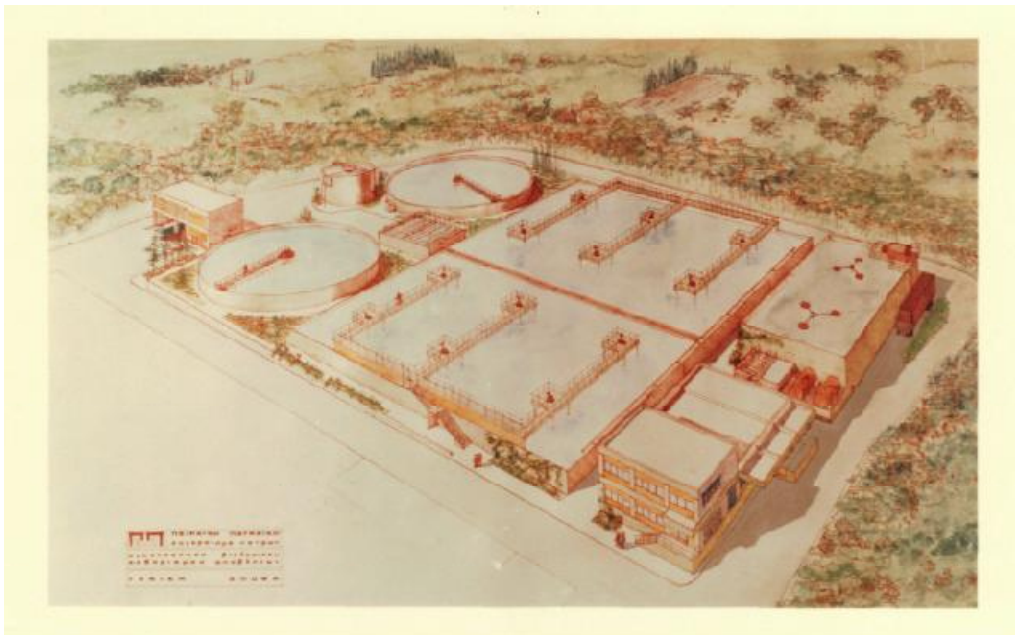


ΤΕΧΝΟΛΟΓΙΚΟ ΕΚΠΑΙΔΕΥΤΙΚΟ ΙΔΡΥΜΑ ΠΑΤΡΑΣ
ΣΧΟΛΗ ΤΕΧΝΟΛΟΓΙΚΩΝ ΕΦΑΡΜΟΓΩΝ
ΤΜΗΜΑ ΜΗΧΑΝΟΛΟΓΙΑΣ

ΠΤΥΧΙΑΚΗ ΕΡΓΑΣΙΑ

ΣΧΕΔΙΑΣΜΟΣ ΑΝΤΙΔΡΑΣΤΗΡΑ ΔΙΑΛΕΙΠΟΝΤΟΣ ΕΡΓΟΥ ΜΕ ΠΕΡΙΟΔΙΚΗ ΛΕΙΤΟΥΡΓΙΑ SBR



ΣΠΟΥΔΑΣΤΗΣ: ΠΑΝΑΓΟΥΛΙΑΣ ΗΛΙΑΣ
ΕΠΙΒΛΕΠΟΥΣΑ ΚΑΘΗΓΗΤΡΙΑ: Δρ. ΘΕΟΔΩΡΟΠΟΥΛΟΥ ΜΑΡΙΑ
ΕΠΙΣΤΗΜΟΝΙΚΟΣ ΣΥΝΕΡΓΑΤΗΣ

ΠΑΤΡΑ 2010

ΠΡΟΛΟΓΟΣ

Το παρόν τεύχος αποτελεί την πτυχιακή εργασία που εκπονήθηκε στο τμήμα μηχανολογίας του τεχνολογικού εκπαιδευτικού ιδρύματος Πάτρας και αναφέρεται στις εξελίξεις στην αερόβια επεξεργασία των αποβλήτων. Σε μια περίοδο που οι ενεργειακοί και οικονομικοί πόροι είναι περιορισμένοι ο μηχανικός οφείλει, στα πλαίσια της βιώσιμης ανάπτυξης, να επιλέγει τεχνικές λύσεις που ικανοποιούν τους περιβαλλοντικούς και κοινωνικούς περιορισμούς, έχουν τις μικρότερες ενεργειακές απαιτήσεις και κοστίζουν το ελάχιστο δυνατό.

Τα τελευταία χρόνια στις περισσότερες ανεπτυγμένες και αναπτυσσόμενες χώρες, ο στόχος που προβάλλει και η πρόκληση των μηχανικών για ορθολογική διαχείριση των αποβλήτων οδήγησε σε μεγάλες εξελίξεις στις αερόβιες μεθόδους επεξεργασίας. Στην αρχή μελετάται η πιο ευρέως εφαρμοζόμενη μέθοδος επεξεργασίας των αποβλήτων, η μέθοδος της ενεργού ιλύος. Στη συνέχεια μελετώνται οι διεργασίες απομάκρυνσης ενώσεων του αζώτου σε μονάδες ενεργού ιλύος που είναι η βιολογική νιτροποίηση και απονιτροποίηση. Τα μειονεκτήματα και τα λειτουργικά προβλήματα που συναντώνται στη μέθοδο ενεργού ιλύος θα μας οδηγήσουν στη μέθοδο επεξεργασίας με χρήση αντιδραστήρων διαλείποντος έργου καθώς και στους βιοαντιδραστήρες μεμβρανών. Η μέθοδος επεξεργασίας με τη χρήση αντιδραστήρων διαλείποντος έργου αναπτύχθηκε ως ένα εύχρηστο σύστημα παρατεταμένου αερισμού με μεγάλες δυνατότητες αυτοματοποίησης. Η μέθοδος επεξεργασίας με βιοαντιδραστήρες μεμβρανών αποτελεί μέθοδο ενεργού ιλύος με πολύ έντονο χαρακτήρα βιοδιάσπασης της οργανικής ύλης σε συνδυασμό με διύλιση σε αντικατάσταση των δεξαμενών τελικής καθίζησης.

Ευχαριστώ θερμά τον καθηγητή Δρ. Νίκο Αθανασόπουλο, επιστημονικό συνεργάτη του τμήματος μηχανολογίας, για την πολύτιμη βοήθεια που μου πρόσφερε και την καθηγήτρια Δρ. Θεοδωροπούλου Μαρία, επιστημονική συνεργάτη, για την πολύτιμη καθοδήγηση και διάθεση προς το πρόσωπο μου.

Παναγούλιας Ηλίας
Μάιος 2010

ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Η παρούσα πτυχιακή εργασία αναφέρεται στις εξελίξεις της αερόβιας επεξεργασίας αποβλήτων. Στα πλαίσια της προσπάθειας για την επίτευξη των περιβαλλοντικών και κοινωνικών στόχων, ο μηχανικός μπορεί να επιλέξει ανάμεσα σε διάφορες τεχνολογικές δυνατότητες. Το εύρος όμως αυτής της επιλογής είναι εξ αρχής περιορισμένο, από διάφορους παράγοντες όπως ο χώρος, ο χρόνος, ο εξοπλισμός, η ενέργεια που απαιτείται, η ειδίκευση του εργατικού δυναμικού για τη λειτουργία και συντήρηση, το συνολικό κόστος.

Η ανάπτυξη του θέματος έγινε σε οχτώ κεφάλαια. Στο πρώτο κεφάλαιο δίνεται ο ορισμός για τα απόβλητα και πως στις μέρες μας με την αύξηση της ανθρώπινης δραστηριότητας έχει αυξηθεί η επικινδυνότητα τους. Ακολουθεί ιστορική αναδρομή που τονίζει ότι ο άνθρωπος συνειδητοποίησε πολύ νωρίς το πρόβλημα και έκανε σημαντικές ενέργειες για την επίλυση του. Το κεφάλαιο ολοκληρώνεται με τα επίπεδα επεξεργασίας υγρών αποβλήτων.

Στο δεύτερο κεφάλαιο εξηγείται η σημασία απομάκρυνσης του αζώτου από τα υγρά απόβλητα παραθέτοντας τα προβλήματα που δημιουργεί στον άνθρωπο και γενικότερα στη φύση. Γίνεται αναφορά στους τρόπους απομάκρυνσης του αζώτου δηλαδή στη νιτροποίηση και απονιτροποίηση που ακολουθούν ως επόμενα κεφάλαια.

Στο τρίτο κεφάλαιο αναλύεται η νιτροποίηση, η βιολογική οξειδωση του αμμωνιακού αζώτου ($\text{NH}_4^+ \text{-N}$) σε νιτρικό άζωτο ($\text{NO}_3^- \text{-N}$). Περιγράφονται τα στάδια πραγματοποίησης της με χημικές εξισώσεις, η κινητική και τέλος οι παράγοντες που επιδρούν στη νιτροποίηση όπως το pH, το διαλυμένο οξυγόνο, η παρεμπόδιση και τοξικότητα.

Στο τέταρτο κεφάλαιο αναλύεται η απονιτροποίηση, η βιολογική αναγωγή του νιτρικού ($\text{NO}_3 \text{-N}$) και του νιτρώδους αζώτου ($\text{NO}_2 \text{-N}$) τελικά προς αέριο άζωτο (N_2), το οποίο λόγω της μικρής διαλυτότητας του στο νερό, διαφεύγει στην ατμόσφαιρα. Ομοίως με το προηγούμενο κεφάλαιο μετά την περιγραφή της διεργασίας ακολουθούν κι εδώ οι παράγοντες που την επηρεάζουν και είναι το διαλυμένο οξυγόνο, η απαίτηση για οργανικό άνθρακα και τέλος το pH.

Στο πέμπτο κεφάλαιο αναπτύσσεται η μέθοδος της ενεργού ιλύος, το συνηθέστερα χρησιμοποιούμενο σύστημα βιολογικής επεξεργασίας αποβλήτων τόσο διεθνώς όσο και στην Ελλάδα. Γίνεται περιγραφή της μεθόδου και των διεργασιών που συναντάμε μέχρι να απομακρυνθεί η ενεργός ιλύς. Στη συνέχεια αναπτύσσεται ο σχεδιασμός μιας μονάδας ενεργού ιλύος με τη βοήθεια πειραματικού συστήματος.

Το έκτο κεφάλαιο ασχολείται με τα λειτουργικά προβλήματα στις εγκαταστάσεις ενεργού ιλύος. Αναλύονται τα κυριότερα λειτουργικά προβλήματα της διόγκωσης της λάσπης και του αφρισμού της λάσπης. Στη συνέχεια ακολουθούν οι παράγοντες που ευνοούν την εμφάνιση των προβλημάτων καθώς και συμπεράσματα που εξάγονται από την καταγραφή των προβλημάτων σε χώρες της ευρωπαϊκής ένωσης και στην Ελλάδα.

Στο έβδομο κεφάλαιο μελετάται ο αντιδραστήρας διαλείποντος έργου περιοδικής λειτουργίας(SBR). Μετά τα γενικά για το πώς προέκυψε το ενδιαφέρον για τη τεχνολογία αυτή ακολουθούν η αναλυτική περιγραφή των φάσεων κατά τη διεργασία των αποβλήτων στον αντιδραστήρα. Εξηγείται η σημασία καθορισμού των χρόνων των φάσεων και τέλος γίνεται σύγκριση μεταξύ SBR και αντιδραστήρα συνεχούς ροής.

Το όγδοο κεφάλαιο αναφέρεται στο βιοαντιδραστήρα μεμβράνης(MBR). Γίνεται αναλυτική περιγραφή για τις μεμβράνες δηλαδή ορισμός τους, ταξινόμηση βάση των διεργασιών διαχωρισμού που χρησιμοποιούνται, μελέτη της δομής τους, των υλικών κατασκευής τους, της γεωμετρίας και των διατάξεων τους. Στη συνέχεια δίδεται η αρχή λειτουργίας ενός συστήματος MBR αλλά και παρουσιάζεται το σημαντικό πρόβλημα της έμφραξης που μας οδηγεί στην αναγκαιότητα καθαρισμού των μεμβρανών. Τέλος αναφέρονται τα πλεονεκτήματα και μειονεκτήματα ενός συστήματος MBR.

Με τις ανάγκες της σημερινής εποχής να οδηγηθούμε σε όσο το δυνατόν πιο συμφέρουσες λύσεις από άποψη προστασίας του περιβάλλοντος, εξοικονόμησης χρημάτων και ενέργειας το συμπέρασμα που προκύπτει συγκρίνοντας τις μεθόδους είναι η χρησιμοποίηση συστήματος SBR στο οποίο έχουμε ικανοποιητική απομάκρυνση ρυπαντικού φορτίου, αζώτου και φωσφόρου(ποιότητα εκροής ικανοποιητική) αλλά και εξοικονόμηση σε χώρο, εξοπλισμό, συνολικό κόστος. Το σύστημα του MBR ενώ επιτυγχάνει υψηλή ποιότητα εκροής παραμένει ακριβή τεχνολογία από άποψη κατανάλωσης ενέργειας αλλά και λόγω των προβλημάτων έμφραξης και αερισμού της βιομάζας.

ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΑ

1.ΕΙΣΑΓΩΓΗ

1.1 Ιστορική αναδρομή.....	8
1.2 Επίπεδα επεξεργασίας υγρών αποβλήτων.....	9

2.ΑΠΟΜΑΚΡΥΝΣΗ ΑΖΩΤΟΥ

2.1 Αίτια και τρόποι απομάκρυνσης του αζώτου.....	11
---	----

3.ΝΙΤΡΟΠΟΙΗΣΗ

3.1 Μικροβιολογία νιτροποίησης.....	14
3.2 Διεργασία νιτροποίησης.....	15
3.3 Κινητική νιτροποίησης.....	17
3.4 Επίδραση pH.....	18
3.5 Επίδραση διαλυμένου οξυγόνου.....	19
3.6 Παρεμπόδιση και τοξικότητα.....	21

4.ΑΠΟΝΙΤΡΟΠΟΙΗΣΗ

4.1 Μικροβιολογία απονιτροποίησης.....	22
4.2 Διεργασία απονιτροποίησης.....	24
4.3 Επίδραση διαλυμένου οξυγόνου.....	25
4.4 Απαιτήση για οργανικό άνθρακα.....	28
4.5 Επίδραση pH.....	29

5.ΜΕΘΟΔΟΣ ΕΝΕΡΓΟΥ ΙΛΥΟΣ

5.1 Ελεγχόμενες διαδικασίες μη μόνιμης κατάστασης.....	30
5.2 Περιγραφή μεθόδου ενεργού ιλύος (δραστικής λάσπης).....	31
5.3 Μικροβιολογία ενεργού ιλύος.....	34
5.4 Βιοκροκίδωση.....	35
5.5 Εξέλιξη κριτηρίων σχεδιασμού δεξαμενών αερισμού.....	37
5.6 Λειτουργική σημασία δεξαμενών τελικής καθίζησης.....	38

5.7 Δείκτες καθιζησιμότητας ιλύος.....	40
5.8 Σχεδιασμός δεξαμενής τελικής καθίζησης.....	40
5.9 Εκτιμήσεις σχεδιασμού συστήματος ενεργού ιλύος.....	42
5.9.1 Επιλογή τύπου αντιδραστήρα.....	42
5.9.2 Κινητικές σχέσεις.....	43
5.9.3 Χρόνος συγκράτησης στερεών και η σχέση τροφής προς μικροοργανισμούς.....	43
5.9.4 Παραγωγή λάσπης.....	43
5.9.5 Απαιτήσεις μεταφοράς οξυγόνου.....	44
5.9.6 Απαιτούμενα θρεπτικά.....	44
5.9.7 Χαρακτηριστικά καθίζησης.....	44
5.9.8 Διάθεση της λάσπης.....	45
5.10 Κόστος.....	45
5.11 Σχεδίαση μονάδας ενεργού ιλύος.....	46
5.11.1 Περιγραφή του πειραματικού συστήματος.....	47
5.11.2 Δειγματοληψία.....	49
5.11.3 Αξιολόγηση των αποτελεσμάτων των μονάδων ενεργού ιλύος.....	49
5.11.4 Επεξεργασία των αποτελεσμάτων.....	50
5.11.5 Υπολογισμός των κινητικών παραμέτρων.....	51
5.11.6 Σχεδιαστικές παράμετροι της διαδικασίας στηριζόμενοι στα αποτελέσματα εργαστηριακών ερευνών.....	57

6.ΛΕΙΤΟΥΡΓΙΚΑ ΠΡΟΒΛΗΜΑΤΑ ΣΤΙΣ ΕΓΚΑΤΑΣΤΑΣΕΙΣ ΕΝΕΡΓΟΥ ΙΛΥΟΣ

6.1 Γενικά.....	60
6.2 Διόγκωση της λάσπης(sludge bulking).....	61
6.3 Αφρισμός της λάσπης.....	61
6.4 Παράγοντες που επιδρούν στην ανάπτυξη νηματοειδών μικροοργανισμών στην ενεργό ιλύ.....	62
6.5 Καταγραφή των προβλημάτων νηματοειδούς ανάπτυξης σε χώρες της Ε.Ε. και στην Ελλάδα.....	63
6.6 Συμπεράσματα.....	64

7. ΑΝΤΙΔΡΑΣΤΗΡΑΣ ΔΙΑΛΕΙΠΟΝΤΟΣ ΕΡΓΟΥ ΠΕΡΙΟΔΙΚΗΣ ΛΕΙΤΟΥΡΓΙΑΣ(SEQUENCING BATCH REACTOR)

7.1 Γενικά.....	65
7.2 Λειτουργία διεργασίας-φάσεις.....	67
7.2.1 Φάση γεμίματος-ανάμειξης.....	68
7.2.2 Φάση γεμίματος- αντίδρασης.....	72
7.2.3 Φάση αντίδρασης.....	73
7.2.4 Φάση καθίζησης.....	76
7.2.5 Φάση στραγγίσματος.....	78
7.2.6 Φάση αδράνειας.....	80
7.2.7 Φάση απομάκρυνσης της λάσπης.....	81
7.3 Επιλογή των χρόνων των φάσεων.....	82
7.4 Σύγκριση μεταξύ SBR και αντιδραστήρα συνεχούς ροής.....	83

8.ΒΙΟΑΝΤΙΔΡΑΣΤΗΡΑΣ ΜΕΜΒΡΑΝΗΣ(MEMBRANE BIOLOGICAL REACTOR)

8.1 Εισαγωγή.....	87
8.2 Διεργασίες μεμβρανών.....	88
8.3 Ταξινόμηση μεμβρανών και διεργασιών μεμβρανών.....	89
8.4 Δομή μεμβρανών.....	91
8.5 Υλικά μεμβρανών.....	92
8.6 Γεωμετρίες και διατάξεις μεμβρανών.....	94
8.7 Αρχή λειτουργίας συστήματος MBR.....	97
8.8 Έμφραξη.....	100
8.9 Καθαρισμός μονάδας μεμβρανών.....	103
8.10 Συγκέντρωση ανάμικτου υγρού.....	105
8.11 Απολύμανση.....	106
8.12 Πλεονεκτήματα συστημάτων MBR.....	106
8.13 Μειονεκτήματα συστημάτων MBR.....	109

9.ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ.....110

ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ.....	112
-------------------	-----

1. ΕΙΣΑΓΩΓΗ

1.1 ΙΣΤΟΡΙΚΗ ΑΝΑΔΡΟΜΗ

Κάθε ανθρώπινη δραστηριότητα παράγει απόβλητα σαν αποτέλεσμα της δραστηριότητας της. Η δραστηριότητα αυτή μπορεί να θεωρηθεί σαν μια πολύπλοκη διεργασία η οποία χρησιμοποιεί πρώτες ύλες (μεταξύ των οποίων και νερό) και παράγει προϊόντα χρήσιμα για τον άνθρωπο αλλά και απόβλητα, παραπροϊόντα δηλαδή που αφού δεν έχουν καμία χρησιμότητα στον άνθρωπο, πρέπει να διατεθούν στο περιβάλλον ώστε να συμπληρωθούν οι φυσικοί κύκλοι. Τα απόβλητα διαχωρίζονται σε υγρά και στερεά ως αποτέλεσμα της χωριστής διάθεσης τους ανάλογα με τη βασική τους φάση. Ιδιαίτερα θα μας απασχολήσει η επεξεργασία υγρών αποβλήτων που έχουν βάση το νερό, ένα από τα βασικότερα στοιχεία της ζωής.

Ο άνθρωπος, που το σώμα του αποτελείται κατά σημαντικό ποσοστό από νερό (περίπου 57%) μπορεί να εξυπηρετηθεί με πολύ μικρή ποσότητα για πόση (35mg/kg βάρους την ημέρα), αλλά έχει ανάγκη από πολύ μεγαλύτερη ποσότητα για την κάλυψη των απαιτήσεων της ατομικής και οικιακής καθαριότητας καθώς και των λειτουργιών της πόλεως (100-500 λίτρα/ άτομο ημερησίως). Εξάλλου οι οικονομικές δραστηριότητες (γεωργία, βιομηχανία, ενέργεια) καταναλώνουν μεγάλες ποσότητες νερού.

Για κάθε χρήση (ύδρευση, άρδευση, διαβίωση ψαριών) απαιτείται ορισμένη διακύμανση των ποιοτικών χαρακτηριστικών του νερού, που καθορίζεται συνήθως από τα πρότυπα ποιότητας (quality-standards). Το νερό μετά τη χρήση του-ιδίως για ύδρευση και βιομηχανία-έχει αλλοιωμένα σημαντικά υποβαθμισμένα ποιοτικά χαρακτηριστικά, που δημιουργούν σοβαρά προβλήματα ρυπάνσεως και ακαταλληλότητας του τελικού αποδέκτη (θάλασσα, λίμνη, ποτάμι, έδαφος) για τις επιθυμητές χρήσεις. Επιπλέον τα τελευταία χρόνια

έχει αυξηθεί σημαντικά η τοξικότητα των αποβλήτων δημιουργώντας κίνδυνο για τη δημόσια υγεία καθώς και αναντιστρεπτές διαταραχές ισορροπιών στη φύση.

Η αναγκαιότητα της ανθρώπινης παρέμβασης στην επεξεργασία και διάθεση των υγρών αποβλήτων για την προστασία της δημόσιας υγείας και των φυσικών οικοσυστημάτων είναι προφανής και έγινε συνειδητή πολύ νωρίς. Οι παλαιότερες ενδείξεις για την ύπαρξη συστήματος αποχέτευσης ανάγονται στην εποχή των Σουμερίων στην περιοχή της Μεσοποταμίας (3^η χιλιετία π.χ.). Στα Μινωικά ανάκτορα και στην αρχαία Ρώμη είχαν κατασκευαστεί αποχετευτικοί αγωγοί κυρίως για τη διοχέτευση βρόχινων νερών. Στα μέσα του δέκατου ένατου αιώνα άρχισαν να κατασκευάζονται μεικτά αποχετευτικά συστήματα, δηλαδή για βρόχινα νερά από κοινού με ανθρώπινα υγρά απόβλητα. Στα κατοπινά χρόνια η αντιμετώπιση αυτή οδήγησε σε υγειονομικά προβλήματα και έγινε εμφανής η ανάγκη κατασκευής χωριστών συστημάτων αποχέτευσης βρόχινων νερών και υγρών αποβλήτων που προέρχονται από την ανθρώπινη δραστηριότητα, αφού μεικτά συστήματα που είχαν κατασκευαστεί οδήγησαν σε υγειονομικά προβλήματα.

Αρχικά η χρησιμοποίηση των αποβλήτων για άρδευση, η οποία αποτελεί είδος επεξεργασίας, είχε εφαρμοστεί από πολύ παλιά, αλλά βασικός στόχος ήταν η αξιοποίηση των λιπαντικών συστατικών και όχι ο καθαρισμός τους. Χημική καθίζηση των αποβλήτων δοκιμάστηκε στην Αγγλία το 1762 και χρησιμοποιήθηκε στις Η.Π.Α. το 1887. Επίσης στην Αγγλία χρησιμοποιήθηκε πρώτη φορά ο αερισμός λυμάτων(1882), κατασκευάστηκε το πρώτο αμμοδιυλιστήριο(1868) και το πρώτο χαλικοδιυλιστήριο(1893). Η πρώτη σηπτική δεξαμενή Imhoff επινοήθηκε στη Γερμανία (δίπλωμα ευρεσιτεχνίας το 1904) και κατασκευάστηκε στις Η.Π.Α.(1911). Το 1914 τα πειράματα των Arden και Lockett οδήγησαν στην ανάπτυξη της μεθόδου της δραστικής λάσπης (activated sludge), που και σήμερα αποτελεί τη βασικότερη μέθοδο επεξεργασίας, και το 1916 κατασκευάστηκε στις Η.Π.Α. η πρώτη μονάδα επεξεργασίας με αυτή τη μέθοδο.

1.2 ΕΠΙΠΕΔΑ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ ΥΓΡΩΝ ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ

Για τον καθαρισμό των υγρών αποβλήτων χρησιμοποιούνται είτε φυσικοχημικές διεργασίες (μονάδες επεξεργασίας που χρησιμοποιούν φυσικά ή χημικά φαινόμενα) είτε βιολογικές διεργασίες (μονάδες επεξεργασίας αποβλήτων με μικροοργανισμούς). Πιο

συνήθης είναι η συνδυασμένη χρήση τους για να επιτευχθούν καλύτερα αποτελέσματα. Στη ταξινόμηση των διάφορων διεργασιών αναγνωρίζουμε τα εξής επίπεδα:

- Προεπεξεργασία: χρήση φυσικών διεργασιών όπως σχάρισμα, αμμοσυλλογή, λιποσυλλογή, που στοχεύουν στην προετοιμασία των αποβλήτων για την κυρίως επεξεργασία.

- Πρωτοβάθμια επεξεργασία: χρήση φυσικών διεργασιών όπως καθίζηση και επίπλευση βασικά για την απομάκρυνση αιωρούμενων στερεών.

- Δευτεροβάθμια επεξεργασία: χρήση κυρίως βιολογικών αλλά και φυσικοχημικών διεργασιών για την απομάκρυνση κολλοειδών καθώς και οργανικών ουσιών (με βιοαποδόμηση) επιπλέον από την απομάκρυνση αιωρούμενων στερεών.

- Τριτοβάθμια επεξεργασία: πρόσθετος χειρισμός για απομάκρυνση ρύπων όπως το άζωτο, ο φώσφορος και τοξικές ενώσεις που διαφεύγουν της δευτεροβάθμιας επεξεργασίας. Η επεξεργασία αυτή επιτυγχάνεται είτε με τροποποίηση της δευτεροβάθμιας επεξεργασίας, είτε με χωριστούς χειρισμούς που ακολουθούν τη δευτεροβάθμια επεξεργασία.

- Απολύμανση: σκοπός της απολύμανσης είναι η καταστροφή παθογόνων μικροοργανισμών. Χρησιμοποιούνται είτε χημικά μέσα (χλώριο, όζον, βρώμιο) είτε φυσικά (θερμότητα, ακτινοβολία).

- Επεξεργασία λάσπης: σκοπός αυτής της διεργασίας είναι η ελάττωση του όγκου της λάσπης με απομάκρυνση του υγρού καθώς και η αποδόμηση των οργανικών ενώσεων που προκαλούν δυσσομία.

Οι διεργασίες επεξεργασίας των αποβλήτων οδηγούν σε δύο βασικά προϊόντα: καθαρισμένο νερό και λάσπη. Το καθαρισμένο νερό διατίθεται στους φυσικούς αποδέκτες ενώ η παραγόμενη λάσπη υπόκειται σε περαιτέρω επεξεργασία πριν διατεθεί κυρίως σε χωματερές ή χρησιμοποιηθεί σαν λίπασμα.

2. ΑΠΟΜΑΚΡΥΝΣΗ ΑΖΩΤΟΥ

2.1 ΑΙΤΙΑ ΚΑΙ ΤΡΟΠΟΙ ΑΠΟΜΑΚΡΥΝΣΗΣ ΤΟΥ ΑΖΩΤΟΥ

Η τριτοβάθμια επεξεργασία περιλαμβάνει την απομάκρυνση αζώτου, τόσο από τα λύματα πριν από τη διάθεση τους, όσο και από το πόσιμο νερό πριν αυτό διατεθεί στο δίκτυο ύδρευσης. Το άζωτο στα αστικά λύματα βρίσκεται ως οργανικό άζωτο (δεσμευμένο σε οργανικές ενώσεις), αμμωνιακό άζωτο ($\text{NH}_3\text{-N}$), και σε μικρό ποσοστό ως νιτρώδες ($\text{NO}_2\text{-N}$) και νιτρικό ($\text{NO}_3\text{-N}$) άζωτο. Η απομάκρυνση αυτή είναι επιβεβλημένη για πολλούς λόγους μεταξύ των οποίων είναι οι παρακάτω:

- Η παρουσία αυξημένων συγκεντρώσεων αζώτου στα αστικά λύματα μπορεί να προκαλέσει την ανεξέλεγκτη ανάπτυξη φυκιών και γενικά υδρόβιας φυτικής ζωής στους υδάτινους αποδέκτες (φαινόμενο ευτροφισμού). Μετά το θάνατο των φυτικών οργανισμών, οι νεκρές οργανικές ύλες δεσμεύουν το διαλυμένο οξυγόνο κατά τη βιοχημική τους αποδόμηση με δυσμενείς συνέπειες για τις ανώτερες μορφές ζωής (ψάρια) και το περιβάλλον (δυσσομία, αντιαισθητικές εικόνες). Η αυξημένη παραγωγή υλικών και η καθίζηση τους στον πυθμένα, επιταχύνει και τη «γήρανση» του υδάτινου αποδέκτη.

- Στην ελεύθερη μορφή του, το αμμωνιακό άζωτο είναι τοξικό για τα ψάρια καθώς παρεμποδίζει τη μεταφορά οξυγόνου από τα βράγχια, ειδικά όταν η συγκέντρωση διαλυμένου οξυγόνου είναι αρκετά χαμηλή.

- Το αμμωνιακό και το οργανικό άζωτο οξειδώνονται από αυτότροφους μικροοργανισμούς δεσμεύοντας οξυγόνο (νιτρογενής απαίτηση οξυγόνου) με τρόπο ανάλογο της δέσμευσης που προκαλείται από την οξειδωση των οργανικών ουσιών (βιοχημική απαίτηση οξυγόνου).

- Το αμμωνιακό άζωτο αυξάνει την απαίτηση σε χλώριο, σε περίπτωση απολύμανσης, λόγω σχηματισμού χλωραμινών.

• Αυξημένες συγκεντρώσεις νιτρικού αζώτου στο πόσιμο νερό (το μέγιστο επιτρεπόμενο όριο είναι 11,3 mg αζώτου/L) αποτελούν κίνδυνο για τη δημόσια υγεία γιατί μπορούν να προκαλέσουν το σχηματισμό καρκινογενών ουσιών καθώς και τη βρεφική νόσο μεθαιμοσφαιρινεμία (blue-baby syndrome). Το νιτρικό άζωτο μετατρέπεται στο στομάχι των βρεφών σε νιτρώδες, το οποίο αντιδρά με την αιμοσφαιρίνη του αίματος σχηματίζοντας τη μεθαιμοσφαιρίνη. Η μεθαιμοσφαιρίνη δεν μπορεί να μεταφέρει το οξυγόνο στους κυτταρικούς ιστούς με αποτέλεσμα την ασφυξία. Έχει επίσης αναφερθεί ότι το νιτρικό άζωτο έχει δημιουργήσει προβλήματα καρδιάς και συμπεριφοράς σε πειραματόζωα.

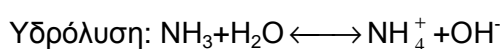
• Το νιτρώδες άζωτο αν και λόγω της αστάθειας του σπάνια συναντάται στα μη επεξεργασμένα λύματα και στο νερό πηγών και γεωτρήσεων που προορίζεται για πόσιμο, είναι εξαιρετικά τοξικό, γεγονός που επιβάλλει το μέγιστο επιτρεπόμενο όριο των 0,03 mg αζώτου/L. Η τοξικότητα του νιτρώδους αζώτου οφείλεται στην ικανότητα του να προκαλεί μεταλλάξεις στον ανθρώπινο οργανισμό είτε άμεσα λόγω απαμίνωσης (deamination) βάσεων του DNA (κυτοσίνη, αδερίνη, γουανίνη) σε όξινο περιβάλλον, π.χ. στο στομάχι του ανθρώπου, είτε έμμεσα λόγω αντίδρασης του με αμίνες και αμίδια προς σχηματισμό N-νιτρωδο-ενώσεων, γνωστών καρκινογόνων ουσιών, οι οποίες δρουν ως αλκυλιωτικά μέσα για ορισμένες βάσεις του DNA.

Στα “φρέσκα” λύματα περίπου 40% του αζώτου είναι σε οργανική μορφή ενώ το υπόλοιπο 60% είναι σε μορφή αμμωνιακού αζώτου. Τυπικές συγκεντρώσεις στα αστικά απόβλητα είναι για το ολικό άζωτο (οργανικό και αμμωνιακό) 20-85 mg/L και για το αμμωνιακό 12-50 mg αζώτου/L, ενώ η μέγιστη επιτρεπόμενη τιμή συγκέντρωσης αμμωνιακού αζώτου είναι 0,5 mg αζώτου/L.

Το οργανικό άζωτο είναι σωματιδιακής μορφής, το οποίο αφαιρείται με πρωτοβάθμια καθίζηση, και διαλυτό, κυρίως ως ουρία και αμινοξέα. Οι ενώσεις του οργανικού αζώτου μετατρέπονται σε αμμωνιακό από μικροοργανισμούς.

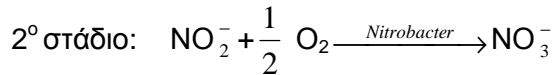
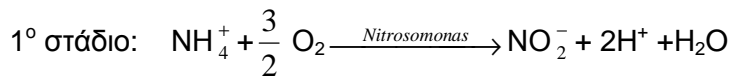
Αμμωνικοποίηση: Οργανικό άζωτο

Το αμμωνιακό άζωτο βρίσκεται στα λύματα είτε σε ελεύθερη μορφή (NH₃-N), είτε σε μορφή ιόντων αμμωνίου (NH₄) σε αναλογία που εξαρτάται από το pH και τη θερμοκρασία. Στα αστικά λύματα το σύννηθες pH είναι 6,0-7,0 και το αμμωνιακό άζωτο είναι συνήθως με τη μορφή ιόντων αμμωνίου.

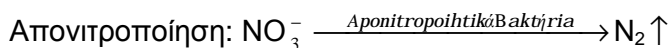


Με δράση αυτότροφων βακτηρίων τα αμμωνιακά ιόντα μετατρέπονται σταδιακά σε νιτρώδη και έπειτα σε νιτρικά με παράλληλη παραγωγή ενέργειας.

Νιτροποίηση:

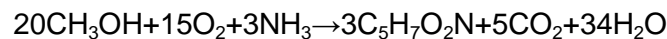


Τα νιτρικά σε αναερόβιο περιβάλλον μετατρέπονται από προαιρετικά αερόβιους ετερότροφους μικροοργανισμούς σε αέριο άζωτο (N₂).



Η πλήρης σειρά των προηγούμενων αντιδράσεων (αποδόμηση οργανικών, αμμωνία, νιτροποίηση, απονιτροποίηση, άζωτο) αποτελεί μία από τις βασικότερες βιολογικές μεθόδους μείωσης αζώτου. Αφαίρεση αμμωνίου γίνεται με βιολογική αφομοίωση αφού προστεθεί κατάλληλη πηγή άνθρακα.

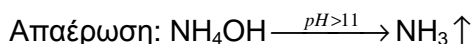
Βιολογική αφομοίωση με προσθήκη μεθανόλης:



Μέρος του αζώτου που μειώνεται με αυτόν τον τρόπο θα επιστρέψει στο απόβλητο κατά το θάνατο και τη λύση κυττάρων. Οι ανόργανες μορφές αζώτου (NH₃-N, NO₂-N, NO₃-N) μπορούν να χρησιμοποιηθούν σαν θρεπτικά υλικά από τα φυτά κατά το μηχανισμό της φωτοσύνθεσης.

Φωτοσύνθεση: Ανόργανο άζωτο + CO₂ → Πράσινα φυτά

Απομάκρυνση αζώτου γίνεται επίσης με φυσικές μεθόδους, όπως απαέρωση αμμωνίας σε αλκαλικό περιβάλλον (pH > 11) αλλά και χημικές όπως επιλεκτική ιοντοανταλλαγή για τα ιόντα αμμωνίου και νιτρωδών.



3. ΝΙΤΡΟΠΟΙΗΣΗ

3.1 ΜΙΚΡΟΒΙΟΛΟΓΙΑ ΝΙΤΡΟΠΟΙΗΣΗΣ

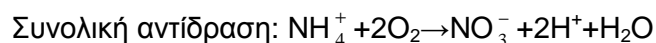
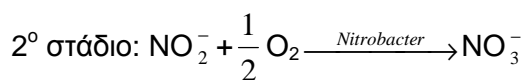
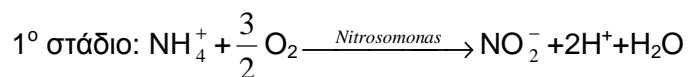
Νιτροποίηση είναι η βιολογική οξειδωση του αμμωνιακού αζώτου (NH_4^+ -N) σε νιτρικό άζωτο (NO_3^- -N). Οι Schloesing και Muntz (1877) μελετώντας τη διύλιση αποβλήτου μέσω στήλης άμμου ανακάλυψαν ότι η μετατροπή αμμωνίας (NH_3) σε νιτρώδη (NO_2^-) και νιτρικά (NO_3^-) οφειλόταν σε ζωντανούς οργανισμούς, αφού η αντίδραση μπορούσε να σταματήσει με εισαγωγή ατμών χλωροφορμίου στη στήλη. Πειράματα του Winogradsky (1890) οδήγησαν σε απομόνωση αυτότροφων νιτροποιητικών βακτηρίων *Nitrosomonas* και *Nitrobacter* που οξειδώνουν το αμμωνιακό άζωτο διαδοχικά σε νιτρώδες και νιτρικό αντιστοίχως. Ο Painter (1970) έχει καταγράψει και άλλα αυτότροφα γένη βακτηρίων ικανά να παίρνουν ενέργεια από την οξειδωση αμμωνιακού αζώτου όπως: *Nitrococcus*, *Nitrospira*, *Nitrosocystis*, και *Nitrosoglea*, ενώ από την οξειδωση νιτρώδους αζώτου τα *Nitrocystis*. Όμως η νιτροποίηση στο έδαφος και οι διεργασίες επεξεργασίας αποβλήτου αποδίδονται κυρίως σε *Nitrosomonas* και *Nitrobacter*.

Γενικά, υπάρχουν εννέα γένη νιτροποιητικών βακτηριδίων στην οικογένεια των *Nitrobacteraceae*. Κοινά τους χαρακτηριστικά είναι ότι όλοι τους είναι αερόβιοι οργανισμοί, αρνητικοί στο gram-test, χωρίς ενδοσπόρους, ικανοί να οξειδώνουν το αμμωνιακό ή το νιτρώδες άζωτο. Παράλληλα παρουσιάζουν διαφορές στη μορφολογία και στο μέγεθος του κυττάρου, στον τρόπο αναπαραγωγής, στην κυτταροπλασματική μεμβράνη, στην κινητικότητα και στο περιβάλλον που αναπτύσσονται. Το σχήμα των νιτροποιητικών βακτηριδίων μπορεί να είναι κυλινδρικό, ελλειψοειδές, σφαιρικό ή σπειροειδές. Συχνά παρουσιάζουν εκτεταμένα συμπλέγματα μεμβρανών μέσα στο κυτταρόπλασμα. Η ταυτοποίηση τους βασίζεται σε ιδιότητες όπως η προτίμηση τους στην αμμωνία ή τα νιτρώδη, στο σχήμα τους και στη φύση των κυτταροπλασματικών μεμβρανών.

Ο Painter (1970) συνοψίζει βιβλιογραφικές πηγές που δείχνουν μεγάλο αριθμό βακτηρίων ικανό να δώσει νιτρώδες και νιτρικό άζωτο. Από 1000 αυτότροφους οργανισμούς που απομονώθηκαν από το έδαφος μόνο 15 βρέθηκαν ικανοί να κάνουν νιτροποίηση (Eylar και Schmidt, 1959). Ετεροτροφική νιτροποίηση είναι δυνατή από διάφορα είδη βακτηρίων και μυκήτων, είναι αμφίβολο όμως αν παράγονται σημαντικές ποσότητες νιτρικού αζώτου αφού οι ρυθμοί αυτοτροφικής νιτροποίησης είναι 10 φορές περίπου μεγαλύτεροι. Η ετεροτροφική νιτροποίηση μπορεί να είναι πιο έντονη σε μη τυπικά περιβάλλοντα με πολύ αλκαλικές ή πολύ όξινες συνθήκες pH. Οι Bock et al (1988) αναφέρθηκαν στην ικανότητα των *Nitrobacter* να αναπτύσσονται και να ανάγουν το νιτρικό άζωτο με χρήση οξικών, φορμικών, πυρροβικών ή γλυκερίνης ως οργανικά υποστρώματα.

3.2 ΔΙΕΡΓΑΣΙΑ ΝΙΤΡΟΠΟΙΗΣΗΣ

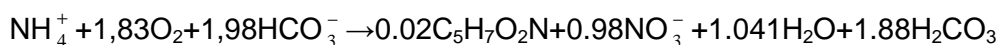
Η διεργασία της νιτροποίησης πραγματοποιείται σε δύο στάδια, από δύο διαφορετικά γένη αυτότροφων μικροοργανισμών, τα *Nitrosomonas* και τα *Nitrobacter*, κάτω από αερόβιες συνθήκες.



Η πρότυπη ελεύθερη ενέργεια που εκλύεται έχει εκτιμηθεί σε 66-84 kcal/mol αμμωνίας για την οξειδωση αμμωνιακού αζώτου και 17,5 kcal/mol νιτρωδών για την οξειδωση νιτρώδους αζώτου (Painter, 1970). Η παραγόμενη ενέργεια χρησιμοποιείται για κυτταρική ανάπτυξη και συντήρηση. Το απαιτούμενο οξυγόνο (O₂) για την οξειδωση

αμμωνιακού αζώτου είναι 4,57 g οξυγόνου/g αζώτου που οξειδώνεται με 3,43 g οξυγόνου/g αζώτου που χρησιμοποιείται για την παραγωγή νιτρώδους αζώτου και 1,14 g οξυγόνου/g αζώτου που χρησιμοποιείται για την παραγωγή νιτρικού αζώτου. Το απαιτούμενο ποσό οξυγόνου είναι μικρότερο από 4,57 g /g αζώτου όταν λαμβάνεται υπ' όψη και η κυτταρική σύνθεση πέρα από την οξείδωση, εξαιτίας του οξυγόνου που λαμβάνεται από σταθεροποίηση διοξειδίου του άνθρακα (CO₂) και αζώτου στην κυτταρική μάζα. Η πραγματική συνολική κατανάλωση οξυγόνου είναι 4,33g/g αζώτου με 3,22g/g αζώτου για οξείδωση αμμωνιακού αζώτου και 1,11 g/g αζώτου για την οξείδωση νιτρώδους αζώτου (Werzernak και Gannon, 1967).

Η ακόλουθη εξίσωση (U.S. EPA Nitrogen Control Manual, 1975) περιλαμβάνει και σύνθεση νέων κυττάρων και οξείδωση δίνοντας απαίτηση οξυγόνου 4,2 g/g αζώτου. Η εξίσωση εξάχθηκε χρησιμοποιώντας συντελεστές απόδοσης κυττάρων 0,15 g/g αμμωνιακού αζώτου που οξειδώνεται και 0,02 g/g νιτρώδους αζώτου που οξειδώνεται.



Οι συντελεστές απόδοσης των Nitrosomonas είναι γενικά υψηλότεροι από αυτούς των Nitrobacter. Όπως φαίνεται από την εξίσωση παραπάνω ένα σημαντικό ποσό αλκαλικότητας καταναλώνεται κατά την οξείδωση του αμμωνιακού αζώτου που οξειδώνεται.. Σε αρκετές μονάδες επεξεργασίας λυμάτων απαιτείται η προσθήκη σόδας ώστε να διατηρηθεί το pH στα επιθυμητά επίπεδα για νιτροποίηση. Τέλος σε μονάδες δραστηκής λάσπης το ποσοστό των νιτροποιητικών βακτηρίων στο ανάμικτο υγρό κυμαίνεται τυπικά από 2% έως 5%, εξαιτίας της χαμηλής απόδοσης και της συγκέντρωσης υποστρώματος για την οξείδωση της αμμωνίας σε σχέση με την απομάκρυνση του BOD.

3.3 ΚΙΝΗΤΙΚΗ ΝΙΤΡΟΠΟΙΗΣΗΣ

Για τη τιμή του συντελεστή ενδογενούς αναπνοής δεν υπάρχουν διαθέσιμες πληροφορίες. Αγνοείται επίσης και ο ειδικός ρυθμός ανάπτυξης ο οποίος ορίζεται από κινητική Monod:

$$\mu_n = \frac{(\mu_{n,max}) * N}{K_n + N} \quad (3.1)$$

όπου: $\mu_{n,max}$ = μέγιστος ειδικός ρυθμός ανάπτυξης νιτροποιητικών, g κυττάρων που παράγονται ανά g κυττάρων ημέρας για θερμοκρασία T.

K_n = συντελεστής ημικορεσμού, mg/l.

N = συγκέντρωση αμμωνιακού αζώτου mg/l(τυπικά 0,5 mg/l).

Όταν απαιτούνται χαμηλότερες συγκεντρώσεις αμμωνιακού αζώτου στον αντιδραστήρα, απαιτείται χαμηλότερος ειδικός ρυθμός ανάπτυξης και αντίστοιχα υψηλότερος SRT (Solids Retention Time, χρόνος συγκράτησης στερεών ή ηλικία λάσπης).

Σε ενεργά συστήματα νιτροποίησης η συγκέντρωση νιτρώδους αζώτου είναι συνήθως πολύ χαμηλή σε σχέση με τη συγκέντρωση αμμωνιακού αζώτου, λόγω των υψηλότερων ρυθμών οξειδωσης νιτρώδους από τα Nitrobacter σε σχέση με τους ρυθμούς οξειδωσης αμμωνιακού αζώτου από τα Nitrosomonas. Έτσι η κινητική βασίζεται στους ρυθμούς χρησιμοποίησης αμμωνιακού αζώτου ή στην ενεργότητα των Nitrosomonas. Κατά την έναρξη των νιτροποιητικών συστημάτων, η συγκέντρωση νιτρώδους αζώτου θα είναι υψηλότερη ώσπου ο αριθμός των Nitrobacter να αυξηθεί ως την ισορροπία.

Οι τιμές $\mu_{n,max}$ επηρεάζονται από τη θερμοκρασία. Οι διαφορές που παρατηρήθηκαν στις πειραματικές τιμές σε διάφορες μελέτες δείχνουν ότι παράγοντες όπως: η ένταση ανάμειξης του υγρού στον αντιδραστήρα, το μέγεθος των κροκίδων της δραστηκής λάσπης, το pH και τα επίπεδα ΔΟ επηρεάζουν τις μετρήσεις. Οι υψηλότερες τιμές εξάχθηκαν από καθαρές καλλιέργειες που αναπτύχθηκαν με νερό του ποταμού Τάμεση, αντί για μίγμα δραστηκής λάσπης, γεγονός που οδηγεί σε πιο διασπαρμένη ανάπτυξη και σχηματισμό μικρών κροκίδων. Η σχέση αυτή έχει χρησιμοποιηθεί στην ανάπτυξη προσέγγισης σχεδιασμού στο U.S. EPA Nitrogen Control Manual, (1975). Οι μέγιστοι ειδικοί ρυθμοί ανάπτυξης $0,3-0,5d^{-1}$ στους 20 °C φαίνεται να είναι οι πιο κατάλληλοι.

Ο συντελεστής ημικορεσμού, K_n , που βρέθηκε για τη νιτροποίηση είναι γενικά χαμηλότερος σε σχέση με τιμές που παρουσιάζονται για ετερότροφους οργανισμούς.

Οι Knowles et al (1965) ανέφεραν την ακόλουθη εξίσωση για το K_n ως συνάρτηση της θερμοκρασίας.

$$K_n = 10^{0,051T-1,158} \quad (3.2)$$

όπου T = θερμοκρασία, °C.

3.4 ΕΠΙΔΡΑΣΗ pH

Οι επιδράσεις του ποικίλουν στους διάφορους ερευνητές και η ερμηνεία των αποτελεσμάτων περιπλέκεται περισσότερο επειδή οι επιδράσεις του pH προσδιορίστηκαν σε πειράματα με αντιδραστήρα διαλείποντος έργου χωρίς περίοδο εγκλιματισμού. Οι Wild et al, (1971) έδειξαν ότι ο μέγιστος ειδικός ρυθμός σε pH =7.0 ήταν 50% του ρυθμού σε pH =8.0 με σχετικά γραμμική σχέση ενδιάμεσα. Οι Engle, Alexander (1958) και Downing et al (1964) έδειξαν μικρή μεταβολή του pH μεταξύ 7,2 και 8,0 και γραμμική μείωση του ρυθμού νιτροποίησης κάτω από το 7,2. Ο Hall (1974) ανέφερε πλήρη νιτροποίηση σε pH μεταξύ 7,2 και 8,0 και καθόλου νιτροποίηση σε pH 6.3. Οι ακόλουθες δύο εξισώσεις προτάθηκαν (University of Cape town, 1984) για να περιγράψουν επιδράσεις pH κάτω από 7,2.

$$\mu_{n,pH} = (\mu_{n,7,2}) * [1 - 0,833 * (7,2 - pH)] \quad (3.3)$$

$$\mu_{n,pH} = (\mu_{n,7,2}) * (2,35)^{pH-7,2} \quad (3.4)$$

Οι Boon και Laudelout (1962) βρήκαν ότι ο ρυθμός νιτροποίησης σε pH 6.5 είναι 60% του ρυθμού σε pH 7.5. Πρόσφατα, οι Antoniou et al (1990) με χρήση εγκλιματισμένων καλλιεργειών έδειξαν ότι ο ρυθμός νιτροποίησης σε pH 6.9 είναι 84% του ρυθμού σε pH 7.9 στους 20 °C, ενώ στους 15 °C ο ρυθμός σε pH είναι 42% του ρυθμού σε pH 7.8, που υποδηλώνει μεγαλύτερη επίδραση pH σε χαμηλότερες θερμοκρασίες. Ο εγκλιματισμός μπορεί να οδηγήσει σε μικρότερη επίδραση pH από τις προηγούμενες. Ο Stakenwich (1972) και οι Haug και McCarty (1972) παρατήρησαν ότι οι ρυθμοί νιτροποίησης μπορούν να επανακαθοριστούν στον προηγούμενο μέγιστο ρυθμό ανάπτυξης μετά από εγκλιματισμό σε χαμηλότερα επίπεδα pH.

3.5 ΕΠΙΔΡΑΣΗ ΔΙΑΛΥΜΕΝΟΥ ΟΞΥΓΟΝΟΥ(ΔΟ)

Οι Downing και Scragg (1958) ανέφεραν ότι συγκέντρωση ΔΟ 0,3mg/L τουλάχιστον απαιτείται για να συμβεί νιτροποίηση. Οι ρυθμοί νιτροποίησης βρέθηκαν ανεξάρτητοι πάνω από συγκεντρώσεις 1,0mg/L για Nitrosomonas και 2,0mg/L για Nitrobacter (Schobert και Engel, 1964). Συγκέντρωση ΔΟ>1,0mg/L είναι απαραίτητη για να γίνει νιτροποίηση. Για συγκέντρωση ΔΟ<1,0mg/L το οξυγόνο είναι περιοριστικό θρεπτικό και η νιτροποίηση επιβραδύνεται ή παύει.

Με χρήση ανάμεικτου υγρού δραστικής λάσπης βρέθηκε ότι:

- Οι ρυθμοί νιτροποίησης ήταν ανεξάρτητοι για συγκεντρώσεις πάνω από 1,0mg/L ΔΟ (Downing et al, 1964 και Wild et al, 1971), και μεταξύ 4,0-7,0mg/L ΔΟ.
- Ο ρυθμός νιτροποίησης σε 1,0mg/L 90% των ρυθμών σε υψηλότερες. Οι ρυθμοί νιτροποίησης διπλασιάζονταν καθώς οι συγκεντρώσεις ΔΟ αυξάνονταν από 1,0mg/L σε 3,0mg/L.

Μια γενικά αποδεκτή προσέγγιση ποσοτικού προσδιορισμού της επίδρασης της συγκέντρωσης ΔΟ στην κινητική νιτροποίησης είναι η χρήση διπλής κινητικής Monod, η οποία δείχνει τον ειδικό ρυθμό ανάπτυξης νιτροποιητικών συναρτήσει των συγκεντρώσεων και του αμμωνιακού αζώτου και του ΔΟ, ως εξής:

$$\mu_n = (\mu_{n,max}) * \frac{DO}{DO + K_0} \quad (3.5)$$

όπου: DO = συγκέντρωση ΔΟ, mg/l.

K_0 = συντελεστής ημικορεσμού για ΔΟ, mg/l, που έχει τιμή περίπου

0,5-1 mg O₂/L και δείχνει ότι η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου πρέπει να είναι τουλάχιστον 2-3 mg/l, για να αποφύγουμε μείωση της ταχύτητας εξαιτίας έλλειψης οξυγόνου. Χαμηλές συγκεντρώσεις οξυγόνου(<1-1,5 mg/l) οδηγούν σε περιορισμένη νιτροποίηση, ιδίως υπό συνθήκες έντονα κυμαινόμενων φορτίων αζώτου.

Η ίδια έκφραση περιλήφθηκε για την περιγραφή ρυθμών νιτροποίησης σε διεργασίες δραστικής λάσπης για International on Water Pollution Research and Control (IAWPRC, 1986) και προτάθηκε η τιμή $K_0 = 1,0$ mg/l.

Οι διακυμάνσεις στις επιδράσεις ΔΟ έχουν εξηγηθεί με εκτίμηση θεμελιωδών μηχανισμών μεταφοράς και κατανάλωσης οξυγόνου στην κροκίδα δραστικής λάσπης και έχουν μοντελοποιηθεί με χρήση βασικών θεωρήσεων και πειραματικών δεδομένων. Οι βασικές έννοιες αυτών των μοντέλων είναι:

- Τα νιτροποιητικά βακτήρια κατανέμονται στο σωματίδιο κροκίδα δραστικής λάσπης μαζί με τα ετεροτροφικά βακτήρια.
- Η συγκέντρωση ΔΟ στην κροκίδα θα είναι χαμηλότερη από τη συγκέντρωση ΔΟ του υγρού και θα μεταβάλλεται με το βάθος της κροκίδας ως συνάρτηση του επιπέδου ΔΟ και αναπνοής. Έτσι ο παρατηρούμενος ρυθμός νιτροποίησης μπορεί να μεταβάλλεται λόγω αλλαγών φόρτισης BOD ακόμα και αν η μετρούμενη συγκέντρωση ΔΟ στο υγρό παραμένει σταθερή.

Όταν συμβαίνει νιτροποίηση μαζί με σημαντική μείωση BOD σε υψηλότερες οργανικές φορτίσεις, η συγκέντρωση ΔΟ θα μειώνεται ταχύτερα με το βάθος της κροκίδας και ο παρατηρούμενος ρυθμός νιτροποίησης θα είναι μικρότερος. Αυτή η μείωση του ρυθμού θα είναι μεγαλύτερη καθώς αυξάνει το μέγεθος της κροκίδας, αφού μεγαλύτερο κλάσμα νιτροποιητικών θα βρίσκεται σε ζώνες ανεπαρκούς ΔΟ στην κροκίδα. Ως αντιστάθμισμα απαιτείται μεγαλύτερος SRT λειτουργίας για παροχή περισσότερων νιτροποιητικών. Οι Stenstrom και Song εναλλακτικά δηλώνουν ότι μεγαλύτερος SRT χρειάζεται για να επιβεβαιώσει τη νιτροποίηση σε χαμηλότερες συγκεντρώσεις ΔΟ λειτουργίας και υψηλότερες αντιστάσεις μεταφοράς μάζας. Υποστηρίζουν ότι η περιοριστική συγκέντρωση ΔΟ για νιτροποίηση σε δραστική λάσπη μπορεί να είναι από 0,5-2,5mg/L, αναλόγως με τις φορτίσεις της μονάδας και τα χαρακτηριστικά των κροκίδων.

Έχει αναφερθεί ότι οι νιτροποιητικοί οργανισμοί δεν επηρεάζονται από υψηλές συγκεντρώσεις ΔΟ. Οι Okun, (1949), Haug και McCarty, (1971) ανέφεραν πως δεν παρουσιάστηκε παρεμπόδιση σε 33mg/L και 60mg/L, αντιστοίχως. Οι Charley et al (1980) μελέτησαν επίδραση υψηλής συγκέντρωσης ΔΟ σε 30 °C και τη βρήκαν βραχυχρόνια κατά τις πρώτες τέσσερις ημέρες, αλλά από την Πέμπτη ημέρα ο ρυθμός νιτροποίησης δεν παρουσίασε καμία επίδραση από την υψηλότερη συγκέντρωση ΔΟ.

3.6 ΠΑΡΕΜΠΟΔΙΣΗ ΚΑΙ ΤΟΞΙΚΟΤΗΤΑ

Οι νιτροποιητικοί οργανισμοί είναι ευπαθείς σε τοξικά χημικά που ρίχνονται σε εγκαταστάσεις αστικών και βιομηχανικών αποβλήτων. Η επίδραση των τοξικών μπορεί να είναι επιβραδυντική στα νιτροποιητικά, ώστε συνεχίζουν να αναπτύσσονται και να οξειδώνουν αμμωνία, αλλά με σημαντικά μειωμένο ρυθμό. Η τοξικότητα μπορεί να είναι αρκετή να σταματήσει τη νιτροποιητική δραστηριότητα, ωστόσο απομακρυνθεί και σημειωθεί νέα ανάπτυξη. Κατά συνέπεια η επίδραση της τοξικότητας είναι αντιστρεπτή, όπου η νιτροποίηση σταματά προσωρινά, αλλά ξαναρχίζει όταν η τοξικότητα απομακρύνεται ή αραιώνεται.

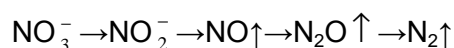
Ο ποσοτικός προσδιορισμός της τοξικότητας στα συστήματα επεξεργασίας είναι δύσκολος, λόγω του πλήθους παραγόντων που μπορούν να επηρεάσουν τους ρυθμούς νιτροποίησης. Σε αυτούς τους παράγοντες περιλαμβάνονται η θερμοκρασία, το pH, η συγκέντρωση ΔΟ, η οργανική φόρτιση, η ρόφηση οργανικών στη βιομάζα, η τοξική απώλεια από απαερίωση και βιοαποδόμηση και οι σύνθετες επιδράσεις όταν πάνω από μια τοξικές ουσίες είναι διαθέσιμες.

Γίνονται έτσι, εργαστηριακού τύπου μελέτες που χρησιμοποιούν δραστική λάσπη από λειτουργούσες εγκαταστάσεις, ή συχνότερα εργαστηριακές καλλιέργειες, αναπτυσσόμενες σε συνθετική τροφοδοσία, για να εκτιμηθεί η επίδραση επιλεγμένων ανόργανων και οργανικών ενώσεων σε διαφορετικές συγκεντρώσεις. Πειράματα με αντιδραστήρα διαλείποντος έργου μπορούν να οργανωθούν ώστε να εκτιμηθεί η επίδραση δειγμάτων αποβλήτου ή επιλεγμένων ενώσεων στους ρυθμούς νιτροποίησης. Η διαδικασία της μεθόδου υποθέτει ότι τα *Nitrobacter* δεν παρεμποδίζονται και γίνονται μετρήσεις αμμωνιακού, νιτρώδους, νιτρικού και ολικού αζώτου στο τέλος των πειραμάτων με αντιδραστήρα διαλείποντος έργου ώστε να ελεγχθεί η υπόθεση. Οι Anthonisen et al, (1976) ανακάλυψαν ότι η παρεμπόδιση οφειλόταν σε μη ιονισμένες μορφές αμμωνιακού, και νιτρώδους αζώτου έτσι η τοξικότητα ήταν συνάρτηση του pH, το οποίο επηρεάζει την ιονική μορφή αυτών των ενώσεων. Μέταλλα βρέθηκαν να είναι τοξικά σε καλλιέργειες *Nitrosomonas*, (Skinner και Walker, 1961), με πλήρη παρεμπόδιση για τα μέταλλα και τις συγκεντρώσεις που ακολουθούν: Ni:0.25mg/L, Cr:0.25mg/L, Cu:0.1-0.5mg/L. Οι Beckman et al (1972) ανέφεραν 100% παρεμπόδιση για Ni και Zn σε συγκέντρωση 3,0mg/L. Οι Loveless και Painter (1968) βρήκαν επίσης πλήρη παρεμπόδιση με Cu σε συγκέντρωση 0,1mg/L.

4. ΑΠΟΝΙΤΡΟΠΟΙΗΣΗ

4.1 ΜΙΚΡΟΒΙΟΛΟΓΙΑ ΑΠΟΝΙΤΡΟΠΟΙΗΣΗΣ

Απονιτροποίηση είναι η βιολογική αναγωγή του νιτρικού ($\text{NO}_3\text{-N}$) και του νιτρώδους αζώτου ($\text{NO}_2\text{-N}$) τελικά προς αέριο άζωτο (N_2), το οποίο λόγω της μικρής διαλυτότητας του στο νερό, διαφεύγει στην ατμόσφαιρα. Η ακόλουθη γενική σειρά αντιδράσεων προτάθηκε αρχικά από τον Payne (1973), για να περιγράψει τα βήματα της διεργασίας:



Η παραγωγή των αερίων οξειδίων του αζώτου, NO και N_2O , συνεισφέρει στο γενικότερο πρόβλημα ρύπανσης του περιβάλλοντος λόγω της ικανότητας τους να αντιδρούν με το όζον στα υψηλότερα στρώματα της ατμόσφαιρας. Παρά την μακροχρόνια ερευνητική προσπάθεια που διεξάγεται με αντικείμενο τη διεργασία της απονιτροποίησης, είτε λόγω τεχνικών δυσκολιών είτε λόγω των πραγματικά πολύ μικρών συγκεντρώσεων τους σε συνήθη συστήματα απονιτροποίησης, η παραγωγή των οξειδίων του αζώτου NO και N_2O ως ελεύθερων ενδιάμεσων προϊόντων κατά την αναγωγή του νιτρικού και του νιτρώδους αζώτου προς αέριο άζωτο, δεν έχει διαπιστωθεί με βεβαιότητα παρά εντελώς πρόσφατα (Ye et al, 1994). Ως εκ τούτου, η συνήθης θεώρηση για την απονιτροποίηση μέχρι σήμερα, ήταν ότι αποτελεί μια διεργασία δύο σταδίων, (U.S.EPA, 1975 και Metcalf&Eddy, 1991):



Η διεργασία πραγματοποιείται τόσο από ετερότροφα όσο και από αυτότροφα βακτήρια κάτω από ανοξικές συνθήκες, ενώ αντίστοιχη δραστηριότητα δεν έχει παρατηρηθεί για φύκη και μύκητες. Τα πλέον διαδεδομένα απονιτροποιητικά βακτήρια είναι τα:

Achromobacter, Aerobacter, Alcaligenes, Azospirillum, Bacillus, Clostridium, Flavobacterium, Hyphomicrodium, Micrococcus, Moraxella, Paracoccus, Pseudomonas, Spirillum, Thiobacillus denitrificans, Thiophaera pantotropha, κ.α. Τα περισσότερα ετερότροφα βακτήρια μπορούν να χρησιμοποιούν οξυγόνο καθώς και νιτρικό άζωτο και μερικά μπορούν να διεξάγουν ζύμωση με απουσία νιτρικού αζώτου και οξυγόνου. Υπό αυτοτροφική απονιτροποίηση τα βακτήρια χρησιμοποιούν διοξείδιο του άνθρακα ή δικαρβονικά ως πηγή άνθρακα αντί για οργανικό άνθρακα. Συγκεκριμένα:

- Τα γένη Azospirillum και Rhodospseudomonas είναι βακτήρια που βρίσκονται στη ζώνη ριζών των φυτών. Έχουν τη μοναδική ικανότητα να δεσμεύουν άζωτο ή να απονιτροποιούν. Και οι δύο τύποι βακτηρίων είναι ικανοί να ανάγουν υποξείδιο του αζώτου σε αέριο άζωτο.

- Το γένος Bacillus, περιλαμβάνει είδη που ανάγουν νιτρικό άζωτο και μονοξείδιο του αζώτου αλλά όχι νιτρώδες άζωτο και υποξείδιο του αζώτου. Το είδος B. azotoformans, μπορεί να χρησιμοποιήσει οποιοδήποτε από τους τρεις αποδέκτες ηλεκτρονίων, νιτρικό άζωτο, νιτρώδες άζωτο και υποξείδιο του αζώτου, το οποίο είναι δυνατό και σε άλλα απονιτροποιητικά βακτήρια. Τα βακτήρια αυτά χρησιμοποιούν μεγάλη ποικιλία οργανικών υποστρωμάτων.

- Ορισμένα είδη του γένους Flavobacterium δεν μπορούν να ανάγουν νιτρικό άζωτο αλλά ανάγουν νιτρώδες άζωτο και υποξείδιο του αζώτου σε αέριο άζωτο και μπορούν να χρησιμοποιούν μόνο απλούς υδατάνθρακες ως πηγή άνθρακα.

- Τα είδη του γένους Hyphomicrodium χρησιμοποιούν ως πηγή άνθρακα οργανικά οξέα και αλκοόλες με ένα και δύο άτομα άνθρακα αλλά όχι πιο πολύπλοκες οργανικές ενώσεις.

- Τα είδη του γένους Moraxella είναι μοναδικά στο ότι χρησιμοποιούν μόνο αρωματικές ενώσεις ως πηγή άνθρακα. Έχει αναφερθεί (Williams&Evans, 1975) ότι αρχικά ανάγονται οι διπλοί δεσμοί του αρωματικού δακτυλίου και ακολουθεί η αποδόμηση του απομείναντος κυκλικού, μη αρωματικού, δακτυλίου. Η διάσπαση του δακτυλίου επιτυγχάνεται περισσότερο από ενζυμική υδρόλυση παρά οξείδωση.

- Τα απονιτροποιητικά είδη του γένους Paracoccus χρησιμοποιούν μεγάλη ποικιλία πηγών άνθρακα, από απλά υποστρώματα όπως η μεθανόλη έως πολυπλοκότερα. Ένα μοναδικό χαρακτηριστικό αυτού του γένους βακτηρίων είναι ότι μπορούν να αναπτυχθούν και σαν αυτότροφα, οξειδώνοντας υδρογόνο ως πηγή ενέργειας και χρησιμοποιώντας διοξείδιο του άνθρακα ως μοναδική πηγή άνθρακα. Παλαιότερες μελέτες έδειξαν ότι είναι ευαίσθητα στη συσσώρευση νιτρώδους αζώτου σε συγκεντρώσεις 20-40mg/L. Η προσθήκη εκχυλίσματος μαγιάς έδωσε τη δυνατότητα στην καλλιέργεια να ξεπεράσει την τοξικότητα του νιτρώδους αζώτου και να οξειδώσει το υδρογόνο.

- Το γένος *Pseudomonas* (*Ps. Aeruginosa*, *Ps. Denitrificans*, *Ps. Fluorescens*) είναι τα πλέον διαδεδομένα απονιτροποιητικά βακτήρια. Ορισμένα είδη δεν χρησιμοποιούν νιτρικό άζωτο αλλά ξεκινούν την απονιτροποίηση από νιτρώδες άζωτο. Άλλα είδη συσσωρεύουν υποξειδίο του αζώτου ως τελικό προϊόν αντί για άζωτο. Χρησιμοποιούν μεγάλη ποικιλία οργανικών ενώσεων στην οποία περιλαμβάνονται τα: υδρογόνο, μεθανόλη, υδατάνθρακες, οργανικά οξέα, αλκοόλες και αρωματικές ενώσεις (Payne, 1981).

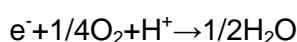
- Το είδος *Thiobacillus denitrificans* μπορούν να οξειδώνουν θείο, θειώδη και θειοθειικά με νιτρικά ως τελικό δέκτη ηλεκτρονίων και θειικά ως παραπροϊόν.

Ένας μοναδικός ετερότροφος οργανισμός, ο *Thiosphaera pantotropha*, έχει αναφερθεί (Robertson et al, 1988) ότι μπορεί ταυτόχρονα να νιτροποιεί και να απονιτροποιεί υπό αερόβιες συνθήκες, χρησιμοποιώντας οξικό ως πηγή άνθρακα.

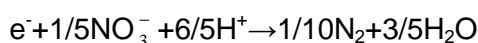
4.2 ΔΙΕΡΓΑΣΙΑ ΑΠΟΝΙΤΡΟΠΟΙΗΣΗΣ

Η μετατροπή του αμμωνιακού αζώτου σε νιτρικό άζωτο δεν επαρκεί για την απομάκρυνση του αζώτου από τα λύματα, απλά ελαχιστοποιεί την απαίτηση σε ΔΟ. Για την απομάκρυνση του παραγόμενου νιτρικού και νιτρώδους αζώτου (στην περίπτωση ανεπαρκούς νιτροποίησης) είναι απαραίτητη η βιολογική διεργασία της απονιτροποίησης. Τα απονιτροποιητικά βακτήρια επιτυγχάνουν την αναγωγή του νιτρικού και του νιτρώδους αζώτου μέσω ενός μηχανισμού που είναι γνωστός ως καταβολισμός νιτρικών. Μέσω του μηχανισμού αυτού το νιτρικό και το νιτρώδες άζωτο μπορούν να χρησιμοποιηθούν ως τελικοί αποδέκτες ηλεκτρονίων, αντί του οξυγόνου, στη διεργασία αναπνοής των μικροοργανισμών κάτω από ανοξικές συνθήκες. Η αντιστοιχία μεταξύ οξυγόνου, νιτρικού και νιτρώδους αζώτου όσον αφορά τη λειτουργία τους ως τελικών αποδεκτών ηλεκτρονίων, είναι προφανής από τις ακόλουθες ημιαντιδράσεις (van Haandel et al, 1981):

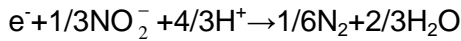
Οξυγόνο



Νιτρικά



Νιτρώδη



Από τις παραπάνω εξισώσεις προκύπτει ότι, με βάση τη μεταφορά ενός ηλεκτρονίου η αναγωγή 1/4 mole οξυγόνου ισοδυναμεί με την αναγωγή 1/5 mole νιτρικών και 1/3 mole νιτρωδών, ή 1mg νιτρικού αζώτου ισοδυναμεί με 2,86mg οξυγόνου και 1mg νιτρώδους αζώτου ισοδυναμεί με 1,71mg οξυγόνου.

Τα απονιτροποιητικά βακτήρια είναι εξίσου ικανά για μια διεργασία αφομοίωσης των νιτρικών (Caskey&Tiedje, 1980 και Knowles, 1982), μέσω μετατροπής τους σε νιτρώδες άζωτο και εν συνεχεία σε αμμωνιακό άζωτο. Το άζωτο αυτό χρησιμοποιείται για να καλύψει τις ανάγκες των κυττάρων για σύνθεση νέων πρωτεϊνών και νουκλεϊκών οξέων κατά την ανάπτυξη τους. Η παραπάνω διαδικασία μετατροπής του νιτρικού αζώτου, δεν λαμβάνει χώρα στην περίπτωση που οι απαιτήσεις των κυττάρων καλύπτονται από την υπάρχουσα ποσότητα αμμωνιακού αζώτου των λυμάτων.

4.3 ΕΠΙΔΡΑΣΗ ΔΙΑΛΥΜΕΝΟΥ ΟΞΥΓΟΝΟΥ(ΔΟ)

Αρχικά η απονιτροποίηση είχε θεωρηθεί ως μια αυστηρά ανοξική διεργασία, (Payne, 1973 και Knowles, 1982) επειδή τα απονιτροποιητικά βακτήρια, ως προαιρετικά αερόβιοι μικροοργανισμοί, προτιμούν τη χρήση του ΔΟ, ακόμα και σε αρκετά χαμηλές συγκεντρώσεις, παρεμποδίζοντας έτσι τη χρήση των νιτρικών και των νιτρωδών σαν τελικών αποδεκτών ηλεκτρονίων. Θερμοδυναμικά δεδομένα, άλλωστε, δείχνουν ότι η ενεργειακή απόδοση του αερόβιου μεταβολισμού του οργανικού άνθρακα είναι υψηλότερη συγκρινόμενη με την απόδοση της ανοξικής απονιτροποίησης. Για παράδειγμα, η οξειδωση της γλυκόζης παρουσίας οξυγόνου αποδίδει 686 kcal/mole γλυκόζης, (Delwiche, 1970). Για το λόγο αυτό, η απονιτροποίηση πρέπει να διεξάγεται σ' ένα ανοξικό περιβάλλον ώστε να διασφαλίζεται η χρήση των νιτρικών και των νιτρωδών και όχι του οξυγόνου, σαν τελικών αποδεκτών ηλεκτρονίων.

Συγκέντρωση ΔΟ από 0,2mg/L και πάνω έχει αναφερθεί ότι παρεμποδίζει την απονιτροποίηση για καλλιέργεια *Pseudomonas* (Skerman and MacRae, 1957, Terai and Mori, 1975) και για δραστική λάσπη που επεξεργάζεται αστικά λύματα (Dawson and Murphy, 1972). Οι Nelson και Knowles, (1978), ανέφεραν ότι η απονιτροποίηση έπαιε σε καλλιέργεια ανάπτυξης σε αιώρηση για συγκέντρωση ΔΟ 0,13mg/L.

Το θέμα επιδράσεων της συγκέντρωσης ΔΟ στην απονιτροποίηση σε συστήματα δραστικής λάσπης περιπλέκεται από το γεγονός ότι η συγκέντρωση ΔΟ του κυρίως υγρού δεν αντιπροσωπεύει την πραγματική συγκέντρωση ΔΟ στην κροκίδα δραστικής λάσπης. Το ποσοστό της βιομάζας στην κροκίδα που εκτίθεται σε μηδενικό ΔΟ ή ανοξικές συνθήκες, εξαρτάται από τη συγκέντρωση ΔΟ στο περιβάλλον υγρό, το μέγεθος της κροκίδας και τις φορτίσεις οργανικών και αμμωνιακού αζώτου που επηρεάζουν τους ρυθμούς αναπνοής οξυγόνου.

Οι Rittman και Langeland (1985) συνοψίζοντας αναφορές άλλων ερευνητών όσον αφορά στις συγκεντρώσεις ΔΟ και στους τύπους συστημάτων δραστικής λάσπης, αναφέρουν ότι παρατηρήθηκε απονιτροποίηση κάτω από φαινομενικά αερόβιες συνθήκες. Αυτές περιελάμβαναν συγκεντρώσεις ΔΟ 0,3-0,8mg/L σε μια οξειδωτική τάφρο, 0,5mg/L σε διεργασία δραστικής λάσπης και 0,3-1,5mg/L σε διεργασία δραστικής λάσπης ημιδιαλείποντος έργου.

Εκτός της επίδρασης ΔΟ στην έναρξη απονιτροποίησης, η συγκέντρωση ΔΟ μπορεί επίσης να επηρεάσει το ρυθμό απονιτροποίησης. Ο ρυθμός απονιτροποίησης σε 0,2mg/L ΔΟ ήταν περίπου το μισό του ρυθμού σε μηδενική συγκέντρωση ΔΟ (Wheatland et al., 1959). Παρόμοια επίδραση παρατηρήθηκε σε θαλασσινό νερό (Focht and Chang, 1975). Οι Wheatland et al (1959) αναφέρουν ότι καθώς η συγκέντρωση ΔΟ αυξήθηκε στα 2mg/L, ο ρυθμός απονιτροποίησης ήταν μόλις το 10% του ρυθμού σε μηδενική συγκέντρωση ΔΟ.

Χρησιμοποιείται μια έκφραση πολλαπλής κινητικής Monod για να συμπεριληφθεί η επίδραση της συγκέντρωσης ΔΟ στο ρυθμό απονιτροποίησης (Batchelor, 1982), η οποία ενσωματώνεται και στο μοντέλο IAWPRC (1986) για τον όρο ανοξικής ανάπτυξης οργανισμών. Ο Batchelor χρησιμοποίησε σταθερά παρεμπόδισης ΔΟ (K_0) με τιμή 0,25mg/L έναντι 0,10mg/L στο μοντέλο IAWPRC.

$$R_{x,n} = \mu_m * (F_{DN}) * (X_H) * \left(\frac{S}{K_S + S} \right) * \left(\frac{K_0}{K_0 + O} \right) * \left(\frac{NO}{NO_S + NO} \right) \quad (4.1)$$

όπου:

$R_{x,n}$ = ρυθμός ανάπτυξης απονιτροποιητικών οργανισμών, mg/Ld

μ_m = μέγιστος ειδικός ρυθμός ανάπτυξης για ετεροτροφικούς οργανισμούς, g/gd

F_{DN} = κλάσμα ετερότροφων οργανισμών που χρησιμοποιούν νιτρικά για δέκτη ηλεκτρονίων, g/g

X_H = συγκέντρωση ετερότροφων οργανισμών, mg/L

S = συγκέντρωση εύκολα αποδομήσιμου υποστρώματος, mg/L

K_S = συντελεστής ημικορεσμού αποδομήσιμου υποστρώματος, mg/L

K_0 = συντελεστής παρεμπόδισης ΔΟ, mg/L

O = συγκέντρωση ΔΟ, mg/L

NO = συγκέντρωση N-NO₃⁻, mg/L

NO_S = συντελεστής ημικορεσμού για αναγωγή νιτρικού αζώτου, mg/L

Πολλά συστήματα αφαίρεσης αζώτου εναλλάσσουν έκθεση δραστηκής λάσπης σε ανοξικές και αερόβιες συνθήκες. Έτσι μια σημαντική παράμετρος σχεδιασμού και λειτουργίας είναι ο απαιτούμενος χρόνος για ενεργοποίηση ή απενεργοποίηση του ενζύμου αναγωγή νιτρικών στο τέλος της αναπνευστικής αλυσίδας μεταφοράς ηλεκτρονίων αλλά δυστυχώς λίγες πληροφορίες είναι διαθέσιμες. Οι Nelson και Knowles, (1978) έδειξαν ότι το γένος *Azospirillum* παρουσιάζει δύο ώρες φάση υστέρησης, ώστε να αλλάξει το μεταβολισμό του σε αναγωγή νιτρικών. Ο Payne (1981) έδειξε ότι σε μια καλλιέργεια δεν μεταβαίνουν όλα τα κύτταρα από την αερόβια αναπνοή σε αναγωγή νιτρικών αλλά μερικά διατηρούν την ικανότητα αερόβιας αναπνοής ακόμα και κάτω από ανοξικές συνθήκες. Ισχυρίζεται επίσης ότι αφότου τα απονιτροποιητικά ένζυμα συντεθούν, τότε συνεχίζουν να παραμένουν δραστικά για "κάποια ώρα" ακόμα και κάτω από αερόβιες συνθήκες.

Παρόλα αυτά, έχουν αναφερθεί και ορισμένες περιπτώσεις απονιτροποίησης παρουσία οξυγόνου. Κάποιες από τις αναφορές αυτές θεωρήθηκαν ανακριβείς, είτε λόγω ανεπάρκειας συστημάτων ελέγχου και ρύθμισης των συγκεντρώσεων του ΔΟ, είτε λόγω ανακρίβειας στις μετρήσεις ΔΟ (Meiklejohn, 1940, Collins, 1955, Watahiki et al., 1983, Nakajima, 1984). Σε ορισμένες περιπτώσεις όμως, έχει παρατηρηθεί και επιβεβαιωθεί η ικανότητα ορισμένων βακτηρίων για απονιτροποίηση, αν και με μειωμένο ρυθμό, στην

παρουσία ΔΟ (Krul&Veeningen, 1977, Meiberg et al., 1980, Robertson&Kuenen, 1984, Hochstein et al., 1984, Lloyd et al., 1987).

4.4 ΑΠΑΙΤΗΣΗ ΓΙΑ ΟΡΓΑΝΙΚΟ ΑΝΘΡΑΚΑ

Τα απονιτροποιητικά βακτήρια, ως ετερότροφοι μικροοργανισμοί, απαιτούν την ύπαρξη επαρκούς συγκέντρωσης οργανικού άνθρακα στο υγρό μέσο ανάπτυξης τους (λύματα ή πόσιμο νερό), αφενός για κυτταρική σύνθεση και αφετέρου για την παραγωγή ηλεκτρονίων απαραίτητων για την αναγωγή των νιτρικών και των νιτρωδών. Αρκετές πηγές οργανικού άνθρακα έχουν προταθεί και μελετηθεί (Christensen&Harremoes, 1978, Werner&Kaiser, 1991), όπως καθαρές χημικές ενώσεις (π.χ. μεθανόλη, οξικό οξύ, κιτρικό οξύ), ακατέργαστα αστικά λύματα, απόβλητα από βιομηχανίες τροφίμων (π.χ. μελάσα, απόβλητα ζυθοποιίας), μεθάνιο (Thalasso et al., 1997) και λάσπη από σταθμούς βιολογικής επεξεργασίας λυμάτων. Λιγότερο μελετημένες πηγές άνθρακα, οι οποίες έχουν χρησιμοποιηθεί κυρίως σε εργαστηριακά απονιτροποιητικά συστήματα είναι η γλυκόζη, τα αμινοξέα, η γλυκερόλη κ.α. Είναι φανερό, ότι για λόγους μείωσης του κόστους λειτουργίας της μονάδας επεξεργασίας, η πλέον ενδεδειγμένη πηγή οργανικού άνθρακα είναι το οργανικό φορτίο που περιέχεται στα ίδια τα λύματα. Στην περίπτωση, βέβαια, που τα προς επεξεργασία λύματα έχουν χαμηλή περιεκτικότητα σε οργανική ύλη στο στάδιο της απονιτροποίησης, απαιτείται η προσθήκη εξωτερικής πηγής άνθρακα. Επειδή η μη στοιχειομετρική προσθήκη(περίσσεια) μεθανόλης μπορεί να οδηγήσει σε αύξηση του οργανικού φορτίου στο υγρό εκροής, απαιτείται προσεκτικός σχεδιασμός και υπολογισμός του απαιτούμενου ρυθμού προσθήκης. Επίσης έχουν χρησιμοποιηθεί εναλλακτικές πηγές άνθρακα, με στόχο τη μείωση του λειτουργικού κόστους των μονάδων αυτών, όπως πρωτοβάθμια λάσπη της μονάδας (Abufayed&Schroeder, 1986a, b) ή φτηνά υλικά όπως παλιές εφημερίδες (Volkita et al, 1996).

Πέρα όμως από το οργανικό φορτίο των ιδίων των λυμάτων ή την εξωτερικά προστιθέμενη πηγή άνθρακα, απονιτροποίηση μπορεί να επιτευχθεί και με άνθρακα που έχει αποθηκευθεί στα κύτταρα ή άνθρακα που απελευθερώνεται κατά τη λύση των κυττάρων.

4.5 ΕΠΙΔΡΑΣΗ pH

Κατά τις αντιδράσεις απονιτροποίησης παράγεται αλκαλικότητα και το pH γενικά αυξάνει αντί να μειώνεται όπως στις αντιδράσεις νιτροποίησης. Σε αντίθεση με τους νιτροποιητικούς οργανισμούς, έχει εκδηλωθεί λιγότερο ενδιαφέρον για τις επιδράσεις pH στους ρυθμούς απονιτροποίησης, αλλά τα αποτελέσματα που έχουν αναφερθεί είναι αντιφατικά μεταξύ τους όπως φαίνεται στη σύνοψη τους από τους Focht και Chang (1975). Οι Dawson και Murphry (1972), βρήκαν βέλτιστο ρυθμό απονιτροποίησης σε pH 7,0 και το ήμισυ του ρυθμού παρατηρήθηκε σε pH 6,0 και 8,0 για την ίδια καλλιέργεια (στα πειράματα αυτά δεν υπήρχε χρόνος εγκλιματισμού όπως σε άλλες μελέτες για την επίδραση pH). Άλλοι ερευνητές (Nomnik, 1956, Wiljer and Delwiche, 1954, Bremner and Shaw, 1958) έδειξαν πως δεν υπάρχει καμιά επίδραση του pH μεταξύ 7,0 και 8,0, ενώ ο ρυθμός μειώνεται γραμμικά για pH 8,0-9,5 και pH 4,0-7,0. Επίσης παρατηρήθηκε πως ουδέτερες προς αλκαλικές συνθήκες pH ευνοούσαν την μετατροπή υποξειδίου του αζώτου σε αέριο άζωτο. Τελικά το βέλτιστο pH βρίσκεται μεταξύ 7,0 και 8,0 με διαφορετικά βέλτιστα για διαφορετικούς πληθυσμούς.

5. ΜΕΘΟΔΟΣ ΕΝΕΡΓΟΥ ΙΛΥΟΣ

5.1 ΕΛΕΓΧΟΜΕΝΕΣ ΔΙΑΔΙΚΑΣΙΕΣ ΜΗ ΜΟΝΙΜΗΣ ΚΑΤΑΣΤΑΣΗΣ

Η συγκέντρωση των ρυπαντών στα βιομηχανικά και αστικά απόβλητα μεταβάλλεται συνεχώς στον χρόνο και στον χώρο. Αυτές οι μεταβολές δημιουργούν μια κατάσταση που ονομάζεται μη μόνιμη.

Σε τέτοιο περιβάλλον καλούνται οι μηχανικοί να σχεδιάσουν εγκαταστάσεις επεξεργασίας για την απομάκρυνση αυτών των ρυπαντών.

Ο σχεδιασμός χρησιμοποιεί δεδομένα και εξισώσεις με τέτοιο τρόπο ώστε να ικανοποιούνται οι μόνιμες και εξισορροπημένες συνθήκες αλλά όχι οι μη μόνιμες.

Στα ελεγχόμενα, μη μόνιμης λειτουργίας συστήματα η επιρροή των παραμέτρων λειτουργίας είναι τόσο σημαντική στην επιλογή των σταθερών λειτουργίας ώστε συχνά να μην γνωρίζουμε πώς, πότε και πού παράγονται ή καταστρέφονται τα συστατικά συμπεριλαμβανομένων και των ρυπαντών.

Έτσι δημιουργείται η ερώτηση: "Μπορεί να σχεδιασθεί ένα σύστημα, που να μπορεί να λειτουργεί με τέτοιο τρόπο ώστε να εξαλειφθούν οι αβεβαιότητες, που σχετίζονται με τις μεταβαλλόμενες επιβαρύνσεις;"

Η βιολογική επεξεργασία των αποβλήτων απαιτεί την παρουσία διαφόρων μικροοργανισμών, που συμμετέχουν σε ένα μεγάλο αριθμό μεταβολικών διεργασιών. Επίσης είναι γνωστό ότι οι μικροοργανισμοί που συμμετέχουν στην βιολογική επεξεργασία, διαφέρουν σημαντικά ως προς το ρυθμό ανάπτυξης και απόδοσης. Μεταξύ των μικροοργανισμών υπάρχουν συνεργατικές αλλά και ανταγωνιστικές συσχετίσεις. Για να πετύχει κανείς συγκεκριμένα αποτελέσματα, θα πρέπει να χρησιμοποιήσει αερόβιες, ανοξικές και αναερόβιες συνθήκες.

Οι μηχανικοί απάντησαν σ' αυτές τις προκλήσεις στην εξέλιξη της βιολογικής επεξεργασίας, βρίσκοντας τεχνικές λύσεις ώστε να ικανοποιούνται οι παραπάνω συνθήκες.

Οι επιστημονικές απαντήσεις στο γιατί οι λύσεις που εδόθησαν από τους μηχανικούς λειτούργησαν με επιτυχία, άρχισαν να δίνονται μόλις πρόσφατα.

5.2 ΠΕΡΙΓΡΑΦΗ ΜΕΘΟΔΟΥ ΕΝΕΡΓΟΥ ΙΛΥΟΣ(ΔΡΑΣΤΙΚΗΣ ΛΑΣΠΗΣ)

Η εξέλιξη της θεωρίας της διόγκωσης της ιλύος(sludge bulking) αποτελεί ένα καλό παράδειγμα στο πώς η βασική γνώση χρησιμοποιήθηκε για να αυξηθεί το επίπεδο σχεδιασμού και λειτουργίας των εγκαταστάσεων βιολογικής επεξεργασίας.

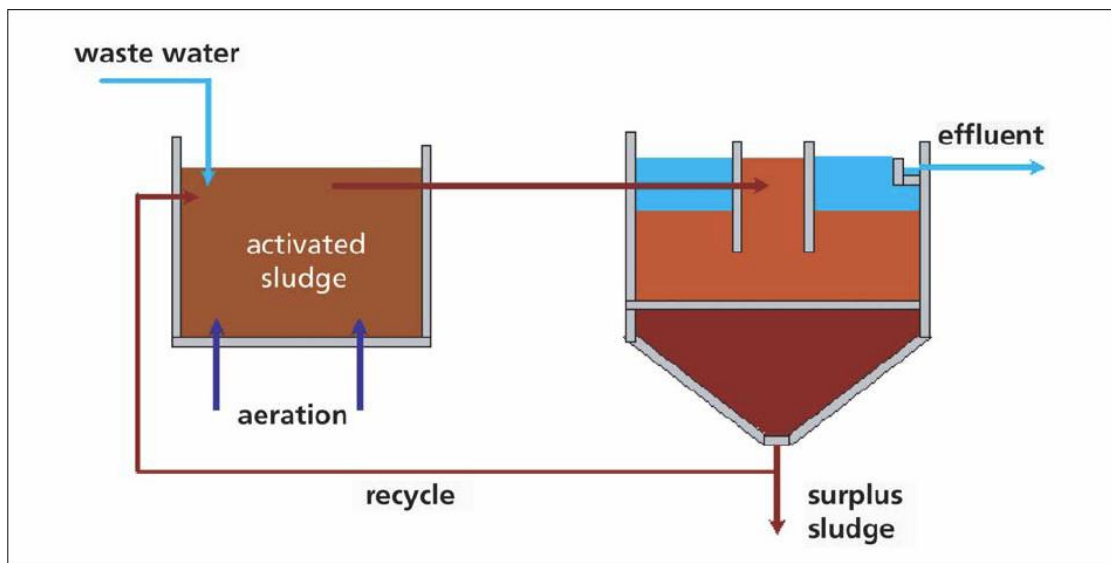
Η μέθοδος της δραστικής λάσπης (activated sludge) αναπτύχθηκε στην Αγγλία το 1914 από τους Arden και Lockett και ονομάστηκε έτσι, λόγω της παραγωγής δραστικής μάζας (λάσπης) από μικροοργανισμούς, που έχει την ικανότητα της αερόβιας σταθεροποίησης των αποβλήτων. Η ευρεία εφαρμογή της μεθόδου άρχισε μετά το 1940. Είναι το συνηθέστερα χρησιμοποιούμενο σύστημα βιολογικής επεξεργασίας λυμάτων τόσο διεθνώς όσο και στην Ελλάδα, όπου το 90% των εγκαταστάσεων ακολουθεί αυτό το σύστημα. Η σημερινή τάση για συνεπεξεργασία των αστικών και βιομηχανικών αποβλήτων έχει ως αποτέλεσμα τη συχνή παρουσία βαρέων μετάλλων και άλλων τοξικών οργανικών ουσιών σε μονάδες ενεργού ιλύος.

Κατά τη μέθοδο αυτή τα απόβλητα οδηγούνται, μετά τη πρωτοβάθμια καθίζηση, σε αντιδραστήρα (δεξαμενή), όπου υποβάλλονται σε αερόβια σταθεροποίηση με τη συνεχή παροχή αέρα (οξυγόνου), είτε από αεραντλίες (διάχυση), είτε με μηχανική επιφανειακή ανάδευση.

Το περιεχόμενο του αντιδραστήρα, που ονομάζεται μικτό υγρό (mixed liquor), εμπλουτίζεται με τη δράση κυρίως των βακτηρίων με βιολογικές κροκίδες, που αποτελούν τους δραστικούς πυρήνες προσροφήσεως, αφομοιώσεως και αποδομήσεως των οργανικών ουσιών. Οι κροκίδες αυτές, που πρέπει να διατηρούνται πάντα σε αιώρηση μέσα στον αντιδραστήρα, με τη βοήθεια των φυσαλίδων αέρα ή την ανάμιξη διαχωρίζονται και απομακρύνονται από το μικτό υγρό στη δεξαμενή καθίζσεως, που ακολουθεί τη βιολογική επεξεργασία, προτού η τελική απορροή διατεθεί στον αποδέκτη(θάλασσα, λίμνη, υδατόρεμα ή έδαφος).

Για την αποτελεσματική λειτουργία του συστήματος παίζει αποφασιστικό ρόλο η ελεγχόμενη παρουσία των σαπροφυτικών μικροοργανισμών κατά την επεξεργασία. Με την απομάκρυνση της δραστικής λάσπης ελαττώνεται ο μικροβιακός πληθυσμός στον αντιδραστήρα, ενώ τα νεοεισερχόμενα σ' αυτόν λύματα δεν έχουν ακόμη εμπλουτισθεί και ενεργοποιηθεί.

Για τον άμεσο εμβολιασμό των εισερχομένων λυμάτων και την εξασφάλιση του επιθυμητού μικροβιακού πληθυσμού στο μικτό υγρό γίνεται πάντοτε ανακυκλοφορία δραστικής λάσπης (είτε από τη 2^η καθίζηση είτε από τη γραμμή απορροής της δεξαμενής αερισμού, με ρυθμό συνήθως 25-50% της παροχής ή και περισσότερο ανάλογα με τις συνθήκες που επιδιώκεται να εξασφαλισθούν στη σχέση τροφής F και μικροοργανισμών M). Έτσι σκοπός της επιστροφής της λάσπης είναι να εξασφαλίσει την απαιτούμενη συγκέντρωση δραστικής λάσπης στη δεξαμενή αερισμού για τον επιθυμητό βαθμό επεξεργασίας. Με πλήρη ανακυκλοφορία η συγκέντρωση της βιομάζας στη δεξαμενή αερισμού θα αυξάνεται έως ότου η ταχύτητα «καθαρής» παραγωγής νέων μικροοργανισμών λόγω σύνθεσης της τροφής θα ισούται με τη ταχύτητα μείωσης τους λόγω φθοράς(ενδογενής αναπνοή και θάνατος). Στην περίπτωση αυτή η συγκέντρωση του συνόλου των αιρούμενων στερεών στη δεξαμενή αερισμού θα συνεχίσει να αυξάνεται λόγω πρακτικά πλήρους συγκράτησης στο σύστημα των συνεχώς εισερχομένων (με τα λύματα) και δημιουργούμενων κατά το μεταβολισμό αδρανών, δηλαδή μη βιοδιασπάσιμων, αιωρούμενων στερεών. Για το λόγο αυτό είναι απαραίτητο να απομακρύνεται συνεχώς ένα ποσοστό της βιομάζας από το σύστημα και το μέγεθος αυτού του ποσοστού καθορίζει το τύπο και τη φόρτιση της εγκατάστασης.



Σχήμα 5.1: Τυπικό διάγραμμα ροής της μεθόδου ενεργού ιλύος

Η ανακυκλοφορία αυξάνει το μέσο χρόνο συγκρατήσεως της δραστηκής λάσπης και την αντίστοιχη συγκέντρωση των αιρούμενων στερεών του μικτού υγρού (MLSS) στον αντιδραστήρα. Αυτό ισοδυναμεί με αύξηση του μέσου χρόνου παραμονής των μικροοργανισμών ή της ηλικίας της λάσπης (θ_c), που σχετίζεται άμεσα με τη δημιουργία εξωτερικά του κυττάρου ζελατινώδους υμένα και το σχηματισμό βιολογικών κροκίδων.

Εκτός από την αποδόμηση των οργανικών ουσιών, που είναι η κύρια επιδίωξη της βιολογικής επεξεργασίας, συχνά είναι επίσης επιθυμητό να σταθεροποιηθούν ορισμένες ανόργανες ενώσεις, όπως η αμμωνία και τα νιτρώδη που μπορεί να δεσμεύουν οξυγόνο στον υδάτινο αποδέκτη με τη διαδικασία της νιτροποίησης (παραγωγή NO_3). Για τη διαδικασία αυτή χρειάζεται πρόσθετο οξυγόνο και επιμήκυνση του χρόνου συγκρατήσεως, γιατί τα νιτροβακτήρια, που είναι υπεύθυνα γι' αυτή την οξείδωση, είναι αυτότροφα και έχουν πολύ βραδύτερο χρόνο αναπτύξεως από τα ετερότροφα, που ζουν σε βάρος οργανικών ουσιών. Σ' αυτού του είδους την εγκατάσταση το αυξημένο κόστος αερισμού μπορεί να αντισταθμιστεί από το μειωμένο κόστος επεξεργασίας της πλεονάζουσας ιλύος, η οποία θα είναι μικρότερη σε ποσότητα και πιο σταθεροποιημένη λόγω της παρατεταμένης ενδογενούς αναπνοής.

Στο παρακάτω διάγραμμα φαίνεται σχηματικά ένα σύστημα ενεργού ιλύος συνεχούς ροής, που αντιπροσωπεύει πολλά από τα ελεγχόμενα μη-μόνιμης κατάστασης συστήματα που εφαρμόζονται σήμερα.



Σχήμα 5.2: Διάταξη συνεχούς λειτουργίας

Σ' αυτό το παράδειγμα η δεξαμενή αερισμού αποτελείται από τρία τμήματα που στο κάθε ένα από αυτά μειώνεται η συγκέντρωση του οργανικού υποστρώματος. Οι μικροοργανισμοί (ιλύς) που ανακυκλώνονται βρίσκονται κάθε φορά σε περιβάλλον μεγάλης ή μικρής συγκέντρωσης υποστρώματος. Ακόλουθα ο ρυθμός ανάπτυξης των μικροοργανισμών στην πρώτη δεξαμενή με τη μεγάλη συγκέντρωση οργανικού φορτίου είναι μεγαλύτερος από τον ρυθμό ανάπτυξης της τελευταίας δεξαμενής. Η βιομάζα λοιπόν που ανακυκλώνεται συνεχώς βρίσκεται σε ένα περιβάλλον που εναλλάσσεται συνεχώς από μεγάλη μέχρι μικρή φόρτιση (περιβάλλον αφθονίας και πείνας, *feast and famine*). Ο Chudoba (1973), Chiesa (1982), Chiesa and Irvine (1985) και άλλοι ερευνητές απέδειξαν πειραματικά ότι οι παραπάνω εναλλαγές αποτελούν ένα αποτελεσματικό περιβάλλον για τον έλεγχο των νηματοειδών μικροοργανισμών που δημιουργούν προβλήματα στα συνεχή συστήματα ενεργού ιλύος και ιδιαίτερα στις δεξαμενές καθίζησης. Συνεχής μεταβολή μεταξύ αερόβιων, ανοξικών και αναερόβιων καταστάσεων επιτρέπει επίσης τη δημιουργία καλλιέργειας μικροοργανισμών που ανάλογα με τις συνθήκες υποβοηθούν τη νιτροποίηση, απονιτροποίηση και βιολογική αποφωσφόρωση.

5.3 ΜΙΚΡΟΒΙΟΛΟΓΙΑ ΕΝΕΡΓΟΥ ΙΛΥΟΣ

Η ενεργός ιλύς είναι ένα σύνθετο οικολογικό σύστημα, που αποτελείται από διάφορα είδη μικροοργανισμών, όπως βακτήρια, μύκητες, πρωτόζωα, τροχόζωα και νηματούδεις. Η επιλογή των μικροοργανισμών που θα επικρατήσουν σε ένα σύστημα ενεργού ιλύος βασίζεται σε τρία κριτήρια. Το πρώτο αφορά στην ικανότητα των μικροοργανισμών να σχηματίζουν βιοκροκίδες. Με τον τρόπο αυτό οι μικροοργανισμοί παραμένουν στο σύστημα μέσω της ανακυκλοφορούσας ιλύος. Το δεύτερο αφορά την εμφάνιση μεγαλύτερου ρυθμού ανάπτυξης από τον ρυθμό απομάκρυνσης στερεών από τη μονάδα, ενώ το τρίτο στην προσαρμογή τους στις εκάστοτε περιβαλλοντικές συνθήκες.

Τα βακτήρια, που αποτελούν μία από τις απλούστερες μορφές ζωής, χρησιμοποιούν ουσίες διαλυμένες στο νερό για τροφή και είναι ικανά για αναπαραγωγή. Τα βακτήρια εκτελούν την βιαποδόμηση των οργανικών ενώσεων που περιέχονται στα υγρά απόβλητα και επομένως αποτελούν τον πιο σημαντικό παράγοντα στη βιολογική επεξεργασία των υγρών αποβλήτων. Η αύξηση των βακτηρίων εξαρτάται από την παρουσία σειράς χημικών στοιχείων, από τη βιοχημική ενέργεια, από τη θερμοκρασία και από το pH.

Τα κυριότερα είδη βακτηρίων που παρατηρούνται στην ενεργό ιλύ είναι αερόβια, ετεροτροφικά και χαρακτηρίζονται ως βακτήρια που παρουσιάζουν τη τάση σχηματισμού βιοκροκίδων. Τα βακτήρια στην ενεργό ιλύ παρουσιάζονται ως ελεύθερα, διεσπαρμένα βακτήρια και ως νηματοειδή βακτήρια. Το είδος των βακτηρίων που θα επικρατήσει εξαρτάται από τη φύση των αποβλήτων, το pH, τη θερμοκρασία, τη συγκέντρωση διαλυμένου οξυγόνου και θρεπτικών, καθώς και από το φορτίο και την ηλικία της ιλύος. Η ύπαρξη συνθηκών αφθονίας ευνοεί την ανάπτυξη βακτηρίων με υψηλότερους ρυθμούς ανάπτυξης.

Οι μύκητες σπάνια εμφανίζονται ως κυρίαρχος οργανισμός σε μονάδες ενεργού ιλύος. Η κύρια μορφή με την οποία απαντώνται είναι νηματώδης. Δεσμεύουν από το διάλυμα διαλυτές οργανικές ενώσεις όπως σάκχαρα, αμίνες, οξέα και ανόργανα συστατικά. Ανταγωνίζονται τα βακτήρια σε τιμές pH μικρότερες του 6 και η παρουσία τους στη διεργασία της ενεργού ιλύος αποτελεί δείκτη τοξικής φόρτισης.

Τα πρωτόζωα είναι μονοκύτταροι, ετεροτροφικοί, αερόβιοι μικροοργανισμοί και αποτελούν ένα σημαντικό ποσοστό της συνολικής βιομάζας σε ένα σύστημα ενεργού ιλύος. Επηρεάζουν την απόδοση της διεργασίας καθώς δρουν ως θηρευτές ελεύθερων βακτηρίων και αιωρούμενου οργανικού υλικού, ενώ παράλληλα εκκρίνουν πολυσακχαρίτες που ευνοούν το σχηματισμό των βιοκροκίδων.

Τα τροχόζωα και οι νηματώδεις είναι πιο σύνθετοι οργανισμοί από τους παραπάνω. Οι νηματώδεις εμφανίζουν χρόνους διπλασιασμού σημαντικά υψηλότερους από τις ηλικίες ιλύος συμβατικών μονάδων ενεργού ιλύος, με συνέπεια ο ρόλος τους στη βακτηριακή θήρευση και στην αποδόμηση της ενεργού ιλύος να είναι μικρός. Σε αντίθεση, τα τροχόζωα ανιχνεύονται πιο συχνά σε μονάδες ενεργού ιλύος. Συμβάλλουν στη θραύση των μεγάλων βιοκροκίδων και στη βελτίωση της ποιότητας των επεξεργασμένων αποβλήτων μέσω θήρευσης των ελεύθερων βακτηριδίων και έκκρισης κολλοειδών ουσιών που συνεισφέρουν στη βιοκροκίδωση.

5.4 ΒΙΟΚΡΟΚΙΔΩΣΗ

Στη δεξαμενή αερισμού οι μικροοργανισμοί παρουσιάζουν τη τάση σχηματισμού αρνητικά φορτισμένων συσσωματωμάτων με τη βοήθεια κολλοειδών, οργανικών πολυμερών και κατιόντων, μέσω της διεργασίας της βιοκροκίδωσης. Έχει αποδειχτεί ότι εξαιτίας του μεγάλου πορώδους των βιοκροκίδων, η ειδική επιφάνεια τους είναι πολύ μεγαλύτερη από

αυτήν που υπολογίζεται θεωρώντας τις βιοκροκίδες ομογενείς μάζες μικροοργανισμών. Αύξηση του μεγέθους της βιοκροκίδας, δυσκολεύει τη διάχυση θρεπτικών και διαλυμένου οξυγόνου μέσα σε αυτήν. Συχνά στον πυρήνα των μεγάλων βιοκροκίδων επικρατούν ανοξικές ή ακόμη και αναερόβιες συνθήκες και παρατηρείται η ανάπτυξη αυστηρά αναερόβιων βακτηρίων. Επιπλέον, υπάρχει γραμμική σχέση μεταξύ ταχύτητας καθίζησης και διαμέτρου βιοκροκίδας. Από τα παραπάνω είναι προφανές ότι, ο σωστός σχηματισμός βιοκροκίδων συμβάλει τόσο στην απομάκρυνση του οργανικού φορτίου στη δεξαμενή αερισμού, μέσω των διεργασιών της απορρόφησης και προσρόφησης, όσο και στο διαχωρισμό των αιωρούμενων στερεών από τα επεξεργασμένα απόβλητα στη δεξαμενή καθίζησης. Οποιαδήποτε αλλαγή στη λειτουργία του αντιδραστήρα θα έχει αλλαγές στη φύση των κροκίδων οι οποίες μπορούν να επηρεάσουν τη διεργασία με πολλούς τρόπους, δημιουργώντας κακή καθιζησιμότητα, θολή εκροή και απώλεια ιλύος.

Κατά καιρούς έχουν διατυπωθεί διάφορες θεωρίες για το σχηματισμό βιοκροκίδων. Με βάση την οπτική παρατήρηση υποστηρίχθηκε ότι υπάρχουν δύο επίπεδα δομής των βιοκροκίδων, η μικροδομή και η μακροδομή. Στις περιπτώσεις μικροδομής, ο σχηματισμός των βιοκροκίδων οφείλεται αποκλειστικά στη σύνδεση των βακτηρίων που παρουσιάζουν τη τάση σχηματισμού βιοκροκίδων με τη βοήθεια εξωκυτταρικών πολυμερών. Ως αποτέλεσμα, οι βιοκροκίδες είναι μικρές σε μέγεθος, σφαιρικές και συμπαγείς. Η αποκλειστική εμφάνιση μικροδομής έχει ως συνέπεια-σε περιπτώσεις υψηλής οργανικής φόρτισης, χαμηλών συγκεντρώσεων διαλυμένου οξυγόνου, χαμηλών τιμών pH, υψηλών θερμοκρασιών, ύπαρξης τοξικών ουσιών και δύσκολα βιοδιασπάσιμων ενώσεων στα εισερχόμενα λύματα-τη διασπαρμένη ανάπτυξη των μικροοργανισμών και την υψηλή θολότητα των επεξεργασμένων αποβλήτων. Επίσης, σε περιπτώσεις υψηλών ηλικιών ιλύος και χαμηλής οργανικής φόρτισης σχηματίζονται μικροσκοπικές βιοκροκίδες, που διαφεύγουν από την υπερχειλίση της δεξαμενής καθίζησης καθιστώντας δύσκολη τη διατήρηση ικανοποιητικής συγκέντρωσης αιωρούμενων στερεών στο σύστημα.

Αντίθετα με τη μικροδομή, η εμφάνιση μακροδομής οφείλεται στην ύπαρξη νηματοειδών βακτηρίων. Οι συγκεκριμένοι μικροοργανισμοί σχηματίζουν ένα είδος πλέγματος-σκελετού στο εσωτερικό της βιοκροκίδας, πάνω στον οποίο προσκολλούνται τα υπόλοιπα βακτήρια. Σε περιπτώσεις μακροδομής, οι βιοκροκίδες είναι σημαντικά μεγαλύτερες, ενώ το σχήμα τους είναι ακανόνιστο. Η υπεραφθονία νηματοειδών μικροοργανισμών έχει ως αποτέλεσμα τη διόγκωση της ιλύος ή την εμφάνιση αφρισμού.

Η ομαλή λειτουργία ενός συστήματος ενεργού ιλύος επιτυγχάνεται με τη ταυτόχρονη εμφάνιση μικροδομής και μακροδομής και την ισόρροπη ανάπτυξη νηματοειδών και βακτηρίων που παρουσιάζουν τη τάση σχηματισμού βιοκροκίδων. Σε ένα τέτοιο σύστημα, η

πλειοψηφία των νηματοειδών παραμένουν εντός των βιοκροκίδων, προσδίδοντας σε αυτές ισχυρή δομή και επιτρέποντας την ικανοποιητική καθίζηση και πύκνωση τους.

Η μορφολογία και το μέγεθος των βιοκροκίδων επηρεάζεται από τις συνθήκες λειτουργίας της μονάδας επεξεργασίας υγρών αποβλήτων. Συγκεκριμένα, σε συστήματα χαμηλής οργανικής φόρτισης παρατηρούνται συμπαγείς βιοκροκίδες με σκοτεινότερο πυρήνα, που αποτελείται κυρίως από ανόργανη ύλη και μη βιοδιασπάσιμη οργανική ύλη. Οι εξωτερικές περιοχές αυτών των βιοκροκίδων αποτελούνται από ενεργούς μικροοργανισμούς. Ηλικίες ιλύος μικρότερες των 8 ημερών ευνοούν το σχηματισμό μικρών και χαλαρής δομής βιοκροκίδων, ενώ σε υψηλότερες ηλικίες μικροοργανισμών επικρατεί ο σχηματισμός μεγαλύτερων και πιο συμπαγών βιοκροκίδων. Η ύπαρξη συμπαγών και μεγαλύτερων βιοκροκίδων ευνοείται επίσης, σε υψηλές συγκεντρώσεις διαλυμένου οξυγόνου.

Πολύ καλή κροκίδωση επιτυγχάνεται με υψηλόβαθμες διαδικασίες, ενώ φτωχή κροκίδωση επιτυγχάνεται με χαμηλόβαθμες διαδικασίες. Αξιοσημείωτη μεταβολή, παρατηρείται μεταξύ κροκίδων από διαφορετικές ιλεις και αυτή η μεταβολή προκαλεί λειτουργικές δυσκολίες όπως συσσώρευση, κροκίδωση, αφρούς και ανύψωση ιλύος. Για παράδειγμα, οι τοξικές απορρίψεις, η διατροφική ανισορροπία, ή οι αλλαγές στη μικροβιολογία της διαδικασίας μπορούν να μεταβάλλουν τη χημική επιφάνεια των κροκίδων όπου στη συνέχεια θα επιδράσουν στα χαρακτηριστικά της καθίζησης στην ενεργό ιλύ.

5.5 ΕΞΕΛΙΞΗ ΚΡΙΤΗΡΙΩΝ ΣΧΕΔΙΑΣΜΟΥ ΔΕΞΑΜΕΝΩΝ ΑΕΡΙΣΜΟΥ

Τα παλαιότερα κριτήρια σχεδιασμού ήταν καθαρά εμπειρικά. Ένα από τα πρώτα κριτήρια που χρησιμοποιήθηκαν για σχεδιαστικούς σκοπούς ήταν το κριτήριο του χρόνου αερισμού. Γενικά μικροί χρόνοι αερισμού επιλέγονταν για αδύνατα λύματα και μεγάλοι χρόνοι για ισχυρά λύματα. Συχνά αντί για το χρόνο αερισμού γινόταν χρήση του αντίστροφου του χρόνου αυτού, δηλαδή της ογκομετρικής υδραυλικής φόρτισης της δεξαμενής. Αργότερα, λόγω της εμπειρικά διαπιστωμένης επίδρασης της ισχύος των λυμάτων, άρχισε να χρησιμοποιείται η ογκομετρική φόρτιση οργανικού φορτίου με χρήση του BOD_5 για την έκφραση του οργανικού φορτίου. Το επόμενο κριτήριο που άρχισε να χρησιμοποιείται ήταν η φόρτιση οργανικού φορτίου ανά μονάδα μάζας μικροοργανισμών και όχι ανά μονάδα όγκου δεξαμενής αερισμού. Το κριτήριο αυτό, γνωστό και ως λόγος τροφής προς

μικροοργανισμούς, αποτέλεσε την αφετηρία για τη μετέπειτα ανάπτυξη των διάφορων ορθολογικών μοντέλων του συστήματος ενεργού ιλύος.

Διάφορα τέτοια μοντέλα έχουν προταθεί κατά τα 30 τελευταία χρόνια τα οποία δε διαφέρουν μεταξύ τους και έχουν παραπλήσια αποτελέσματα. Κοινό γνώρισμα των μοντέλων αυτών είναι η χρησιμοποίηση της παραμέτρου «χρόνος παραμονής μικροοργανισμών» (θ_c), που είναι ο χρόνος ανανέωσης των μικροοργανισμών του συστήματος. Έτσι με βάση την παράμετρο θ_c , με χρήση διάφορων κινητικών απομάκρυνσης της τροφής ή, εναλλακτικά, ανάπτυξης της βιομάζας και με εφαρμογή ισοροπίας μαζών τόσο για τη τροφή όσο και για τους μικροοργανισμούς, διαμορφώθηκαν τα διάφορα ορθολογικά μοντέλα ενεργού ιλύος. Οι διαφορές τους έγκεινται κυρίως στην επιλογή της κατάλληλης κινητικής.

5.6 ΛΕΙΤΟΥΡΓΙΚΗ ΣΗΜΑΣΙΑ ΔΕΞΑΜΕΝΩΝ ΤΕΛΙΚΗΣ ΚΑΘΙΖΗΣΗΣ

Η δεξαμενή δευτεροβάθμιας ή τελικής καθίζησης τοποθετείται μετά τη βιολογική επεξεργασία για την απομάκρυνση των αιωρούμενων στερεών, που δημιουργούνται από τη βιολογική δράση. Έτσι παρά το γεγονός ότι οι βιολογικές διεργασίες μέσω των οποίων επιτυγχάνεται η μείωση του ρυπαντικού φορτίου επιτελούνται στο βιολογικό αντιδραστήρα του συστήματος, η δεξαμενή τελικής καθίζησης αποτελεί τη μονάδα η οποία, ανάλογα με την απόδοση της, καθορίζει την ποιότητα της τελικής εκροής.

Ο ρόλος της δεξαμενής τελικής καθίζησης είναι να:

- i. Επιτρέπει την καθίζηση της βιομάζας και το διαχωρισμό της από τα επεξεργασμένα λύματα, τα οποία διαυγασμένα και κατά το δυνατόν απαλλαγμένα από αιωρούμενα στερεά υπερχειλίζουν από τη δεξαμενή. Για να κατανοηθεί η σημασία της διαύγασης αρκεί να επισημανθεί ότι από το συνολικό BOD_5 στην έξοδο ενός συστήματος ενεργού ιλύος μόνο ένα μικρό ποσοστό της τάξεως του 20%-30%-ή και μικρότερο-αντιστοιχεί στις διαλυμένες οργανικές ενώσεις, ενώ το υπόλοιπο οφείλεται στην παρουσία αιωρούμενων

στερεών, δηλαδή στην παρουσία βακτηριδίων ή μικροβιοκροκίδων που δεν καθιζάνουν.

- ii. Δίνει τη δυνατότητα για επαρκή συμπύκνωση της βιομάζας, ώστε να είναι εύκολη και αποτελεσματική η επαναφορά της στο βιολογικό αντιδραστήρα μέσω της ανακυκλοφορίας. Στο σημείο αυτό αξίζει να αναφερθεί ότι η ενδεχόμενη επιδείνωση των χαρακτηριστικών συμπύκνωσης της ιλύος μπορεί πολύ γρήγορα, ίσως και σε μερικές ώρες και παρά οποιοσδήποτε περιορισμένης αποτελεσματικότητας ρυθμίσεις της παροχής ανακυκλοφορίας, να οδηγήσει σε αδυναμία επιστροφής της ιλύος, με συνέπεια την ανύψωση της στάθμης ιλύος μέχρι την υπερχειλίση της δεξαμενής καθίζησης και τη διαφυγή της με τη τελική εκροή.

Ο σχεδιασμός των δεξαμενών τελικής καθίζησης πρέπει να εξυπηρετεί αυτούς τους δύο στόχους. Όπως απέδειξαν επανειλημμένες προσπάθειες πειραματικής επαλήθευσης, οι θεωρητικές προβλέψεις, ενώ είναι επιτυχείς για την περίπτωση ομογενών ανόργανων αιωρημάτων, δεν περιγράφουν ικανοποιητικά την καθίζηση των βιοκροκίδων της ενεργού ιλύος, λόγω της ιδιαίτερα σημαντικής επίδρασης που ασκούν τόσο στη διαύγαση όσο και στη συμπύκνωση η μορφολογία και τα φυσικοχημικά χαρακτηριστικά τους. Δεν είναι τυχαίο το γεγονός ότι, ενώ η μαθηματική προσομοίωση των βιοχημικών διεργασιών του βιολογικού αντιδραστήρα έχει αναπτυχθεί και έχει οδηγήσει σε ιδιαίτερα αξιόπιστα ως προς την αναμενόμενη απόδοση μοντέλα, η μαθηματική προσομοίωση των δεξαμενών τελικής καθίζησης βρίσκεται σε προκαταρκτικό ακόμη στάδιο και οι διαδικασίες σχεδιασμού τους είναι ακόμη καθαρά εμπειρικές. Ενδεικτικό της σημασίας αλλά και της περιορισμένης κατανόησης των διαδικασιών καθίζησης της ιλύος αποτελεί η συχνή αναθεώρηση των κριτηρίων σχεδιασμού των δεξαμενών τελικής καθίζησης και μάλιστα προς συντηρητικότερες κατευθύνσεις.

5.7 ΔΕΙΚΤΕΣ ΚΑΘΙΖΗΣΙΜΟΤΗΤΑΣ ΙΛΥΟΣ

Όταν τα συσσωματώματα του ανάμεικτου υγρού βρίσκονται σε σχετικά υψηλές συγκεντρώσεις(περίπου $>1000 \text{ mg/l}$) δεν καθίζουν ανεξάρτητα το ένα από το άλλο, αλλά λόγω των μεταξύ τους αλληλεπιδρουσών δυνάμεων καθίζουν σαν ένα στρώμα με ομοιόμορφη ταχύτητα. Ο τύπος αυτός καθίζησης είναι γνωστός ως «ζωνική καθίζηση» και είναι χαρακτηριστικός του τρόπου καθίζησης στις δεξαμενές τελικής καθίζησης. Δύο συνήθως χρησιμοποιούμενες παράμετροι που χαρακτηρίζουν την καθιζησιμότητα των ιλύων είναι : ο δείκτης όγκου λάσπης(sludge volume index, SVI) και η ταχύτητα ζωνικής καθίζησης(zone settling velocity).

Μικρές ταχύτητες ζωνικής καθίζησης και μεγάλες τιμές SVI χαρακτηρίζουν ανάμεικτα υγρά με δυσμενή χαρακτηριστικά καθίζησης και συνεπώς μεγάλες απαιτούμενες επιφάνειες δεξαμενών τελικής καθίζησης. Επομένως, το επιτρεπόμενο φορτίο στερεών θα πρέπει να επιλέγεται σε συνάρτηση με τα αναμενόμενα χαρακτηριστικά καθίζησης της ιλύος. Ωστόσο, η πρόβλεψη των χαρακτηριστικών καθίζησης της ιλύος ενός συστήματος ενεργού ιλύος αποτελεί ένα από τα δυσκολότερα προβλήματα, η δε αντιμετώπιση της κακής καθιζησιμότητας της ιλύος ένα από τα μεγαλύτερα λειτουργικά προβλήματα. Γι' αυτό απαιτείται αφενός πολύ προσεκτική επιλογή των, κατ' ανάγκη, εμπειρικών σε μεγάλο βαθμό κριτηρίων σχεδιασμού των δεξαμενών τελικής καθίζησης και αφετέρου υιοθέτηση γενικών συντηρητικών τιμών.

5.8 ΣΧΕΔΙΑΣΜΟΣ ΔΕΞΑΜΕΝΗΣ ΤΕΛΙΚΗΣ ΚΑΘΙΖΗΣΗΣ

Τα δύο συνηθέστερα εφαρμοζόμενα εμπειρικά κριτήρια είναι το υδραυλικό φορτίο και το φορτίο στερεών. Το υδραυλικό φορτίο, εκφρασμένο σε m^3 λυμάτων ανά m^2 επιφάνειας δεξαμενής και ημέρα, επηρεάζει κατά κύριο λόγο τη διαδικασία της διαύγασης, καθώς σχετίζεται με τη ταχύτητα καθίζησης των βιοκροκιδών. Το φορτίο των στερεών, εκφρασμένο σε kg ανάμεικτου υγρού ανά m^2 επιφάνειας δεξαμενής και ημέρα, επηρεάζει κατά κύριο λόγο τη διαδικασία συμπίκνωσης.

Το κριτήριο του υδραυλικού φορτίου είναι κρίσιμο για περιπτώσεις μικρών συγκεντρώσεων ανάμεικτου υγρού και για το λόγο αυτό είχε ευρεία εφαρμογή παλαιότερα.

Τα τελευταία χρόνια επικρατεί η τάση διατήρησης σχετικά υψηλών τιμών ανάμεικτου υγρού (2.500-5.000 mg/l). Ως συνέπεια αυτού προκύπτει ότι ο σχεδιασμός των δεξαμενών τελικής καθίζησης με βάση το υδραυλικό φορτίο είναι πιθανό να οδηγήσει σε υψηλή φόρτιση στερεών, με αποτέλεσμα τη μη ικανοποιητική λειτουργία των δεξαμενών.

Έτσι, για τον προσδιορισμό της απαιτούμενης επιφάνειας των δεξαμενών τελικής καθίζησης είναι σκόπιμο να χρησιμοποιούνται και τα δύο κριτήρια, δηλαδή:

$$G_{\text{επ.υδρ.}} \geq \frac{Q}{A} \quad (5.1)$$

$$G_{\text{επ.στ.}} \geq \frac{(1+r)QS}{A} \quad (5.2)$$

όπου: $G_{\text{επ.υδρ.}}$ = το μέγιστο επιτρεπόμενο υδραυλικό φορτίο ($\text{m}^3/\text{m}^2\text{d}$)

$G_{\text{επ.στ.}}$ = το μέγιστο επιτρεπόμενο φορτίο στερεών ($\text{kg}/\text{m}^2\text{d}$)

r = ο συντελεστής επανακυκλοφορίας

A = η επιφάνεια των δεξαμενών τελικής καθίζησης (m^2)

S = η συγκέντρωση ανάμεικτου υγρού (gr/l)

Q = η παροχή λυμάτων (m^3/d)

και να επιλέγεται η μεγαλύτερη από τις δύο προκύπτουσες επιφάνειες.

Γίνεται φανερό από τα προηγούμενα ότι το επιτρεπόμενο φορτίο εξαρτάται από τα χαρακτηριστικά καθίζησης του ανάμεικτου υγρού. Στις περιπτώσεις που η διερεύνηση αυτών των χαρακτηριστικών είναι αδύνατη ή οικονομικά ασύμφορη, ο σχεδιασμός των δεξαμενών τελικής καθίζησης μπορεί να βασιστεί σε τιμές των επιτρεπόμενων φορτίων από τη βιβλιογραφία και την εμπειρία, σκόπιμο δε ίσως είναι να ακολουθείται μια συντηρητική προσέγγιση με επιλογή σχετικά μικρών φορτίσεων. Επαρκώς συντηρητικές τιμές είναι $G_{\text{επ.υδρ.}} \leq 12-16 \text{ m}^3/\text{m}^2$ και $G_{\text{επ.στ.}} \leq 100-120 \text{ kg}/\text{m}^2\text{d}$. Το πλευρικό βάθος υγρού των δεξαμενών καθίζησης σκόπιμο είναι να κυμαίνεται μεταξύ 3-3,5 m.

5.9 ΕΚΤΙΜΗΣΕΙΣ ΣΧΕΔΙΑΣΜΟΥ ΣΥΣΤΗΜΑΤΟΣ ΕΝΕΡΓΟΥ ΙΛΥΟΣ

Κατά το σχεδιασμό ενός συστήματος ενεργού ιλύος, είναι σημαντικό να εξεταστούν τα ακόλουθα στοιχεία:

- Επιλογή του τύπου αντιδραστήρα
- Βιολογικές κινητικές σχέσεις
- Χρόνος διατήρησης στερεών και η σχέση τροφής προς μικροοργανισμούς
- Παραγωγή λάσπης
- Απαιτήσεις σε οξυγόνο
- Απαιτούμενα θρεπτικά συστατικά
- Χαρακτηριστικά καθιζάνουσας λάσπης
- Διάθεση της λάσπης

5.9.1 Επιλογή τύπου αντιδραστήρα

Οι διαφορετικές επιλογές σχεδίου που χρησιμοποιούνται στη διαδικασία ενεργού ιλύος περιλαμβάνουν τους αντιδραστήρες μιας δόσεως (batch), καθολικής αναμίξεως με ανακύκλωση και ροής βύσματος με ανακύκλωση. Είναι σημαντικό να ληφθούν υπόψη τα ακόλουθα στοιχεία κατά την επιλογή του τύπου αντιδραστήρα που ταιριάζει καλύτερα στην περίπτωση:

- § Κινητικές αντιδράσεις
- § Απαιτήσεις μεταφοράς οξυγόνου
- § Χαρακτηριστικά του αποβλήτου που επεξεργάζεται
- § Περιβαλλοντικές συνθήκες της περιοχής
- § Παρουσία ουσιών που θα μπορούσαν να αναστείλουν τον καθαρισμό του αποβλήτου ή να είναι τοξικές
- § Δαπάνες
- § Δυνατότητα επέκτασης για την ικανοποίηση μελλοντικών αναγκών

5.9.2 Κινητικές σχέσεις

Οι κινητικές σχέσεις χρησιμοποιούνται για να προσδιορίζουν το βαθμό αύξησης της βιομάζας. Οι σχέσεις χρησιμοποιούνται επίσης για να προσδιορίσουν το σύνολο υποστρώματος που είναι προς χρησιμοποίηση και το ποσοστό στο οποίο θα χρησιμοποιηθεί. Είναι σημαντικό να στηριζόμαστε σ' αυτές τις σχέσεις ώστε να είμαστε σίγουροι ότι οι μικροοργανισμοί επιζούν. Μόλις οι μικροοργανισμοί δεν αναπτύσσονται η αποδοτικότητα της εγκατάστασης αρχίζει να μειώνεται. Συχνές φορές όταν οι εγκαταστάσεις επεξεργασίας λειτουργούν με χαμηλά ποσά μικροοργανισμών τα απόβλητα θα περιέχουν μικρά ποσά οργανικών υπολειμμάτων, τα οποία είναι εξαιρετικά δύσκολο να αφαιρεθούν με χρήση ιζηματογένεσης.

5.9.3 Χρόνος συγκράτησης στερεών και η σχέση τροφής προς μικροοργανισμούς

Οι πιο κοινές παράμετροι που χρησιμοποιούνται για να σχεδιασθεί ένα σύστημα ενεργού ιλύος είναι ο χρόνος συγκράτησης στερεών (SRT) και η σχέση τροφής προς μικροοργανισμούς (F/M). Το SRT χρησιμοποιείται ως βασική λειτουργούσα παράμετρος, ενώ ο λόγος F/M μας βοηθά να συγκρίνουμε λειτουργούντες όρους.

5.9.4 Παραγωγή λάσπης

Είναι απαραίτητο κατά το σχεδιασμό ενός συστήματος ενεργού ιλύος να περιλάβουμε πόση λάσπη θα παραχθεί και πως θα διατεθεί. Αν η παράμετρος αυτή προσεχθεί η αποδοτικότητα του συστήματος θα μπορούσε να είναι στα όρια που ζητάμε. Αν δε μπορεί η λάσπη να επεξεργαστεί και συσσωρευτεί στο σύστημα θα υποβιβαστεί η ποιότητα των αποβλήτων που αποβάλλει το σύστημα και ενδεχομένως να παραβιαστούν κάποια όρια.

5.9.5 Απαιτήσεις μεταφοράς οξυγόνου

Το απαιτούμενο οξυγόνο είναι απαραίτητο στοιχείο για τον υπολογισμό της ισχύος της μονάδας αερισμού, που αποτελεί τον κυριότερο παράγοντα των δαπανών λειτουργίας. Η παροχή του οξυγόνου πρέπει να είναι αρκετή για την οξειδωση των οργανικών ουσιών που θα δώσει την απαιτούμενη ενέργεια για σύνθεση νέων κυττάρων, την ενδογενή αναπνοή των μικροοργανισμών, τη νιτροποίηση και τη διατήρηση της δραστηκής λάσπης σε αιώρηση.

5.9.6 Απαιτούμενα θρεπτικά

Δεδομένου ότι το σύστημα ενεργού ιλύος είναι ένα βιολογικό σύστημα, είναι αναγκαίο να υπάρχουν ποσότητες βασικών θρεπτικών συστατικών για τα βακτήρια. Οι απαιτήσεις σε θρεπτικά συστατικά μπορούν να προσδιοριστούν απ' το καθημερινό ποσοστό παραγωγής βιομάζας. Πρέπει να σημειωθεί ότι θα μπορεί να υπάρχουν περιορισμοί στις θρεπτικές απαιτήσεις αλλά και κάποιες φορές ίσως χρειαστεί να προσθέσουμε θρεπτικές ουσίες ώστε να εξασφαλίσουμε την παρουσία των μικροοργανισμών.

5.9.7 Χαρακτηριστικά καθίζησης

Τα χαρακτηριστικά καθίζησης είναι σημαντικά κατά το σχεδιασμό της δευτεροβάθμιας καθίζησης καθώς εκεί γίνεται ο χωρισμός υγρών-στερεών. Πρέπει να υπάρχουν επαρκείς πληροφορίες για την πυκνότητα στερεών που υπάρχουν στη δραστηκή λάσπη. Τα βασικά χαρακτηριστικά είναι η ταχύτητα καθιζήσεως των αιωρούμενων στερεών και της επιφανειακής φορτίσεως (Q/F), ώστε να έχουμε ανεμπόδιστη καθίζηση και με καλό ποσοστό απομάκρυνσης.

5.9.8 Διάθεση της λάσπης

Κατά την επεξεργασία καθαρισμού αποβλήτων, μαζί με τη τελική απορροή που πρέπει να διατεθεί κατάλληλα, παράγονται ταυτόχρονα και ορισμένα παραπροϊόντα όπως σχαρίσματα, άμμος, τα ξαφρίσματα και η λάσπη. Το σημαντικότερο σε όγκο και δυσκολότερο σε χειρισμό και διάθεση είναι η λάσπη ειδικά σε μεγάλες μονάδες. Επομένως είναι σημαντικό να γνωρίζουμε πώς να χειριστούμε και να διαθέσουμε τη λάσπη ώστε να μην εφαρμόζουμε δαπανηρές μεθόδους και να δημιουργούνται δυσεπίλυτα προβλήματα στη τελική διάθεση.

Φαίνεται λοιπόν ότι ελέγχοντας τις συνθήκες ανάλογα με το τι ζητείται μπορεί κανείς να ελέγξει τη λειτουργία του συστήματος. Στην πράξη όμως είναι αδύνατο να ελεγχθούν όλοι οι παράμετροι στα συνεχούς ροής συστήματα, λόγω των συνεχών μεταβολών των παραμέτρων λειτουργίας, όπως επίσης και λόγω της αδράνειας της αυτόματης ανταπόκρισης από τα όργανα ελέγχου προς το σύστημα. Για να λυθούν τα προβλήματα αυτά έχουν ερευνηθεί πολλές προτάσεις τόσο πιλοτικά όσο και σε μεγάλη κλίμακα. Ιδιαίτερης σημασίας είναι το σύστημα διαλειπτόμενης λειτουργίας, το οποίο σαφώς διαφέρει από τα συστήματα πλήρωσης εκκένωσης. Η αγγλική ορολογία είναι sequencing batch reactor (SBR).

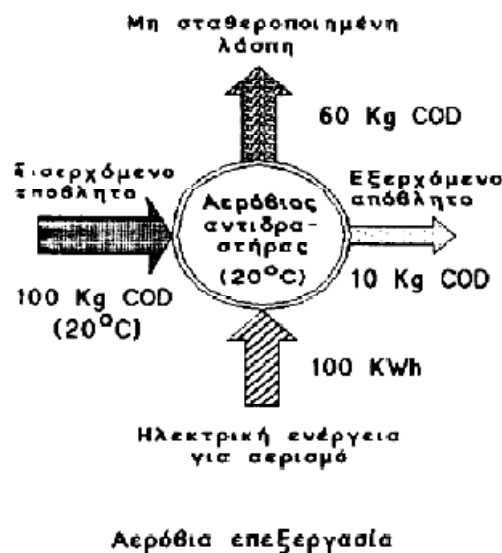
5.10 ΚΟΣΤΟΣ

Ο υπολογισμός του κόστους βασίζεται στην ανάλυση των διαφόρων συνιστωσών του όπως στην κατανάλωση ενέργειας, κατανάλωση χημικών, μισθοδοσία προσωπικού, έξοδα συντήρησης, υλικά και ποσότητες κατασκευής, μηχανολογικό εξοπλισμό, αξία γης, αποσβέσεις.

πίνακας 5.1: υπολογισμός της απαιτούμενης ενέργειας και του κόστους επεξεργασίας για ισοδύναμο πληθυσμό(I.Π.)στην αερόβια επεξεργασία λυμάτων.

	Αερόβια επεξεργασία με σταθεροποίηση της λάσπης
Απαιτήση ενέργειας KWh/Ι.Π. έτος	20-30
Ολικό κόστος €/Ι.Π. έτος	15-20

Ο ορισμός μιας μονάδας ισοδύναμου πληθυσμού είναι το αποικοδομήσιμο οργανικό φορτίο που παρουσιάζει βιοχημικές ανάγκες σε οξυγόνο πέντε ημερών (BOD₅) ίσες προς 60 g/ημέρα. Το φορτίο που εκφράζεται με Ι.Π. υπολογίζεται με βάση το μέγιστο μέσο εβδομαδιαίο φορτίο που εισέρχεται στο σταθμό επεξεργασίας στη διάρκεια του έτους, εξαιρουμένων των ασυνήθιστων καταστάσεων, όπως οι περιπτώσεις καταρρακτώδους βροχής .



σχήμα 5.3: σχηματική απεικόνιση επεξεργασίας αποβλήτου σε συνάρτηση με την απαιτούμενη ηλεκτρική ενέργεια για αερισμό

5.11 ΣΧΕΔΙΑΣΗ ΜΟΝΑΔΑΣ ΕΝΕΡΓΟΥ ΙΛΥΟΣ

Ο σχεδιασμός μιας μονάδας ενεργού ιλύος μεγάλης κλίμακας μπορεί να γίνει με βάση παραμέτρους που καθορίζονται σε εργαστηριακή κλίμακα. Ο σκοπός της εργαστηριακής

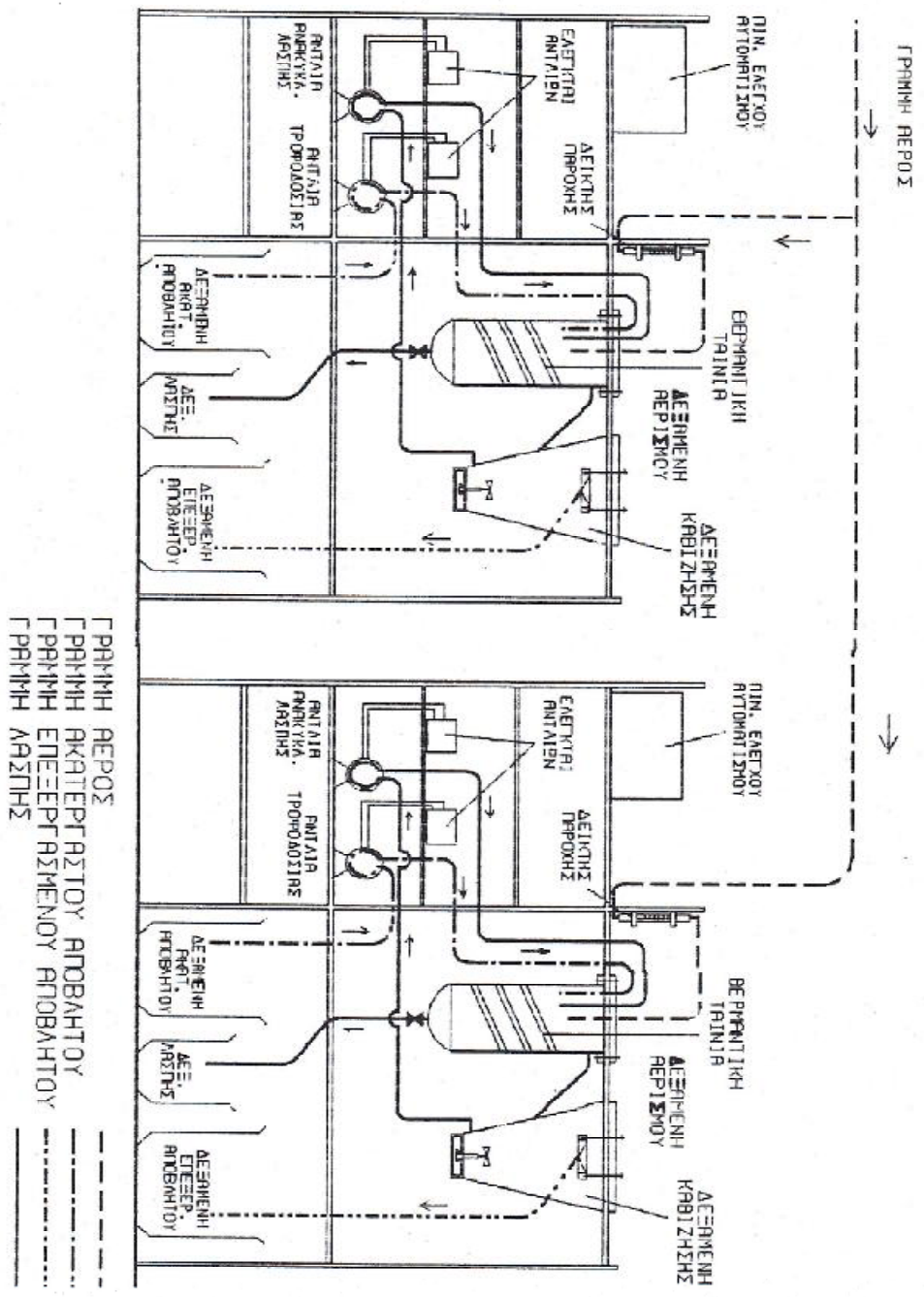
έρευνας είναι ο προσδιορισμός των βασικών παραμέτρων για τον τελικό σχεδιασμό της μονάδας ενεργού ιλύος. Από την έρευνα αυτή αντλούνται τουλάχιστον οι εξής πληροφορίες:

- Στοιχεία για το βαθμό επεξεργασίας των αποβλήτων (κυρίως COD, BOD₅) που είναι δυνατό να επιτευχθεί σε συνάρτηση με τις παραμέτρους λειτουργίας του βιολογικού συστήματος (κυρίως οργανικό φορτίο, χρόνο παραμονής και τρόπο λειτουργίας).
- Στοιχεία για τις βασικές κινητικές παραμέτρους για την επεξεργασία των αποβλήτων με τη μέθοδο της ενεργού ιλύος, όπως:
 K = συντελεστής ταχύτητας αντίδρασης
 α = συντελεστής σύνθεσης βιομάζας
 b = συντελεστής ενδογενούς αναπνοής
- Χαρακτηριστικά του βιολογικού κροκιδώματος (SVI, προσδιορισμός των κυρίων μικροοργανισμών στη βιομάζα κ.λ.π.).

5.11.1 Περιγραφή του πειραματικού συστήματος

Το πειραματικό σύστημα που μπορεί να χρησιμοποιηθεί φαίνεται στο σχήμα 1. Αποτελείται από δύο μονάδες ενεργού ιλύος. Οι μονάδες ενεργού ιλύος περιλαμβάνουν:

- Δεξαμενή αερισμού, όγκου περίπου 6 λίτρα
- Δεξαμενή καθίζησης με ρυθμιζόμενη υπερχειλίση
- Σύστημα περισταλτικών αντλιών τροφοδότησης των αποβλήτων και ανακυκλοφορίας λάσπης. Παροχή από 0,05 έως 4 λίτρα ανά ώρα. Ρυθμιζόμενη σχέση ανακυκλοφορίας λάσπης 1:1, 1:2, 1:3 κ.λ.π.
- Δοχείο συγκέντρωσης κατεργασμένων αποβλήτων
- Σύστημα αερισμού με διάχυση και μετρητή παροχής αέρα
- Πίνακα ελέγχου



Σχήμα 5.4: Σχεδιάγραμμα αντιδραστήρων ενεργού ιλύος συνεχούς τροφοδοσίας

5.11.2 Δειγματοληψία

Τα δείγματα που χρησιμοποιούνται είναι αντιπροσωπευτικά δείγματα των αποβλήτων. Τα δείγματα αποθηκεύονται σε θερμοκρασία 4°C για τη διατήρηση κατά των χαρακτηριστικών των κατά το δυνατόν σταθερών. Γίνεται διόρθωση στη συγκέντρωση των στοιχείων P, N σε ποσοστά BOD₅ : N :P=100 : 5 : 1.

5.11.3 Αξιολόγηση των αποτελεσμάτων των μονάδων ενεργού ιλύος

Για την αξιολόγηση του συστήματος της ενεργού ιλύος μπορεί να χρησιμοποιηθεί το κινητικό μοντέλο του Eckenfelder. Σύμφωνα με το μοντέλο αυτό η απομάκρυνση του οργανικού φορτίου εξαρτάται από το χρόνο παραμονής, από τη συγκέντρωση της βιομάζας, από τη θερμοκρασία και από τη φύση των αποβλήτων, όπως φαίνεται στις παρακάτω εξισώσεις:

$$\frac{S_o - S_e}{X_v t} = K S_e \text{ για } BOD_5 \quad (5.3)$$

$$\frac{S_o - S_e}{X_v t} = K (S_e - Z) \text{ για } COD \quad (5.4)$$

S_o : Ολικό BOD₅ ή COD (mg/l) αποβλήτου τροφοδοσίας

S_e : Εξερχόμενο διαλυμένο BOD₅ ή COD (mg/l)

X_v : Μέση συγκέντρωση της βιομάζας (MLVSS) στη δεξαμενή αερισμού (mg/l).

Z : Μη βιοαποικοδομήσιμο COD (mg/l)

t : Χρόνος παραμονής στη δεξαμενή αερισμού (ημέρες).

Η ταχύτητα δέσμευσης ολικού οξυγόνου προσδιορίζεται από την ακόλουθη σχέση:

$$\frac{\Delta O_2}{X_v} = \alpha' \frac{S_0 - S_e}{X_v t} + b' \quad (5.5)$$

ΔO_2 : Δέσμευση οξυγόνου (mg/l)/d

α' : Ταχύτητα δεσμεύσεως οξυγόνου συνθέσεως (mg/l O_2 ανά mg/l υποστρώματος που απομακρύνεται/ημέρα/mg/l/ MLVSS)

b' : Απαίτηση οξυγόνου για ενδογενή αναπνοή (DAY^{-1})

Οι υπολογισμοί α' και b' γίνονται ως εξής:

- i. Υπολογίζεται η ταχύτητα δεσμεύσεως οξυγόνου $mg/l/day = \Delta O_2$
- ii. Γίνεται η γραφική παράσταση του $\frac{\Delta O_2}{X_v}$ VS $\frac{S_0 - S_e}{X_v t}$

Η κλίση της γραμμής ισούται με το α' και η διατομή με τον άξονα $\frac{\Delta O_2}{X_v}$ ισούται με το b' .

5.11.4 Επεξεργασία των αποτελεσμάτων

Τα βασικά αποτελέσματα που είναι απαραίτητα για τον υπολογισμό των συντελεστών του μοντέλου Eckenfelder μπορεί να είναι όμοια με αυτά του πίνακα 5.2. Ο πίνακας περιέχει μέσες τιμές για κάθε πείραμα. Οι συντελεστές Eckenfelder βασίζονται στο διαλυμένο COD και BOD_5 των επεξεργασμένων αποβλήτων. Στοιχεία της ταχύτητας δέσμευσης οξυγόνου που απαιτούνται για τον υπολογισμό των συντελεστών δέσμευσης οξυγόνου φαίνονται στον πίνακα 5.3.

Πίνακας 5.2: Μέσες τιμές για τον υπολογισμό των συντελεστών του μοντέλου Eckenfelder

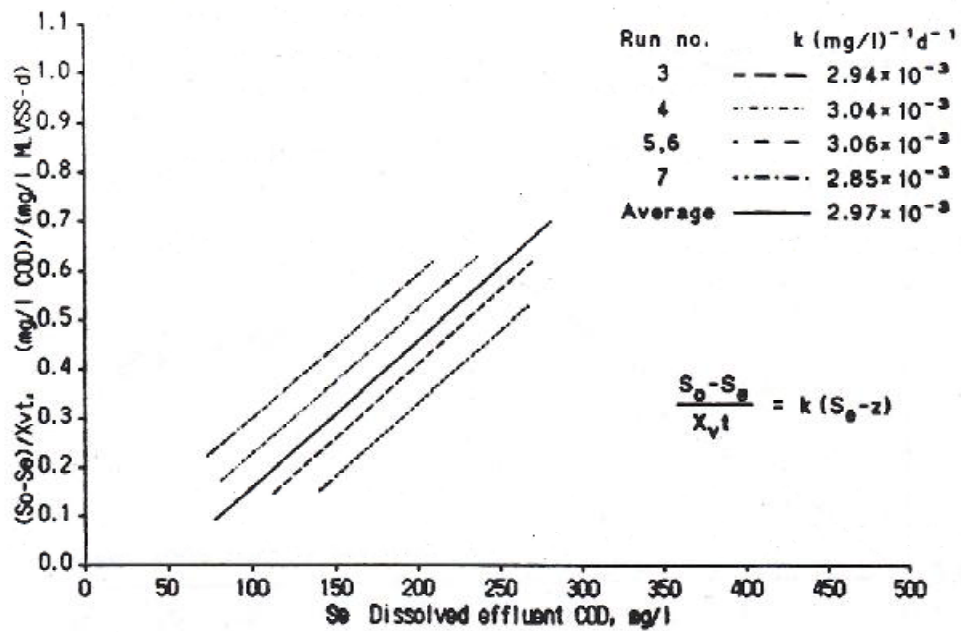
Run	Influent		Effluent		MLVSS (mg/l)	Excess Retention		$\frac{S_o - S_e}{X_t}$		$\frac{\Delta X_v}{X_v}$	F/M	
	S_o total		S_e dissolved			ΔX (g/d)	Sludge time (d)	COD	BOD	(d ⁻¹)	COD	BOD
	COD (mg/l)	BOD (mg/l)	COD (mg/l)	BOD (mg/l)								
A ₁	782	345	180	25	2324	1.48	0.590	0.439	0.233	0.113	0.57	0.25
B ₁	782	345	239	56	2378	1.63	0.20	1.028	0.591	0.121	1.64	0.72
A ₂	720	343	145	36	2668	0.40	0.39	0.552	0.295	0.026	0.69	0.33
B ₂	720	343	158	40	2791	2.00	0.26	0.774	0.417	0.127	0.99	0.47
A ₃	712	306	165	35	2332	0.43	0.785	0.299	0.150	0.033	0.39	0.17
B ₃	712	306	195	54	2752	1.84	0.471	0.399	0.191	0.118	0.55	0.24
A ₄	977	420	135	29	3244	0.73	0.785	0.331	0.153	0.040	0.38	0.165
B ₄	977	420	185	42	3584	1.27	0.471	0.469	0.224	0.063	0.58	0.25
A ₅	926	406	164	22	2599	0.82	1.308	0.224	0.113	0.056	0.27	0.13
B ₅	926	406	197	24	2712	0.41	0.872	0.308	0.161	0.027	0.39	0.18
A ₆	926	338	206	23	2720	1.42	0.535	0.495	0.216	0.092	0.64	0.23
B ₆	926	338	222	18	2493	0.741	0.736	0.384	0.175	0.053	0.50	0.18
A ₇	750	362	147	15	2694	1.40	0.535	0.415	0.240	0.092	0.52	0.25
B ₇	750	362	113	11	2537	1.09	0.736	0.341	0.188	0.076	0.40	0.19

Πίνακας 5.3: Επεξεργασία στοιχείων ταχύτητας δεσμεύσεως οξυγόνου

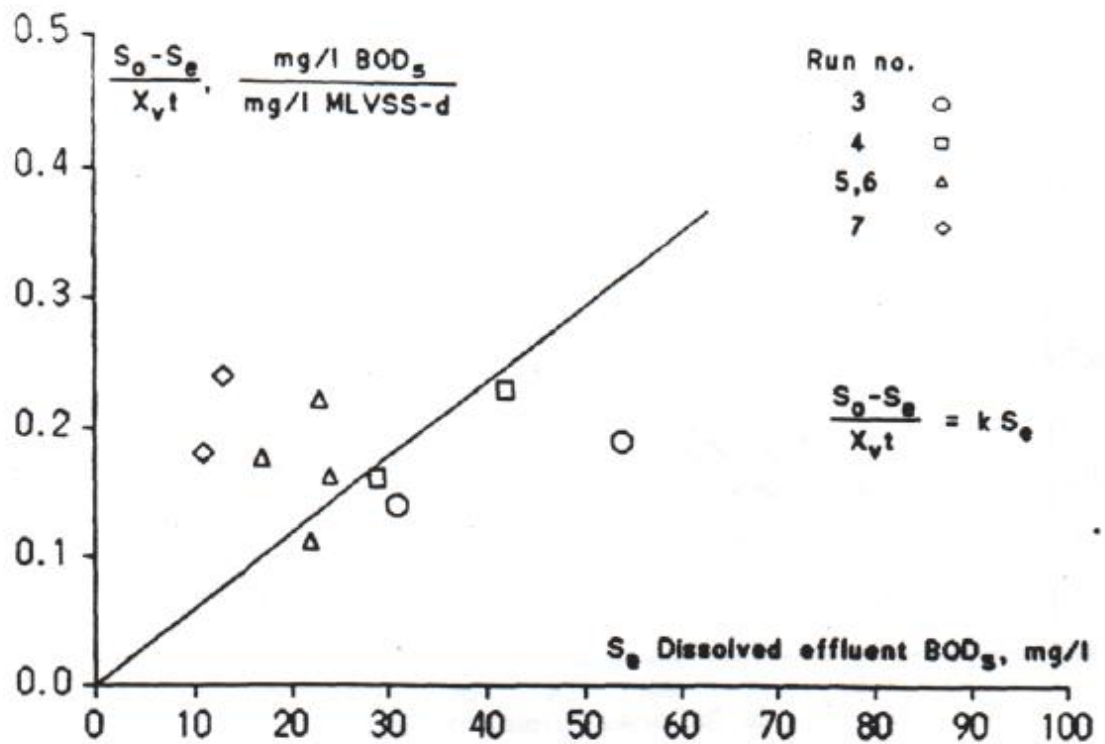
Run	Oxygen uptake rate		MLVSS=X (mg/l)	$\Delta O_2/X$ ($\frac{mg/l d}{mg/l}$)	$\frac{S_o - S_e}{X_v t}$	
	(mg/l min)	(mg/l d)			BOD ₅	COD
A ₃	0.37	533	2332	0.228	0.150	0.299
B ₃	0.44	634	2752	0.230	0.191	0.399
A ₄	0.49	706	3244	0.217	0.153	0.331
B ₄	0.62	693	3584	0.249	0.224	0.469
A ₅	0.51	736	2559	0.288	0.113	0.224
B ₅	0.41	587	2712	0.216	0.161	0.308
A ₆	0.44	634	2720	0.233	0.216	0.495
B ₆	0.44	634	2493	0.254	0.175	0.384
A ₇	0.50	720	2694	0.267	0.240	0.415
B ₇	0.41	583	2537	0.230	0.188	0.341

5.11.5 Υπολογισμός των κινητικών παραμέτρων

Ο συντελεστής ταχύτητας απομακρύνσεως του COD και BOD₅ (K) υπολογίζεται από τις εξισώσεις (5.3) και (5.4) και φέροντας τη γραφική παράσταση $\frac{S_o - S_e}{X_v t}$ VS S_e . (σχ.5.5 για το COD και σχ.5.6 για το BOD₅).



Σχήμα 5.5: Υπολογισμός συντελεστού ταχύτητας απομακρύνσεως COD



Σχήμα 5.6: Υπολογισμός συντελεστού ταχύτητας απομακρύνσεως BOD₅.

Σύμφωνα με το σχήμα 5.5 φαίνεται ότι για όλα τα διάφορα δείγματα αποβλήτων ο συντελεστής "K" είναι περίπου ο ίδιος, ενώ το μη βιοδιασπάσιμο κλάσμα του COD Z είναι διαφορετικό. Ο μέσος συντελεστής ταχύτητας μείωσης στους 25°C είναι ίσος με $2,97 \times 10^{-3} \text{ (mg/l MLVSS} \times \text{day)}^{-1}$. Ο υπολογισμός των συντελεστών K και Z γίνεται από τη γραφική παράσταση $\frac{S_0 - S_e}{X_V t} VS S_e$. Η κλίση της ευθείας που προκύπτει δίνει τη τιμή του K (για BOD₅ και COD ανάλογα). Η τομή της ευθείας με τον άξονα S δίνει τη τιμή του Z. Η καθαρή ποσότητα της βιολογικής λάσπης που παράγεται εξαρτάται από την ποσότητα της λάσπης που παράγεται από τη μετατροπή της οργανικής ύλης των αποβλήτων σε βιομάζα και από την ποσότητα λάσπης που καταστρέφεται λόγω της ενδογενούς αυτοοξειδωσης

Το πλεόνασμα της παραγωγής βιολογικής λάσπης εκφράζεται από την εξής σχέση:

$$V * \Delta X_V = aQ(S_0 - S_e) - bX_V \quad (5.6)$$

$$\frac{\Delta X_V}{X_V} = \frac{a(S_0 - S_e)}{X_V t} - b \quad (5.7)$$

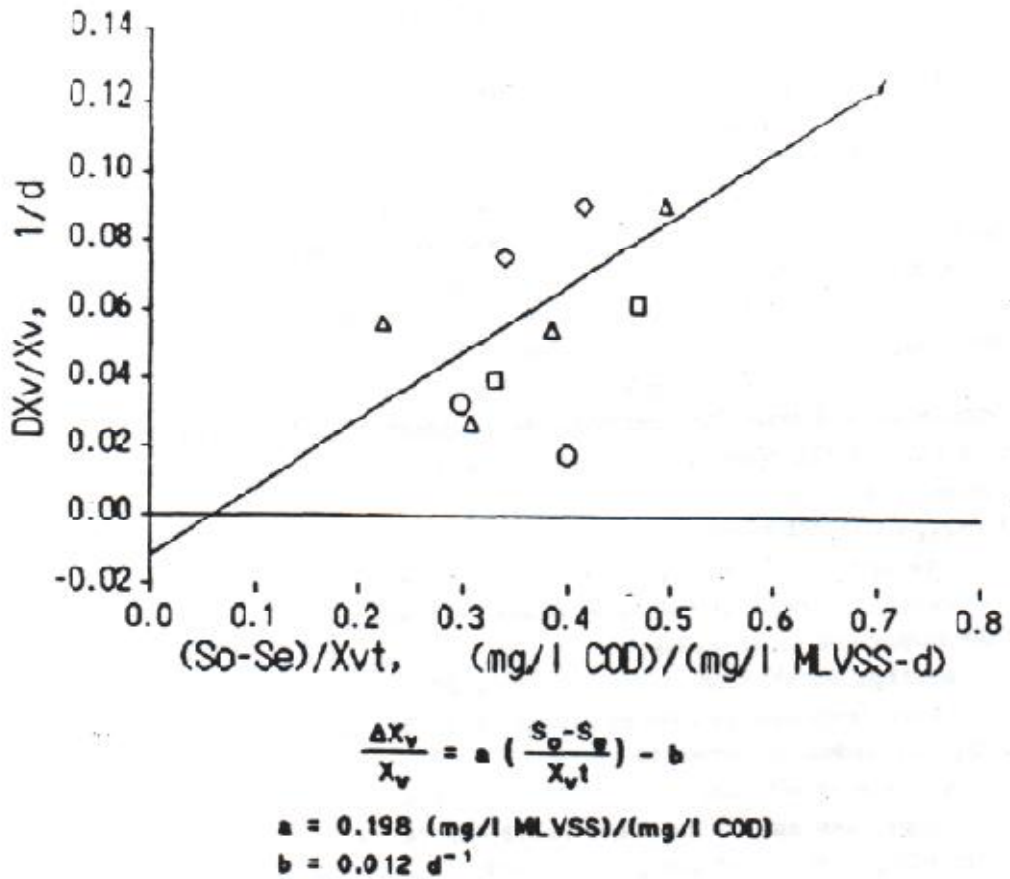
ΔX_V : Καθαρή ημερήσια περίσσεια λάσπης ($\frac{mg}{l} \text{ day}$)

Q: Παροχή τροφοδοσίας (l/day, m³/day)

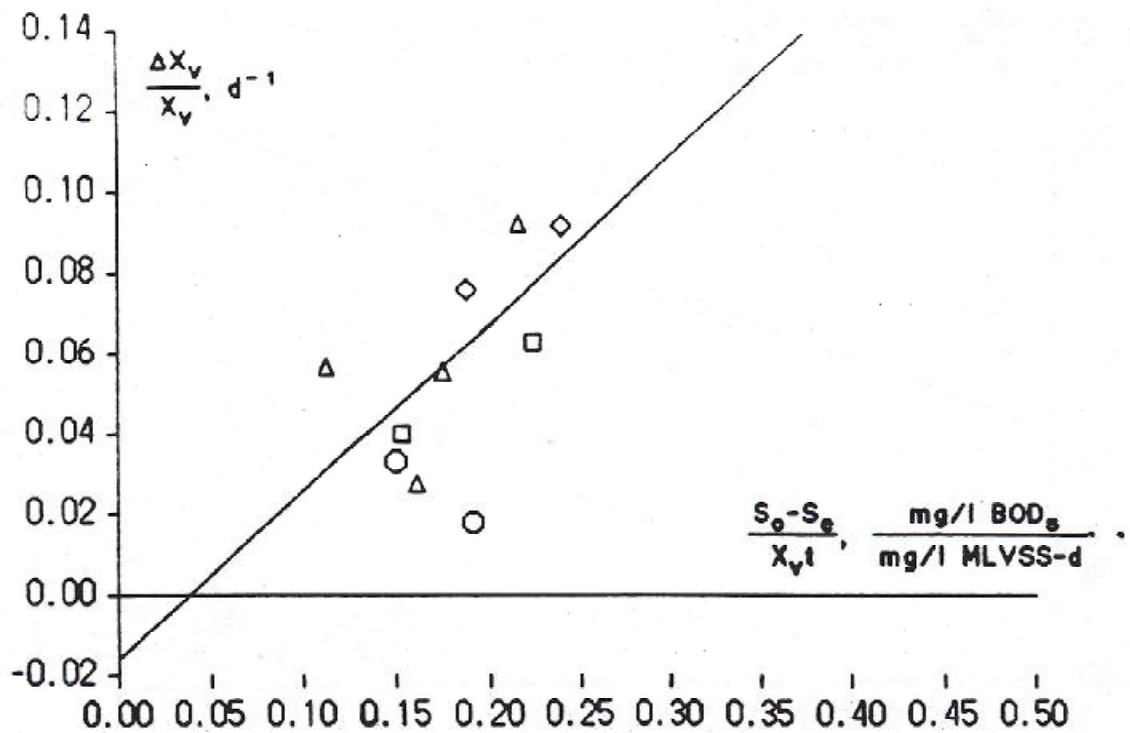
V: Όγκος δεξαμενής αερισμού (l, m³)

Ο υπολογισμός των συντελεστών a, b, γίνεται από τη γραφική παράσταση $\frac{\Delta X_V}{X_V} VS \frac{S_0 - S_e}{t X_V}$. Η κλίση της ευθείας δίνει το συντελεστή "a" και το σημείο τομής της ευθείας με τον άξονα $\frac{\Delta X_V}{X_V}$ δίνει το συντελεστή "b". Η ολική απαίτηση σε οξυγόνο σε ένα σύστημα ενεργού ιλύος εξαρτάται από την ποσότητα οξυγόνου που καταναλώνεται για την ενέργεια συνθέσεως (απομάκρυνση του οργανικού ρυπαντικού φορτίου) και από την ποσότητα οξυγόνου που καταναλώνεται από τη βιομάζα για την ενδογενή αναπνοή. Το μέσο μη διασπάσιμο κλάσμα του COD βρέθηκε ίσο με 50 mg/l. Τα αποτελέσματα BOD₅ (γραφική παράσταση σχ.5.6) είναι πολύ διασκορπισμένα. Η κλίση της καμπύλης βρέθηκε $5,62 \times 10^{-3} \text{ (mg/l} \times \text{day)}^{-1}$ με ανάλυση χρησιμοποιώντας τη μέθοδο των ελαχίστων τετραγώνων.

Οι συντελεστές "a" και "b" για COD και BOD₅ υπολογίστηκαν από τη γραφική παράσταση $\frac{\Delta X_v}{X_v} VS \frac{S_o - S_e}{t X_v}$, (σχ.5.7 για COD και σχ.5.8 για BOD₅) σύμφωνα με την εξίσωση (5.7).



Σχήμα 5.7: Υπολογισμός των συντελεστών αναπτύξεως περίσσειας λάσπης και ενδογενούς αναπνοής βασισμένοι στο COD.



$$\frac{\Delta X_v}{X_v} = a \left(\frac{S_0 - S_e}{X_v t} \right) - b$$

$$a = 0.419 \text{ (mg/l MLVSS)/(mg/l BOD}_5\text{)}$$

$$b = 0.016 \text{ d}^{-1}$$

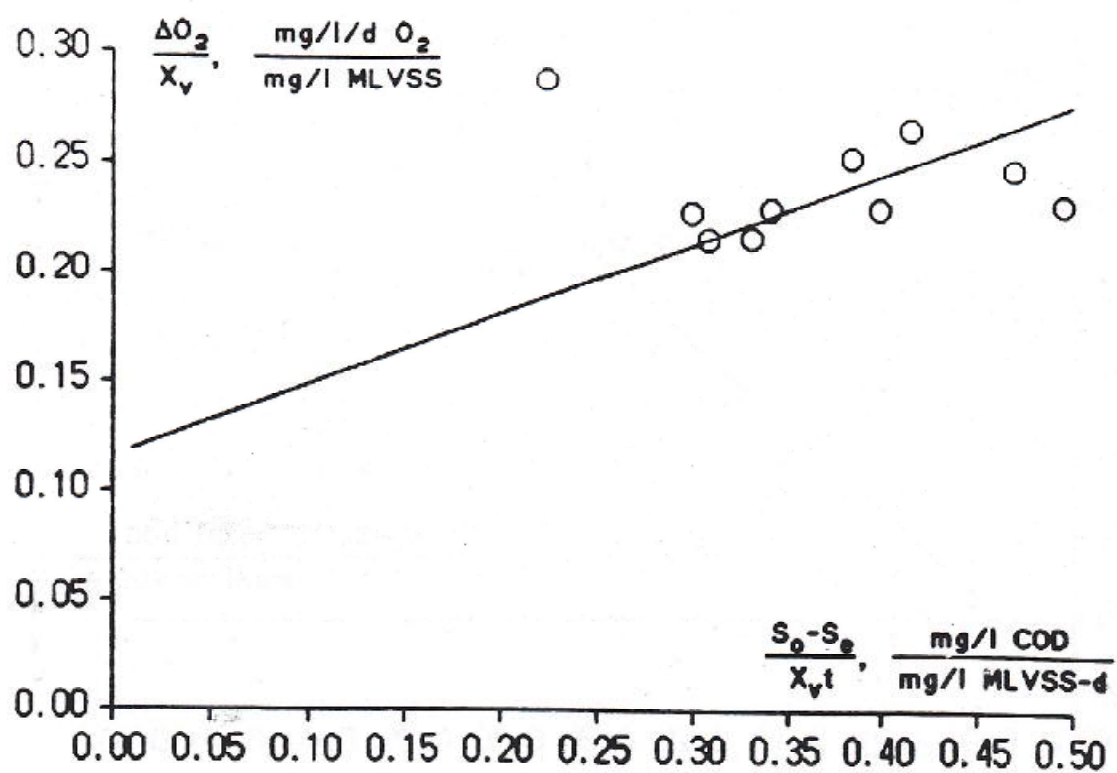
Σχήμα 5.8: Υπολογισμός των συντελεστών αναπτύξεως περίσσειας λάσπης και ενδογενούς αναπνοής βασισμένοι στο BOD₅.

Οι συντελεστές ταχύτητας παραγωγής περίσσειας λάσπης βρέθηκαν να είναι:

Για COD: $a = 0,198 \text{ mg/l MLVSS/mg/l COD}$ $b = 0,012 \text{ day}^{-1}$

Για BOD₅: $a = 0,419 \text{ mg/l MLVSS/mg/l COD}$ $b = 0,016 \text{ day}^{-1}$

Από τον πίνακα 2 και την εξίσωση (5.7) βρέθηκε: για COD $a' = 0,32$, $b' = 0,116$ (σχήμα 5.9), για BOD₅: $a' = 0,64$, $b' = 0,116$ (σχήμα 5.10).

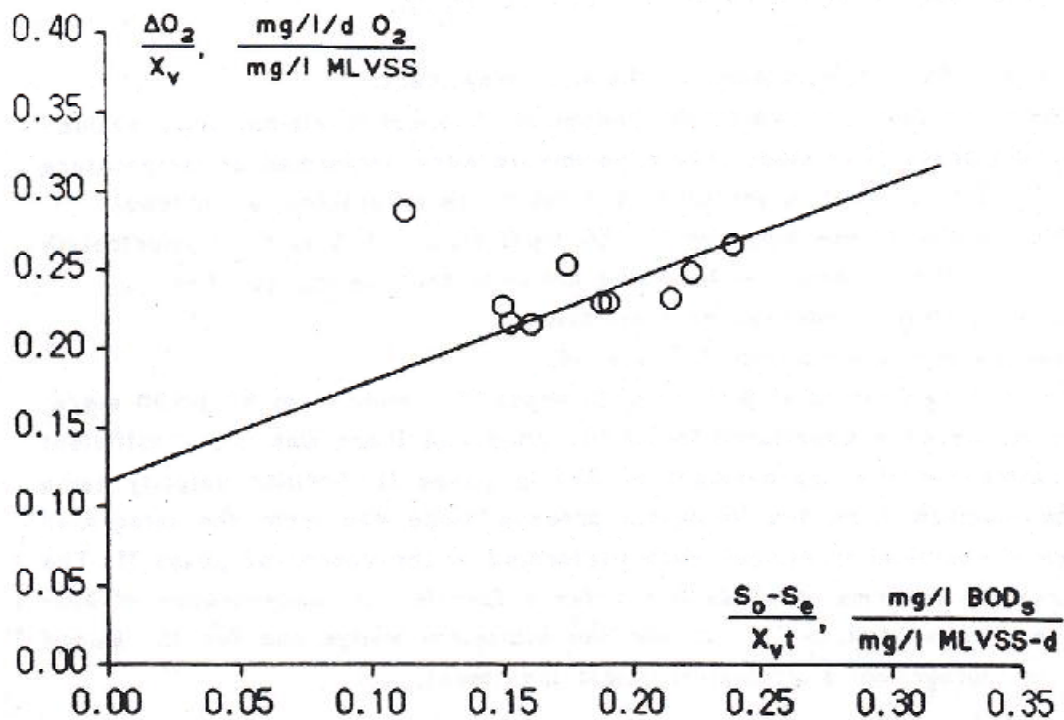


$$\frac{O_2}{X_v} = a' \left(\frac{S_0 - S_e}{X_v t} \right) + b'$$

$$a' = 0.32 \text{ (mg/l O}_2\text{)/(mg/l COD)}$$

$$b' = 0.116 \frac{\text{mg/l/d O}_2}{\text{mg/l MLVSS}}$$

Σχήμα 5.9: Υπολογισμός των συντελεστών ταχύτητας αφομοίωσης οξυγόνου βασισμένοι στο COD.



$$\frac{O_2}{X_v} = a' \left(\frac{S_0 - S_e}{X_v t} \right) + b'$$

$$a' = 0.64 \text{ (mg/l } O_2) / (\text{mg/l } BOD_5)$$

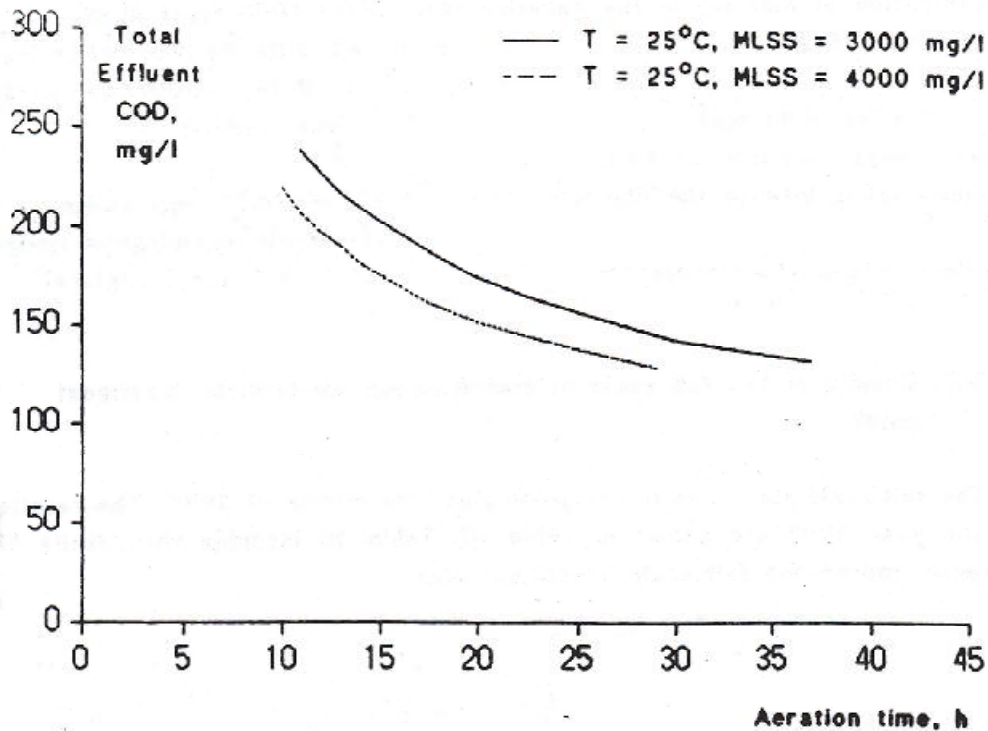
$$b' = 0.116 \frac{\text{mg/l/d } O_2}{\text{mg/l MLVSS}}$$

Σχήμα 5.10: Υπολογισμός των συντελεστών ταχύτητας οξυγόνου βασισμένοι στο BOD₅

5.11.6 Σχεδιαστικές παράμετροι της διαδικασίας στηριζόμενοι στα αποτελέσματα εργαστηριακών ερευνών

Η συγκέντρωση BOD₅ στα υγρά απόβλητα ήταν μικρότερη από τα 40 mg/l που ορίζονται από τον τοπικό κανονισμό όταν ο χρόνος παραμονής στη δεξαμενή αερισμού ήταν μεγαλύτερος από 12 ώρες. Για την απαιτούμενη μείωση του COD, πολύ μεγαλύτερος χρόνος παραμονής χρειαζόταν. Εξαιτίας αυτού, η μείωση του COD έγινε ο παράγοντας ελέγχου της

βιολογική επεξεργασία υγρών αποβλήτων της Πειραιϊκής-Πατραϊκής. Η θεωρητική συγκέντρωση του COD στα υγρά απόβλητα, σε συνάρτηση του χρόνου αερισμού, υπολογίστηκε σύμφωνα με τις κινητικές παραμέτρους που αναπτύχθηκαν ύστερα από την ανάλυση των πειραματικών αποτελεσμάτων και παρουσιάζονται στο σχήμα 5.11.



Σχήμα 5.11: Θεωρητική συγκέντρωση COD στα απόβλητα σε συνάρτηση του χρόνου αερισμού.

Η ανάλυση των αποτελεσμάτων υποδεικνύει ότι είναι δύσκολο να παραχθούν υγρά απόβλητα με COD των 150 mg/l μέσω βιολογικής επεξεργασίας μόνο κατά τη διάρκεια του καλοκαιριού και του χειμώνα. Αυτό συμβαίνει κυρίως λόγω του μεγάλου χρόνου διεργασίας που χρειάζεται για να παραχθούν αυτά τα αποτελέσματα. Λαμβάνοντας υπ' όψιν τα προβλήματα χώρου αποφασίστηκε να εφαρμοστεί βιολογική-χημική επεξεργασία και συμπεραίνεται ότι ο χρόνος παραμονής σε μια ολοκληρωμένη μονάδα πλήρους αερισμού πρέπει να είναι 22,5 ώρες, η οργανική φόρτιση 0,22-0,29 kg COD ανά kg MLSS^d και 0,11-

0,14 kg BOD₅ ανά kg MLSS^d, η συγκέντρωση της βιομάζας στη δεξαμενή αερισμού 3000-4000 mg/l MLSS και τέλος ο ρυθμός ανακυκλοφορίας 1:1.

Πίνακας 5.4: Σύγκριση αποτελεσμάτων των εργαστηριακών μονάδων με ολοκληρωμένες βιομηχανικές μονάδες για βιολογική επεξεργασία λυμάτων.

παράμετρος	Εργαστηριακό επίπεδο	Βιομηχανικό επίπεδο
Συντελεστής ρυθμού αφαίρεσης COD (mg/l) ⁻¹ d ⁻¹	3,00x10 ⁻³	19 x10 ⁻³
Συντελεστής ρυθμού αφαίρεσης BOD ₅ (mg/l) ⁻¹ d ⁻¹	5,62 x10 ⁻³	10 x10 ⁻³

6. ΛΕΙΤΟΥΡΓΙΚΑ ΠΡΟΒΛΗΜΑΤΑ ΣΤΙΣ ΕΓΚΑΤΑΣΤΑΣΕΙΣ ΕΝΕΡΓΟΥ ΙΛΥΟΣ

6.1 ΓΕΝΙΚΑ

Στο τομέα των βιολογικών καθαρισμών, η αξιόπιστη λειτουργία των εγκαταστάσεων έχει μεγάλη σημασία τόσο περιβαλλοντική(προστασία του υδάτινου αποδέκτη που δέχεται τα επεξεργασμένα λύματα των εγκαταστάσεων, παραγωγή λάσπης με βελτιωμένα ποιοτικά χαρακτηριστικά που διευκολύνει τις δυνατότητες τελικής της διάθεσης) όσο και οικονομική σημασία(εξοικονόμηση ενέργειας, περιορισμός του λειτουργικού κόστους). Γίνεται εύκολα αντιληπτό ότι η αντιμετώπιση των προβλημάτων λειτουργίας των βιολογικών καθαρισμών θα έχει μεγάλο ενδιαφέρον.

Από τα προβλήματα λειτουργίας σε βιολογικούς καθαρισμούς που λειτουργούν με το σύστημα της ενεργού ιλύος, τα σημαντικότερα προβλήματα είναι αυτά της νηματοειδούς ανάπτυξης που είναι διεθνή και καταγράφονται σε πολλές εγκαταστάσεις χωρών του ανεπτυγμένου κόσμου με ιδιαίτερες επιπτώσεις στη λειτουργία των εγκαταστάσεων και στην ποιότητα των επεξεργασμένων λυμάτων που προκύπτουν απ' αυτές.

Το τυπικό σύστημα ενεργού ιλύος αποτελεί σήμερα το πλέον διαδεδομένο και με τις μεγαλύτερες δυνατότητες σύστημα βιολογικής επεξεργασίας των λυμάτων. Στο σύστημα αυτό, η βιομάζα που βρίσκεται σε αιώρηση διασπά το ρυπαντικό φορτίο των λυμάτων σε δεξαμενές βιολογικών αντιδραστήρων και στη συνέχεια κάτω από συνθήκες ηρεμίας καθιζάνει και διαχωρίζεται σαν λάσπη από τα επεξεργασμένα λύματα. Συνήθως το παραπάνω σύστημα λειτουργεί αποδοτικά χωρίς ιδιαίτερα λειτουργικά προβλήματα. Σε αρκετές όμως περιπτώσεις, η υπερβολική ανάπτυξη των λεγομένων νηματοειδών

ετεροτροφικών βακτηριδίων(filamentous bacteria) στη βιοκοινότητα της ενεργού ιλύος μπορεί να οδηγήσει σε σοβαρές δυσλειτουργίες όπως:

- Σημαντική χειροτέρευση της ποιότητας των επεξεργασμένων λυμάτων(μεγάλη αύξηση οργανικής ύλης BOD και αιωρούμενων στερεών SS στα εκρέοντα λύματα).
- Μείωση της απόδοσης του συστήματος ως προς την απομάκρυνση των ρυπαντικών φορτίων.
- Κακή απόδοση των έργων επεξεργασίας της λάσπης, με αποτέλεσμα την προβληματική διαχείριση της παραγόμενης λάσπης και την αύξηση του λειτουργικού κόστους της εγκατάστασης.

Τα κυριότερα λειτουργικά προβλήματα που προκαλεί η υπερανάπτυξη των νηματοειδών μικροοργανισμών στις εγκαταστάσεις ενεργού ιλύος ακολουθούν παρακάτω.

6.2 ΔΙΟΓΚΩΣΗ ΤΗΣ ΛΑΣΠΗΣ(SLUDGE BULKING)

Το πρόβλημα αυτό σχετίζεται με την αδυναμία διαχωρισμού της λάσπης από τα επεξεργασμένα λύματα, λόγω βιομάζας που δεν καθιζάνει καλά και καταλαμβάνει μεγάλο όγκο στις δεξαμενές τελικής καθίζησης(ΔΤΚ). Το αποτέλεσμα συνήθως εκδηλώνεται σε ΔΤΚ που δε λειτουργούν ικανοποιητικά, με λάσπη που αδυνατεί να διακριθεί από το διαυγασμένο υγρό με κάποια σαφή διαχωριστική επιφάνεια, δε συμπυκνώνεται καλά και παρουσιάζει τόσο αραιή ανακυκλοφορία προς τους βιολογικούς αντιδραστήρες όσο και προβλήματα ελλειμματικής πάχυνσης και αφυδάτωσης.

6.3 ΑΦΡΙΣΜΟΣ ΤΗΣ ΛΑΣΠΗΣ

Το πρόβλημα αυτό σχετίζεται με τη δημιουργία ενός σταθερού και ιδιαίτερα συνεκτικού αφρώδους στρώματος στην επιφάνεια των δεξαμενών αερισμού, που στη συνέχεια μπορεί να μεταφερθεί στις δεξαμενές καθίζησης και να δημιουργήσει ανεπιθύμητες καταστάσεις τόσο στη λειτουργία της εγκατάστασης, όσο και στην ποιότητα των επεξεργασμένων λυμάτων, καθώς και έκλυση δυσοσμίων. Αιτία δημιουργίας του

προβλήματος είναι η διατάραξη της οικολογικής ισορροπίας του βιολογικού συστήματος, έτσι ώστε ένας από τους νηματοειδείς μικροοργανισμούς με υδροφοβικές ιδιότητες, τύπου *Nocardia* sp, *Rhodococcus* sp ή *Microthrix parvicella* γίνεται κυρίαρχος στη βιοκοινότητα της λάσπης. Το δημιουργούμενο στρώμα βιολογικού αφρού έχει πάχος που μπορεί να φθάσει μέχρι και 1m με συγκέντρωση στερεών μέχρι 50gr/lit και χρώμα που ποικίλλει από ελαφρύ καφέ στην αρχική του εμφάνιση μέχρι σταχτί ή σκούρο καφέ με την πάροδο του χρόνου, καθώς ο αφρός ωριμάζει και σταδιακά σχηματίζει μια συμπαγή κρούστα στην επιφάνεια των δεξαμενών αερισμού. Η σύσταση του αφρού περιλαμβάνει υψηλή συγκέντρωση υδροφοβικής βιομάζας(νηματοειδείς οργανισμοί), φυσαλίδες αέρα που παράγει το σύστημα αερισμού και οι οποίες προσκολλούμενες στη βιομάζα ανέρχονται στην επιφάνεια των δεξαμενών αερισμού, καθώς και διάφορες μορφές επιπλέουσας ύλης που συνήθως περιέχονται στα αστικά λύματα(όπως απορρυπαντικά, λίπη, έλαια και άλλες ουσίες).

6.4 ΠΑΡΑΓΟΝΤΕΣ ΠΟΥ ΕΠΙΔΡΟΥΝ ΣΤΗΝ ΑΝΑΠΤΥΞΗ ΝΗΜΑΤΟΕΙΔΩΝ ΜΙΚΡΟΟΡΓΑΝΙΣΜΩΝ ΣΤΗΝ ΕΝΕΡΓΟ ΙΛΥ

Η αναβάθμιση των συμβατικών εγκαταστάσεων ενεργού ιλύος σε συστήματα απομάκρυνσης θρεπτικών(αζώτου και φωσφόρου)-που έχει πραγματοποιηθεί τα τελευταία 15 χρόνια στην Ευρωπαϊκή Ένωση σαν συνέπεια της συμμόρφωσης των ευρωπαϊκών εγκαταστάσεων στις απαιτήσεις ποιότητας εκρών που θέτει η οδηγία 91/271 της Ε.Ε. για την επεξεργασία των αστικών λυμάτων-έχει οδηγήσει σε σημαντική αύξηση των προβλημάτων νηματοειδούς ανάπτυξης.

Οι κυριότεροι παράγοντες που επηρεάζουν την υπερβολική ανάπτυξη των νηματοειδών μικροοργανισμών σε συστήματα ενεργού ιλύος, με την επακόλουθη εμφάνιση προβλημάτων διόγκωσης ή αφρισμού της λάσπης είναι οι ακόλουθοι:

- Σύσταση των λυμάτων.
- Οργανική φόρτιση λάσπης(λόγος F/M) και ηλικία λάσπης(θ_c).
- Καθεστώς μίξης, λειτουργίας και τροφοδοσίας των βιοαντιδραστήρων.
- Παρουσία ανοξικών ή και αναερόβιων ζωνών σε μεγάλες ηλικίες λάσπης.
- Θερμοκρασία

6.5 ΚΑΤΑΓΡΑΦΗ ΤΩΝ ΠΡΟΒΛΗΜΑΤΩΝ ΝΗΜΑΤΟΕΙΔΟΥΣ ΑΝΑΠΤΥΞΗΣ ΣΕ ΧΩΡΕΣ ΤΗΣ Ε.Ε. ΚΑΙ ΣΤΗΝ ΕΛΛΑΔΑ

Στην Ευρωπαϊκή Ένωση από τις αρχές της δεκαετίας του '90, παράλληλα με την διαδικασία αναβάθμισης των υφιστάμενων εγκαταστάσεων σε εγκαταστάσεις απομάκρυνσης θρεπτικών άρχισε συστηματική καταγραφή των προβλημάτων νηματοειδούς ανάπτυξης σε συστήματα απομάκρυνσης θρεπτικών, καθώς και των κυρίαρχων νηματοειδών μικροοργανισμών που τα προκαλούν.

Στην Ελλάδα συστηματική καταγραφή των επικρατέστερων νηματοειδών μικροοργανισμών στις ελληνικές εγκαταστάσεις πραγματοποιήθηκε τα τελευταία χρόνια στα πλαίσια ερευνητικών προγραμμάτων που εκπονήθηκαν από το εργαστήριο υγειονομικής τεχνολογίας του ΕΜΠ. Τα βασικά συμπεράσματα των ερευνών αυτών είχαν ως εξής:

- Η υπερφόρτιση των συστημάτων ενεργού ιλύος στην Ελλάδα, με τις περισσότερες εγκαταστάσεις να δέχονται σε λειτουργία υδραυλικά και ρυπαντικά αρκετά μικρότερα φορτία από τα φορτία σχεδιασμού τους, οδηγεί σε συνθήκες που ευνοούν ιδιαίτερα την ανάπτυξη των νηματοειδών μικροοργανισμών “χαμηλής οργανικής φόρτισης F/M”, όπως ο *Microthrix parvicella*.

- Η παρουσία πρωτοβάθμιας καθίζησης σε συμβατικά συστήματα ενεργού ιλύος φαίνεται σε ορισμένες περιπτώσεις να ευνοεί την ανάπτυξη του *M.parvicella*, όπως και συστήματα ενεργού ιλύος που λειτουργούν με διακοπτόμενο αερισμό. Αντίθετα, η απουσία πρωτοβάθμιας καθίζησης σε συστήματα ενεργού ιλύος που λειτουργούν με παρατεταμένο αερισμό, αν συνδυαστεί με την παρουσία αναερόβιων φρεατίων επιλογής, βοηθά στον ικανοποιητικό έλεγχο της ανάπτυξης του *M.parvicella*.

- Σχετικά με τις εγκαταστάσεις της ΕΥΔΑΠ, η παρουσία διακοπτόμενου αερισμού στο αρχικό και τελικό διαμέρισμα των δεξαμενών αερισμού του ΚΕΛ Μεταμόρφωσης για την ενίσχυση της απονιτροποίησης ευνοεί την ανάπτυξη των νηματοειδών μικροοργανισμών «χαμηλής οργανικής φόρτισης», όπως οι νηματοειδείς *M.parvicella* και οι τύποι 0092 και 0041 και έχει σαν επακόλουθο την εμφάνιση περιοδικών φαινομένων διόγκωσης ή και αφρισμού της λάσπης. Τα φαινόμενα αυτά είναι πολύ πιθανό να μπορούν να περιοριστούν σημαντικά με κατάλληλο τηλέλεγχο και τηλεχειρισμό κρίσιμων τεχνικών παραμέτρων του συστήματος (π.χ. έλεγχος οργανικής και υδραυλικής φόρτισης στις δεξαμενές, κατάλληλη ρύθμιση της παροχής οξυγόνου στους βιοαντιδραστήρες).

- Στο ΚΕΛ Ψυτάλλειας, η παρουσία υψηλής συγκέντρωσης οργανικής υδροφοβικής ύλης (λίπη, έλαια) στην πρωτοβάθμια εκροή από τις δεξαμενές πρωτοβάθμιας

καθίζησης(ΔΠΚ), προκαλεί την εμφάνιση περιοδικών φαινομένων αφρισμού της λάσπης λόγω του *M.parvicella* το χειμώνα με αντικατάσταση του από τον νηματοειδή *Nocardia amarae* το καλοκαίρι. Τα φαινόμενα αυτά αντιμετωπίζονται με ψεκασμό της επιφάνειας του αφρού στις δεξαμενές των βιολογικών αντιδραστήρων με ποσότητα νερού και με την διατήρηση σταθερής συγκέντρωσης διαλυμένου οξυγόνου(DO) στα διαμερίσματα αερισμού της τάξης των 1,5-2 mg/l.

6.6 ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ

Από την ανασκόπηση της εμφάνισης των δύο σημαντικότερων προβλημάτων διόγκωσης και αφρισμού της λάσπης που εμφανίζονται στις ευρωπαϊκές αλλά και στις ελληνικές ΕΕΛ, προκύπτουν τα ακόλουθα χρήσιμα συμπεράσματα:

- Η αναβάθμιση των εγκαταστάσεων ενεργού ιλύος σε εγκαταστάσεις απομάκρυνσης θρεπτικών που πραγματοποιήθηκε τα τελευταία 15 χρόνια στην Ευρωπαϊκή Ένωση, λόγω της ανάγκης συμμόρφωσης με τις απαιτήσεις ποιότητας εκροών που θέτει η οδηγία 91/271 της Ε.Ε., έχει οδηγήσει σε σημαντική αύξηση των προβλημάτων νηματοειδούς ανάπτυξης.
- Η συνήθης κατάσταση που επικρατεί στον ελλαδικό χώρο με την πλειοψηφία των ΕΕΛ να είναι υπερδιαστασιολογημένες και κατά συνέπεια στην πράξη να δέχονται υδραυλικά και ρυπαντικά φορτία αρκετά μικρότερα των φορτίων σχεδιασμού τους, οδηγεί σε συνθήκες που ευνοούν την ανάπτυξη των νηματοειδών μικροοργανισμών “χαμηλής οργανικής φόρτισης F/M”.
- Ο έλεγχος των προβλημάτων νηματοειδούς διόγκωσης ή αφρισμού της λάσπης στις ΕΕΛ είναι απαραίτητο να γίνεται τόσο στη φάση σχεδιασμού των εγκαταστάσεων, όσο και στη φάση λειτουργίας τους. Στην κατεύθυνση αυτή θα ήταν εξαιρετικά χρήσιμη η συνεργασία φορέων που λειτουργούν σημαντικά έργα βιολογικών καθαρισμών στη χώρα μας όπως η ΕΥΔΑΠ, η ΕΥΑΘ και οι διάφορες ΔΕΥΑ που δραστηριοποιούνται στους μεγαλύτερους δήμους της χώρας. Η συνεργασία αυτή θα είχε ως αντικείμενο τόσο την ανταλλαγή εμπειριών σε σχέση με τα τεχνικά προβλήματα που αντιμετωπίζουν οι φορείς που λειτουργούν εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων στην Ελλάδα, όσο και η εκπόνηση ερευνητικών προγραμμάτων μαζί με άλλους φορείς που δραστηριοποιούνται στον τομέα της υγειονομικής τεχνολογίας(πανεπιστήμια και ερευνητικά ιδρύματα της χώρας και του εξωτερικού, ευρωπαϊκές εταιρείες νερού, μελετητικές εταιρείες) για την περαιτέρω ανάπτυξη επαρκούς τεχνογνωσίας ως προς την αντιμετώπιση των προβλημάτων λειτουργίας των ΕΕΛ.

7. ΑΝΤΙΔΡΑΣΤΗΡΑΣ ΔΙΑΛΕΙΠΟΝΤΟΣ ΕΡΓΟΥ ΠΕΡΙΟΔΙΚΗΣ ΛΕΙΤΟΥΡΓΙΑΣ(SBR)

7.1 ΓΕΝΙΚΑ

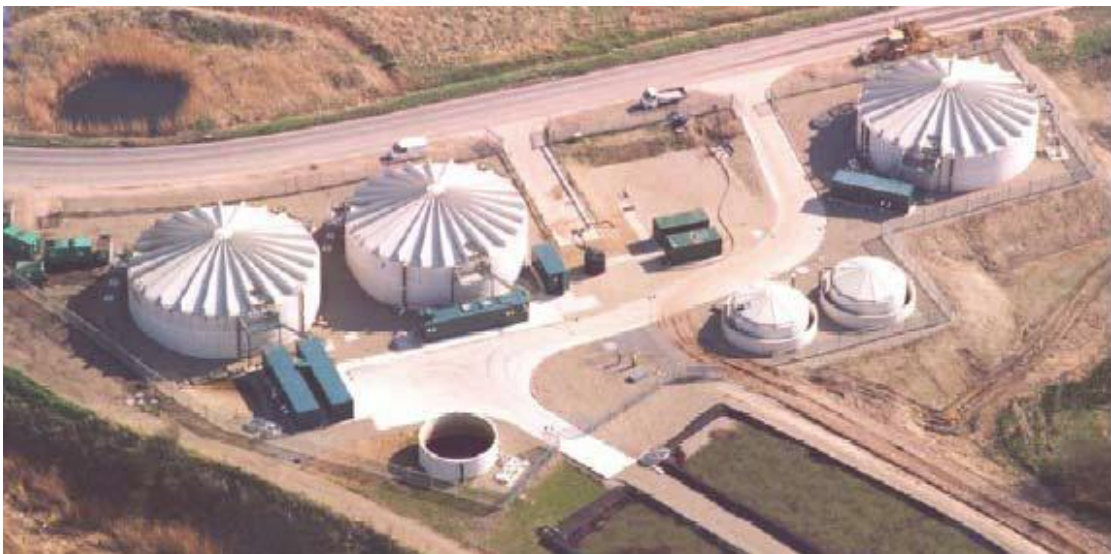
Τα τελευταία χρόνια, ιδιαίτερο ενδιαφέρον έχει αποκτήσει μία διάταξη νιτροποίησης/απονιτροποίησης τύπου διαλείποντος έργου με περιοδική λειτουργία (SBR). Οι αντιδραστήρες ενεργού ιλύος, που ανέπτυξαν οι Ardern και Lockett (1914), λειτουργούσαν σύμφωνα με τη τεχνολογία SBR. Οι ερευνητές αυτοί είχαν την ιδέα λειτουργίας ενός απλού αντιδραστήρα που θα λειτουργούσε με επαναλαμβανόμενους κύκλους αερισμού, καθίζησης και απομάκρυνσης του επεξεργαζόμενου στοιχείου. Ενδιαφέρον για τα SBR συστήματα προέκυψε προς το τέλος της δεκαετίας του '50 και στις αρχές της δεκαετίας του '60 με την ανάπτυξη νέων εξοπλισμών και τεχνολογιών. Το 1971 οι Irvine και Davis έκαναν μια συστηματική έρευνα για τη τεχνολογία του SBR όπως και ο Goronszy το 1979. Έτσι στα τέλη της δεκαετίας του '70 άρχισαν να λειτουργούν αρκετές εγκαταστάσεις. Επιπλέον προστέθηκε άλλο ένα στάδιο πριν την αντίδραση για τον έλεγχο του μικροβιακού πληθυσμού. Βελτιώσεις στις συσκευές και στους ελέγχους αερισμού, κυρίως στην Αυστραλία και στις Η.Π.Α. έχουν επιτρέψει στα SBRs να ανταγωνιστούν επιτυχώς τα συμβατικά συστήματα ενεργού ιλύος οδηγώντας σε κλιμάκωση των εφαρμογών αυτής της τεχνολογίας παγκοσμίως.

Οι αντιδραστήρες διαλείποντος έργου είναι μοναδικά προσαρμοσμένοι σε πολλές εφαρμογές επεξεργασίας αποβλήτων και έχουν χρησιμοποιηθεί με επιτυχία σε πολλές αστικές και βιομηχανικές εφαρμογές. Μια πρακτική κατανόηση, για το τι είναι οι αντιδραστήρες διαλείποντος έργου για το πώς, πότε και γιατί λειτουργούν καλύτερα, είναι επιτακτική στη σημερινή αγορά ώστε να επιλεγεί η πιο πρακτική και οικονομικά συμφέρουσα διαδικασία επεξεργασίας για μια δεδομένη εφαρμογή. Κατάλληλος σχεδιασμός της διεργασίας και επιλογή εξοπλισμού μπορεί να επιτύχει εξοικονόμηση σε κεφάλαιο και ενέργεια έως και 60% συγκρινόμενη με σχεδιασμούς συμβατικών μονάδων δραστικής λάσπης.

Το σύστημα του SBR είναι ένα σύστημα ενεργού ιλύος στο οποίο όλα τα στάδια επεξεργασίας λαμβάνουν χώρα σε ένα απλό αντιδραστήρα. Στο συμβατικό σύστημα ενεργού ιλύος τα απόβλητα τροφοδοτούνται συνεχώς και αφού διέλθουν από μια σειρά δεξαμενών αποβάλλονται στον αποδέκτη. Στο σύστημα του SBR τα απόβλητα τροφοδοτούνται επίσης συνεχώς αλλά σε διαδοχικούς κύκλους σε κάθε αντιδραστήρα όταν πρόκειται για πολλαπλό σύστημα και κατά δόσεις από μια δεξαμενή εξισορρόπησης συνεχούς τροφοδοσίας όταν πρόκειται για μονό SBR. Γενικά ένα σύστημα SBR επιτυγχάνει με το χρόνο ότι επιτυγχάνει ένα συμβατικό σύστημα με το χώρο (δηλαδή ξεχωριστές δεξαμενές).

Η τεχνολογία του SBR λειτουργεί πάνω σε μια απλή αρχή ήτοι της εισαγωγής μίας ποσότητας αποβλήτων στον αντιδραστήρα και στη συνέχεια της αποβολής ενός όγκου εξερχόμενων υγρών αποβλήτων και περίσσειας λάσπης που στην ουσία είναι ίσος με τον αρχικό όγκο των αποβλήτων που εισέρχονται στον αντιδραστήρα. Τα συστήματα αυτά στηρίζονται στην αερόβια βιολογική τεχνολογία δηλαδή στη χρησιμοποίηση των βακτηριδίων που αναπνέουν με το οξυγόνο του αέρα. Οι μικροοργανισμοί που αναπτύσσονται αποδομούν το οργανικό φορτίο (φορτίο ρύπανσης) των υγρών αποβλήτων και το μετατρέπουν σε νερό, διοξείδιο του άνθρακα και περίσσεια βιομάζας. Η ποσότητα των βακτηριδίων που συμμετέχουν σ' αυτή τη διαδικασία είναι εκατοντάδες φορές πιο μεγάλη από αναερόβιες τεχνολογίες. Με την αερόβια διαδικασία αποτρέπεται ο πολλαπλασιασμός των νοσογόνων βακτηριδίων καθώς και η δυσσομία.

Ακολουθούν δύο εικόνες συστημάτων SBR, ενός συστήματος μεγάλου όγκου και ενός υπογείου συστήματος.



Σχήμα 7.1: Σύστημα SBR μεγάλου όγκου



Σχήμα 7.2: Υπόγειο σύστημα SBR

7.2 ΛΕΙΤΟΥΡΓΙΑ ΔΙΕΡΓΑΣΙΑΣ-ΦΑΣΕΙΣ

Η διαδικασία λειτουργίας, δηλαδή γεμίσματος και αδειάσματος του αντιδραστήρα περιλαμβάνει τα βασικά στάδια του γεμίσματος, της αντίδρασης, της καθίζησης και της στράγγισης. Τα στάδια αυτά μπορεί να διακρίνονται σε επτά ξεχωριστές φάσεις λειτουργίας ήτοι:

- γέμισμα με ταυτόχρονη ανάδευση
- γέμισμα και αντίδραση
- αντίδραση
- καθίζηση
- στράγγισμα
- αδράνεια
- απομάκρυνση της λάσπης

Οι επτά παραπάνω φάσεις λειτουργίας βασίζονται στις αρχές της διαδικασίας του SBR που έχουν άμεσες σχέσεις με τις ποιοτικές απαιτήσεις των επεξεργασμένων αποβλήτων. Ο μηχανικός ή ο χειριστής της εγκατάστασης μπορεί εύκολα να αλλάξει και να προσαρμόσει τον χρόνο κάθε φάσης. Κάθε μία φάση μπορεί να λειτουργεί με διαφορετικές συνθήκες ανάλογα με τον σκοπό της λειτουργίας ή τους στόχους του βαθμού επεξεργασίας αλλά και ανάλογα με τα χαρακτηριστικά των αποβλήτων.

Ο αντιδραστήρας SBR είναι εξοπλισμένος με συστήματα ανάδευσης και αερισμού που λειτουργούν σε ανεξάρτητη βάση. Η δυνατότητα αυτή είτε μόνο της ανάδευσης χωρίς την προσαγωγή οξυγόνου στον αντιδραστήρα, είτε της ανάδευσης και της ταυτόχρονης προσαγωγής οξυγόνου δίνει στον χειριστή ένα ισχυρό εργαλείο να χειρίζεται το περιβάλλον στον αντιδραστήρα και εύκολα να αναπτύσσει αερόβιες ή αναερόβιες συνθήκες με την προσαγωγή ή όχι οξυγόνου στα κατάλληλα χρονικά διαστήματα του κύκλου επεξεργασίας και ταυτόχρονα να αναμιγνύει αποτελεσματικά την βιομάζα με τα εισερχόμενα απόβλητα στον αντιδραστήρα.

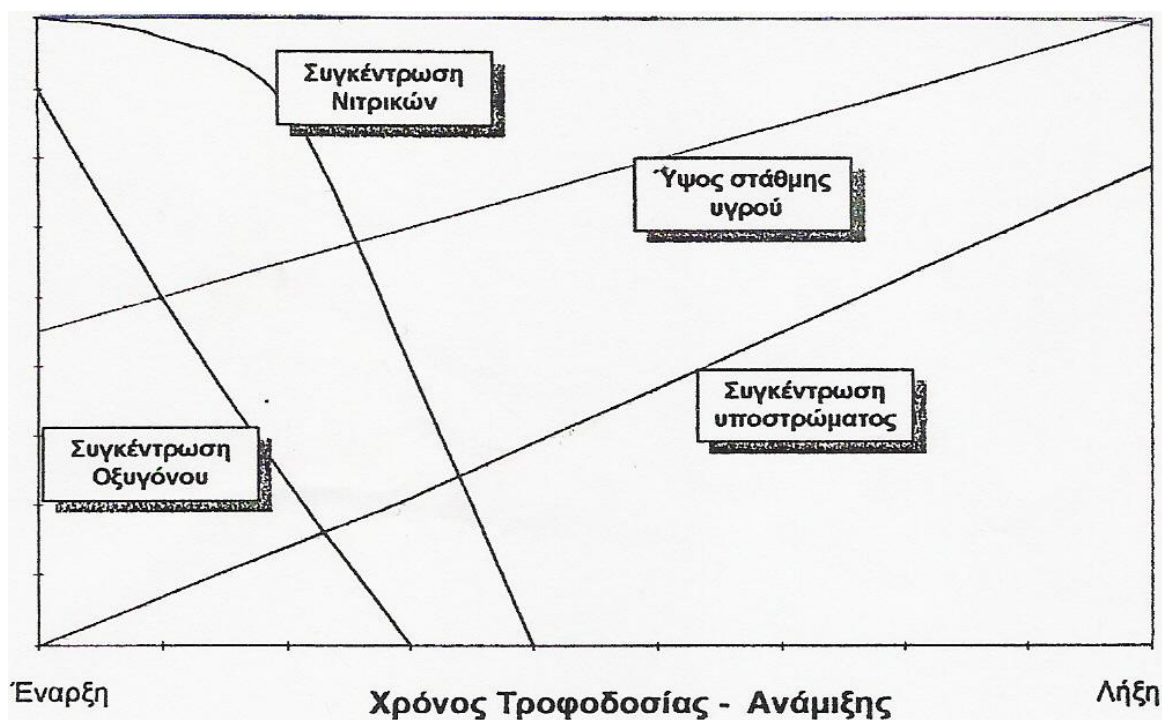
Η περιγραφή των επτά φάσεων λειτουργίας σε ένα σύστημα S.B.R. γίνεται παρακάτω.

7.2.1 Φάση γεμίματος-ανάμιξης

Η πλήρωση με απόβλητα μπορεί να είναι στατική, με ανάμιξη ή με αερισμό και εξαρτάται από το επιθυμητό αποτέλεσμα. Η στατική πλήρωση έχει σαν αποτέλεσμα την ελάχιστη κατανάλωση ενέργειας και μεγάλη συγκέντρωση υποστρώματος στο τέλος της περιόδου. Η πλήρωση με ταυτόχρονη ανάδευση συντελεί στην απονιτροποίηση, στη μείωση του οξυγόνου και στην ρύθμιση του συστήματος σε ανοξικές ή αναερόβιες συνθήκες για την βιολογική απομάκρυνση του φωσφόρου.

Η πλήρωση με αερισμό δημιουργεί αερόβιες καταστάσεις, μείωση του χρόνου του κύκλου και διατηρεί τις συγκεντρώσεις του υποστρώματος σε χαμηλά επίπεδα.

Οι μεταβολές της συγκέντρωσης του οξυγόνου, των νιτρικών, του οργανικού φορτίου και η μεταβολή της στάθμης φαίνονται στο παρακάτω διάγραμμα, για τη φάση της πλήρωσης με ανάμιξη.



Σχήμα 7.3: Μεταβολή συγκεντρώσεων κατά τη φάση της τροφοδοσίας

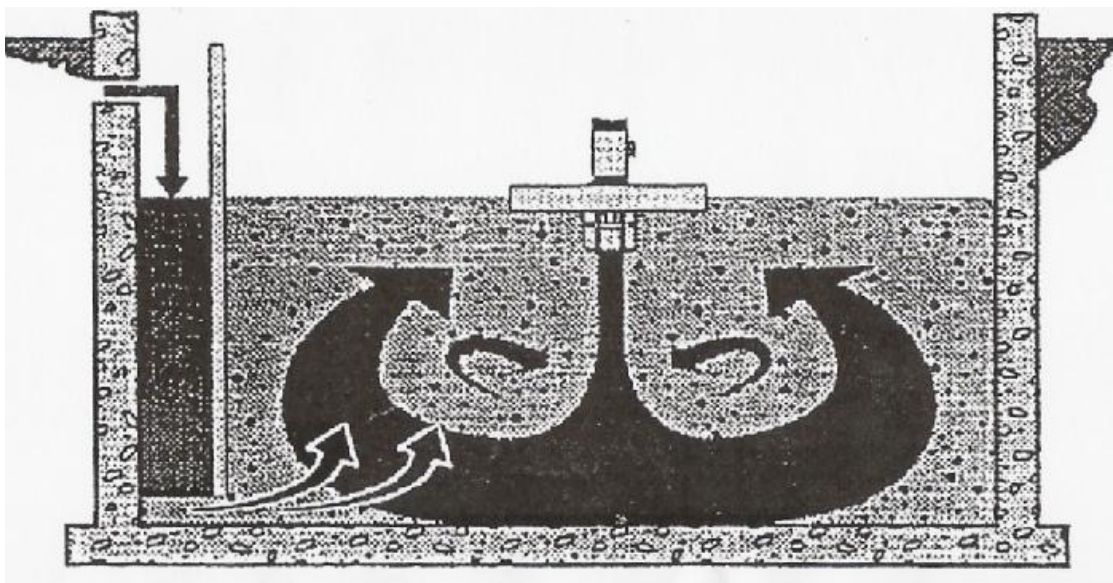
Το περιεχόμενο του αντιδραστήρα αμέσως πριν από την έναρξη της φάσης γεμίσματος και ανάμειξης βρίσκεται σε κατάσταση στρωμάτωσης. Ο αντιδραστήρας είναι ήδη μερικώς γεμάτος και το περιβάλλον του στο σημείο αυτό από πλευράς χρόνου έχει εγκλιματιστεί από εργασίες που συνέβησαν κατά τη διάρκεια του προηγούμενου κύκλου, δηλαδή: πρώτον, από τον τερματισμό της τροφοδοσίας και κατά συνέπεια της οργανικής φόρτισης στον αντιδραστήρα καθώς η φάση του γεμίσματος και αντίδρασης τελείωσε, δεύτερον, από την ολοκλήρωση της φάσης αντίδρασης που έδωσε την ευκαιρία για φινίρισμα των προσμίξεων των αποβλήτων και τέλος από την απουσία ανάμειξης και αερισμού για χρονικό διάστημα κατά την διάρκεια των φάσεων της καθίζησης, του στραγγίσματος, της αδράνειας και της απομάκρυνσης της περίσσειας λάσπης. Η βιομάζα που έχει καθιζάνει θα περιέχει την πλειονότητα της μικροβιακής ζωής, που συνεχίζει σε κάποιο επίπεδο την αναπνοή και καταναλίσκει το διαλυμένο οξυγόνο που τυχόν ακόμα βρίσκεται στη ζώνη της λάσπης που έχει καθιζάνει.

Η υπερκείμενη στάθμη πάνω από τη ζώνη της λάσπης αντιστοιχεί σε ένα σημαντικό ποσοστό (60% μέχρι 70%) του όγκου του αντιδραστήρα και γενικά είναι καλής ποιότητας όσον αφορά την συγκέντρωση συγκεκριμένων παραμέτρων. Αφού η πλειονότητα της

μικροβιακής ζωής έχει καθιζάνει στον πυθμένα του αντιδραστήρα, η σχετική επίδραση της μικροβιακής αναπνοής στην υπερκείμενη στάθμη συγκριτικά με αυτή στο στρώμα της βιομάζας, είναι γενικά μειωμένη με αποτέλεσμα το επίπεδο του διαλυμένου οξυγόνου στη ζώνη αυτή του αντιδραστήρα, να κυμαίνεται από 0,5 μέχρι 1,5 mg/l. Τα επίπεδα του υπολειπόμενου διαλυμένου οργανικού φορτίου όπως καθορίζεται από το BOD₅ ή το COD θα είναι κοντά στις συγκεντρώσεις σχεδίασης των εξερχόμενων αποβλήτων. Καθώς αρχίζει η φάση λειτουργίας του γεμίσματος και ανάμειξης, ενεργοποιείται η τροφοδοσία των αποβλήτων στον αντιδραστήρα. Ένας ανεξάρτητος αναδευτήρας αρχίζει να λειτουργεί και αναμιγνύει το περιεχόμενο του αντιδραστήρα, ενώ το σύστημα παροχής αέρα παραμένει κλειστό και δεν προσδίδεται οξυγόνο στον αντιδραστήρα.

Οι συνθήκες στρωμάτωσης του αντιδραστήρα που υπήρχαν στις προηγούμενες φάσεις μετατρέπονται σε συνθήκες τέλει ανάμειξης με την επαναιώρηση της βιομάζας που είχε καθιζάνει και με την επαφή της με τα απόβλητα που εισέρχονται στον αντιδραστήρα και το υπερκείμενο στρώμα υγρού που είχε προηγούμενα διαχωριστεί.

Το διάγραμμα του S.B.R. κατά τη διάρκεια της φάσης αυτής λειτουργίας φαίνεται στο σχήμα που ακολουθεί.



Σχήμα 7.4: Φάση γεμίσματος-ανάμειξης

Καθώς τα απόβλητα συνεχίζουν να τροφοδοτούνται στον αντιδραστήρα, οι συνθήκες τέλειας ανάμειξης έχουν σαν αποτέλεσμα τη διασπορά της μικροβιακής ζωής και των εισερχομένων αποβλήτων σε όλο τον όγκο του αντιδραστήρα. Το υπολειπόμενο διαλυμένο οξυγόνο που υπήρχε στο υπερκείμενο στρώμα ταχύτατα εξαφανίζεται σαν αποτέλεσμα της μικροβιακής αναπνοής που λαμβάνει χώρα σε όλο τον όγκο του αντιδραστήρα. Η συγκέντρωση του υπολειπόμενου οξειδωμένου αζώτου που υπήρχε στο υπερκείμενο στρώμα μηδενίζεται ή σχεδόν μηδενίζεται.

Συμπερασματικά η κατάσταση του αντιδραστήρα κατά τη διάρκεια της φάσης λειτουργίας ανάμειξης-τροφοδοσίας χαρακτηρίζεται από συνθήκες τέλειας ανάμειξης της βιομάζας που είχε καθιζάνει, της υπερκείμενης ζώνης από τον προηγούμενο κύκλο και επιπλέον των αποβλήτων που εισέρχονται στον αντιδραστήρα κατά τη διάρκεια της φάσης λειτουργίας ανάμειξης-τροφοδοσίας. Το περιβάλλον μπορεί να χαρακτηριστεί ως ανοξικό με συγκέντρωση διαλυμένου οξυγόνου πλησίον του μηδενός και οξειδωμένου αζώτου επίσης πλησίον του μηδενός.

Η χρήση του εγκλιματισμού της βιομάζας σε ανοξικό περιβάλλον μπορεί να είναι πολύ αποτελεσματική όσον αφορά στη βελτίωση των χαρακτηριστικών καθίζησης και στον έλεγχο της επικράτησης νηματόζων στο σύστημα. Η φάση της ανάμειξης-τροφοδοσίας γρήγορα δημιουργεί ανοξικές συνθήκες σε όλο τον αντιδραστήρα. Η ρύθμιση των κύκλων επεξεργασίας που περιλαμβάνει τη διαδοχική φάση της ανάμειξης-τροφοδοσίας, άσχετα από την ανάγκη μείωσης των θρεπτικών συστατικών, μπορεί να είναι αποτελεσματική στην αποφυγή ή έλεγχο της επικράτησης πληθυσμού νηματόζων στον αντιδραστήρα.

Παράμετροι διαδικασίας

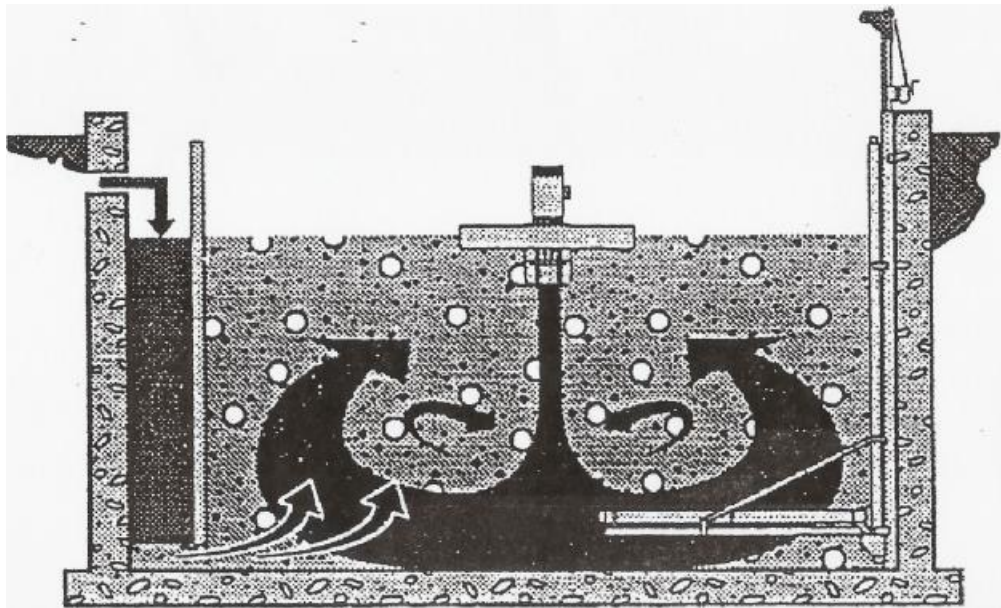
- Διαλυμένο οξυγόνο μηδέν ή πλησίον στο μηδέν
- Εγκλιματισμός λάσπης
- Έλεγχος νηματόζων

Παράμετροι μηχανολογικού εξοπλισμού

- Ο αναδευτήρας σε λειτουργία
- Η αντλία τροφοδοσίας ανοιχτή
- Ο αερισμός κλειστός
- Η αντλία λάσπης κλειστή
- Η υπερχείλιση υπερκειμένου κλειστή

7.2.2 Φάση γεμίματος-αντίδρασης

Κατά τη διάρκεια της φάσης λειτουργίας γεμίματος-αντίδρασης, τα απόβλητα τροφοδοτούνται στον αντιδραστήρα συνέχεια και το σύστημα αερισμού αρχίζει να προσδίδει οξυγόνο στον αντιδραστήρα ενώ ο μηχανικός αναδευτήρας συνεχίζει να λειτουργεί. Το περιβάλλον τέλειας ανάμειξης διατηρείται και η εισαγωγή οξυγόνου στον αντιδραστήρα μετατρέπει το αναερόβιο περιβάλλον σε αερόβιο περιβάλλον. Τα απόβλητα που ήδη έχουν εισέλθει και συνεχίζουν να τροφοδοτούνται στον αντιδραστήρα αντιστοιχούν σε μια συγκεκριμένη απαίτηση σε οξυγόνο αν αυτή βασίζεται στις απαιτήσεις αερόβιου μεταβολισμού. Το διάγραμμα του S.B.R. κατά τη διάρκεια της φάσης αυτής λειτουργίας φαίνεται στο σχήμα.



Σχήμα 7.5: Φάση γεμίματος-αντίδρασης

Η συγκέντρωση του οργανικού φορτίου στον αντιδραστήρα, όπως εκδηλώνεται από την συγκέντρωση του BOD_5 και COD, θα μειώνεται καθώς η βιολογική οξείδωση θα λαμβάνει χώρα ταυτόχρονα με την προσθήκη του οργανικού φορτίου στον αντιδραστήρα κατά τη διάρκεια της φάσης γεμίματος-αντίδρασης.

Συμπερασματικά η φάση του γεμίματος-αντίδρασης δίνει χαρακτηριστικά αντιδραστήρα που είναι συνέχεια σε συνθήκες τέλειας ανάμειξης. Ο συνεχής αερισμός καθ' όλη τη διάρκεια του κύκλου θα έχει σαν αποτέλεσμα την αποτελεσματική μείωση του οργανικού φορτίου ενώ τα απόβλητα εισέρχονται ταυτόχρονα στον αντιδραστήρα.

Παράμετροι διαδικασίας

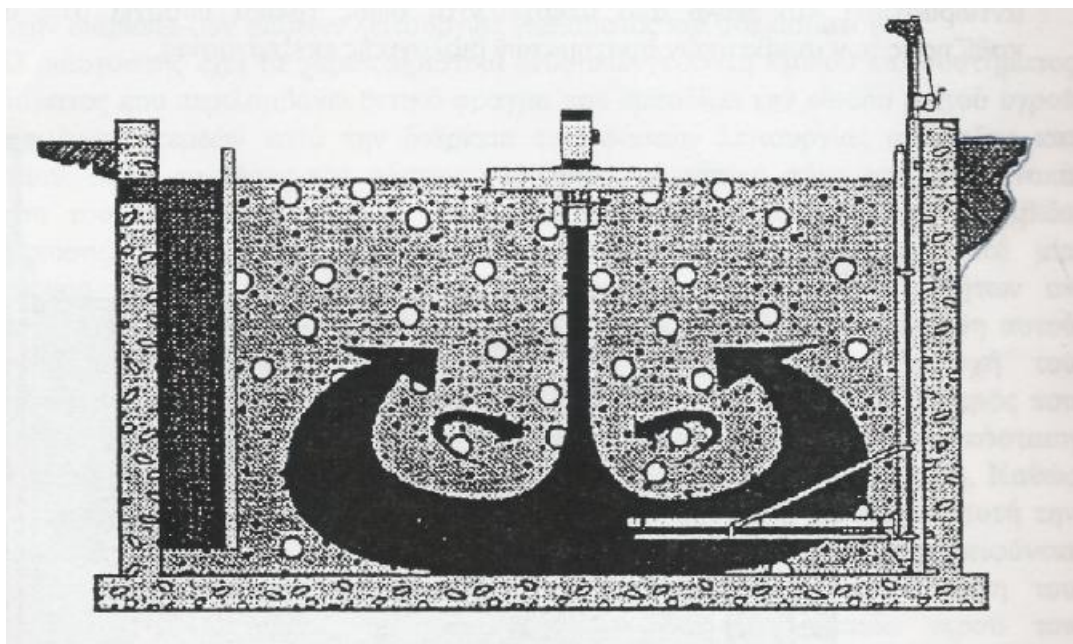
- Αερόβιες συνθήκες
- Συνθήκες τέλειας ανάμειξης
- Μείωση $\text{NH}_3\text{-N}$ και BOD_5

Παράμετροι μηχανολογικού εξοπλισμού

- Ο αναδευτήρας σε λειτουργία
- Η βαλβίδα τροφοδοσίας ανοιχτή
- Ο αερισμός σε λειτουργία
- Η αντλία λάσπης κλειστή
- Η υπερχείλιση υπερκειμένου κλειστή

7.2.3 Φάση αντίδρασης

Κατά τη διάρκεια της φάσης λειτουργίας της αντίδρασης, απόβλητα δεν τροφοδοτούνται στον αντιδραστήρα. Όταν πρόκειται για σύστημα με ένα μόνο αντιδραστήρα S.B.R. , τα απόβλητα κατά τη διάρκεια της φάσης αυτής αποθηκεύονται σε δεξαμενή αποθήκευσης-εξισορρόπησης. Ο αερισμός λειτουργεί για την απόδοση οξυγόνου στον αντιδραστήρα. Επίσης ο μηχανικός αναδευτήρας είναι συνέχεια σε λειτουργία και αναμειγνύει τελείως τον αντιδραστήρα. Στο σχήμα φαίνεται ο αντιδραστήρας S.B.R. κατά τη διάρκεια αυτής της φάσης λειτουργίας.



Σχήμα 7.6: Φάση αντίδρασης

Η σημασία της φάσης αυτής θα αναγνωριστεί από τον χειριστή όσον αφορά τη δυνατότητα που η φάση αυτή δίνει στο να μειωθεί η συγκέντρωση των τιμών όλων των παραμέτρων των αποβλήτων, χωρίς την επίδραση πρόσθετων αποβλήτων εισερχόμενων στον αντιδραστήρα. Η φάση της αντίδρασης, δίνει την χρονική διάρκεια ώστε να φινιριστούν οι τιμές των παραμέτρων των αποβλήτων στα επιθυμητά ή απαιτούμενα επίπεδα. Η απομάκρυνση του οργανικού φορτίου, όπως καταγράφεται από τη μεταβολή της συγκέντρωσης του διαλυμένου BOD_5 και COD στον αντιδραστήρα, δείχνει μια γενική πτώση από την έναρξη του αερισμού στην αρχή της φάσης γεμίσματος-αντίδρασης μέχρι το πέρας της φάσης γεμίσματος-αντίδρασης. Ο ρυθμός μείωσης του οργανικού φορτίου στη φάση της αντίδρασης με την απουσία προσθήκης εισερχομένων αποβλήτων στον αντιδραστήρα, αυξάνεται δραματικά.

Παράμετροι διαδικασίας

- Αερόβιες συνθήκες
- Συνθήκες τέλει ανάμειξης
- Φινίρισμα του BOD_5 και COD

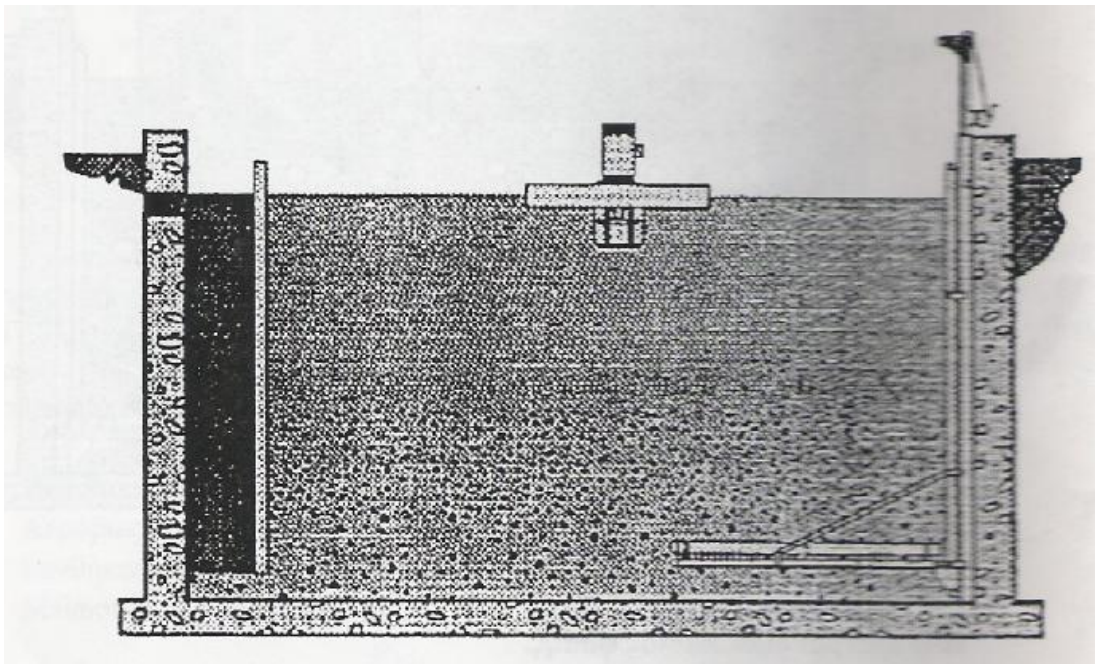
Παράμετροι μηχανολογικού εξοπλισμού

- Ο αναδευτήρας σε λειτουργία

- Η βαλβίδα τροφοδοσίας κλειστή
- Ο αερισμός ανοιχτός
- Η αντλία λάσπης κλειστή
- Η υπερχείλιση του υπερκειμένου κλειστή

7.2.4 Φάση καθίζησης

Κατά τη διάρκεια της φάσης καθίζησης τα απόβλητα δεν τροφοδοτούνται στον αντιδραστήρα, το σύστημα του αερισμού δεν λειτουργεί και ο μηχανικός αναδευτήρας επίσης δεν λειτουργεί. Η απουσία παροχής αποβλήτων, αερισμού και ανάμειξης δίνει ένα ιδανικό ήρεμο περιβάλλον στον αντιδραστήρα για το διαχωρισμό των στερεών και του υγρού. Το σχήμα δείχνει τον S.B.R. κατά τη διάρκεια της φάσης αυτής.



Σχήμα 7.7: Φάση καθίζησης

Τη στιγμή αυτή, οι προηγούμενες φάσεις έχουν επιτύχει όλους τους στόχους της διαδικασίας επεξεργασίας που σχετίζονται με τη μείωση των οργανικών συστατικών και τον εγκλιματισμό της βιομάζας. Η ανάπτυξη “στατικού διαυγαστή” σε φάση του κύκλου επεξεργασίας που δεν επηρεάζεται από την υδραυλική του συστήματος ή από οποιαδήποτε

ενέργεια ανάδευσης από μηχανικό συλλέκτη της λάσπης, είναι μοναδική στα συστήματα S.B.R. Η καθίζηση με βαρύτητα στα συστήματα S.B.R. απλά δεν επηρεάζεται από την υδραυλική του συστήματος αφού δεν υπάρχει ροή στον αντιδραστήρα και πάνω από υπερχειλιστή όπως τυπικά υπάρχει στις δεξαμενές καθίζησης των συμβατικών συστημάτων βιολογικής επεξεργασίας.

Παράμετροι διαδικασίας

- Συνθήκες ηρεμίας
- Στατικός διαυγαστής
- Καθίζηση της βιομάζας

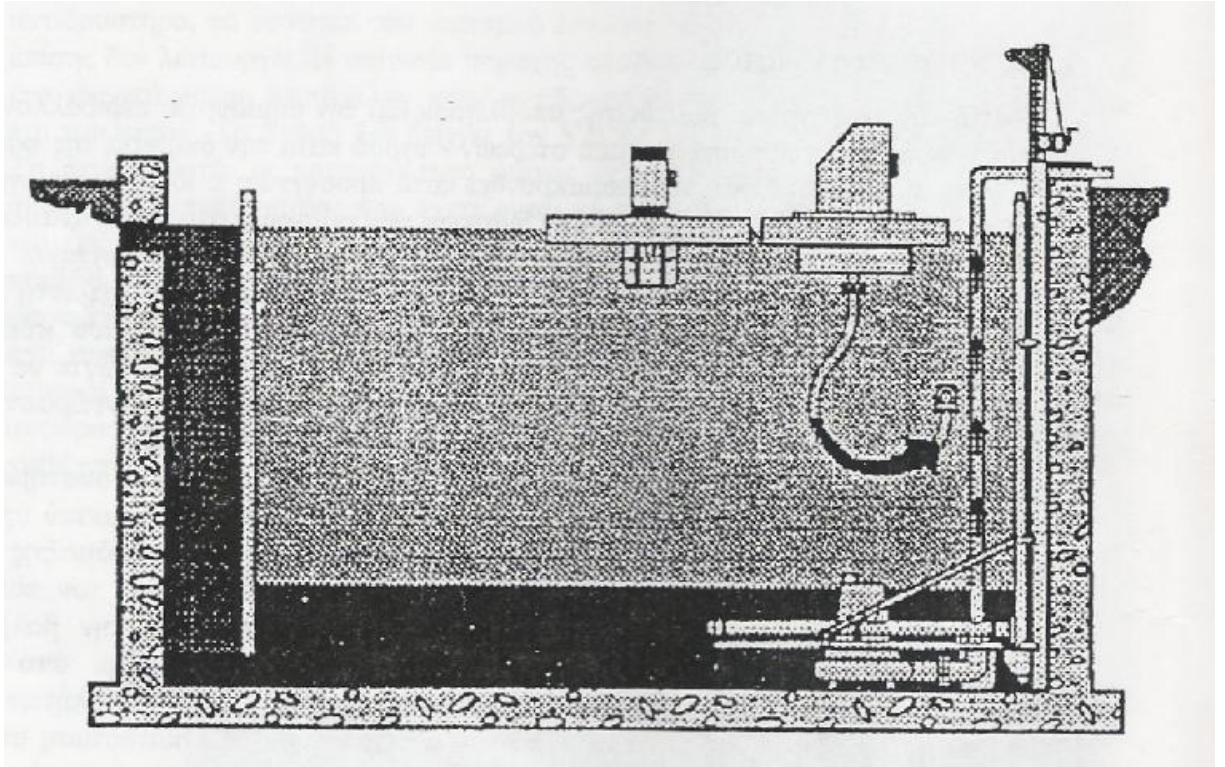
Παράμετροι μηχανολογικού εξοπλισμού

- Ο αναδευτήρας κλειστός
- Η βαλβίδα τροφοδοσίας κλειστή
- Ο αερισμός κλειστός
- Η αντλία λάσπης κλειστή
- Ο υπερχειλιστής υπερκειμένου κλειστός

7.2.5 Φάση στραγγίσματος

Μετά την επεξεργασία μιας δόσης αποβλήτων και τη δημιουργία περιβάλλοντος ηρεμίας για την επίτευξη διαχωρισμού στερεών-υγρού κατά τη διάρκεια της φάσης καθίζησης, είναι απαραίτητο να απομακρυνθεί κατά προσέγγιση ο ίδιος όγκος υγρού που εισήλθε στον αντιδραστήρα κατά τη διάρκεια των φάσεων λειτουργίας ανάμειξης-γεμίσματος και γεμίσματος-αντίδρασης. Το σύστημα S.B.R. επιτυγχάνει την απομάκρυνση των επεξεργασμένων αποβλήτων με έναν επιπλέοντα υπερχειλιστή που παραμένει στον αντιδραστήρα καθ' όλη τη διάρκεια των φάσεων του κύκλου επεξεργασίας. Ο υπερχειλιστής είναι εγκατεστημένος κατά τέτοιο τρόπο ώστε να του επιτρέπεται να ανέρχεται και κατέρχεται με τη στάθμη νερού του αντιδραστήρα κατά τη διάρκεια των φάσεων λειτουργίας γεμίσματος και αδειάσματος.

Ο διαυγαστής έχει τα χαρακτηριστικά ενός υπερχειλιστή εξόδου και συστήματος αδειάσματος που περιλαμβάνει θετικό φράγμα που εμποδίζει την είσοδο μικτού υγρού αιωρούμενων στερεών κατά τη διάρκεια των φάσεων λειτουργίας ανάμειξης και αερισμού. Μετά το πέρας της φάσεως καθίζησης, ηλεκτρικό σήμα από τον πίνακα ελέγχου του συστήματος αρχίζει να ανοίγει τον υπερχειλιστή και τη βαλβίδα αποχέτευσης. Ο συνδυασμός ενός υπερχειλιστή που αιωρείται κάτω από μία επιπλέουσα κατασκευή παρέχει ένα σημείο απομάκρυνσης των αποβλήτων αν βρίσκεται αμέσως κάτω από την επιφάνεια του αντιδραστήρα. Η εγκατάσταση αυτού του σημείου αποχέτευσης παρέχει απόβλητα από την πάνω περιοχή του στρωματωμένου αντιδραστήρα όπου οποιοσδήποτε επιφανειακός ρύπος ή αφρός που μπορεί να έχει σχηματιστεί, δεν αποχετεύεται με τα απόβλητα και η κάθετη απόσταση από την πάνω περιοχή της βιομάζας που έχει καθιζάνει διατηρείται η μέγιστη. Καθώς λαμβάνει χώρα η φάση του στραγγίσματος, η μονάδα στράγγισης διατηρεί αυτή τη βέλτιστη θέση της απομάκρυνσης των αποβλήτων με απλή επίπλευση στην επιφάνεια και κατερχόμενη με το επίπεδο του νερού του αντιδραστήρα. Η φάση του στραγγίσματος τερματίζεται με προκαθορισμένο ελάχιστο επίπεδο νερού του αντιδραστήρα που ελέγχεται από σύστημα αισθητού στάθμης. Ένα ηλεκτρικό σήμα που δίνεται από το ελάχιστο επίπεδο νερού στον αντιδραστήρα, αντιστρέφει τη θέση των λειτουργιών της μονάδας στραγγίσματος με κλείσιμο της βαλβίδας αποχέτευσης και φράζοντας τον υπερχειλιστή της επιπλέουσας κατασκευής. Στο σχήμα φαίνεται ο S.B.R. κατά τη διάρκεια της φάσης αυτής.



Σχήμα 7.8: Φάση στραγγίσματος

Παράμετροι διαδικασίας

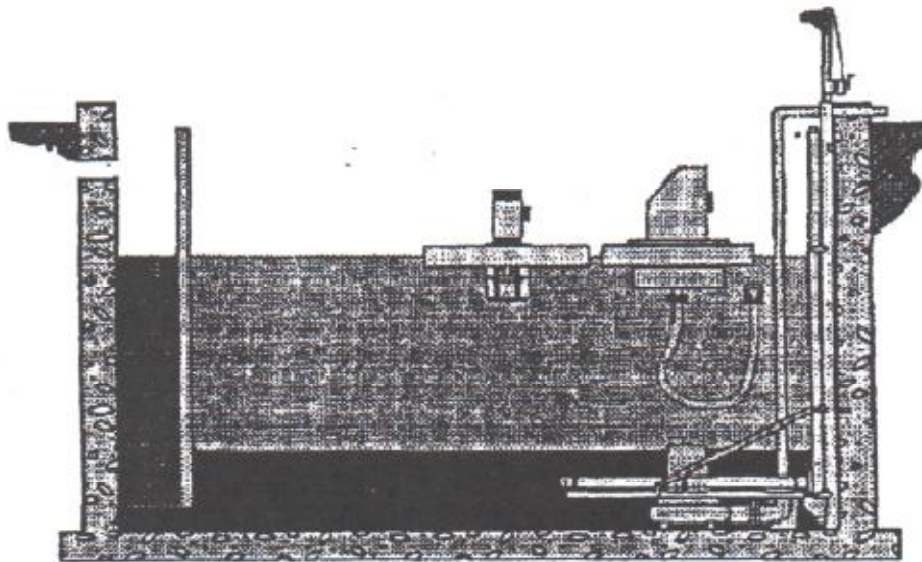
- Συνθήκες ηρεμίας
- Απομάκρυνση καθαρού υπερκειμένου
- Συνεχής καθίζηση
- Απομάκρυνση περίσσειας λάσπης

Παράμετροι μηχανολογικού εξοπλισμού

- Ο αναδευτήρας κλειστός
- Η βαλβίδα τροφοδοσίας κλειστή
- Ο αερισμός κλειστός
- Η αντλία λάσπης σε λειτουργία
- Ο υπερχειλιστής υπερκειμένου ανοιχτός

7.2.6 Φάση αδράνειας

Η φάση αδράνειας σε ένα σύστημα S.B.R. είναι μεταβλητής διάρκειας. Η ακριβής διάρκεια της φάσης αδράνειας εξαρτάται από τα ειδικά υδραυλικά χαρακτηριστικά του συστήματος επεξεργασίας. Η διαφορά μεταξύ της προκαθορισμένης διάρκειας που απαιτείται για το στράγγισμα χαρακτηρίζεται περίοδος αδράνειας. Η περίοδος αδράνειας λαμβάνει χώρα μόνο όταν η παροχή τροφοδοσίας στο σύστημα είναι μικρότερη από τη μέγιστη παροχή σχεδιασμού (η μέγιστη παροχή σχεδιασμού απαιτεί 100% της προγραμματισμένης διάρκειας στραγγίσματος και για αυτό δεν απαιτείται περίοδος αδράνειας). Η φάση αυτή λειτουργίας είναι απαραίτητη για να διατηρείται μια σταθερή διάρκεια κύκλου. Στο σχήμα φαίνεται ο αντιδραστήρας S.B.R. κατά τη φάση αυτή.



Σχήμα 7.9: Φάση αδράνειας

Παράμετροι διαδικασίας

- Συνθήκες ηρεμίας
- Συνεχής καθίζηση
- Παροχή μικρότερη από την μέγιστη σχεδιασμού

Παράμετροι μηχανολογικού εξοπλισμού

- Ο αναδευτήρας κλειστός
- Η βαλβίδα τροφοδοσίας κλειστή
- Ο αερισμός κλειστός
- Η αντλία λάσπης κλειστή
- Ο υπερχειλιστής υπερκειμένου κλειστός

Συμπερασματικά η φάση αυτή είναι απαραίτητη όταν το σύστημα επεξεργασίας πρέπει να επεξεργάζεται μεταβαλλόμενες υδραυλικές παροχές σε ένα προκαθορισμένο χρονικό κύκλο. Η διάρκεια της φάσης αδράνειας εκτείνεται από μηδέν λεπτά στη μέγιστη παροχή σχεδιασμού σε χρόνο ίσο με τη διάρκεια σχεδιασμού της φάσης στραγγίσματος εάν ο αντιδραστήρας τροφοδοτείται με μηδενική παροχή κατά τη διάρκεια συγκεκριμένου κύκλου επεξεργασίας.

7.2.7 Φάση απομάκρυνσης της λάσπης

Τα συστήματα S.B.R. , όπως οι άλλες παραλλαγές συστημάτων ενεργού ιλύος, στηρίζονται στην ανάπτυξη μικτής καλλιέργειας βακτηρίων και άλλων μορφών μικροβιακής ζωής για την επίτευξη των στόχων επεξεργασίας. Σαν αποτέλεσμα της βιολογικής αποδόμησης της οργανικής ύλης και της συσσώρευσης των αδρανών που υπάρχουν στα απόβλητα, είναι απαραίτητο να απομακρύνονται κατάλληλες ποσότητες στερεών από τον αντιδραστήρα για τη διατήρηση κατάλληλης συγκέντρωσης αιωρούμενων στερεών μικτού υγρού στον αντιδραστήρα. Αυτή η φάση λειτουργίας στον κύκλο επεξεργασίας σχεδιάζεται σαν χρονική προσθήκη που λαμβάνει χώρα ταυτόχρονα με τη φάση στραγγίσματος-αδράνειας. Η φάση της απομάκρυνσης της λάσπης είναι μια ρυθμιζόμενη χρονική περίοδος που λαμβάνει χώρα κατά τη διάρκεια λειτουργίας όπου ο αντιδραστήρας βρίσκεται σε συνθήκες στρωμάτωσης και μια υποβρύχια αντλία λάσπης βρίσκεται στον πυθμένα του αντιδραστήρα και αντλεί λάσπη στη μέγιστη συγκέντρωση της. Η συγκέντρωση της λάσπης που απομακρύνεται είναι τυπικά στα επίπεδα του 0,75% μέχρι 1,25%(εξαρτώμενη από τα χαρακτηριστικά καθίζησης των MLSS). Η λάσπη παραμένει σε ρευστή μορφή καθ' όλη τη διάρκεια της φάσης απομάκρυνσης της σε κάθε κύκλο επεξεργασίας. Το σχήμα του αντιδραστήρα S.B.R. κατά τη φάση αυτή, είναι σε συνδυασμό με το σχήμα της φάσεως στραγγίσματος.

7.3 ΕΠΙΛΟΓΗ ΤΩΝ ΧΡΟΝΩΝ ΤΩΝ ΦΑΣΕΩΝ

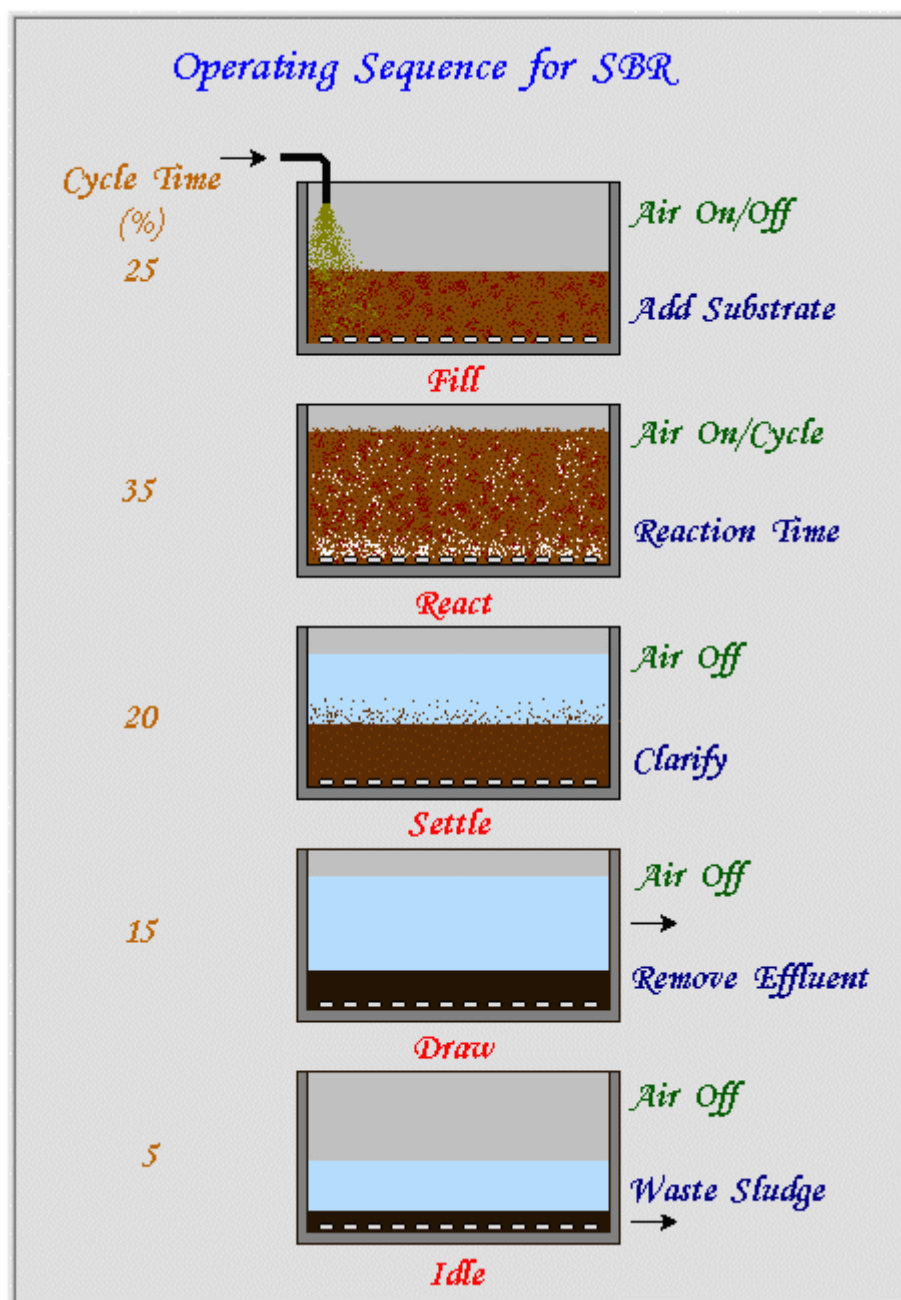
Ένας πλήρης κύκλος λειτουργίας του SBR αποτελείται από το άθροισμα των χρόνων των επιμέρους φάσεων λειτουργίας του. Αν συμβολίσουμε με t_c , το συνολικό χρόνο ενός κύκλου, τότε ισχύει: $t_c = t_f + t_r + t_s + t_d + t_i$, όπου t_f ο χρόνος πλήρωσης, t_r ο χρόνος αντίδρασης, t_s ο χρόνος καθίζησης, t_d ο χρόνος εκκένωσης και t_i ο νεκρός χρόνος.

Ο χρόνος καθίζησης εξαρτάται από την καθιζησιμότητα της ιλύος και κατά τον εμπειρικό σχεδιασμό συνήθως κυμαίνεται από 0,5-1 h. Πολύ συχνά λαμβάνεται ίσος με 1h για λόγους ασφαλείας.

Ο χρόνος εκκένωσης εξαρτάται από την υδραυλική παροχευτικότητα του υπερχειλιστή, καθώς και από τυχόν περιορισμούς στην ταχύτητα ροής στα κατάντη. Συνήθως ο χρόνος αυτός έχει τιμή ίση με 1h.

Ο νεκρός χρόνος συνήθως λαμβάνει μηδενικές ή πολύ χαμηλές τιμές (0-1 h). Είναι ο χρόνος που απαιτείται για την «ανακούφιση» των αιχμών, ενώ παρέχει τη δυνατότητα για όποια χρονική τροποποίηση στην πορεία. Όπως προαναφέρθηκε, πολλές φορές μέσα στο χρόνο αυτό πραγματοποιείται η απομάκρυνση περίσσειας της ιλύος.

Όσον αφορά στην πλήρωση, θα πρέπει να σημειωθεί σε αυτό το σημείο, ότι ανάλογα με το είδος της πλήρωσης διαφοροποιείται η λογική επιλογής των χρόνων λειτουργίας. Όταν η πλήρωση γίνεται στατικά (ακαριαία), τότε ο χρόνος στον οποίο συμβαίνουν οι διεργασίες είναι ίσος με το χρόνο αντίδρασης t_r . Ο χρόνος των διεργασιών ονομάζεται process time και συμβολίζεται με t_p . Όταν επομένως η πλήρωση γίνεται ακαριαία, τότε $t_p = t_r$ (αφού $t_f = 0$). Όταν η πλήρωση γίνεται με μίξη ή με αερισμό, τότε ο χρόνος των διεργασιών θα είναι ίσος με το άθροισμα του χρόνου πλήρωσης και του χρόνου αντίδρασης ($t_p = t_f + t_r$). Ο χρόνος διεργασιών ορίζεται ανάλογα με τις απαιτήσεις σε απομάκρυνση θρεπτικών και οργανικού άνθρακα.



Σχήμα 7.10: Κύκλος λειτουργίας με ενδεικτικό ποσοστό χρόνου για κάθε φάση

7.4 ΣΥΓΚΡΙΣΗ ΜΕΤΑΞΥ SBR ΚΑΙ ΑΝΤΙΔΡΑΣΤΗΡΑ ΣΥΝΕΧΟΥΣ ΡΟΗΣ

Από τη σύγκριση αυτή προκύπτουν σαφή πλεονεκτήματα της SBR διεργασίας έναντι των συστημάτων συνεχούς ροής (Continuous Flow System, CFS) σχετικά με προβλήματα που υπάρχουν στις διεργασίες. Τα προβλήματα αυτά είναι:

1. Ανεπαρκής συγκέντρωση αιωρούμενων στερεών ανάμεικτου υγρού (ΑΣΑΥ)

CFS: Στα συστήματα αυτά, το πρόβλημα της ανεπαρκούς συγκέντρωσης (ΑΣΑΥ) οφείλεται σε στόμωση της ανακυκλοφορίας λάσπης και σε ακατάλληλο σχεδιασμό ή κατασκευή δεξαμενών καθίζησης.

SBR: Ανεπάρκεια (ΑΣΑΥ) είναι ασυμβίβαστη με έναν SBR αντιδραστήρα γιατί δεν υπάρχουν αντλίες ανακυκλοφορίας λάσπης και δεξαμενές καθίζησης.

2. Υδραυλικές υπερφορτώσεις

CFS: Υδραυλική υπερφόρτωση προκαλείται από αναταραχή στη δεξαμενή καθίζησης.

SBR: Οι υδραυλικές υπερφορτώσεις αυθόρμητα εξισορροπούνται κατά τη φάση φόρτωσης και απομονώνονται από τη διεργασία διαύγασης. Τα SBR συστήματα μπορούν να χειριστούν απότομες αυξήσεις της παροχής ως και τέσσερις φορές πάνω από το μέσο όρο και εξακολουθούν να δίνουν ικανοποιητικές απορροές.

3. Διόγκωση λάσπης

CFS: Η διόγκωση λάσπης αποτελεί σύνηθες πρόβλημα των συστημάτων συνεχούς ροής.

SBR: Η διόγκωση δεν αποτελεί πρόβλημα γιατί το σύστημα σχεδιάζεται επί τη βάση διογκωμένης λάσπης. Ωστόσο με χρήση κατάλληλης λειτουργικής στρατηγικής μπορεί επιλεκτικά να ενθαρρυνθεί η ανάπτυξη μη διογκωμένης λάσπης.

4. Φτωχός αερισμός ή ανάμειξη

CFS: Στα συστήματα συνεχούς ροής συχνά εμφανίζεται το πρόβλημα ακατάλληλου αερισμού που έχει ως συνέπεια ανεπαρκές ή υπερεπαρκές διαλυμένο οξυγόνο και ανικανότητα ανάμειξης ανεξάρτητα από τον αερισμό.

SBR: Η διεργασία διαλείποντος έργου αναπτύσσει ανάμεικτο υγρό το οποίο είναι εγκλιματισμένο σε συγκεντρώσεις οξυγόνου από μηδέν ως πάνω από 3mg/L. Εξαιτίας αυτής της συνεχούς αυξομείωσης κατά τη διάρκεια της ημέρας η βιομάζα παραμένει ανεπηρέαστη από τις μεταβολές του διαλυμένου οξυγόνου, οι οποίες υποβαθμίζουν την ποιότητα απορροής σε συμβατικές μονάδες. Με χρήση εμβαπτιζόμενων jet αεριστήρων η ανάμειξη είναι ανεξάρτητη του αερισμού.

5. Επιπλέουσα λάσπη

CFS: Στα συστήματα συνεχούς ροής συχνά παρατηρείται διαφυγή επιπλέουσας λάσπης από την εκφόρτωση της δεξαμενής καθίζησης.

SBR: Τα επιπλέοντα στερεά δεν μπορούν να διαφύγουν μέσω μιας εμβαπτιζόμενης αντλίας. Επιπρόσθετα, το σύστημα μπορεί να επιτύχει ένα σημαντικό βαθμό απονιτροποίησης πριν τη καθίζηση. Έτσι το παραγόμενο αέριο άζωτο κατά την απονιτροποίηση, το οποίο μπορεί να προκαλέσει επίπλευση λάσπης, μειώνεται.

6. Οσμές

CFS: Οι οσμές προκαλούνται από ανεπάρκεια διαλυμένου οξυγόνου και από συσσώρευση λάσπης στη δεξαμενή καθίζησης.

SBR: Η παραγωγή οσμών αποφεύγεται εφόσον δεν υπάρχει δεξαμενή καθίζησης για συσσώρευση λάσπης.

7. Στόμωση διαχυτήρων αέρος

CFS: Στα συστήματα αυτά η στόμωση των διαχυτήρων είναι σύνηθες φαινόμενο.

SBR: Η χρήση εμβαπτιζόμενων jet αεριστήρων με δυνατότητα αυτοκαθαρισμού περιορίζει το πρόβλημα. Επίσης μειώνονται οι απαιτήσεις σε ενέργεια.

8. Ψύξη δεξαμενής καθίζησης

CFS: Στα συστήματα αυτά, τα προβλήματα στη ψύξη της δεξαμενής καθίζησης είναι σύνηθες φαινόμενο.

SBR: Οι εμβαπτιζόμενοι jet αεριστήρες αποτελούν έναν αποτελεσματικό παράγοντα παροχής θερμότητας, οδηγώντας σε υψηλότερες θερμοκρασίες ανάμεικτου υγρού. Εξάλλου η κατασκευή δεξαμενών μεγάλου βάθους αφήνει εκτεθειμένη σε ψύξη μικρότερη επιφάνεια.

9. Ανεπάρκεια χειριστών

CFS: Έλλειψη εξειδικευμένου προσωπικού.

SBR: Η έλλειψη προσωπικού υψηλής εξειδίκευσης είναι αναπόφευκτη εξαιτίας πολλών παραγόντων. Απλοποιώντας και αυτοματοποιώντας τη διεργασία και περιορίζοντας αρκετό από το μηχανολογικό εξοπλισμό, η λειτουργία του συστήματος απαιτεί λιγότερο χρόνο και ικανότητα. Επιπρόσθετα σ' έναν SBR ο χειριστής έχει τη δυνατότητα να μεταβάλλει εύκολα τις συνθήκες της διεργασίας ώστε να ικανοποιούνται οι απαιτήσεις στην ποιότητα απορροής.

Από την παραπάνω σύγκριση προκύπτουν τα ακόλουθα συμπεράσματα:

- Ο SBR έχει εγγενή ικανότητα εξισορρόπησης ροής, ιδανική για τις μεγάλες ημερήσιες διακυμάνσεις παροχής και BOD, η οποία δεν επιτυγχάνεται σε CFS.

- Τα αιωρούμενα στερεά του ανάμεικτου υγρού δεν μπορούν να ξεπλυθούν εξαιτίας υδραυλικής υπερφόρτωσης γιατί μπορούν να κρατηθούν μέσα στον αντιδραστήρα για όσο διάστημα κριθεί απαραίτητο.
- Σε SBR σύστημα δεν απαιτείται ανακυκλοφορία λάσπης με αντλία γιατί η βιομάζα διατηρείται μέσα στον αντιδραστήρα.
- Σ' ένα SBR δεν απαιτείται ξεχωριστή δεξαμενή καθίζησης εφόσον ο διαχωρισμός στερεών-υγρού λαμβάνει χώρα στην ίδια δεξαμενή. Επιπλέον η καθίζηση πραγματοποιείται κάτω από συνθήκες πλήρους ηρεμίας, αφού ο αντιδραστήρας δεν τροφοδοτείται με απόβλητο, ούτε ανακυκλοφορείται λάσπη κατά τη φάση καθίζησης.
- Η ανάπτυξη των νηματοειδών βακτηρίων μπορεί εύκολα να ελεγχθεί, εφαρμόζοντας ανοξική πλήρωση του αντιδραστήρα με ταυτόχρονη απουσία ανάδευσης.
- Στους SBRs η ποιότητα εκροής είναι ικανοποιητική ενώ υπάρχει και η δυνατότητα το απόβλητο να διατηρηθεί στον αντιδραστήρα έως ότου η επεξεργασία του οδηγήσει στην επιθυμητή ποιότητα απορροής.
- Έχει επισημανθεί από τον Irvine (1985), ότι το περιεχόμενο ριβονουκλεϊκού οξέος (RNA) των μικροοργανισμών σε έναν SBR είναι τρεις με τέσσερις φορές μεγαλύτερο από αυτό που θα αναμενόταν από τα συμβατικά συστήματα συνεχούς ροής. Εξαιτίας του ότι ο ρυθμός ανάπτυξης των μικροοργανισμών εξαρτάται από το περιεχόμενο RNA στα κύτταρα, η βιομάζα είναι ικανή να επεξεργαστεί μια μεγαλύτερη ποσότητα υποστρώματος, με μεγαλύτερο ρυθμό από αυτόν που θα ήταν αναμενόμενος σε συμβατικά συστήματα συνεχούς ροής.
- Το SBR είναι απλούστερο σύστημα με συνεπαγόμενη εξοικονόμηση σε χώρο, εξοπλισμό, κεφάλαιο, κόστος λειτουργίας και συντήρησης, με περισσότερη ευελιξία στη λειτουργία και τον έλεγχο.

8. ΒΙΟΑΝΤΙΔΡΑΣΤΗΡΑΣ ΜΕΜΒΡΑΝΗΣ(MBR-MEMBRANE BIOLOGICAL REACTOR)

8.1 ΕΙΣΑΓΩΓΗ

Το 1969 οι Smith et al. δημιούργησαν και εξέτασαν ένα σύστημα που συνδυάζει ένα συμβατικό σύστημα ενεργού ιλύος και εξωτερική διήθηση. Το 1970 οι Hardt et al. διερεύνησαν το διαχωρισμό της ενεργού ιλύος με μεμβράνες υπερδιήθησης.

Στην Ιαπωνία από τα τέλη της δεκαετίας του 1970 μέχρι το 1993, υπήρχαν 39 συστήματα MBR τα οποία χρησιμοποιούνταν για την επεξεργασία βιομηχανικών και αστικών λυμάτων. Στα συστήματα αυτά οι μεμβράνες ήταν τοποθετημένες εξωτερικά από τη δεξαμενή αερισμού, γι' αυτό είναι γνωστά ως εξωτερικά συστήματα MBR. Στα τέλη της δεκαετίας του 1980 η канаδική εταιρεία Zenon Environmental Inc. δραστηριοποιήθηκε στο τομέα των MBR με σκοπό να επεξεργαστεί βιομηχανικά λύματα. Το πρώτο εμπορικά επιτυχημένο σύστημα κατασκευάστηκε το 1982 και ονομάστηκε ZenoGem. Η καινοτομία του ήταν ότι οι μονάδες μεμβρανών ήταν τοποθετημένες εντός της δεξαμενής αερισμού και το σύστημα είναι γνωστό ως εμπυθιζόμενο.

Το 1989 η ιαπωνική κυβέρνηση με αρκετές μεγάλες εταιρείες συνεργάστηκαν με σκοπό την επένδυση σε νέες τεχνολογίες όπως τα MBR για να εγκατασταθούν σε μεγάλα κτιριακά συγκροτήματα για επαναχρησιμοποίηση των λυμάτων. Μία από τις εταιρείες που συμμετείχε στην προσπάθεια, η Kubota, έχει εξελιχθεί σε μία από τις μεγαλύτερες κατασκευάστριες εταιρείες συστημάτων MBR στον κόσμο.

Τα πρώτα ολοκληρωμένα συστήματα MBR εμφανίστηκαν στη Β. Αμερική στα τέλη της δεκαετίας του 1970 και στην Ιαπωνία αρχές δεκαετίας του 1980. Οι μονάδες επεξεργάζονταν λύματα με πολύ μικρές παροχές. Η εγκατάσταση και λειτουργία συστημάτων MBR στην Ευρώπη ξεκίνησε μέσα της δεκαετίας του 1990. Μέχρι τα μέσα του 2004, η WERF(water environment research foundation) αναφέρει πάνω από 1000 τέτοιες

εγκαταστάσεις ανά την υφήλιο. Η συντριπτική πλειοψηφία βρίσκεται στην Ιαπωνία και οι υπόλοιπες μονάδες στη Β. Αμερική(ΗΠΑ, Καναδά) και στην Ευρώπη.

Στην Ευρώπη την τελευταία δεκαετία η ανάπτυξη των συστημάτων MBR έχει προοδεύσει σημαντικά από μικρά πιλοτικά συστήματα σε πλήρους κλίμακας εγκαταστάσεις. Η συγκεκριμένη τεχνολογία συναντάται στην πράξη σε χώρες όπως Γερμανία, Γαλλία, Ιταλία, Ισπανία και Μ. Βρετανία. Η μεγαλύτερη μονάδα MBR στον κόσμο λειτουργεί στο Κάαρστ της Γερμανίας. Είναι γνωστή ως Nordkanal και μπορεί να εξυπηρετήσει έναν ισοδύναμο πληθυσμό περίπου 80.000, ενώ η τελική εκροή καταλήγει στο ποτάμι. Άλλες μεγάλες εγκαταστάσεις MBR βρίσκονται στη Breschia της Ιταλίας και στο Muskat του Ομάν που έχουν χρησιμοποιηθεί μεμβράνες Kubota με αναμενόμενη ζωή 5-10 χρόνια αλλά και στο Verziano της Ιταλίας. Εκεί η εγκατάσταση αποτελείται από τρεις παράλληλες γραμμές επεξεργασίας. Οι δύο είναι συμβατικές γραμμές επεξεργασίας λυμάτων ενώ στην τρίτη έγινε αναβάθμιση του βιολογικού σταθμού με προσθήκη βιοαντιδραστήρα μεμβράνης.

Στην Ελλάδα δεν υπάρχει καμία πλήρους κλίμακας εφαρμογή MBR για την επεξεργασία αστικών υγρών αποβλήτων. Πιλοτική εφαρμογή συστήματος MBR που λειτουργεί για δυόμιση χρόνια υπάρχει στη Μεταμόρφωση Αττικής σε συνεργασία Ε.Μ.Π. και ΕΥΔΑΠ Α.Ε. με τα αποτελέσματα στην εκροή να είναι ενθαρρυντικά.

8.2 ΔΙΕΡΓΑΣΙΕΣ ΜΕΜΒΡΑΝΩΝ

Πριν από την περιγραφή της τεχνολογίας MBR, είναι σκόπιμο να γίνει μία αναφορά στις βασικές έννοιες και όρους των διεργασιών διαχωρισμού με μεμβράνες. Ο όρος διεργασίες μεμβρανών αναφέρεται σε σύγχρονες φυσικοχημικές τεχνικές διαχωρισμού που εκμεταλλεύονται τις διαφορές στην υδραυλική διαπερατότητα των διαφόρων συστατικών ενός και του αυτού μείγματος. Ως τεχνικές διαχωρισμού, οι διεργασίες μεμβρανών ευρίσκουν πολλές και ποικίλες βιομηχανικές εφαρμογές, όπως στην παραγωγή πόσιμου νερού, στην επεξεργασία αστικών και βιομηχανικών υγρών αποβλήτων, στις γεωργικές βιομηχανίες φυτικών προϊόντων, στις βιομηχανίες γάλακτος, στις βιομηχανίες φαρμάκων, στις βιομηχανίες χάρτου, στην υφαντουργία, στις βιομηχανίες ελαστικών.

Σύμφωνα με την ορολογία της IUPAC(1996), ως μεμβράνη μπορεί να ορισθεί μία δομή που διαθέτει πολύ μεγαλύτερες πλευρικές διαστάσεις σε σχέση με το πάχος της και μέσω της οποίας δύναται να λάβει χώρα μεταφορά μάζας υπό την επίδραση μιας ποικιλίας

από ωθούσες δυνάμεις. Διαφορετικά, θα μπορούσαμε να πούμε ότι οι μεμβράνες είναι λεπτά μοριακά φύλλα από πλαστικά ή κεραμικά υλικά, τα οποία διαθέτουν διακεκριμένη πορώδη δομή και επιτρέπουν επιλεκτικά τη διέλευση μέσω αυτών ορισμένων συστατικών ενός μείγματος, παρεμποδίζοντας ταυτόχρονα τη διέλευση άλλων συστατικών του ίδιου μείγματος.

Στις περισσότερες διεργασίες μεμβρανών παρατηρούνται τρία ρεύματα. Κατά τη διάρκεια του διαχωρισμού, το προς επεξεργασία μείγμα ή ρεύμα τροφοδοσίας ωθείται μέσω αντλίας έναντι της επιφάνειας της μεμβράνης, με αποτέλεσμα την εμφάνιση ενός ρεύματος προϊόντος και ενός ρεύματος απόρριψης. Ως ημιπερατό φράγμα, η μεμβράνη είναι ιδιαίτερα διαπερατή σε ορισμένα συστατικά του ρεύματος τροφοδοσίας και λιγότερο διαπερατή(ή αδιαπερατή) σε άλλα. Τα διαπερατά συστατικά διέρχονται μέσω της μεμβράνης, ενώ τα μη διαπερατά συγκρατούνται στην πλευρά του ρεύματος τροφοδοσίας. Επομένως το ρεύμα προϊόντος ή διήθημα είναι σχετικά απαλλαγμένο από τα μη διαπερατά συστατικά, σε αντίθεση με το ρεύμα απόρριψης ή κατακράτημα ή συμπύκνωμα που χαρακτηρίζεται από υψηλή συγκέντρωση μη διαπερατών συστατικών.

8.3 ΤΑΞΙΝΟΜΗΣΗ ΜΕΜΒΡΑΝΩΝ ΚΑΙ ΔΙΕΡΓΑΣΙΩΝ ΜΕΜΒΡΑΝΩΝ

Οι μεμβράνες ταξινομούνται συνήθως βάσει των αντίστοιχων διεργασιών διαχωρισμού στις οποίες χρησιμοποιούνται. Οι διεργασίες μεμβρανών που ευρίσκουν εφαρμογή στην επεξεργασία υγρών αποβλήτων περιλαμβάνουν τη μικροδιήθηση, την υπερδιήθηση, τη νανοδιήθηση, την αντίστροφη όσμωση και την ηλεκτροδιαπίδυση. Στους βιοαντιδραστήρες μεμβρανών χρησιμοποιούνται ως επί το πλείστον μεμβράνες μικροδιήθησης και υπερδιήθησης.

Η διάκριση μεταξύ των διάφορων διεργασιών μεμβρανών μπορεί να γίνει βάσει ενός αριθμού διαφορετικών κριτηρίων, όπως το είδος του υλικού από το οποίο είναι κατασκευασμένη η μεμβράνη, η φύση της ωθούσας δύναμης, ο μηχανισμός διαχωρισμού που κυριαρχεί και τέλος το ονομαστικό μέγεθος του επιτυγχανόμενου διαχωρισμού.

Στο «εγχειρίδιο διήθησεως με μεμβράνες» της εταιρίας Osmonics Inc(2001), οι τέσσερις βασικές διεργασίες μεμβρανών περιγράφονται ως ακολούθως:

- Μικροδιήθηση είναι η διεργασία μεμβρανών κατά την οποία, θεωρητικά τουλάχιστον, λαμβάνει χώρα απόρριψη των αιωρούμενων στερεών και μόνο,

ενώ ακόμη και οι πρωτεΐνες διέρχονται μέσω της μεμβράνης χωρίς ιδιαίτερη δυσκολία. Πάντως και όσον αφορά τη μικροδιήθηση, υπάρχει μεγάλη απόσταση μεταξύ του τι ισχύει θεωρητικά και τι συμβαίνει στην πραγματικότητα.

- Υπερδιήθηση είναι η διεργασία μεμβρανών κατά την οποία λαμβάνει χώρα απόρριψη των αιωρούμενων στερεών και των συστατικών υψηλού μοριακού βάρους, όπως οι πρωτεΐνες, ενώ όλα τα συστατικά χαμηλού μοριακού βάρους διέρχονται χωρίς δυσκολία μέσω της μεμβράνης. Επομένως στην υπερδιήθηση, η απόρριψη μόνο και δισακχαριτών, αλάτων, αμινοξέων, ανόργανων οξέων και καυστικού νατρίου είναι, τουλάχιστο θεωρητικά, μηδενική.
- Νανοδιήθηση είναι η διεργασία μεμβρανών κατά την οποία λαμβάνει χώρα απόρριψη μόνο των πολλαπλά φορτισμένων ανιόντων, όπως θειικών ή φωσφορικών, ενώ τα μονοφορτισμένα ανιόντα διέρχονται μέσω της μεμβράνης. Επιπλέον, κατά τη νανοδιήθηση λαμβάνει χώρα απόρριψη μη φορτισμένων διαλυμένων συστατικών και θετικά φορτισμένων ιόντων, σε ποσοστό που εξαρτάται από το μέγεθος και το σχήμα των εκάστοτε μορίων. Τέλος, η απόρριψη χλωριούχου νατρίου που επιτυγχάνεται με τη νανοδιήθηση κυμαίνεται μεταξύ 0-50%, ανάλογα με τη συγκέντρωση του ρεύματος τροφοδοσίας.
- Αντίστροφη όσμωση είναι η πλέον «στενή» διεργασία μεμβρανών που εφαρμόζεται σε διαχωρισμούς υγρού/υγρού. Βάσει θεωρητικής αρχής, το μόνο υλικό που διέρχεται μέσω της μεμβράνης κατά την αντίστροφη όσμωση είναι τα μόρια του νερού. Από την άλλη μεριά, η απόρριψη οποιουδήποτε διαλυμένου ή αιωρούμενου συστατικού είναι πλήρης.

Για λόγους πληρότητας, πρέπει να αναφερθεί ότι η ηλεκτροδιαπίδυση είναι η διεργασία μεμβρανών ιονανταλλαγής, η οποία καθιστά δυνατό το διαχωρισμό, τη συμπύκνωση και τον καθαρισμό επιλεγμένων ιόντων ενός υδάτινου μείγματος.

Με εξαίρεση την ηλεκτροδιαπίδυση που στηρίζεται στη διαφορά ηλεκτρικού δυναμικού, η δύναμη που κινεί τη διεργασία διαχωρισμού (ωθούσα δύναμη) σε όλες τις παραπάνω περιπτώσεις είναι η διαφορά πίεσης (υποπίεση) μεταξύ των δύο πλευρών της μεμβράνης, μεταξύ δηλαδή της πλευράς τροφοδοσίας και της πλευράς παραλαβής του διηθήματος. Η διαφορά πίεσης αναφέρεται ως διαμεμβρανική πίεση, το ύψος της οποίας διαφέρει από διεργασία σε διεργασία. Έτσι, ενώ η μικροδιήθηση

και η υπερδιήθηση μπορούν να χαρακτηριστούν ως διεργασίες χαμηλής διαμεμβρανικής πίεσης, δεν ισχύει το ίδιο για τη νανοδιήθηση και την αντίστροφη όσμωση. Ειδικά στην περίπτωση της αντίστροφης όσμωσης, η διαμεμβρανική πίεση λειτουργίας μπορεί να φθάσει έως και τα 150 bar, μιας και πρέπει πάντοτε να ξεπεραστεί η οσμωτική πίεση του προς διαχωρισμό διαλύματος.

Οι διεργασίες μεμβρανών διαφέρουν μεταξύ τους και ως προς το είδος των χρησιμοποιούμενων μεμβρανών. Έτσι, οι μεμβράνες μικροδιήθησης και υπερδιήθησης χαρακτηρίζονται ως πορώδεις μεμβράνες, ενώ οι μεμβράνες νανοδιήθησης και αντίστροφης όσμωσης ως πυκνές μεμβράνες. Στις πορώδεις μεμβράνες, ο διαχωρισμός επιτυγχάνεται μηχανικά και επομένως η μικροδιήθηση και η υπερδιήθηση προσεγγίζουν μηχανιστικά τη διεργασία της συμβατικής διήθησης. Από την άλλη μεριά, στις πυκνές μεμβράνες, ο διαχωρισμός εξαρτάται σε ορισμένο βαθμό από φυσικοχημικές αλληλεπιδράσεις μεταξύ των συγκρατούμενων συστατικών και του υλικού της μεμβράνης. Για το λόγο αυτό, η νανοδιήθηση και η αντίστροφη όσμωση εμφανίζουν μεγαλύτερη εκλεκτικότητα διαχωρισμού σε σχέση με τη μικροδιήθηση και την υπερδιήθηση.

8.4 ΔΟΜΗ ΜΕΜΒΡΑΝΩΝ

Η δομή, το πορώδες και τα χαρακτηριστικά μεταφοράς μάζας των περισσότερων μεμβρανών μικροδιήθησης είναι λίγο ως πολύ σταθερά σε ολόκληρη τη διατομή των μεμβρανών. Τέτοιου είδους μεμβράνες με ομοιογενή δομή διατομής ονομάζονται συμμετρικές ή ισοτροπικές. Ο όρος ισοτροπικές σημαίνει ότι, τουλάχιστο θεωρητικά, οι μεμβράνες μικροδιήθησης διαχωρίζουν κατά τον ίδιο ακριβώς τρόπο, ανεξάρτητα από τη διεύθυνση ροής του ρεύματος τροφοδοσίας(π.χ. από πάνω προς τα κάτω ή από κάτω προς τα πάνω για επίπεδες μεμβράνες).

Σε αντίθεση με τις μεμβράνες μικροδιήθησης, οι μεμβράνες υπερδιήθησης δεν εμφανίζουν ομοιογενή δομή σε ολόκληρη τη διατομή τους, δηλαδή η μορφολογία τους διαφέρει σημαντικά κατά μήκος του πάχους τους. Τέτοιου είδους μεμβράνες ονομάζονται ασυμμετρικές ή ανισοτροπικές και αποτελούνται από μία ενεργό στιβάδα και μία στιβάδα υποστήριξης.

Στις ανισοτροπικές μεμβράνες, ο διαχωρισμός πραγματοποιείται στην ενεργό στιβάδα, η οποία είναι ένας λεπτός φλοιός με χαμηλό πορώδες και πολύ μικρούς

κενούς χώρους. Το χαμηλό πορώδες και οι μικροί πόροι δημιουργούν σημαντική αντίσταση στη ροή που πρέπει να ελαχιστοποιηθεί κατασκευάζοντας την ενεργό στιβάδα όσο λεπτότερη γίνεται. Η ενεργός στιβάδα είναι τόσο λεπτή που δεν έχει καθόλου μηχανική αντοχή. Έτσι, η υπόλοιπη μεμβράνη αποτελείται από μία εξαιρετικά πορώδη στιβάδα που παρέχει μηχανική υποστήριξη και δημιουργεί ελάχιστη υδραυλική αντίσταση. Το πάχος της στιβάδας υποστήριξης σχεδόν αντιστοιχεί στο συνολικό πάχος της μεμβράνης. Από τα προηγούμενα, γίνεται φανερό ότι στις ανισοτροπικές μεμβράνες ο βαθμός συγκράτησης και οι μηχανικές ιδιότητες είναι δυνατό να σχεδιαστούν ξεχωριστά. Προφανώς, η διήθηση μέσω μιας ανισοτροπικής μεμβράνης δεν είναι ίδια και στις δύο διευθύνσεις. Έτσι, η διήθηση στην «εσφαλμένη» διεύθυνση μπορεί να προκαλέσει έμφραξη των πόρων της στιβάδας υποστήριξης, καθώς και αποκόλληση της ενεργού στιβάδας από την υπόλοιπη μεμβράνη.

8.5 ΥΛΙΚΑ ΜΕΜΒΡΑΝΩΝ

Η απόδοση των μεμβρανών εξαρτάται άμεσα από τις φυσικοχημικές ιδιότητες των υλικών κατασκευής τους. Ως ιδανικό θεωρείται το υλικό εκείνο που είναι σε θέση να παράγει υψηλούς όγκους διηθήματος χωρίς να φράσσει ή να ρυπαίνεται και επιπλέον διαθέτει μεγάλη φυσική διάρκεια, είναι χημικά σταθερό και ανθεκτικό, δε βιοαποικοδομείται και τέλος έχει χαμηλό κόστος. Η απουσία ενός τέτοιου ιδανικού υλικού, οδήγησε τη βιομηχανία μεμβρανών στη χρησιμοποίηση μιας μεγάλης ποικιλίας υλικών, τόσο οργανικών όσο και ανόργανων.

Ένα από τα σημαντικότερα χαρακτηριστικά των υλικών που χρησιμοποιούνται στην κατασκευή μεμβρανών είναι η υδροφοβικότητα. Η εν λόγω ιδιότητα συνδέεται έντονα με την τάση των μεμβρανών για ρύπανση. Έτσι τα υδρόφιλα υλικά, τα υλικά δηλαδή που αρέσκονται στην επαφή τους με το νερό, εμφανίζουν μικρή τάση για ρύπανση, σε αντίθεση με τα υδρόφοβα υλικά που δύναται να ρυπανθούν εκτεταμένα. Η υδροφοβικότητα ποσοτικοποιείται με μετρήσεις της γωνίας επαφής, κατά τις οποίες ένα σταγονίδιο νερού ή μια φυσαλίδα αέρα τοποθετείται έναντι της επιφάνειας της μεμβράνης και μετράται η γωνία μεταξύ επιφάνειας και νερού ή αέρα. Οι υδρόφοβες επιφάνειες εμφανίζουν μεγάλες γωνίες επαφής (το σταγονίδιο νερού απλώνεται στην επιφάνεια), ενώ οι υδρόφιλες εμφανίζουν μικρές γωνίες επαφής (το σταγονίδιο νερού

διατηρεί τη σφαιρικότητα του). Αν και η ακριβής τιμή της γωνίας επαφής εξαρτάται από την εφαρμοζόμενη τεχνική μέτρησης και διάφορες άλλες παραμέτρους(π.χ. επιφανειακή τραχύτητα), συνήθως κυμαίνεται από περίπου 40° με 50°για την οξική κυτταρίνη έως περίπου 110° για το πολυπροπυλένιο.

Στην περίπτωση των οργανικών υλικών, η υδροφοβικότητα είναι άμεσα εξαρτώμενη από τη χημική σύσταση του εκάστοτε πολυμερούς. Έτσι, πολυμερή που διαθέτουν ιονισμένες λειτουργικές ομάδες, πολικές ομάδες, ομάδες που περιέχουν οξυγόνο και υδροξυ-ομάδες, τείνουν να είναι ιδιαίτερος υδρόφιλα. Δυστυχώς, οι χημικές ιδιότητες που ενισχύουν την υδροφιλικότητα έχουν την τάση να ελαττώνουν τη χημική, μηχανική και θερμική σταθερότητα, καθώς τα μόρια του νερού δρουν ως πλαστικοποιητές για τα υδρόφιλα υλικά.

Τα οργανικά υλικά που χρησιμοποιούνται κατά κόρον στη βιομηχανία μεμβρανών περιλαμβάνουν το πολυπροπυλένιο, το πολυβινυλιδενοφθορίδιο, τις πολυσουλφόνες και πολυαιθερικές σουλφόνες και την οξική κυτταρίνη, αν και ορισμένοι κατασκευαστές μεμβρανών δεν αποκαλύπτουν λεπτομέρειες σχετικά με τη χημεία των υλικών τους.

Άλλα οργανικά υλικά που χρησιμοποιούνται στην κατασκευή μεμβρανών είναι χλωριούχα πολυβινύλια, πολυαμίδια, πολυακρυλικά, συμπολυμερή του ακρυλονιτριλίου και του βινυλοχλωριδίου, πολυβινυλική αλκοόλη, καθώς και ακετυλιωμένη κυτταρίνη. Τέλος, μεταξύ των ανόργανων υλικών που χρησιμοποιούνται για την κατασκευή μεμβρανών κυριαρχούν το διοξείδιο του τιτανίου και του ζirkονίου. Οι μεμβράνες από ανόργανα πυροσωματωμένα υλικά χαρακτηρίζονται από εξαιρετική θερμική και χημική σταθερότητα, το κόστος όμως κατασκευής τους είναι ιδιαίτερος υψηλό.

8.6 ΓΕΩΜΕΤΡΙΕΣ ΚΑΙ ΔΙΑΤΑΞΕΙΣ ΜΕΜΒΡΑΝΩΝ

Η γεωμετρία της μεμβράνης, ο τρόπος δηλαδή με τον οποίο μορφώνεται και διατάσσεται, είναι καθοριστικής σημασίας για τον προσδιορισμό της αποτελεσματικότητας της διεργασίας διαχωρισμού. Η βασική δομική μονάδα ενός συστήματος διαχωρισμού με μεμβράνες αναφέρεται στην αγγλική βιβλιογραφία ως membrane module (στα ελληνικά, ο εν λόγω όρος θα μπορούσε να αποδοθεί ως πακέτο μεμβρανών), και προκύπτει από την επισώρευση πολλών (από μερικές δεκάδες μέχρι αρκετές εκατοντάδες ή χιλιάδες) ανεξαρτήτων μεταξύ τους μεμβρανικών στοιχείων (membrane elements), που είναι οι μεμβράνες αυτές καθαυτές. Από την ενσωμάτωση πολλών ανεξάρτητων μεταξύ τους modules σε μία ενιαία και συμπαγή κατασκευή προκύπτει τελικά η ολοκληρωμένη διάταξη διαχωρισμού.

Για ένα μεμονωμένο μεμβρανικό στοιχείο, η βέλτιστη γεωμετρία ή διαμόρφωση είναι εκείνη που εμφανίζει τα κάτωθι χαρακτηριστικά:

- Μεγάλη επιφάνεια μεμβράνης ανά μονάδα συνολικού όγκου module
- Υψηλός βαθμός τύρβης για αποτελεσματικότερη μεταφορά μάζας στην πλευρά τροφοδοσίας
- Χαμηλή ενεργειακή κατανάλωση ανά μονάδα όγκου παραγόμενου διηθήματος
- Χαμηλό κόστος ανά μονάδα επιφάνειας μεμβράνης
- Χαμηλή πτώση πίεσης
- Ευκολία στον καθαρισμό ή την αντικατάσταση των μεμβρανών
- Ευκολία ενσωμάτωσης σε module

Ορισμένα από τα προαναφερθέντα χαρακτηριστικά είναι αμοιβαίως αποκλειόμενα. Για παράδειγμα, η δημιουργία έντονα τυρβώδους ροής συνεπάγεται αύξηση της ενεργειακής κατανάλωσης. Επιπλέον, ο απευθείας μηχανικός καθαρισμός των μεμβρανών είναι δυνατός μόνο σε μονάδες με μικρό λόγο επιφάνειας προς συνολικό όγκο, όπου είναι εύκολη η πρόσβαση των μεμβρανών. Τέλος, δεν είναι δυνατή η επίτευξη μεγάλου λόγου επιφάνειας μεμβράνης ανά συνολικό όγκο module δίχως τη χρησιμοποίηση στενών καναλιών τροφοδοσίας, κάτι που επηρεάζει αρνητικά τις συνθήκες καθαρισμού και τη δημιουργία τύρβης.

Επί του παρόντος, στο χώρο των διεργασιών διαχωρισμού με μεμβράνες χρησιμοποιούνται πέντε βασικές διατάξεις μεμβρανών, καθεμιά με τα πλεονεκτήματα και τους περιορισμούς της. Οι διατάξεις αυτές, οι οποίες βασίζονται είτε σε επίπεδη είτε σε κυλινδρική γεωμετρία, είναι:

1. Σωληνωτή(ή σωληνοειδής) διάταξη
2. Διάταξη πλακών και πλαισίου
3. Διάταξη κοίλων ινών
4. Διάταξη σπειροειδούς περιέλιξης

Στη *σωληνωτή διάταξη (tubular, TU)*, η μεμβράνη αποτελεί την εσωτερική επιφάνεια ενός σωλήνα υποστήριξης από πορώδη ανοξείδωτο χάλυβα ή ενισχυμένες ίνες γυαλιού και διάμετρο της τάξης των 1-2.5 mm ή και μεγαλύτερη. Πολλοί τέτοιοι σωλήνες τοποθετούνται σε κατάλληλα κυλινδρικά περιβλήματα ευρισκόμενα υπό πίεση. Η ροή του ρεύματος τροφοδοσίας είναι αξονική, ενώ το διήθημα ακολουθεί ακτινική ροή και εξάγεται από τα τοιχώματα του σωλήνα. Το συμπύκνωμα συνεχίζει να κινείται στο σωλήνα κατά την αξονική διεύθυνση. Η σωληνωτή διάταξη χρησιμοποιείται γενικά για την επεξεργασία υγρών με υψηλή συγκέντρωση αιωρούμενων στερεών και έντονο δυναμικό έμφραξης. Στα πλεονεκτήματά της περιλαμβάνονται η δυνατότητα καλού ελέγχου της ροής και η μεγάλη ευκολία καθαρισμού. Από την άλλη μεριά, ο ρυθμός παραγωγής διηθήματος σε σχέση με το συνολικό όγκο της διάταξης είναι χαμηλός, ενώ το κόστος των μεμβρανών είναι γενικά μεγάλο.



Σχήμα 8.1: Διατάξεις σωληνοειδών μεμβρανών

Η διάταξη πλακών και πλαισίου (*plate and frame, PF*) δομείται από modules που αποτελούνται από σειρά επίπεδων μεμβρανικών φύλλων και πλακών υποστήριξης. Το προς επεξεργασία υγρό κινείται μεταξύ των στενών καναλιών που σχηματίζονται από τις γειτονικές πλάκες στήριξης των μεμβρανών. Εμφανίζονται προβλήματα έμφραξης των διαύλων ροής, η διάταξη μπορεί όμως να αποσυναρμολογηθεί και να καθαριστεί μηχανικά. Αναφέρεται και ως διάταξη επίπεδων φύλλων (*flat sheet, FS*).



Σχήμα 8.2: Διάταξη μεμβρανών τύπου πλακών και πλαισίου

Η διάταξη κοίλων ινών (*hollow fibers, HF*) δομείται από modules που προκύπτουν από την επισώρευση εκατοντάδων ή χιλιάδων τριχοειδών μεμβρανικών σωληνίσκων διαμέτρου 0.2-0.5 mm. Η όλη διάταξη περικλείεται από κέλυφος ευρισκόμενο υπό πίεση. Η τροφοδοσία μπορεί να γίνει από την εξωτερική (ροή από έξω προς τα μέσα) ή από την εσωτερική (ροή από μέσα προς τα έξω) επιφάνεια των ινών. Στα πλεονεκτήματα της εν λόγω διάταξης περιλαμβάνονται η μεγάλη επιφάνεια μεμβράνης ανά μονάδα συνολικού όγκου, η δυνατότητα καλού ελέγχου της ροής και το σχετικά χαμηλό κόστος. Από την άλλη μεριά, εμφανίζονται προβλήματα έμφραξης και δυσκολία στον καθαρισμό, ο οποίος κατά βάση επιτυγχάνεται με αντιστροφή της ροής.



Σχήμα 8.3: Διάταξη(κασέτα) εμβαπτισμένων μεμβρανών τύπου κοίλων ινών

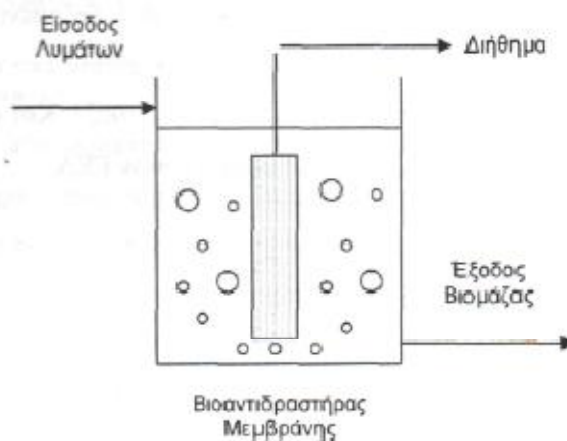
Στη διάταξη σπειροειδούς περιέλιξης(*spiral wound, SW*), ένα εύκαμπτο πλέγμα διαχωρισμού ροής (για το διήθημα) τοποθετείται μεταξύ δύο επίπεδων μεμβρανικών φύλλων. Οι μεμβράνες στεγανοποιούνται σε τρεις πλευρές, ενώ ένας διάτρητος σωλήνας συλλογής του διηθήματος προσαρμόζεται στην πλευρά των μεμβρανών που παραμένει ανοιχτή. Μετά την προσθήκη ενός δεύτερου εύκαμπτου πλέγματος διαχωρισμού ροής (για την τροφοδοσία), τα επίπεδα φύλλα τυλίγονται γύρω από το διάτρητο σωλήνα συλλογής, σχηματίζοντας ένα συμπαγές κυλινδρικό σάντουιτς. Η ονομασία της διάταξης αυτής, οφείλεται στο γεγονός ότι οι γραμμές ροής του διηθήματος έχουν ελικοειδή μορφή.

Τέλος, η διάταξη κασέτας πτυχωτών φίλτρων(*pleated-cartridge filters*) χρησιμοποιείται αποκλειστικά σε εφαρμογές μικροδιήθησης. Οι διατάξεις αυτού του είδους προορίζονται συνήθως, βάσει σχεδιασμού, για μία και μόνο χρήση.

8.7 ΑΡΧΗ ΛΕΙΤΟΥΡΓΙΑΣ ΣΥΣΤΗΜΑΤΟΣ MBR

Ο αντιδραστήρας MBR προκύπτει από την ενσωμάτωση ενός αντιδραστήρα αιωρούμενης βιομάζας και μιας μονάδας διήθησης μέσω μεμβρανών σε μία ενιαία διεργασία. Το κλασικό σύστημα MBR επιτυγχάνει διαχωρισμό του υγρού από τα στερεά και η αρχή λειτουργίας του είναι απλή. Η βιολογική επεξεργασία των λυμάτων λαμβάνει χώρα κανονικά

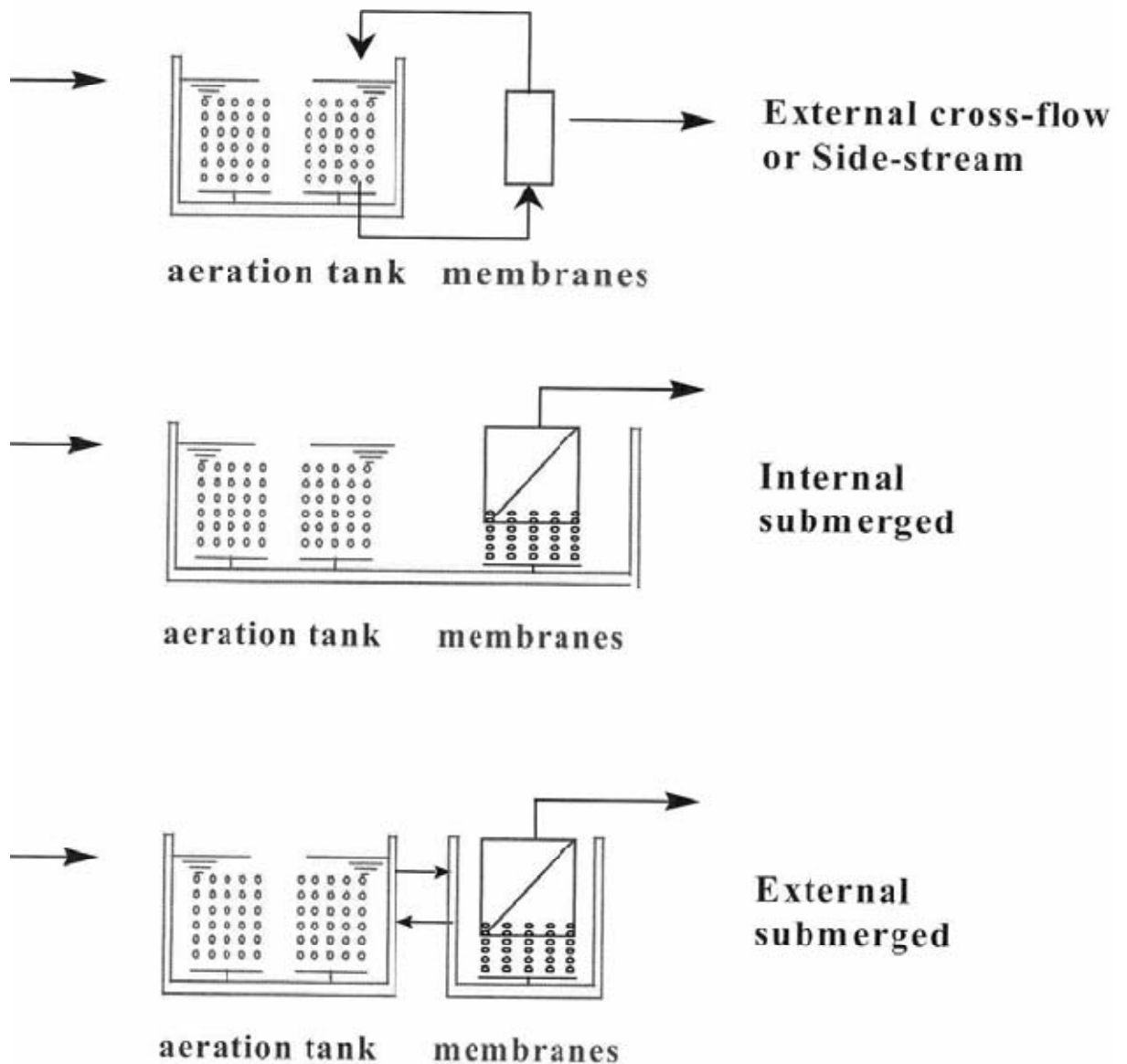
στους αντιδραστήρες και το ανάμικτο υγρό διηθείται ώστε να διαχωριστεί η τελική εκροή των λυμάτων από την ιλύ. Η διήθηση πραγματοποιείται είτε με την εφαρμογή χαμηλής πίεσης στο διήθημα, ώστε το διήθημα να περάσει μέσα από τη μεμβράνη ενώ τα στερεά να κατακρατηθούν απ' τις μεμβράνες. Η κατακράτηση των σωματιδίων από τις μεμβράνες οφείλεται αποκλειστικά στο μεγαλύτερο μέγεθος των σωματιδίων σε σχέση με τους πόρους της μεμβράνης. Το μεγαλύτερο πρόβλημα του συστήματος αποτελεί η έμφραξη των πόρων των μεμβρανών από την επικάθιση ουσιών στη μεμβράνη. Για την αντιμετώπιση της έμφραξης και την παράταση της ζωής της μεμβράνης εφαρμόζονται διάφορα μέσα καθαρισμού όπως ο χημικός και ο υδραυλικός καθαρισμός. Όμως και η σωστή λειτουργία του όλου συστήματος συμβάλλει στον περιορισμό της έμφραξης. Η λειτουργία της μεμβράνης και το είδος καθαρισμού που απαιτείται εξαρτάται σε μεγάλο βαθμό από τη διάταξη των μεμβρανών.



Σχήμα 8.4: Γενική αρχή λειτουργίας βιοαντιδραστήρα μεμβράνης

Τα συστήματα MBR που επιτελούν διαχωρισμό των στερεών απ' το υγρό διακρίνονται σε τρία συστήματα ανάλογα με το είδος της διάταξης: στα εξωτερικά συστήματα MBR(external cross-flow MBR), στα εσωτερικά εμβυθιζόμενα συστήματα MBR(internally submerged MBR) και στα εξωτερικά εμβυθιζόμενα συστήματα MBR(externally submerged MBR). Στα εξωτερικά συστήματα οι μονάδες μεμβρανών είναι τοποθετημένες έξω από τους βιολογικούς αντιδραστήρες. Οι βιολογικές διεργασίες πραγματοποιούνται κανονικά στους αντιδραστήρες και η βιομάζα τροφοδοτείται μετά υπό πίεση σε ένα κύκλωμα ανακυκλοφορίας μέσα στο οποίο περιέχονται οι μονάδες των μεμβρανών και στο οποίο επιτυγχάνεται ο

διαχωρισμός των στερεών απ' το υγρό. Το διήθημα αφαιρείται και αποτελεί τη τελική εκροή, το μεγαλύτερο μέρος του συμπυκνώματος επανακυκλοφορείται στον αντιδραστήρα, ενώ ένα μικρό μέρος του αφαιρείται ως περίσσεια ιλύς. Για το διαχωρισμό της βιομάζας χρησιμοποιούνται συνήθως σωληνοειδείς διατάξεις μεμβρανών που λειτουργούν υπό καθεστώς cross-flow. Η δημιουργία διαμεμβρανικής πίεσης, αλλά και η ρύθμιση των υδροδυναμικών συνθηκών στο εσωτερικό των σωληνοειδών μεμβρανών γίνεται μέσω αντλίας. Στα εσωτερικά εμβυθιζόμενα συστήματα, η μεμβράνη είναι βυθισμένη μέσα στον αερόβιο αντιδραστήρα. Η διήθηση πραγματοποιείται ταυτόχρονα με τις βιολογικές διεργασίες, ενώ δεν υπάρχει κύκλωμα ανακυκλοφορίας καθώς η διήθηση λαμβάνει χώρα μέσα στον αντιδραστήρα. Υπό αυτές τις συνθήκες η διαμεμβρανική πίεση λειτουργίας προκύπτει από το υδραυλικό ύψος του υγρού πάνω από τη μεμβράνη. Σε ορισμένα συστήματα, η αύξηση της διαμεμβρανικής πίεσης λειτουργίας υποβοηθείται από την εφαρμογή ήπιας αναρρόφησης μέσω αντλίας κενού. Το εξωτερικά εμβυθιζόμενο σύστημα αποτελεί μια παραλλαγή των δύο άλλων διατάξεων καθώς οι μεμβράνες βυθίζονται σε μια ανεξάρτητη δεξαμενή μετά τους βιολογικούς αντιδραστήρες. Το διήθημα αφαιρείται από αυτή τη δεξαμενή, ενώ μέρος της βιομάζας επανακυκλοφορείται απ' τη δεξαμενή της διήθησης στη δεξαμενή αερισμού. Στις εμβυθιζόμενες διατάξεις, η περίσσεια ιλύς αφαιρείται κατευθείαν απ' τη δεξαμενή που είχαν τοποθετηθεί οι μεμβράνες.



Σχήμα 8.5: Εναλλακτικές διατάξεις για το αερόβιο σύστημα διαχωρισμού στερεών/υγρού

8.8 ΕΜΦΡΑΞΗ

Η έμφραξη στα συστήματα MBR αποτελεί το μεγαλύτερο λειτουργικό πρόβλημα και εμποδίζει την ταχύτερη διάδοση και εφαρμογή των συστημάτων αυτών στην επεξεργασία τόσο των αστικών όσο και των βιομηχανικών λυμάτων.

Ο όρος έμφραξη αναφέρεται στη δυνητική συσσώρευση και απόθεση σωματιδίων στην επιφάνεια(cake layer) και το εσωτερικό της μεμβράνης, λόγω της απόρριψης του απ' τη μεμβράνη. Τα σωματίδια αυτά είναι κυρίως οργανικά στερεά(αιωρούμενα στερεά, κολλοειδή, μακρομόρια) αλλά και ανόργανα συστατικά(άλατα) και ιζήματα τα οποία περιέχονται στο τροφοδοτούμενο υγρό.

Η έμφραξη έχει ως αποτέλεσμα την αύξηση της αντίστασης στη ροή του διηθήματος, λόγω συσσώρευσης σωματιδίων είτε στην επιφάνεια είτε στο εσωτερικό της μεμβράνης. Μειώνεται η παραγωγικότητα της δεδομένης επιφάνειας των μεμβρανών και μικραίνει ο κύκλος ζωής τους. Αυξάνεται έτσι το πάγιο και λειτουργικό κόστος.

Υπάρχουν τρεις μηχανισμοί υπεύθυνοι για την αύξηση της αντίστασης στη ροή του διηθήματος, η στένωση των πόρων της μεμβράνης(pore narrowing), η απόφραξη των πόρων(pore plugging) και η δημιουργία ενός ζελατινώδους στρώματος στην επιφάνεια της μεμβράνης που είναι γνωστό ως cake layer.

Η στένωση των πόρων της μεμβράνης οφείλεται στην προσρόφηση και στη συσσώρευση σωματιδίων που είναι αρκετά μικρότερα σε μέγεθος από αυτά των πόρων της μεμβράνης. Η απόφραξη των πόρων συμβαίνει όταν σωματίδια που έχουν περίπου ίδιο μέγεθος παγιδεύονται μέσα στους πόρους ανάμεσα στο υλικό των μεμβρανών. Συνήθως οι πόροι μικρότερου μεγέθους είναι πιο ευπαθείς σε αυτό το μηχανισμό έμφραξης γιατί υπάρχουν περισσότερα σωματίδια που είναι στο ίδιο ή και μεγαλύτερο μέγεθος απ' αυτά. Η δημιουργία του ζελατινώδους στρώματος συμβαίνει όταν σωματίδια συσσωρεύονται πάνω στη μεμβράνη σχηματίζοντας ένα στρώμα ακαθαρσιών.

Υπάρχουν διάφορα είδη έμφραξης που παρατηρούνται στις μεμβράνες υπερδιήθησης και μικροδιήθησης των MBR και μπορούν να διαχωριστούν σε δύο κατηγορίες, τη μικροέμφραξη και τη μακροέμφραξη ανάλογα με το μέγεθος των συσσωρευμένων σωματιδίων. Η μικροέμφραξη στα συστήματα MBR μπορεί να' ναι φυσική, ανόργανη, οργανική και βιολογική.

Η φυσική έμφραξη αναφέρεται στην απόφραξη των πόρων των μεμβρανών από σωματίδια(pore plugging), το οποίο έχει ως αποτέλεσμα τη μείωση της επιφάνειας της μεμβράνης που πραγματοποιείται αποδοτικά η διήθηση. Η ανόργανη έμφραξη είναι γνωστή με τον όρο scaling και προκαλείται από την ιζηματοποίηση των λιγότερο διαλυτών ανόργανων ουσιών. Τα προβλήματα scaling εμφανίζονται κυρίως σε αναερόβια συστήματα MBR και σε αερόβια MBR τα οποία επεξεργάζονται βιομηχανικά λύματα. Στα αερόβια MBR που επεξεργάζονται αστικά λύματα το μεγαλύτερο πρόβλημα scaling είναι αυτό των επικαθίσεων ανθρακικού ασβεστίου στις μεμβράνες. Η οργανική έμφραξη προκαλείται από

προσρόφηση οργανικών ουσιών στις επιφάνειες των μεμβρανών, εσωτερικά και εξωτερικά, ενώ η βιολογική έμφραξη προκαλείται από την προσκόλληση και την ανάπτυξη μικροοργανισμών στην επιφάνεια της μεμβράνης.

Η οργανική και βιολογική έμφραξη περιλαμβάνουν προσρόφηση μακρομορίων που δημιουργούν βιοφίλμ στην επιφάνεια της μεμβράνης. Το βιοφίλμ μπορεί να περιλαμβάνει χουμικές ουσίες, λίπη, πολυσακχαρίτες και άλλες ουσίες, προσκόλληση γρήγορα προσκολλώμενων μικρομορίων από το ανάμικτο υγρό και δημιουργία αποικιών και ανάπτυξη βακτηριδίων με την επακόλουθη προσκόλληση και έκκριση εξωκυτταρικών πολυμερών ουσιών και τη δημιουργία βιοφίλμ. Η οργανική αλλά ιδιαίτερα η βιολογική έμφραξη (biofouling) έχουν πολύ μεγάλο ενδιαφέρον στα συστήματα MBR γιατί συμβάλουν πολύ περισσότερο στην έμφραξη των μεμβρανών από άλλα είδη έμφραξης. Περισσότερο από 50% των επικαθίσεων στις μεμβράνες έχουν να κάνουν με τη δημιουργία βιοφίλμ στην επιφάνεια των μεμβρανών. Η δημιουργία βιοφίλμ είναι εύκολη καθώς απαιτείται κυρίως η παρουσία θρεπτικών συστατικών και οξυγόνου. Πέρα απ' το μειονέκτημα της μείωσης της διαπερατότητας της μεμβράνης, το βιοφίλμ έχει και ευεργετική δράση καθώς κάνει τη μεμβράνη πιο επιλεκτική απορρίπτοντας ουσίες που η μεμβράνη θα άφηνε να περάσουν στο διήθημα. Έτσι συμβάλλει στην επίτευξη της καλύτερης εκροής. Σε αρκετές εφαρμογές MBR έχει παρατηρηθεί ότι η ποιότητα της τελικής εκροής καλυτερεύει στα αρχικά στάδια λειτουργίας και μετά σταθεροποιείται κυρίως σε σχέση με την απομάκρυνση παθογόνων μικροοργανισμών απ' το διήθημα. Η αυξητικά απολυμαντική ικανότητα του συστήματος οφείλεται στην ανάπτυξη βιοφίλμ.

Η μακροέμφραξη οφείλεται στη δημιουργία του cake layer δηλαδή του ζελατινώδους στρώματος στην επιφάνεια της μεμβράνης και η έμφραξη από αντικείμενα που κανονικά πρέπει να αφαιρούνται στο στάδιο προεπεξεργασίας (φύλλα, τρίχες, χαρτί, πλαστικά), αλλά για κάποιο λόγο ξεφεύγουν και εισέρχονται στη μονάδα βιολογικής επεξεργασίας λυμάτων.

Όλοι οι παράγοντες που σχετίζονται με τον σχεδιασμό και τη λειτουργία ενός συστήματος MBR συμβάλλουν στην έμφραξη των μεμβρανών. Σύμφωνα με τον Judd, 2004, οι βασικοί παράγοντες που επηρεάζουν την έμφραξη στα συστήματα MBR είναι τα φυσικά και χημικά χαρακτηριστικά των μονάδων των μεμβρανών δηλαδή οι λειτουργικές συνθήκες που επικρατούν στο σύστημα και τα χαρακτηριστικά των λυμάτων και της βιομάζας.

8.9 ΚΑΘΑΡΙΣΜΟΣ ΜΟΝΑΔΑΣ ΜΕΜΒΡΑΝΩΝ

Η ρύπανση των μεμβρανών αποτελεί κοινό χαρακτηριστικό όλων των συστημάτων MBR, επηρεάζει δε καθοριστικά τόσο την απόδοση, όσο και την οικονομία τους. Η πλήρης αποφυγή της ρύπανσης είναι ανέφικτη, καθώς εκδηλώνεται ακόμη και σε καλά ορισμένες υποκρίσιμες συνθήκες λειτουργίας των MBR, δηλαδή σε συνθήκες κατά τις οποίες η ρύπανση αναμένεται να είναι, τουλάχιστο θεωρητικά, μηδενική. Ο καθαρισμός των μεμβρανών είναι ένας από τους σημαντικότερους παράγοντες για την εξασφάλιση της απρόσκοπτης λειτουργίας του συστήματος. Κατά τη διάρκεια της λειτουργίας του συστήματος, οι μεμβράνες σταδιακά φράζουν από οργανικές και ανόργανες ουσίες. Για τον περιορισμό της έμφραξης και την παράταση του χρόνου ζωής των μεμβρανών εφαρμόζεται ένας συνδυασμός μεθόδων καθαρισμού.

- Χαλάρωση και πλύση με αντιστροφή της ροής διήθησης(αντίστροφη έκπλυση)
- Δημιουργία συνθηκών έντονα τυρβώδους ροής κοντά στην επιφάνεια της μεμβράνης μέσω αερισμού ή μέσω ενίσχυσης των συνθηκών cross-flow.
- Χημικός καθαρισμός
- Λειτουργία του συστήματος σε χαμηλές τιμές ροής παραγόμενου διηθήματος.

Η χαλάρωση και η αντίστροφη πλύση αποτελούν τις συχνότερα εφαρμοζόμενες τεχνικές φυσικού καθαρισμού των μεμβρανών. Η χαλάρωση των μεμβρανών, βασίζεται στην περιοδική παύση της διήθησης για σύντομο χρονικό διάστημα, της τάξης ολίγων δευτερολέπτων, για παράδειγμα παύση της διήθησης για 10-20 s κάθε 5-10 min. Η αντίστροφη πλύση στα συστήματα MBR πραγματοποιείται μέσα στο σύστημα και κατά τη διάρκεια της λειτουργίας των μεμβρανών με την παύση της διεργασίας της διήθησης και με την αντιστροφή της πίεσης, ώστε το νερό να κινηθεί προς την αντίθετη κατεύθυνση και να ξεπλυθούν οι μεμβράνες. Οι εφαρμοζόμενες υψηλές ταχύτητες αντίστροφης ροής εξασφαλίζουν τη διάλυση και απομάκρυνση των στερεών επικαθίσεων από την εσωτερική επιφάνεια των μεμβρανών. Σε αρκετές περιπτώσεις, ο φυσικός καθαρισμός των μεμβρανών πραγματοποιείται με συνδυασμένη εφαρμογή των παραπάνω τεχνικών(μικτός καθαρισμός).

Σε MBR βυθιζόμενων μεμβρανών, η τοποθέτηση κατάλληλων διαχυτήρων αέρα στη βάση των μεμβρανών εξασφαλίζει τις απαραίτητες υδροδυναμικές συνθήκες λειτουργίας, καθώς η ανοδική κίνηση του διαφασικού ρευστού(ενεργός ιλύς και αέρας) συμβάλλει στη διαρκή απόξεση και αποκόλληση των στερεών αποθέσεων από την εξωτερική επιφάνεια των μεμβρανών. Ο ρυθμός παροχέτευσης αέρα εμφανίζει συνήθως μια βέλτιστη τιμή, πέραν της οποίας οποιαδήποτε αύξηση της έντασης του αερισμού έχει πολύ μικρή ή καθόλου επίδραση

στον περιορισμό της ρύπανσης. Επομένως, η βελτιστοποίηση των συνθηκών αερισμού είναι μείζονος σημασίας, τόσο για τη μεγιστοποίηση της αναστολής του φαινομένου της ρύπανσης, όσο και για τον περιορισμό του κόστους κατανάλωσης ενέργειας.

Ο χημικός καθαρισμός αναφέρεται στην εφαρμογή διάφορων μεθόδων πλύσης των μεμβρανών με χρήση χημικών διαλυμάτων. Ο χημικός καθαρισμός μπορεί να είναι ημερήσιος, για ήπια χημική ενίσχυση της αντίστροφης πλύσης, εβδομαδιαίος, για συντήρηση των βοηθητικών εξαρτημάτων και σωληνώσεων, ή ετήσιος, για εκτεταμένη απομάκρυνση της αντιστρεπτής ρύπανσης των μεμβρανών και επανάκτηση της διαπερατότητας τους. Η επιλογή των διαλυμάτων και των συνθηκών χημικού καθαρισμού βασίζεται πρωτίστως στις ιδιότητες του υλικού κατασκευής των μεμβρανών. Συνήθως χρησιμοποιούνται διαλύματα υποχλωριώδους νατρίου και κιτρικού οξέως, λόγω της συμβατότητας των εν λόγω αντιδραστηρίων με τα περισσότερα υλικά κατασκευής μεμβρανών αλλά και λόγω του χαμηλού κόστους. Το υποχλωριώδες νάτριο χρησιμοποιείται για την καταπολέμηση της βιορύπανσης, για την απομάκρυνση δηλαδή ισχυρά προσροφημένων υλικών βιολογικής προέλευσης από την εσωτερική και εξωτερική επιφάνεια των μεμβρανών. Η χρησιμοποίηση κιτρικού οξέως, από την άλλη, αποσκοπεί στην απομάκρυνση ανόργανων ρυπαντών που δημιουργούν επικαθίσεις στο εσωτερικό των πόρων. Σε MBR βυθιζόμενων μεμβρανών, η διαδικασία χημικού καθαρισμού περιλαμβάνει την απομάκρυνση των μεμβρανών από τον βιοαντιδραστήρα, ξέπλυμα με καθαρό νερό, εμφύσηση σε δεξαμενή με το διάλυμα πλύσης για αρκετές ώρες και τέλος εκ νέου ξέπλυμα με καθαρό νερό για απομάκρυνση της περίσσειας χλωρίου. Εναλλακτικά, γίνεται διοχέτευση του διαλύματος πλύσης με αντίστροφη ροή υπό βαρύτητα.

Υπό φυσιολογικές συνθήκες, η τρέχουσα γενιά των μονάδων MBR πλήρους κλίμακας λειτουργεί σε αποδεκτά χαμηλές τιμές ροής παραγόμενου διηθήματος. Για την αντιμετώπιση περιστάσεων αυξημένης παροχής τροφοδοσίας, όπως έπειτα από μια έντονη βροχόπτωση, είναι επιτρεπτή η λειτουργία των μονάδων, για σύντομο χρονικό διάστημα, σε υψηλότερες τιμές ροής. Η διαστασιολόγηση των μονάδων γίνεται συνήθως για υδραυλικό φορτίο αιχμής διπλάσιο της μέσης παροχής τροφοδοσίας. Μετά την αποκατάσταση της φυσιολογικής λειτουργίας υπό χαμηλή ροή, το μεγαλύτερο μέρος της ρύπανσης που προκύπτει κατά την περίοδο υδραυλικής αιχμής απομακρύνεται εύκολα μέσω αερισμού. Η λειτουργία σε χαμηλές τιμές ροής οδηγεί σε αύξηση του επενδυτικού κόστους για την κατασκευή των μονάδων, λόγω της μεγαλύτερης απαιτούμενης επιφάνειας των μεμβρανών.

Θα πρέπει να πραγματοποιείται έλεγχος για αντικατάσταση των μεμβρανών μετά από 8000-16000 ώρες λειτουργίας και γενικά όταν η παροχή εξόδου των επεξεργασμένων έχει μειωθεί κατά 10-15% λόγω των επικαθίσεων. Οι μεμβράνες θα πρέπει να αντικαθίστανται

όταν κατά τον έλεγχο τους διαπιστώνονται φθορές στην επιφάνεια τους καθώς και το σύστημα θα πρέπει να ελέγχεται συχνά για τυχόν διαρροές.

8.10 ΣΥΓΚΕΝΤΡΩΣΗ ΑΝΑΜΙΚΤΟΥ ΥΓΡΟΥ

Στα κλασικά συστήματα ενεργού ιλύος η συγκέντρωση του ανάμικτου υγρού (MLSS) προκύπτει από τη βελτιστοποίηση του συνολικού όγκου του βιολογικού αντιδραστήρα και της δεξαμενής τελικής καθίζησης. Η τιμή των MLSS κυμαίνεται συνήθως μεταξύ 3.000-4.500 mg/l, ενώ υψηλότερες συγκεντρώσεις δε συμφέρουν γιατί δυσχεραίνουν την καθιζησιμότητα της ιλύος, με αποτέλεσμα να απαιτείται μεγαλύτερη δεξαμενή τελικής καθίζησης με συνεπακόλουθη αύξηση του κόστους κατασκευής. Στα συστήματα MBR η δεξαμενή τελικής καθίζησης καταργείται με αποτέλεσμα τα χαρακτηριστικά καθιζησιμότητας της ιλύος να μην έχουν καμία επίπτωση στη λειτουργία του συστήματος. Επομένως τα συστήματα MBR έχουν τη δυνατότητα να λειτουργήσουν αποδοτικά σε πολύ υψηλότερες συγκεντρώσεις του ανάμικτου υγρού, οι οποίες μπορεί να κυμαίνονται από 10.000 έως 20.000 mg/l. Η λειτουργία του MBR σε υψηλές συγκεντρώσεις ανάμικτου υγρού είναι πλεονεκτική γιατί μειώνονται οι ολικές απαιτήσεις των δεξαμενών σε όγκο με αποτέλεσμα να μειώνεται σημαντικά η συνολική έκταση της εγκατάστασης επεξεργασίας λυμάτων. Αυτό επιφέρει μειώσεις τόσο στο κόστος αγοράς της γης όσο και στο συνολικό κατασκευαστικό κόστος της εγκατάστασης.

Πρέπει να τονιστεί ότι πολύ υψηλές συγκεντρώσεις MLSS (<25.000 mg/l) δε θεωρούνται λειτουργικές σε μεγαλύτερης κλίμακας MBR καθώς υπάρχει κίνδυνος ανάπτυξης αναερόβιων συνθηκών λόγω της δυσκολίας μεταφοράς του οξυγόνου στη βιομάζα. Επιπλέον αυξάνεται πολύ το ενεργειακό κόστος, λόγω της λιγότερο αποδοτικής μεταφοράς του οξυγόνου στη βιομάζα αλλά και λόγω του εντατικότερου καθαρισμού που απαιτείται. Για το λόγο αυτό οι προτεινόμενες συγκεντρώσεις λειτουργίας είναι από 6.000-15.000 mg/l.

8.11 ΑΠΟΛΥΜΑΝΣΗ

Ένα μεγάλο πλεονέκτημα των συστημάτων MBR είναι ότι μπορούν να επιτύχουν σημαντική μείωση των παθογόνων μικροοργανισμών, χωρίς τη χρήση κάποιου μέσου απολύμανσης. Οι μεμβράνες συγκρατούν ένα μεγάλο αριθμό βακτηριδίων και ιών με συνέπεια η τελική εκροή να πληροί τα απαιτούμενα μικροβιολογικά όρια για νερά κολύμβησης που προσδιορίζονται στην ευρωπαϊκή οδηγία 76/160. Το μέγεθος των πόρων των μεμβρανών στα MBR κυμαίνεται συνήθως μεταξύ 0,01μm-5μm, όμως έχει παρατηρηθεί ότι το σημείο αποκοπής είναι πολύ μικρότερο με συνέπεια να κατακρατούνται μικροοργανισμοί με πολύ μικρότερα μεγέθη όπως ορισμένοι ιοί. Αυτό συμβαίνει γιατί η έμφραξη και ιδιαίτερα η συγκέντρωση πόλωσης (δημιουργία ζελατινώδους στρώματος στην επιφάνεια της μεμβράνης) μειώνουν σημαντικά τον ελεύθερο χώρο των πόρων και επομένως μειώνουν το πραγματικό σημείο αποκοπής. Σε κάθε περίπτωση, ο βαθμός απολύμανσης που επιτυγχάνεται με τα MBR εξαρτάται από το μέγεθος των πόρων των μεμβρανών.

8.12 ΠΛΕΟΝΕΚΤΗΜΑΤΑ ΣΥΣΤΗΜΑΤΩΝ MBR

Το βασικό πλεονέκτημα του συστήματος MBR είναι ότι επιτυγχάνει με σταθερότητα και αξιοπιστία πολύ υψηλή ποιότητα εκροής του επεξεργασμένου λύματος. Το MBR λύνει το μεγαλύτερο πρόβλημα που αντιμετωπίζουν τα συστήματα της ενεργού ιλύος, αυτό της προβληματικής καθίζησης της ιλύος στη δεξαμενή τελικής καθίζησης. Το πρόβλημα καθιζησιμότητας της ιλύος οφείλεται συνήθως στην υπερβολική ανάπτυξη νηματοειδών μικροοργανισμών, οι οποίοι δυσχεραίνουν τη συσσωμάτωση των βιοκροκίδων, με αποτέλεσμα να υπάρχει κίνδυνος διαφυγής της ιλύος στη τελική εκροή. Όμως ακόμα και όταν η δεξαμενή τελικής καθίζησης λειτουργεί ικανοποιητικά και το στρώμα της ιλύος καθιζάνει, υπάρχουν πάντα μεμονωμένα σωματίδια τα οποία έχουν πολύ χαμηλές ταχύτητες ζωνικής καθίζησης με αποτέλεσμα να παρασύρονται στη τελική εκροή του διαυγασμένου νερού και να επιβαρύνουν την ποιότητα εκροής. Αντιθέτως στα συστήματα MBR, η διήθηση δεν επιτρέπει σε καμία περίπτωση τη δίοδο αιωρούμενων στερεών, καθώς το σημείο αποκοπής της μεμβράνης είναι μικρότερο από το μέγεθος των αιωρούμενων στερεών.

Το διήθημα δεν περιέχει καθόλου αιωρούμενα στερεά, ενώ η απόδοση στην απομάκρυνση του COD είναι πολύ υψηλή. Επιπλέον η θολότητα του διηθήματος είναι

μηδαμινή($NTU < 0.3$), ενώ σε συστήματα ενισχυμένης απομάκρυνσης φωσφόρου η απομάκρυνση ολικού φωσφόρου είναι πολύ υψηλή. Η ποιότητα του επεξεργασμένου λύματος πληροί πολύ πιο εύκολα και πιο συχνά τα κριτήρια της οδηγίας της ευρωπαϊκής ένωσης 91/271 σε σχέση με την εκροή ενός συστήματος ενεργού ιλύος.

Στα συστήματα MBR, ο χρόνος παραμονής των στερεών στο σύστημα θ_c , είναι τελείως ανεξάρτητος από τον υδραυλικό χρόνο παραμονής θ , γιατί υπάρχει πλήρης κατακράτηση των στερεών στο σύστημα. Αυτό δίνει τη δυνατότητα μεγαλύτερης ευελιξίας στο χειρισμό του συστήματος, καθώς μπορεί να λειτουργήσει με μεγάλους χρόνους παραμονής των στερεών και χαμηλούς υδραυλικούς χρόνους παραμονής, χωρίς τον κίνδυνο διαφυγής στερεών στην εκροή. Στο κλασικό σύστημα ενεργού ιλύος οι πολύ μεγάλοι χρόνοι παραμονής στερεών αποφεύγονται ($\theta_c > 25$ ημέρες) γιατί δυσχεραίνουν την καθίζηση της ιλύος, καθώς παρατηρούνται φαινόμενα αποκροκίδωσης των βιοκροκίδων λόγω συνθηκών έλλειψης τροφής. Στα συστήματα MBR το μέγεθος και το βάρος των βιοκροκίδων δεν αποτελούν περιοριστικό παράγοντα για τη λειτουργία του συστήματος και επομένως μπορεί το σύστημα να λειτουργήσει με υψηλούς χρόνους παραμονής. Το συνεπακόλουθο της διατήρησης υψηλού θ_c στο σύστημα είναι ότι ευνοείται η διατήρηση αργά αναπτυσσόμενων μικροοργανισμών όπως νιτροποιητές και επομένως προάγεται η διεργασία της νιτροποίησης. Η απομάκρυνση της αμμωνίας στα συστήματα MBR κυμαίνεται σε πολύ υψηλά επίπεδα. Επιπλέον ευνοείται η βιοαποδόμηση δύσκολα βιοδιασπάσιμων οργανικών ουσιών (όπως πολύπλοκες πολυμερείς ενώσεις) οι οποίες θα κατέληγαν στη βιομάζα χωρίς όμως να έχουν σταθεροποιηθεί. Τα συστήματα MBR βελτιώνουν τη βιολογική διεργασία της οξειδωσης της οργανικής ύλης με τη συγκράτηση οργανικών ουσιών (μακρομοριακών ενώσεων) για μεγαλύτερα χρονικά διαστήματα.

Ο συνδυασμός των υψηλών συγκεντρώσεων ανάμικτου υγρού και η πλήρης κατακράτηση των αιρούμενων στερεών από τη μονάδα των μεμβρανών επιτρέπουν τη λειτουργία του συστήματος κάτω από χαμηλές οργανικές φορτίσεις. Οι τιμές του λόγου F/M στα συστήματα MBR είναι συχνά πολύ χαμηλές και κυμαίνονται συνήθως μεταξύ $0,05-0,15 \text{ d}^{-1}$. Οι χαμηλές οργανικές φορτίσεις που επιτυγχάνονται στα συστήματα MBR (που σημαίνει αυξημένους χρόνους παραμονής των στερεών) αφενός δίνει ανταγωνιστικό πλεονέκτημα σε μικροοργανισμούς που αναπτύσσονται αργά (νιτροποιητές) και/ή σε μικροοργανισμούς που αναπτύσσονται σε συνθήκες έλλειψης τροφής και αφετέρου μειώνει σημαντικά την ποσότητα της περίσσειας ιλύος. Στις περισσότερες εφαρμογές MBR η ποσότητα της περίσσειας ιλύος είναι 20-50% λιγότερη σε σύγκριση με το κλασικό σύστημα της ενεργού ιλύος, ακριβώς λόγω των αυξημένων χρόνων παραμονής και των χαμηλών οργανικών φορτίσεων.

Οι μεμβράνες μπορούν να συγκρατήσουν σε μεγάλο βαθμό βακτήρια και παθογόνους μικροοργανισμούς. Στη βιβλιογραφία αναφέρονται υψηλές μειώσεις ολικών και περιπρωματικών κολοβακτηριδίων και σημαντική μείωση των ιών. Λόγω της πολύ υψηλής ποιότητας του διηθήματος, εξαλείφεται η ανάγκη για τριτοβάθμια επεξεργασία με φίλτρα. Επομένως μειώνονται τόσο το κατασκευαστικό όσο και το λειτουργικό κόστος των εγκαταστάσεων επεξεργασίας λυμάτων.

Εκτός από την προστασία της δημόσιας υγείας και του περιβάλλοντος τα συστήματα MBR είναι δυνατόν να παράγουν επεξεργασμένα λύματα ικανά να επαναχρησιμοποιηθούν για άρδευση αγροτικών περιοχών και ανοιχτών χώρων(ιδιαίτερα σε περιόδους με έντονη ξηρασία όπως χώρων πρασίνου, πρανών δρόμων, πλύσιμο δρόμων, νερό πυρόσβεσης), θέρμανση, ψύξη και άλλες βιομηχανικές δραστηριότητες, τεχνητός εμπλουτισμός υδροφόρων(εμπλουτισμός του υπόγειου υδροφορία για την προστασία κυρίως από την φαλάκρωση).

8.13 ΜΕΙΟΝΕΚΤΗΜΑΤΑ ΣΥΣΤΗΜΑΤΩΝ MBR

Το σύστημα MBR εμφανίζει ορισμένα μειονεκτήματα τα οποία έχουν εμποδίσει την ευρεία εφαρμογή του συστήματος σε εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων μεγάλης κλίμακας. Το βασικότερο μειονέκτημα είναι ότι ακόμη και σήμερα παραμένει μια ακριβή τεχνολογία, συγκρινόμενη με το κλασικό σύστημα ενεργού ιλύος που επιδεικνύει μία φθίνουσα οικονομία κλίμακας. Το πάγιο κόστος των συστημάτων MBR είναι συγκρίσιμο και σε αρκετές περιπτώσεις μικρότερο του αντίστοιχου κόστους του συστήματος της ενεργού ιλύος, κυρίως λόγω της μικρότερης έκτασης που απαιτείται και των λιγότερων και μικρότερων εγκαταστάσεων, το οποίο μεταφράζεται σε χαμηλότερο κατασκευαστικό κόστος. Όμως το λειτουργικό κόστος των συστημάτων MBR είναι αρκετά υψηλότερο σε σύγκριση με το κλασικό σύστημα της ενεργού ιλύος, λόγω της αυξημένης κατανάλωσης ενέργειας που απαιτείται για τον περιορισμό της έμφραξης αλλά και λόγω της ανάγκης αντικατάστασης των μεμβρανών με καινούριες κάθε 4-7 χρόνια. Ακόμη παραμένει το υψηλό κόστος που επιφέρει η προμήθεια και χρήση των μεμβρανών.

Τα συστήματα MBR έχουν εμφανίσει ορισμένα λειτουργικά προβλήματα, τα οποία σχετίζονται κυρίως με την έμφραξη των μεμβρανών και τον αερισμό της βιομάζας. Η έμφραξη μειώνει, τη ροή του διηθήματος σταδιακά και αυξάνει σημαντικά το λειτουργικό κόστος, καθώς απαιτείται συχνός καθαρισμός. Επιπλέον παράμετροι που έχουν σχέση με τον καθαρισμό όπως η συχνότητα καθαρισμού, η συγκέντρωση του διαλύματος, ο χρόνος για τον οποίο πραγματοποιείται αντίστροφη πλύση καθορίζονται εμπειρικά, καθώς δεν έχει γίνει μια ολοκληρωμένη προσπάθεια βελτιστοποίησης αυτών των παραμέτρων.

Τα προβλήματα αερισμού τα οποία έχουν παρατηρηθεί σε ορισμένες εγκαταστάσεις, δεν οφείλονται στο ίδιο το σύστημα MBR, αλλά στο γεγονός ότι λειτουργεί σε υψηλές συγκεντρώσεις ανάμικτου υγρού, οι οποίες πολλές φορές υπερβαίνουν τα 15.000 mg/l. Αυτό δημιουργεί προβλήματα στην αποδοτική μεταφορά οξυγόνου στο σύνολο της βιομάζας και αυξάνει τον κίνδυνο δημιουργίας αναερόβιων συνθηκών καθώς το μεγαλύτερο μέρος του τροφοδοτούμενου αέρα καταναλώνεται προς κάλυψη αναγκών κυτταρικής συντήρησης και όχι για καθαυτή την αερόβια βιοαποδόμηση του ρυπαντικού φορτίου.

9.ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ

Στην παρούσα πτυχιακή εργασία μελετήσαμε τις εξελίξεις στην αερόβια επεξεργασία των υγρών αποβλήτων ώστε να οδηγηθούμε σε σύγχρονες μεθόδους σύμφωνες με τις επιταγές της εποχής που προσδοκούν ικανοποιητικό βαθμό επεξεργασίας των αποβλήτων με χαμηλό ενεργειακό και οικονομικό κόστος.

Η εκτεταμένη ανάπτυξη κι εφαρμογή του συστήματος ενεργού ιλύος οφείλεται στην οικονομία του και στην εξασφάλιση εκροής υψηλής ποιότητας. Η απόδοση μίας εγκατάστασης επεξεργασίας λυμάτων (ΕΕΛ) με τη μέθοδο της ενεργού ιλύος εξαρτάται άμεσα από την ικανότητα της δεξαμενής δευτεροβάθμιας καθίζησης να επιτρέπει την ταχεία καθίζηση της εισερχόμενης σε αυτή βιομάζας και τον διαχωρισμό της από τα επεξεργασμένα λύματα (διαύγαση). Καθοριστικό ρόλο παίζει επίσης και η επαρκής συμπύκνωση της βιομάζας, έτσι ώστε να είναι αποτελεσματική και οικονομική η επανακυκλοφορία της. Τόσο η ταχύτητα καθίζησης της βιομάζας όσο και ο βαθμός συμπύκνωσής της, εξαρτώνται από τη φύση των βιοκροκίδων. Τα λειτουργικά προβλήματα όμως της μεθόδου αυτής μας αναγκάζουν σε πολλούς και συχνούς ελέγχους καθώς και σε μεγάλη κατανάλωση ενέργειας. Ακόμη σημαντικότερο μειονέκτημα είναι ο χώρος που καταλαμβάνει η μονάδα που θα στηριχθεί στη μέθοδο αυτή και το αισθητικό αποτέλεσμα.

Το κόστος κατασκευής μιας τυπικής μονάδος MBR είναι μικρότερο μιας αντιστοίχου μονάδος ενεργού ιλύος (Παρατεταμένος Αερισμός) λόγω της μικρότερης έκτασης που χρειάζεται, ενώ το κόστος λειτουργίας/συντήρησης υψηλότερο, με σαφείς τάσεις μείωσης, λόγω κυρίως των προβλημάτων έμφραξης.

Θεμέλιο λίθο του ελέγχου της εμφάνισης του φαινομένου της έμφραξης των μεμβρανών, αποτελεί ο εντοπισμός μιας κατάστασης ισορροπίας μεταξύ του χρόνου διήθησης, αλλά και του όγκου του διηθήματος που διέρχεται μέσω των μεμβρανών αυτών καθώς, αναλόγως των κατασκευαστικών προδιαγραφών λειτουργίας τους, και με σωστό προγραμματισμό του σταδίου διήθησης μπορεί να μεγιστοποιηθεί το διάστημα εμφάνισης έμφραξης των μεμβρανών, να περιορισθεί η ανάγκη καθαρισμού των μεμβρανών και κατ' επέκταση ο κίνδυνος καταστροφής τους από πιθανή αστοχία της διαδικασίας καθαρισμού.

Ο αντιδραστήρας SBR είναι αρκετά ευέλικτο σύστημα για την επεξεργασία υγρών αποβλήτων. Το γεγονός πως μπορεί κανείς να επιλέξει μια στρατηγική λειτουργίας και πολύ εύκολα να αλλάξει εντελώς τη συμπεριφορά του συστήματος, απλά και μόνο διαφοροποιώντας τη χρονική διάρκεια της κάθε φάσης, καθιστά το SBR ένα ελκυστικό σύστημα. Σε απότομες φορτίσεις, τα φορτία γίνονται ανεκτά(αρκεί να χωρούν στη δεξαμενή) και η ποιότητα επεξεργασίας είναι αρκετά ικανοποιητική. Επίσης είναι μεγάλο κέρδος ο χώρος που καταλαμβάνει ένα τέτοιο σύστημα και θα μπορούσε να αποτελέσει μια ορθή λύση σε τουριστικές περιοχές στη χώρα μας, όπου η εξεύρεση χώρων και η κοινωνική αποδοχή είναι πολύ δύσκολη.

ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

1. Μαρκαντωνάτος Γ., Επεξεργασία και διάθεση υγρών αποβλήτων, Αθήνα 1986.
2. Κανελλοπούλου Δ.-Τσερπελή Ο., Βιολογική απομάκρυνση αζώτου από υγρά απόβλητα με χρήση αντιδραστήρα διαλείποντος έργου με περιοδική λειτουργία(SBR), Πάτρα Νοέμβριος 1997.
3. Μπάφας Ι.-Νταλταγιάννης Σ., Μελέτη βιολογικής απομάκρυνσης φωσφόρου σε αντιδραστήρα SBR με χρήση μικτής καλλιέργειας, Πάτρα Ιούνιος 1996.
4. Ανδρεαδάκης Α.-Κασίρη Α.-Μαμαής Δ., Τεχνολογία αντιμετώπισης περιβαλλοντικών επιπτώσεων, Τόμος Α, Επεξεργασία και διάθεση αποβλήτων, Πάτρα 2001.
5. Τσιούμα Β., Διερεύνηση της επίδρασης της ηλικίας ιλύος στην προσρόφηση των ουσιών Nonylphenol, Triclosan και Bisphenol-Υπολογισμός κινητικών προσρόφησης κατά Freundlich, Μυτιλήνη 2006.
6. Λίτας Γ., Συνεπεξεργασία διασταλλαγμάτων Χ.Υ.Τ.Α. & προσομοιωμένου αστικού αποβλήτου με πιλοτικό βιοαντιδραστήρα εμβαπτισμένων μεμβρανών μικροδιήθησης, Θεσσαλονίκη 2009.
7. Λοϊζίδου Μ., Προχωρημένες μέθοδοι επεξεργασίας λυμάτων, Ορεστιάδα Ιανουάριος 2009.
8. Ελευθερίου Ι., Διερεύνηση της έμφραξης των μεμβρανών και της απομάκρυνσης ολικού οργανικού άνθρακα σε πιλοτικό σύστημα βιοαντιδραστήρα μεμβράνης, Ιούνιος 2007.
9. Ζαχαρίας Μ., Διαχείριση υγρών αποβλήτων με αποκεντρωμένα συστήματα επεξεργασίας, Καρδίτσα 2005.
10. Τσιλογεώργη Ι., Κλασματοποίηση διαλυτής οργανικής ύλης στα διασταλλάγματα ΧΥΤΑ-βιολογικές μέθοδοι επεξεργασίας, Θεσσαλονίκη 2008.
11. Carini D., Treatment of industrial wastewater using chemical-biological sequencing batch biofilm reactor(SBBR) processes, Zurich 1999.
12. Environment protection agency(office of water Washington D. C.), Wastewater technology fact sheet, Sequencing batch reactors, September 1999.

13. Garbely D., Merritt M., Monroe B., Munger S., The Bali water project, small scale wastewater treatment systems and surface water quality in Bali, Indonesia December 2002.
14. Athanasopoulos N., Cotton and cotton blend textile finishing wastewater: from bench scale to full scale treatment plant, Patra 1986.
15. Osmonics, Membrane filtration handbook: practical tips and hints, USA 2001.
16. Φούγιας Ε., Λειτουργικά προβλήματα στις εγκαταστάσεις ενεργού ιλύος, Πηγή, τεύχος 46, σελ. 40-43, 2007.
17. Γκανάσιος Γ., Εισήγηση για συστήματα διαλειπτόμενης λειτουργίας (SBR, sequencing batch reactors), 1^{ος} κύκλος ενημερωτικών εκδηλώσεων για το περιβάλλον, Θεσσαλονίκη 1998.
18. Αθανασόπουλος Ν., Ρύπανση και προστασία περιβάλλοντος.