



ΠΟΛΥΤΕΧΝΕΙΟ ΚΡΗΤΗΣ
ΤΜΗΜΑ ΜΗΧΑΝΙΚΩΝ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ

ΔΙΠΛΩΜΑΤΙΚΗ ΕΡΓΑΣΙΑ

**«Μελέτη και Προσομοίωση Συστήματος Υγροβιότοπου
Επιφανειακής Ροής για την Επεξεργασία Υγρών
Αποβλήτων Ελαιουργείου»**

Ανδριανάκη Μαρία

Εξεταστική Επιτροπή:
Α. Οικονομόπουλος (επιβλέπων)
Κ. Τσαγκαράκης
Δ. Ματζαβίνος

Χανιά
Σεπτέμβριος 2005

ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Τα υγρά απόβλητα ελαιοτριβείων είναι μια πηγή ρύπανσης που προκαλεί σοβαρά προβλήματα στις ελαιοπαραγωγικές χώρες. Οι σημαντικές επιπτώσεις που μπορεί να έχουν τα υγρά αποβλήτα ελαιοουργείων οφείλονται στο μεγάλο οργανικό φορτίο τους, στην τοξικότητά τους και στην αδυναμία βιοαποικοδόμησης των συστατικών τους. Η Ελλάδα είναι μια από τις σημαντικότερες ελαιοπαραγωγικές χώρες, και οι περιοχές με τη μεγαλύτερη παραγωγή ελαιολάδου αντιμετωπίζουν προβλήματα μόλυνσης του φυσικού περιβάλλοντος, και ιδιαίτερα των υδάτινων αποδεκτών, από τα υγρά απόβλητα των ελαιοουργείων.

Οι τεχνητοί υδροβιότοποι αποτελούν φυσικό σύστημα επεξεργασίας και παρουσιάζουν αρκετά πλεονεκτήματα σε σχέση με τα συμβατικά συστήματα. Στην Ελλάδα, χώρα με υψηλές θερμοκρασίες που ευνοούν τη χρήση των συστημάτων αυτών, επικρατεί επιφυλακτικότητα στη χρήση τους, ενώ στο εξωτερικό, και ιδιαίτερα στις Ηνωμένες Πολιτείες Αμερικής, λειτουργούν πολλά συστήματα, που δεν περιορίζονται μόνο στην επεξεργασία αστικών αποβλήτων, αλλά εφαρμόζονται και για την επεξεργασία διαφόρων τύπων αποβλήτων καθώς και βιομηχανικών.

Για την εφαρμογή των τεχνητών υδροβιότοπων, αλλά και άλλου τύπου φυσικού συστήματος, στην επεξεργασία υγρών αποβλήτων ελαιοουργείων δε βρέθηκαν πολλές αναφορές στη βιβλιογραφία αφού η έρευνα στο πεδίο αυτό βρίσκεται ακόμα σε πειραματικό στάδιο. Στην παρούσα εργασία μελετήθηκε η κατά μήκος απομάκρυνση των ρυπαντών σε ένα σύστημα τεχνητού υδροβιότοπου επιφανειακής ροής που επεξεργάζεται υγρά απόβλητα ελαιοουργείων.

Αρχικά, στο κεφάλαιο 1 γίνεται μια γενική αναφορά στους τύπους των ελαιοουργείων, στα χαρακτηριστικά των αποβλήτων τους και στις μεθόδους επεξεργασίας των αποβλήτων αυτών. Το κεφάλαιο 2 αναφέρεται περιληπτικά στους τύπους των φυσικών συστημάτων ενώ στο κεφάλαιο 3 παρουσιάζονται αναλυτικά τα συστήματα υδροβιότοπων επιφανειακής ροής. Τα υπάρχοντα σχεδιαστικά μοντέλα αναλύονται στο κεφάλαιο 4 και στο κεφάλαιο 5 αναλύονται τα τεχνικά χαρακτηριστικά των συστημάτων FWS.

Η πιλοτική μονάδα τεχνητού υδροβιότοπου επιφανειακής ροής και τα αποτελέσματα των πειραματικών μετρήσεων παρουσιάζονται αναλυτικά στο κεφάλαιο 6. Τέλος στο κεφάλαιο 7 γίνεται μια προσπάθεια προσομοίωσης του συστήματος με τη βοήθεια των σχεδιαστικών μοντέλων που παρουσιάστηκαν στο κεφάλαιο 4.

Για την εκπόνηση της διπλωματικής αυτής εργασίας, θα ήθελα να ευχαριστήσω τον επιβλέποντα καθηγητή μου κύριο Αλέξανδρο Οικονομόπουλο για την επίβλεψη και τη βοήθεια του, τον κύριο Κωνσταντίνο Τσαγκαράκη του Εθνικού Ιδρύματος Αγροτικής Έρευνας για τη βοήθεια του και παροχή βιβλιογραφικού υλικού και τον κύριο Σήφη Καπελλάκη για τη βοήθεια του στο πειραματικό μέρος.

ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΑ

Κεφάλαιο 1 – Υγρά Απόβλητα Ελαιοτριβείου	1
1.1 Παραγωγή ελαιολάδου	1
1.1.1 Διαδικασία συμπίεσης (κλασσικά ή παραδοσιακά ελαιοτριβεία).....	3
1.1.2 Φυγοκέντρωση	3
1.1.3 Ηλεκτροφόριση	5
1.1.4 Χημικός διαχωρισμός.....	6
1.1.5 Διεργασία αφαίρεσης του πυρήνα.....	6
1.1.6 Διήθηση	6
1.2 Απόβλητα ελαιοτριβείου	7
1.2.1 Στερεά απόβλητα.....	7
1.2.2 Αέρια απόβλητα	7
1.2.3 Υγρά απόβλητα	8
Χαρακτηριστικά των υγρών αποβλήτων ελαιοτριβείου	8
1.3 Περιβαλλοντικές επιπτώσεις των αποβλήτων ελαιουργείου	10
1.4 Μέθοδοι επεξεργασίας υγρών αποβλήτων ελαιοτριβείων	11
1.4.1 Φυσικοχημικές διεργασίες	11
1.4.2 Θερμικές διεργασίες.....	11
1.4.3 Συνδυασμένες διεργασίες.....	12
1.4.4 Βιολογικές διεργασίες	12
Κεφάλαιο 2 - Φυσικά Συστήματα Επεξεργασίας Υγρών Αποβλήτων.....	14
2.1 Εισαγωγή.....	14
2.1.1 Πλεονεκτήματα φυσικών συστημάτων	15
2.1.2 Μειονεκτήματα φυσικών συστημάτων επεξεργασίας.....	16
2.1.3 Επαναχρησιμοποίηση επεξεργασμένων αποβλήτων από φυσικά συστήματα επεξεργασίας	16
2.2 Τύποι φυσικών συστημάτων επεξεργασίας υγρών αποβλήτων	17
2.2.1 Βραδείας εφαρμογής (Slow-rate systems)	17
2.2.2 Ταχείας διήθησης ή εφαρμογής (Rapid Infiltration)	18
2.2.3 Επιφανειακής ροής (Overland Flow systems).....	19
2.2.4 Λίμνες σταθεροποίησης (Stabilization Ponds).....	20
2.2.5 Υδροβιότοποι (Wetlands).....	20
2.2.6 Συστήματα επιπλέοντων υδροχαρών φυτών (Floating aquatic plant systems).....	22
2.2.7 Υδατοκαλλιέργεια	23
Κεφάλαιο 3 - Συστήματα υδροβιότοπων επιφανειακής ροής (FWS)	24
3.1 Εισαγωγή.....	24
3.2 Μηχανισμοί απομάκρυνσης ρυπαντών στους υδροβιότοπους FWS.....	25
3.2.1 Απομάκρυνση BOD/ άνθρακα	26
3.2.2 Απομάκρυνση ολικών αιωρούμενων στερεών	27
3.2.3 Απομάκρυνση Αζώτου	29
3.2.4 Απομάκρυνση φωσφόρου	32
3.2.5 Απομάκρυνση παθογόνων οργανισμών	33
3.2.6 Απομάκρυνση μετάλλων	34
3.2.7 Άλλα οργανικά συστατικά	35
3.2.8 Απομάκρυνση φαινολών	36
3.3 Υδρολογική Μελέτη και υδραυλικά χαρακτηριστικά.....	36
3.3.1 Υδατικό ισοζύγιο.....	37

3.3.2 Υδραυλικός χρόνος συγκράτησης.....	39
3.3.3 Υδραυλικός ρυθμός φόρτισης	40
3.3.4 Υδραυλική κλίση - Μέγιστο επιτρεπτό μήκος	41
Κεφάλαιο 4 – Σχεδιαστικά μοντέλα και προσομοίωση των υδροβιότοπων επιφανειακής ροής (FWS).....	43
4.1 Εισαγωγή.....	43
4.1.2 Ογκομετρικά μοντέλα	44
4.1.2 Μοντέλα επιφανειακής φόρτισης.....	44
4.2 Σχεδιαστικό μοντέλο Reed et al. (1995)	45
4.2.1 Απομάκρυνση BOD	46
4.2.2 Απομάκρυνση TSS	47
4.2.3 Απομάκρυνση αζώτου.....	47
4.2.4 Απομάκρυνση φωσφόρου	49
4.2.5 Απομάκρυνση κοπρανωδών κολοβακτηριδίων (FC)	49
4.3 Σχεδιαστικό μοντέλο Kadlec and Knight (1996)	50
4.3.1 Απομάκρυνση BOD	52
4.3.2 Απομάκρυνση TSS.....	52
4.3.3 Απομάκρυνση Αζώτου	53
4.3.4 Απομάκρυνση Φωσφόρου.....	54
4.3.5 Απομάκρυνση Παθογόνων	54
4.4 Σχεδιαστικό μοντέλο Crites και Tchobanoglous (1998)	54
4.4.1 Απομάκρυνση BOD	55
4.4.2 Απομάκρυνση TSS.....	56
4.4.3 Επίδραση του χρόνου συγκράτησης στη σταθερά ρυθμού απομάκρυνσης για το BOD και τα TSS	56
4.4.4 Απομάκρυνση αζώτου και φωσφόρου	58
Κεφάλαιο 5 - Κατασκευή και λειτουργία συστημάτων FWS.....	59
5.1 Κατασκευή υδροβιότοπου FWS.....	59
5.1.1 Εκτίμηση και επιλογή θέσης	59
5.1.2 Επιλογή φυτικής βλάστησης	61
5.1.3 Κατασκευή κλινών	66
5.2 Περίοδος προσαρμογής.....	70
5.3 Λειτουργία και συντήρηση.....	71
Κεφάλαιο 6 – Περιγραφή του πειράματος - Αποτελέσματα	74
6.1 Προεπεξεργασία αποβλήτου	74
6.2 Περιγραφή πειραματικής διάταξης	75
6.3 Εφαρμογή αποβλήτου	76
6.4 Απόδοση του συστήματος.....	77
6.5 Δειγματοληψία	79
6.6 Ανάλυση δειγμάτων - Αποτελέσματα μετρήσεων	81
6.6.1 pH.....	81
6.6.2 Ηλεκτρική αγωγιμότητα (EC)	83
6.6.3 Ολικά αιωρούμενα στερεά (TSS).....	84
6.6.4 Ολικός οργανικός άνθρακας (TOC).....	86
6.6.5 Ολικές Φαινόλες (Total phenols)	88
6.6.6 Ολικός φώσφορος (TP)	90
6.6.7 Ανόργανος Φώσφορος (In-P)	91
6.6.8 Νιτρικά (NO ₃ ⁻).....	93
6.7 Ανάλυση αποτελεσμάτων - Συμπεράσματα	94
6.7.1 pH.....	94

6.7.2 Ηλεκτρική αγωγιμότητα.....	95
6.7.3 Ολικά αιωρούμενα στερεά	95
6.7.4 Ολικός οργανικός άνθρακας.....	96
6.7.5 Ολικές φαινόλες	97
6.7.6 Φώσφορος	98
6.7.7 Νιτρικά NO ₃	99
Κεφάλαιο 7 - Επίλυση μοντέλων.....	100
7.1 Δεδομένα του συστήματος	100
7.2 Εφαρμογή των μοντέλων	101
7.2.1 Απομάκρυνση TOC.....	101
7.2.2 Απομάκρυνση ολικών αιωρούμενων στερεών.....	106
7.2.3 Απομάκρυνση ολικού φωσφόρου	110
7.2.4 Απομάκρυνση ολικών φαινολών.....	113
7.3 Τελική προσομοίωση συστήματος	115
7.3.1 TOC	116
7.3.2 Ολικά αιωρούμενα στερεά	117
7.3.3 Ολικός φώσφορος.....	119
7.3.4 Ολικές φαινόλες	121
7.4 Συμπεράσματα.....	122
ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ	125
ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ.....	127
A. Αποτελέσματα πειραματικών μετρήσεων	127
B.Κωδικοί προσομοίωσης των μοντέλων	131
1)Κώδικας προσομοίωσης των μοντέλων Reed et al.,1995 και Crites και Tchobanoglous, 1998	131
2)Κώδικας προσομοίωσης του μοντέλου Kadlec & Knight, 1996.....	136
3) Κώδικας προσομοίωσης ολικών φαινολών με το μοντέλο μηδενικής τάξης	141

ΘΕΩΡΗΤΙΚΟ ΥΠΟΒΑΘΡΟ

Κεφάλαιο 1 – Υγρά Απόβλητα Ελαιοτριβείου

Η βιομηχανική ανάπτυξη και η παραγωγή μεγάλων ποσοτήτων αποβλήτων είχαν σαν αποτέλεσμα σοβαρές επιπτώσεις στο περιβάλλον. Τα υγρά απόβλητα αστικά ή μη και η υποβάθμιση των νερών είναι ένα μέρος του προβλήματος αυτού. Ιδιαίτερα για τη χώρα μας η οποία έχει τη μεγαλύτερη αναλογία μήκους ακτών ανά κάτοικο, γίνεται επιτακτική η ανάγκη για την επεξεργασία υγρών αποβλήτων και τη διαχείριση υδατικών πόρων για την αποφυγή της υποβάθμισης των παράκτιων νερών και των επιφανειακών υδάτων από την διάθεση σε αυτά μη επεξεργασμένα απόβλητα.

Σκοπός λοιπόν της επεξεργασίας υγρών αποβλήτων είναι η μείωση των φυσικών, χημικών και βιολογικών ρυπαντών των αποβλήτων. Τα συμβατικά όμως συστήματα που αναπτύχθηκαν έχουν μεγάλο κόστος κατασκευής, λειτουργίας και συντήρησης. Έτσι για να ξεπεραστούν τα προβλήματα που αντιμετώπιζαν τα συμβατικά συστήματα αναπτύχθηκαν τα Φυσικά Συστήματα Επεξεργασίας Υγρών Αποβλήτων [1].

Η παραγωγή ελαιολάδου όπως κάθε ανθρώπινη δραστηριότητα και βιομηχανική διεργασία έχει σαν αποτέλεσμα στην παραγωγή ενός επιθυμητού προϊόντος χαμηλής εντροπίας και ενός ανεπιθύμητου αποβλήτου υψηλής εντροπίας [2]. Η Ελλάδα είναι μια από τις χώρες με μεγάλη παραγωγή ελαιολάδου. Μέτρα όμως για την επεξεργασία των υγρών αποβλήτων των ελαιουργείων πριν από τη διάθεσή τους στους φυσικούς αποδέκτες δεν λαμβάνονται με αποτέλεσμα την δημιουργία προβλημάτων ρύπανσης, ιδιαίτερα την περίοδο της παραγωγής ελαιολάδου. Στο παρακάτω κεφάλαιο παρουσιάζονται κάποιες γενικές πληροφορίες για την παραγωγή ελαιολάδου και τα απόβλητα που προέρχονται από τη διαδικασία αυτή.

1.1 Παραγωγή ελαιολάδου

Υπάρχουν περίπου 750 εκατομμύρια παραγωγικά ελαιόδεντρα παγκοσμίως, που καλύπτουν μια επιφάνεια 7 εκατομμυρίων εκταρίων. Ένα δέντρο ελιάς παράγει 15 έως 40 κιλά ελαιοκάρπου το χρόνο. Η περιοχή της Μεσογείου παράγει το 97 % του ελαιολάδου που παράγεται παγκοσμίως. Οι χώρες με τη μεγαλύτερη παραγωγή είναι οι Ισπανία, Ιταλία, Ελλάδα, Τουρκία και Τυνησία και ακολουθούν με μικρότερη παραγωγή η Πορτογαλία, το Μαρόκο και η Αλγερία [2].

Η Ελλάδα, με ετήσια παραγωγή της τάξης των 0,4 εκατομμύρια τόνους, συνεισφέρει στο 15% της παγκόσμιας παραγωγής. Παρόλο που η ελαιοκαλλιέργεια ευδοκίμει σε αρκετά μέρη της Ελλάδας, η Κρήτη και η Πελοπόννησος μοιράζονται το μεγαλύτερο ποσοστό, που είναι το 75% της συνολικής ελληνικής παραγωγής. Άλλες σημαντικές περιοχές είναι τα Ιόνια νησιά, η Στερεά και το Βόρειο Αιγαίο. Το νησί της Κρήτης με πληθυσμό μόλις πάνω από 600.000 κατοίκους έχει τη μεγαλύτερη παραγωγή ελαιολάδου ανά κάτοικο στην Ελλάδα [3].

Πίνακας 1.1 Παραγωγή ελαιολάδου και ελαιοκάρπου στις χώρες της Ε.Ε (Niaounakis and Halvadakis, 2004)

	Έκταση (10 ⁶ ha)	Παραγόμενος ελαιόκαρπος (10 ⁶ τόνοι)	Παραγόμενο ελαιόλαδο (10 ⁶ τόνοι)
Ισπανία	2,1	3,8	0,95
Ιταλία	1,14	2,2	0,45
Ελλάδα	0,73	1,9	0,43
Πορτογαλία	0,32	0,29	0,04

Η παραγωγή ελαιολάδου όπως και η καλλιέργειά του παράγουν μεγάλες ποσότητες αποβλήτων. Τα προϊόντα κατά τη διαδικασία παραγωγής ελαιολάδου βρίσκονται σε τρεις φάσεις: α) το ελαιόλαδο, που αποτελεί το 20%, β) τα στερεά απόβλητα, 30%, γ) υγρά απόβλητα (κατσίγαρος), 50%.

Στα μοντέρνα ελαιοτριβεία, η εξαγωγή ελαιολάδου βασίζεται στις παρακάτω αρχές:

- Συμπίεση (κλασσικά ή παραδοσιακά ελαιοτριβεία)
- Φυγοκέντρωση (συνεχή συστήματα δύο ή τριών φάσεων)
- Εлектроφόριση
- Χημικός διαχωρισμός
- Διεργασία αφαίρεσης του πυρήνα
- Διήθηση

Η διαδικασία εξαγωγής του λαδιού έχει σημαντικές επιπτώσεις στην ποιότητα του λαδιού. Επηρεάζει τη συγκέντρωση σημαντικών συστατικών, όπως τις φαινόλες που είναι ιδιαίτερα σημαντικά αντιοξειδωτικά στο παρθένο ελαιόλαδο.

Οι φαινόλες που είναι παρούσες στην πάστα είναι διαλυτές στο νερό και στο λάδι, ανάλογα με το συντελεστή κατανομής K και τη θερμοκρασία. Η προσθήκη νερού στην πάστα κατά τη διαδικασία παραγωγής ελαιολάδου μεταβάλλει την ισορροπία κατανομής των φαινολών μεταξύ της υδατικής και της ελαϊκής φάσης. Έτσι προκαλείται η μείωση της συγκέντρωσης των φαινολών στην ελαϊκή φάση εξαιτίας της διάλυσής τους στην υδατική φάση. Αυτό έχει σαν συνέπεια, ένα μεγάλο ποσό των αντιοξειδωτικών να χάνεται στα υγρά απόβλητα κατά τη διαδικασία. Επίσης μια αύξηση της θερμοκρασίας μπορεί να μεταβάλλει το συντελεστή κατανομής [2].

1.1.1 Διαδικασία συμπίεσης (κλασσικά ή παραδοσιακά ελαιοτριβεία)

Στα μοντέρνα πιεστήρια η πάστα κατανέμεται σε μια στήλη από στρώσεις οι οποίες διαχωρίζονται με μεμβράνες από νάιλον. Στην πάστα εφαρμόζεται υδραυλική πίεση $300 - 500 \text{ kg/cm}^2$. Το λάδι και το νερό ρέουν είτε από τα πλαϊνά της στήλης είτε από το κάτω μέρος από ένα κεντρικό αγωγό. Με αυτό τον τρόπο τα στερεά διαχωρίζονται από το μίγμα λαδιού/ νερού. Ο περαιτέρω διαχωρισμός του μίγματος γίνεται με καθίζηση και αργότερα με φυγοκέντρωση.

Τα συστήματα συμπίεσης δεν απαιτούν την προσθήκη νερού στην πάστα των ελιών. Παρ' όλ' αυτά αν η ελαϊκή φάση δεν διαχωρίζεται εύκολα από τις άλλες φάσεις, ή το ίδιο το σύστημα μπορεί να απαιτεί μικρές ποσότητες νερού.

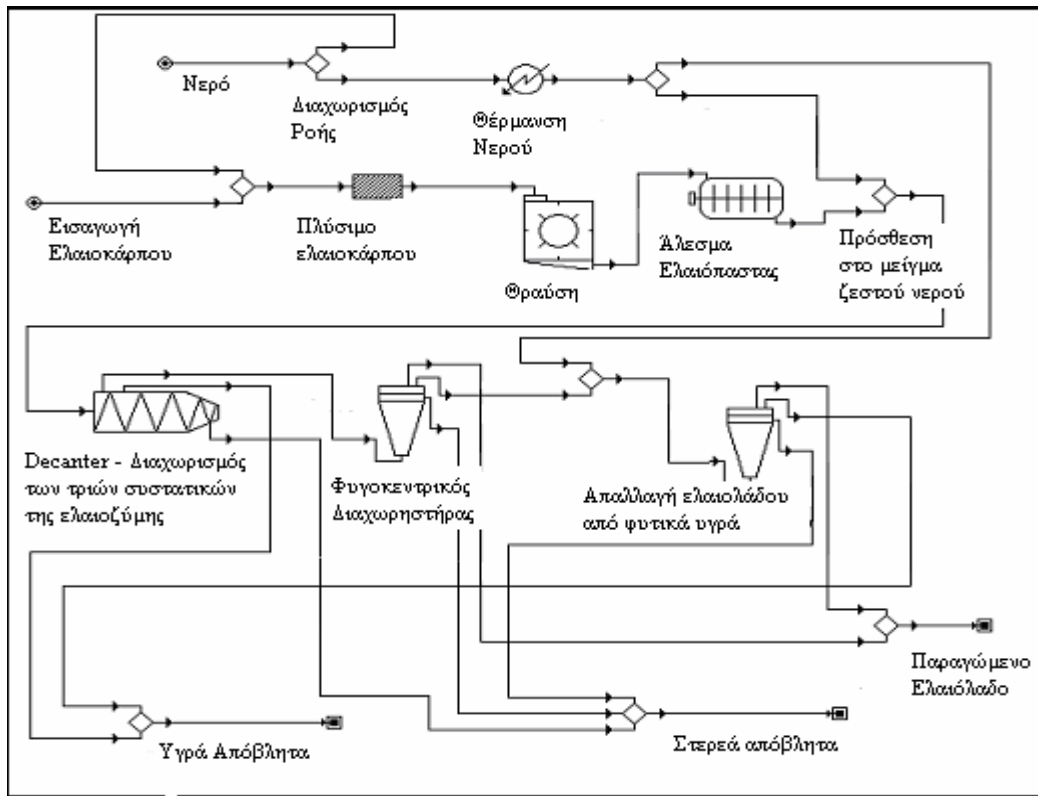
Γενικά, από αυτήν την επεξεργασία παράγεται υψηλής ποιότητας λάδι εξαιτίας των χαμηλών θερμοκρασιών που απαιτούνται για την εξαγωγή του. Όμως η ποιότητα του λαδιού εξαρτάται επίσης από τις συνθήκες υγιεινής κατά τη διάρκεια της επεξεργασίας. Η διαδικασία της συμπίεσης είναι δαπανηρή από την άποψη ότι χρειάζεται αρκετή χειρωνακτική εργασία και εξαιτίας της ανάγκης για υλικά φίλτρανσης [2].

1.1.2 Φυγοκέντρωση

Η συνεχής φυγοκέντρωση περιλαμβάνει τα εξής βήματα: το σπάσιμο των ελιών, ανάμιξη της πάστας που προκύπτει με ή χωρίς την προσθήκη νερού, και πρόκειται για «τριφασική» ή «διφασική» λειτουργία, αντίστοιχα.

i) Φυγοκέντρωση τριών φάσεων

Η επεξεργασία αυτή εκμεταλλεύεται τις συγκεκριμένες διαφορές μεταξύ του βάρους του λαδιού και του νερού. Παραδοσιακά η συνεχής επεξεργασία των ελιών με τη χρήση φυγοκεντρικών συστημάτων απαιτεί την προσθήκη ζεστού νερού, και η πάστα που προκύπτει διαχωρίζεται σε τρεις φάσεις: λάδι, στερεή (πυρηνάκι) και τα υγρά απόβλητα. Τα μειονεκτήματα της επεξεργασίας αυτής περιλαμβάνουν τις αυξημένες ποσότητες των υγρών αποβλήτων που παράγονται εξαιτίας της προσθήκης νερού (1,25 έως 1,75 φορές περισσότερο από την επεξεργασία με συμπίεση), απώλεια πολύτιμων συστατικών (π.χ. αντιοξειδωτικά) στη φάση του νερού, και η ύπαρξη προβλημάτων διάθεσης των υγρών αποβλήτων.



Εικόνα 1.1 Διάγραμμα ροής τριφασικού ελαιουργείου

ii) Φυγοκέντρηση δύο φάσεων

Η αποτυχία ανάπτυξης ενός κατάλληλου συστήματος επεξεργασίας των υγρών αποβλήτων ενός ελαιοτριβείου έδωσε την ευκαιρία στους κατασκευαστές να αναπτύξουν την τεχνολογία της φυγοκέντρησης δύο φάσεων, η οποία δε χρησιμοποιεί νερό κατά την επεξεργασία, και παράγει την ελαϊκή σαν υγρή φάση και μια πάστα σαν τη στερεή φάση, χρησιμοποιώντας μια πιο αποτελεσματική τεχνολογία φυγοκέντρησης.

Στη διαδικασία αυτή, οι πλυμένοι καρποί της ελιάς τροφοδοτούνται σε ένα μύλο, όπου λαμβάνει χώρα η θραύση των ελιών, και από εκεί σε έναν αναδευτήρα. Όταν χρησιμοποιούνται φρέσκες ελιές, η πάστα παράγεται χωρίς την προσθήκη νερού ενώ όταν οι καρποί της ελιάς είναι ξηροί προστίθεται μια μικρή ποσότητα νερού. Έπειτα η αναμειγμένη πάστα διαχωρίζεται από ένα ελικοειδή μεταφορέα φυγοκέντρησης σε λάδι και σε ένα μίγμα στερεών και νερού. Το μίγμα στερεών και νερού είναι κατάλληλο για περαιτέρω επεξεργασία και στέγνωμα. Το λάδι τροφοδοτείται σε ένα δίσκο φυγοκέντρησης, με την προσθήκη μικρής ποσότητας νερού, από τον οποίο φεύγει καθαρό λάδι και το διαχωρισμένο νερό. Το νερό αυτό είναι σχετικά καθαρό και μπορεί να αναμειχθεί με το νερό που χρησιμοποιείται για το πλύσιμο του ελαιοκάρπου.

Η απόδοση των διαχωριστήρων δύο φάσεων έχει εκτιμηθεί σε σύγκριση με τη διαδικασία παραγωγής ενός κλασσικού συστήματος τριών φάσεων και βρέθηκε ότι η ποσότητα του ελαιολάδου που παράγεται κυμαίνεται στα ίδια επίπεδα με αυτή που παράγεται από το τριφασικό σύστημα, το ελαιόλαδο όμως που παράγεται είναι πολύ υψηλότερης ποιότητας

ιδιαίτερα όσον αφορά στο περιεχόμενο πολυφαινολών και διφαινολών. Επίσης η ποσότητα των υγρών εκροών που παράγονται από ένα διφασικό σύστημα είναι μικρότερη. Το γεγονός αυτό βοηθάει στη λύση του μακροχρόνιου και ιδιαίτερα δύσκολου προβλήματος που έχει να κάνει με την παραγωγή πολύ επιβαρημένων εκροών από τα ελαιοτριβεία. Όμως, το παραπροϊόν που παράγεται είναι σε μορφή λάσπης, με περίπου 55-70% περιεχόμενη υγρασία κάνοντας τη βιομηχανική ανάκτηση του εναπομείναντος λαδιού δύσκολη και ακριβή.

Γενικά οι έρευνες που έχουν διεξαχθεί μέχρι τώρα έχουν δείξει ότι τα ελαιόλαδα που παράγονται από συστήματα δύο φάσεων ήταν πολύ υψηλότερης ποιότητας, κυρίως εξαιτίας της μεγαλύτερης οξειδωτικής τους σταθερότητας και των καλύτερων οργανοληπτικών χαρακτηριστικών τους, έτσι ώστε να είναι πλήρως συγκρίσιμα με τα ελαιόλαδα που παράγονται με τη διαδικασία της συμπίεσης ή της φίλτρανσης. Επίσης πρέπει να τονιστεί και το χαμηλότερο λειτουργικό κόστος, καθώς και η μικρότερη χρήση ζεστού νερού και ηλεκτρικής ενέργειας.

Τα υγρά απόβλητα που προέρχονται από τα παραδοσιακά ελαιοτριβεία που βασίζονται σε συστήματα συμπίεσης δείχνουν συνήθως, υψηλό COD και ολικά στερεά. Ακολουθούν σε σχέση με τη συγκέντρωση του COD τα υγρά απόβλητα από ένα τριφασικό ελαιοτριβείο και τελευταία σε συγκεντρώσεις COD βρίσκονται τα υγρά απόβλητα ενός διφασικού ελαιοτριβείου. Όσον αφορά στα διαλυμένα στερεά, οι εκροές των τριφασικών ελαιοτριβείων έχουν υψηλές τιμές ενώ ακολουθούν τα συστήματα συμπίεσης και τα διφασικά. Οι τιμές του pH έχουν αντίθετη τάση αφού τα υγρά απόβλητα ενός διφασικού ελαιοτριβείου έχουν μεγαλύτερες τιμές από ότι των τριφασικών [2].

Οι παραπάνω μέθοδοι παραγωγής ελαιολάδου είναι αυτοί που χρησιμοποιούνται εκτενώς, παγκοσμίως. Οι μέθοδοι που ακολουθούν παρακάτω δεν είναι τόσο ευρέως χρησιμοποιούμενοι.

1.1.3 Ηλεκτροφόριση

Με αυτή τη μέθοδο επιτυγχάνεται ο διαχωρισμός του ελαιολάδου με ηλεκτροφόριση. Αφορά μια μέθοδο που έχει αναπτυχθεί μόνο σε πειραματικό στάδιο και αποτελείται από τα παρακάτω βήματα:

- Θραύση του ελαιοκάρπου και ζύμωση της πάστας.
- Διάλυση του μείγματος με ζεστό νερό σε αναλογία νερού/μείγματος 3:1 ώστε να δημιουργηθεί ομογενές μίγμα.
- Διαχωρισμό του ελαιολάδου με επίπλευση.

Στην πράξη, η μέθοδος αυτή έχει εγκαταλειφθεί.

1.1.4 Χημικός διαχωρισμός

Ο χημικός διαχωρισμός είναι μια πάρα πολύ γνωστή μέθοδος. Τα βήματα της διαδικασίας είναι τα ακόλουθα:

- Θραύση του ελαιοκάρπου από μυλόπετρες.
- Διάλυση της πάστας με διάλυμα βάσης κατάλληλης περιεκτικότητας, σε δεξαμενές εξοπλισμένες με θερμοαντές.
- Διαχωρισμός του ελαιολάδου σε δεξαμενές.

1.1.5 Διεργασία αφαίρεσης του πυρήνα

Η μέθοδος αυτή σχετίζεται με την παραγωγή ελαιολάδου χωρίς αυτή να περιλαμβάνει και τη θραύση του ελαιοπυρήνα. Η μέθοδος αυτή ήταν ιδιαίτερα διαδεδομένη κατά την αρχαιότητα. Αρχικά αφαιρείται ο πυρήνας από τον ελαιόκαρπο σε ένα ειδικό μηχάνημα. Έπειτα εφαρμόζεται στον καρπό μεγάλη πίεση με την οποία επιτυγχάνεται ο διαχωρισμός σε μια υγρή φάση η οποία περιέχει λάδι, νερό και μια μικρή ποσότητα στερεών. Ο περαιτέρω διαχωρισμός του λαδιού επιτυγχάνεται με φυγοκέντρωση.

1.1.6 Διήθηση

Η μέθοδος επωφελείται από τη διαφορετική επιφανειακή τάση των υγρών φάσεων στην πάστα. Ένα μεταλλικό πιάτο τοποθετείται μέσα στην πάστα. Όταν αυτό αποσύρεται ξανά, είναι επικαλυμμένο με λάδι, εξαιτίας της διαφορετικής επιφανειακής τάσης του λαδιού. Περαιτέρω διαχωρισμός του λαδιού επιτυγχάνεται με φυγοκέντρωση [2].

Στην Κρήτη υπάρχουν συνολικά 500 ελαιουργεία σύμφωνα με στοιχεία του 2003, αλλά ο αριθμός τους αυξάνεται με το πέρασμα του χρόνου. Αναλυτικότερα στο νομό Χανίων λειτουργούν 148 ελαιουργεία, από τα οποία τα 138 είναι τριφασικά φυγοκεντρικά, τα 7 είναι κλασικά και 3 μικτά. Στο νομό Ρεθύμνης λειτουργούν 76 ελαιουργεία, 73 τριφασικά φυγοκεντρικά, 2 κλασικά και 1 μικτό. Στο νομό Ηρακλείου λειτουργούν τα περισσότερα ελαιουργεία, από τα οποία τα 235 είναι τριφασικά φυγοκεντρικά και 3 μικτά. Τέλος στο νομό Λασιθίου λειτουργούν 76 ελαιουργεία από τα οποία τα 74 είναι τριφασικά φυγοκεντρικά και 2 κλασικά. Η συνολική τους δυναμικότητα είναι 9.886.507 κιλά πρώτης ύλης ανά 8 ώρες λειτουργίας του ελαιουργείου [3].

1.2 Απόβλητα ελαιοτριβείου

Ο ελαιόκαρπος κατά την επεξεργασία του στα ελαιουργεία, δίνει ορισμένα υποπροϊόντα (ελαιοπυρήνας, φύλλα των ελαιοδέντρων) και ταυτόχρονα παράγονται μεγάλες ποσότητες υγρών αποβλήτων με μεγάλο βιολογικό φορτίο.

Παρακάτω γίνεται αναλυτικότερη αναφορά σε κάθε κλάδο αποβλήτων [4].

1.2.1 Στερεά απόβλητα

Τα στερεά απόβλητα συντίθεται από ένα μίγμα στερεών συστατικών, προερχόμενων από τον ελαιόκαρπο και κουκούτσια ελιάς. Η πάστα αυτή συλλέγεται και οδηγείται σε εγκαταστάσεις εξαγωγής λαδιού από τον πυρήνα της ελιάς. Το υπόλοιπο λάδι, που προέρχεται από τα ξηρά υπολείμματα ή από τον πυρήνα, εξάγεται με τη χρήση εξανίου αφού πρώτα η πάστα έχει αποξηρανθεί στους 60 °C. Από τη διαδικασία αυτή παράγονται ετησίως περίπου 170000 τόνοι λαδιού και 1600000 πυρηνάκι το οποίο χρησιμοποιείται σαν καύσιμο [2].

Τα φύλλα μαζί με τους κλαδίσκους, μέχρι πριν από λίγα χρόνια, συνήθως παρέμεναν αναξιοποίητα και μόνο μια μικρή ποσότητά τους χρησιμοποιούνταν ως ζωοτροφή, όσο ακόμη ήταν σε νωπή κατάσταση. Τα τελευταία χρόνια, μετά από σχετική έρευνα του Ινστιτούτου Αμπέλου Λαχανοκομίας και Ανθοκομίας Ηρακλείου άρχισε η αξιοποίησή τους με την παρασκευή οργανοχουμικών εδαφοβελτιωτικών και υποστρωμάτων ανάπτυξης των φυτών [4].

1.2.2 Αέρια απόβλητα

Από την παραγωγική διαδικασία των ελαιοτριβείων, τα αέρια απόβλητα που παράγονται είναι τα καυσαέρια τόσο από την καύση του ελαιοπυρήνα, όσο και αυτά από τα μηχανήματα εσωτερικής καύσης. Μπορούμε να τα θεωρήσουμε αμελητέα χωρίς να υποεκτιμήσουμε την επιβάρυνση που επιφέρουν στην ατμόσφαιρα. Αυτό δικαιολογείται αν λάβουμε υπόψη τα εξής:

- i. Τα ελαιοτριβεία σε πολύ μεγάλο ποσοστό χωροθετούνται εκτός των αστικών περιοχών και έτσι δεν κινδυνεύουν κατοικημένες περιοχές από τους αέριους ρύπους που ενδεχόμενα εκπέμπονται.
- ii. Οι ποσότητες των αέριων αποβλήτων είναι πολύ μικρές σε σχέση με τον τεράστιο όγκο του ατμοσφαιρικού αποδέκτη και επομένως η επιβάρυνση που επιφέρουν σε αυτόν μπορεί να θεωρηθεί αμελητέα [4].

1.2.3 Υγρά απόβλητα

Τα υγρά απόβλητα των ελαιουργείων, που αλλιώς ονομάζονται κατσίγαρος, προέρχονται από το νερό και τα μαλακά μέρη της ελιάς. Επίσης προέρχονται από το πλύσιμο των ελιών, των μηχανημάτων και των χώρων ενός ελαιοτριβείου. Η χρήση νερού κατά την παραγωγική διαδικασία ποικίλει ανάλογα με τον τύπο του εξοπλισμού που χρησιμοποιείται και οι ποσότητες του νερού που αντιστοιχούν στην πλύση των παραγωγικών διατάξεων και σε γενική χρήση εξαρτώνται από την πρακτική που ακολουθείται σε κάθε ελαιοτριβείο.

Τα χαρακτηριστικά των αποβλήτων (όγκος ανά μονάδα μάζας ελαιοκάρπου που υποβάλλεται σε επεξεργασία και περιεκτικότητάς τους σε διάφορα συστατικά) εξαρτώνται από την ολική χρήση νερού, την περιεκτικότητα του ελαιοκάρπου σε φυτικά υγρά, το ποσοστό των φυτικών υγρών που μεταφέρεται στα απόβλητα και την υγρασία του ελαιοπυρήνα, την περιεκτικότητα των διάφορων συστατικών στα φυτικά υγρά και τέλος από το ποσοστό του ελαιολάδου και των στερεών στην ελαιοζύμη που δε διαχωρίζονται κατά την παραγωγική διαδικασία αλλά συμπαρασύρονται στο ρεύμα των αποβλήτων [4].

Χαρακτηριστικά των υγρών αποβλήτων ελαιοτριβείου

Τα υγρά απόβλητα ελαιοτριβείων χαρακτηρίζονται από τα παρακάτω ειδικά χαρακτηριστικά και συστατικά [2]:

- Έντονο σκούρο καφέ έως μαύρο χρώμα.
- Έντονο χαρακτηριστικό άρωμα
- Μεγάλο ποσοστό οργανικών ρυπαντών
- pH που κυμαίνεται από 3 έως 6 (ελαφρώς όξινο)
- Υψηλή ηλεκτρική αγωγιμότητα
- Υψηλό περιεχόμενο σε πολυφαινόλες
- Υψηλό περιεχόμενο σε στερεή ύλη

Τα διάφορα χαρακτηριστικά των αποβλήτων αυτών, που αλλιώς ονομάζονται κατσίγαρος, εξαρτώνται από την ποικιλία των ελιών, την ωριμότητά τους, το κλίμα και τον τύπο εδάφους καθώς και από την μέθοδο εξαγωγής και επεξεργασίας. Ο πίνακας που ακολουθεί παρουσιάζει συνοπτικά τις παραμέτρους των υγρών αποβλήτων του ελαιοτριβείου και το εύρος των τιμών τους [4].

Πίνακας 1.2 Γενικά χαρακτηριστικά υγρών αποβλήτων ελαιοτριβείου

Παράμετροι	Τιμές
pH	4,5 - 6
EC (dS/m)	8,0 - 22
BOD (mg/L)	35.000 – 100.000
COD (mg/L)	40.000 – 195.000
Lipids (mg/L)	300 – 23.000
Organic matter (g/L)	40 - 165
Mineral matter (g/L)	5,0 - 14
Polyphenols (mg/L)	3.000 – 24.000
N (g/L)	5,0 - 13
P (g/L)	0,3 - 1,1
K (g/L)	2,7 - 7,2
Ca (g/L)	0,12 - 0,75
Mg (g/L)	0,1 - 0,4
Na (g/L)	0,04 - 0,9
Solids (%)	5,5 - 17,6

Εξαιτίας της παρουσίας μεγάλων ποσοτήτων πρωτεϊνών, πολυσακχαριτών, μεταλλικών αλάτων και άλλων χρήσιμων ουσιών για τη γεωργία, όπως χουμικά οξέα, ο κατσίγαρος έχει υψηλή θρεπτική αξία. Δυστυχώς όμως, εκτός από αυτές τις θρεπτικές ουσίες, περιέχει επίσης φυτοτοξικές και βιοτοξικές ουσίες, που αποτρέπουν τη διάθεσή του. Οι φυτοτοξικές και αντιβακτηριδιακές ιδιότητές του οφείλονται στις φαινόλες που περιέχει ο κατσίγαρος. Έχει υπολογιστεί ότι το τοξικό φορτίο όσον αφορά στις φαινόλες που περιέχονται στον κατσίγαρο είναι έως και χίλιες φορές περισσότερο από αυτό των οικιακών λυμάτων.

Η ετήσια παραγωγή υγρών αποβλήτων ελαιοτριβείων στις μεσογειακές ελαιοπαραγωγικές χώρες υπολογίζεται ότι κυμαίνεται από 7 έως 30 εκατομμύρια m³. Αυτή η μεγάλη διακύμανση μπορεί να εξηγηθεί εν μέρει από το γεγονός ότι η παραγωγή λαδιού διαφέρει από τον ένα χρόνο στον άλλο και στο γεγονός ότι τα στοιχεία αυτά είναι απλές εκτιμήσεις, αφού δεν υπάρχουν στοιχεία για την παραγωγή των υγρών αποβλήτων ελαιοτριβείων. Ο μεγάλος αυτός όγκος αποβλήτων παράγεται σε χρονικό διάστημα λίγων μηνών, γεγονός που κάνει ακόμα πιο δύσκολη την επεξεργασία τους.

1.3 Περιβαλλοντικές επιπτώσεις των αποβλήτων ελαιουργείου

Αν τα υγρά απόβλητα ελαιοτριβείων διατίθονταν κατευθείαν σε καθαρό νερό ή στη θάλασσα, θα κατέστρεφαν τις ικανότητες αυτοκαθαρισμού των συστημάτων στα οποία θα γινόταν η διάθεση και θα μετέβαλλαν σοβαρά τη βιολογική ισορροπία. Επίσης, η φτωχή δυνατότητα βιοαποικοδόμησης των περιεχομένων του κατσίγαρου εμποδίζει τη διάθεσή του σε χωράφια, αφού τα μη βιοδιασπάσιμα οργανικά συστατικά του θα έφταναν στον υπόγειο υδροφόρο και θα τον μολύναν.

Ο κατσίγαρος επίσης εμποδίζει τη βλάστηση διάφορων σπόρων και την ανάπτυξη διάφορων φυτών. Έχει επίσης παρουσιαστεί ότι η άμεση εφαρμογή ανεπεξέργαστων υγρών αποβλήτων ελαιοτριβείου σε φυτά προκαλεί την πτώση των φύλλων και των καρπών του φυτού. Η φυτοτοξικότητα του κατσίγαρου έχει αποδοθεί, από πολλούς συγγραφείς, στην περιεκτικότητά του σε φαινόλες και μερικά οργανικά οξέα όπως το οξικό και φορμικό οξύ, που παράγονται, συχνά μαζί με άλλους μικροβιακούς μεταβολίτες, κατά τη διάρκεια της φύλαξης.

Οι κύριες επιπτώσεις των υγρών αποβλήτων στο νερό συνδέονται με τη συγκέντρωσή τους, τη σύνθεσή τους και την εποχιακή τους παραγωγή. Η πιο ορατή επίπτωση που έχει ο κατσίγαρος, όταν διατεθεί σε υδάτινους αποδέκτες, είναι ο χρωματισμός των φυσικών νερών. Αυτή η αλλαγή χρώματος οφείλεται στην οξείδωση και τον επακόλουθο πολυμερισμό των τανινών, που δίνει σκουρόχρωμες πολυφαινόλες, που είναι δύσκολο να απομακρυνθούν από τις εκροές.

Ο κατσίγαρος έχει μια σημαντική συγκέντρωση σακχάρων. Αν αυτά διατεθούν κατευθείαν στους επιφανειακούς υδροφορείς, το αποτέλεσμα θα είναι αύξηση στον αριθμό των μικροοργανισμών που θα τα χρησιμοποιήσουν ως υπόστρωμα. Η επίπτωση του γεγονότος αυτού είναι η μείωση του διαλυμένου οξυγόνου στο νερό, και επιπλέον, θα επέφερε μείωση στο μερίδιο των υπόλοιπων ζωντανών οργανισμών. Αυτό μπορεί να προκαλέσει τη διατάραξη της ισορροπίας ολόκληρου του οικοσυστήματος.

Παρόμοια αποτελέσματα παρατηρούνται και από υψηλές συγκεντρώσεις φωσφόρου. Ο φώσφορος ενθαρρύνει και επιταχύνει την ανάπτυξη των αλγών και αυξάνει τις πιθανότητες ευτροφισμού, καταστρέφοντας την οικολογική ισορροπία. Σε αντίθεση με το άζωτο και τον άνθρακα, που διαφεύγουν μετά από την αποικοδόμησή τους σαν διοξείδιο του άνθρακα και αέριο άζωτο, ο φώσφορος δεν μπορεί να αποικοδομηθεί παρά μόνο να εναποτεθεί. Αυτό σημαίνει ότι απομακρύνεται μόνο σε ένα μικρό ποσοστό δια μέσου της τροφικής αλυσίδας.

Η παρουσία μεγάλων ποσοτήτων θρεπτικών στον κατσίγαρο, παρέχει ένα ιδανικό μέσο για τον πολλαπλασιασμό των παθογόνων οργανισμών, ο οποίος έχει σοβαρές συνέπειες στην υδρόβια ζωή, και στους ανθρώπους που μπορεί να έρθουν σε επαφή με το νερό [2].

1.4 Μέθοδοι επεξεργασίας υγρών αποβλήτων ελαιοτριβείων

Για την επεξεργασία των υγρών αποβλήτων από τα ελαιοτριβεία έχουν αναπτυχθεί μια σειρά από διεργασίες και μπορούν να χωριστούν σε τρεις κύριες κατηγορίες:

- Φυσικοχημικές
- Βιολογικές
- Θερμικές διεργασίες

Τα αποτελέσματα από τη χρήση των διάφορων διεργασιών ποικίλουν, χωρίς όμως να έχει βρεθεί μια ικανοποιητική λύση του προβλήματος, λαμβάνοντας υπόψη και το κόστος αυτών.

1.4.1 Φυσικοχημικές διεργασίες

Στις φυσικοχημικές διεργασίες επεξεργασίας η μείωση του ρυπαντικού φορτίου γίνεται είτε με την προσθήκη διάφορων χημικών ουσιών, κυρίως αλάτων, είτε μέσω αξιοποίησης κάποιων φυσικών ή χημικών ιδιοτήτων όπως για παράδειγμα: αντίστροφη όσμωση, είτε συνδυασμός και των δύο, π.χ. οζόνωση και UV.

Οι βασικές μέθοδοι που χρησιμοποιούν τις φυσικοχημικές διεργασίες είναι οι μέθοδοι των εξατμισοδεξαμενών, της ιζηματοποίησης, της αραίωσης, της συσσωμάτωσης, της κατακρήμνισης, του διαχωρισμού με μεμβράνες, της προσρόφησης, της οζονοποίησης, της επίπλευσης, της διήθησης, της αντίδρασης Fenton, της εξουδετέρωσης, της υγρής οξείδωσης, της φωτοκατάλυσης και της ανταλλαγής ιόντων.

Οι πιο πολλές φυσικοχημικές διεργασίες δεν έχουν τα αναμενόμενα αποτελέσματα εξαιτίας είτε του υψηλού κόστους των χημικών και οξειδωτικών που χρησιμοποιούνται, είτε εξαιτίας του μικρού ορίου COD που το σύστημα λειτουργεί επαρκώς. Για παράδειγμα σε διεργασίες βασιζόμενες στο όζον για να μην έχουμε διαρροή του οξειδωτικού στο απόβλητο είναι απαραίτητη μια διάλυση όμοια με αυτής της αερόβιας αποδόμησης.

Οι φυσικοχημικές διεργασίες δίνουν μόνο μερική λύση στο πρόβλημα της διάθεσης των υγρών αποβλήτων των ελαιουργείων λόγω της δημιουργίας δευτερευόντων προϊόντων ρύπανσης, κυρίως μέσω της λάσπης, αλλά και του υψηλού κόστους λειτουργίας [5].

1.4.2 Θερμικές διεργασίες

Βασικός στόχος των θερμικών διεργασιών είναι η μείωση του περιεχόμενου υγρού των αποβλήτων, η μείωση του συνολικού όγκου τους και η συμπύκνωσή τους. Βασικές μέθοδοι επεξεργασίας με εφαρμογή θερμικών διεργασιών είναι η εξάτμιση, η απόσταξη, η καύση και η πυρόλυση.

1.4.3 Συνδυασμένες διεργασίες

Επειδή τα αποτελέσματα με τη χρήση μιας μόνο διεργασίας (φυσικοχημικής, βιολογικής, θερμικής) δεν δίνει τα αναμενόμενα αποτελέσματα, γίνεται συνήθως χρήση συνδυασμού διεργασιών για την καλύτερη εκμετάλλευση των πλεονεκτημάτων της κάθε μιας [5]. Η πρώτη στη σειρά μέθοδος επεξεργασίας, εάν επιλεγεί κατάλληλα, θα διευκολύνει τη δεύτερη, και θα οδηγήσει σε ένα μεγαλύτερο βαθμό επεξεργασίας των αποβλήτων. Πειράματα εργαστηριακής κλίμακας έχουν διεξαχθεί με σκοπό την εύρεση της μεθόδους προεπεξεργασίας και τις κατάλληλες συνθήκες που μπορούν βελτιστοποιήσουν την αναερόβια αποικοδόμηση του κατσιγάρου όσον αφορά στη κινητική των διεργασιών και στην παραγωγή μεθανίου.

1.4.4 Βιολογικές διεργασίες

Οι βιολογικές διεργασίες χρησιμοποιούν μικροοργανισμούς για τη διάσπαση των χημικών που είναι παρόντα στα απόβλητα. Ο τύπος των μικροοργανισμών που χρησιμοποιείται εξαρτάται από τις συνθήκες στις οποίες γίνεται η επεξεργασία, π.χ. αερόβιες ή αναερόβιες. Η αναερόβια επεξεργασία χρησιμοποιείται για την απομάκρυνση για την αποικοδόμηση οργανικής ύλης σε περιπτώσεις υψηλών συγκεντρώσεων. Η αερόβια επεξεργασία χρησιμοποιείται για την επεξεργασία χαμηλότερων φορτίων οργανικής ύλης ή σαν δευτερεύων στάδιο επεξεργασίας για την περαιτέρω απομάκρυνση της οργανικής ύλης από τα απόβλητα.

Μια κατάλληλη λύση απορρύπανσης του κατσιγάρου θα μπορούσε να είναι η εφαρμογή μικροοργανισμών ικανών να μεταβολίσουν τα τοξικά συστατικά του. Η βιολογική αυτή προσέγγιση απαιτεί βαθιά γνώση των καταβολικών μονοπατιών των μικροοργανισμών [2].

Μια μέθοδος βιολογικής επεξεργασίας των αποβλήτων ελαιουργείων είναι η κομποστοποίηση. Η κομποστοποίηση είναι η μέθοδος που στοχεύει στην παραγωγή βελτιωτικού εδάφους (οργανικού λιπάσματος) από τα απόβλητα, στερεά και υγρά. Βασικά πλεονεκτήματα της μεθόδου αυτής είναι η άμεση εφαρμογή της στο έδαφος και η καλή ποιότητα του παραγόμενου λιπάσματος, μειονέκτημα αποτελεί η μεγάλη διάρκεια που μεσολαβεί, μέχρι την παραγωγή του τελικού προϊόντος.

Τα βασικά πλεονεκτήματα των βιολογικών μεθόδων είναι το χαμηλό κόστος και η απλότητα των εγκαταστάσεων που απαιτούνται ενώ τα μειονεκτήματά τους είναι ο μεγάλος χρόνος παραμονής και η απαραίτητη προεπεξεργασία που απαιτείται (υψηλή διάλυση, ρύθμιση pH, εγκλιματισμός των μικροοργανισμών κ.α.) [5].

Μια από τις βιολογικές μεθόδους, που μελετάται για τη χρήση της στην επεξεργασία κατσιγάρου, είναι και τα φυσικά συστήματα επεξεργασίας υγρών αποβλήτων. Τα συστήματα αυτά εκμεταλλεύονται την ικανότητα των φυτών και των μικροοργανισμών που συνδέονται με αυτά, όπως μύκητες και βακτήρια, να απομακρύνουν τους ρυπαντές από διάφορα απόβλητα ή μολυσμένο χώμα.

Από τα φυσικά συστήματα αυτά, για την επεξεργασία των υγρών αποβλήτων ελαιοτριβείου χρησιμοποιούνται σε αρκετές περιπτώσεις οι λίμνες σταθεροποίησης. Επίσης τύποι φυσικών συστημάτων όπως τεχνητοί υδροβιότοποι αλλά και συστήματα βραδείας εφαρμογής βρίσκονται ακόμα σε πειραματικό στάδιο και δεν υπάρχουν αναφορές για τη χρήση τους σε ευρεία κλίμακα. Η παρούσα διπλωματική αναφέρεται στην επεξεργασία υγρών αποβλήτων ελαιοτριβείου σε μια πιλοτική μονάδα τεχνητού υδροβιότοπου επιφανειακής ροής. Παρόλο που δεν βρέθηκαν αναφορές για την επεξεργασία υγρών αποβλήτων ελαιοτριβείου με άλλου τύπου φυσικά συστήματα στο κεφάλαιο που ακολουθεί παρουσιάζονται αναλυτικά τα φυσικά συστήματα επεξεργασίας υγρών αποβλήτων για την καλύτερη κατανόηση του τρόπου λειτουργίας τους.

Κεφάλαιο 2 - Φυσικά Συστήματα Επεξεργασίας Υγρών Αποβλήτων

Η χρήση των φυσικών συστημάτων επεξεργασίας για την επεξεργασία υγρών αποβλήτων ελαιουργείων βρίσκεται ακόμα σε πειραματικό στάδιο. Από τους τύπους των φυσικών συστημάτων, πειράματα για την επεξεργασία κατσιγάρου έχουν γίνει με συστήματα βραδείας εφαρμογής και τεχνητούς υγροβιότοπους, χωρίς αυτό να σημαίνει ότι και τα υπόλοιπα συστήματα δεν μπορούν να χρησιμοποιηθούν στην επεξεργασία κατσιγάρου μόνα τους ή σε συνδυασμό με άλλες μεθόδους. Στο κεφάλαιο αυτό γίνεται μια περιληπτική αναφορά στους τύπους φυσικών συστημάτων επεξεργασίας υγρών αποβλήτων, τον τρόπο λειτουργίας τους και τα πλεονεκτήματα και μειονεκτήματά τους.

2.1 Εισαγωγή

Φυσικές διεργασίες πάντα καθάριζαν το νερό καθώς έρεε διαμέσου ποταμών, λιμνών, ρευμάτων και υγροβιότοπων. Τις τελευταίες δεκαετίες κατασκευάστηκαν συστήματα που χρησιμοποιούν τις φυσικές αυτές διαδικασίες για να βελτιώσουν την ποιότητα του νερού [1]. Αυτά είναι τα Φυσικά Συστήματα Επεξεργασίας Υγρών Αποβλήτων. Γενικά, φυσικά συστήματα ονομάζονται αυτά που η επεξεργασία του υγρού αποβλήτου διενεργείται με φυσικά μέσα και διεργασίες, όπως είναι οι φυσικές, χημικές ή συνδυασμό τους, που συμβαίνουν στο περιβάλλον έδαφος- φυτό- απόβλητο [6].

Πολλές φορές, οι διεργασίες που εμπλέκονται στα φυσικά συστήματα επεξεργασίας είναι οι ίδιες με αυτές που συμβαίνουν στα μηχανικά ή συμβατικά συστήματα επεξεργασίας, όπως είναι η καθίζηση, το φιλτράρισμα, η μεταφορά αερίων, η προσρόφηση, η ιοντική εναλλαγή, η χημική κατακρήμνιση, η χημική οξείδωση και αναγωγή και η βιολογική μετατροπή και αποδόμηση και άλλες, που είναι μοναδικές σε φυσικά συστήματα, όπως είναι η φωτοσύνθεση, η φωτοοξείδωση και η πρόσληψη από φυτά.

Στα φυσικά συστήματα οι διεργασίες συντελούνται με φυσικές ταχύτητες και τείνουν να διενεργούνται περισσότερες από μία συγχρόνως, σε ένα «οικοσυστηματικό αντιδραστήρα», σε αντίθεση με τα μηχανικά συστήματα στα οποία συμβαίνουν διαδοχικά και σε διαφορετικούς, σε σειρά αντιδραστήρες ή δεξαμενές, με επιταχυνόμενες ταχύτητες ως αποτέλεσμα της εισρέουσας σε αυτές ενέργειας. Τα φυσικά συστήματα κατατάσσονται σε δυο βασικές κατηγορίες [7],

- Αυτά που βασίζονται στο έδαφος ή τα γήινα συστήματα επεξεργασίας. Μετά την εφαρμογή προεπεξεργασμένων υγρών αποβλήτων στην επιφάνεια του εδάφους, επιταχύνεται περαιτέρω επεξεργασία τους δια μέσου των φυσικών, χημικών και βιολογικών διεργασιών, που συμβαίνουν στο έδαφος και βαθύτερους γεωλογικούς σχηματισμούς. Τα υδραυλικά φορτία εφαρμογής πρέπει να είναι συμβατά με το δυναμικό του κάθε συστήματος. Οι κύριοι τύποι συστημάτων επεξεργασίας με εφαρμογή τους στο έδαφος και σε βαθύτερους γεωλογικούς σχηματισμούς είναι οι: α) βραδείας εφαρμογής, β) ταχείας διήθησης, γ) επιφανειακής ροής και δ) συνδυασμένοι τύποι.
- Τα συστήματα που βασίζονται στα υδροχαρή φυτά, όπως είναι οι φυσικοί και τεχνητοί υδροβιότοποι και τα συστήματα των επιπλέοντων υδροχαρών φυτών.

2.1.1 Πλεονεκτήματα φυσικών συστημάτων

Η τεχνογνωσία της επεξεργασίας υγρών αποβλήτων με μικρά αποκεντρωμένα συστήματα, σε συνδυασμό με την επαναχρησιμοποίηση των εκροών τους σε γεωργικές χρήσεις, έχει αναπτυχθεί πολύ τα τελευταία χρόνια σε πολλές προηγμένες χώρες και ιδιαίτερα στις Η.Π.Α. Ιδιαίτερα, οι εξελίξεις και η τεχνογνωσία σε θέματα φυσικών συστημάτων έδωσε ενθαρρυντικά αποτελέσματα για εφαρμογή των συστημάτων αυτών σε μικρούς πληθυσμούς (μέχρι 10.000 ι.κ.). Τα συστήματα αυτά εντάσσονται πλήρως στη νέα νοοτροπία επιστροφής στα απλά, αποτελεσματικά συστήματα, συμβατά με φυσικές διεργασίες, χωρίς πολύπλοκους και ενεργοβόρους μηχανισμούς. Τέτοια συστήματα επεξεργασίας υγρών αποβλήτων απαιτούν ελάχιστη συντήρηση και το κόστος λειτουργίας τους είναι συνήθως μικρό. Επίσης χαρακτηρίζονται από απλότητα και συμβατότητα με το φυσικό περιβάλλον. Τέλος τα κλιματολογικά δεδομένα περιοχών της Μεσογείου, ευνοούν μεγάλους ρυθμούς ανάπτυξης φυσικών συστημάτων, καθώς και ανάκτησης και επαναχρησιμοποίησης εκροών επεξεργασμένων υγρών αποβλήτων κυρίως για άρδευση.

Γενικά τα συμβατικά συστήματα επεξεργασίας είναι υψηλού κατασκευαστικού και λειτουργικού κόστους, αντιμετωπίζουν συχνά λειτουργικά προβλήματα και είναι ενεργοβόρα, κυρίως κατά τη εφαρμογή τους σε μικρούς σχετικά Ο.Τ.Α. [6]. Οι τρεις κυριότερες περιβαλλοντικές συνέπειες των συμβατικών συστημάτων επεξεργασίας είναι α) η μείωση μη ανανεώσιμων πηγών ενέργειας, β) η συμπληρωματική επιβάρυνση του περιβάλλοντος που σχετίζεται με την εξαγωγή και χρήση των μη ανανεώσιμων αυτών πηγών ενέργειας και γ) η τύχη των εναπομεινάντων υποπροϊόντων της επεξεργασίας σε συμβατικά συστήματα, όπως για παράδειγμα η ενεργός ιλύς [8].

Έτσι τα φυσικά συστήματα προτιμούνται από τα συμβατικά συστήματα εξαιτίας: α) της απλότητάς τους, β) του χαμηλού κόστους κατασκευής και λειτουργίας των εγκαταστάσεων

καθώς και των μικρών απαιτήσεών τους σε ενέργεια, και γ) της δυνατότητας συμβολής τους στην αναβάθμιση του περιβάλλοντος και στη δημιουργία χώρων αναψυχής [6].

2.1.2 Μειονεκτήματα φυσικών συστημάτων επεξεργασίας

Ένα από τα βασικότερα μειονεκτήματα των φυσικών συστημάτων επεξεργασίας υγρών αποβλήτων είναι οι μεγάλες απαιτήσεις τους σε φυσικό χώρο σε σύγκριση με τα συμβατικά συστήματα επεξεργασίας και για το λόγο αυτό είναι κατάλληλα για εφαρμογή σε μικρούς πληθυσμούς αφού η έκταση και συνεπώς και το κόστος της γης που θα ήταν απαραίτητο για μια μεγαλύτερη πόλη θα ήταν απαγορευτικό. Παρ' όλ' αυτά φυσικά συστήματα επεξεργασίας έχουν χρησιμοποιηθεί και σε μεγαλύτερες πόλεις σε συνδυασμό με συμβατικά συστήματα για την επίτευξη καλύτερης ποιότητας εκροών με πιο οικονομικά αποδοτικό τρόπο.

Τα φυσικά συστήματα επεξεργασίας έχουν τυπικά μεγαλύτερους χρόνους παραμονής (3 έως 200 μέρες) από τα συμβατικά συστήματα (λιγότερο από 1 έως 2 μέρες) και για αυτό είναι αποτελεσματικά μετά από ρύθμιση του όγκου και της ποιότητας της εισροής. Εξαιτίας του μεγάλου χρόνου παραμονής και επειδή τα φυσικά συστήματα βρίσκονται στην ύπαιθρο και εκτείνονται σε μεγάλες περιοχές που επηρεάζονται από καταιγίδες, ανέμους, φωτιές, έντομα, πλημμύρες και σεισμούς, τα συστήματα αυτά ανταποκρίνονται σχετικά αργά σε λειτουργικές αλλαγές αλλά ανταποκρίνονται σε φυσικές αλλαγές που δεν μπορούν να ελεγχθούν από τους διαχειριστές του συστήματος [8].

2.1.3 Επαναχρησιμοποίηση επεξεργασμένων αποβλήτων από φυσικά συστήματα επεξεργασίας

Η συνεχής πληθυσμιακή αύξηση, η ρύπανση και η συνεχής υποβάθμιση τόσο των επιφανειακών όσο και των υπόγειων νερών, η άνιση κατανομή των υδατικών πόρων και οι περιοδικές ξηρασίες καθιστούν αναγκαία τη διερεύνηση και ανάπτυξη νέων πηγών νερού. Στις βιομηχανικές χώρες υπάρχουν αυξανόμενα προβλήματα, που σχετίζονται με τη διασφάλιση της αναγκαίας τροφοδοσίας με νερό και τη διάθεση των αστικών και βιομηχανικών υγρών αποβλήτων. Αντίθετα στις αναπτυσσόμενες χώρες και ιδιαίτερα σε αυτές με ξηρικές και ημιξηρικές περιοχές υπάρχει η ανάγκη τεχνολογίας προσιτού κόστους, για αύξηση των διαθέσιμων ποσοτήτων νερού και παράλληλη προστασία των υπαρχόντων πηγών νερού.

Γι' αυτό η επαναχρησιμοποίηση των επεξεργασμένων υγρών αποβλήτων φαίνεται ότι αποτελεί το πιο κατάλληλο μέσο στην αντιμετώπιση περιβαλλοντικών προβλημάτων. Ελλειμματικές περιοχές σε διαθέσιμους υδατικούς πόρους αναπτύσσουν νέες τεχνολογίες και προγραμματίζουν την επαναχρησιμοποίηση προεπεξεργασμένων υγρών αποβλήτων. Τέτοιες περιοχές, συνήθως, χαρακτηρίζονται από : α) περιορισμένους υδατικούς πόρους, που αντιμετωπίζουν και προβλήματα ρύπανσης οφειλόμενα κυρίως στην ελλιπή αραίωση,

διασπορά και έκπλυση και β) μια αυξημένη ζήτηση νερού, κυρίως για άρδευση, ιδιαίτερα την περίοδο περιορισμένων βροχοπτώσεων.

Η επαναχρησιμοποίηση των υγρών αποβλήτων, εκτός του ότι εξοικονομεί πηγές νερού όπως προαναφέρθηκε, μειώνει το κόστος επεξεργασίας και διάθεσής τους, περιορίζει την απαιτούμενη υποδομή για εκμετάλλευση και χρήση άλλων πηγών νερού και φυσικά περιορίζει το κόστος χρήσης τους και τις ρυπαντικές επιπτώσεις τους. Οι κύριες κατηγορίες επαναχρησιμοποίησης προεπεξεργασμένων υγρών αποβλήτων με τη σειρά όγκου χρησιμοποιούμενου νερού είναι η γεωργική και κυρίως η άρδευση, η βιομηχανική, ο εμπλουτισμός υπόγειων υδροφορέων και διάφορες άλλες. Από αυτές η άρδευση αντιπροσωπεύει στις μέρες μας αλλά ασφαλώς και στο προσεχές μέλλον τον πιο σημαντικό χρήστη νερού και προσφέρει σοβαρές δυνατότητες για απορρόφηση όλο και μεγαλύτερων ποσοτήτων ανακτώμενων υγρών αποβλήτων [7].

2.2 Τύποι φυσικών συστημάτων επεξεργασίας υγρών αποβλήτων

Όλοι οι τύποι φυσικών συστημάτων επεξεργασίας απαιτούν προεπεξεργασία των χρησιμοποιούμενων υγρών αποβλήτων, με κάποια μηχανική ή συμβατική διεργασία. Η ελάχιστη προεπεξεργασία που συνιστάται είναι η εσχάρωση ή η πρωτοβάθμια καθίζηση, με σκοπό την απομάκρυνση των στερεών, που θα μπορούσαν να προξενήσουν προβλήματα στα δίκτυα διανομής ή να δημιουργήσουν ενοχλητικές συνθήκες στον περιβάλλοντα χώρο.

Οι τύποι των φυσικών συστημάτων είναι οι παρακάτω:

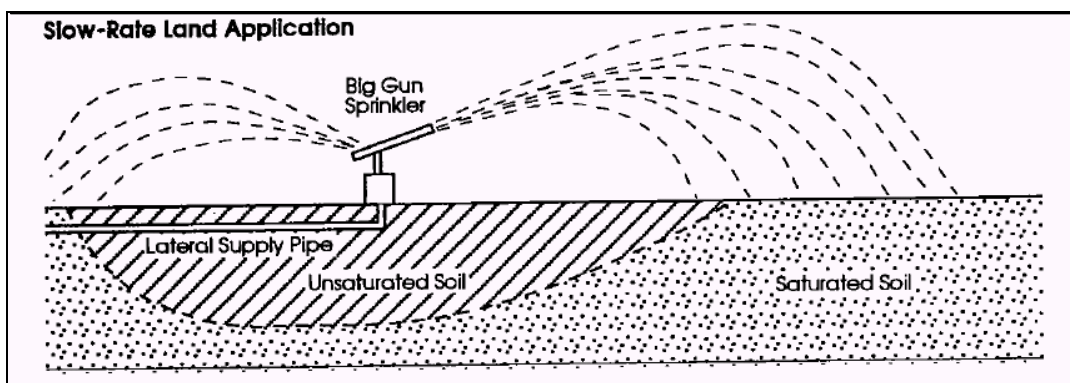
2.2.1 Βραδείας εφαρμογής (Slow-rate systems)

Η βραδεία εφαρμογή αποτελεί τον επικρατέστερο τύπο φυσικού συστήματος επεξεργασίας υγρών αποβλήτων. Αυτό συνοπτικά περιλαμβάνει την ελεγχόμενη εφαρμογή του προεπεξεργασμένου αποβλήτου σε έδαφος με φυτική βλάστηση, με σκοπό την περαιτέρω επεξεργασία του και την ικανοποίηση εξατμισοδιαπνευστικών αναγκών της φυτικής βλάστησης.

Η επεξεργασία διενεργείται καθώς αυτό διηθείται στο έδαφος. Στις περισσότερες περιπτώσεις το απόβλητο κατεισδύει στον υποκείμενο υδροφόρα, αλλά είναι δυνατό να συναντηθεί με επιφανειακό νερό ή να ανακτηθεί με στραγγιστικά ή φρεατικά έργα. Η εφαρμογή του υγρού αποβλήτου στο έδαφος μπορεί να γίνει με ποικιλία μεθόδων, όπως είναι οι επιφανειακές μέθοδοι (λεκάνες, αύλακες, και άλλες) ή με καταιονισμό. Με σκοπό την επικράτηση ακόρεστων συνθηκών στο έδαφος επιβάλλεται η μη συνεχής εφαρμογή του αποβλήτου σε αυτό.

Η σχετικά βραδεία εφαρμογή του αποβλήτου, σε συνδυασμό με την παρουσία της φυτικής βλάστησης και την ενδογενή δυνατότητα του εδαφικού οικοσυστήματος, δημιουργούν στα συστήματα βραδείας εφαρμογής υψηλό δυναμικό επεξεργασίας [7].

Τα συνηθέστερα προβλήματα που προκύπτουν κατά την εφαρμογή των συστημάτων βραδείας εφαρμογής σχετίζεται με την υπερεκτίμηση της μακροχρόνιας ικανότητας διήθησης του χώματος. Τα προβλήματα αυτά έχουν να κάνουν με τη δυσκολία υπολογισμού και επαλήθευσης του ρυθμού διήθησης κατά τις αρχικές έρευνες της περιοχής αλλά και με αλλαγές στη δομή του χώματος που μπορεί να προκύψουν κατά τη διάρκεια κατασκευής ή λειτουργίας του συστήματος. Τα προβλήματα αυτά εμφανίζονται σε περιοχές με αργιλώδη εδάφη και σε εδάφη που κατά περιόδους ο υδροφόρος ορίζοντας βρίσκεται σε υψηλά επίπεδα ή σε εδάφη που εξαιτίας χημικών και φυσικών διεργασιών μειώνεται η διαπερατότητά τους.



Εικόνα 2.1 Σύστημα Βραδείας Εφαρμογής

Εξαιτίας της μεγάλης απαίτησής των φυσικών συστημάτων βραδείας εφαρμογής σε επιφάνεια γης και εξαιτίας του κόστους των απαιτούμενων σωληνώσεων και αντλιών για τη διανομή του αποβλήτου, τα συστήματα αυτά έχουν σχετικά μεγαλύτερο κόστος από τα υπόλοιπα φυσικά συστήματα επεξεργασίας [8].

2.2.2 Ταχείας διήθησης ή εφαρμογής (Rapid Infiltration)

Τα συστήματα αυτά ονομάζονται επίσης SAT (Soil-Aquifer-Treatment). Με τα συστήματα αυτά το υγρό απόβλητο, που έχει υποστεί προεπεξεργασία, εφαρμόζεται σε αβαθείς επιφανειακές λεκάνες διήθησης και επαναλαμβανόμενους κύκλους. Η εφαρμογή του αποβλήτου είναι δυνατή και με εκτοξευτές υψηλής ταχύτητας. Συνήθως σε τέτοιες περιπτώσεις δεν είναι απαραίτητη η ύπαρξη φυτικής βλάστησης πλην της περιπτώσεως όπου η εφαρμογή του αποβλήτου διενεργείται με εκτοξευτές.

Επειδή σε τέτοια συστήματα τα φορτία και οι ταχύτητες εφαρμογής είναι σχετικά υψηλά, οι απώλειες με εξάτμιση είναι μικρές και γι' αυτό ο μεγαλύτερος όγκος του εφαρμοζόμενου αποβλήτου κατεισδύει στο έδαφος, όπου διενεργείται περαιτέρω επεξεργασία του. Τα συστήματα ταχείας διήθησης περιλαμβάνουν επεξεργασία, που ακολουθείται από: α)

εμπλουτισμό υπόγειου υδροφορέα για αναπλήρωση ή προστασία του κυρίως από διείσδυση και ανάμειξη με αλμυρό νερό, β) ανάκτηση με στράγγιση ή άντληση και γ) φυσική ροή του υπόγειου και απόληξη σε επιφανειακή πηγή.

Το δυναμικό επεξεργασίας με τέτοια συστήματα είναι κατά κάποιο τρόπο μικρότερο από αυτό των συστημάτων βραδείας εφαρμογής, εξαιτίας της μικρότερης κατακράτησης σε πιο περατά εδάφη εφαρμογής και με μεγαλύτερες ταχύτητες υδραυλικού φορτίου [7]. Παρόλο που απομακρύνονται ένα σημαντικό μέρος σωματιδιακής οργανικής ύλης και των θρεπτικών που περιέχονται στα προεπεξεργασμένα απόβλητα, οι διαλυμένες στο νερό ουσίες δεν ελαττώνονται.

Ένα από τα πιθανά προβλήματα που μπορεί να προκύψουν στα συστήματα ταχείας εφαρμογής είναι η οξείδωση των αζωτούχων συστατικών στην αερόβια ζώνη του εδάφους με αποτέλεσμα την πιθανή αύξηση των νιτρικών στον υποκείμενο υδροφορέα. Ένα άλλο πιθανό πρόβλημα είναι η λανθασμένη εκτίμηση του ρυθμού διήθησης μακροχρόνια [8].

2.2.3 Επιφανειακής ροής (Overland Flow systems)

Τα συστήματα επιφανειακής ροής βασίζονται στην εφαρμογή του προεπεξεργασμένου υγρού αποβλήτου κατά μήκος της υψηλότερης πλευράς μιας διαβαθμισμένης, κεκλιμένης επιφάνειας με φυτική βλάστηση, που επιτρέπει τη ροή του σε όλη την έκτασή της και τη συλλογή της επεξεργασμένης εκροής στο τέλος της κλίσης της. Συνήθως, τα συστήματα επιφανειακής ροής εφαρμόζονται σε θέσεις με εδάφη σχεδόν αδιαπέραστα, αν και οι διεργασίες αυτών των συστημάτων έχουν εφαρμογή σε μια ποικιλία εδαφικών τύπων και υδραυλικών αγωγιμοτήτων, επειδή η περατότητα του εδάφους σε τέτοια συστήματα μειώνεται σημαντικά με το χρόνο.

Με αυτά τα συστήματα η εδαφική διήθηση του αποβλήτου είναι περιορισμένη και αποτελεί μια μειωμένη υδραυλική δίοδο του αποβλήτου. Ο κύριος όγκος του εφαρμοζόμενου αποβλήτου συλλέγεται ως επιφανειακή απορροή. Μέρος του εφαρμοζόμενου αποβλήτου εξατμισοδιαπνέεται. Οι συνολικές απώλειες του αποβλήτου εξαρτώνται από την εποχή του έτους, τις τοπικές κλιματολογικές συνθήκες και το είδος της φυτικής βλάστησης.

Τα συστήματα αυτά λειτουργούν με εναλλασσόμενες περιόδους εφαρμογής και ανάπαυσης (ξήρανσης). Η χρονική διάρκεια κάθε περιόδου εξαρτάται από το σκοπό της επεξεργασίας. Σ' αυτά τα συστήματα η διανομή γίνεται με εκτοξευτές υψηλής ή χαμηλής πίεσης ή με επιφανειακές μεθόδους, όπως είναι οι σωλήνες με ρυθμιζόμενες εξόδους [7].

Τα προβλήματα που εμφανίζονται στα συστήματα επιφανειακής ροής είναι 1) προβλήματα που έχουν να κάνουν με τη διατήρηση της φυτικής βλάστησης και 2) προβλήματα που έχουν να κάνουν με την επίτευξη της απαιτούμενης απομάκρυνσης των αιωρούμενων στερεών. Και τα δυο είδη αυτά προβλημάτων οφείλονται στη δυσκολία διατήρησης ομοιόμορφης ροής στις πλαγιές του κάθε συστήματος.

Η δημιουργία μικρών λιμνών στις πλαγιές ενός συστήματος επιφανειακής ροής με μικρή κλίση και έχει σαν αποτέλεσμα την μείωση του οξυγόνου του χώματος και τελικά το θάνατο της φυτικής βλάστησης. Επίσης μεγαλύτερες κλίσης μπορεί να έχουν σαν αποτέλεσμα τη διάβρωση του εδάφους και τελικά την αύξηση της συγκέντρωσης ανόργανων στερεών συστατικών στην εκροή. Ένας άλλος παράγοντας που επίσης μπορεί να συνεισφέρει στην αύξηση της συγκέντρωσης των αιωρούμενων στερεών είναι η αδυναμία των συστημάτων επιφανειακής ροής να απομακρύνουν άλγη [8].

2.2.4 Λίμνες σταθεροποίησης (Stabilization Ponds)

Οι λίμνες σταθεροποίησης χρησιμοποιούνται για την επεξεργασία μεγάλης ποικιλίας υγρών αποβλήτων, από οικιακά απόβλητα μέχρι και σύνθετα βιομηχανικά απόβλητα, και λειτουργούν κάτω από ένα μεγάλο εύρος καιρικών συνθηκών. Οι λίμνες μπορούν να χρησιμοποιηθούν σαν μοναδικό μέσο επεξεργασίας ή σε συνδυασμό με άλλα συστήματα επεξεργασίας.

Ο πιο συνηθισμένος τύπος λιμνών είναι οι επαμφοτερίζουσες λίμνες. Οι λίμνες αυτές έχουν βάθος 1,2 έως 2,5 m, με μια αερόβια ζώνη να βρίσκεται πάνω από μια αναερόβια ζώνη. Στην αναερόβια ζώνη λαμβάνουν χώρα αναερόβιες ζυμώσεις. Ο αερισμός της αερόβιας ζώνης επιτυγχάνεται από τη φωτοσύνθεση των αλγών και τον αερισμό από την επιφάνεια. Τα άλγη που αναπτύσσονται στις λίμνες αυτές αποτελούν το κυριότερο πρόβλημα κατά τη λειτουργία τους.

Ένας άλλος τύπος λιμνών είναι οι αεριζόμενες λίμνες. Στις λίμνες αυτές ο αερισμός επιτυγχάνεται κυρίως με μηχανικό τρόπο και όχι μέσω της φωτοσύνθεσης και του επαναερισμού μέσω της επιφάνειας. Το κύριο πλεονέκτημα των αεριζόμενων λιμνών είναι ότι έχουν μικρότερες απαιτήσεις σε γη.

Οι αναερόβιες λίμνες λαμβάνουν τόσο βαριά οργανικά φορτία έτσι ώστε δεν υπάρχει δυνατότητα αερισμού τους. Οι κύριες βιολογικές αντιδράσεις που λαμβάνουν χώρα είναι στις αναερόβιες λίμνες είναι ο σχηματισμός οξέων και η ζύμωση μεθανίου. Τυπικά οι αναερόβιες λίμνες χρησιμοποιούνται για την επεξεργασία δυνατών βιομηχανικών και γεωργικών αποβλήτων ή αποτελούν ένα στάδιο προεπεξεργασίας. Δεν έχουν εκτεταμένη χρήση στην επεξεργασία οικιακών λυμάτων. [9]

2.2.5 Υγροβιότοποι (Wetlands)

Οι υγροβιότοποι είναι τμήματα εδάφους κατακλυζόμενα με νερό συνήθως μικρού βάθους (<0,6 m) στα οποία αναπτύσσονται φυτά όπως είναι: διάφορα είδη κύπερης (φυτά της οικογένειας *Cyperaceae*, κυρίως του γένους *Carex spp.*), καλάμια (φυτά του γένους *Phragmites*, κυρίως του είδους *P. communis*) είδη βούρλων (φυτά του γένους *Scirpus*) και άλλα όπως είναι είδη ψαθιού και αφράτου (φυτά του γένους *Typha*). Η φυτική βλάστηση προσφέρει

το βασικό υπόστρωμα ανάπτυξης των βακτηριακών μεμβρανών, βοηθά στο φιλτράρισμα και την προσρόφηση συστατικών του αποβλήτου, μεταφέρει οξυγόνο στη μάζα νερού και περιορίζει την ανάπτυξη αλγών με τον έλεγχο της προσπίπτουσας ηλιακής ακτινοβολίας. Στην επεξεργασία των υγρών αποβλήτων έχουν χρησιμοποιηθεί οι τεχνητοί, όσο και οι φυσικοί υγροβιότοποι.

Οι τεχνητοί υγροβιότοποι αποτελούν μια σχετικά νέα τεχνολογία επεξεργασίας υγρών αποβλήτων, που βασίζεται στη χρησιμοποίηση φυτών που αναφύονται όπως νεροκάλαμα, βούρλα και ψαθί. Σε τέτοια συστήματα, η εφαρμογή του αποβλήτου διενεργείται πάνω ή κάτω από την επιφάνεια εδάφους. Οι τεχνητοί υγροβιότοποι έχουν όλες τις δυνατότητες των φυσικών υγροβιότοπων, αλλά χωρίς τους περιορισμούς, που αφορούν τη διάθεση εκροών σε φυσικά οικοσυστήματα. Για την περαιτέρω επεξεργασία προεπεξεργασμένων υγρών αποβλήτων με συστήματα τεχνητών υγροβιότοπων έχουν αναπτυχθεί και χρησιμοποιηθεί δύο τύποι: α) Αυτά της ελεύθερης επιφάνειας (FWS) και β) τα υποεπιφανειακής ροής (SFS).

Φυσικοί υγροβιότοποι

Από μια κανονιστική άποψη οι φυσικοί υγροβιότοποι μπορούν να θεωρηθούν ως υδατικοί αποδέκτες. Έτσι, στις περισσότερες περιπτώσεις, που οι φυσικοί υγροβιότοποι δέχονται εκροές δευτεροβάθμιας ή προωθημένης επεξεργασίας, πληρούν κανονιστικές απαιτήσεις. Επιπλέον, το κύριο αντικείμενο χρησιμοποίησης φυσικών υγροβιότοπων ως αποδεκτών εκροών επεξεργασμένων υγρών αποβλήτων, είναι η ενίσχυση προϋπάρχοντος εθίμου. Τροποποιήσεις σε υπάρχοντες υγροβιότοπους με σκοπό τη βελτίωση των συνθηκών επεξεργασίας πρέπει γενικά να αποφεύγονται, γιατί μπορεί να προξενήσουν προβλήματα στο φυσικό οικοσύστημα.

Συστήματα υποεπιφανειακής ροής (SFS)

Τα συστήματα τύπου (SFS) σχεδιάζονται με σκοπό την επίτευξη δευτεροβάθμιας ή προωθημένης επεξεργασίας. Αυτά τα συστήματα ονομάζονται επίσης συστήματα «ριζόσφαιρας» ή «φίλτρων εδάφους-καλαμιών» και αναπτύσσονται μέσα σε κανάλια ή τάφρους με σχετικά στεγανούς πυθμένες που περιέχουν άμμο ή άλλα γήινα μέσα υποστήριξης της αναπτυσσόμενης (επιφανειακά) φυτικής βλάστησης.

Στα συστήματα αυτά η επιφάνεια του νερού διατηρείται ακριβώς κάτω από την επιφάνεια του εδάφους ή του χρησιμοποιούμενου μέσου. Η επεξεργασία του υγρού αποβλήτου οφείλεται σε φυσικές και βιοχημικές αποκρίσεις του μέσου, καθώς επίσης στην επαφή του με το ριζικό σύστημα των φυτών. Τα επίπεδα απομάκρυνσης των ρυπαντών είναι ισοδύναμα των συστημάτων FWS και παρουσιάζουν μειωμένα προβλήματα, σχετικά με την ανάπτυξη κουνουπιών και δυσάρεστων οσμών. Για την κατασκευή των υποστρωμάτων χρησιμοποιείται κυρίως έδαφος, άμμος και διάφορα άλλα χονδρόκοκκα ή ακόμη και πλαστικά ή άλλα αδρανή υλικά.

Η απομάκρυνση BOD και στερεών συστατικών σε αιώρηση διενεργείται με διήθηση, καθίζηση και αποδόμηση από αερόβιους και αναερόβιους μικροοργανισμούς. Η απομάκρυνση

του αζώτου σε τέτοια συστήματα, διενεργείται με τους μηχανισμούς νιτροποίησης και απονιτροποίησης. Η απομάκρυνση του φωσφόρου εξαρτάται, κυρίως, από το χρησιμοποιούμενο υπόστρωμα. Η απομάκρυνση μετάλλων ποικίλλει και επιτυγχάνεται, κυρίως, με κατακρήμνιση και προσρόφησή τους. Τέλος η απομάκρυνση των παθογόνων εξαρτάται σε μεγάλο βαθμό από τη δομή του υποστρώματος και την ταχύτητα ροής [7].

Συστήματα επιφανειακής ροής (FWS)

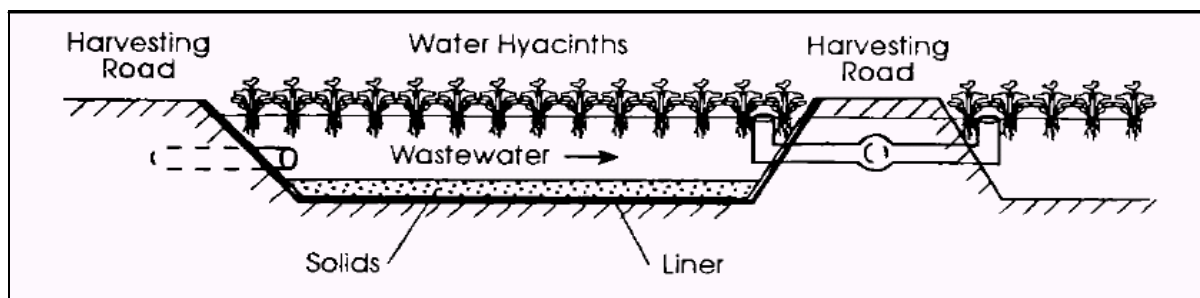
Τα συστήματα επιφανειακής ροής FWS αποτελούνται, συνήθως, από παράλληλες λεκάνες, κανάλια ή τάφρους με αδιαπέρατους πυθμένες, με αναφυόμενη φυτική βλάστηση και μικρό βάθος νερού (0,1-0,6 m). Σε τέτοια συστήματα εφαρμόζονται συνεχώς προεπεξεργασμένα απόβλητα και η περαιτέρω επεξεργασία τους διενεργείται, καθώς η εφαρμοζόμενη εκροή του ρέει με μικρή ταχύτητα δια μέσου των στελεχών και ριζωμάτων της υφιστάμενης φυτικής βλάστησης και του υφιστάμενου υποστρώματος. Επίσης, τα συστήματα αυτά μπορούν να σχεδιάζονται με σκοπό τη δημιουργία νέων εθίμων και την ευαισθητοποίηση της κοινής γνώμης για την αποδοχή υγροβιότοπων ή ενίσχυση υφιστάμενων φυσικών υγροβιότοπων. Σε τέτοιες περιπτώσεις, αναπτύσσεται ένας συνδυασμός υδατικών επιφανειών, με βλάστηση και ανοικτών και μικρών νησίδων με την κατάλληλη βλάστηση και ενίσχυση της ροής του νερού με αναζωογόνηση των υφιστάμενων εθίμων.

Στα συστήματα FWS κύρια πηγή οξυγόνου είναι η ελεύθερη επιφάνειά του, αλλά η ύπαρξη βιολογικής βλάστησης παρεμποδίζει το τον επιφανειακό επαναερισμό, που είναι δυνατό να διενεργείται με τον άνεμο. Γι' αυτό θα πρέπει να εφαρμόζονται μικρά οργανικά φορτία. Αντίθετα, η ύπαρξη επιδρά ανασταλτικά στην ανάπτυξη αλγών. Η απομάκρυνση στερεών σε αιώρηση οφείλεται κυρίως στο μηχανισμό της καθίζησης και διενεργείται, κυρίως, σε μικρές αποστάσεις από το σημείο εισροής του αποβλήτου στο σύστημα. Η απομάκρυνση του αζώτου οφείλεται, κυρίως, στις διεργασίες νιτροποίησης- απονιτροποίησης και λιγότερο στην πρόσληψή του από τα φυτά και γι' αυτό εξαρτάται σε μεγάλο βαθμό από την ταχύτητα εφαρμογής του οργανικού φορτίου και το χρόνο συγκράτησης. Ακόμη και όταν τα φυτά που χρησιμοποιούνται συγκομίζονται περιοδικά, η απομάκρυνση του αζώτου η οφειλόμενη στην πρόσληψή του από τα φυτά, αντιπροσωπεύει ένα ποσοστό 10-15% της συνολικής απομάκρυνσής του. Τέλος, η απομάκρυνση του φωσφόρου σε τέτοια συστήματα είναι περιορισμένη, εξαιτίας της περιορισμένης επαφής του αποβλήτου με το έδαφος.

2.2.6 Συστήματα επιπλέοντων υδροχαρών φυτών (Floating aquatic plant systems)

Τα συστήματα επιπλέοντων υδροχαρών φυτών ομοιάζουν στη βασική τους σύλληψη με αυτά των υγροβιότοπων ελευθέρως επιφανείας με τη διαφορά ότι τα χρησιμοποιούμενα φυτά είναι επιπλέοντα είδη, όπως είναι ο υάκινθος του νερού (*Eichhornia crassipes*) και διάφορα

είδη της οικογένειας *Lemnaceae*. Σ' αυτά τα συστήματα το βάθος του νερού είναι συνήθως μεγαλύτερο από αυτό των συστημάτων των τεχνητών υγροβιότοπων ελεύθερης επιφάνειας και συνήθως κυμαίνεται από 0,5 ως 1,8 m. Επίσης, σ' αυτά τα συστήματα εφαρμόζεται συνήθως συμπληρωματικός αερισμός για την αύξηση της ικανότητας επεξεργασίας και τη διατήρηση αερόβιων συνθηκών και βιολογικού ελέγχου της ανάπτυξης κουνουπιών. Τέτοια επιπλέοντα υδροχαρή φυτά έχουν επίσης χρησιμοποιηθεί για την απομάκρυνση αλγών από εκροές λιμνών σταθεροποίησης. Τα συνήθη υδραυλικά φορτία και η ειδική έκταση των συστημάτων επεξεργασίας με επιπλέοντα υδροχαρή φυτά είναι ισοδύναμα των αντιστοίχων συστημάτων τεχνητών υγροβιότοπων.



Εικόνα 2.2 Σύστημα επιπλέοντων υδροχαρών φυτών

2.2.7 Υδατοκαλλιέργεια

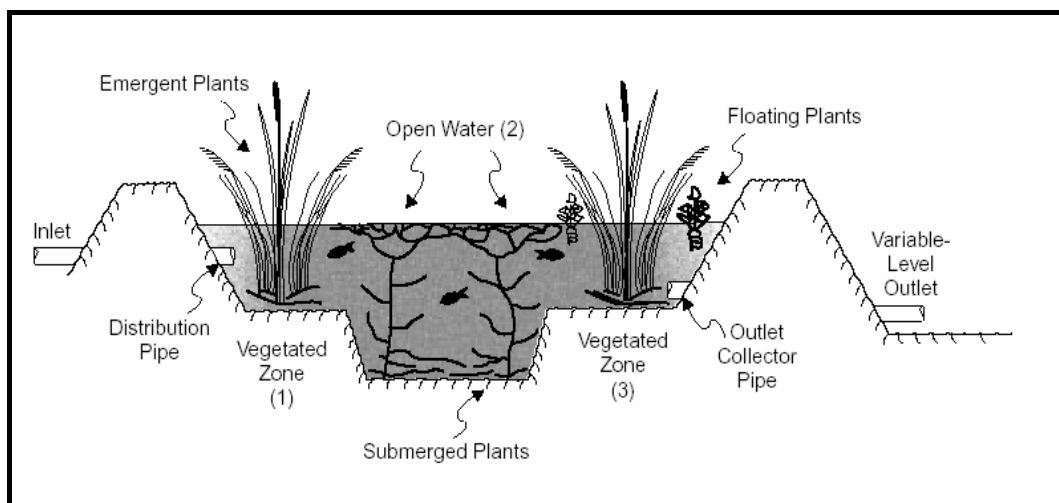
Υδατοκαλλιέργεια είναι η ανάπτυξη ψαριών και άλλων υδρόβιων οργανισμών σε εκροές υγρών αποβλήτων για την παραγωγή πηγών φυτικών τροφών και κυρίως βιομάζας. Σε διάφορες χώρες, τα υγρά απόβλητα έχουν χρησιμοποιηθεί σε πολλαπλές περιπτώσεις υδατοκαλλιεργειών. Στις περισσότερες, όμως, περιπτώσεις το κύριο αντικείμενο τέτοιων συστημάτων ήταν η παραγωγή βιομάζας και η επεξεργασία του υγρού αποβλήτου αποτελούσε επί μέρους ή δευτερεύοντα σκοπό. Η επιτυγχανόμενη με τέτοια συστήματα επεξεργασία οφείλεται εξ ολοκλήρου στα βακτήρια που αναπτύσσονται και εγκαθίστανται στα επιπλέοντα υδροχαρή φυτά. Γενικά, ο συνδυασμός της υδατοκαλλιέργειας και της επεξεργασίας του υγρού αποβλήτου, ως μιας ενιαίας λειτουργίας ενός τέτοιου συστήματος, απαιτεί περαιτέρω έρευνα. Ιδιαίτερα, θα πρέπει να καθορισθεί η επικινδυνότητα για τη δημόσια υγεία, που μπορεί να οφείλεται στους υδρόβιους οργανισμούς που αναπτύσσονται σε τέτοια συστήματα [7].

Κεφάλαιο 3 - Συστήματα υγροβιότοπων επιφανειακής ροής (FWS)

Στο κεφάλαιο αυτό γίνεται μια ανάλυση των συστημάτων τεχνητών υγροβιότοπων επιφανειακής ροής, για την καλύτερη κατανόηση της λειτουργίας των συστημάτων αυτών. Επίσης μελετούνται οι διεργασίες που λαμβάνουν χώρα σε έναν τεχνητό υγροβιότοπο επιφανειακής ροής και τους παράγοντες που τις επηρεάζουν. Τέλος μελετούνται η υδρολογία των FWS και τα υδραυλικά χαρακτηριστικά τους.

3.1 Εισαγωγή

Οι υγροβιότοποι επιφανειακής ροής, χαρακτηρίζονται από την παρουσία επιφάνειας νερού εκτεθειμένης στην ατμόσφαιρα. Τα συστήματα αυτά αποτελούνται από μια ή περισσότερες λεκάνες, κανάλια ή τάφρους με αδιαπέραστους πυθμένες, ένα στρώμα εδάφους για το ρίζωμα των φυτών, ανερχόμενη φυτική βλάστηση, σχετικά μικρό βάθος νερού και τις κατάλληλες δομές εισόδου και εξόδου. Ανοικτές ζώνες μπορούν να προστεθούν στο σχεδιασμό, προκειμένου να βελτιωθεί η υδραυλική του συστήματος καθώς και για τον εμπλουτισμό της άγριας ζωής της περιοχής [10].



Εικόνα 3.1 Τομή υγροβιότοπου επιφανειακής ροής (EPA, Design Manual, 2000)

Οι τεχνητοί υγροβιότοποι μπορεί να είναι αποτελεσματικοί για την απομάκρυνση και επεξεργασία του βιοχημικά απαιτούμενου οξυγόνου (BOD), των αιωρούμενων στερεών (TSS), αζώτου και φωσφόρου, μετάλλων αλλά και παθογόνων και άλλων οργανικών. Τα πιο συχνά προβλήματα που συναντιούνται κατά τη λειτουργία συστημάτων τεχνητών υγροβιότοπων έχουν να κάνουν με τη διατήρηση συνθηκών αερισμού του εδάφους του υγροβιότοπου. Όταν η εισροή στον υγροβιότοπο περιέχει συστατικά με μεγάλη απαίτηση οξυγόνου ή το βάθος νερού στον υγροβιότοπο είναι μεγαλύτερο από το σχεδιαστικό, το οξυγόνο στα ιζήματα μειώνεται, μειώνοντας την ικανότητα απομάκρυνσης του BOD και του αμμωνιακού αζώτου. Ένα άλλο πρόβλημα που μπορεί να προκύψει στους υγροβιότοπους επιφανειακής ροής είναι η υδραυλική κλίση να μην είναι επαρκής για τη λειτουργία του συστήματος γεγονός που έχει επιπτώσεις στη ροή του συστήματος.

3.2 Μηχανισμοί απομάκρυνσης ρυπαντών στους υγροβιότοπους FWS

Οι διεργασίες που λαμβάνουν χώρα κατά την επεξεργασία του αποβλήτου στους τεχνητούς υγροβιότοπους είναι όμοιες με αυτές που συμβαίνουν στα φυσικά οικοσυστήματα. Η αποδόμηση της οργανικής ύλης μπορεί να προκύψει είτε μέσω αερόβιων είτε μέσω αναερόβιων διεργασιών. Η ισορροπία μεταξύ των διεργασιών αυτών εξαρτάται από το οργανικό φορτίο καθώς και από την παροχή οξυγόνου. Το οργανικό φορτίο προέρχεται κυρίως από την εισροή του αποβλήτου. Η παροχή του οξυγόνου γίνεται μέσω της ελεύθερης επιφάνειας του νερού και των αλγών που είναι προσκολλημένα στην επιφάνεια των αναδυόμενων φυτών. Σαν συνέπεια των παραπάνω, οι διεργασίες στη στήλη του νερού είναι αερόβιες κατά τη διάρκεια της μέρας, ενώ γίνονται αναερόβιες τη νύχτα.

Η παροχή οξυγόνου στα ιζήματα του υγροβιότοπου είναι αρκετά χαμηλή και έτσι οι διεργασίες εκεί είναι κυρίως αναερόβιες. Παρ' όλ' αυτά από τις ρίζες των φυτών διαρρέεται κάποια ποσότητα οξυγόνου. Όπου η πυκνότητα των ριζών είναι υψηλή η διαρροή αυτή συνεισφέρει στην παροχή οξυγόνου και στα επιφανειακά στρώματα εδάφους. Σε σύγκριση όμως με το BOD του αποβλήτου η ροή οξυγόνου από τις ρίζες είναι μικρή και δεν είναι ο κύριος μηχανισμός αποδόμησης των φορτίων του άνθρακα. Η παραγωγή οξυγόνου από τη φυτική ριζόσφαιρα μπορεί να είναι ιδιαίτερα σημαντική σε άλλες διεργασίες όπως αυτή της νιτροποίησης.

Πολλοί από τους μηχανισμούς επεξεργασίας είναι τουλάχιστον μερικώς διαδοχικοί. Για παράδειγμα σε απλές μικροβιακές καλλιέργειες, το μεγαλύτερο μέρος του BOD αποδομείται πριν ξεκινήσει η νιτροποίηση. Ένα από τα πλεονεκτήματα ενός πιο περίπλοκου συστήματος επεξεργασίας, όπως το σύστημα ενός τεχνητού υγροβιότοπου, είναι, ως ένα σημείο, ότι αυτοί οι διαδοχικοί μηχανισμοί απομάκρυνσης μπορούν να συμπιεστούν στο χώρο και στο χρόνο.

Παρακάτω ακολουθεί μια πιο λεπτομερής ανάλυση των μηχανισμών απομάκρυνσης κάθε ρυπαντή.

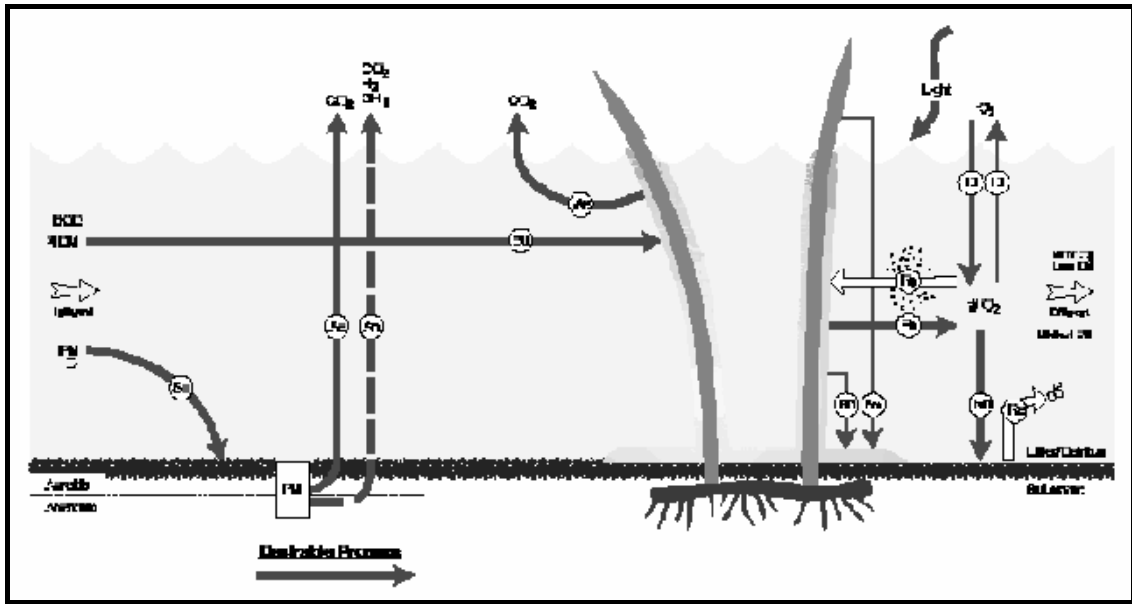
3.2.1 Απομάκρυνση BOD/ άνθρακα

Το διαλυμένο ή σε αιώρηση BOD απομακρύνεται με διάφορους μηχανισμούς στους τεχνητούς υγροβιότοπους επιφανειακής ροής. Το διαλυτό BOD απομακρύνεται με την βιολογική δραστηριότητα και την προσρόφησή του στα φυτά και στην επιφάνεια των υποστρωμάτων και στη στήλη του νερού. Οι χαμηλές ταχύτητες και τα αναφερόμενα φυτά διευκολύνουν τη συσσωμάτωση, καθίζηση και την παγίδευση του BOD σε αιώρηση. (7)

Ένας τεχνητός υγροβιότοπος έχει μια ποικιλία πηγών ή φορτίων άνθρακα. Το απόβλητο που εισρέει αντιπροσωπεύει το κύριο φορτίο άνθρακα. Υπάρχουν όμως και άλλες σημαντικές πηγές άνθρακα από την ανάπτυξη της φυτικής βλάστησης και από την ανάπτυξη της βιομάζας των μικροοργανισμών.

Η φύση των πηγών του άνθρακα διαφέρει. Παραδείγματος χάριν, ο οργανικός άνθρακας στα αστικά απόβλητα μπορεί να είναι εύκολα βιοαποικοδομήσιμος και δημιουργεί άμεσα υψηλό BOD. Αντίθετα τα υπολείμματα των φύλλων που πέφτουν από τα φυτά είναι δύσκολα βιοαποικοδομήσιμα και διασπώνται αργά.

Οι μηχανισμοί αποσύνθεσης του φορτίου του άνθρακα καθορίζεται από μια ισορροπία μεταξύ του φορτίου του άνθρακα και της παροχής οξυγόνου. Το οξυγόνο διοχετεύεται στη στήλη νερού του υγροβιότοπου με διάχυση από τον ατμοσφαιρικό αέρα μέσω της φωτοσυνθετικής δραστηριότητας των φυτών στη στήλη νερού. Αν η παροχή οξυγόνου ικανοποιεί την απαίτηση σε οξυγόνο, η αποικοδόμηση του BOD προκύπτει με αερόβιες διεργασίες. Αν η απαίτηση σε οξυγόνο είναι μεγαλύτερη από την παροχή οξυγόνου, η αποικοδόμηση γίνεται με αναερόβιες διεργασίες. Η ισορροπία μεταξύ του αερόβιου και αναερόβιου μεταβολισμού μπορεί να επηρεάσει σημαντικά τις διόδους απομάκρυνσης του άνθρακα σε έναν υγροβιότοπο. Στα περισσότερα συστήματα τεχνητών υγροβιότοπων και οι δυο διεργασίες μπορούν να φέρουν αποτελέσματα. Η αποικοδόμηση της οργανικής ύλης προκύπτει και στα ιζήματα και στο στρώμα των μικροοργανισμών που αναπτύσσονται στη φυτική βλάστηση [11].



Εικόνα 3.2 Σχηματική αναπαράσταση των μηχανισμών απομάκρυνσης του BOD (Sinclair Knight Merz, 2000)

3.2.2 Απομάκρυνση ολικών αιωρούμενων στερεών

Τα ολικά αιωρούμενα στερεά των υγρών αποβλήτων αποτελούνται από μια ποικιλία οργανικών και ανόργανων συστατικών. Η πυκνότητα και το μέγεθος των σωματιδίων διαφέρουν αξιοσημείωτα. Σωματίδια διαφορετικού μεγέθους και πυκνότητας απομακρύνονται με διαφορετικούς μηχανισμούς.

Ο κύριος μηχανισμός απομάκρυνσης των ολικών αιωρούμενων στερεών είναι η συσσωμάτωση και η καθίζηση στο κυρίως υγρό, και η φίλτρανση στα διάκενα του υποστρώματος. Τα περισσότερα από τα στερεά που έχουν καθιζάνει απομακρύνονται στα 50 με 100 ft από το σημείο εφαρμογής. Η ιδανική απομάκρυνση στερεών απαιτεί τη διευκόλυνση της φίλτρανσης και της καθίζησης από τη βλάστηση και την αποφυγή επανεμφάνισης αλγών. Τα στερεά που προέρχονται από άλγη απαιτούν 6 με 10 μέρες χρόνο συγκράτησης έτσι ώστε να απομακρυνθούν.

Τα μεγαλύτερα και βαρύτερα σωματίδια κατακάθονται στη ζώνη του υδροβιότοπου που εισρέει το απόβλητο. Ελαφρότερα και μικρότερα σωματίδια κατακάθονται με τη βοήθεια της φυτικής βλάστησης. Η φυτική βλάστηση του υδροβιότοπου προωθεί την κατακάθιση μειώνοντας την ανάμιξη της στήλης νερού και την επαναιώρηση των σωματιδίων. Τα μικρότερα σωματίδια (βακτήρια, άργιλοι, κολλοειδή κ.λ.π.) δε συσσωματώνονται ώστε να κατακαθίσουν όσο βρίσκονται στον υδροβιότοπο. Για τα σωματίδια αυτά ο μοναδικός μηχανισμός απομάκρυνσης είναι η προσκόλλησή τους σε επιφάνειες στη στήλη νερού. Οι επιφάνειες αυτές είναι οι επιφάνειες των φυτών καθώς και οι μικροοργανισμοί που αναπτύσσονται πάνω σε αυτά [11].

Καθίζηση

Η διαδικασία της καθίζησης εξαρτάται από το σχήμα και το μέγεθος του σωματιδίου που καθιζάνει, τη βαρύτητα και το ιξώδες. Η καθίζηση λαμβάνει χώρα τόσο από μεμονωμένα σωματίδια, όσο και από συσσωματωμένα σωματίδια. Η αντίσταση που επηρεάζει την ταχύτητα καθίζησης εξαρτάται από το μέγεθος του σωματιδίου την τύρβη και το ιξώδες. Όσον αφορά στα σωματίδια που έχουν προκύψει από συσσωματώσεις, η ταχύτητα καθίζησης αυξάνεται με την πάροδο του χρόνου, καθώς η μάζα τους μεγαλώνει συνεχώς. Η συσσωμάτωση λαμβάνει χώρα είτε εξαιτίας φυσικών διεργασιών, είτε εξαιτίας της χημικής προσρόφησης. Ο σχηματισμός ολοένα και μεγαλύτερων σωματιδίων εξαρτάται από την ηλεκτρική φόρτιση στην επιφάνεια της συσσώρευσης. Ποσότητα διαλυμένης ύλης μπορεί να προσροφηθεί στη σωματιδιακή επιφάνεια ως αποτέλεσμα διάφορων μηχανισμών συγκράτησης, οι οποίοι έχουν σαν αποτέλεσμα την αποσταθεροποίηση των σωματιδίων και συνεπώς τη σωματιδιακή συσσωμάτωση.

Φίλτρανση/ Συγκράτηση

Η απομάκρυνση εξαιτίας της φίλτρανσης δεν είναι σημαντική στους υδροβιότοπους επιφανειακής ροής. Το σώμα των αναφυόμενων φυτών και των φυτικών καταλοίπων δεν παγιδεύει σε μεγάλο βαθμό τα σωματίδια της εισροής. Η συγκράτηση όμως και η συγκόλληση των σωματιδίων στην επιφάνεια της φυτικής βλάστησης αποτελεί σημαντικό μηχανισμό απομάκρυνσης. Η αποτελεσματικότητα του μηχανισμού αυτού εξαρτάται από το μέγεθος και τα χαρακτηριστικά των σωματιδίων, την ταχύτητα ροής και την επιφάνεια της φυτικής βλάστησης στην οποία προσκρούουν τα σωματίδια. Η επιφάνεια της φυτικής βλάστησης καλύπτεται σταδιακά με ένα στρώμα μικροοργανισμών το οποίο προσροφά κολλοειδή ή υπερκολλοειδή σωματίδια και απορροφά διαλυμένα μόρια. Ανάλογα με τη φύση των στερεών αυτά μπορούν να μεταβολιστούν και να μετατραπούν σε διαλυτά σωματίδια, αέρια και βιομάζα ή μπορούν να προσκολληθούν φυσικά στην επιφάνεια του στρώματος αυτού και να αποδεσμευτούν στη στήλη νερού [12].

Επαναιώρηση

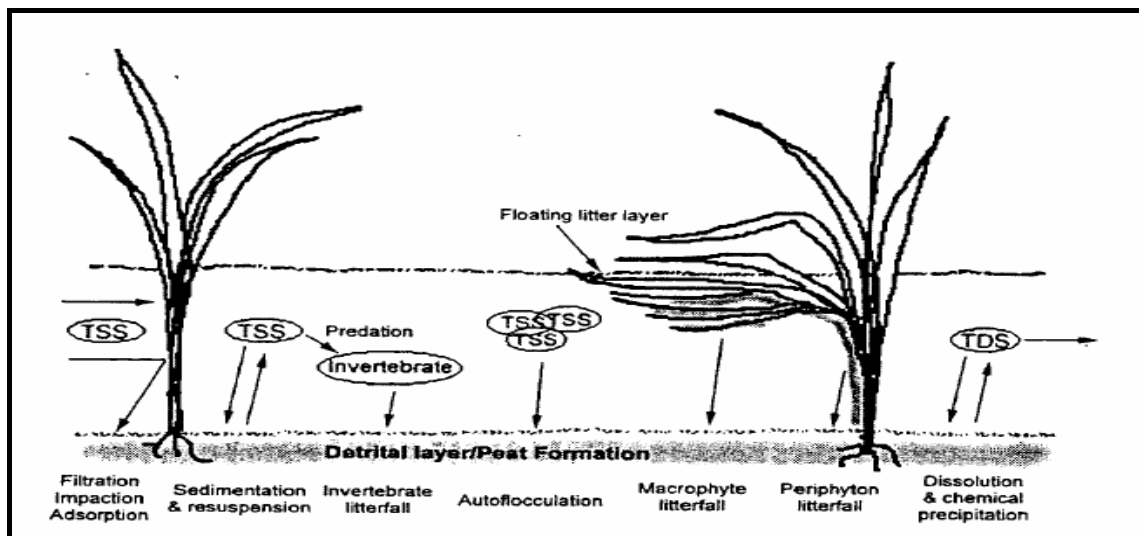
Στους τεχνητούς υδροβιότοπους επιφανειακής ροής η φυσική επαναιώρηση δεν είναι κυρίαρχη διεργασία. Οι ταχύτητες του νερού είναι συνήθως πολύ μικρές για να προκαλέσουν την αιώρηση σωματιδίων που έχουν ήδη καθιζάνει. Η πιθανότητα ύπαρξης διαβρωτέων ταχυτήτων βρίσκεται μόνο σε περιπτώσεις υδροβιότοπων με μεγάλο λόγο μήκους ανά πλάτος που λαμβάνουν μεγάλα φορτία.

Υπάρχουν τρεις μηχανισμοί που μπορούν να προκαλέσουν επαναιώρηση σε υδροβιότοπους επιφανειακής ροής : η τύρβη που δημιουργείται από τον άνεμο, η διατάραξη που προκαλεί η πανίδα του συστήματος και η επίπλευση που προκαλείται από την παραγωγή αερίων. Σε ανοικτές επιφάνειες νερού ο άνεμος προκαλεί επιφανειακή ροή κατά τη κατεύθυνση του ανέμου και ροή στο βυθό του υδροβιότοπου με αντίθετη κατεύθυνση.

Πολλά ζώα διάφορων ειδών και μεγεθών μπορούν να προκαλέσουν επαναιώρηση των ιζημάτων σε ένα υγροβιότοπο. Παραδείγματα τέτοιων ζώων που έχουν παρατηρηθεί είναι ψάρια όπως κυπρίνοι και ψάρια του γένους *alosa*. Η επαναιώρηση μέσω των αερίων που παράγονται στο σύστημα προκύπτει όταν τα αέρια αυτά παγιδεύονται ή ενσωματώνονται στα σωματίδια του ιζήματος. Τα αέρια που παράγονται από το σύστημα είναι κυρίως το οξυγόνο που παράγεται με τη φωτοσύνθεση και η παραγωγή μεθανίου στις αναερόβιες ζώνες.

Σε υγροβιότοπους που είναι πλήρως καλυμμένοι με βλάστηση, το στρώμα των υπολειμμάτων και το ριζικό σύστημα της βλάστησης εξασφαλίζουν τη σταθεροποίηση των ιζημάτων και του εδάφους. Το γεγονός αυτό περιορίζει, αλλά δεν εξαλείφει το πρόβλημα της επαναιώρησης [8].

Η ποσότητα TSS στην εκροή του υγροβιότοπου συνήθως αποτελείται από στερεά τα οποία δημιουργούνται εντός του συστήματος και σπάνια από σωματίδια τα οποία δεν μπορούν να απομακρυνθούν από την εισροή. Για το λόγο αυτό οι συγκεντρώσεις των TSS στην εκροή δεν μπορούν να είναι μηδενικές, κυμαίνονται όμως κοντά στις ελάχιστες συγκεντρώσεις που παράγονται από το σύστημα (συγκεντρώσεις υποβάθρου). Οι συγκεντρώσεις υποβάθρου κυμαίνονται από 2 έως 10 mg/L [12].



Εικόνα 3.3 Περιγραφή μηχανισμών απομάκρυνσης και επαναιώρησης TSS (EPA, 1999)

3.2.3 Απομάκρυνση Αζώτου

Η απομάκρυνση του αζώτου στους τεχνητούς υδροβιότοπους επιτυγχάνεται με νιτροποίηση και απονιτροποίηση. Η πρόσληψή του από τα φυτά αντιπροσωπεύει περίπου το 10% της συνολικής απομάκρυνσης του αζώτου. Η νιτροποίηση και απονιτροποίηση είναι μικροβιακές αντιδράσεις που εξαρτώνται από τη θερμοκρασία και το χρόνο συγκράτησης. Οι οργανισμοί για την νιτροποίηση απαιτούν οξυγόνο και επαρκής επιφάνεια να αναπτυχθούν και

γι' αυτό δεν είναι παρόντες σε μεγάλους αριθμούς, είτε όταν το οργανικό φορτίο είναι ιδιαίτερα υψηλό είτε συστήματα σχετικά νέα με ατελής κάλυψη φυτικής βλάστησης [13].

Οργανικό άζωτο

Το οργανικό άζωτο, που περιέχεται στα αιωρούμενα στερεά των υγρών αποβλήτων, απομακρύνεται όπως αναφέρεται σε μεγάλο ποσοστό με διήθηση και φιλτράρισμα. Επίσης το οργανικό άζωτο, υπό τη μορφή στερεών συστατικών του αποβλήτου, που συνήθως περιέχεται σε πολύπλοκες μεγαλομοριακές ενώσεις, όπως υδατάνθρακες, πρωτεΐνες και λιγνίνη, μπορεί να ενσωματώνεται κατ' ευθείαν στην οργανική μάζα ή στο χούμο του εδάφους. Ένα ποσοστό του οργανικού αζώτου υδρολύεται σε διαλυτά αμινοξέα και μπορεί να υποστεί περαιτέρω διάσπαση κατά την οποία ελευθερώνεται ιονισμένο αμμώνιο (NH_4^+).

Αμμωνιακό άζωτο

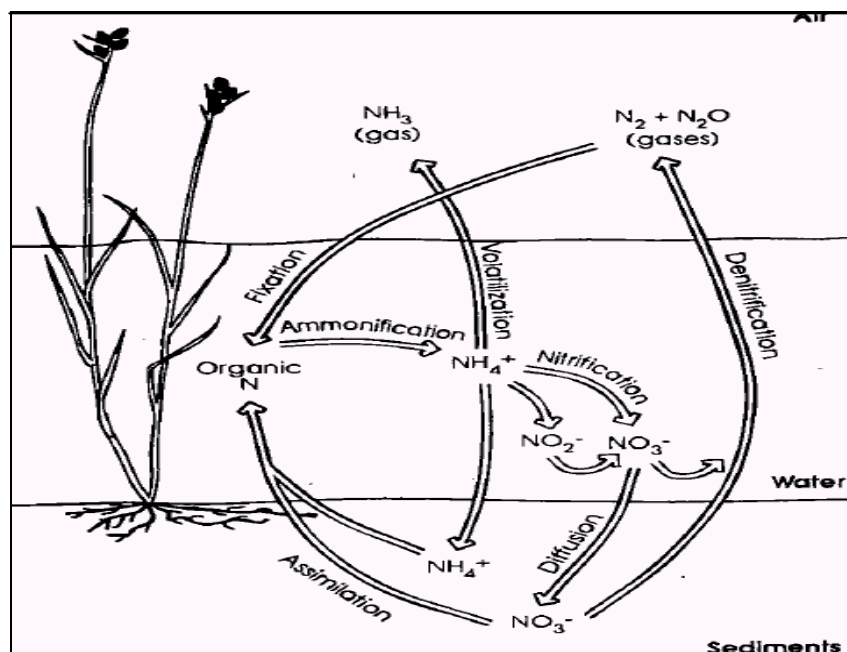
Το αμμωνιακό άζωτο μπορεί να ακολουθεί διάφορους δίοδους απομάκρυνσης. Διαλυμένη αμμωνία μπορεί να απομακρυνθεί με εξάχνωσή της ως αέρια αμμωνία, κατ' ευθείαν στην ατμόσφαιρα. Το ποσοστό απομάκρυνσης με αυτή τη δίοδο είναι σχετικά μικρό (<10%). Το μεγαλύτερο ποσοστό εισερχόμενου και/ ή παραγόμενου αμμωνίου προσροφάται προσωρινά δια μέσου αντιδράσεων εναλλαγής ιόντων σε εδαφικά οργανικά και αργιλικά σωματίδια. Το προσροφημένο αμμώνιο είναι διαθέσιμο για πρόσληψή του από τα φυτά και μικροοργανισμούς ή για μετατροπή του σε νιτρικό άζωτο δια μέσου της βιολογικής νιτροποίησης. Επειδή το δυναμικό προσρόφησης του αμμωνίου σε φυσικά συστήματα είναι πεπερασμένο είναι απαραίτητη η νιτροποίησή του για περαιτέρω απελευθέρωσή του και αναγέννηση νέων περιοχών προσρόφησης [7].

Βιολογική νιτροποίηση

Το αμμώνιο μπορεί, όπως αναφέρθηκε και παραπάνω, να δράσει και σαν υπόστρωμα για μικροβιακούς μετασχηματισμούς. Η νιτροποίηση είναι μια αερόβια οξειδωση του αμμωνίου σε νιτρικά. Μεγάλος αριθμός μικροοργανισμών που χρησιμοποιούν τον οργανικό άνθρακα σαν πηγή ενέργειας είναι ικανοί να παράγουν οξειδωμένες νιτρικές ενώσεις. Εν τούτοις η νιτροποίηση από αυτότροφους μικροοργανισμούς θεωρείται ο κύριος μηχανισμός μετατροπής του αμμωνίου σε νιτρικό άζωτο. Η νιτροποίηση είναι μια διεργασία που συντελείται σε δυο στάδια από μια ομάδα βακτηρίων. Το πρώτο στάδιο περιλαμβάνει την οξειδωση του αμμωνίου σε νιτρώδη, κυρίως από βακτήρια του γένους *Nitrosomas*, ενώ το δεύτερο στάδιο περιλαμβάνει την οξειδωση των νιτρώδων σε νιτρικά, κυρίως από βακτήρια του γένους *Nitrobacter*. Η απόδοση της νιτροποίησης εξαρτάται από ένα μεγάλο αριθμό παραγόντων όπως η παροχή αμμωνίου, η παροχή οξυγόνου και διοξειδίου του άνθρακα, η πυκνότητα του πληθυσμού των βακτηρίων, η θερμοκρασία, pH και αλκαλικότητα. Η παροχή οξυγόνου περιορίζει την νιτροποίηση στην επιφάνεια του βένθους όπου είναι δυνατή η παροχή οξυγόνου και στα φιλμ των μικροοργανισμών στην επιφάνεια της φυτικής βλάστησης [11].

Νιτρικό άζωτο

Το νιτρικό άζωτο φέρει αρνητικό φορτίο, δε συγκρατείται με αντιδράσεις εναλλαγής και συνήθως παραμένει σε διάλυση και μεταφέρεται με τη ροή του νερού. Το νιτρικό άζωτο προσλαμβάνεται από τα φυτά, αλλά η απομάκρυνσή του με αυτή τη διεργασία συμβαίνει μόνο στην περιοχή ανάπτυξης των ριζών και σε περιόδους ενεργούς φυτικής βλάστησης. Η κύρια απομάκρυνση από το σύστημα επιτυγχάνεται με τη συγκομιδή και απομάκρυνση από το σύστημα σημαντικού ποσοστού της παραγόμενης φυτικής βλάστησης. Αντίθετα, όταν η φυτική βλάστηση παραμένει στο σύστημα, το άζωτο που περιέχεται σε αυτήν επανεισάγεται στο σύστημα κυρίως ως οργανικό άζωτο.



Εικόνα 3.4 Περιγραφή μηχανισμών απομάκρυνσης αζώτου

Βιολογική απονιτροποίηση

Το νιτρικό άζωτο απομακρύνεται επίσης με τη διεργασία της βιολογικής απονιτροποίησης και στη συνέχεια με τη διάχυσή του στην ατμόσφαιρα, κυρίως ως οξειδίου του αζώτου ή ως ελεύθερου αζώτου. Η απονιτροποίηση διενεργείται με επαμφοτερίζοντα βακτήρια υπό ανοξικές συνθήκες. Γι' αυτή τη διεργασία δεν είναι απαραίτητο να επικρατούν ανοξικές συνθήκες σε όλο το σύστημα. Έτσι απονιτροποίηση είναι δυνατό να συμβαίνει σε ανοξικές μικροπεριοχές, παρακείμενες σε ευρύτερες αερόβιες περιοχές. Για μεγιστοποίηση, όμως, της απονιτροποίησης θα πρέπει να βελτιστοποιούνται οι απαιτούμενες συνθήκες γι' αυτή τη διεργασία. Για την ολοκλήρωση της βιολογικής απονιτροποίησης, εντός των ανοξικών συνθηκών, απαιτείται και μια αυξημένη αναλογία άνθρακα/ αζώτου. Μια αναλογία άνθρακα/ αζώτου 2:1 είναι απαραίτητη. Βιομάζα από τη φυτική βλάστηση μπορεί να αποτελέσει μερική πηγή άνθρακα. Σε συστήματα όμως με υψηλά φορτία η πηγή άνθρακα θα πρέπει να συμπεριλαμβάνεται στο

απόβλητο. Έτσι σε συστήματα με εκροές δευτεροβάθμιας επεξεργασίας που έχουν αναλογία άνθρακα/ αζώτου <1 , δεν μπορεί να μεγιστοποιηθεί η απομάκρυνση αζώτου, χωρίς να ληφθούν πρόσθετα μέτρα [7].

3.2.4 Απομάκρυνση φωσφόρου

Ο φώσφορος στα φυσικά νερά και στα υγρά απόβλητα συναντάται κυρίως υπό τη μορφή φωσφορικών. Τα φωσφορικά ταξινομούνται σε ορθοφωσφορικά, συμπυκνωμένα (πυρο- μετα-, και πολύ-) φωσφορικά και οργανικά δεσμευμένα φωσφορικά και εμφανίζονται στο σύστημα τόσο σε σωματιδιακή μορφή, όσο και σε διαλυτή μορφή. Ο φώσφορος αποτελεί ένα από τα σημαντικότερα στοιχεία των οικοσυστημάτων. Συχνά αποτελεί το κυριότερο περιοριστικό θρεπτικό σε υδάτινα οικοσυστήματα. Έχει συνήθως την τάση να συσσωρεύεται στο ίζημα των φυσικών συστημάτων επεξεργασίας και με αυτό τον τρόπο απομακρύνεται. Η επαύξηση των ανόργανων φωσφορικών και της βιομάζας στο ίζημα αποτελεί τον κυριότερο μηχανισμό απομάκρυνσης του φωσφόρου σε ένα σύστημα επεξεργασίας τεχνητού υδροβιότοπου επιφανειακής ροής.

Φυσικοί – χημικοί διαχωρισμοί

Τα φωσφορικά που βρίσκονται υπό τη μορφή σωματιδίων μπορούν να εναποτεθούν στον πυθμένα του υδροβιότοπου μέσω της καθίζησης ή να παγιδευτούν στην επιφάνεια της φυτικής βλάστησης και να δεσμευτούν από το στρώμα των μικροοργανισμών. Τα διαλυμένα φωσφορικά μπορούν να δεσμευτούν από τα στρώματα των μικροοργανισμών που βρίσκονται στην επιφάνεια της φυτικής βλάστησης και στα κατάλοιπά της που επιπλέουν, ή που βρίσκονται στο ίζημα. Η ανταλλαγή των διαλυμένων φωσφορικών ανάμεσα στο νερό που είναι εγκλωβισμένο στους πόρους και στην υδάτινη στήλη διαμέσου της διάχυσης ή της ρόφησης/ εκρόφησης αποτελεί τη κύρια πηγή των διαλυμένων φωσφορικών. Στο εγκλωβισμένο, στους πόρους, νερό του ιζήματος τα φωσφορικά αυτά μπορούν να κατακρημνιστούν ως αδιάλυτα σιδηρούχα, ασβεστούχα και αλουμινούχα φωσφορικά ή να προσροφηθούν σε σωματίδια ιλύος, οργανική τύρφη και σιδηρούχα και αλουμινούχα οξείδια και υδροξείδια. Τα φωσφορικά μπορούν να απελευθερωθούν από τα μεταλλικά σύμπλοκα ανάλογα με το οξειδοαναγωγικό δυναμικό του συστήματος. Επίσης, τα φωσφορικά απελευθερώνονται από τα σιδηρούχα και αλουμινούχα σύμπλοκα με υδρόλυση η οποία λαμβάνει χώρα κάτω από ανοξικές συνθήκες. Τα ροφημένα φωσφορικά στα σωματίδια ιλύος και ένυδρα οξείδια μπορούν επίσης να επιστρέψουν στην υδάτινη στήλη μέσω της ανταλλαγής ιόντων. Αν το pH του συστήματος μειωθεί, ως αποτέλεσμα του βιολογικού σχηματισμού οργανικών οξέων, νιτρικών ή θεικών, κάποια ποσότητα φωσφορικών μπορεί να εκλυθεί. Με την πάροδο του χρόνου ένα σημαντικό μέρος των φωσφορικών που έχουν απομακρυνθεί, δεσμεύεται στο ίζημα και με αυτό τον τρόπο απομακρύνεται από το σύστημα. Κατά την αρχική περίοδο προσαρμογής ενός συστήματος

FWS μέχρις ότου αυτό σταθεροποιηθεί παρατηρείται μεγάλου βαθμού απομάκρυνση λόγω των αρχικών αντιδράσεων που συμβαίνουν στον πυθμένα του υδροβιότοπου.

Βιολογικοί μετασχηματισμοί φωσφορικών

Τα διαλυμένα οργανικά φωσφορικά και τα μη διαλυμένα οργανικά και ανόργανα φωσφορικά δεν είναι συνήθως διαθέσιμα για τη βλάστηση μέχρις ότου μετασχηματιστούν σε διαλυτή ανόργανη μορφή. Οι μετασχηματισμοί αυτοί πραγματοποιούνται στη στήλη του νερού από αιωρούμενους μικροοργανισμούς, από τα στρώματα των μικροοργανισμών στην επιφάνεια των φυτών και στα ιζήματα. Η λήψη από τους μικροοργανισμούς αποτελεί ένα γρήγορο κυκλικό μηχανισμό. Με το θάνατο και την αποσύνθεση της βλάστησης η μεγαλύτερη ποσότητα των φωσφορικών επιστρέφει πίσω στην υδάτινη στήλη, ενώ κάποια ποσότητα απομακρύνεται στα καινούρια σχηματιζόμενα ιζήματα. Η λήψη φωσφορικών από τα μακρόφυτα πραγματοποιείται μέσω του ριζικού συστήματος. Η λήψη πραγματοποιείται κατά την περίοδο ανάπτυξης της βλάστησης ενώ κάποια ποσότητα φωσφορικών αποδεσμεύεται κατά τη γήρανση των φυτών κατά το τέλος του καλοκαιριού ή το φθινόπωρο, συνοδευόμενη από την αποσύνθεση των φυτικών κατάλοιπων.

Η μορφή των φωσφορικών, ο τύπος και η πυκνότητα της φυτικής βλάστησης, ο ρυθμός υδραυλικού φορτίου των φωσφορικών και οι κλιματικές συνθήκες καθορίζουν τον τύπο και την ποσότητα των φωσφορικών που απομακρύνονται από το σύστημα σε κάποια συγκεκριμένη χρονική περίοδο. Η απομάκρυνση των φωσφορικών δια μέσου των φυτών λαμβάνει χώρα εποχιακά, καθώς κατά την περίοδο γήρανσης των φυτών, η μεγαλύτερη ποσότητα φωσφορικών που έχει απομακρυνθεί, ελευθερώνεται πίσω στην υδάτινη στήλη.

Συνήθως σε υδροβιότοπους επεξεργασίας οι ευκαιρίες επαφής μεταξύ των υγρών αποβλήτων και του εδάφους είναι περιορισμένες, ενώ η απομάκρυνση της βλάστησης δεν πραγματοποιείται με ιδιαίτερα εύκολο τρόπο. Αποτελεσματική απομάκρυνση του φωσφόρου παρατηρείται ιδιαίτερα κατά τη διάρκεια των πρώτων 12- 24 μηνών. Όταν όλο το σύστημα φτάσει σε ένα επίπεδο ισορροπίας, η απομάκρυνση του φωσφόρου μειώνεται. Σε γενικές γραμμές με βάση διάφορες εκτιμήσεις και έρευνες, η ετήσια απομάκρυνση φωσφόρου από συστήματα FWS παρουσιάζεται περιορισμένη. Μια απομάκρυνση ολικού φωσφόρου (TP) 30 – 50% πραγματοποιείται συνήθως σε υδροβιότοπους με χρόνο συγκράτησης <10 μέρες. Σε κάποια συστήματα FWS με χρόνους παραμονής > 20 μέρες παρατηρήθηκαν εκροές < 4 mg/L με εισροή > 10 mg/L. Απαιτείται μεγάλη έκταση και επιπρόσθετη επεξεργασία για μεγάλου βαθμού απομάκρυνση του φωσφόρου σε τυπικά συστήματα υδροβιότοπων [12].

3.2.5 Απομάκρυνση παθογόνων οργανισμών

Οι παθογόνοι οργανισμοί που εισέρχονται σε ένα τεχνητό υδροβιότοπο μπορεί να είναι ενσωματωμένα στα ολικά αιωρούμενα στερεά ή μπορεί να αιωρούνται στην εισροή του αποβλήτου. Αυτοί που είναι ενσωματωμένοι στα ολικά στερεά απομακρύνονται με τους ίδιους

μηχανισμούς που απομακρύνονται και τα TSS. Οι μηχανισμοί αυτοί έχουν αναλυθεί παραπάνω και είναι η καθίζηση, η φίλτρανση και η ρόφηση. Αφού διαχωριστούν από τη στήλη νερού, οι ζωντανοί μικροοργανισμοί διαχωρίζονται από τη στήλη νερού μπορούν να αποδεσμευτούν και να συγκρατηθούν στα στρώματα των μικροοργανισμών ή στους πόρους των ιζημάτων που περιέχουν νερό, ή να εισέλθουν ξανά στη στήλη νερού. Ανεξάρτητα από το πού θα βρεθούν, πρέπει να ανταγωνιστούν με το σύνολο των οργανισμών που τους περιβάλλουν. Σαν εντερικοί οργανισμοί, συνήθως απαιτούν πλούσιο υπόστρωμα και υψηλές θερμοκρασίες. Οι περισσότεροι δεν μπορούν να επιζήσουν τον ανταγωνισμό αυτό. Οι περισσότεροι θα καταστραφούν σαν θηράματα άλλων οργανισμών ή από την ακτινοβολία UV, αν βρεθούν κοντά στην επιφάνεια του νερού.

Η απομάκρυνση των παθογόνων μικροοργανισμών στους υδροβιότοπους φαίνεται να έχει άμεση σχέση με την απομάκρυνση των ολικών αιωρούμενων στερεών και το χρόνο συγκράτησης. Έχουν διεξαχθεί λίγες μελέτες για την επίδραση των τεχνητών υδροβιότοπων στους παθογόνους μικροοργανισμούς. Ο Gearheart βρήκε παρόμοια απομάκρυνση εισροές μολυσμένες με σαλμονέλα και κολοβακτηρίδια MS2. Πολλοί παθογόνοι μικροοργανισμοί είναι πιο ευαίσθητοι στο περιβάλλον των υδροβιότοπων από ότι οι οργανισμοί που χρησιμοποιούνται σα δείκτες, όπως τα βακτήρια *E.coli* και οι στρεπτόκοκκοι. Μερικοί όμως ιοί και πρωτόζωα μπορεί να είναι πιο ανθεκτικοί. Μεμονωμένα αποτελέσματα που αφορούν σε ιούς έχουν καταγραφεί, και οι μηχανισμοί που επηρεάζουν την απομάκρυνσή τους είναι διαφορετικοί από αυτούς που καταστρέφουν τους δείκτες.

Είναι επίσης σημαντικό να αναφερθεί ότι παθογόνοι μικροοργανισμοί μπορούν να αναπτυχθούν μέσα στον υδροβιότοπο. Επίσης τέτοιοι οργανισμοί μπορούν να βρεθούν ακόμα και στους φυσικούς υδροβιότοπους. Η ποσότητα αυτή των μικροοργανισμών μπορεί να διαφέρει ανάλογα με την εποχή και άλλες λειτουργικές παραμέτρους του συστήματος. Θα έπρεπε επίσης να αναφερθεί ότι γενικά οι μικροοργανισμοί δεν προέρχονται πάντα από ανθρώπινες πηγές. Παρ' όλ' αυτά οι εκροές των τεχνητών υδροβιότοπων όσον αφορά στους παθογόνους οργανισμούς είναι απίθανο να βρίσκονται εντός των επιτρεπόμενων ορίων από την νομοθεσία. Γι αυτό απαιτείται περαιτέρω επεξεργασία για τη διάθεσή τους στο περιβάλλον [14].

3.2.6 Απομάκρυνση μετάλλων

Παρόλο που ίχνη μερικών μετάλλων είναι απαραίτητα για την ανάπτυξη φυτών και ζώων αυτά τα ίδια μέταλλα μπορεί να είναι τοξικά σε υψηλότερες συγκεντρώσεις. Άλλα μέταλλα δεν έχουν καμία βιολογική σημασία και μπορούν να είναι τοξικά ακόμα και σε πολύ χαμηλές συγκεντρώσεις [14]. Παρακάτω γίνεται μια ανάλυση για τους μηχανισμούς απομάκρυνσης των μετάλλων παρόλο που τα υγρά απόβλητα που προέρχονται από ελαιοτριβεία δεν έχουν συγκεντρώσεις μετάλλων.

Τα μέταλλα που εισέρχονται σε έναν τεχνητό υδροβιότοπο σαν αδιάλυτα αιωρούμενα στερεά απομακρύνονται από τη στήλη νερού από τους ίδιους μηχανισμούς που απομακρύνονται τα TSS. Ανάλογα με το pH και το δυναμικό οξειδοαναγωγής, τα αδιάλυτα σωματίδια μπορεί να διαλυθούν ξανά και να επιστρέψουν στην υδατική φάση. Σημαντικοί μηχανισμοί απομάκρυνσης μετάλλων είναι η ανταλλαγή κατιόντων με τα ιζήματα του υδροβιότοπου, η δέσμευση από οργανική ύλη, η χημική κατακρήμνιση σε αδιάλυτα άλατα, σουλφίδια, ανθρακικά και η πρόσληψη από φυτά, άλγη και βακτήρια. Τα δεσμευμένα μέταλλα παραμένουν στα ανοξικά ιζήματα όπου προκύπτουν. Αυτά τα δεσμευμένα μέταλλα δεν είναι συνήθως βιοδιαθέσιμα και παραμένουν απομακρυσμένα από το σύστημα. Αν τα ιζήματα διαταραχθούν ή προκληθεί επαναιώρησή τους, τα απομονωμένα μέταλλα θα επιστρέψουν στην υδατική φάση.

Τα μέταλλα ενσωματώνονται στη βιομάζα των υδροβιότοπων. Απορροφώνται από τη φυτική βλάστηση μέσω του ριζικού συστήματος και έπειτα κατανέμονται σε όλο το φυτό. Ο βαθμός της απορρόφησης αυτής εξαρτάται από το είδος του μετάλλου και το είδος του φυτού. Ο Gesberg et. al. (1984) βρήκε ότι η πρόσληψη των μετάλλων από τα φυτά είναι μικρή σε συστήματα υποεπιφανειακής ροής, ενώ άλλοι ισχυρίζονται ότι μέταλλα μπορούν να βρεθούν στις ρίζες των φυτών εξαιτίας της χημικής κατακρήμνισης και της προσρόφησης. Σε ένα σύστημα επεξεργασίας στο New Jersey βρέθηκε ότι το κάδμιο, ο χαλκός, ο μόλυβδος, το νικέλιο και ο ψευδάργυρος συσσωρεύτηκαν στα υπολείμματα των φυτών στο τέλος της περιόδου ανάπτυξης σε πολύ υψηλότερες συγκεντρώσεις από ότι στα φυτά. Άλλες μελέτες έχουν δείξει ότι μέταλλα όπως το κάδμιο, το χρώμιο, ο χαλκός, ο μόλυβδος, ο υδράργυρος, το νικέλιο και ο ψευδάργυρος μπορούν να απομονωθούν στο χώμα και στη χλωρίδα και πανίδα του συστήματος.

Ως τώρα δεν υπάρχουν επαρκή μακροχρόνια στοιχεία για τεχνητούς υδροβιότοπους μεγάλης κλίμακας, που να παρέχουν μια αξιόπιστη εκτίμηση για την απόδοση της απομάκρυνσης των μετάλλων από τα απόβλητα. Εν τούτοις, σε συστήματα υποεπιφανειακής ροής και σε συστήματα επιφανειακής ροής πλήρως καλυμμένα με βλάστηση, οι αναερόβιες συνθήκες συντελούν στην κατακράτηση των περισσότερων μετάλλων με την κατακάλιση των ολικών αιωρούμενων στερεών και την μείωση της επαναιώρησης.

3.2.7 Άλλα οργανικά συστατικά

Υπάρχει μια ανησυχία για την τύχη πολλών ιχνών οργανικών ενώσεων, που περιέχονται στα απόβλητα, στο περιβάλλον. Οι οργανικές αυτές ενώσεις είναι μικροβιοκτόνα, θρεπτικά και άλλες ουσίες που προκύπτουν από χημικές διεργασίες και ανήκουν στην κατηγορία των πιο σημαντικών ρυπαντών. Η τύχη των ρυπαντών αυτών σε έναν υδροβιότοπο εξαρτάται από τις ιδιότητες της κάθε ένωσης, τα χαρακτηριστικά του υδροβιότοπου, το είδος της φυτικής βλάστησης και από άλλους περιβαλλοντικούς παράγοντες. Οι πιο σημαντικοί μηχανισμοί διαχωρισμού και απομάκρυνσης είναι η εξάτμιση, η καθίζηση, η βιοαποικοδόμηση, η

προσρόφηση και η απορρόφησή τους από τα φυτά. Αυτοί οι μηχανισμοί έχουν ήδη αναλυθεί. Οι συντηρητικές οργανικές ενώσεις που έχουν διαχωριστεί από τη στήλη νερού συσσωρεύονται στα ιζήματα του υδροβιότοπου. Ένα μέρος απορροφάται από τα φυτά και επιστρέφει στο σύστημα με την αποσύνθεσή τους. Από τη βιοαποικοδόμηση ορισμένων οργανικών ενώσεων προκύπτει η παραγωγή ανόργανων τελικών προϊόντων, ή η παραγωγή τελικών προϊόντων περισσότερο τοξικών από τις αρχικές ενώσεις. Προς το παρόν όμως δεν υπάρχουν αρκετά στοιχεία για την αποτελεσματικότητα της μακροπρόθεσμης απομάκρυνσης και για την καταστροφή των κυριότερων ρυπαντών [14].

3.2.8 Απομάκρυνση φαινολών

Οι φαινόλες αποτελούν ένα πολύ σημαντικό οργανικό ρυπαντή των υδάτων αφού μπορεί να έχουν και τοξικές ιδιότητες. Γενικότερα στη βιβλιογραφία δεν υπάρχουν πολλές αναφορές και δεν έχουν γίνει μελέτες για τους μηχανισμούς απομάκρυνσης των φαινολών από τα συστήματα τεχνητών υδροβιότοπων επιφανειακής ροής αλλά και την αποδοτικότητα των συστημάτων αυτών στην απομάκρυνση των φαινολών.

Οι Kadlec και Knight (1996) αναφέρουν παραδείγματα πειραμάτων που διεξήχθησαν για την απομάκρυνση των φαινολών. Από τα παραδείγματα αυτά μπορεί κανείς να συμπεράνει ότι κάποιοι από τους μηχανισμούς απομάκρυνσης είναι η βιοαποικοδόμηση, απορρόφηση από τα φυτά, καθίζηση και η εξάτμιση. Οι ρυθμοί απομάκρυνσης που παρατηρούνται πειραματικά είναι μεγαλύτεροι από αυτούς που παρατηρήθηκαν σε συστήματα ευρείας κλίμακας. Πρέπει επίσης να αναφερθεί ότι η ίδια η φυτική βλάστηση παράγει ένα αριθμό φαινολών.

Οι Srinivasan και Kadlec (1995) αναφέρουν ότι δεν παρατηρήθηκε σημαντική απομάκρυνση φαινολών σε σύστημα υδροβιότοπου επιφανειακής ροής με εισροή που περιείχε μόνο νερό και φαινόλες. Το γεγονός αυτό υποδεικνύει ότι η οργανική ύλη και τα θρεπτικά αυξάνουν την δυνατότητα απομάκρυνσης.

Επίσης στο ίδιο πείραμα διαπιστώθηκε ότι δεν υπάρχει επίδραση του βάθους του νερού στην απομάκρυνση των φαινολών, αλλά μια μικρή επίδραση του τύπου του εδάφους, αφού έδαφος με μεγαλύτερο οργανικό περιεχόμενο επέδρασε θετικά στην απομάκρυνση των φαινολών [8].

3.3 Υδρολογική Μελέτη και υδραυλικά χαρακτηριστικά

Η Υδρολογία και οι διεργασίες του νερού που συμβαίνουν σε ένα τεχνητό υδροβιότοπο είναι πολύ σημαντικές στο σχεδιασμό και τη λειτουργία του. Το υδατικό ισοζύγιο και ο χρόνος συγκράτησης πρέπει να ληφθούν υπόψη. Οι υδροβιότοποι επιφανειακής ροής έχουν εισροές νερού εξαιτίας των ατμοσφαιρικών κατακρημνίσεων και εκροές εξαιτίας της εξατμισοδιαπνοής

οι οποίες μπορούν να οδηγήσουν σε μεγάλες διακυμάνσεις του όγκου του νερού και του επιπέδου του στον υδροβιότοπο. Επίσης ο χρόνος που τα απόβλητα παραμένουν στον υδροβιότοπο παίζει μεγάλο ρόλο στις διάφορες διεργασίες που λαμβάνουν χώρα στον υδροβιότοπο [11].

Οι υδροβιότοποι πρέπει να ευρίσκονται έξω από περιοχές επιδεκτικές σε πλημμύρες εκτός αν παρέχεται ιδιαίτερη προστασία τους από πλημμυρικά συμβάντα. Σε περιπτώσεις που συμβαίνουν μικρής έκτασης πλημμυρικά γεγονότα, ιδιαίτερα στην περίοδο του χειμώνα, που η λειτουργία τους περιορίζεται, δεν απαιτείται ιδιαίτερη προστασία τους.

3.3.1 Υδατικό ισοζύγιο

Οι αναμενόμενες αλλαγές στον όγκο του νερού, εποχιακές ή και από μέρα σε μέρα, επηρεάζουν το σχεδιασμό και τη λειτουργία ενός τεχνητού υδροβιότοπου. Οι συγκεντρώσεις της εκροής μπορεί να αραιωθούν από τη βροχόπτωση, ή να αυξηθούν εξαιτίας της εξάτμισης. Για τα συστήματα των τεχνητών υδροβιότοπων το υδατικό ισοζύγιο δίνεται από τον παρακάτω τύπο:

$$dV/dt = Q_i - Q_o + P + R - I - ET \quad (3.3.1.1)$$

Όπου,

- dV/dt** : η μεταβολή του όγκου του νερού ανά χρόνο
- Q_i** : εισροή αποβλήτου στον υδροβιότοπο
- Q_o** : εκροή του αποβλήτου από τον υδροβιότοπο
- P** : βροχόπτωση μέσα στον υδροβιότοπο
- R** : απορροή μέσα στον υδροβιότοπο
- I** : διείσδυση υπόγειου νερού στον υδροβιότοπο ή διαρροή νερού από τον υδροβιότοπο. Γενικά τα ποσά αυτά νερού είναι ελάχιστα και εξαρτώνται από τη διαπερατότητα των λεκανών.
- ET** : εξατμισοδιαπνοή

Το υδατικό ισοζύγιο μπορεί να εφαρμοσθεί για την επίλυση πολλών θεμάτων που προκύπτουν κατά τη διαχείριση ενός υδροβιότοπου όπως για παράδειγμα ποια θα είναι η εκροή του αποβλήτου από τον υδροβιότοπο, ποια είναι η πιθανότητα το επίπεδο νερού στον υδροβιότοπο να κατέβει σε πολύ χαμηλά επίπεδα ή να στεγνώσει, πόσο νερό θα χρειαστεί για να διατηρηθεί η στάθμη του νερού σε συγκεκριμένα επίπεδα αλλά και τι μπορεί να συμβεί κατά τους βροχερούς μήνες [11].

Στη βιβλιογραφία παρουσιάζονται πολλές μέθοδοι για τη μέτρηση της εξατμισοδιαπνοής. Οι μέθοδοι αυτοί μπορούν να κατανεμηθούν σε δυο ευρείες κατηγορίες, αυτές που βασίζονται σε έννοιες της υδρολογίας και οι μικρομετεωρολογικές μέθοδοι.

Μέθοδοι υδατικού ισοζυγίου

Αυτές οι μέθοδοι βασίζονται στην εκτίμηση της εξατμισοδιαπνοής από την εξίσωση υδατικού ισοζυγίου. Οι μέθοδοι αυτοί περιλαμβάνουν έμμεσες μετρήσεις καθώς και άμεσες με λυσίμετρα.

Μικρομετεωρολογικές μέθοδοι

Με αυτές τις μεθόδους η εξατμισοδιαπνοή μπορεί να εκτιμάται από τις μετεωρολογικές μεταβλητές (θερμοκρασία, υγρασία, ταχύτητα του ανέμου, ακτινοβολία) που μετριέται στην (ή πάνω από την) εξατμίζουσα επιφάνεια. Για τις περισσότερες των μεθόδων στιγμιαία δεδομένα συγκεντρώνονται και ολοκληρώνονται. Προς το παρόν οι περισσότερες μικρομετεωρολογικές μέθοδοι μπορούν να εφαρμόζονται μόνο σε μεγάλες επιφάνειες με ομοιόμορφη φυτοκάλυψη.

Στις μεθόδους αυτές ανήκει η προσέγγιση Penman. Χρησιμοποιώντας ένα συνδυασμό ενεργειακού ισοζυγίου και της μεθόδου «συντελεστή μαζικής μεταφοράς» για την θερμότητα και τους υδρατμούς, ο Penman (1948) παρήγαγε μια σχέση προσδιορισμού της εξάτμισης πάνω από ελεύθερο νερό και κεκορεσμένες επιφάνειες γης. Η εξίσωση του Penman είτε στην αρχική είτε στην ελαφρά τροποποιημένη της μορφή έχει χρησιμοποιηθεί ευρύτατα για την εκτίμηση της δυνητικής εξατμισοδιαπνοής, ειδικά σε υδρολογικές και γεωργικές εφαρμογές. Η γνωστή εξίσωση του Penman είναι της μορφής:

$$ET = [\Delta/(\Delta+\gamma)] [(R_N - G)/L] + [\gamma/(\Delta+\gamma)] E_a \quad (3.3.1.2)$$

Όπου,

- ET** : απώλειες εξαιτίας της εξατμισοδιαπνοής, m/d
- Δ** : κλίση καμπύλης τάσης κεκορεσμένων ατμών συναρτήσει της θερμοκρασίας, mbar/ K
- γ** : ψυχομετρική σταθερά = $C_p P / 0,622L$, mbar/ K
- R_N** : ακτινοβολία που φτάνει το έδαφος, MJ/m²/d
- L** : ογκομετρική λανθάνουσα θερμότητα εξάτμισης του νερού, MJ/m³
- E_a** : αποξηραντική ικανότητα του αέρα

Υπάρχουν επίσης πολλών τύπων μοντέλα προσομοίωσης της εξατμισοδιαπνοής. Ένας τύπος τέτοιων μοντέλων είναι τα μοντέλα βασισμένα σε μετρήσεις εξατμισιμέτρων (Evaporation pan method). Ο πιο συνηθισμένος τύπος είναι τα εξατμισίμετρα λεκάνης τύπου A. Η εξάτμιση από ένα εξατμισίμετρο, E_{pan}, αντιπροσωπεύει τη δυνατότητα της ατμόσφαιρας συγκεκριμένης μορφής, μεγέθους και χρώματος στο δεδομένο περιβάλλον [15]. Η εξατμισοδιαπνοή σε έναν υδροβιότοπο, τουλάχιστον κατά την περίοδο ανάπτυξης των φυτών, είναι περίπου ίση με 0,7 έως 0,8 φορές την εξατμισοδιαπνοή που υπολογίζεται από ένα εξατμισίμετρο τύπου A, που είναι εγκατεστημένο στην περιοχή.

Από τον Christiansen (1968) διατυπώθηκε με τη μορφή πολλαπλασιαστών ο εμπειρικός κανόνας του ποσοστού του 70 και 80% για την εξατμισοδιαπνοή στους υγροβιότοπους. Οι εξισώσεις που προτάθηκαν είναι της μορφής [8]:

$$ET = 0,755 \cdot EP \cdot C_T \cdot C_W \cdot C_H \cdot C_S \quad (3.3.1.3)$$

$$C_T = 0,862 + 0,179(T/20) - 0,041(T/20)^2 \quad (3.3.1.4)$$

$$C_W = 1,189 + 0,24(W/1,86) + 0,051(W/1,86)^2 \quad (3.3.1.5)$$

$$C_H = 0,499 + 0,62(H/60) - 0,119(H/60)^2 \quad (3.3.1.6)$$

$$C_S = 0,904 + 0,008(S/80) + 0,088(S/80)^2 \quad (3.3.1.7)$$

Όπου,

- C_H : συντελεστής υγρασίας
- C_S : συντελεστής ηλιοφάνειας
- C_T : συντελεστής θερμοκρασίας
- C_W : συντελεστής ανέμου
- EP : εξάτμιση εξατμισιμέτρου, mm/d
- ET : εξατμισοδιαπνοή, mm/d
- H : σχετική υγρασία, %
- S : ποσοστό πιθανής ηλιοφάνειας, %
- T : θερμοκρασία, °C
- W : ταχύτητα ανέμου, m/s

Η μέθοδος αυτή δεν αναπτύχθηκε μόνο για υγροβιότοπους, αλλά για καλά αρδευόμενες επιφάνειες.

3.3.2 Υδραυλικός χρόνος συγκράτησης

Ο υδραυλικός χρόνος συγκράτησης ή υδραυλικός χρόνος παραμονής (hydraulic residence time, HRT) στον υγροβιότοπο ορίζεται ως ο λόγος του όγκου του νερού προς τη μέση παροχή στον υγροβιότοπο. Μπορεί να υπολογιστεί από την εξίσωση:

$$t = LWhn / Q \quad (3.3.2.1)$$

Όπου,

- L : μήκος του συστήματος, m
- W : πλάτος του συστήματος, m
- D : βάθος νερού στη λεκάνη του υγροβιότοπου, m

- n** : αποδοτικό πορώδες μέσο του συστήματος (0,75 για τυπική αναφυόμενη φυτική βλάστηση)
- Q** : υδραυλικό φορτίο ή η μέση ροή δια μέσου της κλίνης του υδροβιότοπου, m^3/s
- Q** : $(Q_e + Q_0) / 2$
- Q₀** : παροχές εισροής και εκροής αντίστοιχα, m^3/s
- και
- Q_e**

Ο προσδιορισμός της μέσης ροής που χρησιμοποιείται στην πιο πάνω εξίσωση λαμβάνει υπόψη τόσο τις απώλειες νερού που λαμβάνουν χώρα λόγω διαρροών σε κατώτερους υδροφορείς και λόγω εξάτμισης, όσο και το επιπρόσθετο νερό που εισέρχεται στο σύστημα εξαιτίας των ατμοσφαιρικών κατακρημνίσεων. Ένας συντηρητικός σχεδιασμός θα μπορούσε να θεωρήσει την απουσία ποσότητας νερού που χάνεται λόγω διείσδυσης σε κατώτερα ή παραπλήσια εδαφικά στρώματα και επιπλέον κάποιες λογικές διαδικασίες θα μπορούσαν να εφαρμοστούν για τον υπολογισμό των απωλειών του νερού που εισέρχονται στο σύστημα λόγω ατμοσφαιρικών κατακρημνίσεων, κάθε μήνα. Σε ένα αρχικό σχεδιαστικό υπολογισμό είναι λογικό να θεωρήσουμε ότι οι ποσότητες του εισερχόμενου νερού είναι ίσες με τις εξερχόμενες [12].

Επίσης η παραπάνω εξίσωση υποθέτει ότι ολόκληρος ο όγκος νερού του υδροβιότοπου λαμβάνει μέρος στη ροή. Η υπόθεση αυτή μπορεί να εμπεριέχει μεγάλο σφάλμα, που έχει σαν αποτέλεσμα οι πραγματικοί χρόνοι συγκράτησης να είναι πολύ μικρότεροι από αυτούς που υπολογίζονται με την παραπάνω εξίσωση.

3.3.3 Υδραυλικός ρυθμός φόρτισης

Ο υδραυλικός ρυθμός φόρτισης (Hydraulic Loading Rate, HLR) είναι ένας όρος που εκφράζει την ογκομετρική παροχή του αποβλήτου στον υδροβιότοπο. Συχνά χρησιμοποιείται για να γίνει σύγκριση μεταξύ διαφορετικών υδροβιότοπων και για να δείξει την πιθανότητα υπερχείλισης του υδροβιότοπου από απόβλητα. Ο υδραυλικός ρυθμός φόρτισης δίνεται από τη σχέση:

$$HLR = Q/A \quad (3.3.3.1)$$

Όπου,

- HLR** : υδραυλικός ρυθμός φόρτισης (m/d)
- Q** : παροχή υγρών αποβλήτων (m^3/d) , (σε ορισμένες περιπτώσεις χρησιμοποιείται η μέση παροχή και όχι η αρχική).
- A** : η επιφάνεια του υδροβιότοπου (m^2).

3.3.4 Υδραυλική κλίση - Μέγιστο επιτρεπτό μήκος

Για ένα υδροβιότοπο επιφανειακής ροής, ο καθορισμός των ενεργειακών απωλειών και των απωλειών από την εισροή στην εκροή είναι αναγκαίος για τη διασφάλιση ότι ο υδροβιότοπος είναι σχεδιασμένος να αντεπεξέρθει σε κάθε πιθανή ροή χωρίς τη δημιουργία προβλημάτων. Έχει θεωρηθεί ότι η εξίσωση του Manning, που υπολογίζει τη ροή σε ανοικτούς αγωγούς, μπορεί να χρησιμοποιηθεί για τον υπολογισμό των απωλειών σε ένα υδροβιότοπο επιφανειακής ροής. Υποθέτοντας ότι η βυθιζόμενη στο νερό φυτική βλάστηση και τα υπολείμματα των φυτών έχουν μεγαλύτερη αντίσταση στη ροή από ότι ο βυθός και τα πλαϊνά του υδροβιότοπου, η εξίσωση του Manning εφαρμόζεται ως εξής:

$$S^{1/2} = V / (1/n) (h^{2/3}) \quad (3.3.4.1)$$

Όπου,

- V** : η μέση ταχύτητα ροής (m/s)
- n** : ο συντελεστής αντίστασης του Manning (s/m^{1/3})
- h** : το μέσο βάθος του υδροβιότοπου (m)
- S** : υδραυλική κλίση ή κλίση της επιφάνειας του νερού (m/m)

Στην εξίσωση αυτή, το μέσο βάθος και η κλίση της επιφάνειας του νερού μπορεί να υπολογιστεί εύκολα, και η μέση ταχύτητα ορίζεται ως ο λόγος της μέσης ημερήσιας παροχής προς τη διαθέσιμη μέση επιφάνεια. Ο υπολογισμός του συντελεστή αντίστασης του Manning δεν μπορεί να είναι άμεσος. Στους υδροβιότοπους, η φυτική βλάστηση και τα υπολείμματα προβάλλουν αντίσταση στη ροή του νερού η οποία κατανέμεται σε όλη την υδάτινη στήλη εξαιτίας των καθιζάνοντων σωματιδίων και των υπολειμμάτων στη βάση του υδροβιότοπου και του στρώματος που δημιουργείται στην επιφάνεια του νερού. Επίσης ο συντελεστής αυτός πρέπει να είναι μια συνάρτηση του βάθους του νερού και της αντίστασης συγκεκριμένων επιφανειών. Από μετρήσεις που έγιναν από τους Kadlec και Knight ο συντελεστής υπολογίστηκε 0,3 έως 1,1 s/m³ με τις υψηλότερες τιμές να αντιστοιχούν σε βάθη νερού μικρότερα από 0,2 m. Οι Reed et al. (1995) χρησιμοποιώντας μια εξίσωση υπολόγισαν ότι ο συντελεστής κυμαίνεται από 1 έως 14 s/m³ για βάθος ροής 0,2m. Οι Linsey et. al.(1982) δημοσίευσαν μια σειρά από τιμές για το n που κυμαίνονται από 0,024 έως 0,112. Μια τυπική λύση δίνεται από τους Crites και Tchombanoglous (1996) η οποία είναι μια κλίση 1 προς 1000 ή 1 cm στα 100 m [14].

Σύμφωνα με τους Reed et al. ο συντελεστής του Manning για τους υδροβιότοπους επιφανειακής ροής δίνεται από την εξίσωση:

$$n = a/h^{1/2} \quad (3.3.4.2)$$

Όπου a ($s\ m^{1/6}$) είναι ένας συντελεστής αντίστασης. Τυπικές τιμές για το συντελεστή αυτό είναι 1 έως 4. Για πολύ αραιή βλάστηση και βάθος νερού μεγαλύτερο από 40 cm ο συντελεστής a παίρνει την τιμή 0,4. Για βλάστηση μέσης πυκνότητας και βάθος νερού περίπου 30 cm η τιμή του είναι 1,6. Για πολύ πυκνή βλάστηση με ξερά φύλλα στην επιφάνεια του υποστρώματος και βάθος νερού μικρότερο από 30 cm παίρνει την τιμή 6,4.

Από την εξίσωση του Manning προέκυψε η εξίσωση για το μέγιστο επιτρεπτό μήκος του υδροβιότοπου [10]. Η εξίσωση αυτή έχει ως εξής:

$$L_{\max} = \{(A_s) (h^{2,667}) (m^{0,5})(86400) / [(a)(Q)]\}^{0,667} \quad (3.3.4.3)$$

Όπου,

- L_{\max} : μέγιστο επιτρεπτό μήκος λεκάνης, m
- A_s : εμβαδόν επιφάνειας υδροβιότοπου, m^2
- h : βάθος νερού, m
- m : συντελεστής προσαύξεσης βάθους, (% εκφραζόμενο ως δεκαδικό φορτίο)
- a : συντελεστής αντίστασης, $s\ m^{1/6}$
- Q : μέση ροή στο σύστημα, m^3/day

Κεφάλαιο 4 – Σχεδιαστικά μοντέλα και προσομοίωση των υδροβιότοπων επιφανειακής ροής (FWS)

4.1 Εισαγωγή

Ένα σύστημα τεχνητού υδροβιότοπου είναι μια απλή σύλληψη, αλλά ο σωστός σχεδιασμός ενός τέτοιου συστήματος είναι μια επαναληπτική διαδικασία αρκετά περίπλοκη. Διάφορες χημικές, φυσικές και βιολογικές διεργασίες συμβαίνουν σε έναν υδροβιότοπο. Οι διεργασίες αυτές συμβαίνουν είτε ταυτόχρονα είτε διαδοχικά εξαιτίας των αερόβιων ή ανοξικών συνθηκών που μπορεί να υπάρξουν στο μικροπεριβάλλον του υδροβιότοπου. Δυστυχώς, επαρκή στοιχεία δεν είναι ακόμα διαθέσιμα ώστε να εκτιμηθούν με ακρίβεια οι μηχανισμοί αυτοί και οι αλληλοσυσχετίσεις τους.

Τα σημερινά μοντέλα σχεδιασμού των τεχνητών υδροβιότοπων υπολογίζουν την απόδοση του συστήματος βασιζόμενα σε δεδομένα εισροής και εκροής. Οι μεταβλητές που χρησιμοποιούνται δεν περιγράφουν τους μηχανισμούς απομάκρυνσης που σχετίζονται με το χώρο και το χρόνο στον υδροβιότοπο, αλλά είναι φαινομενικές μεταβλητές που υπολογίζουν τη μεταβολή στα δεδομένα της εκροής ανάλογα με την εισροή σαν ο υδροβιότοπος να είναι ένας απλός αντιδραστήρας. Η παρούσα κατάσταση στη μοντελοποίηση των τεχνητών υδροβιότοπων δεν είναι ιδανική επειδή η χρήση εμπειρικών μοντέλων κυριαρχεί ακόμα στο σχεδιασμό για πολλές καλά γνωστές διαδικασίες επεξεργασίας.

Οι διαδικασίες προσομοίωσης των μηχανισμών απομάκρυνσης των ρυπαντών για συστήματα τεχνητών υδροβιότοπων έχουν αναπτυχθεί γρήγορα τα τελευταία χρόνια. Το 1990, μόνο λίγα μοντέλα σχεδιασμού ήταν διαθέσιμα και μόνο για μερικούς ρυπαντές. Σήμερα εξαιτίας της ανάπτυξης βάσεων δεδομένων και του ενδιαφέροντος για την τεχνολογία αυτή τουλάχιστον τρία διαφορετικά μοντέλα σχεδιασμού είναι διαθέσιμα στα εγχειρίδια, και καλύπτουν τους περισσότερους ρυπαντές.

Αυτά τα τρία μοντέλα βασίζονται στην ανάλυση δεδομένων εισροής και εκροής ή στις σχέσεις ισοζυγίων μάζας, και χρησιμοποιούν τις σχέσεις κινητικής πρώτης τάξεως για αντιδραστήρα εμβολικής ροής. Παρόλο που δεν ερμηνεύουν το σύνολο των αντιδράσεων και των συσχετίσεών τους στον υδροβιότοπο, χρησιμοποιούν μια φαινομενική σταθερά που ερμηνεύει τη μεταβολή στις συγκεντρώσεις ή στις μάζες μεταξύ της εισροής και της εκροής.

Τα μοντέλα αυτά είναι ισοδύναμα και θα έπρεπε να αναμένεται να παράγουν παρόμοια αποτελέσματα. Αυτό όμως δε συμβαίνει είτε επειδή τα μοντέλα αυτά αναπτύχθηκαν από διαφορετικά σετ δεδομένων είτε εξαιτίας της δομής και του περιεχομένου των μοντέλων.

Τα τρία μοντέλα μπορούν να χωριστούν σε δύο τύπους. Στα ογκομετρικά, όπως αυτό που αναπτύχθηκε από τους Reed et al. (1995) και Crites and Tchombanoglous (1998) και στα μοντέλα επιφανειακής φόρτισης, που αναπτύχθηκε από τους Kadlec and Knight (1996) [9].

4.1.2 Ογκομετρικά μοντέλα

Τα πλεονεκτήματα των ογκομετρικών μοντέλων είναι τα παρακάτω:

- Ο σχεδιασμός βασίζεται στη μέση ροή διαμέσου του υδροβιότοπου, που μπορεί να εξισορροπήσει τις απώλειες ή τη προσθήκη νερού από τις ατμοσφαιρικές κατακρημνίσεις και την εξατμισοδιαπνοή.
- Οι παράγοντες ασφάλειας και οι σταθερές συγκεντρώσεις υποβάθρου αποτελούν τις εξωτερικές οριακές συνθήκες και δεν έχουν περιοριστική επίδραση στα αποτελέσματα του μοντέλου.

Για τα μοντέλα αυτά όμως υπάρχουν και περιορισμοί.

- Οι υπολογισμοί απαιτούν γνώση του βάθους νερού στο σύστημα, το οποίο μπορεί να είναι δύσκολο να ελεγχθεί κατά την κατασκευή μεγάλων συστημάτων και είναι πιθανό να αλλάξει κατά τη λειτουργία τους.
- Το πορώδες της βλάστησης και των συσσωρευμένων υπολειμμάτων των φυτών πρέπει να είναι γνωστό. Οι σχεδιαστικές τιμές που υποθέτονται βασίζονται σε μια περιορισμένη βάση δεδομένων, και είναι πιθανόν να αλλάξουν μακροχρόνια.
- Η απομάκρυνση του BOD υποθέτεται ότι είναι εξαρτώμενη της θερμοκρασίας, σύμφωνα με την εμπειρία από άλλες διεργασίες επεξεργασίας υγρών αποβλήτων. Παρ' όλ' αυτά, δεδομένα από πολλά συστήματα τεχνητών υδροβιότοπων δε δείχνουν κάτι τέτοιο.

4.1.2 Μοντέλα επιφανειακής φόρτισης

Τα πλεονεκτήματα των μοντέλων αυτών είναι τα παρακάτω:

- Τα μοντέλα αυτά βασίζονται σε φορτία μάζας στην επιφάνεια του υδροβιότοπου. Γι' αυτό, το βάθος νερού, που μπορεί να εκτιμηθεί δύσκολα σε μεγάλα συστήματα δεν αποτελεί παράγοντα στους υπολογισμούς του μοντέλου.
- Τα μοντέλα αυτά είναι πιο ευέλικτα μαθηματικά. Είναι δυνατή η καλύτερη προσαρμογή χρησιμοποιώντας δύο μεταβλητές (K, C^*) αντί για μια (K) που χρησιμοποιείται στα ογκομετρικά μοντέλα.

Οι περιορισμοί των μοντέλων αυτών είναι:

- Τα μοντέλα αυτά χρησιμοποιούν μόνο ο όγκος εισροής των αποβλήτων, ο οποίος δεν μπορεί να εξισορροπήσει τις απώλειες και τις προσθήκες νερού στους υπολογισμούς.
- Η βάση δεδομένων για συστήματα FWS που χρησιμοποιήθηκε για την ανάπτυξη των μοντέλων αυτών περιλαμβάνει ένα μεγάλο αριθμό συστημάτων τεχνητών υγροβιότοπων με ελαφριά φόρτιση, που μπορεί να παράγουν χαμηλές τιμές μεταβλητών που τελικά να οδηγήσουν σε υπερδιαστασιολόγηση.
- Η υποκειμενική θεώρηση της συγκέντρωσης υποβάθρου (C^*) και του παράγοντα ασφάλειας (z) για τον προσδιορισμό της επιφάνειας του υγροβιότοπου μπορούν να οδηγήσουν και πάλι σε υπερδιαστασιολόγηση για την επίτευξη χαμηλών συγκεντρώσεων στην έξοδο [9].

4.2 Σχεδιαστικό μοντέλο Reed et al. (1995)

Στο μοντέλο αυτό το σύστημα θεωρείται σαν ένας βιολογικός αντιδραστήρας με παρουσία φυτικής βλάστησης και περιγράφεται από τις εξισώσεις κινητικής πρώτης τάξεως αντιδραστήρα εμβολικής ροής. Η ανάπτυξη ενός μοντέλου για συστήματα FWS βασίζεται στις ίδιες αρχές με αυτές των εδαφικών συστημάτων επιφανειακής ροής. Τα δεδομένα για συστήματα FWS είναι περιορισμένα και όχι τόσο αξιόπιστα.

Οι βασικές εξισώσεις του μοντέλου αυτού δίνονται παρακάτω.

$$C_e / C_0 = \exp(-K_T t) \quad (4.2.1)$$

$$K_T = K_{20} (\theta)^{(T_w - 20)} \quad (4.2.2)$$

$$A_s = Q [\ln(C_0 / C_e) / K_T (h) (n)] \quad (4.2.3)$$

Όπου,

C_e : συγκέντρωση εκροής του υγροβιότοπου, mg/L

C_0 : συγκέντρωση εισροής, mg/L

K_T : πρώτης τάξεως σταθερά ταχύτητας εξαρτώμενη από τη θερμοκρασία, d^{-1}

T_w : μέση θερμοκρασία νερού του συστήματος, $^{\circ}C$

θ : συντελεστής θερμοκρασίας στους 20 $^{\circ}C$

A_s : επιφάνεια υγροβιότοπου, m^2

Q : μέση ροή συστήματος, m^3/d

h : μέσο βάθος νερού στον υγροβιότοπο, m

n : πορώδες συστήματος

Παρακάτω ακολουθούν οι εξισώσεις του μοντέλου για καθένα από τους ρυπαντές ξεχωριστά.

4.2.1 Απομάκρυνση BOD

Η εξίσωση για την απομάκρυνση του BOD παίρνει τη μορφή:

$$C_e / C_0 = A \exp [- 0,7(K_T) (A_u)^{1,75} (L) (W) (h) (n) / Q] \quad (4.2.1.1)$$

Όπου,

- C_e : συγκέντρωση εκροής BOD του υγροβιότοπου, mg/L
- C_0 : συγκέντρωση εισροής BOD, mg/L
- A : κλάσμα BOD που δεν απομακρύνεται, μεταβλητή που εξαρτάται από την ποιότητα του νερού
- K_T : πρώτης τάξεως σταθερά ταχύτητας εξαρτώμενη από τη θερμοκρασία, d^{-1}
- A_u : ειδική επιφάνεια διαθέσιμη για μικροβιακή δραστηριότητα, m^2/m^3
- L : μήκος του συστήματος (παράλληλα στη διεύθυνση ροής), m
- W : πλάτος υγροβιότοπου, m
- h : μέσο βάθος νερού στον υγροβιότοπο, m
- n : πορώδες συστήματος
- Q : μέση ροή συστήματος, m^3/d

Προβλήματα από τη χρήση της παραπάνω εξίσωσης προκύπτουν από τη δυσκολία υπολογισμού των παραγόντων A και A_u . Η τιμή του παράγοντα A , για συστήματα επιφανειακής ροής που επεξεργάζονται απόβλητα από πρωτοβάθμια επεξεργασία, θεωρείται ίση με 0,52 (θεωρείται δηλαδή ότι 48% του εφαρμοζόμενου BOD έχει παραμείνει στη ζώνη εισροής. Για απόβλητα από δευτεροβάθμια επεξεργασία η τιμή του A από 0,7 έως 0,85 ενώ από τριτοβάθμια επεξεργασία η τιμή του είναι περίπου 0,9.

Στους υγροβιότοπους επιφανειακής ροής, ο A_u είναι συνάρτηση της επιφάνειας των τμημάτων της βλάστησης που αναπτύσσονται μέσα στο νερό και της επιφάνειας των υπολειμμάτων της βλάστησης στην επιφάνεια του νερού. Οι επιφάνειες αυτές βρίσκονται συνεχώς σε επαφή με το απόβλητο. Για τον παράγοντα A_u χρησιμοποιείται μια προσεγγιστική τιμή, περίπου ίση με $15,7 m^2/m^3$.

Για την αποφυγή των δυσκολιών υπολογισμού των παραγόντων A και A_u χρησιμοποιούνται οι βασικές εξισώσεις που παρουσιάστηκαν στην αρχή του κεφαλαίου. Οι εξισώσεις αυτές χρησιμοποιούνται για ένα πιο συντηρητικό σχεδιασμό. Η χρήση της εξίσωσης (4.2.1) μπορεί να γίνει με κάποιους περιορισμούς καθώς το τελικό BOD που εξέρχεται από το σύστημα επηρεάζεται από την παραγωγή κάποιας ποσότητας BOD τόσο από την αποσύνθεση

των φυτικών υπολειμμάτων, όσο και από την αποσύνθεση διάφορων οργανικών ουσιών. Η ποσότητα αυτή κυμαίνεται από 2 έως 7 mg/L [10].

4.2.2 Απομάκρυνση TSS

Η απομάκρυνση των ολικών αιωρούμενων στερεών λαμβάνει χώρα πολύ γρήγορα σε σύγκριση με το BOD και το άζωτο και για το λόγο αυτό δεν μπορεί να αποτελέσει περιοριστικό παράγοντα για το σχεδιασμό, δηλαδή τη διαστασιολόγηση, ενός συστήματος FWS. Η εξίσωση που ακολουθεί παρακάτω δεν πρέπει να χρησιμοποιηθεί για τον προσδιορισμό του μεγέθους του υδροβιότοπου.

$$C_e / C_0 = 0,1139 + 0,00213 (\text{HLR}) \quad (4.2.2.1)$$

Όπου,

- C_e : συγκέντρωση εκροής TSS του υδροβιότοπου, mg/L
- C_0 : συγκέντρωση εισροής TSS, mg/L
- HLR** : υδραυλικός ρυθμός φόρτισης, cm/day

Η παραπάνω εξίσωση μπορεί να χρησιμοποιηθεί για υδραυλικές φορτίσεις μεταξύ των τιμών 0,4-75 cm/day. Επίσης η απομάκρυνση των ολικών στερεών όπως και του BOD περιορίζεται από το γεγονός ότι το σύστημα από μόνο του παράγει κάποια ποσότητα στερεών από τα υπολείμματα της φυτικής βλάστησης. Τα υπολείμματα αυτά εμφανίζονται στην εκροή σαν TSS και για το λόγο αυτό η παραπάνω εξίσωση δε θα πρέπει να χρησιμοποιείται για πρόβλεψη εκροής με $TSS < 5$ mg/L. Επίσης στο μοντέλο αυτό θεωρείται ότι η απομάκρυνση των TSS δεν εξαρτάται από τη θερμοκρασία.

4.2.3 Απομάκρυνση αζώτου

Η απομάκρυνση του αζώτου συνήθως αποτελεί περιοριστικό παράγοντα ιδιαίτερα σε περιπτώσεις που τα όρια για την εκροή απαιτείται να είναι αυστηρά είτε όσον αφορά στην αμμωνία είτε στο άζωτο.

Νιτροποίηση

Στο συγκεκριμένο μοντέλο υποθέτεται ότι η απομάκρυνση της αμμωνίας οφείλεται αποκλειστικά στην νιτροποίηση. Η απορρόφηση της αμμωνίας από τα φυτά θεωρείται αμελητέα. Επίσης θεωρείται ότι τα επίπεδα αλκαλικότητας είναι στα ζητούμενα όρια και τα επίπεδα οξυγόνου είναι αυτά που συνήθως παρουσιάζονται στα συστήματα FWS (δεν εφαρμόζεται δηλαδή αερισμός). Η εξίσωση που δίνει την απομάκρυνση της αμμωνίας από το σύστημα δίνεται παρακάτω.

$$C_e / C_0 = \exp(-K_T t) \quad (4.2.3.1)$$

$$A_s = Q [\ln(C_0 / C_e) / K_T (h) (n)] \quad (4.2.3.2)$$

Όπου,

C_e : συγκέντρωση αμμωνίας στην εκροή του υδροβιότοπου, mg/L

C_0 : συγκέντρωση TKN στην εισροή, mg/L

K_T : πρώτης τάξεως σταθερά ταχύτητας εξαρτώμενη από τη θερμοκρασία, d⁻¹

K_T :
$$\left. \begin{array}{ll} 0 & , \text{ για } 0^\circ\text{C} \\ 0,1367(1,15)^{T-10} & , \text{ για } 1 - 10^\circ\text{C} \\ 0,2187 (1,048)^{T-20} & , \text{ για } 10^\circ\text{C} + \end{array} \right\}$$

A_s : επιφάνεια υδροβιότοπου, m²

Q : μέση ροή συστήματος, m³/d

h : μέσο βάθος νερού στον υδροβιότοπο, m

n : πορώδες συστήματος

t : υδραυλικός χρόνος συγκράτησης, d

Η νιτροποίηση, όπως φαίνεται και από την παραπάνω εξίσωση εξαρτάται από τη θερμοκρασία. Η σταθερά K_T για θερμοκρασίες μεταξύ 0 έως 1 °C προσδιορίζεται με γραμμική παρεμβολή. Οι παραπάνω εξισώσεις απαιτούν υδραυλικό χρόνο συγκράτησης μεταξύ 7-12 ημερών, για να ισχύουν τα όρια εκροής για την αμμωνία κατά τη θερινή περίοδο ενώ, κατά τη χειμερινή περίοδο απαιτούνται ακόμα μεγαλύτεροι χρόνοι [10].

Απονιτροποίηση

Η μεγαλύτερη ποσότητα των νιτρικών που παράγονται σε ένα σύστημα FWS απονιτροποιείται και απομακρύνεται εντός της έκτασης που διατίθεται για νιτροποίηση, χωρίς να απαιτούνται επιπρόσθετες πηγές άνθρακα. Οι σχέσεις που περιγράφουν την απομάκρυνση των νιτρικών για ένα υδροβιότοπο επιφανειακής ροής είναι οι εξισώσεις (4.2.1) και (4.2.2). Και η διαδικασία της απονιτροποίησης εξαρτάται από τη θερμοκρασία. Ο παράγοντας K_T είναι αυτός που εξαρτάται από τη θερμοκρασία και είναι ίσος με:

$$K_T = \left. \begin{array}{ll} 0, & \text{ για } 0^\circ\text{C} \\ (1,15)^{T-20}, & \text{ για } 1^\circ\text{C} + \end{array} \right\}$$

Η αρχική συγκέντρωση των νιτρικών υπολογίζεται σαν η διαφορά των συγκεντρώσεων εισροής και της συγκέντρωσης εκροής της αμμωνίας που έχει υπολογιστεί από την εξίσωση (4.2.3.1). Η σταθερά K_T για την απονιτροποίηση για θερμοκρασία από 0 έως 1 °C υπολογίζεται με γραμμική παρεμβολή.

Οι συνθήκες που επικρατούν σε έναν υδροβιότοπο επιφανειακής ροής είναι συνήθως ανοξικές. Στην επιφάνεια όμως επικρατούν αερόβιες συνθήκες. Επομένως μέσα στον ίδιο όγκο ελέγχου του αντιδραστήρα είναι δυνατό να λάβουν χώρα νιτροποίηση και απονιτροποίηση. Η απαιτούμενη επιφάνεια που απαιτείται για απονιτροποίηση θα πρέπει να είναι μικρότερη ή ίση της επιφάνειας που απαιτείται για νιτροποίηση [10].

4.2.4 Απομάκρυνση φωσφόρου

Όπως έχει ήδη αναφερθεί η απομάκρυνση του φωσφόρου από συστήματα υδροβιότοπων επιφανειακής ροής δεν είναι σημαντική. Αν στην εκροή του συστήματος απαιτούνται χαμηλές συγκεντρώσεις φωσφόρου τότε θα ήταν καλό αυτός να απομακρύνεται σε ένα ξεχωριστό στάδιο επεξεργασίας. Με τον τρόπο αυτό αποφεύγεται η χρήση μεγάλων εκτάσεων γης για την απομάκρυνση του φωσφόρου και ο υδροβιότοπος σχεδιάζεται με βάση την απομάκρυνση αζώτου.

Οι σχέσεις που περιγράφουν την απομάκρυνση του φωσφόρου για ένα σύστημα FWS δίνονται παρακάτω:

$$C_e / C_0 = \exp(-K_P / HLR) \quad (4.2.4.1)$$

$$A_s = \beta Q [\ln(C_0/C_e) / K_P] \quad (4.2.4.2)$$

Όπου,

- C_e : συγκέντρωση φωσφόρου στην εκροή του υδροβιότοπου, mg/L
- C_0 : συγκέντρωση φωσφόρου στην εισροή, mg/L
- K_P : 2,73 cm/day
- HLR : μέσος ετήσιος υδραυλικός ρυθμός φόρτισης, cm/day
- A_s : επιφάνεια υδροβιότοπου, m²
- Q : μέση ροή συστήματος, m³/d
- β : συντελεστής μετατροπής = 100 cm/m

4.2.5 Απομάκρυνση κοπρανωδών κολοβακτηριδίων (FC)

Η απομάκρυνση των κοπρανωδών κολοβακτηριδίων σε συστήματα υδροβιότοπων, όπως και σε συστήματα λιμνών, εξαρτάται από τη θερμοκρασία και το χρόνο συγκράτησης. Η εξίσωση που περιγράφει την απομάκρυνσή τους δίνεται παρακάτω:

$$C_e / C_0 = 1 / [1 + t(K_T)]^n \quad (4.2.5.1)$$

Όπου,

- C_e : συγκέντρωση FC στην εκροή του υδροβιότοπου, mg/L
- C_0 : συγκέντρωση FC στην εισροή, mg/L
- K_T : σταθερά ρυθμού εξαρτώμενη από τη θερμοκρασία, d^{-1}
- K_T : $(2,6) (1,19)^{(T-20)}$
- t : υδραυλικός χρόνος συγκράτησης σε κάθε κλίνη, d
- n : αριθμός κλινών σε σειρά

Η παραπάνω εξίσωση μπορεί να χρησιμοποιηθεί για τον υπολογισμό της απομάκρυνσης των παθογόνων, εκτιμάται όμως ότι δίνει μια συντηρητική εκτίμηση για τα συστήματα FWS, αφού η εξίσωση αυτή έχει αναπτυχθεί για συστήματα λιμνών [10].

4.3 Σχεδιαστικό μοντέλο Kadlec and Knight (1996)

Οι βασικές εξισώσεις του μοντέλου αυτού είναι οι παρακάτω:

$$(C_e - C^*) / (C_0 - C^*) = \exp (-K_T / HLR_A) \quad (4.3.1)$$

$$K_T = K_{20} (\theta)^{(T - 20)} \quad (4.3.2)$$

$$A_s = (- Q_0 / K_T) \ln [(C_e - C^*) / (C_0 - C^*)] \quad (4.3.3)$$

Όπου,

- C_e : συγκέντρωση εκροής του υδροβιότοπου, mg/L
- C_0 : συγκέντρωση εισροής, mg/L
- C^* : συγκέντρωση υποβάθρου (background concentration), mg/L
- HLR_A : ετήσιος υδραυλικός ρυθμός φόρτισης, m/year
- K_T : σταθερά ρυθμού σε θερμοκρασία T, m/year
- θ : συντελεστής θερμοκρασίας
- K_{20} : σταθερά ρυθμού στους 20 °C
- A_s : επιφάνεια υδροβιότοπου, m^2
- Q_0 : ετήσιος ρυθμός εισροής υγρών αποβλήτων στο σύστημα, m^3/yr

Το μοντέλο των Kadlec και Knight (1996) προκύπτει από τα ισοζύγια μάζας για τον υδροβιότοπο. Για την αποφυγή του δύσκολου έργου του υπολογισμού των βραχυπρόθεσμων αλλαγών, οι Kadlec και Knight εφάρμοσαν τους χρονικούς μέσους όρους στα ισοζύγια νερού

και της μάζας των χημικών που εισέρχονται ή εξέρχονται από τον υδροβιότοπο. Για την απλοποίηση των ισοζυγίων το σύστημα του υδροβιότοπου θεωρείται ότι είναι σε συνθήκες ισορροπίας και λαμβάνεται υπόψη μια μεγάλη μέση χρονική περίοδο έτσι ώστε το σύστημα, κατά το τέλος της χρονικής αυτής περιόδου, να βρίσκεται στην ίδια κατάσταση με την αρχική του.

Το παρόν μοντέλο είναι ένα μοντέλο επιφανειακής φόρτισης. Οι διαφορές των αποτελεσμάτων του μοντέλου αυτού σε σύγκριση με τα ογκομετρικά μοντέλα οφείλονται στο γεγονός ότι χρησιμοποιούνται διαφορετικά δεδομένα αλλά και στο ότι ο όρος της συγκέντρωσης υποβάθρου βρίσκεται μέσα στις εξισώσεις του μοντέλου.

Οι όροι Q_0 και HLR_A βασίζονται μόνο στην παροχή εισροής και δεν λαμβάνουν υπόψη εισροές ή απώλειες νερού εξαιτίας των ατμοσφαιρικών κατακρημνίσεων, της διήθησης και της εξατμισοδιαπνοής. Θεωρείται ότι επιλέγοντας τη σωστή μέση χρονική περίοδο οι εισροές και εκροές αυτές βρίσκονται σε ισορροπία. Η ροή θεωρείται σταθερή. Για το λόγο αυτό, το μοντέλο δεν μπορεί να εφαρμοστεί σε περιπτώσεις που οι ατμοσφαιρικές επιδράσεις στο σύστημα είναι σημαντικές [8].

Η συγκέντρωση του ρυπαντή σε απόσταση x από την εισροή μπορεί να υπολογιστεί από την εξίσωση:

$$\ln [(C_x - C^*) / (C_0 - C^*)] = (-K_T / HLR_A) (x / L) \quad (4.3.4)$$

Η συγκέντρωση C_x είναι η συγκέντρωση του ρυπαντή σε απόσταση x από το σημείο εφαρμογής και L το μήκος του υδροβιότοπου.

Ανακεφαλαιώνοντας, οι υποθέσεις που έγιναν για την απλοποίηση των ισοζυγίων και την εξαγωγή των εξισώσεων του μοντέλου συνοψίζονται παρακάτω:

- Μακροχρόνια μέση απόδοση του συστήματος
- Το σύστημα δε βρίσκεται στη φάση προσαρμογής
- Δεν λαμβάνεται υπόψη η διήθηση
- Οι μέσες χρονικές συγκεντρώσεις είναι ίσες με τις σταθμικές μέσες συγκεντρώσεις που προκύπτουν από τα ισοζύγια
- Δεν υπάρχουν εισροές χημικών ουσιών μέσω της βροχόπτωσης
- Ο υδροβιότοπος έχει ορθογώνιο σχήμα
- Ομοιόμορφη ροή

4.3.1 Απομάκρυνση BOD

Παρακάτω ακολουθεί η εξίσωση που συνδέει τη συγκέντρωση υποβάθρου για το BOD με τη συγκέντρωση εισροής. Η τιμή της συγκέντρωσης του υποβάθρου εξαρτάται άμεσα από τη συγκέντρωση εισροής του BOD.

$$C^* = 3,5 + 0,053 C_0 \quad (4.3.1.1)$$

Από βάσεις δεδομένων από διάφορα συστήματα υγροβιότοπων επιφανειακής ροής υπολογίστηκε ότι η μέση τιμή του K_{20} είναι 34 m/yr για το BOD και μια μέση συγκέντρωση υποβάθρου είναι 6,2 mg/L.

Όπως αναφέρουν και οι Kadlec και Knight είναι σημαντικό να αναφερθεί το μοντέλο αυτό είναι μια αναπαράσταση της μέσης απόδοσης. Για σύντομες χρονικές περιόδους, περιστασιακά γεγονότα που έχουν να κάνουν με τη μετεωρολογία και τη χλωρίδα και πανίδα του συστήματος μπορούν να επηρεάσουν τις συγκεντρώσεις εκροής. Επίσης οι τιμές του K_{20} και της συγκέντρωσης C^* είναι αναμενόμενο να διαφέρουν από το ένα σύστημα στο άλλο, ανάλογα με τους παράγοντες κάθε υγροβιότοπου όπως η πυκνότητα και το είδος της βλάστησης και τα υδραυλικά χαρακτηριστικά. Επίσης υποστηρίζουν ότι σύμφωνα με τα μέχρι τότε δεδομένα, φαίνεται ότι η επίδραση της θερμοκρασίας για την απομάκρυνση του BOD είναι μηδαμινή όσον αφορά τους υγροβιότοπους επιφανειακής ροής.

4.3.2 Απομάκρυνση TSS

Η εξίσωση που περιγράφει την απομάκρυνση των TSS σύμφωνα με τους Kadlec και Knight είναι η παρακάτω:

$$\ln [(C - C^*) / (C_0 - C^*)] = (-w\tau / h) (x / L) \quad (4.3.2.1)$$

Όπου,

- w** : η ταχύτητα καθίζησης των στερεών, m/d
- h** : το βάθος νερού στον υγροβιότοπο, m
- τ** : ο χρόνος παραμονής, d

Στην εκροή του υγροβιότοπου η εξίσωση αυτή γίνεται

$$\ln [(C_e - C^*) / (C_0 - C^*)] = -w/q = -Da_{ss} \quad (4.3.2.2)$$

Όπου Da_{ss} είναι ο αδιάστατος αριθμός Damköhler για τα TSS.

Οι περισσότερες πληροφορίες για τις συγκεντρώσεις των TSS σε υδροβιότοπους επιφανειακής ροής αποτελούν δεδομένα εισροής και εκροής. Εξαιτίας της γρήγορης απομάκρυνσης των στερεών που χαρακτηρίζει τα συστήματα αυτά, η συγκέντρωση στην εκροή είναι αντανάκλαση της συγκέντρωσης υποβάθρου C^* και όχι των διαδικασιών καθίζησης που προκύπτουν μέσα στον υδροβιότοπο.

Η εξίσωση που συνδέει τη συγκέντρωση υποβάθρου για τα TSS με τη συγκέντρωση εισροής είναι:

$$C^* = 5,1 + 0,16 C_0 \quad (4.3.2.3)$$

Η συγκέντρωση υποβάθρου εξαρτάται από τη θερμοκρασία σύμφωνα με τη σχέση:

$$C_T^* = C_{20}^* (\theta')^{T-20} \quad (4.3.2.4)$$

$$\theta' = 1,065$$

Ως C_{20}^* μπορούν να χρησιμοποιηθούν οι τιμές που προκύπτουν από την εξίσωση (4.3.2.3) αφού η μέση θερμοκρασία των συστημάτων της βάσης δεδομένων που χρησιμοποιήθηκε για την εξίσωση (4.3.2.3) είναι περίπου 20 °C [8].

4.3.3 Απομάκρυνση Αζώτου

Το μοντέλο επιφανειακής φόρτισης πρώτης τάξεως, που προτείνεται από τους Kadlec και Knight για την απομάκρυνση του αζώτου παρέχει μια κατάλληλη μέθοδο για το σχεδιασμό συστημάτων τεχνητών υδροβιότοπων, στις περισσότερες περιπτώσεις. Έχει το πλεονέκτημα να περιγράφει επαρκώς τα φαινόμενα που συμβαίνουν στο εσωτερικό του υδροβιότοπου, καθώς επίσης να περιγράφει και τις διαδικασίες του συστήματος.

Ο πίνακας που ακολουθεί δίνει κάποιες μέσες τιμές των παραγόντων για την απομάκρυνση του αζώτου:

Πίνακας 4.1 Τιμές παραμέτρων για την απομάκρυνση αζώτου

	Παράμετροι		
	K_{20} (m/yr)	θ	C^* (mg/L)
Οργανικό άζωτο	17	1,05	1,5
Νιτροποίηση	18	1,04	0
Απονιτροποίηση	35	1,09	0
Ολική απομάκρυνση αζώτου	22	1,05	1,5

4.3.4 Απομάκρυνση Φωσφόρου

Τα συστήματα των υγροβιότοπων είναι ικανά να επιζήσουν ακόμα και όταν η συγκέντρωση του φωσφόρου σε αυτά είναι πολύ χαμηλή. Για αυτό και η συγκέντρωση υποβάθρου του φωσφόρου C^* στο μοντέλο αυτό είναι κοντά στο μηδέν. Επομένως η εξίσωση που περιγράφει την απομάκρυνσή του γίνεται:

$$C_e / C_0 = \exp (-K_T / HLR_A) \quad (4.3.4.1)$$

Από βάσεις δεδομένων έχει υπολογιστεί ότι μια μέση τιμή της μεταβλητής K_{20} είναι 12 m/yr. Η απομάκρυνση του φωσφόρου θεωρείται ανεξάρτητη της θερμοκρασίας.

4.3.5 Απομάκρυνση Παθογόνων

Για την απομάκρυνση των παθογόνων μικροοργανισμών ισχύει η εξίσωση [8]:

$$(C_e - C^*) / (C_0 - C^*) = \exp (-K / HLR_A)$$

$$K = 75 \text{ m/yr και } C^* = 300 \# / 100\text{mL}.$$

Παρατηρήσεις

Η παράμετρος (π.χ. το BOD) που απαιτεί την μεγαλύτερη επιφάνεια για την απομάκρυνσή της είναι ο περιοριστικός παράγοντας σχεδιασμού του συστήματος και αυτή η επιφάνεια πρέπει να επιλεγεί για την κατασκευή του. Ο υγροβιότοπος τότε παρέχει αρκετή επιφάνεια για την απομάκρυνση των και των υπόλοιπων ρυπαντών.

Στο βιβλίο “Natural Systems for Wastewater Treatment” εισάγεται στις εξισώσεις του μοντέλου και ένας συντελεστής ασφαλείας (z) στη συγκέντρωση εκροής στην εξίσωση για τον υπολογισμό της απαιτούμενης επιφάνειας του υγροβιότοπου. Ο συντελεστής αυτός είναι ίσος με το λόγο της μέσης ετήσιας συγκέντρωσης του ρυπαντή προς την μηνιαία μέγιστη συγκέντρωση και προκύπτει από τη βάση δεδομένων που χρησιμοποίησαν οι Kadlec και Knight [9].

4.4 Σχεδιαστικό μοντέλο Crites και Tchobanoglous (1998)

Οι Crites και Tchobanoglous (1998) θεώρησαν και αυτοί ότι ένα σύστημα τεχνητού υγροβιότοπου επιφανειακής ροής λειτουργεί σαν αντιδραστήρας εμβολικής ροής. Δυστυχώς, παρατηρήθηκε ότι συνθήκες εμβολικής ροής σπάνια υπάρχουν στα συστήματα αυτά. Οι μη

ιδανικές συνθήκες που προκύπτουν μπορούν να μοντελοποιηθούν 1) χρησιμοποιώντας τις εξισώσεις κινητικής πρώτης τάξης για αντιδραστήρα εμβολικής ροής λαμβάνοντας υπόψη την αξονική διασπορά και 2) προσομοιώνοντας την πραγματική ροή χρησιμοποιώντας έναν αριθμό αντιδραστήρων πλήρης μίξης σε σειρά. Από μετρήσεις έχει βρεθεί ότι μια σειρά από 4 ή 6 αντιδραστήρες μπορούν να χρησιμοποιηθούν για τη μοντελοποίηση της απόδοσης ενός τεχνητού υδροβιότοπου.

Τα κύρια σχεδιαστικά κριτήρια για τα συστήματα FWS είναι ο χρόνος συγκράτησης, η παροχή υδραυλικού φορτίου, η απαιτούμενη επιφάνεια και το βάθος νερού [13].

4.4.1 Απομάκρυνση BOD

Μια από τις δυσκολίες που αντιμετωπίζονται κατά τη μοντελοποίηση της απομάκρυνσης του BOD για τους τεχνητούς υδροβιότοπους μπορεί να είναι σε διαλυτή, κολλοειδή ή σωματιδιακή μορφή. Επίσης, η απομάκρυνση μπορεί να προκύψει μέσω αερόβιων, ανοξικών ή αναερόβιων μηχανισμών και με συσσωμάτωση ή καθίζηση. Σαν συνέπεια, η τιμή της σταθεράς ρυθμού απομάκρυνσης του BOD εξαρτάται από την κατανομή του BOD στα τρία κλάσματα. Ένα άλλο θέμα που προκύπτει, παρουσιάζεται από το σωματιδιακό και το κολλοειδές BOD που αποτελείται από σωματίδια διάφορων μεγεθών. Η σταθερά ρυθμού απομάκρυνσης του BOD μεταβάλλεται καθώς το απόβλητο περνάει μέσα από τον υδροβιότοπο.

Ο απαιτούμενος ρυθμός συγκράτησης, λαμβάνοντας υπόψη την αξονική διασπορά και την επίδραση της θερμοκρασίας, υπολογίζεται θεωρητικά από τη σχέση:

$$t = V / Q = [1 / (C_n / C_0)^{1/n} - 1] (n / k_0) \quad (4.4.1.1)$$

Όπου,

- t** : χρόνος συγκράτησης για το BOD, d
- V** : ολικός όγκος υδροβιότοπου, ft³
- Q** : παροχή, ft³/d
- C_n** : συγκέντρωση εκροής BOD από το n-οστό αντιδραστήρα σε σειρά, mg/L
- C₀** : συγκέντρωση εισροής BOD, mg/L
- n** : αριθμός αντιδραστήρων σε σειρά
- k₀** : σταθερά ρυθμού απομάκρυνσης, διορθωμένη για τη θερμοκρασία, d⁻¹

Τα δεδομένα που είναι διαθέσιμα για τον υπολογισμό του k₀ δεν είναι επαρκή, μπορεί να χρησιμοποιηθεί μια φαινομενική σταθερά k. Από παρατηρήσεις του πεδίου, η διορθωμένη ανάλογα με τη θερμοκρασία φαινομενική σταθερά είναι ίση με 0,678 d⁻¹. Με βάση τα παραπάνω ο χρόνος συγκράτησης δίνεται από τη σχέση:

$$t = - \ln (C / C_0) / k \quad (4.4.1.2)$$

Αφού υπολογιστεί ο χρόνος συγκράτησης υπολογίζεται η απαιτούμενη επιφάνεια υπολογίζεται από τη σχέση:

$$A = (Q_{ave}) (t) (3,07) (d_w) (n) \quad (4.4.1.3)$$

Όπου,

- A** : απαιτούμενη επιφάνεια, m²
- Q_{ave}** : μέση ημερήσια παροχή, m³/d
- t** : χρόνος συγκράτησης, d
- d_w** : βάθος ροής, m
- n** : λόγος διόρθωσης φυτικής βλάστησης, τυπικά 0,65 – 0,75

4.4.2 Απομάκρυνση TSS

Για την απομάκρυνση των TSS πρέπει να χρησιμοποιηθεί μια σταθερά επιβραδυνόμενου ρυθμού. Η απομάκρυνση των TSS σε ένα σύστημα FWS είναι αποτέλεσμα φυσικών αλληλεπιδράσεων. Η απομάκρυνση τους δίνεται από την ακόλουθη εμπειρική εξίσωση:

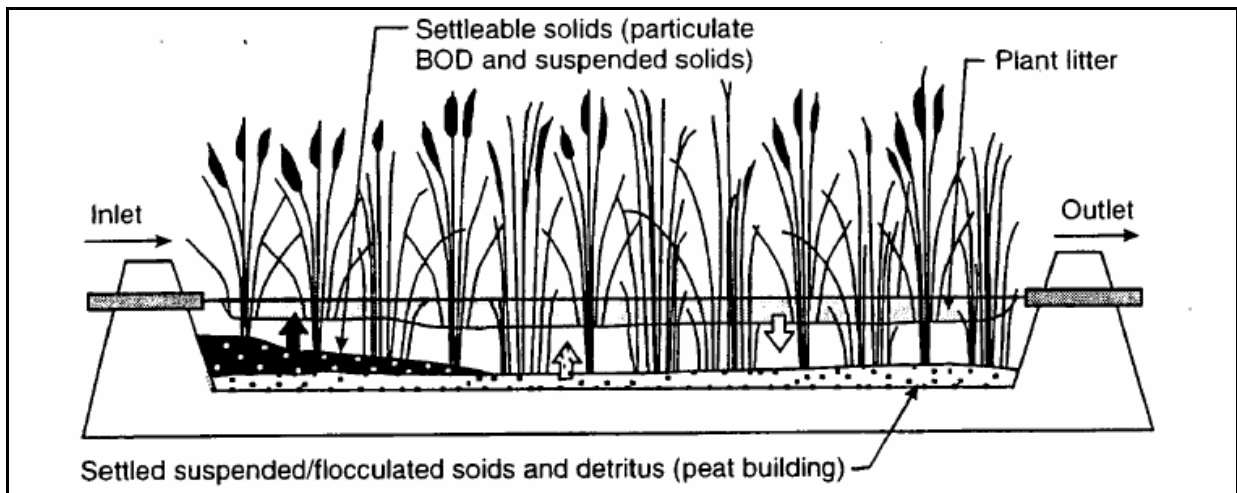
$$C_e = C_0 [0,1139 + 8,4 * 10^{-4} (L_w)] \quad (4.4.2.1)$$

Όπου,

- C_e** : συγκέντρωση εκροής TSS, mg/L
- C₀** : συγκέντρωση εισροής TSS, mg/L
- L_w** : ρυθμός υδραυλικού φορτίου αποβλήτου, in/d

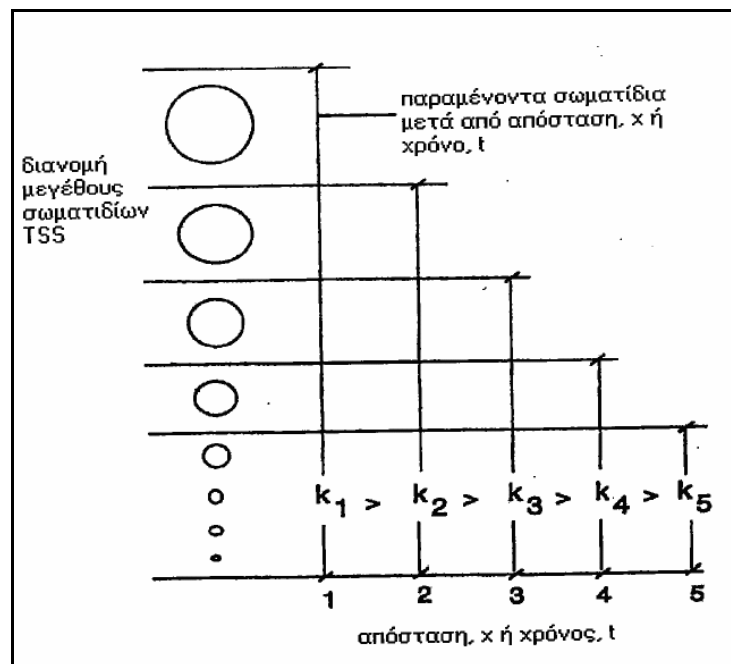
4.4.3 Επίδραση του χρόνου συγκράτησης στη σταθερά ρυθμού απομάκρυνσης για το BOD και τα TSS

Έχει παρατηρηθεί σε ένα μεγάλο αριθμό υγροβιότοπων και υδάτινων συστημάτων ότι το BOD όπως και τα TSS απομακρύνονται εξαιρετικά γρήγορα κοντά στο σημείο εισροής του αποβλήτου. Ο ρυθμός απομάκρυνσης μεταβάλλεται συνεχώς καθώς το απόβλητο ρέει δια μέσου του υγροβιότοπου.



Εικόνα 4.1 Απλουστευτικό σχήμα της γρήγορης απομάκρυνσης του BOD και των TSS (EPA, 1999)

Όπως παρουσιάζεται και στην εικόνα 4.2 η αρχική σταθερά ρυθμού απομάκρυνσης για το αρχικό σωματιδιακό μέγεθος είναι η k_1 . Μετά την απομάκρυνση του μεγαλύτερου μεγέθους των σωματιδίων και μετά από κάποια απόσταση, η νέα σταθερά ρυθμού απομάκρυνσης θα είναι η k_2 . Η k_1 , από παρατηρήσεις είναι μεγαλύτερη από την k_2 , η k_2 μεγαλύτερη από την k_3 κ.ο.κ.



Εικόνα 4.2 Μεταβολή στην σταθερά ρυθμού απομάκρυνσης σε σχέση με την απόσταση ή το χρόνο

Για το λόγο αυτό όπως έχει ήδη αναφερθεί χρησιμοποιούνται φαινομενικές σταθερές ρυθμού απομάκρυνσης για το BOD και τα ολικά αιωρούμενα στερεά. Για ένα αντιδραστήρα

εμβολικής ροής με αντίδραση επιβράδυνσης και για κινητική πρώτης τάξης ισχύουν οι παρακάτω αντιδράσεις:

$$C = C_0 \exp [(-K / R) \ln(1 + Rt)] \quad \text{για } n = 1 \quad (4.4.3.1)$$

$$C = C_0 \exp \{ [-K / R(n-1)] [1 - (1 / (1 + Rt)^{n-1})] \} \quad \text{για } n \neq 1 \quad (4.4.3.2)$$

Στις περισσότερες των περιπτώσεων που το BOD εμφανίζεται και στις τρεις μορφές (διαλυτή, κολλοειδή ή σωματιδιακή) το n είναι περίπου ίσο με 1, ενώ ο συντελεστής επιβράδυνσης R , ο οποίος ποικίλει, ανάλογα με την πυκνότητα της βλάστησης, ισούται περίπου με $0,2 \text{ d}^{-1}$. Στην υπάρχουσα βιβλιογραφία δεν υπάρχουν αρκετά δεδομένα ώστε ο συντελεστής επιβραδυνόμενου ρυθμού απομάκρυνσης να μπορεί να χρησιμοποιηθεί με εμπιστοσύνη [13].

4.4.4 Απομάκρυνση αζώτου και φωσφόρου

Οι Crites και Tchobanoglous (1998) προτείνουν για την απομάκρυνση του αζώτου τις εξισώσεις του μοντέλου Reed et al (1995) και για την απομάκρυνση του φωσφόρου την εξίσωση των Kadlec και Knight (1996) οι οποίες έχουν αναφερθεί ήδη παραπάνω.

Κεφάλαιο 5 - Κατασκευή και λειτουργία συστημάτων FWS

5.1 Κατασκευή υδροβιότοπου FWS

5.1.1 Εκτίμηση και επιλογή θέσης

Τα βασικά χαρακτηριστικά της θέσης, που πρέπει να θεωρούνται κατά το σχεδιασμό συστημάτων τεχνητών υδροβιότοπων, είναι η τοπογραφία, η εδαφολογία, η χρήση γης και το κλίμα περιοχής [7]. Η σωστή επιλογή της τοποθεσίας όπου θα κατασκευαστεί ο υδροβιότοπος μπορεί να έχει και οικονομικά οφέλη. Ταυτόχρονα, θα πρέπει να εκτιμηθούν και οι επιπτώσεις που μπορεί να έχει η κατασκευή ενός τέτοιου συστήματος στις γειτονικές περιοχές. Η θέση πρέπει να βρίσκεται όσο το δυνατόν κοντύτερα στην πηγή των αποβλήτων. Η πιο κατάλληλη θέση θα πρέπει να ικανοποιεί τις παρακάτω προϋποθέσεις:

- Να βρίσκεται κοντά στην πηγή των αποβλήτων.
- Να παρέχει αρκετό χώρο.
- Να έχει μια ελαφριά κλίση έτσι ώστε το νερό να ρέει μέσω της βαρύτητας.
- Το έδαφος να μην είναι ιδιαίτερα περατό ώστε να μην υπάρχουν διαρροές στους υπόγειους υδροφορείς .
- Να βρίσκεται πάνω από την υπόγεια στάθμη νερού.
- Στη περιοχή να μη βρίσκουν καταφύγιο απειλούμενα είδη ζώων και φυτών.
- Στην περιοχή να μη βρίσκονται αρχαιολογικής ή άλλης ιστορικής σημασίας χώροι [1].

Τοπογραφία

Με δεδομένο ότι τα συστήματα τεχνητών υδροβιότοπων με ελεύθερη επιφάνεια σχεδιάζονται σε επίπεδες λεκάνες ή κανάλια απαιτείται ομοιόμορφη τοπογραφία (από επίπεδη ως ελαφρά κεκλιμένη). Είναι φανερό ότι τέτοια συστήματα μπορούν να κατασκευασθούν και σε ανομοιόμορφες εκτάσεις με μεγάλες κλίσεις, αλλά σε τέτοιες περιπτώσεις το κόστος εκσκαφής, ίσως, να είναι απαγορευτικό. Γενικά θεωρείται ότι κατάλληλες θέσεις για υδροβιότοπους είναι αυτές με κλίσεις μικρότερες από 5% [7].

Επίσης πρέπει να λαμβάνονται υπόψη το σχήμα, το μέγεθος και ο προσανατολισμός της περιοχής, έτσι ώστε να μπορεί να προστατευτεί το σύστημα από τους δυνατούς ανέμους.

Γεωργικές περιοχές καθώς και φυσικοί υδροβιότοποι που έχουν πλέον αποξηρανθεί μπορούν να είναι κατάλληλες τοποθεσίες για την κατασκευή ενός υδροβιότοπου επιφανειακής ροής.

Εδαφολογία

Το έδαφος του υδροβιότοπου υποστηρίζει την ανάπτυξη της φυτικής βλάστησης και των μικροοργανισμών που παρέχουν το κατάλληλο υπόστρωμα για την επίτευξη της βελτίωσης του νερού στα συστήματα αυτά.

Ο κύριος περιβαλλοντικός παράγοντας που επηρεάζει τη φύση του εδάφους του υδροβιότοπου είναι η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου. Η κάθετη μείωση του οξυγόνου στο έδαφος του υδροβιότοπου είναι τυπική στα εδάφη αυτά και οφείλεται στην αναπνοή των βακτηριδίων, στην απαίτηση της οξείδωσης για οξυγόνο και στη μείωση της διαλυτότητας του οξυγόνου σε πλημμυρισμένα εδάφη. Αυτή η βαθμωτή μεταβολή του οξυγόνου έχει σαν αποτέλεσμα μια αλυσίδα οξειδοαναγωγικών αντιδράσεων που οφείλονται στο μειούμενο με το βάθος οξειδοαναγωγικό δυναμικό. Η οξειδοαναγωγή, διαδοχικά, επηρεάζει τις μικροβιακές διεργασίες που είναι σημαντικές για την επεξεργασία των αποβλήτων, και ιδιαίτερα για την απομάκρυνση του οργανικού άνθρακα και αζώτου [8].

Τα υδροχαρή μακρόφυτα αναπαράγονται αγενώς με βολβούς και παραφυάδες. Εδάφη με υψηλές συγκεντρώσεις οργανικών συστατικών ευνοούν την γρήγορη ανάπτυξη των φυτών αυτών. Το εδαφικό υπόστρωμα για τη φυτική βλάστηση του υδροβιότοπου πρέπει να είναι εύφορο και τουλάχιστον 150mm. Ανάλογα με το υλικό που χρησιμοποιείται για την μόνωση, βαθύτερα εδαφικά υποστρώματα μπορεί να είναι απαραίτητα για την προστασία της μόνωσης. Αν υπάρχουν τέτοιου τύπου εδάφη στην περιοχή εγκατάστασης του υδροβιότοπου πρέπει να κρατηθούν και να χρησιμοποιηθούν σαν υπόστρωμα μετά την κατασκευή των αναχωμάτων των κλινών και την εγκατάσταση της μόνωσης. Μπορεί επίσης τα εδάφη αυτά να αναμειχθούν με άλλα υλικά.

Τα εύφορα εδάφη είναι κατάλληλα για την ανάπτυξη της φυτικής βλάστησης του υδροβιότοπου, επιτρέπουν όμως την επίπλευση ύλης προερχόμενης από τα φυτά όταν η στάθμη του νερού στον υδροβιότοπο ανεβαίνει. Η επίπλευση της ύλης αυτής μπορεί να μεταβάλλει σημαντικά την ικανότητα επεξεργασίας του υδροβιότοπου. Το πρόβλημα αυτό λύνεται με τη χρήση εδαφικών υποστρωμάτων με μεγαλύτερη πυκνότητα [14]. Επίσης εδάφη με υψηλό οργανικό φορτίο, θρεπτικά και μέταλλα μπορεί να οδηγήσουν στην αύξηση του οργανικού φορτίου στον υδροβιότοπο. Η παρουσία θειικού οξέος στο έδαφος μπορεί να δημιουργήσει προβλήματα κατά την κατασκευή του συστήματος, προβλήματα στην ποιότητα του νερού αλλά και στην απόδοση του συστήματος [11].

Χρήση γης

Γενικά, προτιμούνται ανοικτές γεωργικές εκτάσεις, ιδιαίτερα εκείνες που ευρίσκονται σε υπάρχοντες φυσικούς υδροβιότοπους. Οι τεχνητοί υδροβιότοποι επιδρούν αυξητικά και βελτιωτικά σε υπάρχοντες φυσικούς υδροβιότοπους με προσθήκη υδρόβιας δραστηριότητας

και εξασφάλιση σταθεράς υδατοτροφοδοσίας τους. Σε πολλές περιπτώσεις επιδρούν θετικά στην ποιοτική αναβάθμιση των περιοχών εγκατάστασής τους [7].

Αν όμως οι οσμές ή τα έντομα μπορούν να δημιουργήσουν πρόβλημα, όπως σε περιπτώσεις επεξεργασίας γεωργικών αποβλήτων, η τοποθεσία που θα επιλεγεί για την κατασκευή του υγροβιότοπου πρέπει να είναι όσο το δυνατόν πιο μακριά από κατοικημένες περιοχές. Η γνώμη των κατοίκων της περιοχής και άλλων εμπλεκόμενων περιβαλλοντικών ομάδων είναι σημαντική και πρέπει να λαμβάνεται υπόψη [1].

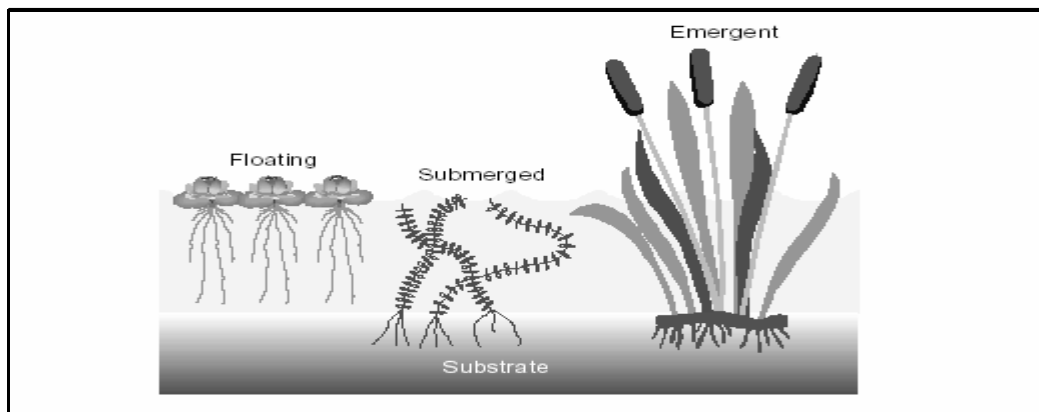
Κλίμα

Η χρήση τεχνητών υγροβιότοπων επιφανειακής ροής είναι δυνατή ακόμη και σε ψυχρά κλίματα. Ως παράδειγμα αναφέρεται το FWS σύστημα του Listowel του Ontario, που λειτουργεί καθ' όλη τη διάρκεια του έτους και με θερμοκρασία του υγρού αποβλήτου μέχρι και 3°C. Γενικά όμως, η αποτελεσματικότητα λειτουργίας ενός συστήματος εξαρτάται από τη θερμοκρασία του εφαρμοζόμενου υγρού αποβλήτου και τον επιδιωκόμενο σκοπό της επεξεργασίας του. Έτσι με δεδομένο ότι οι κύριοι μηχανισμοί επεξεργασίας είναι κυρίως βιολογικής φύσης, η απόδοση επεξεργασίας είναι σημαντικά εξαρτώμενη από την επικρατούσα θερμοκρασία. Γι' αυτό, απαιτείται αποθήκευση του εφαρμοζόμενου αποβλήτου, όταν δεν επιτυγχάνεται ο αντικειμενικός σκοπός κατασκευής του δεδομένου συστήματος [7].

5.1.2 Επιλογή φυτικής βλάστησης

Είδη φυτικής βλάστησης

Η φυτική βλάστηση ενός υγροβιότοπου χωρίζεται σε τρεις κατηγορίες. Οι κατηγορίες αυτές είναι τα αναφυόμενα φυτά, τα βυθιζόμενα φυτά, δηλαδή αυτά που αναπτύσσονται κάτω από την επιφάνεια του νερού και τα επιπλέοντα φυτά.



Εικόνα 5.1 Είδη φυτών που χρησιμοποιούνται σε υγροβιότοπους επιφανειακής ροής (Sinclair Knight Merz, 2000)

Αναφυόμενα φυτά

Η βλάστηση αυτή αποτελείται από φυτά τα οποία στηρίζονται στο υπόστρωμα του υδροβιότοπου και των οποίων τα φύλλα και οι βλαστοί είτε επιπλέουν στην επιφάνεια του νερού είτε αναπτύσσονται πάνω από αυτή (Sinclair Knight Merz, 2000). Τα είδη φυτών που μπορούν να χρησιμοποιηθούν στους τεχνητούς υδροβιότοπους περιλαμβάνουν πολλά είδη των οικογενειών των ψαθιών, καλαμιών, σπάρτων, βούρλων και χόρτων. Τα *Phalaris*, *Spartina*, *Carex*, *Juncus* έχουν τη δυνατότητα απορρόφησης θρεπτικών και υψηλούς ρυθμούς παραγωγής. Είναι ευρέως διαδεδομένα, ικανά να αντέξουν σε μεγάλο εύρος περιβαλλοντικών συνθηκών, και μπορούν να αλλάξουν το περιβάλλον τους με τρόπους κατάλληλους για την επεξεργασία υγρών αποβλήτων. Η αναφυόμενη φυτική βλάστηση φαίνεται να αφομοιώνει την ανόργανη και οργανική ύλη που περιέχεται στα υγρά απόβλητα. Φυτά με υψηλούς ρυθμούς ανάπτυξης και μεγάλα σώματα μπορούν προσωρινά να αποθηκεύσουν θρεπτικά αλλά μακροπρόθεσμα η απομάκρυνση αυτή είναι περιορισμένη [16].

Τα υδρόβια μακρόφυτα παίζουν ένα σημαντικό ρόλο στις ενεργές διεργασίες επεξεργασίας σε έναν υδροβιότοπο επιφανειακής ροής. Τα φυτά επηρεάζουν τους μηχανισμούς απομάκρυνσης των ρυπαντών και λειτουργούν σαν πηγές και σαν δεξαμενές συγκεκριμένων διαλυμένων ή αιωρούμενων συστατικών που βρίσκονται στο νερό. Τα φυτά των υδροβιότοπων παίζουν επίσης σημαντικό ρόλο στην παρεμπόδιση της διείσδυσης ακτινοβολίας στη στήλη νερού του υδροβιότοπου. Η παρεμπόδιση αυτή είναι σημαντική αφού μειώνει την ανάπτυξη των αλγών, η οποία μπορεί να προσθέσει ποσότητες άνθρακα πίσω στο σύστημα μέσω της φωτοσύνθεσης. Η σκίαση αυτή της επιφάνειας του νερού μπορεί να μετριάσει την αύξηση της θερμοκρασίας στον υδροβιότοπο.

Καλά αναπτυγμένα επίπεδα βλάστησης μειώνουν επίσης τον αερισμό του υδροβιότοπου με το να επηρεάζουν τις μετεωρολογικές συνθήκες στον υδροβιότοπο και εμποδίζουν τον άνεμο που μπορεί να προκαλέσει ανακάτεμα μέσω της τύρβης. Χαμηλότεροι ρυθμοί μεταφοράς οξυγόνου, σε συνδυασμό με τις χαμηλές συγκεντρώσεις αλγών και την κατανάλωση του διαλυμένου οξυγόνου στη στήλη του νερού για την ικανοποίηση των απαιτήσεων σε οξυγόνο, έχουν σαν αποτέλεσμα μικρές συγκεντρώσεις διαλυμένου οξυγόνου στους υδροβιότοπους επιφανειακής ροής [17].

Φυτά αναπτυσσόμενα κάτω από τη στάθμη νερού

Τα φυτά αυτά στηρίζονται στο υπόστρωμα του υδροβιότοπου ή επιπλέουν ελεύθερα στη στήλη του νερού και των οποίων τα φύλλα και οι βλαστοί βρίσκονται προσωρινά κάτω από την επιφάνεια του νερού. Η κατηγορία αυτή περιλαμβάνει επίσης και φυτά που τα άνθη τους βρίσκονται στην επιφάνεια του νερού (Sinclair Knight Merz, 2000). Τα πιο συνηθισμένα είδη που χρησιμοποιούνται στα συστήματα FWS είναι είδη των οικογενειών *Ceratophyllum demersum*, *Elodea*, *Potamogeton pectinatus*, *Potamogeton perfoliatus*, *Rupia maritima* και άλλα.

Παρόλο που μελετάται το δυναμικό των αναφυόμενων φυτών να συνεισφέρουν σε διαλυμένο οξυγόνο, δεν μελετάται η ικανότητα συνεισφοράς των φυτών που αναπτύσσονται κάτω από την επιφάνεια του νερού. Στις περισσότερες περιπτώσεις τα αναφυόμενα φυτά και τα φυτά κάτω από την επιφάνεια του νερού δε βρίσκονται στις ίδιες ζώνες του υδροβιότοπου. Τα φυτά αυτά αναπτύσσονται σε περιοχές του υδροβιότοπου που δε σκιάζονται. Συνεισφέρουν διαλυμένο οξυγόνο κατευθείαν στη στήλη νερού και προσφέρουν ένα φυσικό υπόστρωμα σε βακτήρια και άλγη. Φυτά όπως το *Potamogeton pectinatus*, φυτεύονται συχνά για να στηρίξουν τη νιτροποίηση του αμμωνίου [17].

Η ανάπτυξη βυθιζόμενης βλάστησης είναι γενικά μικρή εξαιτίας της περιορισμένης διείσδυσης του φωτός στη στήλη νερού του υδροβιότοπου και των χαμηλών συγκεντρώσεων του διαλυμένου διοξειδίου του άνθρακα. Η μέγιστη φωτοσύνθεση συνήθως προκύπτει σε υψηλά επίπεδα φωτός 15 – 30% της ηλιοφάνειας [16].

Επιπλέοντα είδη φυτών

Αυτά είναι φυτά που επιπλέουν ελεύθερα στη υδάτινη στήλη και δε στηρίζονται στο υπόστρωμα. Τα επιπλέοντα είδη φυτών που χρησιμοποιούνται στα συστήματα FWS δεν αποτελούν αναγκαία αντικείμενο σχεδιασμού των συστημάτων αυτών. Ένα είδος το οποίο εμφανίζεται τυχαία σε υδροβιότοπους επιφανειακής ροής είναι της οικογένειας *Lemna sp.* (παράσιτο duckweed). Η εμφάνιση αυτού του είδους μπορεί να έχει ωφέλιμες συνέπειες αλλά και επιβλαβής. Ένα πλεονέκτημα από την εμφάνισή του είναι ο περιορισμός της ανάπτυξης των αλγών. Μειονέκτημα αποτελεί η μείωση η μείωση της μεταφοράς οξυγόνου στην υδάτινη στήλη μέσω της επιφάνειας του νερού. Ο ρυθμός ανάπτυξής του είναι γρήγορος. Άλλο είδος που μπορεί να εμφανιστεί σε ένα σύστημα FWS είναι οι υάκινθοι του γλυκού νερού. Τα επιπλέοντα είδη φυτών μπορούν να αποτελέσουν πηγή τροφής για διάφορα είδη υδρόβιων ζώων και πτηνών. Οι ανοικτές ζώνες νερού στους υδροβιότοπους θα πρέπει να είναι μεγάλης έκτασης έτσι ώστε ο επαρκής αερισμός να μπορεί να μετακινήσει το στρώμα των ζιζανίων και να επιτευχθεί ο επανααερισμός του υδροβιότοπου. Η αποσύνθεση των ανεπιθύμητων ζιζανίων στον υδροβιότοπο μπορεί να προσθέσει εποχιακά φορτία αζώτου στο σύστημα [12].

Ο ρόλος της φυτικής βλάστησης σε ένα σύστημα FWS

Γενικά η φυτική βλάστηση των υδροβιότοπων είναι πηγή διαλυμένης και σωματιδιακής ύλης που σε συνδυασμό με την εισροή του αποβλήτου παράγουν ένα μείγμα βιοδιασπόμενων ενώσεων. Ένα ευρύ φάσμα ετερότροφων και αυτότροφων μικροοργανισμών είναι ικανό να διασπάσει τα συστατικά αυτά. Πολλοί από τους βιοχημικούς μετασχηματισμούς που λαμβάνουν χώρα σε έναν υδροβιότοπο επιτυγχάνονται με τη διαμεσολάβηση της ποικιλίας αυτής των μικροοργανισμών που βρίσκονται στα φύλλα, στους βλαστούς και στα υπολείμματα των φυτών. Οι μετασχηματισμοί αυτοί είναι υπεύθυνοι για το δυναμικό βελτίωσης της ποιότητας του νερού των υδροβιότοπων.

Η φυτική βλάστηση επηρεάζει επίσης τα υδραυλικά χαρακτηριστικά του υδροβιότοπου, γεγονός το οποίο μπορεί να επηρεάσει άμεσα τους μηχανισμούς απομάκρυνσης των ρυπαντών και κατά συνέπεια την ποιότητα των εκροών. Η φυτική βλάστηση μπορεί να αυξήσει τις απώλειες νερού μέσω της διαπνοής των φυτών, να μειώσει τις απώλειες νερού μέσω εξάτμισης εξαιτίας της σκιάς που δημιουργεί και να μειώσει τη θερμοκρασία του νερού στον υδροβιότοπο. Επίσης δημιουργεί τριβή στο νερό, και βοηθά στη συσσωμάτωση των κολλοειδών, παρεμποδίζει τον άνεμο και εξασφαλίζει ήρεμες συνθήκες στον υδροβιότοπο. Είναι υπεύθυνη για τη σύνθετη ροή στη στήλη νερού και καλύπτει ένα μέρος της στήλης νερού με αποτέλεσμα να αυξάνεται ο χρόνος συγκράτησης.

Συμπερασματικά η φυτική βλάστηση είναι αυτή που δίνει στον υδροβιότοπο την ικανότητα επεξεργασίας των υγρών αποβλήτων. Οι υδροβιότοποι επιφανειακής ροής έχουν την ικανότητα να αναπτύσσουν το δικό τους φυσικό υπόστρωμα για την ανάπτυξη μικροοργανισμών καθώς επίσης εμποδίζουν να εισέλθει και η ακτινοβολία. Το γεγονός ότι διεργασίες όπως βιολογικές αντιδράσεις, καθίζηση και αναερόβια αποικοδόμηση συμβαίνουν στο ίδιο σύστημα οφείλεται στο οικοσύστημα που δημιουργείται από τα υδρόβια μακρόφυτα [17].

O D. Surrency σε μια έρευνα που διεξήγαγε, συγκρίνοντας τρεις τοποθεσίες στην Georgia και στην Alabama των Ηνωμένων Πολιτειών, για την εκτίμηση της φυτικής βλάστησης των τεχνητών υδροβιότοπων συμπέρανε ότι βούρλα του γένους *Scirpus californicus* και *S. validus*, χόρτα του γένους *Zizaniopsis miliacea*, καλάμια *Panicum hemitomon*, φυτά *Pontederia cordata*, *Sagittaria lancifolia* και ψάθα *Typha latifolia* είναι η καλύτερη φυτική βλάστηση που μπορεί να χρησιμοποιηθεί σε τεχνητούς υδροβιότοπους για την επεξεργασία αστικών λυμάτων και λυμάτων κτηνοτροφιών. Τα βούρλα μπορούν να είναι η καλύτερη επιλογή για την βλάστηση της πρώτης κλίνης σε τεχνητούς υδροβιότοπους τριών και δύο κλινών, εξαιτίας της ανεκτικότητάς τους στην αμμωνία.

Τα αποτελέσματα από τους υδροβιότοπους με ψάθα *Typha latifolia* ήταν αρκετά καλά, αλλά αποδείχτηκε ευάλωτη στην καταστροφή από έντομα, και δεν απέδωσε αρκετά σε απόβλητα με υψηλές συγκεντρώσεις αμμωνίας [18].

Παράγοντες που επηρεάζουν τη φυτική βλάστηση

Το βάθος του νερού επηρεάζει την κατανομή των ειδών στον υδροβιότοπο, παρόλο που δευτερεύοντες παράγοντες ή συσχετιζόμενες αλλαγές μπορεί να είναι επίσης υπεύθυνες. Η αύξηση του βάθους του νερού σχετίζεται με τη δημιουργία αναερόβιων συνθηκών και τη μείωση του διαθέσιμου φωτός. Για τη βυθιζόμενη φυτική βλάστηση, τα αιωρούμενα στερεά επηρεάζουν την ποσότητα του φωτός και τη σύνθεση του υποστρώματος.

Η ροή του νερού στον υδροβιότοπο μπορεί να έχει σημαντικά αποτελέσματα στην ανάπτυξη των φυτών όπως επίσης και στη διαθεσιμότητα των θρεπτικών και του οξυγόνου και του υποστρώματος του υδροβιότοπου. Ο Keough έδειξε πειραματικά ότι η κατανομή δομικής ύλης σε ένα αναφυόμενο φυτό μεταβάλλεται σε σχέση με το βάθος νερού και την ταχύτητα. Η

ανάπτυξη του φυτού μειώθηκε με την αύξηση του βάθους και η βιομάζα στις ρίζες αυξήθηκε με την αύξηση της ταχύτητας σε ζώνες με μικρότερα βάθη.

Η αύξηση του ρυθμού ροής είναι υπεύθυνη για τη μείωση των δυσμενών συνεπειών τοξικών ουσιών στο υπόστρωμα. Η αύξηση της ροής του νερού αυξάνει τη συγκέντρωση του οξυγόνου και μειώνει τη συγκέντρωση ορισμένων τοξικών μετάλλων. Οι συνέπειες του υποστρώματος στην ανάπτυξη της φυτικής βλάστησης είναι συνδεδεμένες με τη διαθεσιμότητα των θρεπτικών, αλλά επίσης μπορεί να έχει και άλλες συνέπειες. Εδάφη με υψηλά οργανικά φορτία μπορούν να οδηγήσουν σε ιδιαίτερα αναερόβιες συνθήκες με αποτέλεσμα τα μέταλλα να επιστρέψουν σε τοξικές διαλυμένες μορφές.

Η θερμοκρασία του νερού και του αέρα μπορεί να επηρεάσει τις βιοχημικές αντιδράσεις και να αναστείλει την ανάπτυξη της φυτικής βλάστησης. Πολλά υποτροπικά είδη, όπως ο υάκινθος του νερού, δεν αντέχουν χαμηλές θερμοκρασίες. Οι μέγιστοι ρυθμοί ανάπτυξης των βυθιζόμενων φυτών παρατηρούνται σε θερμοκρασίες 28 – 32°C. Γενικά, υψηλές θερμοκρασίες μέσα στα όρια αντοχής κάθε είδους ευνοούν την ανάπτυξη των φυτών [16].

Για την επιλογή λοιπόν της φυτικής βλάστησης που θα χρησιμοποιηθεί σε έναν υδροβιότοπο επιφανειακής ροής θα πρέπει να λαμβάνονται υπόψη παράγοντες όπως το λειτουργικό βάθος του υδροβιότοπου, το δυναμικό επεξεργασίας κάθε είδους φυτικής βλάστησης, τις κλιματολογικές συνθήκες όπως επίσης και την ικανότητα επιβίωσης σε αυτές αλλά και το κόστος φύτευσης και συντήρησης.

Ανοικτές επιφάνειες νερού και ζώνες βλάστησης

Η παροχή ανοικτών επιφανειών νερού μια σημαντική παράμετρος στο σχεδιασμό και την εγκατάσταση των τεχνητών υδροβιότοπων που συχνά όμως παραβλέπεται. Ιστορικά, πολλά συστήματα υδροβιότοπων επιφανειακής ροής έχουν σχεδιαστεί ως λεκάνες πλήρους βλάστησης, χωρίς την ύπαρξη ανοικτών επιφανειών νερού. Πολλά από αυτά τα συστήματα αποδείχθηκαν προβληματικά εξαιτίας των χαμηλών επιπέδων διαλυμένου οξυγόνου, ανεπαρκής νιτροποίησης, οσμών και ξενιστών, κυρίως κουνουπιών, που παρατηρήθηκαν σε αυτά.

Οι ανοικτές επιφάνειες νερού σε ένα σύστημα FWS παρέχουν πολλές λειτουργίες, όπως η οξυγόνωση της υδατικής στήλης, μειώνουν τις συγκεντρώσεις του BOD και βελτιώνουν την απόδοση της νιτροποίησης της αμμωνίας εξαιτίας της αύξησης των επιπέδων διαλυμένου οξυγόνου. Στις περισσότερες περιπτώσεις, συνιστάται να εφαρμόζεται ένας συνδυασμός ρηχών περιοχών με φυτική βλάστηση και περιοχών και βαθιών ανοικτών επιφανειών νερού, που έχει σαν αποτέλεσμα ένα πιο σύνθετο, δυναμικό και αυτοσυντηρούμενο σύστημα.

Για τεχνητούς υδροβιότοπους, που έχουν σα σκοπό την επεξεργασία υγρών αποβλήτων, η τοποθεσία και το μέγεθος των ανοικτών επιφανειών νερού εξαρτάται από την απαίτηση για νιτροποίηση. Οι ανοικτές επιφάνειες νερού υποστηρίζουν τις διαδικασίες της νιτροποίησης και ελαχιστοποιούν τα φορτία του άνθρακα. Αν η περιοχή για την κατασκευή του υδροβιότοπου είναι περιορισμένη, τότε πρέπει να παρέχεται περιορισμένη ανοικτή επιφάνεια νερού.

Γενικά ένας υδροβιότοπος πρέπει να αποτελείται από τρεις ζώνες εκ των οποίων η πρώτη και η τελευταία να είναι καλυμμένες πλήρως με βλάστηση ενώ η μεσαία να είναι καλυμμένη κατά 50% - 100%. Αν απαιτείται απονιτροποίηση αυτή θα λαμβάνει χώρα στην τελευταία ζώνη.

Μια ανοικτή επιφάνεια νερού θα πρέπει να είναι τόσο βαθιά ώστε να μην υπάρχουν συνθήκες ανάπτυξης ανερχόμενης βλάστησης. Εξαιτίας της απουσίας σκιάς στις ανοικτές επιφάνειες νερού είναι πιθανή η ανάπτυξη σημαντικών ποσοτήτων αλγών οι οποίες επηρεάζουν αρνητικά την ποιότητα της εκροής. Η ανάπτυξη των αλγών μπορεί να ελεγχθεί αν οι ανοικτές επιφάνειες νερού σχεδιάζονται έτσι ώστε να έχουν χρόνο παραμονής μικρότερο των 2-3 ημερών. Η παρουσία βυθιζόμενης βλάστησης στις ανοικτές επιφάνειες νερού μπορεί επίσης να περιορίσει την ανάπτυξη αλγών [17].

5.1.3 Κατασκευή κλινών

Η κατασκευή των συστημάτων των υδροβιότοπων περιλαμβάνει διαδικασίες όπως εκσκαφή, μετακίνηση γης και διαμόρφωση πλαγιών. Οι περισσότερες από τις διαδικασίες αυτές και ο εξοπλισμός που χρησιμοποιείται είναι όμοια με αυτά που χρησιμοποιούνται για την κατασκευή λιμνών και παρόμοιων λεκανών. Χρειάζεται όμως ιδιαίτερη προσοχή στην κατασκευή υδροβιότοπων έτσι ώστε να διασφαλιστεί η ροή μέσα στη κλίνη. Παρακάτω δίνονται οι πιο βασικοί παράμετροι που σχετίζονται με την κατασκευή ενός τεχνητού υδροβιότοπου.

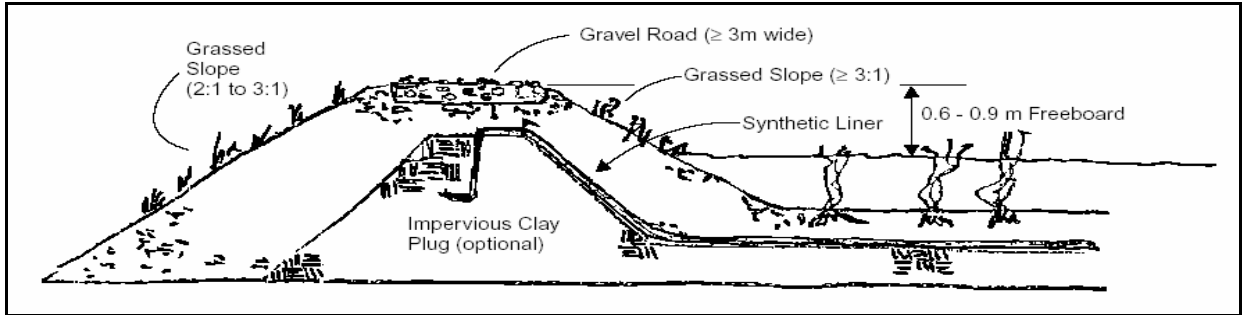
Η βασική δομή των τεχνητών υδροβιότοπων αποτελείται από τις κλίνες και τα αναχώματα. Η δομή και η αδιαπερατότητα των κλινών και των αναχωμάτων που τις περιβάλλουν είναι ιδιαίτερης σημασίας. Τυχόν αστοχίες στην κατασκευή τους μπορεί να έχει σαν αποτέλεσμα την απώλεια νερού, τον κίνδυνο μόλυνσης του υπόγειου υδροφορέα και πιθανή απώλεια φυτικής βλάστησης εξαιτίας της μείωσης του επιπέδου του νερού στον υδροβιότοπο.

Για να έχει ο υδροβιότοπος την αναμενόμενη απόδοση, είναι σημαντικό το νερό να ρέει ομοιόμορφα κατά μήκος όλης της επιφάνειας του υδροβιότοπου. Εμπόδια στη ροή μπορεί να επηρεάσουν την κλίση του υδροβιότοπου και να προκαλέσουν ανομοιόμορφη συμπίεση στην επιφάνεια του υποστρώματος. Η ομοιόμορφη συμπίεση της επιφάνειας του υποστρώματος είναι σημαντική για τις περαιτέρω διεργασίες που θα λάβουν χώρα κατά την κατασκευή του υδροβιότοπου.

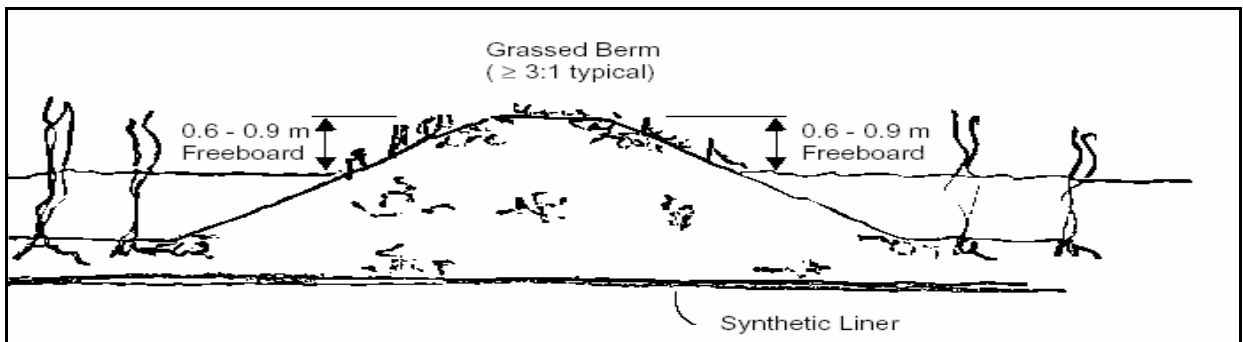
Αναχώματα

Τα εξωτερικά αναχώματα είναι σχεδιασμένα για να εμποδίζουν διαρροές νερού. Τα εσωτερικά αναχώματα χρησιμοποιούνται για να βελτιώνουν την κατανομή της ροής. Τα εξωτερικά αναχώματα κατασκευάζονται συνήθως έτσι ώστε το ύψος τους πάνω από την επιφάνεια του νερού να είναι 0,6 έως 1 m και να παρέχεται χώρος πλάτους τουλάχιστον τριών

μέτρων στην κορυφή για να είναι δυνατή η πρόσβαση του προσωπικού ελέγχου. Η κλίση των πρανών πρέπει να είναι το πολύ 3:1. Όμως κλίσεις 2:1 έχουν χρησιμοποιηθεί για την κλίση των εσωτερικών πρανών.



Εικόνα 5.2 Κατασκευαστικές λεπτομέρειες εξωτερικού αναχώματος συστήματος FWS



Εικόνα 5.3 Κατασκευαστικές λεπτομέρειες εσωτερικού αναχώματος

Εμπόδια στη ροή έχουν παρατηρηθεί στις άκρες των κελιών ορισμένων υδροβιότοπων όπου δεν υπάρχει βλάστηση στα πρανή των αναχωμάτων. Αυτό το πρόβλημα παρατηρείται κυρίως όταν χρησιμοποιούνται συνθετικά μονωτικά υλικά. Τα υλικά αυτά δεν αποτελούν υπόστρωμα για την ανάπτυξη βλάστησης και έτσι τα πρανή μένουν γυμνά. Το νερό προτιμά να ρέει στο κενό της βλάστησης που υπάρχει μεταξύ του αναχώματος και της επιφάνειας της φυτικής βλάστησης. Μια στρώση χώματος μπορεί να χρησιμοποιηθεί για τη φύτευση βλάστησης, αλλά τα πρανή των αναχωμάτων είναι ιδιαίτερα ευαίσθητα στη διάβρωση. Η απώλεια χώματος από το πρανές εξαιτίας της διάβρωσης μπορεί να προκαλέσει τη μείωση του χρόνου συγκράτησης [14].

Μόνωση κλινών υδροβιότοπου

Τα υλικά που συνήθως χρησιμοποιούνται για τη μόνωση των κλινών ενός συστήματος FWS είναι το πολυβινυλοχλωρίδιο (PVC), το πολυαιθυλένιο (PE) και το πολυπροπυλένιο. Η εγκατάσταση και οι περαιτέρω κατασκευαστικές δραστηριότητες πρέπει να είναι ιδιαίτερα προσεχτικές για αποφυγή τρυπήματος και καταστροφής της μονωτικής μεμβράνης. Αν η

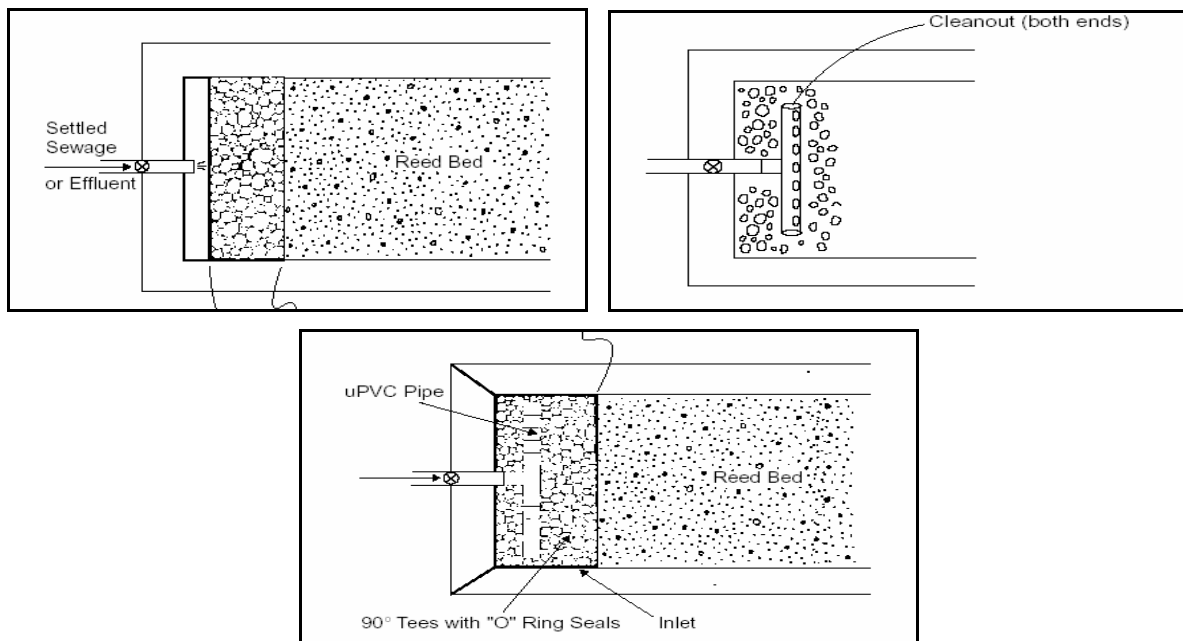
επιφάνεια του υποστρώματος περιέχει πέτρες, τότε τοποθετείται κάτω από την μεμβράνη γεωφύλαγμα.

Μόνωση από άργιλο έχει επίσης χρησιμοποιηθεί. Κατασκευασμένες μονώσεις από απορροφητικό πηλό είναι κοινές. Ο απορροφητικός πηλός μπορεί να αναμειχθεί με το χώμα της περιοχής και να συμπιεστεί. Το έδαφος της περιοχής μπορεί να χρησιμοποιηθεί χωρίς την προσθήκη πηλού, αν περιέχει ικανοποιητική ποσότητα αργίλου που θα εξασφαλίζει την αδιαπερατότητα της μόνωσης. Τυπικά το πάχος της στρώσης αργίλου πρέπει να είναι 0,3 m για να παρέχεται το κατάλληλο υδραυλικό φράγμα. Η επιφάνεια της στρώσης του αργίλου συμπιέζεται για την αποφυγή της διείσδυσης ριζών της φυτικής βλάστησης.

Δομές εισόδου και εξόδου

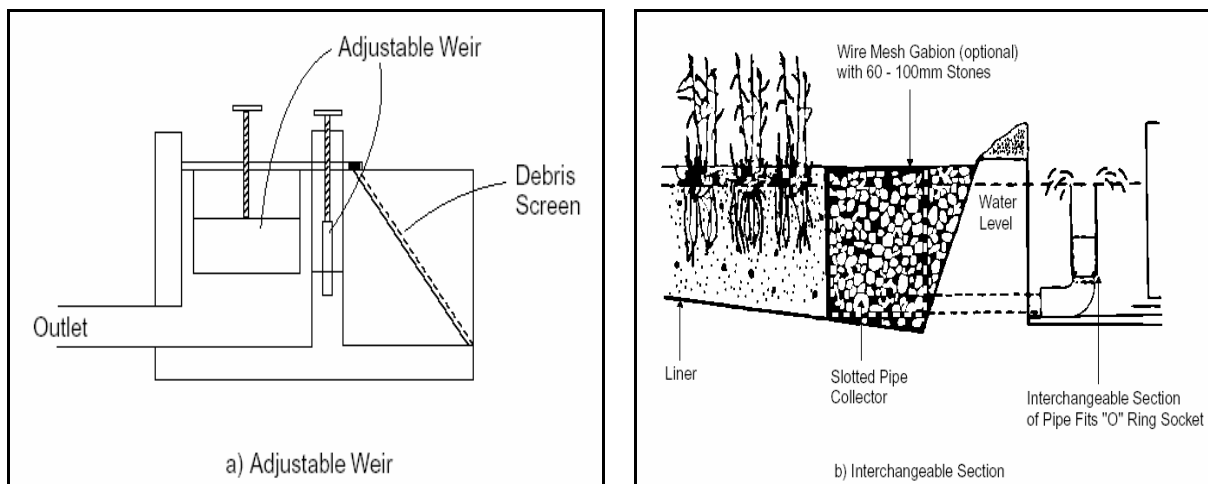
Η εγκατάσταση και ο τύπος δομών ελέγχου εισόδου και εξόδου είναι ιδιαίτερα σημαντική στους υδροβιότοπους επιφανειακής ροής, για την εξασφάλιση της αποτελεσματικότητας και της αξιοπιστίας του συστήματος. Για την αποφυγή συνθηκών βραχυκύκλωσης δύο στόχοι, όσον αφορά στις δομές εισόδου και εξόδου, είναι σημαντικοί: 1) η ομοιόμορφη ροή κατά την είσοδο του αποβλήτου σε ολόκληρο το πλάτος του υδροβιότοπου και 2) και η ομοιόμορφη συλλογή της εκροής. Οι δομές αυτές θα πρέπει να ελαχιστοποιούν τις τοπικές ταχύτητες και να μειώνουν τη δυνατότητα επαναιώρησης των καθιζάνοντων στερεών.

Ανάλογα με το είδος του αποβλήτου, το σημείο εφαρμογής του μπορεί να είναι πάνω ή κάτω από την επιφάνεια του νερού. Διάτρητοι σωλήνες που χρησιμοποιούνται στις δομές εισροής είναι δύσκολο να λειτουργήσουν και να διατηρήσουν τη λειτουργία τους όταν είναι πλήρως βυθισμένοι. Όλα τα συστήματα διανομής της εισροής πρέπει να είναι προσβάσιμα για καθαρισμό και επιθεώρηση.



Εικόνα 5.4 Παραδείγματα δομών εισόδου συστήματος FWS

Οι δομές εξόδου ενός συστήματος FWS αντιπροσωπεύουν ένα σύστημα ελέγχου που επηρεάζει άμεσα την ποιότητα της εκροής. Είναι σημαντικό οι δομές εξόδου να λειτουργούν σε ένα μεγάλο εύρος λειτουργικών βαθών. Προσαρμόζοντας τη δομή εξόδου, το βάθος νερού καθώς και ο χρόνος συγκράτησης μπορούν να αυξηθούν ή να μειωθούν. Οι διαφορές στην ποιότητα της εκροής ανάλογα με το βάθος του νερού μπορεί να κυμαίνεται σημαντικά. Ένα σύστημα εξόδου που επιτρέπει τη μέγιστη ευελιξία βαθών συλλογής μπορεί να είναι επιθυμητό, αλλά μπορεί να μην είναι συμβατό με τις συσκευές που ελαχιστοποιούν φαινόμενα βραχυκύκλωσης. Με αυτό τον τρόπο σχεδιασμού, οι δομές εξόδου μπορούν να προσαρμοσθούν ώστε η εκροή να ανακτάται από το βάθος νερού με την καλύτερη ποιότητα νερού. Στις περισσότερες περιπτώσεις όμως, προτιμάται η τοποθέτηση συλλέκτη στη βάση.



Εικόνα 5.5 Τυπικές διατάξεις δομών εξόδου συστημάτων FWS

Δυο τύποι δομών εισόδου και εξόδου χρησιμοποιούνται συνήθως σε συστήματα υδροβιότοπων επιφανειακής ροής. Για μικρά και αβαθή συστήματα μπορούν να χρησιμοποιηθούν διάτρητοι σωλήνες από PVC για τις δομές εισόδου αλλά και εξόδου. Το μήκος των σωληνώσεων θα πρέπει να είναι ίσο με το πλάτος του υδροβιότοπου, με ομοιόμορφη κατανομή διατρήσεων κατά μήκος του σωλήνα. Το μέγεθος των σωληνώσεων, το μέγεθος των διατρήσεων και η απόσταση μεταξύ τους θα εξαρτηθεί από την παροχή του αποβλήτου και από τα υδραυλικά χαρακτηριστικά των δομών εξόδου και εισόδου. Τα ανοίγματα των σωλήνων πρέπει να είναι αρκετά μεγάλα για να αποφευχθεί η συσσώρευση των στερεών σωματιδίων σε αυτά. Οι διάτρητοι σωλήνες μπορούν να ενωθούν σε ένα σύστημα σωληνώσεων με εύκαμπτες κατάλληλες αρθρώσεις σύνδεσης, γεγονός που επιτρέπει να προσαρμόζονται πάνω ή κάτω. Σε ορισμένες περιπτώσεις οι σχεδιαστές καλύπτουν τις σωληνώσεις με χαλίκι για πιο ομοιόμορφη διανομή ή συλλογή της ροής.

Για μεγαλύτερα συστήματα υδροβιότοπων, γενικά χρησιμοποιούνται σε δομές εισροής και εκροής πολλαπλά ρυθμιστικά φράγματα ή κιβώτια. Τα φράγματα ή τα κιβώτια αυτά είναι

κατασκευασμένα από τσιμέντο, αλλά επίσης και μικρότερα κιβώτια από PVC είναι διαθέσιμα. Οι δομές αυτές δεν πρέπει να τοποθετούνται μακρύτερα από κάθε 15m κατά μήκος του πλάτους εφαρμογής με προτιμώμενη απόσταση 5 έως 10m. Οι ίδιες αποστάσεις απαιτούνται και για τις δομές εξόδου. Ανάλογα με την πηγή του εφαρμοζόμενου αποβλήτου, τα ρυθμιστικά φράγματα ή τα κιβώτια, μπορούν να συνδεθούν σε ένα κοινό σύστημα σωληνώσεων. Είναι σημαντικό το σύστημα των σωληνώσεων και των ρυθμιστικών φραγμάτων να εξασφαλίζει ομοιόμορφη διανομή. Η διαχείριση και η λειτουργία απλών δομών φραγμάτων ή κιβωτίων είναι σχετικά εύκολη [14].

Σε βορειότερα κλίματα, όπου επικρατούν εκτεταμένες ψυχροί περίοδοι, τα συστήματα σωληνώσεων πρέπει να προστατεύονται, και για αυτό τοποθετούνται στη βάση του υδροβιότοπου, κάτω από την επιφάνεια του νερού. Στις περιπτώσεις αυτές, το επίπεδο του νερού μπορεί να ανυψωθεί στο ξεκίνημα του χειμώνα ώστε να επιτραπεί ο σχηματισμός πάγου στην επιφάνεια. Σε αυτή την περίπτωση οι ζώνες εισροής και εκροής θα πρέπει να αποτελούνται από ένα στερεό υπόστρωμα ώστε να αποφευχθεί η διαδοχική καθίζηση του σωλήνα. Μια λύση αποτελεί η στήριξη του διάτρητου σωλήνα σε ένα τσιμεντένιο υπόστρωμα. Σε θερμότερα κλίματα, το σύστημα σωληνώσεων της εισροής μπορεί να τοποθετηθεί έξω από την επιφάνεια του νερού. Έτσι είναι επιτρεπτή η πρόσβαση για τον έλεγχο και τη διαχείριση των σωληνώσεων [9].

5.2 Περίοδος προσαρμογής

Η περίοδος προσαρμογής για ένα τεχνητό υδροβιότοπο επιφανειακής ροής είναι απαραίτητη για την εγκατάσταση της χλωρίδας και πανίδας. Το σύστημα δεν μπορεί να επιτύχει την επιθυμητή απόδοση αν η βλάστηση δεν είναι πλήρως ανεπτυγμένη και σε ισορροπία. Ο χρόνος που απαιτείται για να φτάσει το σύστημα στο σημείο αυτό είναι συνάρτηση της πυκνότητας της βλάστησης και της εποχής του χρόνου.

Κάτω από ιδανικές συνθήκες, το ξεκίνημα λειτουργίας του συστήματος θα πρέπει να καθυστερήσει περίπου έξι εβδομάδες μετά τη φύτευση για την παροχή στο σύστημα αρκετού χρόνου για τον εγκλιματισμό και την ανάπτυξη της βλάστησης σε ύψος ψηλότερο από αυτό του επιπέδου του νερού. Αν αυτό δεν είναι δυνατό, θα πρέπει να ρυθμιστεί το ύψος του νερού. Όμως τέτοιο γρήγορο ξεκίνημα μπορεί να προκαλέσει ζημιά στη φυτική βλάστηση και να παρατείνει το χρόνο που χρειάζεται το σύστημα για την επίτευξη της βέλτιστης απόδοσης.

Μετά το ξεκίνημα του υδροβιότοπου, η στάθμη του νερού πρέπει να ανυψώνεται σταδιακά μέχρι αυτή να φτάσει το σχεδιαστικό ύψος. Αυτό γίνεται για να επιτρέψει στη βλάστηση να βρίσκεται πάνω από το νερό. Αν η εισροή έχει υψηλά φορτία ίσως είναι απαραίτητη η αραίωσή της με καθαρό νερό έως ότου η βλάστηση εγκλιματιστεί.

Η απόδοση επεξεργασίας κατά την περίοδο εκκίνησης του συστήματος μπορεί να μην είναι αντιπροσωπευτική της μελλοντικής απόδοσης επεξεργασίας. Η απόδοση επεξεργασίας αυξάνεται καθώς η φυτική βλάστηση αναπτύσσεται και αυξάνει σε πυκνότητα. Η απομάκρυνση όμως της αμμωνίας και του φωσφόρου παρουσιάζεται αυξημένη εξαιτίας της προσρόφησης τους στα εδαφικά σωματίδια και την απορρόφησή τους από τα φυτά. Με την πάροδο όμως του χρόνου ο ρυθμός απομάκρυνσης του φωσφόρου εξασθενεί. Ο ρυθμός απομάκρυνσης του αζώτου επίσης εξασθενεί εκτός και αν το σύστημα παρέχει τις απαραίτητες ανοικτές επιφάνειες νερού [14].

5.3 Λειτουργία και συντήρηση

Οι τεχνητοί υδροβιότοποι είναι φυσικά συστήματα. Σαν αποτέλεσμα, η λειτουργία τους είναι περισσότερο παθητική και απαιτείται μικρή διαχειριστική παρέμβαση. Οι κυριότεροι παράγοντες λειτουργίας για τους οποίους είναι απαραίτητη η παρέμβαση είναι οι παρακάτω:

- Ρύθμιση του επιπέδου του νερού
- Διατήρηση της ομοιομορφίας της ροής
- Διαχείριση της φυτικής βλάστησης
- Έλεγχος οσμών
- Έλεγχος παρασίτων και εντόμων
- Διατήρηση των αναχωμάτων

Έλεγχος ροής και βάθους νερού

Ο έλεγχος του επιπέδου του νερού και της ροής είναι συνήθως οι μόνες μεταβλητές που έχουν σημαντικές επιπτώσεις στην λειτουργία ενός καλά σχεδιασμένου υδροβιότοπου. Αλλαγές στη στάθμη του νερού επηρεάζουν τον υδραυλικό χρόνο συγκράτησης, τη διάλυση του ατμοσφαιρικού οξυγόνου στη στήλη νερού και την φυτική κάλυψη.

Διατήρηση της ομοιομορφίας της ροής

Η διατήρηση της ομοιόμορφης της ροής είναι σημαντική για την επίτευξη της επιθυμητής απόδοσης του συστήματος. Οι δομές εισόδου και εξόδου πρέπει να ελέγχονται και να καθαρίζονται ανά τακτά χρονικά διαστήματα. Η συσσώρευση των σωματιδίων γίνεται στη ζώνη εισροής του αποβλήτου. Οι συσσωρεύσεις αυτές μπορούν να μειώσουν τον υδραυλικό χρόνο συγκράτησης και με την πάροδο του χρόνου πρέπει να απομακρύνονται από το σύστημα.

Διαχείριση της βλάστησης

Συχνή επιθεώρηση της φυτικής βλάστησης δεν απαιτείται για συστήματα που λειτουργούν μέσα στις παραμέτρους με τις οποίες έχουν σχεδιαστεί και με ακριβή έλεγχο του βάθους της υδάτινης στήλης. Η φυτική βλάστηση είναι αυτοσυντηρούμενη και αναπτύσσεται και πεθαίνει

κάθε χρόνο. Τα φυτά αναπτύσσονται σε περιοχές με κατάλληλες συνθήκες. Οι διαχειριστές του συστήματος πρέπει να προσέξουν έτσι ώστε η βλάστηση να μην εξαπλωθεί στις ανοικτές επιφάνειες νερού που έχουν σχεδιαστεί να είναι αερόβιες ζώνες.

Ο κύριος στόχος της διαχείρισης της βλάστησης είναι η διατήρηση των επιθυμητών κοινοτήτων νερού εκεί όπου πρέπει να αναπτυχθούν μέσα στον υγροβιότοπο. Αυτό κατορθώνεται με τις κατάλληλες διεργασίες προεπεξεργασίας, με μικρές αλλαγές του επιπέδου του νερού και με απομάκρυνση-συγκομιδή της φυτικής βλάστησης όταν και όπου είναι απαραίτητο.

Η συγκομιδή και η απομάκρυνση των υπολειμμάτων των φυτών μπορεί να είναι απαραίτητη ανάλογα με το σχεδιασμό του υγροβιότοπου. Η απομάκρυνση μέρους της φυτικής βλάστησης από κάποια συστήματα FWS μπορεί να είναι αναγκαία ώστε να επιτευχθούν οι στόχοι επεξεργασίας του συστήματος. Για παράδειγμα η συγκομιδή του καλαμιού *Phragmites* μόλις πριν το τέλος της περιόδου ανάπτυξης βοηθά στην απομάκρυνση του αζώτου από το σύστημα, αλλά η απομάκρυνση του φωσφόρου είναι περιορισμένη.

Έλεγχος οσμών

Ενοχλήσεις από οσμές είναι σπάνιες για έναν υγροβιότοπο που λειτουργεί με κανονικές φορτίσεις. Ουσίες που προκαλούν οσμές εκλύονται από τις ανοικτές επιφάνειες νερού και σχετίζονται με αναερόβιες συνθήκες, οι οποίες προκαλούνται από αυξημένα φορτία BOD και αμμωνίας. Γι' αυτό μειώνοντας τα οργανικά φορτία και τα φορτία αμμωνίας μπορούν να ελεγχθούν οι οσμές. Εναλλακτικά, αερόβιες ανοικτές ζώνες διασπαρμένες ανάμεσα σε περιοχές με πλήρης βλάστηση εισάγουν οξυγόνο στο σύστημα. Δομές εξόδου και κανάλια με υδραυλικά άλματα, τα οποία έχουν εισαχθεί στο σύστημα για την εισαγωγή οξυγόνου στο εκρέον απόβλητο μπορούν να δημιουργήσουν προβλήματα οσμών κατά την διαφυγή πτητικών ουσιών, όπως το σουλφίδιο του υδρογόνου, αν ο υγροβιότοπος αποτύχει να απομακρύνει τις ουσίες αυτές.

Έλεγχος παρασίτων και εντόμων

Πιθανές ενοχλήσεις μπορούν να προκύψουν σε ένα σύστημα FWS που προέρχονται από ζώα που φωλιάζουν στο σύστημα, επικίνδυνα αμφίβια και κουνούπια. Ο παρασιτισμός στο σύστημα από ζώα όπως οι μοσχοπόντικες και τρωκτικά μπορεί να βλάψει σε μεγάλο βαθμό τη βλάστηση στο σύστημα. Τα ζώα αυτά χρησιμοποιούν τα βούρλα και τη ψάθα σαν τροφή και σαν υλικά για την κατασκευή της φωλιάς τους. Ο έλεγχος των τρωκτικών αυτών μπορεί να γίνει κατά το σχεδιασμό του συστήματος αυξάνοντας την κλίση των αναχωμάτων σε 5:1 ή καλύπτοντας τα αναχώματα με βράχους. Η προσωρινή αύξηση του βάθους του νερού μπορεί να αποθαρρύνει τα ζώα αυτά.

Ο έλεγχος των κουνουπιών είναι ένα κρίσιμο ζήτημα για τους υγροβιότοπους επιφανειακής ροής. Σε θερμά κλίματα, οι υγροβιότοποι τροφοδοτούνται με κουνουπόψαρα του γένους *Gambusia* και νύμφες για τον έλεγχο των κουνουπιών. Τα κουνουπόψαρα μπορούν να

χρησιμοποιηθούν και σε ψυχρότερα κλίματα, αλλά πρέπει να τροφοδοτούνται κάθε χρόνο. Τα κουνουπόψαρα όμως αντιμετωπίζουν δυσκολίες να εξαπλωθούν σε όλο το μήκος του υγροβιότοπου ιδιαίτερα σε περιπτώσεις όπου τα υπολείμματα των φυτών είναι μεγάλης πυκνότητας. Άλλες φυσικές μέθοδοι που μπορούν να χρησιμοποιηθούν για τον έλεγχο των κουνουπιών είναι η εισαγωγή στο σύστημα κατάλληλων ειδών πουλιών ή βακτηρίων που εξοντώνουν κάμπιες.

Πρόγραμμα παρακολούθησης

Παρακολούθηση ανά τακτά χρονικά διαστήματα είναι σημαντική για τη διαχείριση ενός συστήματος FWS. Θα πρέπει να μετρούνται και να εκτιμούνται τακτικά η παροχή εισροής και εκροής, η ποιότητα νερού, το επίπεδο του νερού και οι δείκτες βιολογικών συνθηκών. Η παρακολούθηση των βιολογικών συνθηκών περιλαμβάνει μετρήσεις των μικροβιολογικών πληθυσμών και παρακολούθησης της ποιότητας του νερού, το ποσοστό της φυτικής κάλυψης και οι πληθυσμοί των ψαριών. Οι πληροφορίες αυτές βοηθούν τους διαχειριστές του συστήματος να προβλέψουν πιθανά προβλήματα και να δράσουν ανάλογα [14].

ΠΕΙΡΑΜΑΤΙΚΟ ΜΕΡΟΣ

Κεφάλαιο 6 – Περιγραφή του πειράματος - Αποτελέσματα

Στο κεφάλαιο αυτό παρουσιάζεται αναλυτικά το πιλοτικό σύστημα υδροβιότοπου επιφανειακής ροής που βρίσκεται στο Σκαλάνι Ηρακλείου. Περιγράφεται ο τρόπος λειτουργίας του συστήματος και ο τρόπος που έγινε η δειγματοληψία και τα προβλήματα που παρουσιάστηκαν κατά τη διάρκειά της. Στην παράγραφο 6.4 παρουσιάζονται στοιχεία για την απόδοση του συστήματος, όπως αυτά δόθηκαν από τον υπεύθυνο του πειράματος. Στην παράγραφο 6.6 παρατίθενται οι μέθοδοι ανάλυσης των δειγμάτων και μέτρησης των συγκεντρώσεων και τα αποτελέσματα των πειραματικών μετρήσεων που έγιναν στα πλαίσια της παρούσας διπλωματικής εργασίας και στην παράγραφο 6.7 γίνεται σχολιασμός των αποτελεσμάτων αυτών.

6.1 Προεπεξεργασία αποβλήτου

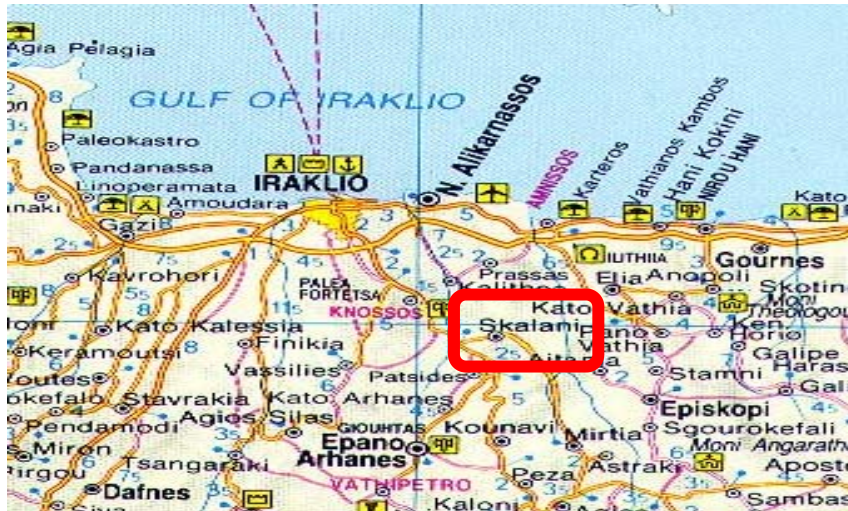
Πριν από την εφαρμογή των αποβλήτων στο σύστημα είναι απαραίτητη η προεπεξεργασία τους. Για το λόγο αυτό τα απόβλητα μεταφέρονται σε μια ανοικτή ορθογώνια δεξαμενή διαστάσεων $L:W:D = 8:4:5$ m και συνολικού όγκου 160 m^3 . Τα απόβλητα παρέμειναν στη δεξαμενή πάνω από 6 μήνες, από την περίοδο παραγωγής τους έως και το καλοκαίρι που λειτούργησε το πείραμα. Με τον τρόπο αυτό επιτυγχάνεται πρωτοβάθμια επεξεργασία με καθίζηση. Όταν η δεξαμενή αυτή άδειαζε μεταφερόταν κατσίγαρος από λίμνες αποθήκευσης κατσίγαρου ελαιουργείων της γύρω περιοχής.



Εικόνα 6.1 Δεξαμενή προεπεξεργασίας κατσίγαρου

6.2 Περιγραφή πειραματικής διάταξης

Το πιλοτικό σύστημα τεχνητού υγροβιότοπου επιφανειακής ροής βρίσκεται στο κτήμα του Εθνικού Ιδρύματος Αγροτικής Έρευνας (ΕΘ.Ι.ΑΓ.Ε) στον οικισμό Σκαλάνι, που βρίσκεται 8 km νοτιοανατολικά της πόλης του Ηρακλείου στην Κρήτη. Το σύστημα αποτελείται από δυο λεκάνες. Κάθε λεκάνη κατασκευάστηκε με κλίμακα 1:50 ενός συστήματος πραγματικών διαστάσεων που μπορεί να δεχτεί τα απόβλητα ενός μέσου ελαιουργείου. Τα απόβλητα που χρησιμοποιήθηκαν, προήλθαν από δυο γειτονικά ελαιοτριβεία.



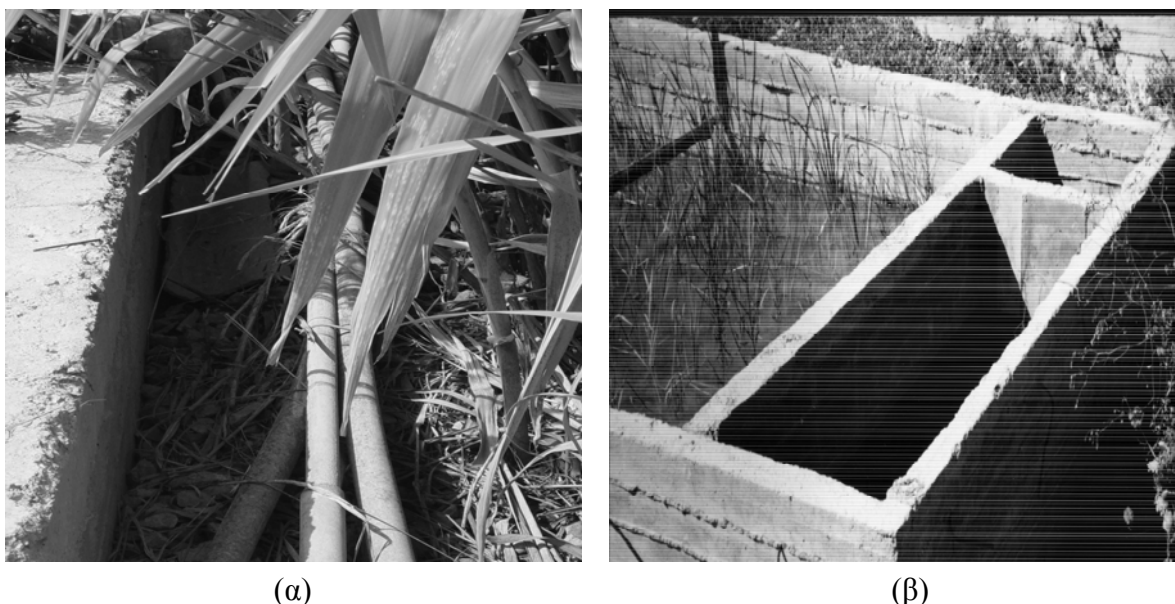
Εικόνα 6.2 Χάρτης της περιοχής Ηρακλείου όπου φαίνεται ο οικισμός Σκαλανίου

Η πειραματική διάταξη αποτελείται από δυο λεκάνες επιφάνειας η καθεμία $45,5 \text{ m}^2$, και με διαστάσεις, $W = 3,5\text{m}$, $D = 0,95\text{m}$, $L = 13 \text{ m}$. Το βάθος του χώματος είναι ίσο με $0,45 \text{ m}$. Σαν υπόστρωμα έχει χρησιμοποιηθεί άργιλος από την περιοχή γύρω από τον υγροβιότοπο.[19]

Η φυτική βλάστηση που επιλέχθηκε είναι καλάμια *Phragmites Australis* που μπορούν να αναπτυχθούν στις συνθήκες της περιοχής.

Πίνακας 6.1 Γενικά χαρακτηριστικά των καλαμιών *Phragmites Australis*

Ιδανικό pH	2 - 8
Αντοχή στην αλατότητα	< 45 ppt
Ανάπτυξη	πολύ γρήγορη, μέσω ριζωμάτων
Παράλληλη εξάπλωση	1 m/yr
Διείσδυση ριζών	Βαθιά διείσδυση ριζών σε χαλίκι $\approx 0,4 \text{ m}$
Ετήσια σοδειά	$\sim 40 \text{ mt/ha}$
Ιστοί	$\approx 45\% \text{ C}$, $20\% \text{ N}$, $2\% \text{ P}$, $40\% \text{ στερεά}$
Υδροπερίοδος	μπορούν να είναι μονίμως πλημμυρισμένα, με βάθος νερού πάνω από 1m, επίσης ανθεκτικά και στην ξηρασία

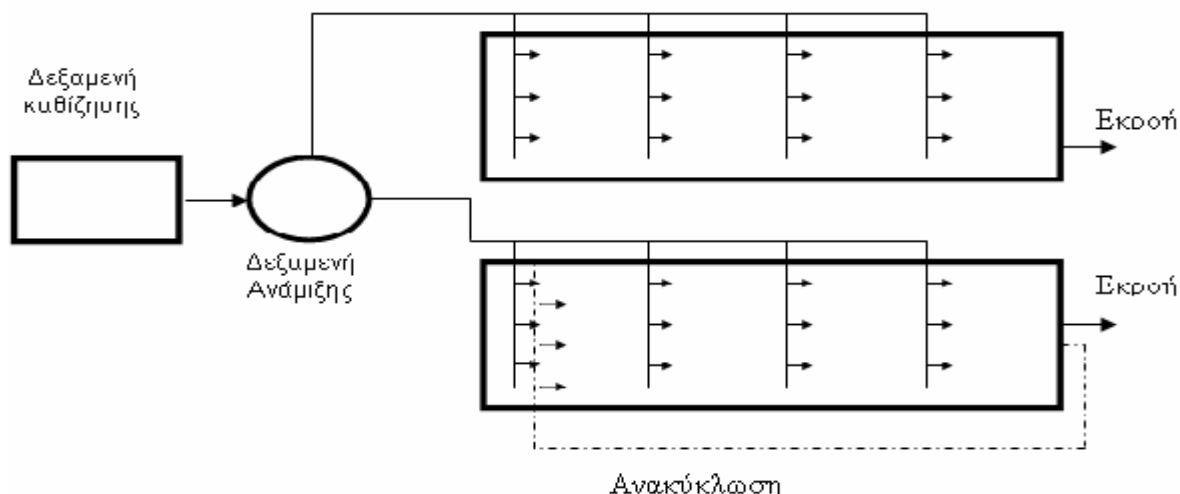


Εικόνα 6.3 (α) Διάτρητη σωλήνα εισροής αποβλήτου στον υδροβιότοπο (β) Τσιμεντένιο κιβώτιο για την εκροή του αποβλήτου

Η εφαρμογή του αποβλήτου γίνεται με ένα σύστημα διάτρητων σωληνώσεων σε τέσσερα σημεία σε κάθε μονάδα έτσι ώστε να γίνει καλύτερη διανομή του φορτίου. Για την εφαρμογή της ανακυκλωμένης ποσότητας χρησιμοποιήθηκε επίσης διάτρητη σωλήνα η οποία τοποθετήθηκε στο μπροστινό μέρος της δεύτερης λεκάνης. Σα δομή εξόδου χρησιμοποιήθηκαν τσιμεντένια κιβώτια.

6.3 Εφαρμογή αποβλήτου

Το οργανικό φορτίο των αποβλήτων ελαιοουργείων είναι πολύ υψηλό. Για το λόγο αυτό πριν την εφαρμογή του, το απόβλητο διαλυόταν με καθαρό νερό σε αναλογία 1/10 έτσι ώστε το οργανικό φορτίο που εφαρμόζεται στον υδροβιότοπο να είναι ανεκτό. Η ανάμιξη του αποβλήτου με καθαρό νερό γίνεται αρχικά σε μια δεξαμενή από PVC συνολικού όγκου 2 m^3 και έπειτα σε μια μικρότερη δεξαμενή, όγκου $0,35 \text{ m}^3$. Μετά την ανάμιξη του αποβλήτου με καθαρό νερό γίνεται η εφαρμογή του συνολικού όγκου που περιέχει μια δεξαμενή τρεις φορές ημερησίως, κατά τις ώρες 00:00 , 08:00 και 18:00. Την μια μέρα η εφαρμογή του αποβλήτου γίνεται στη μια λεκάνη και την επόμενη μέρα στην άλλη. Στη δεύτερη λεκάνη εφαρμόστηκε επίσης και ανακύκλωση της εκροής. Συνολικά ανακυκλώνεται $0,8 \text{ m}^3/\text{day}$ της εκροής. Η εφαρμογή της ανακυκλωμένης εκροής γίνεται για ένα λεπτό κάθε δυο ώρες. [19]



Εικόνα 6.4 Κάτοψη του συστήματος του υδροβιότοπου επιφανειακής ροής

6.4 Απόδοση του συστήματος

Η άρδευση του συστήματος ξεκίνησε το καλοκαίρι του 2003, στις 10 Ιουνίου. Η εφαρμογή του αποβλήτου έγινε μόνο κατά τους καλοκαιρινούς μήνες και έτσι η άρδευση σταμάτησε τον Οκτώβριο. Το 2004 η λειτουργία του συστήματος ξεκίνησε στις 22 Ιουνίου και σταμάτησε στις 2 Νοεμβρίου. Υπεύθυνος του πειράματος ήταν ο Σήφης Καπελλάκης

Πίνακας 6.2 Τιμές των παραμέτρων εισροής, όπως μετρήθηκαν όλους τους μήνες λειτουργίας του πειράματος

Παράμετροι	Μονάδες	Αριθμός δειγμάτων	Υγρά απόβλητα ελαιοτριβείου	
			Πριν την αραίωση	Διαλυμένα με νερό
pH	-	30	6,43 ± 0,77	7,03 ± 0,37
EC	(dS/m)	30	6,75 ± 1,28	4,02 ± 1,20
COD	(mg/L)	24	39749 ± 14295	4244 ± 435
TSS	(g/L)	24	1483 ± 4,62	1,50 ± 0,13
TP	(mg/L)	22	82,58 ± 53,44	27,72 ± 31,62
In-P	(mg/L)	22	25,63 ± 12,59	9,57 ± 1,14
TKN	(mg/L)	23	750,19 ± 102,49	86,94 ± 29,22
N-NH₄⁺	(mg/L)	23	62,29 ± 18,64	10,20 ± 9,07
N-NO₃⁻	(mg/L)	23	2,06 ± 0,80	2,23 ± 0,97
Ολικές φαινόλες	(mg/L)	20	1661,98 ± 407,04	676.67 ± 421,23

Οι τιμές των παραμέτρων για την εκροή του δεύτερου υδροβιότοπου καθώς και η απόδοση του συστήματος παρουσιάζονται στον πίνακα που ακολουθεί. Οι τιμές του παρακάτω πίνακα είναι οι μέσες τιμές των παραμέτρων που μετρήθηκαν κατά τη διάρκεια των δύο χρόνων της διεξαγωγής του πειράματος και δεν έγιναν στα πλαίσια της εργασίας αυτής αλλά δόθηκαν από τον υπεύθυνο του πειράματος. Το ποσοστό της απομάκρυνσης υπολογίζεται με βάση τις συγκεντρώσεις εισροής του αραιωμένου αποβλήτου. Το σύστημα παρουσιάζει υψηλά ποσοστά απομάκρυνσης για όλους τους ρυπαντές με εξαίρεση των νιτρικών. Η απομάκρυνση του COD υπολογίστηκε 83,39% και η απομάκρυνση των TSS είναι ίση με 96,81%. Και η απομάκρυνση του ολικού φωσφόρου βρίσκεται σε υψηλά επίπεδα και είναι ίση με 75,43% ποσοστό σχετικά υψηλό.

Πίνακας 6.3 Συγκεντρώσεις στην εκροή της δεύτερης λεκάνης του υδροβιότοπου και απόδοση απομάκρυνσης των ρυπαντών

<i>Παράμετροι</i>	<i>Μέση Συγκέντρωση (mg/L)</i>	<i>% Απομάκρυνση</i>
TSS	47,90	96,81
COD	704,79	83,39
TKN	20,39	76,55
NH3	7,52	26,27
Org-N	13,57	82,32
NO3-	1,77	20,63
TN	21,59	75,80
TP	6,81	75,43
In-P	3,20	66,56
Org-P	3,61	80,11
Ολικές φαινόλες	143,72	78,76

Για την παρούσα εργασία, τα δείγματα πάρθηκαν κατά τους τρεις τελευταίους μήνες του πειράματος, δηλαδή Αύγουστο, Σεπτέμβριο και Οκτώβριο του 2004. Οι τιμές των παραμέτρων της εισροής που μετρήθηκαν για την περίοδο αυτή, είναι, σε ορισμένες περιπτώσεις, αρκετά μικρότερες από αυτές που παρουσιάζονται στον πίνακα 6.2. Μια εξήγηση που μπορεί να δοθεί, είναι ότι ο κατσίγαρος, κατά τους μήνες της δειγματοληψίας για την παρούσα εργασία, έχει ήδη παραμείνει στη δεξαμενή καθίζησης μεγάλο διάστημα, επομένως ένα μέρος των ρυπαντών έχει ήδη απομακρυνθεί μέσω καθίζησης. Οι τιμές των παραμέτρων της εισροής που παρουσιάζονται στον πίνακα 6.2 προέκυψαν από μετρήσεις της εισροής, που έγιναν από την αρχή του πειράματος. Τους πρώτους μήνες όμως του πειράματος, ο κατσίγαρος από τη δεξαμενή καθίζησης έχει μεγαλύτερες συγκεντρώσεις ρυπαντών από ότι το μήνα Αύγουστο, που ξεκίνησε η δειγματοληψία για την παρούσα εργασία. Έτσι παρατηρούνται οι διαφορές αυτές.

Επίσης ο κατσίγαρος που χρησιμοποιήθηκε τους τελευταίους αυτούς μήνες ήταν διαφορετικής προέλευσης από τον κατσίγαρο που χρησιμοποιήθηκε κατά τους πρώτους μήνες της δειγματοληψίας και τα χαρακτηριστικά του ήταν διαφορετικά.

Πίνακας 6.4 Συγκεντρώσεις παραμέτρων εισροής, όπως μετρήθηκαν στα πλαίσια της παρούσας διπλωματικής εργασίας

Παράμετροι	Μονάδες	Μέση συγκέντρωση εισροής (mg/L)
pH	-	7,03
EC	(dS/m)	4,02
TSS	(mg/L)	1500
TP	(mg/L)	15,81
In-P	(mg/L)	3,15
N-NO3-	(mg/L)	0,845
Ολικές φαινόλες	(mg/L)	252,80
TOC	(mg/L)	128,92

6.5 Δειγματοληψία

Τα δείγματα προς ανάλυση για την παρούσα διπλωματική εργασία πάρθηκαν από την λεκάνη του δεύτερου υγροβιότοπου, όπου έγινε και η εφαρμογή της ανακύκλωσης. Όπως αναφέρθηκε παραπάνω, η δειγματοληψία έγινε τους μήνες Αύγουστο, Σεπτέμβριο και Οκτώβριο του 2004. Η δειγματοληψία γινόταν κάθε μια εβδομάδα. Εξαιτίας όμως, προβλημάτων που παρουσιάστηκαν στο σύστημα η δειγματοληψία δεν ήταν δυνατή για κάποιες εβδομάδες.

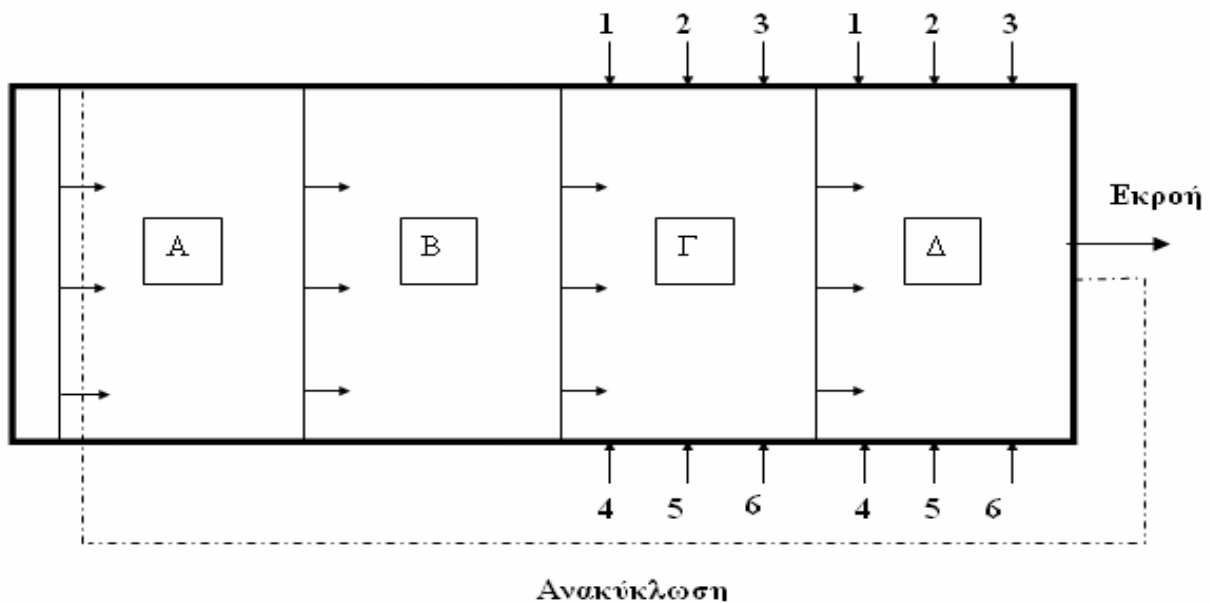
Ένα από τα σημαντικότερα προβλήματα που αντιμετωπίστηκαν ήταν η μεταφορά του κατσίγαρου. Η δεξαμενή καθίζησης είχε συνολική χωρητικότητα 160 m³. Όταν ο κατσίγαρος στη δεξαμενή τελείωνε, έπρεπε να μεταφερθεί κατσίγαρος από ελαιοτριβεία της περιοχής. Εξαιτίας αυτού, οι συγκεντρώσεις των ρυπαντών στην εισροή παρουσιάζουν διακυμάνσεις. Επίσης, το μήνα Σεπτέμβριο παρουσιάστηκαν προβλήματα στην ηλεκτροδότηση του συστήματος, καθώς και άλλα τεχνικά προβλήματα, που είχαν σαν αποτέλεσμα να διακοπεί η παροχή του αποβλήτου στον υγροβιότοπο για κάποιο διάστημα. Ένα άλλο σημαντικό πρόβλημα, που όπως θα δούμε και παρακάτω επηρέασε τα αποτελέσματα των μετρήσεων, είναι η απόφραξη των διάτρητων σωληνώσεων, που είχε σαν αποτέλεσμα τη μη σωστή εφαρμογή του αποβλήτου σε όλα τα σημεία του υγροβιότοπου.

Σκοπός της δειγματοληψίας είναι η μελέτη της κατά μήκος μείωσης των ρυπαντών στον υδροβιότοπο.

Η λεκάνη χωρίστηκε σε τέσσερα τμήματα, όπως αυτά ορίζονται από τα σημεία εφαρμογής του αποβλήτου. Το κάθε τμήμα έχει συνολικό μήκος 3,3 m, αφού το συνολικό μήκος της λεκάνης του υδροβιότοπου είναι 13,15 m. Για την ονομασία των τμημάτων χρησιμοποιήθηκαν τα τέσσερα πρώτα γράμματα του αλφαβήτου, δηλαδή Α, Β, Γ, Δ.

Από τα τμήματα Α και Β δεν ήταν δυνατό να παρθούν τελικά δείγματα εξαιτίας της χαμηλής στάθμης του νερού στα τμήματα αυτά. Η διαφορά στη στάθμη του νερού οφείλεται σε κλίση που παρουσίαζε το έδαφος του υδροβιότοπου, εξαιτίας κακοτεχνιών κατά την τοποθέτηση του εδάφους. Έτσι το πρώτο τμήμα του υδροβιότοπου είχε μέσο βάθος $h_1=0,05$ m, το μέσο βάθος του δεύτερου τμήματος ήταν $h_2=0,10$ m, του τρίτου $h_3=0,20$ m και του τέταρτου $h_4=0,25$ m.

Από καθένα από τα τμήματα Γ και Δ πάρθηκαν έξι δείγματα, τρία από κάθε πλευρά του υδροβιότοπου. Το πρώτο δείγμα σε κάθε πλευρά και για κάθε τμήμα πάρθηκε 0,7 m μετά από το σημείο εφαρμογής του αποβλήτου. Το δεύτερο πάρθηκε 1m μετά από το πρώτο και το τρίτο δείγμα λίγο πριν από το επόμενο σημείο εφαρμογής του αποβλήτου, 1m μετά το δεύτερο σημείο δειγματοληψίας. Έτσι για το τμήμα Γ του υδροβιότοπου τα σημεία δειγματοληψίας από τη μια πλευρά είναι τα Γ1 (7,3 m από την αρχή του υδροβιότοπου), Γ2 (8,3 m από την αρχή του υδροβιότοπου), Γ3 (9,3m από την αρχή του υδροβιότοπου) και από την άλλη πλευρά είναι τα Γ4, Γ5, Γ6 με ίδιες αποστάσεις αντίστοιχα από την αρχή του υδροβιότοπου. Για το τμήμα Δ του υδροβιότοπου τα σημεία δειγματοληψίας είναι τα Δ1 (10,5 m από την αρχή του υδροβιότοπου), Δ2 (11,5 m από την αρχή του υδροβιότοπου), Δ3 (12,5 m από την αρχή του υδροβιότοπου) και από την άλλη πλευρά είναι τα Δ4, Δ5, Δ6 αντίστοιχα.



Εικόνα 6.5 Σχεδιάγραμμα σημείων δειγματοληψίας

6.6 Ανάλυση δειγμάτων - Αποτελέσματα μετρήσεων

Οι παράμετροι που μετρήθηκαν μετά τη συλλογή των δειγμάτων είναι το pH, η ηλεκτρική αγωγιμότητα (EC), ολικά αιωρούμενα στερεά (TSS), νιτρικά (NO_3), ολικό φώσφορο (TP), ανόργανο φώσφορο (In-P), ολικές φαινόλες (T. phenols) και ολικός οργανικός άνθρακας (TOC).

Η προετοιμασία και η ανάλυση των δειγμάτων έγινε σύμφωνα με τις βασικές μεθόδους επεξεργασίας για την ανάλυση νερού και υγρών αποβλήτων (Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater). Οι μετρήσεις του pH, της ηλεκτρικής αγωγιμότητας (EC) και των νιτρικών (N-NO_3^-) έγιναν με κατάλληλο ηλεκτρόδιο, τα ολικά αιωρούμενα στερεά μετρήθηκαν με τη χρήση φίλτρου, ο ολικός φώσφορος (TP) και ο ανόργανος φώσφορος (In – P) μετρήθηκαν με τη μέθοδο του ασκορβικού οξέος και οι ολικές φαινόλες με τη μέθοδο του Folin-Ciocalteu.

Οι μετρήσεις των παραμέτρων έγιναν στο εργαστήριο εδαφολογίας του ΕΘ.Ι.ΑΓ.Ε. εκτός από τη μέτρηση του TOC που έγινε στο εργαστήριο Διαχείρισης Αέριων, Υγρών και Στερεών αποβλήτων του τμήματος Μηχανικών Περιβάλλοντος του Πολυτεχνείου Κρήτης.

6.6.1 pH

Οι μετρήσεις του pH έγιναν κατευθείαν μετά την κάθε δειγματοληψία με ηλεκτρόδιο. Τα αποτελέσματα τους φαίνονται στους πίνακες και στο διάγραμμα που ακολουθεί:

Πίνακας 6.5 Μέση τιμή του pH κάθε πλευράς του υδροβιότοπου

	Γ1	Γ2	Γ3	Δ1	Δ2	Δ3
Μέση τιμή pH	7,57	7,67	7,66	7,69	7,71	7,71
	Γ4	Γ5	Γ6	Δ4	Δ5	Δ6
Μέση τιμή pH	7,51	7,58	7,65	7,66	7,68	7,68

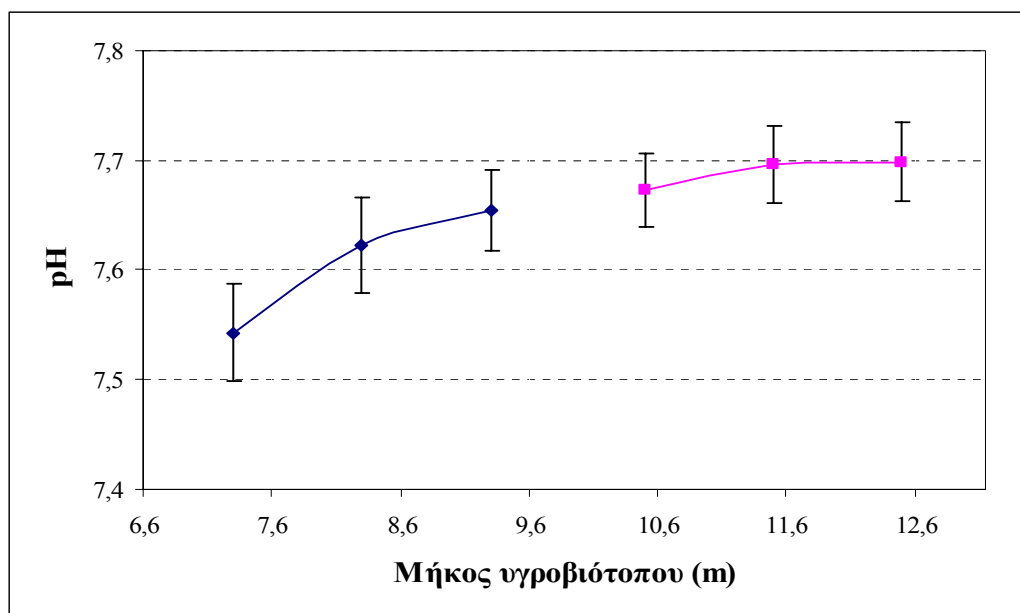
Όπως είναι αναμενόμενο τα σημεία εκατέρωθεν του υδροβιότοπου παρουσιάζουν όμοιες τιμές του pH. Θεωρητικά, τα σημεία Γ1 και Γ4, Γ2 και Γ5 και Γ3 και Γ6, καθώς και τα αντίστοιχά τους του τέταρτου τμήματος του υδροβιότοπου, θα έπρεπε να έχουν ίδιες τιμές, αφού βρίσκονται σε ίδια απόσταση από το σημείο εφαρμογής του αποβλήτου. Σε πραγματικές όμως συνθήκες, και επειδή η πραγματική ροή στον υδροβιότοπο δεν είναι ομοιόμορφη, παρατηρούνται διαφορές μεταξύ της κάθε πλευράς του υδροβιότοπου. Στον πίνακα ...

παρουσιάζεται η μέση τιμή των τιμών του pH που προκύπτει από τα σημεία και των δυο πλευρών η τυπική απόκλιση και το τυπικό σφάλμα.

Πίνακας 6.6 Μέση τιμή pH κατά μήκος του υδροβιότοπου

<i>Μήκος υδροβιότοπου (m)</i>	<i>Μέση τιμή pH</i>	<i>Τυπική Απόκλιση</i>	<i>Τυπικό Σφάλμα</i>
7,3	7,54	0,14	0,04
8,3	7,62	0,14	0,04
9,3	7,66	0,12	0,04
10,5	7,67	0,12	0,03
11,5	7,70	0,12	0,04
12,5	7,70	0,12	0,04

Από το διάγραμμα παρατηρείται ότι η μέση τιμή του pH αυξάνεται κατά μήκος του υδροβιότοπου. Η μικρότερη τιμή του pH είναι ίση με 7,54 με τυπική απόκλιση 0,14, σε απόσταση 7,3 m από την αρχή του υδροβιότοπου. Στο τέλος του υδροβιότοπου παρατηρείται ότι το pH σταθεροποιείται στην τιμή 7,70. Η τυπική απόκλιση δεν είναι αρκετά μεγάλη σε όλες τις τιμές, γεγονός που δείχνει ότι οι διακυμάνσεις από δειγματοληψία σε δειγματοληψία δεν είναι μεγάλες.



Διάγραμμα 6.1 Διάγραμμα μέσης τιμής pH σε συνάρτηση του μήκους του υδροβιότοπου

6.6.2 Ηλεκτρική αγωγιμότητα (EC)

Επίσης οι μετρήσεις της ηλεκτρικής αγωγιμότητας έγιναν με ηλεκτρόδιο.

Πίνακας 6.7 Μέση τιμή EC σε κάθε σημείο δειγματοληψίας

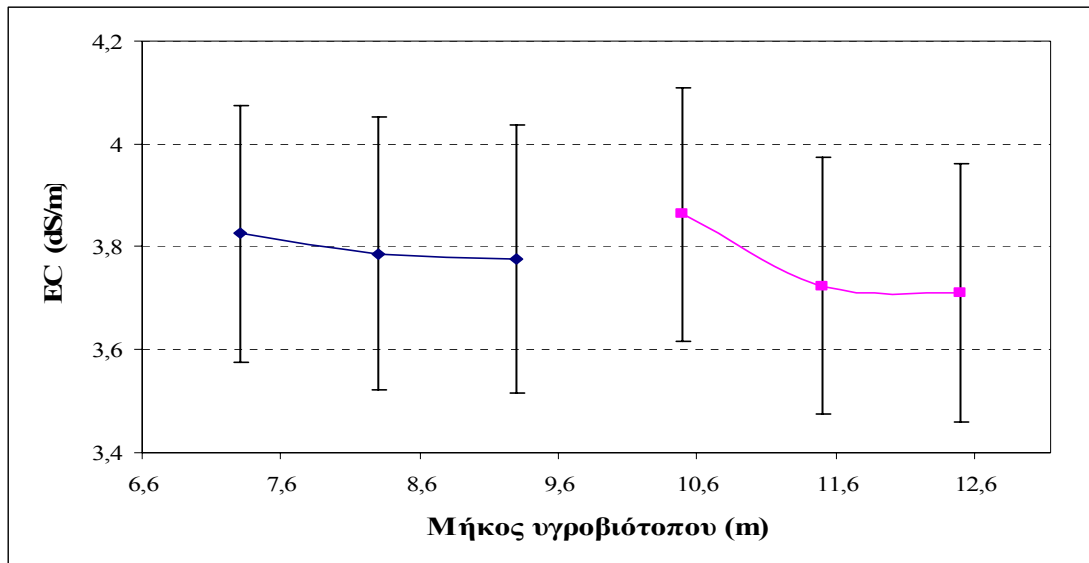
	Γ1	Γ2	Γ3	Δ1	Δ2	Δ3
Μέση τιμή EC (dS/m)	3,86	3,77	3,78	3,86	3,66	3,82
	Γ4	Γ5	Γ6	Δ4	Δ5	Δ6
Μέση τιμή EC (dS/m)	3,79	3,80	3,78	3,87	3,78	3,60

Γενικότερα οι τιμές της ηλεκτρικής αγωγιμότητας σε όλα τα σημεία κάθε πλευράς του υδροβιότοπου δεν παρουσιάζουν μεγάλες διακυμάνσεις.

Πίνακας 6.8 Μέση τιμή EC κατά μήκος του υδροβιότοπου

<i>Μήκος υδροβιότοπου (m)</i>	<i>Μέση τιμή EC (dS/m)</i>	<i>Τυπική Απόκλιση</i>	<i>Τυπικό Σφάλμα</i>
7,3	3,83	0,79	0,25
8,3	3,79	0,84	0,26
9,3	3,78	0,82	0,26
10,5	3,86	0,85	0,25
11,5	3,72	0,83	0,25
12,5	3,71	0,91	0,25

Η μεγαλύτερη μέση τιμή της ηλεκτρικής αγωγιμότητας παρατηρείται σε απόσταση 10,5 m από την αρχή του υδροβιότοπου και είναι ίση με 3,86 dS/m. Η τιμή αυτή έχει μικρή διαφορά από την μέση τιμή σε απόσταση 7,3 m που είναι 3,83 dS/m. Η κατά μήκος μείωση σε κάθε τμήμα του υδροβιότοπου δεν είναι σημαντική. Η τιμή της εισροής είναι 4,02 dS/m. Η διαφορά μεταξύ των τιμών που μετρήθηκαν μέσα στον υδροβιότοπο και της εισροής δεν είναι σημαντικές.



Διάγραμμα 6.2 Μέση τιμή EC ως συνάρτηση του μήκους του υγροβιότοπου

6.6.3 Ολικά αιωρούμενα στερεά (TSS)

Τα ολικά αιωρούμενα στερεά μετρήθηκαν με τη χρήση φίλτρου. Για την μέτρηση των TSS χρησιμοποιείται μια ποσότητα καλά αναμεμειγμένου δείγματος, η οποία φιλτράρεται από κατάλληλο φίλτρο υαλοβάμβακα. Το φίλτρο έπειτα ξηραίνεται σε φούρνο για περίπου 1 ώρα στους 100 °C και ζυγίζεται μετά την έξοδό του από το φούρνο, αφού κρυώσει μέσα σε ξηραντήρα. Η διαφορά μεταξύ του βάρους του φίλτρου πριν και μετά είναι η ποσότητα των ολικών αιωρούμενων στερεών. Αναλυτικά τα αποτελέσματα των μετρήσεων παρατίθενται στο παράρτημα Ι. Στον πίνακα 6.9 παρουσιάζονται οι μέσες συγκεντρώσεις των ολικών αιωρούμενων στερεών για κάθε σημείο δειγματοληψίας σε κάθε πλευρά του υγροβιότοπου.

Οι μεγαλύτερες τιμές στις συγκεντρώσεις των TSS παρουσιάστηκαν κατά την τρίτη δειγματοληψία. Οι απώλειες λόγω της εξατμισοδιαπνοής την περίοδο αυτή ήταν μεγάλες, εξαιτίας των υψηλών θερμοκρασιών του Αυγούστου, και έτσι οι συγκεντρώσεις που μετρήθηκαν είχαν μεγάλες τιμές. Επίσης την περίοδο αυτή παρατηρήθηκαν και μεγάλες συγκεντρώσεις στην εισροή.

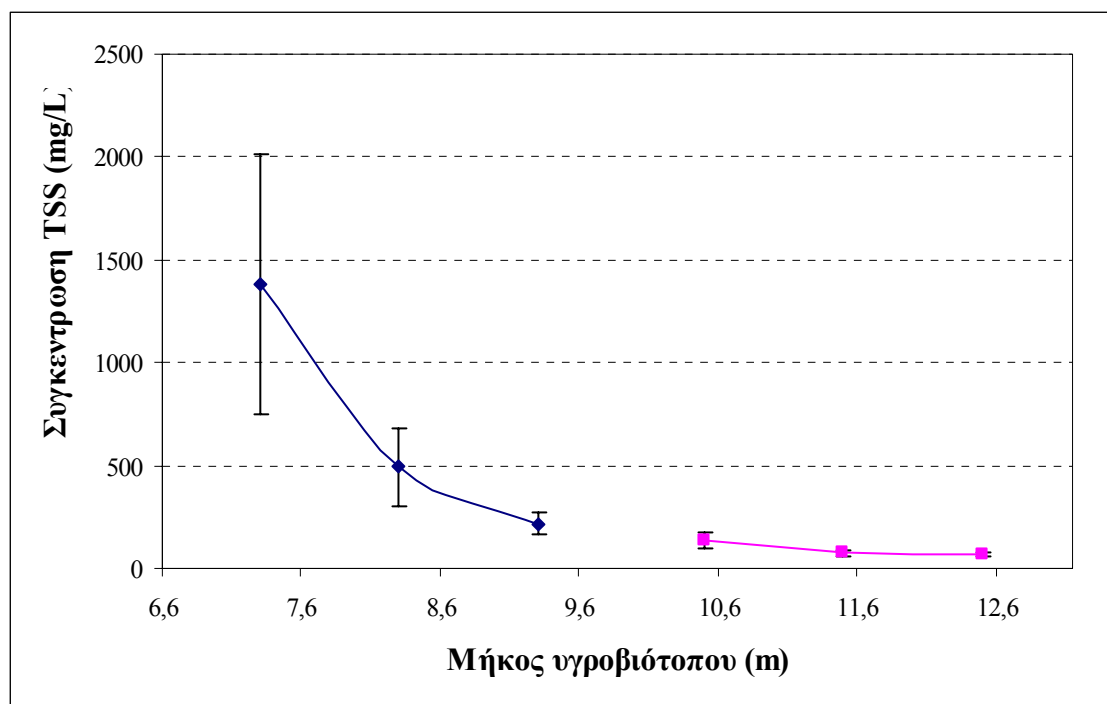
Πίνακας 6.9 Μέση συγκέντρωση TSS σε κάθε σημείο δειγματοληψίας

	Γ1	Γ2	Γ3	Δ1	Δ2	Δ3
Μέση συγκέντρωση TSS (mg/L)	1275,60	389,00	154,40	186,67	70,75	65,67
	Γ4	Γ5	Γ6	Δ4	Δ5	Δ6
Μέση συγκέντρωση TSS (mg/L)	1474,17	580,17	279,00	90,93	78,93	68,79

Πίνακας 6.10 Μέση συγκέντρωση TSS κατά μήκος του υγροβιότοπου

<i>Μήκος υγροβιότοπου (m)</i>	<i>Μέση συγκέντρωση TSS (mg/L)</i>	<i>Τυπική Απόκλιση</i>	<i>Τυπικό Σφάλμα</i>
7,3	1383,91	2267,55	634,42
8,3	493,27	679,77	191,39
9,3	216,70	192,64	55,84
10,5	135,12	151,39	40,05
11,5	75,15	44,96	12,73
12,5	67,35	34,91	9,46

Τα σημεία Γ4, Γ5 και Γ6 παρουσιάζουν μεγαλύτερες συγκεντρώσεις TSS, συγκριτικά με τα σημεία Γ1, Γ2 και Γ3 που βρίσκονται στην άλλη πλευρά του υγροβιότοπου. Έτσι ενώ η μέση συγκέντρωση των TSS στο σημείο Γ1 είναι 1275,60 mg/L στο σημείο Γ4 η μέση συγκέντρωση είναι 1474,17 mg/L. Θεωρητικά οι συγκεντρώσεις στα σημεία αυτά θα έπρεπε να είναι ίδιες. Στην πραγματικότητα όμως, η ροή στον υγροβιότοπο δεν είναι ομοιόμορφη, αλλά το απόβλητο ρέει μέσω κάποιων μονοπατιών. Από επί τόπου παρατήρηση στον υγροβιότοπο συμπεραίνεται ότι η ροή του αποβλήτου είναι μεγαλύτερη στην πλευρά που βρίσκονται τα σημεία Γ4, Γ5 και Γ6. Η ανομοιομορφία αυτή στη ροή δια μέσου του υγροβιότοπου, δικαιολογεί τις διαφορές των συγκεντρώσεων των TSS μεταξύ των δυο πλευρών.

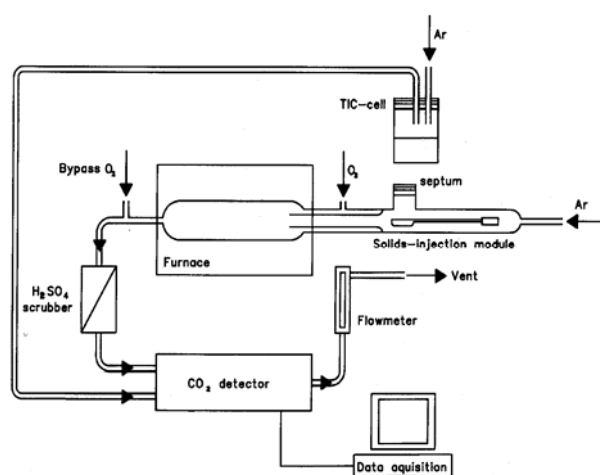
**Διάγραμμα 6.3** Διάγραμμα μέσης συγκέντρωσης TSS ως συνάρτηση του μήκους του υγροβιότοπου

6.6.4 Ολικός οργανικός άνθρακας (TOC)

Οι δειγματοληψίες για τη μέτρηση του ολικού οργανικού άνθρακα έγιναν ξεχωριστά από τις δειγματοληψίες για τις μετρήσεις των υπολοίπων παραμέτρων. Πριν τη μέτρηση των για τον υπολογισμό του ολικού οργανικού άνθρακα έγινε διήθηση κάθε δείγματος. Οι μετρήσεις έγιναν στον αναλυτή Ολικού Οργανικού Άνθρακα της εταιρίας Shimadzu. Ο αναλυτής αυτός και το διάγραμμα ροής του φαίνονται στην εικόνα 6.6.



(α)



(β)

Εικόνα 6.6 (α) Όργανο για τη μέτρηση του TOC (β) Διάγραμμα ροής οργάνου

Η συγκέντρωση του ολικού οργανικού άνθρακα υπολογίζεται σαν η διαφορά του ολικού ανόργανου άνθρακα από τον ολικό άνθρακα. Για τις μετρήσεις ο αναλυτής χρησιμοποιεί τη μέθοδο καύσεως σε υψηλή θερμοκρασία.

Τα αποτελέσματα των μετρήσεων παρουσιάζονται αναλυτικά στους πίνακες του παραρτήματος Ι.

Πίνακας 6.11 Μέση συγκέντρωση του διαλυμένου TOC σε κάθε σημείο της δειγματοληψίας

	Γ1	Γ2	Γ3	Δ1	Δ2	Δ3
Μέση συγκέντρωση TOC (mg/L)	65,92	72,87	72,13	74,91	79,86	77,03
	Γ4	Γ5	Γ6	Δ4	Δ5	Δ6
Μέση συγκέντρωση TOC (mg/L)	110,76	90,90	74,30	85,88	80,65	76,53

Πριν από την μέτρηση στο όργανο έγινε διήθηση των δειγμάτων με φίλτρο υαλοβάμβακα για την απομάκρυνση των ολικών αιωρούμενων στερεών. Οι συγκεντρώσεις που μετρήθηκαν αποτελούν τις συγκεντρώσεις του διαλυμένου TOC και όχι του σωματιδιακού.

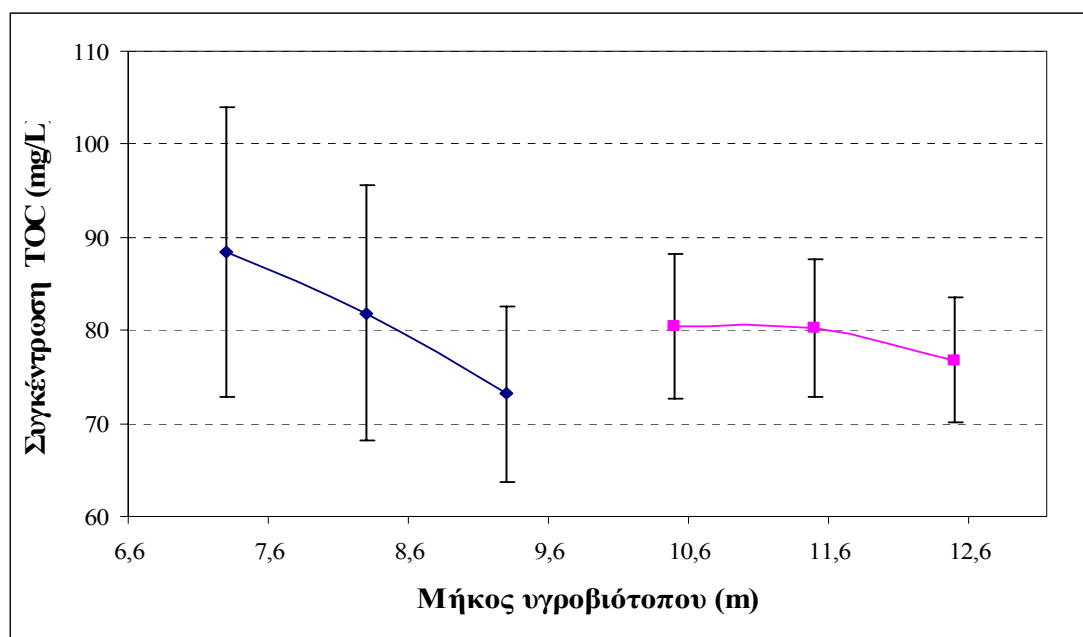
Οι τιμές του ολικού οργανικού άνθρακα παρουσιάζουν μεγάλες αποκλίσεις από δειγματοληψία σε δειγματοληψία, όπως φαίνεται στους πίνακες των μετρήσεων που παρατίθενται στο παράρτημα. Έτσι παρατηρείται ότι οι τιμές του TOC στην πρώτη δειγματοληψία κυμαίνονται κοντά στα 50 mg/L ενώ στην τέταρτη γύρω στα 100 mg/L. Οι αποκλίσεις αυτές οφείλονται σε διακυμάνσεις της συγκέντρωσης του TOC στην εισροή.

Οι μέσες συγκεντρώσεις του TOC είναι μεγαλύτερες στα σημεία Γ4, Γ5 και Γ6 συγκριτικά με τις αντίστοιχες συγκεντρώσεις της άλλης πλευράς του υδροβιότοπου, όπως παρατηρήθηκε και στα αποτελέσματα των συγκεντρώσεων των TSS. Η συγκέντρωση στο σημείο Γ4 είναι 110,76 mg/L ενώ η συγκέντρωση στο σημείο Γ1 είναι σχεδόν η μισή δηλαδή 65,92 mg/L. Στα υπόλοιπα σημεία η διαφορά στις συγκεντρώσεις είναι μικρότερες. Οι διαφορές αυτές μεταξύ της μιας πλευράς του υδροβιότοπου και της άλλης οφείλονται στην ανομοιομορφη ροή στον υδροβιότοπο και στα μονοπάτια που ακολουθεί η ροή στον υδροβιότοπο. Η ανομοιομορφία αυτή παρουσιάζεται μόνο στο τρίτο τμήμα του υδροβιότοπου. Στο τέταρτο τμήμα του υδροβιότοπου παρατηρείται καλύτερη ανάμιξη.

Πίνακας 6.12 Μέση συγκέντρωση TOC κατά μήκος του υδροβιότοπου

<i>Μήκος υδροβιότοπου (m)</i>	<i>Μέση συγκέντρωση TOC (mg/L)</i>	<i>Τυπική Απόκλιση</i>	<i>Τυπικό Σφάλμα</i>
7,3	88,34	38,08	15,55
8,3	81,89	33,59	13,71
9,3	73,22	23,14	9,45
10,5	80,39	22,09	7,81
11,5	80,25	21,11	7,46
12,5	76,78	19,12	6,76

Όπως έχει αναφερθεί και παραπάνω, η ροή στο τρίτο τμήμα του υδροβιότοπου δεν είναι ομοιομορφη, σε αντίθεση με τη ροή στο τέταρτο τμήμα που είναι πιο στρωτή. Η ανομοιομορφία αυτή φαίνεται και από τη μεγάλη τυπική απόκλιση που παρουσιάζουν οι πειραματικές μετρήσεις. Έτσι η μέση συγκέντρωση του TOC σε απόσταση 7,3 m από την αρχή του υδροβιότοπου είναι 88,34 mg/L με τυπική απόκλιση 38,08 mg/L, ενώ η μέση συγκέντρωση σε απόσταση 12,5 m είναι ίση με 76,78 mg/L με τυπική απόκλιση αρκετά μικρότερη και ίση με 19,12 mg/L.



Διάγραμμα 6.4 Μέση συγκέντρωση διαλυμένου TOC ως συνάρτηση του μήκους του υγροβιότοπου

6.6.5 Ολικές Φαινόλες (Total phenols)

Οι ολικές φαινόλες μετρήθηκαν με τη μέθοδο του Folin-Ciocalteu. Για τη μέτρηση των φαινολών αρχικά γίνεται φυγοκέντρηση του δείγματος για 5 λεπτά στις 10.000 στροφές. Έπειτα σε φιαλίδια των 25 mL προστίθενται 19 mL νερού, 0,25 mL δείγματος, 1,25 mL αντιδραστηρίου Folin Ciocalteu, 3,75 mL Na_2CO_3 και συμπληρώνεται με νερό ώστε να συμπληρωθούν 25 mL διαλύματος. Μετά από δυο ώρες γίνεται η μέτρηση σε φασματοφωτόμετρο στα 760 nm.

Τα αποτελέσματα των μετρήσεων παρατίθενται αναλυτικά στους πίνακες του παραρτήματος.

Πίνακας 6.13 Μέση συγκέντρωση ολικών φαινολών σε όλα τα σημεία δειγματοληψίας

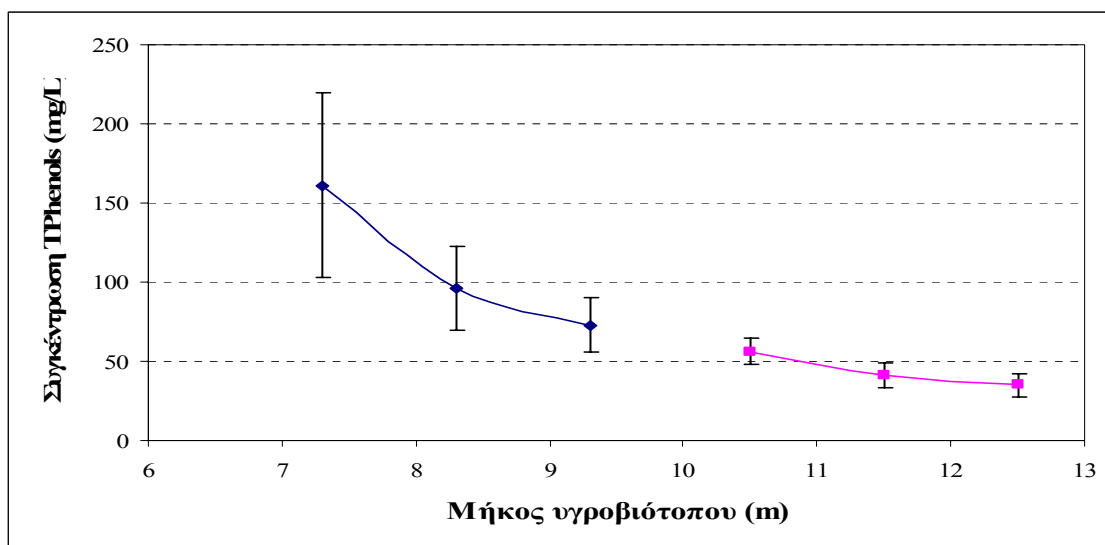
	Γ1	Γ2	Γ3	Δ1	Δ2	Δ3
Μέση συγκέντρωση ολικών φαινολών (mg/L)	109,20	51,02	51,41	49,14	38,91	33,23
	Γ4	Γ5	Γ6	Δ4	Δ5	Δ6
Μέση συγκέντρωση ολικών φαινολών (mg/L)	213,23	141,66	94,17	63,31	43,27	36,87

Πίνακας 6.14 Μέση συγκέντρωση των ολικών φαινολών κατά μήκος του υδροβιότοπου

<i>Μήκος υδροβιότοπου (m)</i>	<i>Μέση συγκέντρωση ολικών φαινολών (mg/L)</i>	<i>Τυπική Απόκλιση</i>	<i>Τυπικό Σφάλμα</i>
7,3	161,22	184,01	58,19
8,3	96,34	83,26	26,33
9,3	72,79	53,99	17,07
10,5	56,22	24,37	8,59
11,5	41,52	26,84	7,75
12,5	35,20	24,19	7,29

Η μέση συγκέντρωση των ολικών φαινολών στα σημεία Γ4, Γ5 και Γ6 είναι αρκετά μεγαλύτερη από αυτή στα σημεία Γ1, Γ2 και Γ3, όπως ακριβώς παρατηρείται και στις συγκεντρώσεις των TSS και του TOC στα σημεία αυτά. Όπως έχει ήδη σχολιαστεί οι διαφορές των συγκεντρώσεων αυτών οφείλονται στην ανομοιόμορφη ροή του αποβλήτου στο τρίτο τμήμα του υδροβιότοπου.

Η μέση συγκέντρωση των ολικών φαινολών σε μήκος 7,3 m είναι ίση με 161,22 mg/L, με τυπική απόκλιση 284,01 mg/L και οι τυπικές αποκλίσεις σε μήκος 8,3 m και 9,3 m είναι 83,26 και 53,99 mg/L αντίστοιχα, ενώ οι τυπικές αποκλίσεις των μέσων συγκεντρώσεων του τέταρτου τμήματος είναι μικρότερες και κυμαίνονται στα 25 mg/L. Οι μεγάλες τυπικές αποκλίσεις του τρίτου τμήματος οφείλονται αφενός στην ανομοιόμορφη ροή και αφετέρου στις χρονικές διακυμάνσεις της συγκέντρωσης της εισροής. Στο τέταρτο τμήμα του υδροβιότοπου δεν παρατηρούνται μεγάλες τυπικές αποκλίσεις γιατί η εισροή του αποβλήτου είναι μηδενική εξαιτίας απόφραξης των διάτρητων σωληνώσεων. Η ίδια συμπεριφορά παρατηρείται και σε όλες τις υπόλοιπες παραμέτρους.

**Διάγραμμα 6.5** Μέση συγκέντρωση ολικών φαινολών ως συνάρτηση του μήκους του υδροβιότοπου

6.6.6 Ολικός φώσφορος (TP)

Για τη μέτρηση του οργανικού φωσφόρου έγινε αρχικά χώνευση των δειγμάτων με τη μέθοδο νιτρικού-θεικού οξέος. Για τη χώνευση των δειγμάτων, αρχικά σε 5 mL δείγματος προσθέτονται 5 mL νιτρικού οξέος (HNO_3) και 1 mL θεικού οξέος (H_2SO_4). Έπειτα τα δείγματα τοποθετούνται σε φούρνο, στους 400°C , για μια ώρα για να γίνει η καύση. Μετά την καύση σε κάθε φιάλη παραμένει 1 mL SO_2 , όπου προστίθενται 4 mL νερό, για να επιστρέψει ο όγκος του διαλύματος στα 5 mL. Η μέτρηση της συγκέντρωσης του οργανικού έγινε με τη χρωματομετρική μέθοδος του ασκορβικού οξέος. Σύμφωνα με τη μέθοδο αυτή σε 1 mL από το διάλυμα που προκύπτει από τη χώνευση προστίθενται 1 σταγόνα φαινολοφθαλεΐνη και αραιό διάλυμα NaOH μέχρι να γίνει πλήρη εξουδετέρωση του διαλύματος. Στη συνέχεια προστίθενται 0,8 mL αντιδραστήριου B (σε 200 mL ειδικού αντιδραστήριου προστίθενται 1,056 gr ασκορβικού οξέος). Η μέτρηση γίνεται σε φασματοφωτόμετρο στα 882 nm.

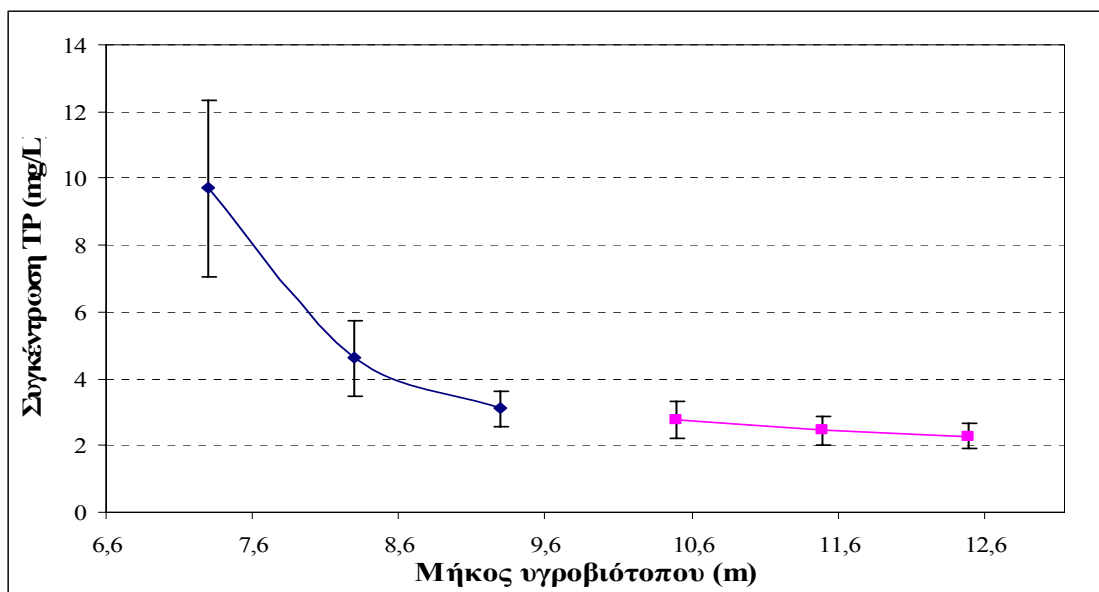
Πίνακας 6.15 Μέση συγκέντρωση ολικού φωσφόρου σε όλα τα σημεία δειγματοληψίας

	Γ1	Γ2	Γ3	Δ1	Δ2	Δ3
Μέση συγκέντρωση TP (mg/L)	7,812	4,226	2,329	2,592	1,852	1,654
	Γ4	Γ5	Γ6	Δ4	Δ5	Δ6
Μέση συγκέντρωση TP (mg/L)	12,072	4,991	3,867	2,988	3,239	2,915

Οι διαφορές στη συγκέντρωση μεταξύ των δυο πλευρών του τρίτου τμήματος του υδροβιότοπου φαίνεται και στις συγκεντρώσεις του ολικού φωσφόρου. Η διαφορά αυτή όμως, όσον αφορά στο φώσφορο είναι μικρότερη συγκριτικά με τις υπόλοιπες παραμέτρους που έχουν σχολιαστεί παραπάνω.

Πίνακας 6.16 Μέση συγκέντρωση ολικού φωσφόρου κατά μήκος του υδροβιότοπου

Μήκος υδροβιότοπου (m)	Μέση συγκέντρωση TP (mg/L)	Τυπική Απόκλιση	Τυπικό Σφάλμα
7,3	9,706	7,970	2,657
8,3	4,608	3,587	1,134
9,3	3,098	1,732	0,548
10,5	2,768	1,632	0,544
11,5	2,447	1,151	0,435
12,5	2,284	1,058	0,374



Διάγραμμα 6.6 Μέση συγκέντρωση ολικού φωσφόρου ως συνάρτηση του μήκους του υγροβιότοπου

6.6.7 Ανόργανος Φώσφορος (In-P)

Η μέθοδος μέτρησης του ανόργανου φωσφόρου που χρησιμοποιήθηκε είναι αυτή του ασκορβικού οξέος. Η μέθοδος αυτή έχει ήδη περιγραφεί στην προηγούμενη παράγραφο. Κατά τη μέτρηση του ανόργανου φωσφόρου δε χρειάζεται να γίνει χώνευση των δειγμάτων. Αρχικά τα δείγματα διηθούνται με ενεργό άνθρακα για τον αποχρωματισμό τους. Ουσιαστικά με τη μέθοδο αυτή γίνεται η μέτρηση του φωσφόρου που βρίσκεται υπό τη μορφή των ορθοφωσφορικών.

Πίνακας 6.17 Μέση συγκέντρωση διαλυμένου ανόργανου φωσφόρου σε όλα τα σημεία δειγματοληψίας

	Γ1	Γ2	Γ3	Δ1	Δ2	Δ3
Μέση συγκέντρωση ανόργανου φωσφόρου (mg/L)	2,121	1,967	1,944	2,211	1,959	2,089
	Γ4	Γ5	Γ6	Δ4	Δ5	Δ6
Μέση συγκέντρωση ανόργανου φωσφόρου (mg/L)	2,289	2,410	2,196	2,297	2,276	2,028

Από τις παραπάνω μετρήσεις παρατηρείται ότι οι τιμές του ανόργανου φωσφόρου είναι περίπου σταθερές και δεν παρατηρούνται μεγάλες διακυμάνσεις ούτε χρονικές αλλά ούτε και κατά μήκος του υγροβιότοπου. Η μικρότερη τιμή που παρατηρείται από όλες τις μετρήσεις του

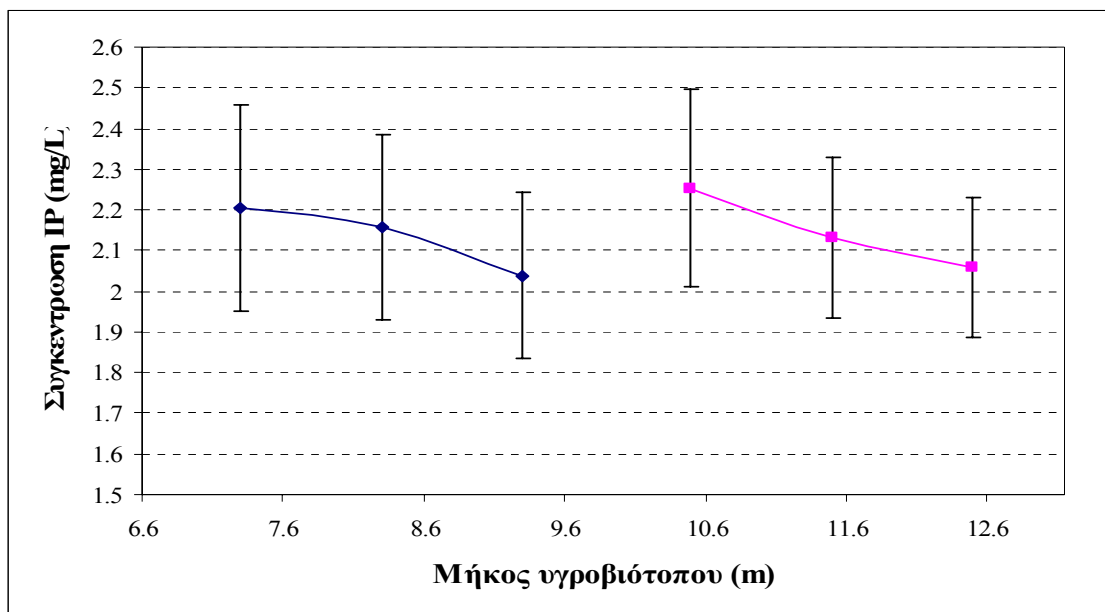
ανόργανου φωσφόρου είναι 1,044 mg/L ενώ η μεγαλύτερη τιμή που παρατηρείται είναι 3,872 mg/L. Επίσης δεν παρατηρούνται μεγάλες διαφορές μεταξύ των συγκεντρώσεων των δυο πλευρών του τρίτου τμήματος του υδροβιότοπου, αφού γενικότερα η συγκέντρωση του ανόργανου φωσφόρου παραμένει γενικά σταθερή χωρίς μεγάλες διακυμάνσεις.

Είναι σημαντικό να σημειωθεί ότι οι συγκεντρώσεις που μετρήθηκαν αποτελούν συγκεντρώσεις του διαλυμένου ανόργανου φωσφόρου αφού τα δείγματα πριν τη μέτρησή τους διηθήθηκαν με φίλτρο.

Πίνακας 6.18 Μέση συγκέντρωση διαλυμένου ανόργανου φωσφόρου κατά μήκος του υδροβιότοπου

<i>Μήκος υδροβιότοπου (m)</i>	<i>Μέση συγκέντρωση ανόργανου φωσφόρου (mg/L)</i>	<i>Τυπική Απόκλιση</i>	<i>Τυπικό Σφάλμα</i>
7,3	2,205	0,721	0,255
8,3	2,157	0,599	0,226
9,3	2,039	0,575	0,203
10,5	2,254	0,843	0,243
11,5	2,132	0,660	0,199
12,5	2,057	0,590	0,170

Γενικότερα παρατηρείται μείωση της συγκέντρωσης του ανόργανου φωσφόρου κατά μήκος του υδροβιότοπου όπως φαίνεται και στο διάγραμμα που ακολουθεί. Η μείωση αυτή όμως δεν είναι σημαντική.



Διάγραμμα 6.7 Μέση συγκέντρωση διαλυμένου ανόργανου φωσφόρου ως συνάρτηση του μήκους του υδροβιότοπου

6.6.8 Νιτρικά (NO_3^-)

Η μέτρηση των νιτρικών έγινε με ηλεκτρόδιο. Γενικότερα τα υγρά απόβλητα ελαιοτριβείου δεν έχουν σημαντικές ποσότητες νιτρικών και για αυτό οι συγκεντρώσεις που υπολογίστηκαν είναι μικρές όπως φαίνεται και στους πίνακες των μετρήσεων.

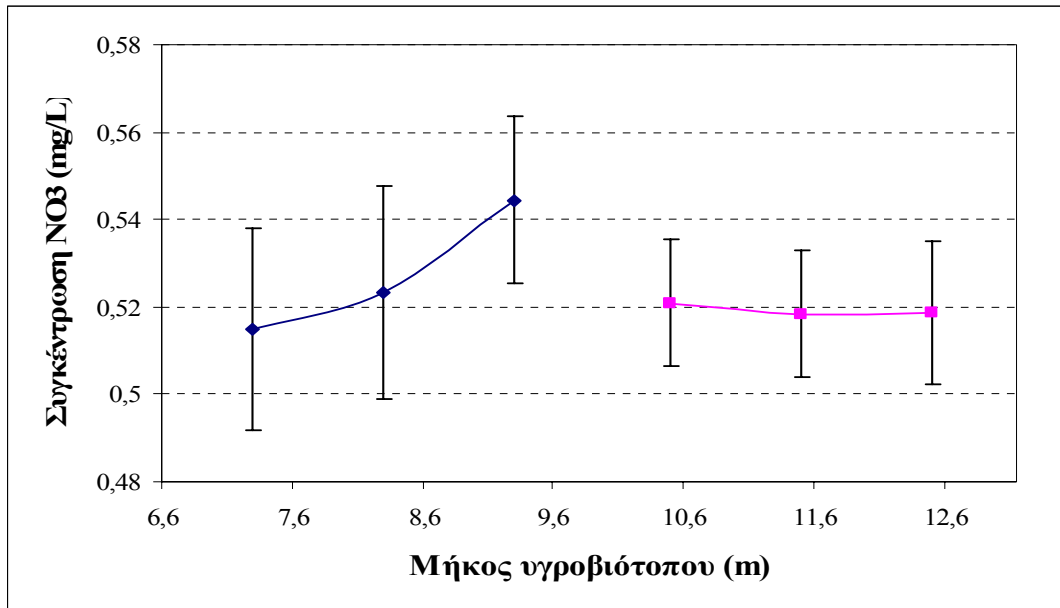
Πίνακας 6.19 Μέση συγκέντρωση NO_3^- σε κάθε σημείο δειγματοληψίας

	Γ1	Γ2	Γ3	Δ1	Δ2	Δ3
Μέση συγκέντρωση NO_3^- (mg/L)	0,51	0,47	0,54	0,53	0,52	0,52
	Γ4	Γ5	Γ6	Δ4	Δ5	Δ6
Μέση συγκέντρωση NO_3^- (mg/L)	0,52	0,57	0,55	0,51	0,52	0,52

Όπως φαίνεται και από τις μετρήσεις η συγκέντρωση των νιτρικών NO_3^- δεν παρουσιάζει μεγάλες διακυμάνσεις και παραμένει περίπου σταθερή. Η μικρότερη τιμή που παρατηρείται είναι 0,41 mg/L και η μεγαλύτερη τιμή είναι 0,66 mg/L. Δεν παρατηρείται μείωση της συγκέντρωσής τους κατά μήκος του υδροβιότοπου αλλά ούτε και χρονικές διακυμάνσεις.

Πίνακας 6.20 Μέση συγκέντρωση NO_3^- κατά μήκος του υδροβιότοπου

Μήκος υδροβιότοπου (m)	Μέση συγκέντρωση NO_3^- (mg/L)	Τυπική Απόκλιση	Τυπικό Σφάλμα
7,3	0,51	0,07	0,02
8,3	0,52	0,08	0,02
9,3	0,54	0,07	0,02
10,5	0,52	0,05	0,01
11,5	0,52	0,05	0,01
12,5	0,52	0,05	0,02



Διάγραμμα 6.8 Μέση συγκέντρωση NO₃⁻ ως συνάρτηση του μήκους του υδροβιότοπου

6.7 Ανάλυση αποτελεσμάτων - Συμπεράσματα

6.7.1 pH

Η χημεία και η βιολογία του νερού ενός υδροβιότοπου επηρεάζονται σημαντικά από το pH. Πολλά βακτήρια υπεύθυνα για τη δυνατότητα επεξεργασίας του συστήματος δεν μπορούν να αναπτυχθούν εκτός ενός εύρους pH μεταξύ $4,0 < \text{pH} < 9,5$. Οι απονιτροποιητές αναπτύσσονται σε ένα εύρος $\text{pH } 6,5 < \text{pH} < 7,5$, ενώ οι νιτροποιητές προτιμούν $\text{pH} = 7,2$ ή και μεγαλύτερο. Επίσης το pH επηρεάζει και κάποιες σημαντικές χημικές αντιδράσεις, όπως για παράδειγμα το αμμώνιο μετατρέπεται σε ελεύθερη αμμωνία σε αλκαλικό pH και σε υψηλότερες θερμοκρασίες. (16) Ο ρυθμός απομάκρυνσης του φωσφόρου εξαρτάται από τη χημική κατακρήμνιση η οποία επηρεάζεται άμεσα από μεταβολές του pH. Η λειτουργία πολλών συστημάτων τεχνητών υδροβιότοπων έχει αποδείξει ότι τα συστήματα αυτά έχουν την ικανότητα να ρυθμίζουν το pH σε ουδέτερα επίπεδα και έτσι οι εκροές τους κυμαίνονται σε ουδέτερα επίπεδα, με εξαίρεση συστήματα που επεξεργάζονται απόβλητα μεταλλείων.

Τα υγρά απόβλητα ελαιοτριβείου έχουν ιδιαίτερα αυξημένο pH που αποδίδεται κυρίως στο φαινολικό τους περιεχόμενο. Το pH των αποβλήτων μετά την έξοδό τους από τη δεξαμενή καθίζησης είναι κατά μέσο όρο 6,43 ενώ μετά τη διάλυσή τους με νερό το pH ουδετεροποιείται και η μέση τιμή του είναι 7,03.

Η χαμηλότερη μέση τιμή του pH μέσα στον υδροβιότοπο είναι 7,54 και η υψηλότερη είναι 7,7. Η κατά μήκος αύξηση του pH, που παρατηρείται κατά μήκος του υδροβιότοπου, μπορεί να

αποδοθεί στην μείωση των ολικών φαινολών, που σε αυτές οφείλεται το αυξημένο pH του κατσιγάρου.

Οι μετρούμενες τιμές του pH όμως για το τέταρτο τμήμα του υδροβιότοπου δεν ήταν οι αναμενόμενες. Σε απόσταση 9,9 m από την αρχή του υδροβιότοπου υπάρχει εφαρμογή αποβλήτου. Η τιμή του pH στα σημεία Δ1 και Δ4 (που βρίσκονται σε απόσταση 10,5 m από την αρχή του υδροβιότοπου) θα έπρεπε να είναι περίπου ίση με την τιμή του pH στα σημεία Γ1 και Γ4 και κοντά στην τιμή του pH της εισροής. Αντί αυτού το pH παρατηρείται να αυξάνεται συνεχώς. Το γεγονός αυτό είναι μια πρώτη ένδειξη ότι πιθανότατα η εφαρμογή του αποβλήτου στο τέταρτο τμήμα να είναι μηδενική ή περιορισμένη, πιθανότατα εξαιτίας απόφραξης των διάτρητων σωληνώσεων με τις οποίες γίνεται η εφαρμογή του αποβλήτου στο τέταρτο τμήμα του υδροβιότοπου.

6.7.2 Ηλεκτρική αγωγιμότητα

Η ηλεκτρική αγωγιμότητα είναι μια συνάρτηση της ολικής ποσότητας ιονισμένων υλικών σε ένα δείγμα νερού. Είναι ανάλογη με τα ολικά διαλυμένα στερεά και την αλατότητα και για αυτό αποτελεί μέτρηση του περιεχομένου σε άλατα του δείγματος νερού. Μέσα στον υδροβιότοπο υπάρχουν βιολογικές και περιβαλλοντικές συνθήκες που μπορούν να μεταβάλλουν τα ολικά ιονισμένα άλατα. (16) Μεγάλες τιμές αλατότητας μπορούν να επηρεάσουν την ανάπτυξη της φυτικής βλάστησης του υδροβιότοπου και να προκαλέσουν προβλήματα στην λειτουργία του συστήματος.

Οι τιμές της ηλεκτρικής αγωγιμότητας που μετρήθηκαν είναι χαμηλές και δεν παρατηρείται μεγάλη μεταβολή ούτε κατά μήκος αλλά ούτε και χρονικές μεταβολές. Η μεγαλύτερη μέση τιμή που παρατηρείται είναι 3,83 dS/m και η μικρότερη 3,71 dS/m ενώ η τιμή της εισροής είναι 4,02 dS/m. Η διαφορά μεταξύ των τιμών μέσα στον υδροβιότοπο και της εισροής δεν είναι μεγάλη.

Η τιμή της ηλεκτρικής αγωγιμότητας φαίνεται να επηρεάζεται από την εισροή του αποβλήτου στο τέταρτο τμήμα του υδροβιότοπου. Έτσι η μέση τιμή της στα σημεία Γ1 και Δ1 είναι 3,86 dS/m και στα σημεία Γ4 και Δ4 είναι 3,79 και 3,87 dS/m αντίστοιχα. Οι διαφορές όμως αυτές δεν είναι σημαντικές ώστε να είναι δυνατή η διεξαγωγή συμπεράσματος.

6.7.3 Ολικά αιωρούμενα στερεά

Όπως έχει ήδη αναφερθεί οι κύριοι μηχανισμοί που λαμβάνουν χώρα σε ένα υδροβιότοπο όσον αφορά στα ολικά αιωρούμενα στερεά είναι η καθίζηση, η συγκράτηση και η επαναιώρηση. Η επαναιώρηση στο συγκεκριμένο σύστημα δεν είναι σημαντική, αφού δεν επικρατούν μεγάλες ταχύτητες και η βλάστηση έχει αρκετά μεγάλη πυκνότητα. Η συνεχής ανακύκλωση του αποβλήτου, προκαλεί μια μικρή αναταραχή και επαναιώρηση των σωματιδίων αλλά η επίδρασή της δεν είναι σημαντική.

Η μέση συγκέντρωση των ολικών αιωρούμενων στερεών στην εισροή είναι 1500 mg/L. Στο τρίτο τμήμα του υδροβιότοπου, και σε απόσταση 0,7 m από το τρίτο σημείο εφαρμογής του αποβλήτου, η μέση συγκέντρωση των ολικών αιωρούμενων στερεών είναι 1383,91 mg/L και σε απόσταση 2,7 m η μέση συγκέντρωση είναι 216,70 mg/L. Στο τέταρτο τμήμα του υδροβιότοπου οι μέσες συγκεντρώσεις των TSS είναι ακόμα μικρότερες. Σε απόσταση 0,7 m από το σημείο εφαρμογής του αποβλήτου η μέση συγκέντρωση είναι 135,12 mg/L και σε απόσταση 2,7 m είναι 67,35 mg/L.

Παρόλο που το απόβλητο που εφαρμόζεται στο σύστημα έρχεται από μια δεξαμενή καθίζησης, όπου έχει ήδη παραμείνει για αρκετά μεγάλο χρονικό διάστημα, η συγκέντρωση των ολικών αιωρούμενων στερεών είναι μεγάλη, εξαιτίας του μικρού όγκου της δεξαμενής καθίζησης και του μεγάλου φορτίου του κασιγάρου σε στερεά. Με την εφαρμογή του αποβλήτου στον υδροβιότοπο η απομάκρυνση των ολικών αιωρούμενων στερεών είναι γρήγορη. Μια εξήγηση που μπορεί να δοθεί για τη γρήγορη απομάκρυνση των ολικών στερεών είναι ότι αφενός η αραίωση με νερό του κασιγάρου που προέρχεται από τη δεξαμενή καθίζησης και αφετέρου η παρουσία της φυτικής βλάστησης και των υπολειμμάτων των φυτών στον υδροβιότοπο ευνοούν την καθίζηση και τη συγκράτηση των αιωρούμενων στερεών.

Η συγκέντρωση των TSS του τέταρτου τμήματος του υδροβιότοπου δε φαίνεται να επηρεάζεται από την εισροή του αποβλήτου, αφού η συγκέντρωση μετά το σημείο εφαρμογής του αποβλήτου είναι μικρότερη από αυτή στο σημείο πριν. Το φαινόμενο αυτό επιβεβαιώνει ότι στο τέταρτο τμήμα του υδροβιότοπου η εφαρμογή του αποβλήτου ήταν ελάχιστη, πιθανότατα εξαιτίας της απόφραξης των οπών στις σωληνώσεις εφαρμογής του αποβλήτου στον υδροβιότοπο. Επίσης, το τέταρτο τμήμα δέχεται ουσιαστικά την επεξεργασμένη εκροή των τριών προηγούμενων τμημάτων, με αποτέλεσμα να υπάρχει αραίωση και οι συγκεντρώσεις που υπολογίζονται να είναι χαμηλές. Η αραίωση αυτή, σε μικρότερο βαθμό, θα έπρεπε να φαίνεται και στις συγκεντρώσεις του τρίτου τμήματος, αφού και το τρίτο τμήμα δέχεται τις επεξεργασμένες εκροές των δυο προηγούμενων τμημάτων. Όμως η ανομοιόμορφη ροή και η μη καλή ανάμιξη του αποβλήτου στο τμήμα αυτό είχε σαν αποτέλεσμα, οι συγκεντρώσεις που μετρήθηκαν στη μια πλευρά του τμήματος, να είναι μεγαλύτερες από τις αναμενόμενες.

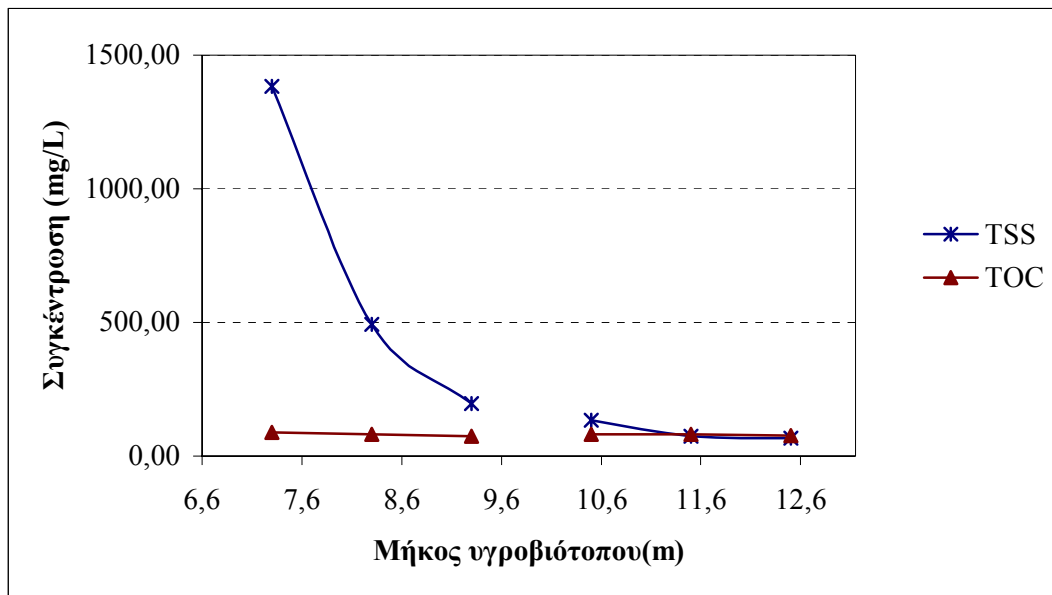
6.7.4 Ολικός οργανικός άνθρακας

Οι μετρήσεις της συγκέντρωσης του ολικού οργανικού άνθρακα έγιναν αφού πρώτα το δείγμα είχε διηθηθεί. Αυτό σημαίνει ότι οι συγκεντρώσεις που υπολογίστηκαν αποτελούν τις συγκεντρώσεις του ολικού οργανικού άνθρακα που βρίσκεται σε διαλυτή μορφή και όχι σε σωματιδιακή.

Παρατηρείται λοιπόν ότι η μείωση κατά μήκος του υδροβιότοπου του διαλυμένου ολικού οργανικού άνθρακα είναι περιορισμένη. Η μέση συγκέντρωση της εισροής είναι 128,92 mg/L και σε απόσταση 0,7 m από το σημείο εφαρμογής του αποβλήτου στο τρίτο τμήμα του υδροβιότοπου η μέση συγκέντρωση είναι 88,34 mg/L, ενώ 2 m μετά η συγκέντρωση αυτή

πέφτει μόλις στα 73,22 mg/L. Παρόμοιες είναι οι συγκεντρώσεις και στο τέταρτο τμήμα του υδροβιότοπου.

Από το διάγραμμα 6.9 μπορούν να προκύψουν σημαντικά συμπεράσματα. Ενώ η μείωση των ολικών αιωρούμενων στερεών στο σύστημα είναι σημαντική, η μείωση του διαλυτού ολικού οργανικού άνθρακα είναι περιορισμένη. Συνεπώς φαίνεται ότι ο κύριος μηχανισμός απομάκρυνσης των ρυπαντών στο σύστημα είναι η καθίζηση. Είναι λοιπόν απαραίτητη η διεξαγωγή περαιτέρω έρευνας, ώστε να διευκρινιστεί πλήρως κατά πόσο λειτουργούν οι μηχανισμοί απομάκρυνσης όχι μόνο για τον ολικό οργανικό άνθρακα, αλλά και για τις υπόλοιπες παραμέτρους του συστήματος.



Διάγραμμα 6.9 Διάγραμμα μέσης συγκέντρωσης του διαλυμένου TOC και των TSS συναρτήσει του μήκους του υδροβιότοπου

6.7.5 Ολικές φαινόλες

Εκτός από τα 50 διαφορετικά είδη φαινολικών συστατικών που περιέχει ο κατσίγαρος τα ίδια τα φυτά παράγουν κάποια είδη φαινολών που δεν είναι κατ' ανάγκη τα ίδια με αυτά που υπάρχουν στον κατσίγαρο και δεν είναι γνωστά. Ο υπολογισμός και ο προσδιορισμός κάθε είδους φαινολών ή των σημαντικότερων από αυτών θα ήταν αρκετά δύσκολος και δεν υπήρχε ο κατάλληλος εργαστηριακός εξοπλισμός. Για το λόγο αυτό μετρήθηκαν μόνο οι ολικές φαινόλες.

Από τις μετρήσεις διαπιστώνεται ότι υπάρχει μείωση των φαινολών κατά μήκος του υδροβιότοπου. Η μείωση αυτή είναι αρκετά σημαντική. Η μέση συγκέντρωση των φαινολών στην εισροή είναι 252,8 mg/L. Μέσα στον υδροβιότοπο η μέγιστη μέση συγκέντρωση που παρατηρείται είναι 161,22 mg/L ενώ η ελάχιστη είναι 35,20 mg/L.

Η συγκέντρωση των φαινολών σε απόσταση 0,7 m από το τέταρτο σημείο εφαρμογής του αποβλήτου δε φαίνεται να επηρεάζεται από την εισροή. Γενικότερα οι συγκεντρώσεις στο τέταρτο τμήμα του υδροβιότοπου είναι αρκετά μικρότερες και δεν παρουσιάζουν μεγάλη κατά μήκος μείωση συγκριτικά με αυτή του τρίτου τμήματος. Όπως παρατηρείται και για τις υπόλοιπες παραμέτρους στο τέταρτο τμήμα του υδροβιότοπου φαίνεται ότι δεν υπάρχει εισροή του αποβλήτου. Έτσι η συγκέντρωση των φαινολών από το τρίτο τμήμα συνεχίζει να μειώνεται και στο τέταρτο.

Λαμβάνοντας υπόψη τις παρατηρήσεις που έγιναν στην προηγούμενη παράγραφο η απομάκρυνση των φαινολών οφείλεται κυρίως στην καθίζηση στον υδροβιότοπο. Για τη διεξαγωγή περισσότερων συμπερασμάτων όσον αφορά σε άλλους μηχανισμούς απομάκρυνσης, όπως για παράδειγμα της βιοαποικοδόμησης, δεν υπάρχουν στοιχεία.

6.7.6 Φώσφορος

Οι μετρήσεις για το φώσφορο περιλαμβάνουν μετρήσεις του ολικού φωσφόρου και του ανόργανου φωσφόρου. Ο οργανικός φώσφορος προκύπτει αν από τον ολικό φώσφορο αφαιρεθεί ο ανόργανος.

Από τις μετρήσεις παρατηρείται ότι ο ανόργανος φώσφορος παραμένει σχεδόν σταθερός κατά μήκος του υδροβιότοπου. Ο ολικός φώσφορος στο τρίτο τμήμα του υδροβιότοπου παρουσιάζει αρκετά μεγάλη κατά μήκος μείωση ενώ στο τέταρτο τμήμα οι συγκεντρώσή του παραμένει σταθερή με μια ελαφριά μείωση. Όπως έχει ήδη αναφερθεί και στις προηγούμενες παραγράφους, η εφαρμογή του αποβλήτου στο τέταρτο τμήμα είναι ελάχιστη και επομένως οι συγκεντρώσεις του φωσφόρου στο τμήμα αυτό, ιδιαίτερα του οργανικού, είναι μικρές. Η μέση συγκέντρωση του ολικού φωσφόρου σε απόσταση 7,3 m από την αρχή του υδροβιότοπου είναι 9,706 mg/L και του ανόργανου είναι 2,205 mg/L. Σε απόσταση 12,5 m, η μέση συγκέντρωση του ολικού φωσφόρου πέφτει στα 2,284 mg/L και του ανόργανου 2,057 mg/L. Αυτό σημαίνει ότι η συγκέντρωση του οργανικού φωσφόρου στην απόσταση αυτή είναι μόλις 0,227 mg/L.

Ο ανόργανος φώσφορος που μετριέται είναι αυτός που βρίσκεται σε διαλυμένη μορφή. Αφού η κατά μήκος μείωση του ανόργανου φωσφόρου δεν είναι μεγάλη, συμπεραίνεται ότι η πρόσληψη του φωσφόρου από τα φυτά καθώς και η απομάκρυνσή του μέσω χημικών αντιδράσεων, είναι περιορισμένη. Επίσης φαίνεται ότι η απομάκρυνση του οργανικού φωσφόρου οφείλεται κυρίως στην καθίζηση. Μια άλλη πιθανή εξήγηση που μπορεί να δοθεί είναι ότι μέρος του οργανικού φωσφόρου μετατρέπεται σε ανόργανο, μέσω της βιολογικής δραστηριότητας μικροοργανισμών, για το λόγο αυτό η συγκέντρωση του ανόργανου φωσφόρου παρουσιάζει περιορισμένη μείωση ενώ η συγκέντρωση του οργανικού φωσφόρου μειώνεται σημαντικά, χωρίς βέβαια αυτό να σημαίνει ότι και η καθίζηση δεν παίζει σημαντικό ρόλο στη μείωση αυτή.

Οι συγκεντρώσεις του φωσφόρου στο ίζημα του υδροβιότοπου και στη φυτική βλάστηση δεν έχουν υπολογιστεί στην εργασία αυτή και για το λόγο αυτό δεν είναι δυνατή η διεξαγωγή

συμπερασμάτων για την τύχη του φωσφόρου στον υδροβιότοπο, δηλαδή τι ποσοστό από την ολική ποσότητα του φωσφόρου λαμβάνεται από τα φυτά και τι ποσοστό παραμένει στο ίζημα.

6.7.7 Νιτρικά NO_3^-

Κατά τη διεξαγωγή των πειραμάτων για την εκπόνηση της εργασίας αυτής δεν υπήρξε η δυνατότητα μέτρησης άλλων μορφών αζώτου παρά μόνο των νιτρικών. Ο κατσίγαρος δεν περιέχει υψηλές τιμές νιτρικών, η μέση συγκέντρωση της εισροής είναι 2,23 mg/L. Το άζωτο βρίσκεται κυρίως υπό τη μορφή του Kjeldahl αζώτου (TKN) στα υγρά απόβλητα ελαιοτριβείου. Η συγκέντρωση των νιτρικών μέσα στον υδροβιότοπο είναι σταθερή και δεν παρουσιάζει ιδιαίτερη μείωση κατά μήκος. Λαμβάνοντας υπόψη και το γεγονός ότι το ποσοστό απομάκρυνσης της αμμωνίας είναι μικρό, 26,27%, προκύπτει το συμπέρασμα ότι η απομάκρυνση αζώτου μέσω της νιτροποίησης είναι περιορισμένη. Στη βιβλιογραφία υπάρχουν αναφορές για την παρεμπόδιση της νιτροποίησης από την παρουσία φαινολών σε αντιδραστήρες ενεργούς ιλύος. [20]

Οι μηχανισμοί απομάκρυνσης σε έναν υδροβιότοπο είναι πολύπλοκοι και είναι δύσκολο να προσδιοριστούν. Στο σύστημα υπό μελέτη, το γεγονός ότι οι παράμετροι, που μετρήθηκε η διαλυμένη τους μορφή, δηλαδή το TOC και ο ανόργανος φώσφορος, δεν παρουσιάζουν κατά μήκος μείωση, είναι μια ένδειξη ότι απομάκρυνση των ρυπαντών συμβαίνει μόνο μέσω καθίζησης και συγκράτησης των στερεών. Για τη διεξαγωγή περισσότερων συμπερασμάτων είναι απαραίτητη εκτεταμένη έρευνα σε συστήματα υδροβιότοπων επιφανειακής ροής έτσι ώστε να καθοριστεί αν τα συστήματα αυτά είναι ικανά να επεξεργαστούν επαρκώς υγρά απόβλητα ελαιοτριβείων αλλά και να βρεθούν οι μηχανισμοί με τους οποίους επιτυγχάνεται η επεξεργασία και οι παράγοντες που τους επηρεάζουν.

Κεφάλαιο 7 - Επίλυση μοντέλων

Στο κεφάλαιο αυτό παρουσιάζονται τα αποτελέσματα από τη προσπάθεια προσομοίωσης του συστήματος με τη βοήθεια των μοντέλων που αναφέρθηκαν στο κεφάλαιο 4. Αρχικά περιγράφονται οι κώδικες που χρησιμοποιήθηκαν και έπειτα παρουσιάζονται τα αποτελέσματα των μοντέλων και συγκρίνονται με τα πειραματικά αποτελέσματα.

7.1 Δεδομένα του συστήματος

- Η συνολική παροχή του συστήματος είναι $Q_{\text{tot}}=3,15 \text{ m}^3/\text{d}$. Όμως το σύστημα αποτελείται από δυο λεκάνες. Τη μια μέρα ποτίζεται η μια λεκάνη και την άλλη η άλλη. Για λόγους απλοποίησης θεωρείται ότι η ημερήσια παροχή για κάθε λεκάνη είναι $3,15/2 = 1,575 \text{ m}^3/\text{d}$. Η κάθε λεκάνη είναι χωρισμένη σε τέσσερα τμήματα. Η παροχή κάθε τμήματος είναι ίση με $Q=0,39375 \text{ m}^3/\text{d}$. Η παροχή της ανακύκλωσης είναι ίση με $0,8 \text{ m}^3/\text{d}$ και εφαρμόζεται μόνο στο πρώτο τμήμα του υδροβιότοπου.
- Στο μοντέλο των Reed et al., 1995 σα Q θεωρείται η μέση ροή του συστήματος η οποία είναι ίση με $Q=(Q_{\text{in}} + Q_{\text{out}})/2$. Η διαφορά μεταξύ του όγκου της εισροής και της εκροής στο σύστημα οφείλονται μόνο στην εξατμισοδιαπνοή αφού η λεκάνη του υδροβιότοπου είναι μονωμένη με σκυρόδεμα και δεν παρουσίαζε διαρροές. Επίσης κατά τη λειτουργία του πειράματος δεν υπήρξαν βροχοπτώσεις. Οι απώλειες εξαιτίας της εξατμισοδιαπνοής το μήνα Αύγουστο ήταν 51,756%, το μήνα Σεπτέμβριο ήταν 38,67% και το μήνα Οκτώβριο 32,29%. Κατά μέσο όρο οι μέσες μηνιαίες απώλειες ήταν 40,9%. Η μέση ροή για το κάθε τμήμα του υδροβιότοπου υπολογίζεται από το πρόγραμμα λαμβάνοντας υπόψη και τις απώλειες εξαιτίας της εξατμισοδιαπνοής.
- Το βάθος νερού κάθε τμήματος είναι διαφορετικό. Έτσι $h_1=0,05\text{m}$, $h_2=0,1 \text{ m}$, $h_3=0,2 \text{ m}$, $h_4=0,25\text{m}$.
- Η μέση θερμοκρασία της εκροής είναι $22,98 \text{ }^\circ\text{C}$.
- Ο λόγος αναλογίας L/W είναι ίσος με 3,7.
- Το πορώδες του συστήματος θεωρείται ίσο με 0,65 γιατί η βλάστηση στον υδροβιότοπο ήταν πυκνή.
- Οι συγκεντρώσεις των ρυπαντών, για τους οποίους θα γίνει η προσομοίωση, που μετρήθηκαν για τον αραιωμένο κατσίγαρο είναι:

$$C_{\text{oTOC}} = 128,92 \text{ mg/L}$$

$$C_{\text{oTSS}} = 1500 \text{ mg/L}$$

$$C_{\text{oTP}} = 15,81 \text{ mg/L}$$

$$C_{\text{oTphenols}} = 252,80 \text{ mg/L}$$

- Σε κάθε τμήμα, το απόβλητο που εισρέει συνολικά είναι ο κατσίγαρος που εισρέει μέσω του συστήματος των σωληνώσεων με παροχή $Q = 0,39375 \text{ m}^3/\text{d}$ και η εκροή από το προηγούμενο τμήμα. Στο πρώτο τμήμα υπάρχει και η εισροή της ανακύκλωσης. Ο κώδικας που δημιουργήθηκε υπολογίζει την τελική συγκέντρωση εισροής για κάθε τμήμα.

Για την προσομοίωση του συστήματος θεωρείται ότι κάθε τμήμα της λεκάνης του υδροβιότοπου αποτελεί ένα ξεχωριστό σύστημα FWS.

Για τον υπολογισμό της συγκέντρωσης της ανακύκλωσης αρχικά υπολογίζεται από το μοντέλο η συγκέντρωση της εκροής χωρίς να λαμβάνεται υπόψη η ανακύκλωση. Αφού υπολογιστεί μια πρώτη συγκέντρωση εκροής, το πρόγραμμα θέτοντας σα συγκέντρωση στην ανακύκλωση αυτή την πρώτη συγκέντρωση εκροής που έχει υπολογιστεί, υπολογίζει με μια επαναληπτική διαδικασία, λαμβάνοντας υπόψη πλέον και την ανακύκλωση, τις τελικές εξισώσεις της εκροής.

Η απομάκρυνση του άνθρακα προσομοιώνεται σε όλα τα μοντέλα σαν απομάκρυνση του BOD. Για την παρούσα εργασία μετρήθηκε μόνο ο ολικός οργανικός άνθρακας. Για τη μέτρηση του BOD στο εργαστήριο του ΕΘ.Ι.Α.Γ.Ε δεν υπήρχε δυνατότητα, έτσι για τη μετατροπή των συγκεντρώσεων του TOC σε συγκεντρώσεις BOD δεν υπάρχουν στοιχεία συσχέτισης των δυο παραμέτρων (δε βρέθηκαν ούτε στη βιβλιογραφία για το συγκεκριμένο τύπο αποβλήτου). Θεωρείται λοιπόν ότι ο λόγος $C_{\text{BOD}}/C_{\text{TOC}}$ είναι σταθερός και ίσος με **a**. Άρα η συγκέντρωση του BOD είναι ίση με $C_{\text{BOD}} = a C_{\text{TOC}}$.

Από τις εξισώσεις των μοντέλων των Reed et al., 1995 και Crites και Tchombanoglous, 1998 προκύπτουν τα ίδια αποτελέσματα και για το λόγο αυτό δε γίνεται ξεχωριστή μελέτη για το κάθε μοντέλο. Το μοντέλο επιβραδυνόμενου ρυθμού των Crites και Tchombanoglous εφαρμόστηκε για τα TSS.

7.2 Εφαρμογή των μοντέλων

7.2.1 Απομάκρυνση TOC

Για την προσομοίωση της απομάκρυνσης του BOD με βάση το μοντέλο Reed et al., 1995 και του μοντέλου Crites και Tchobanoglous, 1998 χρησιμοποιήθηκε η εξίσωση (7.2.1.1) που προέκυψε από την εξίσωση (4.2.3) που δίνεται στο κεφάλαιο 4.

$$C_e / C_0 = \exp [(K_T) (L) (W) (h) (n) / Q] \quad (7.2.1.1)$$

Όπου,

C_e = συγκέντρωση εκροής του υγροβιότοπου, mg/L

C_0 = συγκέντρωση εισροής, mg/L

K_T = πρώτης τάξεως σταθερά ταχύτητας εξαρτώμενη από τη θερμοκρασία, d^{-1}

$K_T = K_{20}\theta^{(T-20)}$

K_{20} = σταθερά ταχύτητας στους 20 °C, d^{-1}

T = μέση θερμοκρασία νερού του συστήματος, °C

θ = συντελεστής θερμοκρασίας στους 20 °C = 1,06

$A_s = L \cdot W$ = επιφάνεια υγροβιότοπου, m^2

Q = μέση ροή συστήματος, m^3/d

h = μέσο βάθος νερού στον υγροβιότοπο, m

n = πορώδες συστήματος = 0,65

Η εξίσωση αυτή μπορεί να χρησιμοποιηθεί για την απομάκρυνση του TOC αν λάβουμε υπόψη ότι:

$$C_{\text{εισροήςBOD}}/C_{\text{εκροήςBOD}} = a \ C_{\text{εισροήςTOC}}/a \ C_{\text{εκροήςTOC}} = C_{\text{εισροήςTOC}}/C_{\text{εκροήςTOC}}$$

Η παροχή του αποβλήτου σε κάθε τμήμα του υγροβιότοπου είναι 0,39375 m^3/d . Η μέση ροή σε κάθε τμήμα είναι διαφορετική, αφού προκύπτει από την παροχή εισροής του αποβλήτου και την ποσότητα που εισρέει από το προηγούμενο τμήμα, και υπολογίζεται αυτόματα από το πρόγραμμα. Η επιφάνεια κάθε τμήματος είναι ίση με $A_s = 11,375 \ m^2$. Η τιμή της σταθεράς K_{20} που δίνεται από τους Reed et al. είναι $K_{20} = 0,678 \ d^{-1}$.

Πίνακας 7.1 Πίνακας συγκεντρώσεων TOC κατά μήκος του υγροβιότοπου που προβλέπονται από το μοντέλο Reed et al., 1995

Μήκος υγροβιότοπου (m)	Πειραματικές μετρήσεις TOC (mg/L)	Αποτελέσματα μοντέλου Reed et al. (mg/L)
7,3	88,34	50,45
8,3	81,89	32,42
9,3	73,22	20,84
10,5	80,39	40,38
11,5	80,25	22,82
12,5	76,78	12,90

Το μοντέλο Reed et al., 1995 προβλέπει συγκεντρώσεις πολύ μικρότερες από αυτές που μετρήθηκαν πειραματικά. Σε απόσταση 7,3 και 10,5 m από την αρχή του υδροβιότοπου οι συγκεντρώσεις που προβλέπονται από το μοντέλο είναι 50,45 και 40,38 mg/L αντίστοιχα, ενώ η συγκέντρωση της εισροής είναι 128,92 mg/L. Η μεγάλη αυτή διαφορά οφείλεται στο γεγονός ότι υπολογίζεται από τον κώδικα η αραίωση που υφίσταται η εισροή εξαιτίας της εισροής σε κάθε τμήμα των εκροών των προηγούμενων τμημάτων. Επίσης η μεγάλη απομάκρυνση που προβλέπει το μοντέλο οφείλεται και στην υψηλή θερμοκρασία του νερού στον υδροβιότοπο, που αυξάνει τη σταθερά K_T .

Πειραματικά δεν παρατηρείται μεγάλη απομάκρυνση του TOC. Οι πειραματικές συγκεντρώσεις είναι οι συγκεντρώσεις του TOC που βρίσκεται σε διαλυμένη μορφή. Ο κύριος όμως μηχανισμός απομάκρυνσης στο συγκεκριμένο σύστημα, όπως έχει αναφερθεί σε προηγούμενο κεφάλαιο, είναι η καθίζηση. Έτσι το μοντέλο αποτυγχάνει να προβλέψει την απόδοση του συστήματος όσον αφορά στο TOC.

Το μοντέλο επιβραδυνόμενου ρυθμού των Crites και Tchobanoglous δε χρησιμοποιήθηκε για το TOC. Οι συγκεντρώσεις του TOC αποτελούν τις συγκεντρώσεις της διαλυτής μορφής του. Στην περίπτωση αυτή η επιβραδυνόμενη σταθερά ρυθμού απομάκρυνσης για το BOD είναι ίση με τη φαινομενική σταθερά ρυθμού απομάκρυνσης και η εξίσωση που προκύπτει είναι της ίδιας μορφής με αυτή του μοντέλου Reed et al., 1995.

Για την προσομοίωση του TOC με βάση το μοντέλο Kadlec & Knight, 1996 εφαρμόστηκε η εξίσωση (4.3.1). Το μοναδικό πρόβλημα που δημιουργείται στη χρήση της εξίσωσης αυτής για την απομάκρυνση του TOC είναι ο υπολογισμός της συγκέντρωσης υποβάθρου. Με βάση το μοντέλο αυτό η συγκέντρωση υποβάθρου υπολογίζεται από την εξίσωση (4.3.1.1). Εφόσον δεν υπήρξαν στοιχεία για να βρεθεί η εξίσωση που υπολογίζει τη συγκέντρωση υποβάθρου του TOC στο συγκεκριμένο σύστημα και δεν υπάρχει τρόπος συσχέτισης του TOC με το BOD επιλέχτηκε να χρησιμοποιηθεί η εξίσωση ως έχει.

$$(C_e - C^*) / (C_0 - C^*) = \exp (-K_T / HLR_A) \quad (4.3.1)$$

Όπου,

- C_e = συγκέντρωση εκροής του υδροβιότοπου, mg/L
- C_0 = συγκέντρωση εισροής, mg/L
- C^* = συγκέντρωση υποβάθρου (background concentration), mg/L
- HLR_A = ετήσιος υδραυλικός ρυθμός φόρτισης, m/year = Q_0/A_s
- K_T = σταθερά ρυθμού σε θερμοκρασία T, m/year
- A_s = επιφάνεια υδροβιότοπου, m²
- Q_0 = ετήσιος ρυθμός εισροής υγρών αποβλήτων στο σύστημα, m³/yr

Το μοντέλο των Kadlec & Knight, 1996 χρησιμοποιείται για μεγάλες χρονικές περιόδους για αυτό και στην παρακάτω σχέση χρησιμοποιείται ο ετήσιος υδραυλικός ρυθμός φόρτισης. Η περίοδος των μετρήσεων για την εργασία αυτή ήταν τρεις μήνες και για αυτό κατά την προσομοίωση του συστήματος δε χρησιμοποιήθηκε ο ετήσιος υδραυλικός ρυθμός φόρτισης αλλά ο ημερήσιος. Το μοντέλο αυτό δε λαμβάνει υπόψη απώλειες εξαιτίας της εξατμισοδιαπνοής. Σαν παροχή χρησιμοποιείται η ημερήσια παροχή σε κάθε τμήμα του υδροβιότοπου, δηλαδή $Q = 0,39375 \text{ m}^3/\text{d}$ και σε αυτή προστίθεται η παροχή που δέχεται το κάθε τμήμα από τα προηγούμενα και στο πρώτο μόνο τμήμα προστίθεται και η παροχή της ανακύκλωσης η οποία είναι ίση με $Q_r = 0,8 \text{ m}^3/\text{d}$.

Η σταθερά K_T είναι ίση με $K_T = 34 \text{ m/yr}$ που μετατρέπόμενη γίνεται $K_T = 0,093 \text{ m/d}$. Η απομάκρυνση του BOD σύμφωνα με τους Kadlec και Knight είναι ανεπηρέαστη από τη θερμοκρασία.

Η επιφάνεια κάθε τμήματος είναι ίση με $A_s = 11,375 \text{ m}^2$.

Η συγκέντρωση υποβάθρου για το BOD σύμφωνα με το μοντέλο δίνεται από την εξίσωση:

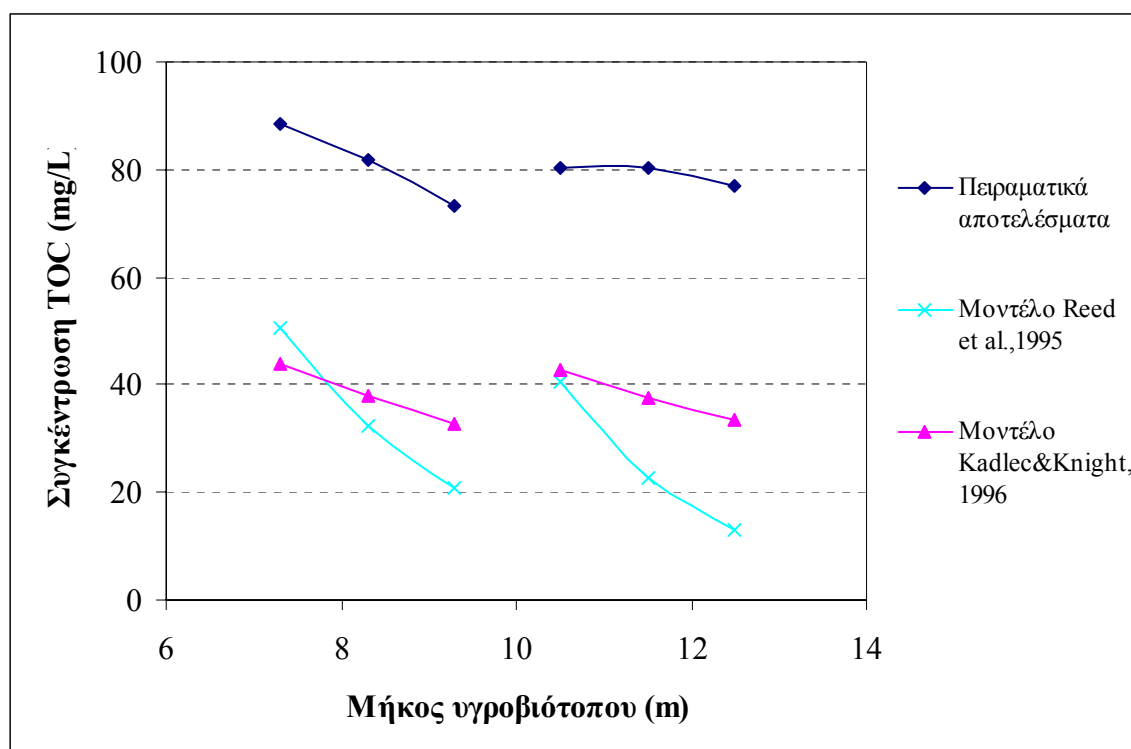
$$C^* = 3,5 + 0,053 C_0 \quad (4.3.1.1)$$

Τα αποτελέσματα παρουσιάζονται στον παρακάτω πίνακα.

Πίνακας 7.2 Πίνακας συγκεντρώσεων TOC κατά μήκος του υδροβιότοπου που προβλέπονται από το μοντέλο Kadlec&Knight1996

Μήκος υδροβιότοπου (m)	Πειραματικές μετρήσεις TOC (mg/L)	Αποτελέσματα μοντέλου Kadlec&Knight,1996 (mg/L)
7,3	88,34	43,89
8,3	81,89	37,81
9,3	73,22	32,65
10,5	80,39	42,61
11,5	80,25	37,64
12,5	76,78	33,30

Οι συγκεντρώσεις του TOC που προβλέπονται από το μοντέλο Kadlec και Knight, 1996 είναι πολύ μικρότερες από τις συγκεντρώσεις που βρέθηκαν πειραματικά. Το μοντέλο αυτό δεν μπορεί να περιγράψει την απόδοση του συστήματος υπό μελέτη για τους ίδιους λόγους που δεν μπορεί και το μοντέλο Reed et al., 1995 και έχουν αναφερθεί παραπάνω.



Διάγραμμα 7.1 Διάγραμμα συγκεντρώσεων διαλυμένου TOC που προβλέπονται από τα μοντέλα Reed et al., 1995 και Kadlec & Knight, 1996 συναρτήσει του μήκους του υδροβιότοπου

Οι τιμές των συγκεντρώσεων του TOC που υπολογίζονται με βάση το μοντέλο Reed et al., 1995 καθώς και οι τιμές του μοντέλου των Kadlec & Knight, 1996 είναι χαμηλότερες από αυτές που βρέθηκαν πειραματικά. Συγκρίνοντας τα δυο μοντέλα, παρατηρείται ότι το μοντέλο Reed et al., 1995 προβλέπει χαμηλότερες συγκεντρώσεις. Ο κύριος λόγος που παρατηρείται η διαφορά αυτή έγκειται στο γεγονός ότι το μοντέλο Kadlec και Knight, 1996 δε λαμβάνει υπόψη το βάθος του νερού του συστήματος. Στον υπό μελέτη όμως υδροβιότοπο, το κάθε τμήμα έχει διαφορετικό βάθος, με αποτέλεσμα οι συγκεντρώσεις που προβλέπονται από το μοντέλο Reed et al., 1995 σε κάθε τμήμα να είναι όλο και πιο μικρές, αφού αυξάνεται το βάθος.

Επίσης, ο ρυθμός μείωσης της συγκέντρωσης του TOC ως προς την απόσταση προβλέπεται μεγαλύτερος από το μοντέλο Reed et al., 1995. Το μοντέλο Reed et al., 1995 θεωρεί ότι η σταθερά ρυθμού απομάκρυνσης του TOC, K_T , είναι εξαρτώμενη από τη θερμοκρασία. Εφ' όσον το πείραμα λειτούργησε το καλοκαίρι η θερμοκρασία του νερού του υδροβιότοπου ήταν υψηλή με αποτέλεσμα το μοντέλο να προβλέπει μεγάλο ρυθμό απομάκρυνσης, εν αντίθεση με το μοντέλο Kadlec και Knight, 1996 που η απομάκρυνση του TOC θεωρείται ανεξάρτητη της θερμοκρασίας.

7.2.2 Απομάκρυνση ολικών αιωρούμενων στερεών

Για την μοντελοποίηση της μείωσης των TSS με βάση το μοντέλο των Reed et al, 1995 χρησιμοποιήθηκε η εξίσωση (4.2.2.1).

$$C_e / C_0 = 0,1139 + 0,00213 (\text{HLR}) \quad (4.2.2.1)$$

Όπου,

C_e = συγκέντρωση εκροής TSS του υδροβιότοπου, mg/L

C_0 = συγκέντρωση εισροής TSS, mg/L

HLR = υδραυλικός ρυθμός φόρτισης, cm/day

Ο υδραυλικός ρυθμός φόρτισης είναι ίσος με $\text{HLR} = Q/A$. Όπου Q θεωρείται η μέση ροή του συστήματος και A είναι η επιφάνεια του κάθε τμήματος. Η μέση ροή, όπως αναφέρθηκε και παραπάνω, υπολογίζεται από το πρόγραμμα για το κάθε τμήμα του υδροβιότοπου.

Τα αποτελέσματα δίνονται παρακάτω

Πίνακας 7.3 Πίνακας συγκεντρώσεων TSS κατά μήκος του υδροβιότοπου που προβλέπονται από το μοντέλο Reed et al., 1995

Μήκος υδροβιότοπου (m)	Πειραματικά αποτελέσματα TSS (mg/L)	Αποτελέσματα μοντέλου Reed et al. (mg/L)
7,3	1383,91	114,10
8,3	493,27	88,07
9,3	197,00	81,32
10,5	135,12	116,33
11,5	75,15	90,31
12,5	67,35	83,57

Η εξίσωση που προτείνεται από το μοντέλο Reed et al., 1995, είναι μια εξίσωση που προκύπτει από την επεξεργασία των στοιχείων τεχνητών υδροβιότοπων επιφανειακής ροής συγκεκριμένης βάσης δεδομένων. Οι συνθήκες που επικρατούν στους τεχνητούς αυτούς υδροβιότοπους είναι διαφορετικές από αυτές του υδροβιότοπου που μελετάται στην εργασία αυτή. Είναι αναμενόμενο λοιπόν, η εξίσωση αυτή να μην προβλέπει σωστά την απόδοση του συστήματος. Όπως φαίνεται στον πίνακα ..., οι συγκεντρώσεις που υπολογίζονται από την εξίσωση αυτή είναι πολύ μικρότερες. Επίσης οι συγκεντρώσεις των TSS του τρίτου τμήματος είναι μικρότερες από αυτές του τέταρτου, επειδή η μέση ροή στο τέταρτο τμήμα είναι μεγαλύτερη.

Για την προσομοίωση της μείωσης των TSS κατά μήκος του υδροβιότοπου με βάση το μοντέλο επιβραδυνόμενου που προτείνεται από τους Crites και Tchobanoglous, 1998 χρησιμοποιήθηκε η εξίσωση (4.4.3.1)

$$C_e = C_0 \exp [(-K / R) \ln(1 + Rt)] \quad (4.4.3.1)$$

Όπου

C_e = συγκέντρωση εκροής TSS του υδροβιότοπου, mg/L

C_0 = συγκέντρωση εισροής TSS, mg/L

K = αρχική σταθερά ρυθμού απομάκρυνσης, d^{-1}

R = συντελεστής επιβράδυνσης, $1/d$

t = χρόνος παραμονής, d

Τα σωματίδια θεωρείται ότι έχουν συγκεκριμένο μέγεθος έτσι ώστε η σταθερά απομάκρυνσης K να είναι σταθερή. Με βάση τους Crites και Tchobanoglous η σταθερά απομάκρυνσης είναι ίση με $K=1,25 d^{-1}$ και ο συντελεστής επιβράδυνσης ίσος με $R = 0,2 d^{-1}$.

Ο χρόνος παραμονής υπολογίζεται από τη σχέση:

$$t = A h n / Q$$

Οι τιμές των παραμέτρων της σχέσης αυτής έχουν ήδη αναφερθεί παραπάνω. Σαν Q θεωρείται η μέση ροή του κάθε τμήματος του συστήματος και όχι η παροχή.

Τα αποτελέσματα του μοντέλου αυτού είναι τα παρακάτω:

Πίνακας 7.4 Πίνακας συγκεντρώσεων TSS κατά μήκος του υδροβιότοπου που προβλέπονται από το μοντέλο Crites & Tchobanoglous, 1998

Μήκος υδροβιότοπου (m)	Πειραματικά αποτελέσματα TSS (mg/L)	Αποτελέσματα μοντέλου Crites & Tchobanoglous (mg/L)
7,3	1383,91	458,64
8,3	493,27	250,20
9,3	197,00	144,00
10,5	135,12	360,56
11,5	75,15	169,13
12,5	67,35	86,10

Η τιμή της συγκέντρωσης των TSS που προβλέπει το μοντέλο Crites και Tchobanoglous, 1998 σε απόσταση 7,3 m είναι 458,64 mg/L ενώ η συγκέντρωση που μετρείται πειραματικά είναι 1383,91 mg/L και η συγκέντρωση της εισροής είναι 1500 mg/L. Η συγκέντρωση που προβλέπει το μοντέλο είναι στο σημείο αυτό είναι μικρή αν σκεφτεί κανείς ότι σε απόσταση 6,7 m από την αρχή του υδροβιότοπου υπάρχει σημείο εφαρμογής αποβλήτου. Συμπεραίνεται λοιπόν ότι η αραίωση της συγκέντρωσης στο σημείο αυτό, εξαιτίας της εισροής σε κάθε τμήμα των εκροών των προηγούμενων τμημάτων, από αυτή που μετρείται πειραματικά. Όπως έχει αναφερθεί και στο προηγούμενο κεφάλαιο, η μια πλευρά του τρίτου τμήματος γενικά παρουσιάζει υψηλές συγκεντρώσεις λόγω της ανομοιομορφής ροής στον υδροβιότοπο.

Σε απόσταση όμως 10,5 m από την αρχή του υδροβιότοπου η συγκέντρωση των TSS που προβλέπεται από το μοντέλο είναι μεγαλύτερη από αυτή που μετρήθηκε πειραματικά. Εξήγηση έχει ήδη δοθεί στο προηγούμενο κεφάλαιο. Πιθανότατα στο τέταρτο τμήμα του υδροβιότοπου η εφαρμογή του αποβλήτου είναι ελάχιστη και επομένως στο σημείο αυτό απλώς συνεχίζεται η κατά μήκος μείωση των στερεών στον υδροβιότοπο, χωρίς να υπάρχει η αναμενόμενη αύξηση της συγκέντρωσης. Η αύξηση αυτή όμως προβλέπεται από το μοντέλο.

Για την προσομοίωση με βάση το μοντέλο των Kadlec και Knight, 1996 χρησιμοποιήθηκε η εξίσωση (4.3.2.2).

$$\ln [(C_e - C^*) / (C_0 - C^*)] = -w/q \quad (4.3.2.2)$$

Όπου,

C_e = συγκέντρωση εκροής του υδροβιότοπου, mg/L

C_0 = συγκέντρωση εισροής, mg/L

C^* = συγκέντρωση υποβάθρου (background concentration), mg/L

Η σταθερά w αποτελεί ουσιαστικά την ταχύτητα καθίζησης των στερεών. Στο συγκεκριμένο πείραμα δεν έγιναν μετρήσεις της ταχύτητας αυτής έτσι χρησιμοποιείται η τιμή που προτείνεται από τους Kadlec και Knight η οποία είναι ίση με $w=1000$ m/yr και μετατρεπόμενη γίνεται $w = 2,739$ m/d.

Η παράμετρος q αναφέρεται στον υδραυλικό ρυθμό φόρτισης, $q = Q/A_s$. Για το συγκεκριμένο όμως σύστημα υπολογίζεται ο ημερήσιος υδραυλικός ρυθμός φόρτισης. Σε κάθε τμήμα του υδροβιότοπου ο υδραυλικός ρυθμός φόρτισης είναι διαφορετικός.

Η συγκέντρωση υποβάθρου των TSS σύμφωνα με τους Kadlec και Knight υπολογίζεται από τις εξισώσεις:

$$C_{20}^* = 5,1 + 0,16 C_0 \quad (4.3.2.3)$$

$$C_T^* = C_{20}^* (\theta')^{T-20} \quad (4.3.2.4)$$

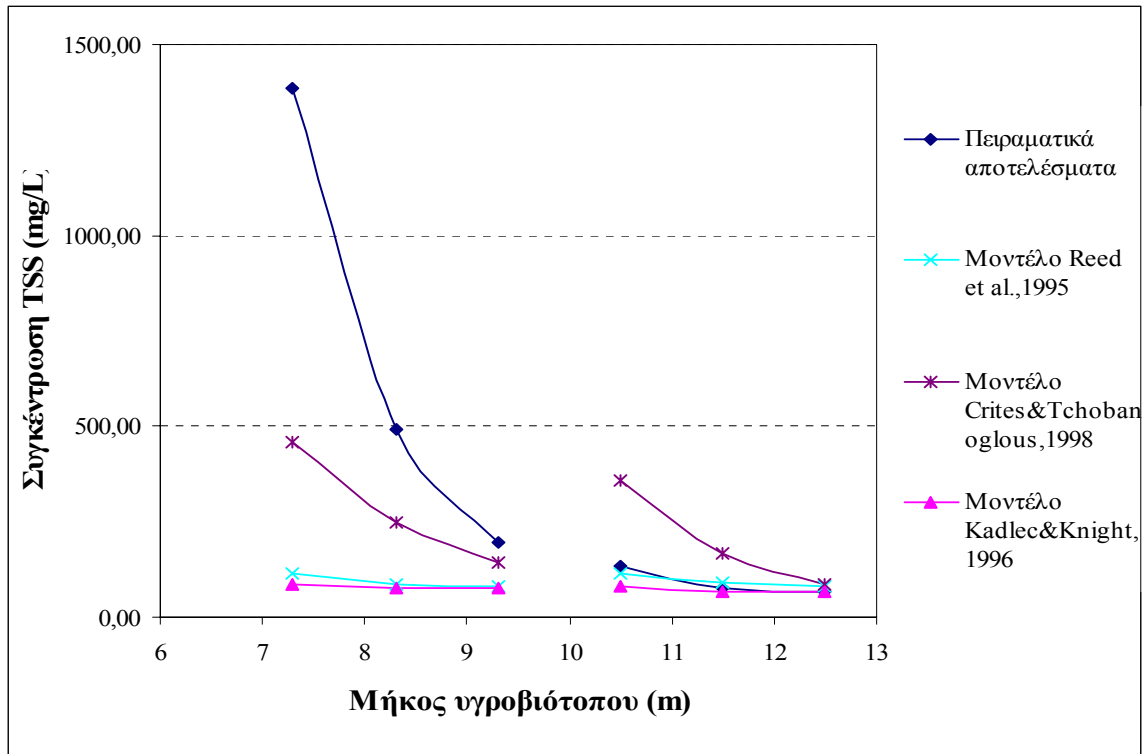
$$\theta' = 1,065$$

Οι τιμές των συγκεντρώσεων υποβάθρου όμως που υπολογίζονται με τις παραπάνω εξισώσεις δεν μπορούν να ανταποκριθούν στις συγκεντρώσεις υποβάθρου των TSS του συστήματος. Οι εξισώσεις, που υπολογίζουν τη συγκέντρωση υποβάθρου, του μοντέλου Kadlec και Knight, 1996 έχουν προκύψει από τη Βορειοαμερικανική βάση δεδομένων υδροβιότοπων για συστήματα που επεξεργάζονται κυρίως αστικά απόβλητα. Είναι αναμενόμενο λοιπόν να μην περιγράφουν το σύστημα του πειράματος ικανοποιητικά.

Πίνακας 7.5 Πίνακας συγκεντρώσεων TSS κατά μήκος του υδροβιότοπου που προβλέπονται από το μοντέλο Kadlec & Knight, 1996

Μήκος υδροβιότοπου (m)	Πειραματικά αποτελέσματα TSS (mg/L)	Αποτελέσματα μοντέλου Kadlec&Knight,1996 (mg/L)
7,3	1383,91	88,30
8,3	493,27	78,40
9,3	197,00	78,32
10,5	135,12	81,41
11,5	75,15	67,03
12,5	67,35	66,77

Όπως για το μοντέλο Crites και Tchobanoglous, 1998 έτσι και για το μοντέλο Kadlec και Knight, 1996 οι συγκεντρώσεις που προβλέπονται είναι πολύ μικρότερες από τις αναμενόμενες, λαμβάνοντας υπόψη ότι η συγκέντρωση της εισροής είναι 1500 mg/L. Η ελάττωση αυτή οφείλεται στην μεγάλη αραίωση που προβλέπεται, ιδιαίτερα στα δυο τελευταία τμήματα που εξετάζονται. Το μοντέλο Kadlec και Knight, 1996 δε λαμβάνει υπόψη τις απώλειες εξαιτίας της εξατμισοδιαπνοής και επομένως η αραίωση είναι ακόμη μεγαλύτερη από αυτή που προβλέπεται από το μοντέλο Crites και Tchobanoglous, 1998 αφού η παροχή του αποβλήτου σε κάθε τμήμα είναι μεγαλύτερη.



Διάγραμμα 7.2 Διάγραμμα συγκεντρώσεων TSS που προβλέπονται από τα μοντέλα Reed et al., 1995, Kadlec & Knight, 1996 και Crites και Tchobanoglous, 1998 συναρτήσει του μήκους του υγροβιότοπου

7.2.3 Απομάκρυνση ολικού φωσφόρου

Για τη μείωση της συγκέντρωσης του φωσφόρου η εξίσωση που προτείνεται από τους Reed et al. και Crites και Tchobanoglous είναι η εξίσωση (4.2.4.2) που έχει αναφερθεί στο κεφάλαιο 4 και είναι της μορφής:

$$A_s = \beta Q [\ln(C_0/C_e) / K_p] \quad (4.2.4.2)$$

$$C_e = C_0 \exp[-K_p A_s / (\beta Q)]$$

Όπου,

C_e = συγκέντρωση φωσφόρου στην εκροή του υγροβιότοπου, mg/L

C_0 = συγκέντρωση φωσφόρου στην εισροή, mg/L

A_s = επιφάνεια υγροβιότοπου, m^2

Q = μέση ροή συστήματος, m^3/d

β = συντελεστής μετατροπής = 100 cm/m

Η τιμή της σταθεράς ρυθμού απομάκρυνσης που προτείνεται από τους Reed et al. είναι $K_p=2,73$ cm/day.

Πίνακας 7.6 Πίνακας συγκεντρώσεων TP κατά μήκος του υδροβιότοπου που προβλέπονται από το μοντέλο Reed et al., 1995

Μήκος υδροβιότοπου (m)	Πειραματικά Αποτελέσματα TP (mg/L)	Αποτελέσματα μοντέλου Reed et al., 1995 (mg/L)
7,3	9,705	9,233
8,3	4,608	8,229
9,3	3,098	7,334
10,5	2,768	9,535
11,5	2,447	8,466
12,5	2,285	7,517

Η μείωση της συγκέντρωσης του ολικού φωσφόρου που προβλέπεται από το μοντέλο Reed et al, 1995 για κάθε τμήμα του υδροβιότοπου δεν είναι σημαντική. Στο τρίτο τμήμα του υδροβιότοπου η συγκέντρωση που προβλέπεται σε απόσταση 7,3 m από την αρχή του υδροβιότοπου είναι 9,233 mg/L ενώ σε απόσταση 9,3 m η συγκέντρωση είναι 7,334 mg/L. Στο τέταρτο τμήμα οι συγκεντρώσεις είναι όμοιες με αυτές του τρίτου, ελαφρώς όμως πιο αυξημένες. Μια εξήγηση που μπορεί να δοθεί για την αύξηση της συγκέντρωσης του φωσφόρου από το τρίτο τμήμα στο τέταρτο είναι ότι επειδή η συγκέντρωση του φωσφόρου δεν είναι αρκετή δεν επιτυγχάνεται αραίωση.

Συγκριτικά με τις συγκεντρώσεις του φωσφόρου που μετρούνται πειραματικά, παρατηρείται ότι το μοντέλο προβλέπει σωστά μόνο τη συγκέντρωση σε απόσταση 7,3 m από την αρχή του υδροβιότοπου. Η μείωση του φωσφόρου που παρατηρείται πειραματικά είναι μεγαλύτερη από αυτή που προβλέπεται από το μοντέλο. Σε απόσταση 9,8 m έχουμε, θεωρητικά, εφαρμογή αποβλήτου και γι' αυτό το μοντέλο μετά από το σημείο αυτό προβλέπει συγκέντρωση 9,535 mg/L. Πρακτικά όμως η εφαρμογή του αποβλήτου στο τέταρτο τμήμα ήταν μικρή με αποτέλεσμα η συγκέντρωση που προέκυψε από τις πειραματικές μετρήσεις να είναι 2,768 mg/L. Το ίδιο παρατηρείται και στα δυο άλλα σημεία του τέταρτου τμήματος.

Ο ρυθμός της κατά μήκος μείωση της συγκέντρωσης του ολικού φωσφόρου που παρατηρείται πειραματικά είναι μεγαλύτερη από αυτή που προβλέπεται από το μοντέλο. Θεωρητικά η μείωση του ολικού φωσφόρου από συστήματα FWS δεν είναι σημαντική. Στο υπό μελέτη σύστημα ο φώσφορος απομακρύνεται μέσω της απομάκρυνσης των στερεών και επομένως ο ρυθμός απομάκρυνσής του είναι μεγαλύτερος από αυτόν που προβλέπεται πειραματικά.

Για την προσομοίωση της μείωσης του ολικού φωσφόρου με βάση το μοντέλο των Kadlec και Knight, 1996 χρησιμοποιήθηκε η εξίσωση (4.3.4.1)

$$C_e / C_0 = \exp (-K_T / HLR_A) \quad (4.3.4.1)$$

Όπου,

C_e = συγκέντρωση εκροής του υδροβιότοπου, mg/L

C_0 = συγκέντρωση εισροής, mg/L

HLR_A = ετήσιος υδραυλικός ρυθμός φόρτισης, m/year = Q_0/A_s

K_T = σταθερά ρυθμού σε θερμοκρασία T, m/year

A_s = επιφάνεια υδροβιότοπου, m²

Q_0 = ετήσιος ρυθμός εισροής υγρών αποβλήτων στο σύστημα, m³/yr

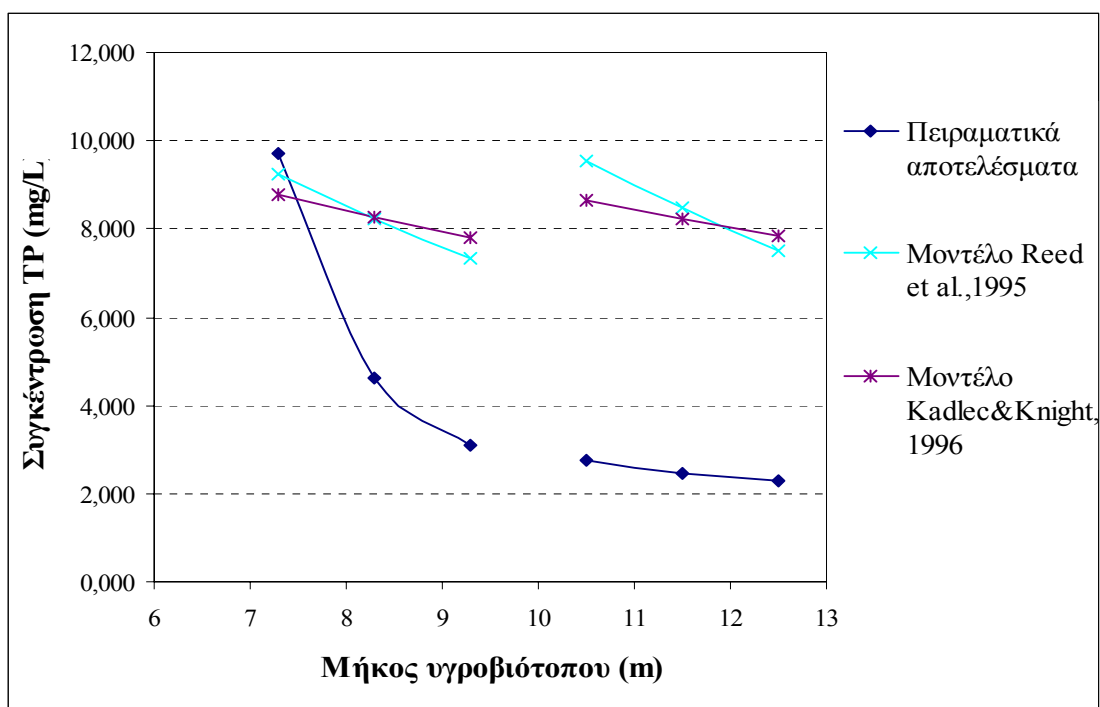
Η συγκέντρωση υποβάθρου για το φώσφορο θεωρείται από τους Kadlec και Knight είναι ίση με 0. Η εξίσωση αυτή μοιάζει με αυτή της απομάκρυνσης φωσφόρου του μοντέλου των Reed et al. Όπως και για τις υπόλοιπες παραμέτρους δε χρησιμοποιείται ο ετήσιος υδραυλικός ρυθμός αλλά ο ημερήσιος.

Η τιμή της σταθεράς K_T είναι ίση με, $K_T = 12 \text{ m/yr} = 0,033 \text{ m/d}$. Οι τιμές των υπολοίπων παραμέτρων έχουν ήδη αναφερθεί. Η απομάκρυνση του φωσφόρου θεωρείται ανεξάρτητη της θερμοκρασίας.

Πίνακας 7.7 Μέσες συγκεντρώσεις TP που προβλέπονται από το μοντέλο Kadlec&Knight, 1996

Μήκος υδροβιότοπου (m)	Πειραματικά αποτελέσματα TP (mg/L)	Αποτελέσματα μοντέλου Kadlec&Knight,1996 (mg/L)
7,3	9,705	8,774
8,3	4,608	8,277
9,3	3,098	7,809
10,5	2,768	8,631
11,5	2,447	8,221
12,5	2,285	7,831

Η εξίσωση που περιγράφει την απομάκρυνση του ολικού φωσφόρου του μοντέλου Kadlec και Knight, 1996 είναι ίδια με αυτή του μοντέλου Reed et al., 1995. Το μοντέλο όμως Kadlec και Knight, 1996 δε λαμβάνει υπόψη τις απώλειες εξαιτίας της εξατμισοδιαπνοής και επομένως παρουσιάζονται μικρές αποκλίσεις μεταξύ των τιμών που προβλέπονται από τα δυο μοντέλα.



Διάγραμμα 7.3 Διάγραμμα συγκεντρώσεων TP που προβλέπονται από τα μοντέλα Reed et al., 1995 και Kadlec & Knight, 1996 συναρτήσει του μήκους του υγροβιότοπου

7.2.4 Απομάκρυνση ολικών φαινολών

Όπως αναφέρεται στο βιβλίο “Treatment Wetlands” των Kadlec και Knight, μελέτες που διεξήχθησαν στο Ινστιτούτο Max Planck της Γερμανίας για τη μείωση της συγκέντρωσης των φαινολών σε υγροβιότοπους επιφανειακής ροής, έδειξαν ότι η μείωση αυτή μπορεί να μοντελοποιηθεί με ένα μοντέλο αντίδρασης μηδενικής τάξης. Η εξίσωση αντίδρασης μηδενικής τάξης είναι της μορφής:

$$d(VC)/dt = -k_0 A_s \quad (7.2.4.1)$$

Όπου,

A_s = επιφάνεια υγροβιότοπου, m^2

C = συγκέντρωση φαινολών, mg/m^3

k_0 = σταθερά μηδενικής τάξης, $mg/m^2/d$

V = όγκος νερού, m^3

t = χρόνος, d

Λύνοντας την εξίσωση (7.2.4.1) για χρόνο ίσο με το χρόνο παραμονής προκύπτει η εξίσωση που δίνει τη συγκέντρωση εκροής των φαινολών στον υδροβιότοπο και είναι η παρακάτω εξίσωση

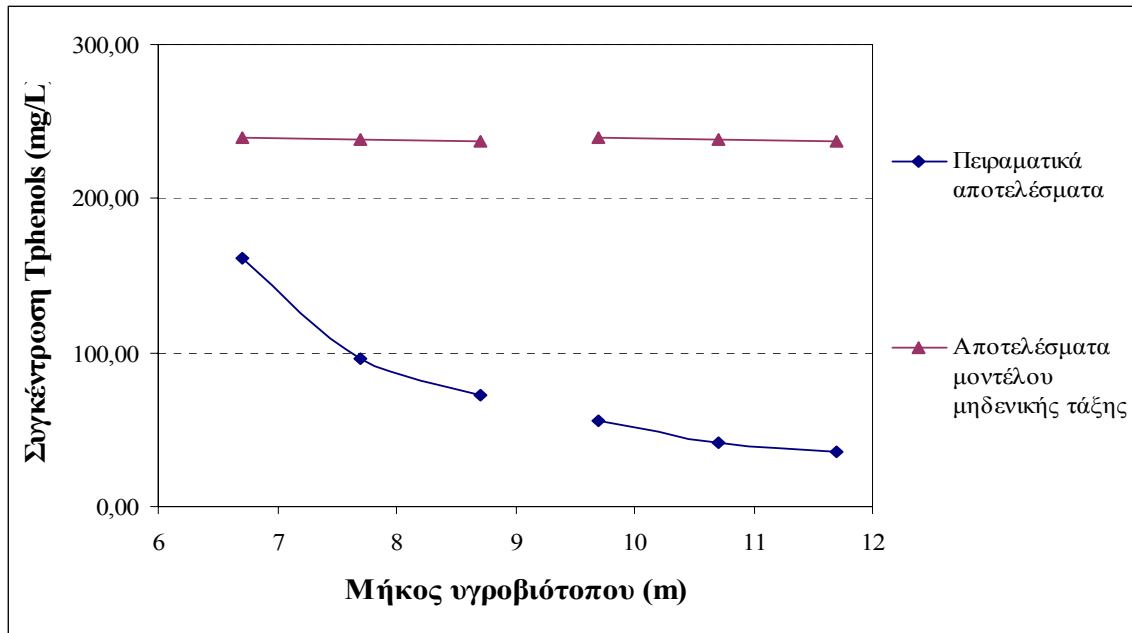
$$C_e = (-k_0)(A_s)/(1000 Q) + C_0 \quad (7.2.4.2)$$

Τα δεδομένα αυτά έδειξαν ρυθμούς μείωσης μεταξύ 5 έως 20 g/m³/d. Για τη λύση του μοντέλου εδώ, χρησιμοποιήθηκε τιμή της σταθεράς k_0 ίση με $k_0 = 0,55 \text{ g/m}^2/\text{d}$, που προέκυψε από πειράματα των Srinivasan και Kadlec, 1995.(16) Η παροχή κάθε τμήματος είναι ίση με $Q=0,39375 \text{ m}^3/\text{d}$, και η παροχή της ανακύκλωσης είναι ίση με $Q_r=0,8 \text{ m}^3/\text{d}$.

Πίνακας 7.8 Πίνακας συγκεντρώσεων ολικών φαινολών που προβλέπονται από το μοντέλο μηδενικής τάξης

Μήκος Υδροβιότοπου (m)	Μέση συγκέντρωση ολικών φαινολών (mg/L)	Αποτελέσματα μοντέλου μηδενικής τάξης
7,3	161,22	239,39
8,3	96,34	238,42
9,3	72,79	237,45
10,5	56,22	238,98
11,5	41,52	238,17
12,5	35,20	237,36

Η κατά μήκος μείωση της συγκέντρωσης των ολικών φαινολών είναι μεγαλύτερη από αυτή που προβλέπεται από το μοντέλο μηδενικής τάξης που παρουσιάζεται εδώ. Γενικότερα στη βιβλιογραφία δεν υπάρχουν πολλά στοιχεία που να αφορούν στην τύχη των φαινολών στους τεχνητούς υδροβιότοπους επιφανειακής ροής και στη μοντελοποίηση της μείωσης τους. Το μοντέλο μηδενικής τάξης που προτείνεται προβλέπει συγκεντρώσεις μικρότερες από αυτές που έχουν μετρηθεί πειραματικά. Όπως και για το φώσφορο έτσι και για τις φαινόλες η απομάκρυνση που παρατηρείται στο σύστημα οφείλεται κυρίως στην καθίζηση και συγκράτηση των στερεών. Είναι απαραίτητη περαιτέρω έρευνα για την μοντελοποίηση της απομάκρυνσης των ολικών φαινολών σε ένα σύστημα FWS.



Διάγραμμα 7.4 Διάγραμμα συγκεντρώσεων ολικών φαινολών που προβλέπονται από το μοντέλο μηδενικής τάξης συναρτήσει του μήκους του υγροβιότοπου

7.3 Τελική προσομοίωση συστήματος

Έπειτα από την αποτυχία προσομοίωσης του υγροβιότοπου σύμφωνα με τη θεωρητική λειτουργία του, έγινε προσπάθεια προσομοίωσής του λαμβάνοντας υπόψη ότι στο τελευταίο τμήμα του υγροβιότοπου δεν υπάρχει εισροή αποβλήτου. Η συνολική παροχή μοιράζεται εξίσου στα άλλα τρία τμήματα του υγροβιότοπου. Οι εξισώσεις που χρησιμοποιήθηκαν είναι ίδιες με αυτές που χρησιμοποιήθηκαν στην παράγραφο 7.2 και για αυτό δε θα αναφερθούν ξανά.

Οι σταθερές απομάκρυνσης των τριών μοντέλων που εξετάστηκαν έχουν προκύψει από την επεξεργασία δεδομένων από τεχνητούς υγροβιότοπους επιφανειακής ροής για την επεξεργασία αστικών λυμάτων. Τα υγρά απόβλητα ελαιοτριβείου διαφέρουν από τα αστικά λύματα. Οι σταθερές που χρησιμοποιήθηκαν εδώ έχουν προσαρμοσθεί έτσι ώστε τα αποτελέσματα που προκύπτουν από τα μοντέλα να συμπίπτουν όσο το δυνατόν περισσότερο με τα αποτελέσματα των πειραματικών μετρήσεων.

Για τον έλεγχο της προσαρμογής των συγκεντρώσεων που προβλέπονται από τα μοντέλα με τις συγκεντρώσεις που μετρήθηκαν πειραματικά εφαρμόστηκε το test του Pearson ή όπως αλλιώς ονομάζεται test χ^2 καλής προσαρμογής. Για το test αυτό υπολογίζεται το σταθμισμένο άθροισμα τετραγώνων των αποκλίσεων χ^2 , που πρέπει να ακολουθεί την κατανομή X^2 με $k-1$ βαθμούς ελευθερίας. Όπου k είναι το πλήθος των παρατηρήσεων. Το χ^2 δίνεται από τη σχέση:

$$\chi^2 = \sum (n_i - \theta_i)^2 / \theta_i$$

Όπου n_i είναι η παρατηρούμενη τιμή και θ_i η θεωρητική.

Οι βαθμοί ελευθερίας των αποτελεσμάτων της εργασίας αυτής είναι $6-1 = 5$ και το διάστημα εμπιστοσύνης θεωρείται ίσο με $1-\alpha = 0,05$. Άρα $X^2 = 16,7496$. Για να είναι λοιπόν αποδεκτές οι προβλεπόμενες τιμές πρέπει $\chi^2 < X^2$ [21].

7.3.1 TOC

Για την προσομοίωση του TOC χρησιμοποιήθηκαν οι εξισώσεις των μοντέλων Reed et al., 1995 και Kadlec και Knight, 1996 που αναφέρονται στην παράγραφο 7.2 με διαφορετικές όμως σταθερές K . Για το μοντέλο Reed et al., 1995 η σταθερά K_T θεωρήθηκε ίση με $K_T = 0,25 \text{ d}^{-1}$ και για το μοντέλο Kadlec και Knight, 1996 θεωρήθηκε ίση με $K_T = 0,024 \text{ m/d}$.

Πίνακας 7.9 Συγκεντρώσεις του διαλυμένου TOC που προβλέπονται από τα μοντέλα Reed et al., 1995 και Kadlec & Knight, 1996 λαμβάνοντας υπόψη ότι η εισροή αποβλήτου στο τέταρτο τμήμα του υδροβιότοπου είναι μηδενική

Μήκος υδροβιότοπου (m)	Συγκέντρωση TOC (mg/L)	Μοντέλο Reed et al., 1995 (mg/L)	Μοντέλο Kadlec&Knight, 1996 (mg/L)
7,3	88,34	84,36	88,24
8,3	81,89	74,00	85,31
9,3	73,22	64,91	82,49
10,5	80,39	49,75	79,09
11,5	80,25	37,70	76,48
12,5	76,78	28,58	73,96

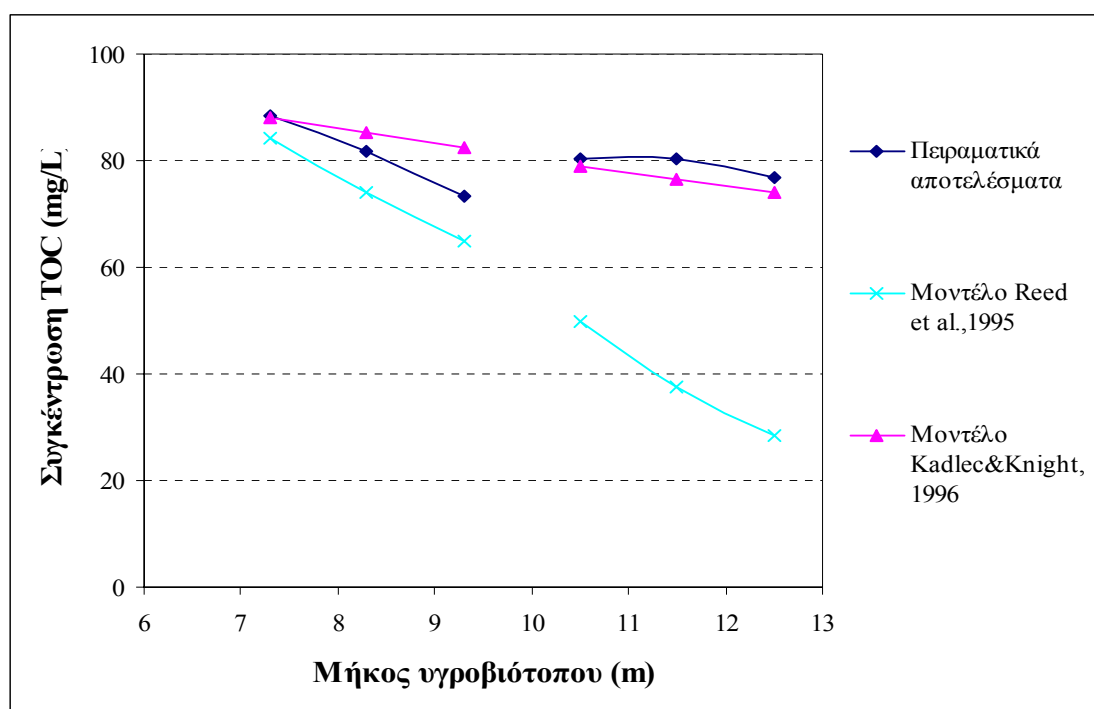
Το μοντέλο Reed et al., 1995 προβλέπει μεγάλο ρυθμό απομάκρυνσης του TOC, ρυθμός που δεν παρατηρείται πειραματικά. Ακόμα και με την αλλαγή της σταθεράς K_T το μοντέλο αποτυγχάνει να περιγράψει την απόδοση του συστήματος που μελετάται. Έτσι ενώ, σε απόσταση 7,3 m και 12,5 m από την αρχή του υδροβιότοπου η συγκέντρωση του BOD που προβλέπεται από το μοντέλο είναι 84,36 mg/L και 49,75 mg/L αντίστοιχα οι αντίστοιχες πειραματικές συγκεντρώσεις είναι 88,34 mg/L και 80,39 mg/L.

Οι τιμές των συγκεντρώσεων του TOC που προβλέπονται από το μοντέλο Kadlec και Knight, 1996 πλησιάζουν περισσότερο τις συγκεντρώσεις που μετρήθηκαν πειραματικά. Η συγκέντρωση που προβλέπει το μοντέλο σε απόσταση 7,3 και 12,5 m είναι 88,24 mg/L και 79,09 mg/L αντίστοιχα, τιμές που διαφέρουν ελάχιστα από τις συγκεντρώσεις που μετρήθηκαν πειραματικά.

Ο ρυθμός απομάκρυνσης του TOC κατά μήκος του υδροβιότοπου που προβλέπει το μοντέλο Kadlec και Knight, 1996 είναι μικρός και έτσι αρμόζει περισσότερο στο ρυθμό

απομάκρυνσης που παρατηρήθηκε στο σύστημα. Ο λόγος που το μοντέλο αυτό προβλέπει καλύτερα τις συγκεντρώσεις του TOC κατά μήκος του υδροβιότοπου είναι ότι συμπεριλαμβάνει στην εξίσωση τη συγκέντρωση υποβάθρου. Επίσης η σταθερά K_T θεωρείται ανεξάρτητη της θερμοκρασίας.

Για τις συγκεντρώσεις που προβλέπονται από το μοντέλο Reed et al., 1995 το χ^2 είναι ίσο με $\chi^2_1 = 150,2864$ και για τις συγκεντρώσεις από το μοντέλο Kadlec και Knight, 1996 $\chi^2_2 = 1,4935$. Το μοντέλο Kadlec και Knight, 1996 σύμφωνα με το τεστ του Pearson μπορεί να γίνει αποδεκτό, αφού $\chi^2_2 < X^2$, για την απομάκρυνση του TOC από τον σύστημα.



Διάγραμμα 7.5 Συγκεντρώσεις του διαλυμένου TOC που προβλέπονται από τα μοντέλα Reed et al., 1995 και Kadlec & Knight, 1996 λαμβάνοντας υπόψη ότι η εισροή αποβλήτου στο τέταρτο τμήμα του υδροβιότοπου είναι μηδενική συναρτήσει του μήκους του υδροβιότοπου

7.3.2 Ολικά αιωρούμενα στερεά

Στην παράγραφο αυτή για να γίνει εφικτή η προσομοίωση της απομάκρυνσης των ολικών αιωρούμενων στερεών, όπως και για το TOC, χρησιμοποιούνται τα μοντέλα που χρησιμοποιήθηκαν στην παράγραφο 7.2, θεωρώντας όμως ότι η εφαρμογή του αποβλήτου στο τέταρτο τμήμα του υδροβιότοπου είναι ίση με μηδέν. Στις περιπτώσεις που ήταν αναγκαίο χρησιμοποιήθηκαν διαφορετικές σταθερές απομάκρυνσης K_T .

Η εξίσωση που προτείνεται από το μοντέλο Reed et al., 1995 έμεινε ως έχει. Η ολική σταθερά ρυθμού απομάκρυνσης του μοντέλου επιβραδυνόμενου ρυθμού των Crites και Tchobanoglous, 1998 θεωρήθηκε ίση με $K = 0,85 \text{ d}^{-1}$ αντί για $1,25 \text{ d}^{-1}$ που προτείνεται από τους

Crites και Tchobanoglous και ο συντελεστής επιβράδυνσης R θεωρήθηκε ίσος με $R = 0,1 \text{ d}^{-1}$ αντί για $0,2 \text{ d}^{-1}$.

Για το μοντέλο Kadlec και Knight, 1996 χρησιμοποιήθηκε η σταθερά ρυθμού απομάκρυνσης που προτείνεται από το μοντέλο, δηλαδή $K_T = 2,74 \text{ m/d}$.

Πίνακας 7.10 Συγκεντρώσεις των TSS που προβλέπονται από τα μοντέλα Reed et al., 1995, Crites & Tchobanoglous, 1998 και Kadlec & Knight, 1996 λαμβάνοντας υπόψη ότι η εισροή αποβλήτου στο τέταρτο τμήμα του υδροβιότοπου είναι μηδενική

Μήκος υδροβιότοπου (m)	Συγκέντρωση TSS (mg/L)	Μοντέλο Reed et al. (mg/L)	Μοντέλο Crites, Tchobanoglous, 1998 (mg/L)	Μοντέλο Kadlec Knight, 1996 (mg/L)
7,3	1383,91	134,04	681,25	105,43
8,3	493,27	99,29	477,30	86,37
9,3	197,00	90,28	339,23	86,03
10,5	135,12	14,64	165,23	26,50
11,5	75,15	11,90	81,00	22,82
12,5	67,35	11,19	41,96	22,76

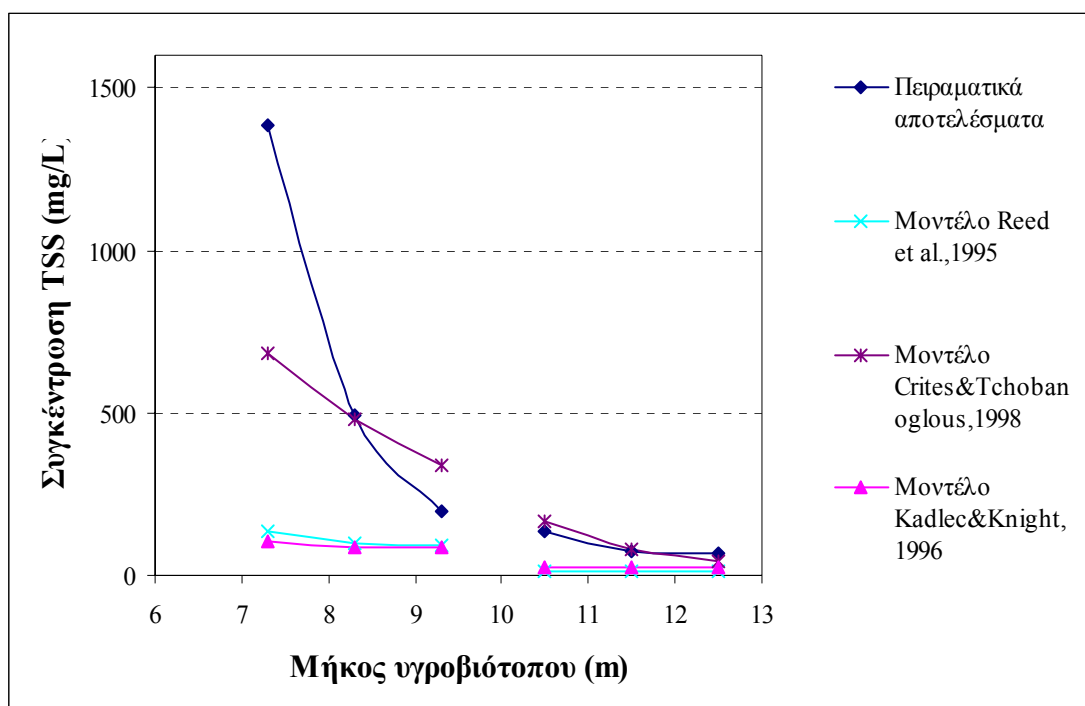
Οι τιμές των συγκεντρώσεων που προβλέπονται από την εξίσωση που προτείνεται από το μοντέλο Reed et al., 1995 απέχουν πολύ από τις πειραματικές συγκεντρώσεις. Η εξίσωση αυτή έχει προκύψει από τα δεδομένα υδροβιότοπων επιφανειακής ροής για την επεξεργασία αστικών λυμάτων, που λειτουργούν κάτω από εντελώς διαφορετικές συνθήκες. Είναι λοιπόν λογικό η εξίσωση αυτή να μην μπορεί να προβλέψει την απόδοση ενός συστήματος που λειτουργεί κάτω από διαφορετικές συνθήκες και επεξεργάζεται έναν τύπο αποβλήτου διαφορετικού από τα αστικά λύματα, όπως είναι ο κατσίγαρος.

Ομοίως και το μοντέλο Kadlec και Knight, 1996 αποτυγχάνει να προβλέψει την απόδοση του συστήματος του υδροβιότοπου, ακόμα και με τη θεώρηση ότι στο τέταρτο τμήμα η εισροή κατσίγαρου είναι μηδενική. Το μοντέλο αυτό υπολογίζει τη συγκέντρωση υποβάθρου από την εξίσωση (4.3.2.3). Η εξίσωση αυτή υπολογίζει διαφορετική συγκέντρωση υποβάθρου για κάθε τμήμα του υδροβιότοπου, με αποτέλεσμα η συγκέντρωση υποβάθρου που υπολογίζεται στο πρώτο τμήμα να είναι αρκετά μεγαλύτερη από αυτή που υπολογίζεται στα υπόλοιπα, εξαιτίας της αραίωσης της εισροής από τμήμα σε τμήμα. Αυτό κάνει το συγκεκριμένο μοντέλο μη αξιόπιστο για την περιγραφή της απόδοσης του συστήματος όσον αφορά στα TSS.

Η πρόβλεψη του μοντέλου επιβραδυνόμενου ρυθμού με τις τροποποιημένες σταθερές που χρησιμοποιήθηκαν φαίνεται να είναι σωστή και να πλησιάζει τις συγκεντρώσεις που μετρήθηκαν πειραματικά. Συγκεκριμένα στο τέταρτο τμήμα οι συγκεντρώσεις που προβλέπονται από το μοντέλο είναι 165,23 mg/L, 81,00 mg/L, 41,96 mg/L και οι αντίστοιχες συγκεντρώσεις που μετρήθηκαν πειραματικά είναι 135,12 mg/L, 75,15 mg/L, 67,35 mg/L. Οι συγκεντρώσεις των TSS του τρίτου τμήματος του υδροβιότοπου που μετρήθηκαν είναι

μεγαλύτερες από τις αναμενόμενες εξαιτίας της ανομοιόμορφης ροής που παρατηρήθηκε στο τμήμα αυτό. Έτσι και οι συγκεντρώσεις που υπολογίζονται από το μοντέλο για το τμήμα αυτό είναι μικρότερες των πειραματικών. Η συγκέντρωση των TSS σε απόσταση 7,3 m από την αρχή του υδροβιότοπου είναι ίση με 1383,91 mg/L ενώ η συγκέντρωση που προβλέπεται από το μοντέλο είναι 681,25 mg/L.

Το χ^2 για την πρόβλεψη του μοντέλου Reed et al., 1995 είναι ίσο με 14953,5342, για το μοντέλο Crites και Tchobanoglous, 1998 είναι ίσο με 806,1806 και για το μοντέλο Kadlec και Knight, 1996 είναι ίσο με 18215,5835. Με βάση λοιπόν το τεστ του Pearson κανένα από τα μοντέλα δεν είναι αποδεκτό.



Διάγραμμα 7.6 Συγκεντρώσεις των TSS που προβλέπονται από τα μοντέλα Reed et al., 1995, Crites & Tchobanoglous, 1998 και Kadlec & Knight, 1996 λαμβάνοντας υπόψη ότι η εισροή αποβλήτου στο τέταρτο τμήμα του υδροβιότοπου είναι μηδενική, συναρτήσει του μήκους του υδροβιότοπου

7.3.3 Ολικός φώσφορος

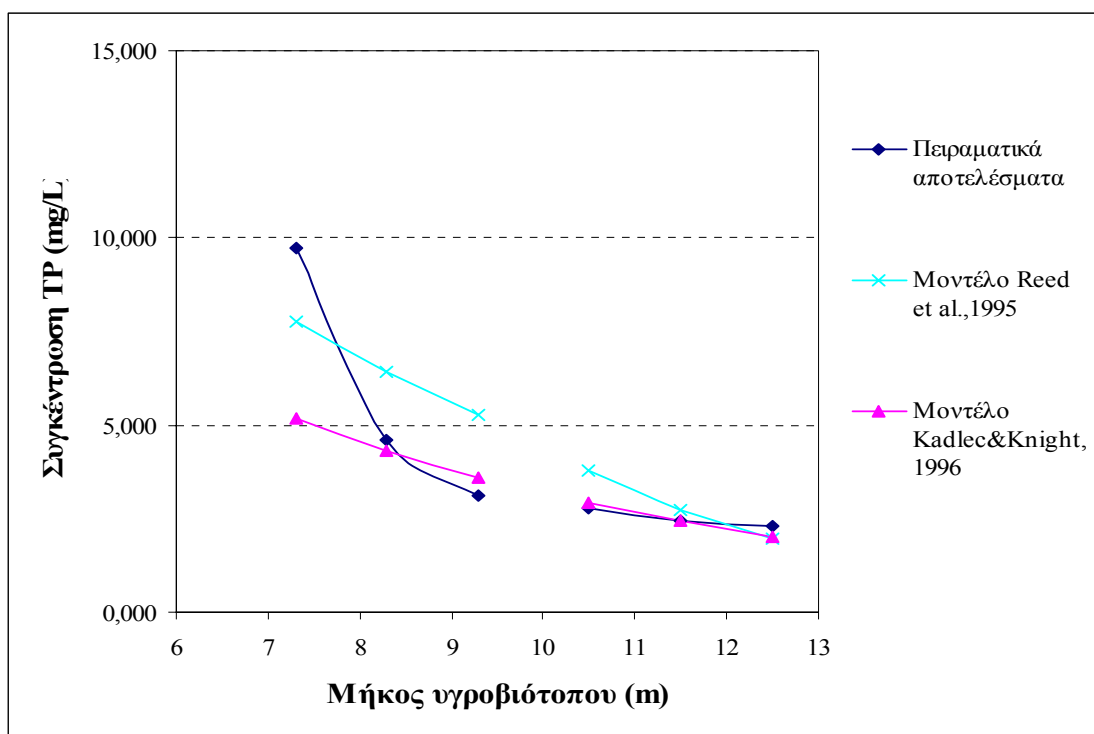
Όπως και για τις υπόλοιπες παραμέτρους οι σταθερές ρυθμού απομάκρυνσης τροποποιήθηκαν έτσι ώστε τα αποτελέσματα των μοντέλων να είναι πλησιέστερα στις πειραματικές τιμές. Για το μοντέλο Reed et al., 1995 η τιμή της σταθεράς που χρησιμοποιήθηκε είναι $K_T = 0,15 \text{ d}^{-1}$ και για το μοντέλο Kadlec και Knight, 1996 είναι $K_T = 5,73 \text{ m/d}$.

Πίνακας 7.11 Συγκεντρώσεις του TP που προβλέπονται από τα μοντέλα Reed et al., 1995 και Kadlec & Knight, 1996 λαμβάνοντας υπόψη ότι η εισροή αποβλήτου στο τέταρτο τμήμα του υδροβιότοπου είναι μηδενική

Μήκος υδροβιότοπου (m)	Συγκέντρωση TP (mg/L)	Μοντέλο Reed et al., 1995 (mg/L)	Μοντέλο Kadlec & Knight, 1996 (mg/L)
7,3	9,705	7,773	5,153
8,3	4,608	6,401	4,317
9,3	3,098	5,271	3,618
10,5	2,768	3,763	2,900
11,5	2,447	2,709	2,430
12,5	2,285	1,951	2,036

Η εξισώσεις για την απομάκρυνση του ολικού φωσφόρου είναι όμοιες. Το μοντέλο Reed et al., 1995 όμως θεωρεί σαν Q τη μέση ροή του υδροβιότοπου ενώ το μοντέλο Kadlec και Knight, 1996 την παροχή εισροής του αποβλήτου στον υδροβιότοπο. Τα αποτελέσματα και των δυο μοντέλων, ιδιαίτερα του τέταρτου τμήματος του υδροβιότοπου, έχουν μικρές διαφορές και φαίνεται να προσομοιώνουν αρκετά καλά την απόδοση του συστήματος. Εξαίρεση αποτελεί το πρώτο σημείο του τρίτου τμήματος που η συγκέντρωση που προβλέπεται από τα μοντέλα είναι 7,773 mg/L, από το μοντέλο Reed et al., 1995, και 5,153 mg/L, από το μοντέλο Kadlec και Knight, 1996, ενώ η συγκέντρωση που μετρήθηκε πειραματικά είναι 9,705 mg/L. Όπως έχει αναφερθεί παραπάνω οι συγκεντρώσεις των παραμέτρων που μετρήθηκαν για το τρίτο τμήμα του υδροβιότοπου είναι μεγαλύτερες από τις αναμενόμενες, εξαιτίας ανομοιόμορφης ροής στο τμήμα αυτό.

Για τα αποτελέσματα του μοντέλου Reed et al., 1995 το χ^2 είναι ίσο με 2,2237 και για τα αποτελέσματα του μοντέλου Kadlec και Knight, 1996 το χ^2 είναι ίσο με 4,1528. Το χ^2 που υπολογίστηκε και για τα δυο μοντέλα είναι μικρότερο του X^2 . Το τεστ όμως του Pearson στην περίπτωση αυτή χρησιμοποιείται με επιφυλακτικότητα γιατί ένα μέρος των θεωρητικών τιμών είναι μικρότερες του 5 και έτσι δεν πληρούνται οι περιορισμοί της μεθόδου.



Διάγραμμα 7.7 Συγκεντρώσεις του TP που προβλέπονται από τα μοντέλα Reed et al., 1995 και Kadlec & Knight, 1996 λαμβάνοντας υπόψη ότι η εισροή αποβλήτου στο τέταρτο τμήμα του υγροβιότοπου είναι μηδενική συναρτήσει του μήκους του υγροβιότοπου

7.3.4 Ολικές φαινόλες

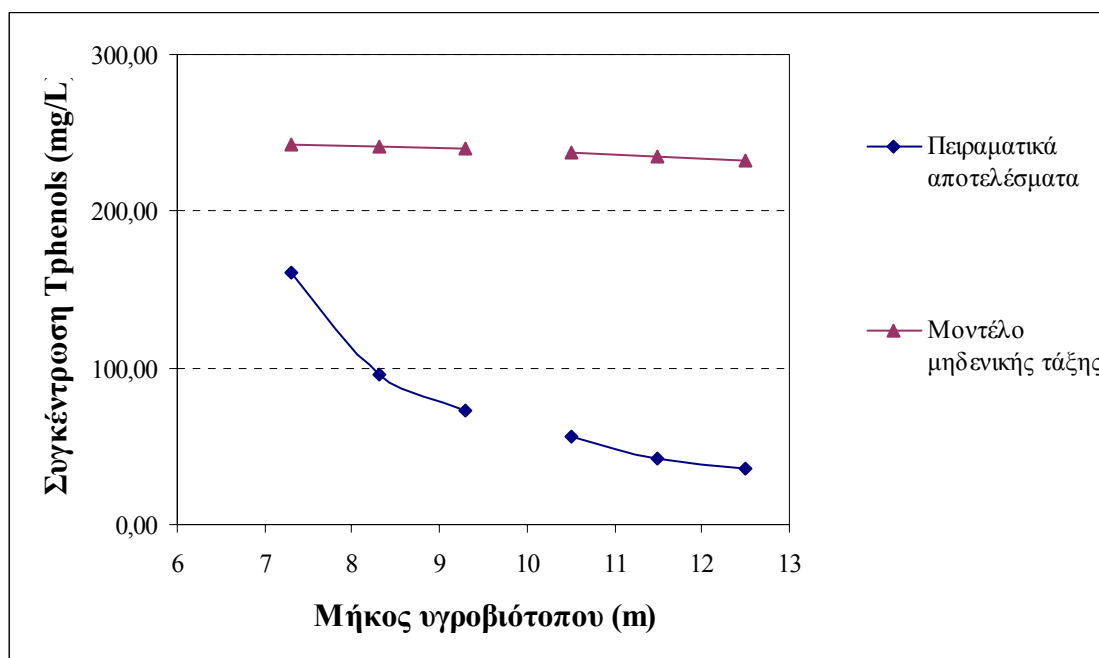
Τα αποτελέσματα του μοντέλου μηδενικής τάξης, θεωρώντας ότι η εισροή κατσίγαρου είναι μηδενική παρουσιάζονται στον πίνακα 7.11. Η τιμή της σταθεράς k_0 παραμένει η ίδια, δηλαδή $k_0 = 0,55 \text{ g/m}^2/\text{d}$.

Πίνακας 7.12 Συγκεντρώσεις των ολικών φαινολών που προβλέπονται από το μοντέλο μηδενικής τάξης λαμβάνοντας υπόψη ότι η εισροή αποβλήτου στο τέταρτο τμήμα του υγροβιότοπου είναι μηδενική

Μήκος υγροβιότοπου (m)	Μέση συγκέντρωση ολικών φαινολών (mg/L)	Μοντέλο μηδενικής τάξης
7,3	161,22	242,43
8,3	96,34	240,95
9,3	72,79	239,46
10,5	56,22	236,89
11,5	41,52	234,38
12,5	35,20	231,87

Οι τιμές των συγκεντρώσεων που προβλέπονται από το μοντέλο μηδενικής τάξης είναι πολύ υψηλές και δεν ανταποκρίνονται στις συγκεντρώσεις που μετρήθηκαν πειραματικά. Το μοντέλο δεν είναι αξιόπιστο και δεν μπορεί να χρησιμοποιηθεί για την προσομοίωση της μείωσης των ολικών φαινολών του υγροβιότοπου.

Για τα αποτελέσματα της πρόβλεψης των ολικών φαινολών του μοντέλου μηδενικής τάξης δεν εφαρμόζεται το τεστ του Pearson αφού είναι εμφανές ότι το μοντέλο αυτό δεν μπορεί να γίνει αποδεκτό, για την περιγραφή απομάκρυνσης των ολικών φαινολών στον υγροβιότοπο.



Διάγραμμα 7.8 Συγκεντρώσεις του ολικών φαινολών που προβλέπονται από το μοντέλο μηδενικής τάξης λαμβάνοντας υπόψη ότι η εισροή αποβλήτου στο τέταρτο τμήμα του υγροβιότοπου είναι μηδενική συναρτήσει του μήκους του υγροβιότοπου

7.4 Συμπεράσματα

Στο κεφάλαιο αυτό έγινε προσπάθεια προσομοίωσης του συστήματος τεχνητού υγροβιότοπου επιφανειακής ροής με τη χρήση των τριών βασικότερων μοντέλων που έχουν αναπτυχθεί για τους υγροβιότοπους επιφανειακής ροής και υπάρχουν στη βιβλιογραφία. Ο υγροβιότοπος που μελετήθηκε παρουσιάζει πολλές ιδιαιτερότητες. Η εφαρμογή του αποβλήτου γίνεται σε τέσσερα σημεία κατά μήκος του υγροβιότοπου καθώς επίσης ένα μέρος της εκροής επιστρέφει στο σύστημα μέσω ανακύκλωσης και εφαρμόζεται στην αρχή του υγροβιότοπου. Επίσης ο κατσίγαρος σαν απόβλητο διαφέρει πολύ από τα αστικά απόβλητα εξαιτίας της τοξικότητάς του.

Με βάση την ανάλυση των πειραματικών μετρήσεων συμπεραίνεται ότι οι ρυπαντές απομακρύνονται από το σύστημα μόνο μέσω της απομάκρυνσης των στερεών με καθίζηση και

συγκράτηση. Επίσης εξαιτίας της ανομοιομορφίας της ροής στο τρίτο τμήμα του υδροβιότοπου, οι συγκεντρώσεις των παραμέτρων που μετρήθηκαν, ιδιαίτερα η συγκέντρωση των ολικών αιωρούμενων στερεών, είναι μεγαλύτερες από τις αναμενόμενες. Οι ιδιαιτερότητες του συστήματος του υδροβιότοπου που μελετήθηκε, καθώς και οι δυσκολίες και τα προβλήματα που προέκυψαν κατά τη λειτουργία του συστήματος, και επηρέασαν τις συγκεντρώσεις που μετρήθηκαν πειραματικά, καθιστούν δύσκολη την μοντελοποίηση του συστήματος.

Είναι σημαντικό να αναφερθεί ότι για την εξαγωγή των εξισώσεων των μοντέλων θεωρείται ότι ένα σύστημα τεχνητού υδροβιότοπου μπορεί να προσομοιαστεί με έναν αντιδραστήρα εμβολικής ροής. Στην πραγματικότητα όμως οι συνθήκες ροής που επικρατούν σε ένα υδροβιότοπο απέχουν πολύ από αυτές των αντιδραστήρων εμβολικής ροής. Έτσι παρατηρούνται αποκλίσεις μεταξύ των τιμών που υπολογίζονται από το μοντέλο και των συγκεντρώσεων των ρυπαντών που μετρούνται πειραματικά.

Για την εφαρμογή του μοντέλου των Kadlec και Knight, 1996 γίνονται κάποιες παραδοχές. Το μοντέλο είναι κατάλληλο για τη περιγραφή της μακροχρόνιας μέσης απόδοσης συστημάτων υδροβιότοπων, αφού δε λαμβάνει υπόψη απώλειες εξαιτίας της εξατμισοδιαπνοής και προσθήκες νερού εξαιτίας της βροχόπτωσης. Ο υδροβιότοπος που μελετήθηκε λειτούργησε τους καλοκαιρινούς μήνες που οι απώλειες εξαιτίας της εξατμισοδιαπνοής είναι σημαντικές. Η εφαρμογή του μοντέλου για ένα τέτοιο μικρό χρονικό διάστημα δε μπορεί να δώσει καλά αποτελέσματα. Επίσης το μοντέλο αυτό είναι ένα μοντέλο επιφανειακής φόρτισης και στις εξισώσεις του δε συμπεριλαμβάνεται το βάθος νερού του συστήματος. Στο υπό μελέτη σύστημα όμως, το κάθε τμήμα είχε διαφορετικό βάθος νερού. Παρουσιάζεται λοιπόν η δυσκολία, πώς μπορεί να εφαρμοσθεί ένας συντελεστής απομάκρυνσης σε συστήματα που έχουν διαφορετικό βάθος.

Οι Crites και Tchobanoglous (1998) αναφέρουν ότι κανείς συντελεστής δεν είναι αντιπροσωπευτικός όλων των μηχανισμών απομάκρυνσης που προκύπτουν σε ένα υδροβιότοπο. Είναι απαραίτητη η διεξαγωγή εκτενούς έρευνας έτσι ώστε να καθοριστεί πλήρως η τύχη των ρυπαντών στα συστήματα αυτά. Εξαιτίας της περιορισμένης κατανόησης των πραγματικών μηχανισμών απομάκρυνσης, οι σταθερές απομάκρυνσης που προτείνονται από τα μοντέλα είναι φαινομενικές σταθερές, και δεν έχουν απαραίτητα θεωρητική βάση. Όλα τα παραπάνω καταδεικνύουν όλους τους παράγοντες, εξαιτίας των οποίων δεν ήταν δυνατή η προσομοίωση του υδροβιότοπου που μελετήθηκε.

Τα υγρά απόβλητα ελαιοτριβείων είναι μια σοβαρή πηγή ρύπανσης και προκαλεί προβλήματα ρύπανσης στις ελαιοπαραγωγικές χώρες. Οι σημαντικές επιπτώσεις που μπορεί να έχουν τα υγρά απόβλητα ελαιουργείων οφείλονται στο μεγάλο οργανικό φορτίο τους, στην τοξικότητά τους και στην αδυναμία βιοαποικοδόμησης των συστατικών τους.

Οι τεχνολογίες που έχουν αναπτυχθεί δεν έχουν καταφέρει ακόμα να δώσουν οριστική λύση στο πρόβλημα της διάθεσης των υγρών αποβλήτων ελαιουργείων είτε εξαιτίας της

χαμηλής απόδοσής τους είτε εξαιτίας του υψηλού κόστους τους. Τα φυσικά συστήματα επεξεργασίας υγρών αποβλήτων, όπως οι τεχνητοί υδροβιότοποι, μπορούν να δώσουν μια λύση στο πρόβλημα αυτό, αφού αποτελούν συστήματα φιλικά προς το περιβάλλον και ιδιαίτερα χαμηλού κόστους.

Για την εφαρμογή όμως των υγρών αποβλήτων ελαιουργείων σε τεχνητούς υδροβιότοπους, υπάρχουν ελάχιστα στοιχεία. Η συμπεριφορά των αποβλήτων αυτών στα συστήματα αυτά καθώς και η τύχη των ρυπαντών είναι ένα θέμα πολύπλοκο και χρειάζεται περαιτέρω έρευνα και μελέτη, έτσι ώστε να είναι δυνατή η πρόβλεψη της απόδοσης τους και να βρεθούν τα κατάλληλα εργαλεία για το σχεδιασμό τους.

BIBΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

1. U.S. Environmental Protection Agency **“A handbook of constructed wetlands, a guide to creating wetlands”** Volume1
2. Niaounakis, M. and Halvadakis, C.P. (2004), **“Olive Mill Waste Management. Literature Review and Patent Survey”** Typothito-George Dardanos, Athens, Greece
3. Τζαγκαρουλάκης Ιωάννης (2005), **“Καταγραφή, Συγκριτική ανάλυση και μελέτες περιβαλλοντικών επιπτώσεων σε ελαιουργεία στην περιφέρεια Κρήτης”**, Διπλωματική εργασία, Πολυτεχνείο Κρήτης, Χανιά
4. Σαρίκα Ροίκα-Ευαγγελία, **“Προεπεξεργασία Κασιγάρου (Υγρών αποβλήτων ελαιουργείων) με κροκίδωση”**, Μεταπτυχιακή Διπλωματική Εργασία, Πολυτεχνείο Κρήτης, Χανιά
5. Καλαϊτζάκης Μιχαήλ, **“Ηλεκτρολυτική επεξεργασία υγρών αποβλήτων ελαιοτριβείων”**, Μεταπτυχιακό Δίπλωμα Ειδίκευσης, Πολυτεχνείο Κρήτης, Χανιά
6. Αγγελάκης, Α.Ν. και Τσαγκαράκης Κ.Π. (2002), **“Φυσικά συστήματα επεξεργασίας αστικών υγρών αποβλήτων – Αρχές σχεδιασμού και λειτουργίας”**, Εθνικό Ίδρυμα Αγροτικής Έρευνας, Ινστιτούτο Ηρακλείου
7. Α.Ν. Αγγελάκης – G. Tchobanoglous (1995) **“Υγρά απόβλητα – Φυσικά Συστήματα Επεξεργασίας και Ανάκτηση, Επαναχρησιμοποίηση και Διάθεση Εκροών”**, Πανεπιστημιακές Εκδόσεις Κρήτης, Ηράκλειο
8. Kadlec R.C. and Knight R. (1996), **“Treatment Wetlands”**, Lewis Publishers, Boca Raton, Fla
9. Water Environment Federation (2001), **“Natural Systems for Wastewater Treatment”, Manual of Practice FD-16**, Alexandria, USA
10. Reed S.C., Crites R.W., Middlebrooks E.J. (1995), **“Natural Systems for Waste Management and Treatment”**, Second Edition, McGraw Hill, New York
11. Sinclair Knight Merz (2000), **“Guidelines for Using Free Water Surface Constructed Wetlands to treat Municipal Sewage”**, Queensland Government-Department of Natural Resources
12. Μαργαρίτα Χ. Βατυλιώτου (2004), **“Σχεδιασμός και Προσομοίωση Τεχνητών Υδροβιότοπων Επιφανειακής Ροής για την Επεξεργασία Υγρών Αποβλήτων”**, Διπλωματική Εργασία, Πολυτεχνείο Κρήτης, Χανιά
13. Crites R.W. and Tchobanoglous G. (1998), **“Small and Decentralized Wastewater Management Systems”**, McGraw Hill, New York

14. U.S. Environmental Protection Agency (2000) **“Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters”**, EPA625-R-99-010, Office of Research and Development, USA.
15. Γ. Τσακίρης (1995), **“Υδατικοί Πόροι, Τεχνική Υδρολογία”**, Εκδόσεις Συμμετρία, Αθήνα
16. G.R. Guntenspergen, F. Stearns, J.A. Kadlec (1989), **“Wetland Vegetation”**, D.A. Hammer, Lewis publishes
17. U.S. Environmental Protection Agency (1988), **“Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment”** Design Manual. EPA625/1-88/022, Office of Research and Development, USA
18. D. Surrency, **“Evaluation of aquatic plants for constructed wetlands”**, Constructed Wetlands for Water Quality Improvement, Gerald A. Moshiri
19. I.E. Kapellakis, K.P. Tsagarakis, A.N. Angelakis, **“Improvement of Free Water Surface Constructed Wetlands for Olive Mill Wastewater Treatment”**
20. L. Amor, M. Eiroa, C. Kennes, M.C. Veiga, (2005), **“Phenol biodegradation and its effect on the nitrification process”**, Water Research, copyright Elsevier
21. Φ. Κολύβα-Μαχαιρά, Ε. Μπόρα-Σέντα (1999), **“Στατιστική, Θεωρία-Εφαρμογές”**, Εκδόσεις Ζήτη, Θεσσαλονίκη
22. Ηλίας Α. Λυπιτάκης (1989), **“Προγραμματισμός με Fortran 77”**, Οικονομικό Πανεπιστήμιο Αθηνών, Αθήνα

ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ

Α. Αποτελέσματα πειραματικών μετρήσεων

pH

Πίνακας 13 Αποτελέσματα των μετρήσεων του pH σε όλα τα σημεία δειγματοληψίας στον υδροβιότοπο

	Γ1	Γ2	Γ3	Δ1	Δ2	Δ3
5/08/04	7,57	7,64	7,61	7,85	7,89	7,87
10/08/04	7,62	7,72	7,66	7,65	7,74	7,78
16/08/04	7,64	7,87	7,90	7,80	7,80	7,73
3/10/04	7,48	7,46	7,47	7,5	7,53	7,60
12/10/04	7,56	7,66	7,68	7,73	7,72	7,77
31/10/04				7,58	7,57	7,52
	Γ4	Γ5	Γ6	Δ4	Δ5	Δ6
5/08/04	7,45	7,45	7,63	7,77	7,81	7,77
10/08/04	7,63	7,50	7,64	7,70	7,70	7,60
16/08/04	7,21	7,68	7,75	7,76	7,80	7,81
3/10/04	7,55	7,52	7,53	7,52	7,50	7,51
12/10/04	7,72	7,73	7,68	7,67	7,68	7,73
31/10/04				7,54	7,61	

EC

Πίνακας 14 Τιμές της EC σε όλα τα σημεία δειγματοληψίας στον υδροβιότοπο

	Γ1	Γ2	Γ3	Δ1	Δ2	Δ3
5/08/04	3,51	3,50	3,50	3,58	3,64	3,70
10/08/04	4,48	4,28	4,22	4,32	4,30	4,29
16/08/04	4,78	4,76	4,83	4,82	4,91	4,93
3/10/04	2,79	2,58	2,71	2,38	2,31	2,20
12/10/04	3,76	3,75	3,62	3,61	3,66	3,65
31/10/04				4,44	4,39	4,16
	Γ4	Γ5	Γ6	Δ4	Δ5	Δ6

5/08/04	3,28	3,39	3,62	3,73	3,56	3,82
10/08/04	4,28	4,36	4,18	4,23	4,38	4,33
16/08/04	5,02	5,05	5,09	4,93	4,79	4,50
3/10/04	2,79	2,57	2,53	2,22	2,20	2,21
12/10/04	3,57	3,63	3,46	3,80	3,57	2,59
31/10/04				4,30	4,17	4,13

TSS**Πίνακας 15** Συγκεντρώσεις των TSS σε όλα τα σημεία δειγματοληψίας στον υγροβιότοπο

	Γ1	Γ2	Γ3	Δ1	Δ2	Δ3
5/08/04	1345,00	550,00	370,00	70,00	8,00	68,00
10/08/04						
16/08/04	4134,00	1065,00	15,00	55,00	32,50	10,00
3/10/04	75,00	70,00	125,00	75,00	122,00	72,00
12/10/04	716,00	130,00	166,00	242,00	104,00	62,00
24/10/04	108,00	130,00	96,00	70,00	70,00	70,00
31/10/04				608,00	88,00	112,00
	Γ4	Γ5	Γ6	Δ4	Δ5	Δ6
5/08/04	580,00	550,00	325,00	80,00	56,00	36,00
10/08/04	125,00	34,00		45,00	40,00	10,00
16/08/04	7240,00	2325,00	675,00	117,50	27,50	42,00
3/10/04	315,00	220,00	125,00	140,00	165,00	102,50
12/10/04	383,00	210,00	154,00	62,00	50,00	90,00
24/10/04	202,00	142,00	116,00	124,00	114,00	86,00
31/10/04				68,00	100,00	115,00

TOC**Πίνακας 16** Συγκεντρώσεις του διαλυμένου TOC σε όλα τα σημεία δειγματοληψίας στον υγροβιότοπο

	Γ1	Γ2	Γ3	Δ1	Δ2	Δ3
21/09/04	44,07	37,02	55,49	55,34	58,94	57,00
12/10/04	58,60	63,30	62,70	60,50	76,60	73,62
26/10/04	95,10	118,30	98,20	88,60	82,90	87,00
31/10/04				95,20	101,00	90,50

	Γ4	Γ5	Γ6	Δ4	Δ5	Δ6
21/09/04	69,30	58,80	54,10	54,51	57,19	57,53
12/10/04	143,19	97,80	61,90	77,00	57,20	53,00
26/10/04	119,80	116,10	106,90	98,50	101,60	93,10
31/10/04				113,50	106,60	102,50

Τρphenols

Πίνακας 17 Συγκεντρώσεις των ολικών φαινολών σε όλα τα σημεία δειγματοληψίας στον υγροβιότοπο

	Γ1	Γ2	Γ3	Δ1	Δ2	Δ3
5/08/04	105,3250	57,7525	80,4620	39,1543	35,8262	42,8739
10/08/04	30,3446	35,8262	48,3555	41,3078	45,4190	47,3767
16/08/04	378,4260	95,5364	87,1182	50,7048	58,9272	57,9483
3/10/04	9,2013	23,8841	21,9264	66,3665		
12/10/04	22,7095	42,0908	19,1856			3,9154
31/10/04				48,1597	15,4659	13,8998

	Γ4	Γ5	Γ6	Δ4	Δ5	Δ6
5/08/04	309,1229	284,8473	105,9123	83,0070	74,0016	78,8958
10/08/04	73,2185	72,2396	64,0172	58,9272	47,5724	42,4824
16/08/04	541,5035	194,9883	203,7980	112,3727	84,9648	51,8794
3/10/04	118,8332	113,7431	62,6468		10,3759	0,9789
12/10/04	23,4926	42,4824	34,4558	24,4714	18,7940	21,5348
31/10/04				37,7839	23,8841	25,4503

TP

Πίνακας 18 Συγκεντρώσεις ολικού φωσφόρου σε όλα τα σημεία δειγματοληψίας στον υγροβιότοπο

	Γ1	Γ2	Γ3	Δ1	Δ2	Δ3
5/08/04	13,3377	8,2636	3,5185	3,7015	3,3704	1,1983
10/08/04	2,1282	3,1284	3,5014	2,1332	2,0645	1,9713
16/08/04	18,3739	6,6688	2,2374	4,9672		
3/10/04	0,7567	2,2794	0,6431	0,5264	0,4722	0,4565
12/10/04	4,4653	0,7910	1,7438	1,6333	1,5021	2,9889

	Γ4	Γ5	Γ6	Δ4	Δ5	Δ6
5/08/04	21,4161	11,2179	5,2135	0,9368	2,8148	
10/08/04	3,8254	2,4162	2,2937	3,5014	3,4856	3,1140
16/08/04	17,7121	7,5188	6,5014		3,4177	3,6392
3/10/04	5,3339	3,3792	3,3636	2,5246		2,7154
12/10/04		0,4215	1,9632	4,9882		2,1924

In.P

Πίνακας 19 Συγκεντρώσεις ανόργανου φωσφόρου σε όλα τα σημεία δειγματοληψίας στον υδροβιότοπο

	Γ1	Γ2	Γ3	Δ1	Δ2	Δ3
5/08/04	3,0915	2,7918	2,5881	2,4336	1,8089	1,5904
10/08/04		1,2858	1,6963	1,7572	2,0272	1,6827
16/08/04	1,3616	1,6350	1,2288	1,0435		1,8753
3/10/04	1,3854		1,8783	2,9911	1,7318	2,6892
12/10/04	2,6451	2,1563	2,3299	2,7333	2,2771	1,8708
31/10/04				2,3056	1,9486	2,8236

	Γ4	Γ5	Γ6	Δ4	Δ5	Δ6
5/08/04	2,5080			1,2037	1,3181	1,5183
10/08/04	1,5638	1,8223	1,5953	1,5122	1,5946	1,4413
16/08/04		2,6373	1,9908	1,6156	1,7437	1,2918
3/10/04	2,0213	2,7691	3,0027	2,9387	3,4156	2,7629
12/10/04	3,0625			3,8715	3,2396	2,8174
31/10/04				2,6424	2,3465	2,3396

NO₃⁻

Πίνακας 20 Συγκεντρώσεις των NO₃⁻ σε όλα τα σημεία δειγματοληψίας στον υδροβιότοπο

	Γ1	Γ2	Γ3	Δ1	Δ2	Δ3
5/08/04	0,65	0,48	0,64	0,52	0,52	0,52
10/08/04	0,42	0,38	0,59	0,44	0,43	0,43
16/08/04	0,47	0,47	0,44	0,59	0,55	0,55
3/10/04	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50
12/10/04	0,53	0,54	0,53	0,55	0,56	0,56
31/10/04				0,56	0,56	0,56

	Γ4	Γ5	Γ6	Δ4	Δ5	Δ6
5/08/04		0,66	0,62	0,52	0,50	0,50
10/08/04	0,44	0,57	0,47	0,42	0,43	0,41
16/08/04	0,57	0,58	0,61	0,55	0,57	0,57
3/10/04	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,49
12/10/04	0,55	0,55	0,55	0,55	0,55	0,56
31/10/04				0,55	0,56	0,58

B. Κώδικες προσομοίωσης των μοντέλων

1)Κώδικας προσομοίωσης των μοντέλων Reed et al.,1995 και Crites και Tchobanoglous, 1998

!programa proswmoiwsis ygrobiotopou me to montelo Reed et al.

!Orismos twn metablitwn pou xrisimopoiithikan sto programma

! **Cotss, Cotp, Cotoc**: sygentrwseis twn tss, tp kai toc ston katsigarou tis eisrois

! **Cetss, Cetp, Cetoc**: sygentrwseis twn tss, tp kai toc stin ekroi pou upologizontai me ! basi to montelo Reed et al.,1995, xwris tin anakiklwsis

! **Cetss2**: sigentrwsis twn tss stin ekroi pou upologizetai me basi to montelo Crites kai ! Tchobanoglous, 1998 xwris tin anakiklwsis

! **Crtss, Crtp, Crtoc**: sygentrwseis twn tss, tp kai toc stin ekroi pou upologizontai me ! basi to montelo Reed et al.,1995, me tin anakiklwsis

! **Crtss2**: sigentrwsis twn tss stin ekroi pou upologizetai me basi to montelo Crites kai ! Tchobanoglous, 1998 me tin anakiklwsis

! **Ctss,Ctss2,Ctp,Ctoc**: telikes sigkentrwseis eisrois twn TSS me basi to montelo !Crites kai Tchobanoglous, 1998 kai to montelo Reed et al.,1995 kai toy olikou !fwsforou kai tou TOC me basi to montelo Reed et al.,1995

! **Qin, Qr**: theoritiki paroxi tou katsigarou gia kathe tmima = $0,39375\text{m}^3/\text{d}$ kai i paroxi ! tis anakiklwsis

! **p** : paroxi tou katsigarou se kathe tmima me tin paroxi tou tetartou tmimatos isi me 0

! **Q**: roi tou nerou se kathe tmima

! **Kp, Kttoc** : statheres apomakrinsis tou fwsforou kai tou toc tou montelou Reed et al., 1995

! **K20** : stathera rithmou apomakrinsis tou toc stous 20°C

! **k, R** : stathera apomakrinsis kai sintelestis epibradinsis gia ta TSS tou montelou !Crites kai Tchobanoglous, 1998

! **T**: Mesi thermokrasia ekrois

! **As, h, n**: epifaneia kathe tmimatos, bathos nerou, porwdes

! **Cintss,Cintp,Cintoc,Cintss2**: sigkentrwseis eisrois sto loop opou prostithetai i !anakiklwsis

! **Ccontss, Ccontp, Ccontoc,eps**: metablites elegxou

! **etp,etss,etoc,etss2**: metablites pou xrisimopoiountai stin epilisi twn exiswsewn

program reed

implicit none

real Cotss,Cotp,Cotoc,Cetss(0:4,0:4),Cetp(0:4,0:4),Cetoc(0:4,0:4)


```

real Cetss2(0:4,0:4), Qin,Qr,Q(0:4),p(1:4), Ctss,Ctss2,Ctp,Ctoc
real Kp,Kttoc,K20,k,T,n,R
real As(1:4,1:4),h(1:4)
integer i,j
real Crtss(1:4,1:4),Crtp(1:4,1:4),Crtoc(1:4,1:4), Crtss2(1:4,1:4)
real Ccontss,Ccontp,Ccontoc,eps,Cintss,Cintp,Cintoc,Cintss2
real etp,etss,etoc,etss2
!eisagwgi tis imerisias paroxis sto sistima
print*,'dwste tin paroxi toy kathe tmimatos toy ygrobiotopou'
read*,Qin
print*,'dwste tin paroxi anakiklwsis ston ygrobiotopo'
read*,Qr
!eisagwgi tis statheras Kp gia to fwsforo kai to porwdes tou sistimatos
print*,'Dwse ti stathera Kp kai to porwdes n'
read*,Kp
read*,n
!eisagwgi twn statherwn tou BOD kai twn TSS
print*,'Dwse ti mesi thermokrasia tou sistimatos'
read*,T
print*,'Dwste ti stathera K20 gia to BOD toy sustimatos'
read*,K20
!ypologismos ti stathera gia ti thermokrasia tou sustimatos
Kttoc=K20*(1.06)**(T-20)

print*,'Dwse ti stathera K gia ta TSS'
read*,k
print*,'Dwse ti stathera epibradinsis R gia ta TSS'
read*,R
!initialization, arxikes times twn metablitwn
As(1,4)=11.375
As(2,4)=11.375
As(3,1)=2.45 As(3,2)=5.95 As(3,3)=9.45 As(3,4)=11.375
As(4,1)=2.45 As(4,2)=5.95 As(4,3)=9.45 As(4,4)=11.375

h(1)=0.05 h(2)=0.10 h(3)=0.20 h(4)=0.25

Cotss=1500 Cotp=15.81 Cotoc=51.57

p(1)=4*Qin/3 p(2)=4*Qin/3 p(3)=4*Qin/3 p(4)=0

Cetss(0,4)=0 Cetp(0,4)=0 Cetoc(0,4)=0

Q(0)=0
!arxikos ipologismos twn sigkentrwsewn ekrois xwris na lambanetai ipopsi i anakiklwsis
!ypologismos twn sigkentrwsewn sta dyo prwta tmimata tou ugrobiotopou
do 5,i=1,4
  if(i.LT.3)then
    Ctp=(Cotp*p(i)+Cetp(i-1,4)*Q(i-1))/(p(i)+Q(i-1))
    Ctss=(Cotss*p(i)+Cetss(i-1,4)*Q(i-1))/(p(i)+Q(i-1))
    Ctss2=(Cotss*p(i)+Cetss2(i-1,4)*Q(i-1))/(p(i)+Q(i-1))
  
```

```

Ctoc=(Cotoc*p(i)+Cetoc(i-1,4)*Q(i-1))/(p(i)+Q(i-1))

Q(i)=0.591*(Q(i-1)+p(i))
!Eksiswsi gia tin euresi tis sigkentrwsis tou fwsforou
etp=exp(As(i,4)*(-Kp)/(100*((p(i)+Q(i)+Q(i-1))/2)))
Cetp(i,4)=Ctp*etp
!Eksiswsi gia tin euresi twn TSS me basi to montelo Reed et al.,1995
Cetss(i,4)=Ctss*(0.1139+0.213*((p(i)+Q(i)+Q(i-1))/2)/As(i,4))
!Eksiswsi gia tin euresi twn TSS me basi to montelo Crites & Tchobanoglous,1998
etss2=exp(((k)/R)*log(1+R*n*h(i)*As(i,4)/((p(i)+Q(i)+Q(i-1))/2)))
Cetss2(i,4)=Ctss2*etss2
!Eksiswsi gia tin euresi tou TOC
etoc=exp(h(i)*n*As(i,4)*(-Kttoc)/((p(i)+Q(i)+Q(i-1))/2))
Cetoc(i,4)=Ctoc*etoc
!Ypologismos twn sigketnrwsewn ekrois tou tritou kai tetartou tmimatos kai twn
!sigketnrwsewn se oles tis apostaseis opou eGINE deigmatolipsias sta tmimata auta toy
!ugrobiotopou
else
Ctp=(Cotp*p(i)+Cetp(i-1,4)*Q(i-1))/(p(i)+Q(i-1))
Ctss=(Cotss*p(i)+Cetss(i-1,4)*Q(i-1))/(p(i)+Q(i-1))
Ctss2=(Cotss2*p(i)+Cetss2(i-1,4)*Q(i-1))/(p(i)+Q(i-1))
Ctoc=(Cotoc*p(i)+Cetoc(i-1,4)*Q(i-1))/(p(i)+Q(i-1))

Q(i)=0.591*Q(i-1)+0.591*p(i)

do 10,j=1,4
!fwsforos
etp=exp(As(i,j)*(-Kp)/(100*((p(i)+Q(i)+Q(i-1))/2)))
Cetp(i,j)=Ctp*etp
!TSS
Cetss(i,j)=Ctss*(0.1139+0.213*((p(i)+Q(i)+Q(i-1))/2)/As(i,j))

etss2=exp(((k)/R)*log(1+R*n*h(i)*As(i,j)/((p(i)+Q(i)+Q(i-1))/2)))
Cetss2(i,j)=Ctss2*etss2
!TOC
etoc=exp(h(i)*n*As(i,j)*(-Kttoc)/((p(i)+Q(i)+Q(i-1))/2))
Cetoc(i,j)=Ctoc*etoc
10 end do
end if
5 end do
!Ypologismos twn telikwn sigketnrwsewn lambnontas ipopsi tin anakiklwn tou !apoblitou ston
!ugrobiotopo
!Eisagwgi tw arxikwn timwn tw metablitwn
Cintss=Cetss(4,4) Cintss2=Cetss2(4,4) Cintp=Cetp(4,4) Cintoc=Cetoc(4,4)

Ccontp=100 Ccontss=100 Ccontoc=100
eps=5
!i epanalipsi tou do while ipologizei tin teliki ekroi tou sistimatos
do 15 while (Ccontp.GT.eps.and.Ccontss.GT.eps.and.Ccontoc.GT.eps)
!Epilisi tou prwtou tmimatos tou urobiotopou

```

!Ypologizoume ti sigkentrwsi eisrois lamabanontas ipopsi tin anakiklwsi

$$\begin{aligned} \text{Ctss} &= (p(1) * \text{Cotss} + Qr * \text{Cintss}) / (p(1) + Qr) \\ \text{Ctss2} &= (p(1) * \text{Cotss} + Qr * \text{Cintss2}) / (p(1) + Qr) \\ \text{Ctp} &= (p(1) * \text{Cotp} + Qr * \text{Cintp}) / (p(1) + Qr) \\ \text{Ctoc} &= (p(1) * \text{Cotoc} + Qr * \text{Cintoc}) / (p(1) + Qr) \end{aligned}$$

$$Q(1) = 0.591 * (Qr + p(1))$$

!Fwsforos

$$\begin{aligned} \text{etp} &= \exp(\text{As}(1,4) * (-Kp) / (100 * ((p(1) + Q(1)) / 2))) \\ \text{Crtp}(1,4) &= \text{Ctp} * \text{etp} \end{aligned}$$

!TSS, montelo Reed et al., 1995

$$\text{Crtss}(1,4) = \text{Ctss} * (0.1139 + 0.213 * ((p(1) + Q(1)) / 2) / \text{As}(1,4))$$

!TSS, montelo Crites & Tchobanoglous, 1998

$$\begin{aligned} \text{etss2} &= \exp(((-k) / R) * \log(1 + R * n * h(1) * \text{As}(1,4) / ((p(1) + Q(1)) / 2))) \\ \text{Crtss2}(1,4) &= \text{Ctss2} * \text{etss2} \end{aligned}$$

!TOC

$$\begin{aligned} \text{etoc} &= \exp(h(1) * n * \text{As}(1,4) * (-Kttoc) / ((p(1) + Q(1)) / 2)) \\ \text{Crtoc}(1,4) &= \text{Ctoc} * \text{etoc} \end{aligned}$$

!Epilisi tou deuterou tmimatos tou ugrobiotopou

$$\begin{aligned} \text{Ctp} &= (\text{Cotp} * p(2) + \text{Crtp}(1,4) * Q(1)) / (p(2) + Q(1)) \\ \text{Ctss} &= (\text{Cotss} * p(2) + \text{Crtss}(1,4) * Q(1)) / (p(2) + Q(1)) \\ \text{Ctss2} &= (\text{Cotss} * p(2) + \text{Crtss2}(1,4) * Q(1)) / (p(2) + Q(1)) \\ \text{Ctoc} &= (\text{Cotoc} * p(2) + \text{Crtoc}(1,4) * Q(1)) / (p(2) + Q(1)) \end{aligned}$$

$$Q(2) = 0.591 * (Q(1) + p(2))$$

$$\begin{aligned} \text{etp} &= \exp(\text{As}(2,4) * (-Kp) / (100 * ((p(2) + Q(2) + Q(1)) / 2))) \\ \text{Crtp}(2,4) &= \text{Ctp} * \text{etp} \end{aligned}$$

$$\text{Crtss}(2,4) = \text{Ctss} * (0.1139 + 0.213 * ((p(2) + Q(2) + Q(1)) / 2) / \text{As}(2,4))$$

$$\begin{aligned} \text{etss2} &= \exp(((-k) / R) * \log(1 + R * n * h(2) * \text{As}(2,4) / ((p(2) + Q(2) + Q(1)) / 2))) \\ \text{Crtss2}(2,4) &= \text{Ctss2} * \text{etss2} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{etoc} &= \exp(h(2) * n * \text{As}(2,4) * (-Kttoc) / ((p(2) + Q(2) + Q(1)) / 2)) \\ \text{Crtoc}(2,4) &= \text{Ctoc} * \text{etoc} \end{aligned}$$

!H epanalipsi pou akolouthi epiluei to trito kai tetarto tmima tou ugrobiotopou kai tis sigentrwseis sta simeia pou egine i deigmatolipsia

do 20, i=3,4

$$\begin{aligned} \text{Ctp} &= (\text{Cotp} * p(i) + Q(i-1) * \text{Crtp}(i-1,4)) / (p(i) + Q(i-1)) \\ \text{Ctss} &= (p(i) * \text{Cotss} + Q(i-1) * \text{Crtss}(i-1,4)) / (p(i) + Q(i-1)) \\ \text{Ctss2} &= (p(i) * \text{Cotss} + Q(i-1) * \text{Crtss2}(i-1,4)) / (p(i) + Q(i-1)) \\ \text{Ctoc} &= (p(i) * \text{Cotoc} + Q(i-1) * \text{Crtoc}(i-1,4)) / (p(i) + Q(i-1)) \end{aligned}$$

$$Q(i) = 0.591 * Q(i-1) + 0.591 * p(i)$$

do 25, j=1,4

$$\text{etp} = \exp(\text{As}(i,j) * (-Kp) / (100 * ((p(i) + Q(i) + Q(i-1)) / 2)))$$

```

      Crtp(i,j)=Ctp*etp

      Crtss(i,j)=Ctss*(0.1139+0.213*((p(i)+Q(i)+Q(i-1))/2)/As(i,j))

      etss2=exp(((k)/R)*log(1+R*n*h(i)*As(i,j)/((p(i)+Q(i)+Q(i-1))/2)))
      Crtss2(i,j)=Ctss2*etss2

      etoc=exp(h(i)*n*As(i,j)*(-Kttoc)/((p(i)+Q(i)+Q(i-1))/2))
      Crtoc(i,j)=Ctoc*etoc
25  end do
20  end do
      Ccontp=Crtp(4,4)-Cintp
      Ccontss=Crtss(4,4)-Cintss
      Ccontoc=Crtoc(4,4)-Cintoc
      Cintp=Crtp(4,4)
      Cintss=Crtss(4,4)
      Cintss2=Crtss2(4,4)
      Cintoc=Crtoc(4,4)
15  end do
      open(2,file='reed',status='unknown',form='formatted')

!Apothikeusi tw n apotelesmatwn
!TP
      do 30,i=1,4
        if (i.LT.3) then
          write(2,100),i,Crtp(i,4)
100   format('Ctp(',I1,',',4)=',F10.3)
        else
          do 40,j=1,4
            write(2,200),i,j,Crtp(i,j)
200   format('Ctp(',I1,',',I1,')=',F10.3)
40    end do
        end if
30    end do
!TOC
      do 50,i=1,4
        if (i.LT.3) then
          write(2,300),i,Crtoc(i,4)
300   format('Ctoc(',I1,',',4)=',F10.3)
        else
          do 60,j=1,4
            write(2,400),i,j,Crtoc(i,j)
400   format('Ctoc(',I1,',',I1,')=',F10.3)
60    end do
        end if
50    end do
!TSS
      do 70,i=1,4
        if (i.LT.3) then

```

```

        write(2,500),i,Crtss(i,4)
500 format('Ctss('I1,',4)='F10.3)
        else
            do 80,j=1,4
                write(2,600),i,j,Crtss(i,j)
600 format('Ctss('I1,',',I1,')='F10.3)
80 end do
        end if
70 end do

        do 90,i=1,4
            if (i.LT.3) then
                write(2,700),i,Crtss2(i,4)
700 format('Ctss2('I1,',4)='F10.3)
            else
                do 95,j=1,4
                    write(2,800),i,j,Crtss2(i,j)
800 format('Ctss2('I1,',',I1,')='F10.3)
95 end do
            end if
90 end do
        stop
        end

```

2)Κώδικας προσωμοίωσης του μοντέλου Kadlec & Knight, 1996

!programma proswmoiwsis ygrobiotopou me to montelo Kadlec & Knight, 1996
 !Orismos twn metablitwn pou xrisimopoiithikan sto programma
 ! **Cotss, Cotp, Cotoc**: sygentrwseis twn tss, tp kai toc ston katsigaro tis eisrois
 ! **Cetss, Cetp, Cetoc**: sygentrwseis twn tss, tp kai toc stin ekroi pou upologizontai me ! basi to
 montelo Kadlec & Knight, 1996, xwris tin anakiklws
 ! **Crtss, Crtp, Crtoc**: sygentrwseis twn tss, tp kai toc stin ekroi pou upologizontai me ! basi to
 montelo Kadlec & Knight, 1996, me tin anakiklws
 ! **Ctss,Ctss2,Ctp,Ctoc**: telikes sigkentrwseis eisrois twn TSS, toy olikou !fwsforou !kai tou
 TOC
 ! **Qin, Qr**: theoritiki paroxi tou katsigarou gia kathe tmima = $0,39375\text{m}^3/\text{d}$ kai i paroxi ! tis
 anakiklwsis
 ! **p** : paroxi tou katsigarou se kathe tmima me tin paroxi tou tetartou tmimatos isi me 0
 ! **Q**: roi tou nerou se kathe tmima
 ! **Kp, Kttoc** : statheres apomakrinsis tou fwsforou kai tou toc tou montelou Kadlec !kai
 Knight,1996
 ! **w** : taxitita kathizisis twn TSS
 ! **T**: Mesi thermokrasia ekrois
 ! **As**: epifaneia kathe tmimatos
 ! **Cintss,Cintp,Cintoc,Cintss2**: sigkentrwseis eisrois sto loop opou prostithetai i !anakiklws
 ! **Ccontss, Ccontp, Ccontoc,eps**: metablites elegxou
 ! **etp,etss,etoc,etss2**: metablites pou xrisimopoiountai stin epilisi twn exiswsewn
 ! **Cback20,Cback,Cbacktoc**: sigkentrwsi ipobathrou twn TSS se thermokrasia 20°C ,
 !sygentrwsi ipobathrou twn TSS se thermokrasia T, sigkentrwsi ipobathrou tou TOC

```

program Kadlec
implicit none
real Cotss, Cotp, Cotoc, Cetss(0:4,0:4), Cetp(0:4,0:4), Cetoc(0:4,0:4), Ctss, Ctp, Ctoc
real Q(0:4), Qin, p(1:4), Qr, w, Kp, Kttoc, T, As(1:4,1:4)
real etss,etp,etoc
integer i,j,eps
real Crtss(1:4,1:4),Crtip(1:4,1:4),Crtoc(1:4,1:4)
real Ccontss, Ccontp, Ccontoc, Cintss, Cintp, Cintoc, Cback20, Cback, Cbacktoc

print*, 'dwse imerisia paroxi toy kathe tmimatos toy ygrobiotopou'
read*, Qin
print*, 'dwste tin paroxi tis anakiklwsis'
read*, Qr
!dinoume sto programma tis statheres
print*, 'Dwste ti taxitita w gia ta TSS'
read*, w
print*, 'Dwste ti stathera Kp gia ton oliko fwsforo'
read*, Kp
print*, 'Dwste ti stathera Kt gia to TOC'
read*, Kttoc
print*, 'Dwse ti mesi thermokrasia tou sistimatos'
read*, T

!initialization, Eisagwgi tw n arxikwn timwn tw n metablitwn
As(1,4)=11.375
As(2,4)=11.375
As(3,1)=2.45 As(3,2)=5.95 As(3,3)=9.45 As(3,4)=11.375
As(4,1)=2.45 As(4,2)=5.95 As(4,3)=9.45 As(4,4)=11.375

Cotss=1500 Cotp=15.81 Cotoc=51.57

p(1)=4*Qin/3 p(2)=4*Qin/3 p(3)=4*Qin/3 p(4)=0

Cetss(0,4)=0 Cetp(0,4)=0 Cetoc(0,4)=0

Q(0)=0
!arxikos ipologismos tw n sigkentrwsewn ekrois xwris na lambanetai ipopsi i anakiklwsi
!Epanalipsi pou upologizei tis times tw n ekrown tw n dyo prwtwn tmimatwn !tou igrobiotopou
do 5, i=1,4
  if (i.LT.3)then
    Ctp=(Cotp*p(i)+Cetp(i-1,4)*Q(i-1))/(p(i)+Q(i-1))
    Ctss=(Cotss*p(i)+Cetss(i-1,4)*Q(i-1))/(p(i)+Q(i-1))
    Ctoc=(Cotoc*p(i)+Cetoc(i-1,4)*Q(i-1))/(p(i)+Q(i-1))

    Q(i)=Q(i-1)+p(i)

  !Eksiswsi gia tin euresi tis sigkentrwsws tou fwsforou

```

```

    etp=exp((-Kp)*As(i,4)/Q(i))
    Cetp(i,4)=Ctp*etp
!Eksiswsi gia tin euresi twn TSS
    Cback20=5.1+0.16*Ctss
    Cback=Cback20*(1.065)**(T-20)
    etss=exp((-w)*As(i,4)/Q(i))
    Cetss(i,4)=(Ctss-Cback)*etss+Cback
!Eksiswsi gia tin euresi TOC
    Cbacktoc=3.5+0.0053*Ctoc
    etoc=exp((-Kttoc)*As(i,4)/Q(i))
    Cetoc(i,4)=(Ctoc-Cbacktoc)*etoc+Cbacktoc
!Ypologismos twn sigketnrwsewn ekrois tou tritou kai tetartou tmimatos kai twn
!sigketnrwsewn se oles tis apostaseis deigmatolipsias sta tmimata auta tou !ugrobiotopou

else
    Ctp=(Cotp*p(i)+Cetp(i-1,4)*Q(i-1))/(p(i)+Q(i-1))
    Ctss=(Cotss*p(i)+Cetss(i-1,4)*Q(i-1))/(p(i)+Q(i-1))
    Ctoc=(Cotoc*p(i)+Cetoc(i-1,4)*Q(i-1))/(p(i)+Q(i-1))

    Q(i)=Q(i-1)+p(i)

do 10, j=1,4
!TP
    etp=exp((-Kp)*As(i,j)/Q(i))
    Cetp(i,j)=Ctp*etp
!TSS
    Cback20=5.1+0.16*Ctss
    Cback=Cback20*(1.065)**(T-20)
    etss=exp((-w)*As(i,j)/Q(i))
    Cetss(i,j)=(Ctss-Cback)*etss+Cback
!TOC
    Cbacktoc=3.5+0.0053*Ctoc
    etoc=exp((-Kttoc)*As(i,j)/Q(i))
    Cetoc(i,j)=(Ctoc-Cbacktoc)*etoc+Cbacktoc
10 end do
end if
5 continue
!prosthethoume tin ankiklwsi gia ton ipologismo twn telikwn sigketnrwsewn
!Eisagoume tis arxikes times tvn metablitwn
Cintss=Cetss(4,4) Cintp=Cetp(4,4) Cintoc=Cetoc(4,4)
Ccontp=100 Ccontss=100 Ccontoc=100
eps=5
!i epanalipsi tou do while ipologizei tin teliki ekroi tou sistimatos
do 15 while (Ccontp.GT.eps.and.Ccontss.GT.eps.and.Ccontoc.GT.eps)

!Epilisi tou prwtou tmimatos tou urobiotopou
    Ctss=(p(1)*Cotss+Qr*Cintss)/(p(1)+Qr)
    Ctp=(p(1)*Cotp+Qr*Cintp)/(p(1)+Qr)
    Ctoc=(p(1)*Cotoc+Qr*Cintoc)/(p(1)+Qr)

```

```

Q(1)=Qr+p(1)
!TP
etp=exp((-Kp)*As(1,4)/Q(1))
Crtp(1,4)=Ctp*etp
!TSS
Cback20=5.1+0.16*Ctss
Cback=Cback20*(1.065)**(T-20)
etss=exp((-w)*As(1,4)/Q(1))
Crtss(1,4)=(Ctss-Cback)*etss+Cback
!TOC
Cbacktoc=3.5+0.0053*Ctoc
etoc=exp((-Kttoc)*As(1,4)/Q(1))
Crtoc(1,4)=(Ctoc-Cbacktoc)*etoc+Cbacktoc
!Epilisi tou deuteroi tmimatos tou ugrobiotopou
Ctp=(Cotp*p(2)+Crtp(1,4)*Q(1))/(p(2)+Q(1))
Ctss=(Cotss*p(2)+Crtss(1,4)*Q(1))/(p(2)+Q(1))
Ctoc=(Cotoc*p(2)+Crtoc(1,4)*Q(1))/(p(2)+Q(1))

Q(2)=Q(1)+p(2)
!TP
etp=exp((-Kp)*As(2,4)/Q(2))
Crtp(2,4)=Ctp*etp
!TSS
Cback20=5.1+0.16*Ctss
Cback=Cback20*(1.065)**(T-20)
etss=exp((-w)*As(2,4)/Q(2))
Crtss(2,4)=(Ctss-Cback)*etss+Cback
!TOC
Cbacktoc=3.5+0.0053*Ctoc
etoc=exp((-Kttoc)*As(2,4)/Q(2))
Crtoc(2,4)=(Ctoc-Cbacktoc)*etoc+Cbacktoc

!H epanalipsi pou akolouthei epiluei to trito kai tetarto tmima tou ugrobiotopou !upologizontas
tis ekroes twi tmimatwn autwn kai tis sigkentrwseis kathe simeiou tis !deigmatolipsias
do 20 i=3,4
Ctp=(Cotp*p(i)+Q(i-1)*Crtp(i-1,4))/(p(i)+Q(i-1))
Ctss=(p(i)*Cotss+Q(i-1)*Crtss(i-1,4))/(p(i)+Q(i-1))
Ctoc=(p(i)*Cotoc+Q(i-1)*Crtoc(i-1,4))/(p(i)+Q(i-1))

Q(i)=Q(i-1)+p(i)

do 25 j=1,4
!TP
etp=exp((-Kp)*As(i,j)/Q(i))
Crtp(i,j)=Ctp*etp
!TSS
Cback20=5.1+0.16*Ctss
Cback=Cback20*(1.065)**(T-20)
etss=exp((-w)*As(i,j)/Q(i))
Crtss(i,j)=(Ctss-Cback)*etss+Cback

```


!TOC

```

Cbacktoc=3.5+0.0053*Ctoc
etoc=exp((-Kttoc)*As(i,j)/Q(i))
Crtoc(i,j)=(Ctoc-Cbacktoc)*etoc+Cbacktoc

```

25 end do

20 end do

```

Ccontp=Crtp(4,4)-Cintp
Ccontss=Crtss(4,4)-Cintss
Ccontoc=Crtoc(4,4)-Cintoc
Cintp=Crtp(4,4)
Cintss=Crtss(4,4)
Cintoc=Crtoc(4,4)

```

15 end do

open(2,file='Kadlec4',status='unknown',form='formatted')

!Apothikeusi apotelesmatwn

!TP

do 30,i=1,4

if (i.LT.3) then

write(2,100),i,Crtp(i,4)

100 format('Ctp(',I1,',4)='F10.3)

else

do 40,j=1,4

write(2,200),i,j,Crtp(i,j)

200 format('Ctp(',I1,',',I1,')='F10.3)

40 end do

end if

30 end do

!TOC

do 50,i=1,4

if (i.LT.3) then

write(2,300),i,Crtoc(i,4)

300 format('Ctoc(',I1,',4)='F10.3)

else

do 60,j=1,4

write(2,400),i,j,Crtoc(i,j)

400 format('Ctoc(',I1,',',I1,')='F10.3)

60 end do

end if

50 end do

!TSS

do 70,i=1,4

if (i.LT.3) then

write(2,500),i,Crtss(i,4)

500 format('Ctss(',I1,',4)='F10.3)

else

do 80,j=1,4

write(2,600),i,j,Crtss(i,j)

600 format('Ctss(',I1,',',I1,')='F10.3)

```

80  end do
    end if
70  end do
    stop
    end

```

3) Κώδικας προσομοίωσης ολικών φαινολών με το μοντέλο μηδενικής τάξης

```

!programa proswmoiwsis apomakrinsis twn olikwn fainolwn me to montelo !midenikis taxis
!Orismos twn metablitwn pou xrisimopoiithikan sto programma
! Cotph: sygentrwsis twn olikwn fainolwn ston katsigaro tis eisrois
! Cetph0: sygentrwsis twn olikwn fainolwn stin ekroi pou upologizontai me basi to !montelo
midenikis taxis, xwris tin anakiklwsis
! Crtph0: sygentrwsis twn olikwn fainolwn stin ekroi pou upologizontai me basi to !montelo
midenikis taxis, me tin anakiklwsis
! Ctph0: teliki sigkentrwsis eisrois twn olikwn fainolwn
! Qin, Qr: theoritiki paroxi tou katsigarou gia kathe tmima =  $0,39375\text{m}^3/\text{d}$  kai i paroxi ! tis
anakiklwsis
! p : paroxi tou katsigarou se kathe tmima me tin paroxi tou tetartou tmimatos isi me 0
! Q: roi tou nerou se kathe tmima
! Ko: mideniki stathera apomakrinsis tou montelou midenikis taxis
! As: epifaneia kathe tmimatos
! Cintph0: sigkentrwsis eisrois sto loop opou prostithetai i anakiklwsis
! Ccontpz,eps: metablites elegxou

```

```

program phenols
implicit none
real Cotph, Cetph0(0:4,0:4), Ctph0, Crtph0(1:4,1:4), Cintph0, Ccontpz
real Qin,Qr,Q(0:4), p(1:4), Ko, As(1:4,1:4)
integer i,j

```

```

!eisagwgi tis imerisias paroxis kathe tmimatos tou ugrobiotopou
print*,'dwste tin paroxi toy kathe tmimatos toy ygrobiotopou'
read*,Qin
print*,'dwste tin paroxi anakiklwsis ston ygrobiotopo'
read*,Qr
!eisagwgi sto programma tis meses imerisies sigkentwseis
print*,'Dwse mesi imerisia sigkentwsi TPhenol'
read*,Cotph
!Eisagoume ti stathera gia ti montelo midenikis ta3is
print*,'Dwste ti stathera midenikis ta3is'
read*,Ko

```

```

!initialization,dinoume stis metablites tis arxikes times tous
As(1,4)=11.375
As(2,4)=11.375
As(3,1)=2.45 As(3,2)=5.95 As(3,3)=9.45 As(3,4)=11.375
As(4,1)=2.45 As(4,2)=5.95 As(4,3)=9.45 As(4,4)=11.375

```

$p(1)=4*Q_{in}/3$ $p(2)=4*Q_{in}/3$ $p(3)=4*Q_{in}/3$ $p(4)=0$

$C_{tph0}(0,4)=0$

$Q(0)=0$

!ypologismos tis sigkentrwsis twn fainolwn xwris tin anakiklwnsi

do 5,i=1,4

if(i.LT.3)then

$C_{tph0}=(C_{otph}*p(i)+C_{tph0}(i-1,4)*Q(i-1))/(p(i)+Q(i-1))$

$Q(i)=0.591*(Q(i-1)+p(i))$

!Euresi tis sigkentrwsis me to montelo midenikis ta3is

$C_{tph0}(i,4)=(-K_o)*A_s(i,4)/(1000*Q(i)/0.591)+C_{tph0}$

!i epanalipsi pou akolouthei upologizei tis sigkentrwseis ekrois tou tritou kai tetartou !tmimatos tou ugrobiotopou kai ti sigkentrwsi se ola ta simeia deigmatolipsias

else

$C_{tph0}=(C_{otph}*p(i)+C_{tph0}(i-1,4)*Q(i-1))/(p(i)+Q(i-1))$

$Q(i)=0.591*(Q(i-1)+p(i))$

do 10,j=1,4

$C_{tph0}(i,j)=(-K_o)*A_s(i,j)/(1000*Q(i)/0.591)+C_{tph0}$

10 end do

end if

5 end do

! ipologismos twn telikwn sigentrwsewn lambanontas ipopsi tin ankiklwnsi

$C_{intph0}=C_{tph0}(4,4)$

$C_{contpz}=100$

$eps=5$

!i epanalipsi tou do while ipologizei tin teliki ekroi tou sistimatos

do 15 while (Ccontpz.GT.eps.and.Ccontpo.GT.eps)

!Epilisi tou prwtou tmimatos tou ugrobiotopou

!Ypologismos tis sigkentrwsis eisrois lamabanontas ipopsi tin anakiklwnsi

$C_{tph0}=(p(1)*C_{otph}+Q_r*C_{intph0})/(p(1)+Q_r)$

$Q(1)=0.591*(Q_r+p(1))$

$C_{rtph0}(1,4)=(-K_o)*A_s(1,4)/(1000*Q(1)/0.591)+C_{tph0}$

!Epilisi tou deutrou tmimatos tou ugrobiotopou

$C_{tph0}=(C_{otph}*p(2)+C_{rtph0}(1,4)*Q(1))/(p(2)+Q(1))$

$Q(2)=0.591*(Q(1)+p(2))$

$C_{rtph0}(2,4)=(-K_o)*A_s(2,4)/(1000*Q(2)/0.591)+C_{tph0}$

!H epanalipsi pou akolouthei epiluei to trito kai tetarto tmima tou ugrobiotopou, !upologizei tis sigentwseis ekrois kai olwn twv simeiwv deigmatolipsias

```

do 20,i=3,4
    Ctp0=(Cotph*p(i)+Crtph0(i-1,4)*Q(i-1))/(p(i)+Q(i-1))

    Q(i)=0.591*(Q(i-1)+p(i))

    do 25,j=1,4
        Crtph0(i,j)=(-Ko)*As(i,j)/(1000*Q(i)/0.591)+Ctp0
25  end do
20  end do
    Ccontpz=Crtph0(4,4)-Cintph0
    Cintph0=Crtph0(4,4)

15  end do

open(2,file='phenols',status='unknown',form='formatted')

!Apothikeusi apotelesmatwn
do 30,i=1,4
    if (i.LT.3) then
        write(2,100),i,Crtph0(i,4)
100  format('Ctp0('I1,',4)='F10.3)
    else
        do 40,j=1,4
            write(2,200),i,j,Crtph0(i,j)
200  format('Ctp0('I1,',',I1,')='F10.3)
40  end do
        end if
30  end do
stop
end

```