμα 6.18.





Σχήμα 6.18: Ποσοστά αερίων του θερμοκηπίου για τους CW-HSSF (Σενάριο 1, με CO<sub>2</sub>)

Οι εκπομπές του μεθανίου συμμετέχουν σε ποσοστό 43%, του υποξειδίου του αζώτου σε ποσοστό 29% και του διοξειδίου του άνθρακα σε ποσοστό 28%. Στην περίπτωση των CW-HSSF οι εκπομπές του διοξειδίου του άνθρακα είναι οριακά ίσες με αυτές των ανηγμένων εκπομπών του υποξειδίου του αζώτου.

#### 6.6.2 Σενάριο 2 (Εκροή TN<sub>0</sub>=45 [mg/L])

Για τους CW-HSSF, καθώς η επιφάνεια προκύπτει έτσι ώστε να καλύπτεται το όριο εξόδου για το BOD, η αντίστοιχη συγκέντρωση του ολικού αζώτου προέκυψε ίση με TN<sub>out</sub>=22 [mg/L] μεγαλύτερη του 1 mg/L που ορίζεται ως συγκέντρωση υποβάθρου. Κατ' επέκταση οι υπολογισμοί έγιναν λαμβάνοντας υπόψη τη συγκεκριμένη τιμή ως συγκέντρωση εκροής.

Για τους CW-VSSF η επιφάνεια προέκυψε από το όριο της οργανικής φόρτισης. Με βάση τη σχέση των Kadlec & Wallace (K&W) για τη συγκεκριμένη επιφάνεια υπολογίζεται ως συγκέντρωση εκροής για ολικό άζωτο ίση με TN<sub>out</sub>=23 [mg/L]

Τα αποτελέσματα για κάθε αέριο του θερμοκηπίου που μελετήθηκε παρουσιάζονται στον Πίνακα 6.51 για το σενάριο 2

Πίνακας 6.51: Αναλυτικές εκπομπές αερίων του θερμοκηπίου (Σενάριο 2)

Παράμετρος	Συμβολισμός	Μονάδες	Τιμή				
			Ισοδύναμος Πληθυσμός				
			200	500	2000	5000	10000
Εκπομπές από CW-VSSF	Εκπομπές CH <sub>4</sub>	kg/yr	171	428	1,711	4,277	8,553
	Εκπομπές N <sub>2</sub> O	kg/yr	28	70	286	705	1,409
	Εκπομπές CO <sub>2</sub>	kg/yr	243	606	2,379	6,058	12,116
Εκπομπές από CW-HSSF	Εκπομπές CH <sub>4</sub>	kg/yr	1,711	4,277	17,107	42,766	88,015
	Εκπομπές N <sub>2</sub> O	kg/yr	989	2,473	9,766	24,729	49,457
	Εκπομπές CO <sub>2</sub>	kg/yr	825	2,071	8,437	20,710	41,420

### 6.6.2.1 Χωρίς τη Συμπερίληψη του CO<sub>2</sub>

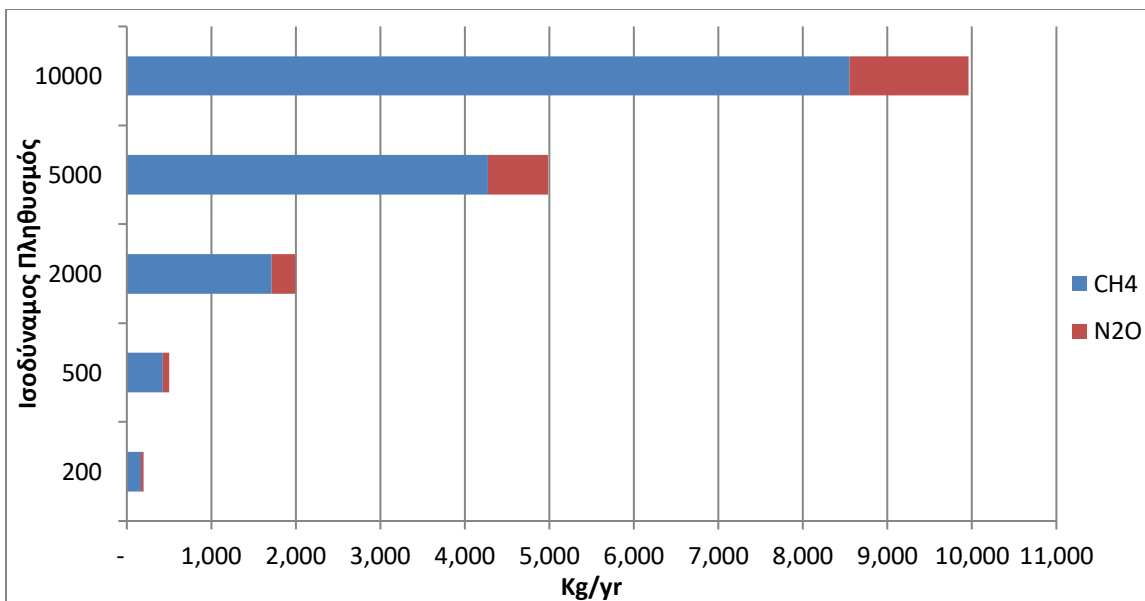
Οι συνολικές εκπομπές για τα δύο είδη των υγροβιότοπων, για το σενάριο 2, χωρίς να συμπεριλαμβάνονται οι εκπομπές του διοξειδίου του άνθρακα παρουσιάζονται στον Πίνακα 6.52. Είναι ανηγμένες σε ισοδύναμες ποσότητες διοξειδίου του άνθρακα.

Πίνακας 6.52: Συνολικές εκπομπές των αερίων του θερμοκηπίου ανηγμένες σε CO<sub>2</sub> (Σενάριο 2, χωρίς CO<sub>2</sub>)

Παράμετρος	Συμβολισμός	Μονάδες	Τιμή				
			Ισοδύναμος Πληθυσμός				
			200	500	2000	5000	10000
Εκπομπές από CW-VSSF	<b>GHG<sub>em,VSSF</sub></b>	kg/yr	199	498	1,996	4,981	9,963
Εκπομπές από CW-HSSF	<b>GHG<sub>em,HSSF</sub></b>	kg/yr	2,700	6,749	26,872	67,495	137,472

### Εκτίμηση εκπομπών στους CW- Εκτίμηση εκπομπών στους CW-VSSF

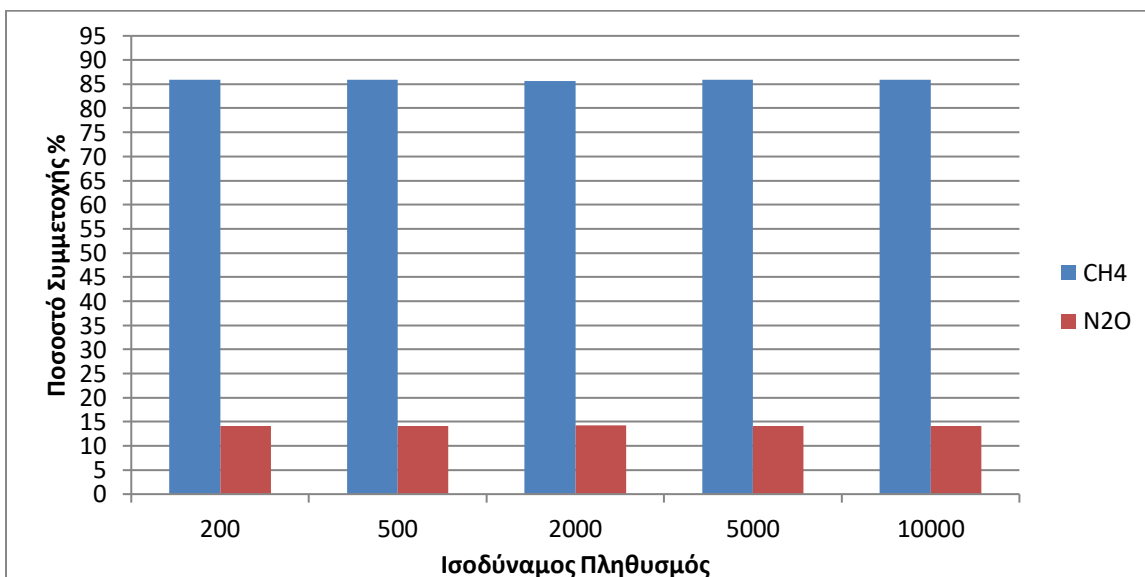
Στο Σχήμα 6.19 φαίνονται οι εκπομπές σε kg/yr για τους CW-VSSF για κάθε πληθυσμό.



Σχήμα 6.19: Συνολικές εκπομπές του θερμοκηπίου για του CW-VSSF (Σενάριο 2, χωρίς CO<sub>2</sub>)

Οι συνολικές εκπομπές για το σενάριο 2 είναι ελαφρώς μικρότερες από ότι στο σενάριο 1. Αυτό οφείλεται στην μικρότερη ποσότητα αζώτου προς επεξεργασία. Καθώς όμως, όπως φάνηκε και από το σενάριο 1, η κύρια ποσότητα εκπομπών προκύπτει από την παραγωγή μεθανίου, η οποία είναι ίδια και για τα δύο σενάρια, η μείωση αυτή κρίνεται ως μη σημαντική. Συγκεκριμένα οι εκπομπές του σεναρίου 2 αντιστοιχούν στο 96.7% των εκπομπών του σεναρίου 1.

Ομοίως παρατηρείται ότι το μεγαλύτερο μέρος των εκπομπών αφορά τις ανηγμένες εκπομπές του μεθανίου για τους CW-VSSF. Αυτό φαίνεται στο Σχήμα 6.20.

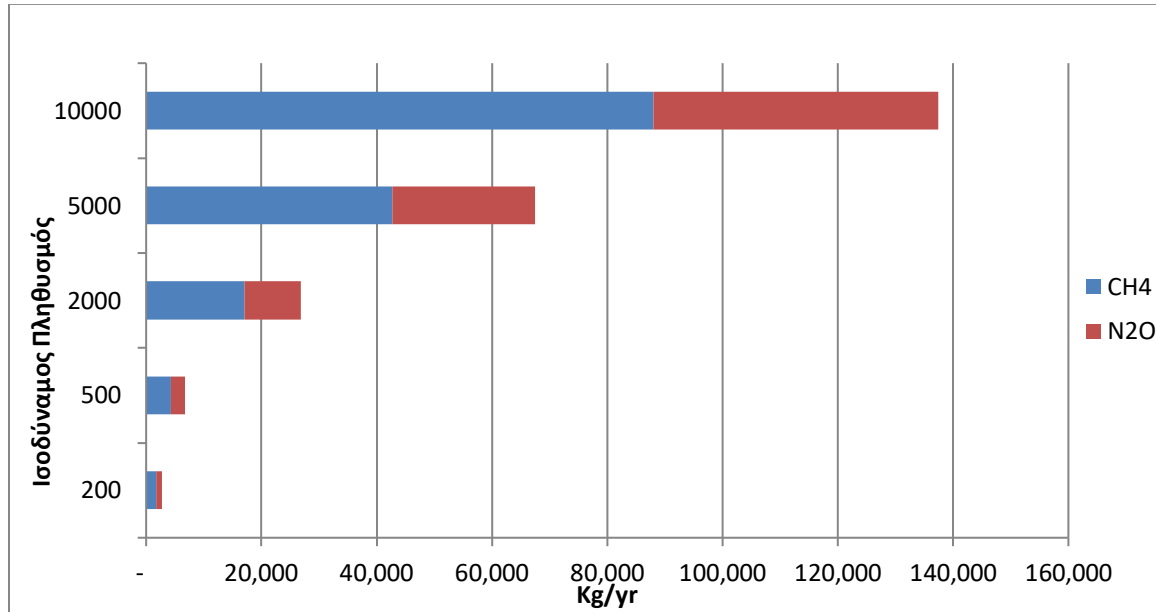


Σχήμα 6.20: Ποσοστά αερίων του θερμοκηπίου για τους CW-VSSF (Σενάριο 2, χωρίς CO<sub>2</sub>)

Πιο συγκεκριμένα το 86% των συνολικών εκπομπών προκύπτουν από τις εκπομπές του μεθανίου και το 14% από αυτές του υποξειδίου του αζώτου.

#### Εκτίμηση εκπομπών στους CW-HSSF

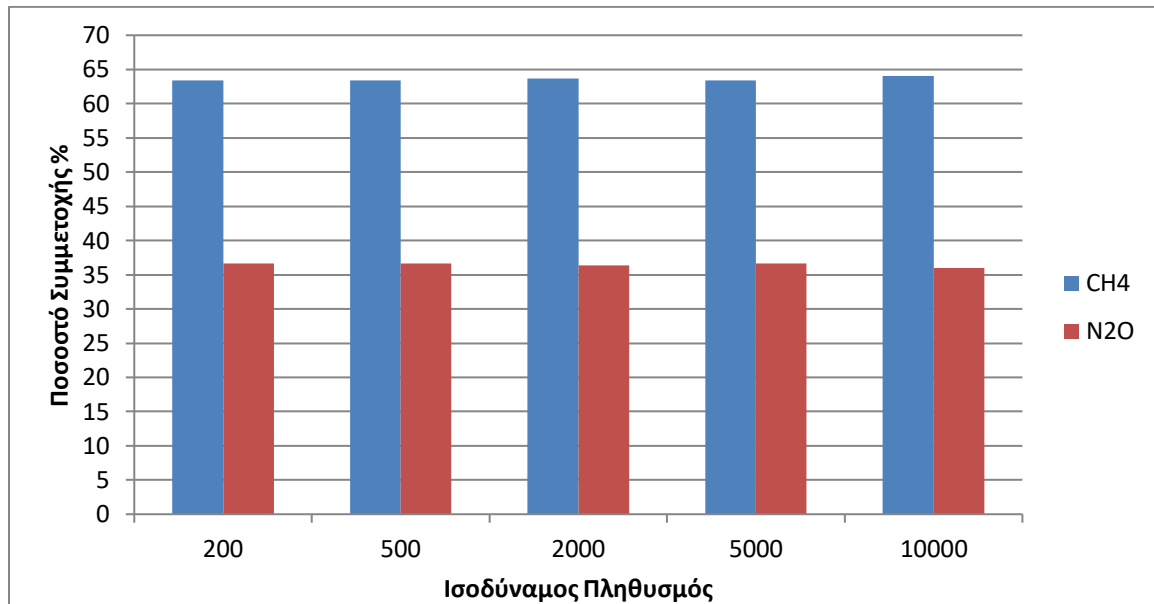
Για τους CW-HSSF, οι συνολικές εκπομπές χωρίς αυτές του διοξειδίου του άνθρακα, παρουσιάζονται στο Σχήμα 6.21.



Σχήμα 6.21: Συνολικές εκπομπές του θερμοκηπίου για του CW-HSSF (Σενάριο 2, χωρίς CO<sub>2</sub>)

Σε σχέση με το σενάριο 1 οι εκπομπές αντιστοιχούν στο 93.3% των εκπομπών του σεναρίου 1. Η διαφορά αυτή κρίνεται ως μη σημαντική και οφείλεται στην μικρότερη ποσότητα ολικού αζώτου που απομακρύνεται και άρα στην μικρότερη ποσότητα εκπομπών υποξειδίου του αζώτου.

Τα επιμέρους ποσοστά φαίνονται στο Σχήμα 6.22.



Σχήμα 6.22: Ποσοστά αερίων του θερμοκηπίου για τους CW-HSSF (Σενάριο 2, χωρίς CO<sub>2</sub>)

Στο σενάριο 2 για τους CW-HSSF, στο μεθάνιο αντιστοιχεί το 63% (από 59% στο σενάριο 1) των συνολικών εκπομπών, ενώ το υποξείδιο του αζώτου έχει ποσοστό συμμετοχής ίσο με 37% (από 41% στο σενάριο 1).

#### 6.6.2.2 Με τη Συμπερίληψη του CO<sub>2</sub>

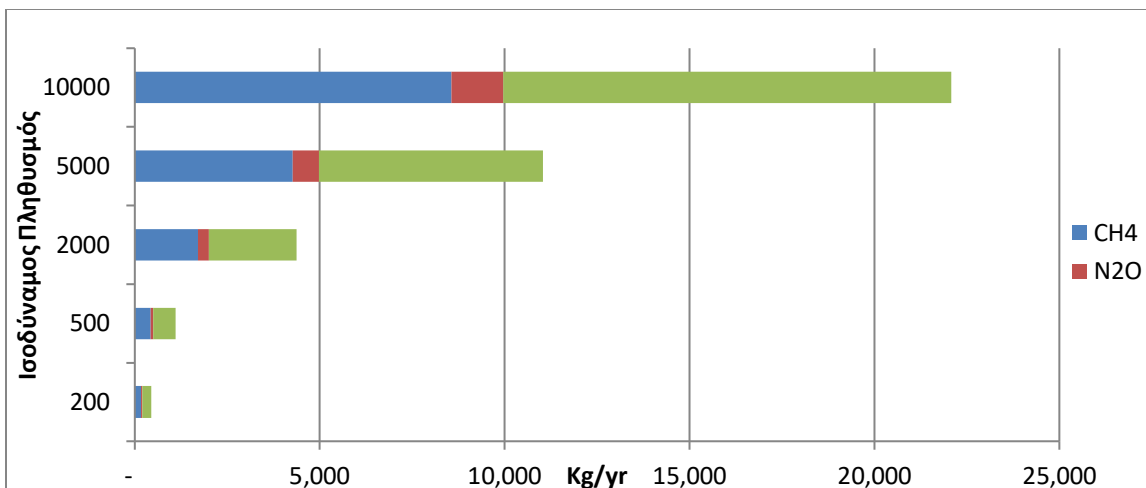
Τα αποτελέσματα για τα δύο είδη των υγροβιότοπων, για το σενάριο 2, με τη συμπερίληψη των εκπομπών του διοξειδίου του άνθρακα παρουσιάζονται στον Πίνακα 6.53. Είναι ανηγμένες σε ισοδύναμες ποσότητες διοξειδίου του άνθρακα.

Πίνακας 6.53: Συνολικές εκπομπές των αερίων του θερμοκηπίου ανηγμένες σε CO<sub>2</sub> (Σενάριο 2, με CO<sub>2</sub>)

Παράμετρος	Συμβολισμός	Μονάδες	Τιμή				
			Ισοδύναμος Πληθυσμός				
			200	500	2000	5000	10000
Εκπομπές από CW-VSSF	GHG <sub>em,VSSF</sub>	kg/yr	442	1,104	4,375	11,039	22,079
Εκπομπές από CW-HSSF	GHG <sub>em,HSSF</sub>	kg/yr	3,525	8,821	35,309	88,205	178,892

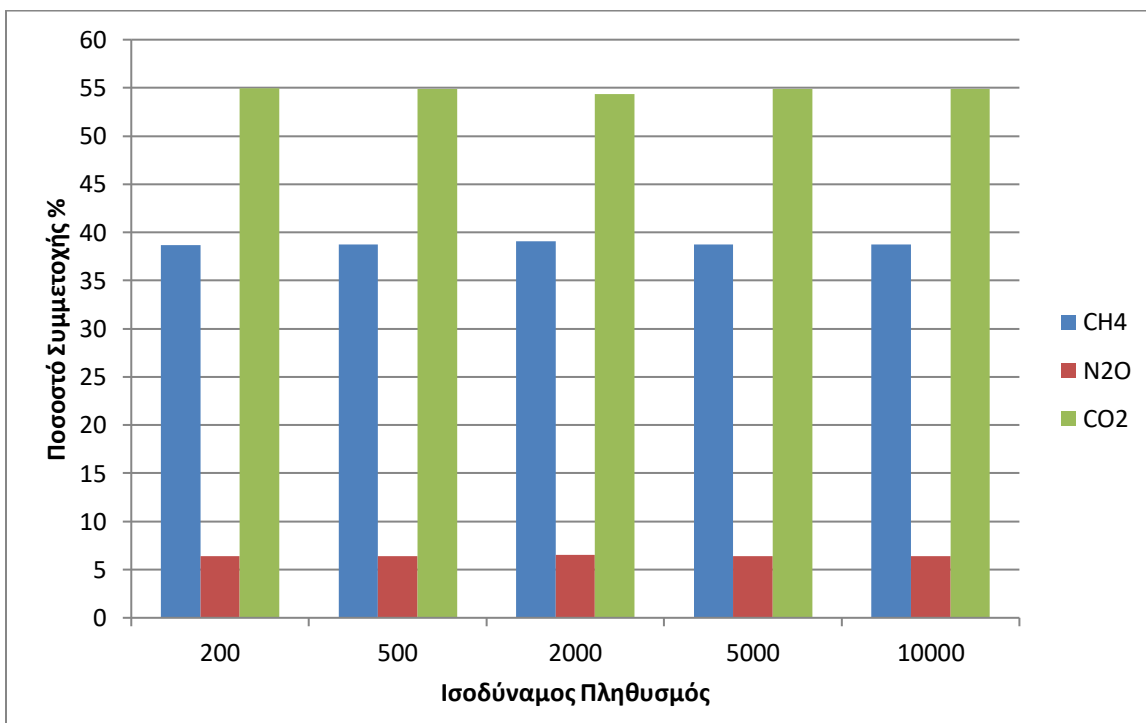
#### Εκτίμηση εκπομπών στους CW-VSSF

Στο Σχήμα 6.23 φαίνονται οι εκπομπές σε kg/yr για τους CW-VSSF για κάθε πληθυσμό.



Σχήμα 6.23: Συνολικές εκπομπές του θερμοκηπίου για του CW-VSSF (Σενάριο 2, με CO<sub>2</sub>)

Με τη συμπερίληψη του διοξειδίου του άνθρακα οι εκπομπές των αερίων του θερμοκηπίου αυξάνονται κατά 221,6%, επομένως φαίνεται ότι οι εκπομπές του διοξειδίου του άνθρακα περισσότερες από το σύνολο των ανηγμένων εκπομπών του μεθανίου και του υποξειδίου του αζώτου. Τα ποσοστά συμμετοχής του μεθανίου, του υποξειδίου του αζώτου και του διοξειδίου του άνθρακα στις συνολικές ανηγμένες εκπομπές φαίνονται στο Σχήμα 6.24.



Σχήμα 6.24: Ποσοστά αερίων του θερμοκηπίου για τους CW-VSSF (Σενάριο 2, με CO<sub>2</sub>)

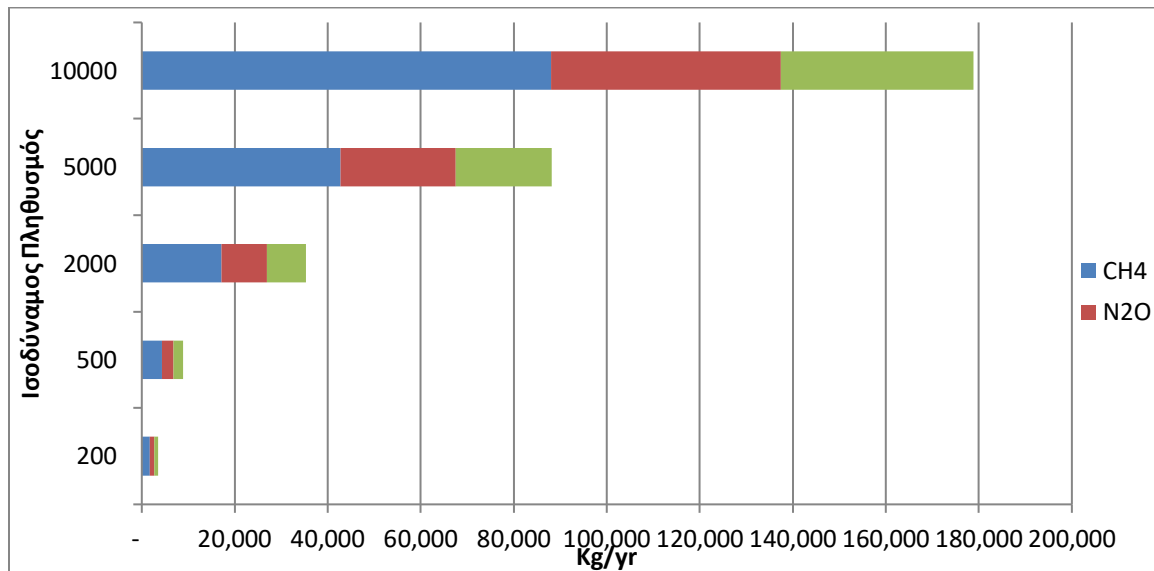
Σε σχέση με το σενάριο 1, οι εκπομπές του διοξειδίου του άνθρακα έχουν μεγαλύτερο αντίκτυπο στις αθροιστικές εκπομπές. Αυτό φαίνεται και από το ποσοστό το οποίο έχει αυξηθεί από 47% για το σενάριο 1 σε 55% στο σενάριο 2.

Αυτό οφείλεται στην μικρότερη ποσότητα αζώτου την οποία επεξεργάζονται οι CW-VSSF στο σενάριο 2. Η μικρότερη αυτή ποσότητα ολικού αζώτου οδηγεί στην παραγωγή μικρότερης ποσότητας νιτροποιημένου αζώτου και κατ' επέκταση μικρότερη κατανάλωση του παραγόμενου διοξειδίου του άνθρακα.

Το παραπάνω στοιχείο εξηγεί το λόγο για τον οποίο οι αθροιστικές εκπομπές είναι περισσότερες για το σενάριο 2 από ότι για το σενάριο 1, ενώ στο πρώτο σενάριο η απομάκρυνση των φορτίων είναι μεγαλύτερη από ότι στο δεύτερο.

#### Εκτίμηση εκπομπών στους CW-HSSF

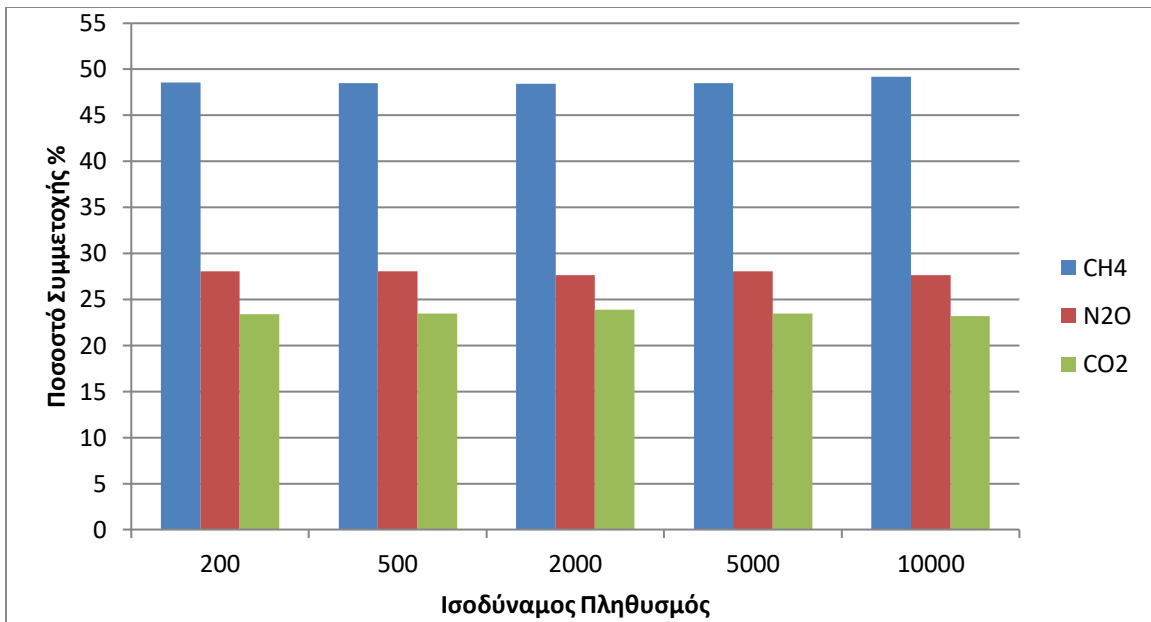
Για τους CW-HSSF οι συνολικές εκπομπές φαίνονται στο Σχήμα 6.25.



Σχήμα 6.25: Συνολικές εκπομπές του θερμοκηπίου για του CW-HSSF (Σενάριο 2, με CO<sub>2</sub>)

Με τη συμπερίληψη του διοξειδίου του άνθρακα οι εκπομπές των αερίων του θερμοκηπίου αυξάνονται κατά 130.1%. Επομένως ο συνυπολογισμός του διοξειδίου του άνθρακα δεν επιδρά με την ίδια βαρύτητα σε σχέση με το σενάριο 1 όπου το αντίστοιχο ποσοστό ήταν 138.9%

Τα επιμέρους ποσοστά των εκπομπών για κάθε πληθυσμό φαίνονται στο Σχήμα 6.26.



Σχήμα 6.26: Ποσοστά αερίων του θερμοκηπίου για τους CW-HSSF (Σενάριο 2, με CO<sub>2</sub>)

Οι εκπομπές του μεθανίου συμμετέχουν σε ποσοστό 48-49% (43% στο σενάριο 1), του υποξειδίου του αζώτου σε ποσοστό 28% (29% στο σενάριο 1) και του διοξειδίου του άνθρακα σε ποσοστό 23% (28% στο σενάριο 1).

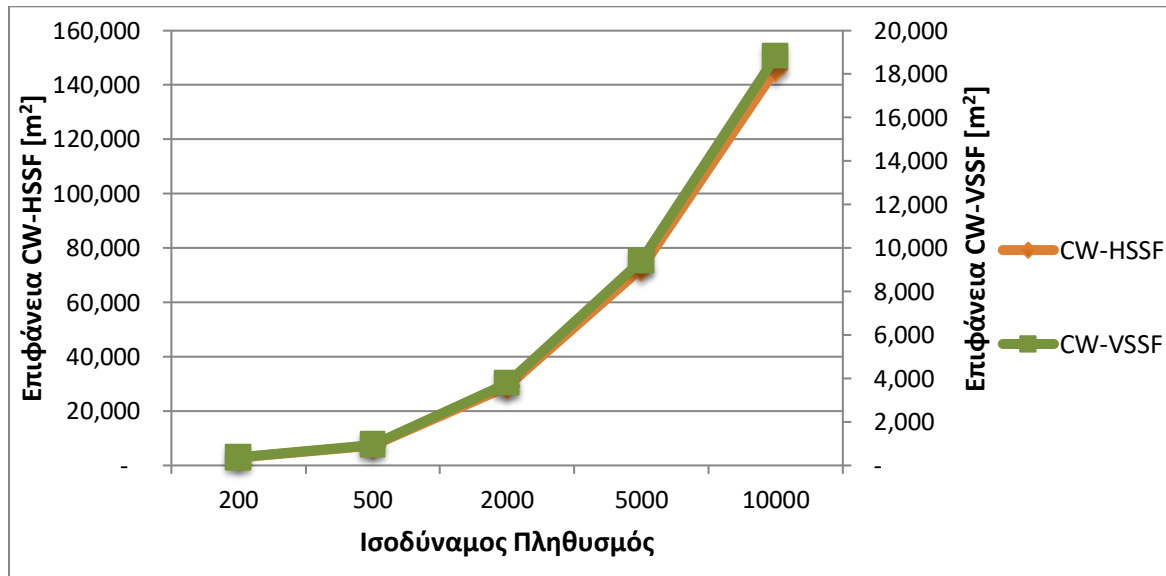


## 6.7 Σύγκριση των Τεχνητών Υδροβιότοπων

Η σύγκριση των δύο διαφορετικών ειδών τεχνητών υδροβιότοπων, στα πλαίσια της παρούσας εργασίας γίνεται σε δύο επίπεδα. Το ένα είναι η σύγκριση τους με βάση την αναγκαία επιφάνεια. Το δεύτερο είναι η σύγκριση τους με βάση τις εκπομπές του θερμοκηπίου.

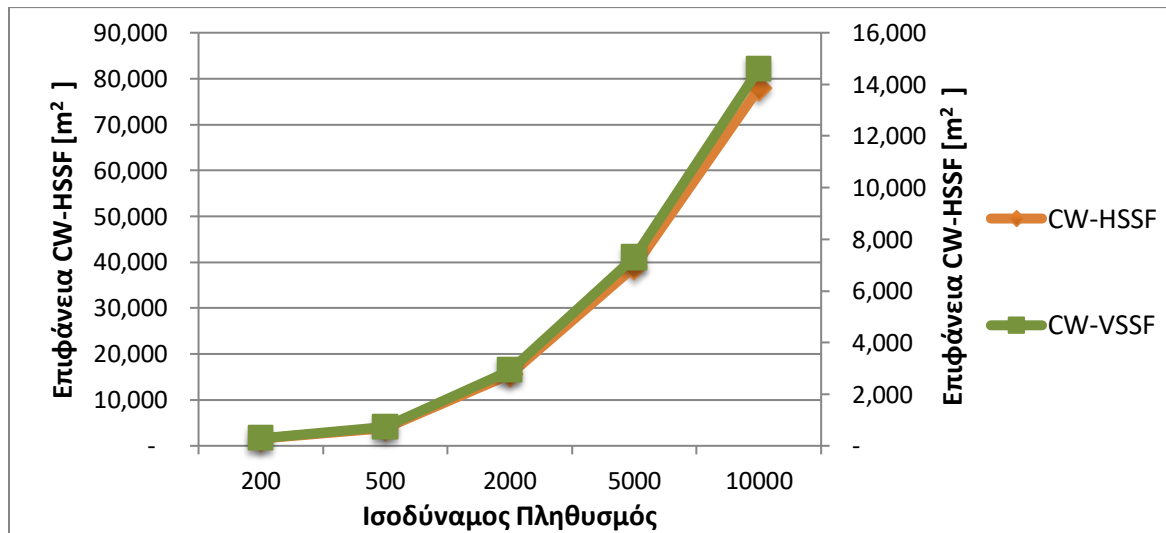
### 6.7.1 Απαιτούμενη Επιφάνεια

Για το σενάριο 1 οι υπολογισθέντες επιφάνειες φαίνονται συγκριτικά στο Σχήμα 2.1.



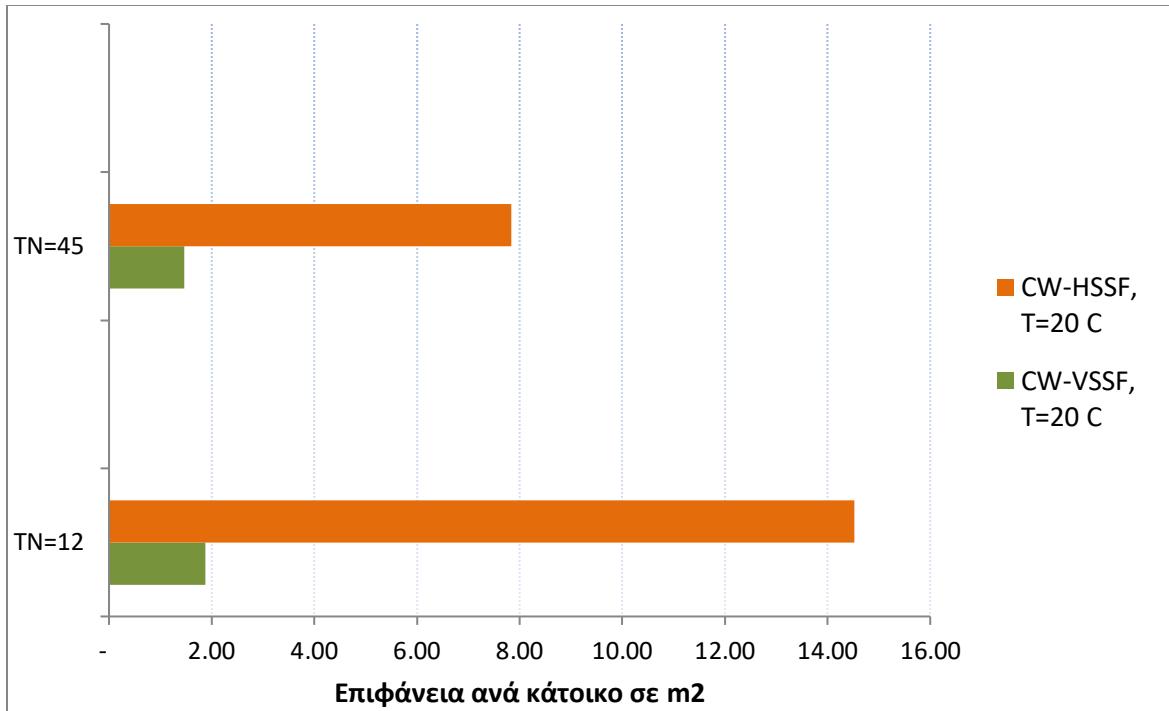
Σχήμα 6.27: Σύγκριση των απαιτούμενων επιφανειών μεταξύ των CW-HSSF και CW-VSSF (Σενάριο 1)

Για το σενάριο 2 οι υπολογισθέντες επιφάνειες φαίνονται συγκριτικά στο Σχήμα 6.28.



Σχήμα 6.28: Σύγκριση των απαιτούμενων επιφανειών μεταξύ των CW-HSSF και CW-VSSF (Σενάριο 2)

Τέλος οι ανηγμένες επιφάνειες ανά κάτοικο για κάθε σενάριο φαίνονται στο Σχήμα 6.29.



Σχήμα 6.29: Σύγκριση των τελικών επιφανειών ανηγμένων ανά κάτοικο μεταξύ των CW-HSSF και CW-VSSF

Υπάρχει σημαντική διαφορά σε ότι αφορά την απαιτούμενη επιφάνεια για κάθε είδος υγροβιότοπου.

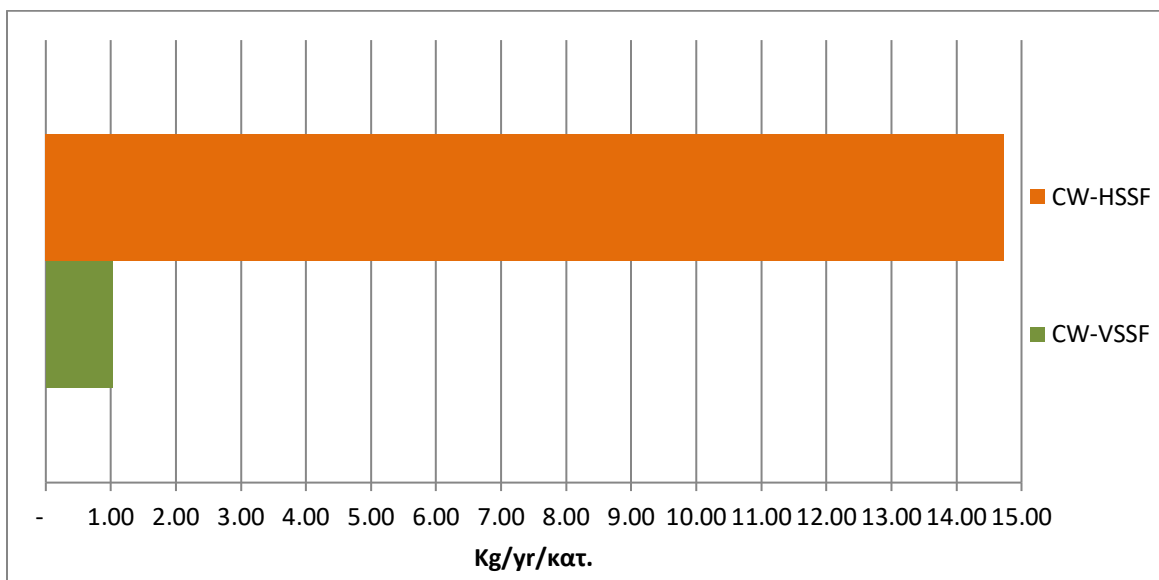
Για το σενάριο 1 η ισοδύναμη επιφάνεια ανά κάτοικο είχε προσδιοριστεί σε 1.88 [m<sup>2</sup>/κάτο] για τους CW-VSSF και στα 14.52 [m<sup>2</sup>/κάτο]. Επομένως το σύστημα των CW-HSSF είναι μεγαλύτερο από αυτό των CW-VSSF κατά 772,3%. Το ποσοστό αυτό είναι μεγαλύτερο από τα συνήθη τα οποία κινούνται από 300% έως 600%. Οφείλεται στην μεγάλη επιφάνεια για τους CW-HSSF που προέκυψε από τη χρήση της P-k-C\*.

Για το σενάριο 2 η ισοδύναμη επιφάνεια ανά κάτοικο είχε προσδιοριστεί σε 7.84 [m<sup>2</sup>/κάτο] για τους CW-VSSF και στα 1.46 [m<sup>2</sup>/κάτο]. Επομένως το σύστημα των CW-HSSF είναι μεγαλύτερο από αυτό των CW-VSSF κατά 536.9%. Το ποσοστό αυτό είναι εντός των πλαισίων όπως αναφέρθηκαν πιο πάνω. Η σημαντική πτώση αυτή οφείλεται κατά κύριο λόγο στην μείωση της αναγκαίας επιφάνειας στο σύστημα των CW-HSSF, όταν δεν απαιτείται υψηλή απομάκρυνση αζώτου.

Τέλος, οι CW-HSSF επηρεάζονται περισσότερο από τους CW-VSSF σε ότι αφορά την απομάκρυνση του αζώτου. Η επιφάνεια τους όταν απαιτείται υψηλή απομάκρυνση αζώτου είναι κατά 85,2% μεγαλύτερη από όταν δεν απαιτείται, ενώ το αντίστοιχο ποσοστό στους CW-VSSF είναι 28,8%

### 6.7.2 Εκπομπές Αερίων του Θερμοκηπίου

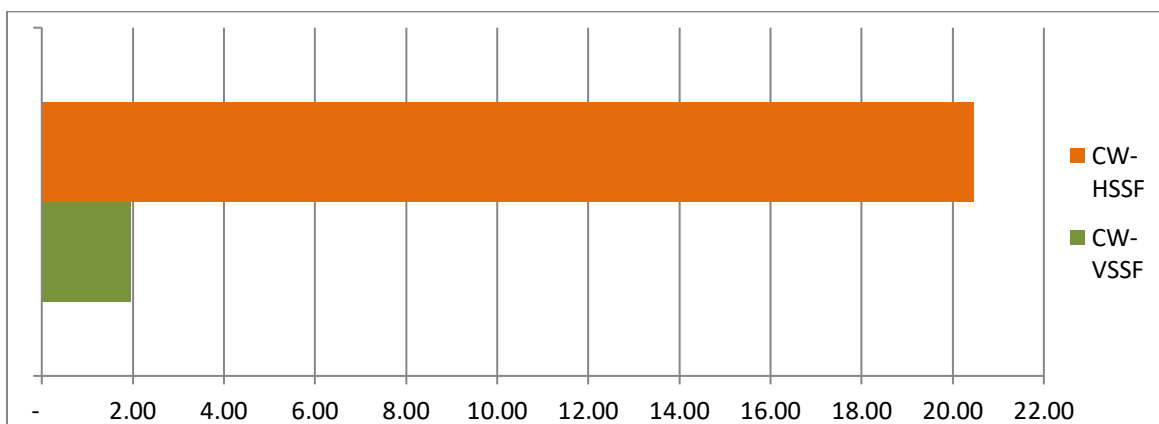
Οι υπολογισθέντες εκπομπές των αερίων του θερμοκηπίου ανήχθησαν σε εκπομπές ανά κάτοικο και για το σενάριο 1, χωρίς τη συμπερίληψη των εκπομπών του διοξειδίου του άνθρακα, παρουσιάζονται στον Σχήμα 6.30.



Σχήμα 6.30: Σύγκριση των ανηγμένων ανά κάτοικο εκπομπών των αερίων του θερμοκηπίου μεταξύ CW-HSSF και CW-VSSF (Σενάριο 1, χωρίς CO<sub>2</sub>)

Για τους CW-VSSF οι ανηγμένες εκπομπές είναι ίσες με 1.03 [kg/yr/κατ.] ενώ για τους CW-HSSF είναι ίσες με 14.73 [kg/yr/κατ.]. Η διαφορά αυτή είναι σημαντική και πιο συγκεκριμένα οι CW-HSSF αντιστοιχούν σε 1430% περισσότερες εκπομπές από ότι οι CW-VSSF.

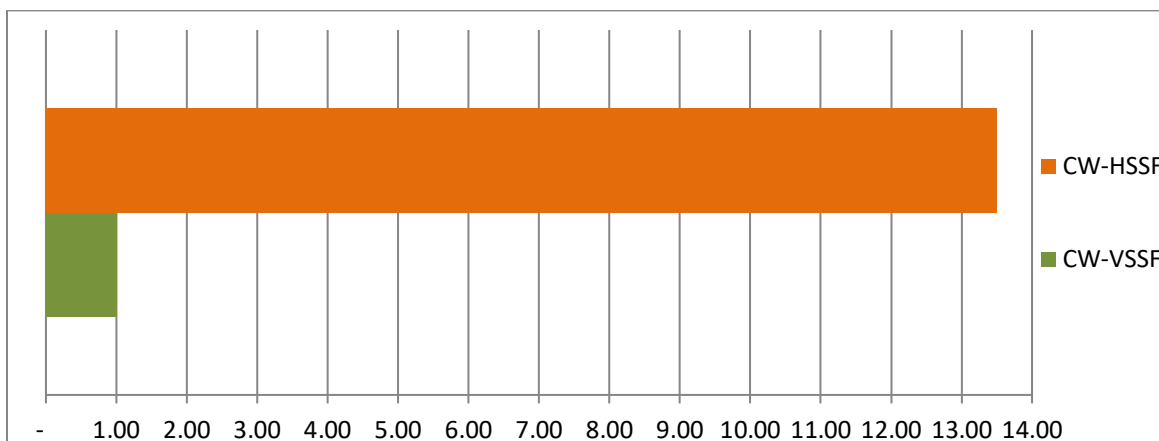
Στην περίπτωση που συνυπολογιστούν και οι εκπομπές του διοξειδίου του άνθρακα το ποσοστό αυτό μειώνεται αλλά η γενική εικόνα παραμένει ίδια. Στο Σχήμα 6.31 φαίνονται οι αθροιστικές ανηγμένες εκπομπές



Σχήμα 6.31: Σύγκριση των ανηγμένων ανά κάτοικο εκπομπών των αερίων του θερμοκηπίου μεταξύ CW-HSSF και CW-VSSF (Σενάριο 2, χωρίς CO<sub>2</sub>)

Πλέον για τους CW-VSSF οι ανηγμένες εκπομπές είναι ίσες με 1,96 [kg/yr/κατ.] ενώ για τους CW-HSSF είναι ίσες με 20,45 [kg/yr/κατ.]. Οι CW-HSSF αντιστοιχούν σε 1043% περισσότερες εκπομπές από ότι οι CW-VSSF, ποσοστό σαφώς μειωμένο αν και ακόμα μεγάλο.

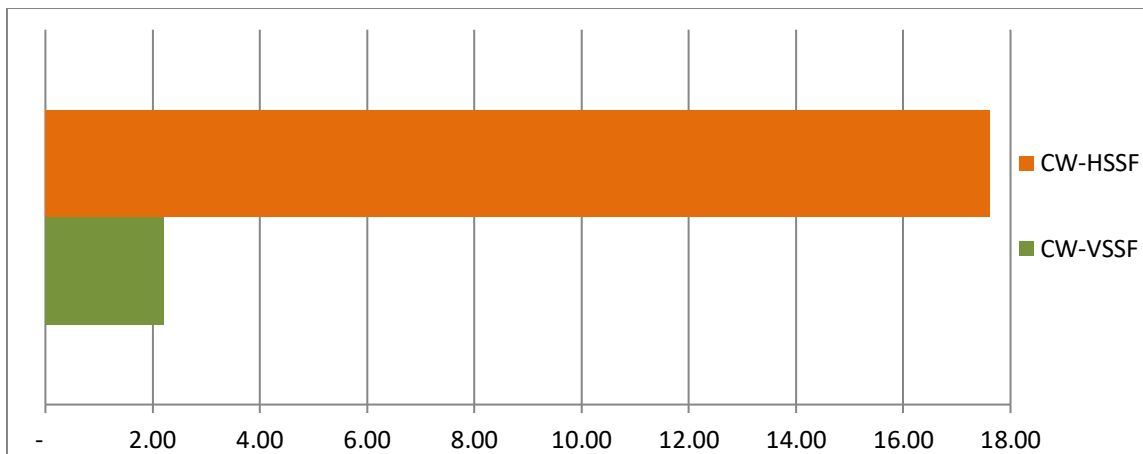
Για το σενάριο 2, οι υπολογισθέντες εκπομπές των αερίων του θερμοκηπίου ανήχθησαν σε εκπομπές ανά κάτοικο και, χωρίς τη συμπερίληψη των εκπομπών του διοξειδίου του άνθρακα, παρουσιάζονται στον Σχήμα 6.32.



Σχήμα 6.32: Σύγκριση των ανηγμένων ανά κάτοικο εκπομπών των αερίων του θερμοκηπίου μεταξύ CW-HSSF και CW-VSSF (Σενάριο 1, με CO<sub>2</sub>)

Για τους CW-VSSF οι ανηγμένες εκπομπές είναι ίσες με 1.00 [kg/yr/κατ.] ενώ για τους CW-HSSF είναι ίσες με 13.50 [kg/yr/κατ.]. Η διαφορά αυτή είναι παρεμφερής με το σενάριο 1 και πιο συγκεκριμένα οι CW-HSSF αντιστοιχούν σε 1350% περισσότερες εκπομπές από ότι οι CW-VSSF.

Στην περίπτωση που συνυπολογιστούν και οι εκπομπές του διοξειδίου του άνθρακα το ποσοστό αυτό μειώνεται αλλά η γενική εικόνα παραμένει ίδια. Στο Σχήμα 6.33 φαίνονται οι αθροιστικές ανηγμένες εκπομπές



Σχήμα 6.33: Σύγκριση των ανηγμένων ανά κάτοικο εκπομπών των αερίων του θερμοκηπίου μεταξύ CW-HSSF και CW-VSSF (Σενάριο 2, με CO<sub>2</sub>)

Πλέον για τους CW-VSSF οι ανηγμένες εκπομπές είναι ίσες με 2.21 [kg/yr/κατ.] ενώ για τους CW-HSSF είναι ίσες με 17.63 [kg/yr/κατ.]. Οι CW-HSSF αντιστοιχούν σε 797% περισσότερες εκπομπές από ότι οι CW-VSSF, ποσοστό σαφώς μειωμένο σε σχέση με όλες τις προηγούμενες περιπτώσεις, και περίπου το μισό από ότι υπολογίσθηκε χωρίς το άθροισμα του διοξειδίου του άνθρακα.

#### Αξιολόγηση των εκπομπών

Για την αξιολόγηση των τιμών που υπολογίστηκαν στα πλαίσια της παρούσας εργασίας, έγινε σύγκριση με τις τιμές που παρουσιάζονται στη βιβλιογραφία. Η σύγκριση έγινε με βάση το συντελεστή εκπομπής του κάθε αερίου. Ως συντελεστής εκπομπής ορίζεται το πηλίκο του διερευνούμενου αερίου προς την οργανική ύλη στην είσοδο σε όρους BOD

#### Αξιολόγηση εκπομπών μεθανίου

Για το μεθάνιο στη βιβλιογραφία αναφέρεται ότι ο συντελεστής εκπομπής μεθανίου ( $\text{CH}_4/\text{BOD}_{\text{in}}$ ) υπολογίστηκε μεταξύ 0.72% και 2% για CW-HSSF που επεξεργάζονται αστικά λύματα με τη χρήση καλαμιών (Teiter & Mander, 2005; Liu et al, 2009) . Στα πλαίσια της παρούσας εργασίας ο συντελεστής λήφθηκε ίσος με 6%, γεγονός που υποδηλώνει ότι είναι πιθανό να υπερεκτιμήθηκαν οι εκπομπές του μεθανίου από τη μεθοδολογία που ακολουθήθηκε.

Για τους CW-VSSF ο αντίστοιχος συντελεστής κυμαίνεται μεταξύ 0.41% και 0.86% για CW-VSSF που επεξεργάζονται αστικά λύματα με τη χρήση καλαμιών (Teiter & Mander, 2005; Liu et al, 2009). Στα πλαίσια της παρούσας εργασίας ο συντελεστής λήφθηκε ίσος με 0.6%, επομένως είναι πιθανό η εκτίμηση των εκπομπών του μεθανίου για τους CW-VSSF να αντικατοπτρίζει σε ικανό βαθμό την πραγματικότητα.

#### Αξιολόγηση εκπομπών υποξειδίου του αζώτου

Για το υποξείδιο του αζώτου στη βιβλιογραφία αναφέρεται ότι ο συντελεστής εκπομπής ( $\text{N}_2\text{O}/\text{BOD}_{\text{in}}$ ) υπολογίστηκε μεταξύ 0.037% και 0.23% για CW-HSSF που επεξεργάζονται αστικά λύματα με τη χρήση καλαμιών (Teiter & Mander, 2005; Liu et al, 2009) . Στα πλαίσια της παρούσας εργασίας ο συντελεστής λήφθηκε ίσος με 0.79%, γεγονός που υποδηλώνει ότι είναι πιθανό να υπερεκτιμήθηκαν οι εκπομπές του υποξειδίου του αζώτου από τη μεθοδολογία που ακολουθήθηκε.

Για τους CW-VSSF ο αντίστοιχος συντελεστής κυμαίνεται μεταξύ 0.021% και 0.042% για CW-VSSF που επεξεργάζονται αστικά λύματα με τη χρήση καλαμιών (Teiter & Mander, 2005; Liu et al, 2009). Στα πλαίσια της παρούσας εργασίας ο συντελεστής λήφθηκε ίσος με 0.023%, εντός δηλαδή των τιμών που αναφέρονται. Κατ'επέκταση είναι πιθανό η εκτίμηση των εκπομπών του μεθανίου για τους CW-VSSF να αντικατοπτρίζει σε ικανό βαθμό την πραγματικότητα.

#### Αξιολόγηση εκπομπών διοξειδίου του άνθρακα

Για το υποξείδιο του αζώτου στη βιβλιογραφία αναφέρεται ότι ο συντελεστής εκπομπής διοξειδίου του άνθρακα ( $\text{CO}_2/\text{BOD}_{\text{in}}$ ) υπολογίστηκε ίσος με 35.6% για CW-HSSF που επεξεργάζονται αστικά λύματα με τη χρήση καλαμιών (Teiter & Mander, 2005) . Σε μετέπειτα έρευνες ο Mander (Mander et al,2014) αναφέρει ότι το ποσοστό στις περισσότερες περιπτώσεις ξεπερνάει το 100%. Στα πλαίσια της παρούσας εργασίας με βάση τη μεθοδολογία υπολογισμού των εκπομπών του διοξειδίου του άνθρακα που αναπτύχθηκε, ο συντελεστής προκύπτει ότι κυμαίνεται μεταξύ 97,5% και 132,5%. Επομένως οι εκπομπές του διοξειδίου του άνθρακα είναι πιθανώς υπερεκτιμημένες αλλά όχι εκτός των τιμών που αναφέρονται στη βιβλιογραφία.

Για τους CW-VSSF ο αντίστοιχος συντελεστής υπολογίστηκε ίσος με 30.5% για CW-VSSF που επεξεργάζονται αστικά λύματα με τη χρήση καλαμιών (Teiter & Mander, 2005).. Στα πλαίσια της παρούσας εργασίας με βάση τη μεθοδολογία υπολογισμού των εκπομπών του διοξειδίου του άνθρακα που αναπτύχθηκε, ο συντελεστής προκύπτει ότι κυμαίνεται μεταξύ 21.2% και 28.4%. Επομένως είναι πιθανό να υποεκτιμήθηκαν οι εκπομπές του διοξειδίου του άνθρακα αλλά όχι με σημαντική απόκλιση από τις τιμές που αναφέρονται στη βιβλιογραφία

## 7 Συμπεράσματα

Στην παρούσα διπλωματική εργασία πραγματοποιήθηκε αξιολόγηση ενός συστήματος επεξεργασίας λυμάτων για μικρούς οικισμούς, χαμηλού ενεργειακού αποτυπώματος, με τη χρήση κατά σειρά :

- Αναερόβιου αντιδραστήρα ανοδικής ροής κλίνης ιλύος (UASB)
- Τεχνητών υγροβιότοπων υπό-επιφανειακής ροής (CW-SSF)
- Διύλιση μέσω φίλτρων υπό πίεση

Στο πλαίσιο αυτής διενεργήθηκε διαστασιολόγηση των επί μέρους μονάδων, και υπολογισμός της ενεργειακής παραγωγής για τον αντιδραστήρα UASB. Στη συνέχεια ακολούθησε διαστασιολόγηση, σύγκριση των μεθόδων διαστασιολόγησης, ανάπτυξη μαθηματικού μοντέλου για τον υπολογισμό των εκπομπών των αερίων του θερμοκηπίου και συναξιολόγηση των τεχνητών υγροβιότοπων οριζόντιας υπό-επιφανειακής ροής (CW-HSSF) και των τεχνητών υγροβιότοπων κατακόρυφης υπό-επιφανειακής ροής (CW-VSSF).

Οι υπολογισμοί έγιναν για 5 διαφορετικούς ισοδύναμους πληθυσμούς (200,500,2000,5000 και 10000 ισοδύναμων κατοίκων), για δύο διαφορετικές ποιότητες εκροής οι οποίες σχετίζονται με την ισχύουσα νομοθεσία για την επαναχρησιμοποίηση των επεξεργασμένων λυμάτων στην γεωργία για εφαρμογή σε περιοχή που δεν υπάρχει νιτρορρύπανση και σε περιοχή που παρατηρείται νιτρορρύπανση.

Η αξιολόγηση των υγροβιότοπων έγινε σε σχέση με τις διαφορετικές μεθοδολογίες διαστασιολόγησης, σε ότι αφορά τη σύγκριση των ιδίων υγροβιότοπων για τα διαφορετικά σενάρια εκροής και σε ότι αφορά τη σύγκριση των διαφορετικών ειδών υγροβιότοπων. Η σύγκριση έγινε στο επίπεδο της απαιτούμενης επιφάνειας και των εκπομπών των αερίων του θερμοκηπίου.

Με βάση την ανάλυση των αποτελεσμάτων της επιμέρους αξιολόγησης όπως παρουσιάστηκε στα προηγούμενα κεφάλαια προκύπτουν τα εξής συμπεράσματα:

Για τον αντιδραστήρα ανοδικής ροής κλίνης ιλύος (UASB):

1. Οι τιμές των χαρακτηριστικών μεγεθών (όγκος, διαστάσεις κλπ) και της ενεργειακής παραγωγής αυξάνεται γραμμικά με την αύξηση του πληθυσμού. Αυτό οφείλεται στον γραμμικό χαρακτήρα που απαρτίζει τις σχέσεις διαστασιολόγησης και υπολογισμού της παραγωγής ενέργειας.
2. Τα πληθυσμιακά σενάρια τα οποία διερευνήθηκαν είναι μικρού μεγέθους σε ότι αφορά τις δυνατότητες επεξεργασίας που έχει ένας αντιδραστήρας UASB. Επομένως η διαστασιολόγηση του όγκου του αντιδραστήρα και οι επιμέρους διαστάσεις πραγματοποιούνται με βάση το κριτήριο του υδραυλικού χρόνου παραμονής (HRT).

Δηλαδή ο κρίσιμος παράγοντας σχεδιασμού ήταν η ικανοποίηση των υδραυλικών συνθηκών και όχι το κριτήριο της οργανικής φόρτισης.

3. Η απομάκρυνση των διαφόρων ρύπων χαρακτηρίζεται ως αρκετά υψηλή για την οργανική ύλη, σημαντική για τα ολικά στερεά και αμελητέα για το άζωτο. Συγκεκριμένα, το καλοκαίρι, για το COD ο βαθμός απομάκρυνσης υπολογίσθηκε ίσος με 69.6% για το BOD ο βαθμός απομάκρυνσης υπολογίσθηκε ίσος με 77.9%, για τα ολικά αιωρούμενα στερεά το ποσοστό απομάκρυνσης υπολογίσθηκε ίσο με 58.7% και για το ολικό άζωτο ο βαθμός απομάκρυνσης υπολογίσθηκε ίσος με 2.5%. Τα παραπάνω είναι σε συμφωνία με τις βιβλιογραφικές αναφορές
4. Η ενεργειακή παραγωγή υπολογίστηκε σε 0.60 [kWh/m<sup>3</sup> λυμάτων] και 43.94 [kWh/κατ/γρ]. Οι παραπάνω τιμές είναι σε συμφωνία με τις βιβλιογραφικές αναφορές.

Για τους τεχνητούς υγροβιότοπους σε σχέση με το υπολογισμό της απαιτούμενης επιφάνειας:

1. Για κάθε σενάριο εκροής, για κάθε είδος υγροβιότοπου, η αναγκαία επιφάνεια αυξανόταν αναλογικά με την αύξηση του ισοδύναμου πληθυσμού. Αυτό οφείλεται στον γραμμικό χαρακτήρα που απαρτίζει τις σχέσεις υπολογισμού της αναγκαίας επιφάνειας, για όλες τις μεθοδολογίες σε όλες τις περιπτώσεις.
2. Κανένα είδος υγροβιότοπου δεν κατάφερε να καλύψει τα όρια των σεναρίων σε ότι αφορά την συγκέντρωση των ολικών στερεών στην έξοδο. Κατ' επέκταση απαιτείται η εφαρμογή μονάδας διήθησης ώστε να επιτευχθεί με ασφάλεια το όριο των 10 mg/L που απαιτείται στο 80% των δειγμάτων για απεριόριστη άρδευση.
3. Οι τελικές επιφάνειες υπολογίσθηκαν ίσες με 7.84 και 14.52 [m<sup>2</sup>/κατ.] για τους CW-HSSF και 1.46 και 1.88 [m<sup>2</sup>/κατ.] για τους CW-VSSF, αναλόγως το όριο εξόδου του ολικού αζώτου. Το κριτήριο απομάκρυνσης του ολικού αζώτου επιδρά καταλυτικά στον υπολογισμό της τελικής επιφάνειας όπως φάνηκε από τη σύγκριση των σεναρίων. Η επίδραση του είναι μεγαλύτερη στους CW-HSSF, όπου το ποσοστό αύξησης της επιφάνειας όταν απαιτείται υψηλή απομάκρυνση αζώτου σε σχέση με όταν δεν απαιτείται είναι 87%. Το αντίστοιχο ποσοστό για τους CW-VSSF 29% γεγονός που υποδηλώνει ότι η επίδραση του ορίου εξόδου για το ολικό άζωτο είναι μικρότερη σε αυτό το είδος υγροβιότοπων
4. Το εύρος διακύμανσης για την απαιτούμενη επιφάνεια είναι σημαντικά μεγάλο για τους CW-HSSF, συναρτήσει του ποια μεθοδολογία θα γίνει χρήση για τον υπολογισμό της επιφάνειας. Η επιφάνεια για τους CW-HSSF ποικίλει από 0.71-14.46 m<sup>2</sup>/κατ αθροιστικά για τα δύο σενάρια, ενώ η αντίστοιχη διακύμανση για τους CW-VSSF είναι 0.24-1.88 m<sup>2</sup>/κατ. Η μεγάλη αυτή διαφορά οφείλεται σε δύο λόγους. Ο ένας είναι ότι οι σχέσεις υπολογισμού για την επιφάνεια στους CW-HSSF, δεν είναι συνδυαστικές σε ότι αφορά τους ρύπους προς απομάκρυνση, αλλά αντίθετα ο υπολογισμός γίνεται για κάθε ρύπο ξεχωριστά, κάτι το οποίο δεν συμβαίνει στις σχέσεις υπολογισμού για τους CW-VSSF. Ο δεύτερος είναι ότι η διαφοροποίηση σε ότι αφορά την απομάκρυνση του ολικού αζώτου επιδρά περισσότερο τους CW-HSSF από ότι τους CW-VSSF.



5. Για τους CW-HSSF σε κάθε σενάριο φάνηκε ότι μεγαλύτερη επιφάνεια προκύπτει από της P-k-C\*, ακολουθεί η Plug-in-flow και με μεγαλύτερη διαφορά έπεται η μέθοδος που βασίζεται στο ισοζύγιο οξυγόνου και αυτή που προτείνεται για την απομάκρυνση του BOD από την EPA. Η σειρά επομένως είναι η εξής:

$$A_{P-k-C^*} > A_{Plug-in-flow} > A_{OD} > A_{BOD,EPA}$$

Η παραπάνω σειρά είναι αντίθετη της χρονικής σειράς δημιουργίας των μεθόδων, με την P-k-C\* να είναι η νεότερη και την απομάκρυνση του BOD κατά EPA να είναι η προγενέστερη. Επομένως οι σύγχρονες μεθοδολογίες οδηγούν σε υπολογισμό αυξημένων απαιτούμενων επιφανειών σε σχέση με τις προγενέστερες, γεγονός που οφείλεται κατά πάσα πιθανότητα στην ικανότητα τους να περιγράφουν σε μεγαλύτερο βάθος τις ειδικές συνθήκες και ιδιαιτερότητες εντός των CW-HSSF.

6. Για τους CW-VSSF, φαίνεται ότι η συνολική επιφάνεια έχει ένα κάτω όριο που πρέπει να πληρείται το οποίο τίθεται από τις συνθήκες που αφορούν την επιτρεπόμενη οργανική και υδραυλική φόρτιση. Όταν καλύπτεται το κάτω αυτό όριο, τότε η επιφάνεια προκύπτει από τις σχέσεις που υπολογίζουν την απαίτηση σε οξυγόνο του συστήματος, συμπεριλαμβανομένου της νιτροποίησης. Οι σχέσεις αυτές είναι όμοιες και κατ' επέκταση καταλήγουν σε παρεμφερή αποτελέσματα.
7. Η διαφορά της απαιτούμενης επιφάνειας είναι σημαντική μεταξύ των δύο ειδών υγροβιότοπων. Για την περίπτωση που απαιτείται υψηλή απομάκρυνση αζώτου η διαφορά των CW-HSSF από τους CW-VSSF είναι 772,3% ενώ όταν δεν απαιτείται μειώνεται σε 536,9%.

Για τους τεχνητούς υγροβιότοπους σε σχέση με τις εκπομπές του θερμοκηπίου:

1. Για κάθε σενάριο εκροής, για κάθε είδος υγροβιότοπου, οι εκπομπές των αερίων του θερμοκηπίου αυξάνονταν αναλογικά με την αύξηση του ισοδύναμου πληθυσμού. Αυτό οφείλεται στον γραμμικό χαρακτήρα που απαρτίζει τις σχέσεις υπολογισμού τους.
2. Η συμπερίληψη των εκπομπών του διοξειδίου του άνθρακα φαίνεται ότι επιδρά με μεγαλύτερη βαρύτητα στους CW-VSSF. Με τη συμπερίληψη των εκπομπών του διοξειδίου του άνθρακα οι εκπομπές αυξάνονται κατά μέσο όρο 34.7% για τους CW-HSSF σε σχέση με το αν δεν συμπεριφερθούν. Το αντίστοιχο ποσοστό είναι ίσο με 104.5% για τους CW-VSSF
3. Και στις δύο περιπτώσεις οι κύριες εκπομπές είναι αυτές του μεθανίου χωρίς τη συμπερίληψη του διοξειδίου του άνθρακα. Στην περίπτωση των CW-VSSF όμως καταλαμβάνουν σημαντικά μεγαλύτερο μέρος των συνολικών εκπομπών από ότι στους CW-HSSF. Στην περίπτωση αυτή η σύσταση των αερίων του θερμοκηπίου είναι κατά μέσο όρο 61% για το μεθάνιο και 39% για το υποξείδιο του αζώτου για τους CW-HSSF. Τα αντίστοιχα ποσοστά είναι ίσα με 84.5% και 15.5% για τους CW-VSSF. Με τη συμπερίληψη του διοξειδίου του άνθρακα η σύσταση των αερίων του θερμοκηπίου είναι κατά μέσο όρο 46% για το μεθάνιο, 28.5% για το υποξείδιο του αζώτου και 25.5%

- για το διοξείδιο του άνθρακα για τους CW-HSSF. Τα αντίστοιχα ποσοστά είναι 41.5%, 7.5% και 51% για τους CW-VSSF.
4. Η επίδραση του υψηλού ορίου εκροής για το άζωτο είναι σημαντικότερη στους CW-HSSF από ότι στους CW-VSSF όταν δεν συμπεριλαμβάνονται οι εκπομπές του διοξειδίου του άνθρακα. Για τους CW-HSSF οι εκπομπές αυξάνονται κατά 9.1% όταν απαιτείται υψηλή απομάκρυνση αζώτου (Σενάριο 1) σε σχέση με όταν η απαίτηση είναι χαμηλή (Σενάριο 2) ενώ το αντίστοιχο ποσοστό είναι 3.3%. για τους CW-VSSF.
  5. Όταν συμπεριλαμβάνονται οι εκπομπές του διοξειδίου του άνθρακα, τότε το ποσοστό αύξησης των αερίων του θερμοκηπίου είναι 14.4% για τους CW-HSSF στην περίπτωση που απαιτείται υψηλή απομάκρυνση αζώτου (Σενάριο 1) σε σχέση με όταν δεν απαιτείται (Σενάριο 2). Αντίθετα με τη συμπερίληψη των εκπομπών του διοξειδίου του άνθρακα τότε οι συνολικές εκπομπές είναι λιγότερες κατά 12.7% όταν απαιτείται υψηλή απομάκρυνση αζώτου (Σενάριο 1) σε σχέση με όταν δεν απαιτείται (Σενάριο 2) στους CW-VSSF. Αυτό πιθανώς συμβαίνει γιατί μειώνεται η κατανάλωση του διοξειδίου του άνθρακα λόγω της μειωμένης νιτροποιούμενης μάζας αζώτου , και κατ' επέκταση αυξάνονται οι εκπομπές διοξειδίου του άνθρακα στο δεύτερο σενάριο σε σχέση με το πρώτο.
  6. Η διαφορά των εκπομπών των αερίων του θερμοκηπίου είναι σημαντική μεταξύ των δύο ειδών υγροβιότοπων. Χωρίς τη συμπερίληψη του διοξειδίου του άνθρακα οι CW-HSSF παράγουν 1430% περισσότερο εκπομπές των αερίων του θερμοκηπίου από τους CW-VSSF, όταν απαιτείται υψηλή απομάκρυνση αζώτου και 1350% όταν δεν απαιτείται. Με τη συμπερίληψη του διοξειδίου του άνθρακα τα ποσοστά υπολογίζονται σε 943% και 797% αντιστοίχως. Επομένως ο συνυπολογισμός των εκπομπών του διοξειδίου του άνθρακα οδηγεί στη μείωση της διαφοράς μεταξύ των διαφορετικών ειδών των υγροβιοτόπων.

## 8 Βιβλιογραφικές Αναφορές

Ανδρεαδάκης, Α., Πανταζίδου, Μ., Σταθόπουλος, Α., (2008). *Περιβαλλοντική Τεχνολογία. Συμμετρία*.

Abdelgadir, A., Chen, X., Liu, J., Xie, X., Zhang, K., Heng, W. & Liu, N. (2014). *Characteristics, Process Parameters, and Inner Components of Anaerobic Bioreactors*. BioMed Research International, 2014, pp. 1-10.

Abou-Elela, S.I. & Hellal, M.S. (2012). *Municipal wastewater treatment using vertical flow constructed wetlands planted with Canna, Phragmites and Cyprus*. Ecological Engineering 47

Ahammad, S.Z. & Sreekishnan, T.R. (2016). *Energy from wastewater treatment. Bioremediation and Bioeconomy*, Chapter 20, pp. 523-536.

Angelakis, A. N., Marecos do Monte, M. H. F., Bontoux, L. & Asano, T. (1999). *The status of wastewater reuse practice in the Mediterranean basin: need for guidelines*. Water Research 33.

Angelakis, A.N., Koutsoyiannis, D., Tchobanoglous, G., (2005). *Urban wastewater and stormwater technologies in ancient Greece*. Water Research 39, pp. 210–220.

Archeivala, S.J. (1981). *Wastewater treatment and disposal*. Marcel Dekker.

Arne Alphenaar, P., Sleyster, R., De Reuver, P., Ligthart, G.J. & Lettinga, G. (1993). *Phosphorus requirement in high-rate anaerobic wastewater treatment*. Water Research 27

Asano, T. & Cotruvo, J. A. (2004) *Groundwater recharge with reclaimed municipal wastewater: health and regulatory considerations*. Water Research.

Ávila, C., Garfí, M. & García, J. (2013) *Three-stage hybrid constructed wetland system for wastewater treatment and reuse in warm climate regions*. Ecological Engineering.

Bixio, D., Thoeye, C. De Koning, J. Joksimovic, D. Savic, D. Wintgens, T. Melin, T. (2006) *Wastewater reuse in Europe*. Desalination 187. Elsevier.

Boutin, C., Lie´nard, A. & Esser, D. (1997). *Development of a new generation of reed-bed filters in France: first results*. Water Science and Technology 35.

Brix H., Arias C.A & Johansen N.H. (2002). *BOD and nitrogenremoval from municipal wastewater in an experimental two-stage vertical flow constructed wetland system with recycling*. Mbwette T.S.A. (ed.) Proceedings of the 8<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, 16–19 September 2002; University of Dar es Saalam and IWA Publishing.

Brix, H. & Arias, A.C. (2005). *The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines*. Ecological Engineering 25.

Brix, H. (2004). *Danish guidelines for small-scale constructed wetland systems for onsite treatment of domestic sewage*. In: Proceedings of the 9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Avignon, France, 26–30 September.

Bullock, C.M., Bicho, P.A., Zhang, Y., Saddler, J.N., (1996). *A Solid Chemical Oxygen Demand (COD) Method For Determining Biomass In Waste Water*. Elsevier.

Carr, G., Potter, R. B. & Nortcliff, S. (2011) *Water reuse for irrigation in Jordan: perceptions of water quality among farmers*. Agricultural Water Management 98.

Cheng, B., Hu, C.W. & Zhao, Y.J., (2011). *Effects of plants development and pollutant loading on performance of vertical subsurface flow constructed wetlands*. International Journal of Environmental Science and Technology 8.

Chernicharo C. A. L., van Lier J. B., Noyola A. & Bressani-Ribeiro T. (2015). *Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges*. Environmental Science Biotechnology, 14,

Chernicharo, C.A.L. (2007). *Anaerobic Reactors: Biological Wastewater Treatment Volume 4*. IWA Publishing.

Cooper P.F. (1999). *A review of the design and performance of vertical flow and hybrid reed bed treatment systems*. Water Science and Technology 40.

Cooper P.F., Griffin P., Humphries S. & Pound A. (1999). *Design of a hybrid reed bed system to achieve complete nitrification and denitrification of domestic sewage*. Water Science and Technology.

Cooper P.F., Job G.D., Green B. & Shutes R.B.E. (1996), *Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment*. WRc Publications.

Cooper, P. F. (1990). *European design and operative guidelines for reed bed treatment systems*. WRc Publications.

Cooper, P. F., Job, G. D., Green, M. B., and Shutes, R. B. E. (1996). *Reed Beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*, WRc Publications.

Daud, M.K., Rizvi, H., Akram, M.F., Ali, S., Rizwan, M., Nafees, M. & Jin, Z.S. (2018). *Review of Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor Technology: Effect of Different Parameters and Developments for Domestic Wastewater Treatment*. Journal of Chemistry.

Dotro, G., Langergraber, G., Molle, P., Nivala, J., Puigagut, J., Stein, O. & von Sperling, M. (2017). *Treatment Wetlands*. Volume 7. Biological Wastewater Treatment Series. IWA Publishing.

DWA .(2006). *Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Pflanzenkläranlagen mit bepflanzten Bodenfiltern zur biologischen Reinigung kommunalen Abwassers, in German.(Principles for calculation, building and enterprise of plant purification plants with soil filters for the biological cleaning of local waste water)*, Arbeitsblatt DWA-A 262, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA).

DWA. (2005). *Empfehlungen für Planung, Konstruktion und Betrieb von Retentionsbodenfilteranlagen zur weitergehenden Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennverfahren (Recommendations for planning, construction and operation of retention soil filters for rainwater treatment in mixed and separated sewer systems)*. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA).

EPA. (1988). *Design Manual. Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment*. Center for Environmental Research Information, Cincinnati.

FAO (Food, Agriculture Organization of the United Nations) (2015). AQUASTAT database.

Fehr G., Geller G., Goetz D., Hagendorf U., Kunst S., Rustige H. & Welker B. (2003). *Bewachsene Bodenfilter als Verfahren der Biotechnologie (Endbericht des DBU-Verbundprojektes AS 14178-01) (in German)*, Texte Nr. 05/03.

Foladori, P., Ortigara, A.R.C., Ruaben, J. & Andreottola, G., (2012). *Influence of high organic loads during the summer period on the performance of hybrid constructed wetlands (VSSF - HSSF) treating domestic wastewater in the Alps region*. Water Science and Technology 65.

García, J. A., Paredes, D. & Cubillos, J. A. (2013). *Effect of plants and the combination of wetland treatment type systems on pathogen removal in tropical climate conditions*. Ecological Engineering 58.

Green M., Friedler E., Ruskol Y. & Safrai I. (1997). *Investigation of alternative method for nitrification in constructed wetlands*. Water Science and Technology 35.

Hammer, D.A., Bastian, R.K., 1989. *Wetlands ecosystems: natural water purifiers?* In: Hammer, D.A. (Ed.), *Constructed wetlands for wastewater treatment*. Lewis Publisher.

Henze, M., van Loosdrecht, M.C.M., Ekama, G.A. & Brdjanovic, D. (2015). *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design*. Water Intelligence Online (IWA Publishing).

Hochstrat, R., Wintgens, T. & Melin, T. (2008) *Development of integrated water reuse strategies*. Desalination 21.

Hoffmann H., Platzer C., Winker M. & von Muench E. (2011) *Technology review of constructed wetlands: Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment*. Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ).

- IPCC, G. (2006). *Constructed wetlands for wastewater treatment*. Στο: C.Gordon & D. Petrova.
- IPCC. (2013). *Methodological Guidance on Lands with Wet and Drained Soils and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*. Στο: T.Hirashi και συν. επιμ. 2013 *Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands*. IPCC Switzerland.
- Kadlec, R. & Knight, R.L., (1996). *Treatment Wetlands*. CRC Press .
- Kadlec, R.H. & Wallace, S.D. (2009). *Treatment Wetlands*. Second Edition, CRC Press.
- Kalyuzhnyi, S.V., Sklyar, V.I., Davlyatshina, M.A., Parshina, S.N., Simankova, M.V., Kostrikina, N.A. & Nozhevnikova, A.N. (1996). *Organic removal and microbiological features of UASB-reactor under various organic loading rates*. *Bioresource Technology*.
- Kayser, K. & Kunst, S. (2005). *Processes in vertical-flow reed beds—nitrification, oxygen transfer and soil clogging*. *Water Science and Technology* 51.
- Kiziloglu, F. M., Turan, M., Sahin, U., Kuslu, Y. & Dursun, A. (2008) *Effects of untreated and treated wastewater irrigation on some chemical properties of cauliflower (Brassica oleracea L. var. botrytis) and red cabbage (Brassica oleracea L. var. rubra) grown on calcareous soil in Turkey*. *Agricultural Water Management* 95
- Korkusuz, E.A., Beklioglu, M. & Demirer, G.N. (2004). *Treatment efficiencies of the vertical flow pilot-scale constructed wetlands for domestic wastewater treatment*. *Turkish Journal of Engineering and Environmental Sciences* 28.
- Langergraber G., Prandstetten C., Pressl A., Rohrofer R. & Haberl R. (2006) *Removal efficiency of subsurface vertical flow constructed wetlands for different organic loads*. Dias V., Vymazal J. (eds.) *Proceedings of the 10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, 23–29 September 2006.
- Lavrinc', S. & Mancini, M.L. (2016). *Can constructed wetlands treat wastewater for reuse in agriculture? Review of guidelines and examples in South Europe*. IWA Publishing.
- Lettinga, G., Hulshoff, Pol, L.W. and Zeeman, G. (1996) *Biological Wastewater Treatment. Part I: Anaerobic Wastewater Treatment*. Lecture Notes. Wageningen Agricultural University, edn January 1996.
- Lettinga, G., Roersma, R. & Grin, P. (1983). *Anaerobic treatment of raw domestic sewage at ambient temperatures using a granular bed UASB reactor*. *Biotechnology and Bioengineering* 25.
- Liu, C., Xu, K., Inamori, R., Ebie, Y., Liao, J. & Inamori, Y. (2009). *Pilot-scale studies of domestic wastewater treatment by typical constructed wetlands and their greenhouse gas emissions*. *Front. Environ. Sci. Eng. China* 3 (4), pp 472-482.

Lobato L. C. S., Chernicharo C. A. L. & Souza C. L. (2012). *Estimates of methane loss and energy recovery potential in anaerobic reactors treating domestic wastewater*. Water Science and Technology, 66

Mamais, D., Noutsopoulos, C., Dimopoulou, A., Stasinakis, A. & Lekkas, T.D. (2015). *Wastewater treatment process impact on energy savings and greenhouse gas emissions*. Water Science & Technology, IWA Publishing 2015.

Mander, U. & Teiter, S.J.A. (2005). *Emissions of greenhouse gases from constructed wetlands for wastewater treatment and from riparian buffer zones*. Water Science Technology, Issue 55 (11/12), pp. 167-176.

Mander, U., Dotro, G., Ebie, Y., Towprayoon, S., Chiemchaisri, C., Nogueira, S.F., Jamsranjav, K.K., Truu, J., Tournebize, J. & Mitsch, W.J. (2014). Greenhouse gas emission in constructed wetlands for wastewater treatment: A review. Ecological Engineering, 14 January, Issue 66, pp 19-35.

Marecos do Monte, M. H. (2007) *Water reuse in Europe*. European Water Association.

Metcalf & Eddy (1991). *Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse*. Metcalf & Eddy Inc, 3. Ed, 1334 pp.

Mitsch W.J. & Gosselink J.G. (1993) *Wetlands*. Second Edition, Van Nostrand Reinhold Company

Musa, M., Idrus, S., Che Man, H. & Daud, N.N. (201) *Wastewater Treatment and Biogas Recovery Using Anaerobic Membrane Bioreactors (AnMBRs): Strategies and Achievements*. Energies, 11(7), pp 1675.

ÖNORM. (2009). *ÖNORM B 2505: Bepflanzte Bodenfilter (Pflanzenkläranlagen) - Anwendung, Bemessung, Bau und Betrieb (Subsurface flow constructed wetlands - Application, dimensioning, installation, and operation)*. Österreichisches Normungsinstitut.

Petta, L., Kramer, A. & Al Baz, I. (2007). *The EMWater project –promoting efficient wastewater management and reuse in Mediterranean countries*. Desalination 215. Elsevier.

Platzer C. (1999). *Design recommendations for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification*. Water Science and Technology 40.

Platzer, C. (1999). *Design recommendations for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification*. Water Science and Technology 40.

Prochaska, C.A., Zouboulis, A.I. & Eskridge, K.M. (2007). *Performance of pilot-scale vertical-flow constructed wetlands, as affected by season, substrate, hydraulic load and frequency of application of simulated urban sewage*. Ecological Engineering 31

- Reddy, K. & Patrick, W. (1984). *Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments. Environmental Control.s.1:CRC Crit Rev*, pp. 273-309.
- Reed, S.C., Middlebrooks, E.J. & Crites, R.W. (1987). *Natural Systems for Waste Management and Treatment*. McGraw-Hill Book Co.
- Ruiz, I., Soto, M., Veiga, M.C., Ligeró, P., Vega, A. & Blázquez, R. (1998). *Performance of and biomass characterization in a UASB reactor treating domestic waste water at ambient temperature*. Water SA.
- Schwager, A. & Boller, M. (1997). *Transport phenomena in intermittent filters*. Water Science and Technology 35
- Stefanakis A., Akrotos C.S. & Tsihrintzis V.A. (2014) *Vertical Flow Constructed Wetlands: Eco-engineering Systems for Wastewater and Sludge Treatment*. Elsevier.
- Stefanakis, A.I. & Tsihrintzis, V.A. (2012) . *Effects of loading, resting period, temperature, porous media, vegetation and aeration on performance of pilot-scale vertical flow constructed wetlands*. Chemical Engineering Journal 181-182.
- Van Haandel, A.C. (2012). *Handbook of Biological Wastewater Treatment: Design and Optimasation of Activated Sludge Systems*. IWA, 2th Edition, Water Intelligence Online.
- Van Lier, J.B., Vashi, A., Van Der Lubbe, J. & Heffernan, B. (2010). *Anerobic Sewage Treatment using UASB Reactors: Engineering and Operational Aspects*. Environmental Anaerobic Technology.
- Vo, P. T., Ngo,, H. H., Guo, W., Zhou, J. L., Nguyen, P. D., Listowski, A. & Wang, C. X. (2014) *A mini review on the impacts of climate change on wastewater reclamation and reuse*. Science of the Total Environment.
- von Sperling M. & Chernicharo C. A. L. (2005). *Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions*. IWA Publishing.
- Von Sperling, M. (2007). *Basic Principles of Wastewater Treatment*. Volume 2. Biological Wastewater Treatment Series. IWA Publishing.
- Vymazal, J. & Kropfelova, L. (2008). *Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal sub-Surface Flow*. Environmental Pollution, Issue 14.
- Vymazal, J. & Kröpfelová, L. (2011). *A three-stage experimental constructed wetland for treatment of domestic sewage: First 2 years of operation*. Ecological Engineering 37.
- Wallace S.D. & Knight R.L. (2006). *Small-scale constructed wetland treatment systems: Feasibility, design criteria, and O&M requirements*. Water Environment Research Foundation (WERF). Alexandria, Virginia.



Wallace S.D. (2014). *Reducing wetland area requirements by using intensification strategies*. In: Proceedings of the 14th IWA Specialist Group Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. 4-8 October 2010. IWA: Shanghai, China.

Weedon, C.M. (2003). *Compact vertical flow constructed wetland systems – first two years' performance*. Water Science and Technology 48.

Yangin-Gomec, C. (2010). *High-rate anaerobic treatment of domestic wastewater at ambient operating temperatures: A review on benefits and drawbacks*. Journal of Environmental Science and Health, Part A.

Zeeman, G. & Lettinga G. (1999). *The role of anaerobic digestion of domestic sewage in closing the water and nutrient cycle at community level*. Water Science and Technology.

