



ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ ΘΕΣΣΑΛΙΑΣ
ΠΟΛΥΤΕΧΝΙΚΗ ΣΧΟΛΗ
ΤΜΗΜΑ ΠΟΛΙΤΙΚΩΝ ΜΗΧΑΝΙΚΩΝ

ΔΙΠΛΩΜΑΤΙΚΗ ΕΡΓΑΣΙΑ

**ΜΕΛΕΤΗ ΒΙΟΛΟΓΙΚΗΣ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ ΥΓΡΩΝ ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ ΣΤΗ
ΠΟΛΗ ΒΟΛΟΥ**



ΕΚΠΟΝΗΣΗ : ΤΣΕΡΔΑΝΗ ΑΙΚΑΤΕΡΙΝΗ

ΕΠΙΒΛΕΠΟΥΣΑ ΚΑΘΗΓΗΤΡΙΑ : ΛΑΣΠΙΔΟΥ ΧΡΥΣΗ

ΒΟΛΟΣ
Οκτώβριος 2006



**ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ ΘΕΣΣΑΛΙΑΣ
ΒΙΒΛΙΟΘΗΚΗ & ΚΕΝΤΡΟ ΠΛΗΡΟΦΟΡΗΣΗΣ
ΕΙΔΙΚΗ ΣΥΛΛΟΓΗ «ΓΚΡΙΖΑ ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ»**

Αριθ. Εισ.: 5031/1
Ημερ. Εισ.: 05-10-2007
Δωρεά: Συγγραφέα
Ταξιθετικός Κωδικός: ΠΤ – ΠΜ
2006
ΤΣΕ

ΕΥΧΑΡΙΣΤΙΕΣ

Θα ήθελα να ευχαριστήσω πρώτα απ' όλα την επιβλέπουσα καθηγήτρια μου Χρυσή Λασπίδου που όλο αυτόν τον καιρό στάθηκε δίπλα μου και με βοήθησε με κάθε τρόπο για να ολοκληρωθεί αυτή η πτυχιακή εργασία, κάνοντας τις ώρες της δουλειάς να περνάνε ευχάριστα.

Ευχαριστώ την ΔΕΥΑΜΒ για όλες τις πληροφορίες και τα στοιχεία που μου έδωσε σχετικά με τις μονάδες επεξεργασίας υγρών αποβλήτων του Βόλου.

Ευχαριστώ τους καθηγητές Α.Λιακόπουλο και Ν.Μυλόπουλο που ήταν στην επιτροπή εξέτασης.

Κατά την διάρκεια του αγώνα των σπουδών μου δίπλα μου ήταν η οικογένεια μου, οι γονείς και η αδερφή μου, οι οποίοι με στήριξαν με κάθε τρόπο μπορεί να στηριχθεί ένας άνθρωπος. Τους είμαι ευγνώμων και τους ευχαριστώ από τη καρδιά μου.

Κάθε μονοπάτι όσο δύσκολο κι αν είναι, ελαφραίνει όταν έχεις ένα φίλο στο πλάι σου. Μαριάννα, χαίρομαι που περπατάμε μαζί.

*Η εργασία αυτή είναι αφιερωμένη στην μνήμη του παππού μου Ευάνδρου και της
γιαγιάς μου Θελεξιώπης.*

*“Εκεί που φύτευνε φλισκούνη κι άγρια μέντα
κι έβγαζε η γη το πρώτο της κυλάμινο
τόρα χωριάτες παζαρεύουν τα τσιμέντα
και τα πουλιά πέφτουν νεκρά στην υψικάμινο*

*Εκεί που σμίγανε τα χέρια τους οι μύστες
ευλαβικά πριν μπουν στο θυσιαστήριο
τόρα πετάνε τ' αποτσίγαρο οι τουρίστες
και το καινούργιο παν να δουν διυλιστήριο*

*Εκεί που η θάλασσα γινόταν ευλογία
κι ήταν ευχή του κάμπου τα βελάσματα
τόρα χαμόνια κονβιζάλαν στα ναυπηγεία
άδεια κορμιά σιδεριζιά παιδιά κι ελάσματα”*

(Νίκος Γκάτσος)

ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΑ

ΠΡΟΛΟΓΟΣ	I
----------------	---

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 1: Ποσοτικά και ποιοτικά χαρακτηριστικά υγρών αποβλήτων

1.1 Προέλευση των αποβλήτων.....	1
1.2 Χαρακτηριστικά των αποβλήτων.....	1
1.2.1 Φυσικά χαρακτηριστικά.....	1
1.2.2 Χημικά χαρακτηριστικά.....	2
1.2.3 Βιολογικά χαρακτηριστικά.....	3
1.3 Ρυπαντές οργανικού φορτίου υγρών αποβλήτων.....	4
1.4 Ποιότητα υγρών αστικών αποβλήτων.....	7
1.5 Ποιότητα υγρών βιομηχανικών αποβλήτων.....	10
1.6 Επεξεργασία αποβλήτων.....	11
1.6.1 Προεπεξεργασία.....	12
1.6.2 Πρωτοβάθμια καθίζηση.....	12
1.6.3 Δευτεροβάθμια καθίζηση.....	12
1.6.4 Τριτοβάθμια καθίζηση.....	12
1.7 Η βιολογική επεξεργασία.....	13
1.7.1 Κινητική βιολογικής αύξησης.....	15

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 2: Ιστορικό αποχετευτικού δικτύου και εγκαταστάσεων επεξεργασίας λυμάτων Βόλου

2.1 Περιοχή μελέτης.....	23
2.2 Εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων Βόλου.....	25
2.3 Η βιολογική επεξεργασία στις εγκαταστάσεις του Βόλου.....	29

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 3: Αξιολόγηση κριτηρίων εναλλακτικών μεθόδων βιολογικών διεργασιών

3.1 Μέθοδος περιστρεφόμενων βιολογικών δίσκων.....	35
3.1.1 Σχεδιασμός.....	36
3.1.2 Πλεονεκτήματα και μειονεκτήματα.....	37
3.2 Μέθοδος ενεργού ιλύος.....	37
3.2.1 Πλεονεκτήματα και μειονεκτήματα.....	39
3.3 Αεριζόμενες λίμνες επεξεργασίας.....	39
3.3.1 Τύποι αεριζόμενων λιμνών αιωρούμενης μάζας.....	39
3.3.2 Πλεονεκτήματα και μειονεκτήματα.....	42
3.4 Πολυκριτηριακή ανάλυση.....	42
3.4.1 Μεθοδολογία.....	43
3.4.2 Εφαρμογή του μοντέλου.....	45

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 4: Η μέθοδος ενεργού ιλύος

4.1 Χαρακτηριστικά της ενεργού ιλύος.....	47
4.1.1 Προβλήματα πάχυνσης και καθίζησης της λάσπης.....	52
4.1.2 Σχεδιασμός και ανάλυση της μεθόδου.....	52
4.1.3 Οι βιολογικές διεργασίες στις εγκαταστάσεις του Βόλου.....	56

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 5: Νιτροποίηση – απονιτροποίηση

5.1 Νιτροποίηση.....	57
5.1.1 Βιοχημεία και φυσιολογία των νιτροποιητών βακτηρίων.....	57
5.1.2 Η νιτροποίηση στη μέθοδο ενεργού ιλύος.....	59
5.1.2.1 Σχεδιασμός συστήματος νιτροποίησης.....	60
5.1.2.2 Ο ρόλος του BOD/TKN εισόδου.....	61
5.2 Απονιτροποίηση.....	62
5.2.1 Φυσιολογία και χαρακτηριστικά των απονιτροποιητών βακτηρίων.....	62
5.2.2 Απονιτροποίηση και ενεργός ιλύς.....	65
5.2.3 Σύστημα κοινής λάσπης.....	66
5.2.4 Σχεδιασμός προ-απονιτροποίησης.....	69

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 6: Σχεδιασμός της δευτεροβάθμιας επεξεργασίας υγρών αποβλήτων για τη πόλη του Βόλου

6.1 Αερόβια βιολογική επεξεργασία με αιωρούμενη μάζα- μέθοδος ενεργού ιλύος.....	72
6.2 Νιτροποίηση – απονιτροποίηση σε συνδυασμό με την αερόβια επεξεργασία.....	81
6.2.1 Υπολογισμοί για κάθε διεργασία ξεχωριστά.....	81
6.2.2 Ρυθμός ανακύκλωσης MLVSS.....	96
6.2.3 Συγκριτική ανάλυση συστήματος αερόβιας επεξεργασίας και συστήματος προ- απονιτροποίησης.....	97

ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ.....	101
-----------------------	------------

ΕΠΙΛΟΓΟΣ.....	II.
----------------------	------------

ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ.....	IV
--------------------------	-----------

ΠΡΟΛΟΓΟΣ

Θέμα της παρούσας διπλωματικής εργασίας είναι οι μονάδες επεξεργασίας υγρών αποβλήτων στην πόλη του Βόλου. Η εργασία αυτή αποτελείται από έξι κεφάλαια:

Στο πρώτο κεφάλαιο παρουσιάζονται και αναλύονται τα γενικά και ειδικά χαρακτηριστικά των υγρών αποβλήτων παραθέτοντας πίνακες και άλλα στοιχεία. Ιδιαίτερη έμφαση δίνεται στα στάδια της επεξεργασίας των υγρών αποβλήτων και συγκεκριμένα στη βιολογική επεξεργασία, η οποία και αποτελεί αντικείμενο αυτής της διπλωματικής.

Στο δεύτερο κεφάλαιο γίνεται μια αναφορά στο αποχετευτικό δίκτυο και στο δίκτυο επεξεργασίας λυμάτων του Βόλου. Παρουσιάζεται το ιστορικό και τα στάδια κατασκευής και επέκτασης των μονάδων επεξεργασίας αποβλήτων. Παράλληλα γίνεται μια περιγραφή της περιοχής της μελέτης, που είναι η πόλη του Βόλου και των βιομηχανιών της.

Στο τρίτο κεφάλαιο παρουσιάζονται τρεις διαφορετικές μέθοδοι βιολογικής επεξεργασίας υγρών αποβλήτων και αξιολογούνται τα πλεονεκτήματα και τα μειονεκτήματα τους ως εναλλακτική εφαρμογή για τον Βόλο με βάση την απόδοση, την αξιοπιστία και το κόστος, χρησιμοποιώντας την πολυκριτηριακή ανάλυση.

Στο τέταρτο κεφάλαιο γίνεται λεπτομερής μελέτη όλων των χαρακτηριστικών της διεργασίας που έχει επιλεγεί από την πολυκριτηριακή ανάλυση που είναι η μέθοδος της ενεργού ιλύος.

Στο πέμπτο κεφάλαιο εξετάζονται οι διεργασίες της νιτροποίησης και της απονιτροποίησης, τα χαρακτηριστικά της καθемίας και τα οφέλη που παρέχουν στην δευτεροβάθμια επεξεργασία των υγρών λυμάτων του Βόλου.

Τέλος στο έκτο κεφάλαιο εξετάζεται η λειτουργία της βιολογικής επεξεργασίας των μονάδων του Βόλου για μια σειρά δεδομένων που έχουν παρθεί από την ΔΕΥΑΜΒ. Η μελέτη επικεντρώνεται στις διαδικασίες της αερόβιας επεξεργασίας, της νιτροποίησης και απονιτροποίησης όπου προκύπτουν διάφορα συμπεράσματα.

1. ΠΟΣΟΤΙΚΑ ΚΑΙ ΠΟΙΟΤΙΚΑ ΧΑΡΑΚΤΗΡΙΣΤΙΚΑ ΥΓΡΩΝ ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ

1.1 Προέλευση των αποβλήτων

Τα απόβλητα ανάλογα με την προέλευση τους διακρίνονται στις παρακάτω κατηγορίες :

- 1) Αστικά απόβλητα . Αυτά προέρχονται από οικιακά και δημόσια συγκροτήματα, καταστήματα, γραφεία κ.λ.π .
- 2) Βιομηχανικά απόβλητα και απόβλητα βιοτεχνιών . Συνήθως διοχετεύονται στο αποχετευτικό δίκτυο μετά από μερική (ή και καθόλου) επεξεργασία.
- 3) Επιφανειακά νερά απορροής . Είναι τα νερά των βροχών μαζί με όλα τα προϊόντα και τις ακαθαρσίες έκπλυσης των δρόμων.
- 4) Τα νερά διήθησης . Είναι τα νερά εισροής που δέχεται το αποχετευτικό σύστημα λόγω της μη επαρκούς στεγανότητας (αρμοί αγωγών ,σημεία με φθορές, κακοτεχνίες), που προέρχονται από τον υδροφόρο ορίζοντα και τα νερά επιφανειακής απορροής.

1.2 Χαρακτηριστικά των αποβλήτων

Τα χαρακτηριστικά των αποβλήτων διακρίνονται σε φυσικά, σε χημικά και τέλος βιολογικά. Όλα αυτά θα αναλυθούν παρακάτω.

Ειδικά για τα αστικά απόβλητα ισχύουν (Μαρκαντωνάτος, 1995):

1.2.1 Φυσικά χαρακτηριστικά

(1) Στερεά. Βρίσκονται διαλυμένα ή υπό αιώρηση μέσα στη μάζα των αποβλήτων. Αποτελούνται από οργανικά και ανόργανα συστατικά. Τα ολικά στερεά (Total solids, TS) ορίζονται ως το υπόλειμμα δείγματος αποβλήτων μετά από εξάτμιση του στους 105⁰C και μετριοούνται σε mg υπολείμματος ανά lt δείγματος . Τα στερεά (TS) διαχωρίζονται σε διαλυμένα και αιωρούμενα (Μαρκαντωνάτος, 1995). Τα διαλυμένα στερεά (Dissolved Solids, DS) είναι τα στερεά που βρίσκονται σε διαλυμένη ή κολλοειδή μορφή στη μάζα των αποβλήτων και ορίζονται ως τα στερεά που περνούν μέσα από ειδικό φίλτρο με πόρους συγκεκριμένης διαμέτρου. Τα αιωρούμενα στερεά (Suspended Solids, SS) χωρίζονται στα καθιζάνοντα και μη καθιζάνοντα (settleable and non settleable solids). Ενδεικτική διάμετρος για τα αιωρούμενα στερεά είναι 0,1 – 1,0 μm. Ως καθιζάνοντα ορίζονται τα αιωρούμενα που καθιζάνουν σε ορισμένο χρόνο. Τα αιωρούμενα στερεά είναι οι κύριοι υπεύθυνοι για την θολότητα, ενώ τα καθιζάνοντα αποτελούν το μέρος των αιωρούμενων που απομακρύνεται εύκολα με καθίζηση και δίνουν μια ένδειξη δυνατότητας καθαρισμού. Τα διαλυμένα στερεά αποτελούνται από κολλοειδή (ενδεικτική διάμετρος 1mm—(0,1-1 μm) και τα διαλύματα. (0,2– 1 μm). Κατά την θέρμανση δείγματος στους 600⁰C τα οργανικά συστατικά εξαερώνονται (πηητικά στερεά, Volatile Solids , VS) , ενώ παράλληλα τα ανόργανα συστατικά μένουν ως στάχτη (μη πηητικά στερεά, Non Volatile Solids, NVS) .

(2) Θερμοκρασία. Σε γενικές γραμμές η θερμοκρασία των αποβλήτων είναι μεγαλύτερη από εκείνη του πόσιμου νερού, μιας και επηρεάζεται από τα θερμά απόβλητα των οικιών, βιομηχανιών κ.α . Η θερμοκρασία τους κυμαίνεται από 10 – 22⁰C. Είναι μεγαλύτερη από την θερμοκρασία του περιβάλλοντος με εξαίρεση την εποχή του καλοκαιριού. Η θερμοκρασία των αποβλήτων αποτελεί ένα καθοριστικό

παράγοντα, ο οποίος ρυθμίζει την συμπεριφορά τους και τον τρόπο επεξεργασίας τους. Η αυξημένη θερμοκρασία των υγρών αποβλήτων προκαλεί

- αύξηση του πληθυσμού των μικροοργανισμών που ευνοούνται από υψηλές θερμοκρασίες (αύξηση της κινητικής και βιολογικής δράσης τους).
- επιτάχυνση των βιολογικών διεργασιών
- μείωση της διαλυτότητας των αερίων (και κυρίως του οξυγόνου) στην μάζα των αποβλήτων και.
- επιτάχυνση των χημικών αντιδράσεων.

Τα παραπάνω έχουν ιδιαίτερη επιβάρυνση στους υδάτινους αποδέκτες. Η διοχέτευση θερμών αποβλήτων σε έναν υδάτινο φορέα (ποτάμι, λίμνη, θάλασσα) έχει ως αποτέλεσμα την επικίνδυνη για τους ζώντες οργανισμούς μείωση του διαλυμένου οξυγόνου, τόσο λόγω της μειωμένης διαλυτότητας του οξυγόνου σε υψηλές θερμοκρασίες, όσο και εξαιτίας του αυξημένου ρυθμού κατανάλωσης συστατικών στις βιολογικές διεργασίες.

(3) Χρώμα και οσμή. Το χρώμα των αποβλήτων είναι ενδεικτικό της ηλικίας τους, καθώς και της προέλευσης τους. Τα απόβλητα που δεν έχουν υποστεί σήψη έχουν γκρίζο χρώμα, ενώ εκείνα που έχουν υποστεί σήψη, αποκτούν μαύρο χρώμα. Η αλλαγή χρώματος οφείλεται στην κατανάλωση του διαλυμένου οξυγόνου από τους μικροοργανισμούς και στην διάσπαση των οργανικών ενώσεων που περιέχουν τα απόβλητα. Την ίδια ένδειξη μας δίνει και η οσμή. Απόβλητα που δεν έχουν υποστεί σήψη έχουν ελαφριά, δυσάρεστη οσμή, ενώ εκείνα που έχουν υποστεί σήψη, έχουν πολύ ενοχλητική οσμή λόγω του υδρόθειου που απελευθερώνεται στην ατμόσφαιρα. Στις δυσάρεστες οσμές συμβάλλουν και άλλες ουσίες από βιομηχανικά απόβλητα, κυρίως οργανικές όπως οι φαινόλες, οι χλωροφαινόλες κ.α .

1.2.2 Χημικά χαρακτηριστικά

Τα χημικά χαρακτηριστικά είναι πιο σημαντικά και αντιπροσωπευτικά του γενικού χαρακτήρα των αποβλήτων απ' ό,τι τα φυσικά . Διαχωρίζονται στις εξής κατηγορίες :

(1) Οργανικά Συστατικά. Τα σπουδαιότερα οργανικά συστατικά των αποβλήτων είναι: πρωτεΐνες, υδατάνθρακες, λιπίδια, επιφανειακά ενεργές ουσίες που περιέχονται στα αστικά και στα βιομηχανικά απόβλητα ως συστατικά των σαπουνιών, απορρυπαντικών, λιπασμάτων κ.λ.π., εντομοκτόνα και φυτοφάρμακα, και φαινόλες (συστατικά των βιομηχανικών αποβλήτων).

(2) Ανόργανα συστατικά. Τα ανόργανα συστατικά των αποβλήτων είναι πολλά και πολυποίκιλα. Παρακάτω, παρατίθεται μία λίστα των πιο σημαντικών συστατικών. **Άζωτο (N)**: το άζωτο είναι ένα από τα βασικά συστατικά που δομούν τους ζωντανούς οργανισμούς. Περιέχεται στα απόβλητα με τις παρακάτω μορφές: οργανικό N (αμινοξέα ,ουρία ,πρωτεΐνες), αμμωνιακό N (NH_4^+ , NH_3 , άλατα), ή μπορεί να υπάρχει ως NO_3^- και NO_2^- . Η περιβαλλοντική μηχανική θέτει έμφαση στην αφαίρεση του αζώτου από τα απόβλητα, γιατί μπορεί να προκαλέσει το φαινόμενο του ευτροφισμού σε λίμνες και ποτάμια όταν τα απόβλητα είναι πλούσια σε άζωτο και χύνονται σε αυτά.

Φώσφορος (P): Ομοίως ο φώσφορος είναι ένα από τα βασικά συστατικά των ζωντανών οργανισμών και τον συναντάμε στα απόβλητα κυρίως ως ορθοφωσφορικά (PO_4^{-3} , HPO_4^{-2} , $\text{H}_2\text{PO}_4^{-1}$) και λιγότερο ως πολυφωσφορικά ($\text{P}_3\text{O}_{10}^{-5}$, $\text{P}_2\text{O}_7^{-4}$).

Χλώριο: Περιέχονται στο πόσιμο νερό που υπάρχει στα αστικά απόβλητα και στα ανθρώπινα απόβλητα (6 gr/ άτομο,ημέρα) καθώς και στα βιομηχανικά απόβλητα. Η παρουσία τους στο νερό δεν προκαλεί προβλήματα ρύπανσης . Το χλώριο όμως δημιουργεί χημικά συμπλέγματα με τα φυσικά οργανικά υλικά (natural organic matter—NOM), ενώσεις που υπάρχουν στα φυσικά ύδατα και είναι ακίνδυνες. Τα συμπλέγματα όμως που δημιουργούνται είναι ισχυρά τοξικά και καρκινογόνα. Αυτός είναι ο βασικός λόγος για την αναζήτηση από τους περιβαλλοντολόγους μηχανικούς εναλλακτικών τρόπων απολύμανσης πόσιμου νερού, όπως χρήση όζοντος, μεμβράνες, κλπ.

Θειούχες ενώσεις. Όπως και το άζωτο, έτσι και το θείο είναι βασικό συστατικό των έμβιων οργανισμών. Εμπεριέχεται στα απόβλητα με διάφορες μορφές, η κυριότερη των οποίων είναι το SO_4^{-2} , το οποίο προκαλεί σημαντικά προβλήματα ρύπανσης εξαιτίας του σχηματισμού ισχυρών οξέων H_2S και H_2SO_4 . Υπό αναερόβιες συνθήκες το SO_4^{-2} ανάγεται σε S^{-2} και έπειτα σε H_2S και H_2SO_4 από κατάλληλα βακτήρια.

Τοξικά συστατικά – βαρέα μέταλλα: Περιέχονται στα αστικά απόβλητα και κυρίως στα βιομηχανικά . Αυτά συνήθως είναι διάφορα ιόντα στοιχείων όπως των Pb, Cr, Cu, As, Ag, Bo, Ni, Mn, Cd, Zn, Fe, Hg. Όταν ξεπερνούν κάποια συγκεκριμένη συγκέντρωση λειτουργούν τοξικά και παρεμποδίζουν την βιολογική ανάπτυξη των μικροοργανισμών. Η οριακή συγκέντρωση για την παρεμπόδιση διαφέρει από μέταλλο σε μέταλλο, π.χ για τον Zn είναι περισσότερο από 10 mg/lit, ενώ για τον Cu είναι 1 mg/lit. Εξίσου τοξικές είναι και κάποιες ουσίες που περιέχονται σε φυτοφάρμακα , εντομοκτόνα ,ζιζανιοκτόνα κ.λ.π . Οι παραπάνω ουσίες σε έναν υδάτινο αποδέκτη (και όχι μόνο) θανατώνουν πολλούς οργανισμούς.

(3) Αέρια. Το διαλυμένο οξυγόνο και το μεθάνιο παρουσιάζονται παρακάτω ως τα πιο σημαντικά αέρια στην επεξεργασία και ποιότητα των υγρών αποβλήτων.

Διαλυμένο οξυγόνο (DO): αποτελεί ποιοτικό χαρακτηριστικό υδάτινου φορέα, αφού είναι ενδεικτικό της ζωής σ' αυτόν. Το οξυγόνο έχει μικρή διαλυτότητα στο νερό και αυτή μειώνεται ακόμα περισσότερο με την αύξηση της θερμοκρασίας, την μείωση της καθαρότητας του αποδέκτη και την μείωση της ατμοσφαιρικής πίεσης. Το διαλυμένο οξυγόνο είναι μια βασική παράμετρος ελέγχου ρύπανσης των υδάτινων φορέων και πρέπει να ελέγχεται η τιμή του, έτσι ώστε να είναι πάνω από καθορισμένα επίπεδα και αναλόγως της χρήσης του νερού. Είναι απαραίτητο στις αναερόβιες επεξεργασίες για την οξειδωση των οργανικών ενώσεων από τους μικροοργανισμούς, ενώ παράλληλα είναι και παράμετρος σχεδιασμού και ελέγχου λειτουργίας. Με ειδικές διατάξεις αερισμού ή με φυσικές διαδικασίες το διαλυμένο οξυγόνο διατηρείται στις επιθυμητές τιμές.

Μεθάνιο (CH_4): παράγεται κατά την αναερόβια αποσύνθεση οργανικών ενώσεων που περιέχουν τα απόβλητα από μικροοργανισμούς. Εξαιτίας της υψηλής απόδοσης ενέργειας κατά την καύση του, συλλέγεται από τις δεξαμενές και χρησιμοποιείται για παραγωγή ενέργειας. Είναι εύφλεκτο και για αυτόν τον λόγο μπορεί να προκαλέσει έκρηξη στους αγωγούς αποχέτευσης και στις εγκαταστάσεις επεξεργασίας.

1.2.3 Βιολογικά χαρακτηριστικά

Τα βιολογικά χαρακτηριστικά των αποβλήτων αναφέρονται στους μικροοργανισμούς (παθογόνους και μη) που περιέχονται στα απόβλητα. Είναι σημαντικό να ξέρουμε για το είδος τους και τις ιδιότητες τους, διότι αφ' ενός χρησιμοποιούνται στην

επεξεργασία αποβλήτων και αφ' ετέρου προκαλούν ασθένειες μέσω της εξάπλωσης τους στο νερό.

Παθογόνοι μικροοργανισμοί. Οι παθογόνοι μικροοργανισμοί, όπως το λέει και η ονομασία τους είναι οι μικροοργανισμοί που μεταφέρουν και προκαλούν αρρώστιες μέσω του νερού στον άνθρωπο όπως τυφοειδή πυρετό, χολέρα, δυσεντερία, ηπατίτιδα και κ.λ.π. Συνήθως περιέχονται στα αστικά απόβλητα ως περιττώματα ασθενών ή φορέων ασθενειών. Είναι βακτήρια, πρωτόζωα ή ιοί. Γίνεται προσδιορισμός ενδεικτικών μικροοργανισμών, καθώς η ανίχνευση και ο ακριβής ποσοτικός προσδιορισμός κάθε είδους είναι σχεδόν αδύνατος λόγω πολύ μικρών συγκεντρώσεων και μεγάλης ποικιλίας ειδών. Χαρακτηριστικοί μικροοργανισμοί είναι τα κολοβακτηριοειδή (βρίσκονται στα έντερα του ανθρώπου, $100-400 \cdot 10^9$ / άτομο-ημέρα) και των ζώων. Τα κολοβακτηρίδια διακρίνονται στα *Escherichia coli* και στα *Enterobacter aerogenes*. Για να προσδιοριστεί η μικροβιολογική ποιότητα του νερού, χρησιμοποιούνται κολοβακτηρίδια και ολικά κολοβακτηριοειδή. Η μικροβιολογική ποιότητα μετριέται σε αριθμό μικροοργανισμών ανά 100 ml δείγματος.

1.3 Δείκτες ρυπαντικού φορτίου υγρών αποβλήτων

Τα παρακάτω μεγέθη χρησιμοποιούνται για τον καθορισμό του ρυπαντικού φορτίου ή αντιστοίχως της ποιότητας των αποβλήτων (Λέκκας, 2001).

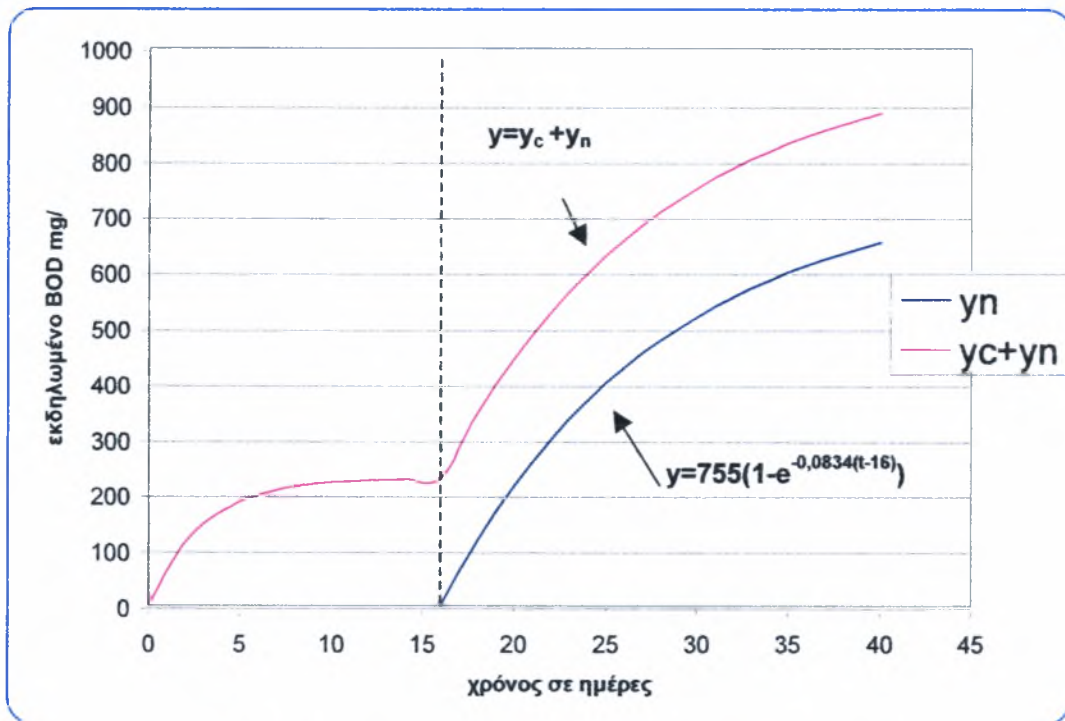
- **BOD : Biochemical Oxygen Demand (BAO : Βιοχημικά Απαιτούμενο Οξυγόνο)**

Η παράμετρος αυτή εκφράζει απαίτηση σε οξυγόνο σε mg/l που χρειάζονται για την οξείδωση-αποδόμηση των οργανικών ουσιών που υπάρχουν στα απόβλητα. Οι μικροοργανισμοί είναι αυτοί που εκτελούν την παραπάνω αντίδραση. Γίνεται επομένως αντιληπτό ότι το BOD δεν χαρακτηρίζει το σύνολο των οργανικών ενώσεων που περιέχονται στα απόβλητα, αλλά μόνο εκείνες που μπορούν να διασπαστούν οι εκάστοτε μικροοργανισμοί. Στα υγρά αστικά απόβλητα το μεγαλύτερο μέρος των οργανικών ενώσεων είναι βιοαποδομήσιμο κάτι που δεν συμβαίνει με τα υγρά βιομηχανικά απόβλητα. Η διαδεδομένη και αποδεκτή περίοδος μέτρησης του BOD είναι οι 5 ημέρες και η απαιτούμενη ποσότητα οξυγόνου ονομάζεται BOD₅. Βέβαια η πλήρης αποδόμηση της οργανικής ύλης πραγματοποιείται σε πολύ μεγαλύτερους χρόνους, οι οποίοι εξαρτώνται από τα χαρακτηριστικά των αποβλήτων και παριστάνεται ως BOD_L. Πρακτικά δεχόμαστε ως μέτρο του ολικού BOD, την μέτρηση των 20 ημερών. Συνήθως το BOD₅ κυμαίνεται από 25% μέχρι το 95% του BOD_L για τα υγρά βιομηχανικά απόβλητα και για το BOD₅ περίπου στο 70% του BOD_L. Η θερμοκρασία επηρεάζει την ίδια την τιμή του BOD. Όσο αυξάνει η θερμοκρασία, αυξάνεται και το BOD.

Το BOD διαχωρίζεται σε CBOD, το ανθρακογενές, που οφείλεται στην οξείδωση των ανθρακούχων ενώσεων και του NBOD, το νιτρογενές BOD, που οφείλεται στην οξείδωση των αζωτούχων ενώσεων σε νιτρικά ιόντα με την διαδικασία της νιτροποίησης. Συνήθως μετρώντας το BOD₅, παίρνουμε το ανθρακογενές μέρος του BOD. Όμως η οξείδωση των νιτρογενών ουσιών αυξάνει την απαίτηση σε οξυγόνο. Αυτό εξαρτάται από το είδος των αποβλήτων. Η χημική αντίδραση είναι η παρακάτω:



Όπως βλέπουμε στο διάγραμμα του Σχήματος 1.1, η οξείδωση του νιτρογενών δεν ξεκινά αμέσως αλλά έπειτα από 15 περίπου ημέρες έπειτα από την έναρξη της οξείδωσης των ανθρακογενών ουσιών.



Σχήμα 1.1 Καμπύλη ανθρακογενούς και νιτρογενούς BOD

Έτσι η νιτροποίηση των ανεπεξέργαστων αποβλήτων ξεκινά μετά από την κατανάλωση οξυγόνου για την ανθρακογενή αποδόμηση, γι' αυτό και η σταθερά νιτροποίησης έχει πολύ πιο μικρή τιμή από την αντίστοιχη της ανθρακογενούς αντίδρασης. Στην περίπτωση των επεξεργασμένων αποβλήτων, είναι δυνατόν η νιτροποίηση (επομένως και η κατανάλωση του νιτρογενούς BOD) να αρχίσει από την αρχή της μέτρησης. Στα επεξεργασμένα απόβλητα υπάρχουν ήδη νιτροποιά βακτήρια.

Οι μετρήσεις του BOD επηρεάζονται την χρήση ή μη εγκλιματισμένων μικροοργανισμών. Η χρήση μη εγκλιματισμένων μικροοργανισμών μπορεί να δώσει αναξιόπιστα αποτελέσματα (στην περίπτωση βιομηχανικών αποβλήτων, τα αποτελέσματα δίνουν τιμές BOD χαμηλότερες από τις πραγματικές, γι' αυτό και συνίσταται να εγκλιματίζονται σε βιοαντιδραστήρα συνεχούς λειτουργίας, απ' όπου θα εμβολιάζονται τα δείγματα). Επιπλέον η παρουσία τοξικών ουσιών (βαρέα μέταλλα κ.α) επιδρούν δυσμενώς στους μικροοργανισμούς με αποτέλεσμα την αύξηση των τελικών τιμών του BOD.

- **COD : Chemical Oxygen Demand** (XAO : Χημικώς Απαιτούμενο Οξυγόνο) Είναι η ποσότητα οξυγόνου που απαιτείται για την πλήρη χημική οξείδωση των οργανικών αλλά και ανόργανων ενώσεων που υπάρχουν στα υγρά απόβλητα σε CO_2 και H_2 από τα διχρωμικά ιόντα (συνήθως διχρωμικό κάλιο). Κατά τον προσδιορισμό του COD, οξειδώνονται όλες οι οργανικές ουσίες ανεξάρτητα από το αν είναι βιοδιασπώμενες (δηλαδή αν οι μικροοργανισμοί μπορούν να τις διασπάσουν) ή όχι. Για αυτόν τον λόγο η παράμετρος COD θεωρείται πιο αξιόπιστη από το BOD και χρησιμοποιείται ευρύτατα, κυρίως για τον χαρακτηρισμό των υγρών

βιομηχανικών αποβλήτων (που περιέχουν κυρίως μη βιοδιασπώμενες ενώσεις). Έτσι όταν όλες οι οργανικές ενώσεις που περιέχονται στα απόβλητα είναι βιοαποδομήσιμες και δεν έχουμε ανόργανες οξειδώσιμες ενώσεις, το ολικό BOD έχει την ίδια τιμή με το COD. Αυτό βέβαια αποτελεί ιδιαίζουσα περίπτωση. Το COD σχεδόν πάντα διαφέρει από το BOD. Οι αιτίες είναι (i): (i) Αν και κάποιες οργανικές δεν βιοαποδομούνται, εντούτοις οξειδώνονται από τα διχρωμικά. (ii) Υπάρχουν ανόργανες ενώσεις, όπως ο δισθενής σίδηρος, το δισθενές μαγγάνιο, τα θειούχα, τα θειώδη και θειοθειικά και τα νιτρώδη με αποτέλεσμα την αυξημένη τιμή του COD. Η παρουσία τέτοιων ενώσεων καθιστά το COD ως ακατάλληλο πλέον μέτρο της οργανικής ύλης των υγρών αποβλήτων. (iii) Η μέτρηση του BOD εξαρτάται και από την παρουσία καθώς και από το είδος των μικροοργανισμών και (iv) ορισμένες οργανικές ενώσεις δεν οξειδώνονται από το διχρωμικό ανιόν. Τέτοιες ουσίες είναι οι αλκοόλες, τα αλειφατικά οξέα, τα μόρια ευθέων αλύσεων κ.α. Για την οξείδωση τους προστίθεται Ag_2SO_4 .

- **TOC: Total Organic Carbon** (ολικός οργανικός άνθρακας)

Εκτός από το οξυγόνο και ο άνθρακας χρησιμοποιείται ως μέτρο των οργανικών συστατικών ενός αποβλήτου μιας και είναι το κύριο συστατικό αλλά και η σημαντικότερη πηγή απαίτησης οξυγόνου. Ο οργανικός άνθρακας οξειδώνεται προς διοξείδιο του άνθρακα. Εκεί βασίζεται η μέτρηση του TOC, δηλαδή στην μέτρηση του CO_2 που παράγεται κατά την πλήρη οξείδωση του άνθρακα (από οργανικές ουσίες) σε υψηλή θερμοκρασία και παρουσία καταλύτη. Η μέτρηση του TOC είναι απαραίτητη για την αξιολόγηση της ρύπανσης των υδάτων και πιο εύκολη απ' ό,τι του BOD και του COD.

- **TOD: Total Oxygen Demand** (OAO : Ολική Απαίτηση Οξυγόνου)

Είναι η ποσότητα του οξυγόνου που απαιτείται για την χημική οξείδωση οργανικών (και ορισμένων ανόργανων) ουσιών σε τελικά σταθερά προϊόντα, σε θερμοκρασία $900^{\circ}C$ και με παρουσία Pt ως καταλύτη. Έτσι η ολική απαίτηση σε οξυγόνο περιλαμβάνει όλες τις οργανικές και ανόργανες ενώσεις που οξειδώνονται.

- **ThOD: Theoretical Oxygen Demand** (ΘΑ: Θεωρητική Απαίτηση σε Οξυγόνο)

Η θεωρητική απαίτηση σε οξυγόνο είναι το οξυγόνο που απαιτείται για την στοιχειομετρική χημική οξείδωση των ουσιών που μπορούν να οξειδωθούν. Άρα για γνωστές χημικές ενώσεις, μπορούμε να υπολογίσουμε το ThOD.

Όλες οι προαναφερθείσες παράμετροι χαρακτηρίζουν το οργανικό φορτίο των υγρών αποβλήτων. Το μετρούμενο BOD διαφέρει από τα COD και TOC για μια σειρά λόγων. Η μέτρηση του BOD και του TOC δεν συνυπολογίζουν την επιρροή των ανόργανων ενώσεων όπως συμβαίνει στο COD. Πολλές ενώσεις που δεν περιλαμβάνονται για τις μετρήσεις του COD και BOD, είτε επειδή δεν βιοαποδομούνται, είτε επειδή δεν οξειδώνονται από τα διχρωμικά, παίρνουν μέρος στην μέτρηση του TOC λόγω της περιεκτικότητάς τους σε άνθρακα.

Η μέτρηση του BOD είναι πολύ ευαίσθητη σε παράγοντες όπως είναι οι μικροοργανισμοί και ο χρόνος εγκλιματισμού τους, η θερμοκρασία, το pH και η ύπαρξη τοξικών ενώσεων (όπως είναι τα βαρέα μέταλλα) που με την σειρά τους παρεμποδίζουν την ανάπτυξη των μικροοργανισμών. Οι μετρήσεις των COD και TOC δεν επηρεάζονται από αυτά. Σημαντική είναι και η διαφορά στον λόγο ThOD/TOC και COD/TOC. Τέλος ενδεικτικά μπορούμε να πούμε ότι το ολικό BOD

αντιπροσωπεύει περίπου το 90% του ThOD, ενώ το BOD₅ το 77% του ολικού BOD_L. Δεχόμενοι τα παραπάνω, καταλήγουμε στην σχέση :

$$\frac{BOD_5}{TOC} = \frac{O_2}{C} = \left(\frac{32}{12} \right) (0.9)(0.77) = 1.82$$

Είναι πολύ σημαντικό να γνωρίζουμε τις σχέσεις μεταξύ των παραμέτρων για τον χαρακτηρισμό άγνωστων βιομηχανικών αποβλήτων και τον έλεγχο της μεταβολής της ποιότητας των αποβλήτων.

1.4. Ποιότητα Υγρών Αστικών Αποβλήτων

Υγρά αστικά απόβλητα (ΥΑΑ) λέγονται τα υγρά οικιακά απόβλητα που περιέχουν και οικιακά απόβλητα από ιδρύματα όπως σχολεία, νοσοκομεία, ξενοδοχεία και μερικές φορές ορισμένες βιομηχανικές απορροές. Τα οικιακά απόβλητα περιέχουν κατά κύριο λόγο νερό ύδρευσης και η ημερήσια παροχή τους μπορεί να μετρηθεί από την κατανάλωση του νερού. Το 80 – 90% της οικιακής κατανάλωσης νερού απορρέει στην αποχέτευση, ενώ το υπόλοιπο καταναλώνεται στην μαγειρική, την πόση, το πότισμα κήπων κ.α. Η ποσότητα των παραγόμενων οικιακών λυμάτων ανά άτομο ποικίλλει από χώρα σε χώρα (αναλόγως το βιοτικό επίπεδο της) και από περιοχή σε περιοχή της ίδιας χώρας. Ενδεικτικά αναφέρονται τιμές από: 150 lt/άτομο-ημέρα, για αγροτικές περιοχές της Ελλάδας, Ιταλίας κ.λ.π. έως και 500 lt/άτομο-ημέρα για αστικές περιοχές στις ΗΠΑ, Καναδά, Ιαπωνία.

Με βάση την πυκνότητα των κατοίκων μιας περιοχής υπολογίζουμε την παροχή αποβλήτων. Σ' αυτήν συνυπολογίζεται η παροχή από δημόσιες υπηρεσίες (νοσοκομεία, σχολεία κ.α.) καθώς και τα βιομηχανικά απόβλητα που καταλήγουν στο αποχετευτικό δίκτυο. Η ποσότητα των αποβλήτων συνήθως εκφράζεται σε ισοδύναμο πληθυσμό, που υπολογίζεται με βάση το ρυπαντικό φορτίο που περιέχουν τα απόβλητα. Πρέπει να είναι όμως και ο όγκος τους γνωστός για την διαστασιολόγηση των μονάδων επεξεργασίας υγρών αποβλήτων (ΜΕΥΑ)

Τα αστικά απόβλητα παρουσιάζουν μικρότερα ποσοστά ρυπαντικού φορτίου σε σύγκριση με τα υγρά βιομηχανικά βιομηχανικά απόβλητα (ΥΒΑ) λόγω της αραίωσης που γίνεται με το νερό του μπάνιου κ.λ.π. Στην παροχή των αποβλήτων πρέπει να συνυπολογίζεται και η ποσότητα των υπόγειων υδάτων που εισχωρούν στο δίκτυο λόγω πιθανής ύπαρξης υδροφόρου ορίζοντα πάνω από τους αγωγούς αποχέτευσης. Κατά τις ξηρές περιόδους και ιδίως το καλοκαίρι έχουμε το αντίστροφο φαινόμενο, δηλαδή απώλειες από τα σημεία διαρροής του δικτύου. Αυτό είναι πολύ επικίνδυνο για την δημόσια υγεία γ' αυτό και πρέπει να πάντοτε να κατασκευάζεται το δίκτυο αποχέτευσης σε μεγαλύτερο βάθος από το δίκτυο ύδρευσης.

Στο Πίνακα 1.1 παρατίθενται με ενδεικτικές τιμές όγκου και φορτίων υγρών αστικών αποβλήτων από διάφορα ιδρύματα (Λέκκας, 2001):

Πίνακας 1.1 Όγκος και φορτία υγρών αποβλήτων από διάφορα ιδρύματα

ΙΔΡΥΜΑ	lt/άτομο-ημέρα	lt/άτομο-ημέρα
Ξενοδοχεία	150	182
Νοσοκομεία	200	625
Σχολεία	50	95
Γραφεία	-	50

Στον Πίνακα 1.2 βλέπουμε συγκριτικά τα φορτία αστικών αποβλήτων διαφόρων χωρών :

Πίνακας 1.2 Όγκος και φορτίο υγρών αστικών αποβλήτων από διάφορες χώρες

χώρες	Παροχή (lt/άτομο- ημέρα)	BOD ₅ (gr/άτομο- ημέρα)	SS (gr/άτομο- ημέρα)
Ιταλία , Ελλάδα	150-350	70	80
Γαλλία	150-500	60-80	70
Καναδάς , ΗΠΑ (1970)	400-500	80-100	100-120
Ιαπωνία (1990)	300-500	64-84	58-76
Ελβετία	500	75	100

Στο Πίνακα 1.3 παρουσιάζονται οι περιοχές τιμών και οι τυπικές τιμές των παραμέτρων ανά κάτοικο και ημέρα, ενώ στον επόμενο Πίνακα 1.4 δίνονται οι αντίστοιχες συγκεντρώσεις που έχουν μετρηθεί σε αστικά λύματα (Σαμαράς, 2001):

Πίνακας 1.3 Τυπικές τιμές ποιοτικών χαρακτηριστικών αστικών αποβλήτων (gr/άτομο-ημέρα).

Παράμετρος	Περιοχή τιμών	Τυπική τιμή
Οργανικό φορτίο		
BOD ₅	50-120	80
COD	110-295	190
Αιωρούμενα στερεά	60-150	90
Άζωτο		
Αμμωνιακό	5-12	7.6
Οργανικό	4-10	5.4
Ολικός φώσφορος	2.7-4.5	3.2

Πίνακας 1.4 Τιμές συγκεντρώσεων βασικών παραμέτρων σε αστικά λύματα

Παράμετρος	Περιοχή τιμών	Τυπικές τιμές
Ολικά στερεά (mg/l)	350-1200	700
Αιωρούμενα στερεά (mg/l)	100-350	210
BOD ₅ (mg/l)	110-400	210
COD (mg/l)	250-1000	500
Άζωτο		
Οργανικό (mg/l)	8-35	13
Αμμωνιακό (mg/l)	15-20	22
Νιτρικά (mg/l)	0	0
Νιτρώδη (mg/l)	0	0
Ολικός φώσφορος (mg/l)	4-15	7
Ολικά κολοβακτηρίδια no./100ml	10 ⁶ -10 ⁹	10 ⁷ -10 ⁸
Κολοβακτηρίδια no./100ml	10 ³ -10 ⁷	10 ⁴ -10 ⁵

Η παροχή των αποβλήτων, η κλίση και το μέγεθος των αγωγών καθορίζουν την ταχύτητα ροής στα δίκτυα καθώς και την ελάχιστη ταχύτητα ροής (προς αποφυγή

αποθέσεων) που είναι η ταχύτητα παρασυρμού (scouring velocity) ή ταχύτητα αυτοκαθαρισμού. Η ταχύτητα παρασυρμού εξαρτάται από τις ιδιότητες των στερεών (σχήμα, βάρος, ειδικό βάρος, πυκνότητα). Η ελάχιστη ταχύτητα για αστικά απόβλητα είναι 0,30 m/sec. Η παροχή των αποβλήτων παρουσιάζει την ίδια ωριαία μεταβολή με την διακύμανση του νερού. Αποκτά μέγιστη τιμή τις προμεσημβρινές ώρες και ελάχιστη τιμή τις πρώτες μεταμεσονύκτιες ώρες. Έτσι η διακύμανση της τελικής ροής των αποβλήτων είναι σχετικά πιο μικρή σε μεγάλα δίκτυα αποχέτευσης απ' ό,τι στα μικρά. Αυτές οι διακυμάνσεις εξαρτώνται από τις τοπικές συνθήκες, τις βιομηχανικές απορροές καθώς και τις αυξομειώσεις του πληθυσμού (εποχιακές μεταβολές, τουρισμός κ.τ.λ.)

Ζωτικής σημασίας για την απόδοση και λειτουργία των μονάδων επεξεργασίας των αποβλήτων είναι η αξιολόγηση της διακύμανσης των ποιοτικών παραμέτρων τους. Το ρυπαντικό φορτίο παρουσιάζει μεγάλη μεταβλητότητα κατά την διάρκεια μιας μέρας. Από αυτό επηρεάζεται ο υδραυλικός χρόνος παρακράτησης στις μονάδες επεξεργασίας. Μια μεγάλη αλλαγή στην συγκέντρωση του οργανικού φορτίου απαιτεί επαναξιολόγηση και μια σειρά ελέγχων στις συνθήκες λειτουργίας έτσι ώστε να έχουμε τις απαιτούμενες συγκεντρώσεις εξόδου και την αποδεκτή ποιότητα.

Ενδεικτικά παρατίθενται τα ποιοτικά χαρακτηριστικά υγρών αστικών αποβλήτων δύο ελληνικών πόλεων (Λέκκας, 2001). Στο Πίνακα 1.5 παρουσιάζονται οι στιγμιαίες τιμές 40 δειγμάτων για μηνιαίες δειγματοληψίες και για 10 δείγματα για διάφορους χρόνους της ημέρας, για τη πόλη της Μυτιλήνης :

Πίνακας 1.5 Ποιοτικά χαρακτηριστικά υγρών αστικών αποβλήτων στο αποχετευτικό δίκτυο της Μυτιλήνης

Παράμετροι ρυπαντικού φορτίου	Τιμές παραμέτρων mg/lit		
	Μέγιστες	Μέσες	Ελάχιστες
BOD ₅	1120	420	59
COD	3220	925	130
Αιωρούμενα στερεά	2650	451	3
Ολικό άζωτο TKN	169	84	27
Οργανικό άζωτο	115	30	9.1
Αμμωνιακό άζωτο	129	54	17.9
Νιτρικό άζωτο	0.19	0.08	0.02
Ολικός φώσφορος	196	74	17.7
Λόγος COD/ BOD ₅	2.875	2.2	2.2

Στο Πίνακα 1.6 παρουσιάζονται τα ποιοτικά χαρακτηριστικά υγρών αστικών αποβλήτων στην είσοδο μονάδων επεξεργασίας αποβλήτων στη πόλη της Λάρισας.

Πίνακας 1.6 Ποιοτικά χαρακτηριστικά υγρών αστικών αποβλήτων στην είσοδο της μονάδας επεξεργασίας αποβλήτων της πόλης της Λάρισας

1992 μήνες	Συγκέντρωση σε mg/lit				
	COD	BOD ₅	SS	NTK	NH ₄ ⁺ - N
Ιανουάριος	605	314	203	61	46
Φεβρουάριος	542	332	178	67	51
Μάρτιος	597	340	201	71	54
Απρίλιος	548	335	266	57	43
Μάιος	679	310	229	74	55
Ιούνιος	527	276	171	77	58
Ιούλιος	339	248	130	64	48
Αύγουστος	202	199	107	65	49
Σεπτέμβριος	340	222	180	61	46
Οκτώβριος					
Νοέμβριος	489	282	163	70	53
Δεκέμβριος	448	316	213	107	80

1.5. Ποιότητα Υγρών Βιομηχανικών Αποβλήτων

Τα υγρά βιομηχανικά απόβλητα προέρχονται από τις βιομηχανικές εγκαταστάσεις όπως λέει και το όνομα τους. Διαφέρουν από τα υγρά αστικά απόβλητα όσο αφορά τις συγκεντρώσεις των ρυπαντικών φορτίων, το είδος των ουσιών κ.α. Δεν έχουν σταθερή ροή και τα χαρακτηριστικά τους διαφέρουν από βιομηχανία σε βιομηχανία, σε αντίθεση με τα αστικά απόβλητα που τα χαρακτηριστικά τους είναι περισσότερο σταθερά και ομοιόμορφα. Αυτός είναι και ο λόγος που ο σχεδιασμός των μονάδων επεξεργασίας βιομηχανικών αποβλήτων απαιτούν περισσότερες πληροφορίες και ελέγχους, όσον αφορά το είδος της βιομηχανίας και της εκάστοτε τεχνολογίας παραγωγής που εφαρμόζεται. Παραθέτουμε ενδεικτικούς πίνακες που παριστούν τη ποσότητα και το φορτίο υγρών αποβλήτων ορισμένων βιομηχανιών.

Στον Πίνακα 1.7 παρουσιάζονται στοιχεία για τη ποσότητα και το φορτίο των υγρών αποβλήτων της γαλακτοκομικής βιομηχανίας (Λέκκας, 2001) :

Πίνακας 1.7 Ποσότητα και φορτία υγρών αποβλήτων της γαλακτοκομικής βιομηχανίας

Γαλακτοκομικό προϊόν	Όγκος νερού ανά όγκο γάλατος (l)	BOD ₅ (mg/l)	SS (mg/l)
Γάλα και γιαούρτι	1 – 25	120 – 300	50
Γάλα σκόνη και βούτυρο	1 – 3	80 – 300	30
Καζεΐνη	2 – 4	400 – 500	100
Τυριά	2 – 3	400 – 900	100
Μικτά προϊόντα	3 – 6	300 – 750	120

Τα ποιοτικά χαρακτηριστικά των αποβλήτων από τις διεργασίες παραγωγής χαρτοπολλτού και χάρτου παρουσιάζονται στο Πίνακα 1.8 :

Πίνακας 1.8 Ποσότητες και φορτία υγρών αποβλήτων από τη παραγωγή χαρτοπολλτού και χάρτου (Λέκκας, 2001).

Παράμετρος	Ποσότητα
Νερό	30 – 150 m ³ /tn
COD	300 – 4000 mg/l
BOD ₅	100 – 1000 mg/l
SS	Συγκεντρώσεις υψηλές με ποσοστό μη καθιζανόντων στερεών

Βλέπουμε πως ανάλογα με το είδος της βιομηχανίας και με το τι επεξεργάζεται, διαφέρουν και οι τιμές των οργανικών φορτίων. Έτσι μια βιομηχανία που επεξεργάζεται ζωικά προϊόντα (γαλακτοκομικά, κτηνοτροφικά κ.α) αναμένεται να υγρά απόβλητα της να έχουν μεγάλες τιμές οργανικών φορτίων, ενώ μια βιομηχανία μετάλλων (χαλυβουργία κ.α), τότε η περιεκτικότητα των αποβλήτων σε βαρέα μέταλλα και ανόργανα συστατικά είναι μεγαλύτερη.

1.6 Επεξεργασία αποβλήτων

Η επεξεργασία των λυμάτων έχει ως στόχο την απομάκρυνση, απομείωση και εξουδετέρωση των επιβλαβών συστατικών που περιέχουν, έτσι ώστε να διατίθενται σε αποδεκτές τιμές για τον τελικό αποδέκτη και με τις λιγότερο δυνατόν δυσμενείς συνέπειες. Τα αστικά λύματα έχουν σχετικά σταθερή ποιότητα και επεξεργάζονται με τυποποιημένες διαδικασίες καθαρισμού με ικανοποιητικά αποτελέσματα. Σε αντίθεση με τα αστικά, τα βιομηχανικά απόβλητα δεν έχουν σταθερή ποιότητα και αυτό γιατί παρουσιάζουν μια ποικιλία από τοξικές ουσίες και άλλα συστατικά, τα οποία είτε βιοαποδομούνται δύσκολα, είτε παρεμποδίζουν την φυσική ανάπτυξη του βιολογικού παράγοντα (ανάπτυξη κατάλληλων μικροοργανισμών). Γι' αυτό και πολλές φορές επιβάλλεται τα βιομηχανικά απόβλητα να προεπεξεργάζονται προτού οδηγηθούν στο γενικό δίκτυο συλλογής έτσι ώστε να έχουν παρόμοια ποιότητα με αυτή των αστικών.

Οι εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων περιλαμβάνουν τέσσερα στάδια στη σειρά (Σαμαράς, 2001). Το κάθε στάδιο περιλαμβάνει φυσικές, χημικές και βιολογικές διεργασίες. Αυτά είναι η προκαταρκτική, η πρωτοβάθμια, η δευτεροβάθμια και η τριτοβάθμια επεξεργασία. Στη προεπεξεργασία, απομακρύνονται τα χοντρά υλικά καθώς και η άμμος που περιέχονται στα απόβλητα με φυσικές μεθόδους. Έπειτα προχωρούμε στη πρωτοβάθμια επεξεργασία. Σκοπός της πρωτοβάθμιας επεξεργασίας είναι η απομάκρυνση των αιωρούμενων στερεών, οργανικών και ανόργανων, μεγέθους 0,1 – 0,001 mm. Η απομάκρυνση στοχεύει στη μείωση του ρυπαντικού φορτίου (SS και BOD) που προορίζεται για τις επόμενες μονάδες επεξεργασίας ή το τελικό αποδέκτη. Η πρωτοβάθμια επεξεργασία περιλαμβάνει τη χημική επεξεργασία και καθίζηση. Στη χημική επεξεργασία, με συνδυασμό τόσο φυσικών όσο και χημικών μεθόδων, απομακρύνονται ένα σημαντικό μέρος των αιωρούμενων στερεών, αλλά και ενώσεις του φωσφόρου. Το επόμενο στάδιο είναι η δευτεροβάθμια (ή βιολογική) επεξεργασία. Εκεί απομακρύνονται όσα αιωρούμενα και κολλοειδή στερεά δεν απομακρύνονται με απλή καθίζηση. Αυτό επιτυγχάνεται μέσω βιολογικών διεργασιών όπου μικροοργανισμοί, οι οποίοι αναπαράγονται καταναλώνοντας τις οργανικές ουσίες και στη συνέχεια καθιζάνουν με τη μορφή στερεών και απομακρύνονται. Το σύνολο αυτό των στερεών ονομάζεται ιλύς

(ενεργός όταν περιέχει μικροοργανισμούς). Στη τριτοβάθμια επεξεργασία απομακρύνονται ρυπαντικές ουσίες που δεν απομακρύνθηκαν στα προηγούμενα στάδια με μια σειρά από φυσικές, χημικές και βιολογικές διαδικασίες. Στη συνέχεια η ιλύς υφίσταται τη δική της επεξεργασία, όπως πάχυνση, χώνευση και αφυδάτωση, μέχρι να αποτεθεί σε χώρο υγειονομικής ταφής απορριμμάτων. Η απολύμανση είναι το τελικό στάδιο επεξεργασίας και το μοναδικό με σκοπό τη καταστροφή των παθογόνων μικροοργανισμών για την αποφυγή μετάδοσης ασθενειών μέσω του νερού στον αποδέκτη. Στο κεφάλαιο 4 θα αναφερθούμε αναλυτικά στο δεύτερο στάδιο της βιολογικής επεξεργασίας που αποτελεί και το αντικείμενο αυτής της εργασίας. Εδώ γίνεται μια ενδεικτική αναφορά σε αυτές.

1.6.1. Προεπεξεργασία

Εσχαρισμός και πολτοποίηση. Οι εσχάρες χρησιμοποιούνται στην είσοδο των εγκαταστάσεων για τη κατακράτηση ευμεγεθών στερεών. Οι πολτοποιητές στη συνέχεια τεμαχίζουν αυτά τα στερεά.

Εξάμμιωση ή αμμοσυλλογή. Η αμμοσυλλογή αφαιρεί υλικό που έχει παρόμοια χαρακτηριστικά με αυτά της άμμου και προκαλεί προβλήματα σε μετέπειτα στάδια επεξεργασίας.

1.6.2. Πρωτοβάθμια Καθίζηση

Χημική επεξεργασία και καθίζηση – Χημική κροκίδωση. Σκοπός της είναι η απομάκρυνση των αιωρούμενων και κολλοειδών στερεών με τη προσθήκη χημικών ουσιών που προκαλούν την συνένωση τους σε μεγαλύτερα που απομακρύνονται εύκολα με καθίζηση. Οι ουσίες αυτές λέγονται κροκιδωτικά μέσα και συνήθως είναι άλατα πολυσθενών μετάλλων (π.χ F_2Cl_3 ή $Al_2(SO_4)_3$).

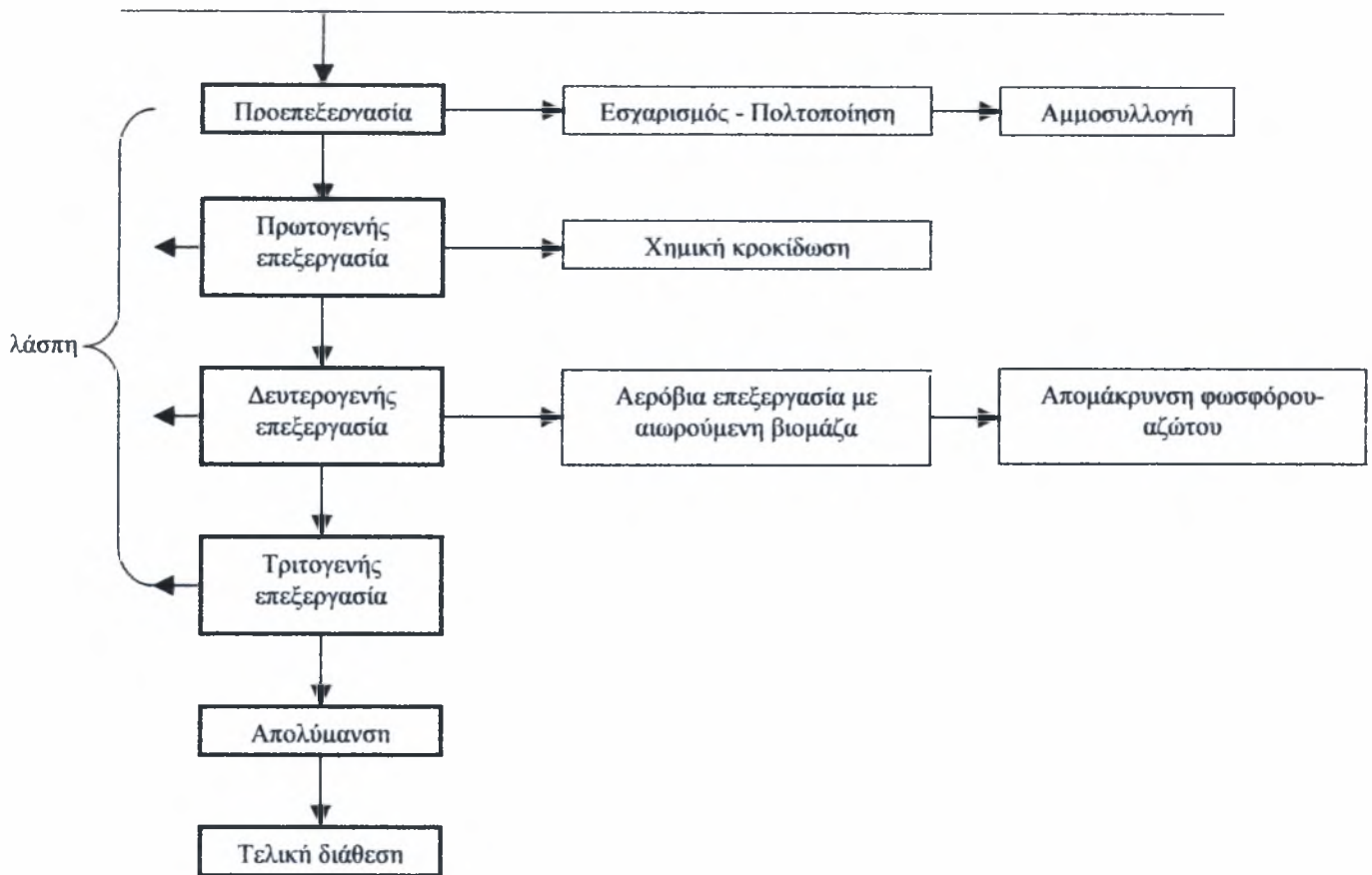
1.6.3. Δευτεροβάθμια Επεξεργασία

Αερόβια βιολογική επεξεργασία με αιωρούμενη βιομάζα. Με τη χρήση διατάξεων αερισμού για τη παροχή διαλυμένου οξυγόνου και ανάμιξη. Η πιο συνήθης διεργασία είναι αυτή της ενεργού ιλύος.

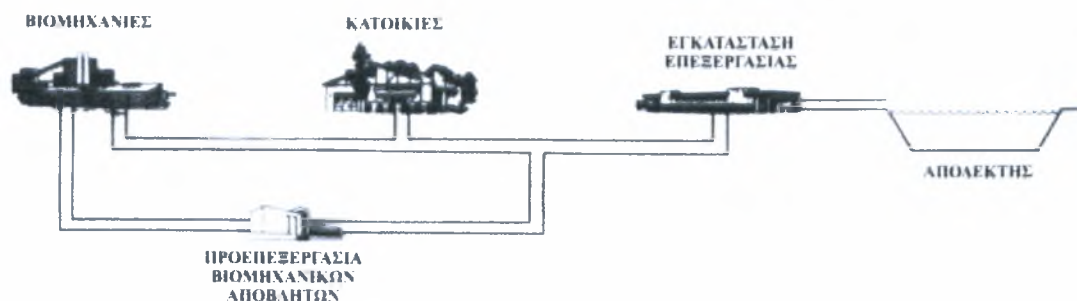
Συνδυασμός αναερόβιων, ανοξικών και αερόβιων σταδίων. Γίνεται συνδυασμός των επιμέρους διεργασιών για την αφαίρεση οργανικού υλικού και θρεπτικών συστατικών, κυρίως του αζώτου και φωσφόρου.

1.6.4. Τριτοβάθμια Επεξεργασία

Απολύμανση. Η απολύμανση αποτελεί στάδιο της τριτοβάθμιας επεξεργασίας. Γίνεται στην επεξεργασμένη εκροή με στόχο τη θανάτωση των μικροοργανισμών με μια σειρά μεθόδων όπως διήθηση, χρήση ενεργού άνθρακα, ιοντοαλλαγή κ.α. Όλα αυτά φαίνονται σχηματικά παρακάτω:



Σχήμα.1.2 Σχηματική παράσταση επεξεργασίας αστικών αποβλήτων

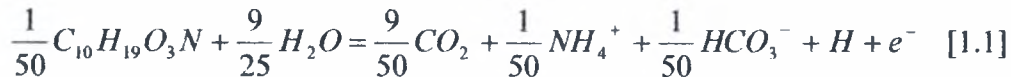


1.7. Η βιολογική επεξεργασία

Η πιο διαδεδομένη διεργασία για τη δευτεροβάθμια επεξεργασία υγρών αποβλήτων βασίζεται στη βιολογική επεξεργασία κι έχει ως στόχο να οξειδώσει τα διαλυμένα και βιοαποικοδομήσιμα συστατικά σε τελικά προϊόντα αβλαβή για τον υδάτινο. Η βιολογική επεξεργασία μπορεί να γίνει με διάφορες μεθόδους, ανάλογα με το αν οι μικροοργανισμοί βρίσκονται σε αιώρηση μέσα στα απόβλητα (ενεργός ύλος, λίμνες) ή προσκολλημένοι σε κάποια επιφάνεια (βιολογικά φίλτρα, περιστρεφόμενοι δίσκοι). Η μεγάλη σημασία της βιολογικής επεξεργασίας έγκειται στο γεγονός ότι έχουμε καταστροφή των οργανικών ενώσεων (άρα και του ρυπαντικού φορτίου) με τη δράση των μικροοργανισμών, κάτι που δε συμβαίνει στις φυσικές και χημικές επεξεργασίες όπου έχουμε παραγωγή ύλους σε ποσότητες μεγαλύτερες από αυτής της βιολογικής επεξεργασίας και που περιέχει όλο το αρχικό ρυπαντικό φορτίο. Η απομάκρυνση της οργανικής ύλης και η ελάττωση του BOD που βρίσκεται στα υγρά απόβλητα επιτυγχάνεται με τη χρήση ποικιλίας μικροοργανισμών και

συγκεκριμένα βακτηρίων. Οι μικροοργανισμοί μετατρέπουν την διαλυμένη και σωματιδιακή ανθρακική ύλη σε απλά τελικά προϊόντα και σε πρόσθετη **βιομάζα** δηλαδή σε συσσωματώματα μικροοργανισμών και σωματιδίων.

Η σύνθεση κυτταρικού υλικού γίνεται όταν ένας δότης ηλεκτρονίων (οι οργανικές ουσίες που περιέχονται στα απόβλητα) χρησιμοποιείται και μετατρέπεται σε κυτταρικό υλικό. Μαζί με το δότη, είναι απαραίτητη και η πρόσληψη θρεπτικών υλικών (κυρίως αζώτου και φωσφόρου). Έτσι η χημική αντίδραση που περιγράφει τη σύνθεση κυτταρικού υλικού από τα αστικά λύματα είναι (Rittmann and McCarthy, 2001):

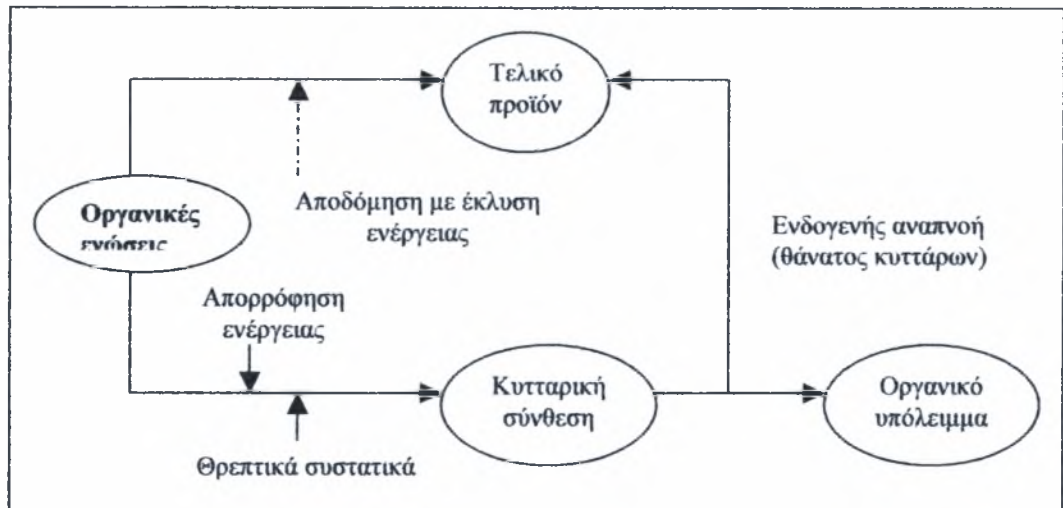


Ο δότης ηλεκτρονίων είναι το BOD_L (σύνθετη οργανική ύλη) που αντιπροσωπευτικά περιγράφεται από το χημικό τύπο C₁₀H₁₉O₃N. Τα κύτταρα των βακτηρίων είναι πολύπλοκες χημικές δομές που αποτελούνται από υδρογονάνθρακες, πρωτεΐνες, λιπίδια και νουκλεϊκά οξέα, μερικά με μεγάλα μοριακά βάρη. Οι μικροοργανισμοί ακόμη αποτελούνται ως επί το πλείστον από φώσφορο, θείο, σίδηρο καθώς και από άλλα στοιχεία.

Οι μικροοργανισμοί είναι απαραίτητοι για τη μετατροπή της οργανικής ύλης σε απλά τελικά προϊόντα. Τα βακτήρια ανάλογα με την ανεκτικότητα τους στο οξυγόνο διακρίνονται σε αερόβια, αναερόβια, ανοξικά και επαμφοτερίζοντα. Ακόμη τα βακτήρια που μπορούν να προσλάβουν τον άνθρακα μέσω οργανικών ενώσεων λέγονται ετερότροφα, ενώ αυτά που παίρνουν τον άνθρακα που χρειάζονται υπό μορφή διοξειδίου του άνθρακα, λέγονται αυτότροφα. Ειδικοί μικροοργανισμοί χρησιμοποιούνται για να αφαιρέσουν το άζωτο και το φώσφορο στις διεργασίες επεξεργασίας των αποβλήτων. Έτσι έχουμε ειδικά βακτήρια για την οξείδωση της αμμωνίας (νιτροποίηση) σε νιτρώδη και νιτρικά, τους νιτροποιητές, ενώ άλλη κατηγορία ανάγει το οξειδωμένο άζωτο σε αέριο άζωτο (απονιτροποίηση, απονιτροποιητές). Το ίδιο γίνεται για την απομάκρυνση του φωσφόρου με την ανάπτυξη βακτηρίων που μπορούν να απορροφούν και να αποθηκεύουν μεγάλες ποσότητες ανόργανου φωσφόρου.

Η βιομάζα που δημιουργείται έχει μεγαλύτερη σχετική πυκνότητα από την αντίστοιχη του νερού. Χάρη σε αυτό το χαρακτηριστικό, η βιομάζα απομακρύνεται από το επεξεργασμένο νερό λόγω βαρύτητας με καθίζηση.

Στο Σχήμα 1.3 φαίνεται ότι στα ετερότροφα βακτήρια ένα μεγάλο μέρος του οργανικού φορτίου μετατρέπεται σε τελικά προϊόντα για τη παραγωγή ενέργειας. Το υπόλοιπο προορίζεται για τη σύνθεση κυτταρικής μάζας με χρήση της ενέργειας από τη κυτταρική αποδόμηση. Όταν οι οργανικές ενώσεις εξαντλούνται, τότε τα βακτήρια χρησιμοποιούν βακτηριακή μάζα ως πηγή οργανικών ενώσεων με αποτέλεσμα να ελαττώνεται ο πληθυσμός τους. Αυτή η διεργασία καλείται ενδογενής αναπνοή.



Σχήμα 1.3 Σχηματική παράσταση του μεταβολισμού των ετερότροφων βακτηρίων

1.7.1. Κινητική βιολογικής αύξησης

Για τον κατάλληλο σχεδιασμό και την απόδοση μια μονάδας βιολογικής επεξεργασίας, είναι αναγκαίο να κατανοηθούν δύο πράγματα. Πρώτον, ο ρυθμός απομάκρυνσης των οργανικών ουσιών εξαρτάται από τη συγκέντρωση της ενεργού βιομάζας. Δεύτερον, η βιομάζα αναπτύσσεται και συντηρείται μέσα από την ενέργεια που απελευθερώνει η διάσπαση των οργανικών ουσιών του υποστρώματος σε απλά συστατικά, τα οποία αποτελούν το δότη και το δέκτη ηλεκτρονίων αντίστοιχα. Ο ρυθμός παραγωγής ενεργού βιομάζας είναι ανάλογος του ρυθμού χρήσης του υποστρώματος. Η σχέση της βιομάζας και του υποστρώματος, δηλαδή των οργανικών στερεών που περιέχοντα στα λύματα είναι θεμελιώδης για τη χρήση βιολογικών συστημάτων όσον αφορά την επεξεργασία αποβλήτων.

Η μοντελοποίηση μιας βιολογικής διαδικασίας βασίζεται στο ισοζύγιο μάζας της ενεργού βιομάζας και του εισερχόμενου υποστρώματος. Μιλώντας για υπόστρωμα εννοούμε το δότη ηλεκτρονίων. Αυτό εκφράζεται μέσα από μια σειρά τύπων. Η πιο γνωστή σχέση που εκφράζει τη κινητική της βιολογικής ανάπτυξης των μικροοργανισμών είναι η εξίσωση *Monod* που εισήχθη για πρώτη φορά από το Γάλλο μικροβιολόγο Jacques Monod. Η εξίσωση αυτή δίνει την ειδική ταχύτητα σύνθεσης βιομάζας και είναι εμπειρική με μεγάλη εφαρμογή στα βιολογικά συστήματα.

$$\mu_{syn} = \left(\frac{1}{X_a} \cdot \frac{dX_a}{dt} \right)_{syn} = \bar{\mu} \frac{S}{K + S} \quad [1.2]$$

όπου

μ_{syn} η ειδική ταχύτητα ανάπτυξης (s^{-1})

X_a η συγκέντρωση της ενεργού βιομάζας ($m \cdot l^{-3}$)

t ο χρόνος (s)

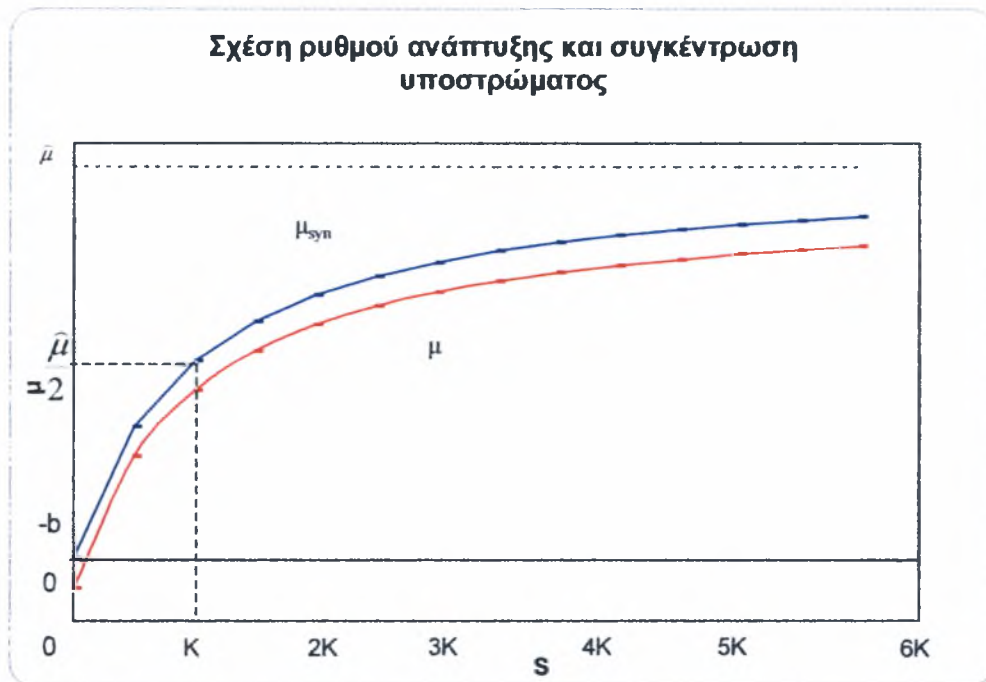
S η συγκέντρωση του υποστρώματος που καταναλώνεται ($m \cdot l^{-3}$)

$\bar{\mu}$ η μέγιστη ειδική ταχύτητα ανάπτυξης ($m \cdot l^{-3}$)

K η συγκέντρωση που αντιστοιχεί στο μισό του μέγιστου ρυθμού κατανάλωσης υποστρώματος.

Η εξίσωση Monod λέγεται και συνάρτηση κορεσμού, επειδή ο ρυθμός ανάπτυξης παίρνει τη τιμή κορεσμού για μεγάλη τιμή S. Η ειδική ταχύτητα K είναι η πιο μεταβλητή και λιγότερο προβλέψιμη παράμετρος.

Το διάγραμμα του Σχήματος 1.4 παριστά τη μεταβολή του ρυθμού ανάπτυξης σε σχέση με τη συγκέντρωση υποστρώματος. Η πρώτη καμπύλη παριστά το ρυθμό ανάπτυξης και η δεύτερη το μέγιστο ρυθμό ανάπτυξης. Η απόσταση μεταξύ των δυο καμπυλών εκφράζει το ρυθμό ενδογενούς αναπνοής.



Σχήμα 1.4 Διάγραμμα που δείχνει τη μεταβολή του ρυθμού ανάπτυξης συναρτήσει της συγκέντρωσης υποστρώματος

Το διάγραμμα δείχνει πόσο μεταβάλλεται το μ με το S. Έχουμε $\mu = \mu/2$ όταν $K = S$. Ακόμα δείχνει πως το μ μπορεί να πάρει αρνητικές τιμές για χαμηλές τιμές του S. Οι μικροοργανισμοί για την κυτταρική διατήρηση και ανασύνθεση τους χρειάζονται ενέργεια. Πρέπει να συμπεριλάβουμε όμως και την ενδογενή αναπνοή δηλαδή τον θάνατο τους. Ο ρυθμός της ενδογενούς αναπνοής διαφέρει από τον τύπο των μικροοργανισμών και δίνεται από το τύπο:

$$\mu_{dec} = \left(\frac{1}{X_a} \cdot \frac{dX_a}{dt} \right)_{decay} = -b \quad [1.3]$$

όπου

b , η σταθερά ενδογενούς αναπνοής (t^{-1})

μ_{dec} , ειδικός ρυθμός ανάπτυξης λόγω ενδογενούς αναπνοής (t^{-1})

Η εξίσωση [1.3] είναι πρώτης τάξης. Από την εξίσωση συνάγουμε το συμπέρασμα πως το ποσό της βιομάζας που αδρανοποιείται λόγω θανάτου των κυττάρων, δεν οξειδώνεται όλο για τις μεταβολικές διεργασίες της ενεργού βιομάζας, αλλά παράλληλα ένα μικρό μέρος συσσωρεύεται ως αδρανή στερεά. Ο ρυθμός οξείδωσης της αδρανούς βιομάζας για τη παραγωγή ενέργειας δίνεται από τη σχέση :

$$\left(\frac{1}{X_a} \cdot \frac{dX_a}{dt} \right)_{resp} = -f_d b \quad [1.4]$$

όπου

f_d το κλάσμα της ενεργού βιομάζας που βιοδιασπάται. Ο ρυθμός με τον οποίο η ενεργός βιομάζα μετατρέπεται σε αδρανή είναι η διαφορά ανάμεσα στον ολικό ρυθμό ενδογενούς αναπνοής και στο ρυθμό οξειδωσης και σύμφωνα με τον McCarty (1975), παίρνει κοντά στο 0,8 για ένα μεγάλο αριθμό μικροοργανισμών. Έτσι ο καθαρός ειδικός ρυθμός ανάπτυξης ενεργού βιομάζας είναι το άθροισμα του ρυθμού σύνθεσης νέας βιομάζας και του ρυθμού θανάτου.

$$\mu = \frac{1}{X_a} \cdot \frac{dX_a}{dt} = \mu_{syn} + \mu_{dec} = \bar{\mu} \cdot \frac{S}{K + S} - b \quad [1.5]$$

Το βασικό μας μέλημα είναι η απομάκρυνση του οργανικού φορτίου και επειδή η ανάπτυξη της βιομάζας τροφοδοτείται με τη κατανάλωση υποστρώματος, στο σχεδιασμό των μονάδων, σημαντικό ρόλο παίζει ο ρυθμός κατανάλωσης του υποστρώματος. Έτσι η εξίσωση Monod παίρνει τη μορφή:

$$r_{ut} = -\frac{\hat{q} \cdot S}{K + S} \cdot X_a \quad [1.6]$$

όπου

r_{ut} , ο ρυθμός κατανάλωσης υποστρώματος ($m_s l^{-3}t^{-1}$)

\hat{q} , ο μέγιστος ειδικός ρυθμός κατανάλωσης υποστρώματος ($m_s m_x^{-1}t^{-1}$)

Η κατανάλωση υποστρώματος και η σύνθεση βιομάζας συνδέονται με τη σχέση:

$$\bar{\mu} = \hat{q}Y \quad [1.7]$$

όπου Y , (m_x/m_s) ο συντελεστής απόδοσης αύξησης (growth yield), ο οποίος δηλώνει τη βιομάζα που παράγεται ανά μονάδα μάζας χρησιμοποιημένου υποστρώματος.

Οι παράμετροι που περιγράφουν τη σύνθεση βιομάζας έχουν καθορισμένες μονάδες και παίρνουν ένα εύρος τιμών δοσμένο από τη παγκόσμια βιβλιογραφία.

Όσον αφορά τη σταθερά Y έχουμε:

- **Αερόβια ετερότροφα:**

$$Y = 0,6 \frac{e^- eq_{cells}}{e^- eq_{donor}} \cdot \frac{113gVSS}{20e^- eq_{cells}} \cdot \frac{1e^- eq_{donor}}{8gBOD_L} = 0,42gVSS / gBOD_L$$

- **Ετερότροφοι απονιτροποιητές:**

$$Y = 0,5 \frac{e^- eq_{cells}}{e^- eq_{donor}} \cdot \frac{113VSS}{28e^- eq_{cells}} \cdot \frac{2e^- eq_{donor}}{8gBOD_L} = 0,25gVSS / gBOD_L$$

- **Βακτήρια που ανάγουν το θείο, οξειδώνοντας το υδρογόνο:**

$$Y = 0,05 \frac{e^- eq_{cells}}{e^- eq_{donor}} \cdot \frac{113gVSS}{20e^- eq_{cells}} \cdot \frac{2e^- eq_{donor}}{2gH_2} = 0,28gVSS / gH_2$$

Πίνακας 1.9 Τυπικές τιμές των f_s , Y , q και μ για διάφορους βακτηριακούς τύπους από περιβαλλοντική βιοτεχνολογία (Rittmann B.E. and McCarthy, 2001)

Τύπος βακτηρίου	Δότης ηλεκτρονίων	Δέκτης ηλεκτρονίων	Πηγή άνθρακα	f_s^0	Y gVSS/	\hat{q} / gVSS-d	$\hat{\mu}$
Αερόβια, ετερότροφα	Ανθρακογενές BOD	O ₂	BOD	0,7	0,49 /gBOD _L	27 gBOD _L /	13,2
	Άλλο BOD	O ₂	BOD	0,6	0,42 /gBOD _L	20 gBOD _L /	8,4
Απονιτροποιητές	BOD	NO ₃ ⁻	BOD	0,5	0,25 /gBOD _L	16 gBOD _L /	4
	H ₂	NO ₃ ⁻	CO ₂	0,2	0,81 /gH ₂	1,25 gH ₂ /	1
	S _(S)	NO ₃ ⁻	CO ₂	0,2	0,15 /gS	6,7 gS/	1
Αυτότροφοι νιτροποιητές	NH ₄ ⁺	O ₂	CO ₂	0,14	0,34 /gNH ₄ ⁺ -N	2,7 g NH ₄ ⁺ -N/	0,92
	NO ₂ ⁻	O ₂	CO ₂	0,10	0,08 /g NO ₂ -N	7,8 g NO ₂ -N/	0,62
Μεθανογενείς	Οξικό BOD	Οξικό ανιόν	Οξικό ανιόν	0,05	0,035 /gBOD _L	8,4 gBOD _L /	0,3
	H ₂	CO ₂	CO ₂	0,08	0,45 /gH ₂	1,1 gH ₂ /	0,5
Αυτότροφοι οξειδωτές του θείου	H ₂ S	O ₂	CO ₂	0,2	0,28 /H ₂ S-S	5 gS	1,4
Sulfate Reducers	H ₂	SO ₄ ⁻²	CO ₂	0,05	0,28 /gH ₂	1,05 gH ₂ /	0,29
	Οξικό BOD	SO ₄ ⁻²		0,08	0,057 /gBOD _L	8,7 gBOD _L /	0,5
	BOD			0,18	0,13 /gBOD _L	9,8 gBOD _L /	1,2

Το εύρος τιμών της παραμέτρου Y αντικατοπτρίζει το συνδυασμό στις μεταβολές των τιμών f_s και τις διαφορετικές μονάδες του δότη ηλεκτρονίων.

Η μαθηματική μοντελοποίηση των διεργασιών που λαμβάνουν μέρος στη βιολογική επεξεργασία υγρών αποβλήτων βασίζεται στην αρχή του ισοζυγίου μάζας γύρω από έναν προκαθορισμένο όγκο (control volume). Ο προσδιορισμός ισοζυγίων μάζας προϋποθέτει τον καθορισμό ενός ορίου (boundary) γύρω από οποιοδήποτε σύστημα θέλουμε να μελετήσουμε. Αφού καθορίσουμε το όριο και τι περιλαμβάνει έχουμε τον control volume και μπορούμε να υπολογίσουμε το ποσό μάζας που εισέρχεται στο σύστημα, το οποίο θα πρέπει να είναι ίσο με αυτό που απομακρύνεται από αυτό (αρχή διατήρησης μάζας) συν/πλην οτιδήποτε αντιδράσεις γίνονται μέσα στον όγκο μας.

Το Σχήμα 1.5 παριστά τα βασικά χαρακτηριστικά ενός αντιδραστήρα που είναι πλήρως αεριζόμενος υπό σταθερές συνθήκες. Το υπόστρωμα διαλυμένα στερεά ή αιωρούμενα που υδρολύονται μέσα στον αντιδραστήρα. Ο όγκος του αντιδραστήρα είναι V και δέχεται σταθερή παροχή Q υποστρώματος. Θεωρούμε πως η αδρανής βιομάζα στην είσοδο είναι μηδενική. Έτσι πρέπει να εξασφαλίσουμε ισοζύγια μάζας μεταξύ της ενεργού βιομάζας και του φθίνοντος υποστρώματος (που υποθέτουμε πως είναι ο δότης ηλεκτρονίων)

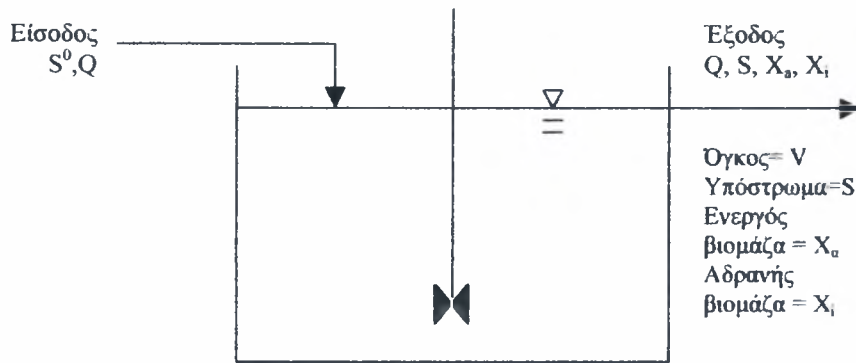
$$\text{Για την ενεργό βιομάζα ισχύει : } 0 = \mu X_a - Q X_a \quad [1.8]$$

$$\text{Για το υπόστρωμα : } 0 = r_{ut} V + Q(S^0 - S) \quad [1.9]$$

Αντικαθιστώντας το μ και το r_{ut} στις πάνω εξισώσεις θα έχουμε :

$$0 = Y \frac{\hat{q} S}{K + S} X_a V - b X_a V - Q X_a \quad [1.10] \text{ για τη βιομάζα}$$

$$0 = - \frac{\hat{q} S}{K + S} X_a V + Q(S^0 - S) \quad [1.11] \text{ για το υπόστρωμα}$$



Σχήμα 1.5 Σχηματική παράσταση ενός αντιδραστήρα

Στις εξισώσεις [1.8] και [1.9] λύνοντας ως προς S και X_a καταλήγουμε στους τύπους που μας δίνουν τη συγκέντρωση υποστρώματος και τη συγκέντρωση ενεργού βιομάζας

$$S = K \frac{1 + b \left(\frac{V}{Q} \right)}{Y \bar{q} \left(\frac{V}{Q} \right) - \left(1 + b \left(\frac{V}{Q} \right) \right)} \quad [1.12]$$

$$X_a = Y(S^0 - S) \cdot \frac{1}{1 + b \left(\frac{V}{Q} \right)} \quad [1.13]$$

Ο λόγος V/Q μας δίνει τον υδραυλικό χρόνο παραμονής $\theta = \frac{V}{Q}$

Διαλυτά μικροβιολογικά προϊόντα

Τα βακτήρια εκτός από την κατανάλωση υποστρώματος και τη σύνθεση νέας βιομάζας, παράγουν διαλυτά μικροβιολογικά προϊόντα (**SMP: Soluble Microbial Products**). Αυτά εκκρίνονται είτε κατά την αποδόμηση των κυττάρων, είτε διαχέονται μέσω της κυτταρικής μεμβράνης ή απελευθερώνονται κατά τη σύνθεση για κάποιο λόγο. Έχουν μέσο μοριακό βάρος και βιοδιασπώνται. Τα SMP έχουν μεγάλη σπουδαιότητα επειδή εμφανίζονται σε όλα τα στάδια και διαμορφώνουν τις τιμές των BOD και COD στην έξοδο. Διακρίνονται σε δύο κατηγορίες, στα UAP (Utilization-Associated Products) και στα BAP (Biomass-Associated Products). Τα UAP παράγονται κατά τη διάρκεια μεταβολικών διεργασιών. Η κινητική τους περιγράφεται από την εξίσωση:

$$r_{UAP} = -k_1 r_{ut} \quad [1.14]$$

όπου

r_{UAP} , ο ρυθμός παραγωγής UAP ($m_p l^{-3} t^{-1}$)
 k_1 , η σταθερά παραγωγής τους ($m_p m_s^{-1}$)

Η δεύτερη κατηγορία είναι τα BAP. Αυτά παράγονται απευθείας από τη βιομάζα ως μέρος της διατήρησης ή της αποδόμησης των κυττάρων. Ομοίως η εξίσωση που δίνει τον ρυθμό παραγωγής τους είναι :

$$R_{BAP} = -k_2 X_a \quad [1.15]$$

όπου

r_{BAP} , ο ρυθμός παραγωγής BAP ($m_p l^{-3} t^{-1}$)
 k_2 , η σταθερά παραγωγής τους ($m_p m_s^{-1} t^{-1}$)

2 ΙΣΤΟΡΙΚΟ ΑΠΟΧΕΤΕΥΤΙΚΟΥ ΔΙΚΤΥΟΥ ΚΑΙ ΕΓΚΑΤΑΣΤΑΣΕΩΝ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ ΛΥΜΑΤΩΝ ΒΟΛΟΥ

Το 1970 ο οργανισμός Ύδρευσης του Δήμου Βόλου, με το Β.Δ. 236/1970 μετονομάζεται σε Δημοτικό Οργανισμό Ύδρευσης και Αποχέτευσης Βόλου – ΔΟΥΑΒ με σκοπό την επέκταση των δραστηριοτήτων και στο τομέα της αποχέτευσης. Εκείνη την εποχή στο Βόλο δίκτυο αποχέτευσης δεν υπάρχει. Στα χαμηλότερα τμήματα της πόλης, περίπου 3.000 οικίες και διαμερίσματα πολυκατοικιών, που χτίστηκαν μετά τους σεισμούς, είναι συνδεδεμένες με αγωγούς όμβριων που χύνονται στη θάλασσα. Οι βιοτεχνίες που είναι εγκατεστημένες στις όχθες του ποταμού Κραυσίδωνα ρίπτουν τα απόβλητα τους στο λιμάνι και οι βιομηχανίες της βιομηχανικής περιοχής τα αποχετεύουν στο χείμαρρο Ξηριά. Όπως είναι επόμενο, οι κίνδυνοι για τη δημόσια υγεία διαρκώς αυξάνουν από την ολόενα και μεγαλύτερη μόλυνση των ακτών και του υπόγειου υδροφορέα. Έτσι το Υπουργείο Δημοσίων Έργων αναθέτει το 1974 την εκπόνηση μελέτης σκοπιμότητας έργων αποχέτευσης ακαθάρτων Βόλου. Το 1977 ιδρύεται η δημοτική Επιχείρηση Ύδρευσης Αποχέτευσης Μείζονος Περιοχής Βόλου (ΔΕΥΑΜΒ), της οποίας οι δραστηριότητες θα περιλαμβάνουν τους Δήμους Βόλου και Ν. Ιωνίας, την κοινότητα Διμηνίου και τη Βιομηχανική Περιοχή.

Στη πρώτη φάση κατασκευής του έργου που κράτησε από το 1981 έως το 1987, κατασκευάστηκε το βασικό δίκτυο 150 km (αντλιοστάσια, αγωγός μεταφοράς βιομηχανικών αποβλήτων από την Α' ΒΙ.ΠΕ, έργο εκβολής). Η απόδοση κατακράτησης της εγκατάστασης σε ποσοστά και η ποιότητα εκροής για τη πρώτη φάση και σύμφωνα με τη *Μελέτη Χρηματοοικονομικής Ανάλυσης και Ελέγχου Σημαντικότητας Καθαρών Εσόδων του Έργου «Επέκταση εγκαταστάσεων επεξεργασίας λυμάτων Μείζονος Περιοχής Βόλου»* παρατίθενται στο παρακάτω πίνακα:

Πίνακας 2.1 Ποσοστά κατακράτησης και ποιότητα εκροής (Α' φάση έργου κατασκευής)

	Μονάδα	BOD	COD	SS	N	P
απόδοση εγκατάστασης κατακράτησης σε ποσοστά	%	25	20	40	-	-
ποιότητα εκροής	mg/l	265	480	210	40	10

Με τη λειτουργία δικτύου κι εγκατάστασης, η ρύπανση από τους υπονόμους στην κεντρική παραλία υποχωρεί και το λύμα, μεταφέρεται στο Αγκίστρι. Η λάσπη που παράγεται, χωρίς καμιά επεξεργασία, διατίθεται στη χωματερή. Οι βιομηχανίες, όμως εξακολουθούν να αποχετεύουν ακόμα σε βόθρους ή στον Ξηριά κι ο Παγασητικός να δέχεται μεγάλα ρυπαντικά φορτία, συμπεριλαμβανομένων και αυτών της σήραγγας της Κάρλας, των γεωργικών αποπλύσεων της εσωτερικής λεκάνης απορροής του Κόλπου, των παραθαλάσσιων οικισμών και των βιοτεχνικών μονάδων εκτός διοικητικών ορίων της ΔΕΥΑΜΒ. Την ίδια εποχή κάνει την εμφάνιση του το φαινόμενο του φυτοπλαγκτού. Έτσι οι εγκαταστάσεις επεξεργασίας προχωρούν σε νέα φάση προχωρημένης επεξεργασίας. Στη δεύτερη φάση (1990- 1992) έχουμε

επέκταση της εγκατάστασης με πρωτοβάθμια και χημική επεξεργασία, καθώς και πλήρη επεξεργασία της παραγόμενης λάσπης

Πίνακας 2.2 Ποσοστά κατακράτησης και ποιότητα εκροής (Β' φάση έργου κατασκευής)

	Μονάδα	BOD	COD	SS	N	P
Απόδοση εγκατάστασης κατακράτησης σε ποσοστά	%	45	40	80	5	75
Ποιότητα εκροής	mg/l	200	350	70	38	2.5

Η επεξεργασμένη λάσπη, αφυδατωμένη κατά 30%, διατίθεται στην οργανωμένη χωματερή μαζί με τα οικιακά απορρίμματα. Με την επέκταση της εγκατάστασης, οι περισσότερες βιομηχανίες έχουν προσαρμόσει τα απόβλητά τους με προεπεξεργασία στη πηγή κι ο κεντρικός συλλεκτήρας της Α' ΒΙ.ΠΕ, συνδέεται με την εγκατάσταση. Παράλληλα σε κάθε σημαντική βιομηχανική μονάδα τοποθετείται αυτόματος δειγματολήπτης για τον πλήρη έλεγχο από τη ΔΕΥΑΜΒ των βιομηχανικών αποβλήτων και την προστασία δικτύου και εγκατάστασης. Πρέπει να σημειωθεί ότι στη δεύτερη φάση έχουμε απομάκρυνση φωσφόρου και αζώτου.

Στη τρίτη φάση κατασκευής το δίκτυο επεκτείνεται με ακόμη 160 km και οι εγκαταστάσεις ολοκληρώνονται με προσθήκη βιολογικής βαθμίδας, επεξεργασία βιολογικής λάσπης (βιομάζα) και παραγωγή ηλεκτρικής ενέργειας από βιοαέριο.

Πίνακας 2.3 Ποσοστά κατακράτησης και ποιότητα εκροής (Γ' φάση έργου κατασκευής)

	Μονάδα	BOD	COD	SS	N	P
Απόδοση εγκατάστασης κατακράτησης σε ποσοστά	%	92	80	92	75	90
Ποιότητα εκροής (ΔΕΥΑΜΒ)	mg/l	25	125	27	10	1
Κοινοτική οδηγία 271/91 σε ισχύ από τα τέλη 98	mg/l	25	125	35	10	1

Με την κατασκευή της βιολογικής επεξεργασίας, οι εγκαταστάσεις διαμορφώνονται σε ένα ολοκληρωμένο έργο, ικανό να εξυπηρετεί τις ανάγκες του ευρύτερου πολεοδομικού συγκροτήματος, της Α' και της Β' Βιομηχανικής Περιοχής, η οποία συνδέθηκε κι αυτή στην εγκατάσταση του '96. Το μεγάλο έργο δικτύων και εγκαταστάσεων επεξεργασίας κόστισε συνολικά πάνω από 18 δισ δρχ, σε σημερινές τιμές, από τα οποία μόνο το 25% επιβάρυνε ή επιβαρύνει του πολίτες του Πολεοδομικού Συγκροτήματος και ειδικότερα για τα έργα της περιόδου '81-'87, αφού το υπόλοιπο προέρχεται κυρίως από κοινοτικές και εθνικές επιχορηγήσεις, που εξασφάλισε έγκαιρα η ΔΕΥΑΜΒ. Κατοχυρώνεται, έτσι, η πληρέστερη προστασία και ουσιαστική αναβάθμιση του περιβάλλοντος και της δημόσιας υγείας, προάγεται η

βιομηχανική και τουριστική ανάπτυξη της περιοχής και εξασφαλίζεται η κολύμβηση σε όλες τις παραλίες του Βόλου.

ΠΕΡΙΟΧΗ ΜΕΛΕΤΗΣ



Εδώ γίνεται μια συνοπτική παρουσίαση της πληθυσμιακής κατάστασης των εξυπηρετούμενων περιοχών από τις Εγκαταστάσεις Επεξεργασίας Λυμάτων, (Ε.Ε.Λ), των υφιστάμενων αποχετευτικών υποδομών τους, αλλά και των κύριων χαρακτηριστικών αυτών των περιοχών, βασιζόμενοι στο κοινωνικοοικονομικό τους περιβάλλον.

Ο νομός Μαγνησίας έχει πληθυσμό 207.000 κατοίκους περίπου και καταλαμβάνει το νοτιοανατολικό τμήμα της περιφέρειας Θεσσαλίας. Συνορεύει βόρεια- βορειοδυτικά με το νομό Λάρισας και νότια με τον νομό Φθιώτιδας. Το ανατολικό χερσαίο άκρο του νομού βρέχεται από το Αιγαίο Πέλαγος, ενώ η γεωγραφία της περιοχής διαμορφώνεται σε μεγάλο βαθμό από το Παγασητικό κόλπο. Το ηπειρωτικό της τμήμα αποτελείται από δυο κύριους όγκους, το Πήλιο και την Όθρυ. Επίσης περιλαμβάνει το νησιωτικό σύμπλεγμα των Βορείων Σποράδων. Η συνολική έκταση του νομού είναι 2.627 τετραγωνικά χιλιόμετρα που περιλαμβάνουν :

Τα 1.919 km² (42,6%) είναι βοσκότοποι, 894 km² (34%) είναι καλλιεργούμενες εκτάσεις, τα 494 km² (18,8%) είναι δάση, τα 96 km² (3,6%) είναι οικισμοί και δρόμοι , τα 21 km² (0,8%) είναι ύδατα και τέλος τα 3,1 km² (0,1%) είναι άλλες χρήσεις.

ΤΟ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝ

Ο Παγασητικός είναι ένας αβαθής ημίκλειστος και σχεδόν κυκλικός κόλπος εκτάσεως 520 km². Το μέγιστο βάθος του είναι 100 m, ενώ το μέσο βάθος του 70 m. Ο όγκος του υπολογίζεται σε περίπου 36 km³. Η κύρια πηγή των νερών του είναι το Βόρειο Αιγαίο. Τα νερά των χειμάρρων και των ρεμάτων έχουν μικρή σχετικά επιρροή μιας και η ροή τους είναι παροδική. Ο Παγασητικός κόλπος επικοινωνεί με το Αιγαίο μέσω του διαύλου Τρίκκερι που έχει πλάτος 5,5 km και βάθος 80 m. Ο διάυλος Τρίκκερι συνδέεται ακόμη με το διάυλο Ορεών και το Βόρειο Ευβοϊκό κόλπο. Τέλος ως περιοχή ιδιαίτερου φυσικού κάλλους έχει ανακηρυχθεί το Πήλιο, ένα βουνό με πλούσια βλάστηση και αξιόλογους οικισμούς. Παράλληλα στο νομό Μαγνησίας έχουν καθοριστεί οι περιοχές δικτύου Natura με κωδικούς GR 1430001 και GR 1430004.

ΟΙ ΒΙΟΜΗΧΑΝΙΕΣ

Ο πρωτογενής τομέας είναι σημαντικός, με καλλιεργούμενες εκτάσεις που αντιστοιχούν στο 2,2% της χώρας. Οι γεωργικές εκτάσεις καταλαμβάνουν το 34,1% της συνολικής έκτασης του νομού, ποσοστό υψηλότερο από το αντίστοιχο της χώρας (30,3%). Η αναλογία των αρδευόμενων εκτάσεων στη συνολικά καλλιεργούμενη γη είναι 19,8%, ποσοστό χαμηλότερο του αντίστοιχου μέσου όρου της χώρας (29,8%). Τα κυριότερα αγροτικά προϊόντα που παράγει ο νομός είναι : οι ελιές, τα μήλα, οι ντομάτες, το σιτάρι, το βαμβάκι κ.λ.π.

Όσον αφορά τον δευτερογενή τομέα, οι κλάδοι που είναι ανεπτυγμένοι είναι : Τα είδη διατροφής, τα είδη ένδυσης- υπόδησης, οι βιομηχανίες ξύλου και επίπλων, η παραγωγή προϊόντων εκ μη μεταλλικών ορυκτών, η μεταλλουργία, βιομηχανίες προϊόντων μετάλλων, βιομηχανίες κατασκευής μηχανών, συσκευών μη ηλεκτρικών και βιομηχανίες κατασκευής ηλεκτρικών μηχανών. Δεν πρέπει να παραλειφθεί η αναφορά στα λατομεία, από τα οποία το 75% εξορύσσει σχιστόλιθο (τις γνωστές πλάκες Πηλίου).

ΒΙΟΜΗΧΑΝΙΚΕΣ ΠΕΡΙΟΧΕΣ

Υπάρχουν 2 βιομηχανικές περιοχές (Α' και Β' Βι.Πε.ΕΤΒΑ) συνολικής έκτασης 4.500 στρεμμάτων. Διαθέτουν πλήρες εσωτερικό οδικό δίκτυο, δίκτυο ύδρευσης – φωτισμού – ηλεκτροδότησης (υποσταθμός μέσης και υψηλής τάσης ΔΕΗ), δίκτυο αποχέτευσης συνδεδεμένο με το τριτοβάθμιο βιολογικό καθαρισμό του πολεοδομικού συγκροτήματος Βόλου, σταθμό πυροσβεστικής υπηρεσίας και λοιπές κοινόχρηστες υπηρεσίες .

Αποστάσεις:

Λιμάνι Βόλου - Α' Βι.Πε : 7 χλμ,

Α' Βι.Πε - Β' Βι.Πε : 7 χλμ,

Β' Βι.Πε - κόμβος Βελεστίνου επί ΠΑΘΕ : 4 χλμ

Βιοτεχνικές Ζώνες: οριοθετημένες όμορα με την Α' Βι.Πε. Βόλου

Βιομηχανικές εκτάσεις επαρχίας Αλμυρού, με άμεση πρόσβαση στον οδικό άξονα Αθηνών - Θεσσαλονίκης (ΠΑΘΕ)

ΕΒΕΤΑΜ: με εγκαταστάσεις στην Α' Βι.Πε. Βόλου, μοναδικό στην Ελλάδα εξειδικευμένο εργαστήριο ποιοτικού ελέγχου μετάλλων και κέντρο μεταλλουργικής έρευνας

Τεχνολογικό Πάρκο Θεσσαλίας: εγκατεστημένο στην Α' Βι.Πε. Βόλου, κέντρο έρευνας και ανάπτυξης για επιχειρήσεις υψηλής τεχνολογίας και για την υποστήριξη Μικρομεσαίων Επιχειρήσεων

Φυσικό Αέριο: Ολοκληρωμένο δίκτυο με παροχές που εξυπηρετούν τις δύο βιομηχανικές περιοχές, καθώς και το πολεοδομικό συγκρότημα του Βόλου

ΚΥΡΙΟΤΕΡΟΙ ΒΙΟΜΗΧΑΝΙΚΟΙ ΚΛΑΔΟΙ

Ο κλάδος μετάλλου : Ο ισχυρότερος κλάδος βιομηχανικής δραστηριότητας της περιοχής. Απασχολεί σήμερα 6.000 κατοίκους, ενώ καταλαμβάνει μεγάλο μέρος των βιομηχανικών περιοχών. Οι κατηγορίες τους είναι :

1. Χαλυβουργίες
2. Χυτήρια
3. Συρματοουργίες
4. Παραγωγή καλωδίων
5. Μεταλλικές κατασκευές
6. Μηχανουργεία

Οι βιομηχανίες που ασχολούνται με την επεξεργασία μετάλλου, επιβαρύνουν τις εγκαταστάσεις με λύματα που έχουν μεγάλη περιεκτικότητα σε βαρέα μέταλλα και άλλες τοξικές ουσίες. Συνήθως γίνεται μια προεπεξεργασία στις ίδιες τις βιομηχανικές εγκαταστάσεις.

Ο κλάδος ξύλου : Η μεταποίηση ξύλου και η παραγωγή ειδών επίπλωσης είναι ο τρίτος κύριος κλάδος βιομηχανικής δραστηριότητας της περιοχής.

Ο κλάδος τροφίμων : Περίπου 100 επιχειρήσεις δραστηριοποιούνται σήμερα στο νομό με αντικείμενο την επεξεργασία & τυποποίηση προϊόντων του πρωτογενή τομέα - κυρίως παραγόμενα στην ευρύτερη περιφέρεια Θεσσαλίας, καθώς και την παραγωγή ποτών. Τα λύματα που προέρχονται από αυτή τη κατηγορία είναι έχουν μεγάλο οργανικό φορτίο και περιέχουν αζωτούχες και φωσφορικές ενώσεις που οξύνουν το πρόβλημα του ευτροφισμού. Κύριες κατηγορίες είναι :

- Επεξεργασία, τυποποίηση & συσκευασία ελαιών - ελαιολάδου
- Παραγωγή αλεύρων, αρτοσκευασμάτων & ζαχαροπλαστικής
- Παραγωγή τυποποίηση & συσκευασία φρούτων & λαχανικών
- Παραγωγή & συσκευασία αλιπάστων
- Παραγωγή-τυποποίηση τυροκομικών & γαλακτοκομικών προϊόντων
- Παραγωγή αναψυκτικών και χυμών
- Παραγωγή οίνου και αλκοολούχων ποτών
- Εμφιάλωση νερού

2.2 ΕΓΚΑΤΑΣΤΑΣΕΙΣ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ ΛΥΜΑΤΩΝ ΒΟΛΟΥ (ΕΕΛ)

Οι εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων βρίσκονται στο νοτιοδυτικό άκρο της πόλης του Βόλου, στη περιοχή « Μπουρμπουλήθρα » και απέχει 400 μέτρα από την επαρχιακή οδό Βόλου – Αθηνών. Βόρεια της εγκατάστασης υπάρχει το ρεύμα του Ξεριά, ενώ βορειοδυτικά βρίσκεται ο οικισμός Διμήνη. Οι περιοχές που εξυπηρετούνται από το ισχύον αποχετευτικό δίκτυο καθώς και οι περιοχές που πρόκειται να περιληφθούν στην επέκταση του δικτύου περιλαμβάνουν τα παρακάτω Δημοτικά Διαμερίσματα : Βόλου, Ν. Ιωνίας, Αιτωνίας, Φερών, Κάρλας, Πορταριάς, Ιωλκού καθώς και την κοινότητα Μακρινίτσας.

Διπλωματική εργασία : Μελέτη βιολογικής επεξεργασίας υγρών αποβλήτων στη πόλη του Βόλου 25

Αποδέκτης της εκροής των ΕΕΛ της ΔΕΥΑΜΒ, είναι ο Παγασητικός Κόλπος σύμφωνα με την 8440 Νομαρχιακή Απόφαση (ΦΕΚ 53Β,26.01.96) και την Άδεια Διάθεσης (Απόφαση Νομάρχη Μαγνησίας 4472/ 17.07.01). Ο Παγασητικός κόλπος σύμφωνα με την ΚΥΑ 19961/1982/1999, δεν είναι ευαίσθητη περιοχή και «εμπίπτει» στην προτεραιότητα «Β», της 91/271 ΕΟΚ. Ωστόσο επειδή στον Παγασητικό κόλπο έχουν εμφανιστεί φαινόμενα ευτροφισμού (1982-83, 1987, 1989,1997) με βάση τα κριτήρια του παραρτήματος II της 91/271 ΕΟΚ μπορεί να θεωρηθεί ευαίσθητη περιοχή. Αυτή η θεώρηση, ότι δηλαδή ο Παγασητικός είναι ευαίσθητη περιοχή περιέχεται έμμεσα και στην ΚΥΑ 15784/1864/2001, που αφορά στο «Ειδικό Πρόγραμμα μείωσης ρύπανσης των νερών του Παγασητικού κόλπου», καθώς στους στόχους του προγράμματος περιλαμβάνεται και η μείωση των θρεπτικών.

Ο ΠΛΗΘΥΣΜΟΣ ΠΕΡΙΟΧΗΣ ΜΕΛΕΤΗΣ

Οι ΕΕΛ Μείζονος Περιοχής Βόλου ανήκουν στην ΔΕΥΑΜΒ. Το ΠΣ Βόλου καθορίζεται σαν ενιαίο οικιστικό σύνολο στην ίδια Υ.Α. και περιλαμβάνει τους Δήμους Βόλου, Ν.Ιωνίας, Αιτωνίας, Πορταριάς και Ιωλκού. Ο πληθυσμός αυτών των οικισμών όπως τελικά έχουν διαμορφωθεί σήμερα φαίνεται στον παρακάτω πίνακα (Απογραφή 2001).

Πίνακας 2.4 Ο πληθυσμός του πολεοδομικού συγκροτήματος του Βόλου

ΔΗΜΟΣ	ΠΛΗΘΥΣΜΟΣ	ΕΠΟΧΙΚΟΣ ΠΛΗΘΥΣΜΟΣ ¹	ΣΥΝΟΛΟ
ΒΟΛΟΣ	82.439	3.080	85.429
Ν.ΙΩΝΙΑ	31.929	42	31.971
ΑΙΣΩΝΙΑ	3.031	-	3.031
ΠΟΡΤΑΡΙΑ	4.223	1924	6.147
ΙΩΛΚΟΣ	2.071	-	2.071
ΣΥΝΟΛΟ (Σ1)	123.693	5.046	128.649

Οι ΕΕΛ δέχονται επίσης για επεξεργασία τα απόβλητα των βιομηχανικών δραστηριοτήτων που ανέρχονται σε 1.000 m³/d και ισοδυναμούν με 8.500 ι.π. (Σ2), καθώς επίσης και 100 m³/d βοθρολύματα περιαιστικών περιοχών που ισοδυναμούν με 8.000 ι.π. (Σ3). Επιπλέον η μελέτη «Διαχείρισης Αστικών Λυμάτων Νομού Μαγνησίας» (Περιφέρεια Θεσσαλίας, Δεκ. 2001), προβλέπει τη σύνδεση με το αποχετευτικό δίκτυο και τις ΕΕΛ της ΔΕΥΑΜΒ και των οικισμών που παρουσιάζονται στον επόμενο πίνακα.

¹ Εποχικός Πληθυσμός = Κλίβες καταλυμάτων x 2

Πίνακας 2.5 Λοιποί οικισμοί²

ΟΙΚΙΣΜΟΣ	ΠΛΗΘΥΣΜΟΣ	ΕΠΟΧΙΚΟΣ ΠΛΗΘΥΣΜΟΣ ¹	ΣΥΝΟΛΟ
Δ.Δ. Βελεστίνου	3.569	-	3.569
Δ.Δ. Αγ. Γεωργίου	939	-	939
Κοιν. Μακρινίτσας	1.265	786	2.051
ΣΥΝΟΛΟ (Σ4)	5.773	786	6.559

Με βάση τα παραπάνω πληθυσμιακά στοιχεία, ο τελικός πληθυσμός που διαμορφώνεται για την περιοχή αναφοράς του έργου, φαίνεται στον πίνακα που ακολουθεί.

Πίνακας 2.6 Συνολικός πληθυσμός περιοχής αναφοράς του έργου

Α/Α	ΠΕΡΙΟΧΗ	ΠΛΗΘΥΣΜΟΣ
Σ1	Πολεοδομικό Συγκρότημα Βόλου	128.739
Σ2	Αποβλήτα του παραρτήματος III	8.500 ³
Σ3	Βοθρολύματα	8.000 ³
Σ4	Οικισμοί Μελέτης Περιφ. Θεσσαλίας	6.559
ΤΕΛΙΚΟ ΣΥΝΟΛΟ		151.798

ΧΡΗΣΤΕΣ ΤΩΝ ΕΡΓΩΝ

Προς το παρόν το αποχετευτικό δίκτυο καλύπτει το 90% του δήμου Βόλου, το 80% του δήμου Ν. Ιωνίας, το 25% του δήμου Διμηνίου και τις Α & Β ΒΙΠΕ. Παρόλα αυτά οι συνδεδεμένες με το αποχετευτικό δίκτυο ιδιοκτησίες είναι σήμερα⁴, 54.128 έναντι των 68.700 συνολικά. Από αυτή την άποψη το ποσοστό που εκφράζει τον πραγματικά εξυπηρετούμενο πληθυσμό από το δίκτυο αποχέτευσης και τις ΕΕΛ, είναι περίπου 79,2%. Επιπλέον ο δήμος Σέσκλου αν και καλύπτεται κατά 90% με το αποχετευτικό δίκτυο, δεν έχει συνδεθεί ακόμα με τις ΕΕΛ. Το έργο της σύνδεσης θα προταθεί επίσης να χρηματοδοτηθεί από το ΠΕΠ Θεσσαλίας, με ορίζοντα ολοκλήρωσης έργου, το 2007. Σχετικά με τους υπόλοιπους δήμους: Οι Δήμοι Πορταριάς, Ιωλκού και η Κοινότητα Μακρινίτσας, δεν έχουν καθόλου αποχετευτικό δίκτυο. Έχουν ωστόσο περιβαλλοντική αδειοδότηση, θεωρημένη μελέτη και τεύχη δημοπράτησης καθώς και άδεια σύνδεσης με το αποχετευτικό δίκτυο της ΔΕΥΑΜΒ. Ο Δήμος Φερών (ΔΔ Βελεστίνου και Αγ. Γεωργίου), δεν έχει καθόλου αποχετευτικό δίκτυο, ενώ διαθέτει περιβαλλοντική αδειοδότηση, θεωρημένη μελέτη και τεύχη δημοπράτησης καθώς και άδεια σύνδεσης με το αποχετευτικό δίκτυο της ΔΕΥΑΜΒ.

² Οι οικισμοί του Πίνακα εμπίπτουν στις προβλέψεις της Οδηγίας 91/271 ΕΟΚ.

³ Αφορά Ισοδύναμο Πληθυσμό (ι.π.)

⁴ Στοιχεία Δεκεμβρίου 2004

Το ποσοστό κάλυψης με αποχετευτικό δίκτυο της περιοχής σύμφωνα με τον παρακάτω πίνακα είναι :

Πίνακας 2.7 Ποσοστό κάλυψης με Δίκτυο Αποχέτευσης

ΔΗΜΟΣ	ΠΛΗΘΥΣΜΟΣ	ΚΑΛΥΨΗ (%)	ΕΞΥΠΗΡΕΤΟΥΜΕΝΟΣ ΠΛΗΘΥΣΜΟΣ
ΒΟΛΟΥ	85.439	79,20	67.670
Ν.ΙΩΝΙΑΣ	31.929	79,20	25.290
ΔΔ Διμηνίου	2.125	25	530
ΔΔ Σέσκλου	906	(90)	-
Α&Β ΒΙΠΕ	8.500	100	8500
ΠΟΡΤΑΡΙΑΣ	6.147	-	-
ΙΩΛΚΟΥ	2.071	-	-
Σύνολο 1	137.117	193,4	101.990
Κ. Μακρινίτσας	2.051	-	-
ΔΔ Βελεστίνου	3.569	-	-
ΔΔ Αγ. Γεωργίου	939	-	-
Σύνολο 2	143.676	193,4	101.990

Από τον παραπάνω πίνακα προκύπτουν τα ποσοστά κάλυψης σε αποχετευτικό δίκτυο τόσο για τους επιμέρους Δήμους, όσο και συνολικά ανά περιοχή όπως αυτές καθορίζονται και στη μελέτη «Διαχείρισης Αστικών Λυμάτων Νομού Μαγνησίας», της Περιφέρειας Θεσσαλίας.

ΕΞΕΛΙΞΗ ΤΩΝ ΑΝΑΓΚΩΝ

Όπως είναι λογικό, αναμένεται μια αύξηση των αναγκών επεξεργασίας αποβλήτων. Αυτό συμβαίνει για μια σειρά από λόγους , οι οποίοι είναι :

- Σύνδεση του δικτύου αποχέτευσης των λοιπών οικισμών με το δίκτυο της ΔΕΥΑΜΒ και παροχή των λυμάτων στις ΕΕΛ για επεξεργασία.
- Αύξηση του ποσοστού κάλυψης με δίκτυο αποχέτευσης των ήδη συνδεδεμένων περιοχών.
- Προβλέπεται αύξηση των αναγκών αποχέτευσης λόγω αναμενόμενης αύξησης της οικονομικής δραστηριότητας και του πληθυσμού της περιοχής

Επομένως με βάση τα στοιχεία αναφερθέντα στοιχεία, προβλέπεται αύξηση των αναγκών αποχέτευσης λόγω αναμενόμενης αύξησης της οικονομικής δραστηριότητας και του πληθυσμού της περιοχής.

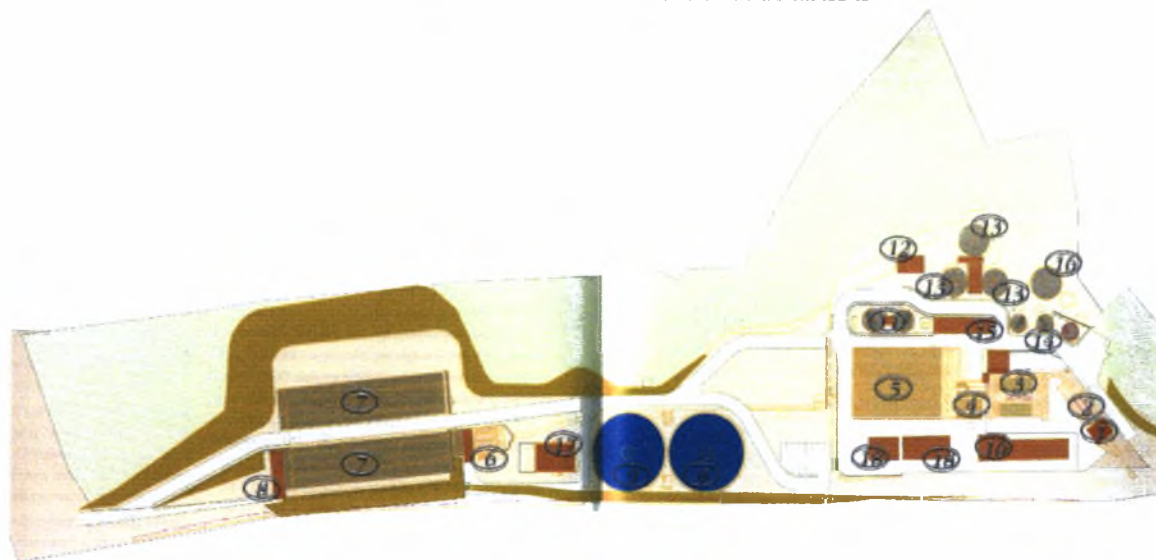
2.3 Η βιολογική επεξεργασία στις εγκαταστάσεις του Βόλου

Στις εγκαταστάσεις του Βόλου, το λύμα μετά τις δεξαμενές καθίζησης, οδηγείται μέσω ενός οχετού προς το αντλιοστάσιο ενδιάμεσης ανύψωσης. Εκεί μέσω τριών κοχλιών Αρχιμήδη ανυψώνεται και διαμοιράζεται σε τέσσερις δεξαμενές αερισμού – νιτροποίησης – απονιτροποίησης που αποτελούν το πυρήνα της βιολογικής επεξεργασίας. Οι δεξαμενές αυτές είναι δύο διαμερισμάτων και έχουν όγκο 3.500 m³ η καθεμία. Σε αυτές γίνεται ο εμπλουτισμός του λύματος με οξυγόνο με υποβρύχια διάχυση αέρα. Αυτό επιτυγχάνεται με ένα σύστημα από πέντε αεροσυμπιεστές – φυσητήρες, ρυθμιζόμενης παροχής από 600-3.000 m³/h και με 1.100 διαχυτές ελαστικής μεμβράνης- λεπτής φυσαλίδας, που είναι διαστρωμένοι στο πυθμένα των δεξαμενών. Τα λύματα αιωρούνται χάρη στη λειτουργία 28 αναμεικτών, 7 ανά δεξαμενή. Η παρακολούθηση του συστήματος παροχής οξυγόνου είναι αυτόματη με μετρήσεις όγκου, θερμοκρασίας και πίεσης του αέρα προσαγωγής στις δεξαμενές.

Οι βιολογικές διεργασίες που ακολουθούν, πραγματοποιούνται «κατά μήκος» της ροής λύματος είναι οι παρακάτω:

Η είσοδος των αποβλήτων γίνεται στο πρώτο τμήμα του πρώτου διαμερίσματος των δεξαμενών, όπου απουσία αέρα αναπτύσσονται μικροοργανισμοί, οι οποίοι καταναλώνουν φώσφορο και άλατα. Ένα σημαντικό μέρος του φωσφόρου απομακρύνεται από τα απόβλητα, ιδιαίτερα τους θερινούς μήνες. Έπειτα τα απόβλητα προχωρούν στο δεύτερο τμήμα του πρώτου διαμερίσματος των δεξαμενών όπου σε συνθήκες ανοξικές (δηλ συνθήκες όπου έχουμε πολύ μικρή συγκέντρωση οξυγόνου) αναπτύσσονται ετερότροφα βακτήρια. Τα βακτήρια καταναλώνουν το οξυγόνο που περιέχεται στα νιτρικά άλατα και μετατρέπουν τα νιτρικά σε αέριο άζωτο, το οποίο απελευθερώνεται στην ατμόσφαιρα. Παράλληλα στο ίδιο τμήμα μικροοργανισμοί καταναλώνουν ενώσεις άνθρακα, μειώνοντας με αυτό τον τρόπο ένα μεγάλο μέρος του οργανικού φορτίου των αποβλήτων. Στη συνέχεια τα λύματα εισέρχονται στο δεύτερο διαμέρισμα των δεξαμενών όπου με το σύστημα των φυσητήρων – διαχυτών, παροχετεύεται αέρας και οι συνθήκες γίνονται αερόβιες. Εδώ αναπτύσσονται άλλου είδους μικροοργανισμοί, τα αυτότροφα βακτήρια *Nitrosomonas* και *Nitrobacter* όπου κατευθύνουν τη διαδικασία της νιτροποίησης. Ταυτόχρονα καταναλώνεται το μεγαλύτερο μέρος του οργανικού φορτίου και απελευθερώνεται με την μορφή διοξειδίου του άνθρακα. Τα νιτρικά που παράγονται κατά τη διάρκεια της νιτροποίησης επανακυκλοφορούν στο ανοξικό τμήμα του πρώτου διαμερίσματος και επαναεισέρχεται στις δεξαμενές. Αυτό συμβαίνει διότι η διαδικασία της μετατροπής των νιτρικών σε αέριο άζωτο (απονιτροποίηση) απαιτεί όπως προαναφέρθηκε ανοξικές συνθήκες. Έχοντας περάσει τα απόβλητα από τις δεξαμενές αερισμού – νιτροποίησης – απονιτροποίησης, είναι απαλλαγμένα από το διαλυμένο οργανικό φορτίο και έχουν μετατραπεί σε βιομάζα (μικροοργανισμούς και σωματίδια).

ΟΡΙΖΟΝΤΙΟΓΡΑΦΙΑ ΤΩΝ ΕΙΣΚΑΤΑΣΤΑΣΕΩΝ



ΥΠΟΜΝΗΜΑ		
1 ΕΣΧΑΡΩΣΗ	7 ΑΕΡΙΣΜΟΣ	13 ΧΩΝΕΥΣΗ
2 ΕΞΑΜΜΩΣΗ - ΛΙΠΟΣΥΛΛΟΓΗ	8 ΚΤΙΡΙΟ ΦΥΣΗΤΗΡΩΝ	14 ΜΕΤΑΠΑΧΥΝΣΗ
3 ΕΠΙΠΛΕΥΣΗ	9 ΤΕΛΙΚΗ ΚΑΘΙΖΗΣΗ	15 ΑΦΥΔΑΤΩΣΗ
4 ΚΡΟΚΙΔΩΣΗ	10 ΑΝΤΛΙΟΣΤΑΣΙΟ ΔΙΑΘΕΣΗΣ	16 ΔΕΞΑΜΕΝΗ ΑΕΡΙΟΥ
5 ΧΗΜΙΚΗ ΚΑΘΙΖΗΣΗ	11 ΠΡΟΠΑΧΥΝΣΗ	17 ΚΤΙΡΙΟ ΕΝΕΡΓΕΙΑΣ
6 ΚΟΧΛΙΩΤΟ ΑΝΤΛΙΟΣΤΑΣΙΟ	12 ΜΗΧΑΝΙΚΗ ΠΑΧΥΝΣΗ	18 ΚΤΙΡΙΟ ΔΙΟΙΚΗΣΗΣ

Μονάδες Προκαταρκτικής – Χημικής Βαθμίδας

Η προκαταρκτική – χημική βαθμίδα αποτελείται από :

ΣΧΑΡΕΣ	ΑΜΜΟΚΡΑΤΗΣ - ΛΙΠΟΣΥΛΛΕΚΤΗΣ	
1 ζεύγος χειροκίνητες	2 δεξαμενές	100 m ³
1 ζεύγος αυτόματες fine screen	2 φυσητήρες	410 m ³ /h
1 κοχλιομεταφορέας εσχαρισμάτων	1 διαχωριστής κοχλιομεταφορέας άμμου	
1 πρέσσα συμπλήκνωσης εσχαρισμάτων		

ΕΠΙΠΛΕΥΣΗ		ΚΡΟΚΙΔΩΣΗ	
2 δεξαμενές	250 m ³	3 δεξαμενές αποθήκευσης F _c ClSO ₄	35 m ³
2 κοχλιομεταφορείς λάσπης	15 KW	3 δοσομετρικές αντλίες	3301 m ³ /h
2 αντλίες ανακυκλοφορίας	140 m ³ /h	1 δεξαμενή ανάμιξης	26 m ³
2 αεροσυμπιεστές	11 KW	1 αναμίκτης	2,2 KW
2 αντλίες θετικής εκτόπισης	45 m ³ /h	4 δεξαμενές κροκιδώσης	111 m ³

Κεφάλαιο 2^ο: Ιστορικό εγκαταστάσεων επεξεργασίας λυμάτων Βόλου

ΧΗΜΙΚΗ ΚΑΘΙΖΗΣΗ		4 αναδευτήρες	1,1 KW
3 δεξαμενές	1,320 m ³	ΑΝΑΕΡΟΒΙΑ ΧΩΝΕΥΣΗ	
3 αντλίες	35 m ³ /h	2 δεξαμενές, διαμέτρου	12 m * 1400 m ³
ΠΡΟΠΑΧΥΝΣΗ		2 μίξερ	3 KW
2 δεξαμενές, διαμέτρου	10 m * 290 m ³	2 αντλίες ανακυκλοφορίας	82,5 m ³ /h
2 αντλίες θετικής εκτόπισης	15 m ³ /h	2 λέβητες	225 KW
ΜΕΤΑΠΑΧΥΝΣΗ		2 εναλλάκτες	
2 δεξαμενές, διαμέτρου	8m * 200 m ³	ΑΦΥΔΑΤΩΣΗ	
ΑΕΡΙΟΦΥΛΑΚΙΟ		2 ταινιοφιλτρόπρεσσες	10 m ³ /h
1 δεξαμενή ανεστραμμένου κώδωνα	800 m ³	2 αντλίες θετικής εκτόπισης	4 – 15 m ³ /h
		3 κοχλιομεταφορείς μεταφοράς λάσπης	
2 πυρσοί καύσης αερίου	20 – 300 m ³ /h	ΑΝΤΛΙΟΣΤΑΣΙΟ ΔΙΑΘΕΣΗΣ	
		4 αντλίες ισχύος	70 – 250 KW
		Παροχής	600 – 800 m ³ /h
		Μανομετρικού	50 m



Εικόνα 2.1. Δεξαμενές προπάχυνσης της ΜΕΥΑ Βόλου.



Εικόνα 2.2. Αμμοκράτης – λιποσυλλέκτης



Εικόνα 2.3 δεξαμενές επίπλευσης



Εικόνα 2.4 δεξαμενές χημικής καθίζησης

Μονάδες Βιολογικής Βαθμίδας

Η βιολογική βαθμίδα αποτελείται από :

ΑΕΡΙΣΜΟΣ – ΝΙΤΡΟΠΟΙΗΣΗ - ΑΠΟΝΙΤΡΟΠΟΙΗΣΗ	
4 δεξαμενές	3500 m ³
5 φυσητήρες	675 – 3300 m ³ /h
28 μείκτες	4,51 KW
8 αντλίες ανακυκλοφορίας	865 m ³ /h

Η διάχυση αέρα γίνεται με 1.100 διαχυτές ελαστικής μεμβράνης – λεπτής φυσαλίδας, τύπου BIOFLEX- II. Η παροχή αέρα ελέγχεται με ρύθμιση στροφών των φυσητήρων. Η λειτουργία της μονάδας, 500 KW συνολικής εγκατεστημένης ισχύος, είναι αυτόματη με PLC. Έχει προβλεφθεί σύστημα αναγνώρισης έμφραξης και

απόφραξης διαχυτών.

ΤΕΛΙΚΗ ΚΑΘΙΖΗΣΗ	
2 δεξαμενές διαμέτρου	36 m * 3500 m ³

Για το πρόβλημα των αφρών έχει τοποθετηθεί διπλό ξέστρο επιφάνειας, του οποίου οι κλάδοι συγκλίνουν σε τακτά χρονικά διαστήματα και οι αφροί

συλλέγονται σε δοχείο που παρακολουθεί τη πορεία των ξέστρων. Η λάσπη περίσσειας και η λάσπη ανακυκλοφορίας ελέγχονται με μετρητές στη πυκνότητα και τη παροχή.

ΑΝΤΛΙΟΣΤΑΣΙΟ ΠΕΡΙΣΣΕΙΑΣ ΛΑΣΠΗΣ	
2 αντλίες θετικής εκτόπισης	40 m ³ /h

Οι δεξαμενές τελικής καθίζησης και το αντλιοστάσιο περίσσειας λάσπης ελέγχονται με ξεχωριστό PLC .

ΟΧΕΤΟΣ ΣΥΝΔΕΣΗΣ ΧΗΜΙΚΗΣ ΚΑΘΙΖΗΣΗΣ ΜΕ ΤΗ ΒΙΟΛΟΓΙΚΗ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑ	
--	--

Πρόκειται για έναν οχετό τριών ορόφων που λειτουργεί ως εξής:

Ο κάτω όροφος μεταφέρει το λύμα από τη χημική καθίζηση στο αντλιοστάσιο

ενδιάμεσης ανύψωσης, ενώ παραλαμβάνει στη πορεία, με αυτόματους υπερχειλιστές και τη λάσπη ανακυκλοφορίας. Ο μεσαίος όροφος, στο πρώτο τμήμα του, μεταφέρει το λύμα από τον αερισμό στη τελική καθίζηση, ενώ στο δεύτερο τμήμα, το επεξεργασμένο λύμα από τη τελική καθίζηση στη διάθεση. Ο τρίτος όροφος αξιοποιείται για τη διέλευση καλωδίων και σωληνώσεων. Ο οχετός έχει μήκος 150 m και ο κάθε όροφος έχει καθαρή διατομή 1,92 m².

ΑΝΤΛΙΟΣΤΑΣΙΟ ΕΝΔΙΑΜΕΣΗΣ ΑΝΥΨΩΣΗΣ	
3 κοχλίες Αρχιμήδη, διατομής	1.700 mm
Παροχής	730 l/sec
Συνολική εγκατεστημένη ισχύς	200 KW

Το αντλιοστάσιο εξυπηρετεί την ανύψωση του λύματος στον αερισμό και την ανακυκλοφορία λάσπης και το μηχανοστάσιο αξιοποιήθηκε για αποθήκη, εμβαδού 130 m² και όγκου 450 m³.

ΑΝΑΕΡΟΒΙΑ ΧΩΝΕΥΣΗ	
1 κλειστή δεξαμενή	2.970 m ³ , διαμέτρου 14 m
Ανάδευση με σύστημα Halberg	

Ο χωνευτής λόγω του ύψους του, εφοδιάστηκε εξωτερικά με ανελκυστήρα, το οποίο διασυνδέει και τους υπάρχοντες χωνευτές.

Στις δεξαμενές της χώνευσης, η θερμοκρασία κυμαίνεται στους 33 – 35^ο C και οι μικροοργανισμοί που αναπτύσσονται, απουσία οξυγόνου, μετατρέπουν τις οργανικές ουσίες σε βιοαέριο. Το βιοαέριο αποτελείται κυρίως από μεθάνιο και διοξείδιο του άνθρακα και μείγμα άλλων αερίων, όπως άζωτο, οξυγόνο, μονοξείδια και υδρόθειο σε πολύ μικρά ποσοστά. Η σύσταση του αερίου των εγκαταστάσεων φαίνεται στο παρακάτω πίνακα από αναλύσεις που έχουν γίνει κατά καιρούς.

Πίνακας 2.8 αναλύσεις βιοαερίου (όλες οι μετρήσεις %)

CH ₄	69,83	69,64	70,29	72,40	71,68	72,15	71,30
CO ₂	29,62	29,98	29,10	6,70	27,74	27,27	28,09
N ₂	0,55	0,38	0,61	0,90	0,59	0,58	0,61
O ₂	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
H ₂ S	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

ΚΤΙΡΙΟ ΠΑΧΥΝΣΗΣ ΛΑΣΠΗΣ	
Διώροφο κτίριο, συνολικού εμβαδού	250 m ²
1 μηχανικός παχυντής HUBER	
Στο υπόγειο του κτιρίου έχουν εγκατασταθεί :	
Δεξαμενή ομογενοποίησης παχυμένης λάσπης	
2 αντλίες θετικής εκτόπισης	20 m ³ /h
Λέβητας - εναλλάκτης για τη θέρμανση του χωνευτή	
Αντλία ανακυκλοφορίας χωνευτή	280 m ³ /h

ΜΕΤΑΠΑΧΥΝΣΗ ΛΑΣΠΗΣ	
1 δεξαμενή, διαμέτρου	8 m * 200 m ³

ΑΦΥΛΑΤΩΣΗ ΛΑΣΠΗΣ	
1 νέα ταινιοφιλτρόπρεσσα	10 m ³ /h
Αντλία παχυμένης λάσπης	3 – 15 m ³ /h

Το αντλιοστάσιο πόσιμου εξυπηρετεί τις ανάγκες της εγκατάστασης σε καθαρό νερό (πλυσίματα αισθητήρων, παρασκευή πολυμερούς, κ.λ.π), ενώ το αντλιοστάσιο βιομηχανικού, που έχει δυνατότητα τροφοδότησης με επεξεργασμένο λύμα ή με το νερό παρακείμενης γεώτρησης, εξυπηρετεί τις ανάγκες άρδευσης, πλυσιμάτων χώρων, πλυσιμάτων πρεσσών, κ.λ.π.

ΑΝΤΛΙΟΣΤΑΣΙΟ ΠΟΣΙΜΟΥ – ΑΡΔΕΥΤΙΚΟΥ – ΒΙΟΜΗΧΑΝΙΚΟΥ ΝΕΡΟΥ

2 δεξαμενές	150 m ³
2 αντλίες	30 – 78 m ³ /h
2 αντλίες	18 – 65 m ³ /h
2 αντλίες	13 – 34 m ³ /h

ΠΑΡΑΓΩΓΗ ΕΝΕΡΓΕΙΑΣ	
Κτίριο συνολικού εμβαδού και όγκου	330 m ² * 2.100m ³
2 μηχανές	17.6 KW
1 ηλεκτροπαραγωγό ζεύγος (εξυπηρέτησης του αντλιοστασίου ενδιάμεσης ανύψωσης)	110 KVA
1 Υ/Σ ανόρθωσης τάσης	630 KVA
Παραγωγή ενέργειας	1.200.000 KWH/έτος

Ο Παγασητικός απαλλάσσεται κάθε χρόνο από :

- 1900 τόννους οργανικό φορτίο
- 1700 τόννους στερεά
- 180 τόννους άζωτο
- 41 τόννους φώσφορο



Εικόνα 2.5 κτίριο πάχυνσης λάσπης



Εικόνα 2.6 κτίριο παραγωγής ενέργειας

3. ΑΞΙΟΛΟΓΗΣΗ ΚΡΙΤΗΡΙΩΝ ΕΝΑΛΛΑΚΤΙΚΩΝ ΜΕΘΟΔΩΝ ΒΙΟΛΟΓΙΚΩΝ ΔΙΕΡΓΑΣΙΩΝ

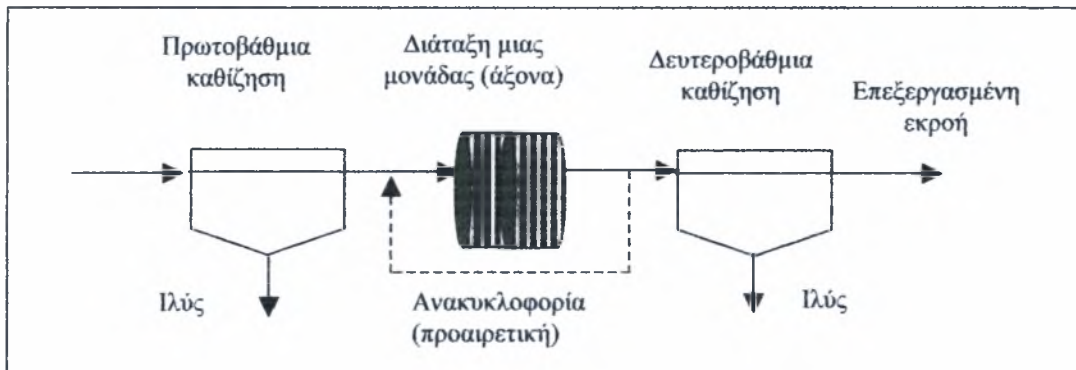
Στο προηγούμενο κεφάλαιο παρουσιάστηκαν τα στάδια που περιλαμβάνει μια συμβατική μονάδα επεξεργασίας και δόθηκε ιδιαίτερη έμφαση στο στάδιο βιολογικής επεξεργασίας. Στη πράξη χρησιμοποιούνται μια ποικιλία μεθόδων όταν αξιολογούνται ως οι καταλληλότερες για το εκάστοτε έργο. Εδώ θα γίνει αξιολόγηση αναλύσουμε τριών μεθόδων για τις μονάδες επεξεργασίας υγρών αποβλήτων του Βόλου. Αυτές είναι η **μέθοδος περιστρεφόμενων δίσκων**, η **μέθοδος ενεργού ιλύος** και η **μέθοδος τεχνητών λιμνών**. Θα παρουσιαστούν η κάθε μέθοδος ξεχωριστά, τα πλεονεκτήματα και τα μειονεκτήματά τους και τέλος θα γίνει μια εκτίμηση ως προς το ποια μέθοδος αποδίδει περισσότερο για την πόλη του Βόλου χρησιμοποιώντας την πολυκριτηριακή ανάλυση.

3.1 Μέθοδος περιστρεφόμενων βιολογικών δίσκων (Rotating Biological Contactor)

Στη μέθοδο αυτή, η βιομάζα η οποία μεταβολίζει τα υγρά απόβλητα και τα «καθαρίζει» είναι προσκολλημένη πάνω σε επιφάνεια και όχι αιωρούμενη. Οι μικροοργανισμοί αναπτύσσονται σε σχηματισμούς μικροσκοπικών στρωμάτων που ονομάζονται βιοφίλμ (biofilm). Η επιφάνεια εφαρμογής όπου είναι προσκολλημένη η βιομάζα είναι περιστρεφόμενοι δίσκοι. Σύμφωνα με τους Culp et al. (1980), οι δίσκοι αυτοί λειτουργούν ως φίλτρα και χρησιμοποιούνται τόσο για αστικά όσο και για βιομηχανικά απόβλητα. Οι δίσκοι είναι παράλληλοι, απέχουν κατά 20-40 mm, αποτελούνται συνήθως από πλαστικό και έχουν τυπική διάμετρο 4 m και 10 mm πάχος. Οι δίσκοι είναι μόνο κατά ένα μέρος τους βυθισμένοι στα υπο-επεξεργασία απόβλητα, αφήνοντας περίπου το 60% της επιφάνειας ανά πάσα στιγμή εκτεθειμένο στην ατμόσφαιρα. Έτσι, στηρίζονται σε οριζόντιο άξονα που καθώς περιστρέφεται, (το εύρος περιστροφών είναι 0,5- 10 ανά λεπτό) περιοχές των δίσκων βρίσκονται κατά διαστήματα βυθισμένες μέσα στο εισερχόμενο υγρό των λυμάτων. Έτσι στην επιφάνεια των δίσκων προσκολλώνται μικροοργανισμοί και επομένως δημιουργείται μια λεπτή στρώση βιομάζας γύρω στα 4 mm κάτω από μόνιμες συνθήκες λειτουργίας. Συνήθως, περίπου το 40% της επιφάνειας του κάθε δίσκου καλύπτεται με την εισερχόμενη ροή. Η εκροή οδηγείται σε μια δεξαμενή δευτεροβάθμιας καθίζησης απ' όπου μπορούμε να έχουμε ανακυκλοφορία. Γρηγορότερη λειτουργία της μεθόδου επιτυγχάνεται με επικάλυψη των δίσκων με προϋπάρχοντες μικροοργανισμούς που καταναλώνουν τις οργανικές ουσίες. Η διαδικασία παρέχει μεγάλη ενεργό επιφάνεια για την ανάπτυξη βιομάζας και σε μικρό χρόνο κατακράτησης στερεών (θ_x). Παράλληλα η περιστροφή των δίσκων εξασφαλίζει τον απαιτούμενο αερισμό ενώ συνάμα ελέγχει τον πληθυσμό των μικροοργανισμών που αναπτύσσεται. Επίσης η περιστροφή παρέχει ένα ομοιόμορφο πάχος βιομάζας που συγκρατεί τους μικροοργανισμούς, οι οποίοι συνεχίζουν να καταναλώνουν οργανικές ουσίες. Δηλαδή, το γεγονός ότι ένα μέρος των δίσκων είναι συνεχώς εκτεθειμένο στην ατμόσφαιρα και κινείται εξασφαλίζει τον αερισμό της βιομάζας, χωρίς να είναι απαραίτητη η επιπρόσθετη προσθήκη τουρμπίνων αερισμού. Από την άλλη, η περιστροφή των δίσκων αναπτύσσει φυγόκεντρες δυνάμεις στη βιομάζα και εξασφαλίζει την αποκόλληση ενός μέρους του βιοφίλμ. Με αυτό τον τρόπο, το

βιοφίλμ παραμένει σχετικά «λεπτό» και με ομοιόμορφο πάχος ούτως ώστε το κάτω μέρος του να είναι επαρκώς αεριζόμενο και αερόβιο. Η βιομάζα που αποκολλείται λειτουργεί ως αιωρούμενη μέσα στη δεξαμενή με τα απόβλητα και συνεχίζει να επιτελεί τη βιοαποδόμηση των υγρών αποβλήτων. Με αυτό το τρόπο η μέθοδος των περιστρεφόμενων βιολογικών δίσκων αποτελεί συνδυασμό τόσο των διαδικασιών της προσκολλημένης όσο και της αιωρούμενης βιομάζας (Antonie, 1976).

Οι δίσκοι οργανώνονται σε ομάδες ή στάδια. Κάθε στάδιο αποτελείται από μια σειρά δίσκων που περιστρέφονται παράλληλα ή όχι στην εισερχόμενη ροή. Στα αρχικά στάδια η συγκέντρωση των οργανικών ουσιών και του BOD είναι υψηλή. Όλοι οι παραπάνω παράγοντες συντελούν στο να αναπτυχθούν ακόμα περισσότερο μικροοργανισμοί ούτως ώστε οι συγκεντρώσεις των οργανικών και του BOD να ελαττώνονται στα μετέπειτα στάδια ακόμα και με μικρότερο πληθυσμό μικροοργανισμών (Antonie, 1976). Πρέπει όμως να αποφευχθεί η υπερφόρτωση του πρώτου σταδίου με πολύ μεγάλες τιμές BOD μιας και ένας υπέρμετρα μεγάλος αριθμός μικροοργανισμών δημιουργεί προβλήματα υπερφόρτωσης του συστήματος.



Σχήμα 3.1 Διάγραμμα ροής ενός συστήματος με περιστρεφόμενους δίσκους

3.1.1 Σχεδιασμός

Ο βασικός σχεδιασμός για τους περιστρεφόμενους βιοδίσκους βασίζεται στο προσδιορισμό της ενεργού επιφάνειας όπου αναπτύσσεται η βιομάζα. Η επιφάνεια υπολογίζεται για την ειδική παροχή εξόδου. Από το μέγεθος της επιφάνειας προκύπτουν η διάμετρος του δίσκου, το μήκος του άξονα και ο όγκος της δεξαμενής χρησιμοποιώντας γεωμετρικές σχέσεις. Οι Wu και Smith (1983) ανέπτυξαν ένα εμπειρικό μοντέλο για τη προσομοίωση της λειτουργίας των δίσκων. Το μοντέλο αυτό συνδέει διάφορα κριτήρια σχεδιασμού όπως η θερμοκρασία της ροής εισόδου, το BOD εισόδου και ο λόγος BOD εξόδου προς BOD εισόδου. Η φόρμουλα είναι :

$$F = \frac{14,2(HL)0,5579}{e^{0,32N} L_0^{0,6837} T^{0,2477}} \quad [3.1]$$

όπου,

F, το μέρος του BOD εισόδου που παραμένει στην έξοδο

HL (hydraulic loading), η επιφανειακή υδραυλική φόρτιση, Q/A_s (gallons/day-ft²)

Q, η παροχή, (gallons/day)

A_s, η συνολική ενεργός επιφάνεια, (ft²)

N, ο αριθμός των σταδίων

L₀, το BOD εισόδου, (mg/l)

T, η θερμοκρασία της ροής εισόδου, °C

Επιλύοντας την υδραυλική φόρτιση έχουμε :

$$HL = \left(\frac{F \cdot e^{0,32N} L_0^{0,6837} T^{0,2477}}{14,2} \right)^{\frac{1}{0,5579}} \quad [3.2]$$

Τελικά, καθορίζουμε την ελάχιστη ενεργό επιφάνεια A_s .

$$HL = \frac{Q}{A_s} \quad [3.3]$$

Τα συστήματα με περιστρεφόμενους δίσκους είναι ευαίσθητα σε χαμηλές θερμοκρασίες. Η ιδανική θερμοκρασία για αυτά είναι $13^{\circ}\text{C} < T < 32^{\circ}\text{C}$ (Antonie, 1976), ενώ η υπολογισμένη επιφάνεια πολλαπλασιάζεται με ένα διορθωτικό συντελεστή k ($k > 1$) όταν το σύστημα καλείται να λειτουργήσει για ένα μεγάλο διάστημα υπό θερμοκρασίες μικρότερες των 13°C (Κελσίου).

3.1.2 Πλεονεκτήματα και μειονεκτήματα

Ένας περιστρεφόμενος βιολογικός αντιδραστήρας έχει εύκολο χειρισμό και μεγάλη απόδοση για χαμηλές σχετικά ενεργειακές απαιτήσεις (Jackman et al 1991). Ένα σημαντικό πλεονέκτημα είναι ότι οι εγκαταστάσεις απαιτούν μικρότερες εκτάσεις συγκρινόμενες με τις απαιτούμενες εγκαταστάσεις άλλων μεθόδων όπως της ενεργούς ύψος και σχετικά αθόρυβη λειτουργία. Δεν απαιτούν παρακολούθηση από εξειδικευμένο προσωπικό, ενώ η εγκατάστασή τους είναι σχετικά εύκολη. Όμως οι περιορισμοί στο μέγεθος, τα κόστη κατασκευής, λειτουργίας και συντήρησης είναι σημαντικά. Τέλος δεν μπορούν να χρησιμοποιηθούν σε όλα τα είδη των αποβλήτων.

Συγκρίνοντας την μέθοδο περιστρεφόμενων βιοδίσκων με την μέθοδο ενεργού ύψος έχουμε να παρατηρήσουμε τα εξής. Η μέθοδος των βιοδίσκων δεν απαιτεί την επανακυκλοφορία των επεξεργασμένων λυμάτων, ακόμη δεν επηρεάζεται από μεταβολές στην υδραυλική και οργανική φόρτιση μιας και η βιομάζα είναι προσκολλημένη στην ενεργό επιφάνεια των βιοδίσκων. Αντίθετα στη μέθοδο ενεργού ύψος μια απότομη μεταβολή στη συγκέντρωση οργανικών μπορεί να προκαλέσει απώλεια των στερεών και πάχυνση της λάσπης (Envirex, 1992). Στη δευτεροβάθμια επεξεργασία είναι απαραίτητη μια δεξαμενή καθίζησης για να απομακρυνθούν τα συσσωματώματα που σχηματίζουν οι μικροοργανισμοί μαζί με κατάλοιπα του μεταβολισμού τους από την έξοδο. Έτσι δημιουργείται πολύ περισσότερη λάσπη που αυτή με τη σειρά της πρέπει να επεξεργαστεί προτού διατεθεί κάπου. Κάτι τέτοιο δε συμβαίνει με τους βιοδίσκους όπου πέρα από τη μικρότερη παραγωγή λάσπης δεν επηρεάζονται από κλιματικές μεταβολές επειδή βρίσκονται προφυλαγμένοι μέσα σε εγκαταστάσεις. Επιπλέον η κάλυψη των βιοδίσκων αποτρέπει την πιθανή εκπομπή πτητικών αερίων στην ατμόσφαιρα.

3.2 Μέθοδος ενεργού ύψος

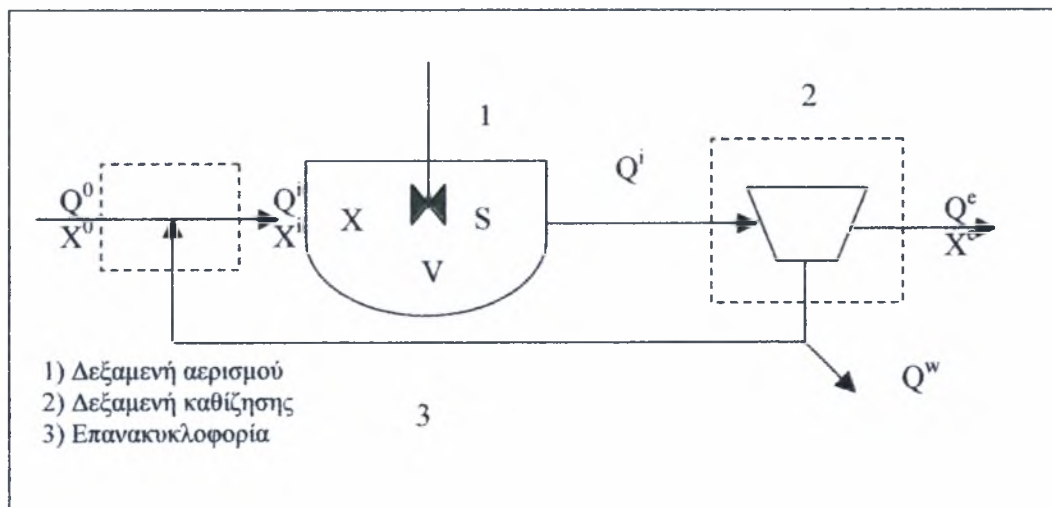
Η μέθοδος ενεργού ύψος αναπτύχθηκε για πρώτη φορά στην Αγγλία το 1914 και ονομάστηκε έτσι επειδή παράγεται βιομάζα αποτελούμενη από μικροοργανισμούς που είναι ικανή να επεξεργαστεί τα υγρά απόβλητα κάτω από αερόβιες συνθήκες (Metcalf & Eddy, 1991). Χρησιμοποιούνται διαφορετικές εκδοχές της πρωτότυπης μεθόδου, οι οποίες κατά βάση είναι παρόμοιες.

Τα υγρά απόβλητα εισέρχονται σε έναν αντιδραστήρα όπου αερόβια βακτήρια αναπτύσσονται αιωρούμενα στο υγρό. Εκεί μέσω παροχής αέρα με μηχανικούς τρόπους, αναμιγνύονται διαρκώς τα λύματα και οι μικροοργανισμοί. Το περιεχόμενο του αντιδραστήρα, το μικτό υγρό εμπλουτίζεται με τη δράση των βακτηρίων που σχηματίζουν συσσωματώματα, οι οποίοι αποτελούν τους δραστικούς πυρήνες προσροφήσεως, αφομοιώσεως και αποδομήσεως των οργανικών ουσιών. Τα συσσωματώματα πρέπει να διατηρούνται πάντα σε αιώρηση μέσα στον αντιδραστήρα και με τη βοήθεια των φυσαλίδων αέρα ή την ανάμιξη. Μετά από συγκεκριμένο χρονικό διάστημα, το μίγμα των οργανικών- παλιών και νέων μικροοργανισμών περνάει σε μια δεξαμενή καθίζησης όπου γίνεται διαχωρισμός των μικροοργανισμών από τα επεξεργασμένα πλέον απόβλητα. Ένα μέρος της βιομάζας επανακυκλοφορεί πίσω στη δεξαμενή αερισμού με ρυθμό συνήθως 25-50 της παροχής ή και περισσότερο (μέχρι και 100-150% ανάλογα με τις επιδιωκόμενες συνθήκες) με σκοπό τη διατήρηση της επιθυμητής συγκέντρωσης μικροοργανισμών στο σύστημα. Η ανακυκλοφορία αυξάνει το μέσο χρόνο συγκρατήσεως της λάσπης και την αντίστοιχη συγκέντρωση των αιωρούμενων στερεών. Παράλληλα το υπόλοιπο μέρος απομακρύνεται. Εκτός από την αποδόμηση οργανικών ουσιών, σταθεροποιούνται και ορισμένες ανόργανες ουσίες όπως η αμμωνία και τα νιτρώδη, οπότε απαιτείται επιπλέον παροχή οξυγόνου.

Η μέθοδος παρουσιάζεται υπό διαφορετικές μορφές, μερικές από τις οποίες είναι :

- 1) Συμβατική μέθοδος
- 2) Μειούμενος αερισμός
- 3) Καθολική ανάμιξη
- 4) Τμηματικός αερισμός
- 5) Επαφή – σταθεροποίηση
- 6) Ψηλός ρυθμός
- 7) Παρατεταμένος αερισμός
- 8) Συστήματα καθαρού οξυγόνου

Στο Σχήμα 3.2 φαίνεται ένα τυπικό σύστημα ενεργού ιλύος πλήρους ανάμιξης μαζί με τις παροχές και τις συγκεντρώσεις στο εκάστοτε στάδιο



Σχήμα 3.2 Διάγραμμα ροής ενός συστήματος ενεργού ιλύος πλήρους ανάμιξης που τροφοδοτείται με διαλυτό βιοαποδομούμενο οργανικό υλικό

3.2.1 Πλεονεκτήματα – μειονεκτήματα

Εξαιτίας του σχεδιασμού του συστήματος ενεργού ιλύος, μπορούμε με την ανακυκλοφορία να επιτύχουμε μεγάλες ηλικίες λάσπης. Χωρίς ανακυκλοφορία, θα ήταν απαραίτητοι πολύ μεγαλύτεροι όγκοι δεξαμενών και πολύ μεγαλύτεροι χρόνοι επεξεργασίας αποβλήτων και πολύ μεγαλύτερες ποσότητες λάσπης που θα πρέπει να επεξεργαστεί περαιτέρω. Με σωστό σχεδιασμό, το σύστημα ενεργού ιλύος είναι μία από τις πιο αποδοτικές και αξιόπιστες μεθόδους σήμερα, γι' αυτό είναι και η πιο διαδεδομένη στον ανεπτυγμένο κόσμο σήμερα. Είναι η μέθοδος που έχει μελετηθεί περισσότερο από τις άλλες, οπότε έχει αναπτυχθεί και η σχετική βιβλιογραφία και ερευνητική δραστηριότητα για να τελειοποιηθούν οι σχετικές αδυναμίες της μεθόδου. Επιπλέον, οι παραγόμενες ποσότητες λάσπης είναι μικρές και η περίσσεια λάσπης είναι σταθεροποιημένη. Ένα άλλο σπουδαίο πλεονέκτημα είναι πως είναι δυνατό να έχουμε πλήρη νιτροποίηση στην δεξαμενή αερισμού (και απονιτροποίηση), οπότε σε ένα σύστημα έχουμε την επιτυχή αφαίρεση οργανικών αλλά και θρεπτικών συστατικών. Τέλος, το σύστημα παρουσιάζει μεγάλη ανθεκτικότητα σε μεταβολές των χαρακτηριστικών των υγρών αποβλήτων (παροχή και ρυπαντικά φορτία).

Τα μειονεκτήματα της μεθόδου ενεργού ιλύος συσχετίζονται με τα οικονομοτεχνικά δεδομένα και είναι τα παρακάτω: Οι μικρές τιμές της οργανικής φόρτισης επιτυγχάνονται με την εφαρμογή μεγάλων όγκων δεξαμενής αερισμού, ο οποίος οδηγεί σε υψηλές τιμές υδραυλικών χρόνων παραμονής, με αποτέλεσμα να έχουμε αύξηση στο κόστος κατασκευής, λειτουργίας και συντήρησης. Η μέθοδος ενεργού ιλύος είναι η πιο δαπανηρή ενεργειακά μέθοδος από τις τρεις που εξετάζονται στο παρόν κεφάλαιο, αλλά και αυτή που υπερέχει σε αξιοπιστία και ευελιξία.

3.3 Αεριζόμενες λίμνες επεξεργασίας

Οι αεριζόμενες λίμνες επεξεργασίας είναι συστήματα αιωρούμενης βιομάζας και είναι ρηχές, χωμάτινες δεξαμενές μιας ροής. Το βάθος τους κυμαίνεται από 2 έως 5 m. Μέσα στις λίμνες γίνεται αερισμός μέσω μηχανικών αεριστήρων και ανάλογα με τη ποσότητα αέρα που παρέχουν, διακρίνονται σε αερόβιες και αερόβιες/αναερόβιες. Οι μηχανικοί αεριστήρες παρέχουν οξυγόνο για τη βιολογική οξείδωση των αποβλήτων και διατηρούν τα στερεά σε αιώρηση. Σε ορισμένες περιπτώσεις εγκαθίστανται διαχυτήρες αέρος. Τα υγρά απόβλητα αερίζονται για 3-6 ημέρες. Τα υγρά που εκρέουν από τις λίμνες περιέχουν το 1/2 έως και 1/3 του αρχικού BOD υπό μορφή βακτηριακής μάζας. Το μεγαλύτερο τμήμα του οργανικού φορτίου απομακρύνεται μέσω καθίζησης. Εάν έχουμε και ανακυκλοφορία της λάσπης από τη δεξαμενή καθίζησης, τότε η μέθοδος ταυτίζεται με τη μέθοδο ενεργούς ιλύος. Η μέθοδος αυτή έχει εφαρμογή και σε βιομηχανικά απόβλητα με υψηλό BOD. Σε σχέση με άλλες μεθόδους, οι λίμνες αερισμού είναι μια μέθοδος χαμηλής τεχνολογίας, βασίζεται σε φυσικές αρχές για την επεξεργασία αποβλήτων και είναι διαδεδομένη σε χώρες του αναπτυσσόμενου κόσμου. Απαιτούν μεγάλη έκταση που συνήθως είναι διαθέσιμη σε φτωχές χώρες και έχουν αρκετά χαμηλό κόστος εγκατάστασης.

3.3.1 Τύποι αεριζόμενων λιμνών αιωρούμενης μάζας

Οι βασικοί τύποι των λιμνών αιωρούμενης μάζας ταξινομούνται με βάση τον τρόπο που διαχειρίζονται τα στερεά (Arceivala, 1998) και είναι οι παρακάτω:

- 1) Επαμφοτερίζουσες μερικόως αναμεμιγμένες.
- 2) Αερόβιας ροής με μερική ανάμιξη.

3) Αερόβιες με ανακυκλοφορία στερεών και ονομαστική πλήρη ανάμιξη.

Ο διαφορετικός τρόπος διαχείρισης στερεών καθορίζει την απόδοση της επεξεργασίας, τις απαιτήσεις σε ισχύ, τον υδραυλικό χρόνο παραμονής των στερεών, την απομάκρυνση της λάσπης και τις διάφορες περιβαλλοντικές παραμέτρους. Στη συνέχεια θα αναλυθούν οι διάφοροι τύποι λιμνών.

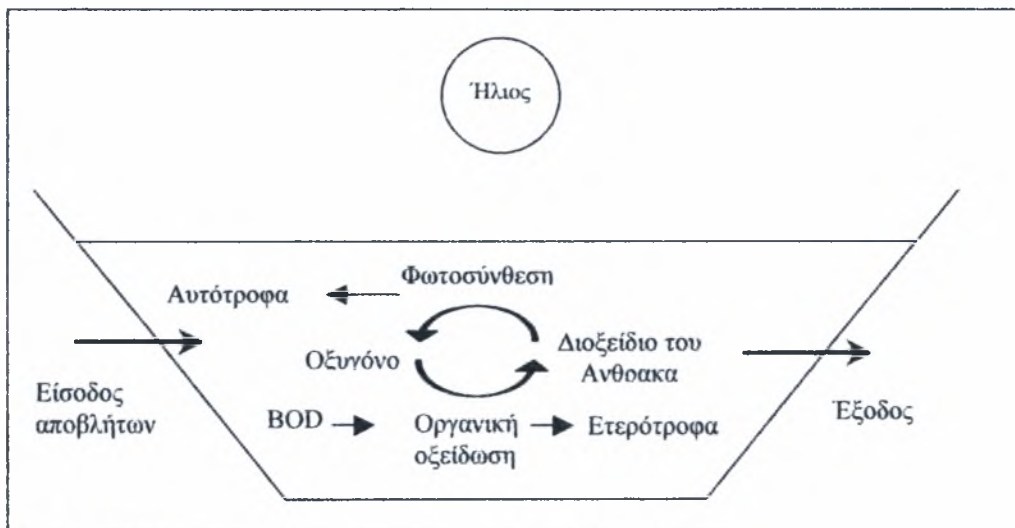
Επαμφοτερίζουσες μερικώς αναμεμιγμένες λίμνες. Στα συστήματα των επαμφοτερίζουσων λιμνών, η παροχή ενέργειας επαρκεί για τη μεταφορά της απαιτούμενης ποσότητας οξυγόνου για τη βιολογική επεξεργασία, αλλά δεν επαρκεί για τη διατήρηση των στερεών σε αιώρηση. Εξαιτίας αυτού μέρος των εισερχόμενων στερεών καθιζάνουν. Έτσι δημιουργούνται τρεις βιολογικές ζώνες δράσης:

1) η επιφανειακή αερόβια ζώνη, με αερόβια βακτήρια και άλγη σε συμβίωση, 2) η ενδιάμεση ζώνη που είναι αερόβια και αναερόβια ταυτόχρονα όπου οι οργανικές ουσίες καταναλώνονται από επαμφοτερίζοντες μικροοργανισμούς και 3) η αναερόβια ζώνη του πυθμένα, στην οποία τα αναερόβια βακτήρια αποδομούν ιζήματα. Επειδή έχουμε ταυτόχρονα αερόβιες και μερικώς αναερόβιες συνθήκες, οι λίμνες χαρακτηρίζονται ως επαμφοτερίζουσες. Λόγω έλλειψης ικανού ελέγχου των συνθηκών και αξιόπιστων ορίων εκροής, η χρήση αυτών των λιμνών έχει μειωθεί.

Αερόβια ροή μιας μερικώς αναμεμιγμένης λίμνης. Σε λίμνες αερόβιας ροής, παρέχεται όπως και προηγουμένως ενέργεια μόνο για την παροχή οξυγόνου και όχι και για την αιώρηση των στερεών. Οι χρόνοι παραμονής στερεών και οι υδραυλικοί χρόνοι συμπίπτουν. Τα στερεά κατευθύνονται σε μια εξωτερική δεξαμενή καθίζησης.

Αερόβιες λίμνες με ανακυκλοφορία στερεών. Οι αερόβιες λίμνες με επεξεργασία στερεών είναι η ίδια διαδικασία με τη διεργασία ενεργού ιλύος με τη διαφορά ότι εδώ χρησιμοποιείται μια χωμάτινη δεξαμενή. Ο μεγαλύτερος χρόνος παραμονής είναι δυο μέρες. Η απαίτηση σε οξυγόνο είναι μεγαλύτερη από ό,τι στις λίμνες με αερόβια ροή.

Στο Σχήμα 3.3 φαίνεται ο τρόπος λειτουργίας και τα χαρακτηριστικά μιας αερόβιας λίμνης



Σχήμα 3.3 Σχηματική παράσταση μιας αερόβιας λίμνης

Στον Πίνακα 3.1 αναφέρονται τα τυπικά χαρακτηριστικά των βασικών τύπων αεριζόμενων λιμνών αιωρούμενης βιομάζας.

Πίνακας 3.1 Τυπικά χαρακτηριστικά των διαφορετικών αεριζόμενων λιμνών αιωρούμενης βιομάζας (Metcalf & Eddy, 2006)

Αντικείμενο	Μονάδα	Τύπος αεριζόμενης λίμνης		
		Επαμφοτερίζουσα	Αερόβια με ροή κατά μήκος	Αερόβια με ανακυκλοφορία στερεών
TSS	mg/l	50-200	100 – 400	1500 – 3000
VSS/TSS	Αδιάστατο	50-80	70 - 80	50 – 80
Χρόνος παραμονής στερεών	d	¹	3 – 6 ² Συνήθως 5	Θερμό: 10 – 20 Μέτριο: 20 – 30 Κρύο: >30
Υδραυλικός χρόνος παραμονής t	d	4 -10	3 – 6 Συνήθως 5	0,25 – 2,0
Συνολικός ρυθμός απομάκρυνσης BOD	d ⁻¹	0,5 – 0,8 ³	0,5 – 1,5 ³	
Βάθος	Αδιάστατο	1,04	1,04	1,04
Ανάμιξη	m	2 – 5	2 - 5	2 - 5
Ελάχιστη ισχύς	KW/10 ³	Μερικώς αναμιγμένα	Μερικώς αναμιγμένα	Μερικώς αναμιγμένα
Ιλύς		Η ιλύς συσσωρεύεται εσωτερικά στη λίμνη	Η ιλύς συσσωρεύεται σε εξωτερική εγκατάσταση	Η ιλύς ανακυκλοφορείται στη διεργασία από τη δεξαμενή καθίζησης.
Νιτροποίηση		Όχι	Όχι συνήθως	Πιθανή, ειδικά σε θερμά κλίματα

1: Επειδή τα στερεά παραμένουν στη λίμνη, είναι δύσκολο να προβλεφθεί το SRT. Έχει εκτιμηθεί ότι είναι δυνατές τιμές πάνω από 100 d

2: Λόγω της ανεπαρκούς ανάμιξης, η πραγματική τιμή του SRT μπορεί να είναι μεγαλύτερη από τη τιμή του t.

3: Η σταθερά του ρυθμού απομάκρυνσης για το διαλυτό BOD θα είναι αρκετά υψηλότερη.

Όπως βλέπουμε, ο μεγαλύτερος υδραυλικός χρόνος παραμονής είναι 2 μέρες (2 d) και είναι μεγαλύτερος από αυτόν που χρησιμοποιείται στη συμβατική διεργασία παρατεταμένου αερισμού (1 d). Ακόμη στο πίνακα δίνονται 2 επίπεδα ισχύος για τη διατήρηση των περισσότερων στερεών σε αιώρηση.

Οι παράγοντες που πρέπει να ληφθούν υπ' όψιν στο σχεδιασμό μιας λίμνης αερισμού είναι η απαιτούμενη απομάκρυνση BOD, τα χαρακτηριστικά των αποβλήτων, οι επιδράσεις της θερμοκρασίας, η απαίτηση σε οξυγόνο και τέλος ο διαχωρισμός των στερεών.

Απομάκρυνση BOD. Η λίμνη θεωρείται ως ένας αντιδραστήρας πλήρους ανάμιξης, χωρίς ανακυκλοφορία. Η βασική παράμετρος σχεδιασμού είναι ο χρόνος κατακράτησης στερεών (Solids Retention Time-SRT), όπου εδώ ταυτίζεται με τον υδραυλικό χρόνο παραμονής κάτω από ιδανικές συνθήκες ροής. Έχοντας επλέξει την τιμή του SRT, μπορεί να υπολογισθεί η απόδοση απομάκρυνσης BOD. Η εξίσωση για μια θεωρητική απλή αεριζόμενη λίμνη είναι η παρακάτω:

$$\frac{S}{S_0} = \frac{1}{1 + k \cdot t} \quad [3.4]$$

όπου,

S, η συγκέντρωση του BOD της εκροής, g/m³

S₀, η συγκέντρωση του BOD της εισροής, g/m³

k, η σταθερά του συνολικού ρυθμού απομάκρυνσης του BOD πρώτης τάξης, d⁻¹

t= V/Q, d

Θερμοκρασία. Οι λίμνες είναι επιρρεπείς σε απότομες κλιματικές αλλαγές και αυτές είναι σημαντικές στη λειτουργία τους επειδή σχεδόν πάντοτε λειτουργούν ακάλυπτες. Η θερμοκρασία επιδρά με δύο τρόπους: μειώνει τη βιολογική επεξεργασία (άρα και την απόδοση) και μπορεί να οδηγήσει στο σχηματισμό πάγου. Στα συστήματα πολλαπλών λιμνών οι επιδράσεις του κρύου καιρού μετριάζονται με αλλαγές στο τρόπο λειτουργίας. Το χειμώνα οι λίμνες λειτουργούν παράλληλα ενώ το καλοκαίρι σε σειρά.

3.3.2 Πλεονεκτήματα – μειονεκτήματα

Τα σημαντικότερα πλεονεκτήματα είναι ότι είναι συστήματα χαμηλής τεχνολογίας, δεν απαιτούν εξειδικευμένο προσωπικό, λειτουργούν συνεχώς και με φυσικό τρόπο, πρακτικά χωρίς συντήρηση. Ο βαθμός καθαρισμού είναι ικανοποιητικός. Με τη προσθήκη λίμνης ωρίμανσης, ελαττώνεται δραστικά ο αριθμός των κωλοβακτηριδίων και το περιεχόμενο άζωτο στα επεξεργασμένα λύματα. Αναφορικά με τα οικονομοτεχνικά πλεονεκτήματα της μεθόδου είναι η έλλειψη απαίτησης ηλεκτρομηχανολογικού εξοπλισμού, η απλότητα στη λειτουργία της εγκατάστασης και η μικρή απαίτηση συντήρησης. Σε συνάρτηση με αυτά είναι η μικρή κατανάλωση ενέργειας και το ελάχιστο κόστος λειτουργίας, η καλή ενσωμάτωση της εγκατάστασης στο περιβάλλοντα χώρο, η δυνατότητα κατάργησης της χλωρίωσης και η μειωμένη ποσότητα παραγόμενης ιλύος. Τα μειονεκτήματα της μεθόδου περιορίζονται στη μεγάλη απαιτούμενη επιφάνεια, στην ανάπτυξη αλγών και στη παραγωγή οσμών σε συνδυασμό με την έλλειψη εμπειρίας στην Ελλάδα για την εγκατάσταση τέτοιων μονάδων. Επίσης είναι συστήματα ανοιχτά στο περιβάλλον, ευάλωτα στις εκάστοτε καιρικές συνθήκες και επομένως όχι εξαιρετικά αξιόπιστα.

3.4 Πολυκριτηριακή ανάλυση

Χρησιμοποιούμε αρχές πολυκριτηριακής ανάλυσης (Multicriteria analysis) για την επιλογή της καταλληλότερης μεθόδου επεξεργασίας υγρών αποβλήτων, (Αξιολόγηση εναλλακτικών μεθόδων επεξεργασίας υγρών αποβλήτων με τη χρήση πολυκριτηριακής ανάλυσης, 2003). Η λήψη της απόφασης για την επιλογή καταλληλότερης μεθόδου επεξεργασίας υγρών αποβλήτων από τους διάφορους

φορείς πολλές φορές οδηγεί σε μεγάλες επενδύσεις με πολλές λειτουργικές δαπάνες. Το αποτέλεσμα είναι να επιλέγονται μη βιώσιμες επενδύσεις με δυσμενείς επιπτώσεις για το περιβάλλον. Έτσι προτείνεται αυτή η μεθοδολογία για τη λήψη αποφάσεων βασισμένες σε επιστημονικά εργαλεία και στη συμμετοχή των άμεσα εμπλεκόμενων φορέων. Πιο συγκεκριμένα, με τη μορφή κριτηρίων λαμβάνονται υπόψη όλες οι σημαντικές παράμετροι που υπεισέρχονται στη λήψη μιας απόφασης. Αυτές είναι περιβαλλοντικές, οικονομικές, χωροταξικές, κοινωνικές κ.α. Οι παράμετροι σταθμίζονται μέσω συντελεστών βαρύτητας, λαμβάνοντας υπόψη τις υποκειμενικές απόψεις των σπουδαιότερων εμπλεκόμενων φορέων. Με αυτό το εργαλείο μπορούμε να έχουμε μια ασφαλέστερη εξαγωγή συμπερασμάτων – αποτελεσμάτων λόγω της σύνθεσης ενός μεγάλου όγκου πληροφοριών, διατηρώντας ταυτόχρονα τους στόχους του εκάστοτε λήπτη αποφάσεων. Τελική επιδίωξη είναι η εξισορρόπηση των διαφορετικών στόχων ανάλογα με το βάρος που φέρει ο κάθε φορέας.

3.4.1 Μεθοδολογία

Προσδιορισμός του προβλήματος – εμπλεκόμενοι φορείς. Ως εμπλεκόμενοι φορείς θεωρούνται οι πολίτες, οι κοινωνικές ομάδες, οι φορείς του δημοσίου και γενικότερα όλοι όσοι συμμετέχουν στη λήψη αποφάσεων. Ο αριθμός και ο βαθμός συμμετοχής των εμπλεκόμενων φορέων μπορεί να καθοριστεί από τους αποδέκτες, από τη φάση του σχεδιασμού έως την αποτελεσματική λειτουργία του έργου. Ο βαθμός συμμετοχής του κάθε εμπλεκόμενου στη διαδικασία λήψης αποφάσεων, αποτελεί βασικό στοιχείο στη πολυκριτηριακή ανάλυση.

Εναλλακτικά σενάρια – κριτήρια αξιολόγησης σεναρίων. Τα σενάρια που επιλέγονται να αξιολογηθούν σύμφωνα με τη πολυκριτηριακή μέθοδο, είναι τρία, τα οποία στη παρούσα διπλωματική εργασία αποτελούν αυτοτελείς και διακριτές μεθόδους επεξεργασίας υγρών αποβλήτων. Η κάθε μέθοδος θα αξιολογηθεί σύμφωνα με τη συμπεριφορά της σε μία ανεξάρτητη κατηγορία «γενικών κριτηρίων» (1^ο επίπεδο κριτηρίων). Η κατηγορία (έστω ότι ονομάζεται Α), αφορά περιβαλλοντικά, χωροταξικά, τεχνολογικά, κοινωνικά και τέλος οικονομικά κριτήρια που αναλύονται παρακάτω:

- **Περιβαλλοντικά κριτήρια.** Εδώ εξετάζονται οι επιπτώσεις κάθε εναλλακτικού σεναρίου στη προστασία του αέρα, των υδάτων, στη διαχείριση της ύλης, στην εξοικονόμηση ενέργειας, στις κλιματολογικές συνθήκες κ.λ.π.
- **Χωροταξικά κριτήρια.** Με βάση αυτά τα κριτήρια αξιολογείται το σύστημα διάθεσης των υγρών αποβλήτων έχοντας με τη παράμετρο του χώρου. Παράγοντες που εξετάζονται είναι : αισθητικά κριτήρια (ο χαρακτήρας της περιοχής, αν είναι τουριστική, προστατευόμενη, βιομηχανική κ.λ.π). Η ύπαρξη φυσικού αποδέκτη, το ιδιοκτησιακό καθεστώς, το τοπογραφικό ανάγλυφο, καθώς και η προσβασιμότητα και η ελάχιστη απόσταση από τα όρια του οικισμού.
- **Τεχνολογικά κριτήρια.** Τα τεχνικά χαρακτηριστικά του συστήματος και η τεχνολογία καθορίζουν την απόδοση και την ευελιξία του στις εκάστοτε συνθήκες. Η σύσταση των λυμάτων, η πολυπλοκότητα της διαδικασίας, η τεχνογνωσία, η ασφάλεια, η αξιοπιστία και το διαθέσιμο προσωπικό αξιολογούνται στο πεδίο αυτό.

- **Κοινωνικά κριτήρια.** Η κοινωνική αποδοχή από το κοινό θεωρείται σημαντικός παράγοντας εφόσον κάποιες μέθοδοι είναι ευρύτερα γνωστές σε σχέση με κάποιες άλλες και δεν είναι ευρέως γνωστές οι πιθανές επιπτώσεις και τα οφέλη που έχει το κάθε σύστημα για τη περιοχή.
- **Οικονομικά κριτήρια.** Η οικονομική βιωσιμότητα εξασφαλίζει εάν θα πετύχει ένα έργο. Η εκτίμηση της σχέσης Κόστους- Οφέλους είναι το σημαντικότερο στοιχείο της αξιολόγησης κάθε επένδυσης, διότι λαμβάνει υπόψη το κόστος επεξεργασίας, το αρχικό κόστος επένδυσης, το χρόνο ζωής της, τη παραγωγική ικανότητα της μονάδας και τα έσοδα. Ακόμη αποτελεί συγκριτικό στοιχείο των οικονομικών επιδόσεων κάθε εναλλακτικού σεναρίου που υλοποιείται από ιδιώτη ή δημόσιο φορέα (Αραβώσης, 2003).

Βαθμολογία κριτηρίων . Τα κριτήρια βαθμολογούνται στη κλίμακα 80-120 ως εξής :

Βαθμός 100 : για τις περιπτώσεις που το υποκριτήριο ακριβώς τις απαιτήσεις, τις τεχνικές προδιαγραφές, τη νομοθεσία και τις προσδοκίες των φορέων.

Μέχρι 120 : για τις περιπτώσεις που το υποκριτήριο υπερκαλύπτει όλα τα παραπάνω.

Μέχρι 80 : για τις περιπτώσεις που το υποκριτήριο υπολείπεται και δεν ανταποκρίνεται στις ζητούμενες απαιτήσεις.

Στάθμιση κριτηρίων. Πρόκειται για ένα ειδικά δομημένο ερωτηματολόγιο που συμπληρώνεται από τους εμπλεκόμενους φορείς και αξιολογεί το βάρος των κριτηρίων για το κάθε φορέα. Αρχικά ο κάθε φορέας καθορίζει τους συντελεστές στάθμισης στη κλίμακα 0-100 κάθε κριτηρίου της κατηγορίας Α με βάση την ειδική σημασία του κριτηρίου για το φορέα αυτό. Το άθροισμα των συντελεστών σταθμίσεως των κριτηρίων του θα είναι 100.

Επεξεργασία στοιχείων – σταθμισμένες βαθμολογίες κριτηρίων. Η συνολική βαθμολογία της κατηγορίας Α υπολογίζεται ως εξής:

Υπολογίζεται η βαθμολογία κάθε σεναρίου ως το άθροισμα των σταθμισμένων βαθμολογιών των επιμέρους κριτηρίων του αφού πρώτα υπολογιστεί το σταθμισμένο βάρος για κάθε κριτήριο ως εξής :

$BK_x = \sum(\alpha_i * B_{ix})$ όπου

α_i , το βάρος του εμπλεκόμενου φορέα i στη διαδικασία λήψης απόφασης

B_{ix} , το βάρος που αποδίδει ο εμπλεκόμενος φορέας i στο κριτήριο x

$i : 1 \dots m$, ο αριθμός των εμπλεκόμενων φορέων

Το άθροισμα των σταθμισμένων βαθμολογιών όλων των κριτηρίων αποτελεί τη συνολική βαθμολογία του εκάστοτε σεναρίου. Το σενάριο με τη μεγαλύτερη βαθμολογία είναι και αυτό που επιλέγεται έναντι των άλλων.

3.4.2 Εφαρμογή του μοντέλου

Δοκιμάσαμε το μοντέλο για την περίπτωση της πόλης του Βόλου με σκοπό να εξαχθούν ποιοτικά αποτελέσματα σχετικά με το ποια μέθοδος είναι επαρκέστερη. Η διαδικασία σχεδιασμού είναι η ακόλουθη:

Πίνακας 3.2 Σύγκριση των παρουσιαζόμενων μεθόδων βιολογικού καθαρισμού για τη πόλη του Βόλου

Παράμετροι	Περιστρεφόμενοι βιοδίσκοι	Ενεργός ιλύς	Αεριζόμενες λίμνες
H/M εξοπλισμός	++++	+++++	-
δυνατότητα επεξεργασίας φορτίων αιχμής	+++	+++++	++
Συντήρηση- έλεγχος λειτουργίας	+++++	+++++	+
Έξοδα λειτουργίας	++++	+++++	+
Έξοδα κατασκευής	++++	+++++	++++
Ανάγκη σε επιφάνεια	+++	+++++	+++++
Οσμές, θόρυβος, όχληση στη περιοχή	+++	+	+++++

(+++++) υψηλή απαίτηση, (+) χαμηλή απαίτηση

Από τον Πίνακα 3.2, έχουμε συγκεντρωτικά τη ποιοτική απόδοση της κάθε μεθόδου για όλα τα κριτήρια που έχουν αναλυθεί και συμπεριληφθεί ως βασικοί παράμετροι στην αξιολόγηση της καλύτερης μεθόδου για τη πόλη του Βόλου. Έτσι κατασκευάζουμε τον Πίνακα 3.3 εκεί εφαρμόζοντας όσα έχουν προαναφερθεί, αξιολογούμε ποια μέθοδος συγκεντρώνει την μεγαλύτερη βαθμολογία.

Πίνακας 3.3 Τελικά αποτελέσματα

Κριτήρια	Συντελεστής στάθμισης	Σενάριο 1: Περιστρεφόμενοι βιοδίσκοι		Σενάριο 2: Ενεργός ιλύς		Σενάριο 3: Αεριζόμενες λίμνες	
		Βαθμολογία κριτηρίου	Σταθμισμένη βαθμολογία	Βαθμολογία κριτηρίου	Σταθμισμένη βαθμολογία	Βαθμολογία κριτηρίου	Σταθμισμένη βαθμολογία
1) Αξιοπιστία μεθόδου, αποτελεσματικότητα	40%	90	36	120	48	80	32
2) Έξοδα εγκατάστασης λειτουργίας *	30%	95	28,5	90	27	120	30
3) Κοιν. Αποδοχή: Οσμές- όχληση- θόρυβος	20%	100	24	120	20	80	16
4) Ανάγκη σε επιφάνεια	10%	120	12	100	10	80	8
		Σύνολο	96,5		109		92

Από τον πίνακα παρατηρούμε πως η μέθοδος που συγκεντρώνει την υψηλότερη βαθμολογία είναι η μέθοδος ενεργού ιλύος (αυτή που χρησιμοποιείται ήδη),

ακολουθεί η μέθοδος περιστρεφόμενων βιολογικών δίσκων και τελευταία έρχεται η μέθοδος των αεριζόμενων τεχνητών λιμνών. Αναλυτικότερα :

Όσον αφορά την αξιοπιστία και την αποτελεσματικότητα της μεθόδου, η μέθοδος ενεργού ιλύος συγκεντρώνει την υψηλότερη βαθμολογία (120) ως πληρέστερη. Οι περιστρεφόμενοι δίσκοι έχουν και αυτή μεγάλη αξιοπιστία με λιγότερες δαπάνες από την ενεργό ιλύ. Οι τεχνητές λίμνες σαφώς υπερτερούν σε ό,τι έχει να κάνει με οικονομικά κριτήρια (έξοδα εγκατάστασης και λειτουργίας). Επιπλέον αυτή η μέθοδος δεν απαιτεί πολυπληθές και εξειδικευμένο προσωπικό όπως συμβαίνει με την μέθοδο ενεργού λάσπης, όπου εκεί υπάρχει επιτελείο χημικών, βιολόγων και μηχανικών που ελέγχουν διαρκώς όλα τα συστήματα, επομένως παίρνει τη μεγαλύτερη βαθμολογία (120). Αναφορικά με τα κοινωνικά κριτήρια, οι τεχνητές λίμνες συγκεντρώνουν χαμηλή βαθμολογία εξαιτίας των οσμών που δημιουργούνται και πιθανών των εντόμων που συγκεντρώνονται στην ευρύτερη περιοχή. Οι εγκαταστάσεις της μεθόδου ενεργού ιλύος από την άλλη είναι κάπως θορυβώδεις λόγω των μηχανολογικών λειτουργιών, άρα την μεγαλύτερη βαθμολογία παίρνουν οι βιοδίσκοι, οι οποίοι λειτουργούν πιο αθόρυβα. Το τελευταίο κριτήριο έχει να κάνει με την απαίτηση σε έκταση γης. Οι λίμνες λόγω της μεγάλης τους επιφάνειας δεν ικανοποιούν αυτό το κριτήριο. Οι περιστρεφόμενοι βιοδίσκοι έχουν την μικρότερη ανάγκη σε επιφάνεια.

Έχοντας επιλέξει τη μέθοδο ενεργού ιλύος, θα προχωρήσουμε στην επιμέρους ανάλυση της στο επόμενο κεφάλαιο.

4. Η ΜΕΘΟΔΟΣ ΕΝΕΡΓΟΥ ΙΛΥΟΣ

Η μέθοδος ενεργού ιλύος είναι η πιο διαδεδομένη μέθοδος για τη βιολογική επεξεργασία αστικών και βιομηχανικών αποβλήτων. Κανονικά είναι αυστηρά αερόβια διαδικασία αν και μπορεί να λειτουργήσει και υπό ανοξικές συνθήκες όταν συνδυάζεται με την απονιτροποίηση. Η μέθοδος της ενεργού ιλύος περιλαμβάνει μία δεξαμενή πρωτοβάθμιας καθίζησης στην οποία γίνεται ένας πρώτος διαχωρισμός των στερεών από τα απόβλητα, έναν αντιδραστήρα, την λεγόμενη δεξαμενή αερισμού, μια δεξαμενή δευτεροβάθμιας καθίζησης, όπου εκεί γίνεται ένας δεύτερος διαχωρισμός των στερεών από το υγρό καθώς και ένα σύστημα ανακυκλοφορίας για την επανακυκλοφορία ενός μέρους των στερεών (βιομάζας) πίσω στον αντιδραστήρα. Η δεξαμενή αερισμού είναι ένας βιοαντιδραστήρας που περιέχει συσσωματώματα μικροοργανισμών που διατηρούνται σε κατάσταση αιώρησης μέσω μηχανισμού αναδέυσεως. Αυτά τα συσσωματώματα αποτελούν την ενεργό λάσπη και είναι σημαντικό να έχουν αρκετό οξυγόνο για να διεξάγουν την αποδόμηση των οργανικών, οπότε παρέχονται με οξυγόνο μέσω τουρμπίνων ή διαχυτών. Οι μικροοργανισμοί καταναλώνουν και οξειδώνουν τις οργανικές ενώσεις των λυμάτων που εισέρχονται και είναι δότες ηλεκτρονίων. Η «τροφή» μαζί με τους μικροοργανισμούς σχηματίζουν συσσωματώματα στερεών (floculent settleable solids) ή αλλιώς βιομάζα. Τα συσσωματώματα (η ιλύς) χαρακτηρίζονται ως ενεργά (ενεργός ιλύς), γιατί με αυτή τη διαδικασία δημιουργείται μια μεγάλη συγκέντρωση μικροοργανισμών στον αντιδραστήρα. Ένα μέρος των στερεών απομακρύνεται εντελώς και συνεχίζεται η επεξεργασία της ιλύος, ενώ το υπόλοιπο ανακυκλώνεται στη δεξαμενή αερισμού για να διατηρήσει έναν επαρκή και υγιή πληθυσμό ενεργών στερεών. Ο χρόνος παραμονής των στερεών στις δεξαμενές λέγεται **χρόνος κατακράτησης στερεών (Solids Retention Time-SRT, θ_x)**. Η υψηλή συγκέντρωση βιομάζας επιτρέπει το χρόνο κατακράτησης να είναι μικρός, που σημαίνει ότι είναι δυνατό να χρησιμοποιηθούν δεξαμενές μικρότερου όγκου και να εκτελεσθεί η διαδικασία σε λιγότερο χρόνο, παράγοντες που μεταφράζονται σε εξοικονόμηση χώρου, πόρων και χρόνου, όλοι κρίσιμοι για την εφαρμοσιμότητα μιας μεθόδου επεξεργασίας αποβλήτων. Ο χρόνος κατακράτησης στερεών είναι μεγαλύτερος από τον υδραυλικό χρόνο παραμονής, μιας και ένα μέρος της λάσπης ανακυκλοφορεί. Το απαλλαγμένο από οργανικό φορτίο υγρό είτε απομακρύνεται είτε οδηγείται για περαιτέρω επεξεργασία.

4.1 Χαρακτηριστικά της ενεργού ιλύος

- **Μικροβιακή οικολογία**

Δύο κρίσιμα χαρακτηριστικά καθορίζουν το είδος των μικροοργανισμών στην ενεργό λάσπη. Το πρώτο είναι ότι σε αυτή τη διαδικασία έχουμε μια ποικιλία μικροοργανισμών. Προκαρυωτικοί (βακτήρια) και ευκαρυωτικοί (πρωτόζωα, νηματοειδή κ.α) μικροοργανισμοί είναι παρόντες καθώς και βακτηριοφάγοι (ιοί βακτηρίων). Οι άλγες σπανίως αποτελούν σημαντικά μέλη της μικροβιακής κοινότητας. Το δεύτερο είναι ότι οι περισσότεροι από αυτούς αναπτύσσονται σε αποικίες (συσσωματώματα), οι οποίες δημιουργούνται από οργανικά πολυμερή και συγκρατούνται με ηλεκτροστατικές δυνάμεις.

Οι πρωταρχικοί καταναλωτές των οργανικών υγρών αποβλήτων είναι τα ετερότροφα βακτήρια, αν και ορισμένα άλλα είδη όπως πρωτόζωα, μπορούν να λειτουργήσουν το ίδιο αποτελεσματικά. Από άποψη πληθυσμού πάντως κυρίαρχα είναι τα ετερότροφα βακτήρια (Pike and Curds, 1971). Ορισμένα βακτηριακά είδη μπορούν και καταναλώνουν μια σειρά από διαφορετικές οργανικές ουσίες, ενώ άλλα είναι πιο ειδικευμένα και καταναλώνουν μόνο ένα μικρό ποσοστό των οργανικών ουσιών. Η πλειοψηφία του πληθυσμού αποτελείται ενδεικτικά από τα εξής είδη: *Pseudomonas*, *Anthrobacter*, *Comamonas*, *Lophomonas*, *Azotobacter*, *Chromobacterium*, *Bacillus* και *Nocardia*. Υπάρχει μεγάλος ανταγωνισμός μεταξύ των μικροοργανισμών για τις διάφορες πηγές πρόσληψης ενέργειας. Η σύνθεση του μικροβιακού πληθυσμού μπορεί να μεταβληθεί σημαντικά με τη πάροδο του χρόνου, επειδή μερικά είδη πεθαίνουν με πιο γρήγορο ρυθμό από άλλα, αλλά και περιβαλλοντικές συνθήκες όπως θερμοκρασία μπορεί να αλλάξουν με το χρόνο. Αυτό με τη σειρά του επιφέρει αλλαγές στα φυσικά χαρακτηριστικά της λάσπης, όπως στη ταχύτητα καθίζησης και τη πυκνότητα της. Άλλοι παράγοντες που επηρεάζουν τα χαρακτηριστικά του μικροβιακού πληθυσμού είναι η συγκέντρωση διαλυμένου οξυγόνου, το pH και η διαθεσιμότητα σε θρεπτικά υλικά. Η πλεονάζουσα τροφή προσδίδει στους μικροοργανισμούς μεγαλύτερα προσαρμοστικότητα στις μεταβαλλόμενες συνθήκες.

Οι διαφορετικές ποικιλίες έχουν ορισμένα κοινά χαρακτηριστικά που επηρεάζουν το σχεδιασμό και την ανάλυση. Μερικά από αυτά τα χαρακτηριστικά για θερμοκρασία 20 °C αναφέρονται στον Πίνακα 4.1.

Πίνακας 4.1 Χαρακτηριστικά βακτηρίων για την αερόβια επεξεργασία BOD για T= 20 °C

Υπόστρωμα	BOD _L
Y : ο συντελεστής απόδοσης αύξησης (growth yield) που δείχνει τη βιομάζα που παράγεται ανά μονάδα μάζας χρησιμοποιημένου υποστρώματος.	0,45 mg VSS _a /mg BOD _L
q: μέγιστος ειδικός ρυθμός χρήσης υποστρώματος	20 mg BOD _L /mg VSS _a -d
μ = Y*q : μέγιστη ειδική ταχύτητα αύξησης (σταθερά αναλογίας ταχύτητα αύξησης μάζας και χρόνου)	9 d
K : η σταθερά κορεσμού	1 mg BOD _L /l (για απλά συστατικά), >10 mg/l (για σύνθετα)
b : συντελεστής ενδογενούς αναπνοής βακτηρίων	0,15 d
f _d : κλάσμα της ενεργού βιομάζας που βιοδιασπάται	0,8
θ _x ^{min} : ελάχιστος χρόνος κατακράτησης στερεών	0,11 d
S _{min} : ελάχιστη συγκέντρωση υποστρώματος	0,017 mg BOD _L /l (για απλά συστατικά), >0,17 mg BOD _L /l (για σύνθετα)

Οι παραπάνω γενικές παράμετροι δείχνουν ότι τα ετερότροφα βακτήρια στην ενεργό λάσπη αναπτύσσονται σχετικά γρήγορα (το μ είναι μεγάλο, ενώ ο ελάχιστος χρόνος κατακράτησης στερεών μικρός).

- **Απαιτήσεις σε οξυγόνο και θρεπτικά υλικά**

Η μέθοδος της ενεργού υλύος προϋποθέτει την παροχή οξυγόνου και θρεπτικών συστατικών για να ικανοποιηθούν οι ανάγκες των μικροοργανισμών για την ανάπτυξη τους. Αυτό σημαίνει ότι οι συγκεντρώσεις των θρεπτικών υλικών και του οξυγόνου (που σ' αυτή τη μέθοδο λειτουργεί ως δέκτης ηλεκτρονίων) πρέπει να έχουν συγκεντρώσεις πάνω από την παράμετρο K . Για διαλυμένο οξυγόνο, το K είναι αρκετά μικρότερο από 1 mg/l (Rittmann and McCarthy, 2001). Η κατανάλωση του οξυγόνου είναι ανάλογη του ρυθμού παροχής υποστρώματος και της ενδογενούς αναπνοής της βιομάζας. Επιπλέον ο ρυθμός κατανάλωσης θρεπτικών είναι ανάλογος με τον καθαρό ρυθμό παραγωγής βιομάζας. Τα θρεπτικά υλικά συνήθως εισέρχονται στον αντιδραστήρα μέσω των λυμάτων και η συγκέντρωσή τους πρέπει να είναι μεγαλύτερη από τις απαιτήσεις που δείχνει η στοιχειομετρία των αντιδράσεων για σύνθεση νέας βιομάζας. Αν κάποιο θρεπτικό υλικό απουσιάζει, τότε θα πρέπει να προστεθεί σε αρκετά μεγάλες ποσότητες. Μία από τις βασικές παραμέτρους της μεθόδου ενεργού υλύος είναι ο λόγος F/M , όπου F είναι η τροφή (food) για τους μικροοργανισμούς, δηλαδή τα οργανικά και M είναι η μάζα των μικροοργανισμών που σχηματίζεται ως αποτέλεσμα της κατανάλωσης των οργανικών. Με άλλα λόγια, είναι ένα μέτρο απόδοσης της διεργασίας αποδόμησης των αποβλήτων από τη βιομάζα. Η παράμετρος αυτή δίνεται από τη σχέση :

$$\frac{F}{M} = \frac{S_i}{\theta \cdot X} \quad (\text{kg/k-gd}) \quad [4.1]$$

όπου F , η παροχή υποστρώματος (Food) στους μικροοργανισμούς ($\text{kg m}^{-3} \text{d}^{-1}$), M , η μάζα των μικροοργανισμών που αντιστοιχεί στο υπόστρωμα αυτό, kg m^{-3} , S_i , η συγκέντρωση υποστρώματος (BOD ή COD), mg/l, $\theta=V/Q$ (V ο όγκος της δεξαμενής αερισμού, m^3 και Q η παροχή υγρών αποβλήτων εισόδου, $\text{m}^3 \text{d}^{-1}$) και X η συνολική συγκέντρωση στερεών στη δεξαμενή αερισμού, mg/l. Για μια συμβατική επεξεργασία, ο λόγος F/M παίρνει τιμές από 0,25–0,5% kg BOD_5 τη μέρα ανά kg βιομάζας, μια λειτουργία που επιφέρει απομάκρυνση φορτίου περίπου 90%. Γενικά ο λόγος F/M κατά τη διάρκεια λειτουργίας μεταβάλλεται αναλόγως της μεταβολής του οργανικού φορτίου που εισέρχεται στη μονάδα αερισμού στη μονάδα του χρόνου ή με την μεταβολή της συγκέντρωσης της βιομάζας.

- **Η επίδραση του χρόνου κατακράτησης στερεών**

Ο ρόλος του χρόνου κατακράτησης των στερεών (θ_x) είναι πολύ σημαντικός σε αυτή τη μέθοδο, όχι μόνο για το σχεδιασμό και την απόδοση της επεξεργασίας των αποβλήτων αλλά και για την φυσιολογία και τα βιολογικά χαρακτηριστικά της λάσπης. Βασισμένο στη θεωρία κινητικής (Monod, 1950), ένας μεγαλύτερος χρόνος παραμονής εξασφαλίζει ένα μεγαλύτερο βαθμό απομάκρυνσης οργανικού φορτίου. Ωστόσο αυτό εξαρτάται και από άλλους παράγοντες, όπως η συγκέντρωση διαλυμένων μικροβιολογικών προϊόντων (Solid Microbial Products—SMP). Μια αλλαγή στο θ_x μπορεί να επιφέρει αλλαγές στο σχεδιασμό των δεξαμενών. Συνήθως το θ_x παίρνει τιμές μεταξύ 4 και 10 ημερών, αν και ο εκάστοτε σχεδιασμός μπορεί να προσαρμόσει το θ_x στις συνθήκες και απαιτήσεις της κάθε μονάδας. Στην περίπτωση

εκτεταμένου αερισμού το θ_x παίρνει ένα εύρος τιμών από 15 έως και 30 ημέρες. Στο συνήθη αερισμό το θ_x κυμαίνεται από 0,2 – 0,5 ημέρες.

Η ενεργός ιλύς είναι ένα πολύπλοκο οικολογικό σύστημα όπου συνυπάρχουν οι πρωταρχικοί μικροοργανισμοί με δευτερεύοντες καταναλωτές. Όταν η μονάδα λειτουργεί με μεγάλο θ_x τότε δίνεται η δυνατότητα να αναπτυχθούν και μικροοργανισμοί που αναπτύσσονται με πιο αργούς ρυθμούς, μιας και αν ο θ_x ήταν μικρότερος, όλοι αυτοί οι μικροοργανισμοί θα ξεπλένονταν από το σύστημα. Με ένα χρόνο παραμονής μεγαλύτερο των 10 ημερών, μπορούν και αναπτύσσονται και οι μικροοργανισμοί που κατευθύνουν τη νιτροποίηση, οι λεγόμενοι νιτροποιητές όπως θα αναλυθεί στα επόμενα κεφάλαια, όταν αυτό είναι επιθυμητό. Βέβαια σε μεγάλους χρόνους παραμονής, εμφανίζονται προβλήματα πάχυνσης της λάσπης.

Σύμφωνα με τον Gould (1953), όλα τα λειτουργικά χαρακτηριστικά της μεθόδου αυτής συνδέονται άρρηκτα με αυτό που αποκαλούμε **ηλικία λάσπης**. Αυτός ταύτισε την ηλικία της λάσπης με το χρόνο αερισμού των εισερχόμενων λυμάτων και όρισε την ηλικία της λάσπης ως το βάρος των αιωρούμενων στερεών στις δεξαμενές αερισμού διαιρεμένο με το καθημερινό ξηρό βάρος των εισερχόμενων αιωρούμενων στερεών. Αυτός ο ορισμός διαφέρει από τον ορισμό του χρόνου κατακράτησης στερεών θ_x , μιας και ο χρόνος κατακράτησης θ_x ορίζεται ως το βάρος των αιωρούμενων στερεών διαιρεμένος με το ημερήσιο ξηρό βάρος των στερεών που εξέρχονται μαζί με την ενεργό λάσπη από την μονάδα επεξεργασίας. Οι Garrett and Sawyer (1951) ήταν οι πρώτοι που συνέδεσαν το θ_x ως μέτρο απόδοσης της λειτουργίας της μεθόδου. Οι μελέτες τους έδειξαν πως ο μέσος χρόνος κατακράτησης των κυττάρων στον αντιδραστήρα σχετίζεται με την ολική συγκέντρωση των αιωρούμενων στερεών μέσω του θ_x . Παρατήρησαν πως όσο η εκροή στην έξοδο ήταν κακής ποιότητας (μεγάλη συγκέντρωση στερεών) όσο μειωνόταν το θ_x . Με τον ίδιο τρόπο υπολογίστηκε ο **ελάχιστος χρόνος κατακράτησης (θ_x^{\min})**, κάτω από τον οποίο έχουμε ξέπλυμα της λάσπης (δηλαδή ολική απομάκρυνση στερεών από τη δεξαμενή αερισμού) που είναι: $\theta_x^{\min} = 0,5$ d, για θερμοκρασία $T = 10^\circ\text{C}$, $0,2$ d για $T = 20^\circ\text{C}$ και $0,14$ d για $T = 30^\circ\text{C}$.

Ο χρόνος κατακράτησης στερεών θ_x είναι η βασική μεταβλητή σχεδιασμού και λειτουργίας της διαδικασίας ενεργού ιλύος, επειδή όπως προαναφέρθηκε επηρεάζει το ρυθμό ανάπτυξης των μικροοργανισμών που με τη σειρά του ελέγχει την ελάχιστη συγκέντρωση υποστρώματος που απαιτείται στον αντιδραστήρα. Καθορίζοντας το θ_x , υπολογίζουμε όλες τις άλλες παραμέτρους. Υπολογίζεται από το τύπο :

$$\theta_x = \frac{XV}{Q^e X^e + Q^w X^w} \quad [4.2]$$

όπου V ο όγκος του συστήματος [L^3], Q^e η παροχή εξόδου των αποβλήτων [L^3/T], Q^w η παροχή απομάκρυνσης ιλύος από τη δεξαμενή καθίζησης (L^3/T) και τέλος X , X^e και X^w , είναι οι συγκεντρώσεις των στερεών στη δεξαμενή αερισμού, των στερεών που εξέρχονται και των στερεών που απομακρύνονται από τη δεξαμενή δευτεροβάθμιας καθίζησης, αντίστοιχα.

Όταν επιθυμούμε υψηλή απομάκρυνση BOD, τότε πρέπει να έχουμε όσο το δυνατόν μικρότερες συγκεντρώσεις στερεών κατά την έξοδο. Όταν το θ_x είναι πολύ μικρό, τότε $S=S^0$ και $X_a=0$. Αυτή η κατάσταση περιγράφεται ως ξέπλυμα, μιας και δεν έχουμε απομάκρυνση οργανικού φορτίου, ούτε και συσσώρευση ενεργού βιομάζας. Η

τιμή του θ_x για την οποία έχουμε ξέπλυμα, είναι $\theta_{x\min}$ και υπολογίζεται θέτοντας στο τύπο [3.10] $S=S^0$. Έτσι έχουμε

$$\theta_x^{\min} = \frac{K + S^0}{S^0(Y\bar{q} - b) - bK} \quad [4.3]$$

Για μεγάλες τιμές του θ_x καταναλώνεται περισσότερο υπόστρωμα, επομένως η ελάχιστη συγκέντρωση υποστρώματος που μπορεί να υποστηρίξει μια αναπτυσσόμενη βιομάζα δίνεται από το τύπο :

$$S_{\min} = K \cdot \frac{b}{Y\bar{q} - b} \quad [4.4]$$

• **Η επανακυκλοφορία στερεών και ο ρυθμός επανακυκλοφορίας τους**

Για τη σωστή λειτουργία και απόδοση της διαδικασίας ενεργού ιλύος, είναι απαραίτητο να καθοριστεί η συγκέντρωση των αναμειγμένων αιωρούμενων στερεών (X) στη δεξαμενή αερισμού. Η επιλογή δεν είναι εύκολη μιας και εξαρτάται από μια σειρά παραγόντων όπως τα χαρακτηριστικά της καθίζησης, το σχεδιασμό της δεξαμενής καθίζησης και το ρυθμό επανακυκλοφορίας της λάσπης από τη δεξαμενή καθίζησης πίσω στη δεξαμενή αερισμού (Q^w). Γενικά μπορούμε να πούμε πως μια υψηλή τιμή του X οδηγεί σε μικρότερη επιφάνεια αερισμού, διότι έχουμε μικρότερο χρόνο κατακράτησης στερεών άρα και λιγότερα έξοδα κατασκευής. Από την άλλη όμως, αυτό έχει ως αποτέλεσμα την αύξηση των διαστάσεων της δεξαμενής καθίζησης λόγω της μεγαλύτερης συγκέντρωσης στερεών. Αν λοιπόν χρησιμοποιηθεί μια υψηλή τιμή X, τότε θα αυξηθεί και το κόστος αερισμού, λόγω αυξημένων απαιτήσεων σε οξυγόνο. Η αύξηση του X προϋποθέτει μεγαλύτερο ρυθμό επανακυκλοφορίας. Τέλος μεγαλύτερη συγκέντρωση X επιφέρει μεγαλύτερη συγκέντρωση στερεών κατά την έξοδο.

Παίρνοντας το ισοζύγιο μάζας για τη δεξαμενή καθίζησης έχουμε :

$$Q^i X = Q^e X^e + Q^s X^s \quad [4.5]$$

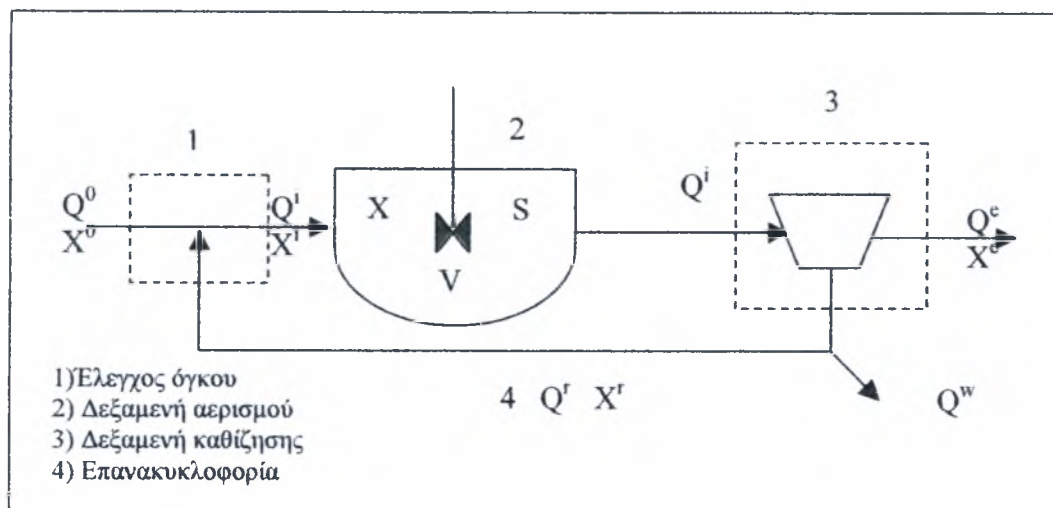
Για ένα αποδοτικό το σύστημα ενεργού ιλύος, το X^e είναι πολύ μικρό και περισσότερο από το 99% των στερεών που εισέρχονται στη δεξαμενή καθίζησης και απομακρύνονται από το πυθμένα της. Επομένως το γινόμενο $Q^e X^e$ πρέπει να είναι πολύ μικρότερο σε σχέση με τους υπόλοιπους όρους στην εξίσωση [3.3]. Επιπλέον η παροχή απομάκρυνσης Q^w αποτελεί ένα μικρό ποσοστό της παροχής επανακυκλοφορίας Q^r . Με τις απλοποιήσεις έχουμε :

$$Q^i X = Q^s X^s \quad (X^e \rightarrow 0)$$

$$X = X^r \frac{R}{1 + R} \quad \text{ή} \quad R = \frac{X}{(X^r - X)} \quad [4.6]$$

$$R = \frac{Q^r}{Q^0} \quad [4.7]$$

όπου R το ποσοστό επανακυκλοφορίας.



Σχήμα 4.1 Διάγραμμα ροής ενός συστήματος ενεργού ιλύος πλήρους ανάμιξης που τροφοδοτείται με διαλυτό βιοαποδομούμενο οργανικό υλικό

Για να λειτουργούν οι εγκαταστάσεις επεξεργασίας αξιόπιστα, θα πρέπει να επιλεγθεί και ο κατάλληλος συντελεστής ασφάλειας. Ο συντελεστής ασφάλειας αντιστοιχεί στο λόγο του χρόνου κράτησης στερεών για τον οποίο γίνεται ο σχεδιασμός προς τον ελάχιστο χρόνο κράτησης για τον οποίο θα μπορούσε θεωρητικά να λειτουργεί το σύστημα παραβλέποντας τις όποιες απώλειες βιομάζας (ξέπλυμα) και χωρίς να καταρρέει η λειτουργική του ικανότητα.

4.1.1 Προβλήματα πάχυνσης και καθίζησης της λάσπης

Προϋπόθεση για την καλή απόδοση της μεθόδου είναι η ικανοποιητική καθίζηση της λάσπης στην ομώνυμη δεξαμενή. Το βασικό πρόβλημα που δημιουργείται είναι ο πενιχρός βαθμός καθίζησης της λάσπης. Όταν συμβαίνει, αυτό τότε τα αιωρούμενα στερεά περνούν στην έξοδο σε μεγάλες συγκεντρώσεις που ξεπερνούν τους τιμές που ορίζουν οι κανονισμοί για τον αποδέκτη, ενώ ο επιθυμητός SRT δε μπορεί να διατηρηθεί με αποτέλεσμα να έχουμε μεγάλη συγκέντρωση του BOD κατά την έξοδο.

4.1.2 Σχεδιασμός και ανάλυση της μεθόδου

Εδώ θα παρατεθούν σε πολύ γενικά πλαίσια τα βασικά βήματα που ακολουθούνται στο σχεδιασμό και στην ανάλυση της μεθόδου ενεργού ιλύος. Θα επεκταθούμε αναλυτικότερα πάνω σε αυτό στο κεφάλαιο 6 όπου και υπολογίζουμε για τα στοιχεία των μονάδων επεξεργασίας του Βόλου.

Βήμα πρώτο: Καθορίζουμε τις συγκεντρώσεις στην είσοδο. Αυτή περιλαμβάνει τα παρακάτω χαρακτηριστικά:

Q^0 : η παροχή εισόδου

S^0 : η συγκέντρωση υποστρώματος στην είσοδο (συνήθως εκφράζεται σε mg BOD/l)

X_a^0 : η συγκέντρωση ενεργών (active) μικροοργανισμών στην είσοδο (συνήθως θεωρούμε πως στην είσοδο είναι ανύπαρκτοι).

X_i^0 : η συγκέντρωση αδρανούς βιομάζας στην είσοδο, η οποία συμπεριλαμβάνει νεκρά κύτταρα, κυτταρική ύλη και άλλα αδρανή υλικά που συσσωρεύονται κατά την επεξεργασία των αποβλήτων.

SS^0 : η συγκέντρωση αιωρούμενων στερεών στην είσοδο

Βήμα δεύτερο: καθορίζουμε τους κινητικούς και στοιχειομετρικούς συντελεστές. Το BOD αποτελείται από σύνθετα οργανικά μόρια που έχουν συγκεκριμένες κινητικές (\bar{q} , K , Y , b) παραμέτρους. Στη βιβλιογραφία μπορούμε να βρούμε τυπικές τιμές για αυτές τις παραμέτρους.

Βήμα τρίτο: θέτουμε τα κριτήρια σχεδιασμού. Τα κριτήρια αφορούν τις συγκεντρώσεις στερεών, BOD, αζώτου, φωσφόρου και άλλων χημικών στην έξοδο. Αυτές οι τιμές συνήθως καθορίζονται από την εκάστοτε νομοθεσία.

Βήμα τέταρτο: υπολογίζουμε τις ελάχιστες περιοριστικές τιμές. Εδώ κάνουμε ένα γρήγορο έλεγχο για τη δυνατότητα επίτευξης της επεξεργασίας των αποβλήτων μας. Υπολογίζουμε έτσι την ελάχιστη τιμή του χρόνου κατακράτησης στερεών (θ_x^{\min}), η οποία είναι βασική παράμετρος καθορισμού του όγκου του συστήματός μας. Αν η επεξεργασία γίνει με SRT χαμηλότερο από αυτή την τιμή θα έχουμε ξέπλυμα της λάσπης και πλήρη αποτυχία του συστήματος. Επίσης υπολογίζουμε ποια είναι η συγκέντρωση που περιμένουμε να έχουμε στην έξοδο του συστήματος, χρησιμοποιώντας αυτή την τιμή του SRT. Επιθυμητό είναι αυτή η τιμή του S_{\min} να είναι μικρότερη της τιμής που επιβάλλουν οι κανονισμοί για την εκροή των επεξεργασμένων αποβλήτων στον υδάτινο αποδέκτη. Αυτό γίνεται με βάση τους τύπους :

$$\left[\theta_x^{\min}\right]_{\text{lim}} = [Y\bar{q} - b]^{-1} \quad [4.8]$$

$$S_{\min} = K \cdot b \left[\theta_x^{\min}\right]_{\text{lim}} \quad [4.9]$$

Βήμα πέμπτο: Επιλέγουμε ένα κατάλληλο χρόνο σχεδιασμού SRT. Επιδίωξή μας είναι ένας οικονομικός σχεδιασμός με μικρές όμως συγκεντρώσεις φορτίων στην έξοδο. Επιλέγοντας έναν κατάλληλο συντελεστή ασφαλείας (safety factor, SF), υπολογίζουμε το SRT σχεδιασμού.

$$\theta_x = SF \cdot \left[\theta_x^{\min}\right]_{\text{lim}} \quad [4.10]$$

Βήμα έκτο: Υπολογίζουμε τη συγκέντρωση του υποστρώματος στην έξοδο. Εδώ έξοδο του συστήματος, χρησιμοποιώντας το SRT σχεδιασμού από το 5^ο βήμα. Σιγουρευόμαστε ότι αυτή η συγκέντρωση είναι αποδεκτή σχετικά με τα νομοθετικά όρια.

$$S = K \cdot \frac{1 + b\theta_x}{Y\bar{q}\theta_x - (1 + b\theta_x)} \quad [4.11]$$

Βήμα έβδομο: Είτε επιλέγουμε τον υδραυλικό χρόνο του συστήματος (θ) και από εκεί υπολογίζουμε τη συγκέντρωση των ολικών πτητικών αιωρούμενων στερεών MLVSS (volatile suspended solids, X_v), είτε το αντίστροφο. Αυτό γίνεται με τον παρακάτω τύπο.

$$X_v = \frac{\theta_x}{\theta} \cdot \left(X_i^0 + \frac{1 + (1 - f_d)b\theta_x}{1 + b\theta_x} \cdot Y \cdot [S^0 - S] \right) \quad [4.12]$$

Τα αιωρούμενα πτητικά στερεά (X_v) εμπεριέχουν και ανόργανα στερεά. Σύμφωνα με μετρήσεις, η βιομάζα αποτελείται από 90% οργανικά στερεά και 10% ανόργανα.

Βήμα όγδοο: Υπολογίζουμε τον όγκο του συστήματος (V), X_a και X_a/X_v .

Χρησιμοποιώντας τον υδραυλικό χρόνο του 7^{ου} βήματος, υπολογίζουμε τον όγκο του συστήματος. Μετά υπολογίζουμε τη συγκέντρωση των ενεργών στερεών (active solids, X_a) μέσα στη δεξαμενή αερισμού.

$$V = Q \cdot \theta$$

$$X_a = \frac{\theta_x}{\theta} \cdot Y \cdot [S^0 - S] / (1 + b\theta_x) = \frac{X_v - \frac{\theta_x}{\theta} X_i^0}{1 + (1 - f_d) b\theta_x} \quad [4.13]$$

Ο όγκος V, μπορεί να εκφράζει τον όγκο της δεξαμενής αερισμού μόνο, το συνολικό άθροισμα των όγκων δεξαμενής αερισμού και καθίζησης ή κάτι ενδιάμεσο.

Βήμα ένατο: Υπολογίζουμε την συγκέντρωση MLSS (Mixed Liquor Suspended Solids, X). Δεχόμαστε ότι στην είσοδο μπορεί να έχουμε ανόργανα στερεά που δεν συμπεριλήφθηκαν στην συγκέντρωση αδρανούς βιομάζας (X_i) στην είσοδο. Επομένως είτε παίρνουμε τιμές από τα δεδομένα (αν υπάρχουν), είτε δίνουμε εμείς τυπικές τιμές από τη βιβλιογραφία. Συνολικά, η συγκέντρωση X αποτελείται από το άθροισμα των MLVSS και των SS

Βήμα δέκατο: Καθορίζουμε το ρυθμό απώλειας στερεών. Σε αυτό το βήμα υπολογίζουμε τη μάζα ανά χρόνο δηλαδή το ρυθμό με τον οποίο πρέπει να φύγουν από το σύστημα οι διάφορες μορφές στερεών (ενεργά, πτητικά και αιωρούμενα στερεά). Ο πιο απλός τρόπος είναι να υπολογίσουμε τους ρυθμούς κάθε κατηγορίας στερεών χωριστά και στο τέλος να τους αθροίσουμε με βάση τον τύπο :

$$\frac{\Delta X_j}{\Delta t} = \frac{X_j \cdot V}{\theta_x} \quad [4.14]$$

όπου το j είναι ένας δείκτης που μπορεί να είναι a (active) όταν αναφερόμαστε στην ενεργή βιομάζα, v (volatile) όταν αναφερόμαστε στα πτητικά στερεά και ss (suspended solids) για αιωρούμενα στερεά. Σε αυτό το βήμα υπολογίζουμε τον πραγματικό ρυθμό παραγωγής βιομάζας προκειμένου να εκτιμήσουμε τις ανάγκες της σε θρεπτικά υλικά.

Βήμα ενδέκατο: Εκτίμηση του ρυθμού επανακυκλοφορίας και της συγκέντρωσης στερεών στην έξοδο. Επειδή δεν έχουμε μια λεπτομερή ανάλυση του αντιδραστήρα, υποθέτουμε τιμές που έχουν χρησιμοποιηθεί με επιτυχία στο παρελθόν στη βιβλιογραφία για έναν συμβατικό σχεδιασμό.

Βήμα δωδέκατο: Εκτίμηση του ρυθμού απομάκρυνσης της λάσπης. Η λάσπη απομακρύνεται είτε από διαφορετικό αγωγό, είτε από την έξοδο του συστήματος. Χρησιμοποιώντας το ισοζύγιο μάζας έχουμε:

$$\frac{\Delta X_v}{\Delta t} = Q^w \cdot X_v^r + (Q - Q^w) \cdot X_v^r \quad [4.15]$$

όπου λύνουμε ως προς Q^w μια και έχουμε υπολογίσει το ρυθμό απώλειας στερεών στο 10^ο βήμα.

Βήμα δέκατο τρίτο: Εκτίμηση των απαιτήσεων σε θρεπτικά υλικά. Αναλογικά με το ρυθμό παραγωγής βιομάζας μέσα στο σύστημα, πρέπει να παρέχουμε και την κατάλληλη ποσότητα θρεπτικών υλικών για να υποστηρίξουμε τη σύνθεση. Χρησιμοποιώντας έτσι το γεγονός ότι 12,4% της βιομάζας είναι άζωτο και 2,5% είναι φωσφόρος, μπορούμε να υπολογίσουμε τις ανάγκες της βιομάζας σε θρεπτικά υλικά από τον πραγματικό ρυθμό παραγωγής βιομάζας (Βήμα 10^ο).

Βήμα δέκατο τέταρτο: Εκτίμηση των συγκεντρώσεων των διαλυτών μικροβιακών προϊόντων (SMP). Οι συγκεντρώσεις των UAP και BAP (βλέπε 1^ο κεφάλαιο, ενότητα 1.7.1), υπολογίζονται από τους παρακάτω τύπους:

$$UAP = \frac{-(\bar{q}_{UAP} X_\alpha \theta + K_{UAP} + k_1 r_w \theta) + \sqrt{(\bar{q}_{UAP} X_\alpha \theta + K_{UAP} + k_1 r_w \theta)^2 - 4K_{UAP} k_1 r_w \theta}}{2}$$

$$BAP = \frac{-(K_{BAP} + (\bar{q}_{BAP} - k_2) X_\alpha \theta) + \sqrt{(K_{BAP} + (\bar{q}_{BAP} - k_2) X_\alpha \theta)^2 + 4K_{BAP} k_2 X_\alpha \theta}}{2}$$

[4.16]

όπου $r_w = -(S^0 - S)/\theta$
 $SMP = UAP + BAP$

Βήμα δέκατο πέμπτο: Εκτίμηση της ποιότητας της εκροής εκφρασμένα σε COD, BOD_L και BOD_S. Σε αυτό το βήμα χρησιμοποιούμε όλα τα προηγούμενα δεδομένα για να υπολογίσουμε ποια θα είναι τελικά η ποιότητα των νερών στην έξοδο. Προσθέτουμε έτσι το υπόστρωμα S που δεν αποδομήθηκε από τους μικροοργανισμούς (σε COD), τα πτητικά στερεά (σε COD) που δεν αφαιρέθηκαν κατά την καθίζηση και βρίσκονται στην εκροή (επειδή και αυτά έχουν απαίτηση σε οξυγόνο για την περαιτέρω επεξεργασία τους στον υδάτινο αποδέκτη) και τα SMP που είναι μικροβιακά προϊόντα και αναγκαστικά επιβαρύνουν τις ανάγκες τις εκροής μας σε COD.

Βήμα δέκατο έκτο : Υπολογισμός του ρυθμού επανακυκλοφορίας της λάσπης. Ο ρυθμός επανακυκλοφορίας δίνεται ως :

$R = \frac{X}{X' - X}$, εναλλακτικά υπολογίζεται και με μεγαλύτερη ακρίβεια.

$$R = \frac{X \left(1 - \frac{\theta}{\theta_x} \right)}{X' - X} \quad [4.17]$$

Βήμα δέκατο έβδομο : Υπολογισμός του απαιτούμενου ρυθμού παροχής οξυγόνου. Το μεγαλύτερο κόστος στην εν λόγω μέθοδο είναι το κόστος ηλεκτρισμού για τον αερισμό. Ο απαιτούμενος ρυθμός παροχής και η επάρκεια του συστήματος καθορίζουν την ενέργεια που χρειάζεται.

4.1.3 Οι βιολογικές διεργασίες στις εγκαταστάσεις του Βόλου

Στις εγκαταστάσεις του Βόλου, το λύμα μετά τις δεξαμενές καθίζησης, οδηγείται μέσω ενός οχετού προς το αντλιοστάσιο ενδιάμεσης ανύψωσης. Εκεί μέσω τριών κοχλιών Αρχιμήδη ανυψώνεται και διαμοιράζεται σε τέσσερις δεξαμενές αερισμού – νιτροποίησης – απονιτροποίησης που αποτελούν το πυρήνα της βιολογικής επεξεργασίας. Οι δεξαμενές αυτές είναι δύο διαμερισμάτων και έχουν όγκο 3.500 m^3 η καθεμία. Σε αυτές γίνεται ο εμπλουτισμός του λύματος με οξυγόνο με υποβρύχια διάχυση αέρα. Αυτό επιτυγχάνεται με ένα σύστημα από πέντε αεροσυμπιεστές – φυσητήρες, ρυθμιζόμενης παροχής από $600\text{-}3.000 \text{ m}^3/\text{h}$ και με 1.100 διαχυτές ελαστικής μεμβράνης- λεπτής φυσαλίδας, που είναι διαστρωμένοι στο πυθμένα των δεξαμενών. Τα λύματα αιωρούνται χάρη στη λειτουργία 28 αναμεικτών, 7 ανά δεξαμενή. Η παρακολούθηση του συστήματος παροχής οξυγόνου είναι αυτόματη με μετρήσεις όγκου, θερμοκρασίας και πίεσης του αέρα προσαγωγής στις δεξαμενές.

Οι βιολογικές διεργασίες που ακολουθούν, πραγματοποιούνται «κατά μήκος» της ροής λύματος είναι οι παρακάτω:

Η είσοδος των αποβλήτων γίνεται στο πρώτο τμήμα του πρώτου διαμερίσματος των δεξαμενών, όπου απουσία αέρα αναπτύσσονται μικροοργανισμοί, οι οποίοι καταναλώνουν φώσφορο και άλατα. Ένα σημαντικό μέρος του φωσφόρου απομακρύνεται από τα απόβλητα, ιδιαίτερα τους θερινούς μήνες. Έπειτα τα απόβλητα προχωρούν στο δεύτερο τμήμα του πρώτου διαμερίσματος των δεξαμενών όπου σε συνθήκες ανοξικές (δηλ συνθήκες όπου έχουμε πολύ μικρή συγκέντρωση οξυγόνου) αναπτύσσονται ετερότροφα βακτήρια . Τα βακτήρια καταναλώνουν το οξυγόνο που περιέχεται στα νιτρικά άλατα και μετατρέπουν τα νιτρικά σε αέριο άζωτο, το οποίο απελευθερώνεται στην ατμόσφαιρα. Παράλληλα στο ίδιο τμήμα μικροοργανισμοί καταναλώνουν ενώσεις άνθρακα, μειώνοντας με αυτό τον τρόπο ένα μεγάλο μέρος του οργανικού φορτίου των αποβλήτων. Στη συνέχεια τα λύματα εισέρχονται στο δεύτερο διαμέρισμα των δεξαμενών όπου με το σύστημα των φυσητήρων – διαχυτών, παροχετεύεται αέρας και οι συνθήκες γίνονται αερόβιες. Εδώ αναπτύσσονται άλλοι είδους μικροοργανισμοί, τα αυτότροφα βακτήρια *Nitrosomonas* και *Nitrobacter* όπου κατευθύνουν τη διαδικασία της νιτροποίησης. Ταυτόχρονα καταναλώνεται το μεγαλύτερο μέρος του οργανικού φορτίου και απελευθερώνεται με την μορφή διοξειδίου του άνθρακα. Τα νιτρικά που παράγονται κατά τη διάρκεια της νιτροποίησης επανακυκλοφορούν στο ανοξικό τμήμα του πρώτου διαμερίσματος και επαναεισέρχεται στις δεξαμενές. Αυτό συμβαίνει διότι η διαδικασία της μετατροπής των νιτρικών σε αέριο άζωτο (απονιτροποίηση) απαιτεί όπως προαναφέρθηκε ανοξικές συνθήκες. Έχοντας περάσει τα απόβλητα από τις δεξαμενές αερισμού – νιτροποίησης – απονιτροποίησης, είναι απαλλαγμένα από το διαλυμένο οργανικό φορτίο και έχουν μετατραπεί σε βιομάζα (μικροοργανισμούς και σωματίδια).

5. ΝΙΤΡΟΠΟΙΗΣΗ – ΑΠΟΝΙΤΡΟΠΟΙΗΣΗ

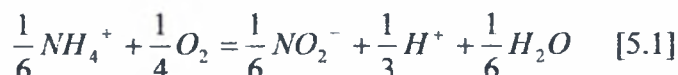
5.1 Νιτροποίηση

Η νιτροποίηση είναι η μικροβιολογική οξείδωση της αμμωνίας και του οργανικού αζώτου σε νιτρώδη και νιτρικά, (δηλαδή $\text{NH}_4^+ - \text{N} \rightarrow \text{NO}_2^- - \text{N}$ και $\text{NO}_3^- - \text{N}$) από τους μικροοργανισμούς *Nitrosomonas* και *Nitrobacter* αντίστοιχα. Η θεωρητική απαίτηση σε οξυγόνο είναι $4,57 \text{ g O}_2/\text{g NH}_4^+ - \text{N}$, δηλαδή για την οξείδωση ενός γραμμαρίου αμμωνιακού αζώτου απαιτούνται $4,57$ γραμμάρια οξυγόνου. Στην επεξεργασία υγρών αποβλήτων πλέον απαιτείται και η διαδικασία της νιτροποίησης για τη μετατροπή της $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ σε $\text{NO}_3^- - \text{N}$, γιατί κρίνεται επιτακτική η εξομάλυνση των επιπτώσεων της αμμωνίας στο τελικό υδάτινο αποδέκτη όσον αφορά τη μείωση της συγκέντρωσης του οξυγόνου, τη τοξικότητα στα ψάρια, την ενίσχυση του φαινομένου του ευτροφισμού ή ακόμα και σε εφαρμογές επαναχρησιμοποίησης του νερού ή σε επαναφόρτιση των υπόγειων υδροφορέων. Στη συνέχεια περιγράφονται τα βιοχημικά και φυσικά χαρακτηριστικά των βακτηρίων που εκτελούν τη νιτροποίηση και που είναι υπεύθυνα για τα στοιχεία σχεδιασμού της διαδικασίας.

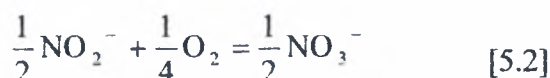
5.1.1 Βιοχημεία και φυσιολογία των νιτροποιητών βακτηρίων

Οι νιτροποιητές συναντώνται στο περιβάλλον όπως και στις εγκαταστάσεις επεξεργασίας υγρών λυμάτων όπου παροχετεύονται οργανικές ουσίες. Είναι αυτότροφα και αερόβια βακτήρια. Αυτό σημαίνει ότι μπορούν να οξειδώσουν μόνο ανόργανο άνθρακα και αυτός είναι ο λόγος που καθιστά τη νιτροποίηση μια ενεργειακά ακριβή διαδικασία και για αυτό ακριβώς οι νιτροποιητές έχουν χαμηλότερο συντελεστή f_s^0 και συντελεστή απόδοσης Y από τα αερόβια ετερότροφα βακτήρια. αφού οι ανόργανοι δότες ηλεκτρονίων (H_2 , S^{2-}) απελευθερώνουν λιγότερη ενέργεια ανά $e^- - \text{eq}$ από τους οργανικούς. Επομένως οι νιτροποιητές αναπτύσσονται πολύ αργά, ενώ η χαμηλή τιμή του Y μεταφράζεται σε χαμηλή μέγιστη ειδική ταχύτητα ανάπτυξης (μ_m) και σε μεγάλο ελάχιστο χρόνο κατακράτησης στερεών ($\theta_{x\min}$). Οι νιτροποιητές είναι υποχρεωτικά αερόβιοι και χρησιμοποιούν οξυγόνο τόσο για αναπνοή όσο και για την οξείδωση του αμμωνίου. Αυτό εξηγεί γιατί οι νιτροποιητές είναι πολύ ευαίσθητοι στις χαμηλές συγκεντρώσεις διαλυμένου οξυγόνου παραπάνω από τα αερόβια ετερότροφα βακτήρια.

Η νιτροποίηση είναι μια διαδικασία δύο σταδίων. Στο πρώτο στάδιο η αμμωνία οξειδώνεται σε νιτρώδης ρίζα με βάση την ακόλουθη αντίδραση:



Το πιο αναγνωρισμένο είδος βακτηρίων που οδηγεί το πρώτο στάδιο είναι τα *Nitrosomonas*. Στο δεύτερο στάδιο γίνεται η οξείδωση της νιτρώδους ρίζας σε νιτρική:



Εδώ τα *Nitrobacter* είναι το βασικό είδος που οξειδώνει το NO_2^- .

Οι παρακάτω πίνακες συνοψίζουν τις βασικές παραμέτρους που περιγράφουν τη στοιχειομετρία και τη κινητική των βακτηρίων που οξειδώνουν αμμωνία και νιτρικά αντίστοιχα (Rittman and Snoeyink, 1984)

Πίνακας 5.1 Βασικές τιμές παραμέτρων για τους οξειδοποιητές αμμωνίας για εύρος θερμοκρασίας 5 – 25^οC. (Rittmann B.E. and McCarthy, 2001)

Τιμές παραμέτρων για διάφορες θερμοκρασίες					
Παράμετρος	5 ^ο C	10 ^ο C	15 ^ο C	20 ^ο C	25 ^ο C
f_s^0	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14
Y, mg VSS _a /mgNH ₄ ⁺ -N	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33
a _n , mgNH ₄ ⁺ -N/ mgVSS _a -d	0,96	1,3	1,7	2,3	3,1
q _{O₂} , mgO ₂ / mgVSS _a -d	2,9	3,8	5,1	6,8	9,2
μ, d ⁻¹	0,32	0,42	0,58	0,76	1,02
K _N , mgNH ₄ ⁺ -N/l	0,18	0,32	0,57	1,0	1,50
K _O , mgNH ₄ ⁺ -N/l	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50
b, d ⁻¹	0,045	0,060	0,082	0,11	0,15
(θ _x ^{min}) _{lim} , d	3,6	2,8	2,1	1,5	1,2
S _{min N} , mgNH ₄ ⁺ -N/l	0,029	0,053	0,094	0,17	0,26
S _{min O} , mg O ₂ /l	0,081	0,083	0,084	0,085	0,085

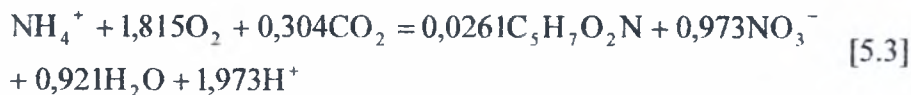
Πίνακας 5.2 Βασικές τιμές παραμέτρων για τους οξειδοποιητές νιτρώδους ρίζας για εύρος θερμοκρασίας 5 – 25^οC. (Rittmann B.E. and McCarthy, 2001)

Τιμές παραμέτρων για διάφορες θερμοκρασίες					
Παράμετρος	5 ^ο C	10 ^ο C	15 ^ο C	20 ^ο C	25 ^ο C
f_s^0	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10
Y, mg VSS _a /mgNH ₄ ⁺ -N	0,083	0,083	0,083	0,083	0,083
a _n , mgNH ₄ ⁺ -N/ mgVSS _a -d	4,1	5,5	7,3	9,8	13
q _{O₂} , mgO ₂ / mgVSS _a -d	4,2	5,6	7,5	10,1	13,5
μ, d ⁻¹	0,34	0,45	0,61	0,81	1,1
K _N , mgNH ₄ ⁺ -N/l	0,15	0,30	0,62	1,3	2,7
K _O , mgNH ₄ ⁺ -N/l	0,68	0,68	0,68	0,68	0,68
b, d ⁻¹	0,045	0,060	0,082	0,11	0,15
(θ _x ^{min}) _{lim} , d	3,5	2,6	1,9	1,4	1,1
S _{min N} , mgNH ₄ ⁺ -N/l	0,024	0,047	0,10	0,20	0,42
S _{min O} , mg O ₂ /l	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10

Στους Πίνακες 5.1 και 5.2 παρατηρούμε πως ο συντελεστής f_s^0 είναι πολύ μικρός για κάθε ομάδα. Ενώ οι τυπικές τιμές του f_s^0 για τα αερόβια ετερότροφα βακτήρια κυμαίνονται από 0,6 ως 0,7, βλέπουμε πως οι νιτροποιητές διατηρούν λίγα ηλεκτρόνια στη βιομάζα τους. Το Y για τα βακτήρια που οξειδώνουν νιτρώδη είναι περίπου 0,1 σε σύγκριση με την τιμή του Y για τα ετερότροφα που είναι 0,45. Η μέγιστη ειδική ταχύτητα ανάπτυξης (μ) και για τα δύο είδη είναι χαμηλή με τιμή μικρότερη από 1/d για θερμοκρασία 20^οC. Όπως είναι επόμενο με τέτοιο χαμηλό ρυθμό ανάπτυξης, ο χρόνος θ_x^{min} αυξάνεται. Επομένως, καταλήγουμε στο συμπέρασμα ότι η νιτροποίηση μπορεί να έχει μεγάλη απόδοση μόνο εφόσον εξασφαλίζονται οι προϋποθέσεις μεγάλου χρόνου κατακράτησης στερεών και επαρκούς συγκέντρωσης διαλυμένου οξυγόνου, (σε περίπτωση διαρκούς λειτουργίας

με συγκέντρωση διαλυμένου οξυγόνου χαμηλότερη του K_0 , έχουμε ξέπλυμα της λάσπης).

Η επίδραση της θερμοκρασίας είναι σημαντική γιατί η νιτροποίηση είναι αδύνατη σε χαμηλές θερμοκρασίες. Μπορεί να σταθεροποιηθεί στους 5°C ή και χαμηλότερα υπό την προϋπόθεση ότι ο χρόνος κατακράτησης στερεών είναι επαρκώς μεγάλος, τυπικά μεγαλύτερος από 15 d. Στους 5°C εφαρμόζοντας ένα συντελεστή ασφάλειας με τιμή 5, παίρνουμε ελάχιστο χρόνο θ_x ίσο με $3,6 \cdot 5 = 18 \text{ d}$, $((\theta_x^{\text{min}})_{\text{lim}} = 3,6 \text{ d}$, Πίνακας 5.1). Η παρακάτω εξίσωση είναι η στοιχειομετρική αντίδραση χημικής ισορροπίας για τη πλήρη οξείδωση της αμμωνίας σε νιτρικά από τους νιτροποιητές για $\theta_x = 15 \text{ d}$ και $f_s = 0,067$.



Η στοιχειομετρική εξίσωση μας δείχνει τα δυο βασικά γνωρίσματα της νιτροποίησης. Το πρώτο είναι πως έχει μεγάλη απαίτηση σε οξυγόνο, εδώ συγκεκριμένα

$$1,815 \cdot \frac{32\text{g moleN}}{\text{moleO}_2 \cdot 14\text{g}} = 4,14 \text{ gO}_2 / \text{gNH}_4^+ - \text{N} \text{ που καταναλώνονται. Το δεύτερο}$$

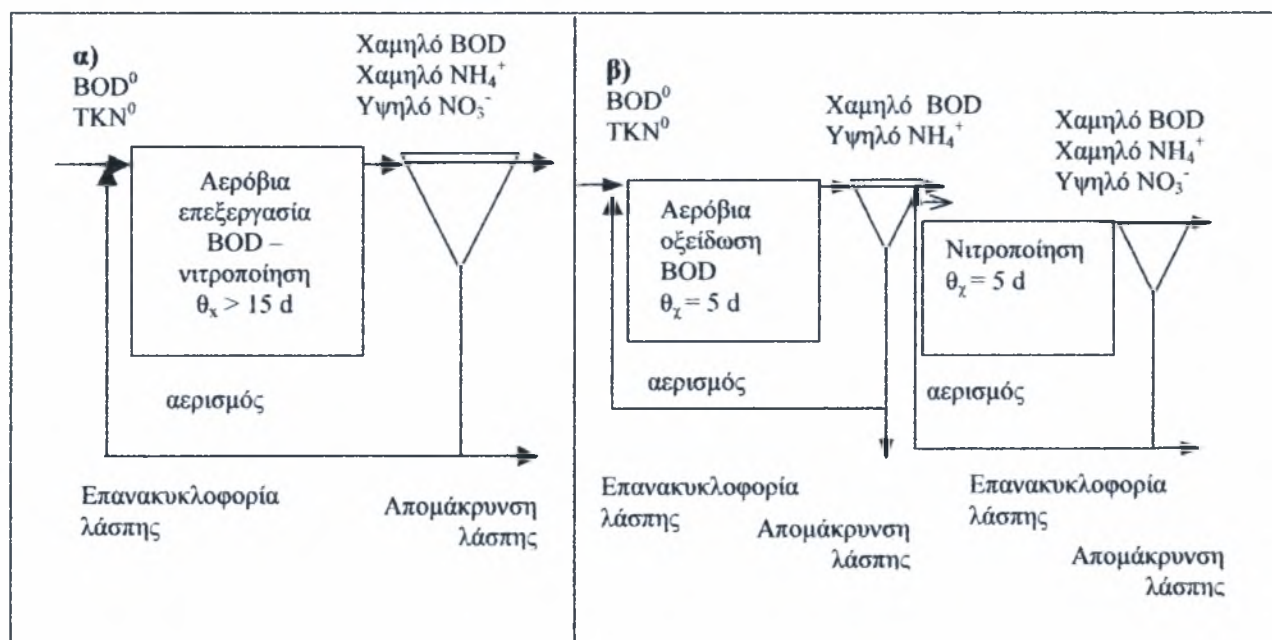
είναι πως κατά τη διαδικασία της νιτροποίησης, από την οξείδωση της αμμωνίας παράγονται πολύ ισχυρά οξέα ανά mole αμμωνίας που απομακρύνεται.

Οι νιτροποιητές παράγουν διαλυτά μικροβιακά προϊόντα (Soluble Microbiological Products, SMP) που χρησιμοποιούνται από τα ετερότροφα βακτήρια (Rittman, Regan and Stahl, 1994; deSilva and Rittman, 2000a,b). Τα SMP αποτελούν μέρος της ενδογενούς αναπνοής των κυττάρων και περιορίζουν τη καθαρή αύξηση των νιτροποιητών. Έπειτα λειτουργούν και ως δότες ηλεκτρονίων για τα ετερότροφα βακτήρια, αυξάνοντας έτσι τη βιομάζα τους. Ένα ακόμη γνώρισμα των νιτροποιητών είναι η μεγάλη ευαισθησία τους σε παρουσία χημικών ουσιών. Ο πολύ αργός ρυθμός ανάπτυξης τους επιδεινώνεται από τις αρνητικές επιδράσεις διαφόρων χημικών ουσιών. Αυτό συμβαίνει επειδή πολλές φορές αυτές οι ουσίες είναι και δότες ηλεκτρονίων και η οξείδωση τους επιφέρει μείωση της συγκέντρωσης του διαλυμένου οξυγόνου. Μερικές από τις πιο γνωστές ουσίες είναι : η μη ιονισμένη αμμωνία σε υψηλό pH, βαρέα μέταλλα, χλωριούχα οργανικά προϊόντα, χαμηλό pH κ.α .

5.1.2 Η νιτροποίηση στη μέθοδο ενεργού ιλύος

Στην ενεργό ιλύ, υπάρχουν δυο παραλλαγές συστημάτων: α) σύστημα μιας λάσπης όπου τα ετερότροφα βακτήρια και οι νιτροποιητές συνυπάρχουν σε ένα κοινό αντιδραστήρα και διαδοχικά γίνεται η οξείδωση του οργανικού BOD και της αμμωνίας και β) διπλό σύστημα ιλύος, όπου η οξείδωση του BOD γίνεται στο πρώτο στάδιο και η νιτροποίηση στο επόμενο σε διαφορετικές δεξαμενές. Στην πρώτη περίπτωση έχουμε μια λάσπη που περιέχει νιτροποιητές και ετερότροφα ταυτόχρονα, ενώ στη δεύτερη περίπτωση έχουμε δύο δεξαμενές, δύο δεξαμενές καθίζησης και ένα σύστημα επανακυκλοφορίας. Το πρώτο στάδιο περιλαμβάνει μια δεξαμενή αερισμού, μια δεξαμενή καθίζησης και ένα σύστημα επανακυκλοφορίας. Το πρώτο στάδιο λειτουργεί με μικρή τιμή SRT για την απομάκρυνση BOD. Αυτό δημιουργεί

δύο διαφορετικές βιομάζες που ανακυκλώνονται μεμονωμένα άρα και δύο λάσπες. Η πρώτη λάσπη στερείται νιτροποιητών και η δεύτερη αποτελείται κυρίως από νιτροποιητές. Το δεύτερο στάδιο δέχεται ένα μέρος ετερότροφων βακτηρίων που οξειδώνουν το BOD και στερεά από τη πρώτη δεξαμενή. Επειδή οι νιτροποιητές αναπτύσσονται πολύ αργά, τα συστήματα για τη νιτροποίηση σχεδιάζονται για πολύ μεγαλύτερους υδραυλικούς χρόνους και χρόνους παραμονής στερεών. Στο σχήμα 5.1 φαίνονται σχηματικά οι δύο παραλλαγές συστημάτων νιτροποίησης ενεργού ιλύος. Στο σχήμα, ο εκθέτης θ δηλώνει τιμές εισόδου. Ο όρος TKN είναι η συντομογραφία του Total Kjeldahl Nitrogen που ορίζεται ως το άθροισμα του οργανικού αζώτου και της αμμωνίας. Συχνά τα απόνερα περιέχουν ένα σημαντικό ποσοστό οργανικού αζώτου. Στα περισσότερα συστήματα επεξεργασίας που περιλαμβάνουν νιτροποίηση, το οργανικό άζωτο υδρολύεται για να σχηματίσει $\text{NH}_4^+ - \text{N}$, το οποίο είναι και απαραίτητο για τη νιτροποίηση.



Σχήμα.5.1 Σχηματική παράσταση νιτροποίησης και ενεργού ιλύος α) μιας λάσπης και β) δύο σταδίων λάσπης

5.1.2.1. Σχεδιασμός συστήματος νιτροποίησης

Για το σχεδιασμό της διαδικασίας της νιτροποίησης, πρώτα επιλέγουμε το θ_x . Συγκριτικά με ένα σύστημα ενεργού ιλύος όπου έχουμε μόνο οξείδωση BOD, ο ελάχιστος χρόνος κατακράτησης είναι αρκετά μεγαλύτερος για τη νιτροποίηση. Για θερμοκρασία $T = 15^\circ\text{C}$ είναι περίπου 2 d. Χρησιμοποιώντας συντελεστή ασφαλείας με τιμή 10 παίρνουμε:

$$\theta_x = 10 \cdot 2 \text{ d} = 20 \text{ d}$$

Έπειτα υπολογίζουμε τις συγκεντρώσεις εξόδου (S) για BOD_L , $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ και $\text{NO}_2^- - \text{N}$ από τυπικές κινητικές παραμέτρους:

$$S = K \frac{1 + b\theta_x}{Y\bar{q}\theta_x - (1 + b\theta_x)} \quad [5.4]$$

Για παράδειγμα, χρησιμοποιώντας τυπικές παραμέτρους από τους Πίνακες 5.1 και 5.2, υπολογίζουμε παρακάτω ένα τυπικό σενάριο νιτροποίησης:

$$BOD_t = 10 \frac{mgBOD_t}{l} \cdot \frac{1 + 0,1/d \cdot 20d}{0,45 \cdot \frac{mgVSS_a}{mgBOD_t} \cdot 10 \cdot \frac{mgBOD_t}{mgVSS_a - day} \cdot 20d - (1 + 0,1 \cdot 20)} = 0,34mgBOD_t / l$$

$$NH_4^+ - N = 0,57 \cdot \frac{mgN}{l} \cdot \frac{1 + 0,082/d \cdot 20d}{0,33 \cdot \frac{mgVSS_a}{mgN} \cdot 1,7 \cdot \frac{mgN}{mgVSS_a - day} \cdot 20d - (1 + 0,082 \cdot 20)} =$$

$$0,18mgNH_4^+ - N / l$$

$$NO_2^- - N = 0,62 \cdot \frac{mgN}{l} \cdot \frac{1 + 0,082/d \cdot 20d}{0,083 \cdot \frac{mgVSS_a}{mgN} \cdot 7,3 \cdot \frac{mgN}{mgVSS_a} \cdot 20d - (1 + 0,082 \cdot 20)} =$$

$$0,17mgNO_2^- - N / l$$

ο ρυθμός παραγωγής βιομάζας (VSS) για νιτροποιητές και ετερότροφα βακτήρια ($\Delta X_v / \Delta t$) δίνεται από το τύπο (Q είναι η παροχή του συστήματος):

$$\frac{\Delta X_v}{\Delta t} = Q(S^0 - S)Y \frac{1 + (1 - f_d)b\theta_x}{1 + b\theta_x} \quad [5.5]$$

Ξέροντας τα παραπάνω, υπολογίζουμε το ρυθμό παραγωγής της βιομάζας του συστήματος $(\Delta X_v / \Delta t)_{total}$ και χρησιμοποιώντας μια μέση τιμή για τη συγκέντρωση βιομάζας στη δεξαμενή αερισμού (X_v), υπολογίζουμε τον συνολικό όγκο του συστήματος. Εναλλακτικά, μπορούμε να υποθέσουμε μια αποδεκτή τιμή για τον όγκο του συστήματος και να υπολογίσουμε τη συγκέντρωση βιομάζας στη δεξαμενή αερισμού (X_v):

$$V = \frac{\theta_x}{X_v} \left(\frac{\Delta X_v}{\Delta t} \right)_{total} \quad [5.6]$$

Η παροχή επανακυκλοφορίας δίνεται από την εξίσωση [5.7] (θ είναι ο υδραυλικός χρόνος κατακράτησης του συστήματος):

$$Q' = Q \cdot \frac{X_v(1 - \theta / \theta_x)}{X_v' - X_v} \quad [5.7]$$

5.1.2.2 Ο ρόλος του λόγου BOD_L/TKN εισόδου

Τα συστήματα νιτροποίησης επηρεάζονται από το λόγο $(BOD_L/TKN)^0$ με τρεις τρόπους. Ο πρώτος τρόπος συσχετίζεται με τον ανταγωνισμό μεταξύ ετερότροφων

και νιτροποιητών βακτηρίων. Εάν ο λόγος $(BOD_L/TKN)^0$ είναι αρκετά μεγάλος, μεγαλύτερος από 25 για παράδειγμα, τότε ελάχιστο ή και καθόλου αναγόμενο άζωτο θα είναι διαθέσιμο για την νιτροποίηση. Παρ' όλο που η πρωταρχική πηγή τροφής για τους ετερότροφους μικροοργανισμούς είναι το BOD_L , χρειάζονται μικρές ποσότητες αναγόμενου αζώτου για τη σύνθεση βιομάζας. Σε περίπτωση όμως που ο λόγος είναι πολύ μεγάλος (πολύ περισσότερη τροφή για τους ετερότροφους), και επειδή το f_s τους είναι πολύ μεγαλύτερο από αυτό των νιτροποιητών, ακόμη και η μικρή ανάγκη τους σε άζωτο στερεί το άζωτο από τους νιτροποιητές, με αποτέλεσμα ο πληθυσμός τους να μειώνεται αισθητά. Ο δεύτερος τρόπος είναι ότι ο λόγος αυτός καθορίζει ποιο ποσοστό της ενεργού βιομάζας αποτελούν οι νιτροποιητές. Όπως έχει ήδη αναφερθεί εξαιτίας του μικρού f_s^0 των νιτροποιητών σχετικά με αυτό των ετερότροφων βακτηρίων, το ποσοστό αυτό είναι μικρό. Για τυπικές τιμές $(BOD_L/TKN)^0$ στα αστικά απόβλητα 5 – 10, οι νιτροποιητές κανονικά αποτελούν λιγότερο από το 20% της ενεργού βιομάζας και είναι ένα μικρό μέρος των πτητικών αιωρούμενων στερεών. Το ποσοστό αυτό μικραίνει για μεγαλύτερες τιμές του λόγου. Τέλος το $(BOD_L/TKN)^0$ ελέγχει τον ανταγωνισμό ετερότροφων και νιτροποιητών για τις πηγές τροφής, δηλαδή όσο μεγαλώνει ο αριθμητής, αυτό σημαίνει πως υπάρχει αρκετό BOD που ευνοεί την ανάπτυξη των ετερότροφων έναντι των νιτροποιητών. Το αντίστροφο συμβαίνει όταν αυξάνεται ο παρονομαστής, όταν δηλαδή το TKN είναι μεγαλύτερο του BOD.

5.2 Απονιτροποίηση

Η βιολογική αναγωγή των νιτρικών σε οξειδία, υποοξειδία του αζώτου και αέριο άζωτο καλείται απονιτροποίηση. Από ενεργειακής απόψεως, τα νιτρώδη και τα νιτρικά αποτελούν τους δέκτες ηλεκτρονίων. Η βιολογική απονιτροποίηση είναι ένα αναπόσπαστο τμήμα της απομάκρυνσης του αζώτου, η οποία περιλαμβάνει και τη νιτροποίηση. Την απονιτροποίηση εκτελούν τόσο ετερότροφα όσο και αυτότροφα βακτήρια, πολλά από τα οποία μπορούν και εναλλάσσουν την αναπνοή μέσω οξυγόνου με αυτή μέσω του αζώτου. Όπως και με τη νιτροποίηση, έτσι και η απονιτροποίηση πλέον επιβάλλεται στην επεξεργασία των υγρών λυμάτων για τη προστασία του υδάτινου αποδέκτη από τον ευτροφισμό (που προκαλούν τα γεωργικά απόβλητα και όχι μόνο) και τη διαφύλαξη της υδάτινης πανίδας. Σε κάθε περίπτωση, το διαλυμένο άζωτο μετατρέπεται μέσω της εν λόγω διαδικασίας σε αέριο άζωτο που με τη σειρά του απελευθερώνεται στην ατμόσφαιρα. Για να έχουμε απονιτροποίηση, θα πρέπει το άζωτο να βρίσκεται σε μια από τις οξειδωμένες του μορφές, δηλαδή NO_3^- ή NO_2^- . Επειδή πολλά απόβλητα περιέχουν συνήθως αναγόμενο άζωτο, η απονιτροποίηση συνδυάζεται με τη νιτροποίηση ούτως ώστε να δημιουργηθούν οι οξειδωμένες μορφές.

5.2.1 Φυσιολογία και χαρακτηριστικά των απονιτροποιητών βακτηρίων

Τα πιο γνωστά βακτήρια στη φύση που απονιτροποιούν είναι τα : *Pseudomonas*, *Alcaligenes*, *Paracoccus*, *Thiobacillus*. Όλοι οι απονιτροποιητές είναι επαμφοτερίζοντες, δηλαδή αναπτύσσονται είτε παρουσία είτε απουσία οξυγόνου. Τα είδη που χρησιμοποιούνται στη περιβαλλοντική βιοτεχνολογία, χρησιμοποιούν οργανικούς και ανόργανους δότες ηλεκτρονίων. Αυτά που διασπούν τους οργανικούς δότες είναι κυρίως ετερότροφα, **οπότε είναι απαραίτητη η προσθήκη εξωτερικού οργανικού δότη**. Μερικά αυτότροφα βακτήρια διασπούν H_2 και S^{2-} . Οι

απονιτροποιητές συναντώνται παντού, στο χώμα, στα επιφανειακά νερά, στα υπόγεια και στα νερά που προέρχονται από εγκαταστάσεις επεξεργασίας.

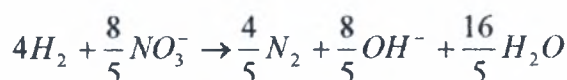
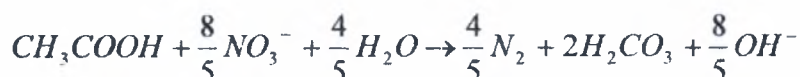
Η απονιτροποίηση είναι μια διαδικασία όπου εκδηλώνεται σε μια σειρά από στάδια όπου πρώτα το NO_3^- ανάγεται σε NO_2^- , έπειτα σε NO , σε N_2O και τελικά σε αέριο N_2 . Όλα τα στάδια φαίνονται στις ημιαντιδράσεις.



Η ολική αντίδραση από το NO_3^- στο N_2 ανάγει το άζωτο με πέντε ηλεκτρόνια ανά άτομο αζώτου. Το πρώτο βήμα είναι δύο ηλεκτρονίων αναγωγή, ενώ τα επόμενα τρία βήματα ανάγουν ένα ηλεκτρόνιο για κάθε άτομο αζώτου.

Για να επιτευχθεί η απονιτροποίηση, είναι απαραίτητη η χαμηλή συγκέντρωση του οξυγόνου. Η υψηλή συγκέντρωση του οξυγόνου αποτρέπει την απονιτροποίηση με δύο τρόπους. Ο πρώτος είναι ο περιορισμός της λειτουργίας ορισμένων γονιδίων. Μελέτες έχουν δείξει ότι συγκεντρώσεις του διαλυμένου οξυγόνου πάνω από 2,5-5 mgO_2/l (Köster and Zumft, 1989) παρεμποδίζουν τη δράση τους. Ο δεύτερος τρόπος ελέγχου είναι η παρεμπόδιση της δράσης του ενζύμου αναγωγή υπό συγκεντρώσεις διαλυμένου οξυγόνου πολλαπλάσιες του 1mg/l O_2 (Tiedje, 1988; Rittman and Langeland, 1985). Αυτό δείχνει πως η απονιτροποίηση μπορεί να λειτουργήσει μόνο εφόσον έχουμε ανοξικές συνθήκες, δηλαδή οι συγκεντρώσεις του οξυγόνου είναι μόλις λίγο μεγαλύτερες από του μηδενός (Rittman and Langeland, 1985; deSilva, 1977). Η κατάσταση αυτή ενισχύεται όταν οι απονιτροποιητές οργανώνονται σε συσσωματώματα ή σε βιοφίλτρα.

Πολύ χαμηλές συγκεντρώσεις δότη ηλεκτρονίων ή πολύ υψηλές συγκεντρώσεις του διαλυμένου οξυγόνου οδηγούν στη συσσώρευση «ενδιάμεσων» προϊόντων: NO_2^- , NO και N_2O . Τα τελευταία δύο αέρια ευθύνονται για το φαινόμενο του θερμοκηπίου και πρέπει όσο το δυνατόν να περιορίζεται η εκπομπή τους. Όσον αφορά τους απονιτροποιητές, αν και δεν παρουσιάζουν ιδιαίτερη ευαισθησία στις μεταβολές του pH, τιμές που κυμαίνονται έξω από το εύρος των τιμών 7-8 μπορεί να οδηγήσει με τη σειρά του στη συσσώρευση ενδιάμεσων προϊόντων όπως προηγουμένως. Σε χαμηλής αλκαλικότητας νερά ο έλεγχος του pH μπορεί να θεωρηθεί πρόβλημα και αυτό γιατί η διαδικασία της απονιτροποίησης παράγει ισχυρές βάσεις. Οι αντίστοιχες χημικές αντιδράσεις είναι :



Στο Πίνακα 5.3 παρουσιάζονται οι στοιχειομετρικοί και κινητικοί παράμετροι για θερμοκρασία 20°C για τα ετερότροφα βακτήρια που χρησιμοποιούν μεθανόλη, άλλο

οργανικό υλικό, H₂ και S₂ ως δότη ηλεκτρονίων για την απονιτροποίηση, όλα αυτά μεταφρασμένα σε απαίτηση σε οξυγόνο. Αυτό εκφράζει τη μάζα του οξυγόνου που απαιτείται για τη πλήρη οξείδωση του δότη. Να σημειωθεί ότι 8g οξυγόνου ισοδυναμούν με ένα e⁻ eq. Για τους οργανικούς δότες, η απαίτηση σε οξυγόνο (OD) ταυτίζεται με το BOD_L.

Πίνακας 5.3 Αντιπροσωπευτικές στοιχειομετρικές παράμετροι κινητικής για τους απονιτροποιητές για T= 20^οC (Rittmann B.E. and McCarthy, 2001)

Δότης ηλεκτρονίων	Μεθανόλη	BOD	H ₂	S ^ο
Πηγή άνθρακα	Μεθανόλη	BOD	CO ₂	CO ₂
$f_s^ο$	0,36	0,52	0,21	0,13
Y, g VSS _a /g donor	0,27	0,26	0,08	0,10
Y, g VSS _a /g OD	0,18	0,26	0,11	0,07
q, g donor/ g VSS _a -d	6,9	12	1,6	8,1
g OD/ g VSS _a -d	10,4	12	11,8	11,2
K, mg donor/l	9,1	1	1	?
mgOD/l	13,7	1	0,13	?
b, d ⁻¹	0,05	0,05	0,05	0,05
$[\theta_{xmin}]_{lim}$, d	0,55	0,33	0,76	1,3
S _{min} , mg donor/l	0,25	0,017	0,04	?
mg OD/l	0,38	0,017	0,005	?

ΠΑΡΑΤΗΡΗΣΕΙΣ

1) Ενώ για τα ετερότροφα βακτήρια που χρησιμοποιούν γενικά BOD_L, ο συντελεστής $f_s^ο$ είναι μόλις μικρότερος από τον συντελεστή $f_s^ο$ για τα ετερότροφα αερόβια (0,52 και 0.6 e⁻ eq σύνθεσης ανά e⁻ eq δότη αντίστοιχα), οι τιμές $f_s^ο$ για τα δυο αυτότροφα είναι αρκετά μικρότερες (0,21 και 0,13 για δότη υδρογόνο και θείο αντίστοιχα) και μάλιστα παρόμοιες με αυτές των νιτροποιητών. Αντίστοιχα ο $f_s^ο$ για τα βακτήρια που οξειδώνουν μεθανόλη (0,36) είναι χαμηλότερος από αυτούς των άλλων ετερότροφων.
2) Ο ελάχιστος υδραυλικός χρόνος ($[\theta_{xmin}]_{lim}$) καθορίζεται κυρίως από το συντελεστή απόδοσης Y. 3) Οι ελάχιστες συγκεντρώσεις υποστρώματος S_{min} είναι μικρότερες από 1 mg OD/l, πράγμα που σημαίνει ότι υπολειπόμενο BOD στην έξοδο δεν αποτελεί ιδιαίτερο πρόβλημα.

Έν κατακλείδι, οι ετερότροφοι απονιτροποιητές έχουν παρόμοια χαρακτηριστικά κινητικής με τους αερόβιους απονιτροποιητές. Επειδή είναι επαμφοτερίζοντες, αλλάζουν από O₂ σε NO₃⁻ ή NO₂⁻ για την αναπνοή, αυτό επιφέρει μια μικρή αύξηση στους $f_s^ο$ και Y που με τη σειρά τους αυξάνουν το $[\theta_{xmin}]_{lim}$. Από την άλλη πλευρά, οι ετερότροφοι απονιτροποιητές παρουσιάζουν μεγάλες διαφορές με τους αυτότροφους. Οι νιτροποιητές αναπτύσσονται πολύ αργά και προϋποθέτουν μεγάλους υδραυλικούς χρόνους και χρόνους κατακράτησης στερεών. Επιπλέον απαιτούν υψηλές συγκεντρώσεις διαλυμένου οξυγόνου, ενώ αυτό σταματά εντελώς την απονιτροποίηση.

Ένα σημαντικό πλεονέκτημα των απονιτροποιητών είναι πως συχνά χρησιμοποιούν NO_3^- (ή NO_2^-) ως πηγή αζώτου για τη κυτταρική σύνθεση. Οπότε η μείωση της συγκέντρωσης νιτρικών που είναι άλλωστε και ο σκοπός της απονιτροποίησης επιτυγχάνεται όχι μόνο με την αναγωγή των νιτρικών αλλά υποβοηθείται και με την κατανάλωση νιτρικών για τη σύνθεση βιομάζας απνιτροποιητών. Η αναγωγή της εκάστοτε πηγής αζώτου στη βαθμίδα -3 μειώνει τον συντελεστή f_s^0 και το Y . Για παράδειγμα η χρήση του NO_3^- ως πηγή αζώτου χρειάζεται 8 επιπλέον ηλεκτρόνια ανά mol βιομάζας που συμβολίζεται με τη χημική ένωση $\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}$. Η βιομάζα με τη σειρά της χρειάζεται 20 ηλεκτρόνια για να αναχθεί ο άνθρακας στην οξειδωτική βαθμίδα 0 και 28 ηλεκτρόνια για να αναχθούν ο άνθρακας και το άζωτο όταν πηγή αζώτου είναι το NO_3^- . Επομένως όταν το NO_3^- είναι η πηγή αζώτου, η απαίτηση οξυγόνου της βιομάζας είναι: $(28 e^- \text{ eq/mol cells}) (1 \text{ mol cells}/113 \text{ g cells}) (8 \text{ g O}_2/ e^- \text{ eq}) = 1,98 \text{ g OD/g cells}$.

5.2.2 Απονιτροποίηση και ενεργός υλύς

Η απονιτροποίηση συνδυάζεται με τη μέθοδο ενεργού υλύος για τη πιο αποτελεσματική επεξεργασία των υγρών αποβλήτων. Ο βασικός σχεδιασμός είναι ίδιος με το σχεδιασμό αερόβιας επεξεργασίας για τη μέθοδο ενεργού υλύος και περιλαμβάνει : έναν αντιδραστήρα ανάμιξης, μια δεξαμενή καθίζησης, ένα σύστημα επανακυκλοφορίας στερεών καθώς και σύστημα απομάκρυνσης της εξερχόμενης λάσπης. Ο χρόνος κατακράτησης στερεών σχεδιάζεται για περίπου 5 μέρες όταν παρέχονται οι δότες ηλεκτρονίων εξωτερικά, ενώ όταν η απονιτροποίηση γίνεται με αυτότροφα βακτήρια, τότε ο SRT αυξάνεται κι άλλο (γύρω στις 15 μέρες). Αν και η απονιτροποίηση παρουσιάζει πολλές ομοιότητες με την αερόβια επεξεργασία ενεργού υλύος, ωστόσο παρουσιάζονται αρκετά κρίσιμα ζητήματα. Πρώτα απ' όλα ο αντιδραστήρας είναι σχεδιασμένος έτσι ώστε να ελαχιστοποιείται ο αερισμός. Αυτό επιτυγχάνεται με ανάμιξη της επιφάνειας της ροής μέσω τουρμπίνας. **Ο δότης ηλεκτρονίων, η τροφή με λίγα λόγια για τους μικροοργανισμούς, πρέπει να παρέχεται εξωτερικά.** Η ακριβής δόση του δότη υπολογίζεται από τη στοιχειομετρία της αντίδρασης. Ο σχεδιασμός του αντιδραστήρα βασίζεται στις ίδιες αρχές που βασίζεται η αερόβια μέθοδος ενεργού λάσπης. Η παραγωγή λάσπης υπολογίζεται από το SRT και τη στοιχειομετρία. Η απονιτροποίηση αποδίδει όταν η συγκέντρωση του NO_3^- είναι πολύ χαμηλή μέσα στον αντιδραστήρα, άρα και η παραγωγή N_2 στη δεξαμενή καθίζησης είναι η ελάχιστη.

Ο Πίνακας 5.4 συνοψίζει τα βασικά χαρακτηριστικά στοιχειομετρικών αντιδράσεων για τρεις διαφορετικούς δότες ηλεκτρονίων (μεθανόλη, οξικό ιόν και H_2) και μας δίνει τα βασικά χαρακτηριστικά των αντιδράσεων. Βλέπουμε λοιπόν ότι ο συντελεστής f_s (ο λόγος καθαρής βιομάζας που σχηματίζεται προς gr OD που καταναλώνεται) μειώνεται από το οξικό ιόν στη μεθανόλη και παίρνει την ελάχιστη τιμή του για τα αυτότροφα με υδρογόνο. Αυτό συμβαίνει επειδή στη δυσμενέστερη περίπτωση, τα αυτότροφα πρέπει να χρησιμοποιήσουν περισσότερα ηλεκτρόνια για την παραγωγή ενέργειας και αναγκαστικά λιγότερα για τη σύνθεση βιομάζας, μια και δε χρησιμοποιούν οργανικούς δότες ηλεκτρονίων που είναι και οι πλέον ενεργειακά αποδοτικοί.

Στον ίδιο πίνακα βλέπουμε ότι η απονιτροποίηση με οξικό ιόν προϋποθέτει 3,97g BOD_L για κάθε g $\text{NO}_3^- \text{N}$ που απομακρύνεται και ταυτόχρονα παράγονται 0,685g στερεών βιομάζας. Οι αντιδράσεις με μεθανόλη και υδρογόνο οδηγούν στη

Διπλωματική εργασία : Μελέτη βιολογικής επεξεργασίας υγρών αποβλήτων στη 65
πόλη του Βόλου

δημιουργία λιγότερων στερεών (0,490 και 0,244 g VSS/g NO₃⁻N αντίστοιχα) μια και το f_s είναι μικρότερο. Κάτι αξιοπρόσεκτο είναι το παρακάτω: το οξικό ιόν που έχει το μεγαλύτερο f_s χρησιμοποιεί ως πηγή αζώτου για κυτταρική σύνθεση το 13% (0,098/0,756) των e⁻eq της νιτρώδους ρίζας που καταναλώνεται, ενώ το H₂ που έχει το μικρότερο f_s , χρησιμοποιεί μόνο το 4,3% (0,039/0,901). Βλέπουμε επομένως ότι το μεγαλύτερο όσο περισσότερη σύνθεση έχουμε, τόσο περισσότερο άζωτο χρησιμοποιείται από τους μικροοργανισμούς για κυτταρική σύνθεση.

Πίνακας 5.4 Στοιχειομετρικές παράμετροι για μια σειρά από αντιδράσεις στην απονιτροποίηση για T= 20^οC (Rittmann B.E. and McCarthy, 2001)

Είδος αντίδρασης	Ετερότροφα με οξικό ιόν	Ετερότροφα με μεθανόλη	Αυτότροφα με H ₂
Ισοδύναμο ηλεκτρονίων στο δότη (=f _s +f _e)	1	1	1
Ισοδύναμο ηλεκτρονίων στη βιομάζα			
Συνολικά (=f _s)	0,342	0,267	0,138
Για C (=20/28 · f _s)	0,244	0,191	0,099
Για N (=8/28 · f _s)	0,098	0,076	0,039
NO ₃ ⁻ που καταναλώνεται mol	0,1438	0,1561	0,1773
Ισοδύναμο ηλεκτρονίων σε ενέργεια			
Συνολικά (=f _e)	0,756	0,809	0,901
e ⁻ eq για το δέκτη	0,658	0,733	0,862
e ⁻ eq για πηγή N	0,098	0,076	0,039
Λόγοι			
g OD/g NO ₃ ⁻ -N	3,97	3,66	3,22
g VSS/g NO ₃ ⁻ -N	0,685	0,490	0,224
g VSS/g OD (=Y _n)	0,172	0,135	0,0696

5.2.3 Σύστημα κοινής λάσπης

Η μιας λάσπης απονιτροποίηση είναι μια διαδικασία όπου το BOD των αποβλήτων στην είσοδο χρησιμοποιείται για την απονιτροποίηση. Για αυτόν τον λόγο η μιας λάσπης απονιτροποίηση δεν μπορεί να λειτουργήσει μετά τη δευτεροβάθμια επεξεργασία μιας και μετά το πέρας της δευτεροβάθμιας έχουν αφαιρεθεί όλοι οι οργανικοί δότες ηλεκτρονίων. Επομένως η ανοξική απονιτροποίηση συνδυάζεται πλήρως με αερόβιες διεργασίες, όπως η οξείδωση του BOD και η νιτροποίηση που της παρέχουν δότες ηλεκτρονίων, η ολοκλήρωση των οποίων διατηρεί μέρος των στερεών – δοτών, ενώ παράλληλα πρέπει να διατηρούνται επαρκείς αερόβιες συνθήκες για τη νιτροποίηση, η οποία παράγει το απαιτούμενο NO₃⁻ για την απονιτροποίηση. Ο συγκερασμός όλων των στόχων επιφέρει πολλά πλεονεκτήματα για την αποτελεσματική επεξεργασία των υγρών αποβλήτων, μερικά από τα οποία είναι:

- Δεν είναι πλέον απαραίτητη η χορήγηση εξωτερικού δότη ηλεκτρονίων μιας και παρέχονται από την αερόβια οξείδωση BOD και τη νιτροποίηση και με αυτό τον τρόπο μειώνεται το κόστος.

- Επειδή μέρος του BOD οξειδώνεται με NO_3^- ως δέκτη ηλεκτρονίων και όχι με O_2 , τα κόστη αερισμού ελαττώνονται συγκριτικά με εναλλακτικά συστήματα που νιτροποιούν τις αναγόμενες μορφές αζώτου από την είσοδο.
- Με αυτόν τον τρόπο επιτυγχάνεται σχεδόν ολική απομάκρυνση του αζώτου, γεγονός που προστατεύει τα νερά του υδάτινου αποδέκτη από το κίνδυνο του ευτροφισμού.

Βασικές αρχές. Η είσοδος των αποβλήτων κανονικά περιέχει οργανικό BOD και TKN. Το TKN πρέπει να οξειδωθεί σε NO_3^- χωρίς όμως να οξειδωθεί ολόκληρο το BOD προτού λάβει χώρα η απονιτροποίηση, η οποία χρειάζεται οργανικό δότη. Οι τρεις κύριοι τρόποι για να διατηρηθούν δότες ηλεκτρονίων ενώ εκτελείται η νιτροποίηση είναι οι παρακάτω:

- 1) Αποθήκευση βιομάζας και ενδογενής αναπνοή
- 2) Κλασσική προ-απονιτροποίηση
- 3) Διαδοχική νιτροποίηση με απονιτροποίηση

Η αποθήκευση βιομάζας και η ενδογενής αναπνοή εξασφαλίζουν κάποια ηλεκτρόνια από τον αρχικό δότη. Η σύνθεση βιομάζας αποθηκεύει ηλεκτρόνια που προέρχονται από το BOD και απελευθερώνονται μέσω του θανάτου κυττάρων για να εξελιχθεί η απονιτροποίηση. Η σχηματική παράσταση 5.2 δείχνει ότι η προαναφερθείσα στρατηγική προϋποθέτει έναν αρχικό αντιδραστήρα όπου έχουμε τη μέθοδο ενεργού ιλύος. Εκεί μέσα το TKN νιτροποιείται σε $\text{NO}_3^- - \text{N}$, ενώ ταυτόχρονα έχουμε μερική οξείδωση του BOD και μερική αποθήκευση του μέσω της σύνθεσης νέας βιομάζας. Στη συνέχεια το αναμεμιγμένο υγρό κατευθύνεται σε έναν ανοξικό αντιδραστήρα όπου το $\text{NO}_3^- - \text{N}$ μετατρέπεται μέσω της ενδογενούς αναπνοής σε αέριο N_2 . Έπειτα, η δεξαμενή καθίζησης, το σύστημα επανακυκλοφορίας και τελικής απομάκρυνσης λάσπης χρησιμοποιούνται κατά τα γνωστά για την αφαίρεση και επανακυκλοφορία στερεών και τον έλεγχο του SRT.

Αν και η αποθήκευση βιομάζας είναι ένας απλός και αποτελεσματικός τρόπος για να διατηρηθούν ηλεκτρόνια για την απονιτροποίηση, εντούτοις δεν επαρκεί πάντα. Η ενδογενής αναπνοή είναι μια αργή διαδικασία που έχει χαμηλή κινητική. Αυτό σημαίνει πως πρέπει να έχουμε μεγάλη συγκέντρωση στερεών στον ανοξικό αντιδραστήρα καθώς και υψηλό υδραυλικό χρόνο. Αυτό οδηγεί σε μεγάλα κατασκευαστικά κόστη όπου μπορεί στη συνέχεια να εμφανιστούν λειτουργικά προβλήματα. Ένα δεύτερο ζήτημα που προκύπτει είναι ότι η ενδογενής αναπνοή πάντα απελευθερώνει $\text{NH}_4^+ - \text{N}$, ένα μέρος της οποίας, εντέλει καταλήγει στον υδάτινο αποδέκτη.

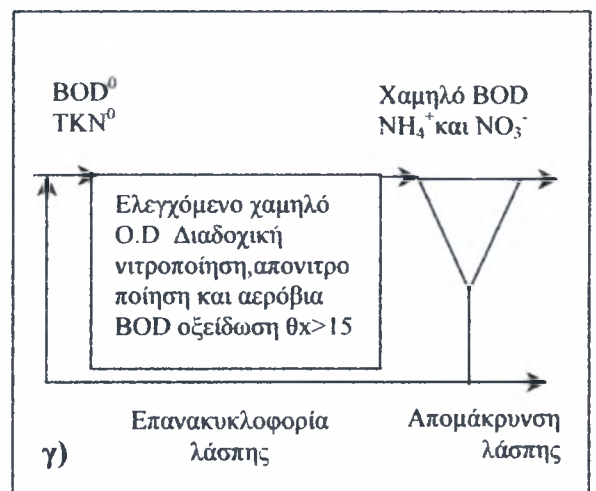
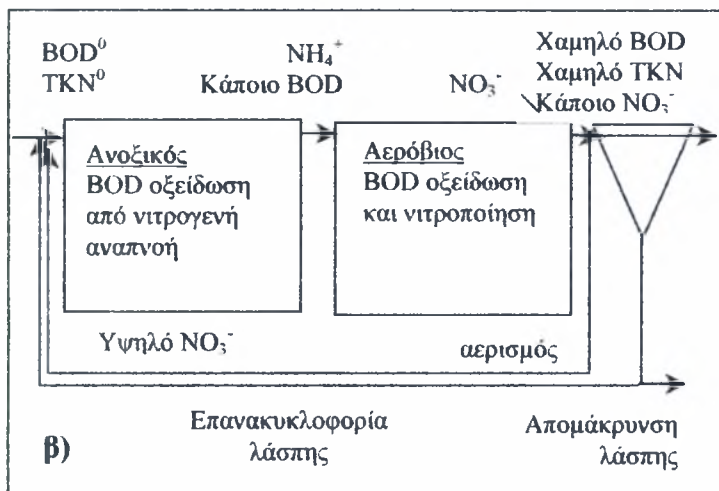
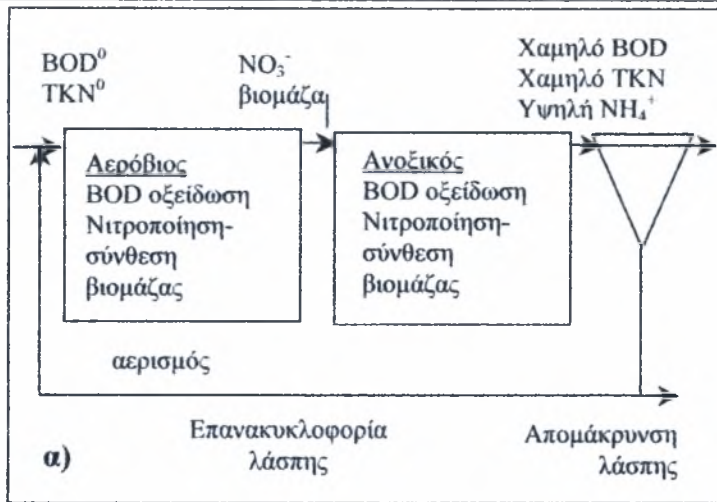
Η κλασσική προ-απονιτροποίηση, (σχήμα 5.2 β), απευθείας καταναλώνει το BOD εισόδου για την απονιτροποίηση. Για αυτό το σκοπό ο ανοξικός αντιδραστήρας τοποθετείται πρώτος στη σειρά. Το BOD εισόδου είναι ο δότης ηλεκτρονίων για την απονιτροποίηση. Στο δεύτερο αντιδραστήρα που είναι πλήρως αερόβιος, το TKN εισόδου μετατρέπεται σε NO_3^- και μέρος του BOD που δεν έχει καταναλωθεί στο πρώτο αντιδραστήρα, καταναλώνεται εδώ. Το NO_3^- που σχηματίζεται στον αερόβιο αντιδραστήρα μεταφέρεται μέσω συστήματος επανακυκλοφορίας πίσω στον ανοξικό. Το σύστημα καλείται προ-απονιτροποίηση, γιατί πρώτα έχουμε το στάδιο της απονιτροποίησης και έπειτα προχωρούμε στις αερόβιες διεργασίες. Με αυτό τον

αποτελεσματικό τρόπο, διατηρούνται ηλεκτρόνια από το BOD εισόδου. Το κλειδί για την αποτελεσματική χρήση του BOD είναι ο μεγάλος ρυθμός επανακυκλοφορίας του NO_3^- από τον αερόβιο αντιδραστήρα.

Η χρήση της προ-απονιτροποίησης είναι παγκοσμίως διαδεδομένη. Τα πλεονεκτήματα συνοπτικά είναι : μείωση του κόστους αερισμού λόγω της απευθείας χρήσης του BOD εισόδου για την απονιτροποίηση, γρηγορότερη κινητική των μικροοργανισμών και εξάλειψη του $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ στην έξοδο. Το κύριο μειονέκτημά της είναι ο μεγάλος ρυθμός επανακυκλοφορίας που αυξάνει τα έξοδα λειτουργίας των σωλήνων και της αντλιοστασίου.

Η τρίτη προσέγγιση είναι η διαδοχική νιτροποίηση με απονιτροποίηση, (σχήμα 5.2 γ). Όταν το διαλυμένο οξυγόνο έχει περιοριστεί σε ένα χαμηλό επίπεδο, τυπικά λιγότερο από 1 mg/l, τότε η απονιτροποίηση μπορεί να εξελιχθεί ταυτόχρονα με την νιτροποίηση και την αερόβια οξείδωση του BOD. Τρεις παράγοντες συμβάλλουν σε αυτό. Πρώτα παρεμποδίζεται η δράση ορισμένων ενζύμων όταν η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου είναι μόλις λίγο παραπάνω από 1 mg/l. Δεύτερον η παρεμπόδιση του ενζύμου δεν είναι μεγάλη για συγκέντρωση οξυγόνου λιγότερη από 1 mg/l. Τρίτον η απονιτροποίηση εξελίσσεται πιο γρήγορα στο βυθό του αντιδραστήρα. Με αυτό το τρόπο έχουμε 100% απομάκρυνση του αζώτου. Ακόμη αυτή η διαδικασία ξεπερνά το κύριο μειονέκτημα της κλασσικής προ-απονιτροποίησης που είναι το υψηλό κόστος λόγω του μεγάλου ρυθμού επανακυκλοφορίας. Παρ' όλα αυτά η κύρια αβεβαιότητα με αυτή τη μεθοδολογία είναι πως δεν υπάρχουν προς το παρόν αρκετά πειραματικά δεδομένα για το σωστό συνδυασμό κατάλληλου υδραυλικού χρόνου, χρόνου κατακράτησης στερεών και συγκέντρωση διαλυμένου οξυγόνου, οπότε δεν έχουμε επαρκείς γνώσεις για τις ακριβείς συνθήκες που επικρατούν μέσα στον αντιδραστήρα, οι οποίες θα μας δώσουν την αναγκαία αξιοπιστία. Στο παρελθόν έχουν σημειωθεί επιτυχημένα πειραματικά δεδομένα με συντηρητικές τιμές θ και θ_x .

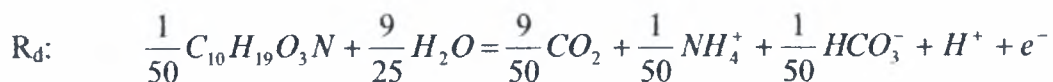
Το κοινό χαρακτηριστικό όλων των μεθοδολογιών είναι ότι σε όλες τις περιπτώσεις έχουμε μια κοινή μικροβιακή κοινότητα που εκτελεί όλες τις διαδικασίες. Μια κοινότητα ισοδυναμεί με μια κοινή λάσπη. Όσον αφορά τον χρόνο κατακράτησης στερεών και τον υδραυλικό χρόνο, ο πρώτος λόγω των αυτότροφων βακτηρίων παίρνει τιμές γύρω στις 15 μέρες και ο δεύτερος είναι τουλάχιστον 10 ώρες (για τυπικά απόβλητα). Οι παράμετροι για τη καθίζηση είναι παρόμοιοι με αυτούς της ενεργού ιλύος με εκτεταμένο αερισμό.



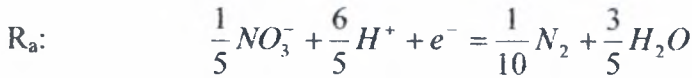
Σχήμα 5.2 Σχηματικές απεικονίσεις του συστήματος κοινής λάσπης με: α) Αποθήκευση βιομάζας και ενδογενή αναπνοή, β) κλασική προ-απονιτροποίηση και γ) διαδοχική νιτροποίηση και απονιτροποίηση.

5.2.4 Σχεδιασμός προ-απονιτροποίησης

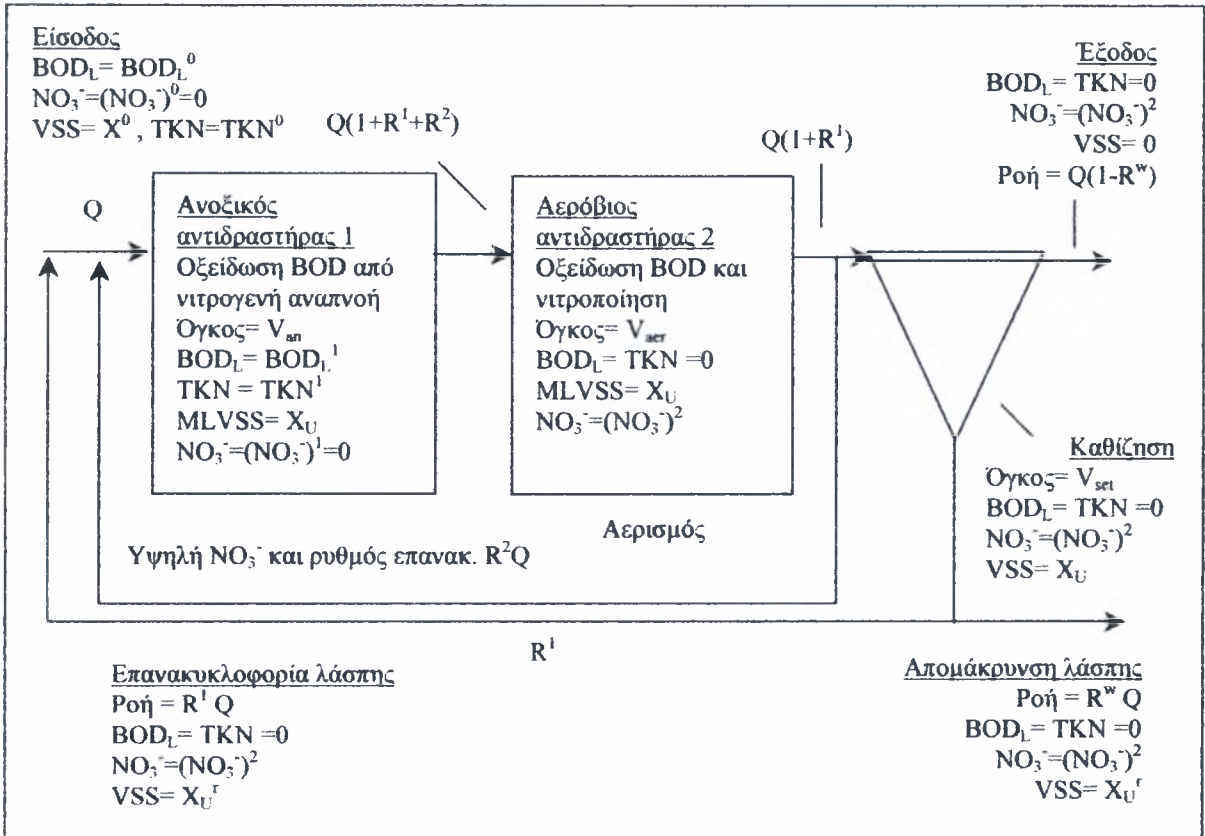
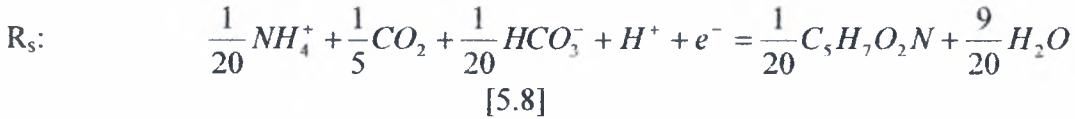
Στη συνέχεια παρέχουμε πληροφορίες για το σχεδιασμό του συστήματος προ-απονιτροποίησης μια και είναι η μέθοδος που είναι πιο διαδεδομένη παγκοσμίως από τις τρεις μεθόδους που προαναφέρθηκαν. Ένας τέτοιος τυπικός σχεδιασμός φαίνεται στο σχήμα 5.3. Στον ανοξικό αντιδραστήρα, η απονιτροποίηση γίνεται στο μέγιστο βαθμό. Το $NO_3^- - N$ μηδενίζεται όταν έχουμε την κατανάλωση του BOD και το αντίστροφο. Ο δότης ηλεκτρονίων είναι το BOD εισόδου που συμβολίζεται με τον χημικό τύπο $C_{10}H_{19}O_3N$. Αυτό είναι ο δότης για τους ανοξικούς ετερότροφους απονιτροποιητές. Η ημι-αντίδραση (donor reaction R_d) που το περιγράφει είναι :



η οποία είναι γραμμένη για ένα ηλεκτρόνιο ή 8 g BOD_L . Η ημι-αντίδραση για την ταυτόχρονη αναγωγή του δέκτη ηλεκτρονίων $NO_3^- - N$ σε N_2 (acceptor reaction R_a) είναι:



Η ημι-αντίδραση της σύνθεσης βιομάζας (synthesis reaction R_s) είναι :



Σχήμα 5.3 Σύστημα που παριστά αντιδραστήρες, όγκους, παροχές και συγκεντρώσεις που χρησιμοποιούνται στην ανάλυση ενός συστήματος κλασσικής προ-απονιτροποίησης.

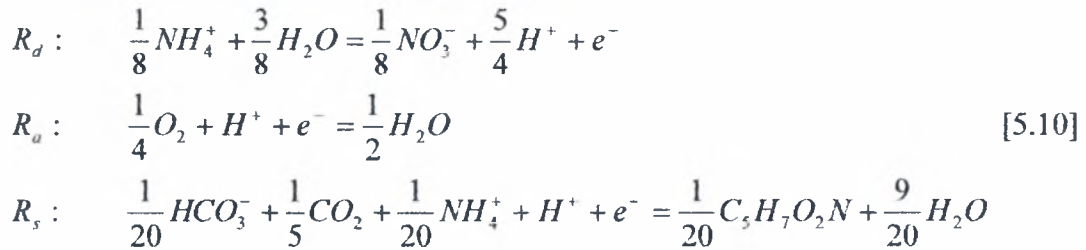
Οι τρεις ημι-αντιδράσεις συνδυάζονται μεταξύ τους βάσει του τύπου $R = -R_d + f_e R_a + f_s R_s$ (f_e για ενέργεια και f_s για σύνθεση). Οι συντελεστές αυτοί για κάποιο συγκεκριμένο σύστημα με θ_x συνδέονται με τους τύπους:

$$f_s = f_s^0 \cdot \frac{1 + (1 - f_d) b \theta_x}{1 + b \theta_x}$$

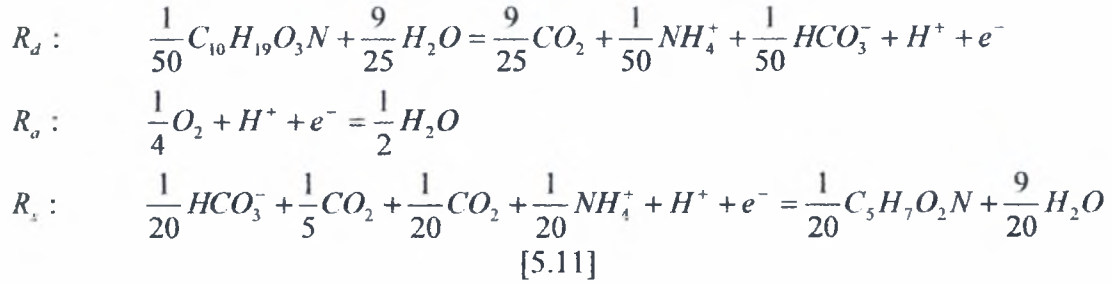
$$f_e = 1 - f_s$$

[5.9]

Για τη νιτροποίηση, οι αντιδράσεις για το δότη, τον δέκτη και τη σύνθεση είναι:



Για την αερόβια οξείδωση του BOD:



Στην ενότητα 6.2 θα χρησιμοποιήσουμε αυτές τις αντιδράσεις για το σχεδιασμό μιας μονάδας επεξεργασίας αποβλήτων για την πόλη του Βόλου, βάσει δεδομένων για τη σύσταση και ποσότητα των αποβλήτων, όπως μας δόθηκαν από την εταιρεία ΔΕΥΑΜ Βόλου.

6. ΣΧΕΔΙΑΣΜΟΣ ΤΗΣ ΔΕΥΤΕΡΟΒΑΘΜΙΑΣ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ ΥΓΡΩΝ ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ ΓΙΑ ΤΗ ΠΟΛΗ ΤΟΥ ΒΟΛΟΥ

Σε αυτό το κεφάλαιο θα γίνει μια μελέτη σχεδιασμού της μονάδας επεξεργασίας υγρών αποβλήτων για τη πόλη του Βόλου βάσει δεδομένων που έχουν δοθεί από την εταιρεία ΔΕΥΑΜ Βόλου. Η μελέτη επικεντρώνεται στο σχεδιασμό της δευτεροβάθμιας επεξεργασίας και συγκεκριμένα στις διεργασίες της μεθόδου ενεργού ιλύος και της μεθόδου νιτροποίησης-απονιτροποίησης, όπως έχουν αναλυθεί στα προηγούμενα κεφάλαια.

6.1 Αερόβια βιολογική επεξεργασία των αποβλήτων με αιωρούμενη βιομάζα - μέθοδος ενεργού ιλύος

Ακολουθώντας τα βήματα της μεθοδολογίας που αναπτύσσεται στο τέταρτο κεφάλαιο, ξεκινούμε την επίλυση. Στην εργασία αυτή έχουν γίνει δυο επιλύσεις, μια για μια μέση τιμή παροχής που προκύπτει από τα δεδομένα της ΔΕΥΑΜΒ και μία για τη μέγιστη από όλες τις παροχές, που είναι και η δυσμενέστερη περίπτωση. Ακόμη έχει γίνει μια ανεξάρτητη εκτίμηση του απαιτούμενου όγκου για να εξετάσουμε εάν ο δεδομένος όγκος των δεξαμενών ανταποκρίνεται στις ανάγκες:

Βήμα πρώτο: Καθορισμός των χαρακτηριστικών της ροής υγρών αποβλήτων κατά την είσοδο. Από το χρονικό διάστημα Ιανουάριος – Απρίλιος 2005, παίρνουμε τα παρακάτω δεδομένα :

Πίνακας 6.1 Δεδομένα χαρακτηριστικά εισόδου

Χαρακτηριστικά εισόδου	$Q_1^0 = 25,245 \cdot 10^6$ l/d	$Q_2^0 = 40 \cdot 10^6$ l/d
S^0 (mgCOD/l)	602	979
X_a^0 (mgVSS _a /l)	0	0
X_i^0 (mgVSS _i /l)	50	50
SS^0 (mgSS/l)	283	460

Όπου,

Q_1^0 , η μέση παροχή εισόδου αποβλήτων για όλους τους μήνες

Q_2^0 , η μέγιστη παροχή εισόδου των αποβλήτων για όλους τους μήνες (δυσμενέστερο σενάριο).

S^0 , η συγκέντρωση αποβλήτων εκφρασμένες σε COD/l όπου: 602 είναι ο μέσος όρος των συγκεντρώσεων COD στην είσοδο και 979 η μέγιστη τιμή για όλο τον μήνα.

X_a^0 , η συγκέντρωση της ενεργού βιομάζας στην είσοδο. Θεωρούμε πως δεν εισέρχεται ενεργός βιομάζα με τα απόβλητα.

X_i^0 , η συγκέντρωση αδρανών μικροοργανισμών στην είσοδο. Δίνουμε μια τυπική τιμή για τη συγκέντρωση της αδρανούς βιομάζας από τη βιβλιογραφία (Rittmann and McCarty, 2001).

SS^0 , η συγκέντρωση των αιωρούμενων στερεών στην είσοδο

Βήμα δεύτερο: Καθορισμός των στοιχειομετρικών και κινητικών παραμέτρων.

Από τη βιβλιογραφία παίρνουμε τις παρακάτω στοιχειομετρικές και κινητικές παραμέτρους για την αύξηση των μικροοργανισμών με τη χρήση υποστρώματος:

$$\hat{q} = 30 \text{ mgBOD}_l/\text{mgVSS}_a\text{-d}$$

$$K = 10 \text{ mgBOD}_l/\text{d}$$

$$Y = 0,45 \text{ VSS}_a/\text{mg BOD}_l$$

$$b = 0,1 \text{ 1/d}$$

$$f_d = 0,8$$

Όπου,

q , μέγιστος ειδικός ρυθμός χρήσης υποστρώματος

K , η συγκέντρωση που αντιστοιχεί στο μισό του μέγιστου ρυθμού κατανάλωσης υποστρώματος

Y , συντελεστής απόδοσης αύξησης

b , σταθερά ενδογενούς αναπνοής

f_d , κλάσμα της ενεργού βιομάζας που βιοδιασπάται

Βήμα τρίτο: Καθορισμός των κριτηρίων σχεδιασμού.

Εδώ χρησιμοποιούμε τις ελάχιστες απαιτήσεις (Πίνακας 6.2) που καθορίζει ο κανονισμός στην Ελλάδα σε συγκεντρώσεις οργανικών (BOD_5 και COD), στερεών (SS) και θρεπτικών συστατικών (φωσφόρου P και αζώτου N) στην εκροή μονάδων επεξεργασίας υγρών αποβλήτων για να καθορίσουμε τα κριτήρια σχεδιασμού.

Πίνακας 6.2 Ελάχιστες απαιτήσεις σύμφωνα με τους ελληνικούς κανονισμούς για συγκεντρώσεις στην έξοδο μονάδων επεξεργασίας υγρών αποβλήτων.

BOD_5	< 25	mg/l	ή μείωση	90%
COD	<125	mg/l	ή μείωση	75%
SS	<35	mg/l	ή μείωση	90%
$P_{\text{ολ}}$	<1	mg/l	ή μείωση	80%
$N_{\text{ολ}}$	<10	mg/l	ή μείωση	70-80%

Επιδίωξη μας είναι οι συγκεντρώσεις που θα έχουμε στην έξοδο, να είναι κάτω από τα παραπάνω όρια, ή η μείωση που θα επιτευχθεί να είναι ίση ή μεγαλύτερη από την καθορισμένη τιμή του Πίνακα 6.2.

Βήμα τέταρτο & πέμπτο: Υπολογισμός των ελάχιστων περιοριστικών τιμών.

Στο βήμα αυτό υπολογίζουμε την ελάχιστη τιμή του χρόνου κατακράτησης στερεών (θ_x^{min}) που είναι η βασική παράμετρος καθορισμού του όγκου συστήματος. Το σύστημα πρέπει να λειτουργεί με χρόνους κατακράτησης στερεών (SRT) μεγαλύτερους από θ_x^{min} έτσι ώστε να μην έχουμε ξέπλυμα της λάσπης. Έπειτα προσδιορίζουμε την αναμενόμενη συγκέντρωση στερεών στην έξοδο του συστήματος χρησιμοποιώντας τη τιμή του SRT. Βλέπουμε πως δίνοντας στο συντελεστή ασφάλειας (Safety factor-SF) την τιμή 20, ο χρόνος κατακράτησης στερεών θ_x είναι 1,49 d που είναι ο χρόνος σχεδιασμού. Βλέπουμε ότι ο χρόνος σχεδιασμού δεν εξαρτάται από την παροχή εισόδου ή τη συγκέντρωση των αποβλήτων παρά μόνο από τις στοιχειομετρικές και κινητικές παραμέτρους και συγκεκριμένα από το μέγιστο ρυθμό χρήσης υποστρώματος, το συντελεστή απόδοσης αύξησης βιομάζας και το συντελεστή ασφάλειας που επιλέγουμε εμείς.

Ομοίως και η συγκέντρωση στην έξοδο εξαρτάται και αυτή με τη σειρά της από τις στοιχειομετρικές και κινητικές παραμέτρους μόνο. Για μικρότερες τιμές του συντελεστή ασφάλειας, ο χρόνος λειτουργίας μειώνεται, κάτι που δεν οδηγεί σε ασφαλή σχεδιασμό.

$$[\theta_x^{\min}]_{\lim} = [Y\bar{q} - b]^{-1} = 0,07 \text{ days}$$

$$S_{\min} = K \cdot b [\theta_x^{\min}]_{\lim} = 0.07 \text{ mgCOD / l}$$

$$SF = 20$$

$$\theta_x = SF \cdot [\theta_x^{\min}]_{\lim} = 1,49 \text{ days}$$

Βήμα έκτο, έβδομο και όγδοο: Υπολογισμός τις συγκεντρώσεις του υποστρώματος, των μικροοργανισμών και των αιωρούμενων στην έξοδο.

Γνωρίζοντας πλέον το χρόνο σχεδιασμού, υπολογίζουμε τις συγκεντρώσεις S, X_a και X_v βάσει των τύπων [4.11], [4.12] και [4.13] (κεφάλαιο 4^ο). Έτσι έχουμε τον Πίνακα 6.5:

Πίνακας 6.3 Συγκεντρώσεις μεγεθών στην εκροή

V = 3500 m ³	Q ₁ = 25,245·10 ⁶ l/d	Q ₂ = 40·10 ⁶ l/d
V _{tot} = 4·V = 14000 m ³		
S (mgCOD/l)	0,60	0,60
θ (days)	0,555	0,350
X _v (mgVSS/l)	787	1896
X _a (mgVSS _a /l)	633	1634
X _a /X _v	0,805	0,862

Όπως βλέπουμε στον Πίνακα 6.3, είναι ο όγκος μιας δεξαμενής αερισμού είναι V=3500 m³,, οπότε, ο συνολικός όγκος για τις τέσσερις δεξαμενές που υπάρχουν στις εγκαταστάσεις είναι V_{total} = 14000 m³. Έχουν υπολογιστεί δυο τιμές για τον υδραυλικό χρόνο παραμονής και για τις συγκεντρώσεις στερεών από τις δυο παροχές που έχουμε αναφέρει στην αρχή του σχεδιασμού. Παρατηρούμε πως για μεγάλη παροχή, μικραίνει ο υδραυλικός χρόνος θ, ενώ μειώνονται οι συγκεντρώσεις της ενεργού βιομάζας (X_a) και των πτητικών αιωρούμενων στερεών (X_v). Οι συγκεντρώσεις της ενεργού βιομάζας και των πτητικών αιωρούμενων στερεών είναι σχετικά μικρές (τυπικές τιμές κυμαίνονται γύρω στο 2500 mg VSS/l για το MLVSS) δεδομένης της μικρής αρχικής συγκέντρωσης υποστρώματος S⁰ και του μεγάλου όγκου. Ο λόγος X_a/X_v εκφράζει το ποσοστό από το σύνολο των πτητικών αιωρούμενων στερεών που αποτελεί ενεργό βιομάζα. Οι τιμές που έχουμε δείχνουν ότι το 80,5% και το 86,2% αντίστοιχα της συγκέντρωσης X_v αποτελείται από ενεργούς μικροοργανισμούς (μιας και έχουμε μικρό θ_x δηλαδή μικρή ηλικία λάσπης), κάτι που είναι επιθυμητό για τη μεγαλύτερη καταστροφή οργανικού φορτίου και την επανακυκλοφορία της ενεργού βιομάζας στο σύστημα.

Βήμα ένατο & δέκατο: Υπολογισμός της συγκέντρωσης MLSS (Mixed Liquor Suspended Solids, X) και καθορισμός του ρυθμού απώλειας στερεών.

Για τον υπολογισμό της συγκέντρωσης X δεχόμαστε ότι το 10% της βιομάζας (MLVSS ή της συγκέντρωσης X_v) αποτελείται από ανόργανα συστατικά και το 90% από οργανικά. Οι παροχές εισόδου των SS είναι 283 και 460 mg SS /l αντίστοιχα για Q₁⁰ και Q₂⁰. Οι λόγοι (ΔX_{ss}/Δt, ΔX_v/Δt, ΔX_a/Δt), όπως φαίνεται και από τον πίνακα

6.4 υπολογίζονται από το τύπο [4.14]. Η συγκέντρωση X προκύπτει ως το άθροισμα των MLVSS και των στερεών που δημιουργούνται στις δεξαμενές αερισμού ως προϊόντα μεταβολικών διεργασιών και της ενδογενούς αναπνοής των κυττάρων. Στον Πίνακα 6.4 παρουσιάζονται τα αποτελέσματα:

Πίνακας 6.4 Υπολογισμός των ολικών αιωρούμενων στερεών, X και καθορισμός του ρυθμού απωλειών στερεών

Συγκεντρώσεις και λόγοι	$Q_1 = 25,245 \cdot 10^6$ l/d	$Q_2 = 40 \cdot 10^6$ l/d
SS in X_v (mgSS/l)	87,43	210,63
SS ⁰ (mgSS/l)	283	460
SS στη δεξαμενή αερισμού από την είσοδο (mgSS/l)	762,56	1961,62
MLSS = X (mgSS/l)	1637	4068
$\Delta X_a/\Delta t$ (mgVSS _a /d)	$5,94 \cdot 10^9$	$1,53 \cdot 10^{10}$
$\Delta X_v/\Delta t$ (mgVSS/d)	$7,38 \cdot 10^9$	$1,78 \cdot 10^{10}$
$\Delta X_{ss}/\Delta t$ (mgVSS/d)	$1,54 \cdot 10^{10}$	$3,82 \cdot 10^{10}$
$(\Delta X_v/\Delta t)_{\text{biol}}$ (VSS/d)	$6,12 \cdot 10^9$	$1,58 \cdot 10^{10}$

Σε ακολουθία με τα προηγούμενα, τους μεγαλύτερους ρυθμούς απομάκρυνσης στερεών ($\Delta X_{ss}/\Delta t$, $\Delta X_v/\Delta t$, $\Delta X_a/\Delta t$) δίνει η μεγαλύτερη παροχή.

Για να υπολογίσουμε τον καθαρό ρυθμό σύνθεσης βιομάζας μέσα στις δεξαμενές αερισμού $(\Delta X_v/\Delta t)_{\text{biol}}$, αφαιρούμε από το ρυθμό παραγωγής ολικών στερεών $\Delta X_v/\Delta t$ τα αδρανή στερεά που εισέρχονται στην είσοδο (X_i^0), μιας και αυτά δεν είναι προϊόν κυτταρικής σύνθεσης.

$$(\Delta X_v/\Delta t)_{\text{biol}} = \Delta X_v/\Delta t - Q \cdot X_i^0$$

Ο υπολογισμός αυτός γίνεται για να εκτιμήσουμε τις ανάγκες της διεργασίας σε θρεπτικά υλικά (Βήμα δέκατο τρίτο).

Βήμα ενδέκατο: Εκτίμηση του ρυθμού επανακυκλοφορίας και απομάκρυνσης στερεών στην έξοδο. Πρώτα κάνουμε παραδοχές για τις τιμές των συγκεντρώσεων στερεών εξόδου και στερεών που επανακυκλοφορούν στο σύστημα. Έτσι υποθέτουμε πως $X_v^e = 10$ mgVSS/l και $X_v^r = 10.000$ mgVSS/l (Rittmann and McCarthy, 2001). Έχοντας συμπεριλάβει στους υπολογισμούς την επανακυκλοφορία των στερεών πίσω στο σύστημα, οι τελικές τιμές όλων των συγκεντρώσεων επανακυκλοφορίας και των συγκεντρώσεων στην έξοδο φαίνονται στο Πίνακα 6.5:

Πίνακας 6.5 εκτίμηση ανακύκλωσης λάσπης και συγκεντρώσεων εξόδου στερεών

Συγκεντρώσεις εξόδου και επανακυκλοφορίας	$Q_1 = 25,245 \cdot 10^6$ l/d	$Q_2 = 40 \cdot 10^6$ l/d
X_v^e (mgVSS/l)	10	10
X_v^r (mgVSS/l)	10000	10000
X_a^e (mgVSS _a /l)	8,050	8,618
X_a^r (mgVSS _a /l)	8050	8618

Κεφάλαιο 6⁰: Σχεδιασμός δευτεροβάθμιας επεξεργασίας υγρών αποβλήτων του Βόλου

X_{ee}^e (mgVSS/l)	20,80	21,46
X_{ee}^r (mgVSS/l)	20802	21459

Για μια καλή λειτουργία της δεξαμενής καθίζησης στη μέθοδο ενεργού ιλύος, θα πρέπει να έχουμε μικρή συγκέντρωση στερεών στην έξοδο και ποσοστό απομάκρυνσης στερεών ίσο με τουλάχιστον 99% των SS που εισέρχονται στη δεξαμενή καθίζησης. Οι συγκεντρώσεις των στερεών επανακυκλοφορίας (δείκτης r) και εξόδου από τη δεξαμενή καθίζησης (δείκτης e) υπολογίζονται από τις παρακάτω σχέσεις, χρησιμοποιώντας απλές αναλογίες, μιας και δεν έχουμε δεδομένα καθίζησης:

$$X_{\alpha}^e = \frac{X_{\alpha}}{X_v} \cdot X_v^e \quad [6.1]$$

$$X_{\alpha}^r = \frac{X_{\alpha}}{X_v} \cdot X_v^r \quad [6.2]$$

$$X_{ss}^e = \frac{X}{X_v} \cdot X_v^e \quad [6.3]$$

$$X_{ss}^r = \frac{X}{X_v} \cdot X_v^r \quad [6.4]$$

Βήμα δωδέκατο: Εκτίμηση του ρυθμού απομάκρυνσης λάσπης.

Στο στάδιο αυτό, έχοντας γνωστές τις τιμές για τον ρυθμό απώλειας στερεών, μπορούμε να υπολογίσουμε τη παροχή απομάκρυνσης της λάσπης από τις δεξαμενές καθίζησης από τον τύπο [4.15]

Πίνακας 6.6 Εκτίμηση του ρυθμού απομάκρυνσης λάσπης

	$Q_1 = 25,245 \cdot 10^6$ l/d	$Q_2 = 40 \cdot 10^6$ l/d
$\Delta X_v / \Delta t$ (mgVSS/d)	$7,38 \cdot 10^9$	$1,78 \cdot 10^{10}$
Q_w (l/d)	713468	1741742

Βήμα δέκατο τρίτο: Εκτίμηση των απαιτήσεων σε θρεπτικά υλικά

Οι συγκεντρώσεις σε θρεπτικά υλικά θα προσδιοριστούν σε αναλογία με την καθαρή σύνθεση βιομάζας που υπολογίσαμε στο πίνακα 6.4, $(\Delta X_v / \Delta t)_{\text{biol}}$. Γνωρίζουμε πως το 12,4% της βιομάζας αποτελείται από άζωτο, (προκύπτει αν διαιρέσουμε το ατομικό βάρος του αζώτου με το μοριακό βάρος της οργανικής ένωσης $C_5H_7O_2N$ που είναι 113g), ενώ ο φώσφορος αντιστοιχεί εμπειρικά ως το 2,5% των πτητικών αιωρούμενων στερεών, (δηλαδή 20% του αζώτου) εμπειρικά. Επομένως για να υπολογίσουμε την απαίτηση επί τοις % σε άζωτο και φώσφορο, πολλαπλασιάζουμε τις παραπάνω τιμές επί τον λόγο $\Delta X_v / \Delta t)_{\text{biol}}$ που έχουμε βρει στο ενδέκατο βήμα. Επιπρόσθετα βρίσκουμε τις ελάχιστες απαιτούμενες συγκεντρώσεις αζώτου και φωσφόρου διαιρώντας τα ποσοστά που έχουμε πιο πάνω διά των παροχών σε mg/l αντίστοιχα. Έτσι έχουμε τον Πίνακα 6.7:

Πίνακας 6.7 Εκτίμηση σε απαίτηση θρεπτικών συστατικών

Ποσοστά και min τιμές	$Q_1 = 25,245 \cdot 10^6$ l/d	$Q_2 = 40 \cdot 10^6$ l/d
%N/VSS	$7,59 \cdot 10^{10}$	$1,96 \cdot 10^{11}$
%P/VSS	$1,53 \cdot 10^{10}$	$3,95 \cdot 10^{10}$

Κεφάλαιο 6^ο: Σχεδιασμός δευτεροβάθμιας επεξεργασίας υγρών αποβλήτων του Βόλου

minN/l	3005	4892
minP/l	606	986

Από τον Πίνακα 6.7, βλέπουμε ότι η μεγαλύτερη παροχή οδηγεί σε αυξημένες ανάγκες σε άζωτο και φώσφορο.

Βήμα δέκατο τέταρτο: Προσδιορισμός των συγκεντρώσεων των διαλυτών μικροβιακών προϊόντων (SMP). Οι συγκεντρώσεις των UAP και BAP (κεφάλαιο 1^ο, ενότητα 1.7.1) υπολογίζονται από τους τύπους [4.16]. Οι κινητικές παράμετροι είναι (Rittmann and McCarthy, 2001):

$$\bar{q}_{UAP} = 1,8 \text{mgCOD}_p / \text{mgVSS}_a - d$$

$$\bar{q}_{BAP} = 0,1 \text{mgCOD}_p / \text{mgVSS}_a - d$$

$$K_{UAP} = 100 \text{mgCOD}_p / l$$

$$K_{BAP} = 85 \text{mgCOD}_p / l$$

$$k_1 = 0,12 \text{mgCOD}_p / \text{mgBOD}_L$$

$$k_2 = 0,09 \text{mgCOD}_p / \text{mgVSS}_a - d$$

Οι παραπάνω παράμετροι ορίζονται για το UAP και BAP όπως και οι αντίστοιχοι για το υπόστρωμα. Επιπροσθέτως,

k_1 , η σταθερά παραγωγής των UAP

k_2 , η σταθερά παραγωγής των BAP

Έτσι προκύπτει ο Πίνακας 6.8:

Πίνακας 6.8 Εκτίμηση συγκέντρωσης μικροβιακών προϊόντων εξόδου

	$Q_1 = 25,245 \cdot 10^6 \text{ l/d}$	$Q_2 = 40 \cdot 10^6 \text{ l/d}$
(-)r_{ut} (COD/l-d)	1083,85	2795,41
UAP (mgCOD/l)	10,75	11,47
BAP (mgCOD/l)	23,90	34,84
SMP= UAP+BAP (mgCOD/l)	34,65	46,31

Για το ρυθμό κατανάλωσης υποστρώματος (r_{ut}) ισχύει, $r_{ut} = -(S^0 - S)/\theta$ και είναι αρνητικός επειδή αφορά την κατανάλωση (μείωση) υποστρώματος. Η τελική συγκέντρωση των διαλυμένων μικροβιακών προϊόντων (SMP) προκύπτει από το άθροισμα των αντίστοιχων UAP και BAP και είναι εκφρασμένα σε COD/l. Για μεγάλο υδραυλικό χρόνο (θ), μεγαλώνει και η συγκέντρωση των UAP και BAP.

Βήμα δέκατο τέταρτο: Εκτίμηση της ποιότητας εκροής εκφρασμένα σε COD, BOD_L και BOD_5 . Έχοντας χρησιμοποιήσει όλα τα προηγούμενα δεδομένα προσδιορίζουμε ποια θα είναι η τελική ποιότητα των νερών στην έξοδο. Προσθέτουμε το υπόστρωμα S που δεν αποδομήθηκε από τους μικροοργανισμούς (εκφρασμένο σε COD), τα πτητικά στερεά που δεν αφαιρέθηκαν κατά τη καθίζηση και τα μικροβιακά προϊόντα. Όλα τα παραπάνω στην έξοδο έχουν απαίτηση σε οξυγόνο, άρα επιβαρύνουν τον τελικό αποδέκτη που είναι ο Παρασθητικός κόλπος. Αυτά τα αποτελέσματα φαίνονται στον πίνακα 6.9:

Από τον Πίνακα 6.9 καταλήγουμε στα παρακάτω συμπεράσματα:

1) **Συγκεντρώσεις εξόδου εκφρασμένες σε COD.** Η συγκέντρωση υποστρώματος εκφρασμένη σε COD, παραμένει η ίδια, δηλαδή θεωρούμε πως στην έξοδο $BOD_L = COD$, (Rittmann and McCarthy, 2001). Τα πτητικά αιωρούμενα στερεά προερχόμενα από μικροοργανισμούς, VSS_a στην έξοδο υπολογίζονται από τη σχέση:

Πίνακας 6.9 Εκτίμηση της ποιότητας εξόδου σε COD, BOD_L και BOD_5 .

Έξοδος	$Q_1 = 25,245 \cdot 10^6$ l/d	$Q_2 = 40 \cdot 10^6$ l/d
<i>σε όρο COD</i>		
S (mg/l)	0,60	0,60
VSS (mgCOD/mgVSS)	14,20	14,20
SMP (mgCOD/l)	34,65	46,31
Συνολικά (mgCOD/l)	49,46	61,12
Απόδοση	92%	90%
<i>σε όρο BOD_L</i>		
S (mg/l)	0,60	0,60
VSS (mg BOD_L /mgVSS)	9,14	9,79
SMP (mg BOD_L /l)	34,65	46,31
Συνολικά (mgBOD_L/l)	44,40	56,71
Απόδοση	93%	91%
<i>σε όρο BOD_5</i>		
S (mg/l)	0,41	0,41
VSS (mg BOD_5 /mgVSS)	3,66	3,92
SMP (mg BOD_5 /l)	4,85	6,48
Συνολικά (mgBOD_5/l)	8,92	10,81
Απόδοση	99%	98%
SS (mg/l)	20,80	21,46
Απόδοση	93%	95%

$VSS = X_v^{c*} 1,42$ mg COD/mgVSS. Αυτά είναι τα στερεά που δεν απομακρύνθηκαν κατά την καθίζηση και διαφεύγουν με την εκροή από το σύστημα. Ακόμη και τα στερεά εξασκούν απαίτηση σε οξυγόνο, οπότε πρέπει να συμπεριληφθούν μαζί με τα άλλα υλικά κατά τον υπολογισμό των διαφόρων μορφών OD. Χρησιμοποιούμε την σχέση 1,42 mg COD/ mg VSS που προκύπτει από την αντίδραση οξείδωσης της βιομάζας με οξυγόνο για να κάνουμε τη μετατροπή. Φυσικά, συμπεριλαμβάνουμε και τα SMP που ως διαλυτά οργανικά προϊόντα εξασκούν OD. Συγκρίνοντας τα τελικά αθροίσματα, με το επιτρεπτό όριο για COD που δίνει ο Πίνακας 6.2, βλέπουμε πως βρισκόμαστε αρκετά πιο κάτω, $49,46 < 125$ mg/l, ακόμα και για το δυσμενέστερο σενάριο έχουμε $61,12 < 125$ mg/l επομένως η ποιότητα εκροής είναι αποδεκτή και η **απόδοση** που έχουμε είναι **ικανοποιητική**, αν συνυπολογίσουμε το γεγονός ότι η μέγιστη παροχή εμφανίζεται μία μόνο φορά σε διάστημα τεσσάρων μηνών κι έχει συνδυαστεί με τη μεγαλύτερη δυνατή συγκέντρωση οργανικών στην εισροή, όπως προκύπτει από τα δεδομένα της ΔΕΥΑΜΒ.

2) **Συγκεντρώσεις εξόδου εκφρασμένες σε BOD_L .** Για πληρότητα, παρέχουμε τις συγκεντρώσεις της εκροής σε BOD_L , παρ' όλο που η νομοθεσία δεν παρέχει οδηγίες για συγκεντρώσεις σε BOD_L . Ο υπολογισμός της συγκέντρωσης VSS_a στην έξοδο, εκφρασμένη σε όρο BOD_L υπολογίζεται από τη σχέση: $VSS_a = X_a^{c*} 1,42 \cdot f_d$, μια και

το BOD_L συμπεριλαμβάνει μόνο το βιοαποδομήσιμο μέρος των VSS_a. Οι υπόλοιποι υπολογισμοί γίνονται με τον ίδιο τρόπο όπως στο COD.

3) Συγκεντρώσεις εξόδου εκφρασμένες σε BOD₅. Όταν εκφράζουμε τις συγκεντρώσεις σε BOD₅, βλέπουμε ότι και πάλι όλες οι μεταβλητές είναι κάτω από την επιτρεπόμενη τιμή, πράγμα που καθιστά τη διεργασία ικανοποιητική. Σημειώνουμε ότι η συγκέντρωση των VSS_a υπολογίζεται από τον τύπο : $VSS = 1,42 * X_a^e * fd * 0,4$, μια και μόνο το 40% των βιοαποδομήσιμων στερεών συμπεριλαμβάνεται στη μέτρηση του BOD₅. Η συγκέντρωση εξόδου του υποστρώματος υπολογίζεται ως $S * 0,68$ για την μετατροπή σε μονάδες BOD₅.

4) Συγκεντρώσεις στερεών (SS). Εξετάζοντας τη συγκέντρωση των στερεών στην έξοδο, βλέπουμε πως οι συγκεντρώσεις και στις δυο περιπτώσεις είναι κάτω από την επιτρεπόμενη τιμή.

Βήμα δέκατο έκτο: Υπολογισμός του ρυθμού επανακυκλοφορίας της λάσπης. Ο ρυθμός επανακυκλοφορίας R υπολογίζεται ως:

$$R = \frac{X \left(1 - \frac{\theta}{\theta_s} \right)}{X' - X} \quad [6.5]$$

Οπότε, για τις δύο παροχές που εξετάζουμε, παίρνουμε αντίστοιχα δύο ρυθμούς επανακυκλοφορίας (Πίνακας 6.10), οι οποίοι είναι εκφρασμένοι σε ποσοστό (%) της παροχής του συστήματος.

Πίνακας 6.10 Υπολογισμός ρυθμού ανακύκλωσης λάσπης

Ρυθμός ανακύκλωσης R	$Q_1 = 25,245 \cdot 10^6$ l/d	$Q_2 = 40 \cdot 10^6$ l/d
R(%)	5,4	17,9

Βήμα δέκατο-έβδομο: Υπολογισμός του απαιτούμενου ρυθμού παροχής οξυγόνου

Το μεγαλύτερο λειτουργικό κόστος της διεργασίας ενεργού ιλύος είναι συνήθως το κόστος ηλεκτρικού ρεύματος για τη λειτουργία των φυσητήρων αερισμού. Χρειαζόμαστε το ρυθμό πρόσληψης οξυγόνου και την απόδοση του συστήματος για να υπολογίσουμε την απαιτούμενη ενέργεια. Δεδομένων όλων των πληροφοριών που υπολογίσαμε ήδη, ο πιο απλός τρόπος είναι να προσδιορίσουμε μέσω του ισοζυγίου μάζας για τα ισοδύναμα ηλεκτρονίων, την ανάγκη σε οξυγόνο στην είσοδο και στην έξοδο του συστήματος. Το σύστημα περιέχει στην είσοδο S και VSS, ενώ στην έξοδο περιέχει S, VSS και SMP. Πιο αναλυτικά για την απαίτηση σε οξυγόνο έχουμε :

Απαίτηση σε οξυγόνο στην είσοδο

Υπόστρωμα, S: $Q * S^0$

Πτητικά αιωρούμενα στερεά, VSS: $1,42 * Q * X_i^0$

Άθροισμα των άνω

Απαίτηση σε οξυγόνο στην έξοδο

Υπόστρωμα, S: $Q * S$

Πτητικά αιωρούμενα στερεά, VSS: $1,42 * \Delta X_v / \Delta t$

Διαλυτά μικροβιακά προϊόντα, SMP: Q* SMP

Έτσι ο ρυθμός παροχής οξυγόνου στο σύστημα θα είναι η διαφορά της απαίτησης σε οξυγόνο στην έξοδο από αυτήν στην είσοδο. Όλα τα παραπάνω φαίνονται στον Πίνακα 6.11:

Βλέπουμε πως το σύστημα λειτουργεί με αρκετά μικρούς ρυθμούς επανακυκλοφορίας συγκρινόμενο με τιμές που παίρνουμε από τη βιβλιογραφία για έναν συμβατικό σχεδιασμό. Αυτό είναι συνέπεια της επάρκειας σε όγκο του

Πίνακας 6.11 Η απαίτηση σε οξυγόνο στην είσοδο και την έξοδο

	$Q_1 = 25,245 \cdot 10^6$ l/d	$Q_2 = 40 \cdot 10^6$ l/d
<i>η απαίτηση σε οξυγόνο εισόδου είναι</i>		
υπόστρωμα	$1,52 \cdot 10^{10}$	$3,92 \cdot 10^{10}$
VSS	$1,79 \cdot 10^9$	$2,84 \cdot 10^9$
άθροισμα	$1,70 \cdot 10^{10}$	$4,20 \cdot 10^{10}$
<i>η απαίτηση σε οξυγόνο εξόδου είναι</i>		
υπόστρωμα	$1,53 \cdot 10^7$	$2,42 \cdot 10^7$
SMP	$8,75 \cdot 10^8$	$1,85 \cdot 10^9$
VSS	$1,05 \cdot 10^{10}$	$2,52 \cdot 10^{10}$
άθροισμα	$1,14 \cdot 10^{10}$	$2,71 \cdot 10^{10}$
$\Delta O_2/\Delta t$	$5,61 \cdot 10^9$	$1,49 \cdot 10^{10}$
Ισχύς (KW)	234	620

συστήματος και της σχετικά χαμηλής συγκέντρωσης σε οργανικά εισροής. Αν δηλαδή ο όγκος ήταν μικρότερος και οριακά επαρκής για να επιτύχουμε τις απαιτούμενες χαμηλές συγκεντρώσεις εκροής θα έπρεπε να αυξήσουμε την επανακυκλοφορία της λάσπης.

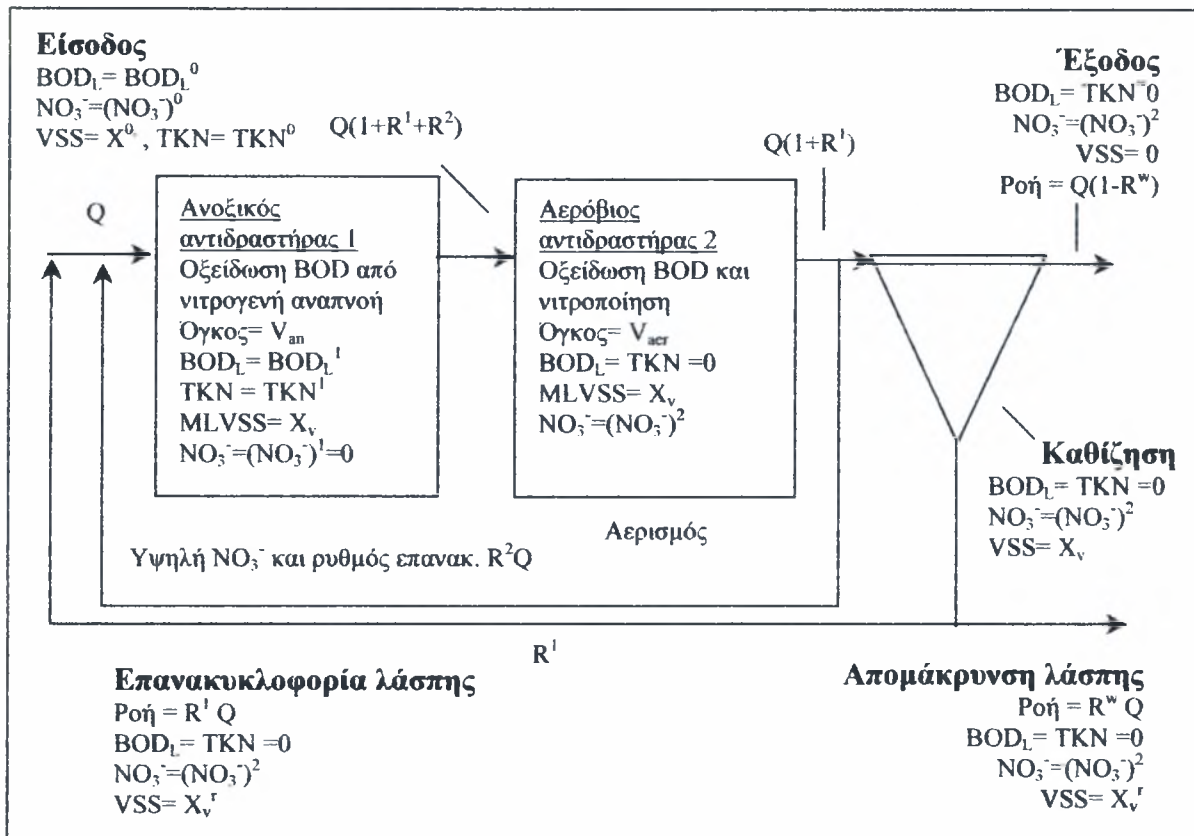
Ο ρυθμός απαιτούμενης παροχής οξυγόνου $\Delta O_2/\Delta t$ (mgO₂/d) είναι απαραίτητος ώστε να εκτιμήσουμε πόσα KW ενέργειας είναι αναγκαία. Χρησιμοποιούμε την αναλογία 1 kgO₂/kWh και βάσει των αναγκών του συστήματος σε οξυγόνο που υπολογίστηκε προηγουμένως βρίσκουμε την απαιτούμενη ισχύ σε kW.

Γενικά συμπεράσματα.

Εξετάσαμε τη λειτουργία της αερόβιας επεξεργασίας αποβλήτων σε κάθε στάδιο αναλυτικά για δύο παροχές. Οι τιμές των συγκεντρώσεων των αιωρούμενων στερεών, μικροβιακών προϊόντων και υποστρώματος είναι μικρότερες από τα επιτρεπόμενα όρια που θέτει ο ελληνικός κανονισμός. Εξάγουμε το συμπέρασμα επομένως πως η βιολογική επεξεργασία υγρών αποβλήτων αιωρούμενης βιομάζας με τη μέθοδο ενεργού υλός, πληρεί όλες τις προϋποθέσεις και ανταποκρίνεται στις συνθήκες της περιοχής. Από την προ εκτίμηση όγκου που έγινε μελετώντας δύο παροχές, μία μέγιστη τιμή που παρατηρήθηκε σε 4 μήνες και μία μέση τιμή όπως προκύπτει από τα δεδομένα της ΔΕΥΑΜΒ υπολογίζουμε δύο όγκους. Ο υπολογισμός των δύο όγκων έγινε δίνοντας στη συγκέντρωση MLVSS μια τυπική τιμή των 2500 mgVSS/l. Οι όγκοι που προκύπτουν είναι αρκετά μικρότεροι από τον δεδομένο συνολικό όγκο των δεξαμενών αερισμού που είναι 14000 m³. Άρα οι μονάδες επεξεργασίας υγρών αποβλήτων Βόλου έχουν τη προοπτική ικανοποιητικής απόδοσης για μελλοντική αύξηση των παροχών.

6.2 Νιτροποίηση – απονιτροποίηση σε συνδυασμό με την αερόβια επεξεργασία

Σ' αυτή την ενότητα θα μελετήσουμε αναλυτικά για την απονιτροποίηση που λαμβάνει χώρα στο δεύτερο τμήμα του πρώτου διαμερίσματος δεξαμενών και τη νιτροποίηση που πραγματοποιείται στο δεύτερο διαμέρισμα (2^ο κεφάλαιο, ενότητα 2.4)



Σχήμα 6.1 Σύστημα που παριστά αντιδραστήρες, όγκους, παροχές και συγκεντρώσεις που χρησιμοποιούνται στην ανάλυση ενός συστήματος κλασσικής προ-απονιτροποίησης.

6.2.1 Υπολογισμοί για κάθε διεργασία ξεχωριστά

Παίρνουμε ως δεδομένα εισόδου το μέσο όρο των τιμών εισόδου από τα δεδομένα που μας δόθηκαν από τη ΔΕΥΑΜΒ. Αυτά τα δεδομένα μαζί με τα γεωμετρικά στοιχεία του συστήματος της ΔΕΥΑΜΒ φαίνονται στο πίνακα 6.12:

Οι συγκεντρώσεις των COD, NO_3^- και TKN στην είσοδο είναι μέσες τιμές όλων των παροχών της ΔΕΥΑΜΒ. Υποθέτουμε πως $X_i^0 = 50 \text{ mgVSS}_i/\text{l}$ όπως και στην αερόβια επεξεργασία. Οι παράμετροι R_1 και R_2 είναι οι ρυθμοί επανακυκλοφορίας, η πρώτη για την επανακυκλοφορία λάσπης η δεύτερη για την επανακυκλοφορία των νιτρικών (NO_3^-) στις πρώτες ανοξικές δεξαμενές. Επιλέγουμε για τους ρυθμούς επανακυκλοφορίας R_1 και R_2 συνήθεις τιμές από τη βιβλιογραφία, 0,25 και 6, αντίστοιχα (Rittmann and McCarthy, 2001).

Από τα δεδομένα εισόδου, οι τιμές που είναι πολύ σημαντικές για την απόδοση του συστήματός μας είναι οι COD και TKN και ιδιαίτερα ο λόγος TKN:COD. Αν αυτός ο λόγος είναι πολύ μικρός, είναι πιθανό να μην έχουμε αρκετό άζωτο για τη νιτροποίηση-απονιτροποίηση (δηλαδή αρκετό για να διατηρήσουμε τον πληθυσμό

Κεφάλαιο 6⁰: Σχεδιασμός δευτεροβάθμιας επεξεργασίας υγρών αποβλήτων του Βόλου

των αντίστοιχων μικροοργανισμών), μια και ένα μέρος του αζώτου θα καταναλωθεί για τη σύνθεση βιομάζας των αερόβιων ετερότροφων. Στην περίπτωση μας έχουμε ένα λόγο $TKN:COD=62/602=0,1$ ο οποίος είναι αρκετά μεγάλος για να κάνει τη διεργασία μας αποδοτική.

Πίνακας 6.12 Δεδομένα χαρακτηριστικά εισόδου

Παράμετροι	Τιμή	Μονάδες
COD^0	602	mg/l
NO_3^0	64	mg/l
TKN^0	62	mg/l
Q^0	$25245 \cdot 10^3$	l/d
R_1	0,25	-
R_2	6	-
X_i^0	50	mgVSS _r /l

Τύπος δεξαμενών	Τιμή	Μονάδες
$V_{set} \times 2$	3500	m ³
$V_{react} \times 4$	3500	m ³
V_{total}	21000	m ³

Όσον αφορά τα γεωμετρικά δεδομένα για την επίλυση που θα ακολουθήσει, ο συνολικός όγκος του συστήματος είναι το άθροισμα των τεσσάρων δεξαμενών αερισμού και των δυο δεξαμενών καθίζησης.

Από την βιβλιογραφία έχουμε για κάθε διεργασία ξεχωριστά όπως φαίνεται και στον Πίνακα 6.13.

Πίνακας 6.13 Στοιχειομετρικές και κινητικές παράμετροι για κάθε διεργασία

Παράμετροι	Τιμές	Μονάδες
<i>για τη απονιτροποίηση</i>		
f_s^0	0,52	-
b	0,05	1/d
f_d	0,8	-
<i>για τη νιτροποίηση</i>		
f_s^0	0,127	-
b	0,05	1/d
<i>για την αερόβια οξείδωση BOD</i>		
f_s^0	0,6	-
b	0,15	1/d

Σε αυτό τον Πίνακα έχουμε:

f_s^0 , το ποσοστό των ηλεκτρονίων από το δότη που χρησιμοποιείται για τη σύνθεση κυτταρικής μάζας.

b, σταθερά ενδογενούς αναπνοής

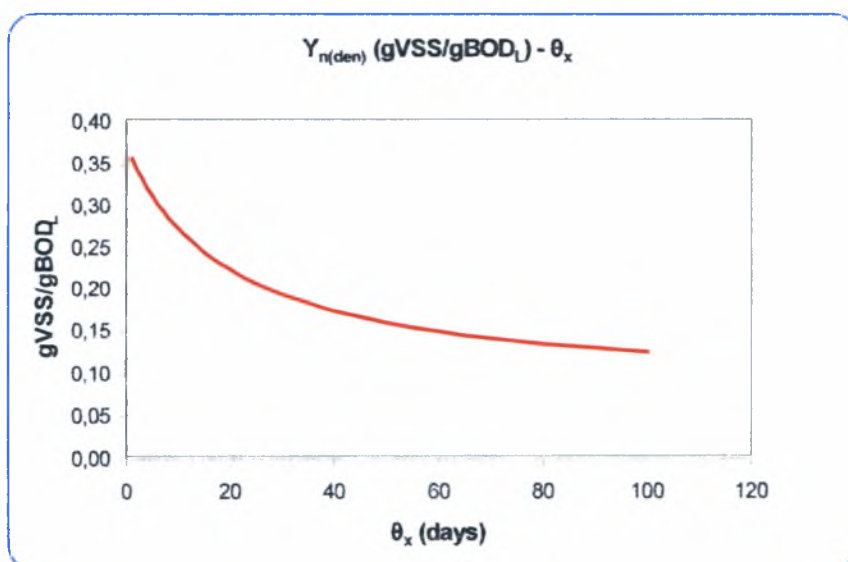
f_d , το ποσοστό της βιομάζας που είναι βιοδιασπώμενη

Όπως έχει περιγραφεί και στα προηγούμενα κεφάλαια, οι απονιτροποιητές έχουν τον μεγαλύτερο συντελεστή f_s^0 από όλους.

Ξεκινάμε από την απονιτροποίηση. Στον ανοξικό αντιδραστήρα γίνεται η απονιτροποίηση στο μέγιστο δυνατό βαθμό. Στο 5^ο κεφάλαιο παρουσιάσαμε και αναλύσαμε όλες τις χημικές ημι-αντιδράσεις που λαμβάνουν χώρα (ενότητα 5.2.5, σχέσεις [5.8], [5.10] και [5.11]). Έτσι προκύπτουν οι παρακάτω παρατηρήσεις:

Στον Πίνακα 6.14 παρουσιάζουμε όλες τις μεταβλητές της διεργασίας της κλασσικής προ-απονιτροποίησης για ένα μεγάλο φάσμα τιμών θ_x . Είναι ενδιαφέρον ότι ο συντελεστής απόδοσης απονιτροποιητών βακτηρίων $Y_{n(\text{den})}$ μειώνεται με την αύξηση του θ_x . Αυτό φαίνεται στο διάγραμμα 6.2, του οποίου η φυσική ερμηνεία είναι ότι όσο αυξάνεται η ηλικία λάσπης θ_x , τόσο αυξάνεται και το ποσοστό αδρανούς βιομάζας στη λάσπη. Κατά κάποιον τρόπο, η λάσπη γίνεται «γηραιότερη» όσο αυξάνεται η ηλικία λάσπης θ_x , με συνέπεια να πέφτει η απόδοσή της.

Ο λόγος $\text{gNO}_3^- \text{N/gBOD}_L$ είναι μία πολύ σημαντική παράμετρος στη διεργασία νιτροποίησης – απονιτροποίησης. Αφού ο δότης ηλεκτρονίων στην απονιτροποίηση είναι το BOD, μπορούμε με αυτό το λόγο να υπολογίσουμε πόσο BOD θα αφαιρεθεί από τους απονιτροποιητές. Το υπόλοιπο οργανικό φορτίο θα πρέπει να αφαιρεθεί από τους αερόβιους ετερότροφους μικροοργανισμούς. Στον Πίνακα 6.14 α) παρουσιάζουμε τη μεταβολή αυτού του λόγου για ένα μεγάλο φάσμα τιμών θ_x . Αν διαλέξουμε μία μέση τιμή θ_x 20 ημερών, έχουμε τα ακόλουθα: Ο λόγος $\text{BOD}_L/\text{NO}_3^- \text{N}$ είναι 4,15 g BOD/ $\text{NO}_3^- \text{N}$, οπότε το μέγιστο BOD που μπορούμε να αφαιρέσουμε με την απονιτροποίηση είναι $\text{TKN}^0 \times \text{BOD}/\text{NO}_3^- \text{N} = 62 \times 4,15 = 257,3 \text{ mg COD}$ από τα 602 mg COD που εισέρχονται στο σύστημα. Επομένως, θα πρέπει να απομακρύνουμε τουλάχιστον $602 - 257,3 = 345 \text{ mg COD}$ κατά την αερόβια επεξεργασία. Ο αντίστροφος υπολογισμός αφορά την απομάκρυνση αζώτου από το σύστημα. Ένα μέρος θα απομακρυνθεί από τους αερόβιους ετερότροφους οργανισμούς που χρησιμοποιούν άζωτο για σύνθεση βιομάζας. Για να υπολογίσουμε πόσο άζωτο θα απομακρυνθεί για σύνθεση βιομάζας από τους ετερότροφους οργανισμούς, παίρνουμε το Y_{aer} από τον Πίνακα 6.14 β) για 20 μέρες (0,17 mg VSS/mg BOD_L) και πολλαπλασιάζουμε με τις ανάγκες της βιομάζας σε άζωτο (0,124 mgN/mgVSS) και επί το COD που απομένει για τους ετερότροφους να βιοδιασπάσουν (345 mg COD), οπότε παίρνουμε 7,3 mgN/l για τους ετερότροφους.

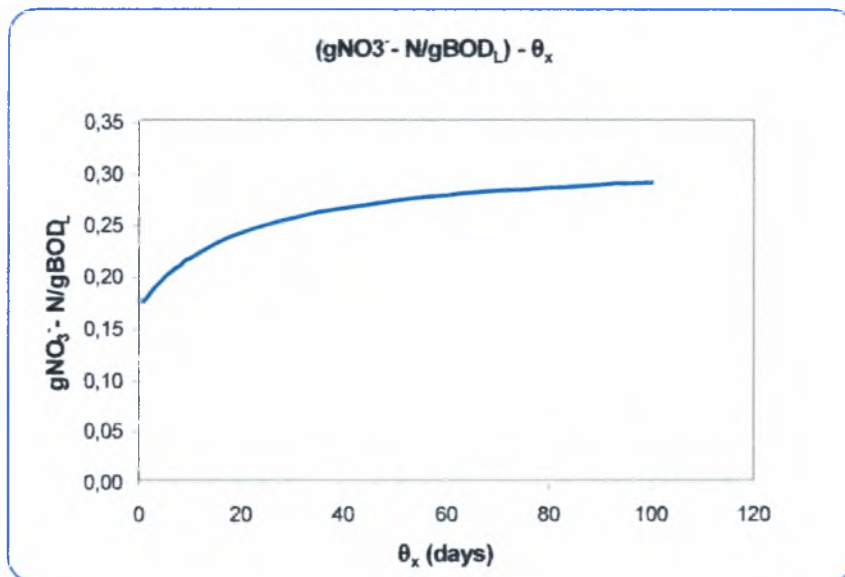


Σχήμα 6.2 Διάγραμμα που δείχνει τη μεταβολή του συντελεστή απόδοσης $Y_{n(\text{den})}$ συναρτήσει του χρόνου θ_x .

Συνεπώς απομένουν 62 – 7,3 ή περίπου 55 mgN/l για να νιτροποιηθεί και να απονιτροποιηθεί. Αυτό αντιστοιχεί σε μείωση του BOD κατά $55 \times 4,15 = 230$ mg COD/l από τα 602 mg COD/l που εισέρχονται, ή το 38% περίπου. Αυτή είναι μια σημαντική μείωση στο εισερχόμενο BOD από τους απονιτροποιητές με την ταυτόχρονη μείωση του αζώτου. Αυτή η ανάλυση δείχνει ότι η προ-απονιτροποίηση για αυτό το σύστημα είναι κερδοφόρα και αποδοτική. Η μεταβολή του λόγου NO_3^- -N/BOD_L με την ηλικία λάσπης θ_x φαίνεται στο Σχήμα 6.3.

Ένας παράγοντας που πρέπει να εξετάζεται είναι το αν επαρκεί το BOD_L εισόδου για τη διατήρηση των απονιτροποιητών. Σε μερικές περιπτώσεις που δεν επαρκεί, προστίθεται εξωτερικά δότης ηλεκτρονίων που συνήθως είναι μεθανόλη. Η σωστή διαδικασία απαιτεί να υπολογίζεται πρώτα η επάρκεια ή όχι του BOD και να αποφασίζεται αν είναι απαραίτητη η προσθήκη εξωγενούς δότη. Αυτό γίνεται με τον παρακάτω τύπο που υπολογίζει την απαιτούμενη ποσότητα επιπρόσθετου BOD (supplementary BOD, BOD_{supp}). Αν αυτή η ποσότητα είναι αρνητική, τότε σημαίνει ότι δεν είναι απαραίτητη η προσθήκη. Στον Πίνακα 6.14 β) βλέπουμε ότι για το σύστημα της ΔΕΥΑΜΒ οι τιμές για όλο το φάσμα θ_x είναι αρνητικές, οπότε το εισερχόμενο BOD επαρκεί.

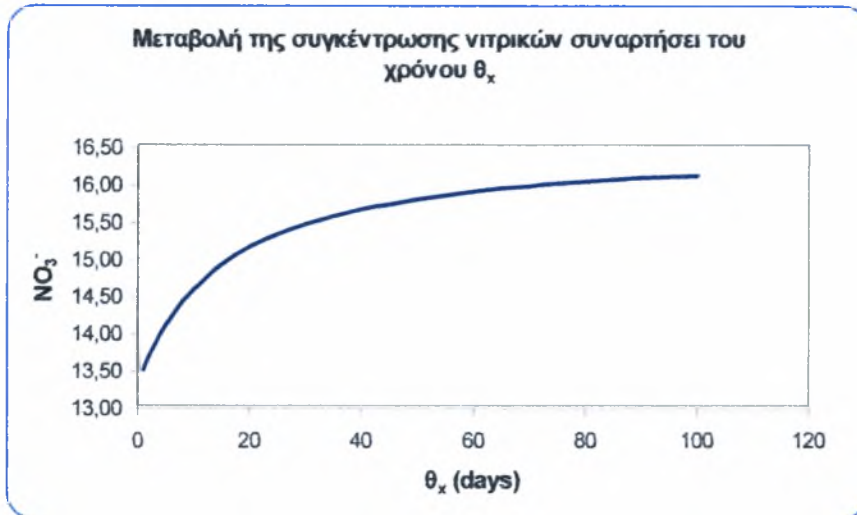
$$BOD_L^{\text{supp}} = \frac{(R_1 + R_2) \cdot (\text{NO}_3^-)^2}{\left(\frac{\text{gNO}_3^- - N}{\text{gBOD}_L} \right)} - BOD_L^0 \quad [6.6]$$



Σχήμα 6.3 Διάγραμμα που δείχνει τη μεταβολή του λόγου gNO_3^- -N/gBOD_L συναρτήσει του χρόνου θ_x .

Το σύνολο των νιτρικών, NO_3^- -N που εξέρχονται από τον αερόβιο αντιδραστήρα υπολογίζεται από τη διαφορά μεταξύ του εισερχόμενου TKN⁰ και του ποσού αμμωνίας που συντίθεται σε κυτταρική βιομάζα ($(\Delta X_v/\Delta t)_{\text{nit}} = (\Delta X_v/\Delta t)_{\text{acr}} + (\Delta X_v/\Delta t)_{\text{den}} \cdot 0,124 \text{ N/gcells}$). Οπότε, η συγκέντρωση των νιτρικών που εξέρχονται από την αερόβια δεξαμενή υπολογίζεται από το ισοζύγιο μάζας του αζώτου στην αερόβια δεξαμενή (Σχήμα 6.4).

$$\left(NO_3^- \right)^2 = \frac{1}{Q + R_1 Q + R_2 Q} \cdot \left\{ Q \cdot \left(TKN^0 + NO_3^- \right) - \left[\left(\frac{\Delta X_v}{\Delta t} \right)_{aer} + \left(\frac{\Delta X_v}{\Delta t} \right)_{nit} + \left(\frac{\Delta X_v}{\Delta t} \right)_{den} \right] \cdot 0,124 \frac{gN}{gVSS} \right\} \quad [6.7]$$



Σχήμα 6.4. Διάγραμμα που δείχνει τη μεταβολή της συγκέντρωσης νιτρικών στην έξοδο των αερόβιων δεξαμενών

Όσο μεγαλώνει ο χρόνος θ_x τόσο αυξάνεται και η συγκέντρωση νιτρικών στην έξοδο του αντιδραστήρα. Για τα δικά μας δεδομένα, η ελάχιστη συγκέντρωση για $\theta_x=1$ d είναι $13,49 \text{ mgNO}_3^- \text{-N/l}$ και η μέγιστη $16,09 \text{ mgNO}_3^- \text{-N/l}$ για $\theta_x=100$ d.

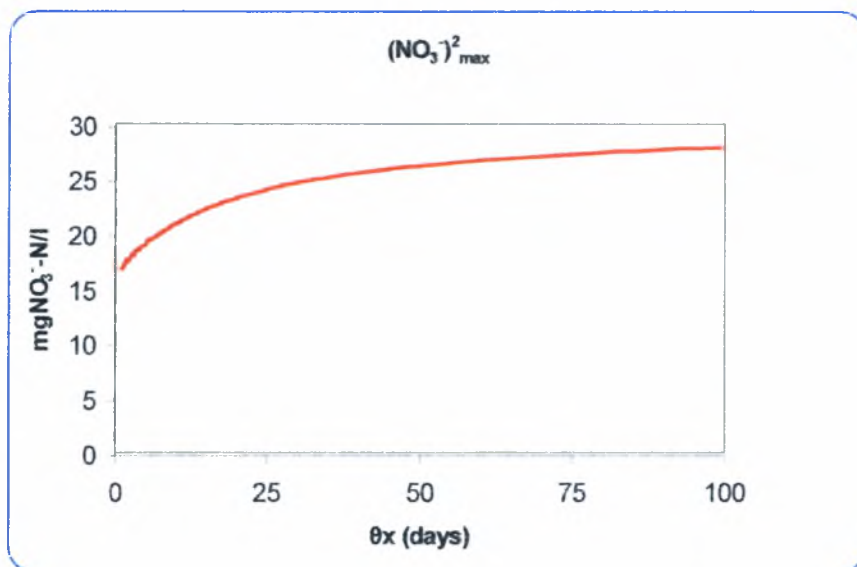
Αν το σύστημα χρειάζεται την προσθήκη επιπρόσθετου BOD και αυτό δεν το παρέχουμε, τότε το σύστημα δεν μπορεί να απονιτροποιήσει πλήρως την εισροή και ως αποτέλεσμα τα νιτρικά στην έξοδο $(NO_3^-)^2$ δεν θα είναι μηδέν. Αν λύσουμε την εξίσωση των νιτρικών για την οριακή περίπτωση που το $BOD_L^1=0$, τότε παίρνουμε τη μέγιστη τιμή του $(NO_3^-)^2$. (Πίνακας 6.14 α))

$$\left(NO_3^- \right)_{\max}^2 = \frac{BOD_L^0 \cdot \left(\frac{gNO_3^- - N}{gBOD_L} \right)}{R_1 + R_2} \quad [6.8]$$

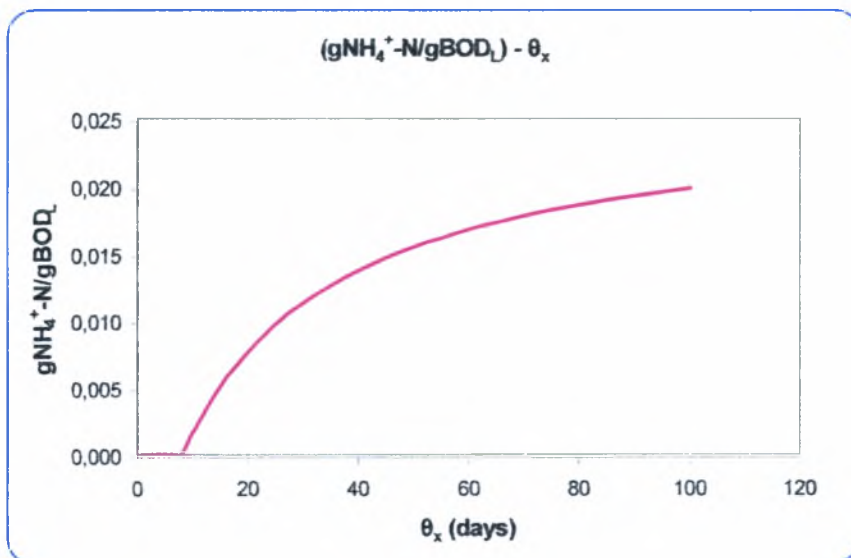
Ο λόγος $gNH_4^+ \text{-N/gBOD}_L$ υποδεικνύει εάν το οργανικό άζωτο που υπάρχει στα οργανικά στερεά εισόδου ($C_{10}H_{19}O_3N$, ο χημικός τύπος του BOD) ικανοποιεί την ανάγκη των μικροοργανισμών για άζωτο για τη κυτταρική τους σύνθεση (Πίνακας 6.16 και Σχήμα 6.6). Στον πίνακα 6.14 α) βλέπουμε ότι οι τιμές $gNH_4^+ \text{-N/gBOD}_L$ είναι 0 για $SRT \leq 8$ μέρες (στην πραγματικότητα, προκύπτουν αρνητικοί αριθμοί από τους υπολογισμούς). Αν το σύστημα λειτουργούσε με $SRT < 8$ μέρες, θα έπρεπε να τροφοδοτηθεί εξωτερικά με αμμωνία για να καλύψει τις ανάγκες των μικροοργανισμών για κυτταρική σύνθεση.

Τα $\text{NO}_3^- \text{N}$ που ανακυκλώνονται πίσω στον ανοξικό αντιδραστήρα, καθορίζουν πόση ποσότητα BOD απομακρύνεται μέσω της απονιτροποίησης. Το BOD που αφαιρείται από τους απονιτροποιητές είναι $Q(R_1+R_2) \cdot (\text{NO}_3^-)^2 / (\text{g NO}_3^- \text{N} / \text{gBOD}_L)$. Από το ισοζύγιο μάζας η συγκέντρωση του BOD_L που εξέρχεται από τον ανοξικό αντιδραστήρα είναι (Σχήμα 6.7):

$$BOD_L^1 = \frac{BOD_L^0 - (R_2 + R_1) \cdot (\text{NO}_3^-)^2 \cdot (\text{gBOD}_L / \text{gNO}_3^- - N)}{1 + R_1 + R_2} \quad [6.9]$$



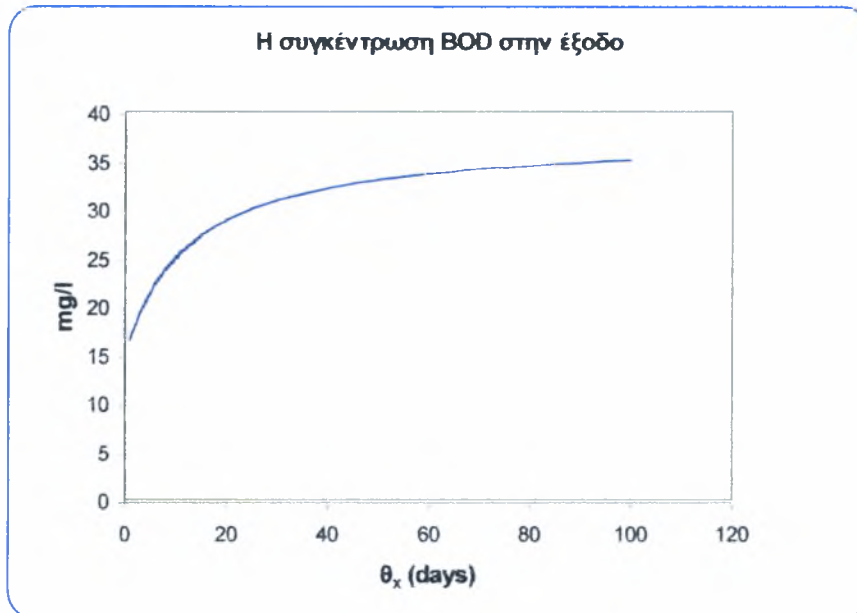
Σχήμα 6.5 Διάγραμμα που δείχνει τη μεταβολή της μέγιστης συγκέντρωσης νιτρικών στην έξοδο



Σχήμα 6.6. Διάγραμμα που δείχνει τη μεταβολή του λόγου $\text{gNH}_4^+ \text{N} / \text{gBOD}_L$ συναρτήσει του χρόνου θ_x .

Βλέπουμε ότι η συγκέντρωση του BOD στην έξοδο του ανοξικού αντιδραστήρα αυξάνεται για μεγαλύτερα θ_x . Αυτό συμβαίνει επειδή ο ρυθμός με τον οποίο μειώνεται ο λόγος $\text{gBOD}_L / \text{gNO}_3^- \text{N}$ (βλέπουμε το αντίστροφο του λόγου στο σχήμα

6.3) είναι μεγαλύτερος από αυτόν της αύξησης των νιτρικών (σχήμα 6.4). Συνεπώς, η διαφορά του αριθμητή στη σχέση [6.9] αυξάνεται με το θ_x . Αυτό το αποτέλεσμα θα μπορούσε να μεταβληθεί αν χρησιμοποιηθούν διαφορετικοί ρυθμοί ανακύκλωσης, οπότε ο ρυθμός μεταβολής της διαφοράς μεταβάλλεται. Αυτή η ανάλυση παρουσιάζεται στην παρακάτω ενότητα, όπου μελετούμε την επίδραση του ρυθμού ανακύκλωσης νιτρικών στο σύστημα R_2 .



Σχήμα 6.7 Διάγραμμα που δείχνει τη μεταβολή του BOD_L στην έξοδο του ανοξικού αντιδραστήρα συναρτήσει του χρόνου θ_x

Ανάλυση των στερεών

Στο σύστημα προ-απονιτροποίησης έχουμε 3 είδη μικροοργανισμών που απαρτίζουν τη λάσπη (νιτροποιητές, απονιτροποιητές και αερόβιοι ετερότροφοι) καθώς και τα αδρανή στερεά που παράγουν. Όπως έχουμε προαναφέρει, το κάθε είδος μικροοργανισμού έχει διαφορετικές κινητικές παραμέτρους και αναπτύσσεται με διαφορετικό ρυθμό που εξαρτάται φυσικά και από τις συγκεντρώσεις του δότη και δέκτη ηλεκτρονίων που είναι διαφορετικοί για κάθε πληθυσμό, καθώς και από τα τεχνικά χαρακτηριστικά του συστήματος. Λαμβάνοντας όλους αυτούς τους παράγοντες υπ' όψιν, υπολογίζουμε τις συγκεντρώσεις του κάθε πληθυσμού ξεχωριστά και κατόπιν αθροίζουμε για να βρούμε την ολική συγκέντρωση στερεών.

Ο ρυθμός παραγωγής αερόβιων ετερότροφων στερεών $(\Delta X_v / \Delta t)_{aer}$ υπολογίζεται ως εξής (Πίνακας 6.14 β)). Τα αερόβια ετερότροφα βακτήρια αναπτύσσονται καταναλώνοντας το BOD_L που απομακρύνεται από τον ανοξικό αντιδραστήρα.

$$\left(\frac{\Delta X_v}{\Delta t} \right)_{aer} = Y_{n(aer)} Q \cdot (1 + R_1 + R_2) BOD_L' \quad [6.10]$$

Ο ρυθμός παραγωγής στερεών $(\Delta X_v/\Delta t)_{nit}$ από τους νιτροποιητές υπολογίζεται ως (Πίνακας 6.14 β)):

$$\left(\frac{\Delta X_v}{\Delta t}\right)_{nit} = Y_{n(nit)} \cdot \left[Q \cdot TKN^0 - \left[\left(\frac{\Delta X_v}{\Delta t}\right)_{aer} + \left(\frac{\Delta X_v}{\Delta t}\right)_{den} \right] \cdot 0,124 \frac{gN}{gVSS} \right] \quad [6.11]$$

Η συγκέντρωση των ετερότροφων απονιτροποιητών που καταναλώνουν το BOD_L εισόδου είναι (Πίνακας 6.14 α)):

$$\left(\frac{\Delta X_v}{\Delta t}\right)_{den} = Y_{ni(den)} Q (BOD_L^0 - (1 + R_1 + R_2) BOD_L^1) \quad [6.12]$$

Οι εξισώσεις [6.9], [6.10], [6.11] και [6.12] είναι επαναληπτικές και λύνονται ταυτόχρονα με δοκιμή και λάθος. Αυτό γίνεται στο Excel μετά την κατάστρωση κάποιου απλού αλγορίθμου, που αποσκοπούσε στη σύγκλιση των τιμών του BOD_L^1 .

Υπολογίζουμε το συνολικό ρυθμό παραγωγής στερεών που είναι φυσικά το άθροισμα όλων των επιμέρους οργανισμών και των αδρανών στερεών που εισέρχονται στο σύστημα για να βρούμε την ποσότητα λάσπης που παράγεται.

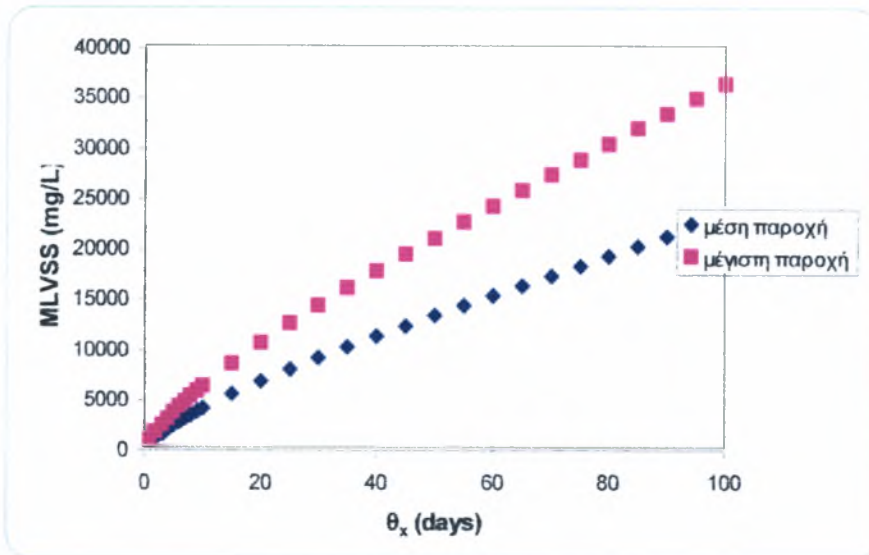
$$\left(\frac{\Delta X_v}{\Delta t}\right)_{tot} = \left(\frac{\Delta X_v}{\Delta t}\right)_{nit} + \left(\frac{\Delta X_v}{\Delta t}\right)_{aer} + \left(\frac{\Delta X_v}{\Delta t}\right)_{den} + Q X_i \quad [6.13]$$

Η συγκέντρωση X_v των πτητικών αιωρούμενων στερεών (MLVSS) υπολογίζεται από το τύπο [6.14] θεωρώντας γνωστό τον υδραυλικό χρόνο θ . Συνεχίζουμε την παρουσίαση αποτελεσμάτων για 2 σενάρια παροχής (μία μέση παροχή και μία μέγιστη) που για το δεδομένο όγκο του συστήματός μας μάς δίνουν 2 υδραυλικούς χρόνους θ . Στον Πίνακα 6.14 γ), δείχνουμε τη συγκέντρωση MLVSS που εξαρτάται από το θ και για τις 2 παροχές (η σκιασμένη στήλη αντιστοιχεί στη μέση παροχή).

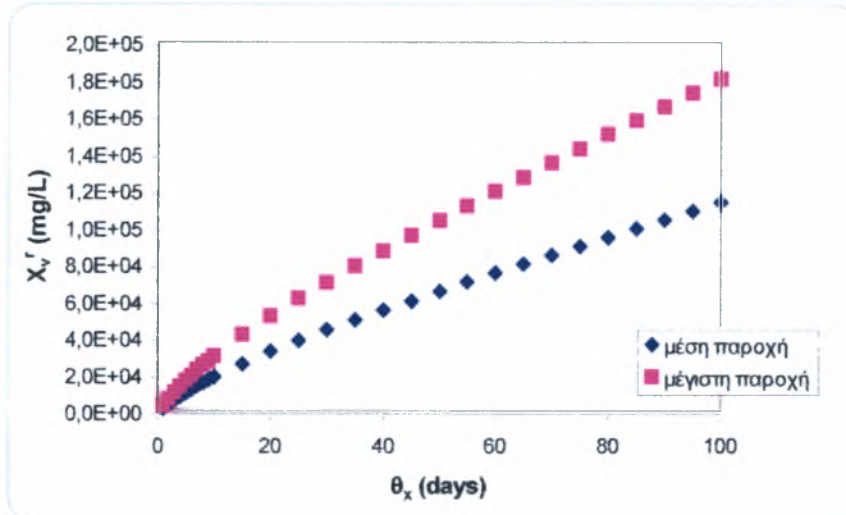
$$X_v = \frac{\theta_x}{\theta \cdot Q} \cdot \left(\frac{\Delta X_v}{\Delta t}\right)_{tot} \quad [6.14]$$

Βλέπουμε ότι για τη μικρότερη παροχή (μεγαλύτερος υδραυλικός χρόνος) έχουμε μικρότερη συγκέντρωση MLVSS, όπως θα ήταν αναμενόμενο (Σχήμα 6.8).

Η συγκέντρωση επανακυκλοφορίας λάσπης (X_v^f) και ο ρυθμός απομάκρυνσης της λάσπης από το σύστημα (R^w) καθορίζονται από το ισοζύγιο μάζας για τις δεξαμενές καθίζησης και επίσης εξαρτώνται από τον υδραυλικό χρόνο. Στον Πίνακα 6.14 γ), δείχνουμε και πάλι αυτές τις συγκεντρώσεις για τα δύο σενάρια παροχών. Η συγκέντρωση X_v^f ακολουθεί την ίδια τάση με τη συγκέντρωση των MLVSS (Σχήμα 6.9).



Σχήμα 6.8 Διάγραμμα που δείχνει τη μεταβολή των MLVSS στην έξοδο του αερόβιου αντιδραστήρα συναρτήσει του χρόνου θ_x για τις 2 παροχές.



Σχήμα 6.9 Διάγραμμα που δείχνει τη μεταβολή της συγκέντρωσης επανακυκλοφορίας στερεών συναρτήσει του χρόνου θ_x για τις 2 παροχές.

$$X_v' = \frac{\left(1 + R_1 - \frac{\theta}{\theta_x}\right)}{R_1} \cdot X_v \quad [6.15]$$

$$R^w = \frac{\theta}{\theta_x} \cdot \frac{X_v}{X_v'}$$

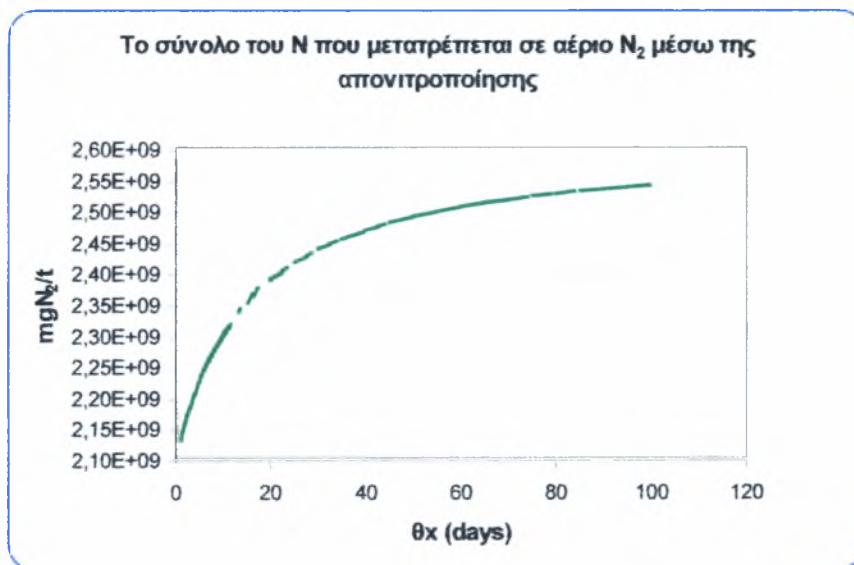
Ο ρυθμός απονιτροποίησης του αζώτου που περιέχεται στις οργανικές ενώσεις σε αέριο άζωτο υπολογίζεται από την εξίσωση [6.16] και αυξάνεται για μεγαλύτερους χρόνους θ_x (Σχήμα 6.10). Οπότε, βλέπουμε ότι για μικρές ηλικίες λάσπης, θ_x η απονιτροποίηση που έχει ως αποτέλεσμα την αποβολή αζώτου από το σύστημα δεν γίνεται αποτελεσματικά. Μέγιστο ποσοστό απομάκρυνσης αζώτου επιτυγχάνεται σε

σχετικά μεγάλα, θ_x όπως φαίνεται και από την προηγούμενη ανάλυσή μας, μια και οι νιτροποιητές είναι ευαίσθητοι και χρειάζονται μεγάλους χρόνους κατακράτησης.

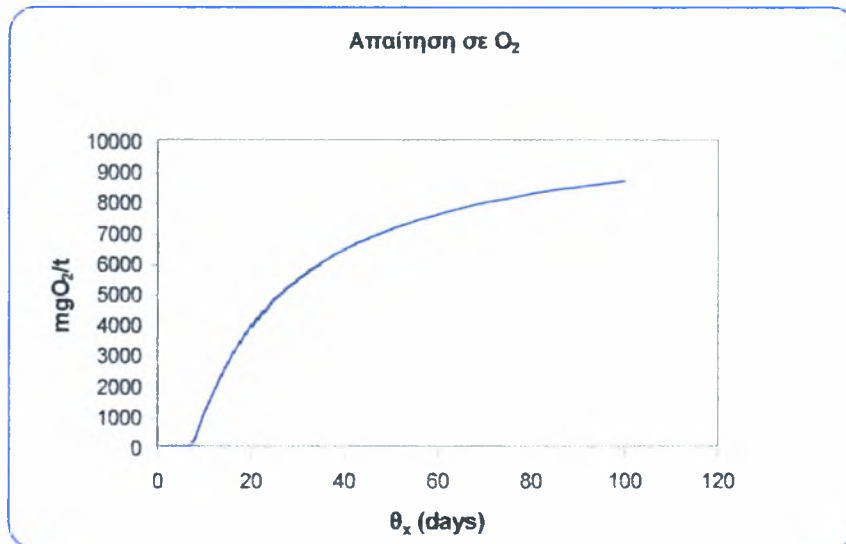
$$\frac{\Delta N_2}{\Delta t} = Q \cdot \frac{(R_1 + R_2) \cdot (NO_3^-)^2}{\left(\frac{gNO_3^-}{gBOD_L} - N \right)} \cdot \left(\frac{gN_2}{gBOD_L} \right) \quad [6.16]$$

Τέλος ο ρυθμός παροχής οξυγόνου που απαιτείται για την οξείδωση του BOD καθώς και για τη νιτροποίηση είναι:

$$\left(\frac{\Delta O_2}{\Delta t} \right) = (Q + Q_1 + Q_2) \cdot BOD_L^1 + QX_i^0 \cdot 1,98 \frac{gOD}{gVSS} + 4,57 \cdot \frac{gOD}{gNH_4^+ - N} \cdot \left[Q \cdot TKN^0 - \left(\left(\frac{\Delta X_v}{\Delta t} \right)_{aer} + \left(\frac{\Delta X_v}{\Delta t} \right)_{nit} + \left(\frac{\Delta X_v}{\Delta t} \right)_{den} \right) \cdot 0,124 \frac{gN}{gVSS} \right] - 1,98 \cdot \frac{gOD}{gVSS} \cdot \left(\frac{\Delta X_v}{\Delta t} \right)_{tot} \quad [6.17]$$



Σχήμα 6.10 Διάγραμμα που δείχνει τη μεταβολή του συνολικού αζώτου που μετατρέπεται σε αέριο άζωτο συναρτήσει του χρόνου θ_x



Σχήμα 6.11 Διάγραμμα που δείχνει τη μεταβολή του συνολικού αζώτου που μετατρέπεται σε αέριο άζωτο συναρτήσει του χρόνου θ_x

Ο συντελεστής 1,98 προκύπτει από τη στοιχειομετρία της αντίδρασης όταν η πηγή αζώτου είναι η νιτρική ρίζα. Στον Πίνακα 6.14 α) βλέπουμε πως ο απαιτούμενος ρυθμός παροχής οξυγόνου είναι μηδενικός για τιμές του θ_x από 1 έως 7 d (Σχήμα 6.11). Αυτό συμβαίνει για τον ίδιο λόγο που οι τιμές $\text{gNH}_4^+\text{-N/gBODL}$ είναι 0 για $\text{SRT} \leq 8$ μέρες. Δηλαδή για μικρές τιμές θ_x δεν είναι δυνατή η νιτροποίηση στο σύστημα, μια και οι νιτροποιητές είναι αυτότροφοι κι έχουν «αργές» κινητικές παραμέτρους, οπότε δεν υπάρχει απαίτηση οξυγόνου. Μόνο για $\theta_x > 8$ ημερών, αρχίζει να γίνεται η νιτροποίηση, και πάλι αυτό συμβαίνει σε χαμηλά επίπεδα. Ικανοποιητικοί ρυθμοί νιτροποίησης-απονιτροποίησης χρειάζονται μεγαλύτερες τιμές θ_x . Για τιμές μεγαλύτερες των επτά ημερών η απαίτηση αυξάνει αναλογικά με την αύξηση του θ_x αγγίζοντας την μέγιστη τιμή για $\theta_x = 100$ days, $(\Delta\text{O}_2/\Delta t) = 8667,54 \text{ mg O}_2/\text{l}$.

Πίνακας 6.14 α) Παράμετροι για την κλασσική προ-απονιτροποίηση

θ_t, d	f_t	$Y_{n(den)}$ gVSS/gBOD _t	gNO_3^- N/gBOD _t	$gBOD_t/gNO_3^-$ - N	$gN_t/gBOD_t$	gNH_4^+ N/gBOD _t	BOD _t ¹	$(\Delta X_v/\Delta t)_{den}$	$(NO_3^-)^2$	$(NO_3^-)^2_{max}$	$(\Delta X_v/\Delta t)_{tot}$	$\Delta N_t/\Delta t$	$\Delta O_2/\Delta t * 10$
1	0,50	0,35	0,17	5,72	0,17	0,000	16,49	4,30E+09	13,494	16,840	7,04E+09	2,13E+09	0,00
2	0,48	0,34	0,18	5,52	0,18	0,000	17,97	4,05E+09	13,668	17,447	6,79E+09	2,16E+09	0,00
3	0,47	0,33	0,19	5,35	0,19	0,000	19,26	3,84E+09	13,824	18,001	6,56E+09	2,18E+09	0,00
4	0,45	0,32	0,19	5,20	0,19	0,000	20,38	3,65E+09	13,965	18,509	6,35E+09	2,20E+09	0,00
5	0,44	0,31	0,20	5,07	0,20	0,000	21,36	3,48E+09	14,092	18,976	6,16E+09	2,22E+09	0,00
6	0,42	0,30	0,20	4,96	0,20	0,000	22,24	3,33E+09	14,207	19,407	5,99E+09	2,24E+09	0,00
7	0,41	0,29	0,21	4,86	0,21	0,000	23,02	3,19E+09	14,312	19,807	5,84E+09	2,26E+09	0,00
8	0,40	0,28	0,21	4,77	0,21	0,000	23,73	3,07E+09	14,408	20,177	5,70E+09	2,27E+09	238,91
9	0,39	0,28	0,21	4,69	0,21	0,001	24,37	2,96E+09	14,496	20,523	5,57E+09	2,29E+09	687,12
10	0,38	0,27	0,22	4,62	0,22	0,002	24,95	2,86E+09	14,577	20,845	5,45E+09	2,30E+09	1097,95
15	0,34	0,24	0,23	4,34	0,23	0,005	27,23	2,46E+09	14,902	22,180	4,97E+09	2,35E+09	2734,69
20	0,31	0,22	0,24	4,15	0,24	0,008	28,81	2,19E+09	15,133	23,181	4,62E+09	2,39E+09	3894,76
25	0,29	0,20	0,25	4,02	0,25	0,010	29,96	1,98E+09	15,307	23,960	4,37E+09	2,42E+09	4757,95
30	0,27	0,19	0,26	3,92	0,26	0,011	30,86	1,82E+09	15,442	24,583	4,17E+09	2,44E+09	5430,65
35	0,26	0,18	0,26	3,84	0,26	0,013	31,56	1,70E+09	15,550	25,092	4,01E+09	2,45E+09	5964,87
40	0,24	0,17	0,27	3,77	0,27	0,014	32,13	1,60E+09	15,639	25,517	3,88E+09	2,47E+09	6401,52
45	0,23	0,16	0,27	3,72	0,27	0,015	32,60	1,51E+09	15,712	25,876	3,77E+09	2,48E+09	6764,49
50	0,22	0,16	0,27	3,68	0,27	0,016	32,99	1,44E+09	15,775	26,185	3,68E+09	2,49E+09	7070,17
55	0,21	0,15	0,27	3,64	0,27	0,016	33,33	1,38E+09	15,828	26,452	3,60E+09	2,50E+09	7333,37
60	0,21	0,15	0,28	3,61	0,28	0,017	33,62	1,33E+09	15,874	26,685	3,53E+09	2,50E+09	7560,61
65	0,20	0,14	0,28	3,58	0,28	0,017	33,87	1,28E+09	15,915	26,891	3,47E+09	2,51E+09	7758,76
70	0,20	0,14	0,28	3,56	0,28	0,018	34,10	1,24E+09	15,951	27,074	3,42E+09	2,52E+09	7935,46
75	0,19	0,14	0,28	3,53	0,28	0,018	34,29	1,21E+09	15,982	27,238	3,37E+09	2,52E+09	8089,76
80	0,19	0,13	0,28	3,52	0,28	0,019	34,47	1,17E+09	16,011	27,386	3,33E+09	2,53E+09	8229,77
85	0,18	0,13	0,29	3,50	0,29	0,019	34,63	1,15E+09	16,037	27,519	3,29E+09	2,53E+09	8355,42
90	0,18	0,13	0,29	3,48	0,29	0,019	34,77	1,12E+09	16,060	27,641	3,26E+09	2,53E+09	8468,20
95	0,18	0,12	0,29	3,47	0,29	0,020	34,90	1,10E+09	16,081	27,752	3,23E+09	2,54E+09	8571,27
100	0,17	0,12	0,29	3,46	0,29	0,020	35,03	1,07E+09	16,096	27,853	3,20E+09	2,54E+09	8667,54

Πίνακας 6.14 β) Παράμετροι για την κλασική προ-απονιτροποίηση (συνέχεια)

$\theta_{y,d}$	f_{aer}	$Y_{g(aer)}$	$(\Delta X_v / \Delta t)_{aer}$	$f_{n, nit}$	$Y_{n, (nit)}$	$(\Delta X_v / \Delta t)_{nit}$	BOD_v^{sup}
1	0,54	0,38	1,15E+09	0,12	0,38	3,37E+08	-119,544
2	0,49	0,35	1,14E+09	0,12	0,36	3,37E+08	-130,326
3	0,45	0,32	1,12E+09	0,11	0,35	3,36E+08	-139,616
4	0,42	0,30	1,11E+09	0,11	0,34	3,34E+08	-147,722
5	0,39	0,28	1,09E+09	0,11	0,33	3,32E+08	-154,868
6	0,37	0,26	1,07E+09	0,10	0,32	3,30E+08	-161,220
7	0,35	0,25	1,05E+09	0,10	0,31	3,27E+08	-166,910
8	0,34	0,24	1,04E+09	0,10	0,30	3,23E+08	-172,036
9	0,32	0,23	1,02E+09	0,10	0,30	3,20E+08	-176,681
10	0,31	0,22	1,01E+09	0,09	0,29	3,17E+08	-180,911
15	0,27	0,19	9,42E+08	0,08	0,26	3,00E+08	-197,434
20	0,24	0,17	8,93E+08	0,08	0,24	2,84E+08	-208,879
25	0,22	0,16	8,56E+08	0,07	0,22	2,70E+08	-217,285
30	0,21	0,15	8,27E+08	0,07	0,21	2,58E+08	-223,718
35	0,20	0,14	8,03E+08	0,06	0,20	2,48E+08	-228,804
40	0,19	0,13	7,83E+08	0,06	0,19	2,39E+08	-232,926
45	0,18	0,13	7,66E+08	0,06	0,18	2,31E+08	-236,335
50	0,18	0,12	7,52E+08	0,05	0,17	2,24E+08	-239,200
55	0,17	0,12	7,40E+08	0,05	0,17	2,17E+08	-241,643
60	0,17	0,12	7,30E+08	0,05	0,16	2,12E+08	-243,750
65	0,16	0,12	7,21E+08	0,05	0,16	2,07E+08	-245,586
70	0,16	0,11	7,13E+08	0,05	0,15	2,02E+08	-247,200
75	0,16	0,11	7,05E+08	0,05	0,15	1,98E+08	-248,631
80	0,16	0,11	6,99E+08	0,05	0,14	1,94E+08	-249,907
85	0,15	0,11	6,93E+08	0,04	0,14	1,91E+08	-251,053
90	0,15	0,11	6,88E+08	0,04	0,14	1,88E+08	-252,088
95	0,15	0,11	6,83E+08	0,04	0,14	1,85E+08	-253,026
100	0,15	0,11	6,79E+08	0,04	0,13	1,82E+08	-253,981

Πίνακας 6.14 γ) Συγκεντρώσεις στην έξοδο του συστήματος (οι δύο στήλες αναφέρονται στις 2 παροχές, σκιασμένη η χαμηλότερη)

$\theta_{x,d}$	X_v	X_v^r	R^w
1	503	1399,653	2870,028
2	970	3773,038	6606,843
3	1405	5986,994	10093,439
4	1814	8065,330	13367,258
5	2201	10027,883	16459,474
6	2568	11890,853	19395,512
7	2919	13667,922	22196,854
8	3254	15370,070	24880,717
9	3578	17006,857	27462,104
10	3890	18586,181	29953,405
15	5322	25821,383	41372,965
20	6607	32302,392	51610,210
25	7801	38313,422	61110,723
30	8934	44009,021	70116,713
35	10024	49485,922	78779,887
40	11083	54802,561	87191,815
45	12119	59999,217	95415,648
50	13137	65103,887	103495,285
55	14141	70134,919	111459,455
60	15134	75108,044	119332,850
65	16117	80034,040	127132,363
70	17092	84919,787	134868,749
75	18062	89774,525	142556,550
80	19026	94600,539	150199,294
85	19985	99403,389	157805,722
90	20941	104186,678	165381,493
95	21893	108952,275	172929,519
100	22842	113701,570	180451,961

Υπόμνημα Πίνακα 6.14

- 1) $Y_{n(den)} = f_s \cdot 5,65 \text{ grVSS}_a / 8 \text{ g BOD}_L$
- 2) $(\text{g NO}_3^- - \text{N} / \text{g BOD}_L) = f_e \cdot (14/5 \text{gNO}_3^- \text{N}) / 8 \text{gBOD}_L$
- 3) $(\text{g N}_2 / \text{g BOD}_L) = f_e \cdot (14/5 \text{gN}_2) / (8 \text{g BOD}_L)$
- 4) $(\text{gNH}_4^+ - \text{N} / \text{gBOD}_L) = [(14/50 \text{g οργανικού N}) - f_s \cdot (14/20 \text{ κυτταρικόN})] / (8 \text{ g BOD}_L)$
- 5) $Y_{aer} = 0,706 \cdot f_s \text{ (gcells/gBOD)}$
- 6) $Y_{n(m)} = f_s \frac{113 \text{ gcells} / 20e - eqcells}{\left(\frac{14}{8} + \frac{14}{20} f_s \right) (gNH_4^+ - N / e - eqNH_4^+ - N)}$

Πίνακας 6.15 Συγκριτικά αποτελέσματα για την αποντροποίηση και την αερόβια επεξεργασία

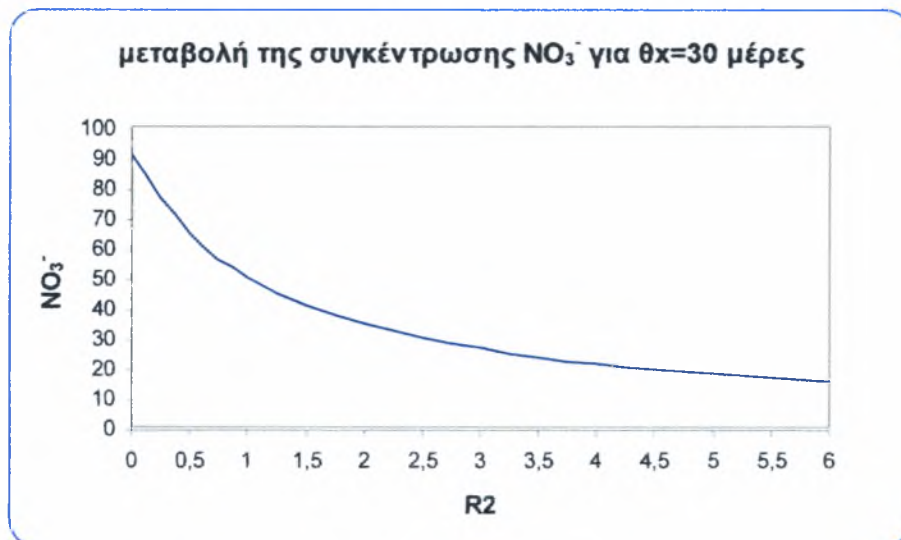
ΣΥΝΟΛΙΚΑ		ΣΥΝΟΛΙΚΑ				
ΣΥΣΤΗΜΑ ΑΠΟΝΙΤΡΟΠΟΙΗΣΗΣ		ΣΥΣΤΗΜΑ ΑΕΡΟΒΙΑΣ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ				
θ_d	$(\Delta X_v/\Delta t)_{tot}$	$(\Delta O_2/\Delta t)_{tot}$	$(\Delta X_v/\Delta t)_{PROD}$	$(\Delta X_v/\Delta t)_{MIT}$	$(\Delta X_v/\Delta t)_{TOT}$	$(\Delta O_2/\Delta t)_{TOT}$
days	mgVSS/t		mg VSS/t			
1	7,04E+09	0,00E+00	5,76E+09	3,22E+08	7,35E+09	9,49E+09
2	6,79E+09	0,00E+00	5,25E+09	3,35E+08	6,84E+09	1,05E+10
3	6,56E+09	0,00E+00	4,84E+09	3,42E+08	6,44E+09	1,13E+10
4	6,35E+09	0,00E+00	4,50E+09	3,45E+08	6,11E+09	1,20E+10
5	6,16E+09	0,00E+00	4,23E+09	3,46E+08	5,84E+09	1,25E+10
6	5,99E+09	0,00E+00	4,00E+09	3,46E+08	5,60E+09	1,30E+10
7	5,84E+09	0,00E+00	3,80E+09	3,44E+08	5,40E+09	1,34E+10
8	5,70E+09	2,39E+02	3,63E+09	3,42E+08	5,23E+09	1,37E+10
9	5,57E+09	6,87E+02	3,48E+09	3,39E+08	5,08E+09	1,41E+10
10	5,45E+09	1,10E+03	3,35E+09	3,35E+08	4,94E+09	1,43E+10
15	4,97E+09	2,73E+03	2,87E+09	3,17E+08	4,45E+09	1,54E+10
20	4,62E+09	3,89E+03	2,57E+09	2,99E+08	4,14E+09	1,60E+10
25	4,37E+09	4,76E+03	2,37E+09	2,83E+08	3,92E+09	1,65E+10
30	4,17E+09	5,43E+03	2,22E+09	2,69E+08	3,75E+09	1,68E+10
35	4,01E+09	5,96E+03	2,11E+09	2,57E+08	3,63E+09	1,71E+10
40	3,88E+09	6,40E+03	2,02E+09	2,47E+08	3,53E+09	1,73E+10
45	3,77E+09	6,76E+03	1,95E+09	2,38E+08	3,45E+09	1,75E+10
50	3,68E+09	7,07E+03	1,89E+09	2,30E+08	3,38E+09	1,76E+10
55	3,60E+09	7,33E+03	1,84E+09	2,23E+08	3,33E+09	1,77E+10
60	3,53E+09	7,56E+03	1,80E+09	2,17E+08	3,28E+09	1,78E+10
65	3,47E+09	7,76E+03	1,77E+09	2,11E+08	3,24E+09	1,79E+10
70	3,42E+09	7,94E+03	1,73E+09	2,06E+08	3,20E+09	1,80E+10
75	3,37E+09	8,09E+03	1,71E+09	2,02E+08	3,17E+09	1,81E+10
80	3,33E+09	8,23E+03	1,68E+09	1,98E+08	3,14E+09	1,81E+10
85	3,29E+09	8,36E+03	1,66E+09	1,94E+08	3,12E+09	1,82E+10
90	3,26E+09	8,47E+03	1,64E+09	1,90E+08	3,09E+09	1,83E+10
95	3,23E+09	8,57E+03	1,62E+09	1,87E+08	3,07E+09	1,83E+10
100	3,20E+09	8,67E+03	1,61E+09	1,84E+08	3,06E+09	1,83E+10

6.2.2 Ρυθμός ανακύκλωσης MLVSS

Στην ενότητα αυτή θα μελετήσουμε την επιρροή του ρυθμού επανακυκλοφορίας MLVSS R_2 από την αερόβια δεξαμενή στην αναερόβια (σχήμα 6.1). Ο ρυθμός αυτός είναι πολύ ενεργειακά επιβαρυντικός και όσο μεγαλύτερος είναι, τόσο πιο επιτυχώς μπορεί το σύστημα να απομακρύνει το εισερχόμενο TKN και τα νιτρικά. Με αυτή την επανακυκλοφορία, τροφοδοτούμε με νιτρικά την αναερόβια δεξαμενή, τα οποία χρησιμοποιούνται από τους απονιτροποιητές ως δότες ηλεκτρονίων, οπότε μπορεί να επιτευχθεί η απονιτροποίηση. Κάνουμε τους υπολογισμούς μας για μια μέση τιμή θ_x των 30 ημερών. Ο Πίνακας 6.16 δείχνει αυτά τα αποτελέσματα. Στο σχήμα 6.10, δείχνουμε τη γραφική παράσταση των νιτρικών στην έξοδο συναρτήσει του ρυθμού επανακυκλοφορίας R_2 . Βλέπουμε ότι το R_2 είναι ένας καθοριστικός παράγοντας για τη μείωση του νιτρικού φορτίου, αφού για ένα φάσμα τιμών R_2 από 0 έως 6 βλέπουμε μείωση των νιτρικών από 90,8 mg/l σε 15,4 mg/l μία μείωση κατά 83%.

Πίνακας 6.16 Υπολογισμοί χαρακτηριστικών εξόδου για $\theta_x = 30$ d

	θ_x, d	f_{snit}	f_{saer}	f_{sden}	f_{eden}	$\frac{gNO_3^-}{gBOD_t}$	$\frac{gBOD_t}{gNO_3^-}$		
	30	0,07	0,21	0,27	0,73	0,26	3,92		
R_2	$Y_{n(nit)}$	$Y_{n(aer)}$	$Y_{n(den)}$	$(\Delta X_v/\Delta t)_{aer}$	$(\Delta X_v/\Delta t)_{nit}$	$(\Delta X_v/\Delta t)_{den}$	$(NO_3^-)^2$	BOD_t^1	
0	0,21	0,15	0,19	1,89 E+09	2,67E+08	4,29E+08	90,811	410,21	
0,5	0,21	0,15	0,19	1,52E+09	2,64E+08	9,14E+08	64,555	235,47	
1	0,21	0,15	0,19	1,32E+09	2,62E+08	1,18E+09	50,076	158,46	
1,5	0,21	0,15	0,19	1,19E+09	2,61E+08	1,35E+09	40,902	116,86	
2	0,21	0,15	0,19	1,10E+09	2,60E+08	1,47E+09	34,569	91,41	
2,5	0,21	0,15	0,19	1,03E+09	2,60E+08	1,55E+09	29,935	74,48	
3	0,21	0,15	0,19	9,82E+08	2,60E+08	1,62E+09	26,396	62,52	
3,5	0,21	0,15	0,19	9,42E+08	2,59E+08	1,67E+09	23,605	53,69	
4	0,21	0,15	0,19	9,10E+08	2,59E+08	1,71E+09	21,348	46,93	
4,5	0,21	0,15	0,19	8,84E+08	2,59E+08	1,75E+09	19,485	41,60	
5	0,21	0,15	0,19	8,62E+08	2,59E+08	1,78E+09	17,921	37,32	
5,5	0,21	0,15	0,19	8,43E+08	2,58E+08	1,80E+09	16,589	33,80	
6	0,21	0,15	0,19	8,27E+08	2,58E+08	1,82E+09	15,442	30,86	

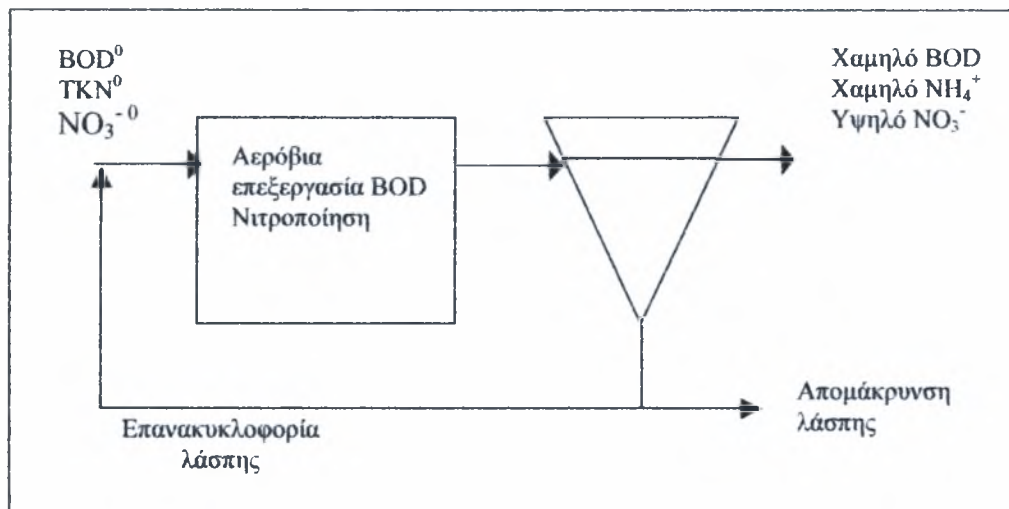


Σχήμα 6.10 Μεταβολή της συγκέντρωσης NO_3^- για $\theta_x=30$ μέρες

6.2.3 ΣΥΓΚΡΙΤΙΚΗ ΑΝΑΛΥΣΗ ΣΥΣΤΗΜΑΤΟΣ ΑΕΡΟΒΙΑΣ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ ΚΑΙ ΣΥΣΤΗΜΑΤΟΣ ΠΡΟ-ΑΠΟΝΙΤΡΟΠΟΙΗΣΗΣ

Σε αυτή την ενότητα θα κάνουμε μια συγκριτική ανάλυση των συστημάτων επεξεργασίας υγρών αποβλήτων που αποτελούνται 1) από μια αερόβια δεξαμενή και 2) από δύο δεξαμενές, μία αναερόβια και μία αερόβια όπως στο σύστημα απονιτροποίησης. Η ανάλυσή μας στοχεύει να ταυτοποιήσει τις διαφορές των δύο συστημάτων και τις ανάγκες τους, όσον αφορά τις απαιτήσεις του συστήματος σε οξυγόνο και σε παραγωγή στερεών (λάσπης). Θα μπορούσε δηλαδή να επιτευχθεί κάποια μείωση στο εισερχόμενο TKN με ένα σύστημα αυστηρά αερόβιο, μια και αν η ηλικία λάσπης ήταν αρκετά μεγάλη θα μπορούσαμε να έχουμε νιτροποίηση. Η ερώτηση είναι κατά πόσο θα μειώνονταν το TKN εισόδου, και κατά πόσο θα μπορούσαν οι αερόβιοι ετερότροφοι να καταναλώσουν το εισερχόμενο BOD. Πρέπει να σημειωθεί ότι με ένα αερόβιο σύστημα, το εισερχόμενο TKN θα μετατρέποταν από τους νιτροποιητές μόνο σε νιτρικά (NO_3^-) και δε θα συνεχιζόταν η περαιτέρω μετατροπή των νιτρικών σε αέριο άζωτο όπως γίνεται στο αναερόβιο στάδιο της απονιτροποίησης. Οπότε με το αερόβιο σύστημα, θα είχαμε μείωση σε TKN, αλλά στην έξοδο, θα είχαμε πολλά νιτρικά τα οποία θέτουν ένα πρόβλημα στον υδάτινο αποδέκτη (ευτροφισμός). Από την άλλη, οι ετερότροφοι αερόβιοι που καταναλώνουν το εισερχόμενο BOD δε θα είχαν τη «συμβολή» των απονιτροποιητών, οι οποίοι επίσης καταναλώνουν BOD και μάλιστα σε αναερόβιο περιβάλλον, οπότε δε χρειάζονται την προσθήκη οξυγόνου, η οποία είναι ενεργειακά πολύ απαιτητική. Το αποτέλεσμα είναι μεγαλύτερη απαίτηση σε οξυγόνο στο αερόβιο σύστημα και αύξηση του κόστους λειτουργίας. Είναι ενδιαφέρον να δούμε κατά πόσο πιο απαιτητικό σε οξυγόνο είναι το αερόβιο σύστημα για τις δεδομένες συνθήκες λειτουργίας της ΔΕΥΑΜΒ, και πώς αυτό το μέγεθος μεταβάλλεται με την ηλικία λάσπης θ_x . Πρέπει να σημειωθεί ότι τα αερόβια συστήματα μπορούν να λειτουργούν με μικρότερες ηλικίες λάσπης, οπότε και μικρότερους υδραυλικούς χρόνους, που σημαίνει ότι ο όγκος του συστήματος μπορεί

γενικά να είναι μικρότερος από αυτόν του συστήματος κλασσικής προ-απονιτροποίησης.



Σχήμα 6.11 Σχηματική παράσταση συστήματος αερόβιας επεξεργασίας BOD-νιτροποίησης

Οι υπολογισμοί για το αερόβιο σύστημα είναι διαφορετικοί από αυτούς του συστήματος απονιτροποίησης. Συγκεκριμένα, διαφοροποιούνται ως προς τα παρακάτω μεγέθη:

BOD:

Το BOD υπολογίζεται από το ισοζύγιο μάζας μεταξύ του εισερχόμενου BOD και αυτού που καταναλώνεται από τους αερόβιους ετερότροφους οργανισμούς:

$$BOD'_L = \frac{BOD_L^0 - R_1 \cdot (NO_3^-) \cdot (gBOD_L / gNO_3^- - N)}{1 + R_1} \quad [6.18]$$

$Y_{n(aer)}$:

Ο συντελεστής απόδοσης των ετερότροφων αερόβιων δεν αλλάζει εφόσον οι παράμετροι f_s^0 και b παραμένουν οι ίδιοι και δίνεται από τον τύπο (5) του υπομνήματος του Πίνακα 6.14.

$(\Delta X_v / \Delta t)_{aer}$:

Ο ρυθμός παραγωγής στερεών από τους ετερότροφους αερόβιους με βάση το ισοζύγιο μάζας στη δεξαμενή θα είναι:

$$\left(\frac{\Delta X_v}{\Delta t} \right)_{aer} = Y_{n(aer)} \cdot Q \cdot BOD'_L \quad [6.19]$$

$(\Delta X_v / \Delta t)_{nit}$:

Ο ρυθμός παραγωγής στερεών από τους αυτότροφους νιτροποιητές με βάση το ισοζύγιο μάζας στη δεξαμενή θα είναι:

$$\left(\frac{\Delta X_v}{\Delta t}\right)_{nit} = Y_{n(nit)} \cdot \left[Q \cdot TKN^0 - \left(\frac{\Delta X_v}{\Delta t}\right)_{aer} \cdot 0,124 \right] \quad [6.20]$$

Η συνολική παραγωγή λάσπης είναι το άθροισμα των δυο προηγούμενων λόγων επαυξημένο κατά το γινόμενο της παροχής εισόδου επί την συγκέντρωση αδρανών μικροοργανισμών στην είσοδο:

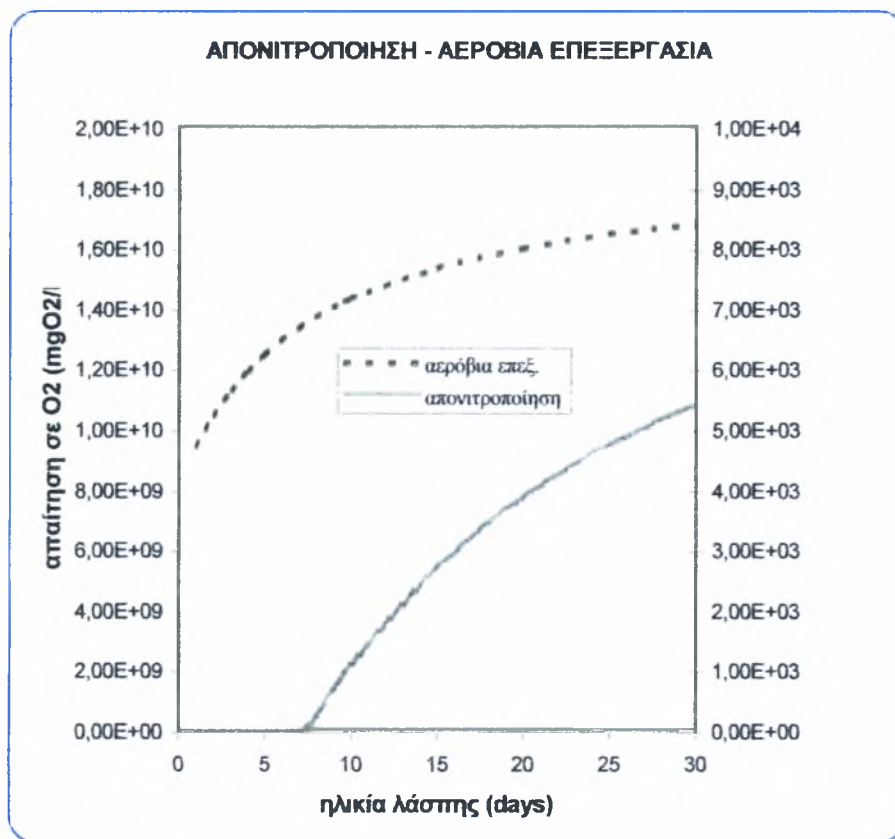
$$\left(\frac{\Delta X_v}{\Delta t}\right)_{tot} = \left(\frac{\Delta X_v}{\Delta t}\right)_{nit} + \left(\frac{\Delta X_v}{\Delta t}\right)_{aer} + Q \cdot X_i^0 \quad [6.21]$$

Οξυγόνο:

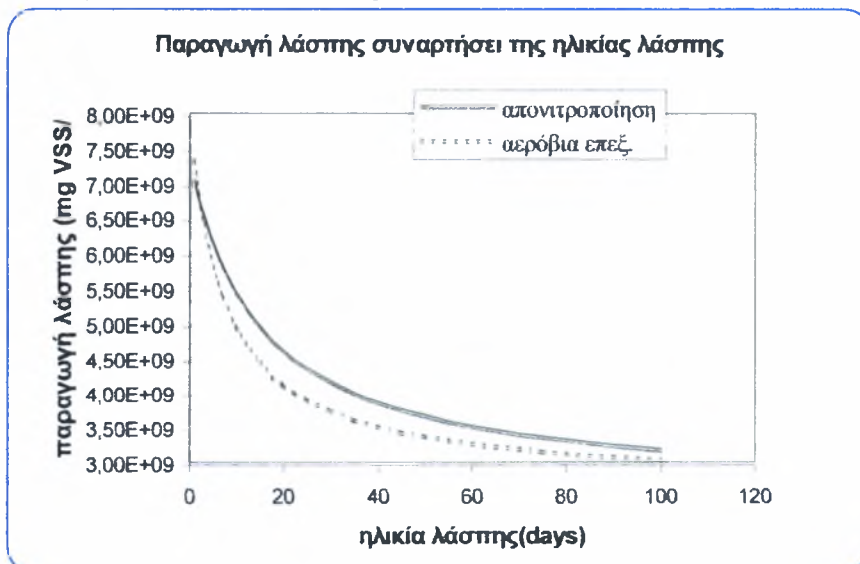
Ο τύπος είναι ο ίδιος με το σύστημα απο-νιτροποίησης, αν θέσουμε τον πληθυσμό των απονιτροποιητών $(\Delta X_v/\Delta t)_{den}$ ίσο με το μηδέν και τροποποιήσουμε τις συνθήκες παροχής.

$$\left(\frac{\Delta O_2}{\Delta t}\right) = BOD_L^0 \cdot Q + Q \cdot X_i^0 \cdot 1,98 + 4,57 \cdot \left[Q \cdot TKN^0 - \left(\left(\frac{\Delta X_v}{\Delta t}\right)_{aer} + \left(\frac{\Delta X_v}{\Delta t}\right)_{nit} \right) \cdot 0,124 \right] - 1,98 \cdot \left(\frac{\Delta X_v}{\Delta t}\right)_{tot} \quad [6.22]$$

Στον Πίνακα 6.15 παρουσιάζουμε συνοπτικά τα αποτελέσματα αυτής της ανάλυσης και στα διαγράμματα 6.12 και 6.13 δείχνουμε συγκριτικά για τα 2 συστήματα τη μεταβολή των μεγεθών $\Delta O_2/\Delta t$ και $(\Delta X_v/\Delta t)_{tot}$ σε συνάρτηση με την ηλικία λάσπης θ_x .



Σχήμα 6.12 Διάγραμμα που δείχνει την απαίτηση σε οξυγόνο συναρτήσει της ηλικίας λάσπης για τις δυο διεργασίες



Σχήμα 6.13 Διάγραμμα που δείχνει τη παραγωγή λάσπης συναρτήσει της ηλικίας λάσπης για τις δυο διεργασίες

ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ

**ΔΕΔΟΜΕΝΑ ΑΠΟ ΤΗ ΔΕΥΑΜΒ ΓΙΑ ΤΙΣ ΜΟΝΑΔΕΣ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ ΥΓΡΩΝ ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ
ΓΙΑ ΤΟ ΧΡΟΝΙΚΟ ΔΙΑΣΤΗΜΑ ΙΑΝΟΥΑΡΙΟΣ – ΑΠΡΙΛΙΟΣ 2005**

ΤΜΗΜΑ ΕΠΙΧΕΙΡΗΣΙΑΣ ΑΥΜΑΤΩΝ - ΦΕΒΡΟΥΑΡΙΟΣ 2005
Α. ΕΠΙΧΕΙΡΗΣΙΑ - ΧΑΡΑΚΤΗΡΙΣΤΙΚΑ ΑΥΜΑΤΩΝ

2005 1ος μήνας	ΠΑΡΟΧΗ		BOD		COD		SS		ΑΖΟΤΟ							
	τις - έτος m ³ /mυλδα	έτος mg/l	έτος mg/l	απόδ. %	έτος mg/l	απόδ. %	έτος mg/l	απόδ. %	τις (mg/l)	απόδ. (%)	απόδ. (%)	έτος (mg/l)	απόδ. (%)	απόδ. (%)		
1	22.900	350	10	97	586	78	87	340	16	95	54,8	1,1	98	56,6	6,4	89
2	26.300	290	12	96	430	70	84	280	16	94	55,3	1,8	97	56,5	6,0	89
3	29.000				416	59	86	250	20	92	54,8	1,2	98	56,4	6,4	89
4	26.160															
5	24.350															
6	22.550				621	55	91	180	18	90	64,8	3,6	94	66,1	6,6	90
7	24.100				671	52	92	280	16	94	61,8	4,1	93	61,8	7,4	88
8	22.250	400	17	96	680	47	93	320	14	96	66,8	3,3	95	67,2	5,4	92
9	23.050	390	25	94	734	125	83	280	62	78	50,5	4,2	92	50,5	5,4	89
10	24.850				526	103	80	280	44	84	56,8	3,5	94	56,2	3,6	94
11	20.700															
12	21.700															
13	22.850				802	113	86	350	66	81	74,0	2,8	96	74,8	4,5	94
14	22.500				728	344	53	280	288		62,3	4,2	93	62,2	4,2	93
15	26.800	540	150	72	696	406	42	440	316	28	48,8	5,3	89	46,4	4,5	90
16	24.500				658	570	13	230	490		49,8	10,5	79	42,1	3,5	92
17	22.870				587	130	78	210	38	82	60,5	5,1	92	59,4	5,9	90
18	25.280															
19	23.550															
20	20.890				650	181	72	230	168	27	62,8	2,4	96	64,6	5,7	91
21	21.800				927	368	60	410	230	44	66,0	4,7	93	65,2	6,1	91
22	23.100				796	344	57	470	230	51	53,8	7,3	86	50,3	6,6	87
23	32.390	340	49	86	588	106	82	240	64	73	38,5	5,7	85	35,6	6	83
24	24.950				636	66	90	210	12	94	45,5	3,2	93	44,9	6,4	86
25	23.800															
26	30.150				490	165	66	130	110	15	50	4,3	91	50,3	4,8	90
27	28.450				748	106	86	280			67,5				5,1	
28	24.200															
Μ.Ο	24.500	385	44	90	649	174	74	285	117	72	57,3	4,1	92	56	5,5	90
max	32.390	540	150		927	570		470	490		74,0	10,5		74,8	7,4	
min	20.700	290	10		416	47		130	12		38,5	1,1		35,6	3,5	
ΣΥΝ.																

ΕΠΙΛΟΓΟΣ

Εν αρχή παρουσιάστηκαν και εξετάστηκαν όλες οι παράμετροι που λαμβάνονται υπόψη στο σχεδιασμό και στην μελέτη μια συμβατικής μονάδας επεξεργασίας υγρών αποβλήτων. Βέβαια η μελέτη αυτή αφορούσε τις μονάδες επεξεργασίας υγρών αποβλήτων της πόλης του Βόλου.

Κύρια εστίαση ήταν η μελέτη της βιολογικής επεξεργασίας των αποβλήτων και συγκεκριμένα η διερεύνηση των τριών κύριων διεργασιών της που είναι η αερόβια επεξεργασία, η νιτροποίηση και η απονιτροποίηση.

Με τη χρήση πολυκριτηριακής ανάλυσης (3^ο κεφάλαιο) εξήχθη το συμπέρασμα πως η καλύτερη μέθοδος αερόβιας επεξεργασίας για τη πόλη του Βόλου είναι αυτή που ήδη εφαρμόζεται, δηλαδή η μέθοδος ενεργού ιλύος. Αυτή συνδυάζεται με το σύστημα κλασικής προ-απονιτροποίησης τα αποτελέσματα των οποίων είναι ικανοποιητικά, δηλαδή στην έξοδο των εγκαταστάσεων δεν επιτυγχάνεται μόνο μείωση του ρυπαντικού φορτίου (BOD), αλλά και μείωση των νιτρικών ενώσεων μιας και αυτές οι ενώσεις ευθύνονται πρωταρχικά για το φαινόμενο του ευτροφισμού στους υδάτινους αποδέκτες και συγκεκριμένα στο Παγασητικό κόλπο. Η μελέτη των παραπάνω έγινε για μια μέση παροχή και μια μέγιστη από τα δεδομένα που δόθηκαν τα οποία είναι η συγκέντρωση BOD, COD,TKN, SS και ολικού φωσφόρου και μας έδωσε αποτελέσματα οι τιμές των οποίων ανταποκρίνονται στα όρια που θέτουν οι ελληνικοί κανονισμοί σχετικά με τις απαιτήσεις για τις τελικές συγκεντρώσεις φορτίων στην έξοδο των μονάδων επεξεργασίας υγρών αποβλήτων .

Η μελέτη όμως δεν αρκέστηκε μόνο εκεί αλλά επεκτάθηκε και στη συμπεριφορά των διεργασιών όταν αλλάζουν κάποιες βασικές παράμετροι σχεδιασμού όπως ο χρόνος κατακράτησης στερεών και ο ρυθμός επανακυκλοφορίας στερεών πίσω στο σύστημα, (παράμετροι που συσχετίζονται με το κόστος λειτουργίας). Η απόδοση του συστήματος ήταν ικανοποιητική

Τέλος έγινε σύγκριση της αερόβιας επεξεργασίας και του συστήματος κλασικής προ-απονιτροποίησης. Το συμπέρασμα που εξάγεται είναι πως το

σύστημα κλασσικής προ-απονιτροποίησης αποδίδει για τη πόλη του Βόλου και ανταποκρίνεται στις απαιτήσεις.

ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

- Αραβώσης Κ. κ. α, 2003, *Ανάπτυξη μεθοδολογίας για την αξιολόγηση εναλλακτικών μεθόδων επεξεργασίας υγρών αποβλήτων με τη χρήση πολυκριτηριακής ανάλυσης*, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, τμήμα μηχανικών χωροταξίας, πολεοδομίας και περιφερειακής ανάπτυξης, Σειρά ερευνητικών Εργασιών, 9(19): 417-446, Βόλος
- ΔΕΥΑΜΒ και PLANET Α.Ε., 2006, *Μελέτη Χρηματοοικονομικής Ανάλυσης και Ελέγχου Σημαντικότητας Καθαρών Εσόδων του Έργου, Επέκταση εγκαταστάσεων επεξεργασίας λυμάτων Μείζονος Περιοχής Βόλου*, Βόλος
- ΔΕΥΑΜΒ, *Δίκτυο Αποχετεύσης – Εγκαταστάσεις Επεξεργασίας Λυμάτων*
- Λέκκας Θ., 2001, *Περιβαλλοντική μηχανική II – Διαχείριση υγρών αποβλήτων*, Πανεπιστήμιο Αιγαίου, τμήμα περιβάλλοντος, Μυτιλήνη
- Μαρκαντωνάτος Γ., 1990, *Επεξεργασία και διάθεση υγρών αποβλήτων*, Αθήνα
- Σαμαράς Π., 2001, *Σημειώσεις στη περιβαλλοντική τεχνική από τις παραδόσεις*, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, τμήμα πολιτικών μηχανικών, Βόλος
- Τσώνης Π. Σ., 2004, *Επεξεργασία Λυμάτων*, Εκδόσεις Παπασωτηρίου, Αθήνα.
- Antonie, R.L, 1976, *Fixed Biological Surface-Wastewater Treatment*, Cleveland, OH: CRC Press, Inc.
- Envirex, Inc., 1992, *RBC Specification*, Waukakee, WI
- Jackman A.P and Powell R.L, 1991, *Hazardous Waste Treatment Technologies*, Park Ridge, NJ: Noyes Publication
- Laspidou C.S., s, 1992, *Design of a system for the remedial treatment of water impacted by petroleum hydrocarbons*, University of Texas at Austin, mechanical engineering design projects program, Austin, Texas
- Lee, M. D et al., 1988, *Bioremediation of Aquifers Contaminated with Organic Compounds*. CRC Critical Reviews in Environmental Control 18, pp.29-89
- Metcalf & Eddy, 2006, *Μηχανική υγρών αποβλήτων – επεξεργασία & επαναχρησιμοποίηση*, εκδόσεις Τζιόλα, Θεσσαλονίκη.
- Rittmann B.E. and McCarthy, 2000, *Environmental Biotechnology*, McGraw Hill, New York.
- Wu Y.C, E.D. Smith, 1983, *Fixed –Film Biological Processes for Wastewater Treatment*, Park Ridge,



ΣΥΓΓΡΑΦΕΑΣ	
ΤΙΤΛΟΣ	
ΛΗΞΗ	ΟΝΟΜΑΤΕΠΩΝΥΜΟ ΔΑΝΕΙΖΟΜΕΝΟΥ
13-11-13	
6-3-14	

ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ ΘΕΣΣΑΛΙΑΣ
 ΒΙΒΛΙΟΘΗΚΗ
 Τηλ.: 24210 06300-1



ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ
 ΘΕΣΣΑΛΙΑΣ



004000085938