

ΠΟΛΥΤΕΧΝΕΙΟ ΚΡΗΤΗΣ
ΤΜΗΜΑ ΜΗΧΑΝΙΚΩΝ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ
Εργαστήριο Διαχείρισης Αερίων, Υγρών και Στερεών Αποβλήτων



ΔΙΠΛΩΜΑΤΙΚΗ ΕΡΓΑΣΙΑ

« Σχεδιασμός και Προσομοίωση Τεχνητών
Υγροβιότοπων Επιφανειακής Ροής για την
Επεξεργασία Υγρών Αποβλήτων »

Μαργαρίτα Χ. Βατυλιώτου

ΕΞΕΤΑΣΤΙΚΗ ΕΠΙΤΡΟΠΗ:
Α. Οικονομόπουλος (επιβλέπων)
Ε. Γιδάρακος
Ι. Καρακάσης

Χανιά
Φεβρουάριος 2004

Πρόλογος

Αντικείμενο της παρούσας διπλωματικής εργασίας αποτελούν οι τεχνητοί υδροβιότοποι επιφανειακής ροής για την επεξεργασία των υγρών αποβλήτων. Οι τεχνητοί υδροβιότοποι επιφανειακής ροής (Free Water Surface) αποτελούν την πρώτη από τις δύο κατηγορίες συστημάτων τεχνητών υδροβιοτόπων και κύρια χαρακτηριστικά τους αποτελούν η ελεύθερη επιφάνεια νερού, η παρουσία ανερχόμενης βλάστησης και το σχετικά μικρό βάθος τους. Οι υδροβιότοποι υποεπιφανειακής ροής (Subsurface Flow) αποτελούν τη δεύτερη κατηγορία των τεχνητών υδροβιοτόπων.

Οι τεχνητοί υδροβιότοποι αποτελούν φυσικό σύστημα επεξεργασίας και παρουσιάζουν αρκετά πλεονεκτήματα σε σχέση με τα συμβατικά συστήματα., όπως είναι η περιβαλλοντική φιλικότητά τους, το χαμηλό τους κόστος και η δυνατότητα επαναχρησιμοποίησης των επεξεργασμένων λυμάτων. Το κυριότερο μειονέκτημα των τεχνητών υδροβιοτόπων ελεύθερης επιφάνειας είναι οι μεγάλες εκτάσεις που απαιτούνται και, γι' αυτό το λόγο τα συστήματα αυτά παρουσιάζονται οικονομικά αποδοτικότερα όταν κατασκευάζονται σε μικρού έως μέσου μεγέθους κοινότητες και ιδιαίτερα σε αποκεντρωμένες τοποθεσίες όπου η επεξεργασία με τις συμβατικές μεθόδους είναι αρκετά δαπανηρή.

Στην Ελλάδα, χώρα με σχετικά υψηλές θερμοκρασίες που ευνοούν τη χρήση των συστημάτων αυτών, επικρατεί στο παρόν στάδιο μια επιφυλακτικότητα για την εφαρμογή της νέας αυτής πρακτικής πράγμα που αποδεικνύεται και από το γεγονός ότι η ελληνική βιβλιογραφία είναι περιορισμένη. Η επιλεκτική χρήση των φυσικών συστημάτων επεξεργασίας στην Ελλάδα ευνοείται και από το γεγονός ότι, όπως προκύπτει από την οδηγία 91/271/ΕΟΚ για τη διάθεση αστικών αποβλήτων σε υγρούς αποδέκτες, οι εγκαταστάσεις που απομένουν να κατασκευαστούν μέχρι το 2005 είναι σχετικά μικρού μεγέθους (μέχρι 3000 κατοίκους).

Σε αντίθεση σύμφωνα με τη ξένη βιβλιογραφία, η οποία έχει εμφανιστεί κυρίως μέσα στην τελευταία δεκαετία, στο εξωτερικό και κυρίως στην Αμερική έχουν δημιουργηθεί αρκετά τέτοια συστήματα. Επίσης έχουν ήδη γίνει κάποιες προσπάθειες για την ανάπτυξη κάποιων σχεδιαστικών μοντέλων που να εκφράζουν την απομάκρυνση των ρυπαντών σε συστήματα υδροβιοτόπων. Τα δύο βασικότερα μοντέλα απομάκρυνσης ρυπαντών είναι αυτά που έχουν δημιουργηθεί από τους Reed et al., 1995 και από τους Kadlec και Knight, 1996 και χρησιμοποιούν τη γενική μορφή ενός μοντέλου plug flow πρώτης τάξης. Οι Crites και Tchobanoglous, 1998 επαναλαμβάνουν ουσιαστικά το μοντέλο που έχει δημιουργηθεί από τους Reed et al. το 1995, ενώ το 2000 κάνουν μια προσπάθεια δημιουργίας ενός μοντέλου

επιβραδυνόμενου ρυθμού για να ερμηνεύσουν το γεγονός ότι η απόδοση της επεξεργασίας μειώνεται καθώς τα πιο ευαίσθητα συστατικά απομακρύνονται.

Στην παρούσα εργασία αρχικά πραγματοποιείται μια γενική εισαγωγή στα φυσικά συστήματα επεξεργασίας ενώ γίνεται αναφορά σε κάποια στοιχεία όσον αφορά στην ποιότητα των λυμάτων και τις δυνατότητες χρησιμοποίησης των συστημάτων αυτών στην Ελλάδα (κεφάλαιο 1). Στο κεφάλαιο 2 πραγματοποιείται ειδική αναφορά - εισαγωγή στους υγροβιότοπους επεξεργασίας, αναλύονται οι βασικοί τύποι των συστημάτων αυτών και αναφέρονται οι διεργασίες απαιτούμενης προεπεξεργασίας που πρέπει να υποστούν τα λύματα πριν την εισαγωγή τους στα συστήματα αυτά.

Το θεωρητικό υπόβαθρο των τεχνητών υγροβιότοπων επιφανειακής ροής αναπτύσσεται επαρκώς (κεφάλαιο 3), παρουσιάζονται τα υπάρχοντα σχεδιαστικά μοντέλα (κεφάλαιο 4), ενώ στο κεφάλαιο 5 γίνεται μία προσπάθεια προσομοίωσης των συστημάτων αυτών σύμφωνα με τα υπάρχοντα μοντέλα. Στο κεφάλαιο 6 παρουσιάζονται τα αποτελέσματα που προκύπτουν από την προσομοίωση και παρουσιάζονται κάποια διαγράμματα τα οποία εκφράζουν την απόδοση απομάκρυνσης των ρυπαντών σε σχέση με τη σχεδιαστική επιφάνεια. Τέλος, κάποια γενικά συμπεράσματα και προτάσεις παρουσιάζονται στο κεφάλαιο 7.

Για την πραγματοποίηση της εκπόνησης της παρούσας διπλωματικής εργασίας θα ήθελα να ευχαριστήσω τον επιβλέποντα καθηγητή μου κύριο Αλέξανδρο Οικονομόπουλο για τη χρήσιμη βοήθεια και επίβλεψή του, τον κύριο Κωνσταντίνο Τσαγκαράκη του Εθνικού Ιδρύματος Αγροτικής Έρευνας Ηρακλείου για τη βοήθεια και παροχή βιβλιογραφικού υλικού, καθώς και τους καθηγητές της εξεταστικής επιτροπής, κύριο Ευάγγελο Γιδαράκο και κύριο Ιωάννη Καρακάση για την αποδοχή τους να συμμετάσχουν στην παρουσίαση και βαθμολόγηση της εργασίας. Τέλος θα ήθελα να ευχαριστήσω τους γονείς και συγγενείς μου που όλο αυτό το διάστημα της φοίτησης μου στο Πολυτεχνείο Κρήτης ήταν πάντοτε δίπλα μου και με στήριζαν.

Καλή ανάγνωση
Μαργαρίτα Χ. Βατυλιώτου

Φεβρουάριος 2004, Χανιά

ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΑ

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 1- ΕΙΣΑΓΩΓΗ.....	1
1.1 ΕΙΣΑΓΩΓΗ ΣΤΑ ΦΥΣΙΚΑ ΣΥΣΤΗΜΑΤΑ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ ΥΓΡΩΝ ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ...	1
1.1.1 Πλεονεκτήματα φυσικών συστημάτων επεξεργασίας έναντι των συμβατικών	1
1.1.2 Τύποι φυσικών συστημάτων επεξεργασίας	4
1.1.3 Γενικά χαρακτηριστικά όλων των τύπων των φυσικών συστημάτων επεξεργασίας	8
1.2 ΓΕΝΙΚΗ ΚΑΤΑΣΤΑΣΗ ΣΤΗΝ ΕΛΛΑΔΑ ΚΑΙ ΔΥΝΑΤΟΤΗΤΑ ΧΡΗΣΙΜΟΠΟΙΗΣΗΣ ΦΥΣΙΚΩΝ ΣΥΣΤΗΜΑΤΩΝ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ	9
1.3 ΠΟΙΟΤΗΤΑ ΛΥΜΑΤΩΝ ΣΤΗΝ ΕΛΛΑΔΑ.....	10
ΚΕΦΑΛΑΙΟ 2 - ΥΓΡΟΒΙΟΤΟΠΟΙ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ ΥΓΡΩΝ ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ	11
2.1 ΒΑΣΙΚΟΙ ΤΥΠΟΙ ΥΓΡΟΒΙΟΤΟΠΩΝ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ.....	11
2.2 ΑΠΑΙΤΟΥΜΕΝΗ ΠΡΟΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑ ΣΕ ΣΥΣΤΗΜΑΤΑ ΥΓΡΟΒΙΟΤΟΠΩΝ.....	15
2.2.1 Γενικά	15
2.2.2 Εσχάρωση - Screening	16
2.2.3 Δεξαμενές Τύπου Imhoff.....	20
ΚΕΦΑΛΑΙΟ 3 - ΣΥΣΤΗΜΑΤΑ ΥΓΡΟΒΙΟΤΟΠΩΝ ΕΠΙΦΑΝΕΙΑΚΗΣ ΡΟΗΣ (FWS)....	24
3.1 ΚΑΤΑΣΚΕΥΗ, ΒΛΑΣΤΗΣΗ, ΛΕΙΤΟΥΡΓΙΑ ΚΑΙ ΣΥΝΤΗΡΗΣΗ ΥΓΡΟΒΙΟΤΟΠΩΝ FWS	24
3.1.1 Κατασκευή.....	25
3.1.2 Βλάστηση.....	35
3.1.3 Λειτουργία και Συντήρηση.....	41
3.2 ΜΗΧΑΝΙΣΜΟΙ ΑΠΟΜΑΚΡΥΝΣΗΣ ΚΑΙ ΤΥΠΙΚΗ ΑΠΟΔΟΣΗ ΣΥΣΤΗΜΑΤΩΝ FWS	44
3.2.1 Βιοχημικά απαιτούμενο οξυγόνο, BOD	46
3.2.2 Απομάκρυνση TSS	49
3.2.3 Απομάκρυνση αζώτου.....	52
3.2.4 Απομάκρυνση φωσφόρου.....	58
3.2.5 Απομάκρυνση παθογόνων	61
3.2.6 Απομάκρυνση μετάλλων	64
3.2.7 Απομάκρυνση άλλων οργανικών ουσιών.....	65
3.3 ΕΠΙΔΡΑΣΗ ΘΕΡΜΟΚΡΑΣΙΑΣ	66
3.4 ΥΔΡΑΥΛΙΚΗ - ΥΔΡΟΛΟΓΙΚΗ ΜΕΛΕΤΗ.....	69
ΚΕΦΑΛΑΙΟ 4 - ΣΧΕΔΙΑΣΤΙΚΑ ΜΟΝΤΕΛΑ ΑΠΟΜΑΚΡΥΝΣΗΣ ΡΥΠΑΝΤΩΝ ΓΙΑ ΥΓΡΟΒΙΟΤΟΠΟΥΣ FWS.....	80
4.1 ΕΙΣΑΓΩΓΗ - ΚΑΤΗΓΟΡΙΕΣ ΣΧΕΔΙΑΣΤΙΚΩΝ ΜΟΝΤΕΛΩΝ.....	80
4.2 ΑΝΑΠΤΥΞΗ ΣΧΕΔΙΑΣΤΙΚΟΥ ΜΟΝΤΕΛΟΥ Reed et al. (1995)	83
4.2.1 Απομάκρυνση BOD ₅	83
4.2.2 Απομάκρυνση TSS	87

4.2.3 Απομάκρυνση αζώτου.....	88
4.2.4 Απομάκρυνση κοπρανωδών κολοβακτηριδίων (FC)	92
4.2.5 Απομάκρυνση φωσφόρου.....	93
4.3 ΑΝΑΠΤΥΞΗ ΣΧΕΔΙΑΣΤΙΚΟΥ ΜΟΝΤΕΛΟΥ Crites & Tchobanoglous (1998).....	94
4.3.1 Απομάκρυνση BOD ₅	94
4.3.2 Απομάκρυνση TSS	95
4.3.3 Μοντέλο επιβραδυνόμενου ρυθμού απομάκρυνσης για το BOD και τα TSS	96
4.3.4 Απομάκρυνση αζώτου.....	101
4.3.5 Απομάκρυνση φωσφόρου.....	102
4.4 ΑΝΑΠΤΥΞΗ ΣΧΕΔΙΑΣΤΙΚΟΥ ΜΟΝΤΕΛΟΥ Kadlec & Knight (1996).....	102
4.4.1 Απομάκρυνση BOD ₅	104
4.4.2 Απομάκρυνση TSS	104
4.4.3 Απομάκρυνση αζώτου.....	105
4.4.4 Απομάκρυνση φωσφόρου.....	106
4.4.5 Απομάκρυνση κοπρανωδών κολοβακτηριδίων (FC)	107
ΚΕΦΑΛΑΙΟ 5 - ΠΡΟΣΟΜΟΙΩΣΗ ΣΥΣΤΗΜΑΤΩΝ FWS.....	108
5.1 ΣΧΕΔΙΑΣΜΟΣ ΚΑΙ ΔΙΑΣΤΑΣΙΟΛΟΓΗΣΗ ΚΛΙΝΩΝ	108
5.1.1 Γενική διαδικασία σχεδιασμού και παραδοχές.....	108
5.1.2 Σχεδιασμός με βάση το μοντέλο Reed et al., 1995 και το μοντέλο Crites και Tchobanoglous, 1998.....	113
5.1.3 Σχεδιασμός με βάση το μοντέλο Kadlec και Knight, 1996	117
5.2 ΕΛΕΓΧΟΣ ΕΠΑΡΚΕΙΑΣ ΣΥΣΤΗΜΑΤΟΣ FWS	119
5.2.1 Γενική διαδικασία και παραδοχές.....	119
5.2.2 Έλεγχος επάρκειας συστήματος FWS με βάση το μοντέλο Reed et al., 1995 και το μοντέλο Crites και Tchobanoglous, 1998	121
5.2.3 Έλεγχος επάρκειας συστήματος FWS με βάση το μοντέλο Kadlec και Knight, 1996.....	123
5.3 ΚΑΤΑΣΚΕΥΗ ΔΙΑΓΡΑΜΜΑΤΩΝ.....	125
ΚΕΦΑΛΑΙΟ 6 - ΕΠΙΛΥΣΗ ΜΟΝΤΕΛΩΝ ΣΧΕΔΙΑΣΜΟΥ - ΠΑΡΟΥΣΙΑΣΗ ΔΙΑΓΡΑΜΜΑΤΩΝ	126
6.1 ΣΧΕΔΙΑΣΜΟΣ ΚΑΙ ΔΙΑΣΤΑΣΙΟΛΟΓΗΣΗ ΚΛΙΝΩΝ	126
6.1.1 Επίλυση με βάση το μοντέλο Reed et al., 1995 και το μοντέλο Crites και Tchobanoglous, 1998.....	127
6.1.2 Επίλυση με βάση το μοντέλο Kadlec και Knight, 1996	129
6.1.3 Σύγκριση μοντέλων και συμπεράσματα	131
6.2 ΕΛΕΓΧΟΣ ΕΠΑΡΚΕΙΑΣ ΣΥΣΤΗΜΑΤΟΣ ΥΓΡΟΒΙΟΤΟΠΟΥ FWS.....	133
6.2.1 Έλεγχος με βάση το μοντέλο Reed et al., 1995 και το μοντέλο Crites και Tchobanoglous, 1998.....	134
6.2.2 Έλεγχος με βάση το μοντέλο Kadlec και Knight, 1996	136
6.2.3 Σύγκριση μοντέλων και συμπεράσματα	137
6.3 ΠΑΡΟΥΣΙΑΣΗ ΔΙΑΓΡΑΜΜΑΤΩΝ	140
6.3.1 Διαγράμματα μοντέλου Reed et al., 1995 και Crites και Tchobanoglous, 1998	140
6.3.2 Διαγράμματα μοντέλου Kadlec και Knight, 1996.....	142
6.3.3 Σύγκριση μοντέλων και συμπεράσματα	145

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 7 - ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ - ΠΡΟΤΑΣΕΙΣ	154
Αναφορές - Βιβλιογραφία	158
ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ (αποτελέσματα κωδίκων προσομοίωσης).....	i

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 1- ΕΙΣΑΓΩΓΗ

1.1 ΕΙΣΑΓΩΓΗ ΣΤΑ ΦΥΣΙΚΑ ΣΥΣΤΗΜΑΤΑ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ ΥΓΡΩΝ ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ

Διάφορες φυσικές, χημικές και βιολογικές διεργασίες συμβαίνουν στο φυσικό περιβάλλον με την αλληλοεπίδραση του νερού, εδάφους, ατμόσφαιρας και φυτικών και ζωικών οργανισμών. Γενικά, φυσικά συστήματα επεξεργασίας υγρών αποβλήτων, ονομάζονται αυτά στα οποία η επεξεργασία του υγρού αποβλήτου διενεργείται με φυσικά μέσα και διεργασίες (φυσικές, χημικές, βιολογικές ή συνδυασμός), που συμβαίνουν στο περιβάλλον έδαφος-φυτό-απόβλητο (Αγγελάκης, 1989).

Πολλές φορές οι διεργασίες που εμπλέκονται στα φυσικά συστήματα επεξεργασίας είναι οι ίδιες που λαμβάνουν χώρα στα μηχανικά ή συμβατικά συστήματα επεξεργασίας. Κάποιες από αυτές τις διεργασίες είναι η καθίζηση, το φιλτράρισμα, η μεταφορά αερίων, η προσρόφηση, η ιονανταλλαγή, η χημική κατακρήμνιση, η χημική οξείδωση και αναγωγή, η βιολογική μετατροπή και αποδόμηση. Κάποιες διεργασίες οι οποίες λαμβάνουν χώρα αποκλειστικά στα φυσικά συστήματα επεξεργασίας είναι η φωτοσύνθεση, η φωτοοξείδωση και η πρόσληψη από τα φυτά (Αγγελάκης, 1994). Όλες αυτές οι διεργασίες λαμβάνουν χώρα με φυσικές ταχύτητες, ενώ μπορούν να πραγματοποιούνται συγχρόνως περισσότερες από μία διεργασίες και σε ένα οικοαντιδραστήρα, σε αντίθεση με τα συμβατικά συστήματα όπου οι διεργασίες πραγματοποιούνται διαδοχικά ή μια μετά την άλλη και σε διαφορετικούς, σε σειρά αντιδραστήρες ή δεξαμενές και με επιταχυνόμενες ταχύτητες (Metcalf and Eddy, 1991 και Αγγελάκης και Tchobanoglous, 1995).

1.1.1 Πλεονεκτήματα φυσικών συστημάτων επεξεργασίας έναντι των συμβατικών

Τα πλεονεκτήματα της επιλεκτικής χρήσης φυσικών συστημάτων επεξεργασίας σε σχέση με τα συμβατικά συστήματα και ιδιαίτερα όσον αφορά μικρού μεγέθους εγκαταστάσεις διαφαίνονται με συγκριτική αξιολόγηση βασικών παραμέτρων, όπως η περιβαλλοντική απόδοση, το κόστος κατασκευής και λειτουργίας και η λειτουργική αξιοπιστία.

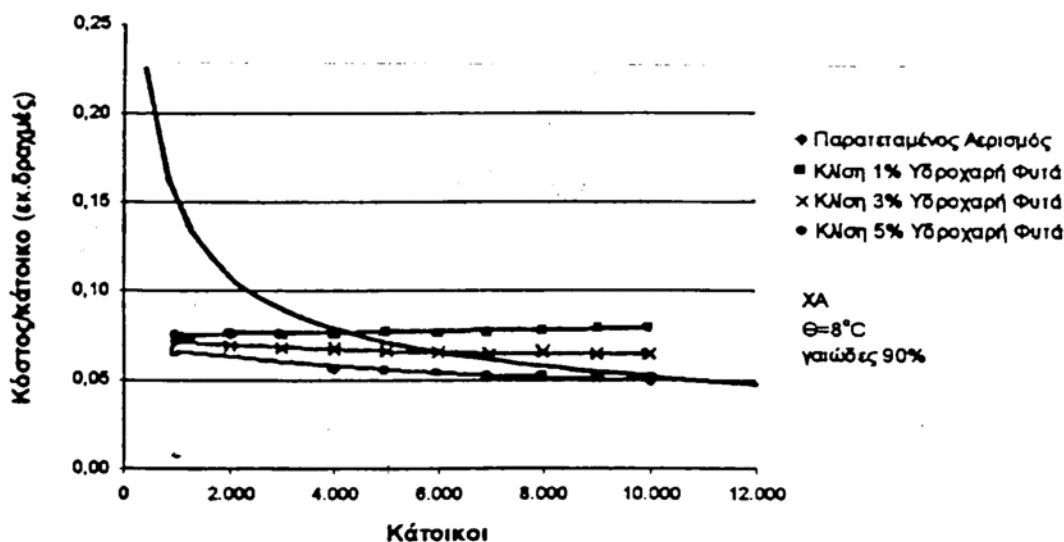
Περιβαλλοντική φιλικότητα και δυνατότητα επαναχρησιμοποίησης: Τα φυσικά συστήματα επεξεργασίας υγρών αποβλήτων αποτελούν απλά, αποτελεσματικά συστήματα, συμβατά με φυσικές διεργασίες και το φυσικό περιβάλλον, χωρίς πολύπλοκους και ενεργοβόρους μηχανισμούς. Οι σχετικά μικροί ρυθμοί εφαρμογής υδραυλικών φορτίων συνδυαζόμενοι με την παρουσία βλάστησης σε ένα ενεργό οικοσύστημα παρέχουν στα φυσικά συστήματα υψηλότερο δυναμικό επεξεργασίας από τα άλλα συστήματα επεξεργασίας (Tsagarakis et al., 2000). Επιπλέον, υπερτερούν περιβαλλοντικά σε σχέση με τις μονάδες ενεργού ιλύος λόγω της πολύ μεγάλης απόδοσής τους σε σχέση με την απομάκρυνση των νοσογόνων μικροοργανισμών. Το γεγονός αυτό διευκολύνει σημαντικά τις δυνατότητες διάθεσης των επεξεργασμένων λυμάτων σε κάθε αποδέκτη, καθιστώντας τα κατάλληλα ακόμα και για επαναχρησιμοποίηση, π.χ. για σκοπούς άρδευσης (σχήμα 1.1.1). Επίσης ένα πλεονέκτημα των φυσικών συστημάτων επεξεργασίας σε σχέση με τα συμβατικά αποτελεί η δυνατότητα συμβολής τους στην αναβάθμιση του περιβάλλοντος και στη δημιουργία χώρων αναψυχής.



Σχήμα 1.1. 1: Αλυσίδα επεξεργασίας υγρών αποβλήτων ενός ξενοδοχείου. Τεχνητός υγροβιότοπος και δυνατότητα επαναχρησιμοποίησης.

Κόστος κατασκευής και λειτουργίας: Όσον αφορά το κόστος κατασκευής και λειτουργίας μονάδων επεξεργασίας τα δημοσιευμένα στοιχεία από την Ελληνική αγορά είναι περιορισμένα, ιδιαίτερα σε σχέση με τα φυσικά συστήματα τα οποία σε λίγες μόνο περιπτώσεις έχουν χρησιμοποιηθεί. Στοιχεία συγκριτικής εκτίμησης του κόστους κατασκευής μονάδων παρατεταμένου αερισμού και τεχνητών υγροβιότοπων υποεπιφανειακής ροής για τυπικές συνθήκες κατασκευής και λειτουργίας παρουσιάζονται παρακάτω.

Όπως διαπιστώνεται από το διάγραμμα 1.1.1, το κανονικοποιημένο κόστος κατασκευής των συστημάτων παρατεταμένου αερισμού αυξάνει εκθετικά όσο το μέγεθος της εγκατάστασης μικραίνει, ιδιαίτερα για εγκαταστάσεις που εξυπηρετούν λιγότερους από 5.000 κατοίκους. Αντίθετα, το κανονικοποιημένο κόστος των τεχνητών υγροβιότοπων υποεπιφανειακής ροής παραμένει σχετικά σταθερό και είναι σημαντικά χαμηλότερο για εγκαταστάσεις δυναμικότητας μικρότερης των 3.000 κατοίκων.



Διάγραμμα 1.1. 1: Σύγκριση κατασκευαστικού κόστους μονάδων παρατεταμένου αερισμού και τεχνητών υγρατόπων υποεπιφανειακής ροής, (Γκράτζιου, 1998)

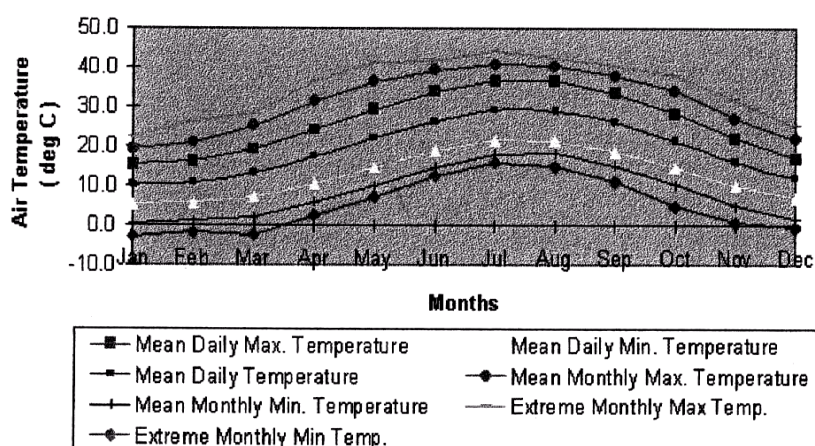
Τα λειτουργικά κόστη για εγκαταστάσεις παρατεταμένου αερισμού δυναμικότητας 5.000 έως 20.000 κατοίκων κυμαίνονται από 15 έως 40 εκατ. Δρχ. ετησίως. Το κόστος λειτουργίας των φυσικών συστημάτων δεν είναι διαθέσιμο, με βάση όμως τη διεθνή εμπειρία θεωρείται βέβαιο ότι είναι πολύ χαμηλότερο από αυτό των εγκαταστάσεων παρατεταμένου αερισμού. Κατά συνέπεια για τις μονάδες μικρού μεγέθους, τα φυσικά συστήματα παρέχουν πολύ χαμηλότερο κόστος επεξεργασίας (κανονικοποιημένο ετήσιο κόστος κεφαλαίου και λειτουργικό) σε σχέση με συστήματα παρατεταμένου αερισμού, μικρότερο του 50% για περιοχές όπως της Μεσογείου, με ήπιο γενικά κλίμα. Επιπλέον, απαιτούν ελάχιστη συντήρηση και συνεπώς, ελάχιστο εργατικό δυναμικό.

Λειτουργική αξιοπιστία: Η λειτουργική αξιοπιστία μιας εγκατάστασης εξαρτάται από παράγοντες όπως η ικανότητά της να αντιμετωπίσει ξαφνικά φορτία και διακοπές στη λειτουργία, κυρίως όμως από την ύπαρξη ειδικευμένων χειριστών. Σε σχέση με όλα αυτά τα κριτήρια τα φυσικά συστήματα έχουν σαφή υπεροχή. Συγκεκριμένα, τα φυσικά συστήματα έχουν τη δυνατότητα να δέχονται μέχρι και τριπλάσια φορτία κατά τη διάρκεια των καλοκαιρινών μηνών εξυπηρετώντας έτσι τις τουριστικές ανάγκες και αυτό τα καθιστά ιδανικά για ευρεία χρήση από μικρούς και μεσαίου μεγέθους ΟΤΑ (Μ.Α. Οικονομοπούλου και Α. Π. Οικονομόπουλος, 1999).

Καταλληλότητα φυσικών συστημάτων επεξεργασίας σε περιοχές με ήπιο κλίμα: Ιδιαίτερα τα κλιματολογικά δεδομένα των περιοχών της Μεσογείου (ήπιο κλίμα, υψηλές σχετικά θερμοκρασίες καθ' όλη τη διάρκεια του έτους), ευνοούν μεγάλους ρυθμούς ανάπτυξης φυσικών συστημάτων,

καθώς και ανάκτησης και επαναχρησιμοποίησης εκροών επεξεργασμένων υγρών αποβλήτων κυρίως για άρδευση.

Οι ήπιες κλιματολογικές συνθήκες της Μεσογείου επαληθεύονται από δεδομένα για τη μέση ημερήσια θερμοκρασία του αέρα καθ' όλη τη διάρκεια του έτους για την περίπτωση της Κύπρου. Σύμφωνα με αυτά, Κατά τον Ιούλιο και τον Αύγουστο η μέση ημερήσια θερμοκρασία κυμαίνεται μεταξύ 29°C (ενδοχώρα) και 22°C (ορεινά) ενώ οι μέγιστη θερμοκρασία κατά την ίδια χρονική περίοδο κυμαίνεται μεταξύ 36°C (ενδοχώρα) και 27°C (ορεινά). Τον Ιανουάριο η μέση ημερήσια θερμοκρασία του αέρα κυμαίνεται από 10°C στην ενδοχώρα και 3°C στα ορεινά. Στο κέντρο και τα ανατολικά παράλια ο μέσος αριθμός των ωρών λαμπρής ηλιοφάνειας κατά τη διάρκεια ολόκληρου του χρόνου είναι περίπου το 75% των ωρών όπου ο ήλιος βρίσκεται πάνω από τον ορίζοντα.



Διάγραμμα 1.1. 2: Θερμοκρασία αέρα καθ' όλη τη διάρκεια του έτους στην Κύπρο
(πηγή: Mean Daily Sunshine Duration 1991-2000, Μετεωρολογική Υπηρεσία Κύπρου)

1.1.2 Τύποι φυσικών συστημάτων επεξεργασίας

Τα φυσικά συστήματα επεξεργασίας υγρών αποβλήτων κατατάσσονται σε διάφορες κατηγορίες (Metcalf and Eddy, 1991) οι επικρατέστερες των οποίων είναι οι παρακάτω:

- (α) Τα γήινα και/ή εδαφικά συστήματα
- (β) Τα συστήματα υδροχαρών φυτών
- (γ) Οι διάφοροι τύποι τεχνητών λιμνών

Τα γήινα και/ή εδαφικά συστήματα βασίζονται στο έδαφος ή σε βαθύτερους γεωλογικούς σχηματισμούς. Μετά την εφαρμογή προεπεξεργασμένων υγρών αποβλήτων στην επιφάνεια του εδάφους, επιτυγχάνεται περαιτέρω επεξεργασία τους δια μέσου των φυσικών, χημικών και βιολογικών διεργασιών που λαμβάνουν χώρα στο έδαφος και βαθύτερους γεωλογικούς

σχηματισμούς. Τέτοια συστήματα είναι (α) τα τοπικά, (β) τα βραδείας εφαρμογής (slow rate:SR), (γ) τα ταχείας διήθησης (rapid infiltration: RI), (δ) τα επιφανειακής ροής (overland flow-OF) και (ε) οι συνδυασμένοι τύποι.

Τα συστήματα υδροχαρών φυτών βασίζονται σε κάποια υδροχαρή φυτά όπως για παράδειγμα κάποια ανερχόμενα φυτά όπως είναι τα καλάμια, τα βούρλα, η ψάθα και κάποια επιπλέοντα φυτά. Σε αυτή την κατηγορία συστημάτων επεξεργασίας υγρών αποβλήτων ανήκουν οι φυσικοί και τεχνητοί υγροβιότοποι (επιφανειακής και υποεπιφανειακής ροής) και τα συστήματα των επιπλέοντων υδροχαρών φυτών.

Οι διάφοροι τύποι τεχνητών λιμνών συνήθως συνδυάζουν αναερόβια και αερόβια επεξεργασία και αποθήκευση των υγρών αποβλήτων σε τεχνητές λίμνες.

Παρακάτω γίνεται μια συνοπτική περιγραφή των βασικότερων φυσικών συστημάτων επεξεργασίας.

Βραδεία εφαρμογή: Η βραδεία εφαρμογή (Slow Rate-SR) αποτελεί ένα από τους επικρατέστερους σήμερα 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 (Αγγελάκης, 1989). Το εφαρμοζόμενο απόβλητο είτε χρησιμοποιείται για την ικανοποίηση εξατμισοδιαπνευστικών αναγκών ή διηθείται και κατεισδύει στο έδαφος και σε βαθύτερους γεωλογικούς σχηματισμούς. Κάθε πιθανή επιφανειακή απορροή, συνήθως, συγκεντρώνεται και επανα-εφαρμόζεται στο σύστημα. Η επεξεργασία του αποβλήτου διενεργείται καθώς αυτό διηθείται στο έδαφος. Στις περισσότερες περιπτώσεις το απόβλητο κατεισδύει στον υποκείμενο υπόγειο υδροφόρο, αλλά είναι δυνατό να συναντηθεί με επιφανειακό νερό ή ακόμη και να ανακτηθεί με στραγγιστικά ή φρεατικά έργα. Η ταχύτητα εφαρμογής του αποβλήτου, δηλαδή το υδραυλικό φορτίο εφαρμογής (ύψος νερού ανά μονάδα επιφάνειας) και η επιλογή και η διαχείριση της φυτικής βλάστησης αποτελούν βασικά στοιχεία σχεδιασμού του συστήματος. Η εφαρμογή του υγρού αποβλήτου στο έδαφος μπορεί να γίνει με μια 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. Οι ενδιάμεσοι κύκλοι εφαρμογής κυμαίνονται συνήθως από 4-10 ημέρες. 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.

Ταχεία Διήθηση ή Εφαρμογή: (Rapid Infiltration - RI). Τα συστήματα αυτά ονομάζονται επίσης SAT (Soil Aquifer-Treatment, δηλαδή Έδαφος-Υδροφορέας-Επεξεργασία). 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 και/ή προστασία του κυρίως από διείσδυση και ανάμειξη με αλμυρό νερό, β) ανάκτηση με στράγγιση ή άντληση και γ) φυσική ροή του υπόγειου νερού 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 του υδραυλικού φορτίου.

Επιφανειακή ροή: (Overland Flow - OF). 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 σχετικά αδιαπέρατα, αν και οι διεργασίες αυτών των συστημάτων έχουν εφαρμογή σε μια ποικιλία εδαφικών τύπων και κυρίως 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 απόβλητου συλλέγεται ως επιφανειακή απορροή. Μέρος του εφαρμοζόμενου αποβλήτου εξατμιοδιαπνέεται. Οι συνολικές απώλειες του υγρού 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 (ξηράνσης). Η χρονική διάρκεια της 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.

Υγροβιότοποι: Οι υγροβιότοποι είναι τμήματα εδάφους κατακλυζόμενα με νερό συνήθως μικρού βάθους ($< 0,6 \text{ m}$), στα οποία αναπτύσσονται φυτά όπως 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 του νερού και περιορίζει την ανάπτυξη αλγών με τον έλεγχο της προσπίπτουσας ακτινοβολίας. Στην επεξεργασία των υγρών αποβλήτων έχουν χρησιμοποιηθεί τόσο οι τεχνητοί, όσο και οι φυσικοί υγροβιότοποι. Οι φυσικοί όμως υγροβιότοποι έχουν περιορισμένη χρήση στην αποδοχή και/ή περαιτέρω επεξεργασία εκροών δευτεροβάθμιας ή ακόμη προωθημένης επεξεργασίας.

Συστήματα Επιπλέοντων Υδροχαρών Φυτών: Τα συστήματα αυτά ομοιάζουν στη βασική σύλληψή τους με αυτά των υγροβιοτόπων 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 υγροβιοτόπων επιφανειακής ροής και συνήθως κυμαίνεται από 0,5 έως 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 αντίστοιχων συστημάτων τεχνητών υγροβιοτόπων.

Υδατοκαλλιέργεια: Υδατοκαλλιέργεια είναι η ανάπτυξη ψαριών και άλλων υδροβίων 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 εξολοκλήρου στα βακτήρια που αναπτύσσονται και εγκαθίστανται στα επιπλέοντα υδροχαρή φυτά (Reed et al., 1988). 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.

1.1.3 Γενικά χαρακτηριστικά όλων των τύπων των φυσικών συστημάτων επεξεργασίας

Όλοι οι τύποι των φυσικών συστημάτων επεξεργασίας προϋποθέτουν συνήθως προεπεξεργασία των χρησιμοποιούμενων υγρών αποβλήτων με κάποιο μηχανικό τρόπο. Η ελάχιστη προεπεξεργασία που συνίσταται είναι η εσχάρωση και /ή πρωτοβάθμια επεξεργασία, με σκοπό την απομάκρυνση στερεών, που θα μπορούσαν να προξενήσουν προβλήματα στα δίκτυα διανομής ή ενοχλητικές συνθήκες στον περιβάλλοντα χώρο.

Η ικανότητα όλων σχεδόν των φυσικών συστημάτων για επεξεργασία ιλύος υγρών αποβλήτων είναι περιορισμένη. Γι' αυτό το λόγο, τα συστήματα αυτά θα πρέπει να σχεδιάζονται, να κατασκευάζονται και να διαχειρίζονται με δεδομένη αυτή την προϋπόθεση. Το αναγκαίο επίπεδο προεπεξεργασίας εξαρτάται από τα αντικείμενα και τους στόχους του συστήματος και από τους σχετικούς κανονισμούς που ισχύουν στην εκάστοτε περίπτωση.

Στις ΗΠΑ οι περισσότεροι από τους υδροβιότοπους επιφανειακής και υποεπιφανειακής ροής επεξεργάζονται τουλάχιστο υγρά απόβλητα πρωτοβάθμιας επεξεργασίας. Η πρωτοβάθμια επεξεργασία μπορεί να επιτευχθεί σε σηπτικές δεξαμενές, δεξαμενές τύπου Imhoff, λίμνες σταθεροποίησης, ή σε συμβατικά συστήματα πρωτοβάθμιας επεξεργασίας.

Μια σύγκριση των χαρακτηριστικών των βασικών τύπων των φυσικών συστημάτων δίνεται στον πίνακα 1.1.1:

Χαρακτηριστικά	SR (τύπος 1)	SR (τύπος 2)	RI	OF	Εφαρμογή υδροβιότοπου	Επικλόν υδρόβιο φυτό
Βαθμός	20% καλλιεργούμενες και 40% μη καλλιεργ. θέσεις	Μέτρια	Μη κρίσιμο	2 έως 8%	0,2%	0,4-0,5%
Υδραυλική αγωγιμότητα			Ταχεία	Μικρή	Μέτρια	Μη εφαρμόσιμο
Βάθος υπόγειου ορίζοντα (m)	>3		1 κατά της διάρκειας εφαρμογής 1,5-3,1 κατά τη διάρκεια της ξήρανσης	Μη κρίσιμο	Μη κρίσιμο	Μη κρίσιμο
Κλίμα	Χειμερινή αποθήκευση σε ψυχρά κλίματα		Μη κρίσιμο	Μη κρίσιμο	Εξαρτάται από τη βλάστηση	Εξαρτάται από τη βλάστηση
Τεχνικές εφαρμογής	Εκτοξευτήρας ή επιφανειακή ^δ		Συνήθως επιφανειακή	Εκτοξευτήρας ή επιφανειακή	Εκτοξευτήρας ή επιφανειακή	Επιφανειακή
Ρυθμοί φορτίου BOD ₅ (kg/στρ. d)	0,3-1,1		4,5-18,0	5,5-2,25	<11	2-50
Ρυθμός υδραυλικού φορτίου (m/yr)	2-7	1,5-3,0	6,1-91,5	7,3-56,7	5,5-18,3	5,5-18,3
Απαιτούμενη έκταση [στρ./ (10 ³ m ² /d) ^α]	60-200	200-600	40-60	65-48	20-70	2-7
Ελάχιστη απαιτούμενη προεπεξεργασία	Πρωτοβάθμια καθίζηση ^γ		Πρωτοβάθμια καθίζηση	Εσχάρωση	Πρωτοβάθμια καθίζηση	Πρωτοβάθμια καθίζηση
Διάθεση εφαρμοζόμενης εκροής	Εξατμισοδιαπνοή και διήθηση		Κυρίως διήθηση	Επιφανειακή απορροή και εξατμισοδιαπνοή και μικρή διήθηση	Εξατμισοδιαπνοή, διήθηση και απορροή	Μερική εξατμισοδιαπνοή
Βλάστηση	Απαιτείται		Προαιρετική ^δ	Απαιτείται ^δ	Απαιτείται	Απαιτείται

^α Η έκταση δεν περιλαμβάνει ουδέτερη ζώνη, δρόμους και άλλους κοινόχρηστους χώρους.

^β Περιλαμβάνει αυλάκια και τομές οδών.

^γ Εξαρτάται από τη χρήση της εκροής και τον τύπο της φυτικής βλάστησης.

^δ Μερικές φορές χρησιμοποιείται χορτοκοπή.

^ε Χρησιμοποιούνται υδρο-ανεκτικοί χορτοπατες.

Πίνακας 1.1. 1: Σύγκριση χαρακτηριστικών θέσης και σχεδιασμού των εναλλακτικών φυσικών συστημάτων επεξεργασίας (Metcalf and Eddy, 1991, Crites et al., 2000 και Αγγελάκης, 2001)

1.2 ΓΕΝΙΚΗ ΚΑΤΑΣΤΑΣΗ ΣΤΗΝ ΕΛΛΑΔΑ ΚΑΙ ΔΥΝΑΤΟΤΗΤΑ ΧΡΗΣΙΜΟΠΟΙΗΣΗΣ ΦΥΣΙΚΩΝ ΣΥΣΤΗΜΑΤΩΝ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ

Η Αθήνα και η Θεσσαλονίκη συγκεντρώνουν το 40 % περίπου του πληθυσμού της χώρας, 59 ακόμα πόλεις με πληθυσμό άνω των 10.000 κατοίκων συγκεντρώνουν το 20% του πληθυσμού, ενώ το υπόλοιπο 40% ζει σε 5890 πόλεις και οικισμούς με μόνιμο πληθυσμό μικρότερο των 10.000 (ΕΣΥΕ, 1983 και Υπ. Εσωτερικών Ελλάδος, 1994). Λαμβάνοντας υπόψη τις απαιτήσεις της Ε.Ε. σύμφωνα με την κοινοτική οδηγία 91/271/ΕΟΚ όσον αφορά στη διάθεση αστικών αποβλήτων σε υγρούς αποδέκτες και τα παραπάνω στοιχεία πληθυσμιακής κατανομής συνάγεται ότι μέχρι το έτος 2005 θα χρειαστούν περί τις 500 εγκαταστάσεις επεξεργασίας αποβλήτων (Α. Π. Οικονομόπουλος και Μ. Α. Οικονομοπούλου, 1999). Από τους ΟΤΑ είχαν κατασκευαστεί μέχρι το τέλος του 1998 γύρω στις 270 εγκαταστάσεις βιολογικού καθαρισμού επομένως, μέχρι το έτος 2005 θα απαιτηθεί η κατασκευή 230 ακόμα εγκαταστάσεων. Όσον αφορά στις εγκαταστάσεις που έχουν ήδη κατασκευαστεί σχεδόν όλες είναι ενεργού ιλύος και η μεγάλη πλειοψηφία αυτών είναι παρατεταμένου αερισμού λόγω της απλούστερης λειτουργίας και των ευνοϊκών ιδιοτήτων της παραγόμενης λάσπης. Σύμφωνα με υφιστάμενες πληροφορίες η λειτουργία των περισσότερων από τις εγκαταστάσεις αυτές δεν είναι ικανοποιητική κυρίως λόγω της έλλειψης ειδικευμένου προσωπικού λειτουργίας και συντήρησης, αδυναμίας κάλυψης του κόστους λειτουργίας ή/και λόγω της πλημμελούς σχεδίασης και κατασκευής. Επίσης, σε αρκετές εγκαταστάσεις επεξεργασίας, η έμφαση για προστασία των νερών εξαντλείται στις μονάδες καθαρισμού και μικρή σημασία δίνεται στην κατάλληλη διάθεση των επεξεργασμένων ή μη λυμάτων.

Ο αριθμός των πόλεων και κοινοτήτων με σταθερό πληθυσμό πάνω από 3 χιλιάδες κατοίκους είναι 228 και άρα μπορεί να υποθεθεί ότι αυτοί οι ΟΤΑ διαθέτουν μονάδες επεξεργασίας. Το ίδιο συμβαίνει με περίπου 40 ακόμα ΟΤΑ με μικρότερο πληθυσμό. Συνεπώς ο αριθμός των εγκαταστάσεων καθαρισμού που απομένει να κατασκευαστούν αφορά κατά κύριο λόγο κοινότητες με μόνιμους πληθυσμούς μικρότερους των 3000 κατοίκων. Παρόμοια, από άποψη μεγέθους, εμφανίζεται η κατάσταση και για όσες συνεταιριστικές μονάδες επεξεργασίας-διάθεσης προωθηθούν για από κοινού εξυπηρέτηση ξενοδοχείων και άλλων τουριστικών εγκαταστάσεων με ή δίχως παρακείμενους οικισμούς.

Συνεπώς στην Ελλάδα οι εγκαταστάσεις που απομένουν να κατασκευαστούν μέχρι το 2005 είναι σχετικά μικρού μεγέθους, γεγονός που ευνοεί την επιλεκτική χρήση φυσικών συστημάτων επεξεργασίας.

1.3 ΠΟΙΟΤΗΤΑ ΛΥΜΑΤΩΝ ΣΤΗΝ ΕΛΛΑΔΑ

Σύμφωνα με έρευνα που έχει πραγματοποιηθεί στην Ελλάδα, έχουν προσδιοριστεί τα ποιοτικά και ποσοτικά χαρακτηριστικά των λυμάτων (Tsagarakis et al., 2001). Τα στοιχεία αυτά αναφέρονται στις μέσες ετήσιες τιμές που εισέρχονται στην εγκατάσταση. Για μεσαίους και μεγάλους οικισμούς, η προτεινόμενη τιμή της παροχής του υγρού αποβλήτου που εισέρχεται στην εγκατάσταση είναι 170 L/κάτοικο·d, ενώ για μικρές εγκαταστάσεις, σε αγροτικές περιοχές, έχουν αναφερθεί τιμές που κυμαίνονται από 100-120L/κάτοικο·d. Πολλές από αυτές τις εγκαταστάσεις έχουν σχεδιαστεί, ώστε να αντιμετωπίζουν με επιτυχία τιμές της τάξης του 200L/κάτοικο·d. Στον Πίνακα 1.3.1 που ακολουθεί, παρουσιάζονται τα ποιοτικά και ποσοτικά χαρακτηριστικά των υγρών αποβλήτων στην Ελλάδα, που εισέρχονται σε εγκαταστάσεις μεσαίου ή μεγάλου μεγέθους.

Πίνακας 1.3. 1: Ποιοτικά και ποσοτικά χαρακτηριστικά των υγρών αποβλήτων στην Ελλάδα, που εισέρχονται σε εγκαταστάσεις μεσαίου ή μεγάλου μεγέθους (>10.000 κατοίκους) (Tsagarakis et al., 2001)

Μεταβλητή	Ελάχιστη τιμή	Μέγιστη τιμή	Τυπική απόκλιση	Μέση τιμή
BOD ₅ (mg/L)	102	614	127	300,0
COD (mg/L)	229	943	201	570,0
SS (mg/L)	110	480	104	296,0
TN (mg/L)	25	110	27	57,0
TP (mg/L)	5	22	5	11,8
Q (L/κατ.·d)	133	190	17	165,0

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 2 - ΥΓΡΟΒΙΟΤΟΠΟΙ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ ΥΓΡΩΝ ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ

Τα συστήματα επεξεργασίας υγροβιοτόπων χρησιμοποιούν ριζωμένα ανθεκτικά στο νερό φυτά και ρηχές, κατακλυζόμενες ή συνθήκες κορεσμένου εδάφους για την εξασφάλιση διαφόρων μορφών επεξεργασίας των υγρών αποβλήτων. Κάποια από τα πλεονεκτήματα που παρουσιάζουν σε σχέση με τα συμβατικά συστήματα επεξεργασίας αποτελούν η απλότητα της κατασκευής τους, το χαμηλό κόστος κατασκευής και λειτουργίας (δεν απαιτείται υψηλό κόστους ηλεκτρομηχανολογικός εξοπλισμός ή υψηλή κατανάλωση ηλεκτρικής ενέργειας) και η υψηλή τους απόδοση ακόμα και με διακυμαινόμενους ρυθμούς φόρτισης. Κάποια από τα μειονεκτήματα των υγροβιοτόπων επεξεργασίας αποτελούν οι μεγάλες απαιτήσεις έκτασης σε σχέση με ένα συμβατικό σύστημα επεξεργασίας (ιδιαίτερα για υψηλές παροχές αποβλήτων), η ανάγκη για προεπεξεργασία των αποβλήτων και οι υψηλοί χρόνοι παραμονής στο σύστημα οι οποίοι μπορούν να οδηγήσουν στην προσέλευση στο σύστημα επιβλαβών οργανισμών.

Στην παράγραφο 2.1 πραγματοποιείται μια γενική περιγραφή και σύγκριση των τριών βασικών τύπων υγροβιοτόπων επεξεργασίας ενώ, στην παράγραφο 2.2 αναπτύσσονται οι απαιτήσεις προεπεξεργασίας για συστήματα υγροβιοτόπων.

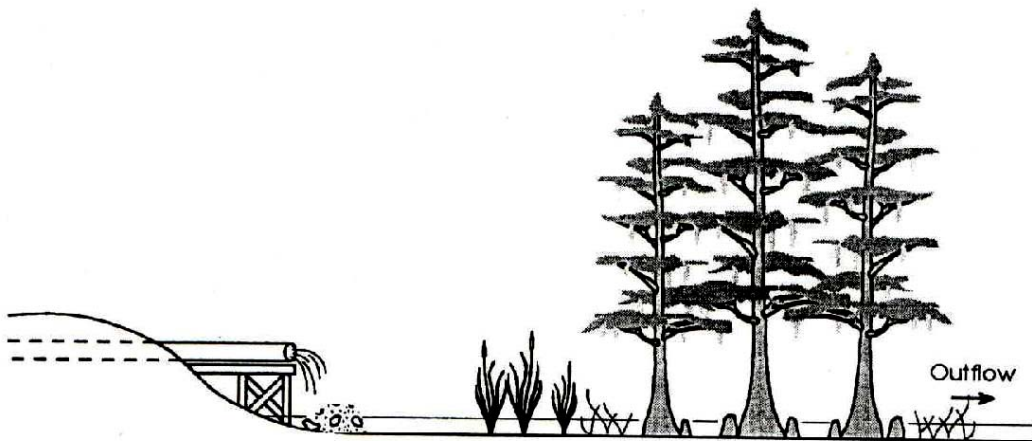
2.1 ΒΑΣΙΚΟΙ ΤΥΠΟΙ ΥΓΡΟΒΙΟΤΟΠΩΝ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ

Οι τρεις βασικοί τύποι υγροβιοτόπων για επεξεργασία συμπεριλαμβάνουν τους φυσικούς υγροβιοτόπους, τους τεχνητούς υγροβιοτόπους επιφανειακής ροής, και τους τεχνητούς υγροβιοτόπους υποεπιφανειακής ροής.

Οι φυσικοί υγροβιοτόποι με παρουσία ανερχόμενων φυτών αποτελούν υγροβιοτόπους επιφανειακής ροής, όπως και οι βάλτοι με παρουσία βρύων. Όσον αφορά στους φυσικούς υγροβιοτόπους, μόνο αυτοί που είναι με φυτά τα οποία μπορούν να προσαρμοστούν σε συνεχή ροή, είναι κατάλληλοι για να δεχτούν συνεχή ροή υγρών αποβλήτων. Οι φυσικοί υγροβιοτόποι

μπορούν να θεωρηθούν και ως υδατικοί αποδέκτες. Το καθεστώς προστασίας στο οποίο υπόκεινται οι φυσικοί υδροβιότοποι (οδηγία 91/271/ΕΟΚ) απαιτεί ένα επίπεδο τουλάχιστον 2^οβάθμιας προεπεξεργασίας (BOD_5 και $TSS < 30 \text{ mg/L}$). Οι φυσικοί υδροβιότοποι, όταν είναι διαθέσιμοι σε μια περιοχή είναι οικονομικότεροι, απαιτώντας ελάχιστες δαπάνες για αντλίες, σωλήνες και δομές διανομής νερού, καθώς και για το κόστος της μεταφοράς εδάφους (σε περίπτωση όπου το φυσικό έδαφος της περιοχής δε θεωρείται κατάλληλο). Η απαιτούμενη προεπεξεργασία όμως, καθώς και οι λειτουργικές δαπάνες ελέγχων και ρυθμίσεων είναι τυπικά υψηλότερες σε ένα σύστημα επεξεργασίας φυσικού υδροβιότοπου (Kadlec και Knight, 1996).

Το κύριο αντικείμενο χρησιμοποίησης φυσικών υδροβιότοπων, ως αποδεκτών εκροών επεξεργασμένων υγρών αποβλήτων, είναι η ενίσχυση προϋπάρχοντος εθίμου. Τροποποιήσεις σε υπάρχοντες υδροβιότοπους με σκοπό τη βελτίωση των συνθηκών επεξεργασίας πρέπει γενικά να αποφεύγονται, γιατί μπορούν να προξενήσουν προβλήματα στο φυσικό οικοσύστημα (Α.Ν. Αγγελάκης-Γ.Τchobanoglous, 1995).



Σχήμα 2.1. 1: Φυσικός υδροβιότοπος επεξεργασίας

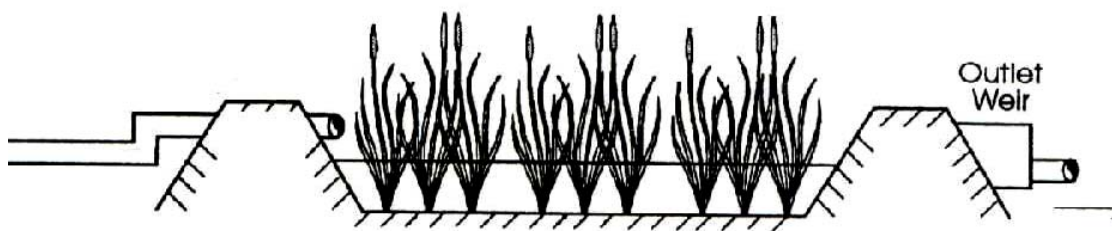
Με την κατασκευή τεχνητών υδροβιότοπων αποφεύγονται οι τυχόν παρεμβολές στο φυσικό περιβάλλον της περιοχής, ενώ παράλληλα μπορούν να σχεδιαστούν με τέτοιο τρόπο ώστε να παρέχουν τη βέλτιστη επιθυμητή επεξεργασία υγρών αποβλήτων. Επιπλέον παρέχουν ελαστικότητα καθώς, μπορούν να κατασκευαστούν σχεδόν σε οποιαδήποτε τοποθεσία. Μπορούν να χρησιμοποιηθούν για επεξεργασία αποβλήτων πρωτοβάθμιας ή δευτεροβάθμιας επεξεργασίας, όπως και για επεξεργασία νερών που προέρχονται από διάφορες άλλες πηγές όπως ατμοσφαιρικές κατακρημνίσεις, διηθήματα από χώρους υγειονομικής ταφής απορριμμάτων, βιομηχανικά και γεωργικά υγρά απόβλητα και υγρά αποχετεύσεων. Επίσης μπορούν να χρησιμοποιηθούν για επεξεργασία οικιακών λυμάτων σε μικρά επί τόπου συστήματα. Κάποια τυπικά είδη φυτών τα

οποία χρησιμοποιούνται στους τεχνητούς υγροβιότοπους είναι το κοινό καλάμι (*Phragmites Australis*), η ψάθα (*Typha Latifolia spp.*) και τα βούρλα (*Scirpus spp.*).

Οι τεχνητοί υγροβιότοποι είναι αποτελεσματικοί στην επεξεργασία βιοχημικά απαιτούμενου οξυγόνου (BOD), αιωρούμενων στερεών, αζώτου και φωσφόρου όπως επίσης και στη μείωση μετάλλων, οργανικών και παθογόνων. Η αποτελεσματικότητα των συστημάτων αυτών εξαρτάται από την ικανοποιητική προεπεξεργασία των υγρών αποβλήτων, τις συντηρητικές συνιστώσες (conservative constituents), το υδραυλικό φορτίο, τη συλλογή δεδομένων και πληροφοριών για την εκτίμηση της απόδοσης του συστήματος καθώς και από την επαρκή γνώση διαφόρων λειτουργικών στρατηγικών.

Οι τεχνητοί υγροβιότοποι χωρίζονται σε δύο βασικές κατηγορίες: (α) στους υγροβιότοπους επιφανειακής ροής (FWS) και (β) στους υγροβιότοπους υποεπιφανειακής ροής (SF).

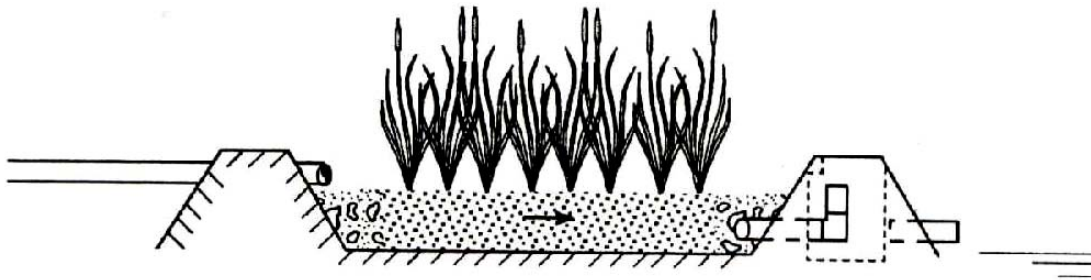
Οι υγροβιότοποι επιφανειακής ροής (Free Water Surface), χαρακτηρίζονται από την παρουσία επιφάνειας νερού εκτεθειμένης στην ατμόσφαιρα. Τα FWS συστήματα αποτελούνται, συνήθως, από μια ή περισσότερες παράλληλες λεκάνες, κανάλια ή τάφρους με αδιαπέρατους πυθμένες, ένα στρώμα εδάφους για το ρίζωμα των φυτών, ανερχόμενη φυτική βλάστηση, σχετικά μικρό βάθος νερού και τις κατάλληλες δομές εισόδου εξόδου. Ανοικτές ζώνες νερού μπορούν να ενσωματωθούν στο σχεδιασμό, προκειμένου να βελτιστοποιηθεί η υδραυλική του συστήματος καθώς και για εμπλουτισμό της άγριας ζωής της περιοχής. Το βάθος του νερού σε αυτού του τύπου τους τεχνητούς υγροβιότοπους κυμαίνεται από μερικά cm μέχρι 0,8 m. Οι ροές σχεδιασμού για ένα λειτουργικό σύστημα υγροβιοτόπων επιφανειακής ροής κυμαίνονται από $< 4 \text{ m}^3/\text{d}$ μέχρι $> 75000 \text{ m}^3/\text{d}$ (Reed et al., 1995).



Σχήμα 2.1. 2: Υγροβιότοπος FWS

Οι υγροβιότοποι υποεπιφανειακής ροής χρησιμοποιούν ένα στρώμα εδάφους ή ένα στρώμα με χαλίκια σαν υπόστρωμα για την ανάπτυξη των φυτών. Το βάθος του υποστρώματος σε υγροβιότοπους υποεπιφανειακής ροής είναι τυπικά μικρότερο των 0,6 m, και ο πυθμένας του υποστρώματος είναι κεκλιμένος ώστε να ελαχιστοποιούνται οι ροές του νερού πάνω από το

έδαφος. Ποσότητα οξυγόνου εισέρχεται του υποστρώματος εν μέρει με απευθείας ατμοσφαιρική διάχυση και εν μέρει δια μέσου των φύλλων των φυτών και του ριζικού συστήματος, έχοντας ως αποτέλεσμα τη δημιουργία τόσο αερόβιων, όσο και αναερόβιων ζωνών. Το μεγαλύτερο μέρος του κορεσμένου στρώματος είναι αναερόβιο κάτω από τα περισσότερα σχεδιαστικά φορτία. Ένα συχνό πρόβλημα το οποίο απαντάται σε συστήματα υγροβιοτόπων υποεπιφανειακής ροής είναι η μη επαρκής υδραυλική κλίση η οποία οδηγεί στη δημιουργία επιφανειακών ροών.



Σχήμα 2.1. 3: Υγροβιότοπος SF

Οι υγροβιότοποι SF παρουσιάζονται πλεονεκτικότεροι σε σχέση με τους υγροβιότοπους FWS. Το στρώμα χαλικιών προσδίδει στο σύστημα μεγαλύτερη επιφάνεια για επαφή του αποβλήτου με τους μικροοργανισμούς. Συνεπώς, ένα σύστημα SF καλύπτει μικρότερη έκταση σε σχέση με ένα σύστημα FWS. Επίσης, για το λόγο ότι η επιφάνεια του νερού δεν εκτίθεται στους υγροβιότοπους SF, αυτοί δεν αντιμετωπίζουν συνήθως προβλήματα προσέλκυσης κουνουπιών και επιπλέον είναι κατάλληλοι για πρόσβαση από το κοινό. Αυτού του τύπου τα συστήματα παρέχουν μεγαλύτερη θερμική προστασία σε περιοχές με ψυχρά κλίματα. Τα παραπάνω πλεονεκτήματα των συστημάτων SF μπορούν να αντισταθμιστούν από το υψηλό κόστος προμήθειας των υλικών, της μεταφοράς τους και της τοποθέτησης του υποστρώματος. Σε κάποιες περιπτώσεις όμως τα παραπάνω πλεονεκτήματα υπερτερούν του κόστους και ιδιαίτερα όσον αφορά μικρού μεγέθους συστήματα. Οι υγροβιότοποι FWS χρησιμοποιούνται ευρέως, ακόμη και για επεξεργασία όξινων μεταλλευμάτων και αποβλήτων από ανθρακωρυχεία, για το λόγο ότι αποτελούν ένα οικονομικό τρόπο επεξεργασίας.

Τα πιο κοινά προβλήματα τα οποία συναντώνται σε συστήματα υγροβιοτόπων συνδέονται με τη διατήρηση αερόβιων συνθηκών εδάφους. Όταν τα συστήματα υπερφορτίζονται με συστατικά τα οποία απαιτούν οξυγόνο ή όταν αυτά λειτουργούν σε υπερβολικά μεγάλο βάθος νερού, τότε δημιουργείται υψηλή πίεση στα φυτά με αποτέλεσμα τη μειωμένη αποδοτικότητα των συστημάτων όσον αφορά στην απομάκρυνση βιοχημικά απαιτούμενου οξυγόνου και του αμμωνιακού αζώτου (Kadlec και Knight, 1996).

Κάποια σχεδιαστικά χαρακτηριστικά και τυπικές αποδόσεις εκροής για τους τρεις παραπάνω τύπους των υδροβιότοπων επεξεργασίας παρουσιάζονται στον πίνακα 2.1.1.

Πίνακας 2.1.1: Σχεδιαστικά χαρακτηριστικά και αναμενόμενη απόδοση για υδάτινα συστήματα επεξεργασίας (Reed et al., 1995, Αγγελάκης και Τσαγκαράκης 2001).

	Τυπικά κριτήρια					
	Επίπεδο επεξεργασίας	Κλιματικές ανάγκες	Χρόνος παραμονής (d)	Βάθος (m)	Οργανικό φορτίο (kg/ha.d)	Χαρακτ. εκροής (mg/L)
Φυσικοί βάλτοι	Γυάλισμα, προωθημένη επεξεργασία με εισροή υγρών αποβλήτων δευτεροβάθμιας επεξεργασίας	Υψηλές θερμοκρασίες	10	0,2-1	100	BOD 5-10 TSS 5-15 TN 5-10
Επιφανειακής ροής (FWS)	Δευτεροβάθμια επεξεργασία – προωθημένη επεξεργασία	Καμία	2-5 (BOD ₅) 7-15(N)	0,1-1,0	200	BOD 5-10 TSS 5-15 TN 5-10
Υποεπιφανειακής ροής (SF)			3-4 (BOD ₅) 3-14 (N)	0,3-0,6	600	BOD 5-40 TSS 5-20 TN 5-10

2.2 ΑΠΑΙΤΟΥΜΕΝΗ ΠΡΟΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑ ΣΕ ΣΥΣΤΗΜΑΤΑ ΥΓΡΟΒΙΟΤΟΠΙΩΝ

2.2.1 Γενικά

Κύριους λόγους για τους οποίους θα πρέπει να πραγματοποιείται προεπεξεργασία πριν την κύρια επεξεργασία των υγρών αποβλήτων αποτελούν:

1. Ο έλεγχος των υγρών αποβλήτων όσον αφορά στη χρήση τους σε επόμενες επεξεργασίες
2. Η απομάκρυνση υλικών τα οποία μπορούν να επηρεάσουν τόσο τον εξοπλισμό όσο και τις επόμενες διεργασίες επεξεργασίας
3. Η ελαχιστοποίηση της συσσώρευσης των υλικών σε επόμενες διεργασίες.

Το αναγκαίο επίπεδο προεπεξεργασίας σε συστήματα υδροβιότοπων επεξεργασίας εξαρτάται από τα αντικείμενα και τους στόχους του συστήματος και από τους σχετικούς κανονισμούς που ισχύουν στην εκάστοτε περίπτωση. Στις ΗΠΑ οι περισσότεροι από τους υδροβιότοπους επιφανειακής και υποεπιφανειακής ροής επεξεργάζονται τουλάχιστο υγρά απόβλητα

πρωτοβάθμιας επεξεργασίας. Η πρωτοβάθμια επεξεργασία μπορεί να επιτευχθεί σε σηπτικές δεξαμενές, δεξαμενές τύπου Imhoff, λίμνες σταθεροποίησης, ή σε συμβατικά συστήματα πρωτοβάθμιας επεξεργασίας.

Η ελάχιστη προεπεξεργασία που συνίσταται είναι η εσχάρωση και η πρωτοβάθμια επεξεργασία, με σκοπό την απομάκρυνση στερεών, που θα μπορούσαν να προξενήσουν προβλήματα στα δίκτυα διανομής ή ενοχλητικές συνθήκες στον περιβάλλοντα χώρο.

Η απομάκρυνση των μεγάλου μεγέθους στερεών θεωρείται απαραίτητη σε συστήματα υγροβιοτόπων και συνήθως αυτή πραγματοποιείται σε μια δεξαμενή καθίζησης. Επιπλέον, πριν την είσοδο στη δεξαμενή θα πρέπει να προηγηθεί εσχάρωση για την απομάκρυνση των μεγαλύτερου μεγέθους στερεών. Για μικτά δίκτυα υπονόμων (όμβρια και ακάθαρτα) επίσης προτείνεται και η εξάμμωση και ιδιαίτερα όσον αφορά στους υγροβιότοπους SF. Η δεξαμενή καθίζησης μπορεί επιπρόσθετα να παρέχει και ένα τμήμα για αναερόβια αποσύνθεση της οργανικής ύλης (δεξαμενή τύπου Imhoff).

Σε κάποια υπάρχοντα συστήματα υγροβιότοπων επεξεργασίας η πρωτοβάθμια επεξεργασία πραγματοποιείται αποκλειστικά σε σηπτικές δεξαμενές. Για παράδειγμα στο σύστημα FWS του οικισμού Πόμπιας στην Κρήτη 1200 ι.κ., το οποίο τέθηκε σε εφαρμογή το 1999 χρησιμοποιήθηκε μια σηπτική δεξαμενή εξοπλισμένη με τρεις σχάρες συγκράτησης των ογκοδών αντικειμένων (G. Dialynas, N. Kefalakis, M. Dialynas και A. Angelakis, 2001).

Κάποια σχεδιαστικά χαρακτηριστικά των σχαρών και των δεξαμενών τύπου Imhoff, καθώς και οι διεργασίες που λαμβάνουν χώρα σε αυτές, περιγράφονται αναλυτικά στη συνέχεια.

2.2.2 Εσχάρωση – Screening

Σκοπός της εσχάρωσης είναι η απομάκρυνση των ογκοδών στερεών (κουρέλια, κλαδιά, ξύλα κλπ) τα οποία μπορεί να φράξουν και να καταστρέψουν τις αντλίες και τον υπόλοιπο μηχανολογικό εξοπλισμό ενός συστήματος επεξεργασίας υγρών αποβλήτων. Η απομάκρυνση των στερεών επιτυγχάνεται με τη συγκράτησή τους σε σχάρες (bar racks) κατά τη διέλευση των αποβλήτων από αυτές. Η εσχάρωση διαχωρίζεται από την άλεση και το θρυμματισμό που απλά συντελούν στη μείωση του μεγέθους των στερεών. Οι διεργασίες αυτές χρησιμοποιούνται ως μέθοδοι επεξεργασίας σε περίπτωση όπου η χρήση των σχαρών δε θεωρείται λειτουργική.

Βασική παράμετρο των σχαρών αποτελεί το μέγεθος των διακένων τους, ανάλογα με το οποίο διακρίνονται σε:

1. Χονδρές σχάρες με μέγεθος διάκενων 6-30 mm οι οποίες χρησιμοποιούνται για την απομάκρυνση των ογκοδών στερεών κατά την προεπεξεργασία.

2. Λεπτές σχάρες με μέγεθος διάκενων 1,5-6 mm οι οποίες χρησιμοποιούνται για να απομακρύνουν υλικά που αυξάνουν σημαντικά το κόστος λειτουργίας και συντήρησης των επόμενων σταδίων επεξεργασίας, ιδιαίτερα σε συστήματα στα οποία δε χρησιμοποιείται πρωτοβάθμια επεξεργασία.

3. Μικροσχάρες με μέγεθος διάκενων $< 1,5$ mm. Χρησιμοποιούνται συνήθως στην τριτοβάθμια επεξεργασία για την απομάκρυνση των εναπομείναντων αιωρούμενων στερεών.

Οι χονδρές σχάρες είναι ο βασικός τύπος που χρησιμοποιείται στην προεπεξεργασία αποβλήτων. Αποτελούνται από μια σειρά κατακόρυφων ή υπό κλίση χαλύβδινων ράβδων τοποθετημένων παράλληλα και σε σταθερές αποστάσεις (διάκενα) μεταξύ τους. Ανάλογα με τη μέθοδο καθαρισμού τους αυτές διακρίνονται σε μηχανικές και χειροκίνητες (απλές σχάρες). Τα διάκενα μπορούν να έχουν οποιοδήποτε σχήμα, αλλά, συνήθως είναι κυκλικά ή παραλληλόγραμμα. Διάκενα πλάτους 18-19 mm θεωρούνται ικανοποιητικά για την προστασία του εξοπλισμού που ακολουθεί. Διάκενα πλάτους < 13 mm απαιτούν ιδιαίτερη προσοχή λόγω του αυξημένου εγκλωβισμού κοπρανώδους ή άλλης μορφής οργανικής ύλης ιδιαίτερα σε συστήματα συλλογής με μικρές κλίσεις. Οι ράβδοι τόσο σε χειροκίνητες όσο και σε μηχανικές σχάρες καθαρισμού είναι συνήθως πλάτους 5–15 mm και βάθους 25-38 mm (Tchobanoglous και Burton, 1991).

Οι χειροκίνητες σχάρες καθαρισμού συναντώνται κυρίως σε παλαιότερες, μικρές μονάδες επεξεργασίας (< 4000 m³/d) ή και σαν εφεδρικές σε μεγαλύτερες μονάδες. Η χρήση των σχαρών αυτών ως εφεδρικών έχει ως αποτέλεσμα τα απόβλητα να οδηγούνται σε αυτές διαμέσου παρακαμπτήριων καναλιών (σε περίπτωση επισκευής των μηχανικών σχαρών, αυξημένης εισροής αποβλήτων ή διακοπής της ηλεκτροδότησης. Το μήκος της σχάρας δε θα πρέπει να υπερβαίνει τα 3 m ώστε να είναι δυνατός ο καθαρισμός με τα χέρια. Τα αντικείμενα που συλλέγονται τοποθετούνται προσωρινά σε διάτρητα πιάτα στα οποία ξηραίνονται και στη συνέχεια απομακρύνονται. Το κανάλι της σχάρας θα πρέπει να είναι σχεδιασμένο ώστε να αποτρέπει τη συσσώρευση άμμου και άλλων βαρέων υλικών και να καθαρίζεται τακτικά. Το δάπεδο του καναλιού θα πρέπει να είναι κεκλιμένο και χωρίς ανωμαλίες οι οποίες μπορούν να παγιδεύσουν ποσότητα στερεών. Επίσης, η ροή θα πρέπει να πραγματοποιείται κάθετα στις σχάρες ώστε να ευνοείται η ισοκατανομή των στερεών στη ροή των αποβλήτων και στην επιφάνεια της σχάρας.

Τα ανοίγματα μεταξύ των ράβδων των απλών σχαρών έχουν πλάτος 25-50 mm ενώ η ταχύτητα εισόδου των αποβλήτων κυμαίνεται μεταξύ των τιμών 0,3-0,6 m/s. Οι ράβδοι θα πρέπει να τοποθετούνται υπό κλίση 30-45° προς την κατακόρυφο ώστε να διευκολύνουν τον καθαρισμό.

Σε εγκαταστάσεις χειροκίνητου καθαρισμού είναι απαραίτητο η ταχύτητα εισόδου να είναι περίπου 0,45 m/s σε συνθήκες μέσης ροής ώστε να παρέχεται αρκετή επιφάνεια για τη συσσώρευση των σχαρισμάτων. Επιπλέον επιφάνεια για τον περιορισμό της ταχύτητας μπορεί να

επιτευχθεί φαρδαινώντας το κανάλι και τοποθετώντας τη σχάρα με την κατάλληλη κλίση ώστε να αυξηθεί η βυθιζόμενη επιφάνεια. Καθώς τα σχαρίσματα συγκεντρώνονται φράζοντας τη σχάρα, η στάθμη ανέρχεται βυθίζοντας μέρος της σχάρας από το οποίο διέρχονται τα απόβλητα. Συνεπώς, η κατασκευή της σχάρας θα πρέπει να μπορεί να δεχτεί το βάρος των σχαρισμάτων χωρίς να καταρρεύσει σε περίπτωση που βουλώσει εξολοκλήρου. Σε κάποιες περιπτώσεις οι χειρωνακτικά καθαριζόμενες σχάρες καταλήγουν να λειτουργούν σαν υπερχειλιστές, ιδιαίτερα όταν η λειτουργία τους δεν είναι δυνατή λόγω φραξίματος κατά της ώρες μη επαρκούς παρακολούθησής τους.

Οι μηχανικές σχάρες οι οποίες είναι και οι πιο συχνά χρησιμοποιούμενες χονδρές σχάρες χρησιμοποιούνται σε εγκαταστάσεις με μεγαλύτερες παροχές και η απομάκρυνση των στερεών γίνεται με ειδική μηχανική διάταξη με κτένα, τα δόντια της οποίας μπαίνουν στα διάκενα. Ο σχεδιασμός τους πραγματοποιείται με τρόπο ώστε να μειώνονται τα λειτουργικά προβλήματα και οι διαδικασίες συντήρησης και συνεπώς να βελτιώνονται οι δυνατότητες της εσχάρωσης. Σε παντορροϊκά συστήματα οι σχάρες αυτές επιτυγχάνουν καλύτερο χειρισμό μεγάλων ποσοτήτων σχαρισμάτων και αντικειμένων παρασυρόμενων από τη βροχή.

Όσον αφορά στις εγκαταστάσεις μηχανικά καθαριζόμενων σχαρών απαιτείται η κατασκευή δύο ή περισσότερων μονάδων ώστε να μπορεί να τεθεί κάποια εκτός λειτουργίας για συντήρηση. Επίσης θα πρέπει να έχουν τοποθετηθεί οι κατάλληλες συσκευές (π.χ. ειδικά φράγματα) ώστε να είναι δυνατή η εκκένωση των καναλιών σε περιόδους συντήρησης ή επισκευής. Εάν η εγκατάσταση διαθέτει μία μόνο μονάδα εσχάρωσης είναι απαραίτητη η ύπαρξη παρακαμπτήριου καναλιού με χειροκίνητο καθαρισμό για περίπτωση έκτακτης ανάγκης.

Οι υδραυλικές απώλειες για τις μηχανικά καθαριζόμενες χονδρές σχάρες τυπικά δε θα πρέπει να υπερβαίνουν τα 150 mm υπό συνθήκες κανονικής λειτουργίας. Ο μηχανισμός της κτένας καθαρισμού τίθεται σε κίνηση είτε λόγω της διαφοράς στάθμης, είτε με τη βοήθεια χρονοδιακόπτη. Στην περίπτωση χρήσης χρονοδιακόπτη συνίσταται καθαρισμός κάθε 15 περίπου λεπτά. Κάποιος μηχανισμός επίσης θα πρέπει να είναι διαθέσιμος ώστε να θέτει τις σχάρες σε συνεχή λειτουργία εάν αυτό θεωρείται απαραίτητο.

Τα ανοίγματα μεταξύ των ράβδων των μηχανικών σχαρών έχουν πλάτος 6-38 mm. Η ελάχιστη ταχύτητα εισόδου των αποβλήτων κυμαίνεται μεταξύ των τιμών 0,3-0,6 m/s, ενώ, η μέγιστη μεταξύ των τιμών 0,6-1,2 m/s. Οι ράβδοι των σχαρών αυτών τοποθετούνται υπό κλίση 0-30° ως προς την κατακόρυφο.

Ο κατάλληλος σχεδιασμός της σχάρας θα πρέπει να αποτρέπει την καθίζηση και συσσώρευση άμμου ή άλλων βαρέων υλικών. Η ταχύτητα εισόδου του ρεύματος αποβλήτων στο κανάλι

συνίσταται να είναι τουλάχιστον 0,4 m/s για την ελαχιστοποίηση των στερεών αποθέσεων στον πυθμένα του καναλιού. Επίσης σε περιπτώσεις αυξημένης ροής η ταχύτητα δεν πρέπει να ξεπερνάει τα 0,9 m/sec.

Στη μέγιστη παροχή η ταχύτητα θα πρέπει να είναι τουλάχιστο ίση με 0,76 m/s ώστε κάποια συστατικά που έχουν ήδη κατακαθίσει να μπορούν να επαναιωρηθούν. Εάν αναμένονται μεγάλες παροχές από παντοροϊκό σύστημα η ταχύτητα ροής θα πρέπει να κυμαίνεται μεταξύ των τιμών 0,6 – 0,9 m/sec.

Το συνολικό πλάτος του καναλιού της σχάρας δίνεται από τη σχέση:

$$W_{\kappa} = \frac{w_{\rho} + w_{\delta}}{w_{\delta}} * \frac{Q_{\max}}{u_{\delta} h_{\sigma\chi}} + W_0 \quad (2.2.1)$$

όπου,

- W_{κ} = πλάτος καναλιού σχάρας, m
- w_{ρ} = πάχος ράβδων σχάρας, m
- w_{δ} = πλάτος διακένων σχάρας, m
- Q_{\max} = μέγιστη παροχή, m³/s
- u_{δ} = μέγιστη ταχύτητα ροής στα διάκενα, m/s
- $h_{\sigma\chi}$ = βάθος ροής στη σχάρα, m
- W_0 = ανοχή πλάτους για πλευρική στήριξη, m
(0,3 m για επίπεδη και 0 για καμπύλη σχάρα)

Οι υδραυλικές απώλειες κατά τη διέλευση από χονδρές σχάρες είναι συνάρτηση της ταχύτητας εισόδου των αποβλήτων στο κανάλι και της ταχύτητας στα διάκενα και μπορούν να υπολογιστούν από την εξίσωση 2.2.2:

$$H_L = \frac{1}{\gamma} * \left(\frac{u_{\delta}^2 - u_{\kappa}^2}{2 * g} \right) \quad (2.2.2)$$

όπου,

- H_L = υδραυλικές απώλειες, m
- γ = συντελεστής εκροής ο οποίος εξαρτάται από τις απώλειες λόγω τύρβης
(0,7 για καθαρή σχάρα και 0,6 για φραγμένη σχάρα)
- u_{δ} = ταχύτητα ροής στα ανοίγματα, m/s
- u_{κ} = ταχύτητα εισόδου στο κανάλι, m/s
- g = επιτάχυνση της βαρύτητας, 9,81 m/s²

Όταν η σχάρα είναι καθαρή οι απώλειες δίνονται από τη σχέση:

$$H_L = \Sigma * (w_p / w_s)^{4/3} * \frac{u_k^2}{2g} * \sin \theta \quad (2.2.3)$$

όπου,

Σ = συντελεστής σχήματος των ράβδων της σχάρας

u_k = ταχύτητα ροής στο κανάλι της σχάρας

θ = γωνία της σχάρας με το οριζόντιο επίπεδο

Οι απώλειες στην καθαρή σχάρα όπως υπολογίζονται από την παραπάνω σχέση είναι της τάξης των μερικών mm. Στην πράξη όμως όταν η σχάρα είναι καλυμμένη με στερεά, οι υδραυλικές απώλειες κυμαίνονται μεταξύ 100-400 mm (τυπική τιμή 200 mm), (Α.Ι. Στάμου, Ζ.Σ. Βογιατζής, 1994).

Η ελάχιστη απαίτηση για την απώλεια ύψους μιας σχάρας χειροκίνητου καθαρισμού υπό συνθήκες κανονικής λειτουργίας (συχνή επιθεώρηση), είναι της τάξεως των 150 mm. Η μέγιστη απώλεια ύψους διαμέσου φραγμένων σχαρών είναι της τάξεως των 0,76m. Μηχανικές σχάρες συνεχούς καθαρισμού και με σχετικά σταθερή ροή, επιτυγχάνουν σχεδόν σταθερή απώλεια ύψους (WEF, 1998).

Πίνακας 2.2. 1: Τυπικές τιμές συντελεστή σχήματος ράβδων, Σ

Σχήμα ράβδου	Τιμή Σ
Ορθογώνια με αιχμηρά άκρα	2,42
Ορθογωνική με στρογγυλεμένα άκρα σε κατεύθυνση αντίθετη του ρεύματος	1,83
Στρόγγυλη	1,79
Ορθογωνική με στρογγυλεμένα άκρα και στις δύο κατευθύνσεις	1,67
Ατρακτοειδής	0,76

2.2.3 Δεξαμενές Τύπου Imhoff

Οι δεξαμενές τύπου Imhoff είναι κατάλληλες για την επεξεργασία ακατέργαστων αποβλήτων της τάξεως των 950 m³/d (Hardenbergh και Rodie, 1961). Μια δεξαμενή τύπου Imhoff αποτελείται από ένα τμήμα στο πάνω μέρος της το οποίο εξυπηρετεί ως δεξαμενή καθίζησης και από ένα μη θερμαινόμενο χαμηλότερο τμήμα στο οποίο τα καθιζάμενα στερεά σταθεροποιούνται αναεροβικά (Metcalf and Eddy, 1991 και Salvato, 1972). Στην ανώτερη ζώνη καθίζησης η ροή των αποβλήτων πραγματοποιείται με αργούς ρυθμούς, επιτρέποντας έτσι την καθίζηση της μισής ποσότητας των αιωρούμενων στερεών και μια απομάκρυνση του BOD της τάξεως του 30-40%. Μια καλά

συντηρημένη δεξαμενή τύπου Imhoff μπορεί να έχει απόδοση απομάκρυνσης BOD μέχρι 47% και απόδοση απομάκρυνσης αιωρούμενων στερεών μέχρι 60%, (Rabbitt, H.E. και E.R. Baumann, 1952). Η απομάκρυνση των αιωρούμενων στερεών και η αναερόβια χώνευση είναι διεργασίες όμοιες με αυτές που λαμβάνουν χώρα σε μια σηπτική δεξαμενή (Crites και Tchobanoglous, 1998). Ένα προεξέχον χείλος στον πυθμένα του θαλάμου καθίζησης εμποδίζει τα αέρια και τα επιπλέοντα σωματίδια λάσπης που προέρχονται από τον πυθμένα του τμήματος χώνευσης να έρθουν σε επαφή με το τμήμα καθίζησης (Crites και Tchobanoglous, 1998).

Τα εκρέοντα απόβλητα ρέουν διαμέσου ενός ρυθμιστικού φράγματος σε ένα κανάλι, ενώ, τα αέρια που παράγονται ελευθερώνονται στην ατμόσφαιρα διαμέσου των πλευρικών ανοιγμάτων. Τα χωνευμένα στερεά απομακρύνονται περιοδικά από τη δεξαμενή. Οι δεξαμενές τύπου Imhoff δεν αποτελούνται από κάποιο μηχανικό εξοπλισμό και τυπικά οι απαιτήσεις συντήρησής τους είναι περιορισμένες. Η λειτουργία τους περιορίζεται στην καθημερινή απομάκρυνση επιπλεουσών ακαθαρσιών και βρώμικου δημιουργούμενου αφρού και την εκκένωση τους στο κοντινότερο άνοιγμα εξαγωγής αερίων, στην αντιστροφή της διεύθυνσης ροής δύο φορές το μήνα για την ομοιόμορφη κατανομή των στερεών στα δύο άκρα του τμήματος χώνευσης και το περιοδικό "σύρσιμο" της λάσπης σε ειδικά στρώματα ξήρανσής της (Crites και Tchobanoglous, 1998).

Κάποια πιθανά λειτουργικά προβλήματα των δεξαμενών αυτών είναι:

- Η παραγωγή αφρού και η αναερόβια χώνευση μπορούν να προκαλέσουν κάποια προβλήματα οσμής. Γι' αυτό το λόγο οι δεξαμενές τύπου Imhoff δε θα πρέπει να τοποθετούνται κοντά σε οικιστικές περιοχές.
- Κάποια ποσότητα στερεών και βρώμικου αφρού μπορεί να συσσωρευτεί στα πλευρικά ανοίγματα διαφυγής των αερίων.

Η θέρμανση του χαμηλότερου τμήματος της δεξαμενής αποτελεί δαπανηρή λύση καθώς, αρκετή από την προσφερόμενη ποσότητα θερμότητας είναι πιθανό να χαθεί διαμέσου των πλευρικών ανοιγμάτων διαφυγής των αερίων. Επιπλέον σε αυτή την περίπτωση ο όγκος της δεξαμενής υπερβαίνει τον όγκο που θα καταλάμβαναν δύο θερμαινόμενες δεξαμενές. Οι δεξαμενές τύπου Imhoff αν και χρησιμοποιούνται σε περιορισμένο βαθμό, μπορούν να αποτελέσουν μια οικονομική εναλλακτική λύση για επιπρόσθετη πρωτοβάθμια επεξεργασία σε συστήματα σηπτικών δεξαμενών ή σε συστήματα λιμνών σταθεροποίησης.

Ο πίνακας 2.2.1 περιλαμβάνει κάποιες σχεδιαστικές παραμέτρους για μια δεξαμενή τύπου Imhoff. Οι συμβατικές δεξαμενές τύπου Imhoff είναι συνήθως ορθογωνικές ενώ, σε κάποιες περιπτώσεις χρησιμοποιούνται και κυκλικές δεξαμενές, (Metcalf και Eddy, 1991). Οι κυκλικές δεξαμενές συνήθως χρησιμοποιούνται για μικρότερες ροές σε σχέση με τις ορθογωνικές. Ένα κανάλι πολλαπλής διανομής το οποίο εκκενώνει πίσω από ένα διαχωριστικό εξασφαλίζει

ομοιόμορφη ροή στο σύστημα και περιορίζει τις συνθήκες δημιουργίας βραχυκυκλώματος (short circuiting) (Linvil, 1980). Τα ρυθμιστικά φράγματα εκροής θα πρέπει να αποτελούνται από εγκοπές σχήματος V και να εκτείνονται κατά μήκος του πλάτους του τμήματος καθίζησης (Linvil, 1980). Ομοίως με άλλες μονάδες επεξεργασίας δύο μονάδες τοποθετημένες παράλληλα μπορούν να εξασφαλίσουν επιπρόσθετη εφεδρική χωρητικότητα. Όλα τα τοιχεία της δεξαμενής κάτω από την επιφάνεια του νερού θα πρέπει να μονώνονται επαρκώς με αναχώματα, ώστε η θερμοκρασία του επεξεργαζόμενου αποβλήτου να διατηρείται σε θερμοκρασίες ανώτερες των 15 °C και να αποφεύγεται έτσι η δημιουργία αφρού κατά την περίοδο της άνοιξης (Linvil, 1980). Η απομάκρυνση των χωνευμένων στερεών θα πρέπει να περιορίζεται στις δύο φορές το χρόνο ώστε να υπάρχει μια επαρκής περίοδος για σταθεροποίησή τους.

Με την πάροδο των χρόνων, πολλοί κατασκευαστές έχουν αναπτύξει κάποιες μηχανοποιημένες μορφές της δεξαμενής Imhoff οι οποίες συνήθως αποτελούνται από μια κυκλική δεξαμενή καθίζησης τοποθετημένης στο πάνω μέρος μιας κυκλικής δεξαμενής χώνευσης λάσπης, με αριθμό ανοιγμάτων διαφυγής αερίων στην επιφάνεια, γύρω από την περιφέρεια της μονάδας. Η χωνευμένη λάσπη σύρεται επίσης με μηχανικό τρόπο σε ένα κεντρικό σωλήνα συλλογής και μεταφοράς λάσπης εκτός του συστήματος. Η μηχανοποιημένη δεξαμενή Imhoff μπορεί επίσης να εξοπλιστεί με σύστημα συλλογής απορριμμάτων στην επιφάνεια της δεξαμενής και με ένα αναδευτήρα επιπλεόντων αντικειμένων στη δεξαμενή χώνευσης. Παρόλη την αποτελεσματικότητα της μηχανοποιημένη μορφής της δεξαμενής Imhoff, η απλότητα της μη θερμαινόμενης δεξαμενής παύει να υφίσταται.

Πίνακας 2.2. 2: Τυπικά σχεδιαστικά κριτήρια για μη θερμαινόμενες δεξαμενές Imhoff (Metcalf and Eddy, Inc., Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse. 3rd Ed., copyright © 1991 McGraw-Hill, Inc., New York, N.Y.).

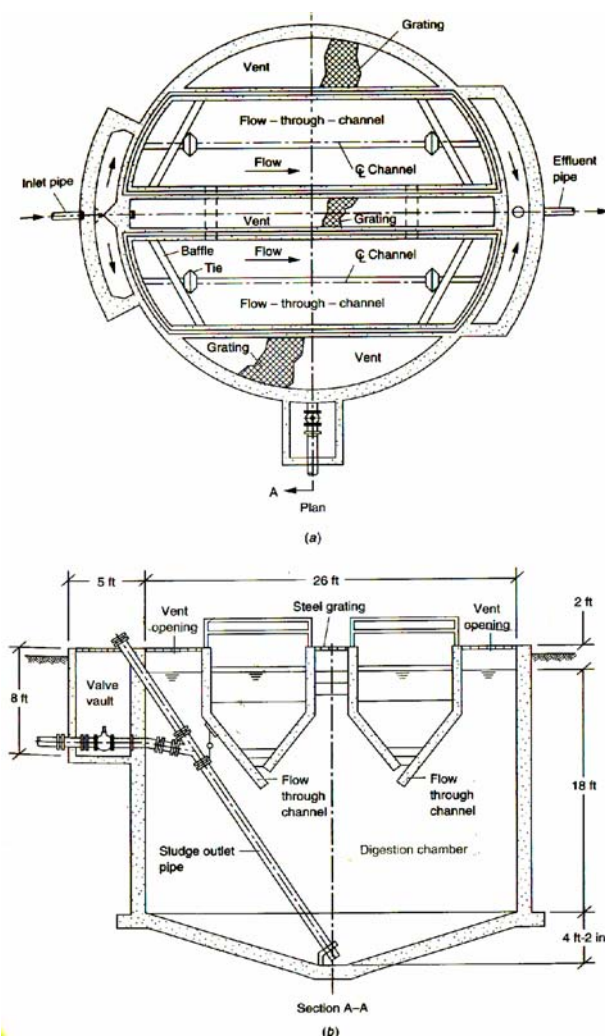
Σχεδιαστική παράμετρος ^a	Πεδίο τιμών	Τυπική τιμή
<u>Τμήμα καθίζησης</u>		
Ρυθμός υπερχείλισης ώρας αιχμής (gpd/sq ft)	600-1000	800
Χρόνος παραμονής, h	2-4	3
Λόγος μήκους προς πλάτος	2:1-5:1	3:1
Κλίση τμήματος καθίζησης	1,25:1-1,75:1	1,5:1
Άνοιγμα σχισμής, in	6-12	10
Προεξοχή ανοίγματος, in	6-12	10
Scum baffle		
Κάτω από την επιφάνεια, in	10-16	12
Πάνω από την επιφάνεια, in	12	12
Freeboard, in	18-24	24
<u>Επιφάνεια ανοιγμάτων για τη διαφυγή αερίων</u>		
Εμβαδόν επιφάνειας, % ολικής επιφάνειας	15-30	20
Πλάτος ανοίγματος ^b , in	18-30	24
<u>Τμήμα χώνευσης</u>		
Όγκος (μη θερμαινόμενος), χωρητικότητα αποθήκευσης – cu ft/capita		6 μήνες χώνευσης στερεών
Όγκος ^γ	2-3,5	2,5

Σωλήνας αποχώρησης στερεών, in	8-12	10
Βάθος κάτω από τη χαραμάδα μέχρι την ανώτερη επιφάνεια της λάσπης, ft	1-3	2
<u>Βάθος δεξαμενής</u>		
Επιφάνεια νερού μέχρι τον πυθμένα της δεξαμενής, ft	24-32	30

^a $\text{gpd/sq ft} \times 0,0407 = \text{m}^3/\text{m}^2\text{d}$, $\text{in} \times 25,4 = \text{mm}$, $\text{cu ft} \times 2,8317 \times 10^{-2} = \text{m}^3$, $\text{ft} \times 0,3048 = \text{m}$

^β Το ελάχιστο πλάτος του ανοίγματος θα πρέπει να είναι 18 in, ώστε να μπορεί ένα άτομο να εισέλθει για καθαρισμό

^γ Βασιζόμενος σε μια περίοδο χώνευσης 6 μηνών



Σχήμα 2.2. 1: Κατασκευαστικές λεπτομέρειες μιας κυκλικής μορφής δεξαμενής Imhoff

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 3 - ΣΥΣΤΗΜΑΤΑ ΥΓΡΟΒΙΟΤΟΠΩΝ ΕΠΙΦΑΝΕΙΑΚΗΣ ΡΟΗΣ (FWS)

Οι υγροβιότοποι επιφανειακής ροής (FWS) οι οποίοι αποτελούν το κύριο αντικείμενο της παρούσας διπλωματικής εργασίας αναλύονται σ' αυτό το κεφάλαιο. Στην παράγραφο 3.1 αναπτύσσονται τα φυσικά χαρακτηριστικά και κάποιες κατασκευαστικές και λειτουργικές αρχές των συστημάτων FWS. Στη συνέχεια στην παράγραφο 3.2 αναπτύσσονται οι μηχανισμοί απομάκρυνσης και δίνονται κάποιες τυπικές αποδόσεις απομάκρυνσης για τον καθένα από τους ρυπαντές που εξετάζονται. Οι θερμικές επιδράσεις και τα υδραυλικά χαρακτηριστικά ενός συστήματος FWS αναπτύσσονται στις παραγράφους 3.3 και 3.4 αντιστοίχως. Τέλος, στην παράγραφο 3.5 γίνεται λεπτομερής ανάπτυξη τριών, σχετικά πρόσφατων, σχεδιαστικών μοντέλων όσον αφορά στην απομάκρυνση των ρυπαντών από συστήματα FWS

3.1 ΚΑΤΑΣΚΕΥΗ, ΒΛΑΣΤΗΣΗ, ΛΕΙΤΟΥΡΓΙΑ ΚΑΙ ΣΥΝΤΗΡΗΣΗ ΥΓΡΟΒΙΟΤΟΠΩΝ FWS

Ένα σύστημα υγροβιότοπου FWS χαρακτηρίζεται από ελάχιστες απαιτήσεις λειτουργίας και συντήρησης εάν αυτό έχει σχεδιαστεί και κατασκευαστεί με τον πλέον κατάλληλο τρόπο και τηρεί κάποιες βασικές σχεδιαστικές αρχές. Κάποια αντικείμενα σχεδιασμού όπως είναι η κατασκευή και η παρουσία βλάστησης θα πρέπει σε πρώτο στάδιο να κατανοηθούν ώστε να είναι δυνατή η μεγιστοποίηση του δυναμικού επεξεργασίας του υγροβιότοπου και να αποφευχθούν τυχόν σφάλματα τα οποία πιθανό να οδηγήσουν σε ένα δαπανηρό σχεδιασμό και λειτουργία του συστήματος.

Παρακάτω αναπτύσσονται κάποιες βασικές κατασκευαστικές λεπτομέρειες, τα χαρακτηριστικά της αρχικής περιόδου λειτουργίας ενός υγροβιότοπου FWS και διάφορες διαδικασίες που θα πρέπει να λαμβάνονται υπόψη για ικανοποιητική λειτουργία και συντήρηση του συστήματος. Οι αρχές που αναφέρονται παρακάτω βασίζονται στην ήδη υπάρχουσα εμπειρία όσον αφορά στα συστήματα επεξεργασίας FWS.

3.1.1 Κατασκευή

Η κατασκευή ενός συστήματος FWS συνήθως περιλαμβάνει την απομάκρυνση του εδάφους, την εκσκαφή, την πλήρωση του υδροβιότοπου και την επίτευξη της επιθυμητής κλίσης. Ο εξοπλισμός καθώς και οι διαδικασίες κατασκευής που απαιτούνται είναι σε αρκετές περιπτώσεις τα ίδια με αυτά που χρησιμοποιούνται για την κατασκευή ρηχών λιμνών ή παρόμοιων δεξαμενών. Κάποια όμως κατασκευαστικά θέματα απαιτούν ιδιαίτερη προσοχή ώστε να επιτυγχάνονται ομοιόμορφες συνθήκες ροής καθ' όλο το μήκος του υδροβιότοπου. Κάποια από τα σημαντικότερα κατασκευαστικά αντικείμενα αναπτύσσονται στη συνέχεια.

Τοπογραφία/ έδαφος: Σε αρκετές περιπτώσεις η τοπογραφία της περιοχής καθορίζει το γενικό σχήμα και τη γενική διάταξη ενός συστήματος FWS. Σε κεκλιμένες περιοχές για παράδειγμα, η κατασκευή του μήκους του υδροβιότοπου παράλληλα στην υπάρχουσα κλίση του εδάφους έχει ως αποτέλεσμα την μείωση των απαιτήσεων για την κατασκευή της επιθυμητής κλίσης. Με τον κατάλληλο σχεδιασμό, οι κεκλιμένες τοποθεσίες μπορούν να οδηγήσουν σε μείωση του κόστους άντλησης.

Σε γενικές γραμμές, επίπεδα αργιλώδη εδάφη εξασφαλίζουν το βέλτιστο φυσικό υπόβαθρο σε ένα υδροβιότοπο FWS. Συνήθως οι υδροβιότοποι FWS κατασκευάζονται με μια μικρή κλίση (0,2-0,5%) στην κατεύθυνση ροής, ώστε να διευκολύνεται η ξήρανση του συστήματος σε περίπτωση συντήρησης (Crites και Tchobanoglous, 1998, WEF 2001). Εδάφη με άλλα φυσικά χαρακτηριστικά μπορούν να χρησιμοποιηθούν σ' αυτή την περίπτωση όμως απαιτούνται επιπρόσθετες απαιτήσεις κατασκευής, αναχώματα και στρώματα στεγανοποίησης. Το κόστος ενός υδροβιότοπου FWS αυξάνει αναλογικά όσο η τοποθεσία κατασκευής του αποκλίνει από το βέλτιστο φυσικό υπόβαθρο.

Τα συστήματα FWS μπορούν να κατασκευαστούν σε τοποθεσίες με ένα ευρύ φάσμα τοπογραφικού ανάγλυφου. Τα κόστη κατασκευής εμφανίζονται χαμηλότερα για τα επίπεδα εδάφη καθώς τα επικλινή εδάφη απαιτούν μεγαλύτερη προσπάθεια για να αποκτήσουν την επιθυμητή κλίση του υδροβιότοπου και απαιτούν την κατασκευή αναχωμάτων. Η γενική τοπογραφία μιας περιοχής είναι συνήθως αυτή που καθορίζει το βασικό σχηματισμό και τη διαμόρφωση του υπό κατασκευή συστήματος.

Η καταλληλότητα ενός τύπου εδάφους στη χωροθέτηση ενός συστήματος FWS καθορίζεται από τη χωρητικότητα διήθησής (φίλτρασης) του εδάφους και την καταλληλότητα χρησιμοποίησής του ως υλικό κατασκευής αναχωμάτων και ως υπόστρωμα ανάπτυξης της βλάστησης. Στις περισσότερες περιπτώσεις στην κατασκευή υδροβιότοπων FWS, το έδαφος θα πρέπει να πληροί αυστηρούς περιορισμούς όσον αφορά στην προστασία των υπογείων υδάτων.

Εξαίρεση αποτελούν τα συστήματα υδροβιοτόπων τα οποία σχεδιάζονται ώστε η φίλτρανση του αποβλήτου διαμέσου του εδάφους να αποτελεί μέρος της επεξεργασίας και επίσης, με αυτό τον τρόπο επιτυγχάνεται και η εκκένωση του συστήματος. Σε αυτή την περίπτωση, το υποκείμενο έδαφος θα πρέπει να εξασφαλίζει ρυθμούς διήθησης συμβατούς με τους προσχεδιασμένους ρυθμούς εκκένωσης. Εάν τα φυσικά εδάφη μιας περιοχής δεν είναι κατάλληλα θα πρέπει να προστεθούν ξεχωριστές τάφροι φίλτρανσης έτσι ώστε να αυξηθεί η επιφάνεια φίλτρανσης. Σε κάποιες περιπτώσεις θεωρείται απαραίτητη η εισαγωγή αναχωμάτων και/ή υλικών πυθμένα ή η χρήση συνθετικών μη περατών υλικών (liners) έτσι ώστε να αποφευχθεί η διήθηση του αποβλήτου στα υποκείμενα εδάφη. Κάποια από τα μη περατά υλικά που χρησιμοποιούνται είναι το πολυβινυλοχλωρίδιο (PVC), το πολυαιθυλένιο (PE) και το πολυπροπυλένιο, ενώ σε αρκετές περιπτώσεις έχουν χρησιμοποιηθεί λεπτές στρώσεις αργιλικού υλικού ή μπετονίτη. Ο μπετονίτης μπορεί να αναμειχθεί με το φυσικό έδαφος μιας περιοχής και να συμπιεστεί ή να τοποθετηθεί μεταξύ δύο μεμβρανών πολυπροπυλενίου ή πολυαιθυλενίου.

Τα αργιλώδη εδάφη μπορούν να χρησιμοποιηθούν ως φυσικό αδιαπέρατο υπόστρωμα. Τυπικά, το στρώμα αργίλου θα πρέπει να είναι πάχους 0,3 m τουλάχιστον ώστε να εξασφαλίζει την απαιτούμενη στεγανοποίηση. Στους υδροβιοτόπους FWS, η επιφάνεια του εδάφους θα πρέπει να είναι καλά συμπιεσμένη ώστε να εμποδίζει τη διείσδυση των ριζών της ανερχόμενης βλάστησης κατά την περίοδο ωρίμανσης του υδροβιοτόπου.

Υπόστρωμα υποστήριξης της ανερχόμενης βλάστησης: Ένα στρώμα εδάφους ή λεπτού χαλικιού πάνω από στο στρώμα στεγανοποίησης απαιτείται για την υποστήριξη της ανερχόμενης βλάστησης. Στους υδροβιοτόπους FWS, ένα στρώμα εδάφους βάθους τουλάχιστον 15cm τοποθετείται πάνω από τον καλά συμπιεσμένο πυθμένα ή στρώμα στεγανοποίησης. Το στρώμα αυτό μπορεί να αποτελείται από έδαφος της περιοχής το οποίο έχει αφαιρεθεί κατά την αρχική προετοιμασία του υποστρώματος του υδροβιοτόπου ή μπορεί να εισαχθεί από άλλες τοποθεσίες. Οποιοδήποτε αργιλώδες εύφορο έδαφος είναι κατάλληλο για το σκοπό αυτό.

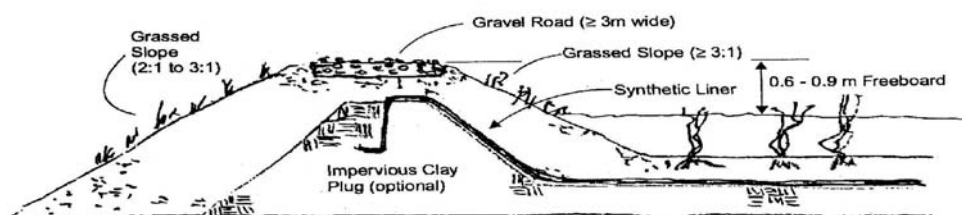
Κατασκευή αναχωμάτων: Τα εσωτερικά αναχώματα τα οποία χρησιμοποιούνται για το διαχωρισμό των κλινών θα πρέπει να κατασκευάζονται με πλευρικές κλίσεις 3:1, όπως τα χαρακτηριστικά του εδάφους επιτρέπουν. Μικρότερες κλίσεις (2:1) μπορούν επίσης να χρησιμοποιηθούν σε περίπτωση που τα αναχώματα είναι καλυμμένα με αδιαπέρατα υλικά ή με στρώματα ελέγχου της διάβρωσης. Το ύψος του αναχώματος πάνω από την επιφάνεια του νερού (freeboard) θα πρέπει να είναι τουλάχιστο 0,6m πάνω από το κρίσιμο λειτουργικό βάθος. Για υδροβιοτόπους που αναμένεται να δεχθούν εξαιρετικά υψηλές εισροές το ύψος αυτό θα πρέπει να είναι μεγαλύτερο, ώστε να εξασφαλιστούν συνθήκες μη υπερχειλίσης του διαχωριστικού

αναχώματος. Επιπρόσθετο ύψος αναχώματος πάνω από την επιφάνεια του νερού μπορεί επίσης να χρησιμοποιηθεί για τη συγκράτηση στερεών και σάπιων φυτών κατά τη λειτουργία του υγροβιότοπου και, για να εξασφαλίζει τη διατήρηση του ύψους του νερού καθώς η λάσπη συσσωρεύεται στις αρχικές κλίνες με την πάροδο του χρόνου.

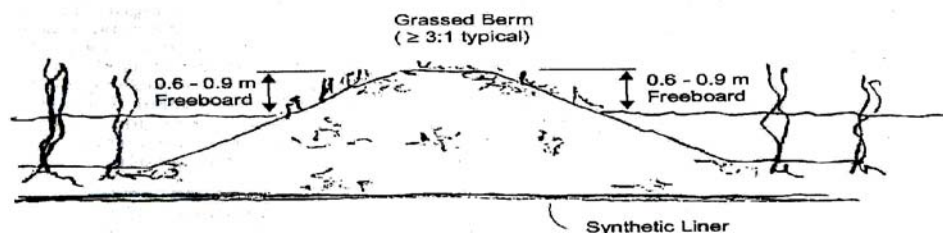
Τα εξωτερικά αναχώματα μιας κλίνης FWS θα πρέπει να έχουν τουλάχιστο πλάτος 3m, το οποίο εξασφαλίζει ένα επαρκές πλάτος δρόμου για τα περισσότερα τυπικά οχήματα συντήρησης. Σε κάποιες περιπτώσεις τα εσωτερικά αναχώματα μπορούν να έχουν μικρότερα πλάτη για την εξασφάλιση λειτουργίας και συντήρησης με μικρότερα οχήματα. Οι επιφάνειες των δρόμων θα πρέπει να καλύπτεται κατά προτίμηση από χαλίκια.

Πιθανή αστοχία των αναχωμάτων από θηλαστικά ή από τη διείδυση ριζών από φυτά ή δέντρα που φυτρώνουν δίπλα ή πάνω σε αυτά, έχει ως αποτέλεσμα τη μείωση της αποτελεσματικότητας του συστήματος. Γι' αυτό το λόγο κατά την κατασκευή των αναχωμάτων μπορεί να εγκατασταθεί εσωτερικά ένα στρώμα χαλικιών ή να τοποθετηθεί πάνω από το ανάχωμα ένα λεπτό αδιαπέρατο τοίχωμα. Σε μεγάλες κλίνες υγροβιότοπων με ανοικτές ζώνες θα πρέπει να λαμβάνεται υπόψη και το φαινόμενο της διάβρωσης των αναχωμάτων.

Στο σχεδιασμό και κατά τη διαδικασία χωροθέτησης ενός συστήματος FWS θα πρέπει να λαμβάνεται υπόψη το ποσοστό της επιπρόσθετης επιφάνειας που απαιτείται για τα αναχώματα. Σε γενικές γραμμές, όσο μεγαλύτερος είναι ο λόγος αναλογίας μήκους/πλάτους τόσο περισσότερη επιφάνεια θα απαιτείται για τα αναχώματα και για ολόκληρο το σύστημα. Αυτή η αύξηση στην ολική απαιτούμενη επιφάνεια για την κατασκευή αναχωμάτων, είναι περισσότερο αποφασιστική για μικρότερους υγροβιότοπους. Ένας παράγοντας 1,2-1,4 πολλαπλασιάζεται συνήθως με την επιφάνεια της κλίνης για τον καθορισμό της ολικής επιφάνειας που απαιτείται σε ένα σύστημα FWS (US EPA, 1999).



Σχήμα 3.1. 1: Κατασκευαστικές λεπτομέρειες εξωτερικού αναχώματος



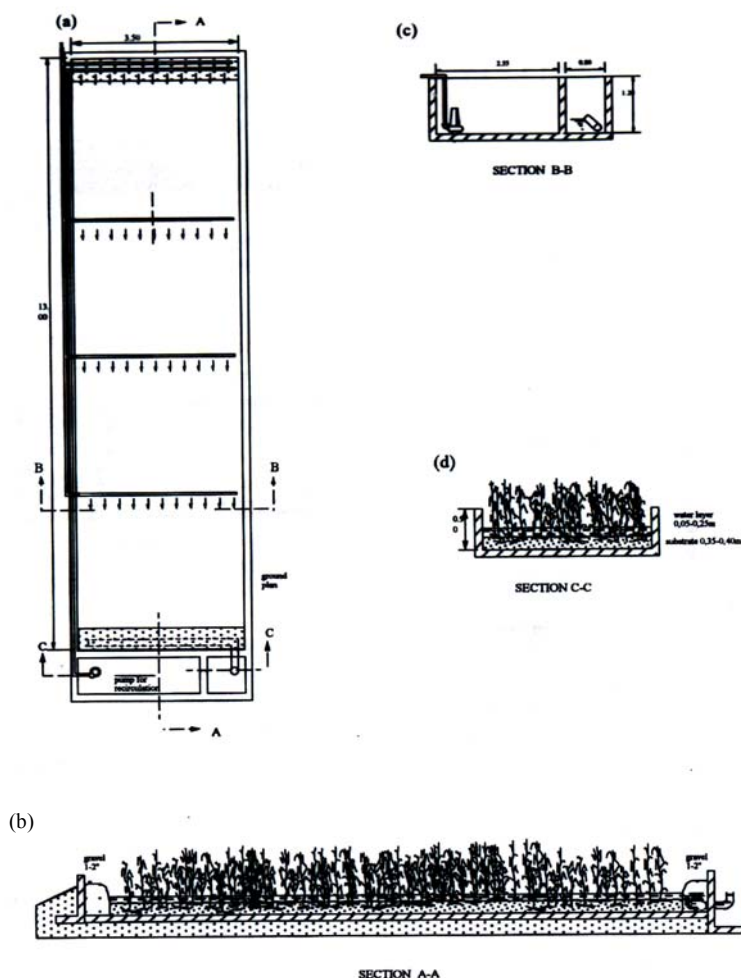
Σχήμα 3.1. 2: Κατασκευαστικές λεπτομέρειες εσωτερικού αναχώματος

Σχήμα και λόγοι αναλογίας υγροβιότοπου: Το σχήμα ενός υγροβιότοπου FWS μπορεί να ποικίλλει ανάλογα με την τοπογραφία της περιοχής, το σχηματισμό του εδάφους και τις γύρω χρήσεις γης της περιοχής. Συνήθως όμως τα συστήματα είναι ορθογωνικά. Οποιαδήποτε διαμόρφωση ενός συστήματος υγροβιότοπου θα πρέπει να σχεδιαστεί κατάλληλα λαμβάνοντας υπόψη κάποιες παραμέτρους, όπως είναι ο υδραυλικός χρόνος παραμονής (HRT), οι συνθήκες βραχυκύκλωσης της ροής, οι απώλειες ύψους στο σύστημα, οι δομές εισόδου-εξόδου και οι τυχόν εσωτερικοί ή επιφανειακοί σχηματισμοί, οι οποίες μπορούν να επηρεάσουν σε μεγάλο βαθμό την ποιότητα στην εκροή.

Ο λόγος μήκους προς πλάτος σε ένα υγροβιότοπο επιφανειακής ροής επηρεάζει το υδραυλικό σύστημα για το λόγο ότι, η αντίσταση στη ροή αυξάνεται καθώς το μήκος αυξάνεται. Τεχνητοί υγροβιότοποι έχουν σχεδιαστεί με αναλογία μέσου μήκους προς μέσο πλάτος 1:1 μέχρι $\geq 90:1$. Σε γενικές γραμμές τα συστήματα FWS σχεδιάζονται και κατασκευάζονται με αναλογίες μεγαλύτερες από 1:1. Υγροβιότοποι με μεγαλύτερους λόγους αναλογίας περιορίζουν τις συνθήκες βραχυκύκλωσης (short circuiting) στο σύστημα και έτσι ο υγροβιότοπος συμμορφώνεται περισσότερο με τις συνθήκες εμβολοειδούς ροής (plug flow) (Gearheart, 1996, Dombek, 1998).

Ένας λόγος αναλογίας μήκους/πλάτος $\leq 3:1$ αποτελεί συχνά την πιο οικονομικά αποδοτική επιλογή, κάποιοι άλλοι όμως συνδυασμοί μήκους και υδραυλικής κλίσης μπορούν επίσης να χρησιμοποιηθούν έτσι ώστε το σύστημα να προσαρμοστεί κατάλληλα στους τυχόν τοπογραφικούς περιορισμούς (Reed et al, 1995). Λόγοι μήκους πλάτους της τάξης 1-4:1 έχουν αποδειχθεί ως οικονομικά βέλτιστοι (Α.Ν. Αγγελάκης και Κ.Π. Τσαγκαράκης).

Επιμήκεις λεκάνες με αναλογία πλάτος/μήκος = 1/10 προτείνονται σε συγκεκριμένες μελέτες για την επίτευξη ικανοποιητικής επεξεργασίας (Metcalf and Eddy, 1991). Με τη χρήση όμως λεκανών μικρού πλάτους και μεγάλου μήκους ελαττώνεται το δυναμικό για περιορισμένη κυκλοφορία και αυτό συνεπάγεται αυξημένη συγκέντρωση φορτίου στην είσοδο της λεκάνης που μπορεί να οδηγήσει σε υπερφορτώσεις. Για την αποφυγή υπερφορτώσεων μπορεί να χρησιμοποιηθούν πολλαπλά σημεία τροφοδοσίας. Τέτοια τυπικά συστήματα έχουν συνολικό πλάτος ισοδύναμο με το μήκος της λεκάνης (Α.Ν. Αγγελάκης και Κ.Π. Τσαγκαράκης).

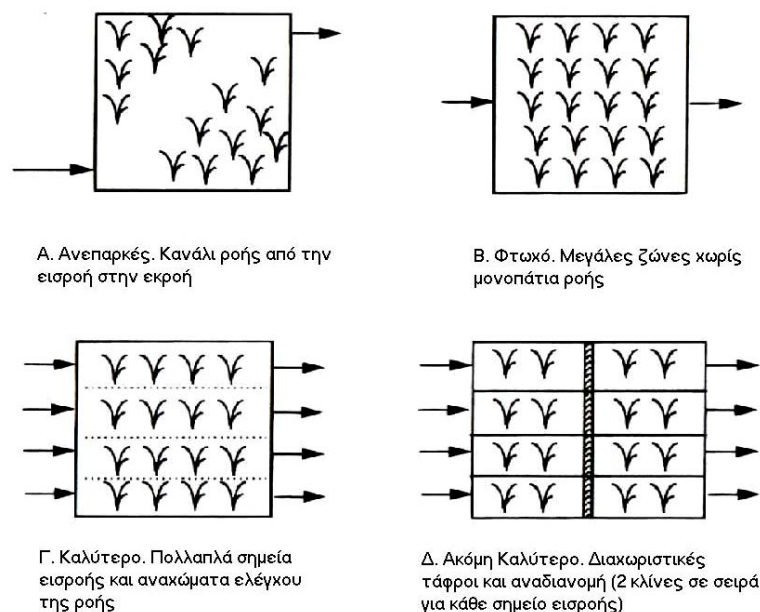


Σχήμα 3.1. 3: Διάταξη ενός τυπικού συστήματος FWS: (a) κάτοψη, (c) και (d) εγκάρσιες τομές και (b) κατά μήκος τομή (G. Dialynas, K. Chartzoulakis και A. Angelakis, 2001)

Πολλαπλές κλίνες: Ένας αριθμός κλινών σε σειρά είναι δυνατό να εξασφαλίσει συνθήκες υψηλότερης ποιότητας στην εκροή. Η μάζα ενός συστατικού προς απομάκρυνση η οποία καταλήγει στην εκροή μιας κλίνης, επαναδιανέμεται στην εισροή της επόμενης κλίνης. Η διαδικασία αυτή ελαχιστοποιεί τις συνθήκες που προκαλούν βραχυκύκλωση της ροής και, κατά συνέπεια, μεγιστοποιεί την επιφάνεια επαφής στην επόμενη κλίνη. Όσον αφορά στην επεξεργασία και στην επίτευξη καλύτερης ποιότητας εκροής, προτείνεται η δημιουργία τουλάχιστον τριών κλινών σε σειρά (US EPA, 1999).

Σε μεγάλες κλίνες υδροβιότοπων είναι δυνατό να κατασκευαστούν κάποια στενά μονοπάτια πρόσβασης παράλληλα στην κατεύθυνση της ροής, δημιουργώντας έτσι μικρότερης έντασης παράλληλα κελιά με καλύτερες υδραυλικές ιδιότητες (βλ. Σχήμα 3.1.4). Πολλαπλά κελιά τα οποία επικοινωνούν μεταξύ τους με τη κατάλληλη σωλήνωση προσφέρουν μεγαλύτερη λειτουργική ευελιξία. Επίσης με τις πολλαπλές λεκάνες δίνεται η δυνατότητα να τίθενται εκτός λειτουργίας τμήματα του συστήματος για διάφορους διαχειριστικούς λόγους, όπως είναι η φροντίδα της

φυτικής βλάστησης και η συντήρηση της λεκάνης (Α.Ν. Αγγελάκης και Κ.Π. Τσαγκαράκης). Σε περίπτωση όπου μία κλίνη χρειάζεται να τεθεί εκτός λειτουργίας, η επεξεργασία πραγματοποιείται από τις υπόλοιπες κλίνες.

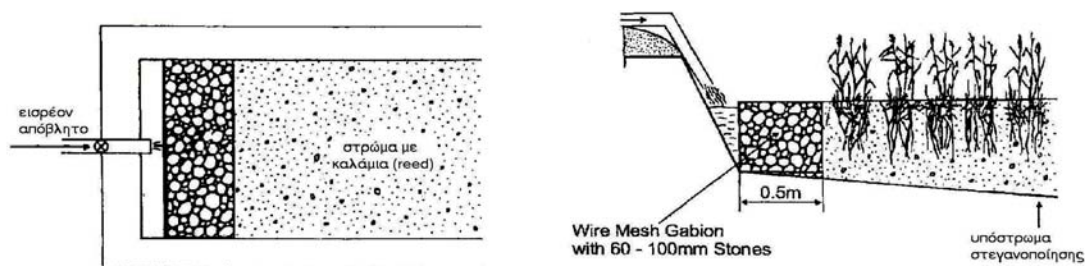


Σχήμα 3.1. 4: Ένας αριθμός μονοπατιών ροής και η εντός του μονοπατιού αναδιανομή της ροής έχουν ως αποτέλεσμα την καλύτερη εκμετάλλευση της επιφάνειας του συστήματος (Kadlec και Knight, 1996).

Δομές εισόδου-εξόδου: Τόσο η τοποθέτηση όσο και ο τύπος των δομών εισόδου-εξόδου θα πρέπει να ληφθούν σοβαρά υπόψη ώστε να εξασφαλίζουν στο σύστημα υψηλότερου βαθμού επεξεργασία και αξιοπιστία. Για τον περιορισμό των συνθηκών βραχυκύκλωσης σε ένα σύστημα FWS θα πρέπει να λαμβάνονται υπόψη: α) Η ομοιόμορφη κατανομή της εισροής καθ' όλο το πλάτος εισόδου στον υδροβιότοπο και, β) Η ομοιόμορφη συλλογή της εκροής καθ' όλο το πλάτος εκροής του υδροβιότοπου. Τα δύο παραπάνω θα πρέπει να ελαχιστοποιούν τις τοπικές ταχύτητες, περιορίζοντας έτσι την επαναιώρηση των καθιζάμενων στερεών.

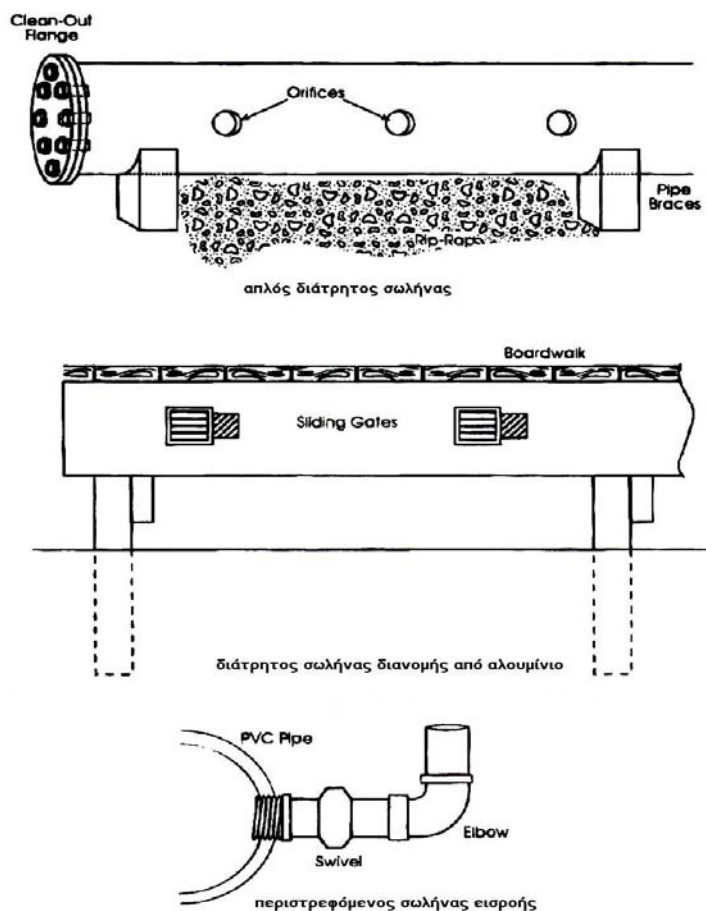
Οι δομές εισόδου-εξόδου διανέμουν και ελέγχουν τη ροή στον υδροβιότοπο και ελέγχουν το βάθος του νερού. Πολλαπλά σημεία εισόδου και εξόδου είναι απαραίτητα, ώστε να επιβεβαιώσουν ότι η εισροή στο σύστημα κατανέμεται με ομοιόμορφο τρόπο, τόσο στο σημείο εισόδου όσο και κατά μήκος του υδροβιότοπου. Με τις δομές αυτές αποφεύγονται οι "νεκρές" ζώνες στις οποίες η ανταλλαγή του νερού είναι περιορισμένη, έχοντας ως αποτέλεσμα μικρότερους χρόνους παραμονής από τους αντίστοιχους θεωρητικούς.

Σε μικρού-μέσου μεγέθους υγροβιότοπους χρησιμοποιούνται, τόσο στην περιοχή εισόδου όσο και στην περιοχή εξόδου, διάτρητοι σωλήνες ή απλοί σωλήνες καθ' όλο το πλάτος του υγροβιότοπου. Το μέγεθος του σωλήνα, οι διάμετροι των ανοιγμάτων και η γενική διάταξή τους εξαρτώνται από τον επιθυμητό ρυθμό ροής. Εάν αυτό είναι εφικτό, ο σωλήνας εισαγωγής θα πρέπει να τοποθετείται πάνω από την ελεύθερη επιφάνεια του υγροβιότοπου, ώστε να επιτρέπει την πρόσβαση για σκοπούς συντήρησης και ρύθμισης της ροής.



Σχήμα 3.1. 5: Απλός σωλήνας εισροής σε σύστημα SF

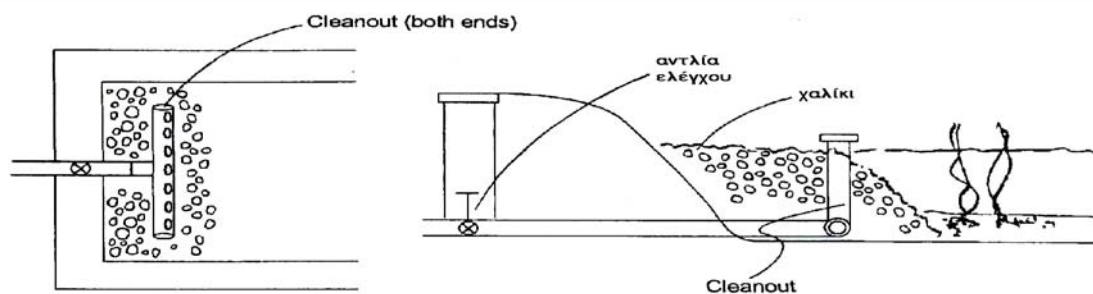
Στα περισσότερα συστήματα προτιμούνται πολλαπλοί σωλήνες, τοποθετημένοι πάνω από την ελεύθερη επιφάνεια. Ένας τέτοιος σωλήνας τυπικά αποτελείται από ένα καταλλήλου μεγέθους πλαστικό σωλήνα διαμέτρου 100-200 mm οποίος αποτελείται από ένα αριθμό "ταυ" τοποθετημένων σε σειρά ανά 3 m. Αυτά τα "ταυ" ενώνονται με το σωλήνα με κινούμενους κυκλικούς κόμβους και έτσι το καθένα από αυτά μπορεί να κινηθεί διαγράφοντας ένα κατακόρυφο κυκλικό τόξο. Με αυτό τον τρόπο ρυθμίζεται και εξισορροπείται η ροή (Reed et al, 1995).



Σχήμα 3.1. 6: Διάφοροι τύποι σωλήνων εισροής (Kadlec και Knight, 1996)

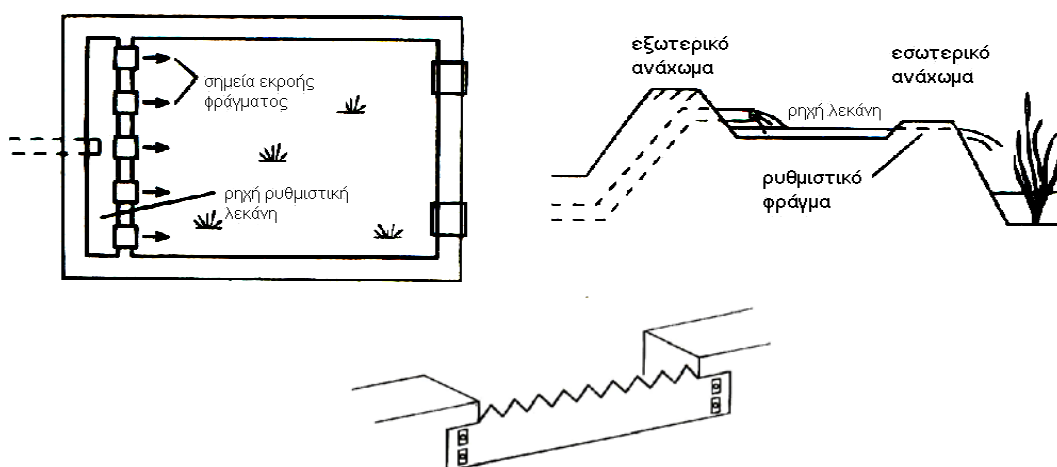
Σε ψυχρά κλίματα ή όταν υπάρχει ο κίνδυνος έκθεσης του κοινού, διάτρητοι σωλήνες θα πρέπει να τοποθετούνται κάτω από την ελεύθερη επιφάνεια. Σε αυτή την περίπτωση οι ζώνες εισροής και εκροής θα πρέπει να αποτελούνται από ένα στερεό υπόστρωμα ώστε να αποφευχθεί η διαδοχική καθίζηση του σωλήνα. Μια λύση αποτελεί η στήριξη του διάτρητου σωλήνα σε ένα τσιμεντένιο υπόστρωμα. Στην περίπτωση φραξίματος του σωλήνα ο καθαρισμός πραγματοποιείται με ξέπλυμα με νερό που εισάγεται από τα δύο άκρα του σωλήνα. Επίσης θα πρέπει να παρέχονται κατάλληλες συσκευές διακοπής λειτουργίας σε όλα τα σημεία εισαγωγής για σκοπούς συντήρησης του υδροβιότοπου. Η παρουσία ανερχόμενης βλάστησης μπορεί να προκαλέσει φράξιμο στα ανοίγματα του διάτρητου σωλήνα με φυτικά κατάλοιπα που εμφανίζονται στα σύστημα. Το πρόβλημα αυτό περιορίζεται με την κατασκευή μιας βαθιάς ζώνης νερού, 1-1,3 m βαθύτερα από τον πυθμένα του υδροβιότοπου (US EPA, 1999). Η ανοικτή αυτή ζώνη θα πρέπει να περιορίζεται στο 1m πλάτους. Ο σωλήνας επίσης μπορεί να περιβληθεί από βράχους ή χαλίκι. Οι βράχοι οι οποίοι τοποθετούνται γύρω από το σωλήνα εμποδίζουν τη φυτική ανάπτυξη στη ζώνη εισροής. Η κατασκευή μιας βαθιάς ζώνης νερού επιτρέπει ευκολότερη πρόσβαση στο σωλήνα για σκοπούς συντήρησης, μπορεί όμως

να ενθαρρύνει την εμφάνιση άγριας ζωής με αποτέλεσμα τη μειωμένη αποτελεσματικότητα του συστήματος.



Σχήμα 3.1. 7: Βυθιζόμενος διάτρητος σωλήνας περιβαλλόμενος από χαλίκι

Σε μεγαλύτερα συστήματα υδροβιότοπων οι δομές εισόδου-εξόδου είναι αποκλειστικά κατασκευασμένες από τσιμέντο. Επιπλέον θα πρέπει να υπάρχουν περισσότερα του ενός σημεία εισροής έτσι ώστε να επιτυγχάνεται ομοιόμορφη ροή κατά μήκος του κελιού. Εναλλακτικά θα μπορούσαν να χρησιμοποιηθούν ρυθμιστικά φράγματα. Τα ρυθμιστικά φράγματα με εγκοπές V μπορούν να χρησιμοποιηθούν για να διαμοιράσουν ισομερώς τη ροή καθ' όλο το πλάτος του υδροβιότοπου. Τα ορθογωνικά αυτά φράγματα μπορούν επίσης να χρησιμοποιηθούν για τη μέτρηση της ροής εισόδου. Η εμπειρία έχει αποδείξει ότι είναι δύσκολο να επιτευχθεί ομοιόμορφη ροή εάν το χείλος του φράγματος, υπεύθυνο για τη διανομή της ροής, είναι κατασκευασμένο από αραιά τοποθετημένους βράχους. Σε αυτή την περίπτωση ίσως είναι προτιμότερο το χείλος να είναι κατασκευασμένο από τσιμέντο και να ακολουθείται από μια υπό κλίση ζώνη βράχων ή χαλικιού στην οποία λαμβάνει χώρα απώλεια ενέργειας (Reed et al, 1995).



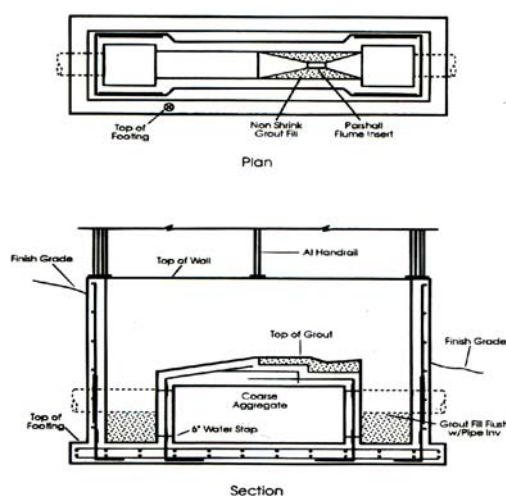
Σχήμα 3.1. 8: Τυπικές διατάξεις ρυθμιστικών φραγμάτων εισροής

Στην εκροή τα ρυθμιστικά φράγματα ή άλλες συσκευές μέτρησης της ταχύτητας θα πρέπει να είναι ρυθμιζόμενα ώστε να επιτρέπουν έλεγχο του επιπέδου του νερού στην κλίνη. Αυτές οι συσκευές θα πρέπει να τοποθετούνται σε απόσταση ≤ 15 m, συνήθως η τοποθέτησή τους ανά 3 m επιτυγχάνει άριστη διανομή του νερού και ομοιόμορφη συλλογή του επεξεργασμένου αποβλήτου που εξέρχεται. Ο πυθμένας της κλίνης θα πρέπει να βρίσκεται σε βάθος 2 m κάτω από την επιφάνεια του νερού σε μια ζώνη γύρω από τις δομές εξόδου. Με αυτό τον τρόπο στη γύρω περιοχή του ρυθμιστικού φράγματος δημιουργείται μια “ανοικτή” ζώνη νερού με απουσία βλάστησης η οποία το προστατεύει από πιθανό φράξιμο (Reed et al, 1995).

Οι δομές εξόδου ελέγχουν τόσο την ομοιομορφία της ροής στον υδροβιότοπο, όσο και το λειτουργικό βάθος. Επίσης, οποιαδήποτε δομή εξόδου θα πρέπει να σχεδιάζεται έτσι ώστε ο υδροβιότοπος να μπορεί να ξηρανθεί εάν αυτό απαιτείται. Εάν χρησιμοποιούνται βυθισμένοι σωλήνες, θα πρέπει αυτοί να συνδέονται με μια επίπεδη συσκευή ελέγχου που επιτρέπει στον λειτουργό του συστήματος να ρυθμίσει τη ροή και το βάθος του νερού στον υδροβιότοπο. Τέτοιες συσκευές αποτελούν τα ρυθμιστικά φράγματα, κάποιες συσκευές μέτρησης της ταχύτητας (π.χ. αγωγοί τύπου Parshall) ή κάποιοι περιστρεφόμενοι σωλήνες.

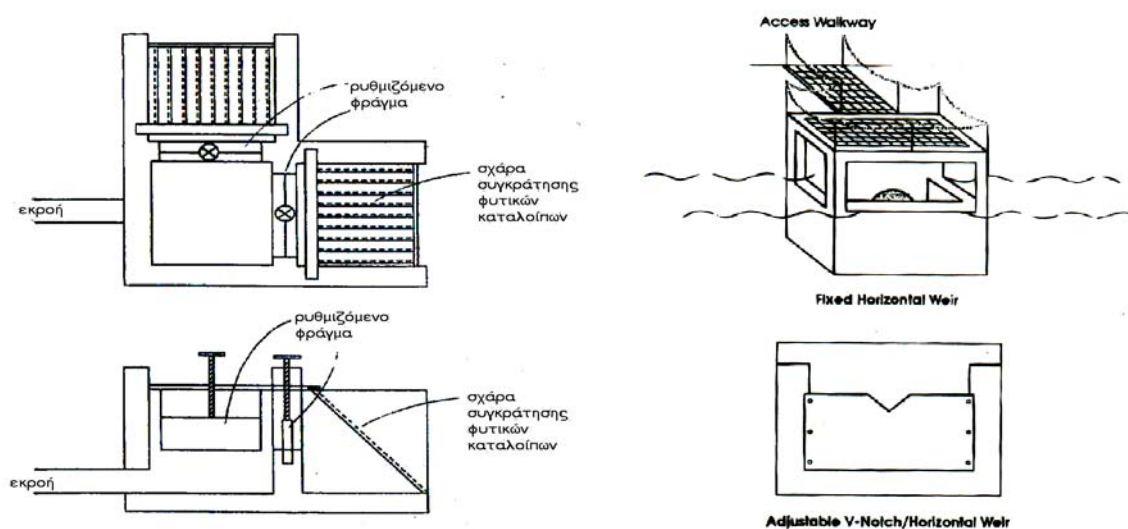
Τα πολλαπλά ρυθμιστικά φράγματα τα οποία εναλλακτικά μπορούν να χρησιμοποιηθούν στη θέση των βυθιζόμενων διάτρητων σωλήνων, μπορούν να κατασκευαστούν επί τόπου ή να είναι προκατασκευασμένα. Πολλαπλά “κιβώτια” ρυθμιστικών φραγμάτων θα πρέπει να εγκατασταθούν καθ’ όλο το πλάτος του υδροβιότοπου.

Οι ρυθμοί υπερχείλισης δε θα πρέπει να υπερβαίνουν τα $200\text{m}^3/\text{m-d}$. Τα κιβώτια αυτά απαιτούν την κατασκευή βαθιών ζωνών νερού γύρω από αυτά έτσι ώστε η παρουσία τους να μην εμποδίζεται από τη βλάστηση. Σε ψυχρές θερμοκρασίες λειτουργίας τα ρυθμιστικά φράγματα εμφανίζονται πιο ευάλωτα στην ψύξη σε σύγκριση με τους βυθιζόμενους διάτρητους σωλήνες.



Σχήμα 3.1. 9: Κατασκευαστική λεπτομέρεια αγωγού Parshall (Kadlec και Knight, 1996)

Η ανερχόμενη βλάστηση στο σύστημα έχει ως αποτέλεσμα την εμφάνιση φύλλων στο σύστημα, ενώ, σε περίπτωση καταιγίδων μπορούν να ξεριζωθούν εξολοκλήρου κάποια φυτά. Σε ένα σύστημα FWS στην εκροή μπορούν να τοποθετηθούν σχάρες συγκράτησης των φυτικών καταλοίπων. Τυπικό παράδειγμα αποτελεί ο συνδυασμός ενός “κιβωτίου” ρυθμιστικού φράγματος με μια σχάρα συγκράτησης φυτικών καταλοίπων (βλέπε σχήμα 3.1.10).



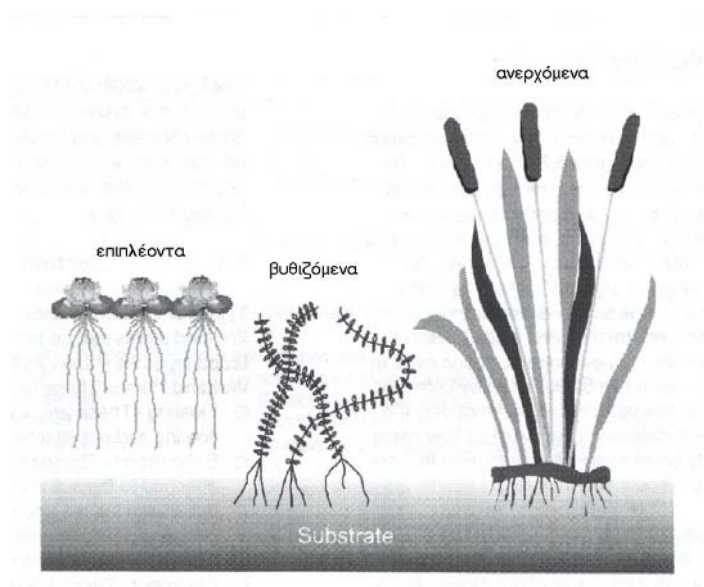
Σχήμα 3.1. 10: Τυπικές διατάξεις “κιβωτίων” ρυθμιστικών φραγμάτων

Επανακυκλοφορία επεξεργασμένων αποβλήτων: Η επαναχρησιμοποίηση εν μέρει ή πλήρως επεξεργασμένων απόβλητων στην εισροή του υδροβιότοπου θεωρείται ένας σημαντικός σχεδιαστικός παράγοντας. Με την επανακυκλοφορία των ήδη επεξεργασμένων αποβλήτων μειώνονται σημαντικά οι συγκεντρώσεις οργανικών και στερεών, ενώ, στα σημεία εισόδου του συστήματος παρέχεται μεγαλύτερη ποσότητα διαλυμένου οξυγόνου η οποία βελτιώνει σημαντικά την ολική απόδοση του συστήματος. Η επανακυκλοφορία επιτυγχάνεται συνήθως με τη χρήση μικρών αντλιών και ενός σωλήνα για τη μεταφορά του εκρέοντος αποβλήτου στην εισροή του συστήματος και παρουσιάζεται πιο αποδοτική όταν αυτή συνδυάζεται με σταδιακή τροφοδοσία στο σύστημα (Crites και Tchobanoglous, 1998).

3.1.2 Βλάστηση

Τα είδη φυτών τα οποία εμφανίζονται σε ένα υδροβιότοπο μπορούν σε γενικές γραμμές να ταξινομηθούν στις εξής τρεις κατηγορίες:

1. Επιπλέοντα
2. Αναπτυσσόμενα στη στήλη του νερού
3. Ανερχόμενα



Σχήμα 3.1. 11: Κατηγορίες φυτών σε υδροβιότοπους FWS

Ανερχόμενη βλάστηση: Η επιλογή των φυτικών ειδών βλάστησης θα πρέπει να λαμβάνει υπόψη την αναμενόμενη ποιότητα του νερού στο σύστημα, τα κανονικά και τα ακραία λειτουργικά βάθη, τις κλιματολογικές συνθήκες και το γεωγραφικό πλάτος της περιοχής τις απαιτήσεις συντήρησης της φυτικής βλάστησης και τους αρχικούς στόχους επεξεργασίας του συστήματος.

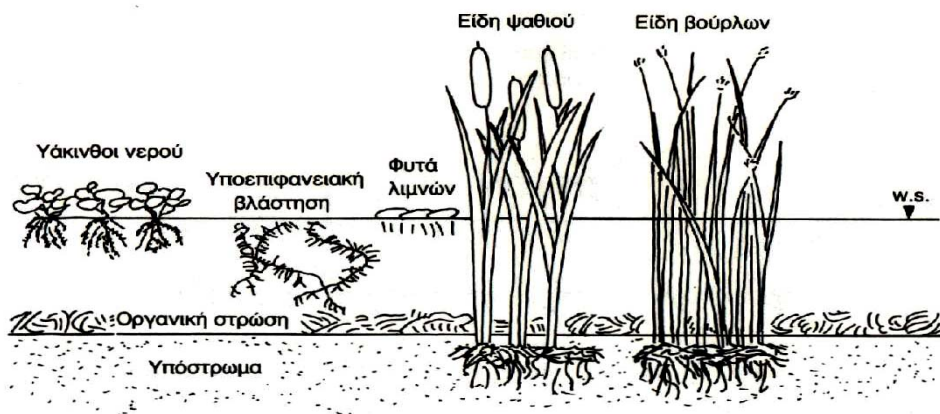
Κάποια κριτήρια επιλογής του κατάλληλου είδους βλάστησης αποτελούν το δυναμικό βλάστησης, η ικανότητα επιβίωσης και το κόστος φύτευσης και συντήρησης. Οι περιοχές πυκνής αναπτυσσόμενης βλάστησης παρουσιάζονται πιο αποτελεσματικές στην επεξεργασία των ρυπαντών. Γι' αυτό το λόγο προτιμούνται φυτά τα οποία είναι ανθεκτικά σε όλες τις καιρικές συνθήκες. Συνήθως επιλέγονται φυτά τα οποία αναπτύσσονται με γρήγορους ρυθμούς, περιέχουν υψηλές περιεκτικότητες λιγνίνης και μπορούν να προσαρμοστούν σε ποικίλα βάθη νερού. Κάποιες κατηγορίες φυτών οι οποίες χρησιμοποιούνται σε τεχνητούς υδροβιότοπους είναι καλάμια (φυτά του είδους *Phragmites*, κυρίως του είδους *P. communis*) είδη βούρλων (φυτά του γένους *Scirpus*), είδη ψαθιού και αφράτου (φυτά του γένους *Typha*) και διάφορα είδη κύπερης (φυτά της οικογένειας *Cypereace*). Τυπικά είδη φυτών που χρησιμοποιούνται σε υδροβιότοπους FWS απεικονίζονται στο σχήμα 3.1.12.

Βυθιζόμενη-αναπτυσσόμενη στο νερό φυτική βλάστηση: Τα βυθιζόμενα φυτικά είδη χρησιμοποιούνται έχουν χρησιμοποιηθεί στις βαθιές ζώνες νερού κάποιων υδροβιότοπων FWS ως

τμήμα μιας διαδικασίας βελτίωσης της ποιότητας του νερού, ή, για εμπλουτισμό του φυτικού περιβάλλοντος του υδροβιότοπου. Τα πιο συνήθη είδη φυτών που χρησιμοποιούνται για τους παραπάνω σκοπούς είναι διάφορα είδη των οικογενειών *Ceratophyllum demersum* (π.χ. φυτογενή), *Elodea* (υδρόβια φυτά με άνθη), *Potamogeton pectinatus* (υδρόβια αγριόχορτα), *Potamogeton perfoliatus* και *Ruppia maritima* (είδη υδρόβιου γρασιδιού), *Vallisneria americana* και *Myriophyllum* sp.. Τα φυτά αυτά είναι δυνατό να παρέχουν τροφή για διάφορα είδη πουλιών, ψαριών και ζώων (π.χ. παπιών) και είναι ανθεκτικά σε συνθήκες συνεχούς κατάκλυσης. Η παρουσία τους στο σύστημα αποτελεί συνάρτηση της διαύγειας του νερού καθώς, τα είδη αυτά εξαρτώνται από τη διείσδυση του φωτός διαμέσου της υδάτινης στήλης. Περιοδική συγκομιδή κάποιων φυτών τα οποία χρησιμοποιούνται για τον έλεγχο των θρεπτικών (π.χ. *Elodea*) απομακρύνει τόσο τα φυτά, όσο και τα συγκρατούμενα θρεπτικά.

Επιπλέοντα είδη φυτών: Τα επιπλέοντα είδη φυτών που χρησιμοποιούνται σε συστήματα τεχνητών υδροβιότοπων δεν αποτελούν αναγκαία αντικείμενο σχεδιασμού των συστημάτων αυτών. Ένα είδος το οποίο συνήθως εμφανίζεται τυχαία σε υδροβιότοπους FWS είναι της οικογενείας *Lemna* sp. (παράσιτο duckweed). Η εμφάνιση του είδους αυτού στην επιφάνεια του νερού του υδροβιότοπου μπορεί να είναι τόσο ωφέλιμη, όσο και επιβλαβής. Ένα πλεονέκτημα από την εμφάνιση του φυτού αυτού αποτελεί ο περιορισμός της ανάπτυξης των αλγών. Μειονέκτημα αποτελεί η μείωση της μεταφοράς του ατμοσφαιρικού οξυγόνου στην επιφάνεια του νερού. Ο ρυθμός ανάπτυξης του είδους αυτού είναι πολύ γρήγορος. Ένα άλλο είδος επιπλέοντος φυτού το οποίο είναι πιθανό να παρουσιαστεί σε συστήματα FWS αποτελούν οι υάκινθοι του γλυκού νερού (βλέπε σχήμα 3.1.12).

Τα επιπλέοντα είδη φυτών μπορούν να αποτελέσουν πηγή τροφής για διάφορα υδρόβια ζώα και πτηνά. Οι ανοικτές ζώνες νερού στους υδροβιότοπους FWS θα πρέπει να είναι μεγάλης έκτασης έτσι ώστε ο επαρκής αερισμός να μπορεί να μετακινήσει το στρώμα των ζιζανίων και να επιτευχθεί ο επιθυμητός επαναερισμός. Η αποσύνθεση των ανεπιθύμητων ζιζανίων στον υδροβιότοπο μπορεί επίσης να προσθέσει κάποια εποχιακά φορτία αζώτου στο σύστημα.



Σχήμα 3.1. 12: Τυπικά είδη φυτών σε υγροβιότοπους FWS

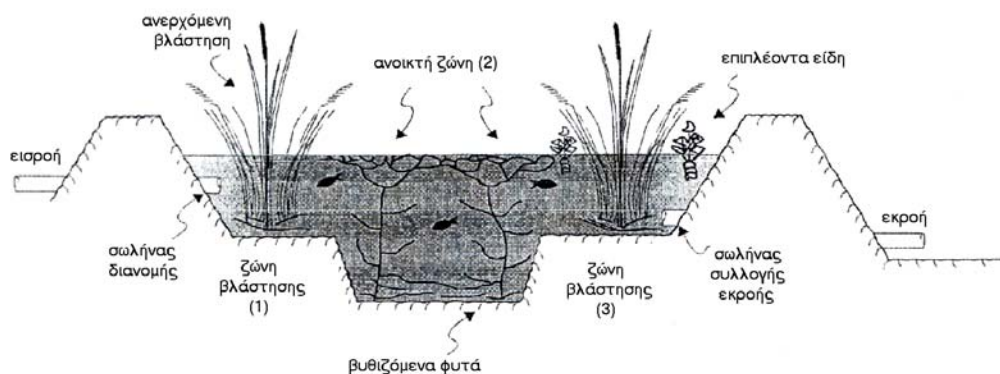
Ζώνες Βλάστησης και Ανοικτές Επιφάνειες Νερού

Η τοποθέτηση της ανερχόμενης βλάστησης, ο τύπος και η πυκνότητα αυτής της βλάστησης και η επίδραση των κλιματικών συνθηκών μιας περιοχής στην ωρίμανση-γήρανση των φυτών αποτελούν σημαντικούς παράγοντες στο σχεδιασμό ενός τεχνητού υγροβιότοπου. Η ύπαρξη επαρκών ζωνών ανοικτής επιφάνειας νερού αποτελεί ένα σημαντικό στοιχείο στην κατασκευή και υλοποίηση ενός υγροβιότοπου FWS, το οποίο όμως συχνά παραβλέπεται. Ως ανοικτή επιφάνεια νερού ορίζεται η επιφάνεια του υγροβιότοπου η οποία δε χαρακτηρίζεται από οποιοδήποτε είδος ανερχόμενης βλάστησης, μπορεί όμως να αποτελείται από κάποια είδη βυθιζόμενων φυτών ή από διασκορπισμένες ομάδες επιπλέοντων φυτών. Ιστορικά, πολλοί υγροβιότοποι έχουν σχεδιαστεί και κατασκευαστεί ως λεκάνες πλήρους βλάστησης με απουσία ζωνών ανοικτής επιφάνειας (US EPA, 1999). Πολλά από αυτά τα συστήματα έχουν αποδειχθεί προβληματικά, με πολύ χαμηλές περιεκτικότητες διαλυμένου οξυγόνου στη στήλη του νερού και συνεπώς με έντονα προβλήματα οσμής και προσέλκυσης ξενιστών.

Σε γενικές γραμμές οι φυσικοί υγροβιότοποι αποτελούνται τόσο από ανοικτές επιφάνειες νερού, όσο και από περιοχές με ανερχόμενη βλάστηση. Οι ανοικτές επιφάνειες νερού παρέχουν επαρκή οξυγόνωση στη στήλη του νερού διαμέσου του ατμοσφαιρικού επαναερισμού και βοηθούν στη φωτοσύνθεση των αλγών. Επίσης επιτρέπουν την αρπαγή των κουνουπιών από ψάρια και άλλα ζώα και παρέχουν περιοχές επιβίωσης για κάποια υδρόβια πτηνά. Στους υγροβιότοπους FWS οι ανοικτές ζώνες δεν εξυπηρετούν μόνο τις παραπάνω λειτουργίες αλλά παρέχουν επίσης τις κατάλληλες συνθήκες μείωσης του διαλυτού BOD και αυξημένης νιτροποίησης του εφαρμοζόμενου αποβλήτου. Οι ανοικτές ζώνες νερού παρέχουν στους τεχνητούς υγροβιότοπους FWS ένα πολυσύνθετο, δυναμικό και αυτοσυντηρούμενο οικοσύστημα, όμοιο με αυτό των

φυσικών υδροβιότοπων. Επίσης στις ζώνες αυτές παρατηρούνται χαμηλότερες συγκεντρώσεις υποβάθρου BOD.

Η αναλογία ανοικτών επιφανειών νερού - επιφανειών ανερχόμενης βλάστησης εξαρτάται από τη διαθεσιμότητα της έκτασης της περιοχής, το κόστος και τους λειτουργικούς στόχους του συστήματος. Σε γενικές γραμμές ένας υδροβιότοπος FWS θα πρέπει να αποτελείται από τρεις ζώνες εκ των οποίων οι ζώνες 1 και 3 θα πρέπει να είναι πλήρως καλυμμένες (100%) από ανερχόμενη βλάστηση ενώ, η ζώνη 2 θα αποτελείται από 50-100% ανοικτή επιφάνεια νερού. Εάν απαιτείται απονιτροποίηση, αυτή πραγματοποιείται στην ζώνη 3 του συστήματος.



Σχήμα 3.1. 13: Τυπικό σύστημα FWS με παρουσία ανοικτής ζώνης, (US EPA, 1999)

Μια ανοικτή επιφάνεια νερού θα πρέπει να είναι τόσο βαθιά ώστε να παρεμποδίζεται η αποίκηση της από την ανερχόμενη βλάστηση. Λόγω της απουσίας επαρκούς σκίασης, στις ανοικτές ζώνες νερού μπορούν να αναπτυχθούν σημαντικές ποσότητες αλγών οι οποίες μπορούν να επιδράσουν αρνητικά στην ποιότητα της εκροής. Η ανάπτυξη των αλγών μπορεί να περιοριστεί εάν οι ανοικτές ζώνες νερού σχεδιάζονται ώστε να έχουν υδραυλικό χρόνο παραμονής μικρότερο των 2-3ών ημερών. Σε γενικές γραμμές ένας κύκλος ανάπτυξης των αλγών διαρκεί περίπου 7 ημέρες. Η παρουσία βυθιζόμενων μακροφυτών στις ανοικτές ζώνες νερού μπορεί επίσης να περιορίσει την ανάπτυξη των αλγών. Αντίστροφα, η σε μεγάλο βαθμό ανάπτυξη των αλγών σε αυτές τις ζώνες μπορεί να μειώσει την απόδοση των βυθιζόμενων μακροφυτών.

Η US EPA, 1999 προτείνει τις εξής σχεδιαστικές αρχές: Η ζώνη 1 ανερχόμενης βλάστησης θα πρέπει να έχει υδραυλικό χρόνο παραμονής 2 ημέρες για τη μέγιστη μηνιαία ροή (Q_{max}), ώστε τα στερεά της εισροής να μπορούν να συσσωρευτούν και να διαχωριστούν. Η ανοικτή ζώνη νερού 2 που ακολουθεί θα πρέπει να καλύπτει τις μέρες 3 και 4 και θα πρέπει να έχει σχεδιαστεί έτσι ώστε να διευκολύνεται και να αυξάνεται η παραγωγή διαλυμένου οξυγόνου. Τέλος, στη ζώνη ανερχόμενης βλάστησης 3 υδραυλικού χρόνου παραμονής 2 ημερών μειώνονται τα στερεά τα

οποία τυχόν έχουν παραχθεί στη ζώνη 2 και παρέχονται οι κατάλληλες συνθήκες για απονιτροποίηση. Η τελευταία ζώνη ανερχόμενης βλάστησης θα πρέπει να βρίσκεται όσο το δυνατό πλησιέστερα στο σημείο εκροής, ώστε να περιορίζεται η επίδραση της ποιότητας της εκροής από την άγρια ζωή της περιοχής.

Περίοδος προσαρμογής: Η περίοδος προσαρμογής της βλάστησης εξαρτάται από τα χαρακτηριστικά ποιότητας των λυμάτων εισροής και από την χρονική περίοδο αρχικής λειτουργίας του υδροβιότοπου. Για να προσεγγίσει ένας υδροβιότοπος FWS τα βέλτιστα επίπεδα απόδοσης (απομάκρυνσης ρυπαντών) θα πρέπει η βλάστηση και τα φυτικά κατάλοιπα να έχουν αναπτυχθεί σε ικανοποιητικό βαθμό και στο σύστημα να επικρατούν συνθήκες ισορροπίας (equilibrium). Ο χρόνος που απαιτείται για την επίτευξη συνθηκών ισορροπίας στον υδροβιότοπο αποτελεί συνάρτηση της πυκνότητας της βλάστησης και της χρονικής περιόδου. Ένας υδροβιότοπος με υψηλή πυκνότητα βλάστησης ο οποίος ξεκίνησε να λειτουργεί γύρω στην άνοιξη θα έχει πλήρως αναπτυχθεί μέχρι το τέλος της δεύτερης περιόδου ανάπτυξης (US EPA, 1999). Σε αντίθεση, ένα υδροβιότοπος χαμηλής πυκνότητας βλάστησης ο οποίος ξεκίνησε να λειτουργεί αργά το φθινόπωρο και του οποίου το κλίμα της περιοχής είναι σχετικά ψυχρό, μπορεί να χρειαστεί τρία ή περισσότερα χρόνια για να προσεγγίσει τις συνθήκες ισορροπίας.

Κάτω από ιδανικές συνθήκες, το ξεκίνημα της λειτουργίας ενός υδροβιότοπου FWS θα πρέπει να πραγματοποιείται έξι εβδομάδες μετά τη φύτευση της βλάστησης, ώστε τα φυτά να έχουν αναπτυχθεί σε ύψος μεγαλύτερο του επιπέδου του νερού στο σύστημα. Εάν αυτό δεν είναι εφικτό, το επίπεδο του νερού θα πρέπει να ρυθμιστεί σε ύψος χαμηλότερο της ανερχόμενης βλάστησης. Σ' αυτή την περίπτωση όμως μπορεί να παραταθεί ο χρόνος που απαιτείται ώστε το σύστημα να προσεγγίσει τις συνθήκες ισορροπίας.

Αφού ο υδροβιότοπος έχει ήδη ξεκινήσει να λειτουργεί, το επίπεδο του νερού θα πρέπει σταδιακά να αυξηθεί μέχρι αυτό να προσεγγίσει το σχεδιαστικό ύψος νερού. Αυτό επιτυγχάνεται με την κατάλληλη ρύθμιση της συσκευής ελέγχου της ροής στο σημείο εκροής της κάθε κλίνης. Εάν το εισρέον απόβλητο είναι σχετικά υψηλής φόρτισης (πρωτοβάθμια εκροή ή εκροή από σηπτική δεξαμενή), ίσως θεωρηθεί απαραίτητο αυτό να αραιωθεί με καθαρό νερό ή με ανακύκλωση της εκροής. Με αυτό τον τρόπο αυξάνονται σταδιακά τα φορτία των ρυπαντών μέχρι να προσαρμοστεί πλήρως η ανερχόμενη βλάστηση.

Σε μεγάλης έκτασης συστήματα FWS τα μακρόφυτα ίσως χρειαστεί να επαναφυτευθούν σε κάποιες τοποθεσίες, ώστε να αποφευχθεί η βραχυκύκλωση της ροής. Η συχνότητα επιθεώρησης ενός συστήματος FWS κατά την περίοδο ωρίμανσης, μπορεί να καθοριστεί με βάση την ήδη υπάρχουσα εμπειρία.

Η απόδοση επεξεργασίας κατά την αρχική περίοδο λειτουργίας ενός υδροβιότοπου FWS, μπορεί να μην είναι αντιπροσωπευτική της μελλοντικής απόδοσης επεξεργασίας του συστήματος. Η απόδοση απομάκρυνσης των ρυπαντών είναι αναμενόμενο να βελτιωθεί καθώς η φυτική κάλυψη αναπτύσσεται και αυξάνει σε πυκνότητα. Η απομάκρυνση όμως της αμμωνίας και του φωσφόρου μπορεί να παρουσιάζεται αυξημένη κατά την περίοδο αρχικής λειτουργίας κυρίως λόγω της προσρόφησης τους στα εδαφικά σωματίδια. Επίσης, κατά την ίδια περίοδο λειτουργίας η λήψη των θρεπτικών αυτών από τα φυτά παρουσιάζεται ιδιαίτερα αυξημένη. Με την πάροδο του καιρού ο ρυθμός απομάκρυνσης του φωσφόρου εξασθενεί. Ο ρυθμός απομάκρυνσης του αμμωνιακού αζώτου επίσης εξασθενεί εκτός και αν ο υδροβιότοπος FWS παρέχει τις απαραίτητες ανοικτές ζώνες νερού (βλέπε σχετική παράγραφο).

3.1.3 Λειτουργία και Συντήρηση

Οι τεχνητοί υδροβιότοποι αποτελούν “φυσικά” συστήματα επεξεργασίας. Ως αποτέλεσμα, η λειτουργία είναι περισσότερο “παθητική” και σε μικρότερο βαθμό απαιτείται λειτουργική παρέμβαση. Ο λειτουργός του συστήματος θα πρέπει να είναι παρατηρητικός, να μπορεί να πάρει τις σωστές αποφάσεις όταν κάποια προβλήματα εμφανίζονται και να μπορεί να διευθύνει κάποιες λειτουργικές ρυθμίσεις εάν αυτό θεωρείται απαραίτητο. Τα πιο κρίσιμα αντικείμενα στα οποία η λειτουργική παρέμβαση θεωρείται απαραίτητη είναι:

- Η ρύθμιση του επιπέδου του νερού
- Η διατήρηση της ομοιομορφίας της ροής (δομές εισόδου και εξόδου)
- Η διαχείριση της βλάστησης
- Ο έλεγχος των οσμών
- Ο έλεγχος των ενοχλητικών παρασίτων και των εντόμων
- Η συντήρηση των αναχωμάτων και των κλινών

Έλεγχος της ροής και επιπέδου του νερού: Τυχόν αλλαγές στο επίπεδο του νερού επηρεάζουν τους υδραυλικούς χρόνους παραμονής, την ατμοσφαιρική διάχυση οξυγόνου στην υδάτινη φάση και την φυτική κάλυψη. Σημαντικές αλλαγές στα επίπεδα του νερού μπορούν να οφείλονται σε τυχόν διαρροές, σε φράξιμο των σημείων εξόδου, σε διαρροές διαμέσου των αναχωμάτων ή στη διοχέτευση ομβρίων στο σύστημα.

Εποχιακές ρυθμίσεις του επιπέδου του νερού βοηθούν στην αποφυγή ψύξης κατά τη διάρκεια του χειμώνα. Σε ψυχρά κλίματα το επίπεδο του νερού θα πρέπει να είναι τουλάχιστον 50cm αργά το φθινόπωρο μέχρι να δημιουργηθεί στρώμα πάγου (US EPA, 1999). Όταν ολοκληρη

η ελεύθερη επιφάνεια του νερού έχει πλήρως στερεοποιηθεί, το ύψος του νερού μπορεί να μειωθεί, ώστε να δημιουργηθεί ένα στρώμα απομόνωσης αέρα πάνω από τον πάγο και το χιόνι το οποίο βοηθά στη διατήρηση υψηλότερων θερμοκρασιών νερού στον υδροβιότοπο (Kadlec και Knight, 1996).

Διατήρηση ομοιομορφίας της ροής: Οι σωλήνες που ελέγχουν την εισροή και την εκροή από τον υδροβιότοπο θα πρέπει να επιθεωρούνται ανά τακτά χρονικά διαστήματα ώστε να απαλλάσσονται από τα φυτικά κατάλοιπα τα οποία φράσσουν τα ανοίγματα τους. Η απομάκρυνση τόσο των φυτικών καταλοίπων, όσο και της βακτηριδιακής ιλύος με τη βοήθεια σχαρών και ρυθμιστικών φραγμάτων θεωρείται απαραίτητη.

Στη ζώνη εισροής κάποια ποσότητα αιωρούμενων στερεών είναι πιθανό να συσσωρευτεί κοντά στα ανοίγματα εισροής. Οι συσσωρεύσεις αυτές μπορούν να μειώσουν τους υδραυλικούς χρόνους παραμονής και με την πάροδο του χρόνου θα πρέπει να απομακρυνθούν από το σύστημα.

Διαχείριση της βλάστησης: Η συχνή συντήρηση της βλάστησης δεν απαιτείται για συστήματα τα οποία λειτουργούν με βάση τις σχεδιαστικές τους παραμέτρους και με ακριβή έλεγχο του πυθμένα-βάθους βλάστησης. Οι φυτικές κοινότητες των υδροβιότοπων FWS είναι αυτοσυντηρούμενες αναπτύσσονται, ωριμάζουν και επανααναπτύσσονται κάθε χρόνο. Η εφαρμοζόμενη βλάστηση εκτείνεται με φυσικό τρόπο σε περιοχές απουσίας εφαρμοζόμενης βλάστησης εάν το υδρόβιο περιβάλλον το επιτρέπει (επαρκές βάθος για την ανάπτυξη του φυτού). Η εξάπλωση της βλάστησης θα πρέπει να ελέγχεται στις ανοικτές ζώνες νερού οι οποίες έχουν σχεδιαστεί ειδικά για να παρέχουν ένα αερόβιο περιβάλλον.

Σημαντικό αντικείμενο στη διαχείριση της βλάστησης αποτελεί η διατήρηση των επιθυμητών ειδών φυτών τα οποία έχουν προεπιλεγεί ώστε να παρέχουν την επιθυμητή επεξεργασία. Ο στόχος αυτός επιτυγχάνεται διαμέσου της συνεπούς προεπεξεργασίας των αποβλήτων, με μικρές αλλαγές στο επίπεδο του νερού και με τυχόν συγκομιδή-απομάκρυνση μέρους της βλάστησης ή της φυτικής βιομάζας. Σε περιοχές ανεπαρκούς φυτικής κάλυψης κάποιες δραστηριότητες διαχείρισης μπορούν να εφαρμοστούν όπως είναι η ρύθμιση ενός κατάλληλου επιπέδου νερού, η εφαρμογή μειωμένων φορτίων, η προσθήκη κάποιων παρασιτοκτόνων ή η επαναφύτευση της βλάστησης.

Η συγκομιδή και η απομάκρυνση των φυτικών καταλοίπων μπορεί να θεωρηθεί ή όχι απαραίτητη ανάλογα με το σχεδιασμό του συστήματος που εξετάζεται. Η απομάκρυνση μέρους της βλάστησης από κάποιους υδροβιότοπους FWS μπορεί να θεωρηθεί απαραίτητη ώστε να επιτευχθούν οι αρχικοί επιθυμητοί στόχοι επεξεργασίας. Η συγκομιδή του κοινού καλαμιού (*Phragmites*) λίγο πριν το τέλος της περιόδου της έντονης φυτικής ανάπτυξης μπορεί να βοηθήσει στην απομάκρυνση κάποιας ποσότητας αζώτου από το σύστημα, η απομάκρυνση όμως του

φωσφόρου είναι περιορισμένη (Suzuki et al., 1985). Η αποτέφρωση της φυτικής βλάστησης κατά τη χειμερινή περίοδο μπορεί να εφαρμοστεί σε κάποιες περιπτώσεις για τον έλεγχο των ανεπιθύμητων παρασίτων στο σύστημα.

Έλεγχος οσμών: Οι ανεπιθύμητες οσμές δεν αποτελούν συνήθως πρόβλημα σε κατάλληλα φορτισμένους υγροβιότοπους. Κάποιες οσμηρές ενώσεις οι οποίες γίνονται αισθητές σε ανοικτές ζώνες νερού, είναι αποτέλεσμα αναερόβιων συνθηκών οι οποίες μπορούν να δημιουργηθούν από υπερβολικές φορτίσεις BOD και αμμωνίας. Η μείωση της οργανικής φόρτισης και των φορτίων αζώτου αποτελεί ένα τρόπο ελέγχου των ανεπιθύμητων οσμών. Εναλλακτικά, οι αερόβιες ανοικτές ζώνες νερού οι οποίες είναι τοποθετημένες σε περιοχές ανάμεσα στις ζώνες πλήρους βλάστησης μπορούν να εισάγουν κάποιες ποσότητες οξυγόνου στο σύστημα. Κάποιες δομές στη ζώνη εκροής και κανάλια με υδραυλικά άλματα, τα οποία έχουν εισαχθεί στο σύστημα για την εισαγωγή οξυγόνου στο εκρέον απόβλητο, μπορούν να δημιουργήσουν σοβαρά προβλήματα οσμών κατά την απομάκρυνση κάποιων πτητικών ουσιών (π.χ. σουλφίδιο του υδρογόνου), εάν το σύστημα υγροβιότοπου αποτύχει να απομακρύνει αυτά τα συστατικά.

Έλεγχος παρασίτων και εντόμων: Κάποιοι ενοχλητικοί “ξενιστές” οι οποίοι μπορούν να εμφανιστούν σε υγροβιότοπους FWS είναι συνήθως ζώα τα οποία φωλιάζουν στο σύστημα, επικίνδυνα αμφίβια και κουνούπια. Ο παρασιτισμός από ζώα τα οποία φωλιάζουν στο σύστημα όπως είναι οι μοσχοπόντικες (muskrats) και τρωκτικά του είδους *myocastor coypus* μπορεί να βλάψει σε μεγάλο βαθμό τη βλάστηση στο σύστημα. Αυτά τα ζώα χρησιμοποιούν συνήθως τόσο τη ψάθα όσο και τα βούρλα ως τροφή και ως υλικά κατασκευής των φωλιών τους. Ο έλεγχος των τρωκτικών αυτών πραγματοποιείται κατά την περίοδο σχεδιασμού του συστήματος μειώνοντας την κλίση των αναχωμάτων σε 5:1 ή καλύπτοντας τα αναχώματα με βράχους. Η προσωρινή αύξηση του λειτουργικού βάθους του νερού μπορεί επίσης να αποθαρρύνει τα ζώα αυτά. Η φυσική παγίδευση μπορεί να αποτελεί μια λύση, αλλά στις περισσότερες των περιπτώσεων είναι απαραίτητο η παρουσία των τρωκτικών να περιοριστεί.

Η πιθανή εμφάνιση επικίνδυνων αμφιβίων (π.χ. νερόφιδο *moccasin*) στο σύστημα είναι δύσκολο να ελεγχθεί άμεσα. Σε αυτή την περίπτωση θα πρέπει να υπάρχει η κατάλληλη προειδοποιητική σήμανση, ενώ, οι λειτουργοί του συστήματος θα πρέπει να είναι ενήμεροι των κινδύνων και των τρόπων αποφυγής επικίνδυνων καταστάσεων.

Ο έλεγχος των κουνουπιών θεωρείται απαραίτητος στα συστήματα FWS, ιδιαίτερα σε θερμά κλίματα. Σ’ αυτή την περίπτωση οι υγροβιότοποι θα πρέπει να τροφοδοτούνται με κουνουπόψαρα γένους *Gambusia* ή ειδικές κάμπιες. Ένα μειονέκτημα της χρήσης των κουνουπόψαρων αποτελεί η δυσκολία τους να εξαπλωθούν σε όλο το μήκος του υγροβιότοπου σε περιόδους έντονης

συσσώρευσης των φυτικών καταλοίπων. Μια άλλη φυσική μέθοδο ελέγχου της παρουσίας των κουνουπιών αποτελεί η εισαγωγή κάποιων ειδών πουλιών στο σύστημα, όπως είναι κάποιοι φιλικοί τύποι χελιδονιών (π.χ. *delichon urbic*). Κάποια βακτηριακά καμπιοκτόνα (*Bacillus thuringiensis israelensis* και *Bacillus sphaericus*) έχουν επίσης χρησιμοποιηθεί με επιτυχία σε ένα αριθμό υγροβιότοπων (US EPA, 1999).

Συντήρηση αναχωμάτων και κλινών: Η συντήρηση των αναχωμάτων προϋποθέτει επαρκή έλεγχο για ανάπτυξη της βλάστησης, έλεγχο διάβρωσης και αποθάρρυνση τρωκτικών. Όταν το λειτουργικό βάθος του συστήματος είναι σχετικά ρηχό, απαιτείται η περιοδική απομάκρυνση σπορόφυτων, έτσι ώστε να αποφευχθούν οι μελλοντικές συνθήκες έντονης σκίασης της ανερχόμενης βλάστησης και συνεπώς μεγάλου βαθμού συσσωμάτωσης, ιζηματοποίησης και απονιτροποίησης.

3.2 ΜΗΧΑΝΙΣΜΟΙ ΑΠΟΜΑΚΡΥΝΣΗΣ ΚΑΙ ΤΥΠΙΚΗ ΑΠΟΔΟΣΗ ΣΥΣΤΗΜΑΤΩΝ FWS

Τα συστήματα υγροβιοτόπων μπορούν να επεξεργαστούν αποτελεσματικά υψηλά επίπεδα βιοχημικά απαιτούμενου οξυγόνου (BOD), αιωρούμενων στερεών (suspended solids, SS), αζώτου, μετάλλων, ιχνών οργανικών και παθογόνων. Η απομάκρυνση του φωσφόρου παρουσιάζεται μειωμένη λόγω της περιορισμένης πιθανότητας επαφής εντός του εδάφους. Βασικούς μηχανισμούς επεξεργασίας-απομάκρυνσης των διαφόρων μορφών ρυπαντών αποτελούν μεταξύ άλλων η ιζηματοποίηση, η χημική κατακρήμνιση και προσρόφηση, οι μικροβιακές αλληλεπιδράσεις όσον αφορά στην απομάκρυνση του BOD και του αζώτου και η κάποιου βαθμού πρόσληψη από την παρούσα βλάστηση. Η ποσότητα των θρεπτικών και άλλων ουσιών που εμφανίζεται στο παραμένον κλάσμα της βλάστησης που αποσυντίθεται μπορεί εύκολα να απομακρυνθεί από το σύστημα ακόμη και αν η συγκομιδή της βλάστησης δεν πραγματοποιείται συχνά.

Συνοπτικά, οι κύριοι ρυπαντές που συναντώνται εντός ενός συστήματος υγροβιότοπου FWS και οι κύριοι μηχανισμοί μετασχηματισμού/ απομάκρυνσής τους παρουσιάζονται στον πίνακα 3.2.1.

Συστατικό	Κύριοι μηχανισμοί απομάκρυνσης - μετασχηματισμού
Βιοαποικοδομήσιμα οργανικά	Βιομετατροπή από αερόβια και αναερόβια βακτήρια σε φυτικές επιφάνειες και επιφάνειες σωρών διαλυτού BOD, προσρόφηση, φίλτραυση, καθίζηση-ιζηματοποίηση σωματιδιακού BOD
Αιωρούμενα στερεά	Ιζηματοποίηση, φίλτραυση, βιομετατροπή
Αζωτο	Νιτροποίηση/απονιτροποίηση, πρόσληψη από τη βλάστηση, αεριοποίηση
Φωσφόρος	Ιζηματοποίηση, πρόσληψη από τη βλάστηση
Βαρέα μέταλλα	Προσρόφηση από φυτικές επιφάνειες και επιφάνειες σωρών, ιζηματοποίηση
Έγχνη οργανικών	Αεριοποίηση, προσρόφηση, βιοαποσύνθεση
Παθογόνα	Φυσική αποσάθρωση, αρπαγή, υπερϊώδης ακτινοβολία, ιζηματοποίηση, απέκκριση αντιβιοτικών από ρίζες ή από τη βλάστηση.

Πίνακας 3.2. 1: Μηχανισμοί απομάκρυνσης / μετασχηματισμού των κύριων ρυπαντών σε ένα σύστημα υγροβιότοπου FWS

Για μία εκτίμηση της τυπικής απόδοσης των συστημάτων FWS, στη Βόρεια Αμερική μελετήθηκαν 40 περιοχές (Technology Assessment DataBase). Από αυτές τις περιοχές οι 22 επεξεργάζονται εκροές λιμνών οξείδωσης και εκροές πρωτοβάθμιας επεξεργασίας και, επομένως τα συστήματα FWS χρησιμοποιούνται για δευτεροβάθμια επεξεργασία (US EPA, 1999). Ο πίνακας 3.2.2 παρουσιάζει τις μέσες, ελάχιστες και μέγιστες φορτίσεις αυτών των συστημάτων. Επίσης παρουσιάζονται οι μέσες, ελάχιστες και μέγιστες συγκεντρώσεις των συγκεντρώσεων των βασικότερων ρυπαντών στην εισροή και την εκροή των συστημάτων.

Πίνακας 3.2. 2: Φορτίσεις και δεδομένα απόδοσης συστημάτων FWS της Βορείου Αμερικής, (US EPA, 1999)

ρυπαντής	ρυθμός φόρτισης ρυπαντή (kg/ha-day)			συγκέντρωση εισροής (mg/L)			συγκέντρωση εκροής (mg/L)		
	ελάχιστη τιμή	μέση τιμή	μέγιστη τιμή	ελάχιστη τιμή	μέση τιμή	μέγιστη τιμή	ελάχιστη τιμή	μέση τιμή	μέγιστη τιμή
BOD ₅	2.3	51	183	6.2	113	438	5.8	22	70
TSS	5	41	180	12.7	112	587	5.3	20	39
NH ₄ -N	0.3	5.8	16	3.2	13.4	30	0.7	12	23
TKN	1.0	9.5	20	8.7	28.3	51	3.9	19	32
TP	—	—	—	0.56	1.39	2.41	0.68	2.42	3.60
FC	—	—	—	42000	73000	250000	112	403	713

BOD = Biochemical Oxygen Demand (5 day)

TSS = Total Suspended Solids

NH₄-N = Ammonia Nitrogen

TKN = Total Kjeldahl Nitrogen

TP = Total Phosphorus

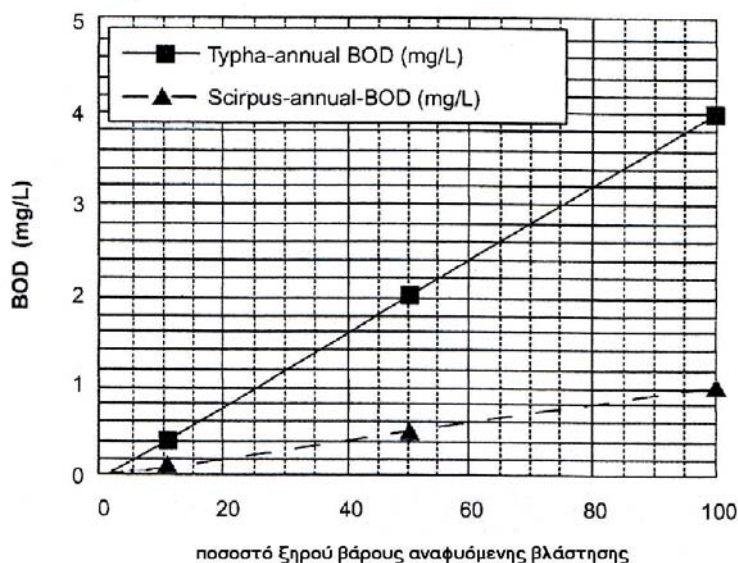
FC = Fecal Coliform, cfu/100mL

3.2.1 Βιοχημικά απαιτούμενο οξυγόνο, BOD

Η απομάκρυνση των οργανικών που καθιζάνουν, ιδιαίτερα σε υψηλές θερμοκρασίες, πραγματοποιείται πολύ γρήγορα στο σύστημα λόγω των σχετικά ήρεμων συνθηκών που επικρατούν στα συστήματα FWS. Ένα αρκετά μεγάλο ποσοστό του εφαρμοζόμενου BOD στην εισροή απομακρύνεται στα πρώτα μέτρα του συνολικού μήκους του υδροβιότοπου. Αυτή η ποσότητα του καθιζάμενου BOD στη συνέχεια υφίσταται αερόβια/αναερόβια αποσύνθεση αναλόγως με το σημείο της απόθεσης. Το παραμένον BOD σε κολλοειδή ή διαλυτή μορφή συνεχίζει να απομακρύνεται καθώς το υγρό απόβλητο έρχεται σε επαφή με τη μικροβιακή ανάπτυξη στο σύστημα. Αυτή η βιολογική δραστηριότητα είναι αερόβια πλησίον της ελεύθερης επιφάνειας στους υδροβιότοπους FWS, στο υπόλοιπο όμως τμήμα του υδροβιότοπου κυριαρχεί η αναερόβια αποσύνθεση. Ανεξάρτητα από τη συγκέντρωση του BOD στην εισροή επιτυγχάνονται πάντα χαμηλές συγκεντρώσεις στην εκροή, όπως αποδεικνύεται σε συγκεκριμένα συστήματα επεξεργασίας τόσο στην Ευρώπη, όσο και στην Αμερική (Reed et al, 1995).

Με βάση κάποια δεδομένα της US EPA από 22 συστήματα FWS που χρησιμοποιούνται για δευτεροβάθμια επεξεργασία αποδεικνύεται ότι υδροβιότοποι πλήρους βλάστησης (χωρίς την παρουσία ανοικτών ζωνών νερού) δε θα πρέπει να δέχονται φορτία μεγαλύτερα των 45 kg/ha-d ώστε να επιτυγχάνεται απόδοση δευτεροβάθμιας επεξεργασίας (30 mg/L). Περιορίζοντας όμως την ανάλυση στους υδροβιότοπους με παρουσία ανοικτών ζωνών νερού αποδεικνύεται ότι μεγαλύτερα εφαρμοζόμενα φορτία μπορούν να επιφέρουν υψηλότερου βαθμού επεξεργασία (US EPA, 1999).

Σύμφωνα με παρατηρήσεις υπαρχόντων υδροβιότοπων η εκροή από ένα τεχνητό υδροβιότοπο αποτελείται από ποικίλες συγκεντρώσεις οργανικής ύλης πέρα από την οργανική ύλη που παραμένει από την εφαρμογή των υγρών αποβλήτων. Λόγω αυτών των επιπρόσθετων φυσικών πηγών BOD δεν είναι δυνατό να σχεδιαστεί ένα σύστημα με μηδενικό BOD στην εκροή, ανεξάρτητα από το χρόνο παραμονής των υγρών αποβλήτων στο σύστημα. Τυπικές τιμές για το BOD στην εκροή κυμαίνονται από 2-10 mg/L, με τυπικές τιμές 3-5 mg/L (Crites και Tchobanoglous, 1998). Το τμήμα αυτής της συγκέντρωσης υποβάθρου για το BOD, το οποίο οφείλεται στα φυτικά κατάλοιπα έχει μετρηθεί από τους Gearheart και Finney, 1996 για φυτά του γένους *Scirpus* και *Typha* και απεικονίζεται στο διάγραμμα 3.2.1.



Διάγραμμα 3.2. 1: Συγκέντρωση υποβάθρου BOD η οποία οφείλεται στα φυτικά κατάλοιπα για υπόθεση ανερχόμενης βλάστησης 15000 kg/ha (Gearheart & Finney, 1996)

Το BOD στην εκροή αποτελείται από το παραγόμενο από την φυτική αποσύνθεση BOD, το παραγόμενο BOD από την αποσύνθεση της λάσπης και των συσσωρευμένων υλικών καθώς και από το τυχόν παραμένον από την εισροή BOD. Το παραγόμενο από την εισροή BOD αποτελείται από ιστούς και άλλα τεμάχια κυττάρων κυρίως σε συστήματα με μεγάλους χρόνους παραμονής. Το ολικό BOD στην εκροή δίνεται από τη σχέση:

$$BOD_{ECW} = BOD_{PD} + BOD_{SDD} + BOD_{RIW} \quad (3.2.1)$$

όπου,

BOD_{ECW} = εκρέον BOD από τον τεχνητό υγροβιότοπο, mg/L

BOD_{PD} = παραγόμενο BOD από τη φυτική αποσύνθεση, mg/L

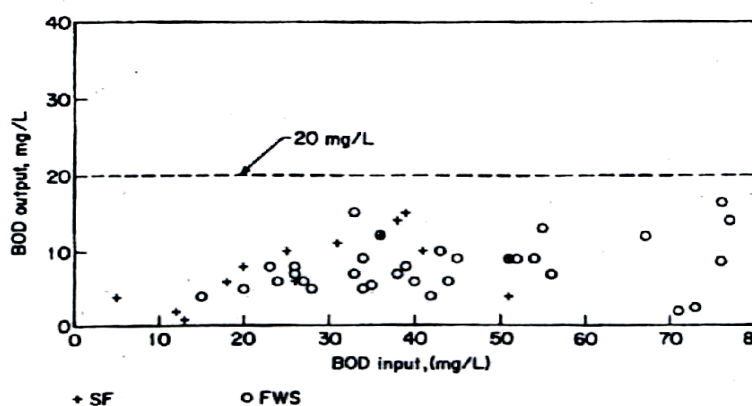
BOD_{SDD} = BOD το οποίο απελευθερώνεται από συσσωρευμένη λάσπη και από κατάλοιπα τριβής ή αποσάρθρωσης, mg/L

BOD_{RIW} = παραμένον BOD από το εισρέον υγρό απόβλητο στο σύστημα, mg/L

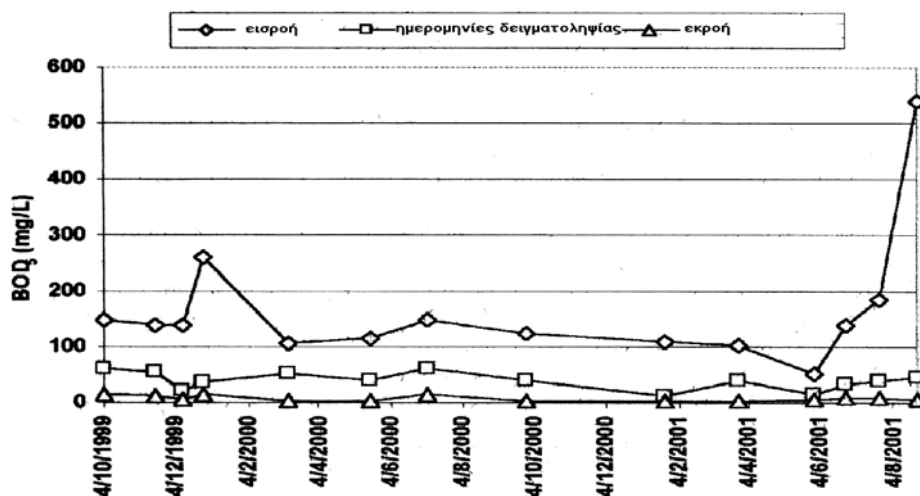
Οι πιο πάνω μορφές BOD οι οποίες εμφανίζονται στην εκροή ενός τεχνητού υγροβιότοπου μεταβάλλονται καθ' όλη τη διάρκεια ενός έτους, συνεπώς αυτή η μεταβολή θα πρέπει να λαμβάνεται υπόψη στο σχεδιασμό του συστήματος. Για το λόγο ότι τα δεδομένα που υπάρχουν όσον αφορά στη μεταβολή των διαφόρων μορφών BOD είναι περιορισμένα, εισηγείται η χρησιμοποίηση μιας συναθροιστικής τιμής για τα BOD_{PD} και BOD_{SDD} μέχρις ότου περισσότερες πληροφορίες είναι διαθέσιμες (Crites και Tchobanoglous, 2000).

Το διάγραμμα 3.2.2 παρουσιάζει τις τιμές BOD εκροής συναρτήσει των τιμών εισροής για δύο συστήματα τεχνητών υγροβιότοπων στη Βόρεια Αμερική. Τα συστήματα αυτά δέχονται απόβλητα των οποίων η ποιότητα κυμαίνεται από επίπεδα πρωτοβάθμιας επεξεργασίας μέχρι επίπεδα τριτοβάθμιας επεξεργασίας. Όλες οι τιμές εκροής BOD για αυτά τα συστήματα είναι χαμηλότερες των 20 mg/L, ενώ, αυτή η απόδοση μπορεί να επιτευχθεί ανεξάρτητα από τη συγκέντρωση εισροής.

Συγκριτικές τιμές εισροής-εκροής BOD₅ συναρτήσει του χρόνου παρουσιάζονται στο διάγραμμα 3.2.3 για το σύστημα υγροβιότοπου FWS της κοινότητας Πόμπιας Κρήτης. Η μέση απομάκρυνση του BOD₅ γι' αυτό το σύστημα είναι της τάξεως του 94,4%. Στο σύστημα αυτό χρησιμοποιούνται δύο είδη καλαμιών (*F. australis* και *A. donax*) η πρωτοβάθμια επεξεργασία των εισερχόμενων στο σύστημα αποβλήτων πραγματοποιείται σε σηπτική δεξαμενή.



Διάγραμμα 3.2. 2: Εισροή BOD συναρτήσει εκροής BOD για συστήματα τεχνητών υγροβιότοπων (SF και FWS) στη Βόρεια Αμερική (Reed et al., 1995)



Διάγραμμα 3.2. 3: Χρονική διακύμανση BOD₅ στην εισροή και στην εκροή του υγροβιότοπου FWS Πόμπιας, Κρήτης, (Γ. Διαλυνάς, Ν. Κεφαλάκης, Μ. Διαλυνάς και Α. Αγγελάκης, 2001)

3.2.2 Απομάκρυνση TSS

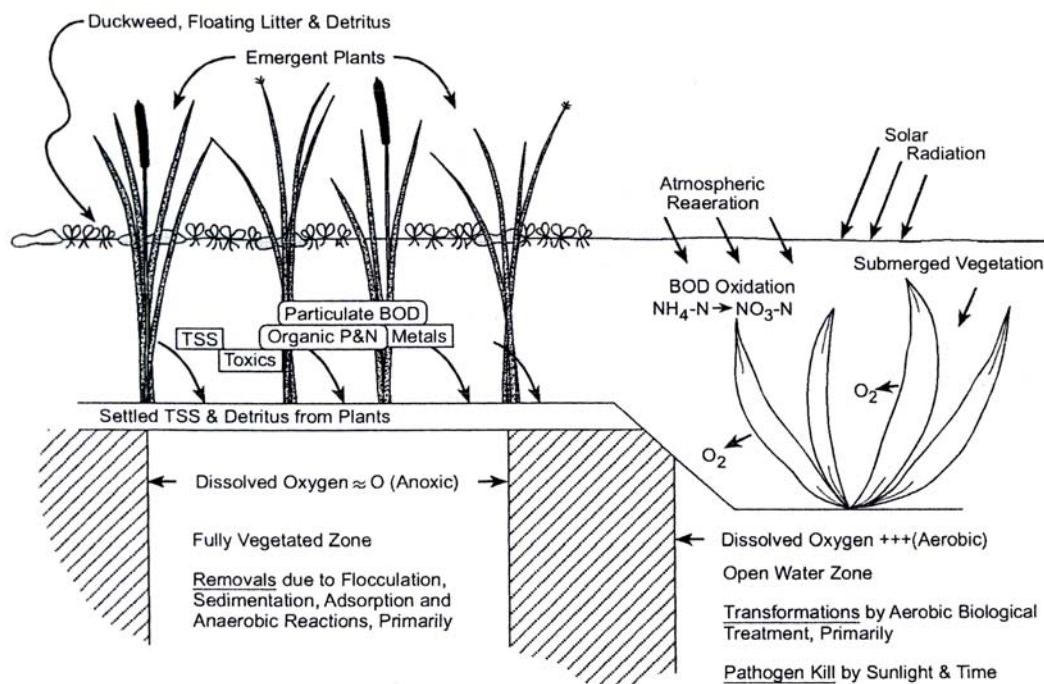
Τα ολικά αιωρούμενα στερεά απομακρύνονται αλλά και παράγονται διαμέσου διάφορων φυσικών διαδικασιών εντός του υγροβιότοπου. Η απομάκρυνση TSS λαμβάνει χώρα ταχύτερα από την απομάκρυνση του BOD₅ και πραγματοποιείται σε μεγαλύτερο βαθμό στην αρχική ζώνη του υγροβιότοπου. Οι επικρατούντες φυσικοί μηχανισμοί απομάκρυνσης των TSS σε ένα σύστημα FWS είναι η συσσώρευση/ ιζηματοποίηση, και η φίλτρανση/συγκράτηση. Διαδικασίες όπως ο θάνατος των ασπόνδυλων, ο θρυμματισμός των φυτικών καταλοίπων, η παραγωγή πλαγκτόν και μικροβίων εντός της υδάτινης στήλης και η δημιουργία χημικών ιζημάτων (π.χ. σουλφίδιο του σιδήρου), έχουν ως αποτέλεσμα την παραγωγή αιωρούμενων στερεών εντός του συστήματος υγροβιότοπου. Τυχούσες αναταραχές στο σύστημα από ζώα, μεγάλες εισροές ή ανέμους έχουν ως αποτέλεσμα την επαναιώρηση των στερεών. Οι σημαντικότεροι μηχανισμοί που λαμβάνουν χώρα εντός ενός FWS συστήματος, όσον αφορά στα ολικά αιωρούμενα στερεά απεικονίζονται στο σχήμα 3.2.1.

Καθίζηση: Η διαδικασία της καθίζησης εξαρτάται από το σχήμα και το μέγεθος του σωματιδίου που καθιζάνει, τη βαρύτητα, και την υγρή συνεκτικότητα (ιξώδες). Η καθίζηση λαμβάνει χώρα τόσο από μεμονωμένα σωματίδια, όσο και από σωματίδια συσσωρευμένα μεταξύ τους. Η αντίσταση που επηρεάζει την ταχύτητα καθίζησης επηρεάζεται από το μέγεθος του καθιζάμενου σωματιδίου, από την υγρή/ σωματιδιακή τύρβη και την υγρή συνεκτικότητα.

Όσον αφορά στα συσσωρευμένα μεταξύ τους σωματίδια, η ταχύτητα καθίζησης συνήθως αυξάνεται με την πάροδο του χρόνου καθώς, όλο και περισσότερα σωματίδια προσκολλώνται στη σωματιδιακή μάζα. Η συσσώρευση λαμβάνει χώρα είτε φυσικά, είτε με χημική προσθήκη. Ο σχηματισμός ολοένα και μεγαλύτερων σωματιδίων εξαρτάται από την ηλεκτρική φόρτιση στην επιφάνεια συσσώρευσης. Ποσότητα διαλυμένης ύλης μπορεί να προσροφηθεί στη σωματιδιακή επιφάνεια ως αποτέλεσμα κάποιων μηχανισμών συγκράτησης οι οποίοι τελικά έχουν ως αποτέλεσμα την αποσταθεροποίηση των σωματιδίων και, συνεπώς τη σωματιδιακή συγκόλληση.

Σε συστήματα υγροβιοτόπων που επεξεργάζονται της εκροές πρωτοβάθμιας καθίζησης ή σηπτικών δεξαμενών, τα σωματίδια βρίσκονται κυρίως σε κολλοειδή/ υπερκολλοειδή μορφή. Μεγαλύτερα και πυκνότερα σωματίδια απομακρύνονται στην αρχική ζώνη του υγροβιότοπου αν λάβουμε υπόψη ότι τα σωματίδια καθιζάνουν από μόνα τους χωρίς να συσσωρεύονται. Τα μικρότερα σωματίδια, τα οποία, αποτελούν ένα σημαντικό κλάσμα στις εκροές σηπτικών δεξαμενών ή πρωτοβάθμιας καθίζησης, συνήθως δεν απομακρύνονται στην αρχική ζώνη του

υγροβιότοπου αλλά, συσσωρεύονται καθώς η ταχύτητα ροής μεταβάλλεται στις ζώνες όπου υπάρχουν ανερχόμενα φυτά.



Σχήμα 3.2.1: Μηχανισμοί απομάκρυνσης αιωρούμενων στερεών σε συστήματα FWS, (US EPA, 1999)

Επίσης, κάποια από τα μικρότερου μεγέθους σωματίδια ίσως παρεμποδιστούν – παγιδευτούν από την ανερχόμενη βλάστηση. Συνεπώς, η απομάκρυνση των αιωρούμενων στερεών εντός ενός συστήματος FWS είναι μια αρκετά πολύπλοκη διαδικασία και γι' αυτό το λόγο είναι δύσκολο (σε συνδυασμό και με την ύπαρξη μη επαρκών διαθέσιμων δεδομένων) να αναπτυχθεί ένα πλήρως κατανοητό μοντέλο.

Όσον αφορά στα συστήματα που επεξεργάζονται εκροές από λίμνες (επαμφοτερίζουσες), κύρια πηγή των αιωρούμενων στερεών αποτελούν τα φυκώδη κύτταρα. Τα μεγέθη τους κυμαίνονται από $1\mu\text{m}$ μέχρι $100\mu\text{m}$ ενώ, το σχήμα τους μπορεί να είναι είτε κοκκοειδές, είτε νηματοειδές. Τα φύκη αυτά αιωρούνται κοντά στην επιφάνεια του νερού εξασφαλίζοντας έτσι την επιβίωσή τους. Πιστεύεται ότι η τύρβη που προκαλείται από τον άνεμο και η κάθετη κίνηση του νερού επηρεάζει σε μεγάλο βαθμό τη διανομή των αλγών στις λίμνες. Όταν, λόγω έλλειψης θρεπτικών ή/ και ηλιοφάνειας τα άλγη πεθαίνουν τότε αυτά χάνουν τις δυνατότητες επίπλευσης και καθιζάνουν. Αρκετά από τα κύτταρα απομακρύνονται καθιζάνοντας, κυρίως σε υγροβιότοπους που καλύπτονται από την ανερχόμενη βλάστηση, λόγω περιορισμένης ηλιοφάνειας και μειωμένης έντασης του ανέμου στο σώμα του νερού. Πιθανό μονοπάτι όσον αφορά στην απομάκρυνση των

φυκωδών κυττάρων αποτελεί και η συσσώρευσή τους αν και υπάρχουν περιορισμένα επιστημονικά στοιχεία που να το αποδεικνύουν (US EPA, 1999).

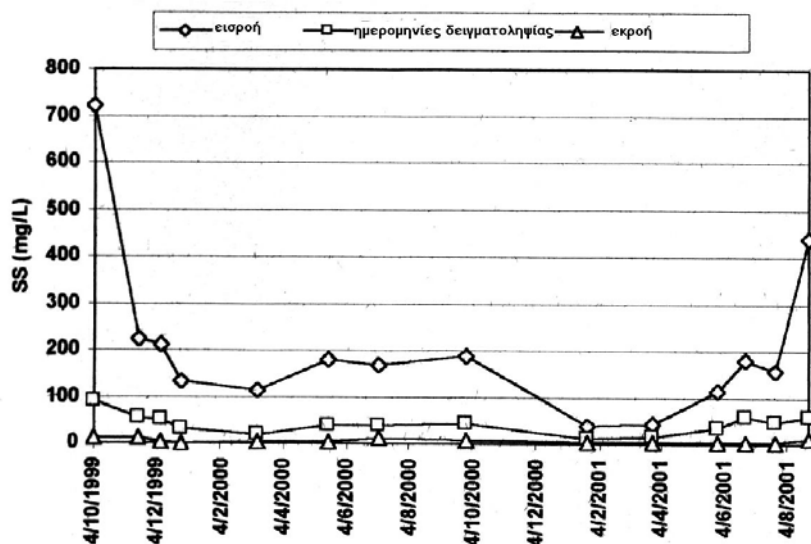
Φίλτραση/ συγκράτηση: Η απομάκρυνση διαμέσου της φίλτρασης δεν είναι σημαντική στους υγροβιότοπους επιφανειακής ροής. Το σώμα των ανερχόμενων φυτών και των φυτικών καταλοίπων δεν παγιδεύει σε μεγάλο βαθμό τα σωματιδιακά υλικά που εμφανίζονται στην εισροή. Η συγκράτηση όμως και η συγκόλληση των σωματιδίων στις φυτικές επιφάνειες αποτελούν σημαντικούς μηχανισμούς απομάκρυνσης. Η αποτελεσματικότητα των παραπάνω μηχανισμών εξαρτάται από το μέγεθος και τα χαρακτηριστικά των σωματιδίων, την ταχύτητα ροής και τις φυτικές επιφάνειες στις οποίες προσκρούουν τα σωματίδια. Οι φυτικές επιφάνειες εντός της στήλης του νερού σταδιακά καλύπτονται με ένα ενεργό βιο-στρώμα το οποίο προσροφά κολλοειδή ή/και υπερκολλοειδή σωματίδια και απορροφά διαλυμένα μόρια. Ανάλογα με τη φύση των αιωρούμενων στερεών αυτά μπορούν ή όχι να μεταβολιστούν και να μετατραπούν σε διαλυτά σωματίδια, αέρια και βιομάζα ή μπορούν να προσκολληθούν φυσικά στην επιφάνεια του βιο-στρώματος για να αποβληθούν τελικά στην περιβάλλουσα στήλη του νερού.

Επαναιώρηση: Στους υγροβιότοπους επιφανειακής ροής ελάχιστες ταχύτητες είναι ικανές να επαναιωρήσουν μια ποσότητα στερεών που έχουν ήδη καθιζάνει στον πυθμένα ή σε φυτικές επιφάνειες. Οι υγροβιότοποι μεγάλης πυκνότητας βλάστησης έχουν το πλεονέκτημα ότι παρέχουν σταθερότητα όσον αφορά στην μετακίνηση των ιζημάτων, κυρίως λόγω των αυξημένων φυτικών καταλοίπων και της υψηλής πυκνότητας των ριζών. Η επαναιώρηση των καθιζάμενων στερεών προκαλείται κυρίως λόγω της παραγωγής αερίων σε περιοχές βλάστησης ή της τύρβης που προκαλείται από ζώα (ψάρια, θηλαστικά, πουλιά) ή από τον άνεμο. Το οξυγόνο που παράγεται από τα άλγη και τα αναπτυσσόμενα στο νερό φυτά, τα οξείδια του αζώτου και το αέριο άζωτο που παράγεται κατά τη διαδικασία της απονιτροποίησης, ή το μεθάνιο το οποίο δημιουργείται από αναερόβιες διαδικασίες μπορούν να προκαλέσουν σωματιδιακή επίπλευση (Kadlec και Knight, 1996).

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. Γι' αυτό το λόγο 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 μέχρι 10 mg/L (Water Environment Federation 2001). Το αρχικό φορτίο TSS

που δέχεται ένας υδροβιότοπος FWS μπορεί να είναι υψηλότερο σε συστήματα τα οποία έχουν σχεδιαστεί ώστε να διαθέτουν ανοικτές ζώνες νερού (US EPA, 1999).

Στο διάγραμμα 3.2.4 παρουσιάζονται οι χρονικές διακυμάνσεις για τα αιωρούμενα στερεά (SS) στην εισροή και στην εκροή ενός συστήματος FWS της κοινότητας Πόμπιας στην Κρήτη. Η μέση απομάκρυνση των TSS γι' αυτό το σύστημα είναι της τάξεως του 95,6%.



Διάγραμμα 3.2.4: Χρονικές διακυμάνσεις αιωρούμενων στερεών (SS) στην εισροή και την εκροή του υδροβιότοπου FWS Πόμπιας, Κρήτης
(Γ. Διαλυνάς, Ν. Κεφαλάκης, Μ. Διαλυνάς και Α. Αγγελάκης, 2001)

3.2.3 Απομάκρυνση αζώτου

Ένας μεγάλος αριθμός διαδικασιών διαχωρισμού επηρεάζει την ποσότητα του αζώτου στους υδροβιότοπους FWS. Όλες οι μορφές του αζώτου (νιτρικά, νιτρώδη, αμμωνία και οργανικό άζωτο) είναι βιολογικά αλληλομετατρέπόμενες και αποτελούν στοιχεία του κύκλου του αζώτου. Το ολικό άζωτο (TN) ορίζεται ως το άθροισμα όλων των παραπάνω μορφών του αζώτου και μπορεί να μειωθεί διαμέσου της νιτροποίησης/ απονιτροποίησης, με συσσώρευση και καθίζηση του οργανικού αζώτου και την πρόσληψη του αμμωνιακού αζώτου από τα φυτά. Μέρος του απομακρυνόμενου ολικού αζώτου μπορεί να επανεμφανιστεί στο σύστημα καθώς τα καθιζάμενα οργανικά αποσυντίθενται ενώ, το αμμωνιακό άζωτο επιστρέφει στην υδάτινη στήλη κατά την περίοδο γήρανσης των φυτών. Γι' αυτό το λόγο η ποσότητα του ολικού αζώτου που απομακρύνεται θα πρέπει να εκτιμάται σε ετήσια βάση.

Το άθροισμα του οργανικού αζώτου και της αμμωνίας αποκαλείται ολικό άζωτο Kjeldahl (Total Kjeldahl Nitrogen ή TKN). Το οργανικό άζωτο στα υγρά λύματα περιλαμβάνει τις πρωτεΐνες, τα πεπτίδια, τα νουκλεϊκά οξέα και την ουρία και βρίσκεται σε σωματιδιακή ή διαλυτή μορφή. Οι άλλες μορφές του αζώτου βρίσκονται σε διαλυτή μορφή.

Συσσωρευση σε μεγάλο βαθμό του αζώτου στα επιφανειακά νερά μπορεί να οδηγήσει σε οικολογικές ανισορροπίες οι οποίες μπορούν να δημιουργήσουν συνθήκες ευτροφισμού. Υψηλές συγκεντρώσεις της μη ιονιζόμενης αμμωνίας (NH_3) είναι τοξικές για την υδρόβια ζωή. Μεγάλες συγκεντρώσεις νιτρικών και νιτρωδών μπορούν να οδηγήσουν σε ανθρώπινες ασθένειες (π.χ. καρκινογένεση). Το αμμωνιακό άζωτο μειώνει την παρουσία του οξυγόνου στα φυσικά νερά διαμέσου των αντιδράσεων νιτροποίησης. Συχνότερα όσον αφορά στον έλεγχο της τελικής συγκέντρωσης της αμμωνίας ή του ολικού αζώτου στην εκροή του υδροβιότοπου έχουν θεσπιστεί κάποια όρια.

Διαδικασίες φυσικού διαχωρισμού μορφών αζώτου

Άζωτο υπό τη μορφή αιωρούμενων στερεών (οργανικό άζωτο) μπορεί να απομακρυνθεί διαμέσου των διαδικασιών συσσωρευσης/ ιζηματοποίησης ή φίλτρανσης/ συγκράτησης που έχουν αναφερθεί σε προηγούμενη ενότητα. Η ρόφηση τόσο του σωματιδιακού όσο και του διαλυτού οργανικού αζώτου πραγματοποιείται στα βιο-στρώματα που αναπτύσσονται στις επιφάνειες των ανερχόμενων φυτών και των φυτικών καταλοίπων στην επιφάνεια ή στον πυθμένα. Η αμμωνία (NH_4) απομακρύνεται με ιονανταλλαγή διαμέσου της ιλύος του πυθμένα κυρίως κατά το αρχικό στάδιο λειτουργίας του υδροβιότοπου όπου το έδαφος δεν έχει κορεστεί ή καλυφθεί από την εμφάνιση φυτικών καταλοίπων. Επίσης, το μη ιονιζόμενο κλάσμα της αμμωνίας είναι πτητικό και μπορεί να χαθεί κατευθείαν στην ατμόσφαιρα.

Αμμωνοποίηση

Μια αρκετά μεγάλη ποσότητα αζώτου στην εισροή του υδροβιότοπου βρίσκεται σε οργανική μορφή. Αμμωνοποίηση αποκαλείται ο φυσικός μετασχηματισμός του οργανικού αζώτου σε αμμωνιακό άζωτο. Ο μετασχηματισμός πραγματοποιείται κάτω από αερόβιες ή αναερόβιες συνθήκες και ο ρυθμός του εξαρτάται κυρίως από το pH και τη θερμοκρασία. Η αμμωνία αφού σχηματιστεί, μπορεί απορροφηθεί από τα φυτά διαμέσου του ριζικού τους συστήματος, να ακινητοποιηθεί από την ανταλλαγή ιόντων στο ίζημα, να διαλυτοποιηθεί και να επιστρέψει στην

υδάτινη στήλη, να εξαερωθεί υπό τη μορφή αέριας αμμωνίας, να επαναμετατραπεί (αναερόβια) σε οργανική ύλη από τα μικρόβια, να απορροφηθεί από το φυτοπλαγκτόν ή να νιτροποιηθεί (αερόβια) από αερόβιους μικροοργανισμούς.

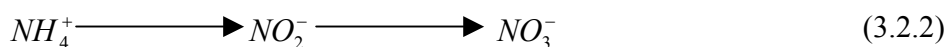
Η λήψη της αμμωνίας από τα φυτά πραγματοποιείται κυρίως κατά την περίοδο έντονης ανάπτυξης - προσαρμογής - της φυτικής βλάστησης όπου οι συγκεντρώσεις του σωματιδιακού οργανικού αζώτου είναι αυξημένες και οδηγούν στην απελευθέρωση μεγαλύτερης ποσότητας αμμωνίας. Για ένα καινούριο τεχνητό υδροβιότοπο μπορούν να χρειαστούν μία ή περισσότερες εποχές ανάπτυξης έτσι ώστε ο υδροβιότοπος να φτάσει σε επίπεδο ισορροπίας (equilibrium). Το σύστημα ισορροπεί όταν η βλάστηση προσεγγίσει τη μέγιστη αναμενόμενη πυκνότητα και σε αυτό το σημείο η απομάκρυνση της αμμωνίας σταθεροποιείται.

Η απελευθέρωση μεγάλων ποσοτήτων αμμωνίας στο σύστημα πραγματοποιείται κατά το φθινόπωρο και τις πρώτες μέρες της άνοιξης κατά την περίοδο γήρανσης και θανάτου των φυτών. Η αποτελεσματική φυτική πρόσληψη της αμμωνίας προϋποθέτει συγκομιδή της βλάστησης πριν από την περίοδο γήρανσης και μπορεί να είναι δαπανηρή.

Κατά το σχεδιασμό του συστήματος θα πρέπει να λαμβάνεται κυρίως υπόψη η νιτροποίηση, όσον αφορά στην αποτελεσματική απομάκρυνση της αμμωνίας. Αυτό μπορεί να επιτευχθεί τοποθετώντας σε σειρά κλειστές (περιοχές βλάστησης) και ανοικτές (περιοχές ελεύθερης επιφάνειας) ζώνες στο σύστημα.

Νιτροποίηση

Παρουσία διαλυμένου οξυγόνου, τα μικρόβια (στη στήλη του νερού ή στα βιο-στρώματα) μπορούν να μετατρέψουν την αμμωνία σε νιτρικά και νιτρώδη σύμφωνα με την παρακάτω αντίδραση:



Η νιτροποίηση είναι εξαρτώμενη από τη θερμοκρασία και το pH (US EPA, 1993) και μπορεί να πραγματοποιηθεί εντός αερόβιου υδάτινου περιβάλλοντος με τη βοήθεια των βακτηρίων που αιωρούνται ή που βρίσκονται στα αερόβια βιο-στρώματα.

Τυπικά, η νιτροποίηση δεν μπορεί να πραγματοποιηθεί μέχρις ότου τα οργανικά απομακρυνθούν σε μεγάλο βαθμό από το σύστημα. Γι' αυτό το λόγο η νιτροποίηση δε λαμβάνει σε μεγάλο βαθμό χώρα στην αρχική, με πλούσια βλάστηση, ζώνη αλλά κυρίως σε επόμενες ζώνες με ελεύθερη επιφάνεια νερού.

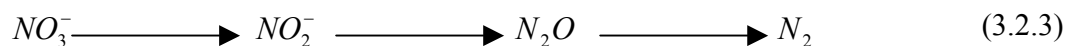
Συγκρίνοντας την απομάκρυνση της αμμωνίας με την απομάκρυνση των νιτρικών αποδεικνύεται ότι οι αντιδράσεις νιτροποίησης αποτελούν τον περιοριστικό παράγοντα της απομάκρυνσης του αζώτου (Crites και Tchobanoglous, 1998, Reed et al., 1995).

Μικρού βαθμού νιτροποίηση πραγματοποιείται πλησίον των ριζιδίων όπου μικρή ποσότητα οξυγόνου διαρρέει από τα φυτά. Όσον αφορά όμως στους τεχνητούς υγροβιότοπους FWS αυτό το μονοπάτι για τη νιτροποίηση είναι περιορισμένο για το λόγο ότι τα ιζήματα κάτω από την ανερχόμενη βλάστηση είναι συνήθως αναερόβια.

Τα νιτρικά που παράγονται μπορούν να προσληφθούν από το περιφυτικό στρώμα ή το πλαγκτόν. Ένα χαμηλό ποσοστό νιτρικών που παράγεται σε αερόβια ιζήματα προσλαμβάνεται από τις φυτικές ρίζες ή διαχέεται στην υδάτινη φάση. Υπό αναερόβιες συνθήκες και παρουσία οργανικής ύλης, μικρόβια δεσμευμένα στα περιφυτικά βιο-στρώματα ή αιωρούμενα στην υδάτινη στήλη μετατρέπουν τα νιτρικά σε αζωτούχα αέρια (NO_2 , N_2) διαμέσου της απονιτροποίησης. Επίσης, κάποια ποσότητα νιτρικών διαχέεται στα ιζήματα όπου είναι διαθέσιμη για λήψη από τα φυτά ή για απονιτροποίηση.

Απονιτροποίηση

Η απονιτροποίηση είναι εφικτή σε συστήματα FWS υπό συνθήκες επαρκούς χρόνου παραμονής σε ζώνες πλήρους βλάστησης με αναερόβιες/ ανοξικές συνθήκες (US EPA, 1999). Πραγματοποιείται από μικροοργανισμούς κάτω από αναερόβιες (ανοξικές) συνθήκες, με τα νιτρικά ως τον τελικό αποδέκτη ηλεκτρονίων και τον οργανικό άνθρακα ως δότη ηλεκτρονίων (US EPA, 1993) και εξαρτάται όπως και οι περισσότερες διαδικασίες μετασχηματισμού των διαφόρων μορφών αζώτου από το pH και τη θερμοκρασία. Τα προϊόντα της απονιτροποίησης είναι τα αέρια N_2 και N_2O , τα οποία εξέρχονται αμέσως από το σύστημα, όπως παρουσιάζεται στην παρακάτω αντίδραση:



Η απονιτροποίηση πραγματοποιείται κυρίως στο ιζήμα και εντός των βιο-στρωμάτων στην υδάτινη στήλη τα οποία υπόκεινται στην αναπτυσσόμενη βλάστηση και στα οποία το διαλυμένο οξυγόνο είναι περιορισμένο και ο διαθέσιμος άνθρακας άφθονος. Ο άνθρακας ο οποίος παράγεται από μακρόφυτα τα οποία αποσυντίθενται είναι ικανός να απονιτροποιήσει 100 mg $\text{NO}_3\text{-N}$ σε ένα σύστημα FWS (Gearheart, 1995). Τα νιτρικά τα οποία εισέρχονται σε ένα σύστημα υγροβιότοπου πλήρους βλάστησης απονιτροποιούνται σε επίπεδα υποβάθρου εκτός εάν στο σύστημα επικρατούν υψηλά επίπεδα αερόβιου διαλυμένου οξυγόνου.

Ο βιοδιασπώμενος οργανικός άνθρακας διατίθεται στο σύστημα διαμέσου της φυτικής αποσύνθεσης και των εκκρίσεων από τις ρίζες και είναι ιδιαίτερα αυξημένος κατά την αρχική περίοδο της φυτικής γήρανσης. Ο οργανικός άνθρακας καταναλώνεται και παράγεται αλκαλικότητα (3g CaCO_3 ανά g NO_3 που καταναλώνεται), (US EPA, 1999). Η απονιτροποίηση στα ιζήματα έχει ως αποτέλεσμα την παραγωγή N_2 το οποίο σταθεροποιείται από τα βακτήρια ή προσλαμβάνεται από το ριζικό σύστημα των φυτών (εάν το σύστημα δεν είναι πλούσιο σε άζωτο). Το παραμένον άζωτο που παράγεται παραμένει σε ισορροπία με το N_2 της υδάτινης στήλης. Το αέριο άζωτο στην υδάτινη φάση μπορεί να αφομοιωθεί από κάποια περίφυτα και από το φυτοπλαγκτόν. Επίσης μπορεί να υπάρξει ανταλλαγή N_2 μεταξύ νερού και αέρα. Οι απώλειες του αζώτου από το νερό στον αέρα αντιπροσωπεύουν τις απώλειες του αζώτου από το σύστημα και είναι μεγαλύτερες σε ανοικτές (αεριζόμενες) επιφάνειες παρά σε συστήματα πλήρους βλάστησης.

Αφομοίωση αερίου αζώτου

Το αέριο άζωτο της ατμόσφαιρας διαλύεται εντός του υγροβιότοπου και μετατρέπεται με τη βοήθεια αυτοτροφικών και ετεροτροφικών βακτηρίων ή αλγών σε οργανικό άζωτο ή αμμωνία. Η αντίδραση μπορεί να πραγματοποιηθεί τόσο αερόβια όσο και αναερόβια και λαμβάνει χώρα στην ελεύθερη επιφάνεια και στο ίζημα. Αποτελεί σημαντική πηγή αζώτου σε φυσικούς υγροβιότοπους. Όσον αφορά όμως στους τεχνητούς υγροβιότοπους επεξεργασίας υγρών αποβλήτων στους οποίους η παρουσία του αζώτου είναι άφθονη η παρουσία του αζώτου στο σύστημα διαμέσου αυτής της διαδικασίας δεν είναι και τόσο σημαντική.

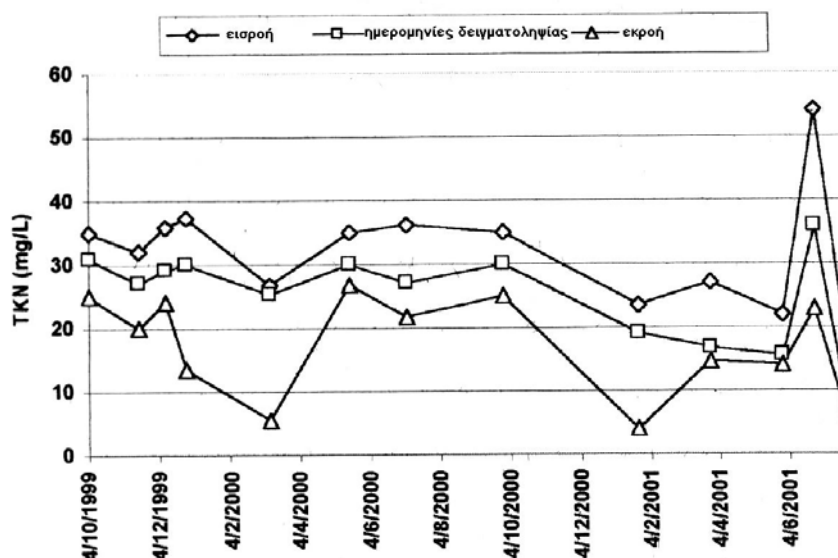
Η φυτική βλάστηση σε συστήματα υγροβιότοπων αφομοιώνει το άζωτο ως σημαντικό στοιχείο του μεταβολισμού της. Οι μορφές του ανόργανου αζώτου μετατρέπονται από τα φυτά σε οργανικό άζωτο το οποίο είναι χρήσιμο για την ανάπτυξη της φυτικής δομής. Κατά την περίοδο της έντονης ανάπτυξης της βλάστησης το άζωτο προσλαμβάνεται από την ανερχόμενη ή/και την αναπτυσσόμενη στο νερό βλάστηση από την υδάτινη στήλη ή τα ιζήματα. Σαν αποτέλεσμα, ένα σημαντικό ποσοστό του ολικού φυτικού αζώτου βρίσκεται συσσωρευμένο στους φυτικούς ιστούς και το φύλλωμα πάνω από τα ιζήματα. Η αυξημένη λήψη των θρεπτικών από τα μικρόβια, τα άλγη και τα επίφυτα οδηγεί επίσης στη διατήρηση των ανόργανων μορφών του αζώτου στο σύστημα.

Κατά τη φυτική γήρανση το άζωτο επαναφέρεται στα ριζώματα για αποθήκευση ενώ ένα σημαντικό κλάσμα του χάνεται από την υδάτινη στήλη διαμέσου των φυτικών καταλοίπων, ιδιαίτερα κατά το φθινόπωρο και τις πρώτες μέρες της άνοιξης.

Όταν πραγματοποιείται σχεδιασμός των υγροβιοτόπων με βάση την απομάκρυνση του αζώτου γίνεται η υπόθεση ότι το άζωτο το οποίο εισέρχεται στο σύστημα για επεξεργασία βρίσκεται

κυρίως υπό μορφή αμμωνιακού αζώτου ($\text{NH}_4\text{-N}$) και οργανικού αζώτου. Επιπλέον το αμμωνιακό άζωτο και το οργανικό άζωτο είναι οι μορφές του αζώτου που συναντώνται συχνότερα στην εκροή ενός συστήματος (αποσύνθεση και φυτική γήρανση). Συνεπώς, το TKN αποτελεί ένα αντιπροσωπευτικό κριτήριο εκτίμησης της απομάκρυνσης του αζώτου. Στο διάγραμμα 3.2.5 παρουσιάζονται οι χρονικές διακύμανσεις TKN στην εισροή και την εκροή του υγροβιότοπου FWS Πόμπιας Κρήτης. Η μέση απομάκρυνση του TKN γι' αυτό το σύστημα είναι της τάξεως του 48,4%.

Με βάση κάποια έρευνα που πραγματοποιήθηκε στη Βόρειο Αμερική για 22 συστήματα FWS που χρησιμοποιούνται για δευτεροβάθμια επεξεργασία αποδεικνύεται ότι σε υγροβιότοπους πλήρους βλάστησης οι οποίοι δέχονται εισροές 30-50 mg/L TKN, η εκροή υπερβαίνει τα 24 mg/L. Αυτό οφείλεται στο γεγονός ότι ο μόνος μηχανισμός απομάκρυνσης στα συστήματα πλήρους βλάστησης είναι η καθίζηση του οργανικού αζώτου. Σε αντίθεση, συστήματα τα οποία παρέχουν ανοικτές ζώνες χωρίς παρουσία βλάστησης παρέχουν ένα μηχανισμό μετασχηματισμού του TKN σε νιτρικά ($\text{NO}_3\text{-N}$) τα οποία στη συνέχεια μπορούν να απομακρυνθούν με απονιτροποίηση. Επομένως, τα συστήματα αυτά μπορούν να δέχονται μεγαλύτερα φορτία εισροής και να επιτυγχάνουν χαμηλότερες συγκεντρώσεις στην εκροή. Σε συστήματα με ανοικτές ζώνες νερού στην Arcata έχουν επιτευχθεί συγκεντρώσεις ολικού αζώτου (TN) χαμηλότερες των 5 mg/L στην εκροή δεχόμενα φορτίσεις μεγαλύτερες των 3kg TN/ha-d (US EPA, 1999).



Διάγραμμα 3.2. 5: Χρονικές διακύμανσεις TKN στην εισροή και την εκροή του υγροβιότοπου FWS Πόμπιας Κρήτης (Γ. Διαλυνάς, Ν. Κεφαλάκης, Μ. Διαλυνάς και Α. Αγγελάκης, 2001)

3.2.4 Απομάκρυνση φωσφόρου

Ο φώσφορος στα φυσικά νερά και τα υγρά απόβλητα συναντάται κυρίως υπό τη μορφή φωσφορικών. Τα φωσφορικά ταξινομούνται σε ορθοφωσφορικά, συμπυκνωμένα (πυρό-, μετά- και πολύ-) φωσφορικά και οργανικά δεσμευμένα φωσφορικά και εμφανίζονται στο σύστημα τόσο σε σωματιδιακή, όσο και σε διαλυτή μορφή. Τα οργανικά φωσφορικά δημιουργούνται κυρίως από βιολογικές διεργασίες και συναντώνται στα ανεπεξέργαστα λύματα ως τροφικά κατάλοιπα και σωματικές εκκρίσεις και στα επεξεργασμένα υπό τη μορφή ζωντανής ή νεκρής χλωρίδας και πανίδας. Ο ανόργανος φώσφορος στα υγρά απόβλητα συνήθως προέρχεται από διάφορα καθαριστικά προσωπικής ή εμπορικής χρήσης (απορρυπαντικά, σαπούνια κ.λ.π.) ή από την επεξεργασία νερού λεβήτων. Οι ατμοσφαιρικές κατακρημνίσεις παρασύρουν ανόργανες μορφές φωσφόρου από λιπάσματα, στο εσωτερικό των υπονόμων που καταλήγουν στα συστήματα επεξεργασίας.

Ο φωσφόρος αποτελεί ένα από τα σημαντικότερα στοιχεία των οικοσυστημάτων. Συχνά αποτελεί το κυριότερο περιοριστικό θρεπτικό σε υδάτινα οικοσυστήματα. Ο φώσφορος έχει συνήθως την τάση να συσσωρεύεται στο ίζημα των φυσικών συστημάτων επεξεργασίας και με αυτό τον τρόπο απομακρύνεται από το οικοσύστημα. Η επαύξηση των ανόργανων φωσφορικών και της βιομάζας στο ίζημα αποτελεί τον κυριότερο μηχανισμό απομάκρυνσης του φωσφόρου σε ένα σύστημα επεξεργασίας υγροβιότοπου.

Φυσικοί – χημικοί διαχωρισμοί

Τα σωματιδιακά φωσφορικά μπορούν να εναποτεθούν στον πυθμένα του υγροβιότοπου με ιζηματοποίηση ή να παγιδευτούν στο σώμα των ανερχόμενων μακροφυτών και να ροφηθούν στα βιο-στρώματα. Τα διαλυτά φωσφορικά μπορούν να ροφηθούν πάνω στα φυτικά βιο-στρώματα ή τα βιο-στρώματα των επιπλεόντων φυτικών καταλοίπων ή του ιζήματος. Η ανταλλαγή διαλυτών φωσφορικών ανάμεσα στο νερό που είναι εγκλωβισμένο στους πόρους και στην υδάτινη στήλη διαμέσου της διάχυσης ή της ρόφησης/ εκρόφησης αποτελεί το βασικό μονοπάτι για τα διαλυτά φωσφορικά. 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 ή αλουμινούχα οξείδια και υδροξείδια. Τα φωσφορικά μπορούν να απελευθερωθούν από τα μεταλλικά σύμπλοκα ανάλογα με το οξειδοαναγωγικό δυναμικό του ιζήματος. Επίσης, τα φωσφορικά απελευθερώνονται από τα σιδηρούχα και αλουμινούχα σύμπλοκα με υδρόλυση η οποία λαμβάνει χώρα κάτω από ανοξικές συνθήκες. Τα ροφημένα φωσφορικά σε σωματίδια ιλύος και ένυδρα οξείδια μπορούν επίσης να

επαναδιαλυθούν διαμέσου της ανταλλαγής των ανιόντων. Αν το pH στο σύστημα μειωθεί, ως αποτέλεσμα του βιολογικού σχηματισμού οργανικών οξέων, νιτρικών ή θεικών, κάποια ποσότητα φωσφορικών που εμπεριέχεται σε αδιάλυτα άλατα μπορεί να εκλυθεί. Με την πάροδο του χρόνου, ένα σημαντικό κλάσμα των αρχικά απομακρυνόμενων φωσφορικών 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 φωσφόρου λόγω των αρχικών αντιδράσεων που πραγματοποιούνται στον πυθμένα του υγροβιότοπου.

Βιολογικοί μετασχηματισμοί φωσφορικών

Τα διαλυτά οργανικά φωσφορικά και τα μη διαλυτά ανόργανα και οργανικά 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 (βακτήρια, άλγη, ζιζάνια στην επιφάνεια κ.λ.π), στα βιο-στρώματα που δημιουργούνται στις επιφάνειες των ανερχόμενων φυτών και στα ιζήματα. Η λήψη από τους μικροοργανισμούς αποτελεί ένα γρήγορο κυκλικό μηχανισμό, όσον αφορά στη διαλυτή και την αδιάλυτη μορφή. Με το θάνατο και την αποσύνθεση της βλάστησης η μεγαλύτερη ποσότητα φωσφορικών επιστρέφει πίσω στη στήλη του νερού, ενώ, κάποια ποσότητα χάνεται από το σύστημα στα καινούρια σχηματιζόμενα ιζήματα. Η λήψη των φωσφορικών από τα μακρόφυτα πραγματοποιείται διαμέσου του ριζικού συστήματος, από το νερό που εγκλωβίζεται στους πόρους του ιζήματος. Η λήψη πραγματοποιείται κατά την περίοδο ανάπτυξης της βλάστησης ενώ κάποια ποσότητα φωσφορικών απελευθερώνεται κατά τη γήρανση των φυτών κατά το τέλος του καλοκαιριού ή το φθινόπωρο, συνοδευόμενη από την αποσύνθεση των φυτικών καταλοίπων.

Αντιδράσεις – Φωσφορικά

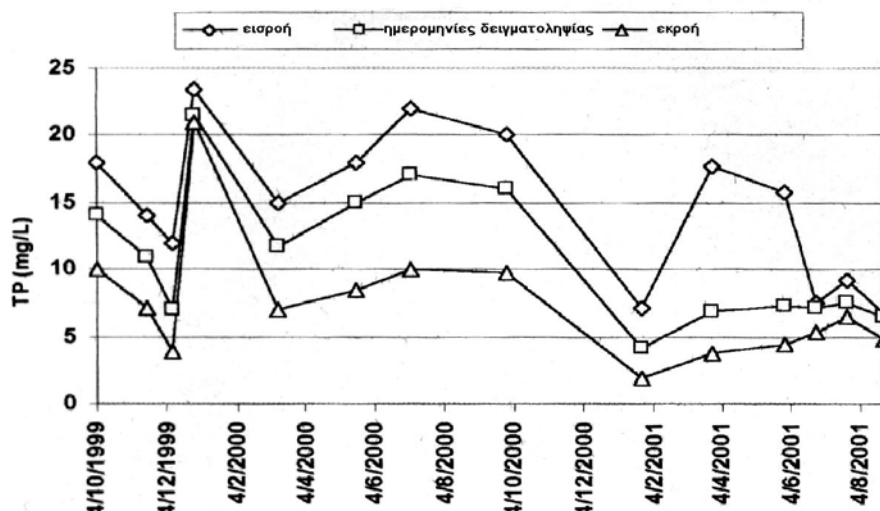
Η συσσώρευση και ταφή των φωσφορικών στα ιζήματα των υγροβιοτόπων συνεπάγεται την παρατεινόμενη απομάκρυνσή τους. Ο κύκλος των φωσφορικών μέχρι και την τελική αποθήκευσή τους αποτελείται από ένα αριθμό πολύπλοκων διεργασιών. Τα οργανικά και ανόργανα διαλυτά φωσφορικά καθιζάνουν ή εγκλωβίζονται σε στερεές επιφάνειες εντός της στήλης του νερού, στα ιζήματα ή στα επιπλέοντα φυτικά κατάλοιπα. Πολλές από αυτές τις αδιάλυτες μορφές μετασχηματίζονται χημικά και βιολογικά, σε μορφές φωσφορικών κατάλληλες για λήψη τους από μακρόφυτα, επίφυτα και επιπλέοντα φυτά. Κάποια από τα φωσφορικά που απομακρύνονται διαμέσου των παραπάνω βιολογικών διαδικασιών επαναφέρονται πίσω στο σύστημα και είναι

διαθέσιμα σε άλλους μικροοργανισμούς ενώ, μια ποσότητα απομακρύνεται από το σύστημα διαμέσου της στήλης του νερού. Το μη αποσυντηθέμενο τμήμα που προσλαμβάνεται από τη βλάστηση συσσωρεύεται και απομακρύνεται από το σύστημα με ιζηματοποίηση. Το συνολικό κλάσμα των φωσφορικών που συσσωρεύεται στο ίζημα αντιπροσωπεύει την καθαρή απομάκρυνση των φωσφορικών από το σύστημα.

Η μορφή των φωσφορικών, ο τύπος και η πυκνότητα των υδροβίων φυτών, ο ρυθμός φόρτισης 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 διαμέσου των υδροβίων φυτών λαμβάνει χώρα εποχιακά, καθώς, κατά την περίοδο γήρανσης των φυτών η μεγαλύτερη ποσότητα φωσφορικών που έχει ήδη απομακρυνθεί (περίοδος έντονης φυτικής ανάπτυξης), ελευθερώνεται πίσω στη στήλη του νερού (US EPA, 1999).

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 (προσρόφιση από το έδαφος & πρόσληψη από την έντονα αναπτυσσόμενη βλάστηση). Όταν το όλο σύστημα φτάσει σε ένα επίπεδο ισορροπίας, η απομάκρυνση του φωσφόρου μειώνεται. Σε γενικές γραμμές με βάση διάφορες εκτιμήσεις και έρευνες, η ετήσια απομάκρυνση του P από συστήματα FWS παρουσιάζεται περιορισμένη. Μια απομάκρυνση ολικού φωσφόρου 30-50% πραγματοποιείται συνήθως σε υδροβιότοπους με χρόνους παραμονής < 10 d. Σε κάποια συστήματα FWS με χρόνους παραμονής > 20d παρατηρήθηκαν εκροές < 4 mg/L με εισροή > 10 mg/L. Απαιτείται μεγάλη έκταση & επιπρόσθετη/συμπληρωματική επεξεργασία για μεγάλου βαθμού απομάκρυνση του φωσφόρου σε τυπικά συστήματα υδροβιοτόπων (Water Environment Federation, 2001).

Στο διάγραμμα 3.2.6 παρουσιάζονται οι χρονικές διακυμάνσεις του ολικού φωσφόρου (TP) στην εισροή και την εκροή του υδροβιότοπου FWS Πόμπιας Κρήτης. Η μέση απομάκρυνση του TP γι' αυτό το σύστημα είναι της τάξεως του 49,5%.



Διάγραμμα 3.2.6: Χρονικές διακύμανσεις ολικού φωσφόρου (TP) στην εισροή και εκροή του υδροβιότοπου FWS Πόμπιας, Κρήτης (Γ. Διαλυνάς, Ν. Κεφαλάκης, Μ. Διαλυνάς και Α. Αγγελάκης, 2001)

3.2.5 Απομάκρυνση παθογόνων

Κάποιες κατηγορίες παθογόνων που συναντώνται εντός ενός υδάτινου συστήματος είναι οι έλμινθοι, τα πρωτόζωα, οι μύκητες και οι ιοί. Για την εκτίμηση των παθογόνων που συναντώνται εντός ενός υδάτινου συστήματος χρησιμοποιούνται κάποιοι ενδεικτικοί οργανισμοί, συνηθέστερα τα κοπρανώδη κολοβακτηρίδια. Ο έλεγχος των κοπρανωδών κολοβακτηριδίων, όσον αφορά στον έλεγχο της κοπρανώδους μόλυνσης που παράγεται από τον άνθρωπο, ενδείκνυται σε σχέση με τον πιο γενικό έλεγχο των ολικών κολοβακτηριδίων, αν και μπορούν σε κάποιες περιπτώσεις να εξαχθούν λανθασμένα αποτελέσματα για το λόγο ότι οι οργανισμοί αυτοί παράγονται από ένα αριθμό θερμόαιμων ζώων συμπεριλαμβανομένων και κάποιων που κατοικούν εντός του υδροβιότοπου. Οι οργανισμοί αυτοί είναι απλά ενδεικτικοί και δεν παράγονται από ανθρώπινες πηγές. Για ένα πιο σαφή διαχωρισμό μεταξύ ανθρώπινης και ζωικής κοπρανώδους ρύπανσης, επιπρόσθετα μπορεί να χρησιμοποιηθεί και η ανάλυση των κοπρικών στρεπτόκοκκων.

Η πλήρης απομάκρυνση των παθογόνων από ένα υδάτινο σύστημα επιτυγχάνεται μόνο καθιστώντας τους ανίκανους να αναπτυχθούν και να ζήσουν. Ο απλός διαχωρισμός τους από τη στήλη του νερού δεν είναι αποτελεσματικός για το λόγο ότι αυτοί μπορούν να επανεμφανιστούν υπό τη μορφή μεταδοτικών, μολυσματικών ουσιών.

Τα παθογόνα που εισάγονται σε ένα σύστημα υδροβιότοπου παρουσιάζονται είτε υπό τη μορφή αιωρούμενων στερεών, είτε ως αιωρήματα. Τα ενσωματωμένα με τα αιωρούμενα στερεά

σωματίδια απομακρύνονται από τη στήλη του νερού διαμέσου της ιζηματοποίησης ή/ και της ρόφησης/ συγκράτησης. Μετά το διαχωρισμό οι ζώντες οργανισμοί μπορούν να απελευθερωθούν από το στερεό υπόστρωμα και να προσληφθούν από τα βιο-στρώματα ή από το εγκλωβισμένο στους πόρους του ιζήματος νερό, ή να επανέλθουν στην υδάτινη στήλη. Ως εντερικοί οργανισμοί απαιτούν υψηλές θερμοκρασίες και ένα πλούσιο υπόστρωμα για να μπορέσουν επιτυχώς να ανταγωνιστούν τους άλλους οργανισμούς. Οι περισσότεροι από αυτούς δεν μπορούν να επιβιώσουν από αυτό τον ανταγωνισμό, ενώ, ταυτόχρονα αρκετοί μπορούν να καταστραφούν από αρπακτικά ή, αν βρίσκονται κοντά στην υδάτινη επιφάνεια λόγω της υπερϊόδους ακτινοβολίας.

Η απομάκρυνση των παθογόνων και των ενδεικτικών οργανισμών συσχετίζεται άμεσα με την απομάκρυνση των αιωρούμενων στερεών και τους υδραυλικούς χρόνους παραμονής. Κάποια παθογόνα εμφανίζονται περισσότερο ευαίσθητα από τους ενδεικτικούς οργανισμούς, ενώ, κάποιοι ιοί και πρωτόζωα (σπόρια) είναι ιδιαίτερα ανθεκτικοί. Κάποιοι από τους οργανισμούς-δείκτες και παθογόνα παράγονται εντός του υγροβιότοπου. Γι' αυτό το λόγο, παθογόνα εμφανίζονται ακόμη και σε φυσικούς υγροβιότοπους σε χαμηλές συγκεντρώσεις (background concentration). Αυτή η συγκέντρωση ποικίλλει ανάλογα με την εποχή και τις λειτουργικές παραμέτρους του συστήματος. Υψηλότερες συγκεντρώσεις υποβάθρου παρουσιάζονται το φθινόπωρο και γενικά κατά τη χειμερινή μεταναστευτική περίοδο.

Η εκροή από ένα σύστημα τεχνητού υγροβιότοπου δεν πληροί πάντα τα επιτρεπτά όρια όσον αφορά στην απομάκρυνση των παθογόνων, αλλά, σε κάποιες περιπτώσεις απαιτείται απολύμανση στην εκροή του συστήματος πριν την τελική απόθεση, ιδιαίτερα σε περιοχές με αυστηρούς περιορισμούς συγκέντρωσης FC (US EPA, 1999). Ένα τυπικό όριο σύμφωνα με την WEF, 2001 αποτελεί το 200 cfu/100mL. Στο διάγραμμα 3.2.7 παρουσιάζονται οι συγκεντρώσεις εισροής συναρτήσει των συγκεντρώσεων εκροής για συστήματα FWS και SF. Εάν τα επεξεργαζόμενα λύματα τα οποία εξέρχονται του υγροβιότοπου διατίθενται για σκοπούς άρδευσης, τότε θα πρέπει να τηρούνται κάποια προτεινόμενα μικροβιολογικά κριτήρια. Τα κριτήρια αυτά σύμφωνα με την WHO, 1989 παρουσιάζονται στον πίνακα 3.2.3.

Στο σύστημα FWS της κοινότητας Πόμπιας στην Κρήτη και για χρονική διάρκεια δύο ετών παρατηρήθηκαν απομακρύνσεις των ολικών κολοβακτηριδίων της τάξεως του 98,4% και κοπρανωδών κολοβακτηριδίων της τάξεως του 97% (Γ. Διαλυνάς, Ν. Κεφαλάκης, Μ. Διαλυνάς και Α. Αγγελάκης, 2001). Σε ένα σύστημα στην Arcata, στην Καλιφόρνια παρατηρήθηκαν απομακρύνσεις κοπρανωδών κολοβακτηριδίων μεταξύ 90-99% (Gersberg et al., 1989).

	Συνθήκες επανα- χρησιμοποίησης	Εκτιθέμενη ομάδα	Εντερικά νηματοειδή αυγά ανά lt ^a	Περιττωματικά Κολοβακτηρί- δια ανά 100 ml ^b	Επεξεργασία
A	Άρδευση προϊόντων που τρώγονται ωμά, γηπέδων, δημοσίων πάρκων ^γ , κ.λ.π.	Εργάτες Καταναλωτές Κοινό	<1	<1000 ^γ	Λίμνες σταθεροποίη- σης με κατάλληλη σχεδίαση ή άλλη ισο- δύναμη επεξεργασία
B	Άρδευση δημητρια- κών, βιομηχανικών καλλιεργειών, ζωο- τροφών, βοσκοτόπων και δένδρων ^δ	Εργάτες	<1	Δεν συνιστάται όριο	Λίμνες σταθεροποίη- σης με παραμονή 8- 10 ημερών ή άλλη ι- σοδύναμη επεξεργα- σία
Γ.	Άρδευση με στάγδην συστήματα για καλ- λιέργειες, κατηγορία B με εξασφάλιση μη έκθεσης εργαζομένων και κοινού	Καμία	Δεν υφίσταται όριο	Δεν υφίσταται όριο	Προεπεξεργασία σύμφωνα με απαιτή- σεις συστήματος άρ- δευσης, όχι όμως μι- κρότερη από πρωτο- βάθμια καθίζηση

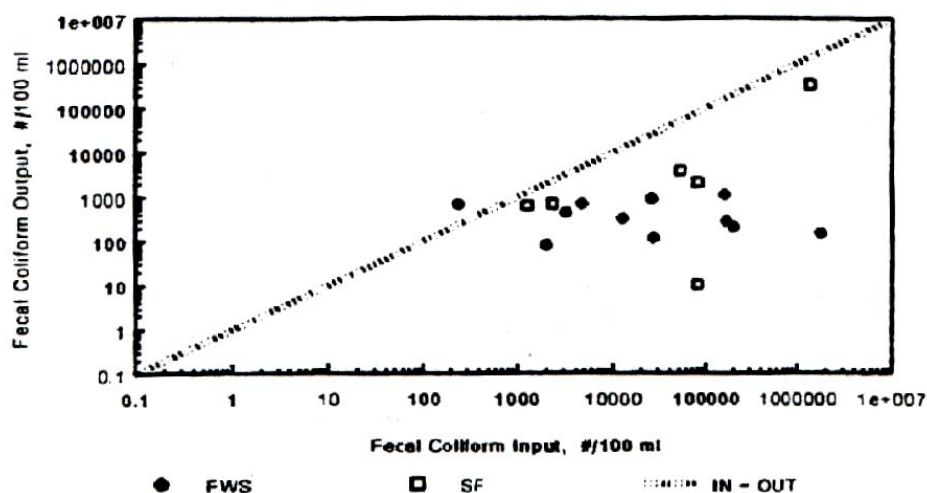
^a Τα είδη *Ascaris* και *Trichuris* και οι νηματοσκώληκες. Αριθμητικός μέσος αριθμός αυγών

^b Γεωμετρικός μέσος αριθμός

^γ Αυστηρότερα όρια (<200 περιττωματικά κολοβακτηρίδια ανά 100 ml) συνιστώνται για δημόσιο γκαζόν με το οποίο το κοινό μπορεί να έρθει σε απευθείας επαφή.

^δ Στην περίπτωση οπωροφόρων δένδρων, η άρδευση θα πρέπει να σταματά δύο εβδομάδες πριν από τη συλλογή των φρούτων και τα φρούτα δε θα πρέπει να συλλέγονται από το έδαφος. Δε θα πρέπει επίσης να ε-
φαρμόζεται η άρδευση με καταιονισμό.

Πίνακας 3.2. 3: Προτεινόμενα μικροβιολογικά κριτήρια ποιότητας για τη χρησιμοποίηση λυμάτων στην άρδευση, WHO (1989)



Διάγραμμα 3.2. 7: Συγκέντρωση εισροής συναρτήσει συγκέντρωσης εκροής για συστήματα FWS και SF (Water Environment Federation, 2001)

3.2.6 Απομάκρυνση μετάλλων

Κάποια μέταλλα όπως το βάριο, το βηρύλλιο, το βόριο, το χρώμιο, το κοβάλτιο, ο χαλκός, το ιώδιο, ο σίδηρος, το μαγνήσιο, το μαγγάνιο, το μολυβδένιο, το νικέλιο, το σελήνιο, το θείο και ο ψευδάργυρος είναι, σε χαμηλές συγκεντρώσεις, χρήσιμα όσον αφορά στην επαρκή ανάπτυξη της χλωρίδας και πανίδας. Τα ίδια μέταλλα όμως, σε υψηλότερες συγκεντρώσεις, είναι τοξικά για το οικοσύστημα. Κάποια άλλα μέταλλα όπως το αρσενικό, το κάδμιο, ο μόλυβδος, ο υδράργυρος και ο άργυρος είναι τοξικά ακόμη και σε πολύ χαμηλές συγκεντρώσεις (Gearheart, 1993).

Τα μέταλλα μεταφέρονται στην εισροή του υδροβιότοπου σε διαλυτή ή αδιάλυτη μορφή. Αυτά που εισέρχονται στο σύστημα ως αδιάλυτα αιωρούμενα στερεά απομακρύνονται από την υδάτινη στήλη με τους ίδιους μηχανισμούς με τους οποίους απομακρύνονται τα ολικά αιωρούμενα στερεά (TSS). Μέταλλα σε αδιάλυτη μορφή μπορούν να επαναδιαλυτοποιηθούν ανάλογα με το οξειδωαναγωγικό δυναμικό του συστήματος και το pH. Σημαντικούς μηχανισμούς απομάκρυνσης μετάλλων αποτελούν η ανταλλαγή κατιόντων και ο σχηματισμός δακτυλιδιών μεταλλικών ιόντων με το ίζημα και το έδαφος του υδροβιότοπου, το δέσιμό τους με χουμικά υλικά, η κατακρήμνισή τους ως αδιάλυτα άλατα σουλφιδίων, ανθρακικών και οξυυδροξειδίων και η προσληψή τους από τα φυτά, τα άλγη και τα βακτήρια. Τα χημικά δεσμευμένα μέταλλα, τα οποία δεν είναι βιοδιαθέσιμα, θάβονται εντός των ανοξικών ιζημάτων όπου επικρατεί η παρουσία σουλφιδίων και, με αυτό τον τρόπο απομακρύνονται από το σύστημα. Πιθανή αναταραχή των ιζημάτων και μετακίνηση των δεσμευμένων μετάλλων σε όξινες περιοχές του υδροβιότοπου θα έχει ως αποτέλεσμα την επαναδιαλυτοποίηση των μετάλλων.

Όσον αφορά στα μακρόφυτα, τα μέταλλα προσλαμβάνονται από το ριζικό σύστημα και στη συνέχεια διανέμονται στο σώμα του φυτού. Ο βαθμός της πρόσληψης των μετάλλων εξαρτάται από το είδος των μετάλλων και των μακροφυτών. Σε κάποια συστήματα στην Αμερική, έχει παρατηρηθεί ότι ο βαθμός συσσώρευσης των βαρέων μετάλλων (κάδμιο, χαλκός, μόλυβδος, νικέλιο και ψευδάργυρος) είναι μεταβλητός σε σχέση με το χρόνο, καθώς, η συσσώρευσή τους στα φυτικά κατάλοιπα ήταν μεγαλύτερη στο τέλος της περιόδου ανάπτυξης (περίοδος γήρανσης) σε σχέση με την περίοδο έντονης ανάπτυξης. Μέταλλα όπως το κάδμιο, το χρώμιο, ο χαλκός, ο μόλυβδος, ο υδράργυρος το νικέλιο και ο ψευδάργυρος απομονώνονται στον πυθμένα (έδαφος) του υδροβιότοπου ή/ και στην χλωρίδα και πανίδα του συστήματος (Mitsch και Gosselink, 1993). Κάποιες κατηγορίες αλγών επιδεικνύουν ιδιαίτερη προτίμηση σε κάποια συγκεκριμένα μέταλλα, (Kadlec και Knight, 1996). Επιπλέοντα φυτά της κατηγορίας των ζιζανίων (duckweed) έχουν αποδεικτεί υψηλού βαθμού συσσωρευτές καδμίου, χαλκού και σελήνιου, μέτριου βαθμού συσσωρευτές χρωμίου και χαμηλού βαθμού συσσωρευτές νικελίου και μολύβδου (Zayed et al., 1998).

Δεδομένα επαρκή όσον αφορά στην απομάκρυνση των μετάλλων δεν υπάρχουν ώστε να αναπτυχθούν κάποια σχεδιαστικά μοντέλα με βάση την απομάκρυνση αυτή. Το νικέλιο και το αρσενικό προβάλλουν μεγαλύτερη αντίσταση στην απομάκρυνσή τους από το σύστημα. Όσο μεγαλύτερο είναι το εισερχόμενο φορτίο τόσο (%) μεγαλύτερη είναι η απομάκρυνση του φορτίου (Water Environment Federation, 2001).

Οι υδροβιότοποι συνεχώς παράγουν φρέσκο οργανικό υλικό (plant litter) και αυτό μπορεί να οδηγήσει (μακροχρόνια ή στιγμιαία με την επίτευξη υψηλού φορτίου) σε τοξικό επίπεδο όσον αφορά στη διαβίωση της άγριας ζωής του υδροβιότοπου. Ακόμη όμως και αν λάβουμε υπόψη αυτή τη συσσώρευση των μετάλλων στο σύστημα η χρήσιμη ζωή ενός υδροβιότοπου είναι της τάξεως των 100 (ή περισσότερων) χρόνων (Kadlec και Knight, 1996).

Κατά τα αρχικά στάδια προσαρμογής ενός συστήματος επεξεργασίας με υδροβιότοπους θα πρέπει να περιορίζεται η παρουσία άγριας ζωής αφού κατά τη διάρκεια αυτή λαμβάνει χώρα κατά το μεγαλύτερο βαθμό η ιζηματοποίηση των μετάλλων (Water Environment Federation, 2001).

3.2.7 Απομάκρυνση άλλων οργανικών ουσιών

Κάποιες οργανικές ουσίες εμφανίζονται σε υδάτινα οικοσυστήματα σε ποσότητες ιχνών. Αυτές οι οργανικές ουσίες συμπεριλαμβάνουν τα μικροβιοκτόνα, τα λιπάσματα και διάφορα χημικά. Η τύχη τους εντός ενός συστήματος υδροβιότοπου εξαρτάται από τις ιδιότητες της ουσίας, τα χαρακτηριστικά του υδροβιότοπου, το είδος της φυτικής βλάστησης και άλλες περιβαλλοντικές παραμέτρους. Σημαντικότερους μηχανισμούς διαχωρισμού και μετασχηματισμού αυτών των οργανικών ουσιών αποτελούν η αεριοποίηση, η ιζηματοποίηση/ συγκράτηση η βιοαποσύνθεση, η προσρόφηση και η πρόσληψή τους. Οι περισσότεροι αντιστεκόμενοι οργανισμοί οι οποίοι έχουν διαχωριστεί μπορούν να συσσωρευτούν στο ίζημα του υδροβιότοπου. Κάποιοι από αυτούς προσλαμβάνονται από το φυτά και επανέρχονται στο σύστημα κατά τη φυτική αποσύνθεση. Κατά τη βιοαποδόμηση κάποιων οργανικών ουσιών μπορούν να παραχθούν τελικά προϊόντα τα οποία είναι περισσότερο τοξικά από την αρχική οργανική ουσία.

Όσον αφορά στα υπάρχοντα συστήματα επεξεργασίας δεν υπάρχουν επαρκή δεδομένα για την εκτίμηση της απόδοσης της μακροχρόνιας απομάκρυνσης αυτών των ουσιών. Όσον αφορά στην απόδοση της προεπεξεργασίας η οξείδωση σε επαμφοτερίζουσες λίμνες είναι ικανή να απομακρύνει ένα υψηλό ποσοστό πτητικών και ημιπτητικών ουσιών γεγονός το οποίο συνεπάγεται χαμηλές συγκεντρώσεις στην εισροή του συστήματος υδροβιότοπου. Η πρωτοβάθμια καθίζηση είναι λιγότερο αποτελεσματική.

Υγροβιότοποι έχουν χρησιμοποιηθεί και για επεξεργασία πιο σύνθετων οργανικών ενώσεων όπως απολυμαντικά & απορρυπαντικά, υδρογονάνθρακες, μικροβιοκτόνα και φαινόλες έτσι ώστε να μπορούν να δέχονται υγρά απόβλητα από διυλιστήρια, εργοστάσια παρασκευής μικροβιοκτόνων και χημικών, εργοστάσια παρασκευής τροφίμων και διηθήματα από Χ.Υ.Τ.Α..

3.3 ΕΠΙΔΡΑΣΗ ΘΕΡΜΟΚΡΑΣΙΑΣ

Οι θερμοκρασιακές συνθήκες που επικρατούν σε ένα σύστημα υγροβιότοπου επηρεάζουν τις φυσικές και τις βιολογικές αποκρίσεις σε αυτό. Μακροχρόνιες χαμηλές θερμοκρασίες, αποτέλεσμα σε κάποιες περιπτώσεις και της τήξης του χιονιού, μπορούν να οδηγήσουν σε φυσική αποτυχία του συστήματος.

Η θερμοκρασία που επικρατεί σε ένα σύστημα υγροβιότοπου εξαρτάται σε μεγάλο βαθμό από τις ημερήσιες και εποχιακές μεταβολές καθώς επίσης και από το γεωγραφικό πλάτος της περιοχής. Επηρεάζεται δε σε πολύ μικρό βαθμό από τις βιολογικές συνθήκες του συστήματος, (Kadlec και Knight, 1996).

Η θερμοκρασία του νερού μπορεί να επηρεάσει τις βιολογικές αντιδράσεις οι οποίες είναι υπεύθυνες για την απομάκρυνση του BOD₅, όπως και τις αντιδράσεις νιτροποίησης-απονιτροποίησης (Crites and Tchobanoglous 1998, Gearheart et al. 1989, Reed et al. 1995). Η χειμερινή περίοδος στην οποία λαμβάνουν χώρα οι χαμηλότερες θερμοκρασίες θεωρείται ως η κρίσιμη περίοδος σχεδιασμού.

Για το σχεδιασμό συστημάτων επεξεργασίας υγροβιοτόπων επιφανειακής και υποεπιφανειακής ροής, η θερμοκρασία του νερού μπορεί να προσδιοριστεί από τη σχέση:

$$T_x = T_{air} + (T_0 - T_{air}) \exp[-U(x-x_0)/(\rho)(h)(u)(c_p)] \quad (3.3.1)$$

όπου,

T_x = θερμοκρασία νερού σε απόσταση x στον υγροβιότοπο, °C

T_{air} = μέση θερμοκρασία αέρα, °C

T_0 = θερμοκρασία εισερχόμενου στο σύστημα νερού στο σημείο x_0 , °C

U = συντελεστής μετάδοσης θερμότητας (αγωγιμότητα) στην επιφάνεια νερού του υγροβιότοπου, W/m²°C

ρ = πυκνότητα του νερού, 1000 kg/m³

h = μέσο βάθος νερού στο σύστημα, m

c_p = ειδική θερμότητα νερού, 4215 J/kg°C

u = μέση ταχύτητα ροής στον υγροβιότοπο, m/s (= L/t)

L = μήκος μονοπατιού ροής στον υγροβιότοπο και,

t = υδραυλικός χρόνος παραμονής, s (= $A_s h n / Q$)

n = πορώδες υδροβιότοπου (0,65 - 0,75 για FWS)

Ο συντελεστής μετάδοσης θερμότητας αποτελεί συνάρτηση της θερμικής αγωγιμότητας και του πάχους των διαφόρων στρωμάτων σε ένα σύστημα. Για τα συστήματα FWS θεωρούνται για το συντελεστή U τα ακόλουθα (Reed et al., 1995):

- Σε τοποθεσίες πυκνής φυτικής βλάστησης και αιωρούμενων στερεών: $U = 1,5 \text{ W/m}^2\text{°C}$
- Σε ανοικτή επιφάνεια νερού: $U = 10\text{-}25,5 \text{ W/m}^2\text{°C}$ με την υψηλότερη τιμή να χρησιμοποιείται για συνθήκες ανέμου και με απουσία κάλυψης χιονιού.

Μια τιμή του συντελεστή U , η οποία λαμβάνει υπόψη την αύξηση ή την απώλεια θερμότητας από το υποκείμενο στον υδροβιότοπο έδαφος δίνεται από τη σχέση:

$$U = \frac{1}{\frac{y_1}{k_1} + \frac{y_2}{k_2} + \frac{y_3}{k_3} + \frac{y_n}{k_n}} \quad (3.3.2)$$

όπου,

$y_{(1-n)}$ = πάχος στρωμάτων 1 έως n , m

$k_{(1-n)}$ = θερμική αγωγιμότητα στρωμάτων 1 έως n , $\text{W/m}^2\text{°C}$

Κάποιες τυπικές τιμές θερμικών αγωγιμοτήτων για διάφορα συστατικά υδροβιοτόπων FWS και SF δίνονται στον πίνακα 3.3.1.

Πίνακας 3.3. 1: Τυπικές τιμές θερμικών αγωγιμοτήτων για συστατικά υδροβιοτόπων

Υλικό	Θερμική αγωγιμότητα k	
	$\text{W/m}^2\text{°C}$	$\text{Btu/ft}^2\text{°F/h}$
Αέρας	0,024	0,014
Χιόνι (φρέσκο)	0,08	0,046
Χιόνι (μη φρέσκο)	0,23	0,133
Πάχος	2,21	1,277
Νερό	0,58	0,335
Στρώμα φυτικών καταλοίπων υδροβιότοπου	0,05	0,029
Χαλίκι (25% υγρασία)	1,5	0,867
Χαλίκι (κορεσμένο)	2,0	1,156
Ξηρό έδαφος ^a	0,8	0,462

^a Πρόκειται για το φυσικό έδαφος το οποίο υπόκειται του υδροβιότοπου. Κατά τη διάρκεια του χειμώνα η μετάδοση θερμότητας πραγματοποιείται προς τον υδροβιότοπο, ενώ, κατά τη θερινή περίοδο από τον υδροβιότοπο. (υπόθεση στρώματος εδάφους 1 m)

Η εξίσωση 3.3.1 δεν λαμβάνει υπόψη την εισροή θερμότητας που λαμβάνει χώρα από την ηλιακή ακτινοβολία ή από το έδαφος που υπόκειται του στρώματος υδροβιότοπου και παρέχει μια

συντηρητική βάση για σχεδιασμό. Οι τιμές του πίνακα 3.3.1 καθώς και αυτές που προκύπτουν από τη σχέση 3.3.2 μπορούν επίσης να χρησιμοποιηθούν ώστε να λαμβάνονται υπόψη ή εισροή/απώλεια θερμότητας από το υποκείμενο έδαφος.

Ο σχεδιασμός ενός συστήματος επεξεργασίας υγροβιότοπου ώστε να λαμβάνονται υπόψη οι θερμικοί παράγοντες, προκύπτει από μια επαναληπτική διαδικασία. Μια υποτιθέμενη θερμοκρασία νερού και το μήκος του μονοπατιού ροής μέσα στο σύστημα απαιτούνται έτσι ώστε να προϋπολογιστεί η απαιτούμενη επιφάνεια για την απομάκρυνση των διάφορων συστατικών.

Διάφορα κλιματολογικά δεδομένα θα πρέπει να παρέχονται από τον πιο κοντινό μετεωρολογικό σταθμό. Στο σχεδιασμό συνήθως απαιτούνται οι μέσες μηνιαίες θερμοκρασίες αέρος. Οι μέσες μηνιαίες θερμοκρασίες του έτους θα πρέπει να συγκρίνονται με τις καταγραφές του ψυχρότερου έτους. Αν οι δύο αυτές τιμές είναι σχετικά κοντινές, τότε ο μέσος όρος τους μπορεί να χρησιμοποιηθεί. Αν οι ακραίες χειμερινές θερμοκρασίες λαμβάνουν χώρα συχνά, τότε οι τιμές που θα χρησιμοποιηθούν θα πρέπει να είναι παραπλήσιες με αυτές του ψυχρότερου χειμώνα.

Η θερμοκρασία του εισερχόμενου στο σύστημα νερού εξαρτάται από τον τύπο της προεπεξεργασίας που έχει χρησιμοποιηθεί. Κάποιες τιμές για τη θερμοκρασία μπορούν να εκτιμηθούν τόσο από παρόμοια συστήματα, όσο και από εμπειρικές τιμές.

Σε ψυχρά κλίματα μπορεί να δημιουργηθεί πάνω από την επιφάνεια του νερού στρώμα πάγου και σε αυτή την περίπτωση ο σχεδιασμός με βάση τη θερμοκρασία αποτελεί μια διαδικασία με δύο βήματα. Η μορφοποίηση του πάγου ξεκινά όταν η θερμοκρασία της μάζας του νερού φτάσει τους 3 °C (37,4 °F). Η εξίσωση επιλύεται ως προς την απόσταση x έτσι ώστε να υπολογιστεί η απόσταση στην οποία η θερμοκρασία του νερού φτάσει τους 3 °C. Εάν η απόσταση αυτή είναι μικρότερη από το μήκος του υγροβιότοπου, τότε η τελική θερμοκρασία που εξέρχεται του υγροβιότοπου υπολογίζεται ως εξής:

$$T_x = T_i + (T_{x0} - T_i) \exp[-U_i(x-x_0)/(\rho)(h)(u)(c_p)] \quad (3.3.3)$$

όπου,

T_x = θερμοκρασία νερού σε απόσταση x στον υγροβιότοπο, °C

T_i = σημείο τήξεως πάγου, 0 °C

T_{x0} = θερμοκρασία νερού στο σημείο x_0 , 3 °C

U_i = συντελεστής μετάδοσης θερμότητας (αγωγιμότητα)
στην διεπιφάνεια πάγου-νερού, W/m²°C
= $\phi[(v)^{0.8}/(h)^{0.2}]$

ϕ = συντελεστής αναλογικότητας = 1622 J/m²·s^{0.2}

ρ = πυκνότητα του νερού, 1000 kg/m³

h = μέσο βάθος νερού στο σύστημα, m

c_p = ειδική θερμότητα νερού, 4215 J/kg°C

u = μέση ταχύτητα ροής στον υγροβιότοπο, m/s

Στη συνέχεια η μέση σχεδιαστική θερμοκρασία νερού για την περίοδο που μας ενδιαφέρει υπολογίζεται ως:

$$T_{av} = (T_0 + T_x)/2 \quad (3.3.4)$$

3.4 ΥΔΡΑΥΛΙΚΗ-ΥΔΡΟΛΟΓΙΚΗ ΜΕΛΕΤΗ

Οι υδροβιότοποι επεξεργασίας παρά την απλότητα κατασκευής τους αποτελούν σύνθετους οικοαντιδραστήρες. Βασικά υδραυλικά χαρακτηριστικά που πρέπει να προσδιοριστούν αποτελούν η μεταφερόμενη χωρητικότητα, το βάθος και η κλίση του υδροβιότοπου. Τα χαρακτηριστικά αυτά προσδιορίζονται με βάση το εσωτερικό ισοζύγιο του νερού και δεδομένα που αφορούν στην αντίσταση της ροής εντός του υδροβιότοπου.

Υδραυλικός χρόνος παραμονής: Ο υδραυλικός χρόνος παραμονής (hydraulic residence time, HRT) στον υδροβιότοπο υπολογίζεται χρησιμοποιώντας την εξίσωση:

$$t = \frac{LWhn}{Q} \quad (3.4.1)$$

όπου,

L = μήκος λεκάνης του υδροβιότοπου, m

W = πλάτος κλίνης υδροβιότοπου, m

h = βάθος νερού στον υδροβιότοπο, m

n = πορώδες του διαθέσιμου χώρου για τη ροή του νερού διαμέσου του υδροβιότοπου.,
%, εκφραζόμενο ως δεκαδικός

Q = μέση ροή διαμέσου της κλίνης του υδροβιότοπου, m³/d

$$(Q = \frac{Q_0 + Q_e}{2})$$

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 λόγω κατακρημνίσεων. Ένας συντηρητικός σχεδιασμός θα μπορούσε να θεωρήσει την απουσία ποσότητας νερού που

χάνεται λόγω διείδυσης σε κατώτερα η παραπλήσια εδαφικά στρώματα και επιπλέον κάποιες λογικές διαδικασίες θα μπορούσαν να εφαρμοστούν για τον υπολογισμό των απωλειών νερού λόγω εξατμισοδιαπνοής και των ποσοτήτων 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.

Υδραυλικός ρυθμός φόρτισης: Ο υδραυλικός ρυθμός φόρτισης (hydraulic loading rate - HLR) εκφράζει την ογκομετρική εφαρμογή των υγρών αποβλήτων στον υδροβιότοπο. Συχνά χρησιμοποιείται για τη σύγκριση διαφόρων συστημάτων υδροβιοτόπων. Ο υδραυλικός ρυθμός φόρτισης υπολογίζεται ως εξής:

$$q = HLR = \frac{Q}{A_s} \quad (3.4.2)$$

όπου,

HLR = υδραυλικός ρυθμός φόρτισης (m/d)

Q = ροή υγρών αποβλήτων στην εισροή του συστήματος (m³/d)
(μέση ή αρχική παροχή του συστήματος, αναλόγως του σχεδιαστή ή του μοντέλου που χρησιμοποιείται)

A_s = εμβαδόν επιφάνειας υδροβιοτόπου, (m²)

Βάθος ροής συναρτήσει της απόστασης, Kadlec και Knight, 1996

Μοντέλα τα οποία θεωρούν ροή νερού σε κανάλι μπορούν να γίνουν αρκετά πολυσύνθετα εάν εξεταστούν όλες η πιθανότητες της κλίσης του στρώματος, του ρυθμού ροής του νερού και του βάθους του συστήματος. Οι επιφανειακές ροές σε ένα σύστημα υδροβιοτόπου επιφανειακής ροής αποτελούν βαθμιαία κυμαινόμενες ροές σε ήπιες (χαμηλές) σχετικά κλίσεις. Επίσης οι μεταβολές της κινητικής ενέργειας του συστήματος θεωρούνται αμελητέες συγκρινόμενες με τις μεταβολές της δυναμικής ενέργειας. Σαν αποτέλεσμα, τα ισοζύγια ενέργειας και ορμής δε λαμβάνονται υπόψη στους υπολογισμούς αλλά, απλά υποδηλώνουν ότι η δυναμική ενέργεια μετατρέπεται αποκλειστικά σε έργο τριβής, ενώ, η ορμή προκαλείται από βαρυτικές δυνάμεις στο σύστημα εξισορροπημένες από τις δυνάμεις τριβής (Kadlec και Knight, 1996).

Το ισοζύγιο μάζας για δισδιάστατη ροή δίνεται από τη σχέση:

$$\frac{\partial(h\varepsilon)}{\partial t} = -\frac{\partial(hu_x)}{\partial t} - \frac{\partial(hu_y)}{\partial t} + P - ET \quad (3.4.3)$$

$B(x)$ = υψόμετρο εδάφους πάνω από το επίπεδο αναφοράς, m
 $h(x)$ = βάθος νερού, m
 $H(x)$ = υψόμετρο επιφάνειας του νερού πάνω από το επίπεδο αναφοράς, m
 L = μήκος υδροβιότοπου, m
 Q = ογκομετρικός ρυθμός ροής, m³/d
 $u(x)$ = επιφανειακή ταχύτητα νερού, m/d
 W = πλάτος υδροβιότοπου, m
 x = απόσταση από το σημείο εισροής, m
 n = κλάσμα όγκου νερού, m³/m³

Υπό συνθήκες μονοδιάστατης μόνιμης ροής το ισοζύγιο μάζας απλοποιείται ως εξής:

$$\frac{d(hu)}{dx} = \frac{d(Q/W)}{dx} = (P - ET) \quad (3.4.4)$$

όπου,

Q = ογκομετρικός ρυθμός ροής, m³/d
 W = πλάτος υδροβιότοπου, m
 u = μέση ταχύτητα ροής στον υδροβιότοπο, m/d

ή, ισοδύναμα:

$$\frac{d(\Lambda)}{dx} = (P - ET) \quad (3.4.5)$$

όπου, $\Lambda = Q/W$, η ογκομετρική ροή ανά μονάδα πλάτους, m³/m/d

Η ολοκλήρωση της εξίσωσης μονοδιάστατης ροής μας δίνει:

$$Q = Q_o + (P-ET)*W*x \quad (3.4.6)$$

Η εξίσωση αυτή επιβεβαιώνει την απλή θεώρηση ότι η βροχόπτωση αυξάνει της ογκομετρική ροή, ενώ η εξατμισοδιαπνοή την ελαττώνει, καθώς το νερό κινείται διαμέσου του υδροβιότοπου.

Η παροχή του νερού εντός του υδροβιότοπου σχετίζεται με τη γραμμική ταχύτητα του νερού ως εξής:

$$Q = u*W*h = v*n*W*h \quad (3.4.7)$$

όπου,

v = πραγματική ταχύτητα ροής, m/d

Σύμφωνα με το σχήμα 3.4.1 το υψόμετρο του νερού δίνεται από τη σχέση:

$$H = B + h \quad (3.4.8)$$

Η ροή του νερού διαμέσου του υδροβιότοπου σχετίζεται με την τοπική απώλεια ύψους λόγω τριβής με βάση τη σχέση:

$$u = ah^{b-1}S^c \quad (3.4.9)$$

όπου,

a, b, c = σταθερές

S = $-dH/dx$, m/m

Για $a=1/\mu$, $b=5/3$ και $c=1/2$ έχουμε την εξίσωση του Manning.

Συνδυάζοντας τις εξισώσεις 3.4.6, 3.4.7 και 3.4.9 έχουμε μια συνάρτηση του βάθους ροής με την απόσταση x :

$$a * W * h^b \left(-\frac{d(h+B)}{dx} \right) = Q_o + (P - ET) * W * x \quad (3.4.10)$$

Η εξίσωση αυτή είναι δύσκολο να επιλυθεί αναλυτικά, η αριθμητική λύση της όμως μπορεί να προκύψει σχετικά εύκολα χρησιμοποιώντας κάποιες συγκεκριμένες μεθόδους. Στην περίπτωση αμελητέας βροχόπτωσης και εξατμισοδιαπνοής έχουμε:

$$\alpha * W * h^b \left(-\frac{d(h+B)}{dx} \right) = Q_o \quad (3.4.11)$$

Η αριθμητική λύση της εξίσωσης 3.4.11 απαιτείται για υδροβιότοπους με μη επίπεδη κλίση πυθμένα ή με ανύψωση πυθμένα. Η χρησιμοποίηση μιας μέσης τιμής βάθους ή κλίσης μπορεί να οδηγήσει σε σημαντικά σφάλματα εξαιτίας του μη γραμμικού χαρακτήρα της εξίσωσης 3.4.11.

Όταν το βάθος h στην εξίσωση 3.4.11 θεωρείται σταθερό, τότε αυτό αποκαλείται κανονικό βάθος και σε αυτή την περίπτωση η ροή πραγματοποιείται παράλληλα στον πυθμένα. Σταθερό βάθος συνήθως συναντάται στην περίπτωση επίπεδου, υπό κλίση, πυθμένα. Το βάθος αυτό προσδιορίζεται από τη σχέση:

$$h_n^b = \frac{\Lambda}{\alpha \left(-\frac{dB}{dx} \right)^c} \quad (3.4.12)$$

Μέγιστο επιτρεπτό μήκος λεκάνης, *Reed et al., 1995*

Οι Reed et. Al, 1995 χρησιμοποίησαν την εξίσωση του Manning, η οποία μπορεί να περιγράψει τη ροή του νερού σε ένα σύστημα υδροβιότοπου (FWS). Η εξίσωση αυτή χρησιμοποιείται για να ερμηνεύσει τη ροή σε ανοικτούς αγωγούς.

Η εφαρμογή της εξίσωσης του Manning για ανοικτούς αγωγούς προϋποθέτει ότι οι αντιστάσεις λόγω τριβής λαμβάνουν χώρα μόνο στον πυθμένα και τα πλευρικά τοιχώματα του αγωγού. Στους τεχνητούς υδροβιότοπους ελεύθερης επιφάνειας η αντίσταση διανέμεται σε ολόκληρο το βάθος της στήλης του νερού λόγω των ανερχόμενων φυτών και της παρουσίας στρώματος βλαστητικών υπολειμμάτων καθ' όλο το μήκος του συστήματος επεξεργασίας. Επίσης, αν και η εξίσωση του Manning υποθέτει την παρουσία τυρβώδους ροής, αποτελεί μια αποδεκτή προσέγγιση όσον αφορά τα συστήματα FWS. Η μορφή της εξίσωσης αυτής είναι η:

$$u = (1/\mu)(h^{2/3})(S^{1/2}) \quad (3.4.13)$$

όπου,

u = ταχύτητα ροής, (m/s)

μ = συντελεστής Manning, s/m^{1/3}

h = βάθος νερού λεκάνης, m

S = υδραυλική κλίση ή κλίση της επιφάνειας του νερού, m/m

Στους τεχνητούς υδροβιότοπους ο συντελεστής Manning μ , συνδέεται με ένα συντελεστή αντίστασης a ο οποίος εξαρτάται από την πυκνότητα της βλάστησης και των φυτικών υπολειμμάτων, βάσει της σχέσης:

$$\mu = a / h^{1/2} \quad (3.4.14)$$

όπου,

a = συντελεστής αντίστασης (s.m^{1/6} ή s.ft^{1/6})

Τυπικές τιμές για τον συντελεστή a μπορούν να θεωρηθούν από οι 1 έως 4. Για πολύ αραιή φυτική βλάστηση χαμηλού ύψους και βάθος νερού > 40 cm ο συντελεστής a παίρνει την τιμή 0,4. Για βλάστηση μέσης πυκνότητας και βάθος νερού περίπου 30 cm μπορεί να θεωρηθεί $a=1,6$. Για

πολύ πυκνή βλάστηση με ξερά φύλλα και βλαστούς του στην επιφάνεια του υποστρώματος και βάθος νερού < 30 cm μπορεί να θεωρηθεί $a=6,4$. Χρησιμοποιώντας το συντελεστή a στην εξίσωση 5-24 αυτή γίνεται (Reed et al., 1995):

$$u = (1/a)(h^{7/6})(S^{1/2}) \quad (3.4.15)$$

Στη συνέχεια μπορούμε να αναπτύξουμε μια εξίσωση για τον υπολογισμό του μέγιστου επιτρεπτού μήκους της λεκάνης. Ως γνωστόν ισχύουν τα εξής:

$$Q = uWh \Rightarrow u = \frac{Q}{Wh} \quad (3.4.16, 17)$$

$$A_s = W \times L \Rightarrow W = \frac{A_s}{L}$$

όπου, A_s = εμβαδόν επιφάνειας υδροβιότοπου, m^2

Επίσης ισχύει ,

$$S = \frac{(m)(h)}{L} \quad (3.4.18)$$

όπου,

$$Q = \text{μέση ροή στο σύστημα, } m^3/day \\ = (Q_o + Q_e)/2$$

$$W = \text{πλάτος λεκάνης υδροβιότοπου, } m$$

$$A_s = \text{εμβαδόν επιφάνειας υδροβιότοπου, } m^2$$

$$L = \text{μήκος λεκάνης υδροβιότοπου, } m$$

$$m = \text{προσαύξηση του βάθους (\%, εκφραζόμενο ως δεκαδικό φορτίο)}$$

Από την αντικατάσταση των 3.4.16, 17, 18 στην 3.4.15 προκύπτει η σχέση:

$$L_{max} = \left[\frac{(A_s)(h^{2,667})(m^{0,5})(86\,400)}{(a)(Q)} \right]^{0,667} \quad (3.4.19)$$

όπου,

$$L_{max} = \text{μέγιστο επιτρεπτό μήκος λεκάνης, } m$$

Αρχικά υπολογίζεται το εμβαδόν επιφάνειας (A_s) του υδροβιότοπου και στη συνέχεια από την πιο πάνω σχέση προσδιορίζεται το μέγιστο επιτρεπτό μήκος λεκάνης το οποίο είναι συμβατό με την επιλεγόμενη υδραυλική κλίση. Επιλέγοντας τη μικρότερη δυνατή υδραυλική κλίση κρατάμε μια επιφύλαξη όσον αφορά σε πιθανές μελλοντικές επαναρυθμίσεις.

Μια αρχική τιμή 10-30% για το m , προτείνεται στο σχεδιασμό του υδροβιότοπου (παράγοντας ασφάλειας). Στο μέγιστο δυναμικό ύψος (μέγιστο ύψος νερού πλήρωσης) το m ισούται με 100 %.

Στην σχέση 3.4.19 λαμβάνεται υπόψη η συνεισφορά της εξάτμισης, της εξατμισοδιαπνοής, της κατακρήμνισης και της απορροής και γι' αυτό το λόγο χρησιμοποιείται η μέση ροή (Q). Ως σχεδιαστική επιφάνεια A_s θεωρείται η συνολική επιφάνεια του πυθμένα, όπως αυτή καθορίζεται από τα διάφορα μοντέλα απομάκρυνσης ρυπαντών.

Υπολογισμός απωλειών ροής σε υδροβιότοπους FWS, Kadlec και Knight, 1996

Στην εξίσωση του Manning το βάθος του νερού θεωρείται σταθερό. Σύμφωνα με τον Kadlec (1990), είναι προτιμότερο να θεωρηθεί ένα μοντέλο το οποίο περιγράφει τη διακύμανση στο βάθος. Κάποιοι άλλοι λόγοι που επιβάλλουν την ανάπτυξη μιας διαφορετικής μορφής εξίσωσης σύμφωνα με τον Kadlec (1990) είναι οι εξής:

- Η εξίσωση του Manning εφαρμόζεται για τυρβώδη ροή η οποία λαμβάνει υπόψη τις τριβές που πραγματοποιούνται κυρίως στον πυθμένα.
- Η τοπογραφία του πυθμένα του υδροβιότοπου θα πρέπει να λαμβάνεται υπόψη καθώς για πολύ ρηχά βάθη κάποια τμήματα του πυθμένα ίσως να μην είναι καλυμμένα με νερό. Αυτό είναι ιδιαίτερα σημαντικό στους υδροβιότοπους επιφανειακής ροής όπου το βάθος του νερού είναι συνήθως σχετικά μικρό.
- Στο σύστημα του υδροβιότοπου παρατηρείται μια κάθετη διανομή της πυκνότητας της αναπτυσσόμενης στο νερό βλάστησης και των φυτικών καταλοίπων. Γι' αυτό το λόγο το στρώμα που δημιουργείται στον πυθμένα έχει την τάση να αντιστέκεται σε μεγαλύτερο βαθμό στη ροή από τα ανώτερα στρώματα.

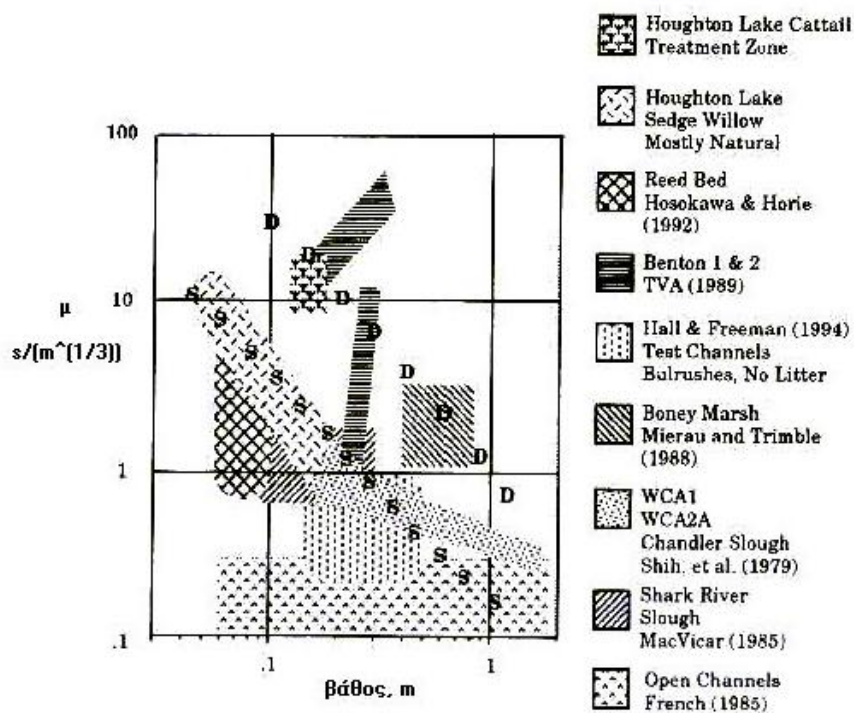
Από την εξίσωση 3.4.9 έχουμε:

$$u = ah^{b-1}S^c \quad (3.4.9)$$

Ο συντελεστής c στην εξίσωση του Manning παίρνει την τιμή 0,5. Συγκεκριμένες έρευνες όμως σε συστήματα υδροβιότοπων επιφανειακής ροής υποδηλώνουν ότι θα πρέπει να χρησιμοποιηθούν μεγαλύτερες τιμές. Οι Kadlec et al. (1981) και οι Kadlec και Hammer (1986) έχουν αποδείξει ότι η τιμή $c=1$ είναι αντιπροσωπευτική για υδροβιότοπους με την παρουσία βούρλων, οι Roig και King (1993) βασιζόμενοι σε συγκεκριμένα δεδομένα από βάλτους βρήκαν ότι $c=0,8$ ενώ, ο Kadlec (1990) για συγκεκριμένο σύστημα υδροβιότοπου με τυπική τοπογραφία πυθμένα βρήκε ότι $c=0,7$. Ως περιοριστική η τιμή $c=1$ θεωρητικά περιγράφει ένα σύστημα με επίπεδο πυθμένα και μια ομοιόμορφη παράταξη της βλάστησης και των φυτικών καταλοίπων, στο οποίο επικρατούν συνθήκες στρωτής ροής. Οι Kadlec και Knight (1996) προτείνουν τη χρησιμοποίηση της τιμής αυτής μέχρις ότου περισσότερα στοιχεία είναι διαθέσιμα.

Ο εκθέτης b στην εξίσωση του Manning παίρνει την τιμή 1,67. Λαμβάνοντας όμως τη διακύμανση του βάθους στους υδροβιότοπους επιφανειακής ροής το b κυμαίνεται μεταξύ των τιμών $2,0 \leq b \leq 3,4$. Οι Kadlec και Knight (1996) προτείνουν τη χρησιμοποίηση της τιμής $b=3,0$ μέχρις ότου περισσότερα στοιχεία είναι διαθέσιμα.

Ο συντελεστής a αποτελεί μια συνάρτηση της παρουσίας βλάστησης και της πυκνότητας των φυτικών καταλοίπων στο σύστημα. Εξαιτίας της ευρείας διάδοσης της εξίσωσης του Manning, η σύγκριση διαθέσιμων δεδομένων από συγκεκριμένα συστήματα και της εξίσωσης 3.4.9 αποδεικνύει ότι οι καταλληλότερες τιμές για τον συντελεστή a είναι αυτές που μπορούν να προσδιοριστούν από το διάγραμμα 3.4.1 ($a=1/\mu$).



Διάγραμμα 3.4. 1: Προσδιορισμός συντελεστή a σε σχέση με το βάθος (Kadlec και Knight, 1996)

Μέχρις ότου περισσότερα στοιχεία είναι διαθέσιμα, για υδροβιότοπους με πυκνή βλάστηση προτείνεται η τιμή $\alpha=1 \times 10^7 \text{ m}^{-1}\text{d}^{-1}$ ενώ, για υδροβιότοπους με παρουσία αραιής βλάστησης προτείνεται η τιμή $\alpha=5 \times 10^7 \text{ m}^{-1}\text{d}^{-1}$ (Kadlec και Knight 1996).

Η μη γραμμικότητα των εξισώσεων 3.4.10, 11 έχει ως αποτέλεσμα να μην μπορούν να χρησιμοποιηθούν κάποιες ενδιάμεσες τιμές για το βάθος και την κλίση. Σε αυτή την περίπτωση είναι προτιμότερο να χρησιμοποιηθούν για την απώλεια ύψους κάποιες τιμές οι οποίες έχουν προϋπολογιστεί για τις προτεινόμενες σχεδιαστικές συνθήκες. Έτσι, θεωρώντας ένα ορθογωνικής διατομής σύστημα υδροβιότοπου με αμελητέα επίδραση βροχόπτωσης και εξατμισοδιαπνοής η εξίσωση μετατρέπεται σύμφωνα με τα παρακάτω:

$$y = \frac{h}{h_e} \quad y_B = \frac{B}{h_e} \quad z = \frac{x}{L} \quad S_1 = \frac{dy_B}{dz}$$

$$y^3 \left(-\frac{d(y + y_B)}{dz} \right) = y^3 \left(-\frac{dy}{dz} - S_1 \right) = \frac{qL^2}{ah_e^4} = M_1 \quad (3.4.20)$$

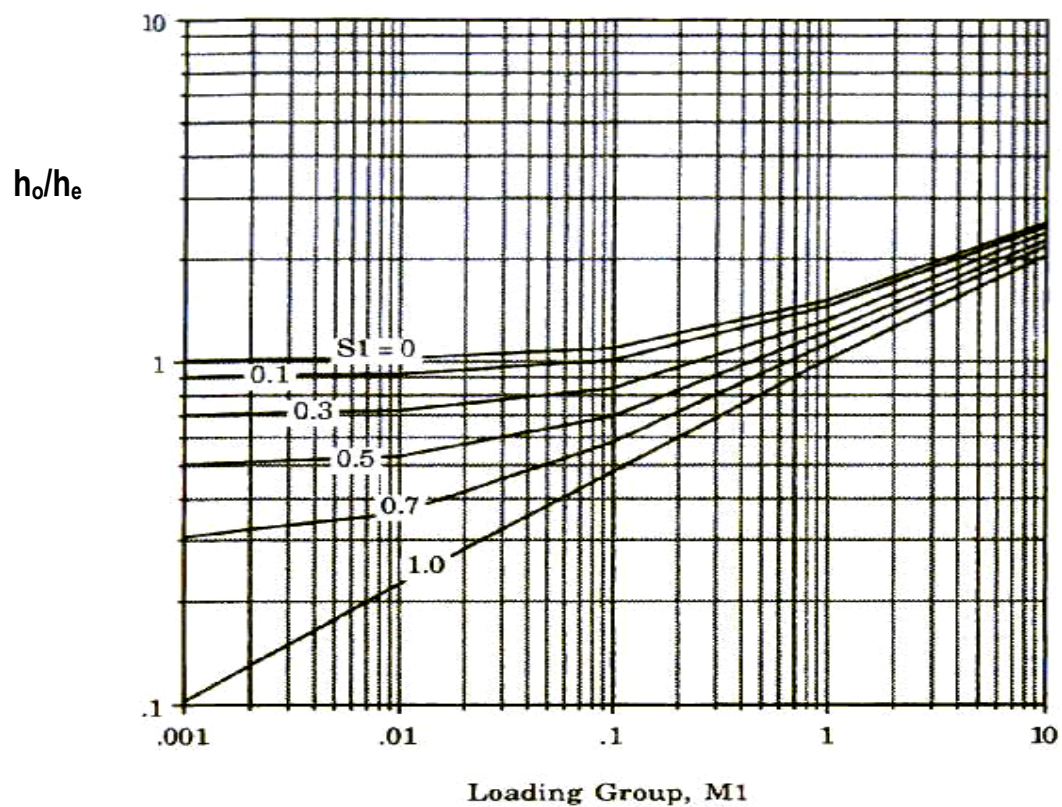
όπου,

h_e = βάθος ροής στην εκροή, m

L = μήκος υδροβιότοπου, m

q = υδραυλικός ρυθμός φόρτισης (HLR), m/d

Για την εφαρμογή των παραπάνω, θεωρείται ότι το βάθος εκροής του νερού παραμένει αμετάβλητο καθώς, συνήθως χρησιμοποιούνται ρυθμιστικά φράγματα. Η λύση της εξίσωσης εξαρτάται από δύο παραμέτρους: α) από την κλίση S_1 , η οποία αντιπροσωπεύει την κλίση του στρώματος και β) από την παράμετρο M_1 η οποία εμπεριέχει τον συντελεστή τριβής a , τον υδραυλικό ρυθμό φόρτισης q , το βάθος εκροής και το μήκος του υδροβιότοπου. Το διάγραμμα 3.4.2 αντιπροσωπεύει τη λύση της εξίσωσης 3.4.20 και μπορεί να χρησιμοποιηθεί για τον υπολογισμό των απωλειών ροής σε υδροβιότοπους επιφανειακής ροής.



Διάγραμμα 3.4.2: Επίλυση εξίσωσης 3.4.20 (Kadlec και Knight, 1996)

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 4 - ΣΧΕΔΙΑΣΤΙΚΑ ΜΟΝΤΕΛΑ ΑΠΟΜΑΚΡΥΝΣΗΣ ΡΥΠΑΝΤΩΝ ΓΙΑ ΥΓΡΟΒΙΟΤΟΠΟΥΣ FWS

4.1 ΕΙΣΑΓΩΓΗ - ΚΑΤΗΓΟΡΙΕΣ ΣΧΕΔΙΑΣΤΙΚΩΝ ΜΟΝΤΕΛΩΝ

Όσον αφορά στον σχεδιασμό των τεχνητών υδροβιότοπων δεν έχει εξαχθεί ακόμη η ιδανικότερη προσέγγιση. Κάποιοι συγγραφείς βασίζουν τα σχεδιαστικά τους κριτήρια σε διάφορες εμπειρικές σχέσεις, ενώ κάποιοι άλλοι χρησιμοποιούν μια προσέγγιση επιφανειακής φόρτισης στην οποία, η απόδοση σχετίζεται με τον όγκο του νερού ή τη μάζα ενός συγκεκριμένου συστατικού ανά μονάδα χρόνου και ανά μονάδα επιφάνειας του υδροβιότοπου. Μια τρίτη κατηγορία συγγραφέων υποθέτει ότι οι βιολογικές αντιδράσεις οι οποίες λαμβάνουν χώρα στους υδροβιότοπους, είναι παρόμοιες με τις αντίστοιχες αντιδράσεις που συμβαίνουν σε άλλα συστήματα επεξεργασίας υγρών αποβλήτων με παρουσία βλάστησης.

Διάφορα σετ σχεδιαστικών μοντέλων είναι διαθέσιμα σε διάφορα εγχειρίδια και καλύπτουν σχεδόν όλα τα είδη των ρυπαντών που σχετίζονται με τα υγρά απόβλητα. Αυτά τα μοντέλα βασίζονται στην ανάλυση διάφορων δεδομένων εισροής-εκροής στον υδροβιότοπο ή σε κάποιες εξισώσεις ισοζυγίου μάζας και εξάγουν τη γενική μορφή ενός μοντέλου εμβολοειδούς ροής πρώτης τάξεως. Στην πραγματικότητα οι αντιδράσεις και οι αλληλεπιδράσεις που λαμβάνουν χώρα σε υδροβιότοπους είναι πιο πολύπλοκες και σύνθετες από τις αντιδράσεις εμβολοειδούς ροής και γι' αυτό το λόγο στα μοντέλα αυτά χρησιμοποιείται ένας συντελεστής (σταθερά) φαινομενικού ρυθμού αντίδρασης έτσι ώστε να λαμβάνεται υπόψη η μεταβολή στη συγκέντρωση ή μάζα μεταξύ της εισροής και της εκροής. Με βάση τα μέχρι τώρα διαθέσιμα δεδομένα και τη μέχρι τώρα κατανόηση των διαδικασιών που λαμβάνουν χώρα σε ένα υδροβιότοπο, η πιο πάνω προσέγγιση είναι η καλύτερη που μπορεί να επιτευχθεί.

Δύο βασικές κατηγορίες σχεδιαστικών μοντέλων αποτελούν (α) τα ογκομετρικά μοντέλα, όπως αυτά που έχουν αναπτυχθεί από τους Reed et al., (1995) και τους Crites και Tchobanoglous, (1998) και (β) τα μοντέλα επιφανειακής φόρτισης των Kadlec και Knight, (1996).

Τα τρία παραπάνω μοντέλα αποτελούν τα πιο πρόσφατα υπάρχοντα μοντέλα εκτίμησης απομάκρυνσης ρυπαντών σε τεχνητούς υδροβιότοπους. Κάποια άλλα μοντέλα είχαν αναπτυχθεί παλαιότερα τα οποία βασίζονταν κυρίως σε γραμμική παλινδρόμηση δεδομένων από υπάρχοντα συστήματα (π.χ. WEF Manual Of Practice FD-16, 1990). Τα μοντέλα αυτά δεν προσαρμόζονται

για τυχόν θερμοκρασιακές μεταβολές και είναι ανεξάρτητά του βάθους του νερού στο σύστημα και του υδραυλικού χρόνου παραμονής. Γι' αυτό το λόγο δεν προτείνεται η χρήση τους για σχεδιασμό.

Με βάση την υπάρχουσα βιβλιογραφία πριν την εφαρμογή οποιουδήποτε μοντέλου απομάκρυνσης ρυπαντών θα πρέπει να προσδιοριστεί κατά πόσον η σταθερά ρυθμού απομάκρυνσης μιας αντίδρασης βασίζεται στον όγκο ή στην επιφάνεια του όγκου ελέγχου. Για παράδειγμα η σταθερά ρυθμού απομάκρυνσης του ανθρακούχου BOD όπως προτείνεται από τους Reed et al., 1995 βασίζεται στον όγκο και ορίζεται με βάση την εξίσωση 4.1.1:

$$r_{BOD} = -K_T BOD \quad (4.1.1)$$

όπου,

r_{BOD} = ρυθμός απώλειας BOD ανά μονάδα χρόνου και ανά μονάδα όγκου, $ML^{-3}T^{-1}$

K_T = σταθερά ρυθμού απομάκρυνσης BOD βασιζόμενη στον όγκο, T^{-1}

BOD = συγκέντρωση ανθρακούχου BOD, ML^{-3}

Η σταθερά ρυθμού απομάκρυνσης του ανθρακούχου BOD όπως προτείνεται από τους Kadlec και Knight, 1995 βασίζεται στην επιφάνεια και ορίζεται με βάση την εξίσωση 4.1.2:

$$r_{BOD} = -K_{TA} (A_S / V) * (BOD) = -(K_T / h) * (BOD) \quad (4.1.2)$$

όπου,

K_{TA} = σταθερά ρυθμού απομάκρυνσης της αντίδρασης βασιζόμενη στην επιφάνεια, LT^{-1}

A_S = εμβαδόν επιφάνειας υδροβιότοπου, L^2

V = όγκος, L^3

h = βάθος υδροβιότοπου, L

Εάν το βάθος του νερού στον υδροβιότοπο παραμένει αμετάβλητο οι δύο σταθερές ρυθμού συνδέονται άμεσα. Δυσκολίες στη χρήση οποιασδήποτε από τις παραπάνω σταθερές ρυθμού (K_T ή K_{TA}) παρουσιάζονται όταν κάποιες τιμές τους οι οποίες εφαρμόζονται για ένα συγκεκριμένο βάθος νερού χρησιμοποιούνται για άλλο βάθος. Οι σταθερές ρυθμού αντανakλούν όλους τους μετασχηματισμούς που πραγματοποιούνται στο σύστημα. Για παράδειγμα η σταθερά αριθμού απομάκρυνσης του BOD συνδέεται με τη φυτική επιφάνεια εντός της στήλης του νερού και με την παρουσία φυτικών καταλοίπων στον υδροβιότοπο.

Κάνοντας μια γενική σύγκριση των ογκομετρικών σε σχέση με τα μοντέλα επιφανειακής φόρτισης τα πλεονεκτήματα των ογκομετρικών μοντέλων είναι τα εξής:

- Ο σχεδιασμός βασίζεται στη μέση ροή διαμέσου του συστήματος, η οποία λαμβάνει υπόψη τις διακυμάνσεις που λαμβάνουν χώρα λόγω των κατακρημνίσεων και της εξατμισοδιαπνοής.
- Οι εξωτερικές οριακές συνθήκες του συστήματος (συγκεντρώσεις υποβάθρου & συντελεστές ασφαλείας) δεν περιορίζουν τα μαθηματικά αποτελέσματα των σχεδιαστικών μοντέλων.

Παρόλα τα παραπάνω πλεονεκτήματα των ογκομετρικών μοντέλων, υπάρχουν κάποιοι περιορισμοί στη χρήση τους οι οποίοι είναι:

- Η διαδικασία σχεδιασμού απαιτεί γνώση του βάθους του νερού στο σύστημα, του οποίου ο έλεγχος είναι δύσκολος κατά την κατασκευή συστημάτων μεγάλης έκτασης. Επίσης το βάθος του συστήματος είναι πιθανό να μεταβληθεί με την πάροδο του χρόνου.
- Το πορώδες της βλάστησης και των συσσωρευμένων υλικών θα πρέπει να είναι γνωστό. Οι υποτιθέμενες τιμές που χρησιμοποιούνται στο σχεδιασμό βασίζονται σε περιορισμένα δεδομένα, ενώ οι τιμή του πορώδους αναμένεται να μεταβληθεί με την πάροδο του χρόνου.
- Εμπειρικά, η απομάκρυνση του BOD₅ θεωρείται εξαρτώμενη από τη θερμοκρασία συγκριτικά με άλλες διαδικασίες επεξεργασίας υγρών αποβλήτων, όμως δεδομένα από κάποια λειτουργικά συστήματα υγροβιοτόπων δεν παρουσιάζουν καμία εξάρτηση από τη θερμοκρασία.

Τα μοντέλα *επιφανειακής φόρτισης* παρουσιάζουν τα εξής πλεονεκτήματα σε σχέση με τα ογκομετρικά μοντέλα:

- Τα μοντέλα βασίζονται στη μαζική φόρτιση της επιφάνειας του υγροβιοτόπου και γι' αυτό το λόγο, το βάθος του νερού δεν αποτελεί παράγοντα στους σχεδιαστικούς υπολογισμούς
- Τα μοντέλα αυτά, είναι μαθηματικά ευλύγιστα σε σχέση με τα ογκομετρικά μοντέλα σχεδιασμού. Καλύτερη προσαρμογή των υπαρχόντων δεδομένων λαμβάνει χώρα χρησιμοποιώντας δύο μεταβλητές (K , C^*) αντί για μία (K) που χρησιμοποιείται στα ογκομετρικά μοντέλα σχεδιασμού

Κάποιοι περιορισμοί των μοντέλων επιφανειακής φόρτισης είναι οι εξής:

- Στα μοντέλα χρησιμοποιείται μόνο ο αρχικός όγκος των υγρών αποβλήτων ο οποίος εισέρχεται στο σύστημα και γι' αυτό το λόγο δε λαμβάνονται υπόψη οι ογκομετρικές διακυμάνσεις οι οποίες λαμβάνουν χώρα λόγω των κατακρημνισμάτων και της εξατμισοδιαπνοής στο σύστημα
- Η βάση δεδομένων που χρησιμοποιείται στο σχεδιασμό των μοντέλων επιφανειακής ροής περιλαμβάνει ένα μεγάλο αριθμό τέτοιων συστημάτων χαμηλής φόρτισης, γεγονός το οποίο οδηγεί στη εκτίμηση χαμηλών σταθερών ρυθμού (K) και συνεπώς στο σχεδιασμό υπερβολικά μεγάλων συστημάτων.
- Η αρχική θεώρηση της χαμηλότερης συγκέντρωσης συστατικών που μπορεί να επιτευχθεί (C^*) και του συντελεστή ασφαλείας (z) μπορεί να έχει ως αποτέλεσμα το σχεδιασμό μεγάλου μεγέθους συστημάτων επεξεργασίας για την επίτευξη χαμηλών συγκεντρώσεων.

Στις παρακάτω παραγράφους αναπτύσσονται τα πιο πρόσφατα υπάρχοντα μοντέλα απομάκρυνσης ρυπαντών. Αυτά είναι τα μοντέλα που έχουν αναπτυχθεί από τους Reed et al. (1995), τους Crites και Tchobanoglous (1998) και (β) τα μοντέλα επιφανειακής φόρτισης (Kadlec and Knight, 1996).

4.2 ΑΝΑΠΤΥΞΗ ΣΧΕΔΙΑΣΤΙΚΟΥ ΜΟΝΤΕΛΟΥ Reed et al. (1995)

Το σχεδιαστικό μοντέλο των Reed et al., 1995, όπως και το μοντέλο των Crites και Tchobanoglous, 1998 χρησιμοποιεί σε γενικές γραμμές σταθερές ρυθμού απομάκρυνσης οι οποίες βασίζονται στον όγκο. Αναλυτικότερη περιγραφή για την μοντελοποίηση της απομάκρυνσης για τον καθένα από τους ρυπαντές πραγματοποιείται στις επόμενες παραγράφους. Οι συγκεντρώσεις υποβάθρου δίνονται για τον καθένα από τους εξεταζόμενους ρυπαντές, ενώ, ένας παράγοντας ασφαλείας (συνήθως 15-25%) εφαρμόζεται μετά τον υπολογισμό της απαιτούμενης επιφάνειας επεξεργασίας με βάση το μοντέλο.

4.2.1 Απομάκρυνση BOD₅

Όλοι οι τεχνητοί υδροβιότοποι μπορούν να θεωρηθούν ως βιολογικοί αντιδραστήρες με παρουσία βλάστησης και η απόδοσή τους όπως έχει προαναφερθεί περιγράφεται από κινητικές εμβολοειδούς ροής πρώτης τάξεως. Το σύστημα ροής στους υδροβιότοπους θεωρείται σαν ένα ενδιάμεσο σύστημα μεταξύ της ιδανικής εμβολοειδούς ροής και της πλήρους μίξης. Κάποια σχεδιαστικά μοντέλα τα οποία έχουν αναπτυχθεί από τους Wehner και Wilhelm περιγράφουν αυτή την ενδιάμεση κατάσταση και είναι εφαρμόσιμα, τόσο για συστήματα υδροβιότοπων όσο και για συστήματα λιμνών σταθεροποίησης με παρουσία βλάστησης. Ένα από αυτά τα μοντέλα παρουσιάζεται παρακάτω και αποτελείται από την παρακάτω σχέση:

$$\frac{C_e}{C_0} = \frac{4\delta e^{1/(2D)}}{(1+\delta)^2(e^{\delta/2D}) - (1-\delta)^2(e^{-\delta/2D})} \quad (4.2.1)$$

όπου,

C_0 = συγκέντρωση εισερχόμενου στο σύστημα BOD, mg/L

C_e = συγκέντρωση BOD στην εκροή, mg/L

$\delta = (1+4KtD)^{0.5}$

K = πρώτης τάξεως σταθερά ρυθμού της αντίδρασης, d⁻¹

- t = υδραυλικός χρόνος παραμονής, d
 D = αδιάστατος αριθμός διασποράς ($D=\eta/(uL)=\eta t/L^2$)
 η = συντελεστής αξονικής διασποράς, επιφάνεια ανά μονάδα χρόνου
 u = ταχύτητα ρευστού, μήκος ανά μονάδα χρόνου
 L = μήκος μονοπατιού ροής ενός τυπικού σωματιδίου

Το μοντέλο αυτό είναι σχετικά πολύπλοκο και επιπλέον απαιτεί τον ορισμό ενός αξονικού συντελεστή διασποράς. Κάποιες δυσκολίες στην αποτίμηση του εν λόγω συντελεστή έχουν περιορίσει τη χρήση του μοντέλου και γι' αυτό το λόγο τόσο οι λίμνες με παρουσία βλάστησης όσο και οι υδροβιότοποι είναι ευκολότερο να σχεδιάζονται ως αντιδραστήρες εμβολοειδούς ροής. Σύμφωνα με τους Reed et al., 1995, στο σχεδιασμό τόσο των υδροβιότοπων επιφανειακής όσο και υποεπιφανειακής ροής κυριαρχούν οι εξισώσεις κινητικής εμβολοειδούς ροής.

Η ανάπτυξη ενός μοντέλου όσον αφορά στους υδροβιότοπους με ελεύθερη επιφάνεια βασίζεται στις αρχές των εδαφικών φυσικών συστημάτων επιφανειακής ροής, για το λόγο ότι τα δεδομένα που αφορούν κάποια υπάρχοντα συστήματα FWS είναι περιορισμένα και συνεπώς ίσως όχι και τόσο αξιόπιστα. Η βασική μορφή του μοντέλου για τους υδροβιότοπους με ελεύθερη επιφάνεια είναι η εξής:

$$\frac{C_e}{C_0} = A \exp \left[- \frac{0,7(K_T)(A_u)^{1,75}(L)(W)(h)(n)}{Q} \right] \quad (4.2.2)$$

όπου,

- C_e = εκρέον BOD, mg/L
 C_0 = εισρέον BOD, mg/L
 A = κλάσμα BOD το οποίο δεν απομακρύνεται (π.χ. καθιζάμενα στερεά) - μεταβλητή η οποία 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, m²/m³
 L = μήκος του συστήματος (παράλληλα του μονοπατιού ροής), m
 W = πλάτος του συστήματος, m
 h = μέσο βάθος νερού στο σύστημα, m
 n = πορώδες στο σύστημα
 Q = μέση ροή στο σύστημα, m³

Αν και η παραπάνω εξίσωση είναι θεωρητικά σωστή, κάποια προβλήματα προκύπτουν από τη χρήση της, καθώς είναι δύσκολο τόσο να μετρηθούν όσο και να υπολογιστούν οι παράγοντες A και A_u . Όσον αφορά στα εδαφικά συστήματα επιφανειακής ροής τα οποία χρησιμοποιούνται για την επεξεργασία αποβλήτων μετά από πρωτοβάθμια επεξεργασία η τιμή του παράγοντα A

αποφασίστηκε να είναι 0,52 (48% του εφαρμοζόμενου BOD είχε παραμείνει κοντά στη ζώνη εισροής υπό τη μορφή σωματιδιακού υλικού). Αν το σύστημα δέχεται υγρά απόβλητα τα οποία εισέρχονται από δευτεροβάθμια επεξεργασία η τιμή του A κυμαίνεται από 0,7 και 0,85 ενώ για απόβλητά μετά από τριτοβάθμια επεξεργασία η τιμή του ανέρχεται γύρω στο 0,9.

Η τιμή του παράγοντα A_u αποτελεί μια μέτρηση της διαθέσιμης επιφάνειας για την μικροβιακή δραστηριότητα. Στους υδροβιότοπους επιφανειακής ροής ο A_u είναι συνάρτηση της επιφάνειας των αναπτυσσόμενων στο νερό τμημάτων της βλάστησης και του στρώματος φυτικών υπολειμμάτων που δημιουργείται στην επιφάνεια του νερού. Οι επιφάνειες αυτές βρίσκονται συνεχώς σε επαφή με το προς επεξεργασία υγρό απόβλητο. Όπως είναι προφανές η μέτρηση του παράγοντα A_u σε υδροβιότοπους επιφανειακής ροής είναι πρακτικά αδύνατη, χρησιμοποιείται όμως μια προσεγγιστική τιμή $\sim 15,7 \text{ m}^2/\text{m}^3$ (Reed et. al., 1995).

Γνωρίζοντας ότι η επιφάνεια A_s του υδροβιότοπου ισούται με το γινόμενο του μήκους επί το πλάτος του και αντικαθιστώντας στη σχέση 4.2.2 προκύπτει η παρακάτω σχέση η οποία υπολογίζει την επιφάνεια που απαιτείται για την επίτευξη του επιθυμητού επιπέδου επεξεργασίας.

$$A_s = \frac{Q (\ln C_0 - \ln C_e + \ln A)}{K_T(h)(n)} \quad (4.2.3)$$

όπου,

A_s = επιφάνεια υδροβιότοπου επιφανειακής ροής, m^2

K_T = σταθερά ταχύτητας = $K_{20}(1,06)^{(T-20)}$, d^{-1}

K_{20} = $0,2779 \text{ d}^{-1}$

n = 0,65-0,75 για υδροβιότοπους FWS

A = 0,52, για υγρό απόβλητο Α'βάθμιας επεξεργασίας

0,7-0,85, για υγρό απόβλητο Β'βάθμιας επεξεργασίας

0,9, για υγρό απόβλητο Γ'βάθμιας επεξεργασίας

Προς αποφυγή κάποιων δυσκολιών που σχετίζονται με τον υπολογισμό τόσο του παράγοντα A όσο και του παράγοντα A_u , μια δεύτερη προσέγγιση μπορεί να χρησιμοποιηθεί και αυτή είναι η ακόλουθη:

$$\frac{C_e}{C_0} = e^{-K_T t} \quad (4.2.4)$$

$$A_s = \frac{Q (\ln C_0 - \ln C_e)}{K_T(h)(n)} \quad (4.2.5)$$

όπου,

A_s = εμβαδόν επιφάνειας υδροβιότοπου, m^2

K_T = σταθερά ταχύτητας = $K_{20}(1,06)^{(T-20)}$, d^{-1}

K_{20} = 0,678 d^{-1}

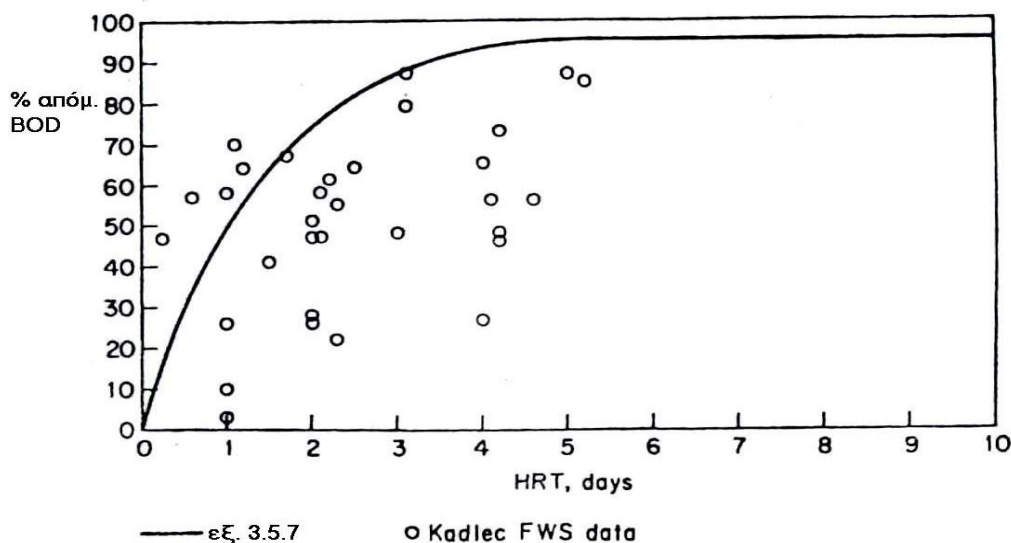
n = πορώδες του υδροβιότοπου = 0,65 - 0,75

h = σχεδιαστικό βάθος νερού στο σύστημα, m

Το βάθος του νερού σε ένα υδροβιότοπο μπορεί να κυμαίνεται από μερικά cm μέχρι 1m για κάποιες συγκεκριμένες χρονικές περιόδους. Κάποια τυπικά σχεδιαστικά βάθη κυμαίνονται μεταξύ 0,1-0,46m και αυτά εξαρτώνται τόσο από την εποχή, όσο και από την ποιότητα του νερού που επιθυμούμε να έχουμε στην εκροή (Reed et al., 1995). Η WEF, 2001 προτείνει σχεδιαστικά βάθη 0,15-0,6 m. Σε ψυχρά κλίματα και ειδικότερα το χειμώνα όπου υπάρχει η πιθανότητα σχηματισμού στρώματος πάγου, το βάθος του νερού θα πρέπει να αυξάνεται με κάποιο τρόπο για να εξισορροπείται το σύστημα. Κατά τη διάρκεια του καλοκαιριού το σύστημα θα μπορούσε να λειτουργεί με ένα ελάχιστο βάθος νερού έτσι ώστε να βελτιωθεί το δυναμικό μεταφοράς οξυγόνου και να αναπτυχθεί μια υγιής, ακμαία βλάστηση.

Η εξίσωση 4.2.5 χρησιμοποιείται για ένα πιο συντηρητικό σχεδιασμό σε σχέση με την εξίσωση 4.2.3. Στο διάγραμμα 4.2.1 συγκρίνεται η αναμενόμενη απόδοση ενός συστήματος με βάση την εξίσωση 4.2.5 με την πραγματική απόδοση κάποιων αντιπροσωπευτικών συστημάτων FWS.

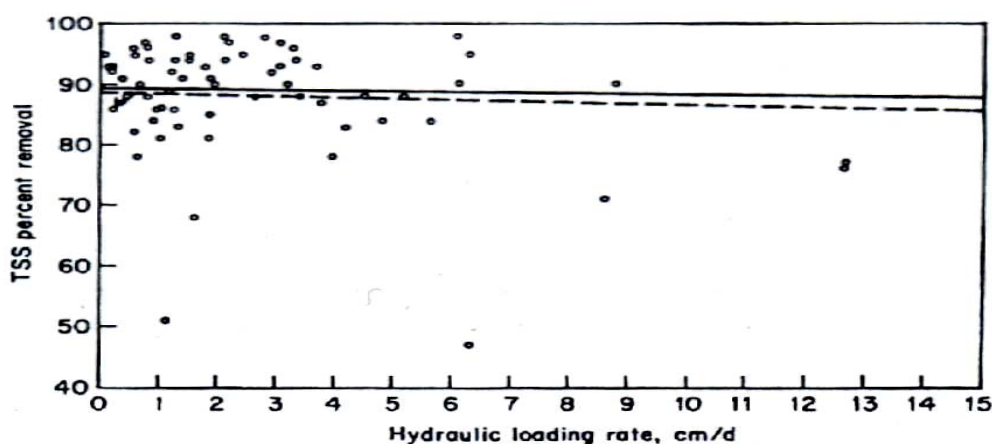
Στη χρήση της εξίσωσης 4.2.5 υπάρχουν κάποιοι περιορισμοί καθώς το τελικό BOD το οποίο εξέρχεται του συστήματος επηρεάζεται από την παραγωγή κάποιας ποσότητας BOD τόσο από την αποσύνθεση κάποιων φυτικών καταλοίπων, όσο και από την αποσύνθεση κάποιων οργανικών. Αυτή η παραμένουσα ποσότητα BOD κυμαίνεται τυπικά μεταξύ των τιμών 2 και 7 mg/L, (Reed et al, 1995). Η WEF, 2001 προτείνει ως συγκέντρωση υποβάθρου την τιμή 6 mg/L. Συνεπώς η ποσότητα BOD στην εκροή του συστήματος οφείλεται στην παρουσία αυτών των εναπομεινάντων οργανικών και δεν έχει να κάνει σε μεγάλο βαθμό με τα υγρά απόβλητα στο σύστημα. Γι' αυτό το λόγο η εξίσωση αυτή δε μπορεί να χρησιμοποιηθεί σε σχεδιασμούς όπου το αναμενόμενο BOD στην εκροή είναι μικρότερο από 5 mg/L. Αυτό φαίνεται και από το διάγραμμα 4.2.1 όπου η καμπύλη που προκύπτει σταθεροποιείται γραμμικά για απομάκρυνση 95 %.



Διάγραμμα 4.2. 1: Σύγκριση αναμενόμενης απόδοσης ενός συστήματος FWS (εξίσωση 4.2.5) με την πραγματική απόδοση συστημάτων FWS (Reed et al, 1995).

4.2.2 Απομάκρυνση TSS

Η απομάκρυνση των ολικών αιωρούμενων στερεών λαμβάνει χώρα γρήγορα σε σύγκριση τόσο με την απομάκρυνση του BOD, όσο και με την απομάκρυνση του αζώτου και γι' αυτό το λόγο δεν αποτελεί τον περιοριστικό παράγοντα στη διαστασιολόγηση του συστήματος. Κάποια δεδομένα όσον αφορά στην απομάκρυνση των TSS συναρτήσει του υδραυλικού ρυθμού φόρτισης για ένα αριθμό συστημάτων SF και FWS παρουσιάζονται στο διάγραμμα 4.2.2.



Διάγραμμα 4.2. 2: Ποσοστό απομάκρυνσης TSS συναρτήσει του υδραυλικού ρυθμού φόρτισης (HLR) για ένα αριθμό συστημάτων FWS και SF

Η εξίσωση παλινδρόμησης για τα συστήματα FWS είναι η:

$$C_e = C_0[0,1139 + 0,00213(HLR)] \quad (4.2.6)$$

όπου,

C_e = TSS στην εκροή, mg/L

C_0 = TSS στην εισροή, mg/L

HLR = υδραυλικός ρυθμός φόρτισης, cm/day

Το πιο πάνω μοντέλο έχει σχεδιαστεί ώστε να δίνει σωστά αποτελέσματα για υδραυλικές φορτίσεις στο πεδίο τιμών 0,4-75 cm/day. Πολύ υψηλές ή μη ρεαλιστικά χαμηλές τιμές υδραυλικού ρυθμού φόρτισης είναι πιθανό να δώσουν λανθασμένα αποτελέσματα. Επιπρόσθετα, η απομάκρυνση των ολικών αιωρούμενων στερεών σε συστήματα υδροβιότοπων περιορίζεται και από το γεγονός, όπως και στην περίπτωση της απομάκρυνσης του BOD, ότι το σύστημα από μόνο του παράγει κάποια ποσότητα υπολειμμάτων από οργανικά υλικά (συγκέντρωση υποβάθρου). Αυτά τα υπολείμματα εμφανίζονται στην εκροή του συστήματος σαν TSS και, γι' αυτό το λόγο η εξίσωση 4.2.6, δε θα πρέπει να χρησιμοποιείται για πρόβλεψη εκροής με $TSS < 5$ mg/L, (Reed et al., 1995). Η WEF, 2001 προτείνει ως συγκέντρωση υποβάθρου για τα TSS την τιμή 6 mg/L.

Η εξίσωση 4.2.6 δε μπορεί σε καμία περίπτωση να χρησιμοποιηθεί για τον προσδιορισμό του απαιτούμενου μεγέθους του υδροβιότοπου. Το μέγεθος του υδροβιότοπου μπορεί να υπολογιστεί χρησιμοποιώντας είτε το σχεδιαστικό μοντέλο BOD, είτε το σχεδιαστικό μοντέλο αζώτου. Στη συνέχεια υπολογίζεται ο υδραυλικός ρυθμός φόρτισης και το μοντέλο 4.2.6 επιλύεται για τον υπολογισμό της απόδοσης του συστήματος όσον αφορά τα TSS.

4.2.3 Απομάκρυνση αζώτου

Η απομάκρυνση του αζώτου συνήθως αποτελεί τον περιοριστικό σχεδιαστικό παράγοντα στις περιπτώσεις όπου επικρατούν αυστηρά όρια στην εκροή είτε όσον αφορά στην αμμωνία, είτε όσον αφορά στο ολικό άζωτο. Σε ψυχρά κλίματα όμως, τέτοιες απαιτήσεις μπορούν να περιορίσουν την απόδοση της λειτουργίας του συστήματος με αποτέλεσμα κάποια ποσότητα υγρών αποβλήτων να πρέπει να αποθηκεύεται προσωρινά και να επεξεργάζεται το καλοκαίρι.

Νιτροποίηση

Σύμφωνα με το προτεινόμενο σχεδιαστικό μοντέλο γίνεται ότι η υπόθεση ότι η απομάκρυνση της αμμωνίας οφείλεται αποκλειστικά στη νιτροποίηση, ενώ η λήψη της αμμωνίας από τα φυτά θεωρείται αμελητέα καθώς δεν είναι πρακτικό η συγκομιδή της βλάστησης να πραγματοποιείται συχνά.

Το μοντέλο επίσης θεωρεί ότι στο σύστημα υπάρχει επαρκής ποσότητα αλκαλικότητας και ότι οι συγκεντρώσεις του οξυγόνου στην υδάτινη μάζα είναι συγκρίσιμες με αυτές που συνήθως παρουσιάζονται σε ένα σύστημα FWS. Σε περίπτωση που στο σύστημα εφαρμόζεται αερισμός ώστε η απόδοση της νιτροποίησης να επαυξηθεί το βασικό σχεδιαστικό μοντέλο δεν εφαρμόζεται.

Η διαδικασία της νιτροποίησης εξαρτάται από τη θερμοκρασία. Σε θερμοκρασίες από 10°C και άνω, η νιτροποίηση εξαρτάται λιγότερο από τη θερμοκρασία σε σχέση με την απομάκρυνση του BOD ενώ για θερμοκρασίες χαμηλότερες των 10°C η νιτροποίηση επηρεάζεται σε μεγάλο βαθμό από τη θερμοκρασία. Στους 0°C η νιτροποίηση δεν πραγματοποιείται. Συγκεκριμένα οι σχέσεις που ισχύουν είναι οι παρακάτω:

$$\frac{C_e}{C_0} = \exp(-K_T t) \quad (4.2.7, 8)$$

$$A_s = \frac{Q \ln(C_0 / C_e)}{K_T h n}$$

όπου,

A_s = Εμβαδόν επιφάνειας υγροβιότοπου, m²

C_e = Συγκέντρωση αμμωνίας στην εκροή, mg/L

C_0 = Συγκέντρωση TKN στην εισροή, mg/L

K_T = Σταθερά ταχύτητας εξαρτώμενη από τη θερμοκρασία, d⁻¹

$$K_T = \begin{cases} 0 \text{ d}^{-1} (0^\circ \text{C}) \\ 0,1367 (1,15)^{T-10}, \text{ d}^{-1} (1-10^\circ \text{C}) \\ 0,2187 (1,048)^{T-20}, \text{ d}^{-1} (10^\circ \text{C}+) \end{cases}$$

n = πορώδες υγροβιότοπου, 0,65 – 0,75

t = υδραυλικός χρόνος παραμονής, d

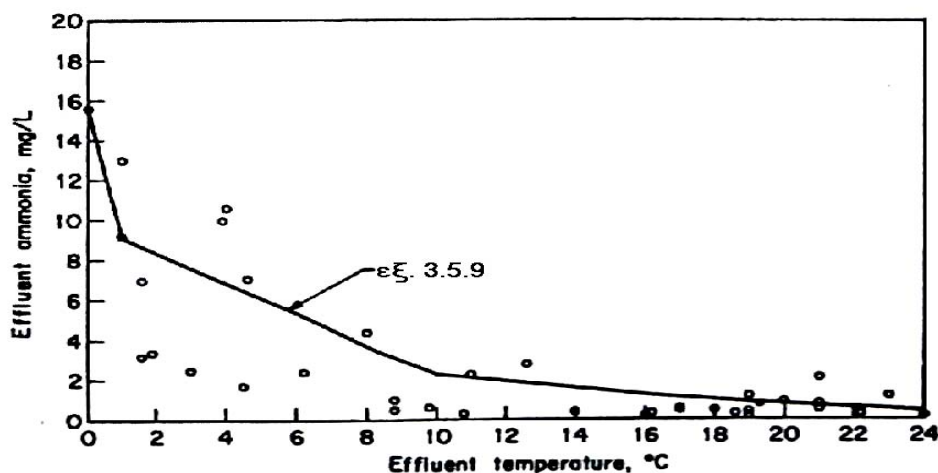
h = βάθος νερού στον υγροβιότοπο, m

Q = μέση ροή στον υγροβιότοπο, m³/d

$$Q = \frac{Q_o + Q_e}{2}$$

Η σταθερά ταχύτητας (K_T) για θερμοκρασίες από 0-1°C καθορίζεται με γραμμική παρεμβολή γνωρίζοντας ότι η τιμή της για 1°C είναι 0,0389. Στο διάγραμμα 4.2.3 γίνεται μια σύγκριση της

αναμενόμενης συγκέντρωσης της αμμωνίας στην εκροή χρησιμοποιώντας την εξίσωση 4.2.7 με τις πραγματικές συγκεντρώσεις σε ένα σύστημα FWS της Αμερικής με υδραυλικό χρόνο παραμονής (HRT = 14 d).



Διάγραμμα 4.2. 3: Συγκέντρωση εκροής της αμμωνίας συναρτήσει της θερμοκρασίας εκροής για συγκεκριμένα δεδομένα και με βάση την εξίσωση 4.2.7.

Στη διαδικασία σχεδιασμού ενός υγροβιότοπου επιφανειακής ροής η εξίσωση 4.2.5 χρησιμοποιείται για να προσδιοριστεί η επιφάνεια που απαιτείται για ικανοποιητική απομάκρυνση BOD ενώ στη συνέχεια προσδιορίζεται η επιφάνεια που απαιτείται με βάση την εξίσωση 4.2.8. Η επιφάνεια που χρησιμοποιείται στο σχεδιασμό είναι η μεγαλύτερη των δύο παραπάνω και όχι το άθροισμά τους. Στις περισσότερες των περιπτώσεων όπου ισχύουν αυστηρά περιοριστικά όρια όσον αφορά στην τελική συγκέντρωση της αμμωνίας από την εξίσωση 4.2.8 προκύπτει μεγαλύτερη επιφάνεια σχεδιασμού σε σχέση με την εξίσωση 4.2.5. Σε αυτή την περίπτωση η αναμενόμενη απομάκρυνση του BOD θα πρέπει να επαναπροσδιοριστεί με βάση αυτή την επιφάνεια.

Η εξίσωση 4.2.7 τυπικά απαιτεί υδραυλικό χρόνο παραμονής μεταξύ 7-12 ημερών ούτως ώστε να ισχύουν τα αυστηρά περιοριστικά όρια για την αμμωνία κατά την θερινή περίοδο ενώ, για τις χαμηλές θερμοκρασίες του χειμώνα απαιτούνται ακόμη μεγαλύτερες χρονικές περίοδοι. Σε περιπτώσεις όπου απαιτούνται μεγάλες επιφάνειες σε συστήματα FWS για ικανοποιητική απομάκρυνση της αμμωνίας μπορεί εναλλακτικά να χρησιμοποιηθεί ένα στρώμα φίλτρου ειδικά για νιτροποίηση (nitrification filter bed) το οποίο είναι και οικονομικά αποδοτικότερο. Όταν αυτό συμβαίνει, ο υγροβιότοπος FWS σχεδιάζεται μόνο όσον αφορά στην απομάκρυνση του BOD. Ως

συγκέντρωση υποβάθρου της αμμωνίας για να ισχύει το παραπάνω μοντέλο προτείνεται η τιμή 0,2 mg/L (WEF, 2001).

Απονιτροποίηση

Η μεγαλύτερη ποσότητα των νιτρικών που παράγονται σε ένα σύστημα υδροβιότοπου FWS απονιτροποιείται και απομακρύνεται εντός της έκτασης που διατίθεται για νιτροποίηση, χωρίς να απαιτούνται επιπρόσθετες πηγές άνθρακα. Ένας υδροβιότοπος τύπου FWS είναι συνήθως αποτελεσματικότερος από ένα υδροβιότοπο τύπου SF όσον αφορά στην απομάκρυνση των νιτρικών λόγω της μεγαλύτερης διαθεσιμότητας άνθρακα στα κατάλοιπα αποσάρθρωσης της βλάστησης. Οι σχέσεις που διέπουν την απομάκρυνση των νιτρικών δια μέσου της διαδικασίας της απονιτροποίησης είναι οι 4.2.9 και 4.2.10.

$$\frac{C_e}{C_0} = \exp(-K_T t) \quad (4.2.9, 10)$$

$$A_s = \frac{Q \ln(C_0 / C_e)}{K_T h n}$$

όπου,

- A_s = εμβαδόν επιφάνειας υδροβιότοπου, m²
- C_e = συγκέντρωση νιτρικών στην εκροή, mg/L
- C_0 = συγκέντρωση νιτρικών στην εισροή, mg/L
- K_T = σταθερά ταχύτητας εξαρτώμενη από τη θερμοκρασία, d⁻¹
- $K_T = \begin{cases} 0 \text{ d}^{-1} (0^\circ \text{C}) \\ 1,000 (1,15)^{T-20}, \text{ d}^{-1} (1^\circ \text{C}+) \end{cases}$
- n = πορώδες υδροβιότοπου, 0,65 – 0,75
- t = υδραυλικός χρόνος παραμονής, d
- h = βάθος νερού στον υδροβιότοπο, m
- Q = μέση ροή στον υδροβιότοπο, m³/day

Η αρχική συγκέντρωση των νιτρικών υπολογίζεται ως η διαφορά των συγκεντρώσεων εισροής και εκροής που έχουν προσδιοριστεί από την εξίσωση 4.2.7. Η σταθερά ταχύτητας της απονιτροποίησης από 0-1°C υπολογίζεται με γραμμική παρεμβολή ($K_T=0,023$ σε 1°C). Σε αυτές τις θερμοκρασίες η απονιτροποίηση που λαμβάνει χώρα δεν είναι ιδιαίτερα σημαντική.

Το περιβάλλον ενός υδροβιότοπου FWS, όπως έχει προαναφερθεί, είναι κυρίως ανοξικό, κοντά στην ελεύθερη επιφάνεια όμως επικρατούν αερόβιες συνθήκες. Συνεπώς, μέσα στον ίδιο όγκο "αντιδραστήρα" είναι εφικτό να πραγματοποιηθούν ταυτοχρόνως, τόσο οι διεργασίες

νιτροποίησης όσο και απονιτροποίησης. Η απαιτούμενη επιφάνεια που απαιτείται για απονιτροποίηση θα πρέπει να είναι μικρότερη ή ίση της επιφάνειας που απαιτείται για νιτροποίηση. Ως συγκέντρωση υποβάθρου θεωρείται η τιμή 0,2 mg/L (WEF, 2001).

Σχεδιασμός με βάση την συνολική απομάκρυνση του αζώτου

Ο σχεδιασμός βασίζεται στην απομάκρυνση του ολικού αζώτου ακολουθεί τα παρακάτω τρία στάδια:

1. Θεωρείται μια δεδομένη συγκέντρωση αμμωνίας C_e για την εξίσωση 4.2.8 λίγο μικρότερη από τις απαιτήσεις της εκροής σε ολικό άζωτο και υπολογίζεται η απαιτούμενη έκταση και ο υδραυλικός χρόνος παραμονής.
2. Θεωρείται συγκέντρωση νιτρικών C_0-C_e (ως C_e η τιμή της αμμωνίας που χρησιμοποιήθηκε παραπάνω) και αυτή η τιμή θεωρείται ως εισροή C_0 στην εξίσωση 4.2.9 από όπου υπολογίζεται η συγκέντρωση των νιτρικών στην εκροή.
3. Η ολική συγκέντρωση αζώτου στην εκροή είναι το άθροισμα της αμμωνίας που θεωρήσαμε ως C_e παραπάνω και της συγκέντρωσης των νιτρικών που δεν απονιτροποιήθηκαν από την εξίσωση 4.2.9.

Η διαδικασία επαναλαμβάνεται μέχρις ότου να ισχύουν οι τελικές απαιτήσεις εκροής για το ολικό άζωτο. Η WEF (2001) προτείνει την τιμή 0,4 mg/L ως συγκέντρωση υποβάθρου.

4.2.4 Απομάκρυνση κοπρανωδών κολοβακτηριδίων (FC)

Η απομάκρυνση των κοπρανωδών κολοβακτηριδίων στα συστήματα υδροβιοτόπων όπως και στα συστήματα λιμνών εξαρτάται από το χρόνο παραμονής και τη θερμοκρασία. Η εξίσωση 4.2.11 μπορεί να χρησιμοποιηθεί για τον υπολογισμό της απομάκρυνσης των παθογόνων (κοπρανωδών κολοβακτηριδίων), εκτιμάται όμως ότι δίνει μια συντηρητική εκτίμηση για τα συστήματα FWS (Reed et al., 1995). Ο χρόνος παραμονής που χρησιμοποιείται στην εξίσωση για συστήματα λιμνών είναι ο πραγματικός χρόνος παραμονής όπως αυτός εξάγεται από διάφορες μετρήσεις και έρευνες.

$$\frac{C_e}{C_o} = \frac{1}{[1 + t(K_T)]^n} \quad (4.2.11)$$

όπου,

C_o = συγκέντρωση κοπρανωδών κολοβακτηριδίων στην εισροή, #/100mL

C_e = συγκέντρωση κοπρανωδών κολοβακτηριδίων εκροής, #/100mL

t = υδραυλικός χρόνος παραμονής σε κάθε κλίνη, d

n = αριθμός κλινών σε σειρά

K_T = εξαρτημένη από τη θερμοκρασία σταθερά ρυθμού, $d^{-1} = (2,6) \cdot (1,19)^{(T-20)}$

T = μέση θερμοκρασία νερού στο σύστημα, °C

Η WEF, 2001 προτείνει ως συγκέντρωση υποβάθρου την τιμή 2000 cfu/100mL.

4.2.5 Απομάκρυνση φωσφόρου

Η απομάκρυνση του φωσφόρου δεν είναι σε μεγάλο βαθμό αποτελεσματική τόσο στους υγροβιότοπους επιφανειακής ροής όσο και στους υγροβιότοπους υποεπιφανειακής ροής.

Εάν στην εκροή του συστήματος απαιτούνται χαμηλές συγκεντρώσεις φωσφόρου, η απομάκρυνσή του θα μπορούσε να πραγματοποιηθεί σε ένα ξεχωριστό στάδιο επεξεργασίας (πριν ή μετά το σύστημα υγροβιότοπου). Με αυτό τον τρόπο αποφεύγεται η χρήση μεγάλων εκτάσεων γης για την αποτελεσματική απομάκρυνση του φωσφόρου και ο υγροβιότοπος διαστασιολογείται με βάση την απομάκρυνση του αζώτου.

Η απόθεση του ιζήματος αποτελεί το κύριο μονοπάτι απομάκρυνσης του φωσφόρου, συνεπώς ο ρυθμός απομάκρυνσής του αποτελεί συνάρτηση της ολικής επιφάνειας του υγροβιότοπου και της συγκέντρωσης του φωσφόρου στα υγρά προς επεξεργασία απόβλητα.

Η σχέση από την οποία υπολογίζεται η απομάκρυνση του φωσφόρου σε συστήματα τεχνητών υγροβιότοπων είναι η 4.2.12 στην οποία χρησιμοποιείται μια σταθερά ταχύτητας πρώτης τάξεως ίση με 2,73 cm/day.

$$\frac{C_e}{C_o} = \exp\left(\frac{-K_P}{HLR}\right) \quad (4.2.12)$$

όπου,

C_e = συγκέντρωση φωσφόρου στην εκροή, mg/L

C_o = συγκέντρωση φωσφόρου στην εισροή, mg/L

K_P = 2,73 cm/d

HLR = μέσος ετήσιος υδραυλικός ρυθμός φόρτισης, cm/d

$$A_s = \frac{(\beta)(Q)\ln(C_o / C_e)}{K_p} \quad (4.2.13)$$

όπου,

A_s = εμβαδόν επιφάνειας του υδροβιότοπου, m^2

β = συντελεστής μετατροπής = 100 cm/m

Q = μέση ροή διαμέσου του υδροβιότοπου, m^3/d

Η WEF, 2001 προτείνει ως συγκέντρωση υποβάθρου για τον ολικό φώσφορο την τιμή 0,05 mg/L.

4.3 ΑΝΑΠΤΥΞΗ ΣΧΕΔΙΑΣΤΙΚΟΥ ΜΟΝΤΕΛΟΥ Crites & Tchobanoglous (1998)

Το μοντέλο των Crites και Tchobanoglous ακολουθεί όπως και το μοντέλο του Reed et. al. κινητικές εξισώσεις εμβολοειδούς ροής πρώτης τάξεως.

Σύμφωνα με τους Crites και Tchobanoglous και με βάση διάφορες βιβλιογραφικές πηγές, οι σταθερές ταχύτητας που χρησιμοποιούνται στο σχεδιασμό των υδροβιότοπων, όσον αφορά στην απομάκρυνση των TSS και του BOD, αναφέρονται ως εμπειρικές και φαινομενικά γενικές ενώ, στις περισσότερες των περιπτώσεων δεν έχουν κάποια φυσική έννοια. Εναλλακτικά, οι Crites και Tchobanoglous έχουν αναπτύξει ένα πρώτης τάξεως μοντέλο στο οποίο χρησιμοποιείται μια σταθερά επιβραδυνόμενου ρυθμού, όσον αφορά στην απομάκρυνση των TSS και του BOD.

Οι συγκεντρώσεις υποβάθρου δίνονται για τον καθένα από τους εξεταζόμενους ρυπαντές, ενώ, ένας παράγοντας ασφαλείας (συνήθως 15-25%) εφαρμόζεται μετά τον υπολογισμό της απαιτούμενης επιφάνειας επεξεργασίας με βάση το μοντέλο.

4.3.1 Απομάκρυνση BOD₅

Οι Crites και Tchobanoglous στην ανάπτυξη του σχεδιαστικού μοντέλου τους για την απομάκρυνση του BOD προτείνουν δύο σχέσεις για τον υπολογισμό του απαιτούμενου χρόνου παραμονής στο σύστημα. Έτσι, λαμβάνοντας υπόψη την αξονική διασπορά και την επίδραση της θερμοκρασίας έχουμε τη σχέση:

$$t = \frac{V}{Q} = \left[\frac{1}{(C_N / C_o)} - 1 \right] \times \frac{N}{K_o} \quad (4.3.1)$$

όπου,

- t = χρόνος παραμονής που απαιτείται για την απομάκρυνση του BOD, d
- V = ολικός όγκος υδροβιότοπου, m³
- C_n = συγκέντρωση εκροής BOD από το N_{ιοστό} αντιδραστήρα σε σειρά, mg/L
- N = αριθμός αντιδραστήρων πλήρους μίξης σε σειρά
- K_o = σταθερά ρυθμού απομάκρυνσης διορθωμένη για θερμοκρασία, d⁻¹

Τυπικά, 4 αντιδραστήρες σε σειρά χρησιμοποιούνται για να ερμηνεύσουν το φαινόμενο της αξονικής διασποράς σε αντιδραστήρες εμβολοειδούς ροής. Συνήθως, τα δεδομένα που είναι διαθέσιμα για την εκτίμηση της K_o δεν είναι επαρκή και γι' αυτό το λόγο προτείνεται η χρήση της φαινομενικής σταθεράς ρυθμού K στην 4.3.2 για την εκτίμηση του χρόνου παραμονής. Η τιμή της σταθεράς αυτής (K) προκύπτει από ένα αριθμό παρατηρήσεων πεδίου ενώ η σταθερά K_o βασίζεται συνήθως σε πιλοτικής βάσεως πειράματα στα οποία η αξονική διασπορά δε λαμβάνει χώρα. Για όλους τους παραπάνω λόγους η εξίσωση 4.3.2 προτείνεται για σχεδιασμό.

$$t = - \frac{\ln C_e / C_0}{K} \quad (4.3.2)$$

Η εξίσωση 4.3.2 είναι της ίδιας μορφής με την 4.2.4 του μοντέλου Reed et al., 1995. Συνεπώς, το μοντέλο των Crites και Tchobanoglous, 1998 για την απομάκρυνση του BOD είναι σύμφωνο με το μοντέλο των Reed et al., 1995 και αντιπροσωπεύεται από τις εξισώσεις 4.2.4 και 4.2.5.

Σύμφωνα με τους Crites και Tchobanoglous, 2000, οι τιμές συγκέντρωσης της οργανικής ύλης (εκφραζόμενης ως BOD) στην εκροή κυμαίνονται μεταξύ των τιμών 2-10 mg/L με τυπικές τιμές 3-5 mg/L.

4.3.2 Απομάκρυνση TSS

Οι Crites και Tchobanoglous χρησιμοποιούν την ίδια σχέση με το μοντέλο των Reed et al., 1995 όσον αφορά στην απομάκρυνση των ολικών αιωρούμενων στερεών. Συνεπώς, η απομάκρυνση των TSS στο μοντέλο των Crites και Tchobanoglous αντιπροσωπεύεται από την εξίσωση 4.2.6. Η εξίσωση 4.2.6 δε μπορεί σε καμία περίπτωση να χρησιμοποιηθεί για τον προσδιορισμό του απαιτούμενου μεγέθους του υδροβιότοπου.

4.3.3 Μοντέλο επιβραδυνόμενου ρυθμού απομάκρυνσης για το BOD και τα TSS

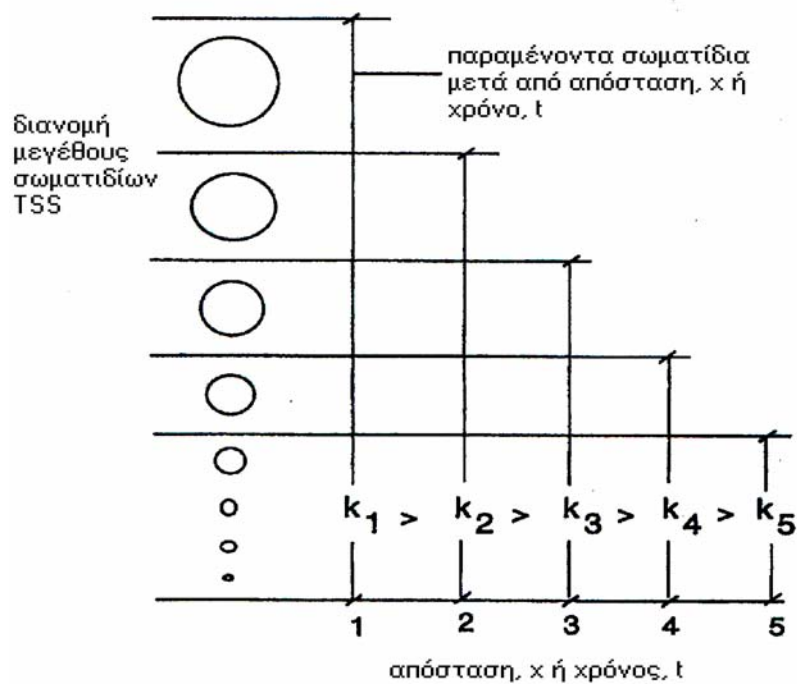
Οι Crites και Tchobanoglous λαμβάνοντας υπόψη ότι ο βαθμός/ επίπεδο της επεξεργασίας μειώνεται με την πάροδο του χρόνου, έχουν εισηγηθεί τη χρήση ενός μοντέλου επιβραδυνόμενου ρυθμού για την απομάκρυνση του BOD₅ και των TSS. Μη επαρκή δεδομένα όμως δεν επιτρέπουν την εφαρμογή αυτού του μοντέλου.

Σύμφωνα με τους Crites και Tchobanoglous οι διάφορες μορφές BOD (διαλυτό, κολλοειδές, σωματιδιακό), μετατρέπονται ταυτοχρόνως, συνεπώς στη μοντελοποίηση της απομάκρυνσης του BOD δε μπορεί να χρησιμοποιηθεί ένας σταθερός συντελεστής ρυθμού απομάκρυνσης. Επιπλέον, η απομάκρυνση του BOD πραγματοποιείται με βάση διάφορους βιολογικούς μηχανισμούς (αερόβιους / ανοξικούς / αναερόβιους).

Ο ρυθμός απομάκρυνσης για τα αιωρούμενα στερεά μεταβάλλεται συνεχώς κατά τη διάρκεια ροής των υγρών αποβλήτων διαμέσου του υδροβιότοπου. Γι' αυτό το λόγο δεν μπορεί να χρησιμοποιηθεί ένας σταθερός ρυθμός απομάκρυνσης όσον αφορά στη μοντελοποίηση της απομάκρυνσης των στερεών. Μια έκφραση επιβραδυνόμενου ρυθμού απομάκρυνσης θα πρέπει να χρησιμοποιείται, λαμβάνοντας υπόψη το γεγονός ότι ο βαθμός επεξεργασίας μειώνεται μετά την απομάκρυνση των σωματιδίων μεγαλύτερου μεγέθους (Phelps, 1944, Fair και Geyer, 1954, Crites και Tchobanoglous, 1998).

Όπως παρουσιάζεται στο διάγραμμα 4.3.1 η αρχική σταθερά ρυθμού απομάκρυνσης για το αρχικό (μεγαλύτερο) σωματιδιακό μέγεθος είναι η K_1 . Θεωρείται ότι μετά την απομάκρυνση (μερική ή ολική) των μεγαλύτερου μεγέθους σωματιδίων όταν τα εφαρμοζόμενα υγρά απόβλητα θα έχουν διανύσει κάποια απόσταση, ότι η νέα παρατηρούμενη σταθερά ρυθμού απομάκρυνσης για το παραμένον σωματιδιακό μέγεθος θα είναι η K_2 . Με βάση κάποιες παρατηρήσεις έχει αποδειχθεί ότι η K_1 είναι μεγαλύτερη από την K_2 , η K_2 μεγαλύτερη από την K_3 κ.ο.κ..

Στην μοντελοποίηση της απομάκρυνσης του BOD, όπως και στην απομάκρυνση των ολικών αιωρούμενων στερεών μπορούν να θεωρηθούν αντιδράσεις πρώτης τάξεως χρησιμοποιώντας μια σταθερά επιβραδυνόμενου ρυθμού απομάκρυνσης. Σε αυτή την περίπτωση οι σταθερές ρυθμού απομάκρυνσης που χρησιμοποιούνται στο σχεδιασμό θεωρούνται ως *συντελεστές φαινομενικού ρυθμού ολικής απομάκρυνσης* και δεν έχουν απαραίτητα κάποια φυσική έννοια.



Διάγραμμα 4.3. 1: Μεταβολή στην σταθερά ρυθμού απομάκρυνσης σε σχέση με την απόσταση ή το χρόνο (Tchobanoglous, 1969)

Η τυπική μορφή μιας φαινομενικής σταθεράς (συντελεστή) ρυθμού απομάκρυνσης πρώτης τάξεως είναι η εξής:

$$K_{apparent} = \frac{K_{0(apparent)}}{(1 + R_x x)^n} = \frac{K_{0(apparent)}}{(1 + R_t t)^n} \quad (4.3.3)$$

όπου,

- K_{app} = φαινομενική σταθερά ρυθμού αντίδρασης σε χρόνο t , $1/d$
- K_{0app} = αρχική σταθερά ρυθμού αντίδρασης σε χρόνο $t = 0$, $1/d$
- R_x = συντελεστής επιβράδυνσης σε σχέση με την απόσταση, $1/m$
- x = απόσταση, m
- n = εκθέτης σχετιζόμενος με τα απομακρυνόμενα συστατικά, αδιάστατος
- R_t = συντελεστής επιβράδυνσης σε σχέση με το χρόνο, $1/d$
- t = χρόνος, d

Σε ένα αντιδραστήρα εμβολοειδούς ροής στον οποίο λαμβάνει χώρα μια αντίδραση απομάκρυνσης πρώτης τάξεως ισχύει:

$$\begin{aligned} r &= -KC \Rightarrow \\ \frac{dC}{dt} &= -KC \Rightarrow \\ \frac{dC}{C} &= -Kdt \Rightarrow \\ \frac{dC}{C} &= -\frac{K_0}{(1+Rt)^n} dt \Rightarrow \end{aligned}$$

$$\boxed{\int_{C=C_0}^{C=C} \frac{dC}{C} = - \int_{t=0}^{t=t} \frac{K_0}{(1+Rt)^n} dt}$$

Οι ολοκληρωμένες μορφές της πιο πάνω εξίσωσης για $n=1$ και $n \neq 1$ είναι οι εξής:

$$C = C_0 \exp \left[-\frac{K}{R} \ln(1+Rt) \right] \quad \text{για } n=1 \quad (4.3.4)$$

και

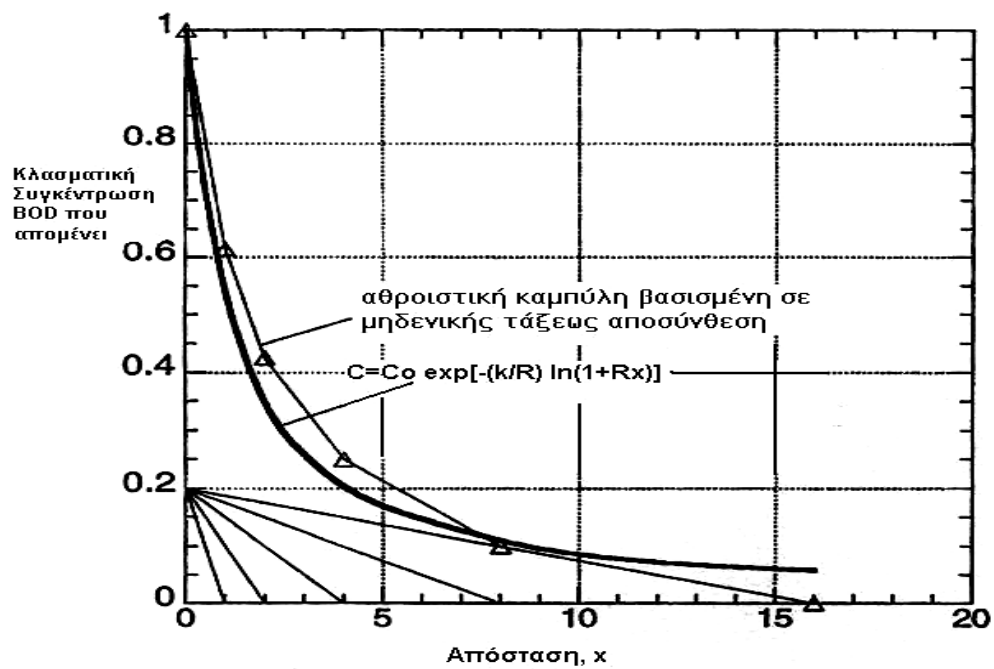
$$C = C_0 \exp \left[-\frac{K}{R(n-1)} \left(1 - \frac{1}{(1+Rt)^{n-1}} \right) \right] \quad \text{για } n \neq 1 \quad (4.3.5)$$

Όταν οι τιμές των R_x ή R_T και του εκθέτη n ισούνται με το μηδέν τότε, η τιμή του λόγου K/K_0 ισούται με 1 και, συνεπώς η σταθερά ρυθμού απομάκρυνσης είναι σταθερή. Εάν για παράδειγμα το BOD που εμφανίζεται στο σύστημα είναι μιας μορφής (διαλυτό ή κολλοειδές ή σωματιδιακό ενός συγκεκριμένου μεγέθους), η σταθερά ταχύτητας παραμένει συνεχώς σταθερή και ο εκθέτης n ισούται με το μηδέν. Στις περισσότερες των περιπτώσεων που εξετάζονται όπου το BOD εμφανίζεται και στις τρεις παραπάνω μορφές το n ισούται περίπου με 1 ενώ, ο συντελεστής επιβράδυνσης R_t , ο οποίος ποικίλλει με την πυκνότητα της βλάστησης, ισούται περίπου με $0,2 \text{ d}^{-1}$. Δυστυχώς όμως, στην υπάρχουσα βιβλιογραφία δεν υπάρχουν επαρκή δεδομένα ώστε ο συντελεστής επιβραδυνόμενου ρυθμού απομάκρυνσης να μπορεί να χρησιμοποιηθεί με εμπιστοσύνη (Crites και Tchobanoglous, 1998).

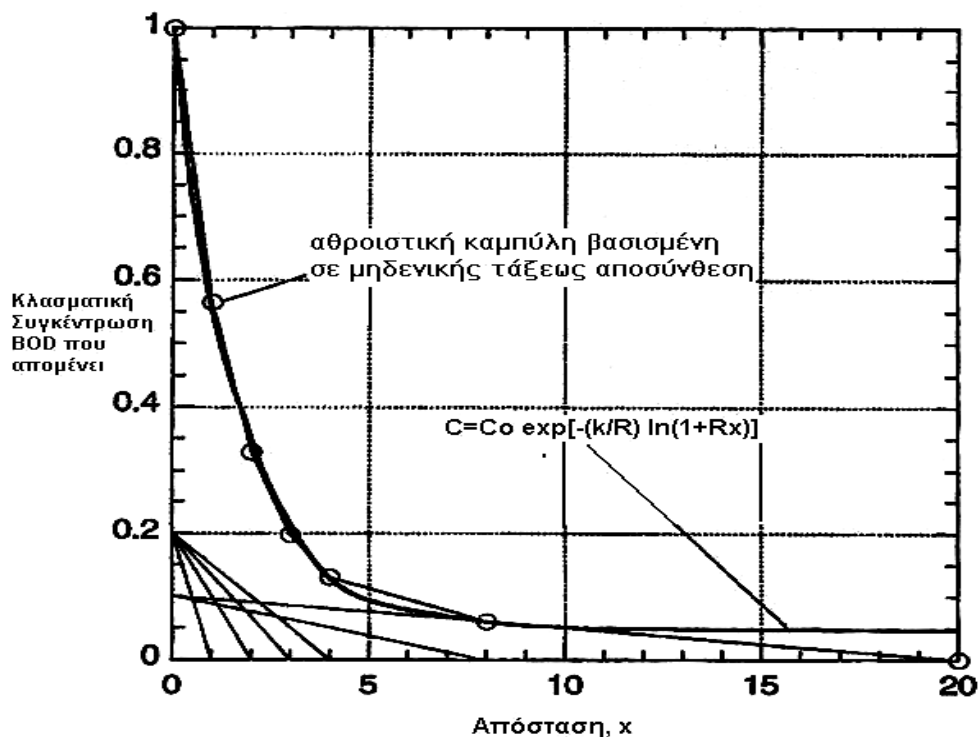
Όσον αφορά στα TSS η σταθερά ρυθμού απομάκρυνσης είναι σταθερή μόνο στην περίπτωση όπου αυτά αποτελούνται από σωματίδια ενός συγκεκριμένου μεγέθους. Η τιμή του συντελεστή

επιβράδυνσης εξαρτάται από τη διανομή στο σύστημα των σωματιδίων διαφορετικού μεγέθους. Για $n = 0$ μπορούν να χρησιμοποιηθούν οι συμβατικές κινητικές εξισώσεις (π.χ. η 4.2.4).

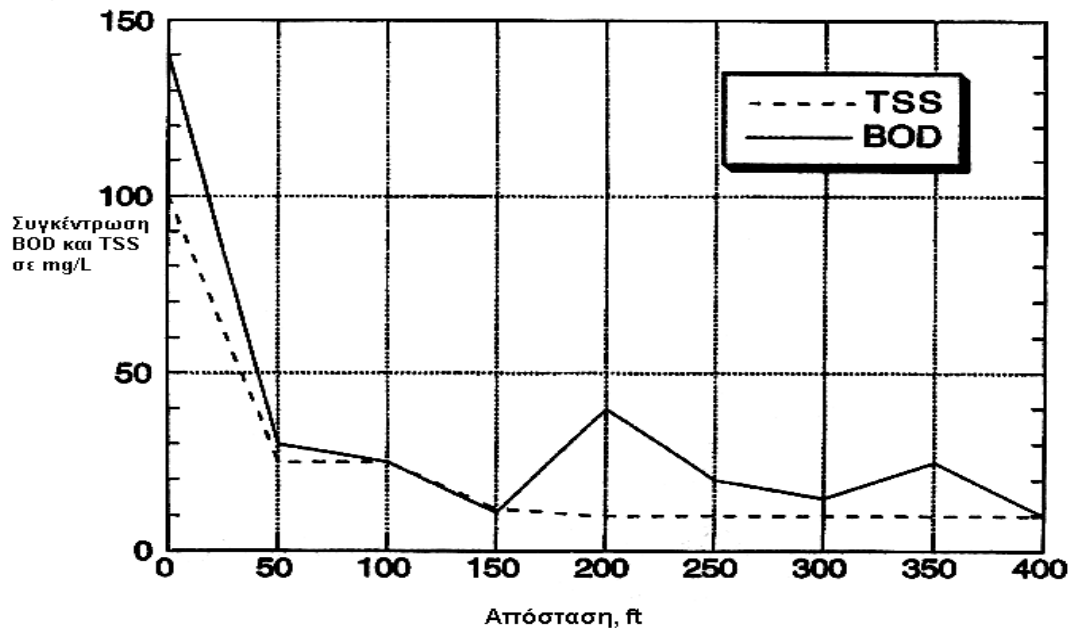
Στο παρελθόν, η απομάκρυνση του BOD σε υδροβιότοπους είχε μοντελοποιηθεί ως μια συνάρτηση πρώτης τάξεως. Με βάση κάποια πρόσφατα δεδομένα, η σταθερά ρυθμού απομάκρυνσης για το καθένα από τα συστατικά που απαρτίζουν το συνολικό BOD εμφανίζεται ως μηδενικής τάξεως ως προς τη συγκέντρωση (Argaman et al., 1999, Grady et al., 1999). Η επίδραση των κινητικών μηδενικής τάξεως παρουσιάζεται στα διαγράμματα 3.5.5 & 3.5.6 που ακολουθούν. Στο διάγραμμα 3.5.5 γίνεται η υπόθεση ότι το ολικό BOD αποτελείται από 5 διαφορετικά συστατικά (το καθένα αποτελεί το 0,2 του ολικού BOD). Στο διάγραμμα 3.5.6 το ολικό BOD αποτελείται από 6 διαφορετικά συστατικά. Οι ρυθμοί αντίδρασης μηδενικής τάξης για το καθένα από τα συστατικά που απαρτίζουν το ολικό BOD στο διάγραμμα 3.5.5 εμφανίζονται με αναλογία $1 : 0,5 : 0,25 : 0,125 : 0,0625$ ενώ στο διάγραμμα 3.5.6 με αναλογία $1 : 0,5 : 0,33 : 0,25 : 0,125 : 0,0625$. Τόσο στο διάγραμμα 3.5.5 όσο και στο διάγραμμα 3.5.6 η μηδενικής τάξεως σταθερά ρυθμού απομάκρυνσης για το πιο δραστικό συστατικό θεωρείται ίση με 0,2 ανά μονάδα απόστασης. Χρησιμοποιώντας τους παραπάνω ρυθμούς αντίδρασης το συνολικό BOD που παραμένει προκύπτει από το άθροισμα των επιμέρους συστατικών του, τα οποία παραμένουν σε κάθε απόσταση. Οι αθροιστικές καμπύλες στα διαγράμματα 3.5.5 και 3.5.6 αντιπροσωπεύουν το συνολικό ποσοστό της οργανικής ύλης που παραμένει ως συνάρτηση της απόστασης. Η μορφή των αθροιστικών καμπυλών εμφανίζεται όμοια με τη μορφή των καμπυλών που προκύπτουν με βάση δεδομένα πεδίου από υπάρχοντες υδροβιότοπους. Τόσο το BOD, όσο και τα TSS απομακρύνονται συνήθως με γρήγορους ρυθμούς κοντά στην εισροή των συστημάτων εμβολοειδούς ροής. (διάγραμμα 3.5.7). Οι αθροιστικές καμπύλες των διαγραμμάτων 3.5.5 και 3.5.6 μπορούν να μοντελοποιηθούν με τη χρήση της εξίσωσης (λύση για $n=1$). Για τη χρήση του επιβραδυνόμενου ρυθμού απομάκρυνσης όσον αφορά στη βιομετατροπή της οργανικής ύλης, ο εκθέτης, n , εξαρτάται από τις διάφορες μορφές που την αποτελούν.



Διάγραμμα 4.3. 2: Παραμένουσα κλασματική συγκέντρωση BOD συναρτήσει της απόστασης βασισμένη σε θεώρηση μηδενικής τάξεως βιομετατροπή της οργανικής ύλης (G.Tchobanoglous, R. Crites, B. Gearheart, W. Reed, 2000)



Διάγραμμα 4.3. 3: Παραμένουσα κλασματική συγκέντρωση BOD συναρτήσει της απόστασης βασισμένη σε θεώρηση μηδενικής τάξεως βιομετατροπή της οργανικής ύλης (G.Tchobanoglous, R. Crites, B. Gearheart, W. Reed, 2000)



Διάγραμμα 4.3. 4: Τυπικές καμπύλες απομάκρυνσης BOD και TSS κατά μήκος μιας λίμνης (θεώρηση εμβολοειδούς ροής) στο San Diego (Tchobanoglous, 1989, WCPH, 1996)

4.3.4 Απομάκρυνση αζώτου

Νιτροποίηση

Το σχεδιαστικό μοντέλο των Crites και Tchobanoglous για την απομάκρυνση της αμμωνίας αντιπροσωπεύεται όπως και το μοντέλο των Reed et al., 1995 από τις εξισώσεις 4.2.7 και 4.2.8. Ως συγκέντρωση υποβάθρου για την αμμωνία προτείνεται η τιμή 0,2 mg/L (WEF, 2001).

Απονιτροποίηση

Το σχεδιαστικό μοντέλο των Crites και Tchobanoglous για την απομάκρυνση των νιτρικών αντιπροσωπεύεται όπως και το μοντέλο των Reed et al., 1995 από τις εξισώσεις 4.2.9 και 4.2.10. Ως συγκέντρωση υποβάθρου για τα νιτρικά προτείνεται η τιμή 0,2 mg/L (WEF, 2001).

Σχεδιασμός με βάση την συνολική απομάκρυνση του αζώτου

Τόσο στη βιβλιογραφία των Crites και Tchobanoglous, 1998, όσο και στη βιβλιογραφία των Reed et al., 1995 αναφέρεται για τον υπολογισμό της απομάκρυνσης του ολικού αζώτου η εξίσωση 4.3.6. Η εξίσωση αυτή παρουσιάζεται στο εγχειρίδιο της WEF (WEF Manual Of Practice, 1990).

$$C_e = 0,193(C_0) + 1,55 \ln(\text{HLR}) - 1,75 \quad (4.3.6)$$

όπου,

HLR = υδραυλικός ρυθμός φόρτισης, cm/day

C_e = ολικό άζωτο εκροής, mg/L

C_0 = ολικό άζωτο εισροής, mg/L

Με βάση το ίδιο μοντέλο,

$$A_s = \frac{(100)Q}{0,645(C_e) - 0,125(C_0) + 1,129} \quad (4.3.7)$$

όπου A_s = εμβαδόν επιφάνειας υγροβιότοπου, m^2

Η εξίσωση 4.3.6 μπορεί να χρησιμοποιηθεί σαν ανεξάρτητος έλεγχος των αποτελεσμάτων της διαδικασίας υπολογισμού της ολικής απομάκρυνσης αζώτου με βάση το μοντέλο του Reed et al, 1995. Μπορεί όμως να εφαρμοστεί μόνο για σχετικά υψηλές θερμοκρασίες. Τα αποτελέσματα των εξισώσεων 4.3.6 και 4.3.7 δεν μπορούν να προσαρμοστούν με βάση τη θερμοκρασία. Επίσης δε λαμβάνουν υπόψη την επίδραση του βάθους και του υδραυλικού χρόνου παραμονής στον υγροβιότοπο. Για τους παραπάνω λόγους η χρήση τους δεν προτείνεται για σχεδιασμό.

4.3.5 Απομάκρυνση φωσφόρου

Η απομάκρυνση του φωσφόρου με βάση το μοντέλο αυτό εκφράζεται όπως και το μοντέλο των Reed et al., 1995 με βάση τις εξισώσεις 4.2.12 και 4.2.13. Η WEF, 2001 προτείνει ως συγκέντρωση υποβάθρου για τον ολικό φώσφορο την τιμή 0,05 mg/L.

4.4 ΑΝΑΠΤΥΞΗ ΣΧΕΔΙΑΣΤΙΚΟΥ ΜΟΝΤΕΛΟΥ Kadlec & Knight (1996)

Το μοντέλο των Kadlec και Knight, 1996 αποτελεί, σε αντίθεση με τα δύο παραπάνω μοντέλα που έχουν παρουσιαστεί, μοντέλο επιφανειακής φόρτισης. Οι βασικές σχέσεις οι οποίες διέπουν το μοντέλο αυτό είναι οι:

$$\frac{C_e - C^*}{C_0 - C^*} = \exp\left(\frac{-K_T}{q_A}\right) \quad (4.4.1)$$

$$K_T = K_{20} (\theta)^{(T-20)} \quad (4.4.2)$$

$$A_S = -\frac{Q_0}{K_T} \ln\left(\frac{C_e - C^*}{C_0 - C^*}\right) \quad (4.4.3)$$

όπου,

C_e = συγκέντρωση ρυπαντή στην εκροή, mg/L

C_0 = συγκέντρωση ρυπαντή στην εισροή, mg/L

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

q_A = ετήσιος υδραυλικός ρυθμός φόρτισης, m/yr

K_T = σταθερά ρυθμού σε θερμοκρασία T, m/yr

θ = συντελεστής θερμοκρασίας

K_{20} = σταθερά ρυθμού στους 20 °C

A_S = επιφάνεια επεξεργασίας υγροβιότοπου, m²

Q_0 = ετήσιος ρυθμός εισροής υγρών αποβλήτων, m³/yr

Ο λόγος της σταθεράς ρυθμού απομάκρυνσης προς τον υδραυλικό ρυθμό φόρτισης (HLR) στην εξίσωση 4.4.1 αποτελεί τον αδιάστατο αριθμό Damkohler για κάθε ρυπαντή.

Για σημαντικού βαθμού ατμοσφαιρικές επιδράσεις στο σύστημα του υγροβιότοπου οι εξισώσεις που θα πρέπει να χρησιμοποιούνται είναι πολυπλοκότερες από το παραπάνω μοντέλο. Στην εφαρμογή του μοντέλου αυτού γίνεται η παραδοχή ότι η ατμοσφαιρική επίδραση στο σύστημα δεν είναι ιδιαίτερα σημαντική και, συνεπώς η ροή παρουσιάζεται σταθερή. Οι όροι Q_0 και q_A βασίζονται αποκλειστικά στο ρυθμό ροής στην εισροή και δεν συμπεριλαμβάνουν ρυθμίσεις με βάση τις αυξομειώσεις του ύψους του νερού (βροχόπτωση, εξατμισοδιαπνοή, διήθηση). Το πορώδες, το βάθος του νερού και ο χρόνος παραμονής δε λαμβάνονται υπόψη σε αυτό το μοντέλο.

Στο βιβλίο "Natural Systems for Wastewater Treatment", WEF 2001, παρουσιάζεται μια παραλλαγμένη μορφή της εξίσωσης 4.4.3. Σύμφωνα με αυτή, η συγκέντρωση εκροής C_e στον αριθμητή του λογαριθμικού τμήματος πολλαπλασιάζεται με ένα παράγοντα ασφαλείας z . Ο παράγοντας ασφαλείας αποτελεί το λόγο της μέσης ετήσιας συγκέντρωσης προς τη μέγιστη μηνιαία συγκέντρωση του ρυπαντή, όπως αυτός προκύπτει από τη βάση δεδομένων που χρησιμοποίησαν οι Kadlec και Knight, 1996. Με την εσωτερική τοποθέτηση στο μοντέλο αυτό

των C^* και z , δεν είναι δυνατό να σχεδιαστεί ένα σύστημα αρκετά μεγάλο ώστε να επιτευχθεί συγκέντρωση εκροής κοντά στις συγκεντρώσεις υποβάθρου. Όσο η απαιτούμενη συγκέντρωση εκροής προσεγγίζει τη συγκέντρωση υποβάθρου, η επιφάνεια που απαιτείται προσεγγίζει το άπειρο (WEF, 2001).

Η συγκέντρωση του ρυπαντή σε απόσταση x από την εισροή μπορεί να υπολογιστεί με βάση τη σχέση:

$$\ln\left(\frac{C_x - C^*}{C_o - C^*}\right) = -\frac{K_T}{q_A} y \quad (4.4.4)$$

όπου, $y = x/L$ και C_x η συγκέντρωση του ρυπαντή σε απόσταση x από το σημείο εισροής.

4.4.1 Απομάκρυνση BOD₅

Η σταθερά του ρυθμού απομάκρυνσης για το BOD₅ στους 20 °C (K_{20}) είναι ίση με 34 m/yr στην περίπτωση των υδροβιότοπων FWS, ενώ, ο συντελεστής θ ισούται με 1. Η εξίσωση 4.4.5 συνδέει τη συγκέντρωση υποβάθρου με τη συγκέντρωση εισροής:

$$C^* = 3,5 + 0,053 C_o \quad (4.4.5)$$

Ο συντελεστής ασφαλείας z για τη συγκέντρωση εκροής όπως αυτός προκύπτει από τη βάση δεδομένων των Kadlec και Knight είναι στην περίπτωση του BOD₅ ίσος με 0,59. Στην περίπτωση αυτή στην οποία η συγκέντρωση εκροής πολλαπλασιάζεται με το συντελεστή ασφαλείας z , η εξίσωση δεν μπορεί να εφαρμοστεί για συγκεντρώσεις εκροής οι οποίες προσεγγίζουν τις συγκεντρώσεις υποβάθρου. Για παράδειγμα εάν στην εκροή απαιτείται συγκέντρωση BOD₅ 7 mg/L, η συγκέντρωση στην εισροή δε θα πρέπει να υπερβαίνει τα 12 mg/L. Συγκέντρωση εκροής ίση με 6 mg/L δεν μπορεί να επιτευχθεί, (WEF, 2001).

4.4.2 Απομάκρυνση TSS

Η σταθερά του ρυθμού απομάκρυνσης για τα TSS στους 20 °C (K_{20}) είναι ίση με 1000 m/yr στην περίπτωση των υδροβιότοπων FWS. Η εκτίμηση αυτή βασίζεται σε ένα πρόχειρο υπολογισμό των Kadlec και Knight, 1996 αποτελεί όμως το μοναδικό στοιχείο για την εκτίμηση της σταθεράς

ρυθμού απομάκρυνσης. Ο συντελεστής θ ισούται με 1. Η εξίσωση 4.4.6 συνδέει τη συγκέντρωση υποβάθρου με τη συγκέντρωση εισροής:

$$C^* = 5,1 + 0,16 C_0 \quad (4.4.6)$$

Η συγκέντρωση υποβάθρου μεταβάλλεται με τη θερμοκρασία σύμφωνα με τη σχέση 4.4.7:

$$C_T^* = C_{20}^* (\theta')^{(T-20)} \quad (4.4.7)$$

όπου, $\theta' = 1,065$ για συστήματα υγροβιοτόπων FWS.

Ως C_{20}^* μπορούν να χρησιμοποιηθούν οι τιμές που προκύπτουν από την εξίσωση 4.4.6 καθώς, η μέση θερμοκρασία των συστημάτων της βάσης δεδομένων που χρησιμοποιήθηκε για να προκύψει με παλινδρόμηση η 4.4.6 είναι περίπου 20 °C.

Ο συντελεστής ασφαλείας (z) για τη συγκέντρωση εκροής όπως αυτός προκύπτει από τη βάση δεδομένων των Kadlec και Knight και παρουσιάζεται στη βιβλιογραφία της WEF, 2001, είναι στην περίπτωση των TSS ίσος με 0,526. Σ' αυτή την περίπτωση η παραλλαγμένη μορφή της εξίσωσης 4.4.3 δεν μπορεί να εφαρμοστεί για πολύ χαμηλές συγκεντρώσεις εκροής. Για παράδειγμα εάν στην εκροή απαιτείται συγκέντρωση TSS 15 mg/L, η συγκέντρωση στην εισροή δε θα πρέπει να υπερβαίνει τα 17 mg/L, (WEF, 2001).

4.4.3 Απομάκρυνση αζώτου

Το μοντέλο των Kadlec και Knight, 1996 είναι το μόνο μοντέλο το οποίο πέρα από την απομάκρυνση της αμμωνίας και των νιτρικών, παρέχει δεδομένα και για τον υπολογισμό της απομάκρυνσης του οργανικού αζώτου. Ως γνωστό, το οργανικό άζωτο μπορεί να απομακρυνθεί διαμέσου των μηχανισμών συσσώρευσης/ ιζηματοποίησης, φίλτρανσης/ συγκράτησης ή με τη μετατροπή του σε αμμωνιακό άζωτο (αμμωνιοποίηση), (βλ. Ενότητα 3.2).

Οργανικό άζωτο

Η σταθερά του ρυθμού απομάκρυνσης για το οργανικό άζωτο στους 20 °C (K_{20}) είναι ίση με 17 m/yr στην περίπτωση των υγροβιοτόπων FWS, ενώ, ο συντελεστής θ ισούται με 1,05.

Η συγκέντρωση υποβάθρου C^* θεωρείται σταθερή και ισούται με 1,5 mg/L. Ο συντελεστής ασφαλείας (z) για τη συγκέντρωση εκροής όπως αυτός προκύπτει από τη βάση δεδομένων που χρησιμοποίησαν οι Kadlec και Knight, 1996, είναι στην περίπτωση του οργανικού αζώτου ίσος με 0,555, (WEF 2001).

Νιτροποίηση

Η σταθερά του ρυθμού απομάκρυνσης για το αμμωνιακό άζωτο στους 20 °C (K_{20}) είναι ίση με 18 m/yr, ενώ, ο συντελεστής θ ισούται με 1,04. Η συγκέντρωση υποβάθρου C^* ισούται με μηδέν, ενώ, ο συντελεστής ασφαλείας (z) σύμφωνα με την WEF, 2001, είναι στην περίπτωση της αμμωνίας ίσος με 0,4.

Απονιτροποίηση

Η σταθερά του ρυθμού απομάκρυνσης για τα νιτρικά στους 20 °C (K_{20}) είναι ίση με 35 m/yr, ενώ, ο συντελεστής θ ισούται με 1,09. Η συγκέντρωση υποβάθρου C^* ισούται με μηδέν, ενώ, ο συντελεστής ασφαλείας (z) σύμφωνα με την WEF, 2001, είναι στην περίπτωση των νιτρικών ίσος με 0,4.

Σχεδιασμός με βάση την συνολική απομάκρυνση του αζώτου

Εάν ο σχεδιασμός πραγματοποιείται λαμβάνοντας υπόψη την απομάκρυνση του ολικού αζώτου (TN) τότε οι παράμετροι που μας ενδιαφέρουν ώστε να εφαρμοστούν οι σχέσεις 4.4.1, 4.4.2 και 4.4.3 λαμβάνουν τις εξής τιμές:

$$K_{20} = 22 \text{ m / yr}$$

$$\theta = 1,05$$

$$C^* = 1,5$$

και

$$z = 0,625$$

4.4.4 Απομάκρυνση φωσφόρου

Η σταθερά του ρυθμού απομάκρυνσης για τον ολικό φώσφορο (TP) στους 20 °C (K_{20}) είναι ίση με 12 m/yr για συστήματα FWS, ενώ, ο συντελεστής θ ισούται με 1.

Οι συγκεντρώσεις υποβάθρου C^* του ολικού φωσφόρου συνήθως θεωρούνται αμελητέες. Μια τυπική τιμή η οποία μπορεί να χρησιμοποιηθεί είναι η 0,02 mg/L. Ο συντελεστής ασφαλείας (z) όπως αυτός προκύπτει από τη βάση δεδομένων των Kadlec και Knight και παρουσιάζεται στη βιβλιογραφία της WEF, 2001, είναι στην περίπτωση του TP ίσος με 0,555.

4.4.5 Απομάκρυνση κοπρανωδών κολοβακτηριδίων (FC)

Η σταθερά του ρυθμού απομάκρυνσης για τα FC στους 20 °C (K_{20}) είναι ίση με 75 m/yr στην περίπτωση των υδροβιότοπων FWS, ενώ, ο συντελεστής θ είναι ίσος με 1.

Η συγκέντρωση υποβάθρου C^* μπορεί να κυμαίνεται μεταξύ των τιμών 10-500 #/100mL. Μια αντιπροσωπευτική τιμή η οποία μπορεί να χρησιμοποιηθεί είναι η 300 #/100mL, (Kadlec και Knight, 1996). Ο συντελεστής ασφαλείας (z) όπως αυτός προκύπτει από τη βάση δεδομένων των Kadlec και Knight και παρουσιάζεται στη βιβλιογραφία της WEF, 2001, είναι στην περίπτωση των FC ίσος με 0,333.

Στο κεφάλαιο 5 περιγράφονται οι κώδικες προς επίλυση οι οποίοι βασίζονται στα πιο πρόσφατα μοντέλα σχεδιασμού των τεχνητών υδροβιότοπων FWS, όπως αυτά έχουν αναπτυχθεί στο κεφάλαιο 4. Συγκεκριμένα, έχουν δημιουργηθεί τρεις κώδικες επίλυσης σε FORTRAN 90. Ο πρώτος κώδικας μας επιτρέπει να διαστασιολογήσουμε τις κλίνες ενός συστήματος FWS εάν είναι γνωστός ο πληθυσμός μιας περιοχής, η παροχή εισόδου των αποβλήτων στο σύστημα και το επίπεδο απομάκρυνσης των ρυπαντών στις διεργασίες προεπεξεργασίας. Στον δεύτερο κώδικα που έχει δημιουργηθεί, εξετάζεται η επάρκεια ενός ήδη υπάρχοντος συστήματος FWS, όσον αφορά στην απομάκρυνση των ρυπαντών και στην κατάλληλη διαστασιολόγησή του. Τέλος, ο τρίτος κώδικας μας επιτρέπει να εξετάσουμε την απόδοση ενός συστήματος FWS για θερμοκρασίες 5-30 °C και για επιφάνειες 5000-30000 m² και, συνεπώς, να κατασκευάσουμε τα γραφήματα της απόδοσης συναρτήσει της επιφάνειας ανά κάτοικο για τον κάθε ρυπαντή που εξετάζεται. Οι ρυπαντές, τους οποίους λαμβάνουμε υπόψη στην προσομοίωση ενός συστήματος FWS είναι το βιοχημικά απαιτούμενο οξυγόνο (BOD), το ολικό άζωτο (TN) και τα κοπρανώδη κολοβακτηρίδια.

5.1 ΣΧΕΔΙΑΣΜΟΣ ΚΑΙ ΔΙΑΣΤΑΣΙΟΛΟΓΗΣΗ ΚΛΙΝΩΝ

5.1.1 Γενική διαδικασία σχεδιασμού και παραδοχές

Τα δεδομένα που χρησιμοποιούνται προκειμένου να γίνει η διαστασιολόγηση ενός συστήματος FWS με βάση τα υπάρχοντα σχεδιαστικά μοντέλα είναι τα εξής:

- Πληθυσμός (P). Στο παράδειγμα σχεδιασμού που εξετάζουμε υποθέτουμε οικισμό 3000 κατοίκων (P=3000). Ο κώδικας παρέχει τη δυνατότητα στο χρήστη να εισάγει τον πληθυσμό, ανάλογα με την περίπτωση που εξετάζεται.
- Παροχή ανά κάτοικο ανά ημέρα και συντελεστής αιχμής ημερήσιας παροχής. Η τιμές της μέσης παροχής ανά κάτοικο και ημέρα (Q/ι.κ.δ) για μικρές εγκαταστάσεις, σε αγροτικές περιοχές κυμαίνονται από 100L/κάτοικο·d κατά τη χειμερινή περίοδο έως 120L/κάτοικο·d κατά τη θερινή περίοδο (Tsarakis et al., 2001). Ο συντελεστής αιχμής ημερήσιας παροχής ισούται με S=1,5.

- Μέση ημερήσια παραγωγή οργανικού φορτίου και ολικού αζώτου ανά κάτοικο. Η μέση ημερήσια παραγωγή ολικού αζώτου ανά κάτοικο μπορεί να πάρει τιμές από 8-10 g/l.k.d., ενώ, η μέση ημερήσια παραγωγή BOD παίρνει τιμές 55-60 g/l.k.d, (Τσαγγαράκης, 2002, Οικονομόπουλος, 2003). Οι κώδικες που έχουν δημιουργηθεί επιτρέπουν στο χρήστη να εισάγει οποιαδήποτε τιμή κρίνεται κατάλληλη όσον αφορά στη μέση ημερήσια παραγωγή των παραπάνω ρυπαντών ανά κάτοικο.
- Το αρχικό φορτίο κοπρανωδών κολοβακτηριδίων πριν την πρωτοβάθμια επεξεργασία. Συνήθως είναι της τάξεως των 1×10^8 cfu/100mL, (Οικονομόπουλος, 2003).
- Ο βαθμός προεπεξεργασίας των ρυπαντών πριν την εισαγωγή του αποβλήτου στον υγροβιότοπο. Οι κώδικες που έχουν δημιουργηθεί επιτρέπουν στο χρήστη να εισάγει οποιαδήποτε τιμή κρίνεται κατάλληλη, ανάλογα με τη μορφή της προεπεξεργασίας που πραγματοποιείται, ή, για να εξετάσει διάφορα σενάρια. Στο παράδειγμα προς επίλυση με τη χρήση του κώδικά που έχει δημιουργηθεί για σχεδιασμό θεωρούμε ότι πριν την εισαγωγή στον υγροβιότοπο πραγματοποιείται πρωτοβάθμια επεξεργασία η οποία απομακρύνει περίπου το 50% του αρχικού BOD₅, το 20% των θρεπτικών και το 65% των κοπρανωδών κολοβακτηριδίων.
- Η μέγιστη επιθυμητή συγκέντρωση των ρυπαντών στην εκροή ώστε το υγρό απόβλητο να μπορεί να χρησιμοποιηθεί για σκοπούς άρδευσης. Προς αυτό το σκοπό οι συγκεντρώσεις εκροής των BOD, ολικού αζώτου και κοπρανωδών κολοβακτηριδίων στην εκροή του συστήματος δε θα πρέπει να υπερβαίνουν τις τιμές 20 mg/L, 10mg/L και 1000 cfu/100mL αντιστοίχως.
- Το υδραυλικό βάθος h του συστήματος: Συνήθως εκτιμάται στα 0,3 m κατά την θερινή περίοδο, ενώ κατά τη χειμερινή περίοδο μπορεί να πάρει τιμές 0,4-0,5 m. Οι τιμές αυτές εισάγονται στους κώδικες που έχουν δημιουργηθεί.
- Ο λόγος αναλογίας L/W. Θεωρείται ότι L/W=3/1.
- Το πορώδες του συστήματος. Στους υπολογισμούς μας θεωρούμε ότι $n \sim 0,7$.

Η διαδικασία σχεδιασμού που ακολουθείται είναι η εξής:

1. Η μέγιστη ημερήσια παροχή ανά κάτοικο προσδιορίζεται πολλαπλασιάζοντας τη μέση ημερήσια παροχή ανά κάτοικο με το συντελεστή αιχμής ημερήσιας παροχής

$$Q_{MAX/l.k} = S * Q_{l.k} \quad (5.1.1)$$

2. Πολλαπλασιάζοντας τη μέγιστη ημερήσια παροχή ανά κάτοικο με τον πληθυσμό, προσδιορίζεται η μέγιστη δυνατή ημερήσια παροχή που εισάγεται στον υγροβιότοπο.

$$Q=P* Q_{MAX}/l.k \quad (5.1.2)$$

3. Οι συγκεντρώσεις εισροής των τριών ρυπαντών που εξετάζονται υπολογίζονται ως εξής:

$$C_{oBOD}=BOD_{/l.k} \times 1000 \times (1-BOD_{aeff}/100)/(Q_{MAX/l.k}), \text{ [mg/L]} \quad (5.1.3)$$

$$C_{oTN}=TN_{/l.k} \times 1000 (1-TN_{aeff}/100)/(Q_{MAX/l.k}), \text{ [mg/L]} \quad (5.1.4)$$

$$C_{oFC}=FC \times (1-FC_{aeff}/100), \text{ [cfu/100mL]} \quad (5.1.5)$$

όπου,

C_{oBOD} = συγκέντρωση εισόδου BOD στον υδροβιότοπο, mg/L

$BOD_{/l.k}$ = μέση ημερήσια παραγωγή BOD ανά κάτοικο, g/l.k.d

BOD_{aeff} = απόδοση απομάκρυνσης BOD της α'βάθμιας επεξεργασίας, %

$Q_{MAX/l.k}$ = μέγιστη ημερήσια παροχή ανά κάτοικο, L/l.k.d

C_{oTN} = συγκέντρωση εισόδου ολικού αζώτου στον υδροβιότοπο, mg/L

$TN_{/l.k}$ = μέση ημερήσια παραγωγή ολικού αζώτου ανά κάτοικο, g/l.k.d

TN_{aeff} = απόδοση απομάκρυνσης TN της α'βάθμιας επεξεργασίας, %

C_{oFC} = συγκέντρωση εισόδου κοπρανωδών κολοβακτηριδίων στο σύστημα, cfu/100mL

FC = αρχικό φορτίο κοπρανωδών κολοβακτηριδίων πριν την πρωτοβάθμια επεξεργασία, cfu/100mL

FC_{aeff} = απόδοση απομάκρυνσης κοπρανωδών κολοβακτηριδίων α'βάθμιας επεξεργασίας, %

4. Ο κώδικας σε αυτό το στάδιο των υπολογισμών μας ζητά να εισάγουμε τη θερμοκρασία του αέρα για την περίοδο που μας ενδιαφέρει καθώς και τη θερμοκρασία του εισερχόμενου αποβλήτου στο σύστημα σε απόσταση $x=0$ από το σημείο εισροής. Θεωρείται μια αρχική θερμοκρασία σχεδιασμού, T_{des} , με βάση την οποία υπολογίζεται αρχικά η απαιτούμενη έκταση που απαιτείται για απομάκρυνση του κάθε ρυπαντή με βάση τις σχέσεις που διέπουν το κάθε μοντέλο. Οι σχέσεις που χρησιμοποιούνται για τον υπολογισμό της απαιτούμενης έκτασης ανά ρυπαντή και μοντέλο αναφέρονται στις παραγράφους 5.1.2 και 5.1.3.

5. Υπολογίζεται για κάθε μοντέλο η έκταση που απαιτείται για την ικανοποιητική απομάκρυνση του κάθε ρυπαντή ώστε το επεξεργασμένο απόβλητο που εξέρχεται του υδροβιότοπου να μπορεί να χρησιμοποιηθεί για σκοπούς άρδευσης. Αυτό μπορεί να επιτευχθεί θεωρώντας ως συγκέντρωση εκροής την οριακή τιμή για τον κάθε ρυπαντή ώστε αυτός να είναι αποδεκτός για σκοπούς άρδευσης. Επιλέγουμε την μεγαλύτερη από τις επιφάνειες που έχουν προσδιοριστεί με βάση το

κάθε μοντέλο όσον αφορά στην απομάκρυνση των ρυπαντών και υπολογίζουμε τον υδραυλικό χρόνο παραμονής HRT σύμφωνα με την εξίσωση 3.4.1.

6. Εξετάζεται κατά πόσο υπερβαίνεται ο επιτρεπτός ρυθμός φόρτισης του BOD₅ με βάση τη σχέση 5.1.6:

$$L_{org} = \frac{C_{oBOD} \times h \times n}{HRT}, [\text{kg}/\text{στρ. day}] \quad (5.1.6)$$

όπου,

C_{oBOD} = συγκέντρωση εισόδου BOD στον υδροβιότοπο, mg/L

h = βάθος νερού, m

HRT = υδραυλικός χρόνος παραμονής, d

Ο ρυθμός φόρτισης BOD₅ (OLR-Organic Loading Rate) δε θα πρέπει να υπερβαίνει τα 110 kg BOD/ha.d ή 11kg/στρ.d ώστε να επιτυγχάνονται αερόβιες συνθήκες κοντά στην επιφάνεια και να ελαχιστοποιούνται οι ανεπιθύμητες οσμές, (Crites και Tchobanoglous, 1998).

Σε περίπτωση υπέρβασης του παραπάνω φορτίου η ελάχιστη επιτρεπτή επιφάνεια υπολογίζεται με βάση τη σχέση:

$$A_{sMIN} = \frac{Q \times C_{oBOD}}{11}, [\text{m}^2] \quad (5.1.7)$$

Σε αυτή την περίπτωση, εάν η μεγαλύτερη επιφάνεια που έχει επιλεγεί για την ικανοποιητική απομάκρυνση όλων των ρυπαντών που λαμβάνονται υπόψη στο σχεδιασμό είναι μικρότερη από την παραπάνω ελάχιστη επιτρεπτή, τότε αυτή αντικαθίσταται από αυτή που εξάγεται από τη σχέση 5.1.7.

7. Με βάση τη σχέση 3.4.19 υπολογίζεται το μέγιστο επιτρεπτό μήκος λεκάνης

$$L_{max} = \left[\frac{(A_s)(h^{2,667})(m^{0,5})(86\,400)}{(a)(Q)} \right]^{0,667} \quad (3.4.19)$$

όπου,

L_{max} = μέγιστο επιτρεπτό μήκος λεκάνης, m

Στους υπολογισμούς μας χρησιμοποιούμε την τιμή 0,03 για το m . Τυπικές τιμές για τον συντελεστή a μπορούν να θεωρηθούν από 1 έως 4. Για πολύ αραιή φυτική βλάστηση χαμηλού

ύψους και βάθος νερού > 40 cm ο συντελεστής a παίρνει την τιμή 0,4. Για βλάστηση μέσης πυκνότητας και βάθος νερού περίπου 30 cm μπορεί να θεωρηθεί $a=1,6$. Για πολύ πυκνή βλάστηση με ξερά φύλλα και βλαστούς του στην επιφάνεια του υποστρώματος και βάθος νερού < 30 cm μπορεί να θεωρηθεί $a=6,4$. Οι τιμές αυτές για το a εισάγονται και λαμβάνονται υπόψη στους κώδικες που έχουν δημιουργηθεί.

8. Θεωρώντας λόγο αναλογίας $L/W = 3/1$ πραγματοποιούμε τη διαστασιολόγηση των κλινών, υπό την προϋπόθεση ότι το μήκος της κάθε κλίνης είναι μικρότερο του μέγιστου επιτρεπτού μήκους. Ο χρήστης έχει τη δυνατότητα να επιλέξει τον αριθμό των τοποθετημένων παράλληλα κλινών που επιθυμεί.

9. Με βάση τη σχέση 3.3.1 υπολογίζεται η θερμοκρασία στο σημείο εξόδου του υγροβιότοπου. Σύμφωνα με τη σχέση αυτή έχουμε:

$$T_x = T_{air} + (T_0 - T_{air}) \exp[-U(x-x_0)/(\rho)(h)(u)(c_p)] \quad (3.3.1)$$

συνεπώς,

$$T_L = T_{air} + (T_0 - T_{air}) \exp[-U(L)/(\rho)(h)(u)(c_p)] \quad (5.1.8)$$

όπου,

T_L = θερμοκρασία νερού στο σημείο εξόδου ($x=L$) από το σύστημα, °C

T_{air} = μέση θερμοκρασία αέρα, °C

T_0 = θερμοκρασία εισερχόμενου στο σύστημα αποβλήτου, °C

U = συντελεστής μετάδοσης θερμότητας στην επιφάνεια νερού του υγροβιότοπου, $W/m^2°C$

ρ = πυκνότητα του νερού, 1000 kg/m^3

c_p = ειδική θερμότητα νερού, $4215 \text{ J/kg}^\circ\text{C}$

u = μέση ταχύτητα ροής στον υγροβιότοπο, m/s [$= L/t$]

L = μήκος κλίνης υγροβιότοπου, m

t = υδραυλικός χρόνος παραμονής, HRT, sec

Θεωρώντας ότι το σύστημα προς σχεδιασμό θα αποτελείται από μια μόνο ζώνη με παρουσία φυτικής βλάστησης τότε ο συντελεστής μετάδοσης θερμότητας στην επιφάνεια νερού του υγροβιότοπου, U , θεωρείται σύμφωνα με το κεφάλαιο 3.3 ίσος με $1,5 \text{ W/m}^2°C$.

Η μέση σχεδιαστική θερμοκρασία νερού για την περίοδο που μας ενδιαφέρει υπολογίζεται από την εξίσωση 3.3.4:

$$T_{av} = (T_0 + T_x)/2 \quad (3.3.4)$$

Εάν η σχεδιαστική θερμοκρασία T_{des} που έχει τεθεί στο στάδιο 4 της διαδικασίας που ακολουθείται ισούται με τη μέση σχεδιαστική θερμοκρασία νερού όπως αυτή προκύπτει με βάση την 3.3.4, τότε η διαδικασία σχεδιασμού έχει ολοκληρωθεί και ισχύουν για την τελική σχεδιαστική επιφάνεια και το υπολογιζόμενο μήκος κλίνης οι τιμές όπως αυτές έχουν προκύψει από τα στάδια 5-8. Εάν όμως οι δύο θερμοκρασίες δεν ισούνται, ο κώδικας επαναλαμβάνει ξανά τα βήματα 4-9 μέχρις ότου προκύψει $T_{des}=T_{av}$.

5.1.2 Σχεδιασμός με βάση το μοντέλο Reed et al., 1995 και το μοντέλο Crites και Tchobanoglous, 1998

Όσον αφορά στη διαστασιολόγηση ενός συστήματος FWS με βάση το μοντέλο Reed et al., 1995, για την απομάκρυνση του BOD χρησιμοποιείται η εξίσωση 4.2.5:

$$A_s = \frac{Q (\ln C_0 - \ln C_e)}{K_T (h)(n)} \quad (4.2.5)$$

όπου,

A_s = εμβαδόν επιφάνειας υδροβιότοπου, m^2

K_T = σταθερά ταχύτητας = $K_{20}(1,06)^{(T-20)}$, d^{-1}

K_{20} = 0,678 d^{-1}

n = πορώδες του υδροβιότοπου = 0,65 – 0,75

h = σχεδιαστικό βάθος νερού στο σύστημα, m

Όσον αφορά στο σχεδιασμό με βάση τη συνολική απομάκρυνση του αζώτου υπενθυμίζονται οι παρακάτω σχέσεις:

Νιτροποίηση

$$\frac{C_e}{C_0} = \exp(-K_T t) \quad (4.2.7, 8)$$

$$A_s = \frac{Q \ln(C_0 / C_e)}{K_T h n}$$

όπου,

C_e = Συγκέντρωση αμμωνίας στην εκροή, mg/L

C_0 = Συγκέντρωση TKN στην εισροή, mg/L

$$K_T = \left\{ \begin{array}{l} 0 d^{-1} (0^\circ C) \\ 0,1367 (1,15)^{T-10}, d^{-1} (1-10^\circ C) \\ 0,2187 (1,048)^{T-20}, d^{-1} (10^\circ C+) \end{array} \right\}$$

n = πορώδες υδροβιότοπου, 0,65 – 0,75

t = υδραυλικός χρόνος παραμονής, d

h = βάθος νερού στον υδροβιότοπο, m

Απονιτροποίηση

$$\frac{C_e}{C_0} = \exp(-K_T t) \quad (4.2.9)$$

όπου,

C_e = συγκέντρωση νιτρικών στην εκροή, mg/L

C_0 = συγκέντρωση νιτρικών στην εισροή, mg/L

$$K_T = \left\{ \begin{array}{l} 0 d^{-1} (0^\circ C) \\ 1,000(1,15)^{T-20}, d^{-1} (1^\circ C+) \end{array} \right\}$$

Ο σχεδιασμός με βάση τη *συνολική απομάκρυνση του αζώτου* πραγματοποιείται ακολουθώντας την παρακάτω διαδικασία:

- Θεωρείται μια δεδομένη συγκέντρωση αμμωνίας C_e για την εξίσωση 4.2.8 λίγο μικρότερη από τις απαιτήσεις της εκροής σε ολικό άζωτο και υπολογίζεται η απαιτούμενη έκταση και ο υδραυλικός χρόνος παραμονής. Όπως έχει προαναφερθεί το ολικό άζωτο στην εκροή ώστε το επεξεργαζόμενο απόβλητο να μπορεί να χρησιμοποιηθεί για σκοπούς άρδευσης δε θα πρέπει να ξεπερνάει τα 10 mg/L. Επομένως στη διαδικασία αυτή θέτουμε σαν αρχική τιμή C_e γις την αμμωνία την τιμή 9.9 mg/L.
- Θεωρείται συγκέντρωση νιτρικών C_0-C_e (ως C_e η τιμή της αμμωνίας που χρησιμοποιήθηκε παραπάνω) και αυτή η τιμή θεωρείται ως εισροή C_0 στην εξίσωση 4.2.9 από όπου υπολογίζεται η συγκέντρωση των νιτρικών στην εκροή.
- Η ολική συγκέντρωση αζώτου στην εκροή είναι το άθροισμα της αμμωνίας που θεωρήσαμε ως C_e παραπάνω και της συγκέντρωσης των νιτρικών που δεν απονιτροποιήθηκαν από την εξίσωση 4.2.9.

Η διαδικασία επαναλαμβάνεται μέχρις ότου να ισχύουν οι τελικές απαιτήσεις εκροής για το ολικό άζωτο. Συνεπώς η αρχική τιμή που θέσαμε για την αμμωνία μπορεί να μειώνεται σταδιακά μέχρις ότου το ολικό άζωτο στην έξοδο του συστήματος να μην υπερβαίνει τις απαιτήσεις εκροής.

Το μοντέλο Crites και Tchobanoglous, 1998 ακολουθεί πιστά τις σχέσεις που εφαρμόζονται στο μοντέλο των Reed et al., 1995 όσον αφορά στην απομάκρυνση του BOD και του ολικού αζώτου. Τόσο στην βιβλιογραφία των Reed et al, όσο και στη βιβλιογραφία των Crites και Tchobanoglous αναφέρεται ότι όσον αφορά στην απομάκρυνση του ολικού αζώτου μπορούν να χρησιμοποιηθούν ως ανεξάρτητος έλεγχος της παραπάνω διαδικασίας διαστασιολόγησης οι εξισώσεις 4.3.6 και 4.3.7 του εγχειριδίου WEF Manual Of Practice, 1990. Με βάση το εγχειρίδιο αυτό η επιφάνεια στην περίπτωση αυτή υπολογίζεται ως εξής:

$$A_s = \frac{(100)Q}{0,645(C_e) - 0,125(C_0) + 1,129} \quad (4.3.7)$$

όπου, A_s = εμβαδόν επιφάνειας υδροβιότοπου, m^2

Q = παροχή, m^3/d

Τα αποτελέσματα των εξισώσεων 4.3.6 και 4.3.7 δεν μπορούν να προσαρμοστούν με βάση τη θερμοκρασία και ισχύουν γενικά για σχετικά υψηλές θερμοκρασίες. Επίσης δε λαμβάνεται υπόψη η επίδραση του βάθους και του υδραυλικού χρόνου παραμονής στον υδροβιότοπο. Για τους παραπάνω λόγους η χρήση της 4.3.7 δεν προτείνεται για σχεδιασμό. Για να δούμε κατά πόσον η παραπάνω σχέση είναι αξιόπιστη την εισάγουμε στον κώδικα απλά για να τη συγκρίνουμε με την επιφάνεια που προκύπτει από τη διαδικασία σχεδιασμού με βάση τη συνολική απομάκρυνση του αζώτου σύμφωνα με τις σχέσεις 4.2.8 και 4.2.9.

Όσον αφορά στην απομάκρυνση των κοπρανωδών κολοβακτηριδίων με βάση το μοντέλο Reed et al., 1995 το μόνο στοιχείο που έχουμε είναι η εξίσωση 4.2.11, η οποία όμως ισχύει κυρίως για συστήματα λιμνών και, επομένως δίνει μια συντηρητική εκτίμηση για συστήματα FWS. Στην πραγματικότητα αν χρησιμοποιήσουμε την εξίσωση 4.2.11 για διαστασιολόγηση του συστήματος η απαιτούμενη επιφάνεια προκύπτει αρκετά μεγαλύτερη σε σχέση με τις υπολογιζόμενες επιφάνειες για την απομάκρυνση του BOD και του ολικού αζώτου με βάση το ίδιο μοντέλο και σε σχέση με τη σχέση που χρησιμοποιείται στο σχεδιασμό με βάση το μοντέλο των Kadlec και Knight, 1995, όσον αφορά στην απομάκρυνση των κοπρανωδών κολοβακτηριδίων. Για τους παραπάνω λόγους, ο κώδικας που έχει δημιουργηθεί μας επιτρέπει να υπολογίσουμε την

απαιτούμενη επιφάνεια με βάση την εξίσωση 4.2.11, κυρίως για σκοπούς σύγκρισης με την αντίστοιχη επιφάνεια που προκύπτει με βάση το μοντέλο των Kadlec και Knight, αυτή η τιμή όμως δε λαμβάνεται υπόψη στη διαστασιολόγηση των κλινών.

Υπενθυμίζεται η σχέση 4.2.11:

$$\frac{C_e}{C_o} = \frac{1}{[1 + t(K_T)]^n} \quad (4.2.11)$$

όπου,

C_o = συγκέντρωση κοπρανωδών κολοβακτηριδίων στην εισροή, #/100mL

C_e = συγκέντρωση κοπρανωδών κολοβακτηριδίων εκροής, #/100mL

t = υδραυλικός χρόνος παραμονής σε κάθε κλίνη, d

n = αριθμός κλινών σε σειρά

K_T = εξαρτημένη από τη θερμοκρασία σταθερά ρυθμού, $d^{-1} = (2,6) \cdot (1,19)^{(T-20)}$

Για υγροβιότοπο με μια ζώνη βλάστησης η παραπάνω σχέση μετατρέπεται ως εξής:

$$\frac{C_e}{C_o} = \frac{1}{1 + t(K_T)} \quad (5.1.9)$$

Με βάση την παρακάτω ακολουθία πράξεων καταλήγουμε στην εξίσωση 5.1.10 από την οποία υπολογίζεται η επιφάνεια που απαιτείται για την απομάκρυνση των κοπρανωδών κολοβακτηριδίων:

$$\frac{C_e}{C_o} = \frac{1}{1 + t(K_T)} \Rightarrow$$

$$\frac{C_e}{C_o} = \frac{1}{1 + \frac{A_s * h * n}{Q}(K_T)} \Rightarrow$$

$$1 + \frac{A_s * h * n}{Q}(K_T) = \frac{C_o}{C_e} \Rightarrow$$

$$\frac{A_s * h * n}{Q}(K_T) = \frac{C_o}{C_e} - 1 \Rightarrow$$

$$A_s = \left[\frac{C_o}{C_e} - 1 \right] \times \left[\frac{Q}{h^* n^* K_T} \right] , \quad [\text{m}^2] \quad (5.1.10)$$

5.1.3 Σχεδιασμός με βάση το μοντέλο Kadlec και Knight, 1996

Όσον αφορά στη διαστασιολόγηση ενός συστήματος FWS με βάση το μοντέλο Kadlec & Knight, 1996, χρησιμοποιούνται για όλους τους ρυπαντές η εξίσωση 4.4.2 και 4.4.3:

$$K_T = K_{20} (\theta)^{(T-20)} \quad (4.4.2)$$

$$A_s = -\frac{Q_0}{K_T} \ln \left(\frac{C_e - C^*}{C_0 - C^*} \right) \quad (4.4.3)$$

όπου,

C_e = συγκέντρωση ρυπαντή στην εκροή, mg/L

C_0 = συγκέντρωση ρυπαντή στην εισροή, mg/L

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

q_A = ετήσιος υδραυλικός ρυθμός φόρτισης, m/yr

K_T = σταθερά ρυθμού σε θερμοκρασία T, m/yr

θ = συντελεστής θερμοκρασίας

K_{20} = σταθερά ρυθμού στους 20 °C

A_s = επιφάνεια επεξεργασίας υγροβιότοπου, m²

Q_0 = ετήσιος ρυθμός εισροής υγρών αποβλήτων, m³/yr

Η σταθερά του ρυθμού απομάκρυνσης για το BOD_5 στους 20 °C (K_{20}) είναι ίση με 34 m/yr στην περίπτωση των υγροβιότοπων FWS, ενώ, ο συντελεστής θ ισούται με 1. Η εξίσωση 4.4.5 συνδέει τη συγκέντρωση υποβάθρου με τη συγκέντρωση εισροής για το BOD:

$$C^* = 3,5 + 0,053 C_0 \quad (4.4.5)$$

Εάν ο σχεδιασμός πραγματοποιείται λαμβάνοντας υπόψη την απομάκρυνση του ολικού αζώτου (TN) τότε οι παράμετροι που μας ενδιαφέρουν ώστε να εφαρμοστούν οι σχέσεις 4.4.1, 4.4.2 και 4.4.3 λαμβάνουν τις εξής τιμές:

$$K_{20} = 22 \text{ m / yr}$$

$$\theta = 1,05$$

$$C^* = 1,5$$

Η σταθερά του ρυθμού απομάκρυνσης για τα FC στους 20°C (K_{20}) είναι ίση με 75 m/yr στην περίπτωση των υδροβιότοπων FWS, ενώ, ο συντελεστής θ είναι ίσος με 1. Η συγκέντρωση υποβάθρου C^* μπορεί να κυμαίνεται μεταξύ των τιμών $10\text{-}500 \text{ \#}/100\text{mL}$. Μια αντιπροσωπευτική τιμή η οποία μπορεί να χρησιμοποιηθεί είναι η $300 \text{ \#}/100\text{mL}$, (Kadlec και Knight, 1996).

Η παραλλαγμένη μορφή της εξίσωσης 4.4.3 η οποία παρουσιάζεται στο βιβλίο "Natural Systems for Wastewater Treatment", WEF 2001, είναι η εξής:

$$A_s = -\frac{Q_0}{K_T} \ln \left(\frac{C_e(z) - C^*}{C_0 - C^*} \right) \quad (5.1.11)$$

Ο παράγοντας ασφαλείας z αποτελεί το λόγο της μέσης ετήσιας συγκέντρωσης προς τη μέγιστη μηνιαία συγκέντρωση του ρυπαντή, όπως αυτός προκύπτει από τη βάση δεδομένων που χρησιμοποίησαν οι Kadlec και Knight, 1996. Ο συντελεστής z είναι στην περίπτωση του BOD_5 ίσος με 0,59. Η εξίσωση 5.1.11 δεν μπορεί να εφαρμοστεί για συγκεντρώσεις εκροής οι οποίες προσεγγίζουν τις συγκεντρώσεις υποβάθρου. Για παράδειγμα εάν στην εκροή απαιτείται συγκέντρωση BOD_5 7 mg/L , η συγκέντρωση στην εισροή δε θα πρέπει να υπερβαίνει τα 12 mg/L . Συγκέντρωση εκροής ίση με 6 mg/L δεν μπορεί να επιτευχθεί, (WEF, 2001). Στον κώδικα που έχουμε δημιουργήσει και έχοντας εισαγάγει την εξίσωση 5.1.11 για την απομάκρυνση του BOD_5 , έχουμε παρατηρήσει ότι στις πλείστες των περιπτώσεων η εξίσωση αυτή δεν μπορεί να εφαρμοστεί καθώς, εντός του λογαριθμικού τμήματος της εξίσωσης προκύπτει αρνητικός αριθμός και αυτό παρατηρείται εξαιτίας της εισαγωγής του συντελεστή z . Γι' αυτό το λόγο για τον υπολογισμό της επιφάνειας που απαιτείται για απομάκρυνση του BOD με βάση το μοντέλο των Kadlec και Knight, 1996, χρησιμοποιείται στον κώδικα μόνο η εξίσωση 4.4.3.

Με βάση την εξίσωση 5.1.11 εάν ο σχεδιασμός πραγματοποιείται με βάση την απομάκρυνση του ολικού αζώτου, τότε ο συντελεστής, $z = 0,625$. Ο συντελεστής z στην περίπτωση των κοπρανωδών κολοβακτηριδίων όπως αυτός παρουσιάζεται στη βιβλιογραφία της WEF, 2001, είναι ίσος με 0,333.

Στον κώδικα που έχει δημιουργηθεί και συγκεκριμένα στο τμήμα που αναφέρεται στο μοντέλο Kadlec και Knight, 1996, υπολογίζονται οι επιφάνειες που απαιτούνται για την απομάκρυνση των ρυπαντών με βάση την εξίσωση 4.4.3. Επιπρόσθετα για το ολικό άζωτο και τα

κοπρανώδη κολοβακτηρίδια υπολογίζονται οι αντίστοιχες επιφάνειες με βάση την εξίσωση 5.1.11. για σκοπούς σύγκρισης με τα αποτελέσματα που προκύπτουν από την εξίσωση 4.4.3. Για τη διαστασιολόγηση των κλινών λαμβάνονται υπόψη μόνο τα αποτελέσματα που προκύπτουν από την εξίσωση 4.4.3. Επίσης, για σκοπούς πιο αντιπροσωπευτικής σύγκρισης με το μοντέλο των Reed et al., 1995, στη διαστασιολόγηση των κλινών λαμβάνονται υπόψη μόνο οι επιφάνειες που προκύπτουν από την 4.4.3 για την απομάκρυνση του BOD₅ και του ολικού αζώτου (TN). Η επιφάνεια που προκύπτει για την απομάκρυνση των κοπρανωδών κολοβακτηριδίων σύμφωνα με την εξίσωση 4.4.3 υπολογίζεται για σκοπούς σύγκρισης με τα αποτελέσματα που προκύπτουν με βάση την εξίσωση 5.1.11 ή την εξίσωση 5.1.10 που προκύπτει από το μοντέλο των Reed et al.

5.2 ΕΛΕΓΧΟΣ ΕΠΑΡΚΕΙΑΣ ΣΥΣΤΗΜΑΤΟΣ FWS

5.2.1 Γενική διαδικασία και παραδοχές

Τα δεδομένα που χρησιμοποιούνται σ' αυτό το στάδιο των υπολογισμών είναι τα ίδια με αυτά που αναφέρονται στην παράγραφο 5.1.1. Επιπλέον και για το λόγο ότι μιλάμε για ένα υποτιθέμενο σύστημα FWS το οποίο έχει ήδη σχεδιαστεί και κατασκευαστεί, η συνολική σχεδιαστική επιφάνεια A_s , ο αριθμός των κλινών εν παραλλήλω και ο λόγος αναλογίας μήκους/πλάτους: L/W θεωρούνται επίσης δεδομένα και δίνεται η δυνατότητα εισαγωγής της τιμής τους από το χρήστη.

Τέλος εφόσον το σύστημα είναι υπό λειτουργία, γνωρίζουμε τη θερμοκρασία σχεδιασμού η οποία πρέπει να είναι περίπου ίση με τη μέση θερμοκρασία του νερού στο σύστημα κατά την περίοδο που μας ενδιαφέρει. Συνεπώς η θερμοκρασία σχεδιασμού T_{des} θεωρείται δεδομένη και εισάγεται από το χρήστη.

Η διαδικασία που ακολουθείται όσον αφορά στον έλεγχο της επάρκειας ενός συστήματος FWS είναι η ακόλουθη:

1. Η μέγιστη δυνατή ημερήσια παροχή που εισάγεται στον υδροβιότοπο προσδιορίζεται με τη βοήθεια των σχέσεων 5.1.1. και 5.1.2. .
2. Οι συγκεντρώσεις εισροής των τριών ρυπαντών που εξετάζονται υπολογίζονται σύμφωνα με τις εξισώσεις 5.1.3, 5.1.4 και 5.1.5.

3. Αφού εισαχθεί στον κώδικα η επιφάνεια του υποτιθέμενου συστήματος FWS, αυτή συγκρίνεται με την ελάχιστη επιτρεπτή επιφάνεια ώστε το οργανικό φορτίο (σχέση 5.1.6) να μην υπερβαίνει την τιμή 11kg/στρ.d. Η ελάχιστη επιτρεπτή επιφάνεια υπολογίζεται από τη σχέση 5.1.7. Εάν η επιφάνεια του υδροβιότοπου είναι μικρότερη από την επιφάνεια που προκύπτει από την εξίσωση 5.1.7 στην οθόνη εμφανίζεται το μήνυμα "ORGANIC LOADING EXCEEDS ITS MAXIMUM VALUE", πράγμα που υποδηλώνει ότι ο σχεδιασμός δεν έχει πραγματοποιηθεί με τέτοιο τρόπο ώστε να τηρείται ο περιορισμός της σχέσης 5.1.6. Στο σημείο αυτό παρέχεται η δυνατότητα στο χρήστη να εξέλθει του προγράμματος, εάν ο περιορισμός δεν τηρείται, ή να συνεχίσει εξετάζοντας και τις άλλες παραμέτρους του συστήματος.

4. Ορίζεται ο αριθμός των κλινών που είναι τοποθετημένες παράλληλα μεταξύ τους και ο λόγος αναλογίας L/W και στη συνέχεια υπολογίζεται το μήκος των κλινών με βάση τη σχέση:

$$L = \sqrt{\frac{A_s * (L/W)}{n}} \quad (5.2.1)$$

Παράλληλα εξετάζεται εάν το παραπάνω μήκος είναι μικρότερο του μέγιστου επιτρεπτού μήκους με βάση τη σχέση 3.4.19. Εάν το μήκος που προκύπτει με βάση τη σχέση 5.2.1 είναι μεγαλύτερο του μέγιστου επιτρεπτού, εμφανίζεται στην οθόνη το μήνυμα "INVALID FWS WETLAND LENGTH" και ο χρήστης έχει τη δυνατότητα να επιλέξει κατά πόσον θέλει να εξέλθει του προγράμματος ή να συνεχίσει εξετάζοντας και τις υπόλοιπες παραμέτρους.

5. Χρησιμοποιώντας τις σχέσεις που δίνουν τον βαθμό απομάκρυνσης των ρυπαντών σύμφωνα με το μοντέλο που μας ενδιαφέρει, υπολογίζουμε τις συγκεντρώσεις εκροής με δεδομένη τη θερμοκρασία σχεδιασμού και την επιφάνεια του συστήματος. Οι σχέσεις και η διαδικασία που χρησιμοποιείται για κάθε μοντέλο αναφέρονται στις παραγράφους 5.2.2 και 5.2.3.

6. Η συγκέντρωση εκροής που προκύπτει για κάθε ρυπαντή συγκρίνεται με το μέγιστο επιτρεπτό όριο του ρυπαντή. Εάν αυτή είναι μεγαλύτερη από το μέγιστο επιτρεπτό όριο, τότε, εμφανίζεται στην οθόνη το μήνυμα "NOT SUFFICIENT DESIGN" που υποδηλώνει ότι ο σχεδιασμός όσον αφορά στην απομάκρυνση του συγκεκριμένου ρυπαντή δεν είναι επαρκής.

7. Η απόδοση του συστήματος (%) ως προς την απομάκρυνση του κάθε ρυπαντή υπολογίζεται σύμφωνα με τη σχέση:

$$eff_x = \left(1 - \frac{Ce_x}{Co_x}\right) \times 100 \quad (5.2.2)$$

όπου,

eff =απόδοση (%)

C_e = συγκέντρωση εξόδου ρυπαντή x

C_o = συγκέντρωση εισόδου ρυπαντή x

5.2.2 Έλεγχος επάρκειας συστήματος FWS με βάση το μοντέλο Reed et al., 1995 και το μοντέλο Crites και Tchobanoglous, 1998

Η συγκέντρωση εκροής του BOD_5 , σύμφωνα με τα παραπάνω μοντέλα υπολογίζεται από τη σχέση 4.2.4:

$$\frac{C_e}{C_0} = e^{-K_T t} \quad (4.2.4)$$

όπου,

$$K_T = \text{σταθερά ταχύτητας} = K_{20}(1,06)^{(T-20)}, d^{-1}$$

$$K_{20} = 0,678 d^{-1}$$

$$t = \text{HRT (σχέση 3.4.1), d}$$

Η παραπάνω εξίσωση δε θα πρέπει να επιλύεται για συγκεντρώσεις εκροής μικρότερες της συγκέντρωσης υποβάθρου του συστήματος. Γι' αυτό το λόγο, αν προκύψουν συγκεντρώσεις μικρότερες από τη συγκέντρωση αυτή, τότε η συγκέντρωση εκροής θα πρέπει να τίθεται ίση με τη συγκέντρωση υποβάθρου.

Ο υπολογισμός της συγκέντρωσης εκροής του ολικού αζώτου (TN) βασίζεται στις εξισώσεις 4.2.7 και 4.2.9 και πραγματοποιείται ως εξής:

Νιτροποίηση

$$\frac{C_e}{C_0} = \exp(-K_T t) \quad (4.2.7)$$

όπου,

C_e = συγκέντρωση αμμωνίας στην εκροή, mg/L

C_0 = συγκέντρωση TKN στην εισροή, mg/L

$$K_T = \begin{cases} 0 d^{-1} (0^\circ C) \\ 0,1367 (1,15)^{T-10}, d^{-1} (1-10^\circ C) \\ 0,2187 (1,048)^{T-20}, d^{-1} (10^\circ C+) \end{cases}$$

$$t = \text{HRT (σχέση 3.4.1), d}$$

Απονιτροποίηση

$$\frac{C_e}{C_0} = \exp(-K_T t) \quad (4.2.9)$$

όπου,

C_e = συγκέντρωση νιτρικών στην εκροή, mg/L

C_0 = συγκέντρωση νιτρικών στην εισροή, mg/L

$$K_T = \begin{cases} 0 \text{ d}^{-1} (0^\circ \text{C}) \\ 1,000 (1,15)^{T-20}, \text{ d}^{-1} (1^\circ \text{C}+) \end{cases}$$

t = HRT (σχέση 3.4.1), d

1. Υπολογίζεται η συγκέντρωση εκροής της αμμωνίας από την εξίσωση 4.2.7.
2. Η συγκέντρωση εισροής των νιτρικών (C_0 για εξίσωση 4.2.9) υπολογίζεται ως εξής:

$$C_{0\text{NIT}} = C_{0\text{TN}} - C_{\text{eNH}_4} \quad (5.2.3)$$

όπου,

$C_{0\text{TN}}$ = συγκέντρωση εισροής ολικού αζώτου (C_0 σε 4.2.7), mg/L

C_{eNH_4} = συγκέντρωση εκροής αμμωνίας (C_e σε 4.2.7), mg/L

3. Η συγκέντρωση εκροής του ολικού αζώτου (TN) προσδιορίζεται από τη σχέση 5.2.4:

$$C_{\text{eTN}} = C_{\text{eNH}_4} + C_{\text{eNIT}} \quad (5.2.4)$$

όπου,

C_{eTN} = συγκέντρωση εκροής ολικού αζώτου, mg/L

C_{eNIT} = συγκέντρωση εκροής νιτρικών (C_e σε 4.2.9), mg/L

Τόσο στην βιβλιογραφία των Reed et al, όσο και στη βιβλιογραφία των Crites και Tchobanoglous αναφέρεται ότι όσον αφορά στην απομάκρυνση του ολικού αζώτου μπορεί να χρησιμοποιηθεί ως ανεξάρτητος έλεγχος της παραπάνω διαδικασίας η εξίσωση 4.3.6 του εγχειριδίου WEF Manual Of Practice, 1990:

$$C_e = 0,193(C_0) + 1,55 \ln(\text{HLR}) - 1,75 \quad (4.3.6)$$

όπου,

HLR = υδραυλικός ρυθμός φόρτισης (σχέση 3.4.2), cm/day

C_e = ολικό άζωτο εκροής, mg/L

C_0 = ολικό άζωτο εισροής, mg/L

Τα αποτελέσματα της εξίσωσης 4.3.6, η οποία προκύπτει από σχέσεις παλινδρόμησης, δεν μπορούν να προσαρμοστούν με βάση τη θερμοκρασία και ισχύουν γενικά για σχετικά υψηλές θερμοκρασίες. Επίσης δε λαμβάνεται υπόψη η επίδραση του βάθους και του υδραυλικού χρόνου παραμονής στον υδροβιότοπο. Για να δούμε κατά πόσον η παραπάνω σχέση είναι αξιόπιστη την εισάγουμε στον κώδικα απλά για να τη συγκρίνουμε με τα αποτελέσματα που προκύπτουν με βάση τη σχέση 5.2.4.

Η συγκέντρωση εκροής για το TN δε μπορεί να πάρει τιμή μικρότερη της συγκέντρωσης υποβάθρου. Γι' αυτό το λόγο, αν προκύψουν συγκεντρώσεις μικρότερες από τη συγκέντρωση αυτή, τότε η συγκέντρωση εκροής θα πρέπει να τίθεται ίση με τη συγκέντρωση υποβάθρου

Όσον αφορά στην απομάκρυνση των κοπρανωδών κολοβακτηριδίων, το μόνο στοιχείο που έχουμε για τον υπολογισμό της συγκέντρωσης εκροής είναι η εξίσωση 4.2.11, η οποία όμως ισχύει κυρίως για συστήματα λιμνών. Για υδροβιότοπο με μια ζώνη βλάστησης η σχέση αυτή μετατρέπεται ως εξής:

$$\frac{C_e}{C_o} = \frac{1}{1 + t(K_T)} \quad (5.1.9)$$

όπου,

C_o = συγκέντρωση κοπρανωδών κολοβακτηριδίων στην εισροή, #/100mL

C_e = συγκέντρωση κοπρανωδών κολοβακτηριδίων εκροής, #/100mL

t = HRT (σχέση 3.4.1), d

$K_T = (2,6) \cdot (1,19)^{(T-20)} \text{ ,d}^{-1}$

Η σχέση 4.2.11 αναφέρεται μόνο στην βιβλιογραφία των Reed et al., 1995. Οι Crites και Tchobanoglous, 2000 δεν κάνουν καμιά αναφορά στην παραπάνω σχέση, γεγονός που αποδεικνύει, ίσως, ότι ακόμη δεν έχει βρεθεί η πλέον κατάλληλη σχέση για την απομάκρυνση των κοπρανωδών κολοβακτηριδίων με βάση το μοντέλο των Reed et al., 1995. Οι Reed et al., εξάλλου αναφέρουν ότι η παραπάνω σχέση ισχύει κυρίως για συστήματα λιμνών και, επομένως εκτιμάται ότι δίνει μια συντηρητική εκτίμηση για συστήματα FWS.

5.2.3 Έλεγχος επάρκειας συστήματος FWS με βάση το μοντέλο Kadlec και Knight, 1996

Η συγκέντρωση εκροής για τον κάθε ρυπαντή με βάση το μοντέλο των Kadlec και Knight, 1996, υπολογίζεται από τη σχέση 4.4.1.

$$\frac{C_e - C^*}{C_0 - C^*} = \exp\left(\frac{-K_T}{q_A}\right) \quad (4.4.1)$$

$$K_T = K_{20} (\theta)^{(T-20)} \quad (4.4.2)$$

όπου,

C_e = συγκέντρωση ρυπαντή στην εκροή, mg/L

C_0 = συγκέντρωση ρυπαντή στην εισροή, mg/L

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

q_A = ετήσιος υδραυλικός ρυθμός φόρτισης, m/yr

K_T = σταθερά ρυθμού σε θερμοκρασία T, m/yr

θ = συντελεστής θερμοκρασίας

K_{20} = σταθερά ρυθμού στους 20 °C

Η σταθερά του ρυθμού απομάκρυνσης για το BOD_5 στους 20 °C (K_{20}) είναι ίση με 34 m/yr, ενώ, ο συντελεστής θ ισούται με 1. Η εξίσωση 4.4.5 συνδέει τη συγκέντρωση υποβάθρου με τη συγκέντρωση εισροής:

$$C^* = 3,5 + 0,053 C_0 \quad (4.4.5)$$

Για τον υπολογισμό της συγκέντρωσης εκροής του ολικού αζώτου οι παράμετροι που μας ενδιαφέρουν ώστε να εφαρμοστούν οι σχέσεις 4.4.1 και 4.4.2 λαμβάνουν τις εξής τιμές:

$$K_{20} = 22 \text{ m / yr}$$

$$\theta = 1,05$$

$$C^* = 1,5$$

Η σταθερά του ρυθμού απομάκρυνσης για τα κοπρανώδη κολοβακτηρίδια (FC) στους 20 °C (K_{20}) είναι ίση με 75 m/yr στην περίπτωση των υδροβιότοπων FWS, ενώ, ο συντελεστής θ είναι ίσος με 1. Η συγκέντρωση υποβάθρου C^* μπορεί να κυμαίνεται μεταξύ των τιμών 10-500 #/100mL. Μια αντιπροσωπευτική τιμή η οποία μπορεί να χρησιμοποιηθεί είναι η 300 #/100mL, (Kadlec και Knight, 1996).

5.3 ΚΑΤΑΣΚΕΥΗ ΔΙΑΓΡΑΜΜΑΤΩΝ

Όσον αφορά στα δεδομένα και στη διαδικασία που πραγματοποιείται σε αυτό το στάδιο των υπολογισμών, ισχύουν οι ίδιες αρχές με αυτές που έχουν αναφερθεί στο κεφάλαιο 5.2. Η μόνη διαφορά είναι ότι σ' αυτό το στάδιο η διαδικασία υπολογισμών πραγματοποιείται όχι για μια μόνο θερμοκρασία σχεδιασμού, αλλά, για θερμοκρασίες που κυμαίνονται από 5-30°C. Επίσης για το φάσμα αυτό των θερμοκρασιών υπολογίζεται η απόδοση του συστήματος για επιφάνειες σχεδιασμού 5000-30000m². Οι έλεγχοι που πραγματοποιούνται στον κώδικα της παραγράφου 5.2 δεν πραγματοποιούνται, πραγματοποιείται όμως η ίδια διαδικασία προκειμένου να υπολογιστεί η απόδοση απομάκρυνσης για τον κάθε ρυπαντή, για κάθε τιμή της θερμοκρασίας και της επιφάνειας σχεδιασμού.

Συγκεκριμένα όσον αφορά στον έλεγχο του μέγιστου επιτρεπτού μήκους, υποθέτουμε ότι για τις συγκεκριμένες τιμές επιφανειών που εισάγονται στον κώδικα πραγματοποιείται τέτοια διαστασιολόγηση των κλινών ώστε το μήκος της κλίνης να μην υπερβαίνει το όριο αυτό.

Ο ρυθμός φόρτισης BOD₅ δε θα πρέπει να υπερβαίνει τα 110 kg BOD/ha.d ή 11 kg/στρ.d ώστε να επιτυγχάνονται αερόβιες συνθήκες κοντά στην επιφάνεια και να ελαχιστοποιούνται οι ανεπιθύμητες οσμές. Γι' αυτό το σκοπό η ελάχιστη επιτρεπτή επιφάνεια υπολογίζεται από τη σχέση 5.1.7. Για την ελάχιστη επιτρεπτή επιφάνεια που έχει προκύψει, ο κώδικας υπολογίζει και εκτυπώνει στην οθόνη την απόδοση απομάκρυνσης των ρυπαντών για κάθε θερμοκρασία, με βάση τις σχέσεις που έχουν αναφερθεί στις παραγράφους 5.2.2 και 5.2.3 και τη σχέση 5.2.2.

Συνεπώς εκτελώντας τον τρίτο κώδικα, παίρνουμε ως αποτελέσματα την απόδοση απομάκρυνσης για τον κάθε ρυπαντή (BOD₅, TN, FC) ανάλογα με το μοντέλο που μας ενδιαφέρει για θερμοκρασίες 5-30°C και A_s = 5000-30000 m² καθώς την απόδοση απομάκρυνσης για την ελάχιστη επιτρεπτή επιφάνεια.

Από τις παραπάνω τιμές που προκύπτουν μπορούν να κατασκευαστούν τα διαγράμματα απόδοσης του συστήματος (%) για κάθε ρυπαντή, συναρτήσει της επιφάνειας ανά κάτοικο (m²/i.κ).

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 6 - ΕΠΙΛΥΣΗ ΜΟΝΤΕΛΩΝ ΣΧΕΔΙΑΣΜΟΥ - ΠΑΡΟΥΣΙΑΣΗ ΔΙΑΓΡΑΜΜΑΤΩΝ

Σ' αυτό το κεφάλαιο παρουσιάζονται τα αποτελέσματα που προκύπτουν από τους κωδικούς επίλυσης. Οι κωδικοί επίλυσης σε FORTRAN 90 βασίζονται στη διαδικασία που αναπτύσσεται επαρκώς στο κεφάλαιο 5, για κάθε στάδιο των υπολογισμών (σχεδιασμός, έλεγχος, κατασκευή διαγραμμάτων). Στη συνέχεια, πραγματοποιείται μια σύγκριση τόσο των αποτελεσμάτων, όσο και των γραφημάτων που προκύπτουν με βάση το κάθε μοντέλο (Reed et al., 1995 & Crites και Tchobanoglous, 1998 και Kadlec και Knight, 1996).

6.1 ΣΧΕΔΙΑΣΜΟΣ ΚΑΙ ΔΙΑΣΤΑΣΙΟΛΟΓΗΣΗ ΚΛΙΝΩΝ

Για το σχεδιασμό ενός υδροβιότοπου FWS ακολουθείται η διαδικασία που έχει αναπτυχθεί στις παραγράφους 5.1.1, 5.1.2 και 5.1.3. Η διαδικασία σχεδιασμού πραγματοποιείται για καλοκαίρι και χειμώνα, ώστε να υπολογιστεί για κάθε περίπτωση η απαιτούμενη έκταση του υδροβιότοπου. Στη συνέχεια πραγματοποιείται η σύγκριση των δύο μοντέλων μεταξύ τους όσον αφορά στην απαιτούμενη έκταση για την επαρκή απομάκρυνση του κάθε ρυπαντή. Για τη διαστασιολόγηση των κλινών λαμβάνεται υπόψη η επιφάνεια που απαιτείται για την επαρκή απομάκρυνση του BOD και του ολικού αζώτου, καθώς, για την απομάκρυνση των κοπρανωδών κολοβακτηριδίων, η σχέση που αναφέρεται στη βιβλιογραφία των Reed et al. παρέχει μια αρκετά συντηρητική εκτίμηση για την απαιτούμενη επιφάνεια κατά πολύ μεγαλύτερη από την αντίστοιχη επιφάνεια που προκύπτει με βάση το μοντέλο των Kadlec και Knight. Επιπλέον, στα παραδείγματα σχεδιασμού στην βιβλιογραφία των Reed et al., ο σχεδιασμός πραγματοποιείται λαμβάνοντας υπόψη μόνο τους δύο προαναφερθέντες ρυπαντές. Για σκοπούς σύγκρισης όμως των μοντέλων μεταξύ τους υπολογίζονται οι απαιτούμενες επιφάνειες με βάση την εκτίμηση των Reed et al για τα κολοβακτηρίδια (σχέση που ισχύει κυρίως για συστήματα λιμνών) και με βάση τη σχέση εκτίμησης που εμφανίζεται στο εγχειρίδιο της WEF (1990) για την απομάκρυνση του αζώτου.

Η διαδικασία διαστασιολόγησης του υδροβιότοπου πραγματοποιείται για υποτιθέμενη περιοχή με 3000 κατοίκους. Επίσης, γίνεται η υπόθεση ότι η πρωτοβάθμια επεξεργασία απομακρύνει το 50% του αρχικού φορτίου BOD, το 20% του ολικού αζώτου και το 65% των

κοπρανωδών κολοβακτηριδίων. Για το *καλοκαίρι*, σύμφωνα με τον κώδικα προκύπτει ότι η παροχή σχεδιασμού είναι ίση με 540 m³/day, ενώ, θεωρούμε ύψος του νερού στον υδροβιότοπο ίσο με 0,3 m. Οι συγκεντρώσεις εισόδου των ρυπαντών στον υδροβιότοπο όπως αυτές προσδιορίζονται (σχέσεις 5.1.3, 5.1.4, 5.1.5) είναι:

$$C_{oBOD} = 166,6667 \text{ mg/L}$$

$$C_{oTN} = 44,4444 \text{ mg/L}$$

$$C_{oFC} = 3,5 \times 10^7 \text{ cfu/100mL}$$

Για το *χειμώνα*, σύμφωνα με τον κώδικα προκύπτει ότι η παροχή σχεδιασμού είναι ίση με 450 m³/day, ενώ, θεωρούμε ύψος του νερού στον υδροβιότοπο ίσο με 0,4 m. Οι συγκεντρώσεις εισόδου των ρυπαντών στον υδροβιότοπο όπως αυτές προσδιορίζονται (σχέσεις 5.1.3, 5.1.4, 5.1.5) είναι:

$$C_{oBOD} = 200 \text{ mg/L}$$

$$C_{oTN} = 53.3333 \text{ mg/L}$$

$$C_{oFC} = 3,5 \times 10^7 \text{ cfu/100mL}$$

6.1.1 Επίλυση με βάση το μοντέλο Reed et al., 1995 και το μοντέλο Crites και Tchobanoglous, 1998

Με βάση το μοντέλο αυτό για το *καλοκαίρι* με μέση θερμοκρασία αέρα 25 °C και θερμοκρασία εισερχόμενων αποβλήτων 20° C προκύπτει μέση σχεδιαστική θερμοκρασία κοντά στους 21°C (21,22268°C). Για αυτή τη σχεδιαστική θερμοκρασία προκύπτουν τα εξής αποτελέσματα:

- Η επιφάνεια που απαιτείται για συγκέντρωση εκροής BOD₅ 20 mg/L είναι:

$$A_{BOD} = 7586,279 \text{ m}^2$$

Επομένως για συγκεντρώσεις BOD₅ στην εκροή οι οποίες πληρούν τα όρια που έχουμε θέσει (BOD₅ ≤ 20 mg/L), η απαιτούμενη έκταση θα πρέπει να είναι τουλάχιστον ίση με την παραπάνω τιμή.

- Η επιφάνεια που απαιτείται για συγκέντρωση εκροής ολικού αζώτου (TN) ίση με 9,918452 mg/L προκύπτει σύμφωνα με τις εξισώσεις 4.2.8 και 4.2.9 ίση με:

$$A_{nit} = 16848,03 \text{ m}^2$$

- Η επιφάνεια που απαιτείται για την απομάκρυνση του ολικού αζώτου (TN) σύμφωνα με το εγχειρίδιο WEF Manual Of Practice, 1990 (σχέση 4.3.7) προκύπτει ίση με:

$$A_{TNwef} = 26687.17 \text{ m}^2$$

Τα αποτελέσματα της εξίσωσης 4.3.7 δεν μπορούν να προσαρμοστούν με βάση τη θερμοκρασία. Επίσης δε λαμβάνεται υπόψη η επίδραση του βάθους και του υδραυλικού χρόνου παραμονής στον υγροβιότοπο. Για τους παραπάνω λόγους η χρήση της 4.3.7 δεν προτείνεται για σχεδιασμό. Η εκτίμηση της επιφάνειας που προκύπτει με βάση την εξίσωση αυτή πραγματοποιείται μόνο για σκοπούς σύγκρισης.

- Η επιφάνεια που απαιτείται για συγκέντρωση εκροής κοπρανωδών κολοβακτηριδίων 1000 cfu/100mL προκύπτει σύμφωνα με τη σχέση 5.1.10 ίση με:

$$A_{FC} = 2,9 \times 10^7 \text{ m}^2$$

Με βάση τη σχέση 5.1.10 η τιμή για την έκταση που προκύπτει είναι πάρα πολύ μεγάλη, γεγονός που αποδεικνύει τη μη καταλληλότητα της σχέσης αυτής για υγροβιότοπους FWS. Η τιμή αυτή αποτελεί απόρροια του γεγονότος ότι η σχέση 5.1.9 ισχύει κυρίως για συστήματα λιμνών. Συνεπώς, δε λαμβάνει υπόψη τις επιπρόσθετες διεργασίες που λαμβάνουν χώρα σε ένα υγροβιότοπο (ρόφιση, συγκράτηση), οι οποίες συνεισφέρουν στην απομάκρυνση των κοπρανωδών κολοβακτηριδίων. Για τους παραπάνω λόγους δεν λαμβάνουμε υπόψη στη διαστασιολόγηση του συστήματος την παραπάνω τιμή.

- Με βάσει τα παραπάνω η τελική τιμή της έκτασης που απαιτείται για τη διαστασιολόγηση του συστήματος προκύπτει από την μέγιστη των τιμών που έχουν προκύψει για το BOD και το ολικό άζωτο (σχέσεις 4.2.8 και 4.2.9). Επομένως:

$$A_s = 16848,03 \text{ m}^2$$

- Ο ρυθμός οργανικής φόρτισης (BOD) L_{org} προκύπτει σύμφωνα με τη σχέση 5.1.6 και για έκταση 16848 m² ίσος με:

$$L_{org} = 5.341872 \text{ kg/στρ.day}$$

Επομένως δεν υπερβαίνεται η μέγιστη επιτρεπτή τιμή των 11 kg/στρ.day.

- Για την παραπάνω έκταση, το μέγιστο επιτρεπτό μήκος (σχέση 3.4.19) που προκύπτει ισούται με 280,9 m.
- Για 8 κλίνες τοποθετημένες παράλληλα μεταξύ τους προκύπτει για κάθε κλίνη:

$$\text{Μήκος κλίνης: } L = 79,49 \text{ m}$$

$$\text{Πλάτος κλίνης: } W = 26,50 \text{ m}$$

Συνεπώς πληρείται ο περιορισμός του μέγιστου επιτρεπτού μήκους.

Για το χειμώνα, με μέση σχεδιαστική θερμοκρασία νερού κοντά στους 10°C τα αποτελέσματα που προκύπτουν είναι:

$$A_{BOD} = 9774,599 \text{ m}^2$$

$$A_{nit} = 21706,91 \text{ m}^2 \text{ (για συγκέντρωση εκροής TN = 9,994514 mg/L)}$$

$$A_{TNwef} = 49324,08 \text{ m}^2$$

$$A_{FC} = 1,23 \times 10^8 \text{ m}^2$$

- Επομένως, η απαιτούμενη έκταση για επαρκή απομάκρυνση των BOD και TN κατά τη χειμερινή περίοδο ισούται με:

$$A_S = 21706,91 \text{ m}^2$$

- Ο ρυθμός οργανικής φόρτισης (BOD) L_{org} προκύπτει σύμφωνα με τη σχέση 5.1.6 και για έκταση 21706,91 m² ίσος με:

$$L_{org} = 4,146144 \text{ kg/στρ.day}$$

Επομένως δεν υπερβαίνεται η μέγιστη επιτρεπτή τιμή των 11 kg/στρ.day.

- Για την παραπάνω έκταση το μέγιστο επιτρεπτό μήκος ισούται με 626,43 m. Για 8 κλίνες τοποθετημένες παράλληλα μεταξύ τους προκύπτει για κάθε κλίνη:

$$\text{Μήκος κλίνης: } L = 90,22 \text{ m}$$

$$\text{Πλάτος κλίνης: } W = 30,07 \text{ m}$$

6.1.2 Επίλυση με βάση το μοντέλο Kadlec και Knight, 1996

Με βάση το μοντέλο Kadlec και Knight, για το καλοκαίρι με μέση θερμοκρασία αέρα 25 °C και θερμοκρασία εισερχόμενων αποβλήτων 20° C προκύπτει μέση σχεδιαστική θερμοκρασία ίση με 21.25068 °C. Για αυτή τη σχεδιαστική θερμοκρασία προκύπτουν τα εξής αποτελέσματα:

- Η επιφάνεια που απαιτείται για συγκέντρωση εκροής BOD₅ 20 mg/L είναι:

$$A_{BOD} = 17404,12 \text{ m}^2$$

- Η επιφάνεια που απαιτείται για συγκέντρωση εκροής ολικού αζώτου (TN) ίση με 9,918452 mg/L προκύπτει σύμφωνα με τις εξισώσεις 4.4.2 και 4.4.3 ίση με:

$$A_{TN} = 13903,50 \text{ m}^2$$

- Η επιφάνεια που απαιτείται για συγκέντρωση εκροής ολικού αζώτου (TN) ίση με 9,918452 mg/L προκύπτει σύμφωνα με τις εξισώσεις 4.4.2 και 5.1.11 (παράγοντας ασφαλείας z, WEF 2001) ίση με:

$$A_{TNs} = 18878,52 \text{ m}^2$$

- Η επιφάνεια που απαιτείται για συγκέντρωση εκροής κοπρανωδών κολοβακτηριδίων (FC) 1000 cfu/100mL προκύπτει σύμφωνα με τις σχέσεις 4.4.2 και 4.4.3 ίση με:

$$A_{FC} = 28434,36 \text{ m}^2$$

- Η επιφάνεια που απαιτείται για συγκέντρωση εκροής FC ίση με 1000 cfu/100mL προκύπτει σύμφωνα με τις εξισώσεις 4.4.2 και 5.1.11 (παράγοντας ασφαλείας z, WEF 2001) ίση με:

$$A_{FCs} = 36461,77 \text{ m}^2$$

- Οι τιμές της έκτασης με βάση τη σχέση 5.1.11 δε λαμβάνονται υπόψη στη διαστασιολόγηση των κλινών, για το λόγο ότι στα αποτελέσματα που έχουν προκύψει με βάση το μοντέλο των Reed et al. (παράγ. 6.1.1) δεν έχει συμπεριληφθεί κάποιος συντελεστής ασφαλείας. Επομένως, με αυτό τον τρόπο η σύγκριση των δύο μοντέλων είναι πιο αντικειμενική. Για τον προσδιορισμό της τελικής τιμής της έκτασης που απαιτείται για τη διαστασιολόγηση του συστήματος, λαμβάνουμε υπόψη (& για σκοπούς σύγκρισης με το μοντέλο των Reed et al.) τη μέγιστη των τιμών που έχουν προκύψει για το BOD και το ολικό άζωτο. Επομένως:

$$A_s = 17404,12 \text{ m}^2$$

- Ο ρυθμός οργανικού φορτίου ισούται με:

$$L_{org} = 5,17 \text{ kg/στρ.day}$$

Επομένως δεν υπερβαίνεται η μέγιστη επιτρεπτή τιμή των 11 kg/στρ.day.

- Για την παραπάνω έκταση, το μέγιστο επιτρεπτό μήκος (σχέση 3.4.19) που προκύπτει ισούται με 287 m.
- Για 8 κλίνες τοποθετημένες παράλληλα μεταξύ τους προκύπτει για κάθε κλίνη:

$$\text{Μήκος κλίνης: } L = 80,79 \text{ m}$$

$$\text{Πλάτος κλίνης: } W = 26,92 \text{ m}$$

Συνεπώς πληρείται ο περιορισμός του μέγιστου επιτρεπτού μήκους.

Για το χειμώνα, με μέση σχεδιαστική θερμοκρασία νερού κοντά στους 10°C τα αποτελέσματα που προκύπτουν είναι:

$$A_{BOD} = 16667,78 \text{ m}^2$$

$$A_{TN} = 21994,86 \text{ m}^2$$

$$A_{TNs} = 29072,63 \text{ m}^2$$

$$A_{FC} = 23695,29 \text{ m}^2$$

$$A_{FCs} = 30384,81 \text{ m}^2$$

- Επομένως, η απαιτούμενη έκταση για επαρκή απομάκρυνση των BOD και TN κατά τη χειμερινή περίοδο ισούται με:

$$A_s = 21994,86 \text{ m}^2$$

- Ο ρυθμός οργανικής φόρτισης (BOD) L_{org} προκύπτει σύμφωνα με τη σχέση 5.1.6 και για έκταση = 21995 m² ίσος με:

$$L_{org} = 4,091866 \text{ kg/στρ.day}$$

Επομένως δεν υπερβαίνεται η μέγιστη επιτρεπτή τιμή των 11 kg/στρ.day.

- Το μέγιστο επιτρεπτό μήκος προκύπτει ίσο με:

$$L_{MAX} = 631,9529 \text{ m}$$

- Υποθέτοντας 8 κλίνες τοποθετημένες παράλληλα μεταξύ τους οι διαστάσεις που προκύπτουν για κάθε κλίνη είναι:

$$L = 90.82 \text{ m}$$

$$W = 30.27 \text{ m}$$

6.1.3 Σύγκριση μοντέλων και συμπεράσματα

Από τα αποτελέσματα που παρουσιάζονται στις παραγράφους 6.1.1 και 6.1.2 οδηγούμαστε στα παρακάτω συμπεράσματα:

- Με βάση το μοντέλο των Reed et al., 1995 και Crites και Tchobanoglous, 1998 η επιφάνεια που απαιτείται για την απομάκρυνση του BOD₅ προκύπτει μικρότερη από την αντίστοιχη επιφάνεια που προκύπτει από το μοντέλο των Kadlec και Knight, 1996.
- Αντίθετα, η επιφάνεια που απαιτείται για την απομάκρυνση του ολικού αζώτου προκύπτει μεγαλύτερη από την αντίστοιχη επιφάνεια που προκύπτει από το μοντέλο των Kadlec και Knight, 1996.
- Λαμβάνοντας υπόψη την απομάκρυνση του BOD₅ και του ολικού αζώτου στη διαστασιολόγηση των κλινών προκύπτουν παραπλήσια αποτελέσματα για τα δύο μοντέλα, με ελαφρά μεγαλύτερες τιμές για το μοντέλο των Kadlec και Knight. Ουσιαστική διαφορά των δύο μοντέλων αποτελεί το γεγονός ότι με βάση το μοντέλο των Kadlec και Knight προκύπτει σχετικά μεγάλη επιφάνεια για την απομάκρυνση του BOD₅ η οποία ουσιαστικά καθορίζει τη διαστασιολόγηση του συστήματος. Σε αντίθεση, στο μοντέλο των Reed et al., η απομάκρυνση του ολικού αζώτου καθορίζει τη σχεδιαστική επιφάνεια.
- Σύμφωνα με το εγχειρίδιο WEF Manual Of Practice, 1990 η επιφάνεια που προσδιορίζεται για την απομάκρυνση του ολικού αζώτου προκύπτει αρκετά μεγαλύτερη από την αντίστοιχη επιφάνεια που προκύπτει με τη διαδικασία που ακολουθείται στο μοντέλο των Reed et al. και των Kadlec και Knight. Αυτό συμβαίνει για το λόγο η εξίσωση 4.3.7 βασίζεται σε παλινδρόμηση στοιχείων από υπάρχοντες υδροβιότοπους FWS και επιπλέον, δεν μπορεί να προσαρμοστεί με βάση τη θερμοκρασία. Επίσης δε λαμβάνεται υπόψη η επίδραση του βάθους και του υδραυλικού χρόνου παραμονής στον υδροβιότοπο.
- Η επιφάνεια που απαιτείται για συγκέντρωση εκροής κοπρανωδών κολοβακτηριδίων 1000 cfu/100mL προκύπτει σύμφωνα με τη σχέση 5.1.10 που αναφέρεται στη βιβλιογραφία των Reed et al. μεγαλύτερη κατά αρκετές τάξεις μεγέθους από την αντίστοιχη επιφάνεια που προκύπτει με βάση το μοντέλο των Kadlec και Knight. Αυτό συμβαίνει για το λόγο ότι οι Reed et al. δεν έχουν διατυπώσει μία σχέση που να βασίζεται αποκλειστικά σε υδροβιότοπους FWS.

Στη βιβλιογραφία τους απλά αναφέρεται η σχέση 5.1.9 η οποία ισχύει για συστήματα λιμνών και δίνει, όπως αποδεικνύεται, μια αρκετά συντηρητική εκτίμηση.

- ο Η επιφάνεια που προκύπτει για την απομάκρυνση των κοπρανωδών κολοβακτηριδίων με βάση το μοντέλο των Kadlec και Knight, προκύπτει μεγαλύτερη από την επιφάνεια που απαιτείται για επαρκή απομάκρυνση του BOD₅ και του ολικού αζώτου. Επομένως, σύμφωνα με το μοντέλο αυτό η συνολική επιφάνεια του συστήματος θα έπρεπε να ισούται με την τιμή που προκύπτει για τα FC ώστε να έχουμε επαρκή απομάκρυνση των παθογόνων.

■ Μια εναλλακτική λύση για την επαρκή απομάκρυνση των παθογόνων από το σύστημα αποτελεί η τοποθέτηση μιας μονάδας απολύμανσης στην εισροή ή την εκροή του συστήματος, ιδιαίτερα σε περιοχές με αυστηρούς περιορισμούς συγκέντρωσης FC. Η λύση αυτή προτείνεται επίσης εάν η επιφάνεια που απαιτείται για την απομάκρυνση των παθογόνων είναι αρκετά μεγάλη και ειδικά στην περίπτωση που υπάρχει περιορισμός χώρου στη θέση εγκατάστασης του υδροβιότοπου. Μ' αυτό τον τρόπο και ανάλογα με την περίπτωση που εξετάζεται, ίσως έχουμε μια όχι τόσο δαπανηρή λύση (απαίτηση μεγάλων εκτάσεων) και πιο σίγουρα αποτελέσματα. Το τελευταίο είναι αρκετά σημαντικό, καθώς στην υπάρχουσα βιβλιογραφία δεν υπάρχουν αρκετές σχέσεις εκτίμησης για την απομάκρυνση των κοπρανωδών κολοβακτηριδίων (οι Crites και Tchobanoglous π.χ. δεν αναφέρουν καμία σχέση εκτίμησης της απομάκρυνσης των FC).

- ο Οι επιφάνειες που προκύπτουν εισάγοντας τους συντελεστές ασφαλείας z στο μοντέλο του Kadlec και Knight (εξ. 5.1.11) προκύπτουν για τον κάθε ρυπαντή, όπως παρουσιάζεται στις παραγράφους 6.1.1 και 6.1.2, μεγαλύτερες από τις αντίστοιχες επιφάνειες που προκύπτουν χωρίς να λαμβάνονται υπόψη οι συντελεστές αυτοί.
- ο Σύμφωνα με τα αποτελέσματα των παραγράφων 6.1.1 και 6.1.2 παρατηρείται ότι προκύπτουν μεγαλύτερες σχεδιαστικές επιφάνειες για θερμοκρασία 10 °C. Σ' αυτή την περίπτωση υπάρχουν δύο διεξοδικές λύσεις: (α) το σύστημα σχεδιάζεται με βάση τις μεγαλύτερες διαστάσεις που προκύπτουν για χειμερινές συνθήκες, (β) το σύστημα σχεδιάζεται με μικρότερες των μέγιστων διαστάσεις, υποθέτοντας ότι οι θερμοκρασιακές συνθήκες κάτω των 10 °C δεν πραγματοποιούνται πολύ συχνά. Σ' αυτή τη δεύτερη περίπτωση τα απόβλητα των ψυχρότερων ημερών μπορούν να αποθηκεύονται προσωρινά ώστε να μπορούν να επεξεργαστούν κατά τις θερμότερες μέρες. Μια άλλη λύση σε αυτή την περίπτωση μπορεί να είναι η εφαρμογή επιπρόσθετων τεχνολογιών επεξεργασίας που να εφαρμόζονται μόνο κατά τις ψυχρότερες μέρες του έτους. Η τελική επιλογή οφείλεται αποκλειστικά σε παράγοντες όπως είναι η υπάρχουσα έκταση της τοποθεσίας για την κατασκευή του συστήματος, οι θερμοκρασιακές συνθήκες της περιοχής και το κόστος των επιπρόσθετων επεξεργασιών και της δυνατότητας αποθήκευσης κάποιας ποσότητας αποβλήτων.

6.2 ΕΛΕΓΧΟΣ ΕΠΑΡΚΕΙΑΣ ΣΥΣΤΗΜΑΤΟΣ ΥΓΡΟΒΙΟΤΟΠΟΥ FWS

Για μια υποθετική κοινότητα 3000 κατοίκων, σχεδιαστική θερμοκρασία ίση με 15 °C και βάθος νερού ίσο με 0,35 m ελέγχεται η επάρκεια του συστήματος FWS για επιφάνειες σχεδιασμού 25000, 30000 και 5000 m². Υποτίθεται μέση ημερήσια παραγωγή υγρών αποβλήτων 120 L/ι.κ.δ και επομένως η παροχή σχεδιασμού προκύπτει ίση με 540 m³/day. Ο λόγος αναλογίας L/W θεωρείται ίσος με 4/1. Σύμφωνα με την εξίσωση 5.1.7 και για εισερχόμενο στο σύστημα BOD₅ ίσο με 166,667 mg/L η ελάχιστη επιτρεπτή επιφάνεια προκύπτει:

$$A_{Smin} = 8181,818 \text{ m}^2$$

Για σχεδιαστική επιφάνεια ίση με 25000 m² το μέγιστο επιτρεπτό μήκος προκύπτει ίσο με 480,7 m. Το μήκος της κάθε κλίνης προκύπτει ίσο με 111,8 m και επομένως δεν υπερβαίνει τη μέγιστη επιτρεπτή τιμή.

Για σχεδιαστική επιφάνεια ίση με 30000 m² το μέγιστο επιτρεπτό μήκος προκύπτει ίσο με 542,8 m. Το μήκος της κάθε κλίνης προκύπτει ίσο με 122,47 m και επομένως δεν υπερβαίνει τη μέγιστη επιτρεπτή τιμή.

Για σχεδιαστική επιφάνεια ίση με 6000 m² το οργανικό φορτίο υπερβαίνει τη μέγιστη επιτρεπτή τιμή των 11 kg/στρ.δ καθώς όπως αναφέρθηκε παραπάνω $A_{Smin} = 8181,818 \text{ m}^2$. Στην οθόνη εκτέλεσης του προγράμματος εμφανίζεται το μήνυμα "ORGANIC LOADING EXCEEDS ITS MAXIMUM VALID VALUE". Επιλέγεται η συνέχιση της εκτέλεσης του προγράμματος για τον έλεγχο της επάρκειας του συστήματος στην περίπτωση αυτή. Το μέγιστο επιτρεπτό μήκος προκύπτει ίσο με 185,63 m. Το μήκος της κάθε κλίνης προκύπτει ίσο με 54,77 m και επομένως δεν υπερβαίνει τη μέγιστη επιτρεπτή τιμή.

Τα αποτελέσματα που προκύπτουν για τις τρεις παραπάνω δεδομένες επιφάνειες, όσον αφορά στις συγκεντρώσεις εκροής των ρυπαντών και την απόδοση απομάκρυνσης, σύμφωνα με το κάθε μοντέλο προσομοίωσης παρουσιάζονται στις παραγράφους 6.2.1 και 6.2.2.

6.2.1 Έλεγχος με βάση το μοντέλο Reed et al., 1995 και το μοντέλο Crites και Tchobanoglous, 1998

Για σχεδιαστική επιφάνεια ίση με 25000 m² τα αποτελέσματα που προκύπτουν σύμφωνα με το μοντέλο αυτό είναι τα εξής:

- Η συγκέντρωση εκροής του BOD₅ προκύπτει σύμφωνα με τη σχέση 4.2.4 ίση με:

$$C_{eBOD} = 0,532 \text{ mg/L}$$

Συνεπώς η απόδοση απομάκρυνσης του συστήματος για το BOD₅ ισούται με 99,68 %. Ως γνωστόν, σύμφωνα με τη βιβλιογραφία των Reed et al. και Crites και Tchobanoglous πάντα στο σύστημα θα υπάρχει μια συγκέντρωση υποβάθρου 2-10 mg/L. Λαμβάνοντας υπόψη ότι η συγκέντρωση του BOD₅ στην εκροή του υδροβιότοπου δεν μπορεί να πάρει χαμηλότερη τιμή από την τυπική 5 mg/L, η μέγιστη απόδοση του συστήματος για την απομάκρυνση του BOD₅ προκύπτει ίση με 97%. Επομένως σε αυτή την περίπτωση θεωρείται ότι η συγκέντρωση του BOD₅ στην εκροή είναι ίση με 5 mg/L και επομένως έχουμε απόδοση 97%.

- Η συγκέντρωση εκροής του ολικού αζώτου προκύπτει ίση με (σχέση 5.2.4):

$$C_{eTN} = 6,38 \text{ mg/L}$$

Επομένως η απόδοση απομάκρυνσης για το TN προκύπτει ίση με 85,64%. Η παραπάνω συγκέντρωση που προκύπτει είναι μικρότερη από το ανώτατο όριο των 10 mg/L και, επομένως ο σχεδιασμός του συστήματος θεωρείται επαρκής όσον αφορά στην απομάκρυνση του ολικού αζώτου.

- Σύμφωνα με τη σχέση 4.3.6 του WEF Manual of Practice, 1990, προκύπτει συγκέντρωση εκροής TN ίση με:

$$C_{eTNe} = 8,021 \text{ mg/L}$$

Η συγκέντρωση αυτή αντιστοιχεί σε απόδοση 81,95%. Η συγκέντρωση αυτή είναι μικρότερη από το ανώτατο όριο των 10 mg/L και, επομένως ο σχεδιασμός του συστήματος θεωρείται, σύμφωνα με αυτή την προσέγγιση, επαρκής όσον αφορά στην απομάκρυνση του ολικού αζώτου.

- Η συγκέντρωση εκροής των κοπρανωδών κολοβακτηριδίων FC προκύπτει ίση με (σχέση 5.1.9):

$$C_{eFC} = 2620139 \text{ cfu/100mL}$$

Η παραπάνω συγκέντρωση αντιστοιχεί σε απόδοση απομάκρυνσης 92,51389 %. Η τιμή αυτή προκύπτει κατά πολύ μεγαλύτερη από την οριακή τιμή των 1000 cfu/100mL και, επομένως ο σχεδιασμός δεν είναι επαρκής όσον αφορά στην απομάκρυνση των κοπρανωδών κολοβακτηριδίων. Στην οθόνη εκτέλεσης του κώδικα ελέγχου εμφανίζεται το μήνυμα "NOT SUFFICIENT DESIGN FOR FC REMOVAL".

Για σχεδιαστική επιφάνεια ίση με 30000 m² τα αποτελέσματα που προκύπτουν είναι τα εξής:

- Συγκέντρωση εκροής BOD σύμφωνα με τη σχέση 4.2.4: $C_{eBOD} = 0,169 \text{ mg/L}$.

Η τιμή αυτή είναι μικρότερη από τη συγκέντρωση υποβάθρου 5 mg/L. Επομένως ισχύει:

$$C_{eBOD} = 5,00 \text{ mg/L} \text{ \& } \text{απόδοση απομάκρυνσης BOD}_5 \text{ ίση με } 97\%.$$

- Για το ολικό άζωτο σύμφωνα με τη σχέση 5.2.4 έχουμε:

$$C_{eTN} = 4,265 \text{ mg/L} < 10 \text{ mg/L} \text{ \& } \text{απόδοση απομάκρυνσης TN} = 90,40 \%$$

- Σύμφωνα με τη σχέση 4.3.6 προκύπτει:

$$C_{eTNe} = 7,739 \text{ mg/L} < 10 \text{ mg/L} \text{ \& } \text{απόδοση απομάκρυνσης TN} = 82,59 \%$$

- Σύμφωνα με τη σχέση 5.1.9 προκύπτει:

$$C_{eFC} = 2211036 \text{ cfu/100mL} \gg 1000 \text{ cfu/100mL}.$$

Η απόδοση απομάκρυνσης για τα FC προκύπτει ίση με 93,68275 %. Στην οθόνη εκτέλεσης του κώδικα έλεγχου εμφανίζεται το μήνυμα "NOT SUFFICIENT DESIGN FOR FC REMOVAL".

Για σχεδιαστική επιφάνεια ίση με 6000 m² τα αποτελέσματα που προκύπτουν είναι τα εξής:

- Η συγκέντρωση εκροής BOD σύμφωνα με τη σχέση 4.2.4 προκύπτει:

$$C_{eBOD} = 41,96 \text{ mg/L}$$

Αυτή η τιμή για τη συγκέντρωση αντιστοιχεί σε απόδοση απομάκρυνσης BOD₅ ίση με 74,82 %.

Η τιμή αυτή είναι μεγαλύτερη από την οριακή τιμή 20 mg/L και, επομένως εμφανίζεται στην οθόνη εκτέλεσης του προγράμματος το μήνυμα "NOT SUFFICIENT DESIGN FOR BOD REMOVAL".

- Για το ολικό άζωτο σύμφωνα με τη σχέση 5.2.4 έχουμε:

$$C_{eTN} = 32,06 \text{ mg/L} > 10 \text{ mg/L} \text{ \& } \text{απόδοση απομάκρυνσης TN} = 27,86 \%$$

Στην οθόνη εμφανίζεται το μήνυμα "NOT SUFFICIENT DESIGN FOR TN REMOVAL".

- Σύμφωνα με τη σχέση 4.3.6 προκύπτει:

$$C_{eTNe} = 10,23 \text{ mg/L} > 10 \text{ mg/L} \text{ \& } \text{απόδοση απομάκρυνσης TN} = 76,97 \%$$

Στην οθόνη εμφανίζεται το μήνυμα "NOT SUFFICIENT DESIGN FOR TN REMOVAL".

- Σύμφωνα με τη σχέση 5.1.9 προκύπτει:

$$C_{eFC} = 8825152 \text{ cfu/100mL} \gg 1000 \text{ cfu/100mL}.$$

Η απόδοση απομάκρυνσης για τα FC προκύπτει ίση με 74,78528 %. Στην οθόνη εκτέλεσης του κώδικα έλεγχου εμφανίζεται το μήνυμα "NOT SUFFICIENT DESIGN FOR FC REMOVAL".

6.2.2 Έλεγχος με βάση το μοντέλο Kadlec και Knight, 1996

Σύμφωνα με το μοντέλο αυτό για σχεδιαστική επιφάνεια ίση με 25000 m² προκύπτουν τα εξής αποτελέσματα για τον κάθε ρυπαντή (εξίσωση 4.4.1):

- Η συγκέντρωση εκροής του BOD₅ προκύπτει ίση με:
 $C_{eBOD} = 14,40 \text{ mg/L} < 20 \text{ mg/L}$ & απόδοση απομάκρυνσης BOD₅ ίση με 91,35 %.
- Η συγκέντρωση εκροής του ολικού αζώτου προκύπτει ίση με:
 $C_{eTN} = 6,32 \text{ mg/L} < 10 \text{ mg/L}$ & απόδοση απομάκρυνσης για το TN ίση με 85,77 %.
- Η συγκέντρωση εκροής των κοπρανωδών κολοβακτηριδίων προκύπτει:
 $C_{eFC} = 2886,116 \text{ cfu/100mL} > 1000 \text{ cfu/100mL}$ & απόδοση απομάκρυνσης FC ίση με 99,99175 %. Στην οθόνη εκτέλεσης του κώδικα έλεγχου εμφανίζεται το μήνυμα "NOT SUFFICIENT DESIGN FOR FC REMOVAL".

Για σχεδιαστική επιφάνεια ίση με 30000 m² προκύπτουν τα εξής αποτελέσματα για τον κάθε ρυπαντή:

- Η συγκέντρωση εκροής του BOD₅ προκύπτει:
 $C_{eBOD} = 13,21 \text{ mg/L} < 20 \text{ mg/L}$ & απόδοση απομάκρυνσης BOD₅ ίση με 92,08 %.
- Η συγκέντρωση εκροής του ολικού αζώτου προκύπτει:
 $C_{eTN} = 4,61 \text{ mg/L} < 10 \text{ mg/L}$ & απόδοση απομάκρυνσης για το TN ίση με 89,62 %.
- Η συγκέντρωση εκροής των κοπρανωδών κολοβακτηριδίων προκύπτει:
 $C_{eFC} = 685,8019 \text{ cfu/100mL} < 1000 \text{ cfu/100mL}$ & απόδοση απομάκρυνσης FC ίση με 99,99804 %.

Για σχεδιαστική επιφάνεια ίση με 6000 m² προκύπτουν τα εξής αποτελέσματα για τον κάθε ρυπαντή:

- Η συγκέντρωση εκροής του BOD₅ προκύπτει ίση με:
 $C_{eBOD} = 67,16 \text{ mg/L} > 20 \text{ mg/L}$ & απόδοση απομάκρυνσης BOD₅ ίση με 59,71 %. Στην οθόνη εμφανίζεται το μήνυμα "NOT SUFFICIENT DESIGN FOR BOD₅ REMOVAL".
- Η συγκέντρωση εκροής του ολικού αζώτου προκύπτει ίση με:
 $C_{eTN} = 26,91 \text{ mg/L} > 10 \text{ mg/L}$ & απόδοση απομάκρυνσης για το TN ίση με 39,45 %. Στην οθόνη εμφανίζεται το μήνυμα "NOT SUFFICIENT DESIGN FOR TN REMOVAL".
- Η συγκέντρωση εκροής των κοπρανωδών κολοβακτηριδίων προκύπτει:

$C_{eFC} = 3569118 \text{ cfu/100mL} \gg 1000 \text{ cfu/100mL}$ & απόδοση απομάκρυνσης FC ίση με 89,80252 %. Στην οθόνη εμφανίζεται το μήνυμα "NOT SUFFICIENT DESIGN FOR FC REMOVAL".

6.2.3 Σύγκριση μοντέλων και συμπεράσματα

Συγκρίνοντας τα αποτελέσματα που παρουσιάζονται στις παραγράφους 6.2.1 και 6.2.2 προκύπτουν τα παρακάτω συμπεράσματα:

- Ο περιορισμός του μέγιστου επιτρεπτού μήκους πληρείται στις τρεις παραπάνω εξεταζόμενες περιπτώσεις για υπόθεση λόγου αναλογίας $L/W=4/1$. Συνεπώς, για τους πιο συχνά χρησιμοποιούμενους λόγους αναλογίας ($1/1-4/1$) δεν τίθεται θέμα παραβίασης αυτού του περιορισμού, ακόμα και για δυσμενείς συνθήκες στον υδροβιότοπο (υπόθεση συντελεστή Manning $a = 4$ για σχετικά πυκνή βλάστηση).
- Για μικρές σχετικά σχεδιαστικές επιφάνειες (6000 m^2) ο ρυθμός οργανικής φόρτισης υπερβαίνει τη μέγιστη επιτρεπτή τιμή του (11 kg/στρ.day). Όπως έχει αποδειχθεί παραπάνω η ελάχιστη επιφάνεια ώστε να μην υπερβαίνεται η μέγιστη επιτρεπτή τιμή του οργανικού φορτίου προκύπτει για τις συνθήκες επίλυσης του προβλήματος $\sim 8182 \text{ m}^2$. Για $A_s = 6000 \text{ m}^2$ προκύπτει σύμφωνα με τη σχέση 5.1.6 $L_{org}=15 \text{ kg/στρ.day} > 11 \text{ kg/στρ.day}$.
- Σύμφωνα με το μοντέλο των Reed et al., προβλέπεται μεγαλύτερο ποσοστό απομάκρυνσης του BOD_5 σε σύγκριση με το μοντέλο των Kadlec και Knight. Σύμφωνα με τους Reed et al. και τους Crites και Tchobanoglous η συγκέντρωση εκροής του BOD_5 δε μπορεί να πάρει μικρότερη τιμή από τη συγκέντρωση υποβάθρου. Μια τυπική τιμή της συγκέντρωσης υποβάθρου σύμφωνα με τους παραπάνω είναι η 5 mg/L . Για την τιμή αυτή η απόδοση παίρνει τη μέγιστη τιμή 97% (σχέση 5.2.2).
- Για να συγκρίνουμε τα δύο μοντέλα μεταξύ τους όσον αφορά στην απόδοση απομάκρυνσης του BOD_5 , χρησιμοποιούμε στο μοντέλο των Reed et al. ως συγκέντρωση υποβάθρου την τιμή που προκύπτει σύμφωνα με τη σχέση 4.4.5 των Kadlec και Knight. Σύμφωνα με τη σχέση αυτή η συγκέντρωση υποβάθρου C^* ισούται με $12,33 \text{ mg/L}$. Για την τιμή αυτή η απόδοση, σύμφωνα με το μοντέλο των Reed et al., παίρνει τη μέγιστη τιμή 92,6 %. Έτσι, οι τιμές απόδοσης για τα δύο μοντέλα είναι παραπλήσιες μεταξύ τους, ιδιαίτερα για μεγάλες σχεδιαστικές επιφάνειες. Για μικρότερες επιφάνειες το μοντέλο των Reed et al. προβλέπει μεγαλύτερο ποσοστό απομάκρυνσης για το BOD_5 . Αυτό συμβαίνει για το λόγο ότι στο μοντέλο των Kadlec και Knight η συγκέντρωση υποβάθρου λαμβάνεται υπόψη τόσο στη συγκέντρωση εκροής όσο και στη συγκέντρωση εισροής και εισέρχεται στο λογαριθμικό τμήμα της εξίσωσης 4.4.1. Σε

αντίθεση, στο μοντέλο των Reed et al., η συγκέντρωση υποβάθρου χρησιμοποιείται στην εξίσωση 4.2.4 ως η χαμηλότερη τιμή που μπορεί να λάβει η συγκέντρωση εκροής του BOD₅.

- ο Τα δύο μοντέλα προβλέπουν περίπου ίσο ποσοστό απομάκρυνσης για το ολικό άζωτο, με το μοντέλο των Reed et al., να δίνει χαμηλότερες σχετικά αποδόσεις για μικρές επιφάνειες.
- ο Η προσεγγιστική σχέση 4.3.6 της WEF, Manual Of Practice, 1990 προβλέπει υψηλότερες συγκεντρώσεις εκροής για μεγάλες σχεδιαστικές επιφάνειες και κατά πολύ χαμηλότερες συγκεντρώσεις για μικρές επιφάνειες σε σχέση με τις αντίστοιχες συγκεντρώσεις που προκύπτουν σύμφωνα με τη σχέση 5.2.4 των Reed et al. και τη σχέση 4.4.1 των Kadlec και Knight. Το γεγονός αυτό οφείλεται στο ότι η σχέση 4.3.6 αποτελεί μια γραμμική έκφραση η οποία προκύπτει από παλινδρόμηση στοιχείων από υπάρχοντα συστήματα της Αμερικής, χωρίς να λαμβάνεται μάλιστα υπόψη η θερμοκρασιακή μεταβολή.
- ο Όσον αφορά στην απόδοση απομάκρυνσης των κοπρανωδών κολοβακτηριδίων σύμφωνα με το μοντέλο των Reed et al., για τις επιφάνειες που εξετάζουμε, δεν πληρούνται τα επιτρεπτά όρια. Αυτό συμβαίνει για το λόγο ότι, όπως έχει αναφερθεί και στην ενότητα 6.1, η εξίσωση 5.1.9 εφαρμόζεται κυρίως για συστήματα λιμνών και δίνει αρκετά συντηρητικά αποτελέσματα για την επιφάνεια που απαιτείται για επαρκή απομάκρυνση των κοπρανωδών κολοβακτηριδίων.
- ο Το μοντέλο των Kadlec και Knight προβλέπει ιδιαίτερα μεγάλο ποσοστό απομάκρυνσης των FC κυρίως για μεγάλες σχεδιαστικές επιφάνειες. Για επιφάνεια 30000 m² προκύπτει συγκέντρωση κοπρανωδών κολοβακτηριδίων στην εκροή μικρότερη από το μέγιστο επιτρεπτό όριο των 1000 cfu/100mL (βλέπε πίνακες 6.2.1, 6.2.2).

Τα αποτελέσματα των παραγράφων 6.2.1 και 6.2.2 παρουσιάζονται συνοπτικά στους πίνακες 6.2.1 και 6.2.2. Στον πίνακα 6.2.1 για συγκέντρωση υποβάθρου στο μοντέλο των Reed et al. χρησιμοποιείται η τιμή 5 mg/L, ενώ, στον 6.2.2 η τιμή 12,33 mg/L που προκύπτει από τη σχέση 4.4.5 των Kadlec και Knight.

Πίνακας 6.2. 1: Αποτελέσματα ελέγχου επάρκειας συστήματος FWS για σχεδιαστικές επιφάνειες 25000, 30000 και 6000 m² σύμφωνα με τα υπάρχοντα μοντέλα.

Σχεδιαστική επιφάνεια A_s (m ²)	Συγκέντρωση εκροής		Απομάκρυνση (%)	
	<i>Reed et al., Crites & Tchobanoglous</i>	<i>Kadlec & Knight</i>	<i>Reed et al., Crites & Tchobanog.</i>	<i>Kadlec & Knight</i>
	BOD₅ [μέγιστο επιτρεπτό όριο = 20 mg/L]			
25000	5,00	14,40	97,00	91,35
30000	5,00	13,21	97,00	92,08
6000	41,96	67,16	74,82	59,71
	TN [μέγιστο επιτρεπτό όριο = 10 mg/L]			
25000	6,38 / (8,021)*	6,32	85,64 / (81,95)*	85,77
30000	4,265 / (7,739)*	4,61	90,40 / (82,59)*	89,62
6000	32,06 / (10,23)*	26,91	27,86 / (76,97)*	39,45
	FC [μέγιστο επιτρεπτό όριο = 1000 cfu/100mL]			
25000	2620139	2886,116	92,51389	99,99175
30000	2211036	685,80	93,68275	99,99804
6000	8825152	3569118	74,78528	89,80252

* αποτελέσματα που προκύπτουν από το εγχειρίδιο WEF Manual of Practice, 1990

Πίνακας 6.2. 2: Αποτελέσματα ελέγχου επάρκειας συστήματος FWS για σχεδιαστικές επιφάνειες 25000, 30000 και 6000 m² σύμφωνα με τα υπάρχοντα μοντέλα.

Σχεδιαστική επιφάνεια A_s (m ²)	Συγκέντρωση εκροής		Απομάκρυνση (%)	
	<i>Reed et al., Crites & Tchobanoglous</i>	<i>Kadlec & Knight</i>	<i>Reed et al., Crites & Tchobanog.</i>	<i>Kadlec & Knight</i>
	BOD₅ (mg/L)			
25000	12,33	14,40	92,60	91,35
30000	12,33	13,21	92,60	92,08
6000	41,96	67,16	74,82	59,71
	TN (mg/L)			
25000	6,38 / (8,021)*	6,32	85,64 / (81,95)*	85,77
30000	4,265 / (7,739)*	4,61	90,40 / (82,59)*	89,62
6000	32,06 / (10,23)*	26,91	27,86 / (76,97)*	39,45
	FC (cfu/100mL)			
25000	2620139	2886,116	92,51389	99,99175
30000	2211036	685,80	93,68275	99,99804
6000	8825152	3569118	74,78528	89,80252

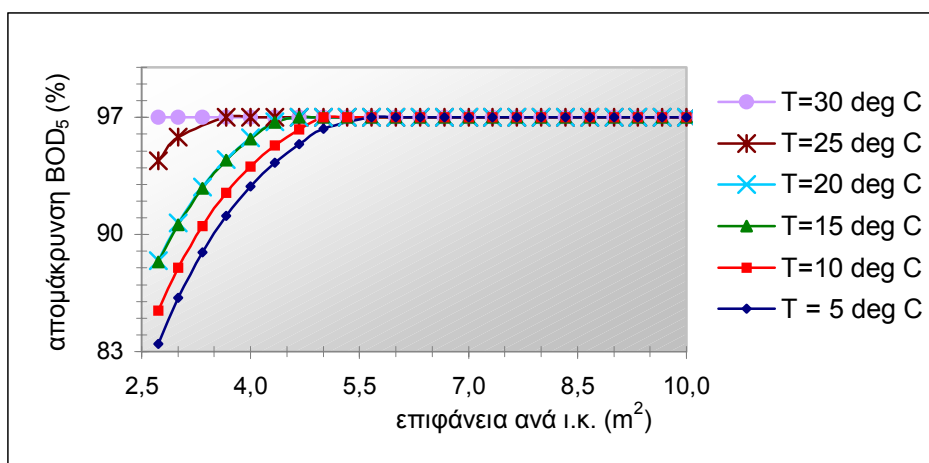
* αποτελέσματα που προκύπτουν από το εγχειρίδιο WEF Manual of Practice, 1990

6.3 ΠΑΡΟΥΣΙΑΣΗ ΔΙΑΓΡΑΜΜΑΤΩΝ

Τα διαγράμματα που παρουσιάζονται στις ενότητες 6.3.1, 6.3.2 και 6.3.3 προκύπτουν σύμφωνα με τη διαδικασία που αναπτύσσεται στις ενότητες 5.2 και 5.3 για θερμοκρασίες σχεδιασμού 5 -30 C και επιφάνειες 5000 -30000 m² ή 1,67 - 10 m² ανά ισοδύναμο κάτοικο. Τα αποτελέσματα που προκύπτουν για κάθε σχεδιαστικό μοντέλο παρουσιάζονται στις παραγράφους 6.3.1 και 6.3.2 ενώ, στην παράγραφο 6.3.3 τα δύο μοντέλα συγκρίνονται. Η ελάχιστη επιφάνεια που πρέπει να έχει ο υγροβιότοπος ώστε να μην υπερβαίνεται ο μέγιστος ρυθμός οργανικής φόρτισης προκύπτει ~8189 m².

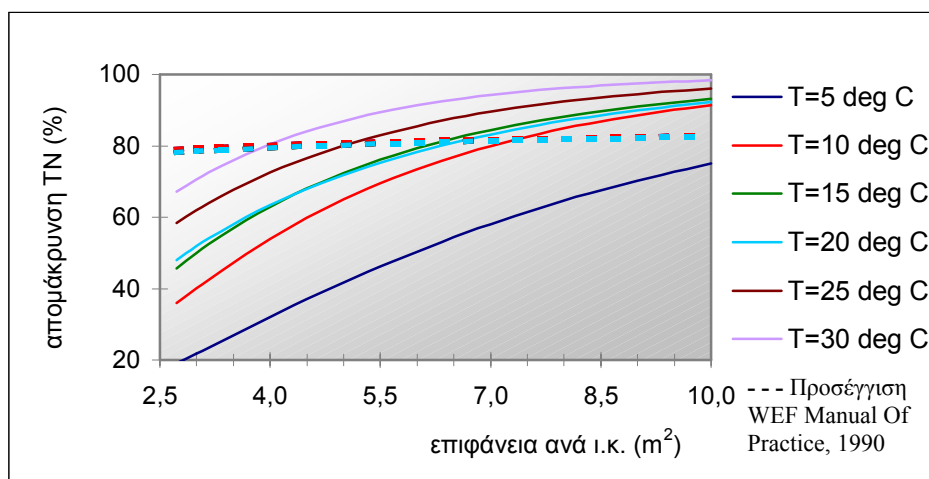
6.3.1 Διαγράμματα μοντέλου Reed et al., 1995 και Crites και Tchobanoglous, 1998

Όσον αφορά στην απομάκρυνση του BOD₅, τα αποτελέσματα που προκύπτουν παρουσιάζονται στο διάγραμμα 6.3.1. Η απόδοση απομάκρυνσης αυξάνεται καθώς αυξάνεται η μέση θερμοκρασία και η σχεδιαστική επιφάνεια στο σύστημα. Η απόδοση απομάκρυνσης παίρνει τη μέγιστη τιμή της για συγκέντρωση εκροής ίση με τη συγκέντρωση υποβάθρου. Για τους υπολογισμούς που έχουν πραγματοποιηθεί θεωρείται ως συγκέντρωση υποβάθρου η τιμή 5 mg/L για χειμερινές συνθήκες, ενώ για υψηλότερες θερμοκρασίες όπου και η συγκέντρωση εισροής παρουσιάζεται υψηλότερη θεωρούμε ότι η συγκέντρωση υποβάθρου ισούται με 6 mg/L. Συνεπώς, μετά την εκτέλεση του τρίτου κώδικα από τον οποίο προκύπτουν οι τιμές των γραφημάτων, οι τιμές για τη συγκέντρωση εκροής οι οποίες προκύπτουν χαμηλότερες από τη συγκέντρωση υποβάθρου αντικαθίστανται με τη συγκέντρωση αυτή. Έτσι, η συγκέντρωση εκροής δεν μπορεί να είναι χαμηλότερη από τη συγκέντρωση υποβάθρου και η απόδοση απομάκρυνσης δεν υπερβαίνει την τιμή 97%. Για πάρα πολύ υψηλές θερμοκρασίες η απόδοση παρουσιάζεται ιδιαίτερα αυξημένη ακόμη και για μικρές σχεδιαστικές επιφάνειες (διάγραμμα 6.3.1). Κατά τη χειμερινή περίοδο (T<15°C) για απόδοση μεγαλύτερη από 90% πληρείται ο περιορισμός για τη συγκέντρωση εκροής (C_e<20mg/L). Για τη θερινή περίοδο ο παραπάνω περιορισμός πληρείται για απόδοση μεγαλύτερη από 88%.



Διάγραμμα 6.3. 1: Απομάκρυνση BOD₅ συναρτήσει της επιφάνειας ανά ισοδύναμο κάτοικο σύμφωνα με το μοντέλο των Reed et al., 1995 και Crites και Tchobanoglous, 1998

Όσον αφορά στο ολικό άζωτο (διάγραμμα 6.3.2), παρατηρείται επίσης ότι η απόδοση απομάκρυνσης αυξάνει καθώς αυξάνεται η θερμοκρασία και η σχεδιαστική επιφάνεια, η απόδοση απομάκρυνσης όμως παρουσιάζεται μειωμένη σε σχέση με την απομάκρυνση του BOD₅. Κατά τη χειμερινή περίοδο ($T < 15^{\circ}\text{C}$) για απόδοση μεγαλύτερη από 81,25% πληρείται ο περιορισμός για τη συγκέντρωση εκροής ($C_e < 10\text{mg/L}$). Για τη θερινή περίοδο ο παραπάνω περιορισμός πληρείται για απόδοση μεγαλύτερη από 77,5%.

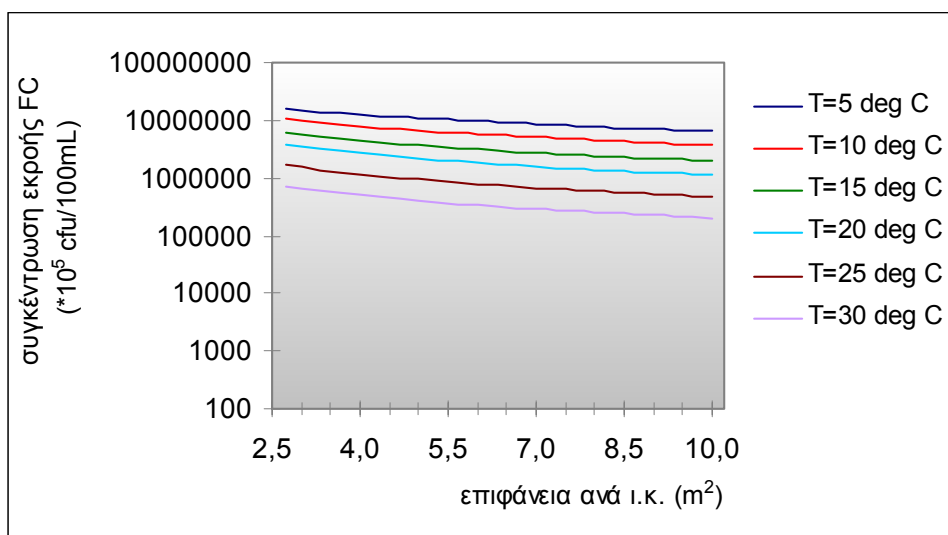


Διάγραμμα 6.3. 2: Απομάκρυνση TN συναρτήσει της επιφάνειας ανά ισοδύναμο κάτοικο σύμφωνα με το μοντέλο των Reed et al., 1995 και Crites και Tchobanoglous, 1998

Τα αποτελέσματα της προσεγγιστικής γραμμικής σχέσης της WEF Manual Of Practice, 1990 προκύπτουν περίπου τα ίδια για όλες τις θερμοκρασίες που εξετάζονται. Οι μικρές διαφορές που παρουσιάζονται μεταξύ υψηλών - χαμηλών θερμοκρασιών οφείλονται αποκλειστικά και μόνο στη μεταβολή της παροχής (για τις χαμηλότερες θερμοκρασίες έχουμε μικρότερη παροχή ίση με $450\text{ m}^3/\text{d}$). Απ' ότι αποδεικνύεται η σχέση 4.3.6 δε μπορεί σε καμία περίπτωση να χρησιμοποιηθεί για την εκτίμηση της απομάκρυνσης του TN και κυρίως για χαμηλές θερμοκρασίες όπου η απόκλιση

της σε σχέση με την εξ. 5.2.4 προκύπτει ιδιαίτερα μεγάλη. Ίσως όμως να μπορεί να δώσει μια σχετικά καλή εκτίμηση για μέσες έως σχετικά μεγάλες σχεδιαστικές θερμοκρασίες και όχι ιδιαίτερα μεγάλες σχεδιαστικές επιφάνειες.

Όσον αφορά στην απομάκρυνση των κοπρανωδών κολοβακτηριδίων, η συγκέντρωση εκροής υπολογίζεται για κάθε θερμοκρασία και σχεδιαστική επιφάνεια από τη σχέση 5.1.9. Όπως φαίνεται από τα αποτελέσματα που προκύπτουν (διάγραμμα 6.3.3), η απομάκρυνση των κοπρανωδών κολοβακτηριδίων με βάση τη σχέση αυτή δεν είναι επαρκής για καμία από τις σχεδιαστικές θερμοκρασίες που εξετάζονται όσο μεγάλη και αν είναι η σχεδιαστική επιφάνεια. Αυτό οφείλεται στο γεγονός ότι η εξ. 5.1.9 ισχύει για συστήματα λιμνών και πιθανώς δε λαμβάνει υπόψη τις επιπρόσθετες διεργασίες που λαμβάνουν χώρα σε ένα υδροβιότοπο (ρόφηση, συγκράτηση), οι οποίες και συνεισφέρουν επιπλέον στην απομάκρυνση των κοπρανωδών κολοβακτηριδίων.

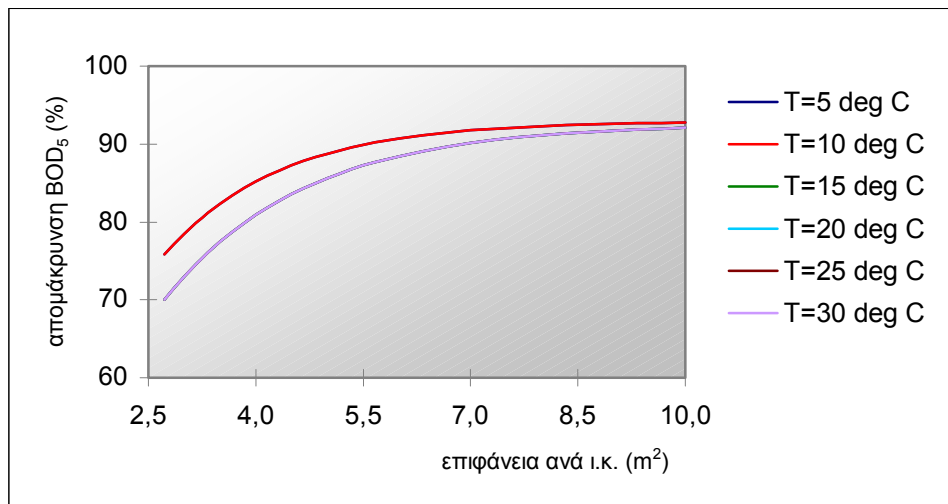


Διάγραμμα 6.3. 3: Συγκέντρωση εκροής FC συναρτήσει της επιφάνειας ανά ισοδύναμο κάτοικο σύμφωνα με τους Reed et al.

6.3.2 Διαγράμματα μοντέλου Kadlec και Knight, 1996

Από το μοντέλο αυτό προκύπτει ότι κατά τη χειμερινή περίοδο ($T < 15^{\circ}\text{C}$), όπου οι παροχή εισόδου των αποβλήτων παρουσιάζεται μειωμένη ($Q \sim 450 \text{ m}^3/\text{d}$), έχουμε στο σύστημα μεγαλύτερη απόδοση απομάκρυνσης για το BOD_5 σε σχέση με τη θερινή περίοδο ($Q \sim 540 \text{ m}^3/\text{d}$). Αυτό οφείλεται στο γεγονός ότι η σχέση 4.4.1 που δίνει την απομάκρυνση του BOD_5 είναι ουσιαστικά ανεξάρτητη από τη θερμοκρασία καθώς συντελεστής θερμοκρασίας θ ισούται με 1. Τα αποτελέσματα που προκύπτουν για κάθε θερμοκρασία και σχεδιαστική επιφάνεια παρουσιάζονται

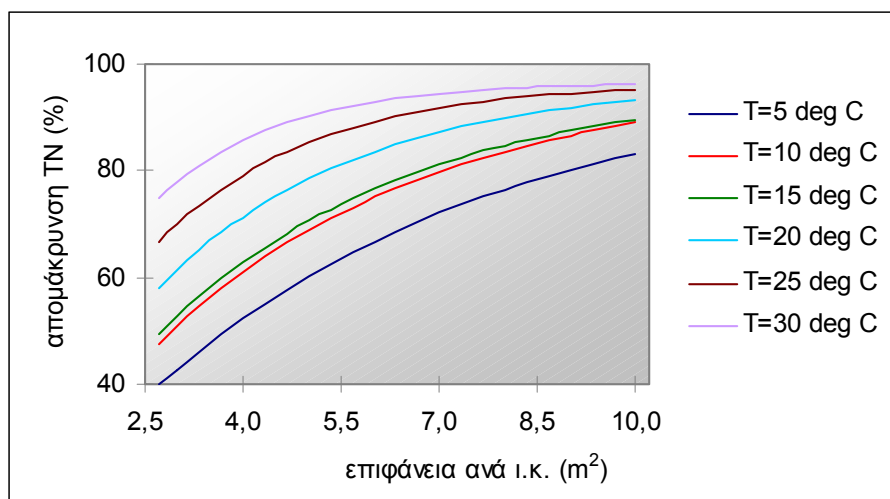
στο διάγραμμα 6.3.4. Κατά τη χειμερινή περίοδο ($T < 15^{\circ}\text{C}$) για απόδοση μεγαλύτερη από 90% πληρείται ο περιορισμός για τη συγκέντρωση εκροής ($C_e < 20\text{mg/L}$). Για τη θερινή περίοδο ο παραπάνω περιορισμός πληρείται για απόδοση μεγαλύτερη από 88%.



Διάγραμμα 6.3. 4: Απομάκρυνση BOD₅ συναρτήσει της επιφάνειας ανά ισοδύναμο κάτοικο σύμφωνα με το μοντέλο των Kadlec και Knight, 1996

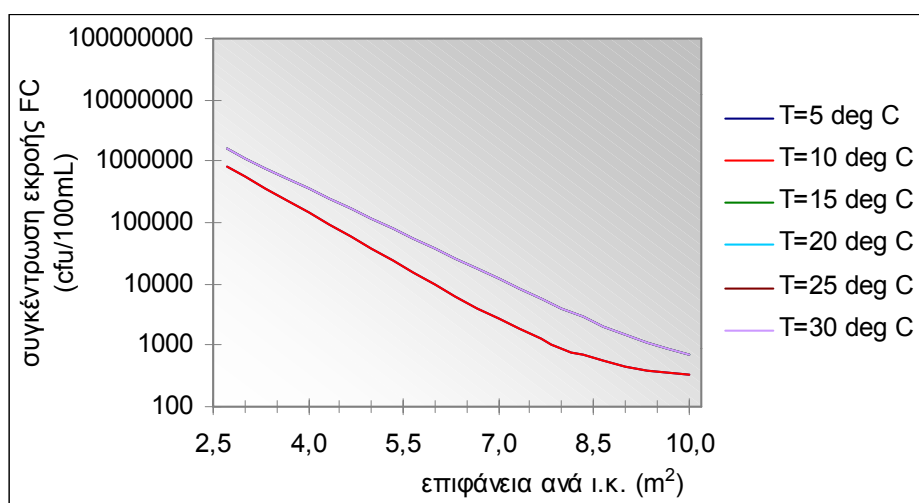
Σύμφωνα με το διάγραμμα 6.3.4, η απόδοση απομάκρυνσης του BOD₅ αυξάνεται με την αύξηση της σχεδιαστικής επιφάνειας καθώς η συγκέντρωση εκροής τείνει να γίνει ίση με τη συγκέντρωση υποβάθρου C^* . Για χειμερινές συνθήκες παροχής έχουμε σύμφωνα με την 4.4.5 $C^* = 14,1\text{ mg/L}$ ενώ, κατά τη θερινή περίοδο $C^* = 12,33\text{ mg/L}$. Για τη μέγιστη σχεδιαστική επιφάνεια που εξετάζεται ($10\text{ m}^2/\text{i.κ.}$) η απόδοση απομάκρυνσης ισούται με 92,76% κατά τη χειμερινή περίοδο, ενώ κατά τη θερινή περίοδο παίρνει την τιμή 92,08%.

Η απομάκρυνση του ολικού αζώτου, αντίθετά, εμφανίζεται εξαρτώμενη από τη θερμοκρασία. Καθώς αυξάνεται η σχεδιαστική επιφάνεια και η μέση θερμοκρασία στο σύστημα αυξάνεται και η απόδοση απομάκρυνσης για το TN (βλέπε διάγραμμα 6.3.5). Κατά τη χειμερινή περίοδο ($T < 15^{\circ}\text{C}$) για απόδοση μεγαλύτερη από 81,25% πληρείται ο περιορισμός για τη συγκέντρωση εκροής ($C_e < 10\text{mg/L}$). Για τη θερινή περίοδο ο παραπάνω περιορισμός πληρείται για απόδοση μεγαλύτερη από 77,5%.



Διάγραμμα 6.3. 5: Απομάκρυνση TN συναρτήσει της επιφάνειας ανά ισοδύναμο κάτοικο σύμφωνα με το μοντέλο των Kadlec και Knight, 1996

Όσον αφορά στα κοπρανώδη κολοβακτηρίδια, κατά τη χειμερινή περίοδο ($T < 15^{\circ}\text{C}$), όπου οι παροχή εισόδου των αποβλήτων παρουσιάζεται μειωμένη ($Q \sim 450 \text{ m}^3/\text{d}$), έχουμε στο σύστημα μεγαλύτερη απόδοση απομάκρυνσης (μικρότερη συγκέντρωση εκροής) σε σχέση με τη θερινή περίοδο ($Q \sim 540 \text{ m}^3/\text{d}$). Αυτό οφείλεται στο γεγονός ότι η σχέση 4.4.1 για τα FC είναι ουσιαστικά ανεξάρτητη από τη θερμοκρασία καθώς συντελεστής θερμοκρασίας θ ισούται με 1. Τα αποτελέσματα που προκύπτουν για κάθε θερμοκρασία και σχεδιαστική επιφάνεια παρουσιάζονται στο διάγραμμα 6.3.6.



Διάγραμμα 6.3. 6: Συγκέντρωση εκροής FC συναρτήσει της επιφάνειας ανά ισοδύναμο κάτοικο σύμφωνα με το μοντέλο των Kadlec και Knight, 1996

Από το διάγραμμα 6.3.6 παρατηρείται ότι η συγκέντρωση εκροής των FC μειώνεται καθώς αυξάνεται η σχεδιαστική επιφάνεια του συστήματος. Ο περιορισμός για τη συγκέντρωση εκροής

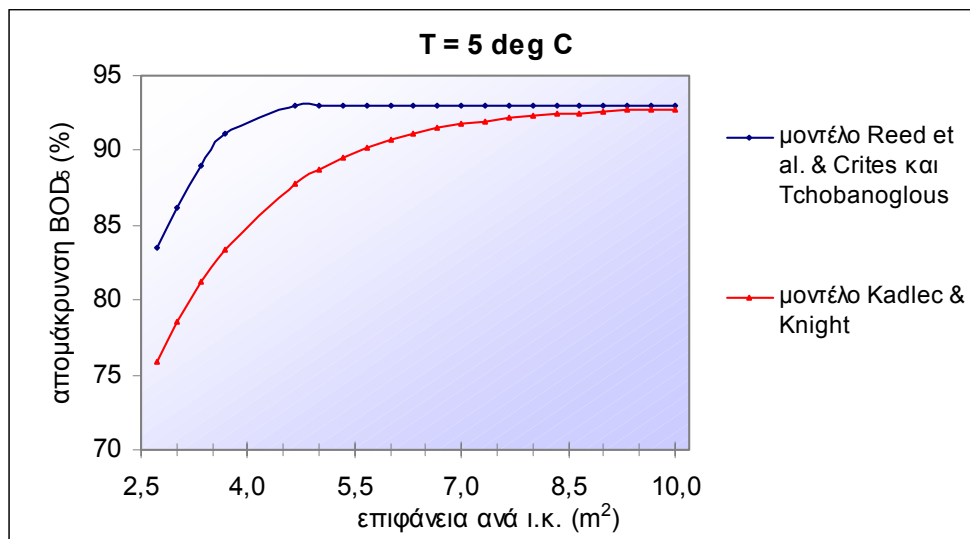
($C_e < 1000$ cfu/100mL) πληρείται για απόδοση μεγαλύτερη από 99,997143%. Για τη χειμερινή περίοδο σύμφωνα με αυτό το μοντέλο παρατηρείται μεγαλύτερη απόδοση απομάκρυνσης για μικρότερες σχεδιαστικές επιφάνειες σε σχέση με τη θερινή.

6.3.3 Σύγκριση μοντέλων και συμπεράσματα

Για τη σύγκριση των αποδόσεων που προκύπτουν για κάθε μοντέλο, τοποθετούνται σε ένα γράφημα τα αποτελέσματα και των δύο μοντέλων συναρτήσει της επιφάνειας για κάθε θερμοκρασία σχεδιασμού. Για σκοπούς σύγκρισης κατασκευάζονται τα γραφήματα για τις σχεδιαστικές θερμοκρασίες 5, 15 και 30° C.

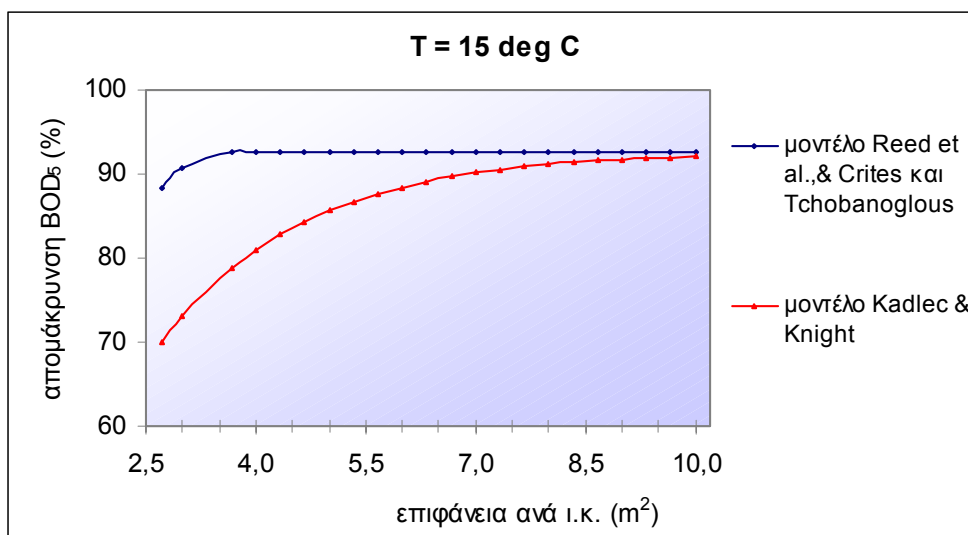
Απομάκρυνση BOD₅: Όσον αφορά στην απομάκρυνση του BOD₅ για θερμοκρασία 5 °C, το μοντέλο των Reed et al., 1995 φαίνεται να προβλέπει μεγαλύτερο ποσοστό απομάκρυνσης και ιδιαίτερα για μικρές σχεδιαστικές επιφάνειες. Για μεγάλες σχεδιαστικές επιφάνειες, όπου η συγκέντρωση εκροής παίρνει την ελάχιστη τιμή της (ίση με τη συγκέντρωση υποβάθρου) η απόδοση απομάκρυνσης αποκτά τη μέγιστη τιμή της. Για να συγκρίνουμε τα δύο μοντέλα, χρησιμοποιούμε ως συγκέντρωση υποβάθρου στο μοντέλο των Reed et al., τη συγκέντρωση που προκύπτει από τη σχέση 4.4.5 των Kadlec και Knight. Έτσι για 5°C και συγκέντρωση εισόδου BOD₅ ίση με 200 mg/L η συγκέντρωση υποβάθρου C* είναι ίση με 14,1 mg/L. Γι' αυτή την τιμή της συγκέντρωσης η απόδοση απομάκρυνσης παίρνει τη μέγιστη τιμή της για το μοντέλο των Reed et al., ίση με 92,95%. Επομένως εάν η σχέση 4.2.4 του μοντέλου των Reed et al. προβλέπει συγκέντρωση εκροής μικρότερη από τη συγκέντρωση υποβάθρου, η συγκέντρωση εκροής αντικαθίσταται από τη συγκέντρωση υποβάθρου. Σε αντίθεση, στο μοντέλο των Kadlec και Knight αυτή η μέγιστη τιμή απόδοσης φαίνεται να προσεγγίζεται, αλλά, λόγω της εισαγωγής της συγκέντρωσης υποβάθρου στο λογαριθμικό τμήμα της εξίσωσης 4.4.3 για συγκέντρωση εκροής όσο το δυνατό πιο κοντά στη συγκέντρωση υποβάθρου, η σχεδιαστική επιφάνεια τείνει στο άπειρο. Γι' αυτό το λόγο, όπως φαίνεται στο διάγραμμα 6.3.7, η μέγιστη απόδοση για το μοντέλο των Kadlec και Knight, προκύπτει λίγο μικρότερη από την τιμή 92,95% και ίση με 92,76%. Σύμφωνα με το μοντέλο των Reed et al., η μέγιστη απόδοση επιτυγχάνεται για επιφάνειες μεγαλύτερες ή ίσες από 4,5 m²/ι.κ., ενώ ο περιορισμός για τη συγκέντρωση εκροής ($C_e < 20$ mg/L) πληρείται για επιφάνειες μεγαλύτερες ή ίσες των 3,5 m²/ι.κ.. Το μοντέλο των Kadlec και Knight προσεγγίζει τη μέγιστη τιμή απόδοσης μόνο για μεγάλες σχεδιαστικές επιφάνειες, ενώ, ο περιορισμός για τη συγκέντρωση εκροής ($C_e < 20$ mg/L) πληρείται για επιφάνειες μεγαλύτερες των 5,5 m²/ι.κ.. Η συμπεριφορά αυτή του μοντέλου των Kadlec και Knight διαφαίνεται και από τα αποτελέσματα που

έχουν παρουσιαστεί στην ενότητα 6.1, όπου, σύμφωνα με το μοντέλο των Kadlec και Knight απαιτούνται μεγάλες επιφάνειες για την επαρκή απομάκρυνση του BOD₅ σε σχέση με το μοντέλο των Reed et al.



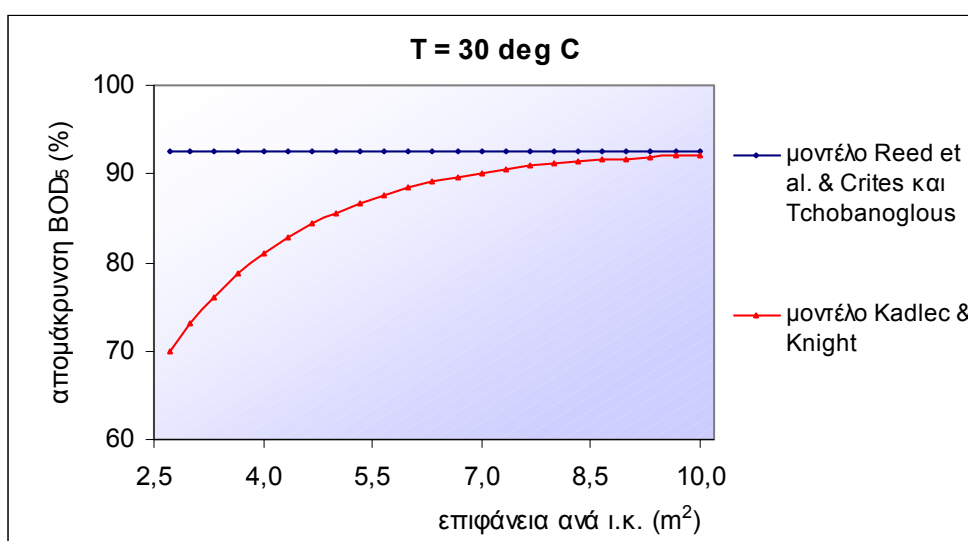
Διάγραμμα 6.3. 7: Απομάκρυνση BOD₅ συναρτήσει της σχεδιαστικής επιφάνειας/ι.κ. για μέση θερμοκρασία συστήματος ίση με 5°C.

Για θερμοκρασία 15 °C, το μοντέλο των Reed et al., 1995 φαίνεται να προβλέπει μεγαλύτερο ποσοστό απομάκρυνσης σε σχέση με το μοντέλο των Kadlec και Knight, και ιδιαίτερα για μικρές σχεδιαστικές επιφάνειες. Σ' αυτή την περίπτωση, έχουμε συγκέντρωση εισόδου BOD₅ ίση με 166,67 mg/L και άρα συγκέντρωση υποβάθρου C* ίση με 12,33 mg/L. Γι' αυτή την τιμή της συγκέντρωσης η απόδοση απομάκρυνσης παίρνει τη μέγιστη τιμή της για το μοντέλο των Reed et al., ίση με 92,60%. Η μέγιστη απόδοση για το μοντέλο των Kadlec και Knight, προκύπτει λίγο μικρότερη από την τιμή 92,60% και ίση με 92,08%. Σύμφωνα με το μοντέλο των Reed et al., η μέγιστη απόδοση επιτυγχάνεται για επιφάνειες μεγαλύτερες ή ίσες των 3,34 m²/ι.κ., ενώ ο περιορισμός για τη συγκέντρωση εκροής (C_e < 20mg/L) πληρείται για επιφάνειες μεγαλύτερες ή ίσες των 2,7 m²/ι.κ.. Το μοντέλο των Kadlec και Knight προσεγγίζει τη μέγιστη τιμή απόδοσης μόνο για μεγάλες σχεδιαστικές επιφάνειες, ενώ, ο περιορισμός για τη συγκέντρωση εκροής (C_e < 20mg/L) πληρείται για επιφάνειες μεγαλύτερες των 5,8 m²/ι.κ..



Διάγραμμα 6.3. 8: Απομάκρυνση BOD₅ συναρτήσει της σχεδιαστικής επιφάνειας/ι.κ. για μέση θερμοκρασία συστήματος ίση με 15°C.

Για θερμοκρασία 30 °C, το μοντέλο των Reed et al., 1995 προβλέπει ότι για όλες τις επιτρεπτές σχεδιαστικές επιφάνειες (μεγαλύτερες από την A_{MIN} σύμφωνα με την εξ. 5.1.7) η απόδοση απομάκρυνσης για το BOD₅ παίρνει τη μέγιστη τιμή της ίση με 92,60%. Για 30 °C και συγκέντρωση εισόδου BOD₅ ίση με 166,67 mg/L η συγκέντρωση υποβάθρου C^* είναι ίση με 12,33 mg/L. Η μέγιστη απόδοση για το μοντέλο των Kadlec και Knight, προκύπτει λίγο μικρότερη από την τιμή 92,60% και ίση με 92,08%. Σύμφωνα με το μοντέλο των Kadlec και Knight η μέγιστη τιμή απόδοσης προσεγγίζεται μόνο για μεγάλες σχεδιαστικές επιφάνειες, ενώ, ο περιορισμός για τη συγκέντρωση εκροής ($C_e < 20 \text{ mg/L}$) πληρείται για επιφάνειες μεγαλύτερες των 5,8 m²/ι.κ..

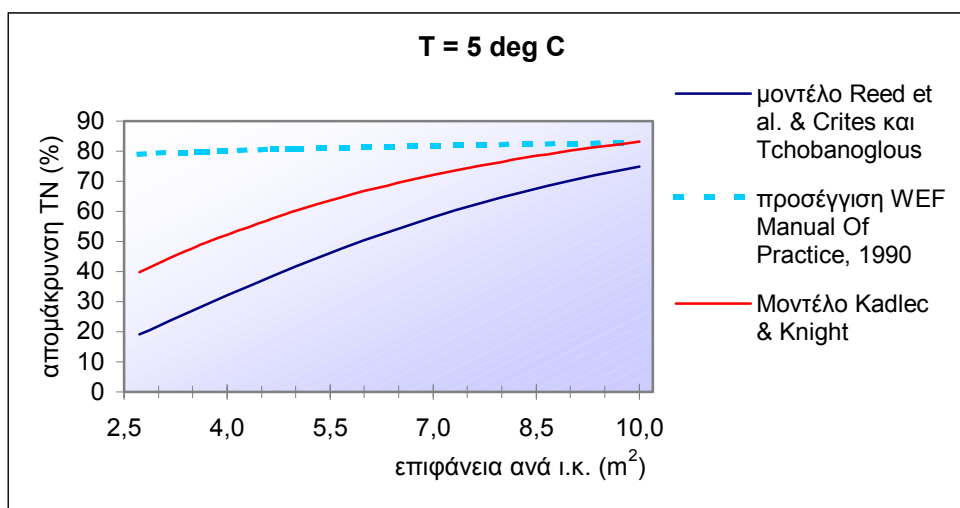


Διάγραμμα 6.3. 9: Απομάκρυνση BOD₅ συναρτήσει της σχεδιαστικής επιφάνειας/ι.κ. για μέση θερμοκρασία συστήματος ίση με 30°C.

Σύμφωνα με τα παραπάνω, για χαμηλές σχετικά θερμοκρασίες το μοντέλο των Reed et al., προβλέπει εκθετική αύξηση της απόδοσης απομάκρυνσης για το BOD₅ μέχρις ότου η συγκέντρωση εκροής γίνει ίση με τη συγκέντρωση υποβάθρου. Για σχεδιαστικές επιφάνειες μεγαλύτερες ή ίσες της ελάχιστης επιφάνειας που απαιτείται ώστε η συγκέντρωση εκροής να γίνει ίση με τη συγκέντρωση υποβάθρου, η απόδοση επεξεργασίας του συστήματος διατηρείται σταθερή και ίση με το μέγιστο βαθμό απόδοσης του συστήματος για την απομάκρυνση του BOD₅. Καθώς αυξάνεται η θερμοκρασία σχεδιασμού, μετά από κάποιο σημείο προκύπτει ότι για όλες τις σχεδιαστικές επιφάνειες για τις οποίες πληρείται ο περιορισμός για το ρυθμό οργανικής φόρτισης (εξ. 5.1.6) επιτυγχάνεται το μέγιστο επίπεδο απομάκρυνσης του BOD₅ και η συγκέντρωση εκροής προκύπτει ίση με τη χαμηλότερη δυνατή συγκέντρωση BOD₅ στο σύστημα, τη συγκέντρωση υποβάθρου.

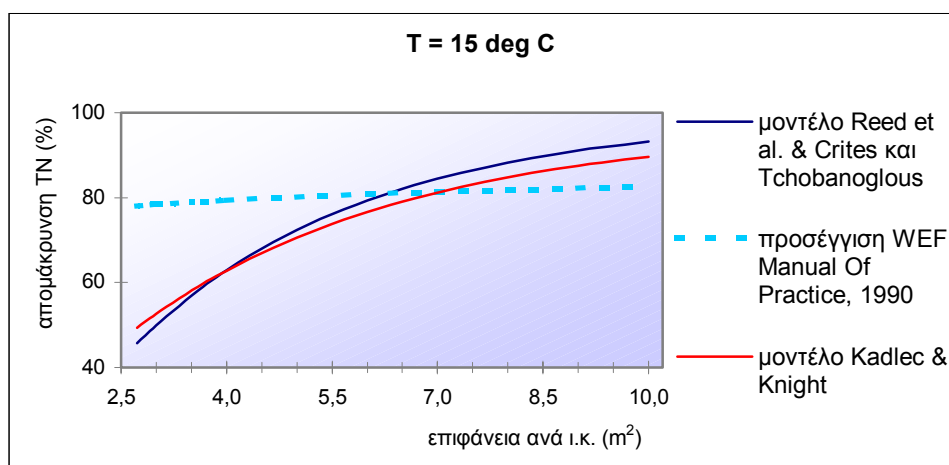
Σε αντίθεση, στο μοντέλο των Kadlec και Knight αυτή η μέγιστη τιμή απόδοσης φαίνεται να προσεγγίζεται, αλλά, λόγω της εισαγωγής της συγκέντρωσης υποβάθρου στο λογαριθμικό τμήμα της εξίσωσης 4.4.3 για συγκέντρωση εκροής όσο το δυνατό πιο κοντά στη συγκέντρωση υποβάθρου, η σχεδιαστική επιφάνεια τείνει στο άπειρο. Γι' αυτό το λόγο, όπως φαίνεται και από τα παραπάνω διαγράμματα, η μέγιστη απόδοση για το μοντέλο των Kadlec και Knight, προκύπτει ελάχιστα μικρότερη από την αντίστοιχη τιμή που προκύπτει από το μοντέλο των Reed et al..

Απομάκρυνση TN: Συγκρίνοντας τα αποτελέσματα που προκύπτουν όσον αφορά στην απομάκρυνση του ολικού αζώτου και για θερμοκρασία σχεδιασμού ίση με 5 °C συμπεραίνουμε ότι το μοντέλο των Kadlec και Knight προβλέπει μεγαλύτερο ποσοστό απομάκρυνσης σε σχέση με το μοντέλο των Reed et al. για όλες τις σχεδιαστικές επιφάνειες. Αυτό διαφαίνεται και από τα αποτελέσματα της ενότητας 6.1 όπου, για την απομάκρυνση του ολικού αζώτου προβλέπονται για το μοντέλο των Reed et al. μεγαλύτερες σχεδιαστικές επιφάνειες σε σχέση με το μοντέλο των Kadlec και Knight κατά τη χειμερινή περίοδο. Η προσέγγιση της WEF Manual of Practice, 1990 μπορεί να θεωρηθεί σχετικά καλή, μόνο για τις πιο μεγάλες σχεδιαστικές επιφάνειες. Όπως έχει προαναφερθεί όμως, η προσέγγιση αυτή μπορεί μόνο να χρησιμοποιηθεί για μια πρόχειρη εκτίμηση και δεν μπορεί σε καμία περίπτωση να χρησιμοποιηθεί για το σχεδιασμό και τη διαστασιολόγηση ενός συστήματος.



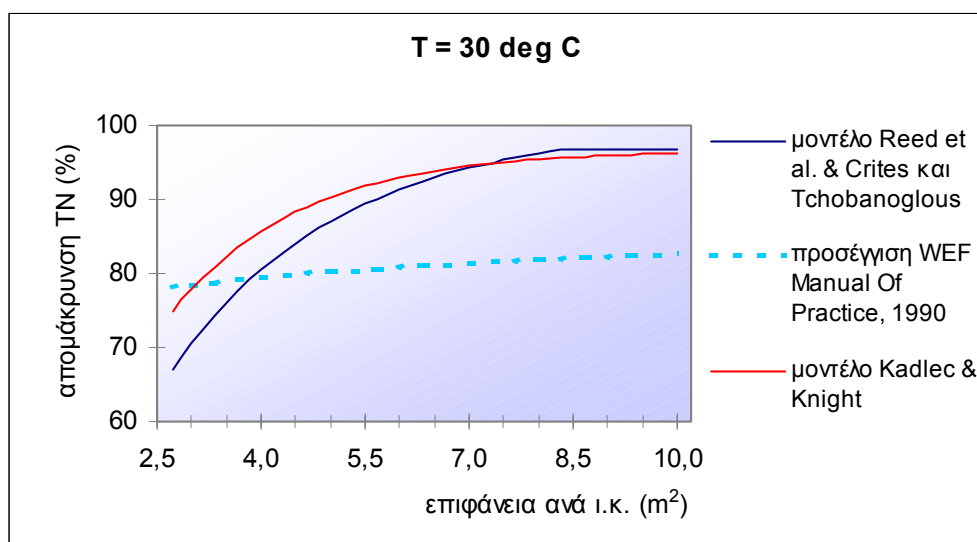
Διάγραμμα 6.3. 10: Απομάκρυνση TN συναρτήσει της σχεδιαστικής επιφάνειας/ι.κ. για μέση θερμοκρασία συστήματος ίση με 5°C.

Για θερμοκρασία σχεδιασμού ίση με 15 °C συμπεραίνουμε ότι τα δύο βασικά μοντέλα σχεδιασμού προβλέπουν παρόμοια ποσοστά απομάκρυνσης για το TN. Κάποιες μικροδιαφορές στην απόδοση που υπολογίζεται για τα δύο μοντέλα οφείλονται στο γεγονός ότι στο μοντέλο των Kadlec και Knight, στη σχέση 4.4.1 λαμβάνεται υπόψη και η συγκέντρωση υποβάθρου η οποία αφαιρείται τόσο από τη συγκέντρωση εισροής, όσο και από τη συγκέντρωση εκροής. Επίσης στους υπολογισμούς του ίδιου μοντέλου δε λαμβάνεται υπόψη το πορώδες, το υδραυλικό βάθος και ο χρόνος παραμονής. Το μοντέλο των Reed et al., για τιμές σχεδιαστικής επιφάνειας μεγαλύτερες των 4 m²/ι.κ. προβλέπει μεγαλύτερο ποσοστό απομάκρυνσης σε σχέση με το μοντέλο των Kadlec και Knight. Η προσέγγιση της WEF Manual of Practice, 1990 μπορεί να θεωρηθεί σχετικά καλή, μόνο για μέσες σχεδιαστικές επιφάνειες (6-7,5 m²/ι.κ.). Όπως έχει προαναφερθεί όμως, η προσέγγιση αυτή μπορεί μόνο να χρησιμοποιηθεί για μια πρόχειρη εκτίμηση και δεν μπορεί σε καμία περίπτωση να χρησιμοποιηθεί για το σχεδιασμό και τη διαστασιολόγηση ενός συστήματος.



Διάγραμμα 6.3. 11: Απομάκρυνση TN συναρτήσει της σχεδιαστικής επιφάνειας/ι.κ. για μέση θερμοκρασία συστήματος ίση με 15°C.

Για θερμοκρασία σχεδιασμού ίση με 30 °C συμπεραίνουμε ότι για επιφάνειες σχεδιασμού έως 7m²/ι.κ. το μοντέλο των Reed et al. προβλέπει μεγαλύτερα ποσοστά απομάκρυνσης για το TN. Σύμφωνα με τα δεδομένα του έχουμε εισάγει στον κώδικα προς επίλυση για επιφάνειες σχεδιασμού μεγαλύτερες των 7 m²/ι.κ. το μοντέλο των Kadlec και Knight. προβλέπει μεγαλύτερα ποσοστά απομάκρυνσης για το TN, με μικρή όμως διαφορά σε σχέση με τα αποτελέσματα που προκύπτουν με το μοντέλο των Reed et al.. Σ' αυτή την περίπτωση επίσης παρατηρούμε, ότι για τις πιο μεγάλες επιφάνειες σχεδιασμού, από το μοντέλο των Reed et al. προκύπτουν συγκεντρώσεις ίσες με τη συγκέντρωση υποβάθρου 1,5 mg/L, όπως αυτή ορίζεται από τους Kadlec και Knight. Επομένως το σύστημα αποκτά για αυτές τις επιφάνειες τη μέγιστή του απόδοση. Η προσέγγιση της WEF Manual of Practice, 1990 μπορεί να θεωρηθεί σχετικά καλή, μόνο για σχετικά μικρές σχεδιαστικές επιφάνειες (έως 4 m²/ι.κ.).



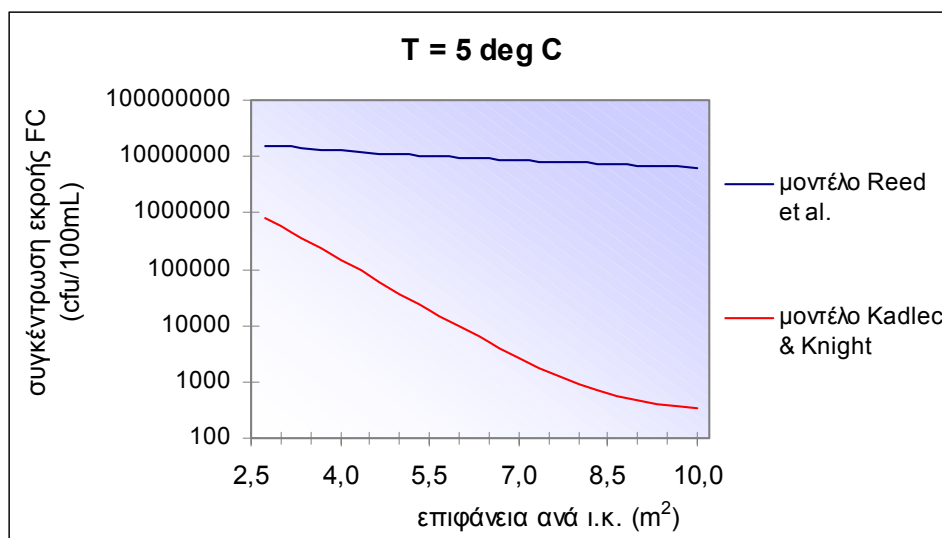
Διάγραμμα 6.3. 12: Απομάκρυνση TN συναρτήσει της σχεδιαστικής επιφάνειας/ι.κ. για μέση θερμοκρασία συστήματος ίση με 30°C.

Από τα παραπάνω για την απομάκρυνση του ολικού αζώτου, συμπεραίνουμε ότι για πολύ χαμηλές θερμοκρασίες σχεδιασμού, το μοντέλο των Kadlec και Knight προβλέπει μεγαλύτερα ποσοστά απομάκρυνσης σε σχέση με το μοντέλο των Reed et al. Συνεπώς για απομάκρυνση του ίδιου βαθμού, σύμφωνα με το μοντέλο των Reed et al απαιτείται μεγαλύτερη σχεδιαστική επιφάνεια. Για χαμηλές έως μέσες θερμοκρασίες σχεδιασμού, τα αποτελέσματα προκύπτουν περίπου τα ίδια για τα δύο μοντέλα σχεδιασμού, ενώ για σχετικά υψηλές θερμοκρασίες και μικρές – μέσες επιφάνειες σχεδιασμού προκύπτουν σχετικά μεγαλύτερες αποδόσεις απομάκρυνσης για το μοντέλο των Kadlec και Knight. Οι μεταβολές που παρουσιάζονται στα διαγράμματα 6.3.10, 6.3.11. και 6.3.12 μεταξύ των δύο μοντέλων, οφείλονται στην εισαγωγή της συγκέντρωσης υποβάθρου στο μοντέλο των Kadlec και Knight και στο γεγονός ότι στο μοντέλο των Reed et al. λαμβάνεται υπόψη το

σχεδιαστικό βάθος, το οποίο και μεταβάλλεται με τη μεταβολή της θερμοκρασίας. Μια μικρή μεταβολή στο σχεδιαστικό βάθος, έχει ως αποτέλεσμα διαφορετικού βαθμού απόδοση απομάκρυνσης στο σύστημα. Επίσης η μεταβολή της παροχής εισόδου στο σύστημα κατά τη χειμερινή περίοδο μπορεί να επηρεάσει την απόδοση επεξεργασίας του συστήματος.

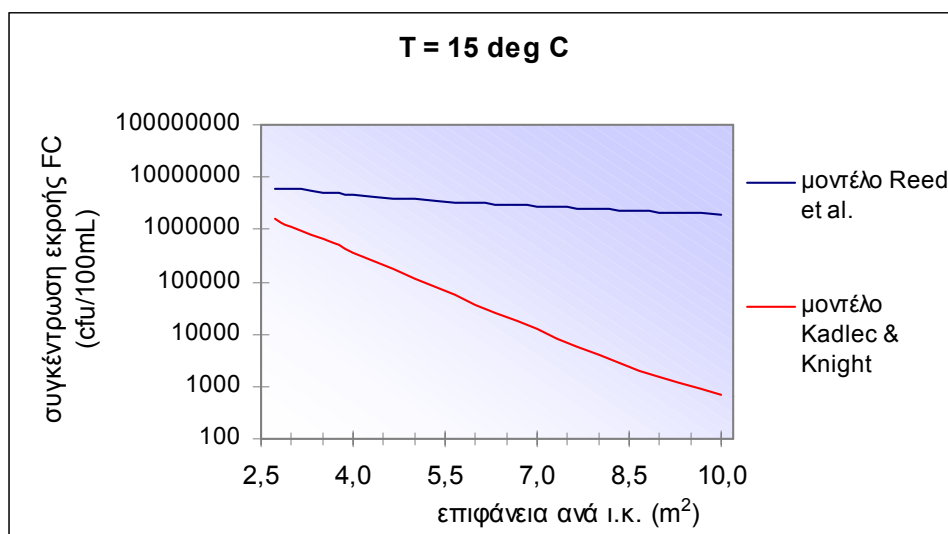
Τα αποτελέσματα της προσεγγιστικής γραμμικής σχέσης της WEF Manual Of Practice, 1990 προκύπτουν περίπου τα ίδια για όλες τις θερμοκρασίες που εξετάζονται. Οι μικρές διαφορές που παρουσιάζονται μεταξύ υψηλών – χαμηλών θερμοκρασιών οφείλονται αποκλειστικά και μόνο στη μεταβολή της παροχής. Αυτή η εξίσωση μπορεί να δώσει μια σχετικά καλή εκτίμηση για μέσες έως σχετικά μεγάλες σχεδιαστικές θερμοκρασίες και όχι ιδιαίτερα μεγάλες σχεδιαστικές επιφάνειες. Όπως έχει προαναφερθεί όμως, η προσέγγιση αυτή μπορεί μόνο να χρησιμοποιηθεί για μια πρόχειρη εκτίμηση και δεν μπορεί σε καμία περίπτωση να χρησιμοποιηθεί για το σχεδιασμό και τη διαστασιολόγηση ενός συστήματος.

Απομάκρυνση FC: Για πολύ χαμηλές θερμοκρασίες, όπως διαφαίνεται και από το διάγραμμα 6.3.13, τα αποτελέσματα των δύο μοντέλων αποκλίνουν κατά πολύ μεταξύ τους. Η εξίσωση 5.1.9 που οι Reed et al. αναφέρουν στη βιβλιογραφία τους, η οποία ισχύει κυρίως για συστήματα λιμνών, προβλέπει πολύ χαμηλά επίπεδα απομάκρυνσης για τα κοπρανώδη κολοβακτηρίδια. Για τη μέγιστη απόδοση απομάκρυνσης για σχεδιαστική επιφάνεια ίση με $10\text{m}^2/\text{i.k.}$ η συγκέντρωση εκροής με βάση τη σχέση 5.1.9 ισούται με 6405309 cfu/100mL, ενώ, σύμφωνα με το μοντέλο των Kadlec και Knight προκύπτει $C_e = 339$ cfu/100mL προσεγγίζοντας τη συγκέντρωση υποβάθρου $C^*=300$ cfu/100mL.



Διάγραμμα 6.3. 13: Συγκέντρωση εκροής FC συναρτήσει της σχεδιαστικής επιφάνειας/ι.κ. για μέση θερμοκρασία συστήματος ίση με 5°C.

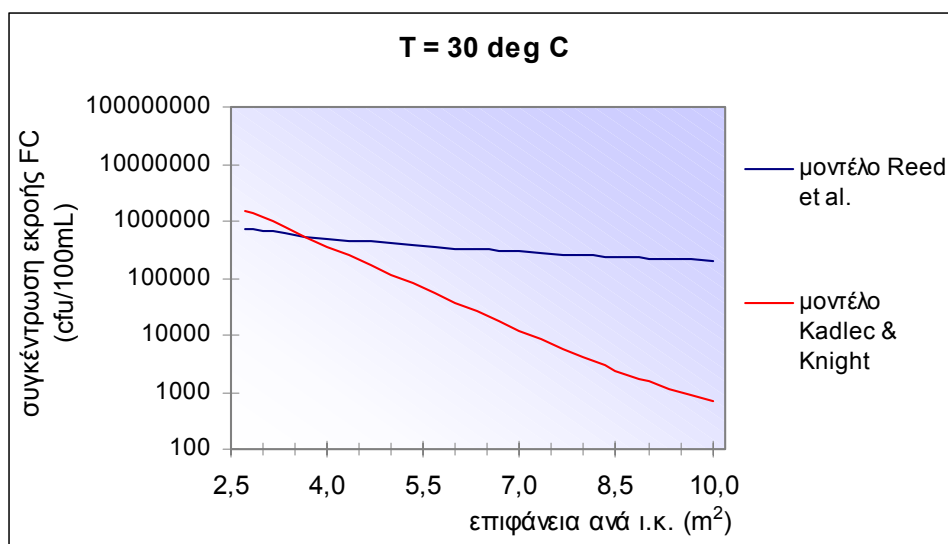
Για ενδιάμεσες θερμοκρασίες ($\sim 15^{\circ}\text{C}$), όπως διαφαίνεται και από το διάγραμμα 6.3.14, τα αποτελέσματα των δύο μοντέλων παρουσιάζουν μεγάλες αποκλίσεις μεταξύ τους, μειωμένες κατ' ελάχιστο σε σχέση με αυτές του διαγράμματος 6.3.13. Αυτό οφείλεται στο γεγονός ότι η εξίσωση 5.1.9 είναι εξαρτώμενη από τη θερμοκρασία και για υψηλότερες θερμοκρασίες προβλέπει μεγαλύτερο ποσοστό απομάκρυνσης. Για τη μέγιστη απόδοση απομάκρυνσης για σχεδιαστική επιφάνεια ίση με $10\text{m}^2/\text{i.k.}$ η συγκέντρωση εκροής με βάση τη σχέση 5.1.9 ισούται με $1950055\text{ cfu}/100\text{mL}$, ενώ, σύμφωνα με το μοντέλο των Kadlec και Knight προκύπτει $C_e = 686\text{ cfu}/100\text{mL}$ προσεγγίζοντας τη συγκέντρωση υποβάθρου $C^*=300\text{ cfu}/100\text{mL}$. Η συγκέντρωση εκροής για τη μεγαλύτερη επιφάνεια που εξετάζεται παρουσιάζεται υψηλότερη σε σχέση με τη συγκέντρωση που προκύπτει για τις χαμηλότερες θερμοκρασίες (βλ. Διάγραμμα 6.3.13). Αυτό οφείλεται στο γεγονός ότι η απομάκρυνση των κοπρανωδών κολοβακτηριδίων σύμφωνα με το μοντέλο αυτό παρουσιάζεται ανεξάρτητη από τη θερμοκρασία ($\theta=1$) και εξαρτάται ουσιαστικά από την παροχή εισόδου στο σύστημα. Έτσι για υψηλότερες θερμοκρασίες όπου η παροχή εισόδου στο σύστημα παρουσιάζεται αυξημένη, η συγκέντρωση εκροής αυξάνει (σχέση 4.4.1 για $\theta=1$).



Διάγραμμα 6.3. 14: Συγκέντρωση εκροής FC συναρτήσει της σχεδιαστικής επιφάνειας/ι.κ. για μέση θερμοκρασία συστήματος ίση με 15°C .

Για υψηλές θερμοκρασίες ($\sim 30^{\circ}\text{C}$), όπως διαφαίνεται και από το διάγραμμα 6.3.15, η εξίσωση 5.1.9 που αναφέρεται στη βιβλιογραφία των Reed et al. εμφανίζει μεγαλύτερα ποσοστά απομάκρυνσης για μικρές σχεδιαστικές επιφάνειες (έως $\sim 3,7\text{ m}^2/\text{i.k.}$). Όσο όμως αυξάνει η σχεδιαστική επιφάνεια προκύπτουν μεγαλύτερα ποσοστά απομάκρυνσης σύμφωνα με τους Kadlec και Knight, απόκλιση η οποία αυξάνει με την αύξηση της επιφάνειας. Αυτό οφείλεται στο ότι σύμφωνα με την 5.1.9, η συγκέντρωση εκροής μειώνεται γραμμικά όσο αυξάνει η σχεδιαστική

επιφάνεια, ενώ, σύμφωνα με την 4.4.1 έχουμε εκθετική μείωση της συγκέντρωσης. Για τη μέγιστη απόδοση απομάκρυνσης, για σχεδιαστική επιφάνεια ίση με $10\text{m}^2/\text{i.k.}$, η συγκέντρωση εκροής με βάση τη σχέση 5.1.9 ισούται με $201452\text{ cfu}/100\text{mL}$, ενώ, σύμφωνα με το μοντέλο των Kadlec και Knight προκύπτει $C_e = 686\text{ cfu}/100\text{mL}$ προσεγγίζοντας τη συγκέντρωση υποβάθρου $C^*=300\text{ cfu}/100\text{mL}$. Η συγκέντρωση εκροής για τη μεγαλύτερη επιφάνεια που εξετάζεται παρουσιάζεται υψηλότερη σε σχέση με τη συγκέντρωση που προκύπτει για τις χαμηλότερες θερμοκρασίες (βλ. Διάγραμμα 6.3.13). Αυτό οφείλεται στο γεγονός ότι η απομάκρυνση των κοπρανωδών κολοβακτηριδίων σύμφωνα με το μοντέλο αυτό παρουσιάζεται ανεξάρτητη από τη θερμοκρασία ($\theta=1$) και εξαρτάται ουσιαστικά από την παροχή εισόδου στο σύστημα. Έτσι για υψηλότερες θερμοκρασίες όπου η παροχή εισόδου στο σύστημα παρουσιάζεται αυξημένη, η συγκέντρωση εκροής αυξάνει (σχέση 4.4.1 για $\theta=1$).



Διάγραμμα 6.3. 15: Συγκέντρωση εκροής FC συναρτήσει της σχεδιαστικής επιφάνειας/ι.κ. για μέση θερμοκρασία συστήματος ίση με 30°C .

Από τα παραπάνω αποτελέσματα τα οποία προκύπτουν για την απομάκρυνση των κοπρανωδών κολοβακτηριδίων, προκύπτει ότι η εξίσωση 5.1.9 προβλέπει μάλλον χαμηλούς βαθμούς απομάκρυνσης των FC για συστήματα FWS. Αυτό οφείλεται στο ότι η μείωση των FC σύμφωνα με τη σχέση αυτή πραγματοποιείται με γραμμικό τρόπο, ενώ, σύμφωνα με το μοντέλο των Kadlec και Knight, η εξίσωση απομάκρυνσης (εξ.4.4.1) είναι εκθετικού τύπου. Η εξίσωση 5.1.9 παρουσιάζεται καταλληλότερη για συστήματα λιμνών, στα οποία η απομάκρυνση των FC είναι μικρότερου βαθμού και δε λαμβάνουν χώρα οι επιπρόσθετες διεργασίες απομάκρυνσης που πραγματοποιούνται στους FWS υγροβιότοπους.

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 7 - ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ - ΠΡΟΤΑΣΕΙΣ

Οι τεχνητοί υγροβιότοποι επιφανειακής ροής αποτελούν φυσικό σύστημα επεξεργασίας υγρών αποβλήτων και η χρήση τους ευνοείται ιδιαίτερα σε περιοχές με σχετικά υψηλές θερμοκρασίες. Πλεονεκτήματα των φυσικών συστημάτων επεξεργασίας αποτελούν η περιβαλλοντική τους φιλικότητα, το σχετικά χαμηλό κόστος κατασκευής και λειτουργίας τους, καθώς και η ικανότητά τους να αντιμετωπίσουν ξαφνικά φορτία και διακοπές στη λειτουργία. Επιπλέον παρουσιάζουν, όπως αποδεικνύεται από διάφορα υπάρχοντα συστήματα, πολύ μεγάλες αποδόσεις σε σχέση με την απομάκρυνση των νοσογόνων μικροοργανισμών. Το γεγονός αυτό διευκολύνει σημαντικά τις δυνατότητες διάθεσης των επεξεργασμένων λυμάτων σε κάθε αποδέκτη, καθιστώντας τα κατάλληλα ακόμα και για επαναχρησιμοποίηση, π.χ. για σκοπούς άρδευσης (βλ. σχήμα 1.1.1).

Από την πλούσια βιβλιογραφία που είναι διαθέσιμη αποδεικνύεται, σε θεωρητικό επίπεδο τουλάχιστον, ότι οι τεχνητοί υγροβιότοποι αποτελούν μια επιθυμητή πρακτική η οποία παρουσιάζεται οικονομικά αποδοτικότερη ιδιαίτερα για μικρού και μεσαίου μεγέθους οικισμούς. Δυστυχώς όμως η υπάρχουσα βιβλιογραφία είναι κυρίως ξένη, γεγονός που αποδεικνύει την επιφυλακτικότητα για την εφαρμογή της πρακτικής αυτής στην Ελλάδα. Πράγματι σύμφωνα με την υπάρχουσα βιβλιογραφία τα περισσότερα συστήματα υγροβιοτόπων έχουν κατασκευαστεί και λειτουργούν κανονικά κυρίως στο εξωτερικό, ενώ, στην Ελλάδα τα ελάχιστα συστήματα υγροβιοτόπων που υπάρχουν λειτουργούν σε πιλοτική βάση, κυρίως σε μικρούς οικισμούς. Το σίγουρο είναι ότι η επιλεκτική χρήση και ο κατάλληλος σχεδιασμός των τεχνητών υγροβιοτόπων και γενικότερα των φυσικών συστημάτων επεξεργασίας μπορούν να επιφέρουν τα επιθυμητά αποτελέσματα επεξεργασίας των λυμάτων, ιδιαίτερα σε μικρούς-μεσαίους οικισμούς και σχετικά υψηλές ολόχρονες θερμοκρασίες. Στην Ελλάδα η επιλεκτική χρήση των συστημάτων αυτών ευνοείται και από το γεγονός ότι, όπως προκύπτει από την οδηγία 91/271/ΕΟΚ για τη διάθεση αστικών αποβλήτων σε υγρούς αποδέκτες, οι εγκαταστάσεις που απομένουν να κατασκευαστούν μέχρι το 2005 είναι σχετικά μικρού μεγέθους (μέχρι 3000 κατοίκους).

Η συμπεριφορά των τεχνητών υγροβιοτόπων, όσον αφορά στην απομάκρυνση των ρυπαντών είναι σε θεωρητικό επίπεδο γνωστή, σε πρακτικό όμως επίπεδο φαίνεται να μην υπάρχει πάντοτε ομοφωνία μεταξύ των διάφορων συγγραφέων. Αυτό προκύπτει σύμφωνα με τη λεπτομερή ανάλυση που έχει πραγματοποιηθεί στο υπολογιστικό μέρος αυτής της εργασίας, στην οποία μελετήθηκε η συμπεριφορά των πιο πρόσφατων σχεδιαστικών μοντέλων για τη συμπεριφορά των υγροβιοτόπων επιφανειακής ροής.

Τα δύο βασικότερα μοντέλα απομάκρυνσης ρυπαντών είναι αυτά που έχουν δημιουργηθεί από τους Reed et al., 1995 και από τους Kadlec και Knight, 1996 και χρησιμοποιούν τη γενική μορφή ενός μοντέλου plug flow πρώτης τάξης. Οι Crites και Tchobanoglous, 1998 επαναλαμβάνουν ουσιαστικά το μοντέλο που έχει δημιουργηθεί από τους Reed et al. το 1995. Το βασικό ερώτημα που επικρατεί μετά από τη μελέτη των δύο αυτών μοντέλων έχει να κάνει με το εάν η συγκέντρωση υποβάθρου του συστήματος (η ελάχιστη παραμένουσα συγκέντρωση λόγω φυσικών πηγών) θα πρέπει να αντιμετωπίζεται ως εξωτερικός παράγοντας, ως η μικρότερη δηλαδή επιτεύξιμη τιμή για το ρυπαντή, ή αν πρέπει αυτή να αφαιρείται από τις συγκεντρώσεις εισροής και εκροής στο σύστημα ώστε να μελετάται αποκλειστικά η απόδοση της επεξεργασίας χωρίς να λαμβάνονται υπόψη οι επιπρόσθετες φυσικές πηγές στο σύστημα. Με την εσωτερική χρήση της συγκέντρωσης υποβάθρου στις εξισώσεις του σχεδιαστικού μοντέλου των Kadlec και Knight τα αποτελέσματα, όπως παρουσιάζεται στο κεφάλαιο 6 παρουσιάζονται κάπως διαφοροποιημένα σε σχέση με το μοντέλο των Reed et al.

Λόγω της περιορισμένης κατανόησης των πραγματικών μηχανισμών απομάκρυνσης, οι συντελεστές απομάκρυνσης που χρησιμοποιούνται στα μοντέλα σχεδιασμού των τεχνητών υγροβιότοπων είναι φαινομενικοί και δεν έχουν απαραίτητα κάποια θεωρητική βάση. Επίσης τα υπάρχοντα μοντέλα προϋποθέτουν ότι η απομάκρυνση των ρυπαντών λαμβάνει χώρα με τον ίδιο αρχικό ρυθμό. Οι Crites και Tchobanoglous σε μια προσπάθεια έκφρασης του ρυθμού επιβράδυνσης για την απομάκρυνση των BOD₅ και αιωρούμενων στερεών (TSS), έχουν αναπτύξει ένα μοντέλο ώστε να ερμηνεύσουν το γεγονός ότι η απόδοση της επεξεργασίας μειώνεται καθώς τα πιο ευαίσθητα συστατικά απομακρύνονται. Αν και έχουν δοθεί κάποιες τυπικές τιμές για τους συντελεστές επιβράδυνσης, στην υπάρχουσα βιβλιογραφία δεν υπάρχουν επαρκή δεδομένα ώστε ο συντελεστής επιβραδυνόμενου ρυθμού απομάκρυνσης να μπορεί να χρησιμοποιηθεί με εμπιστοσύνη (Crites και Tchobanoglous, 1998).

Κάποιες εξισώσεις γραμμικής μορφής οι οποίες προκύπτουν από παλινδρόμηση δεδομένων από υπάρχοντα συστήματα υγροβιότοπων παρέχουν σχετικά καλά αποτελέσματα για μέσες έως σχετικά μεγάλες σχεδιαστικές επιφάνειες η χρήση τους όμως θα πρέπει να περιοριστεί για τους εξής λόγους:

- ο Οι εξισώσεις αυτές έχουν προκύψει από παλινδρόμηση στοιχείων, ενώ, δε λαμβάνουν υπόψη τις θερμοκρασιακές συνθήκες και τις συνθήκες του περιβάλλοντος χώρου στο σύστημα
- ο Οι εξισώσεις έχουν δημιουργηθεί για συστήματα με συγκεκριμένες τιμές υδραυλικής φόρτισης
- ο Η δημιουργία των σχέσεων αυτών βασίζεται σε συστήματα συγκεκριμένων τοποθεσιών κυρίως του εξωτερικού, γι' αυτό η χρήση τους στον προσδιορισμό της απομάκρυνσης των ρυπαντών διαφόρων συστημάτων στην Ελλάδα θα πρέπει να αντιμετωπίζεται με κάποια επιφυλακτικότητα

Όσον αφορά στην εκτίμηση της απομάκρυνσης των κοπρανωδών κολοβακτηριδίων, μόνο το μοντέλο των Kadlec και Knight, 1996 προτείνει μία σχέση που να αναφέρεται αποκλειστικά σε συστήματα υδροβιοτόπων. Για το γεγονός αυτό ίσως να έπρεπε να αναπτυχθούν και άλλες σχέσεις για την εκτίμηση της απομάκρυνσης των FC, ώστε να μελετηθεί η αξιοπιστία της σχέσης των Kadlec και Knight. Η χρησιμοποίηση κάποιων άλλων προσεγγιστικών σχέσεων που αναφέρονται σε παρόμοια συστήματα επεξεργασίας (π.χ. σε συστήματα λιμνών) είναι δυνατό να οδηγήσει σε λανθασμένη εκτίμηση της απομάκρυνσης για το λόγο ότι δε λαμβάνονται υπόψη όλοι οι μηχανισμοί απομάκρυνσης που λαμβάνουν χώρα σε ένα σύστημα FWS (βλ. κεφάλαιο 6 για κοπρανώδη κολοβακτηρίδια).

Σύμφωνα με τα παραπάνω συμπεράσματα προτείνονται τα εξής:

- Η *λεπτομερέστερη μελέτη* ήδη υπαρχόντων υδροβιοτόπων ίσως οδηγήσει στην πλήρη κατανόηση της συμπεριφοράς των συστημάτων αυτών, όσον αφορά στην απομάκρυνση των ρυπαντών. Βέβαια, για καλύτερη επίγνωση των μηχανισμών απομάκρυνσης που λαμβάνουν χώρα σε υδροβιοτόπους ίσως θα έπρεπε να μελετηθούν συστήματα που λειτουργούν κάτω από τις ίδιες περιβάλλουσες, θερμοκρασιακές και υδραυλικές συνθήκες. Αυτό το σημείο αποτελεί τη δυσκολία στην περαιτέρω έρευνα των τεχνητών υδροβιοτόπων καθώς, είναι δύσκολο δύο συστήματα να λειτουργούν κάτω από ακριβώς τις ίδιες συνθήκες, πόσο μάλλον εάν η χρήση των συστημάτων αυτών είναι περιορισμένη.
- Θα πρέπει να πραγματοποιηθεί *περαιτέρω έρευνα*, ώστε να μελετηθεί κατά πόσον και σε ποιο βαθμό μειώνεται η απόδοση των συστημάτων με την πάροδο του χρόνου και αν αυτό ισχύει για την απομάκρυνση όλων των ρυπαντών.
- Για τη *δημιουργία* συστημάτων τεχνητών υδροβιοτόπων στην Ελλάδα, οι αρμόδιοι φορείς κάθε ενδιαφερόμενου ΟΤΑ θα μπορούσαν να έρθουν σε επαφή με αντίστοιχους φορείς του εσωτερικού ή εξωτερικού και με κάποια εξειδικευμένα άτομα στον τομέα αυτό, ώστε να πραγματοποιηθεί ο κατάλληλος σχεδιασμός. Τα τελευταία χρόνια πάντως έχει παρατηρηθεί αυξημένο ενδιαφέρον για τη δημιουργία τεχνητών υδροβιοτόπων στην Ελλάδα ιδιαίτερα σε κάποιες μικρές αποκεντρωμένες κοινότητες, όπου η επεξεργασία των λυμάτων με συμβατικές μεθόδους έχει κριθεί πολυδάπανη και μη περιβαλλοντικά φιλική.
- Η *διοργάνωση* κάποιων *σεμιναρίων*, από τοπικούς φορείς σε συνεργασία με άτομα εξοικειωμένα σε αυτό τον τομέα, που να απευθύνονται είτε σε ερευνητικό κοινό είτε σε απλούς πολίτες, ίσως βοηθήσει ώστε να αντιμετωπιστούν τα συστήματα αυτά με λιγότερη επιφυλακτικότητα. Κυρίως θα πρέπει να τονιστεί ότι εάν ο σχεδιασμός πραγματοποιηθεί κατάλληλα, τότε τα συστήματα αυτά μπορούν να επιφέρουν το επιθυμητό αποτέλεσμα σε

συνδυασμό με το χαμηλό κόστος, την περιβαλλοντική φιλικότητα και τη δυνατότητα επαναχρησιμοποίησης.

Σε θεωρητικό επίπεδο έχει αποδειχθεί η αποτελεσματικότητα των συστημάτων αυτών για την επεξεργασία των λυμάτων. Αυτό αποδεικνύεται και από δεδομένα ήδη υπαρχόντων τεχνητών υγροβιοτόπων.

Σε πρακτικό επίπεδο θα πρέπει να συνεχιστεί η προσπάθεια για τη δημιουργία κατάλληλων μοντέλων σχεδιασμού ώστε, με δεδομένη την επιθυμητή απομάκρυνση των ρυπαντών να μπορεί χωρίς επιφυλακτικότητα να προσδιοριστεί η απαιτούμενη σχεδιαστική επιφάνεια. Η επιφυλακτικότητα που ίσως επικρατεί στο παρόν στάδιο οφείλεται ενδεχομένως στο γεγονός ότι δεν υπάρχει πάντοτε ομοφωνία μεταξύ των ήδη υπαρχόντων μοντέλων. Γι' αυτό το λόγο ίσως να ήταν καλό για το παρόν στάδιο να χρησιμοποιούνται κάποιοι συντελεστές ασφαλείας για τη διαστασιολόγηση των τεχνητών υγροβιοτόπων.

Αναφορές - Βιβλιογραφία

1. Crites, R.W., and Tchobanoglous G. (1998), "Small and Decentralized Wastewater Management Systems", McGraw-Hill, New York
2. Dialynas, G., Chartzoulakis, K., Angelakis, A. (2001), "Sustainability and Optimization of Treatment and Reuse of Wastewater for Irrigation: Use of Constructed Wetland for Treatment and Reuse of Effluent for Irrigation", Programme EU/INCO-DC '97, Project ERB-IC98-0272, N.AG.RE.F., Institute of Iraklio, 71307, Iraklio, Greece
3. Dialynas, G., Kefalakis, N., Dialynas, M., Angelakis, A. (2001), "Planning, Design and Operation of an Innovative FWS Constructed Wetland in Crete, Greece", N.AG.RE.F., Institute of Iraklio, 71307, Iraklio, Greece
4. Kadlec, R.H., and Knight, R. (1996), "Treatment Wetlands", Lewis Publishers, Boca Raton, Fla
5. Gearheart, R.A., and B.A.Finney (1996), "Criteria for Design of Free Surface Constructed Wetlands Based Upon a Coupled Ecological and Water Quality Model", Fifth International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Vienna, Austria
6. Metcalf and Eddy (2003), "Wastewater Engineering: Treatment and Reuse", Fourth Edition, McGraw-Hill, New York
7. Pastor, R., Benqlilou, C., Paz, D., Cardenas, G., Espuna, A., Puigjaner, L. (2002), "Design Optimization of Constructed Wetlands for Wastewater Treatment", Copyright 2002, Elsevier Science
8. Reed, S.C., Crites R.W. and Middlebrooks, E.J. (1995), "Natural Systems for Waste Management and Treatment", Second Edition, McGraw-Hill, New York
9. Reed, S.C. (ed.) (1990), "Natural Systems for Wastewater Treatment", MOP FD-16, Water Environment Federation, Alexandria
10. Sinclair Knight Merz (2000), "Guidelines for Using Free Water Surface Constructed Wetlands to Treat Municipal Sewage", Queensland Government-Department of Natural Resources
11. Tchobanoglous, G., Crites, R., Gearheart, B., Reed, W. (2000), "A Review of Treatment Kinetics for Constructed Wetlands", Copyright 2000, Water Environment Federation
12. Tsagarakis, K.P., Mara, D.D. and Angelakis, A.N. (2002), "Application of Cost Criteria for Selection of Municipal Wastewater Treatment Systems", Kluwer Academic Publishers
13. U.S. Environmental Protection Agency (1999), Manual: "Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters", EPA/625/R-99/010 Office of Research and Development, Cincinnati, Ohio
14. Water Environment Federation (1998), "Design of Municipal Wastewater Treatment Plants", WEF Manual of Practice No.8, Fourth Edition, Alexandria-USA and, ASCE Manuals and Reports on Engineering Practice No. 76, Reston-USA
15. Water Environment Federation (2001), "Natural Systems for Wastewater Treatment", Manual Of Practice No. FD-16, Alexandria-USA

16. WHO (1989), "Health Guidelines for the Use of Wastewater in Agriculture and Aquaculture", Technical Report, series 778, World Health Organization, Geneva
17. Αγγελάκης, Α.Ν. και Tchobanoglous, G., (1995), "Υγρά Απόβλητα: Φυσικά Συστήματα Επεξεργασίας και Ανάκτηση, Επαναχρησιμοποίηση και Διάθεση Εκροών", Πανεπιστημιακές Εκδόσεις Κρήτης, Ηράκλειο
18. Αγγελάκης, Α.Ν. και Τσαγκαράκης, Κ.Π. (2002), "Φυσικά Συστήματα Επεξεργασίας Αστικών Υγρών Αποβλήτων - Αρχές Σχεδιασμού και Λειτουργίας", Εθνικό Ίδρυμα Αγροτικής Έρευνας, Ινστιτούτο Ηρακλείου
19. Βατυλιώτου, Μ. (2002), "Η αξιοποίηση της Ηλιακής Ενέργειας στην Κύπρο", Εργασία στα πλαίσια του μαθήματος Ανανεώσιμες Πηγές Ενέργειας, Πολυτεχνείο Κρήτης, Τμήμα Μηχανικών Περιβάλλοντος, Χανιά
20. Γκράτζιου, Μ.Ε. (1998), "Συναρτησιακές σχέσεις για την αξιολόγηση του κόστους μονάδων επεξεργασίας αστικών λυμάτων", Διδακτορική διατριβή, Τμήμα Πολιτικών Μηχανικών, Δημοκρίτειο Πανεπιστήμιο Θράκης, Ξάνθη
21. Μαντζαβίνος, Δ. (2002), "Επεξεργασία Υγρών Αποβλήτων", Διδακτικές σημειώσεις στα πλαίσια του μαθήματος Τεχνολογίες Επεξεργασίας Νερού και Υγρών Αποβλήτων, Πολυτεχνείο Κρήτης, Τμήμα Μηχανικών Περιβάλλοντος, Χανιά
22. Οικονομόπουλος, Α.Π. (2003), Προσωπική Επικοινωνία
23. Οικονομοπούλου, Μ.Α. και Οικονομόπουλος Α.Π. (1999), "Δυνατότητες Χρήσης Φυσικών Συστημάτων για Επεξεργασία Υγρών Αποβλήτων", 6^ο Διεθνές Συνέδριο Περιβαλλοντικής Επιστήμης και Τεχνολογίας, Πυθαγόρειο Σάμου
24. Στάμου, Α.Ι. και Βογιατζής, Ζ.Σ. (1994), "Βασικές Αρχές και Σχεδιασμός Συστημάτων Επεξεργασίας Αποβλήτων", Τεχνικό Επιμελητήριο Ελλάδος, Δεύτερη έκδοση, Αθήνα
25. Συμβούλιο Ε.Ε. (1991), "Οδηγία του Συμβουλίου της 21^{ης} Μαΐου 1991 για την Επεξεργασία των Αστικών Λυμάτων", 91/271/ΕΟΚ

ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ
(αποτελέσματα κωδίκων προσομοίωσης)

1. Σχεδιασμός - Διαστασιολόγηση

Θερινή περίοδος

POPULATION: 3000.000
 Q = 540.0000 m³/day
 CinBOD= 166.6667 mg/L
 CinTN= 44.44444 mg/L
 CinFC= 3.500000E+07CFU/100mL
 h= 0.3000000 m

---REED et al.& Crites and Tchobanoglous MODEL---

AVERAGE TEMPERATURE = 21.22268 Celsius
 Reed model ABOD = 7586.279 m²
 Reed model Anit = 16848.03 m²
 ATNwef = 26687.17 m²
 CefftN= 9.918452 mg/L
 Reed model AFC = 2.9087726E+07m²
 Lorg = 5.341872 kg/στρ.day
 FINAL AREA = 16848.03 m²
 Reed model LMAX = 280.9035 m
 FOR 8 cells in parallel:
 Length = 79.48591 m
 &
 Width = 26.49530 m

-----KADLEC & KNIGHT MODEL-----

AVERAGE TEMPERATURE = 21.25068 Celsius
 kadlec&knight model ATNs = 18878.52 m²
 kadlec&knight model ATN = 13903.50 m²
 kadlec&knight model AFCs = 36461.77 m²
 kadlec&knight model AFC = 28434.36 m²
 kadlec&knight model ABOD = 17404.12 m²
 Lorg = 5.171189 kg/στρ.day
 FINAL AREA = 17404.12 m²
 kadlec&knight model LMAX = 287.0514 m
 FOR 8 cells in parallel:
 Length = 80.78704 m
 &
 Width = 26.92901 m

Χειμερινή περίοδος

POPULATION: 3000.000
 Q = 450.0000 m³/day
 CinBOD= 200.0000 mg/L
 CinTN= 53.33333 mg/L
 CinFC= 3.500000E+07CFU/100mL
 h= 0.4000000 m

---REED et al.& Crites and Tchobanoglous MODEL---

AVERAGE TEMPERATURE = 10.00000 Celsius
 Reed model ABOD = 9774.599 m²
 Reed model Anit = 21706.91 m²
 ATNwef = 49324.08 m²
 CefftN= 9.994514 mg/L

Reed model AFC = 1.2319883E+08m2
Lorg = 4.146144 kg/στρ.day
FINAL AREA = 21706.91 m2
Reed model LMAX = 626.4251 m
FOR 8 cells in parallel:
Length = 90.22247 m
&
Width = 30.07416 m

-----KADLEC & KNIGHT MODEL-----

AVERAGE TEMPERATURE = 10.00000 Celsius
kadlec&knight model ATNs = 29072.63 m2
kadlec&knight model ATN = 21994.86 m2
kadlec&knight model AFCs = 30384.81 m2
kadlec&knight model AFC = 23695.29 m2
kadlec&knight model ABOD = 16667.78 m2
Lorg = 4.091866 kg/στρ.day
FINAL AREA = 21994.86 m2
kadlec&knight model LMAX = 631.9529 m
FOR 8 cells in parallel:
Length = 90.81889 m
&
Width = 30.27296 m

2. Έλεγχος επάρκειας συστήματος

Σχεδιαστική επιφάνεια 25000 m²

POPULATION: 3000.000
 DESIGN TEMPERATURE = 15.00000 Celsius
 Q = 540.0000 m³/day
 AREA = 25000.00 m²
 h = 0.3500000 m
 AREAmin = 8181.818 m²
 Aspect Ratio L/W = 4.000000 /1
 L = 111.8034 m
 LMAX = 480.6853 m
 VALID FWS WETLAND LENGTH

---REED et al.& Crites and Tchobanoglous MODEL---

Reed model CeffBOD = 0.5322574 mg/L
 SUFFICIENT DESIGN FOR BOD REMOVAL
 wetland BOD efficiency= 99.68065 %
 Reed model CeffTN= 6.382104 mg/L
 SUFFICIENT DESIGN FOR TN REMOVAL
 wetland TN efficiency= 85.64027 %
 WEF CeffTN check= 8.021445 mg/L
 SUFFICIENT DESIGN FOR TN REMOVAL
 wetland TN efficiency according to WEF check= 81.95174 %
 Reed model CeffFC = 2620139. CFU/100mL
 NOT SUFFICIENT DESIGN FOR FC REMOVAL
 wetland FC efficiency= 92.51389 %

-----KADLEC & KNIGHT MODEL-----

kadlec&knight model CeffTN = 6.323535 mg/L
 SUFFICIENT DESIGN FOR TN REMOVAL
 wetland TN efficiency= 85.77205 %
 kadlec&knight model CeffFC= 2886.116 CFU/100mL
 NOT SUFFICIENT DESIGN FOR FC REMOVAL
 wetland FC efficiency= 99.99175 %
 kadlec&knight model CeffBOD= 14.40134 mg/L
 SUFFICIENT DESIGN FOR BOD REMOVAL
 wetland BOD efficiency= 91.35920 %

Σχεδιαστική επιφάνεια 30000 m²

POPULATION: 3000.000
 DESIGN TEMPERATURE = 15.00000 Celsius
 Q = 540.0000 m³/day
 AREA = 30000.00 m²
 h = 0.3500000 m
 AREAmin = 8181.818 m²
 Aspect Ratio L/W = 4.000000 /1
 L = 122.4745 m
 LMAX = 542.8139 m
 VALID FWS WETLAND LENGTH

---REED et al.& Crites and Tchobanoglous MODEL---

Reed model CeffBOD = 0.1686461 mg/L
 SUFFICIENT DESIGN FOR BOD REMOVAL
 wetland BOD efficiency= 99.89881 %

Reed model CeffTN= 4.265045 mg/L
 SUFFICIENT DESIGN FOR TN REMOVAL
 wetland TN efficiency= 90.40365 %
 WEF CeffTN check= 7.738847 mg/L
 SUFFICIENT DESIGN FOR TN REMOVAL
 wetland TN efficiency according to WEF check= 82.58759 %
 Reed model CeffFC = 2211036. CFU/100mL
 NOT SUFFICIENT DESIGN FOR FC REMOVAL
 wetland FC efficiency= 93.68275 %

-----KADLEC & KNIGHT MODEL-----

kadlec&knight model CeffTN = 4.614993 mg/L
 SUFFICIENT DESIGN FOR TN REMOVAL
 wetland TN efficiency= 89.61626 %
 kadlec&knight model CeffFC= 685.8019 CFU/100mL
 SUFFICIENT DESIGN FOR FC REMOVAL
 wetland FC efficiency= 99.99804 %
 kadlec&knight model CeffBOD= 13.20624 mg/L
 SUFFICIENT DESIGN FOR BOD REMOVAL
 wetland BOD efficiency= 92.07626 %

Σχεδιαστική επιφάνεια 6000 m²

POPULATION: 3000.000
 DESIGN TEMPERATURE = 15.00000 Celsius
 Q = 540.0000 m³/day
 AREA = 6000.000 m²
 h = 0.3500000 m
 AREAmín = 8181.818 m²
 ORGANIC LOADING EXCEEDS ITS MAXIMUM VALID VALUE
 Aspect Ratio L/W = 4.000000 /1
 L = 54.77225 m
 LMAX = 185.6298 m
 VALID FWS WETLAND LENGTH

---REED et al. & Crites and Tchobanoglous MODEL---

Reed model CeffBOD = 41.96375 mg/L
 NOT SUFFICIENT DESIGN FOR BOD REMOVAL
 wetland BOD efficiency= 74.82175 %
 Reed model CeffTN= 32.06438 mg/L
 NOT SUFFICIENT DESIGN FOR TN REMOVAL
 wetland TN efficiency= 27.85514 %
 WEF CeffTN check= 10.23348 mg/L
 NOT SUFFICIENT DESIGN FOR TN REMOVAL
 wetland TN efficiency according to WEF check= 76.97468 %
 Reed model CeffFC = 8825152. CFU/100mL
 NOT SUFFICIENT DESIGN FOR FC REMOVAL
 wetland FC efficiency= 74.78528 %

-----KADLEC & KNIGHT MODEL-----

kadlec&knight model CeffTN = 26.91072 mg/L
 NOT SUFFICIENT DESIGN FOR TN REMOVAL
 wetland TN efficiency= 39.45087 %
 kadlec&knight model CeffFC= 3569118. CFU/100mL
 NOT SUFFICIENT DESIGN FOR FC REMOVAL
 wetland FC efficiency= 89.80252 %
 kadlec&knight model CeffBOD= 67.15620 mg/L
 NOT SUFFICIENT DESIGN FOR BOD REMOVAL
 wetland BOD efficiency= 59.70628 %

3. Τιμές διαγραμμάτων

POPULATION: 3000.000

---REED et al.& Crites and Tchobanoglous MODEL---
 (background concentration according to Reed et al)

```

TDES= 5.000000 Celsius
Q = 450.0000 m3/day
CinBOD = 200.0000 mg/L
CinTN = 53.33333 mg/L
CinFC = 3.500000E+07cfu/100mL
h= 0.5000000 m
AREAmin= 8181.818 m2
FOR AREAmin= 8181.818 m2:BODeff= 83.47524 %,TNeff= 19.04920
%,TNeffc= 79.02682 %,Ceffc= 1.5783440E+07cfu/100mL
AREA(m2)BODeff(%)TNeff(%)TNeffc(%)c Ceffc(cfu/100mL) HRT(d) L(kg/στρ.d)
5000. 66.72 8.82 77.60 20068390. 3.89 18.00
6000. 73.29 11.86 78.13 18490698. 4.67 15.00
7000. 78.57 15.09 78.57 17142990. 5.44 12.86
8000. 82.80 18.43 78.96 15978393. 6.22 11.25
9000. 86.20 21.84 79.30 14961962. 7.00 10.00
10000. 88.92 25.27 79.61 14067114. 7.78 9.00
11000. 91.11 28.68 79.89 13273263. 8.56 8.18
12000. 92.87 32.05 80.14 12564225. 9.33 7.50
13000. 94.28 35.36 80.37 11927098. 10.11 6.92
14000. 95.41 38.57 80.59 11351468. 10.89 6.43
15000. 96.31 41.70 80.79 10828843. 11.67 6.00
16000. 97.00 44.71 80.98 10352223. 12.44 5.63
17000. 97.00 47.61 81.15 9915791. 13.22 5.29
18000. 97.00 50.40 81.32 9514668. 14.00 5.00
19000. 97.00 53.06 81.48 9144737. 14.78 4.74
20000. 97.00 55.61 81.62 8802495. 15.56 4.50
21000. 97.00 58.04 81.77 8484946. 16.33 4.29
22000. 97.00 60.35 81.90 8189511. 17.11 4.09
23000. 97.00 62.55 82.03 7913956. 17.89 3.91
24000. 97.00 64.63 82.15 7656341. 18.67 3.75
25000. 97.00 66.61 82.27 7414969. 19.44 3.60
26000. 97.00 68.48 82.39 7188351. 20.22 3.46
27000. 97.00 70.25 82.50 6975174. 21.00 3.33
28000. 97.00 71.92 82.60 6774277. 21.78 3.21
29000. 97.00 73.51 82.70 6584628. 22.56 3.10
30000. 97.00 75.00 82.80 6405309. 23.33 3.00

```

```

TDES= 10.00000 Celsius
Q = 450.0000 m3/day
CinBOD = 200.0000 mg/L
CinTN = 53.33333 mg/L
CinFC = 3.500000E+07cfu/100mL
h= 0.4000000 m
AREAmin= 8181.818 m2
FOR AREAmin= 8181.818 m2:BODeff= 85.44705 %,TNeff= 35.92064
%,TNeffc= 79.02682 %,Ceffc= 1.0528419E+07cfu/100mL
AREA(m2)BODeff(%)TNeff(%)TNeffc(%)c Ceffc(cfu/100mL) HRT(d) L(kg/στρ.d)
5000. 69.21 18.60 77.60 14460256. 3.11 18.00
6000. 75.67 24.11 78.13 12941332. 3.73 15.00
7000. 80.78 29.60 78.57 11711176. 4.36 12.86
8000. 84.81 34.97 78.96 10694586. 4.98 11.25
9000. 88.00 40.12 79.30 9840391. 5.60 10.00
10000. 90.52 45.01 79.61 9112555. 6.22 9.00
11000. 92.51 49.61 79.89 8484972. 6.84 8.18
12000. 94.08 53.90 80.14 7938262. 7.47 7.50
13000. 95.32 57.88 80.37 7457739. 8.09 6.92
14000. 96.30 61.56 80.59 7032071. 8.71 6.43
15000. 97.00 64.94 80.79 6652371. 9.33 6.00
16000. 97.00 68.04 80.98 6311574. 9.96 5.63
17000. 97.00 70.89 81.15 6003994. 10.58 5.29
18000. 97.00 73.48 81.32 5724999. 11.20 5.00
19000. 97.00 75.85 81.48 5470781. 11.82 4.74
20000. 97.00 78.01 81.62 5238181. 12.44 4.50
21000. 97.00 79.98 81.77 5024552. 13.07 4.29
22000. 97.00 81.77 81.90 4827666. 13.69 4.09
23000. 97.00 83.39 82.03 4645628. 14.31 3.91
24000. 97.00 84.87 82.15 4476819. 14.93 3.75
25000. 97.00 86.22 82.27 4319848. 15.56 3.60
26000. 97.00 87.44 82.39 4173512. 16.18 3.46

```

ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ

ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ

27000.	97.00	88.55	82.50	4036766.	16.80	3.33
28000.	97.00	89.56	82.60	3908696.	17.42	3.21
29000.	97.00	90.48	82.70	3788502.	18.04	3.10
30000.	97.00	91.31	82.80	3675481.	18.67	3.00
TDES= 15.00000 Celsius Q = 540.0000 m3/day CinBOD = 166.6667 mg/L CinTN = 44.44444 mg/L CinFC = 3.500000E+07cfu/100mL h= 0.4000000 m AREAmin= 8181.818 m2 FOR AREAmin= 8181.818 m2:BODeff= 88.34444 %,TNeff= 45.68929 %,TNeffc= 78.05634 %,CeffFC= 6225276. cfu/100mL AREA(m2)BODeff(%)TNeff(%)TNeffc(%)c CeffFC(cfu/100mL) HRT(d) L(kg/στρ.d)						
5000.	73.11	26.18	76.34	9151039.	2.59	18.00
6000.	79.32	32.76	76.97	7973314.	3.11	15.00
7000.	84.10	38.96	77.51	7064166.	3.63	12.86
8000.	87.77	44.70	77.98	6341127.	4.15	11.25
9000.	90.60	49.95	78.39	5752356.	4.67	10.00
10000.	92.77	54.73	78.76	5263629.	5.19	9.00
11000.	94.44	59.04	79.09	4851445.	5.70	8.18
12000.	95.73	62.93	79.39	4499128.	6.22	7.50
13000.	96.71	66.43	79.67	4194517.	6.74	6.92
14000.	97.00	69.58	79.93	3928538.	7.26	6.43
15000.	97.00	72.41	80.17	3694280.	7.78	6.00
16000.	97.00	74.96	80.40	3486387.	8.30	5.63
17000.	97.00	77.26	80.61	3300645.	8.81	5.29
18000.	97.00	79.33	80.81	3133694.	9.33	5.00
19000.	97.00	81.20	80.99	2982819.	9.85	4.74
20000.	97.00	82.89	81.17	2845804.	10.37	4.50
21000.	97.00	84.42	81.34	2720824.	10.89	4.29
22000.	97.00	85.81	81.51	2606360.	11.41	4.09
23000.	97.00	87.06	81.66	2501138.	11.93	3.91
24000.	97.00	88.20	81.81	2404082.	12.44	3.75
25000.	97.00	89.24	81.95	2314277.	12.96	3.60
26000.	97.00	90.18	82.09	2230940.	13.48	3.46
27000.	97.00	91.04	82.22	2153397.	14.00	3.33
28000.	97.00	91.82	82.35	2081062.	14.52	3.21
29000.	97.00	92.53	82.47	2013430.	15.04	3.10
30000.	97.00	93.18	82.59	1950055.	15.56	3.00
TDES= 20.00000 Celsius Q = 540.0000 m3/day CinBOD = 166.6667 mg/L CinTN = 44.44444 mg/L CinFC = 3.500000E+07cfu/100mL h= 0.3000000 m AREAmin= 8181.818 m2 FOR AREAmin= 8181.818 m2:BODeff= 88.43599 %,TNeff= 48.05450 %,TNeffc= 78.05634 %,CeffFC= 3774510. cfu/100mL AREA(m2)BODeff(%)TNeff(%)TNeffc(%)c CeffFC(cfu/100mL) HRT(d) L(kg/στρ.d)						
5000.	73.24	29.68	76.34	5779817.	1.94	18.00
6000.	79.44	36.09	76.97	4952830.	2.33	15.00
7000.	84.21	41.91	77.51	4332875.	2.72	12.86
8000.	87.87	47.16	77.98	3850856.	3.11	11.25
9000.	90.68	51.87	78.39	3465347.	3.50	10.00
10000.	92.84	56.11	78.76	3150000.	3.89	9.00
11000.	94.50	59.92	79.09	2887260.	4.28	8.18
12000.	95.77	63.36	79.39	2664975.	4.67	7.50
13000.	96.75	66.47	79.67	2474470.	5.06	6.92
14000.	97.00	69.30	79.93	2309384.	5.44	6.43
15000.	97.00	71.87	80.17	2164949.	5.83	6.00
16000.	97.00	74.21	80.40	2037516.	6.22	5.63
17000.	97.00	76.34	80.61	1924252.	6.61	5.29
18000.	97.00	78.29	80.81	1822917.	7.00	5.00
19000.	97.00	80.08	80.99	1731721.	7.39	4.74
20000.	97.00	81.72	81.17	1649215.	7.78	4.50
21000.	97.00	83.21	81.34	1574213.	8.17	4.29
22000.	97.00	84.59	81.51	1505736.	8.56	4.09
23000.	97.00	85.85	81.66	1442968.	8.94	3.91
24000.	97.00	87.01	81.81	1385224.	9.33	3.75
25000.	97.00	88.07	81.95	1331924.	9.72	3.60
26000.	97.00	89.04	82.09	1282573.	10.11	3.46
27000.	97.00	89.93	82.22	1236749.	10.50	3.33
28000.	97.00	90.76	82.35	1194086.	10.89	3.21
29000.	97.00	91.51	82.47	1154269.	11.28	3.10

ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ

ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ

30000. 97.00 92.20 82.59 1117021. 11.67 3.00

TDES= 25.00000 Celsius

Q = 540.0000 m3/day

CinBOD = 166.6667 mg/L

CinTN = 44.44444 mg/L

CinFC = 3.5000000E+07cfu/100mL

h= 0.3000000 m

AREAMin= 8181.818 m2

FOR AREAMin= 8181.818 m2:BODeff= 94.42522 %,TNeff= 58.41169

%,TNeffc= 78.05634 %,CeffcFC= 1687426. cfu/100mL

AREA (m2) BODeff (%) TNeff (%) TNeffc (%) c CeffcFC (cfu/100mL) HRT (d) L (kg/στρ.d)

5000.	82.87	40.75	76.34	2679047.	1.94	18.00
6000.	87.96	47.10	76.97	2261389.	2.33	15.00
7000.	91.54	52.67	77.51	1956391.	2.72	12.86
8000.	94.06	57.58	77.98	1723887.	3.11	11.25
9000.	95.82	61.95	78.39	1540776.	3.50	10.00
10000.	97.00	65.85	78.76	1392830.	3.89	9.00
11000.	97.00	69.34	79.09	1270807.	4.28	8.18
12000.	97.00	72.47	79.39	1168442.	4.67	7.50
13000.	97.00	75.28	79.67	1081338.	5.06	6.92
14000.	97.00	77.80	79.93	1006321.	5.44	6.43
15000.	97.00	80.07	80.17	941036.	5.83	6.00
16000.	97.00	82.10	80.40	883707.	6.22	5.63
17000.	97.00	83.92	80.61	832961.	6.61	5.29
18000.	97.00	85.56	80.81	787727.	7.00	5.00
19000.	97.00	87.03	80.99	747153.	7.39	4.74
20000.	97.00	88.36	81.17	710553.	7.78	4.50
21000.	97.00	89.54	81.34	677372.	8.17	4.29
22000.	97.00	90.61	81.51	647152.	8.56	4.09
23000.	97.00	91.57	81.66	619513.	8.94	3.91
24000.	97.00	92.43	81.81	594138.	9.33	3.75
25000.	97.00	93.20	81.95	570760.	9.72	3.60
26000.	97.00	93.89	82.09	549152.	10.11	3.46
27000.	97.00	94.51	82.22	529121.	10.50	3.33
28000.	97.00	95.07	82.35	510499.	10.89	3.21
29000.	97.00	95.58	82.47	493144.	11.28	3.10
30000.	97.00	96.03	82.59	476930.	11.67	3.00

TDES= 30.00000 Celsius

Q = 540.0000 m3/day

CinBOD = 166.6667 mg/L

CinTN = 44.44444 mg/L

CinFC = 3.5000000E+07cfu/100mL

h= 0.3000000 m

AREAMin= 8181.818 m2

FOR AREAMin= 8181.818 m2:BODeff= 97.00000 %,TNeff= 67.11248

%,TNeffc= 78.05634 %,CeffcFC= 727490.6 cfu/100mL

AREA (m2) BODeff (%) TNeff (%) TNeffc (%) c CeffcFC (cfu/100mL) HRT (d) L (kg/στρ.d)

5000.	90.57	49.30	76.34	1174899.	1.94	18.00
6000.	94.12	55.75	76.97	984591.	2.33	15.00
7000.	96.33	61.38	77.51	847340.	2.72	12.86
8000.	97.00	66.29	77.98	743673.	3.11	11.25
9000.	97.00	70.57	78.39	662607.	3.50	10.00
10000.	97.00	74.31	78.76	597478.	3.89	9.00
11000.	97.00	77.58	79.09	544006.	4.28	8.18
12000.	97.00	80.43	79.39	499319.	4.67	7.50
13000.	97.00	82.92	79.67	461416.	5.06	6.92
14000.	97.00	85.09	79.93	428861.	5.44	6.43
15000.	97.00	86.98	80.17	400598.	5.83	6.00
16000.	97.00	88.64	80.40	375829.	6.22	5.63
17000.	97.00	90.08	80.61	353945.	6.61	5.29
18000.	97.00	91.34	80.81	334470.	7.00	5.00
19000.	97.00	92.44	80.99	317025.	7.39	4.74
20000.	97.00	93.40	81.17	301311.	7.78	4.50
21000.	97.00	94.24	81.34	287080.	8.17	4.29
22000.	97.00	94.97	81.51	274133.	8.56	4.09
23000.	97.00	95.61	81.66	262304.	8.94	3.91
24000.	97.00	96.17	81.81	251453.	9.33	3.75
25000.	97.00	96.66	81.95	241464.	9.72	3.60
26000.	97.00	97.08	82.09	232239.	10.11	3.46
27000.	97.00	97.45	82.22	223692.	10.50	3.33
28000.	97.00	97.78	82.35	215753.	10.89	3.21
29000.	97.00	98.06	82.47	208357.	11.28	3.10
30000.	97.00	98.31	82.59	201452.	11.67	3.00

-----KADLEC&KNIGHT MODEL-----

TDES= 5.000000 Celsius
 Q = 450.0000 m3/day
 CinBOD = 200.0000 mg/L
 CinTN = 53.33333 mg/L
 CinFC = 3.500000E+07cfu/100mL
 h= 0.5000000 m
 AREAmin= 8181.818 m2
 FOR AREAmin= 8181.818 m2:BODeff= 75.86137 %,TNeff= 39.81875
 %,FCeff= 97.61421 %
 AREA(m2) BOD eff.(%) TN eff.(%) CeffFC(cfu/100mL) HRT(d) Lorg(kg/στρ.δ)
 5000. 59.93 26.77 3569118. 3.89 18.00
 6000. 66.11 31.16 2260862. 4.67 15.00
 7000. 71.13 35.28 1432186. 5.44 12.86
 8000. 75.21 39.14 907286. 6.22 11.25
 9000. 78.52 42.76 574803. 7.00 10.00
 10000. 81.22 46.16 364202. 7.78 9.00
 11000. 83.41 49.34 230803. 8.56 8.18
 12000. 85.20 52.33 146305. 9.33 7.50
 13000. 86.65 55.13 92783. 10.11 6.92
 14000. 87.83 57.75 58880. 10.89 6.43
 15000. 88.78 60.21 37406. 11.67 6.00
 16000. 89.56 62.52 23804. 12.44 5.63
 17000. 90.20 64.68 15188. 13.22 5.29
 18000. 90.71 66.71 9730. 14.00 5.00
 19000. 91.13 68.61 6273. 14.78 4.74
 20000. 91.47 70.40 4084. 15.56 4.50
 21000. 91.75 72.07 2697. 16.33 4.29
 22000. 91.97 73.64 1818. 17.11 4.09
 23000. 92.15 75.10 1262. 17.89 3.91
 24000. 92.30 76.48 909. 18.67 3.75
 25000. 92.42 77.77 686. 19.44 3.60
 26000. 92.52 78.99 544. 20.22 3.46
 27000. 92.60 80.12 455. 21.00 3.33
 28000. 92.67 81.19 398. 21.78 3.21
 29000. 92.72 82.19 362. 22.56 3.10
 30000. 92.76 83.12 339. 23.33 3.00

TDES= 10.00000 Celsius
 Q = 450.0000 m3/day
 CinBOD = 200.0000 mg/L
 CinTN = 53.33333 mg/L
 CinFC = 3.500000E+07cfu/100mL
 h= 0.4000000 m
 AREAmin= 8181.818 m2
 FOR AREAmin= 8181.818 m2:BODeff= 75.86137 %,TNeff= 47.59398
 %,FCeff= 97.61421 %
 AREA(m2) BOD eff.(%) TN eff.(%) CeffFC(cfu/100mL) HRT(d) Lorg(kg/στρ.δ)
 5000. 59.93 32.76 3569118. 3.11 18.00
 6000. 66.11 37.85 2260862. 3.73 15.00
 7000. 71.13 42.53 1432186. 4.36 12.86
 8000. 75.21 46.85 907286. 4.98 11.25
 9000. 78.52 50.82 574803. 5.60 10.00
 10000. 81.22 54.48 364202. 6.22 9.00
 11000. 83.41 57.85 230803. 6.84 8.18
 12000. 85.20 60.96 146305. 7.47 7.50
 13000. 86.65 63.82 92783. 8.09 6.92
 14000. 87.83 66.45 58880. 8.71 6.43
 15000. 88.78 68.88 37406. 9.33 6.00
 16000. 89.56 71.11 23804. 9.96 5.63
 17000. 90.20 73.17 15188. 10.58 5.29
 18000. 90.71 75.07 9730. 11.20 5.00
 19000. 91.13 76.81 6273. 11.82 4.74
 20000. 91.47 78.42 4084. 12.44 4.50
 21000. 91.75 79.90 2697. 13.07 4.29
 22000. 91.97 81.27 1818. 13.69 4.09
 23000. 92.15 82.52 1262. 14.31 3.91
 24000. 92.30 83.68 909. 14.93 3.75
 25000. 92.42 84.75 686. 15.56 3.60
 26000. 92.52 85.73 544. 16.18 3.46
 27000. 92.60 86.63 455. 16.80 3.33
 28000. 92.67 87.47 398. 17.42 3.21
 29000. 92.72 88.23 362. 18.04 3.10
 30000. 92.76 88.94 339. 18.67 3.00

TDES= 15.00000 Celsius

ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ

ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ

Q = 540.0000 m³/day
 CinBOD = 166.6667 mg/L
 CinTN = 44.44444 mg/L
 CinFC = 3.500000E+07cfu/100mL
 h= 0.4000000 m
 AREAmin= 8181.818 m²
 FOR AREAmin= 8181.818 m²:BODeff= 70.02337 %,TNeff= 49.38277
 %,FCeff= 95.55389 %
 AREA(m²) BOD eff.(%) TN eff.(%) CeffFC(cfu/100mL) HRT(d) Lorg(kg/στρ.d)
 5000. 53.51 34.23 5221629. 2.59 18.00
 6000. 59.71 39.45 3569118. 3.11 15.00
 7000. 64.92 44.24 2439614. 3.63 12.86
 8000. 69.30 48.63 1667590. 4.15 11.25
 9000. 73.00 52.65 1139905. 4.67 10.00
 10000. 76.10 56.33 779229. 5.19 9.00
 11000. 78.72 59.70 532704. 5.70 8.18
 12000. 80.92 62.79 364202. 6.22 7.50
 13000. 82.77 65.63 249030. 6.74 6.92
 14000. 84.32 68.22 170309. 7.26 6.43
 15000. 85.64 70.60 116502. 7.78 6.00
 16000. 86.74 72.78 79725. 8.30 5.63
 17000. 87.67 74.78 54588. 8.81 5.29
 18000. 88.45 76.61 37406. 9.33 5.00
 19000. 89.11 78.28 25662. 9.85 4.74
 20000. 89.66 79.82 17635. 10.37 4.50
 21000. 90.13 81.23 12149. 10.89 4.29
 22000. 90.52 82.52 8399. 11.41 4.09
 23000. 90.85 83.70 5836. 11.93 3.91
 24000. 91.13 84.78 4084. 12.44 3.75
 25000. 91.36 85.77 2886. 12.96 3.60
 26000. 91.56 86.68 2068. 13.48 3.46
 27000. 91.72 87.51 1508. 14.00 3.33
 28000. 91.86 88.28 1126. 14.52 3.21
 29000. 91.98 88.98 864. 15.04 3.10
 30000. 92.08 89.62 686. 15.56 3.00

TDES= 20.00000 Celsius
 Q = 540.0000 m³/day
 CinBOD = 166.6667 mg/L
 CinTN = 44.44444 mg/L
 CinFC = 3.500000E+07cfu/100mL
 h= 0.3000000 m
 AREAmin= 8181.818 m²
 FOR AREAmin= 8181.818 m²:BODeff= 70.02337 %,TNeff= 57.85698
 %,FCeff= 95.55389 %
 AREA(m²) BOD eff.(%) TN eff.(%) CeffFC(cfu/100mL) HRT(d) Lorg(kg/στρ.d)
 5000. 53.51 41.33 5221629. 1.94 18.00
 6000. 59.71 47.17 3569118. 2.33 15.00
 7000. 64.92 52.39 2439614. 2.72 12.86
 8000. 69.30 57.06 1667590. 3.11 11.25
 9000. 73.00 61.24 1139905. 3.50 10.00
 10000. 76.10 64.98 779229. 3.89 9.00
 11000. 78.72 68.32 532704. 4.28 8.18
 12000. 80.92 71.31 364202. 4.67 7.50
 13000. 82.77 73.98 249030. 5.06 6.92
 14000. 84.32 76.37 170309. 5.44 6.43
 15000. 85.64 78.51 116502. 5.83 6.00
 16000. 86.74 80.43 79725. 6.22 5.63
 17000. 87.67 82.14 54588. 6.61 5.29
 18000. 88.45 83.67 37406. 7.00 5.00
 19000. 89.11 85.04 25662. 7.39 4.74
 20000. 89.66 86.26 17635. 7.78 4.50
 21000. 90.13 87.35 12149. 8.17 4.29
 22000. 90.52 88.33 8399. 8.56 4.09
 23000. 90.85 89.21 5836. 8.94 3.91
 24000. 91.13 89.99 4084. 9.33 3.75
 25000. 91.36 90.69 2886. 9.72 3.60
 26000. 91.56 91.32 2068. 10.11 3.46
 27000. 91.72 91.88 1508. 10.50 3.33
 28000. 91.86 92.38 1126. 10.89 3.21
 29000. 91.98 92.83 864. 11.28 3.10
 30000. 92.08 93.23 686. 11.67 3.00

TDES= 25.00000 Celsius
 Q = 540.0000 m³/day
 CinBOD = 166.6667 mg/L
 CinTN = 44.44444 mg/L

ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ

ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ

CinFC = 3.5000000E+07cfu/100mL
 h= 0.3000000 m
 AREAmin= 8181.818 m2
 FOR AREAmin= 8181.818 m2:BODeff= 70.02337 %,TNeff= 66.50216
 %,FCeff= 95.55389 %
 AREA(m2) BOD eff.(%) TN eff.(%) CeffFC(cfu/100mL) HRT(d) Lorg(kg/στρ.d)
 5000. 53.51 49.23 5221629. 1.94 18.00
 6000. 59.71 55.52 3569118. 2.33 15.00
 7000. 64.92 60.98 2439614. 2.72 12.86
 8000. 69.30 65.71 1667590. 3.11 11.25
 9000. 73.00 69.82 1139905. 3.50 10.00
 10000. 76.10 73.38 779229. 3.89 9.00
 11000. 78.72 76.46 532704. 4.28 8.18
 12000. 80.92 79.14 364202. 4.67 7.50
 13000. 82.77 81.46 249030. 5.06 6.92
 14000. 84.32 83.47 170309. 5.44 6.43
 15000. 85.64 85.22 116502. 5.83 6.00
 16000. 86.74 86.73 79725. 6.22 5.63
 17000. 87.67 88.05 54588. 6.61 5.29
 18000. 88.45 89.19 37406. 7.00 5.00
 19000. 89.11 90.17 25662. 7.39 4.74
 20000. 89.66 91.03 17635. 7.78 4.50
 21000. 90.13 91.77 12149. 8.17 4.29
 22000. 90.52 92.42 8399. 8.56 4.09
 23000. 90.85 92.98 5836. 8.94 3.91
 24000. 91.13 93.46 4084. 9.33 3.75
 25000. 91.36 93.88 2886. 9.72 3.60
 26000. 91.56 94.25 2068. 10.11 3.46
 27000. 91.72 94.56 1508. 10.50 3.33
 28000. 91.86 94.84 1126. 10.89 3.21
 29000. 91.98 95.07 864. 11.28 3.10
 30000. 92.08 95.28 686. 11.67 3.00

TDES= 30.00000 Celsius
 Q = 540.0000 m3/day
 CinBOD = 166.6667 mg/L
 CinTN = 44.44444 mg/L
 CinFC = 3.5000000E+07cfu/100mL
 h= 0.3000000 m
 AREAmin= 8181.818 m2
 FOR AREAmin= 8181.818 m2:BODeff= 70.02337 %,TNeff= 74.79548
 %,FCeff= 95.55389 %
 AREA(m2) BOD eff.(%) TN eff.(%) CeffFC(cfu/100mL) HRT(d) Lorg(kg/στρ.d)
 5000. 53.51 57.70 5221629. 1.94 18.00
 6000. 59.71 64.17 3569118. 2.33 15.00
 7000. 64.92 69.56 2439614. 2.72 12.86
 8000. 69.30 74.06 1667590. 3.11 11.25
 9000. 73.00 77.81 1139905. 3.50 10.00
 10000. 76.10 80.94 779229. 3.89 9.00
 11000. 78.72 83.55 532704. 4.28 8.18
 12000. 80.92 85.72 364202. 4.67 7.50
 13000. 82.77 87.53 249030. 5.06 6.92
 14000. 84.32 89.05 170309. 5.44 6.43
 15000. 85.64 90.31 116502. 5.83 6.00
 16000. 86.74 91.36 79725. 6.22 5.63
 17000. 87.67 92.23 54588. 6.61 5.29
 18000. 88.45 92.96 37406. 7.00 5.00
 19000. 89.11 93.57 25662. 7.39 4.74
 20000. 89.66 94.08 17635. 7.78 4.50
 21000. 90.13 94.50 12149. 8.17 4.29
 22000. 90.52 94.86 8399. 8.56 4.09
 23000. 90.85 95.15 5836. 8.94 3.91
 24000. 91.13 95.39 4084. 9.33 3.75
 25000. 91.36 95.60 2886. 9.72 3.60
 26000. 91.56 95.77 2068. 10.11 3.46
 27000. 91.72 95.91 1508. 10.50 3.33
 28000. 91.86 96.03 1126. 10.89 3.21
 29000. 91.98 96.13 864. 11.28 3.10
 30000. 92.08 96.21 686. 11.67 3.00

-----REED et al.& Crites and Tchobanoglous MODEL-----
 (background concentration according to Kadlec&Knight)

TDES= 5.000000 Celsius
 Q = 450.0000 m3/day

ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ

ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ

CinBOD = 200.0000 mg/L
 CinTN = 53.33333 mg/L
 CinFC = 3.500000E+07cfu/100mL
 h= 0.5000000 m
 AREAmin= 8181.818 m2
 FOR AREAmin= 8181.818 m2:BODeff= 83.47524 %,TNeff= 19.04920
 %,TNeffc= 79.02682 %,Ceffc= 1.5783440E+07cfu/100mL
 AREA(m2)BODeff(%)TNeff(%)TNeffc(%)c Ceffc(cfu/100mL) HRT(d) L(kg/στρ.d)
 5000. 66.72 8.82 77.60 20068390. 3.89 18.00
 6000. 73.29 11.86 78.13 18490698. 4.67 15.00
 7000. 78.57 15.09 78.57 17142990. 5.44 12.86
 8000. 82.80 18.43 78.96 15978393. 6.22 11.25
 9000. 86.20 21.84 79.30 14961962. 7.00 10.00
 10000. 88.92 25.27 79.61 14067114. 7.78 9.00
 11000. 91.11 28.68 79.89 13273263. 8.56 8.18
 12000. 92.87 32.05 80.14 12564225. 9.33 7.50
 13000. 92.95 35.36 80.37 11927098. 10.11 6.92
 14000. 92.95 38.57 80.59 11351468. 10.89 6.43
 15000. 92.95 41.70 80.79 10828843. 11.67 6.00
 16000. 92.95 44.71 80.98 10352223. 12.44 5.63
 17000. 92.95 47.61 81.15 9915791. 13.22 5.29
 18000. 92.95 50.40 81.32 9514668. 14.00 5.00
 19000. 92.95 53.06 81.48 9144737. 14.78 4.74
 20000. 92.95 55.61 81.62 8802495. 15.56 4.50
 21000. 92.95 58.04 81.77 8484946. 16.33 4.29
 22000. 92.95 60.35 81.90 8189511. 17.11 4.09
 23000. 92.95 62.55 82.03 7913956. 17.89 3.91
 24000. 92.95 64.63 82.15 7656341. 18.67 3.75
 25000. 92.95 66.61 82.27 7414969. 19.44 3.60
 26000. 92.95 68.48 82.39 7188351. 20.22 3.46
 27000. 92.95 70.25 82.50 6975174. 21.00 3.33
 28000. 92.95 71.92 82.60 6774277. 21.78 3.21
 29000. 92.95 73.51 82.70 6584628. 22.56 3.10
 30000. 92.95 75.00 82.80 6405309. 23.33 3.00

TDES= 15.00000 Celsius
 Q = 540.0000 m3/day
 CinBOD = 166.6667 mg/L
 CinTN = 44.44444 mg/L
 CinFC = 3.500000E+07cfu/100mL
 h= 0.4000000 m
 AREAmin= 8181.818 m2
 FOR AREAmin= 8181.818 m2:BODeff= 88.34444 %,TNeff= 45.68929
 %,TNeffc= 78.05634 %,Ceffc= 6225276. cfu/100mL
 AREA(m2)BODeff(%)TNeff(%)TNeffc(%)c Ceffc(cfu/100mL) HRT(d) L(kg/στρ.d)
 5000. 73.11 26.18 76.34 9151039. 2.59 18.00
 6000. 79.32 32.76 76.97 7973314. 3.11 15.00
 7000. 84.10 38.96 77.51 7064166. 3.63 12.86
 8000. 87.77 44.70 77.98 6341127. 4.15 11.25
 9000. 90.60 49.95 78.39 5752356. 4.67 10.00
 10000. 92.60 54.73 78.76 5263629. 5.19 9.00
 11000. 92.60 59.04 79.09 4851445. 5.70 8.18
 12000. 92.60 62.93 79.39 4499128. 6.22 7.50
 13000. 92.60 66.43 79.67 4194517. 6.74 6.92
 14000. 92.60 69.58 79.93 3928538. 7.26 6.43
 15000. 92.60 72.41 80.17 3694280. 7.78 6.00
 16000. 92.60 74.96 80.40 3486387. 8.30 5.63
 17000. 92.60 77.26 80.61 3300645. 8.81 5.29
 18000. 92.60 79.33 80.81 3133694. 9.33 5.00
 19000. 92.60 81.20 80.99 2982819. 9.85 4.74
 20000. 92.60 82.89 81.17 2845804. 10.37 4.50
 21000. 92.60 84.42 81.34 2720824. 10.89 4.29
 22000. 92.60 85.81 81.51 2606360. 11.41 4.09
 23000. 92.60 87.06 81.66 2501138. 11.93 3.91
 24000. 92.60 88.20 81.81 2404082. 12.44 3.75
 25000. 92.60 89.24 81.95 2314277. 12.96 3.60
 26000. 92.60 90.18 82.09 2230940. 13.48 3.46
 27000. 92.60 91.04 82.22 2153397. 14.00 3.33
 28000. 92.60 91.82 82.35 2081062. 14.52 3.21
 29000. 92.60 92.53 82.47 2013430. 15.04 3.10
 30000. 92.60 93.18 82.59 1950055. 15.56 3.00

TDES= 30.00000 Celsius
 Q = 540.0000 m3/day
 CinBOD = 166.6667 mg/L
 CinTN = 44.44444 mg/L
 CinFC = 3.500000E+07cfu/100mL

ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ

ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ

```

h= 0.3000000 m
AREAMin= 8181.818 m2
FOR AREAMin= 8181.818 m2:BODeff= 92.60000 %,TNeff= 67.11248
%,TNeffc= 78.05634 %,CeffFC= 727490.6 cfu/100mL
AREA (m2) BODeff (%) TNeff (%) TNeffc (%) c CeffFC (cfu/100mL) HRT (d) L (kg/στρ. d)
5000. 90.57 49.30 76.34 1174899. 1.94 18.00
6000. 92.60 55.75 76.97 984591. 2.33 15.00
7000. 92.60 61.38 77.51 847340. 2.72 12.86
8000. 92.60 66.29 77.98 743673. 3.11 11.25
9000. 92.60 70.57 78.39 662607. 3.50 10.00
10000. 92.60 74.31 78.76 597478. 3.89 9.00
11000. 92.60 77.58 79.09 544006. 4.28 8.18
12000. 92.60 80.43 79.39 499319. 4.67 7.50
13000. 92.60 82.92 79.67 461416. 5.06 6.92
14000. 92.60 85.09 79.93 428861. 5.44 6.43
15000. 92.60 86.98 80.17 400598. 5.83 6.00
16000. 92.60 88.64 80.40 375829. 6.22 5.63
17000. 92.60 90.08 80.61 353945. 6.61 5.29
18000. 92.60 91.34 80.81 334470. 7.00 5.00
19000. 92.60 92.44 80.99 317025. 7.39 4.74
20000. 92.60 93.40 81.17 301311. 7.78 4.50
21000. 92.60 94.24 81.34 287080. 8.17 4.29
22000. 92.60 94.97 81.51 274133. 8.56 4.09
23000. 92.60 95.61 81.66 262304. 8.94 3.91
24000. 92.60 96.17 81.81 251453. 9.33 3.75
25000. 92.60 96.63 81.95 241464. 9.72 3.60
26000. 92.60 96.63 82.09 232239. 10.11 3.46
27000. 92.60 96.63 82.22 223692. 10.50 3.33
28000. 92.60 96.63 82.35 215753. 10.89 3.21
29000. 92.60 96.63 82.47 208357. 11.28 3.10
30000. 92.60 96.63 82.59 201452. 11.67 3.00

```