



ΕΘΝΙΚΟ ΜΕΤΣΟΒΙΟ ΠΟΛΥΤΕΧΝΕΙΟ

**ΣΧΟΛΗ ΠΟΛΙΤΙΚΩΝ ΜΗΧΑΝΙΚΩΝ
ΔΙΑΤΜΗΜΑΤΙΚΟ – ΔΙΕΠΙΣΤΗΜΟΝΙΚΟ
ΠΡΟΓΡΑΜΜΑ ΜΕΤΑΠΤΥΧΙΑΚΩΝ
ΣΠΟΥΔΩΝ**

**ΕΠΙΣΤΗΜΗ ΚΑΙ ΤΕΧΝΟΛΟΓΙΑ
ΥΔΑΤΙΚΩΝ ΠΟΡΩΝ**

**ΚΑΤΕΥΘΥΝΣΗ Β: ΠΟΙΟΤΗΤΑ ΥΔΑΤΩΝ
ΚΑΙ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΙΚΗ ΤΕΧΝΟΛΟΓΙΑ**

**ΔΙΕΡΕΥΝΗΣΗ ΤΗΣ ΕΠΙΔΡΑΣΗΣ ΤΗΣ
ΧΛΩΡΙΩΣΗΣ ΣΤΗ ΝΙΤΡΟΠΟΙΗΤΙΚΗ
ΙΚΑΝΟΤΗΤΑ ΤΗΣ ΕΝΕΡΓΟΥ ΙΛΥΟΣ ΣΕ
ΕΓΚΑΤΑΣΤΑΣΕΙΣ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ
ΑΣΤΙΚΩΝ ΛΥΜΑΤΩΝ**

Κόκκορης Θανάσης

Επιβλέπων: Καθηγητής Δ. Μαμάης

Αθήνα, Ιούνιος 2018

Ευχαριστίες

Μετά την ολοκλήρωση της παρούσας μεταπτυχιακής εργασίας, θα ήθελα να ευχαριστήσω όσους με βοήθησαν κατά τη διάρκεια εκπόνησής της.

Καταρχήν, θα ήθελα να ευχαριστήσω τον επιβλέποντα Καθηγητή κ. Δανιήλ Μαμάη που μου εμπιστεύτηκε την ανάληψη της συγκεκριμένης εργασίας. Η επιστημονική του καθοδήγηση, συμπαράσταση και η διάθεσή του για συνεργασία συνέβαλαν καταλυτικά στην ολοκλήρωσή της.

Εξαιρετικά σημαντική ήταν η βοήθεια του Νίκου Κουρή που με καθοδηγούσε και με συμβούλευε καθ' όλη τη διάρκεια εκπόνησης της μεταπτυχιακής μου εργασίας. Θα ήθελα να ευχαριστήσω, επίσης, όλους τους υπόλοιπους εργαζόμενους στο Εργαστήριο Υγειονομικής Τεχνολογίας για το κλίμα συνεργασίας και την προθυμία τους να με βοηθήσουν σε κάθε δυσκολία που αντιμετώπισα.

Τέλος οφείλω ένα μεγάλο ευχαριστώ στην οικογένειά μου και στους φίλους μου με στηρίζουν όλα αυτά τα χρόνια που χρειάστηκαν ώστε να ολοκληρώσω τη φοίτησή μου στη σχολή Πολιτικών Μηχανικών του Εθνικού Μετσόβιου Πολυτεχνείου, αλλά και στο μεταπτυχιακό πρόγραμμα σπουδών.

Κόκκορης Θανάσης

Ιούνιος, 2018

Περίληψη

Τα Συστήματα Ενεργού Ιλύος αποτελούν τον πιο διαδεδομένο τρόπο επεξεργασίας και απαλλαγής των λυμάτων από το οργανικό φορτίο και τα θρεπτικά, ώστε να αποφεύγονται φαινόμενα ρύπανσης και ευτροφισμού στους υδάτινους αποδέκτες που θα τα δεχθούν. Σε πολλές Εγκαταστάσεις Επεξεργασίας Λυμάτων, όμως, παρατηρούνται συχνά φαινόμενα νηματοειδούς διόγκωσης και αφρισμού. Αποτέλεσμα αυτού, είναι η αστοχία της Δεξαμενής Τελικής Καθίζησης και η διαφυγή στερεών στην τελική εκροή. Η επιστημονική κοινότητα έχει μελετήσει εκτενώς το συγκεκριμένο πρόβλημα και έχει αναπτύξει πολλές μεθόδους αντιμετώπισης.

Μία από τις μεθόδους αντιμετώπισης είναι και η χλωρίωση, με σκοπό την οξείδωση των νηματοειδών μικροοργανισμών. Σκοπός της παρούσας μεταπτυχιακής εργασίας είναι η διερεύνηση της επίδραση του χλωρίου στη νιτροποιητική ικανότητα των συσσωματούμενων μικροοργανισμών σε Σύστημα Ενεργού Ιλύος. Για τη μελέτη αυτή διενεργήθηκαν πειράματα στο Εργαστήριο Υγειονομικής Τεχνολογίας της σχολής Πολιτικών Μηχανικών Ε.Μ.Π. και διήρκησαν από το Σεπτέμβριο 2017 έως το Μάιο 2018. Στήθηκε ένας αντιδραστήρας SBR με ανάμικτο υγρό από την Εγκατάσταση Επεξεργασίας Λυμάτων της Ψυττάλειας και μελετήθηκαν 3 δόσεις χλωρίου (4, 7 και $10 \frac{mg Cl_2}{gr SS*d}$) με δύο διαφορετικές μεθόδους προσθήκης του διαλύματος χλωρίου μες στον αντιδραστήρα. Ο αντιδραστήρας τροφοδοτούταν καθημερινά με συνθετικά λύματα και ελέγχονταν οι συνθήκες λειτουργίας του (pH, O₂, θερμοκρασία, αγωγιμότητα, αμμωνία στην έξοδο). Με πειράματα batch σε διαφορετικά pH (6,8 , 7,3 , 7,8 και 8,3) μετρήθηκε ο ρυθμός κατανάλωσης αμμωνίας (AUR), μέσω του ρυθμού παραγωγής νιτρικών και νιτρωδών. Διενεργήθηκαν, επίσης, αντίστοιχα πειράματα σε μη εγκλιματισμένη βιομάζα από την Ψυττάλεια.

Από τα αποτελέσματα των μετρήσεων προέκυψαν τα εξής βασικά συμπεράσματα: Η επίδραση του χλωρίου σε μία βιομάζα η οποία χλωριώνεται για μεγάλο χρονικό διάστημα, ανεξάρτητα από τον τρόπο προσθήκης, είναι μεγάλη και η αναχαιτίση της νιτροποίησης και της νιτρωδοποίησης σημαντική σε όλα τα pH. Επίσης, η μη εγκλιματισμένη βιομάζα που δέχεται χλώριο για μικρό χρονικό διάστημα δεν αναχαιτίζεται ως προς τη νιτροποιητική της ικανότητα. Τέλος, η βιομάζα του SBR που δέχεται χλώριο παράγει νιτρώδη και μάλιστα όσο αυξάνεται το pH τόσο αυξάνεται και ο ρυθμός νιτρωδοποίησης, σε αντίθεση με τη μη εγκλιματισμένη βιομάζα της Ψυττάλειας.

Abstract

Activated Sludge Systems are the most widely used way of treating and discharging wastewater from organic cargo and nutrients to avoid pollution and eutrophication in the water recipients. However, in many Wastewater Treatment Plants, filamentous bulking and foaming phenomena are often observed. As a result, it is the failure of the Final Settlement Reservoir and the escape of solids in the final effluent. The scientific community has extensively studied this problem and has developed many methods of treatment.

One of the methods of treatment is chlorination, in order to oxidize filamentous microorganisms. The purpose of this postgraduate thesis is to investigate the effect of chlorine on the nitrification capacity of floc-forming microorganisms in Activated Sludge System. For this study experiments were carried out at the Laboratory of Sanitary Technology of the School of Civil Engineering, NTUA and lasts from September 2017 to May 2018. An SBR reactor with mixed fluid from the Psyttalia Wastewater Treatment Plant was installed and three doses of chlorine (4, 7 and 10 $\frac{mg Cl_2}{gr SS*d}$) by two different methods of adding the chlorine solution to the reactor were investigated. The reactor was supplied daily with synthetic sewage and its operating conditions (pH, O₂, temperature, conductivity, ammonia at the final effluent) were controlled. With batch experiments at different pHs (6.8, 7.3, 7.8 and 8.3) the ammonia uptake rate (AUR) was measured through the nitrate and nitrite production rate. Experiments were also performed on non-acclimated biomass from Psyttalia.

The results of the measurements resulted in the following main conclusions: The effect of chlorine on a biomass that is chlorinated for a long time, regardless of the way of addition, is high and the inhibition of nitrification and nitration is important at all pHs. Also, non-acclimated biomass that receives chlorine for a short time is not inhibited in its nitrification capacity. Finally, the chlorine-containing SBR biomass produces nitrite, and as the pH increases, so does the rate of nitration, as opposed to the non-acclimated Psyttalia biomass.

Κατάλογος Πινάκων

Πίνακας 2.1 Γεωγραφική κατανομή νηματοειδών μικροοργανισμών σε εγκαταστάσεις ενεργού ιλύος	21
Πίνακας 2.2 Κατηγορίες νηματοειδών μικροοργανισμών με βάση τις συνθήκες οξυγόνου	24
Πίνακας 2.3 Τοξικές οργανικές ενώσεις.....	37
Πίνακας 3.1 Κύκλος λειτουργίας SBR	40
Πίνακας 3.2 Συγκέντρωση θρεπτικών στην τροφοδοσία	41
Πίνακας 4.1 Υπολογισμός ρυθμού παραγωγής νιτρικών και νιτρωδών control	60
Πίνακας 4.2 Υπολογισμός μέσου όρου και τυπικού σφάλματος.....	60

Κατάλογος Εικόνων

Εικόνα 2.1 Εγκαταστάσεις με έντονα προβλήματα νηματοειδούς αφρισμού	20
Εικόνα 3.1 Αντιδραστήρας SBR στη φάση καθίζησης	41
Εικόνα 3.2 Χλωρίωση στην ανακυκλοφορία [(a) αντλία διαλύματος χλωρίου – (b) αντλία ανακυκλοφορίας].....	43
Εικόνα 3.3 Αντλίες χλωρίωσης (a) και ανακυκλοφορίας (b)	44
Εικόνα 3.4 Αντιδραστήρες batch με ρύθμιση pH.....	47
Εικόνα 3.5 Διαδικασία χλωρίωσης στα ποτήρια ζέσεως.....	47
Εικόνα 3.6 Ζυγός ακριβείας.....	50
Εικόνα 3.7 Φούρνοι των 105 °C (a) και 550 °C (b).....	51
Εικόνα 3.8 Φιαλίδια NO ₃ -N για μέτρηση νιτρικών	51
Εικόνα 3.9 Φασματοφωτόμετρο	52
Εικόνα 3.10 Μέτρηση νιτρώδους αζώτου NO ₂ -N.....	52
Εικόνα 3.11 Συσκευή απόσταξης	53
Εικόνα 3.12 Μέτρηση αλκαλικότητας με τιτλοδότηση.....	54

Κατάλογος Διαγραμμάτων

Διάγραμμα 2.1 Συσχέτιση του ρυθμού ανάπτυξης του κυττάρου με τη θερμοκρασία [Πηγή: Brock Biology of Microorganisms].....	25
Διάγραμμα 2.2. : Ταχύτητα ανάπτυξης των συσσωματούμενων και των νηματοειδών μικροοργανισμών συναρτήσει της διαλυτής τροφής.....	28
Διάγραμμα 2.3 Συσχέτιση δόσης χλωρίου και αναχαίτησης νιτροποίησης [Πηγή: Séka <i>et al.</i> (2002)].....	31
Διάγραμμα 2.4 Επίδραση των δόσεων του χλωρίου στη νιτροποιητική ικανότητα [Πηγή: Marsteller <i>et al.</i> (1992)].....	32
Διάγραμμα 2.5 Βαθμός συσσώρευσης νιτρωδών σε σχέση με τη συγκέντρωση της ελεύθερης αμμωνίας.....	34
Διάγραμμα 2.6 Επίδραση της θερμοκρασίας στη νιτροποίηση [Πηγή: Hao <i>et al.</i> , 1997].....	35
Διάγραμμα 2.7 Επίδραση του pH στους νιτροποιητές [Πηγή: Grady and Lim 1980]	36
Διάγραμμα 4.1 Επίδραση του pH στην παραγωγή νιτρωδών με βιομάζα του SBR....	56
Διάγραμμα 4.2 Επίδραση του pH στην παραγωγή νιτρικών με βιομάζα του SBR.....	56
Διάγραμμα 4.3 Επίδραση του pH στη συνολική κατανάλωση αμμωνίας με βιομάζα του SBR.....	57
Διάγραμμα 4.4 Επίδραση του pH στην παραγωγή νιτρωδών με μη εγκλιματισμένη βιομάζα.....	57
Διάγραμμα 4.5 Επίδραση του pH στην παραγωγή νιτρικών με μη εγκλιματισμένη βιομάζα.....	58
Διάγραμμα 4.6 Επίδραση του pH στη συνολική κατανάλωση αμμωνίας με μη εγκλιματισμένη βιομάζα.....	58
Διάγραμμα 4.7 Σύγκριση της επίδρασης του pH στη συνολική κατανάλωση αμμωνίας στις δύο βιομάζες.....	59
Διάγραμμα 4.8 Ρυθμός παραγωγής νιτρωδών με δόση χλωρίου 4 mg Cl ₂ /grSS-d στον SBR (1 ^η Μέθοδος).....	61
Διάγραμμα 4.9 Ρυθμός παραγωγής νιτρικών με δόση χλωρίου 4 mg Cl ₂ /grVSS-d στον SBR (1 ^η Μέθοδος).....	61
Διάγραμμα 4.10 Συνολικός ρυθμός κατανάλωσης αμμωνίας με δόση χλωρίου 4 mg Cl ₂ /grSS-d στον SBR (1 ^η Μέθοδος).....	62
Διάγραμμα 4.11 Ρυθμός παραγωγής νιτρωδών με δόση χλωρίου 4 mg Cl ₂ /grSS-d σε μη εγκλιματισμένη βιομάζα (1 ^η Μέθοδος).....	63
Διάγραμμα 4.12 Ρυθμός παραγωγής νιτρικών με δόση χλωρίου 4 mg Cl ₂ /grSS-d σε μη εγκλιματισμένη βιομάζα (1 ^η Μέθοδος).....	63
Διάγραμμα 4.13 Συνολικός ρυθμός κατανάλωσης αμμωνίας με δόση χλωρίου 4 mg Cl ₂ /grSS-d σε μη εγκλιματισμένη βιομάζα (1 ^η Μέθοδος).....	64

Διάγραμμα 4.14 Σύγκριση των ρυθμών παραγωγής νιτρωδών των δύο βιομαζών στη δόση 4 mg Cl ₂ /grSS-d (1 ^η Μέθοδος)	65
Διάγραμμα 4.15 Σύγκριση των ρυθμών παραγωγής νιτρικών των δύο βιομαζών στη δόση 4 mg Cl ₂ /grSS-d (1 ^η Μέθοδος)	65
Διάγραμμα 4.16 Σύγκριση των συνολικών ρυθμών κατανάλωσης αμμωνίας των δύο βιομαζών στη δόση 4 mg Cl ₂ /grSS-d (1 ^η Μέθοδος)	66
Διάγραμμα 4.17 Ρυθμός παραγωγής νιτρωδών με δόση χλωρίου 4 mg Cl ₂ /grSS-d στον SBR (2 ^η Μέθοδος)	67
Διάγραμμα 4.18 Ρυθμός παραγωγής νιτρικών με δόση χλωρίου 4 mg Cl ₂ /grSS-d στον SBR (2 ^η Μέθοδος)	67
Διάγραμμα 4.19 Συνολικός ρυθμός κατανάλωσης αμμωνίας με δόση χλωρίου 4 mg Cl ₂ /grSS-d στον SBR (2 ^η Μέθοδος)	68
Διάγραμμα 4.20 Ρυθμός παραγωγής νιτρωδών με δόση χλωρίου 4 mg Cl ₂ /grSS-d σε μη εγκλιματισμένη βιομάζα (2 ^η Μέθοδος)	69
Διάγραμμα 4.21 Ρυθμός παραγωγής νιτρικών με δόση χλωρίου 4 mg Cl ₂ /grSS-d σε μη εγκλιματισμένη βιομάζα (2 ^η Μέθοδος)	69
Διάγραμμα 4.22 Συνολικός ρυθμός κατανάλωσης αμμωνίας με δόση χλωρίου 4 mg Cl ₂ /grSS-d σε μη εγκλιματισμένη βιομάζα (2 ^η Μέθοδος)	70
Διάγραμμα 4.23 Σύγκριση των ρυθμών παραγωγής νιτρωδών των δύο βιομαζών στη δόση 4 mg Cl ₂ /grSS-d (2 ^η Μέθοδος)	71
Διάγραμμα 4.24 Σύγκριση των ρυθμών παραγωγής νιτρικών των δύο βιομαζών στη δόση 4 mg Cl ₂ /grSS-d (2 ^η Μέθοδος)	71
Διάγραμμα 4.25 Σύγκριση των συνολικών ρυθμών κατανάλωσης αμμωνίας των δύο βιομαζών στη δόση 4 mg Cl ₂ /grSS-d (2 ^η Μέθοδος)	72
Διάγραμμα 4.26 Ρυθμός παραγωγής νιτρωδών με δόση χλωρίου 7 mg Cl ₂ /grSS-d στον SBR (2 ^η Μέθοδος)	73
Διάγραμμα 4.27 Ρυθμός παραγωγής νιτρικών με δόση χλωρίου 7 mg Cl ₂ /grSS-d στον SBR (2 ^η Μέθοδος)	73
Διάγραμμα 4.28 Συνολικός ρυθμός κατανάλωσης αμμωνίας με δόση χλωρίου 7 mg Cl ₂ /grSS-d στον SBR (2 ^η Μέθοδος)	74
Διάγραμμα 4.29 Ρυθμός παραγωγής νιτρωδών με δόση χλωρίου 7 mg Cl ₂ /grSS-d σε μη εγκλιματισμένη βιομάζα (2 ^η Μέθοδος)	75
Διάγραμμα 4.30 Ρυθμός παραγωγής νιτρικών με δόση χλωρίου 7 mg Cl ₂ /grSS-d σε μη εγκλιματισμένη βιομάζα (2 ^η Μέθοδος)	75
Διάγραμμα 4.31 Συνολικός ρυθμός κατανάλωσης αμμωνίας με δόση χλωρίου 7 mg Cl ₂ /grSS-d σε μη εγκλιματισμένη βιομάζα (2 ^η Μέθοδος)	76
Διάγραμμα 4.32 Σύγκριση των ρυθμών παραγωγής νιτρωδών των δύο βιομαζών στη δόση 7 mg Cl ₂ /grSS-d (2 ^η Μέθοδος)	77
Διάγραμμα 4.33 Σύγκριση των ρυθμών παραγωγής νιτρικών των δύο βιομαζών στη δόση 7 mg Cl ₂ /grSS-d (2 ^η Μέθοδος)	77

Διάγραμμα 4.34 Σύγκριση των συνολικών ρυθμών κατανάλωσης αμμωνίας των δύο βιομαζών στη δόση 7 mg Cl ₂ /grSS-d (2 ^η Μέθοδος).....	78
Διάγραμμα 4.35 Ρυθμός παραγωγής νιτρωδών με δόση χλωρίου 10 mg Cl ₂ /grSS-d στον SBR (2 ^η Μέθοδος)	79
Διάγραμμα 4.36 Ρυθμός παραγωγής νιτρικών με δόση χλωρίου 10 mg Cl ₂ /grSS-d στον SBR (2 ^η Μέθοδος)	79
Διάγραμμα 4.37 Συνολικός ρυθμός κατανάλωσης αμμωνίας με δόση χλωρίου 10 mg Cl ₂ /grSS-d στον SBR (2 ^η Μέθοδος)	80
Διάγραμμα 4.38 Ρυθμός παραγωγής νιτρωδών με δόση χλωρίου 10 mg Cl ₂ /grSS-d σε μη εγκλιματισμένη βιομάζα (2 ^η Μέθοδος)	81
Διάγραμμα 4.39 Ρυθμός παραγωγής νιτρικών με δόση χλωρίου 10 mg Cl ₂ /grSS-d σε μη εγκλιματισμένη βιομάζα (2 ^η Μέθοδος)	81
Διάγραμμα 4.40 Συνολικός ρυθμός κατανάλωσης αμμωνίας με δόση χλωρίου 10 mg Cl ₂ /grSS-d σε μη εγκλιματισμένη βιομάζα (2 ^η Μέθοδος)	82
Διάγραμμα 4.41 Σύγκριση των ρυθμών παραγωγής νιτρωδών των δύο βιομαζών στη δόση 10 mg Cl ₂ /grSS-d (2 ^η Μέθοδος)	83
Διάγραμμα 4.42 Σύγκριση των ρυθμών παραγωγής νιτρικών των δύο βιομαζών στη δόση 10 mg Cl ₂ /grSS-d (2 ^η Μέθοδος)	83
Διάγραμμα 4.43 Σύγκριση των συνολικών ρυθμών κατανάλωσης αμμωνίας των δύο βιομαζών στη δόση 10 mg Cl ₂ /grSS-d (2 ^η Μέθοδος).....	84
Διάγραμμα 4.44 Ποσοστό αναχαίτισης συνολικής παραγωγής NO _x -N της βιομάζας του SBR.....	85
Διάγραμμα 4.45 Ποσοστό αναχαίτισης συνολικής παραγωγής NO _x -N της μη εγκλιματισμένης βιομάζας της Ψυττάλειας	85

Συντομογραφίες

ΕΕΛ	Εγκατάσταση Επεξεργασίας Λυμάτων
ΔΤΚ	Δεξαμενή Τελικής Καθίζησης
ΑΟΒ	Ammonia Oxidizing Bacteria - Βακτήρια που οξειδώνουν αμμωνία
ΑΥΡ	Ammonia Uptake Rate - Ρυθμός κατανάλωσης αμμωνίας
ΒΟΔ	Biochemical Oxygen Demand - Βιοχημικώς απαιτούμενο οξυγόνο
CΟΔ	Chemical Oxygen Demand - Χημικώς απαιτούμενο οξυγόνο
DΟ	Dissolved Oxygen - Διαλυμένο οξυγόνο
F/M	Food to Microorganism - Λόγος οργανικής φόρτισης
MLSS	Mixed Liquor Suspended Solids - Αιωρούμενα στερεά στο ανάμικτο υγρό
ΝΟΒ	Nitrite Oxidizing Bacteria - Βακτήρια που οξειδώνουν νιτρώδη
SBR	Sequencing Batch Reactor - Αντιδραστήρας διαλείποντος έργου
SRT	Solids Retention Time - Χρόνος παραμονής στερεών
SVI	Sludge Volume Index - Δείκτης καθιζησιμότητας ιλύος
VFA	Volatile Fatty Acid - Πτητικά λιπαρά οξέα
VSS	Volatile Suspended Solids - Πτητικά αιωρούμενα στερεά

Περιεχόμενα

Ευχαριστίες	3
Περίληψη.....	5
Abstract	7
Κατάλογος Πινάκων.....	9
Κατάλογος Εικόνων	10
Κατάλογος Διαγραμμάτων	11
Συντομογραφίες	14
Κεφάλαιο 1 ^ο : Εισαγωγή	17
1.1 Αντικείμενο της εργασίας	17
1.2 Διάρθρωση της εργασίας.....	17
Κεφάλαιο 2 ^ο : Θεωρητικό μέρος.....	19
2.1 Γενικά.....	19
2.2 Το πρόβλημα της νηματοειδούς διόγκωσης.....	19
2.3 Παράγοντες που επηρεάζουν την ανάπτυξη των νηματοειδών μικροοργανισμών	21
2.4 Τρόποι αντιμετώπισης της νηματοειδούς διόγκωσης	27
2.5 Χλώριο και βιολογικές διεργασίες.....	29
2.6 Νιτροποίηση.....	32
2.6.1 Παράγοντες που επηρεάζουν τη νιτροποίηση.....	33
2.7 Στόχοι μεταπτυχιακής εργασίας.....	38
Κεφάλαιο 3 ^ο : Πειραματικό πρωτόκολλο	39
3.1 Γενικά.....	39
3.2 Περιγραφή συστήματος SBR.....	39
3.2.1 Περιγραφή λειτουργίας SBR.....	40
3.2.2 Σύσταση συνθετικών λυμάτων.....	41
3.2.3 Τροφοδοσία συστήματος SBR.....	42
3.3 Χλωρίωση συστήματος.....	42
3.3.1 Μέθοδοι χλωρίωσης.....	42
3.3.2 Διαδικασία παρασκευής διαλύματος χλωρίου	44
3.4 Πειράματα μέτρησης AUR	45
3.5 Πορεία λειτουργίας του συστήματος SBR.....	45
3.6 Πειράματα σε μη εγκλιματισμένη βιομάζα.....	48
3.7 Παρακολούθηση του συστήματος και μετρήσεις	48
Κεφάλαιο 4 ^ο : Αποτελέσματα	55

4.1 Εισαγωγή.....	55
4.2 Επίδραση του pH στη νιτροποιητική ικανότητα.....	55
4.3 1 ^η Μέθοδος προσθήκης χλωρίου – Δόση 4 mg Cl ₂ /gr SS – d.....	59
4.3 2 ^η Μέθοδος προσθήκης χλωρίου.....	66
Κεφάλαιο 5 ^ο : Συμπεράσματα	87
Κεφάλαιο 6 ^ο : Βιβλιογραφία	89

Κεφάλαιο 1^ο: Εισαγωγή

Η ανάπτυξη της τεχνολογίας και της βιομηχανίας, ειδικά τις τελευταίες δεκαετίες, έχει βελτιώσει σε σημαντικό βαθμό τις συνθήκες ζωής του ανθρώπου με την πληθώρα προϊόντων που παράγει. Παράλληλα, όμως, με την ταχεία παραγωγή προϊόντων δημιουργούνται και πολλά υγρά απόβλητα, τα οποία πριν διατεθούν στους υδάτινους αποδέκτες πρέπει να υποστούν και κατάλληλη επεξεργασία. Ο πιο διαδεδομένος τρόπος επεξεργασίας λυμάτων είναι τα Συστήματα Ενεργού Ιλύος. Τα λύματα, αφού συλλεχθούν μέσω των συστημάτων συλλογής, καταλήγουν σε κάποια Εγκατάσταση Επεξεργασίας Λυμάτων (ΕΕΛ). Εκεί, μέσω κατάλληλων βιολογικών, κυρίως, και άλλων φυσικοχημικών διεργασιών, τα λύματα απαλλάσσονται από το οργανικό φορτίο και τα θρεπτικά (N, P) και μπορούν, έτσι, να αποτεθούν σε κάποιο υδάτινο αποδέκτη χωρίς να εγκυμονεί ο κίνδυνος μόλυνσής του ή εμφάνισης φαινομένων ευτροφισμού.

Απαραίτητη διαδικασία για τον καθαρισμό των λυμάτων σε μία ΕΕΛ αποτελεί η δεξαμενή τελικής καθίζησης, όπου και η ίλύς ξεχωρίζεται από την τελική έξοδο η οποία και θα διατεθεί στον αποδέκτη. Συχνά, όμως, στις Εγκαταστάσεις εμφανίζεται μία κατηγορία μικροοργανισμών, οι λεγόμενοι νηματοειδείς, οι οποίοι προκαλούν αφρισμό στη δεξαμενή τελικής καθίζησης, με αποτέλεσμα να μην καθιζάνει η λάσπη και να φεύγει στην έξοδο. Ως εκ τούτου, το οργανικό φορτίο της εξόδου αυξάνεται και ξεπερνά τα επιτρεπτά όρια που έχει θεσπίσει η νομοθεσία. Καλούνται, λοιπόν, οι ΕΕΛ με διάφορους τρόπους, είτε βιολογικούς είτε φυσικοχημικούς, να αντιμετωπίσουν το πρόβλημα της νηματοειδούς διόγκωσης.

1.1 Αντικείμενο της εργασίας

Ο πιο διαδεδομένος τρόπος αντιμετώπισης της νηματοειδούς διόγκωσης ανά τον κόσμο είναι η χλωρίωση. Διάλυμα χλωρίου διοχετεύεται στην ανακυκλοφορία της ίλύς, κατά κύριο λόγο, με σκοπό την οξείδωση των νηματοειδών. Υπάρχει ανησυχία, όμως, κατά πόσο το χλώριο επηρεάζει τις βιολογικές διεργασίες και των συσσωματούμενων μικροοργανισμών που είναι υπεύθυνοι για τον καθαρισμό των λυμάτων και την εύρυθμη λειτουργία του βιολογικού αντιδραστήρα.

Σκοπός της παρούσας μεταπτυχιακής εργασίας είναι η διερεύνηση της επίδρασης του χλωρίου στη νιτροποιητική ικανότητα των μικροοργανισμών μιας Εγκατάστασης Επεξεργασίας Λυμάτων. Για το λόγο αυτό διενεργήθηκαν πειράματα στο Εργαστήριο Υγειονομικής Τεχνολογίας της σχολής Πολιτικών Μηχανικών, όπου μελετήθηκαν διάφορες δόσεις χλωρίου σε διαφορετικά pH και μετρήθηκαν οι ρυθμοί παραγωγής νιτρικών και νιτρικών.

1.2 Διάρθρωση της εργασίας

Η παρούσα μεταπτυχιακή εργασία αποτελείται συνολικά από πέντε κεφάλαια. Στο πρώτο κεφάλαιο περιλαμβάνεται η εισαγωγή, το αντικείμενο και η διάρθρωση της εργασίας.

Το δεύτερο κεφάλαιο περιλαμβάνει το θεωρητικό μέρος, όπου γίνεται βιβλιογραφική ανασκόπηση όπου γίνεται περιγραφή του προβλήματος της νηματοειδούς διόγκωσης και των τρόπων αντιμετώπισης. Στη συνέχεια περιγράφεται η χλωρίωση, ως ένας τρόπος αντιμετώπισης, αλλά και τα προβλήματα που προκαλεί στη νιτροποίηση και τις άλλες βιολογικές διεργασίες. Τέλος, περιγράφεται η διαδικασία της νιτροποίησης αλλά και από ποιους παράγοντες επηρεάζεται.

Το τρίτο κεφάλαιο ασχολείται με το πειραματικό μέρος όπου περιγράφεται ο τρόπος λειτουργίας του πειραματικού αντιδραστήρα ο οποίος χρησιμοποιήθηκε για τη μελέτη της χλωρίωσης της βιομάζας, καθώς και ο τρόπος με τον οποίο πραγματοποιήθηκαν τα batch πειράματα. Περιγράφονται, ακόμα, οι καθημερινές και οι εβδομαδιαίες μετρήσεις που γινόντουσαν για την παρακολούθηση του συστήματος.

Στο τέταρτο κεφάλαιο γίνεται η παρουσίαση των αποτελεσμάτων όπως προέκυψαν από την πειραματική διαδικασία. Παρουσιάζονται τα διαγράμματα με τους ρυθμούς παραγωγής νιτρικών και νιτρικών, αλλά και της συνολικής κατανάλωσης αμμωνίας για τις διαφορετικές δόσεις χλωρίου και τα διάφορα pH που μελετήθηκαν με εγκλιματισμένη βιομάζα από τον πειραματικό αντιδραστήρα και μη εγκλιματισμένη βιομάζα από την Ψυττάλεια, και σχολιάζονται τα αποτελέσματα.

Το πέμπτο κεφάλαιο περιλαμβάνει τα συμπεράσματα, όπου γίνεται η συγκριτική αξιολόγηση των αποτελεσμάτων, με βάση την εκάστοτε μελετώμενη δόση, το pH και το είδος της βιομάζας.

Τέλος, παρουσιάζεται η βιβλιογραφία που χρησιμοποιήθηκε για την παρούσα μεταπτυχιακή εργασία.

Κεφάλαιο 2^ο: Θεωρητικό μέρος

2.1 Γενικά

Το αποτέλεσμα της χρήσης του νερού για οικιακούς, αλλά και άλλους σκοπούς, όπως εμπορικές και βιομηχανικές δραστηριότητες, είναι να αλλοιώνονται τα ποιοτικά χαρακτηριστικά του και να αυξάνονται οι συγκεντρώσεις ρυπαντικών ουσιών (οργανικό φορτίο, άζωτο, φώσφορος, παθογόνα, ενδεχόμενα τοξικές ύλες). Η απόρριψη του χρησιμοποιημένου αυτού νερού, δηλαδή των λυμάτων ή αστικών υγρών αποβλήτων, στο περιβάλλον οδηγεί συχνά στην περιβαλλοντική του επιβάρυνση. Για την αποφυγή των επιπτώσεων αυτών, τα λύματα, αφού συλλεχθούν υφίστανται κατάλληλη επεξεργασία, στην Εγκατάσταση Επεξεργασίας Λυμάτων (ΕΕΛ), με στόχο την ελαχιστοποίηση των ενδεχόμενων δυσμενών επιπτώσεων στον αποδέκτη (Ανδρεαδάκης, 2008).

Η αρχή λειτουργίας μίας Εγκατάστασης Επεξεργασίας Λυμάτων βασίζεται στο συνδυασμό φυσικοχημικών και βιολογικών διεργασιών. Τα κύρια στάδια επεξεργασίας είναι η προεπεξεργασία και η πρωτοβάθμια επεξεργασία, η δευτεροβάθμια επεξεργασία, καθώς και έργα επεξεργασίας ιλύος. Τα στάδια της προεπεξεργασίας και της πρωτοβάθμιας επεξεργασίας περιλαμβάνουν, συνήθως, εσχάρεις, εξαμμωτές, απολιπαντές και δεξαμενές πρωτοβάθμιας καθίζησης. Βασίζονται σε φυσικοχημικές διαδικασίες και επιτυγχάνουν μερική απομάκρυνση των αιωρούμενων στερεών και του BOD. Το στάδιο της δευτεροβάθμιας επεξεργασίας περιλαμβάνει το βιολογικό αντιδραστήρα και δεξαμενές τελικής καθίζησης. Η λειτουργία του βιολογικού αντιδραστήρα βασίζεται κυρίως σε βιολογικές διαδικασίες, όπου ετεροτροφικοί και αυτοτροφικοί μικροοργανισμοί απομακρύνουν το οργανικό φορτίο και τα θρεπτικά (άζωτο, φώσφορο) από τα λύματα. Η δεξαμενή τελικής καθίζησης έχει ως στόχο τη διαύγαση των λυμάτων και το διαχωρισμό της στερεής με την υγρή φάση. Η υγρή φάση διατίθεται στον υδάτινο αποδέκτη ενώ μέρος της στερεής επιστρέφεται στον βιολογικό αντιδραστήρα και το υπόλοιπο οδηγείται στα έργα επεξεργασίας ιλύος (πάχυνση, χώνευση, αφυδάτωση) (Ανδρεαδάκης, 2008).

2.2 Το πρόβλημα της νηματοειδούς διόγκωσης

Ένα συχνό φαινόμενο που αντιμετωπίζουν οι ΕΕΛ σε ποσοστό μεγαλύτερο από 50% ανά τον κόσμο είναι η αστοχία της λειτουργίας της δεξαμενής τελικής καθίζησης (ΔΤΚ). Για την επίτευξη υψηλού βαθμού απόδοσης της ΔΤΚ είναι αναγκαία η δημιουργία βιομάζας με καλά χαρακτηριστικά καθίζησης, έτσι ώστε να αποτρέπεται η διαφυγή στερεών στην έξοδο. Η καθιζησιμότητα της ιλύος προσδιορίζεται με τον δείκτη SVI (sludge volume index), με χαμηλές τιμές (< 100 – 150 ml/gSS) να χαρακτηρίζουν καλή καθιζησιμότητα. Αύξηση του δείκτη SVI προκαλεί κακή λειτουργία της ΔΤΚ με πολλές επιπτώσεις στην όλη λειτουργία της εγκατάστασης. Το πρόβλημα αυτό οφείλεται στην ανεξέλεγκτη ανάπτυξη των νηματοειδών μικροοργανισμών σε βάρος των συσσωματούμενων βακτηρίων. Οι νηματοειδείς

μικροοργανισμοί λόγω της μορφολογίας τους εμποδίζουν την καθίζηση και συμπύκνωση της βιομάζας και οδηγούν σε υψηλές τιμές SVI. Επιπροσθέτως, μία συγκεκριμένη κατηγορία νηματοειδών μικροοργανισμών (foam forming filamentous microorganisms) διαθέτουν ιδιαιτέρως υδροφοβικές αλυσίδες κυττάρων με αποτέλεσμα το σχηματισμό ενός πυκνού στρώματος καφέ αφρού, ο οποίος καλύπτει τις δεξαμενές του βιολογικού αντιδραστήρα και τις δεξαμενές τελικής καθίζησης, ενώ μερικές φορές μεταφέρεται και στους χωνευτές (Νουτσόπουλος, Μαμάης). Κατά τη διάρκεια του αφρισμού, ο έλεγχος της δευτεροβάθμιας επεξεργασίας είναι εξαιρετικά δύσκολος, καθώς μέρος της βιομάζας μεταφέρεται στο στρώμα του αφρού, ενώ ταυτόχρονα ο αφρισμός δημιουργεί και προβλήματα στο μηχανολογικό εξοπλισμό της εγκατάστασης. Συνέπεια αυτού είναι η χαμηλής ποιότητας εκροή. Πιο συγκεκριμένα, η υπερχειλίση αφρού από τις δεξαμενές τελικής καθίζησης, συνεπάγεται την παρουσία υψηλών συγκεντρώσεων πτητικών αιωρούμενων στερεών στην τελική εκροή και, άρα, την αύξηση του οργανικού της φορτίου. Επιπρόσθετα, τα στερεά της εκροής είναι και φορείς πολλών παθογόνων μικροοργανισμών, αλλά λόγω της υψηλής θολότητας η χλωρίωση δεν είναι πολύ αποτελεσματική. Ένα ακόμη πρόβλημα που δημιουργείται με τη διαφυγή στερεών είναι η αδυναμία διατήρησης επαρκούς βιομάζας στο σύστημα, με συνέπεια τη μείωση της απόδοσης απομάκρυνσης του οργανικού φορτίου των λυμάτων, αλλά κυρίως της νιτροποίησης, καθώς οι νιτροποιητές έχουν χαμηλότερο ρυθμό ανάπτυξης (Μαρνέρη, 2010).



Εικόνα 2.1 Εγκαταστάσεις με έντονα προβλήματα νηματοειδούς αφρισμού

Οι Eikelboom *et al.* (1998) σε έρευνά τους σε ΕΕΛ της Γερμανίας, της Ελλάδας και της Ολλανδίας έδειξαν ότι ο πιο συχνά εμφανιζόμενος νηματοειδής μικροοργανισμός είναι ο *Microthrix parvicella*, ενώ σε εγκαταστάσεις της Δανίας συναντάται, κυρίως, ο νηματοειδής Type 0041. Οι Madoni *et al.* (2000) σε παρόμοια έρευνα σε 167 ΕΕΛ της Ιταλίας αναφέρουν επίσης πως ο *M. parvicella* είναι ο πιο συχνά εμφανιζόμενος νηματοειδής μικροοργανισμός, με τους Type 0041, *Thiothrix* και *Gorgona amarae* να απαντώνται σε χαμηλότερα ποσοστά. Για την ταυτοποίηση των νηματοειδών μικροοργανισμών έχουν γίνει πολλές μελέτες σε ΕΕΛ ανά τον κόσμο. Τα σημαντικότερα αποτελέσματα συνοψίζονται στον παρακάτω πίνακα (Πίνακας 2.1, Martins *et al.* 2004)

Πίνακας 2.1 Γεωγραφική κατανομή νηματοειδών μικροοργανισμών σε εγκαταστάσεις ενεργού ιλύος

Χώρα	Κύριοι νηματοειδείς μικροοργανισμοί
Αφρική	
Νότια Αφρική	<i>M. parvicella</i> and Types 1851, 0041/0675 and 0914
Ασία	
Ιαπωνία	Type 021N, NALO, <i>S. natans</i> , Type 0041/0675, and <i>Thiothrix</i> sp
Ταϊλάνδη	Types 021N, 1701, 0092, 0041/0675, and NALO
Ευρώπη	
Τσεχία	<i>M. parvicella</i> and Type 0092
Γαλλία	<i>M. parvicella</i> , Types 0041/0675, 0092, and <i>N. limicola</i>
Γερμανία	<i>M. parvicella</i> and Types 1701, 0041/0675, and 0092
Ολλανδία	<i>M. parvicella</i> , Type 021N, <i>H. hydrossis</i> , and Types 0092, 1701, and 0041/0675
Ηνωμένο Βασίλειο	<i>M. parvicella</i> , Type 021N, <i>N. limicola</i> , and NALO
Βόρεια Αμερική	
ΗΠΑ	Types 1701, 021N, 0092, 0041/0675, NALO, and <i>M. parvicella</i>
Ωκεανία	
Αυστραλία	<i>M. parvicella</i> and Types 0041/0675, 0092, and <i>H. hydrossis</i>
Νότια Αμερική	
Αργεντινή	Type 1701, <i>S. natans</i> , NALO, <i>M. parvicella</i> , and Type 0041/0675

(Πηγή: Martins et al. 2004)

Όπως γίνεται φανερό ο *M. parvicella* είναι ο πιο συχνά εμφανιζόμενος νηματοειδής σε όλες της ΕΕΛ ανά τον κόσμο.

2.3 Παράγοντες που επηρεάζουν την ανάπτυξη των νηματοειδών μικροοργανισμών

Η ανάπτυξη των φαινομένων της νηματοειδούς διόγκωσης και του αφρισμού σε συστήματα ενεργού ιλύος συνδέεται άμεσα με τα λειτουργικά χαρακτηριστικά των

ΕΕΛ καθώς και με τα χαρακτηριστικά των λυμάτων. Οι κύριες αιτίες του προβλήματος είναι:

- ο χρόνος παραμονής στερεών
- το καθεστώς ροής
- ο αποδέκτης ηλεκτρονίων
- η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου
- η συγκέντρωση των θρεπτικών
- το pH του ανάμικτου υγρού
- η θερμοκρασία του ανάμικτου υγρού
- τα χαρακτηριστικά των λυμάτων
- η συγκέντρωση επιφανειακών τασιενεργών

Στη συνέχεια ακολουθεί μια αναλυτική περιγραφή των παραγόντων αυτών καθώς και η συσχέτισή τους με την ανάπτυξη των νηματοειδών μικροοργανισμών.

Χρόνος παραμονής στερεών

Ο χρόνος παραμονής στερεών (SRT – Solids Retention Time) επηρεάζει άμεσα τη σύσταση της βιοκοινότητας, καθώς καθορίζει ποιοι μικροοργανισμοί θα αναπτυχθούν. Συστήματα με χαμηλούς χρόνους παραμονής δεν ευνοούν μικροοργανισμούς με χαμηλές ταχύτητες ανάπτυξης, καθώς «ξεπλένονται» από το σύστημα, όπως συμβαίνει με τους νιτροποιητές. Επειδή οι περισσότεροι νηματοειδείς είναι βακτήρια με χαμηλό ρυθμό ανάπτυξης ένα σύστημα με μεγάλο χρόνο παραμονής ευνοεί την ανάπτυξή τους, εις βάρος των συσσωματούμενων βακτηρίων. Για τους περισσότερους νηματοειδείς, όπως και για το *M. parvicella* ο μέγιστος ρυθμός ανάπτυξης (μ_{max}) κυμαίνεται μεταξύ 0,38 και 1,44 d⁻¹ (Liu et al., 2006). Ο χρόνος παραμονής στερεών είναι αντιστρόφως ανάλογος της οργανικής φόρτισης (λόγος F/M). Έτσι όταν γίνεται αναφορά σε νηματοειδείς μικροοργανισμούς μικρής οργανικής φόρτισης, εννοούνται μικροοργανισμοί που αναπτύσσονται σε συστήματα με μεγάλους χρόνους παραμονής στερεών (συστήματα παρατεταμένου αερισμού) (Νουτσόπουλος, 2002).

Καθεστώς ροής

Οι Chudoba *et al.* (1973) σε πειράματά τους έδειξαν πως υπάρχει άμεση συσχέτιση της ανάπτυξης νηματοειδών μικροοργανισμών με το καθεστώς ροής των λυμάτων. Χρησιμοποίησαν 4 συστήματα εργαστηριακής κλίμακας με ίδια οργανική φόρτιση τα οποία διαφοροποιούνταν ως προς το βαθμό διασποράς (D/ul), ο οποίος είναι μια μαθηματική έκφραση του βαθμού ανάμιξης. Το πρώτο σύστημα είχε ρυθμό διασποράς θεωρητικά άπειρο και αποτελούνταν από μία δεξαμενή πλήρους μίξης. Τα υπόλοιπα συστήματα αποτελούνταν από 4, 8 και 16 μικρότερες δεξαμενές στη σειρά με D/ul = 1,06, 0,17 και 0,033 αντίστοιχα. Τα αποτελέσματα ως προς το δείκτη καθιζηματικότητας SVI ήταν 517, 300, 91 και 51 ml/gSS με τη μικρότερη τιμή SVI να αντιστοιχεί στο σύστημα με τις περισσότερες δεξαμενές σε σειρά. Έτσι, λοιπόν, συμπέραναν πως το καθεστώς πλήρους μίξης ευνοεί την ανάπτυξη νηματοειδών μικροοργανισμών, ενώ όσο το καθεστώς ροής τείνει στην εμβολοειδή ροή η ανάπτυξη νηματοειδών μπορεί να περιοριστεί σε μεγάλο βαθμό.

Αποδέκτης ηλεκτρονίων

Οι Wanner *et al.* (1987) μελέτησαν τη σχέση του αποδέκτη ηλεκτρονίων και της ανάπτυξης νηματοειδών μικροοργανισμών. Χρησιμοποίησαν στα πειράματά τους ανοξικές δεξαμενές και παρατήρησαν ότι κάποιοι νηματοειδείς, όπως ο Type 0021 και ο *Sphaerotilus natans*, αναχαιτίζονται υπό ανοξικές συνθήκες, συμπεραίνοντας πως δε μπορούν να αναπτυχθούν με δέκτη ηλεκτρονίων τα νιτρικά.

Αντίθετα η χρήση ανοξικών και/ή αναερόβιων αντιδραστήρων φαίνεται ότι υποκινεί την ανάπτυξη των νηματοειδών μικροοργανισμών χαμηλής οργανικής φόρτισης. Έτσι δικαιολογείται και η επικράτηση των *M. parvicella* (κυρίως), Type 0092, Type 0041 και Type 0675 στις ΕΕΛ με απομάκρυνση θρεπτικών (Νουτσόπουλος, 2002).

Συγκέντρωση διαλυμένου οξυγόνου

Η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου (DO) είναι επίσης ένας παράγοντας που επηρεάζει την ανάπτυξη των νηματοειδών καθώς κάθε ένας αναπτύσσεται σε διαφορετικές συνθήκες. Οι Wanner και Grau (1989) στην κατηγοριοποίηση των νηματοειδών μικροοργανισμών που έχουν πραγματοποιήσει βάσει των μορφολογικών χαρακτηριστικών, της φυσιολογίας και των μεταβολικών τους ιδιοτήτων, κατατάσσουν τους Type 0041 και Type 0675 στους νηματοειδείς που αναπτύσσονται σε αερόβιες ζώνες (oxic zone growers). Αυτό σημαίνει ότι οι νηματοειδείς αυτοί μικροοργανισμοί έχουν την ικανότητα να χρησιμοποιούν την οργανική ύλη για να παράγουν την απαιτούμενη ενέργεια μόνο παρουσία διαλυμένου οξυγόνου. Αντίθετα οι *M. parvicella* και Type 0092 κατατάσσονται από τους ερευνητές ως νηματοειδείς μικροοργανισμοί που αναπτύσσονται σε ζώνες που επικρατούν αερόβιες, ανοξικές είτε αναερόβιες συνθήκες (all zone growers).

Όσον αφορά τον *M. parvicella*, οι Liu *et al.* (2006) καταλήγουν κι αυτοί στο συμπέρασμα ότι πρόκειται για μικροοργανισμούς που αναπτύσσονται σε όλες τις συνθήκες διαλυμένου οξυγόνου, ενώ νηματοειδείς όπως ο *Sphaerotilus* και ο *Haliscomenobacter hydrossis* ευνοούνται από χαμηλά σχετικά συνθήκες διαλυμένου οξυγόνου. Στον ακόλουθο πίνακα (Πίνακας 2.2) παρουσιάζεται μία κατηγοριοποίηση των νηματοειδών με βάση τις συνθήκες οξυγόνου οι οποίες ευνοούν την ανάπτυξή τους.

Πίνακας 2.2 Κατηγορίες νηματοειδών μικροοργανισμών με βάση τις συνθήκες οξυγόνου

Ομάδα 1 - Μικροοργανισμοί που αναπτύσσονται σε χαμηλές συγκεντρώσεις οξυγόνου	
Χαρακτηριστικά	Ευκολοδιασπάσιμο υπόστρωμα Χαμηλή συγκέντρωση διαλυμένου οξυγόνου Ευρεία κλίμακα χρόνων παραμονής
Μικροοργανισμοί	<i>S. natans</i> , Type 1701, <i>H. hydroxsis</i>
Ομάδα 2 - Μικροοργανισμοί που αναπτύσσονται σε μικτότροφες αερόβιες συνθήκες	
Χαρακτηριστικά	Ευκολοδιασπάσιμο υπόστρωμα, κυρίως οξέα χαμηλού μοριακού βάρους Μεσαίοι και υψηλοί χρόνοι παραμονής Οξειδωση σουλφιδίων και αποθήκευση θείου Ταχεία πρόσληψη θρεπτικών σε συνθήκες έλλειψης
Μικροοργανισμοί	<i>Thiothrix</i> sp., Type 021N
Ομάδα 3 - Λοιποί μικροοργανισμοί που αναπτύσσονται σε αερόβιες συνθήκες	
Χαρακτηριστικά	Ευκολοδιασπάσιμο υπόστρωμα Μεσαίοι και υψηλοί χρόνοι παραμονής
Μικροοργανισμοί	Type 1851, <i>N. limicola</i>
Ομάδα 4 - Μικροοργανισμοί που αναπτύσσονται σε αερόβιες, ανοξικές και αναερόβιες συνθήκες	
Χαρακτηριστικά	Ανάπτυξη σε πλήρως αερόβια συστήματα καθώς και συστήματα απομάκρυνσης θρεπτικών (N,P) Υψηλοί χρόνοι παραμονής
Μικροοργανισμοί	<i>M. parvicella</i> , Type 0041, Type 0675, Type 0092

[Πηγή: Martins et al. 2004]

Συγκέντρωση θρεπτικών

Η συγκέντρωση των θρεπτικών (N,P), ως προς το αν επηρεάζει την ανάπτυξη των νηματοειδών ή όχι, είναι ένα θέμα που έχει απασχολήσει πολλούς επιστήμονες. Οι Chudoba *et al.* (1973) αναφέρουν ότι η έλλειψη θρεπτικών ευνοεί την ανάπτυξη νηματοειδών, με χαρακτηριστικό παράδειγμα τον *Thiothrix* sp. Οι Guo *et al.* (2014) χρησιμοποίησαν 6 SBR αντιδραστήρες, οι οποίοι λειτουργούσαν από 130 έως 230 ημέρες με διάφορες συνθήκες θρεπτικών ουσιών. Παρατήρησαν ότι στους αντιδραστήρες όπου περιοριστικός παράγοντας ήταν η αμμωνία (N) δεν προκλήθηκε νηματοειδής διόγκωση, όπως συνέβη στους SBR όπου επικρατούσαν συνθήκες έλλειψης φωσφόρου (P).

Η μορφολογία των νηματοειδών (το γεγονός, δηλαδή, ότι προεξέχουν από τις βιοκροκίδες) τους επιτρέπει σε συνθήκες ανεπάρκειας θρεπτικών να έρχονται σε άμεση επαφή με τα όποια θρεπτικά υπάρχουν στο ανάμικτο υγρό και να επωφελούνται έναντι των συσσωματούμενων βακτηρίων.

pH ανάμικτου υγρού

Κάθε μικροοργανισμός μπορεί να αναπτύσσεται σε ένα συγκεκριμένο εύρος τιμών του pH. Οι περισσότεροι μικροοργανισμοί που αναπτύσσονται σε συστήματα ενεργού ιλύος αντιμετωπίζουν προβλήματα αναχαίτισης της μεταβολικής τους δράσης για τιμές του pH μικρότερες από 6,5 και μεγαλύτερες από 8,5. Τιμές του pH μικρότερες από 6 ευνοούν την ανάπτυξη μυκήτων καθώς σε όξινες μόνο συνθήκες, οι μύκητες έχουν την ικανότητα να ανταγωνισθούν τα ετεροτροφικά βακτηρίδια στη πρόσληψη τροφής. Γενικά, φαινόμενα διόγκωσης ιλύος λόγω υπερανάπτυξης μυκήτων είναι περιορισμένα σε εγκαταστάσεις επεξεργασίας αστικών λυμάτων καθώς τα λύματα συνήθως διαθέτουν αρκετή αλκαλικότητα ώστε το pH του ανάμικτου υγρού να διατηρείται ουδέτερο ακόμη και σε περιπτώσεις πλήρους νιτροποίησης. Όσον αφορά τους νηματοειδείς, λίγα είναι γνωστά για την εξάρτησή τους από το pH. Αναφορές υπάρχουν μόνο για το *M. parvicella* ο οποίος δεν αναπτύσσεται σε pH μικρότερο από 7,1, ενώ η βέλτιστη ανάπτυξη παρατηρείται για εύρος τιμών 7,7-8 (Νουτσόπουλος, 2002).

Θερμοκρασία ανάμικτου υγρού

Η θερμοκρασία, ίσως, είναι ο σημαντικότερος παράγοντας ανάπτυξης και επιβίωσης όλων των μικροοργανισμών. Αύξηση της θερμοκρασίας έχει σαν αποτέλεσμα την αύξηση των χημικών και ενζυμικών αντιδράσεων που συμβαίνουν μες το κύτταρο και ως εκ τούτου ταχύτερος πολλαπλασιασμός των κυττάρων. Όπως φαίνεται όμως και στο διάγραμμα (Διάγραμμα 2.1), η υπερβολική αύξηση της θερμοκρασίας οδηγεί στην καταστροφή των πρωτεϊνών και των νουκλεϊκών οξέων του κυττάρου και, επομένως, και το θάνατό του.



Διάγραμμα 2.1 Συσχέτιση του ρυθμού ανάπτυξης του κυττάρου με τη θερμοκρασία [Πηγή: Brock Biology of Microorganisms]

Οι Rossetti *et al.* (2005) μελέτησαν την επίδραση της θερμοκρασίας στην ανάπτυξη δύο στελεχών του νηματοειδούς μικροοργανισμού *M. parvicella* (4B και RN1). Διαπίστωσαν πως η ιδανική θερμοκρασία ήταν 22 °C. Για τις θερμοκρασίες 7-20 °C η ανάπτυξη του *Microthrix* ήταν υπολογίσιμη ενώ σε θερμοκρασία μεγαλύτερη από 30 °C δεν παρατηρήθηκε ανάπτυξη.

Οι Jenkins *et al.* (2004) αναφέρουν ότι οι νηματοειδείς αναπτύσσονται με μεγάλο ρυθμό στο εύρος των θερμοκρασιών από 8 έως 25 °C. Μια εξαίρεση αποτελεί ο *M. parvicella*, για τον οποίο αναφέρουν ότι συναντάται σε Εγκαταστάσεις Επεξεργασίας Λυμάτων το χειμώνα, όπου η θερμοκρασία του ανάμικτου υγρού κυμαίνεται από 10 έως 15 °C, ενώ το καλοκαίρι κυριαρχούν, κυρίως, νηματοειδείς του γένους *Nocardia*.

Χαρακτηριστικά λυμάτων

Εκτός από τη σύσταση των λυμάτων ως προς τη διαθεσιμότητα των θρεπτικών, εξίσου σημαντικός παράγοντας που επηρεάζει άμεσα την καθιζηματικότητα ενός συστήματος ενεργού ιλύος είναι τα χαρακτηριστικά των λυμάτων, κυρίως ως προς την ποσοστιαία κατανομή των επιμέρους κλασμάτων της οργανικής ύλης. Η οργανική ύλη των λυμάτων αποτελείται από έναν μεγάλο αριθμό οργανικών ενώσεων οι οποίες διαφέρουν ως προς το βαθμό διαθεσιμότητάς τους στους μικροοργανισμούς. Ο χαρακτηρισμός της οργανικής ύλης βασίζεται πλέον περισσότερο στη μέτρηση του COD και μπορεί να χωριστεί στα εξής κλάσματα: εύκολα βιοδιασπάσιμο, αργά βιοδιασπάσιμο, το διαλυτό μη-βιοδιασπάσιμο (αδρανές) και το σωματιδιακό μη-βιοδιασπάσιμο (αδρανές). Τα μη-βιοδιασπάσιμα κλάσματα απομακρύνονται από το σύστημα ενεργού ιλύος χωρίς να λαμβάνουν μέρος σε βιολογικές διεργασίες, το μεν διαλυτό με την εκροή το δε σωματιδιακό με την περίσσεια ιλύος.

Το εύκολα βιοδιασπάσιμο κλάσμα αποτελείται κυρίως από διαλυτές ενώσεις μικρού μοριακού βάρους, όπως υδρογονάνθρακες (συνηθέστερα γλυκόζη), πτητικά λιπαρά οξέα (VFA) μικρού μοριακού βάρους, αλκοόλες (μεθανόλη, αιθανόλη) και αμινοξέα. Η πρόσληψη των εύκολα βιοδιασπάσιμων ενώσεων από τους μικροοργανισμούς είναι άμεση όπως και η κατανάλωσή τους είτε σε αερόβιες, είτε σε ανοξικές είτε σε αναερόβιες συνθήκες. Έχει παρατηρηθεί ότι λίγα μόλις λεπτά χρειάζονται για την απομάκρυνση των απλών οργανικών ενώσεων από την υγρή φάση. Συνήθως οι εύκολα βιοδιασπάσιμες διαλυτές οργανικές ενώσεις αποτελούν το 10-30% του συνολικού COD των λυμάτων. Με δεδομένο ότι οι περισσότεροι μικροοργανισμοί, ανάμεσά τους και η πλειοψηφία των νηματοειδών μικροοργανισμών, αναπτύσσονται με πρόσληψη και κατανάλωση αυτού του κλάσματος της οργανικής ύλης, γίνεται κατανοητό ότι ο συναγωνισμός για τις περιορισμένες συγκεντρώσεις αυτού είναι ιδιαίτερος έντονος.

Το δύσκολα βιοδιασπάσιμο κλάσμα του οργανικού άνθρακα ανάλογα με την ταχύτητα υδρόλυσης χωρίζεται σε ταχέως και βραδέως υδρολύσιμο τμήμα. Το αποτέλεσμα του ταχέως υδρολύσιμου κλάσματος είναι να προκύπτει διαλυτή εύκολα βιοδιασπάσιμη τροφή και ο ανταγωνισμός μεταξύ των μικροοργανισμών για την πρόσληψή της να είναι μεγάλος. Το βραδέως υδρολύσιμο κλάσμα αποτελεί περίπου το 30% του συνολικού οργανικού φορτίου. Οι σωματιδιακές αυτές ενώσεις παγιδεύονται στις κροκίδες όπου και υδρολύονται με σχετικά αργούς ρυθμούς (Νουτσόπουλος, 2002)

Συγκέντρωση επιφανειακών τασιενεργών

Τέλος, η συγκέντρωση επιφανειακών τασιενεργών είναι ένας ακόμα παράγοντας που επηρεάζει την ανάπτυξη των νηματοειδών. Όπως αναφέρουν οι Jenkins et al. (1993), η δημιουργία αφρού λόγω ανάπτυξης του *M. parvicella* αποδίδεται κυρίως στην υδροφοβική φύση των κυττάρων του (ως Gram θετικό βακτηρίδιο) η οποία οφείλεται κυρίως στην παρουσία μεγάλου μοριακού βάρους υδρογονανθράκων στην επιφάνειά του.

2.4 Τρόποι αντιμετώπισης της νηματοειδούς διόγκωσης

Για την αντιμετώπιση της νηματοειδούς διόγκωσης και του αφρισμού εφαρμόζονται ειδικές και μη ειδικές μέθοδοι.

Ειδικές μέθοδοι ελέγχου

Οι ειδικές μέθοδοι στοχεύουν στον εντοπισμό και την αντιμετώπιση των αιτιών που οδηγούν στο φαινόμενο της νηματοειδούς διόγκωσης. Έτσι στόχος των ειδικών μεθόδων είναι η επιβολή των απαραίτητων συνθηκών για την αναχαίτιση της ανάπτυξης, των υπεύθυνων για τη διόγκωση και τον αφρισμό, νηματοειδών μικροοργανισμών. Το 1973 οι Chudoba *et al.* εισήγαγαν ένα κριτήριο επιλογής μικροοργανισμών για να ερμηνεύσουν την ανάπτυξη ή μη των νηματοειδών μικροοργανισμών. Το κριτήριο αυτό βασίζεται στον ανταγωνισμό των συσσωματούμενων βακτηρίων με τους νηματοειδείς μικροοργανισμούς ως προς την πρόσληψη του διαλυτού ευκολοδιασπάσιμου κλάσματος της τροφής. Η εξάρτηση της ταχύτητας ανάπτυξης των μικροοργανισμών και επομένως και της κατανάλωσης της οργανικής ύλης από τη συγκέντρωσή της δίνεται από την παρακάτω εξίσωση τύπου Monod:

$$\mu = \frac{\mu_{max} * S}{K_S + S} \text{ και } \mu_{max} = r_{xmax} * Y_{obs}$$

όπου:

μ : ταχύτητα ανάπτυξης των μικροοργανισμών

μ_{max} : μέγιστη ταχύτητα ανάπτυξης των μικροοργανισμών

r_{xmax} : μέγιστη ταχύτητα κατανάλωσης οργανικής ύλης

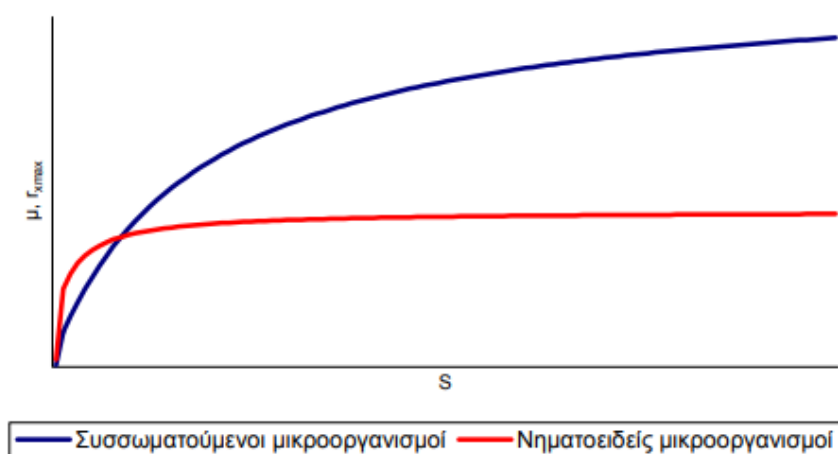
K_S : συντελεστής ημικορεσμού για την οργανική ύλη

Y_{obs} : παρατηρούμενος βαθμός ανάπτυξης μικροοργανισμών

S : συγκέντρωση διαλυτής τροφής

Όπως φαίνεται και από τις παραπάνω εξισώσεις η ταχύτητα ανάπτυξης των μικροοργανισμών εξαρτάται σε μεγάλο βαθμό από το κλάσμα της διαλυτής

ευκολοδιασπάσιμης τροφής και επομένως ευνοούνται αυτοί που έχουν την ικανότητα γρήγορης δέσμευσης της τροφής, όπως συμβαίνει με τα συσσωματούμενα βακτήρια. Αντίθετα οι νηματοειδείς αναπτύσσονται πιο γρήγορα σε περιβάλλον με χαμηλή οργανική φόρτιση. Στο παρακάτω διάγραμμα (Διάγραμμα 2.2) φαίνεται η ταχύτητα ανάπτυξης των δύο κατηγοριών μικροοργανισμών συναρτήσει του κλάσματος της διαλυτής τροφής. Δεν είναι αρκετή, όμως, η διατήρηση υψηλών οργανικών φορτίσεων σε όλο τον βιοαντιδραστήρα, καθώς σε μια τέτοια περίπτωση οι συγκεντρώσεις οργανικών ενώσεων στην τελική έξοδο θα ήταν εξαιρετικά επιβαρυνμένες, με αποτέλεσμα την αδυναμία συμμόρφωσης με τα κριτήρια εξόδου που έχουν θεσπιστεί ως προς τη μέγιστη συγκέντρωση COD εξόδου.



Διάγραμμα 2.2. : Ταχύτητα ανάπτυξης των συσσωματούμενων και των νηματοειδών μικροοργανισμών συναρτήσει της διαλυτής τροφής [Πηγή: Chudoba *et al.*, 1973]

Οι Chudoba *et al.* (1973) πρότειναν την κατασκευή φρεατίων επιλογής ανάντη του βιοαντιδραστήρα στα οποία επικρατούν υψηλές οργανικές φορτίσεις και τα συσσωματούμενα βακτήρια αποκτούν ανταγωνιστικό πλεονέκτημα έναντι των νηματοειδών, καθώς αποθηκεύουν πιο γρήγορα την ευκολοδιασπάσιμη τροφή

Μη ειδικές μέθοδοι ελέγχου

Οι μη ειδικές μέθοδοι έχουν ως στόχο την καταπολέμηση των αποτελεσμάτων της νηματοειδούς διόγκωσης και του αφρισμού. Στις μη ειδικές μεθόδους μία χημική ουσία προστίθεται στο σύστημα της ενεργού ιλύος και καταστρέφει τους νηματοειδείς, ενώ οι συσσωματούμενοι παραμένουν προστατευμένοι μες στις κροκίδες τους. Οι χημικές ουσίες που προστίθενται είναι: κροκιδωτικά, ισχυρά οξειδωτικά, συνθετικά πολυμερή ή βακτηριδιακά παρασκευάσματα. Η προσθήκη κροκιδωτικών σε ένα σύστημα ενεργού ιλύος αποσκοπεί κυρίως στην αύξηση της ταχύτητας καθίζησης λόγω αύξησης του ειδικού βάρους της ιλύος και δεν σχετίζεται άμεσα με την απομάκρυνση των νηματοειδών μικροοργανισμών από το σύστημα. Τα συνηθέστερα ανόργανα κροκιδωτικά που χρησιμοποιούνται είναι ο χλωριούχος και ο θειικός σίδηρος το θειικό αργίλιο και το υδροξείδιο του ασβεστίου. Η προσθήκη συνθετικών πολυμερών (συνήθως ανιονικοί και κατιονικοί πολυηλεκτρολύτες) έχουν και αυτοί ως στόχο, όπως

τα κροκιδωτικά, τη βελτίωση της καθιζησιμότητας. Ο ψεκασμός με νερό είναι, επίσης, μία ευρέως χρησιμοποιούμενη μέθοδος, κατά την οποία το νερό σπάει τον αφρό που έχει δημιουργηθεί και οι νηματοειδείς επιστρέφουν στο ανάμικτο υγρό, χωρίς, στην ουσία, να απομακρύνονται.

2.5 Χλώριο και βιολογικές διεργασίες

Η χρήση κάποιου ισχυρού οξειδωτικού αποσκοπεί στη βελτίωση της καθιζησιμότητας, αλλά και στην καταστροφή των νηματοειδών μικροοργανισμών. Τα οξειδωτικά που χρησιμοποιούνται, συνήθως, είναι χλώριο, όζον και υπεροξείδιο του υδρογόνου. Η διερεύνηση της επίδρασης του χλωρίου στη νιτροποιητική ικανότητα των μικροοργανισμών είναι και το αντικείμενο μελέτης της παρούσας μεταπτυχιακής εργασίας. Επειδή το χλώριο είναι πολύ ισχυρό οξειδωτικό, πολλές φορές προκαλείται καταστροφή των κροκίδων με αποτέλεσμα μη αποδοτική καθίζηση και αστοχία του συστήματος ενεργού ιλύος. Το χλώριο, επίσης, αντιδρά με οργανικές ενώσεις και παράγονται τριαλογονομένες οργανικές ενώσεις, οι οποίες είναι επικίνδυνες για τον άνθρωπο και το περιβάλλον. Για τους λόγους αυτούς πρέπει να δίνεται ιδιαίτερη προσοχή στη δόση χλωρίου που χρησιμοποιείται σε κάθε περίπτωση.

Λόγω του σχήματός τους, οι νηματοειδείς προεξέχουν από τις κροκίδες, με συνέπεια να έρχονται σε άμεση επαφή με τα οξειδωτικά, ενώ οι συσσωματούμενοι παραμένουν προστατευμένοι μες στις κροκίδες, αφενός λόγω αντιστάσεων στη διάχυση του οξειδωτικού και αφετέρου λόγω κατανάλωσης του οξειδωτικού στη διαδρομή του από την υγρή φάση έως τις κροκίδες.

Οι Neethling et al. (1987) χρησιμοποίησαν στα πειράματά τους, για την αντιμετώπιση της νηματοειδούς διόγκωσης, ελεύθερο χλώριο και μονοχλωραμίνες. Οι μονοχλωραμίνες παράγονται, όταν, κατά την προσθήκη ελεύθερου χλωρίου στην ανακυκλοφορία, υπάρχει μεγάλη συγκέντρωση αμμωνιακού αζώτου (έχουν μετρηθεί συγκεντρώσεις έως και $24 \text{ mg NH}_4^+ / \text{l}$). Κατέληξαν στο συμπέρασμα πως το ελεύθερο χλώριο αντιδρά πολύ γρήγορα με τις βιοκροκίδες. Σε χαμηλές δόσεις, υπάρχει μικρή διάχυση στο εσωτερικό της βιοκροκίδας και οι συσσωματούμενοι μικροοργανισμοί προστατεύονται, ενώ οι νηματοειδείς που εξέχουν της βιοκροκίδας καταστρέφονται. Συμπέραναν, επίσης, ότι οι μονοχλωραμίνες έχουν πολύ αργή δράση, όμως επειδή παραμένουν για μεγάλο χρονικό διάστημα στο σύστημα, οι βιοκροκίδες δε μπορούν να προστατέψουν τους συσσωματούμενους μικροοργανισμούς.

Οι Lakay et al. (1988) μελέτησαν την προσθήκη χλωρίου για την αντιμετώπιση της νηματοειδούς διόγκωσης σε ένα σύστημα, εργαστηριακής κλίμακας, ενεργού ιλύος που επιτελεί και απομάκρυνση θρεπτικών. Παρατήρησαν ότι στην έξοδο η συγκέντρωση του ολικού COD αυξήθηκε από 60 mg/l σε 120 mg/l . Αυτό συνέβη λόγω αύξησης της θολότητας στην έξοδο, καθώς το χλώριο κατέστρεφε τις κροκίδες. Η συγκέντρωση του ολικού COD επανήλθε στα επιτρεπτά όρια 5 ημέρες μετά το τέλος της χλωρίωσης. Η ολική αμμωνία (TKN – Total Kjeldahl Nitrogen) στην έξοδο αυξήθηκε κατά 1 mg/l λόγω της αύξησης της θολότητας, όπως συνέβη και με το COD. Ακόμα και με την ισχυρή δόση των $16 \text{ mg Cl}_2/\text{g MLSS.d}$ η νιτροποίηση δεν επηρεάστηκε. Τα νιτρώδη,

επίσης, παρέμειναν καθ' όλη τη διάρκεια της χλωρίωσης σε συγκεντρώσεις μικρότερες από 0,5 mg NO₂-N/l. Φάνηκε, δηλαδή, ότι ούτε τα *Nitrosomonas* ούτε τα *Nitrobacter* επηρεάστηκαν από τις ισχυρές δόσεις χλωρίου. Η απονιτροποίηση επηρεάστηκε οριακά μόνο κατά την προσθήκης της δόσης των 16 mg Cl₂/g MLSS.d, όμως επανήλθε σε περίπου 5 ημέρες μετά το πέρας της χλωρίωσης. Τέλος, η απομάκρυνση του φωσφόρου φάνηκε να επηρεάζεται από τη χλωρίωση, αφού την τελευταία μέρα του πειράματος η απομάκρυνση του φωσφόρου γινόταν με ρυθμό 12 mgP/l.h και πριν τη χλωρίωση γινόταν με ρυθμό 19 mgP/l.h. Πέντε ημέρες μετά το τέλος τη χλωρίωσης, επανήλθε και η απομάκρυνση φωσφόρου στον αρχικό ρυθμό.

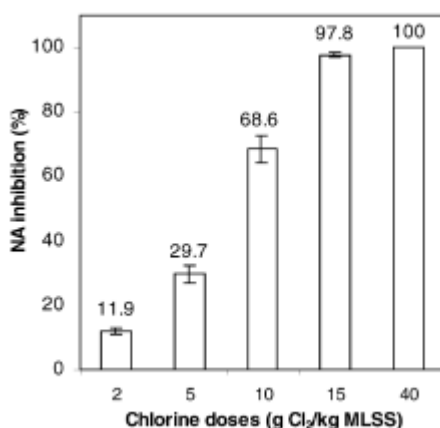
Οι Saaymant et al. (1996) χρησιμοποίησαν και τα 3 οξειδωτικά για τον έλεγχο της νηματοειδούς διόγκωσης στην Εγκατάσταση Επεξεργασίας Λυμάτων του Cape Town. Κατέληξαν στο συμπέρασμα πως το πιο δραστικό για την αντιμετώπιση του προβλήματος ήταν το χλώριο. Οι χαμηλές δόσεις χλωρίου (δεν ξεπερνούσαν τα 1,4 g Cl₂/kg MLSS.d) είχαν ελάχιστη επίδραση στη νιτροποίηση, την απονιτροποίηση και τη βιολογική απομάκρυνση φωσφόρου, και παρά μόνο σε υψηλότερη δόση (3 g Cl₂/kg MLSS.d) ο φωσφόρος στην έξοδο ήταν πάνω από το επιτρεπόμενο όριο (1 mg P/l). Τα άλλα δύο οξειδωτικά είχαν μικρότερη αποτελεσματικότητα ως προς την αντιμετώπιση των νηματοειδών. Σε χαμηλές δόσεις δεν επηρέασαν τις βιολογικές διεργασίες, ενώ σε υψηλές (1,4 g O₃ /kg MLSS.d και 9,5 g H₂O₂ / kg MLSS.d) παρουσιάστηκε αναχαίτηση στη βιολογική απομάκρυνση φωσφόρου.

Οι Jenkins et al. (2004) μελέτησαν και τις 3 μεθόδους προσθήκης οξειδωτικού για τον έλεγχο της νηματοειδούς διόγκωσης. Διαπίστωσαν, ότι το χλώριο, παρά το υπεροξειδίο του υδρογόνου (H₂O₂) και το όζον (O₃), είναι αυτό που χρησιμοποιείται κυρίως, λόγω του χαμηλού του κόστους. Η χλωρίωση γίνεται είτε με διάλυμα χλωρίου που παράγεται από αέριο χλώριο (Cl₂), είτε με διάλυμα υποχλωριώδους νατρίου (NaOCl). Ένας ακόμη λόγος που δικαιολογεί την ευρεία χρήση του χλωρίου είναι το γεγονός, ότι, σχεδόν όλες οι Εγκαταστάσεις Επεξεργασίας Λυμάτων, διαθέτουν χλώριο και για άλλες λειτουργίες της εγκατάστασης. Το χλώριο που χρησιμοποιείται για τον έλεγχο της διόγκωσης είναι συγκριτικά πολύ λιγότερο από αυτό που απαιτείται για την απολύμανση των λυμάτων. Χρησιμοποιείται, επίσης, για έλεγχο των οσμών και τον καθαρισμό των φίλτρων εκροής. Τέλος, μετά από έρευνα, συμπέραναν ότι η απομάκρυνση θρεπτικών (N,P) δεν επηρεάζεται από τη χλωρίωση, ενώ μόνο σε υψηλές δόσεις επηρεάζεται η απομάκρυνση φωσφόρου, η οποία επανέρχεται σε σύντομο χρονικό διάστημα, μετά στο τέλος της χλωρίωσης.

Αντίθετη άποψη έχουν οι Martins et al. (2004), καθώς σε έρευνά τους αναφέρουν πως η χλωρίωση επηρεάζει τη διαδικασία της νιτροποίησης. Μάλιστα, επειδή οι νιτροποιητές έχουν χαμηλό ρυθμό ανάπτυξης, το σύστημα ενεργού ιλύος αργεί να επανέλθει και ενδεχομένως να αλλοιωθούν τα ποιοτικά χαρακτηριστικά της εξόδου. Το ίδιο αναφέρει και ο Thirion (1982), καθώς το χλώριο δεν «επιλέγει» μικροοργανισμούς με αποτέλεσμα να επηρεάζονται και οι νιτροποιητές, εκτός από τους νηματοειδείς.

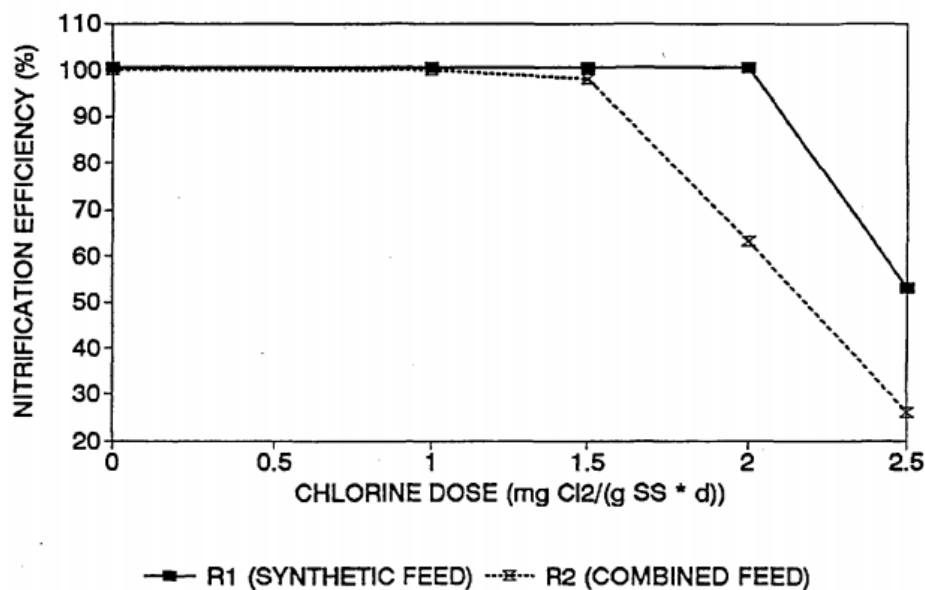
Οι Séka et al. (2003) μελέτησαν την επίδραση του χλωρίου στους νηματοειδείς μικροοργανισμούς σε βιομάζα από ΕΕΑ του Βελγίου. Χρησιμοποίησαν για τη χλωρίωση υποχλωριώδες νάτριο σε δόσεις 2, 5, 10, 15 και 40 mg Cl₂/g MLSS για 20 min. Όσον αφορά τη νιτροποίηση, ύστερα από μετρήσεις του ρυθμού κατανάλωσης

αμμωνίας (AUR – Ammonium Uptake Rate), παρατήρησαν ότι καθώς αυξανόταν η δόση χλωρίου, αυξανόταν και η αναχαίτηση της νιτροποίησης. Όπως φαίνεται και στο ακόλουθο διάγραμμα, η νιτροποίηση αναχαιτίστηκε πλήρως με τη δόση 40 mg Cl₂/g MLSS (Διάγραμμα 2.3).



Διάγραμμα 2.3 Συσχέτιση δόσης χλωρίου και αναχαίτησης νιτροποίησης [Πηγή: Séka *et al.* (2002)]

Οι Marstaller *et al.* (1992) μελέτησαν την επίδραση του χλωρίου στη νιτροποιητική ικανότητα της ενεργού ιλύος. Χρησιμοποίησαν δύο αντιδραστήρες SBR (Sequencing Batch Reactor – Αντιδραστήρας Διαλείποντος Έργου) όγκου 2L με χρόνο παραμονής στερεών 12d, όπου ο πρώτος τροφοδοτούταν με συνθετικά λύματα και ο δεύτερος με ένα συνδυασμό αναερόβιων προεπεξεργασμένων λυμάτων βιομηχανίας λαχανικών και συνθετικών λυμάτων. Οι δόσεις χλωρίου που χρησιμοποίησαν ήταν 1, 1,5, 2 και 2,5 mg Cl₂/g MLSS και προστίθονταν μία φορά τη μέρα. Παρατήρησαν ότι στον πρώτο SBR η νιτροποίηση δεν είχε επηρεαστεί σχεδόν καθόλου μέχρι τη δόση 2 mg Cl₂/g MLSS ενώ μόλις αυξήθηκε στα 2,5 mg Cl₂/g MLSS η αναχαίτηση έφτασε στο 47%. Στον δεύτερο SBR η αναχαίτηση ξεκίνησε από τη δόση 1,5 mg Cl₂/g MLSS και μόλις αυξήθηκε στα 2,5 mg Cl₂/g MLSS η αναχαίτηση ήταν περίπου 78%. Θεώρησαν ότι μεγαλύτερη δόση θα σταματούσε πλήρως τη νιτροποίηση. Τα αποτελέσματά τους φαίνονται στο ακόλουθο διάγραμμα (Διάγραμμα 2.4)

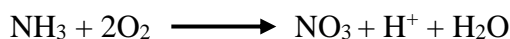


Διάγραμμα 2.4 Επίδραση των δόσεων του χλωρίου στη νιτροποιητική ικανότητα [Πηγή: Marstaller *et al.* (1992)]

2.6 Νιτροποίηση

Νιτροποίηση είναι η μετατροπή του αμμωνιακού αζώτου (NH₄-N) σε νιτρικό άζωτο (NO₃-N) που συντελείται κυρίως από αυτοτροφικούς μικροοργανισμούς. Αν και έχουν αναφερθεί ορισμένα είδη ετεροτροφικών μικροοργανισμών που είναι σε θέση να εκτελούν τη μετατροπή των NH₄-N σε NO₃-N είναι εξαιρετικά αμφίβολο αν είναι σπουδαίες οι ποσότητες των νιτρικών που παράγονται από ετεροτροφικούς μικροοργανισμούς. Έτσι θεωρείται ότι κύριοι για τη νιτροποίηση είναι οι αυτοτροφικοί μικροοργανισμοί.

Η διαδικασία της νιτροποίησης γίνεται σε δύο στάδια και αθροιστικά φαίνεται στην παρακάτω αντίδραση:

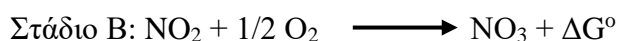


Ειδικότερα



όπου $\Delta\text{G}^\circ = -271 \text{ KJ/mole NH}_3\text{-N}$

Το στάδιο αυτό ονομάζεται νιτρωδοποίηση (nitritation) και πραγματοποιείται από τα βακτήρια: *Nitrosomonas europaea*, *Nitrosomonas monocella* και *Nitrosococcus*.



όπου $\Delta G^\circ = -78 \text{ KJ/mole NH}_2\text{-N}$

Το δεύτερο στάδιο ονομάζεται νιτροποίηση (nitrification) και πραγματοποιείται από τα βακτήρια: *Nitrobacter agilis*, *Nitrobacter winogradskyi* και *Nitrocystis*.

Οι μικροοργανισμοί που δρουν στα στάδια Α (νιτροσομονάδες) και Β (νιτροβακτηρίδια) αποκτούν την απαιτούμενη ενέργεια από χημικές αντιδράσεις (χημικοτροφικοί), αλλά με οξείδωση ανόργανων ενώσεων οπότε και κατατάσσονται στους χημικολιθοτροφικούς μικροοργανισμούς. Κατά βάση τα νιτροποιητικά βακτηρίδια (ή νιτροποιητές) είναι αυτοτροφικοί οργανισμοί που χρησιμοποιούν ανόργανο άνθρακα ως τροφή. Κατά συνέπεια δεν ανταγωνίζονται τα ετεροτροφικά βακτηρίδια για πρόσληψη άνθρακα. Η συνολική θεωρητική στοιχειομετρική εξίσωση που περιγράφει τη νιτροποίηση για μία τυπική τιμή του συντελεστή μετατροπής βιομάζας των νιτροποιητών ($Y_n \sim 0,16$) είναι:



Οι παραπάνω εξισώσεις είναι πολύ χρήσιμες καθώς δείχνουν το ότι το απαιτούμενο οξυγόνο για την οξείδωση της αμμωνίας είναι $4,57 \text{ g O}_2/\text{g NH}_4\text{-N}$ που οξειδώνεται, και ότι απαιτούνται $7,14 \text{ mg}$ αλκαλικότητας ως $\text{CaCO}_3/\text{mg NH}_4^+\text{-N}$ που οξειδώνεται, για την εξισορρόπηση των ιόντων υδρογόνου, που παράγονται κατά το πρώτο στάδιο της νιτροποίησης, δηλαδή κατά τη διάρκεια της διαδικασίας της νιτροποίησης. Αν τα λύματα δεν περιέχουν επαρκή ποσότητα αλκαλικότητας, η διαδικασία της νιτροποίησης αναχαιτίζεται και μπορεί να προκληθούν ανεπιθύμητες καταστάσεις σε μία Εγκατάσταση Επεξεργασίας Λυμάτων. Για το λόγο αυτό κρίνεται σκόπιμη η συνεχής παρακολούθηση του pH και της αλκαλικότητας των λυμάτων (Ανδρεαδάκης, 2008).

2.6.1 Παράγοντες που επηρεάζουν τη νιτροποίηση

Η νιτροποίηση είναι μία ευαίσθητη διαδικασία και επηρεάζεται από πολλούς παράγοντες, σημαντικότεροι απ' τους οποίους είναι:

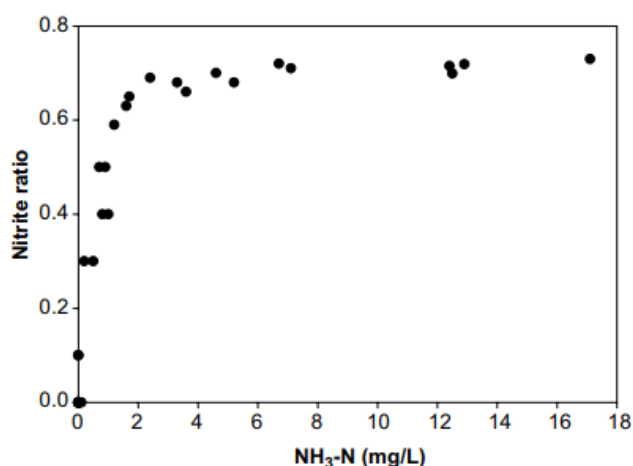
- η συγκέντρωση της αμμωνίας
- η θερμοκρασία
- το pH
- η αλκαλικότητα
- η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου
- η επίδραση τοξικών ουσιών

Στη συνέχεια του κεφαλαίου αναλύονται οι ως άνωθεν παράγοντες.

Συγκέντρωση αμμωνίας

Η υψηλή συγκέντρωση αμμωνίας αποτελεί περιοριστικό παράγοντα για τη νιτροποίηση. Η αμμωνία μπορεί να βρίσκεται είτε με τη μορφή αμμωνίου (NH_4^+) είτε με τη μορφή ελεύθερης αμμωνίας (NH_3), ανάλογα με το pH. Πιο συγκεκριμένα, σε όξινο περιβάλλον η αμμωνία συναντάται με τη μορφή αμμωνίου, ενώ σε βασικά με τη μορφή ελεύθερης αμμωνίας. Η ελεύθερη αμμωνία (NH_3) είναι τοξική όχι μόνο για τα βακτήρια που οξειδώνουν νιτρώδη (Nitrite Oxidizing Bacteria – NOB), τα οποία είναι και πιο ευαίσθητα, αλλά και για τα βακτήρια που οξειδώνουν την αμμωνία (Ammonia Oxidizing Bacteria – AOB).

Οι Kim *et al.* (2006) μελέτησαν την επίδραση της αμμωνίας στη νιτροποίηση. Παρατήρησαν ότι σε υψηλές συγκεντρώσεις αμμωνίας (έως και 78 mg/L) η νιτροποίηση είχε αναχαιτιστεί πλήρως, ενώ σε χαμηλότερες συγκεντρώσεις μόνο τα NOB είχαν αναχαιτιστεί σε ένα βαθμό, ενώ η αμμωνία μετατρεπόταν σε νιτρώδη. Στο παρακάτω διάγραμμα φαίνεται ο βαθμός συσσώρευσης νιτρώδων σε σχέση με τη συγκέντρωση της ελεύθερης αμμωνίας (Διάγραμμα 2.5)

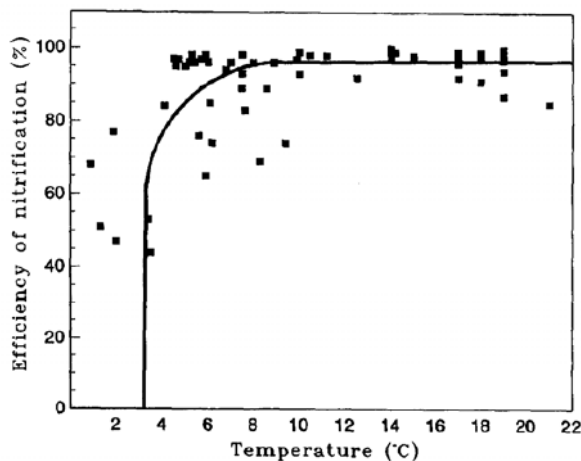


Διάγραμμα 2.5 Βαθμός συσσώρευσης νιτρώδων σε σχέση με τη συγκέντρωση της ελεύθερης αμμωνίας [Πηγή: Kim *et al.* (2006)]

Θερμοκρασία

Η θερμοκρασία παίζει καθοριστικό ρόλο στην ανάπτυξη των αυτοτροφικών μικροοργανισμών, και κατά συνέπεια, και στη νιτροποίηση. Η βέλτιστη θερμοκρασία νιτροποίησης κυμαίνεται από 28 έως 32 °C, ενώ μείωση της θερμοκρασίας συνεπάγεται σημαντική μείωση της ταχύτητας της αντίδρασης. Η νιτροποίηση αναχαιτίζεται σχεδόν πλήρως για θερμοκρασίες μικρότερες από 5 °C και μεγαλύτερες από 45 °C (Γεωργιοπούλου, 2007). Σύμφωνα με το Λυμπεράτο (2001) αύξηση της θερμοκρασίας των λυμάτων κατά 1 °C συνεπάγεται αύξηση της ταχύτητας

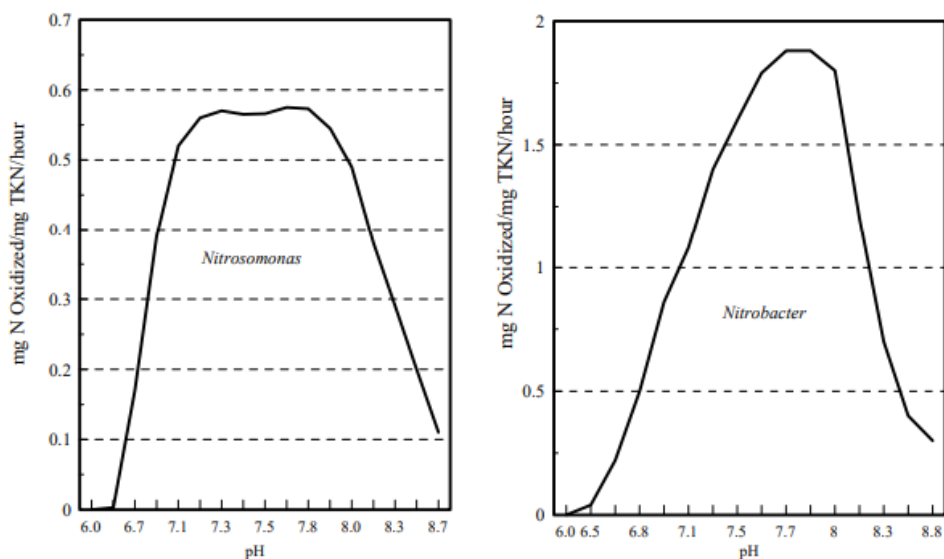
νιτροποίησης κατά 10% περίπου. Στο παρακάτω διάγραμμα φαίνεται η συσχέτιση της θερμοκρασίας και της νιτροποίησης (Διάγραμμα 2.6)



Διάγραμμα 2.6 Επίδραση της θερμοκρασίας στη νιτροποίηση [Πηγή: Hao et al., 1997]

pH και αλκαλικότητα

Πολύ σημαντική, επίσης, είναι και η επίδραση του pH στη διαδικασία της νιτροποίησης. Η βέλτιστη τιμή κυμαίνεται μεταξύ 7,2 και 9, ενώ επέρχεται πλήρης αδρανοποίηση του συστήματος για τιμές μικρότερες από 6 και μεγαλύτερες από 10 (Ανδρεαδάκης, 2011). Για τιμές pH 5,8-6 ο ρυθμός νιτροποίησης μπορεί να είναι ίσος με το 10-20% του ρυθμού νιτροποίησης σε pH=7 (Metcalf & Eddy, 2004). Εξαιτίας της οξείδωσης των οργανικών υλικών παράγεται CO₂ το οποίο τείνει να μειώσει το pH. Η μείωση αυτή, όπως αναφέρθηκε και προηγουμένως, εξουδετερώνεται από τη ρυθμιστική ικανότητα του συστήματος εφόσον υπάρχει η απαιτούμενη αλκαλικότητα, δηλαδή τουλάχιστον 50 mg/l CaCO₃ (Ανδρεαδάκης, 2011). Στο ακόλουθο διάγραμμα (Διάγραμμα 2.7) φαίνεται η επίδραση του pH στα βακτήρια *Nitrosomonas* και *Nitrobacter*.



Διάγραμμα 2.7 Επίδραση του pH στους νιτροποιητές [Πηγή: Grady and Lim 1980]

Συγκέντρωση διαλυμένου οξυγόνου (DO)

Η συγκέντρωση διαλυμένου οξυγόνου (DO) επηρεάζει τη δραστηριότητα των νιτροποιητικών βακτηριδίων κατά τρόπο που περιγράφεται από τη σχέση του Monod:

$$\mu_n = \mu_{nmT} * \frac{DO}{DO + K_{DO}}$$

όπου: μ_n = ο ειδικός ρυθμός ανάπτυξης των νιτροποιητών

μ_{nmT} = ο μέγιστος ειδικός ρυθμός ανάπτυξης για θερμοκρασία Τα

DO = η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου

K_{DO} = η σταθερά κορεσμού για το οξυγόνο (mg/l) που έχει τιμή περίπου 0,5-1 mg O₂/l και δείχνει ότι η συγκέντρωση διαλυμένου οξυγόνου πρέπει να είναι τουλάχιστον 2-3 mg/l για να αποφευχθεί η μείωση της ταχύτητας νιτροποίησης λόγω έλλειψης οξυγόνου (Ανδρεαδάκης, 2011).

Έχει αποδειχτεί ότι για πολύ χαμηλές συγκεντρώσεις οξυγόνου (<0,50 mg/l) αναχαιτίζονται κυρίως τα βακτήρια *Nitrobacter* με αποτέλεσμα η νιτροποίηση να μην είναι πλήρης και να υπάρχει συσσώρευση νιτροδών (Metcalf & Eddy, 2003).

Επίδραση τοξικών ουσιών

Η διαδικασία της νιτροποίησης μπορεί να αναχαιτιστεί από μία σειρά οργανικών και ανόργανων ενώσεων. Οι ουσίες αυτές όταν βρίσκονται σε υψηλές συγκεντρώσεις προκαλούν αναχαιτίση είτε καταστρέφοντας το μεταβολισμό του κύτταρου είτε

διακόπτοντας τις βασικές αντιδράσεις οξείδωσης. Οι πλέον επικίνδυνες ουσίες για τη νιτροποίηση είναι αυτές που περιέχουν θείο, βαρέα μέταλλα και μη ιονικές μορφές αμμωνίας (NH₃). Έχει αποδειχθεί πειραματικά ότι η οξείδωση της αμμωνίας, δηλαδή το 1^ο στάδιο της νιτροποίησης, προσβάλλεται πιο δύσκολα και από λιγότερες αναχαιτιστικές ουσίες σε σχέση με την οξείδωση των νιτρωδών (NO₂), δηλαδή το 2^ο στάδιο της νιτροποίησης. Έτσι εμφανίζεται ότι η *Nitrosomonas* είναι ο «αδύναμος κρίκος» της νιτροποίησης με συνέπεια σε περιστατικά αναχαίτισης να παρατηρείται συχνά η συσσώρευση των τοξικών ουσιών N₂O και NO ως αποτέλεσμα μη ολοκλήρωσης της διαδικασίας (Ανδρεαδάκης, 2011). Στον παρακάτω πίνακα (Πίνακας 2.3) φαίνονται ορισμένες τοξικές οργανικές ενώσεις καθώς και οι συγκεντρώσεις για τις οποίες παρατηρείται 75% αναχαίτιση της νιτροποίησης.

Πίνακας 2.3 Τοξικές οργανικές ενώσεις

Compound	Concentration (mg/L) at Approximately 75% Inhibition
Acetone	2000
Allyl alcohol	19.5
Allyl chloride	180
Allyl isothiocyanate	1.9
Benzothiazole disulfide	38
Carbon disulfide	35
Chloroform	18
o-Cresol	12.8
Di-allyl ether	100
Dicyandiamide	250
Diguanide	50
2,4-Dinitrophenol	460
Dithio-oxamide	1.1
Ethanol	2400
Guanidine carbonate	16.5
Hydrazine	58
8-Hydroxyquinoline	72.5
Mercaptobenzothiazole	3.0
Methylamine hydrochloride	1550
Methyl isothiocyanate	0.8
Methyl thiuronium sulfate	6.5
Phenol	5.6
Potassium thiocyanate	300
Skatol	7
Sodium dimethyl dithiocarbamate	13.6
Sodium methyl dithiocarbamate	0.9
Tetramethyl thiuram disulfide	30
Thioacetamide	0.53
Thiosemicarbazide	0.18
Thiourea	0.076
Trimethylamine	118

[Πηγή: Randall et al., 1992]

2.7 Στόχοι μεταπτυχιακής εργασίας

Όπως φαίνεται από τη βιβλιογραφική ανασκόπηση η χλωρίωση αποτελεί τον πιο ευρέως διαδεδομένο τρόπο για την αντιμετώπιση της νηματοειδούς διόγκωσης, ενός συχνά εμφανιζόμενου προβλήματος στις Εγκαταστάσεις Επεξεργασίας Λυμάτων ανά τον κόσμο. Οι απόψεις, όμως, των επιστημόνων, περί της επίδρασης του χλωρίου στη νιτροποιητική ικανότητα των μικροοργανισμών στα Συστήματα Ενεργού Ιλύος δίστανται. Στόχος, λοιπόν, της παρούσας μεταπτυχιακής εργασίας είναι να διερευνηθεί αν τελικά το χλώριο επηρεάζει τη νιτροποίηση, αλλά και πως η δόση χλωρίου και το pH επιδρούν σε αυτή τη διαδικασία.

Κεφάλαιο 3^ο: Πειραματικό πρωτόκολλο

3.1 Γενικά

Όπως έγινε φανερό, το πρόβλημα της νηματοειδούς διόγκωσης είναι ένα πολύ συχνό φαινόμενο που καλούνται να αντιμετωπίσουν οι περισσότερες Εγκαταστάσεις Επεξεργασίας Λυμάτων, που επιτελούν και απομάκρυνση θρεπτικών, ανά τον κόσμο. Η οικονομικότερη και πιο εύκολη λύση για την αντιμετώπιση της διόγκωσης είναι αυτή της χλωρίωσης. Σκοπός, λοιπόν, της παρούσας μεταπτυχιακής εργασίας είναι η διερεύνηση της επίδρασης του χλωρίου στη νιτροποιητική ικανότητα των αυτοτροφικών μικροοργανισμών. Για τη μελέτη αυτή, στο Εργαστήριο Υγειονομικής Τεχνολογίας της σχολής Πολιτικών Μηχανικών του Ε.Μ.Π., στήθηκε ένας αντιδραστήρας διαλείποντος έργου εναλλασσόμενων φάσεων λειτουργίας (SBR). Ο αντιδραστήρας SBR λειτούργησε την περίοδο Σεπτέμβριος 2017 έως Απρίλιος 2018 και αρχικά τροφοδοτήθηκε με ανάμικτο υγρό από την ΕΕΛ της Ψυττάλειας, ενώ τα πειράματα συνεχίστηκαν για έναν ακόμα μήνα σε μη εγκλιματισμένη βιομάζα από την Ψυττάλεια.

Στη συνέχεια του κεφαλαίου περιγράφεται η λειτουργία του αντιδραστήρα SBR, οι αναλυτικές μέθοδοι των μετρήσεων που εφαρμόστηκαν κατά τις χημικές αναλύσεις των δειγμάτων καθώς και η πειραματική διαδικασία που ακολουθήθηκε κατά την πραγματοποίηση των πειραμάτων ασυνεχούς τροφοδοσίας (batch).

3.2 Περιγραφή συστήματος SBR

Ο αντιδραστήρας SBR λειτουργεί έτσι ώστε να αναπτύσσεται αυτοτροφική βιομάζα για τη νιτροποίηση, αλλά και ετεροτροφική για την απονιτροποίηση. Επιλέγεται αντιδραστήρας τετραγωνικής διατομής και όγκου 10 L, κατασκευασμένος από plexiglass. Διαθέτει οπές οι οποίες χρησιμεύουν για την τροφοδοσία του συστήματος, αλλά και για την απομάκρυνση της περίσσειας ιλύος και της τελικής εξόδου. Το πάνω μέρος του αντιδραστήρα καλύπτεται με καπάκι, επίσης από plexiglass.

Ο αερισμός του συστήματος γίνεται μέσω αντλίας αέρα. Ο αέρας μεταφέρεται με 4 σωληνάκια τα οποία καταλήγουν σε πέτρες ενυδρείου και διοχετεύουν τον αέρα μες στο ανάμικτο υγρό. Η ανάδευση του συστήματος γίνεται με μηχανικό αναδευτήρα ο οποίος περιστρέφεται με περίπου 300 rpm. Η ανάδευση της βιομάζας υποβοηθείται και από τον αερισμό. Η τροφοδοσία, η χλωρίωση και η ανακυκλοφορία γίνονται με τη χρήση περισταλτικών αντλιών. Η τροφοδοσία της βιομάζας επιλέγεται να γίνει με συνθετικά λύματα.

Οι μετρήσεις που γίνονται καθημερινά περιλαμβάνουν μέτρηση του pH, του οξυγόνου, της θερμοκρασίας και της αγωγιμότητας. Σε εβδομαδιαία βάση μετριέται η συγκέντρωση της αμμωνίας, των νιτρικών και των νιτρωδών στην έξοδο καθώς και της

αλκαλικότητας. Εβδομαδιαίως μετρούνται, επίσης, τα MLSS (Mixed Liquor Suspended Solids) και τα VSS (Volatile Suspended Solids).

3.2.1 Περιγραφή λειτουργίας SBR

Η έναρξη του συστήματος γίνεται με 4 L βιομάζας από την ανακυκλοφορία της Ψυττάλειας. Στη συνέχεια προστίθεται ίδιος όγκος συνθετικών λυμάτων, ώστε ο τελικός όγκος του αντιδραστήρα να είναι 8 L.

Η λειτουργία του SBR περιλαμβάνει εναλλαγή αερόβιων και ανοξικών φάσεων και καθίζηση. Η εναλλαγή αυτή ρυθμίζεται με χρονοδιακόπτες. Αρχικά γίνεται καθίζηση η οποία διαρκεί 30 min και απομάκρυνση της τελικής εξόδου, έως ότου μείνουν 4 L ανάμικτου υγρού μες στον αντιδραστήρα. Στη συνέχεια γίνεται χειροκίνητα τροφοδοσία με συνθετικά λύματα ώστε ο όγκος του υγρού στον αντιδραστήρα να είναι 7 L. Ταυτόχρονα μπαίνει σε λειτουργία η μηχανική ανάδευση και οι συνθήκες στον SBR είναι ανοξικές, ώστε να γίνεται απονιτροποίηση. Η φάση αυτή διαρκεί 1h 30min. Στη συνέχεια μπαίνει σε λειτουργία η αεραντλία για 6 h, και υπό αερόβιες συνθήκες συντελείται νιτροποίηση. Ακολουθεί εκ νέου ανοξική φάση που διαρκεί 2 h (η αεραντλία σταματάει και λειτουργεί μόνο ο αναδευτήρας), ενώ ταυτόχρονα γίνεται και αυτόματη τροφοδοσία 0,5 L τροφής για 15 min. Στη συνέχεια έπεται άλλη μία εναλλαγή φάσης λειτουργίας με 6 h αερόβια και 2 h ανοξική, ενώ στην έναρξη της ανοξικής το σύστημα τροφοδοτείται με άλλα 0,5 L τροφής. Ο τελικός όγκος στο τέλος του κύκλου είναι 8 L. Στον παρακάτω πίνακα (Πίνακας 3.1) παρουσιάζεται συνοπτικά ο κύκλος λειτουργίας του SBR.

Πίνακας 3.1 Κύκλος λειτουργίας SBR

Χρόνος*	Διάρκεια (h)	Φάση
13:00-13:30	0,5	Καθίζηση
13:30-15:00	1,5	Ανοξική
15:00-21:00	6	Αερόβια
21:00-23:00	2	Ανοξική**
23:00-5:00	6	Αερόβια
5:00-7:00	2	Ανοξική**
7:00-13:00	6	Αερόβια

*Οι ώρες που παρουσιάζονται στον πίνακα είναι σύμφωνα με τις ώρες λειτουργίας των χρονοδιακοπών.

**Κατά την έναρξη των ανοξικών φάσεων ο SBR τροφοδοτείται ταυτόχρονα και με 0,5 L τροφής στην κάθε φάση (1 L συνολικά).

Ο χρόνος παραμονής στερεών που επιλέγεται είναι 10 d, γι' αυτό και καθημερινά, πριν την έναρξη της καθίζησης, αφαιρείται 10% του ανάμικτου υγρού, δηλαδή περίπου 0,8 L. Στην ακόλουθη εικόνα (Εικόνα 3.1) απεικονίζεται ο αντιδραστήρας SBR, με την αντλία αέρα (αριστερά) και την περισταλτική αντλία αυτόματης τροφοδοσίας (δεξιά).



Εικόνα 3.1 Αντιδραστήρας SBR στη φάση καθίζησης

3.2.2 Σύσταση συνθετικών λυμάτων

Η τροφοδοσία τους συστήματος επιλέγεται να γίνει με συνθετικά λύματα. Ως πηγή αζώτου χρησιμοποιείται διάλυμα χλωριούχου αμμωνίου (NH_4Cl), ως πηγή COD χρησιμοποιείται διάλυμα οξικού νατρίου (CH_3COONa) και ως πηγή φωσφόρου δισοζινο φωσφορικό κάλιο (KH_2PO_4). Προστίθεται, επίσης, γάλα σε σκόνη ως επιπλέον COD, αλλά και επειδή περιέχει χρήσιμα ιχνοστοιχεία για την ανάπτυξη της βιομάζας. Τέλος, για την τροφοδοσία χρησιμοποιούνται πρωτοβάθμια και δευτεροβάθμια επεξεργασμένα λύματα από την ΕΕΛ της Ψυττάλειας και νερό βρύσης. Στον παρακάτω πίνακα (Πίνακας 3.2) συνοψίζεται η σύσταση των συνθετικών λυμάτων με τις συγκεντρώσεις των COD, $\text{NH}_4\text{-N}$ και $\text{PO}_4\text{-P}$ στα 4 L τροφοδοσίας.

Πίνακας 3.2 Συγκέντρωση θρεπτικών στην τροφοδοσία

Θρεπτικό	Μάζα	Συγκέντρωση
Οξικό οξύ	2,85 gr COD	71,3 mg COD/l
Γάλα	3 gr	0,8 gr COD/l
Αμμωνία	600 mg $\text{NH}_4\text{-N}$	150 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$
Φωσφόρος	90 mg $\text{PO}_4\text{-P}$	22,5 mg $\text{PO}_4\text{-P/l}$

3.2.3 Τροφοδοσία συστήματος SBR

Το σύστημα τροφοδοτείται στην αρχή κάθε ανοξικής φάσης, δηλαδή 3 φορές τη μέρα. Η πρώτη τροφοδοσία, η οποία γίνεται μετά το τέλος της καθίζησης και την απομάκρυνση της τελικής εξόδου, είναι «χειροκίνητη». Σε αυτή τη φάση στον αντιδραστήρα υπάρχουν 4 L ανάμικτου υγρού. Προστίθενται 800 ml πρωτοβάθμιων λυμάτων και 800 ml δευτεροβάθμιων. Προστίθενται, επίσης, 200 mg NH₄-N (10 ml διαλύματος χλωριούχου αμμωνίου συγκέντρωσης 20000 mg NH₄-N/l), 950 mg COD (9,5 ml διαλύματος οξικού νατρίου συγκέντρωσης 100000 mg CH₃COONa/l), 30 mg PO₄-P (6 ml διαλύματος φωσφορικού καλίου συγκέντρωσης 5000 mg PO₄-P/l) και 3 gr γάλακτος σε σκόνη. Τέλος, ο αντιδραστήρας συμπληρώνεται με νερό βρύσης μέχρι τον όγκο των 7 L.

Στη συνέχεια παρασκευάζεται 1 L «αυτόματης» τροφοδοσίας. Σε περιέκτη ενός λίτρου προστίθενται 400 mg NH₄-N (20 ml διαλύματος χλωριούχου αμμωνίου συγκέντρωσης 20000 mg NH₄-N/l), 1,9 g COD (19 ml διαλύματος οξικού νατρίου συγκέντρωσης 100000 mg CH₃COONa/l) και 60 mg PO₄-P (12 ml διαλύματος φωσφορικού καλίου συγκέντρωσης 5000 mg PO₄-P/l). Συμπληρώνεται με νερό βρύσης μέχρι να συμπληρωθεί το 1 L. Από το 1 L της τροφοδοσίας, τα 500 ml διοχετεύονται με χρήση περισταλτικής αντλίας κατά την έναρξη της δεύτερης ανοξικής φάσης και τα υπόλοιπα 500 ml στην τρίτη ανοξική φάση. Ο τελικός όγκος μες στον SBR στο τέλος του κύκλου λειτουργίας είναι 8 L.

3.3 Χλωρίωση συστήματος

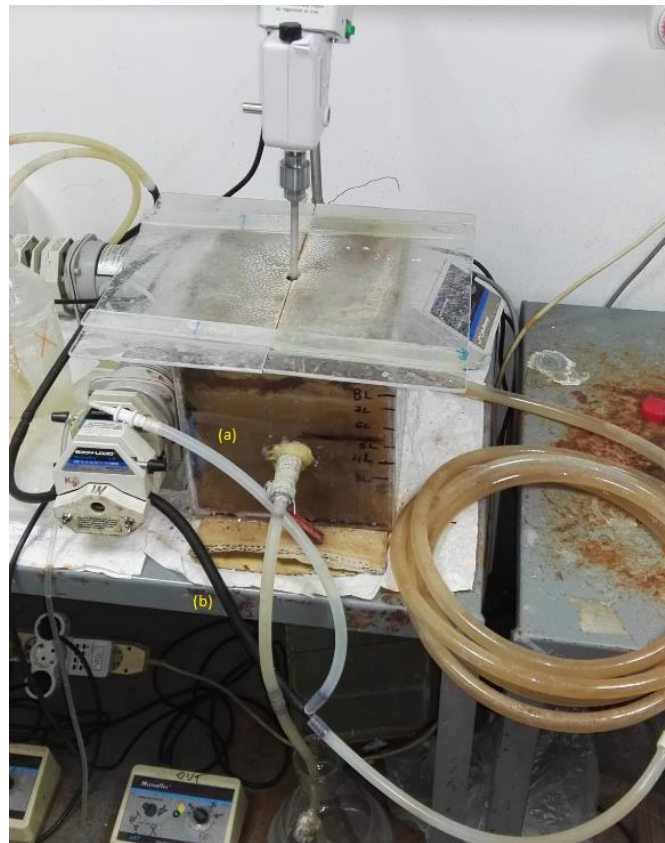
3.3.1 Μέθοδοι χλωρίωσης

Αφού εγκλιματιστεί η βιομάζα στις συνθήκες τροφοδοσίας και θερμοκρασίας που επικρατούν στο εργαστήριο ακολουθεί η χλωρίωση του συστήματος για να μελετηθεί η επίδραση του χλωρίου στη νιτροποιητική ικανότητα των αυτοτροφικών βακτηρίων. Για τη χλωρίωση του συστήματος μελετώνται 2 μέθοδοι προσθήκης χλωρίου. Χρησιμοποιείται χλωρίνη εμπορίου συγκέντρωσης 4,6 gr NaOCl/100 gr. Η συγκέντρωση του διαλύματος που διοχετεύεται στον αντιδραστήρα καθημερινά εξαρτάται από την εξεταζόμενη δόση και τα MLSS του αντιδραστήρα.

Κατά την πρώτη μέθοδο, το παρασκευαζόμενο διάλυμα χλωρίου διοχετεύεται απ' ευθείας μες στον αντιδραστήρα με χρήση περισταλτικής αντλίας. Η προσθήκη χλωρίου γίνεται σε 3 δόσεις, όπου 60 ml διαλύματος διοχετεύονται μες στον SBR ανά 8 ώρες. Με αυτή τη μέθοδο εξετάστηκε μόνο η δόση $4 \frac{mg Cl_2}{gr MLSS \cdot l \cdot d}$.

Στη συνέχεια, επιλέγεται η χλωρίωση να γίνεται στην ανακυκλοφορία ώστε να προσομοιώνεται καλύτερα ο τρόπος προσθήκης, όπως γίνεται και στις ΕΕΛ.

Προστίθεται στον SBR σωλήνας εσωτερικής διατομής 1,3 cm μήκους 4,7 m (ο όγκος του σωλήνα είναι περίπου 0,6 L). Η ανακυκλοφορία και η χλωρίωση γίνονται με χρήση 2 περισταλτικών αντλιών για 22 h (συγκεκριμένα από την έναρξη της πρώτης αερόβιας φάσης έως το τέλος της τρίτης αερόβιας φάσης). Στις 22 h όλη βιομάζα του αντιδραστήρα πρέπει να περνάει 3 φορές από την ανακυκλοφορία, επομένως η αντλία περιστρέφεται με ρυθμό $\frac{3 \cdot 0,6 \text{ L}}{22 \text{ h}} = 1,1 \text{ L/h}$. Ο όγκος του διαλύματος χλωρίου που διοχετεύεται στις 22 h είναι 950 ml, επομένως η αντλία ρυθμίζεται ώστε η παροχή επανακυκλοφορίας να ισούται με 43 ml/h. Στις παρακάτω εικόνες (Εικόνα 3.2 και 3.3) παρουσιάζεται η μέθοδος της χλωρίωσης στην ανακυκλοφορία. Με αυτή τη μέθοδο εξετάζονται οι δόσεις 4, 7 και $10 \frac{\text{mg Cl}_2}{\text{gr SS} \cdot \text{d}}$.



Εικόνα 3.2 Χλωρίωση στην ανακυκλοφορία [(a) αντλία διαλύματος χλωρίου – (b) αντλία ανακυκλοφορίας]



Εικόνα 3.3 Αντλίες χλωρίωσης (a) και ανακυκλοφορίας (b)

3.3.2 Διαδικασία παρασκευής διαλύματος χλωρίου

Το διάλυμα χλωρίου, για την εφαρμογή της δεύτερης μεθόδου χλωρίωσης, παρασκευάζεται καθημερινά με χλωρίνη εμπορίου περιεκτικότητας σε NaOCl 4,6% w/w. Η συγκέντρωση του διαλύματος εξαρτάται από την εξεταζόμενη δόση και από τα MLSS του αντιδραστήρα. Αρχικά 10 ml πυκνής χλωρίνης αραιώνονται σε 100 ml απιονισμένο νερό. Στη συνέχεια αυτό το αρχικό διάλυμα αραιώνεται 5000 φορές για να μπορεί να μετρηθεί με τη φασματοφωτομετρική μέθοδο DPD free chlorine. Η ποσότητα από το αρχικό διάλυμα που χρησιμοποιείται για να παρασκευαστεί το τελικό διάλυμα, το οποίο και θα διοχετευτεί στην ανακυκλοφορία δίνεται από τον παρακάτω τύπο:

$$C_{cl} * x = \frac{\Delta * MLSS * 8L}{950 \text{ ml}} * 1L$$

Όπου

C_{cl} , η συγκέντρωση του αρχικού διαλύματος χλωρίνης σε $\frac{\text{mg Cl}_2}{L}$

x , η απαιτούμενη ποσότητα αρχικού διαλύματος χλωρίνης που πρέπει να ληφθεί σε L

Δ , η δόση του χλωρίου που μελετάται σε $\frac{\text{mg Cl}_2}{\text{gr SS}}$

MLSS, τα MLSS του SBR σε $\frac{\text{gr SS}}{L}$

8 L, ο όγκος του αντιδραστήρα SBR

950 ml ,ο όγκος του τελικού διαλύματος χλωρίνης ο οποίος τροφοδοτείται μέσω της αντλίας σε 22 ώρες λειτουργίας.

1 L, ο όγκος του παρασκευαζόμενου διαλύματος χλωρίνης

Να σημειωθεί εδώ, ότι κατά την έναρξη της χλωρίωσης ο όγκος του υγρού μες τον αντιδραστήρα είναι 7 L, ενώ κατά την λήξη (αφού έχουν προστεθεί 1 L τροφοδοσίας και σχεδόν 1 L διαλύματος χλωρίου) είναι 9 L. Επομένως στον παραπάνω τύπο λαμβάνεται ως όγκος υγρού ο μέσος όρος των 2, δηλαδή 8 L.

Ο ίδιος τύπος χρησιμοποιείται και για την παρασκευή του διαλύματος χλωρίου κατά την εφαρμογή της πρώτης μεθόδου, με τη διαφορά ότι ο τελικός όγκος του διαλύματος είναι 200 ml αντί για 1 L και ο όγκος που διοχετεύεται μέσω της αντλίας 180 ml αντί για 950 ml. Το διάλυμα, δηλαδή, είναι πιο συμπυκνωμένο και εισέρχεται στον αντιδραστήρα σε μικρότερο χρονικό διάστημα.

3.4 Πειράματα μέτρησης AUR

Η νιτροποιητική ικανότητα των αυτοτροφικών μικροοργανισμών του συστήματος ελέγχεται μέσω πειραμάτων AUR (Ammonia Uptake Rate), όπου δείγματα ανάμικτου υγρού λαμβάνονται σε τακτά χρονικά διαστήματα και μετριοούνται οι συγκεντρώσεις των νιτρικών και το νιτρωδών. Στη συνέχεια με βάση τα MLSS υπολογίζεται ο ανηγμένος στο χρόνο ρυθμός παραγωγής νιτρικών και νιτρωδών. Τα πειράματα μπορεί να γίνονται, είτε απ' ευθείας λαμβάνοντας δείγματα από τον αντιδραστήρα, είτε εξωτερικά σε μικρούς αντιδραστήρες ασυνεχούς τροφοδοσίας (batch).

Οι μετρήσεις AUR που γίνονται με δείγματα απ' ευθείας από τον αντιδραστήρα μελετώνται για το pH λειτουργίας του, δηλαδή 8,3. Κατά τη νιτροποίηση βέβαια μειώνεται ως και 7,8 λόγω κατανάλωσης της αλκαλικότητας. Στα εξωτερικά batch μελετάται η επίδραση των διαφόρων δόσεων χλωρίου σε διαφορετικά pH. Τα pH που μελετώνται είναι 6,8 , 7,3 , 7,8 και 8,3. Τα τρία πρώτα pH ρυθμίζονται συνεχώς, είτε με θειικό οξύ είτε με καυστικό νάτριο, για να παραμένουν σταθερά, ενώ το pH 8,3 δε ρυθμίζεται ώστε να συμπεριφέρεται όπως ο αντιδραστήρας στο αντίστοιχο pH.

3.5 Πορεία λειτουργίας του συστήματος SBR

Αρχικά, πραγματοποιείται η έναρξη λειτουργίας του αντιδραστήρα με 4 L βιομάζα από την ανακυκλοφορία της Ψυτάλειας και 4 L συνθετικά λύματα. Ο αντιδραστήρας τροφοδοτείται καθημερινά με τα απαραίτητα θρεπτικά (αμμωνιακό άζωτο, οξικό οξύ, φωσφορικά, λύματα και γάλα) και αφήνεται να εγκλιματιστεί 7 ημέρες. Ταυτόχρονα γίνονται μετρήσεις AUR με δείγματα από τον αντιδραστήρα για να υπολογιστεί ο ρυθμός νιτροποίησης και νιτρωδοποίησης της βιομάζας.

Στη συνέχεια γίνεται χλωρίωσης του συστήματος με την πρώτη μέθοδο. Μετά από μία βδομάδα χλωρίωσης μετρείται το AUR μέσα στον αντιδραστήρα αλλά και σε

εξωτερικά batch στα μελετώμενα pH (6,8 , 7,3 , 7,8). Η διαδικασία για τα batch είναι η εξής:

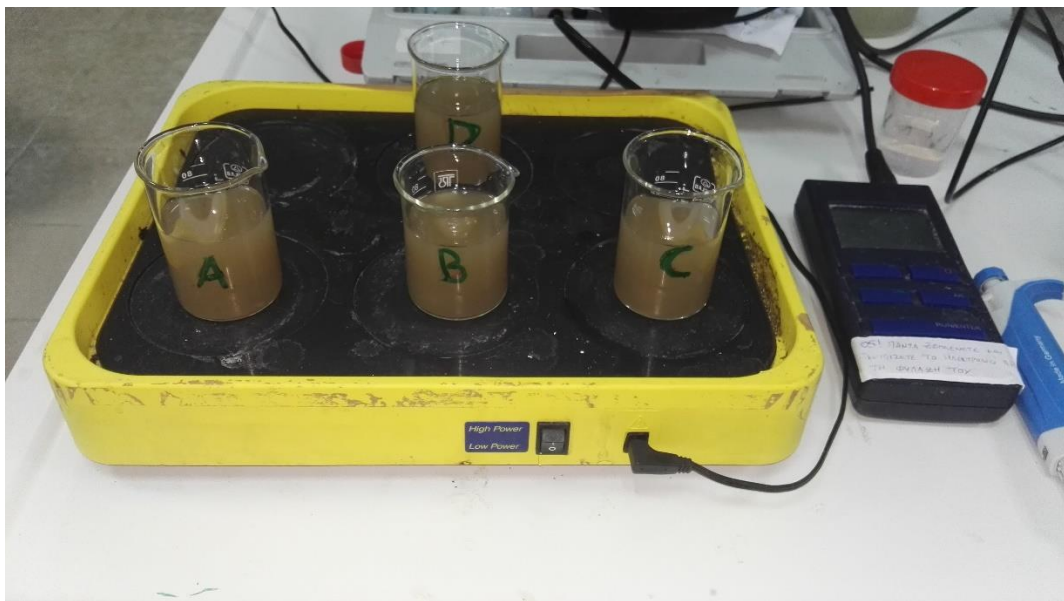
Σε 3 δοχεία χωρητικότητας 0,5 L εισάγονται 350 ml βιομάζας από τον αντιδραστήρα στο καθένα. Αφού ρυθμιστεί το pH, εισάγεται το διάλυμα χλωρίου και αφήνεται υπό αερισμό για 3 h ώστε να δράσει το χλώριο. Η ποσότητα του διαλύματος χλωρίου που εισάγεται σε κάθε batch είναι το 1/3 της καθημερινής δόσης που εισάγεται μες στον SBR σε αναλογία όγκου. Για την εξεταζόμενη δόση $4 \frac{mg Cl_2}{gr SS}$, μέσο όρο MLSS 3,5 gr SS/l, όγκο SBR 8 L και όγκο διαλύματος χλωρίου 180 ml που διέρχεται καθημερινά από την αντλία του χλωρίου, προκύπτει συγκέντρωση 620 mg Cl₂/l. Επομένως το 1/3 της καθημερινής δόσης σε αναλογία όγκου των 350 ml (το οποίο και προστίθεται στα batch) είναι 2,6 ml διαλύματος συγκέντρωσης 620 mg Cl₂/l. Μετά την έλευση των 3 h, προστίθεται η αμμωνία. Συνήθης τιμή συγκέντρωσης αμμωνίας μες στα batch είναι 40 ή 50 mg NH₄-N/l. Μεγαλύτερη συγκέντρωση δεν είναι επιθυμητή καθώς υψηλή συγκέντρωση αμμωνίας είναι τοξική για το *Nitrobacter*. Σε δείγματα που λαμβάνονται σε τακτά χρονικά διαστήματα (45 min – 1 h) μετριοούνται τα νιτρικά και τα νιτρώδη και προκύπτουν οι αντίστοιχοι ρυθμοί.

Ακολουθεί εκ νέου τροφοδότηση του αντιδραστήρα με βιομάζα από την ανακυκλοφορία της Ψυττάλειας. Αφήνεται για ένα διάστημα να εγκλιματιστεί και μετρίεται το AUR. Στη συνέχεια, εισάγεται χλώριο στον αντιδραστήρα με τη δεύτερη μέθοδο, ώστε να προσομοιώνονται καλύτερα οι συνθήκες προσθήκης του χλωρίου, όπως συμβαίνει στις ΕΕΛ. Μετά από ένα διάστημα 5 ημερών επαφής της βιομάζας με το χλώριο γίνονται μετρήσεις AUR μες τον αντιδραστήρα αλλά και σε batch. Η διαδικασία των batch αλλάζει και περιγράφεται ακολούθως:

Σε 4 αντιδραστήρες των 0,5 L εισάγονται 350 ml ανάμικτο υγρό από τον SBR. Στη συνέχεια γίνεται ρύθμιση του pH σε καθένα από τα 4 batch. Τα pH στα οποία γίνεται το πείραμα είναι 6,8 , 7,3 , 7,8 και 8,3. Τα 3 πρώτα pH ρυθμίζονται και παραμένουν σταθερά ενώ το 8,3 δε ρυθμίζεται για να προσομοιώνει τη λειτουργία του SBR. Αφού γίνει ρύθμιση του με θειικό οξύ, λαμβάνονται από κάθε batch 70 ml ανάμικτου υγρού και μεταγγίζονται σε μικρότερα ποτήρια ζέσεως. Στα ποτήρια ζέσεως προστίθεται επιπλέον 2,1 ml διαλύματος του χλωρίου. Η συγκέντρωση του διαλύματος χλωρίου για την εξεταζόμενη δόση $4 \frac{mg Cl_2}{gr SS}$, μέσο όρο MLSS 3,5 gr SS/l, όγκο SBR 8 L και όγκο διαλύματος χλωρίου 950 ml που διέρχεται καθημερινά από την αντλία του χλωρίου, προκύπτει 120 mg Cl₂/l. Αφού αναδευτεί για 40 min το υγρό μεταγγίζεται και πάλι στο αντίστοιχο batch. Η διαδικασία της προσθήκης χλωρίου επαναλαμβάνεται 5 φορές. Προστίθενται, δηλαδή, συνολικά 10,5 ml διαλύματος χλωρίνης, τα οποία αποτελούν το 1/4 της καθημερινής δόσης που προστίθεται στον SBR σε αναλογία όγκου των 350 ml. Τέλος, προστίθεται η αμμωνία και λαμβάνονται δείγματα ανά μία ώρα ώστε να μετρηθεί ο ρυθμός νιτροποίησης και νιτροδοποίησης. Στις ακόλουθες εικόνες (Εικόνα 3.4 και 3.5) παρουσιάζεται η διαδικασία των batch.



Εικόνα 3.4 Αντιδραστήρες batch με ρύθμιση pH



Εικόνα 3.5 Διαδικασία χλωρίωσης στα ποτήρια ζέσεως

Αφού μελετηθεί η δόση $4 \frac{mg Cl_2}{gr SS}$, η βιομάζα του SBR ανανεώνεται με ανακυκλοφορία από την Ψυτάλεια. Ύστερα από διάστημα λίγων ημερών μετριέται το AUR του αντιδραστήρα. Στη συνέχεια, ακολουθεί η χλωρίωση του συστήματος με το διάλυμα χλωρίου να πέφτει στην ανακυκλοφορία. Η εξεταζόμενη δόση σε αυτόν τον κύκλο πειραμάτων είναι $7 \frac{mg Cl_2}{gr SS}$. Ακολουθούν batch πειράματα σε pH 6,8 , 7,3 , 7,8 και 8,3. Η διαδικασία που ακολουθείται είναι ίδια, όπως περιεγράφηκε παραπάνω με τη διαφορά ότι η συγκέντρωση του διαλύματος χλωρίου είναι 205 mg Cl₂/l.

Κατά την τελευταία φάση της μελέτης εξετάζεται η δόση χλωρίου $10 \frac{mg Cl_2}{gr SS}$, αφού πρώτα η βιομάζα του SBR ανανεωθεί με προσθήκη βιομάζας από την Ψυττάλεια. Η βιομάζα του SBR εγκλιματίζεται και γίνεται μέτρηση AUR. Στη συνέχεια γίνεται η προσθήκη του χλωρίου και μετά την πάροδο 3 ημερών πραγματοποιούνται τα πειράματα batch στα pH 6,8 , 7,3 , 7,8 και 8,3. Η διαδικασία που ακολουθείται για τα batch είναι επίσης ίδια, όπως περιεγράφηκε παραπάνω αλλά η συγκέντρωση του διαλύματος χλωρίου είναι περίπου $295 mg Cl_2/l$. Οι μετρήσεις του ρυθμού νιτροποίησης και νιτρωδοποίησης στον SBR πριν την προσθήκη χλωρίου χρησιμοποιούνται ως control για να υπολογιστεί η αναχαίτηση που προκαλεί η κάθε δόση χλωρίου στη διαδικασία της νιτροποίησης και νιτρωδοποίησης αντίστοιχα.

Τέλος γίνεται μέτρηση AUR στην βιομάζα του αντιδραστήρα σε pH 6,8 (χωρίς προσθήκη χλωρίου) για να μελετηθεί πως επηρεάζει το pH τη διαδικασία της νιτροποίησης.

3.6 Πειράματα σε μη εγκλιματισμένη βιομάζα

Πειράματα μέτρησης AUR πραγματοποιούνται και σε μη εγκλιματισμένη βιομάζα από το ανάμικτο υγρό της Ψυττάλειας. Αρχικά μελετάται η επίδραση του pH (6,8 , 7,3 και 7,8) στη νιτροποίηση, χωρίς προσθήκη χλωρίου. Σε επόμενα batch εξετάζεται η δόση $4 \frac{mg Cl_2}{gr SS}$ σύμφωνα με τον πρώτο τρόπο χλωρίωσης, δηλαδή 1/3 της καθημερινής δόσης που έπεφτε αντίστοιχα στον SBR, εισάγεται και αναδεύεται για 3 h και στη συνέχεια γίνεται μέτρηση του ρυθμού νιτροποίησης.

Πειράματα batch σε ανάμικτο υγρό της Ψυττάλειας γίνονται και με τον δεύτερο τρόπο χλωρίωσης. Μελετώνται οι δόσεις 4, 7 και $10 \frac{mg Cl_2}{gr SS}$, όπου 1/4 της καθημερινής δόσης που θα έπεφτε αντίστοιχα στον SBR εισάγεται στους batch αντιδραστήρες με αναλογία όγκου. Τα pH τα οποία μελετώνται είναι 6,8 , 7,3 , 7,8 και 8,3 ενώ υπάρχει και ένας $5^{\circ}C$ αντιδραστήρας στον οποίο δεν προστίθεται χλώριο και δε ρυθμίζεται το pH ώστε να λειτουργεί ως control και να υπολογίζεται η αναχαίτηση των υπολοίπων.

3.7 Παρακολούθηση του συστήματος και μετρήσεις

Το σύστημα του SBR παρακολουθείται καθημερινά και τροφοδοτείται. Οι καθημερινές μετρήσεις περιλαμβάνουν μέτρηση του pH, του διαλυμένου οξυγόνου (DO), της αγωγιμότητας και της θερμοκρασίας.

Μέτρηση pH

Η μέτρηση του pH γίνεται με φορητό ηλεκτρονικό pH-μετρο WTW315I. Το pH-μετρο ελέγχεται μία φορά το μήνα ως προς την κλίση του και το ισοηλεκτρικό σημείο (0 mV, pH 7,00). Γίνεται βαθμονόμηση του οργάνου (calibration) στις περιοχές pH 4,00 και 7,00 με κατάλληλα διαλύματα buffer. Ο αντιδραστήρας λειτουργεί σε pH

περίπου 8,5 ενώ φτάνει ως και 7,7 κατά τη διάρκεια της νιτροποίησης. Το pH-μετρο διαθέτει και ένδειξη της θερμοκρασίας η οποία κυμαίνεται από 18 έως 21 °C, με τις μικρότερες θερμοκρασίες να παρουσιάζονται τις ημέρες του χειμώνα.

Μέτρηση διαλυμένου οξυγόνου (DO)

Η μέτρηση του διαλυμένου οξυγόνου γίνεται μέσω φορητού οξυγονόμετρου τύπου οχι 330i WTW. Το οξυγόνο κυμαίνεται από 5-8,3 mg O₂/l με τις χαμηλές τιμές να σημειώνονται όταν στο σύστημα γίνονται διεργασίες.

Μέτρηση αγωγιμότητας

Για τη μέτρηση της αγωγιμότητας χρησιμοποιείται φορητό πολύμετρο Multi 3410 της εταιρείας WTW. Η αγωγιμότητα είναι κυμαίνεται μεταξύ 2,0 και 2,3 mS/l.

Σε εβδομαδιαία βάση μετριοούνται τα MLSS και VSS, τα νιτρικά, τα νιτρώδη, η αμμωνία και η αλκαλικότητα. Στη συνέχεια αναφέρεται η διαδικασία μέτρησής τους:

MLSS και VSS

Η μέτρηση των στερεών γίνεται με χρήση φίλτρων GF/C. Αρχικώς, τα φίλτρα τοποθετούνται στο φούρνο των 105 °C (Εικ. 3.7a) για 1 h, ώστε να εξατμιστεί η υγρασία τους. Στη συνέχεια τοποθετούνται στον ξηραντήρα μέχρι να επανέλθουν σε θερμοκρασία περιβάλλοντος. Ζυγίζεται ένα φίλτρο με τον ηλεκτρονικό ζυγό (Εικ. 3.6) και σημειώνεται το βάρος. Στη συνέχεια τοποθετείται στο διηθησιόμετρο και με την πιπέτα λαμβάνεται δείγμα ανάμικτου υγρού (συνήθως 5 ml) . Το φίλτρο με τα στερεά τοποθετείται σε αλουμινόχαρτο και μπαίνει στο φούρνο των 105 °C όπου και παραμένει για 1 h. Ύστερα, το φίλτρο τοποθετείται στον ξηραντήρα, και αφού επανέλθει σε θερμοκρασία περιβάλλοντος, ζυγίζεται και καταγράφεται η μάζα του. Η συγκέντρωση των MLSS υπολογίζεται από τη σχέση:

$$MLSS = \frac{m_{105^{\circ}C} - m_o}{V} * 1000$$

όπου,

$m_{105^{\circ}C}$ η μάζα του φίλτρου μετά καύση στους 105 °C και την ξήρανση σε gr

m_o η αρχική μάζα του φίλτρου σε gr

V ο όγκος του δείγματος σε ml



Εικόνα 3.6 Ζυγός ακριβείας

Ο υπολογισμός των VSS γίνεται ύστερα από καύση του φίλτρου στους 550 °C (Εικ. 3.7b) για 15 min. Στη συνέχεια τοποθετείται στον ξηραντήρα και ύστερα ζυγίζεται. Η συγκέντρωση των VSS υπολογίζεται από τον τύπο:

$$VSS = \frac{m_{105^{\circ}C} - m_{550^{\circ}C}}{V} * 1000$$

όπου,

$m_{105^{\circ}C}$ η μάζα του φίλτρου μετά την καύση στους 105 °C και την ξήρανση σε gr

$m_{550^{\circ}C}$ η μάζα του φίλτρου μετά την καύση στους 550 °C και την ξήρανση σε gr

V ο όγκος του δείγματος σε ml



(a)



(b)

Εικόνα 3.7 Φούρνοι των 105 °C (a) και 550 °C (b)

Μέτρηση νιτρικού αζώτου

Η μέτρηση του νιτρικού αζώτου γίνεται με χρήση αντιδραστηρίων (Εικ. 3.8) και φασματοφωτόμετρου της εταιρείας HACH (Εικ. 3.9). Δείγμα ανάμικτου υγρού λαμβάνεται από τον αντιδραστήρα και διηθείται με χρήση μεμβρανών. Στη συνέχεια το διήθημα αραιώνεται (συνηθέστερα 1/10) και 1 ml του αραιωμένου διαλύματος τοποθετείται μες στα φιαλίδια. Προστίθενται, επιπλέον, 200 μ L από ειδικό αντιδραστήριο και ύστερα από χρόνο 15 min μετριέται η συγκέντρωση των νιτρικών.



Εικόνα 3.8 Φιαλίδια $\text{NO}_3\text{-N}$ για μέτρηση νιτρικών



Εικόνα 3.9 Φασματοφωτόμετρο

Μέτρηση νιτρώδους αζώτου

Η μέτρηση των νιτρωδών γίνεται επίσης με χρήση αντιδραστηρίων της εταιρείας HACH. Διήθημα από το ανάμικτο υγρό του SBR λαμβάνεται και αραιώνεται, με συνηθέστερες αραιώσεις 1/50 και 1/100. Σε κυψελίδα τοποθετούνται 10 ml αραιωμένου δείγματος και αντιδραστήριο σε σκόνη (Εικ. 3.10). Αναδεύεται και μετριέται μετά από χρόνο 20 min. Η ίδια διαδικασία για τη μέτρηση νιτρικών και νιτρωδών και κατά τη διεξαγωγή των batch.



Εικόνα 3.10 Μέτρηση νιτρώδους αζώτου NO₂-N

Μέτρηση αμμωνίας

Η μέτρηση της αμμωνίας γίνεται με απόσταξη με χρήση της συσκευής BUCHI 324 (Εικ. 3.11). Μικρή ποσότητα διηθήματος από το ανάμικτο υγρό τοποθετείται σωλήνες διήθησης μαζί με μερικές σταγόνες πυκνό καυστικού νατρίου κανονικότητας 6 N. Στόχος αυτού είναι να αυξηθεί το pH και να πτητικοποιηθεί η αμμωνία. Στη συνέχεια

μέσω της συσκευής απόσταξης οι υδρατμοί υγροποιούνται και εισέρχονται σε κωνική φιάλη η οποία περιέχει 10 ml βορικού οξέος. Το όξινο περιβάλλον έχει ως αποτέλεσμα η αέρια αμμωνία να μετατρέπεται σε αμμωνιακό άζωτο και να παραμένει σε διαλυτή μορφή. Μόλις συλλεχθούν περίπου 250 ml η απόσταξη σταματάει, αφού γίνει έλεγχος με Nessler, όπου εξασφαλίζεται ότι όλη η αμμωνία έχει αποσταχτεί. Σε ογκομετρική φιάλη των 50 ml τοποθετούνται 50 ml αποστάγματος μαζί με 2 ml Nessler. Αφήνεται για 10 min και μετριέται με το φασματοφωτόμετρο σε μήκος κύματος 425 nm. Τέλος ογκομετρείται και ο υπόλοιπος όγκος αποστάγματος και υπολογίζεται η συγκέντρωση της αμμωνίας από τους παρακάτω τύπους:

$$[NH_4 - N] = (2,6386 * Abs_{\text{δείγματος}} - 0,0721) * \frac{V_{\text{τελ}}}{V_0}$$

Όπου

$[NH_4-N]$ η συγκέντρωση της αμμωνίας

$Abs_{\text{δείγματος}}$ η απορροφητικότητα του δείγματος της αμμωνίας στο μήκος κύματος 425 nm

$V_{\text{τελ}}$ ο όγκος του αποστάγματος

V_0 ο αρχικός όγκος του προς απόσταξη δείγματος



Εικόνα 3.11 Συσκευή απόσταξης

Μέτρηση αλκαλικότητας

Η μέτρηση της αλκαλικότητας γίνεται με τιτλοδότηση. Από τον SBR λαμβάνεται δείγμα ανάμικτου υγρού και φυγοκεντρίζεται. Στη συνέχεια το υπερκείμενο υγρό μεταγγίζεται σε ένα μικρό ποτήρι ζέσεως και τοποθετείται σε μαγνητικό αναδευτήρα. Με χρήση προχοϊδας (Εικ. 3.12) διοχετεύεται στο υγρό αραιό διάλυμα θειικού οξέος

(H₂SO₄), κανονικότητας, συνήθως, 0,1 N μέχρις ότου το pH του υγρού φτάσει 4,5. Επαρκής όγκος υπερκείμενου υγρού ώστε να είναι αξιόπιστη η μέτρηση είναι 30-50 ml. Η αλκαλικότητα του υγρού υπολογίζεται από τον ακόλουθο τύπο:

$$[Alk] = \frac{50000 * N * (V_o - V_\tau)}{V_v}$$

όπου

[Alk] η αλκαλικότητα του υγρού σε όρους CaCO₃

N η κανονικότητα του θεικού οξέος

V_o ο αρχικός όγκος του θεικού οξέος μες στην προχοΐδα σε ml

V_τ ο τελικός όγκος του θεικού οξέος μες στην προχοΐδα σε ml

V_v ο όγκος του υπερκείμενου υγρού σε ml



Εικόνα 3.12 Μέτρηση αλκαλικότητας με τιτλοδότηση

Κεφάλαιο 4^ο: Αποτελέσματα

4.1 Εισαγωγή

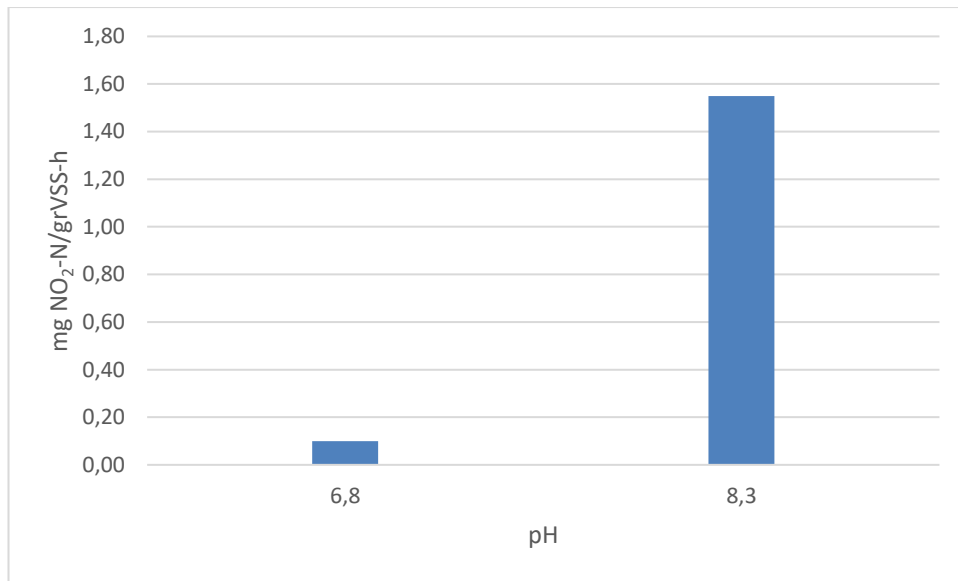
Σκοπός της παρούσας μεταπτυχιακής εργασίας είναι η διερεύνηση της επίδρασης του χλωρίου στη νιτροποιητική ικανότητα των μικροοργανισμών σε Εγκαταστάσεις Επεξεργασίας Λυμάτων. Τα πειράματα, όπως περιγράφηκε αναλυτικά στο Κεφάλαιο 3, διήρκησαν από τον Σεπτέμβριο του 2017 έως το Μάιο του 2018. Χρησιμοποιήθηκε ένας αντιδραστήρας SBR με ανάμικτο υγρό από την Ψυττάλεια και τροφοδοτούταν καθημερινά με συνθετικά λύματα. Μετά τον εγκλιματισμό της βιομάζας ακολουθούσε η χλωρίωση με διάλυμα υποχλωριώδους νατρίου σε δόσεις 4, 7 και 10 $\frac{mg Cl_2}{gr SS*d}$. Για τον προσδιορισμό της νιτροποιητικής ικανότητας των μικροοργανισμών γίνονταν πειράματα AUR μέσω της μέτρησης νιτρικού και νιτρώδους αζώτου σε τακτά χρονικά διαστήματα. Τον τελευταίο μήνα έγιναν και batch πειράματα σε μη εγκλιματισμένη βιομάζα από την Ψυττάλεια ώστε να συγκριθούν τα αποτελέσματα με αυτά από τις μετρήσεις AUR του SBR.

Στη συνέχεια παρουσιάζονται τα αποτελέσματα των ρυθμών νιτροποίησης, νιτρωδοποίησης, καθώς, και το άθροισμα αυτών της εγκλιματισμένης βιομάζας του SBR πριν και μετά από την κάθε εξεταζόμενη δόση χλωρίου. Παρουσιάζονται, επίσης, τα αποτελέσματα της μη εγκλιματισμένης βιομάζας και συγκρίνονται με τα αντίστοιχα αποτελέσματα του SBR.

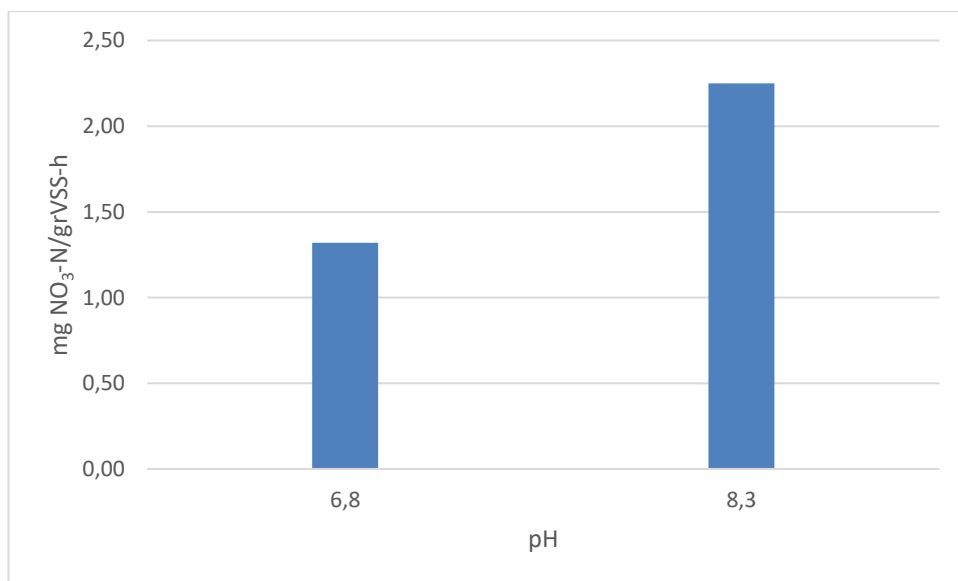
Επισημαίνεται ότι μετρήσεις που αξιολογήθηκαν ως λανθασμένες, είτε λόγω ξαφνικής αναχαίτισης της βιομάζας από διάφορα λειτουργικά προβλήματα του συστήματος αυτόματης τροφοδοσίας είτε λόγω παρουσίας νιτρικών και νιτρώδων στο απιονισμένο νερό που χρησιμοποιούνταν για τις αραιώσεις και ως εκ τούτου επηρέαζαν το σωστό προσδιορισμό του AUR, δεν ελήφθησαν υπόψιν και δεν παρουσιάζονται στο Κεφάλαιο των Αποτελεσμάτων.

4.2 Επίδραση του pH στη νιτροποιητική ικανότητα

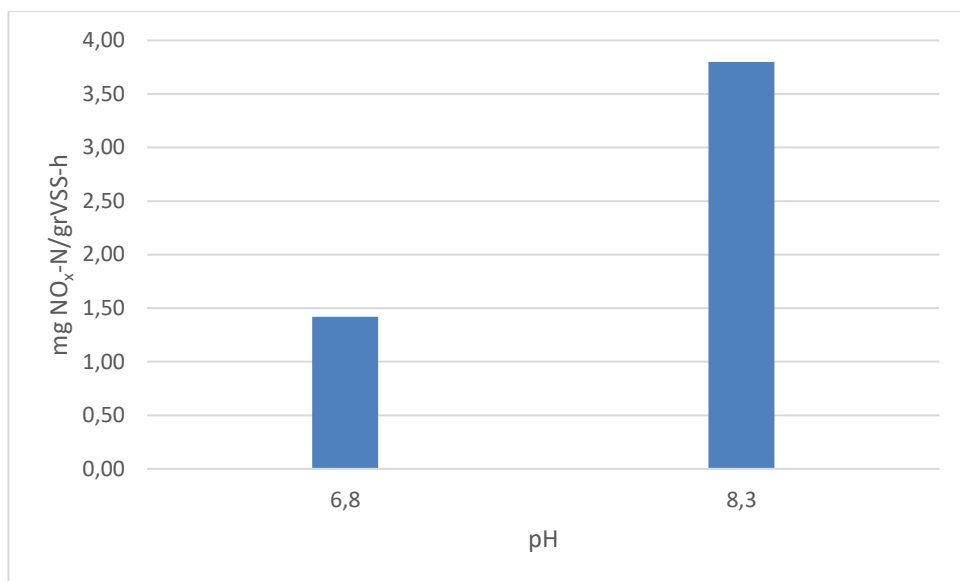
Εκτός από την επίδραση του χλωρίου μελετήθηκε και η επίδραση του pH στη νιτροποιητική ικανότητα της ενεργού ιλύος. Για το σκοπό αυτό πραγματοποιήθηκαν batch πειράματα στα διάφορα pH χωρίς την προσθήκη χλωρίου στη βιομάζα του SBR αλλά και της Ψυττάλειας. Στα επόμενα διαγράμματα (Διάγραμμα 4.1, 4.2 και 4.3) παρουσιάζονται οι ρυθμοί παραγωγής νιτρώδων, νιτρικών και συνολικής κατανάλωσης αμμωνίας στο pH 6,8 και 8,3 του SBR.



Διάγραμμα 4.1 Επίδραση του pH στην παραγωγή νιτρωδών με βιομάζα του SBR



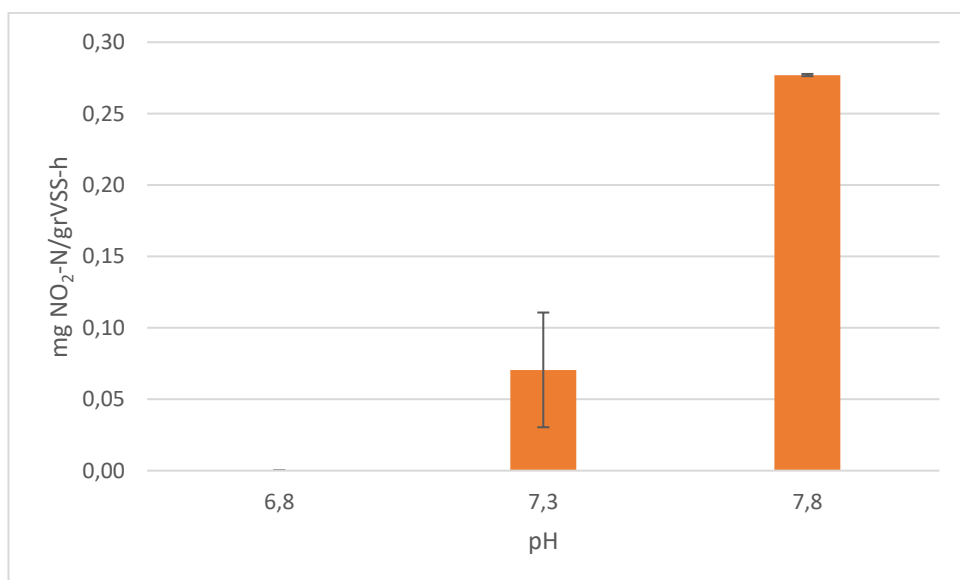
Διάγραμμα 4.2 Επίδραση του pH στην παραγωγή νιτρικών με βιομάζα του SBR



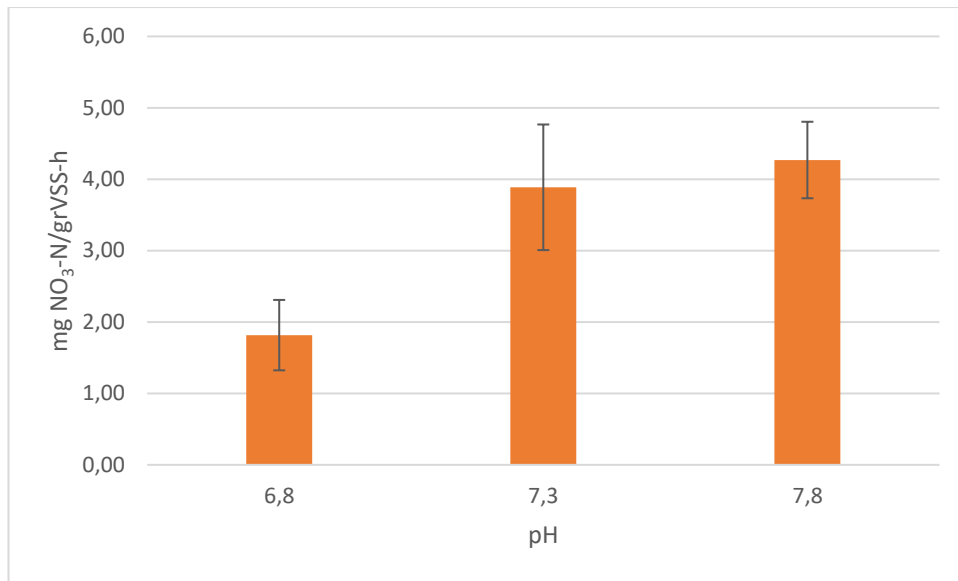
Διάγραμμα 4.3 Επίδραση του pH στη συνολική κατανάλωση αμμωνίας με βιομάζα του SBR

Από το Διάγραμμα 4.1 φαίνεται ότι στο pH 6,8 η παραγωγή νιτρωδών γίνεται με πολύ χαμηλό ρυθμό, μόλις 0,1 mg NO₂-N/gVSS-h, σε αντίθεση με το pH 8,3 όπου ο ρυθμός του είναι περίπου 1,6 mg NO₂-N/gVSS-h. Στο Διάγραμμα 4.2 φαίνεται ότι ρυθμός παραγωγής νιτρικών στο pH 6,8 είναι 1,3 mg NO₃-N/gVSS-h ενώ στο pH 8,3 ο ρυθμός είναι σχεδόν 2,3 mg NO₃-N/gVSS-h. Από το Διάγραμμα 4.3 υπολογίζεται ότι η αναχαιτίση της συνολικής κατανάλωσης αμμωνίας στο pH 6,8 είναι περίπου 63%.

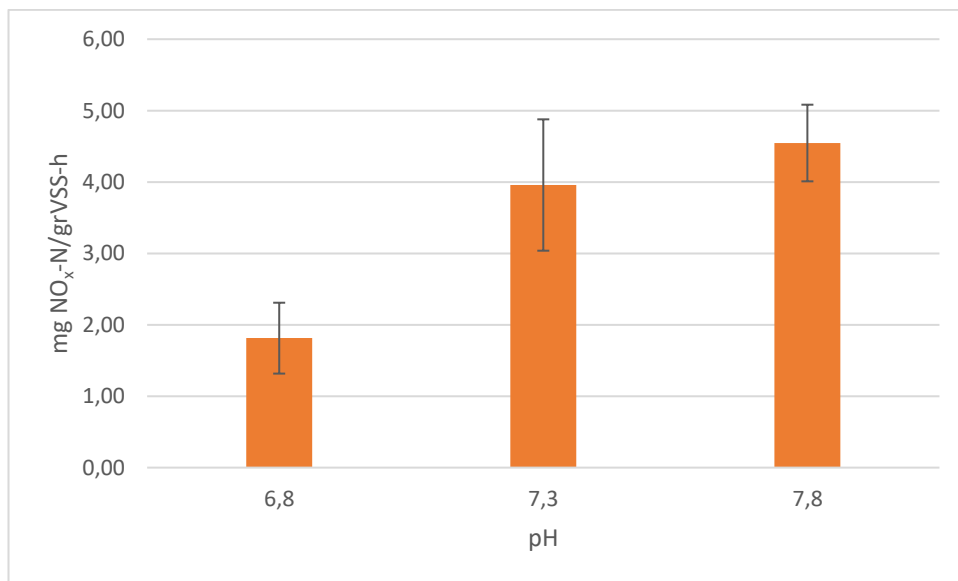
Στη συνέχεια παρουσιάζονται τα διαγράμματα (Διάγραμμα 4.4, 4.5 και 4.6) από τα αποτελέσματα των batch με βιομάζα της Ψυττάλειας σε pH 6,8 , 7,3 και 7,8.



Διάγραμμα 4.4 Επίδραση του pH στην παραγωγή νιτρωδών με μη εγκλιματισμένη βιομάζα



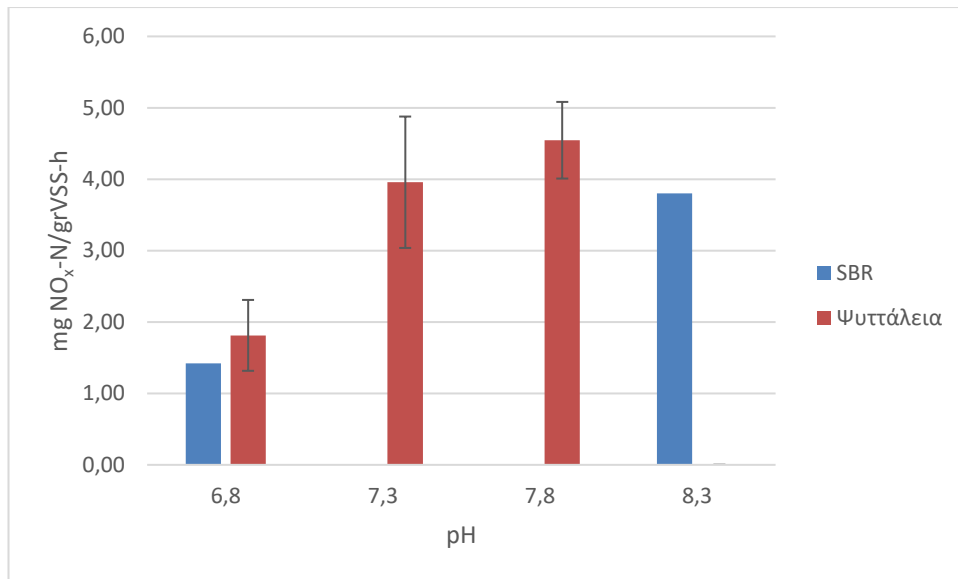
Διάγραμμα 4.5 Επίδραση του pH στην παραγωγή νιτρικών με μη εγκλιματισμένη βιομάζα



Διάγραμμα 4.6 Επίδραση του pH στη συνολική κατανάλωση αμμωνίας με μη εγκλιματισμένη βιομάζα

Όπως προκύπτει από το Διάγραμμα 4.4 στο pH 6,8 δεν παράγονται καθόλου νιτρώδη, στο 7,3 ο ρυθμός είναι πολύ χαμηλός ενώ στο 7,8 ο ρυθμός είναι περίπου 0,27 mg NO₂-N/gVSS-h. Τα νιτρικά (Διάγραμμα 4.5) παράγονται με ρυθμό περίπου 1,8 mg NO₃-N/gVSS-h στο pH 6,8 ενώ με περίπου 3,9 και 4,3 στα pH 7,3 και 7,8 αντίστοιχα. Παρατηρείται, δηλαδή μια αναχαίτιση της τάξης του 60% στη συνολική παραγωγή νιτρωδών και νιτρικών στο pH 6,8 σε σχέση με το 7,8 (Διάγραμμα 4.6).

Ακολουθεί στο επόμενο διάγραμμα σύγκριση των δύο βιομαζών (Διάγραμμα 4.7).



Διάγραμμα 4.7 Σύγκριση της επίδρασης του pH στη συνολική κατανάλωση αμμωνίας στις δύο βιομάζες

Από τον ολικό ρυθμό παραγωγής NO_x-N (Διάγραμμα 4.7) υπολογίζεται ότι και για τις δύο διαφορετικές προέλευσης βιοκοινότητες η μείωση του pH από αλκαλικές τιμές σε όξινες (pH = 6,8) προκαλεί αναχαίτιση της νιτροποίησης που κυμαίνεται μεταξύ 60 – 65%.

4.3 1^η Μέθοδος προσθήκης χλωρίου – Δόση $4 \frac{mg Cl_2}{gr SS*d}$

Στα διαγράμματα που ακολουθούν παρουσιάζονται τα αποτελέσματα του ρυθμού παραγωγής νιτρικών (NO₂-N), νιτρικών NO₃-N), καθώς, και το άθροισμα αυτών (NO_x-N), που στην ουσία αποτελεί και τον συνολικό ρυθμό κατανάλωσης της αμμωνίας (AUR), αν αγνοηθεί το μικρό ποσοστό αμμωνίας (NH₄-N) που χρησιμοποιείται για τη σύνθεση νέων μικροοργανισμών. Οι 4 πρώτες στήλες αντιστοιχούν στις μετρήσεις στα διαφορετικά pH της εξεταζόμενης δόσης $4 \frac{mg Cl_2}{gr SS*d}$ με την 1^η μέθοδο προσθήκης χλωρίου και η 5^η στήλη αντιστοιχεί στις μετρήσεις του SBR πριν την προσθήκη χλωρίου (control). Οι τιμές των διαγραμμάτων είναι οι μέσοι όροι των διαφορετικών πειραμάτων και οι μπάρες στις στήλες είναι το τυπικό σφάλμα της μέσης τιμής.

Ενδεικτικά, στον παρακάτω πίνακα (Πίνακας 4.1) αναλύεται ο τρόπος με τον οποίο προκύπτουν οι ρυθμοί παραγωγής νιτρικών και νιτρικών, ο μέσος όρος και το σφάλμα τα οποία και παρουσιάζονται στα διαγράμματα. Τα αποτελέσματα του Πίνακα 4.1 αφορούν τον SBR πριν τη χλωρίωση (control).

Πίνακας 4.1 Υπολογισμός ρυθμού παραγωγής νιτρικών και νιτρωδών control

MLSS (g/l) 3,86			MLSS (g/l) 3,4			MLSS (g/l) 3,4					
MLVSS (g/l) 3,32			MLVSS (g/l) 2,98			MLVSS (g/l) 2,98					
t(min)	NO ₃ -N (mg/l)	NO ₂ -N (mg/l)	NO _x -N (mg/l)	t(min)	NO ₃ -N (mg/l)	NO ₂ -N (mg/l)	NO _x -N (mg/l)	t(min)	NO ₃ -N (mg/l)	NO ₂ -N (mg/l)	NO _x -N (mg/l)
0	3,29	14,65	17,94	0	2,71	14,05	16,76	0	0,00	1,15	1,15
40	10,10	13,75	23,85	40	8,42	13,15	21,57	45	2,60	0,85	3,45
80	16,40	11,95	28,35	80	15,20	11,90	27,10	90	7,85	1,55	9,40
120	20,60	13,05	33,65	120	20,40	11,90	32,30	160	11,20	1,65	12,85
160	33,00	15,20	48,20	160	26,40	11,90	38,30	195	22,20	1,85	24,05
κλίση	0,17	0,00	0,18	κλίση	0,15	-0,01	0,13	κλίση	0,10	0,00	0,11
ρυθμός (mgN/gVSS-h)	3,16	0,02	3,18	ρυθμός (mgN/gVSS-h)	2,99	-0,28	2,71	ρυθμός (mgN/gVSS-h)	2,07	0,09	2,16

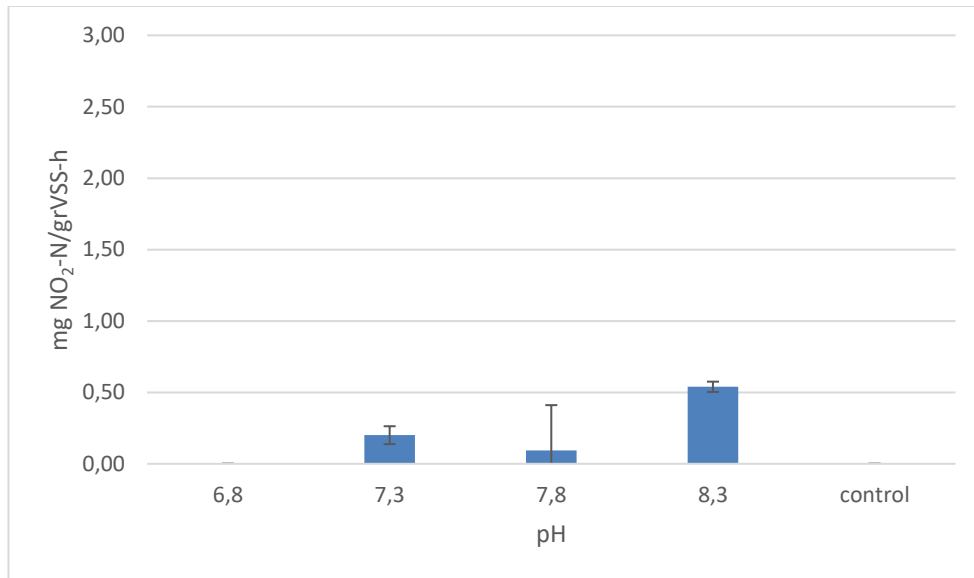
Από τα τρία παραπάνω πειράματα προκύπτει ο ακόλουθος πίνακας (Πίνακας 4.2) όπου υπολογίζεται ο μέσος όρος και το τυπικό σφάλμα των μετρήσεων και χρησιμοποιούνται για την κατασκευή των διαγραμμάτων.

Πίνακας 4.2 Υπολογισμός μέσου όρου και τυπικού σφάλματος

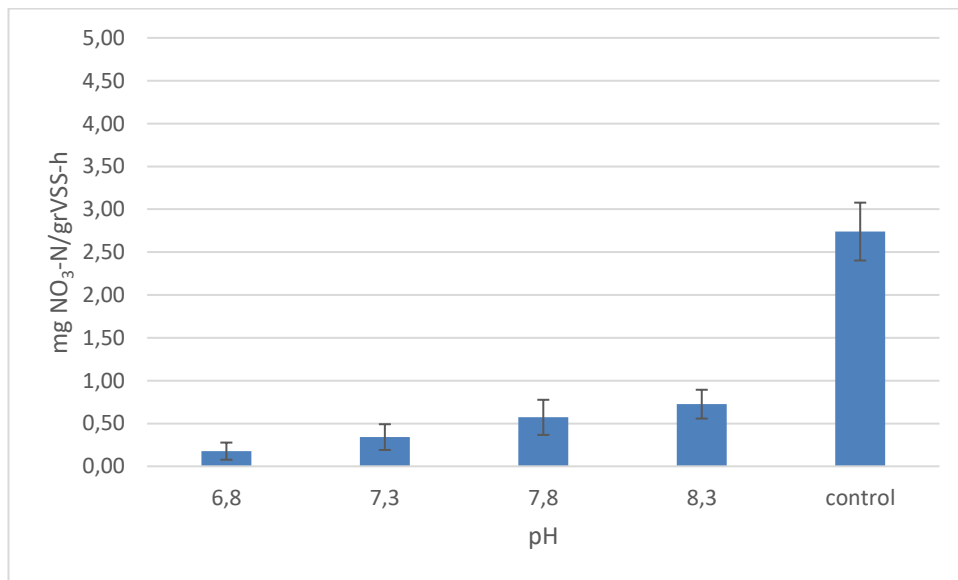
	NO ₃ -N (mg/l)	NO ₂ -N (mg/l)	NO _x -N (mg/l)
1° Πείραμα	3,16	0,02	3,18
2° Πείραμα	2,99	-0,28	2,71
3° Πείραμα	2,07	0,09	2,16
Μ.Ο.	2,74	-0,06	2,68
Τυπική απόκλιση	0,58	0,19	0,51
Τυπικό σφάλμα	34%	11%	29%

Το τυπικό σφάλμα υπολογίζεται από τον τύπο $\frac{\text{τυπική απόκλιση}}{\sqrt{n}}$, όπου n αριθμός του δείγματος, στην προκειμένη περίπτωση δηλαδή n=3.

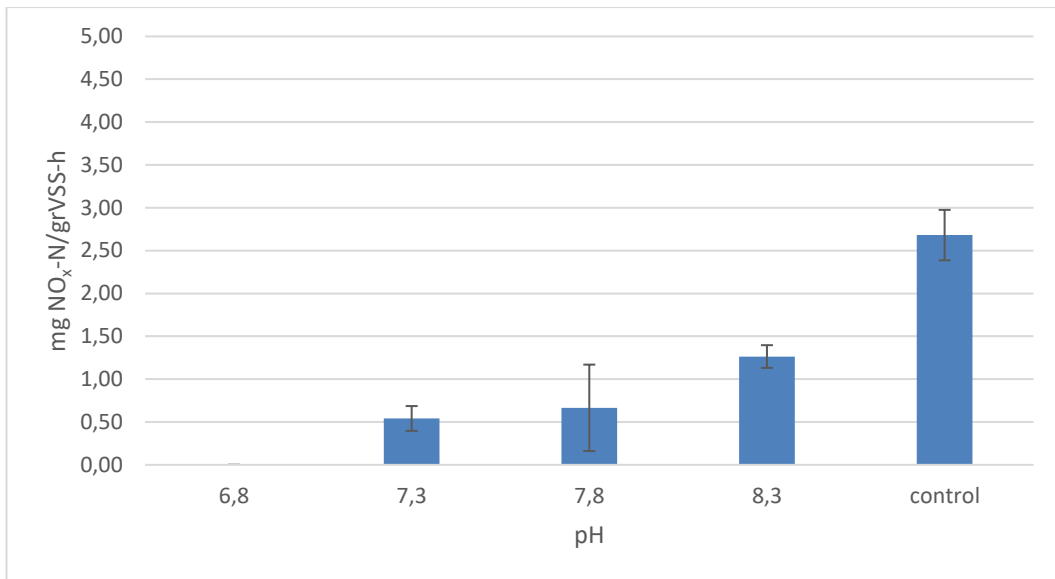
Ακολουθούν τα διαγράμματα (Διάγραμμα 4.8, 4.9 και 4.10) που αφορούν τα batch πειράματα που έγιναν με βιομάζα από τον αντιδραστήρα SBR.



Διάγραμμα 4.8 Ρυθμός παραγωγής νιτρωδών με δόση χλωρίου 4 mg Cl₂/grSS-d στον SBR (1^η Μέθοδος)



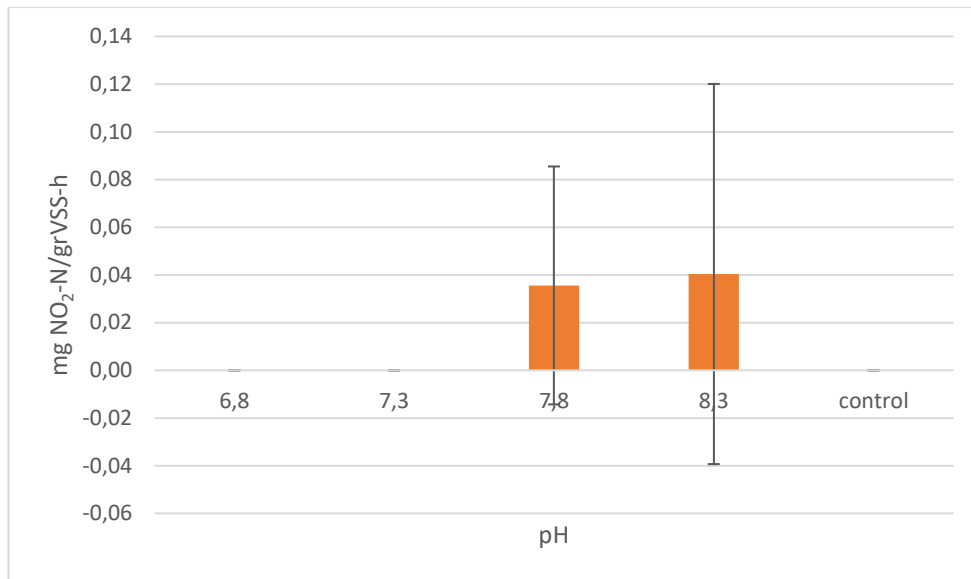
Διάγραμμα 4.9 Ρυθμός παραγωγής νιτρικών με δόση χλωρίου 4 mg Cl₂/grVSS-d στον SBR (1^η Μέθοδος)



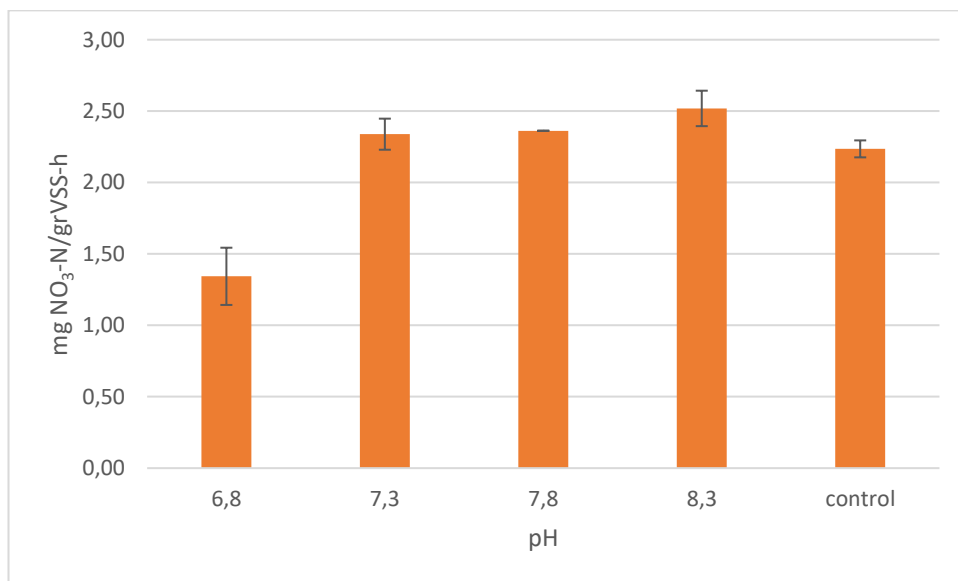
Διάγραμμα 4.10 Συνολικός ρυθμός κατανάλωσης αμμωνίας με δόση χλωρίου 4 mg Cl₂/grSS-d στον SBR (1^η Μέθοδος)

Από το Διάγραμμα 4.8 φαίνεται ότι σε κανένα pH δεν παρατηρείται παραγωγή νιτρικών παρά μόνο στο 8,3 ο ρυθμός τους είναι περίπου 0,5 mg NO₂-N/grVSS-h. Στο Διάγραμμα 4.9 παρατηρείται ότι και η νιτροποιητική ικανότητα της βιομάζας έχει αναχαιτιστεί αφού ο ρυθμός του control είναι περίπου 2,7 mg NO₃-N/grVSS-h ενώ των υπολοίπων pH κυμαίνεται από 0,2 έως 0,7 mg NO₃-N/grVSS-h με τη χαμηλότερη τιμή να σημειώνεται στο pH 6,8. Από το Διάγραμμα 4.10 μπορεί να προκύψει η συνολική αναχαιτίση της απόδοσης της βιομάζας, όπου και φαίνεται ότι στο pH 6,8 η αναχαιτίση είναι πλήρης, στο 7,3 και το 7,8 περίπου 75% ενώ στο 8,3 περίπου 53%.

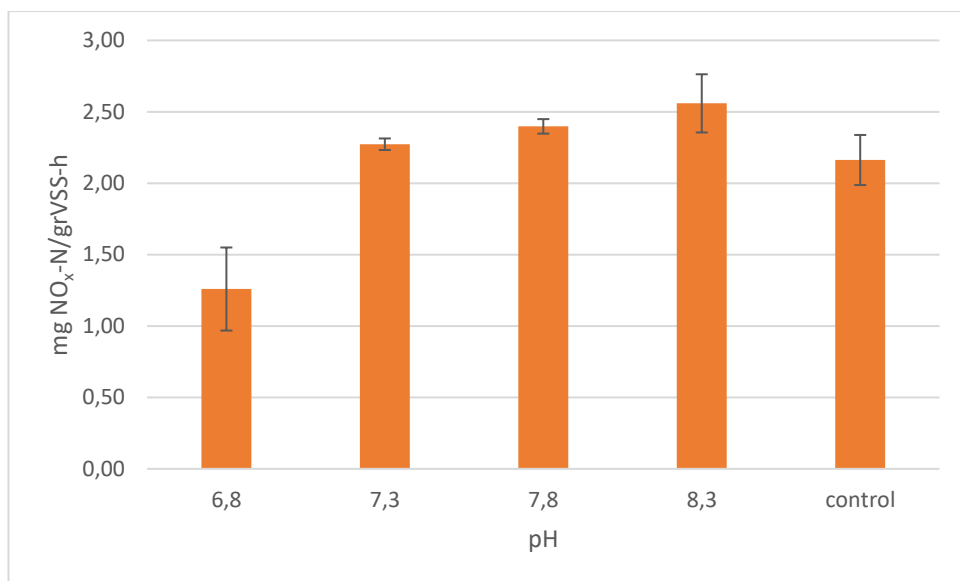
Στη συνέχεια παρουσιάζονται τα διαγράμματα που προέκυψαν από τις μετρήσεις σε μη εγκλιματισμένη βιομάζας της Ψυττάλειας και δόση χλωρίου 4 $\frac{mg Cl_2}{gr SS \cdot d}$.



Διάγραμμα 4.11 Ρυθμός παραγωγής νιτρωδών με δόση χλωρίου 4 mg Cl₂/grSS-d σε μη εγκλιματισμένη βιομάζα (1^η Μέθοδος)



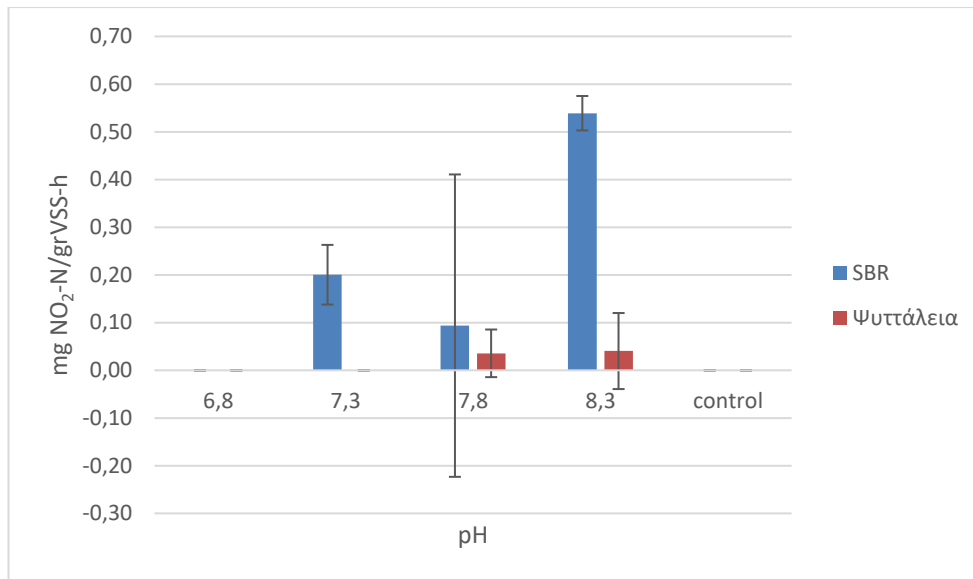
Διάγραμμα 4.12 Ρυθμός παραγωγής νιτρικών με δόση χλωρίου 4 mg Cl₂/grSS-d σε μη εγκλιματισμένη βιομάζα (1^η Μέθοδος)



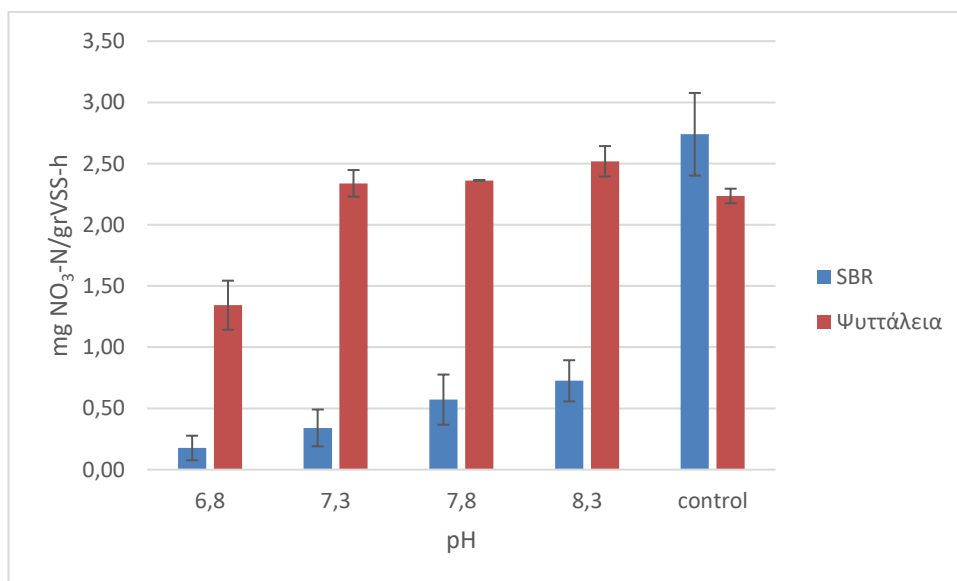
Διάγραμμα 4.13 Συνολικός ρυθμός κατανάλωσης αμμωνίας με δόση χλωρίου 4 mg Cl₂/grSS-d σε μη εγκλιματισμένη βιομάζα (1^η Μέθοδος)

Στο διάγραμμα 4.11 φαίνεται ότι στη μη εγκλιματισμένη βιομάζα της Ψυττάλειας δεν παρατηρείται παραγωγή νιτρικών ούτε στο control ούτε στα υπόλοιπα pH όπου έχει προστεθεί και διάλυμα χλωρίου, με κάποια πειράματα να δείχνουν οριακά αρνητικό ρυθμό παραγωγής. Στο επόμενο διάγραμμα (Διάγραμμα 4.12) φαίνεται ότι ο ρυθμός παραγωγής νιτρικών και του control είναι περίπου 2,2 mg NO₃-N/grVSS-h με τα υπόλοιπα pH να κυμαίνονται στους ίδιους ρυθμούς, παρά μόνο ο ρυθμός του 6,8 είναι μειωμένος και περίπου ίσος με 1,3 mg NO₃-N/grVSS-h. Από το Διάγραμμα 4.12 υπολογίζεται η αναχαίτιση της συνολικής κατανάλωσης αμμωνίας και προκύπτει ότι για το pH 6,8 είναι περίπου 42%. Φαίνεται, επίσης, ότι στα υπόλοιπα pH ο συνολικός ρυθμός είναι λίγο μεγαλύτερος από το control.

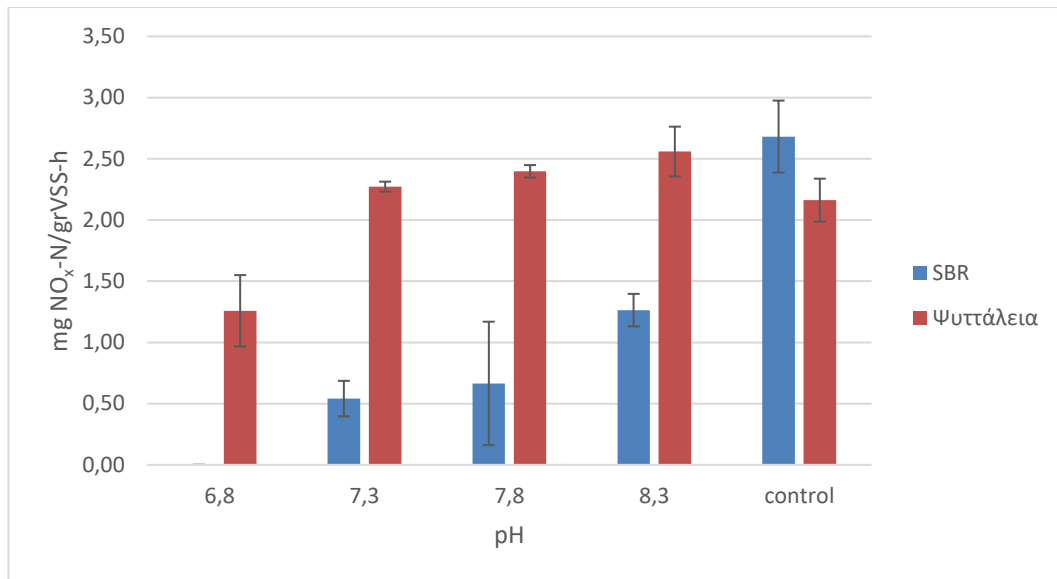
Στα επόμενα διαγράμματα (Διάγραμμα 4.14, 4.15 και 4.16) παρουσιάζονται τα αποτελέσματα και από τις δύο βιομάζες μαζί για να συγκριθούν.



Διάγραμμα 4.14 Σύγκριση των ρυθμών παραγωγής νιτρωδών των δύο βιομαζών στη δόση 4 mg Cl₂/grSS-d (1^η Μέθοδος)



Διάγραμμα 4.15 Σύγκριση των ρυθμών παραγωγής νιτρικών των δύο βιομαζών στη δόση 4 mg Cl₂/grSS-d (1^η Μέθοδος)



Διάγραμμα 4.16 Σύγκριση των συνολικών ρυθμών κατανάλωσης αμμωνίας των δύο βιομαζών στη δόση 4 mg Cl₂/grSS-d (1^η Μέθοδος)

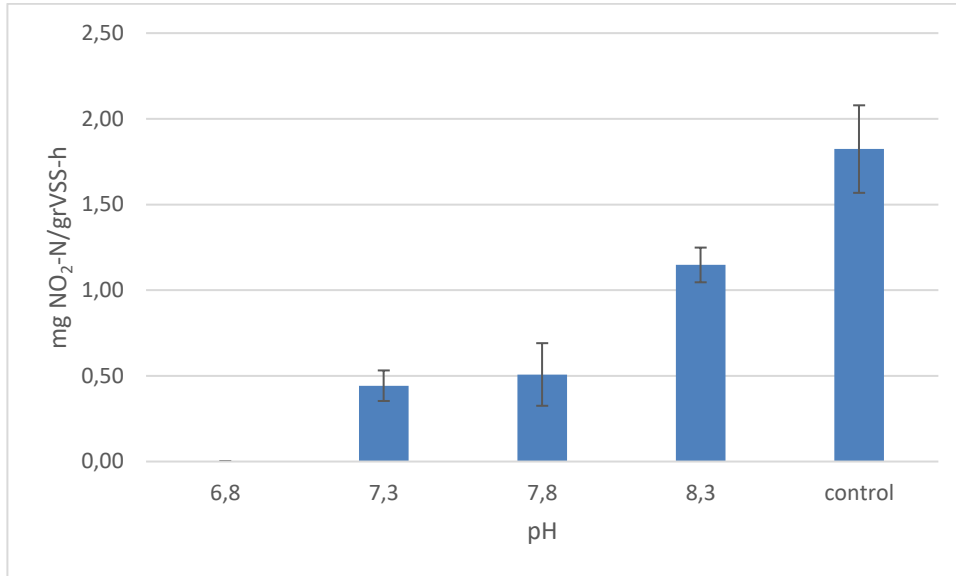
Από τη σύγκριση των δύο η δόση 4 $\frac{mg Cl_2}{gr SS}$ δε φαίνεται να επηρεάζει τη μη εγκλιματισμένη βιομάζα καθώς ο συνολικός ρυθμός απομάκρυνσης αμμωνίας παραμένει υψηλός σε όλα τα pH. Στο pH 7,3 είναι ο ρυθμός είναι σχεδόν 4/πλάσιος από τον αντίστοιχο του SBR ενώ στο 8,3 περίπου διπλάσιος. Και στις δύο βιομάζες φαίνεται ότι δεν υπάρχει σημαντική παραγωγή νιτροδών.

4.3 2^η Μέθοδος προσθήκης χλωρίου

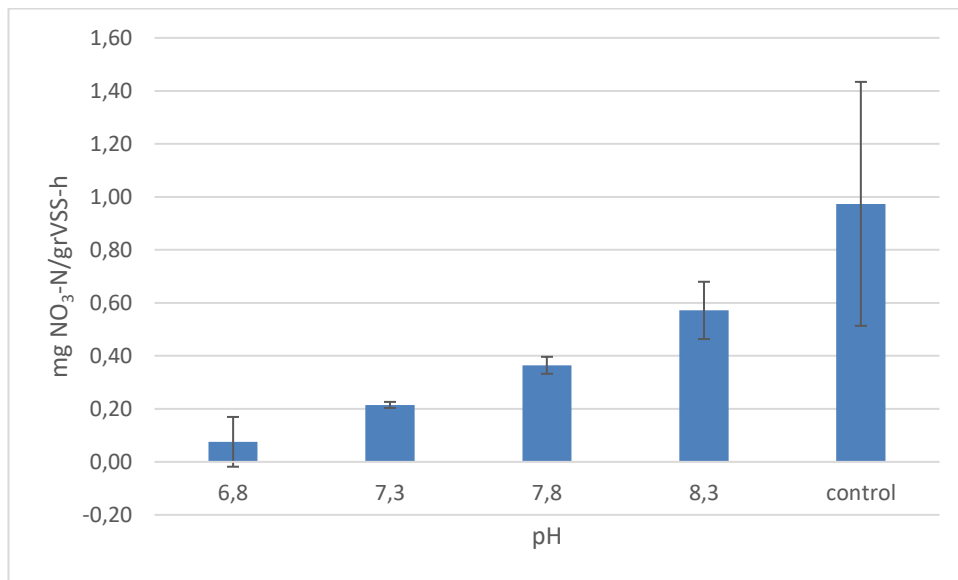
Με τη 2^η μέθοδο προσθήκης χλωρίου εξετάστηκαν οι δόσεις 4, 7 και 10 $\frac{mg Cl_2}{gr SS}$. Τα αποτελέσματα του ρυθμού νιτροδοποίησης, νιτροποίησης αλλά και συνολικής απομάκρυνσης αμμωνίας του αντιδραστήρα SBR και της μη εγκλιματισμένης βιομάζας της Ψυττάλειας παρουσιάζονται στα επόμενα διαγράμματα.

Εξεταζόμενη Δόση 4 mg Cl₂/grSS

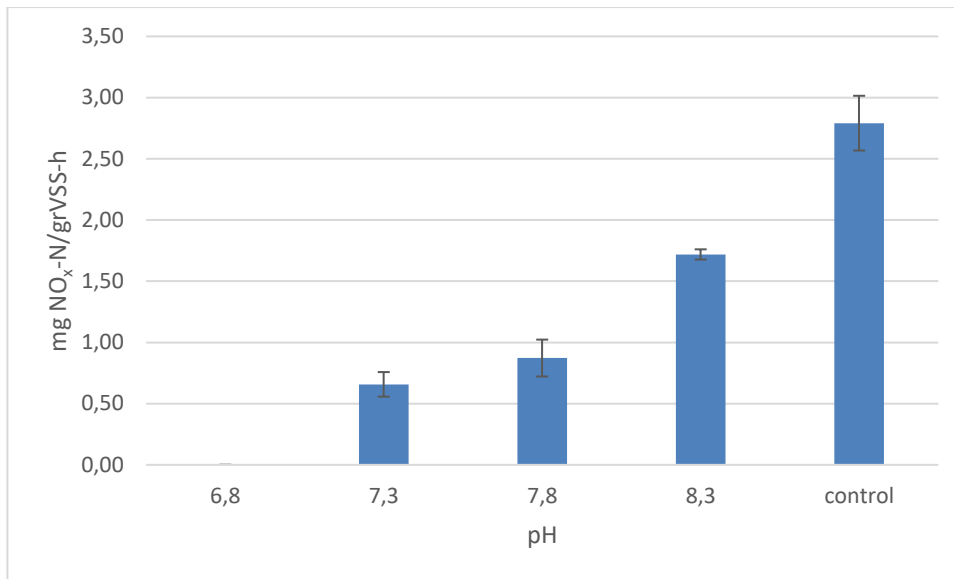
Αρχικά παρουσιάζονται τα διαγράμματα που αφορούν τα πειράματα με τη βιομάζα του SBR.



Διάγραμμα 4.17 Ρυθμός παραγωγής νιτρωδών με δόση χλωρίου 4 mg Cl₂/grSS-d στον SBR (2^η Μέθοδος)



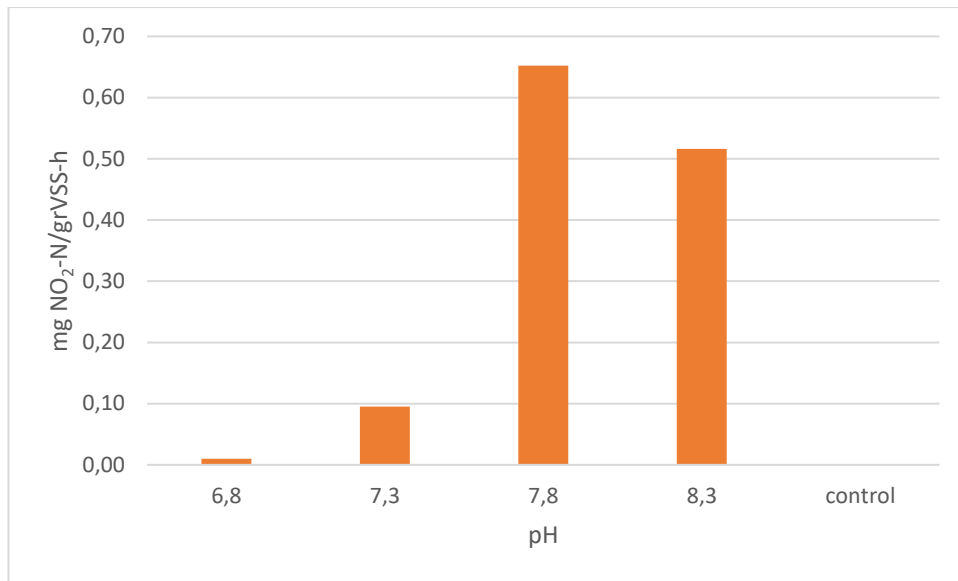
Διάγραμμα 4.18 Ρυθμός παραγωγής νιτρικών με δόση χλωρίου 4 mg Cl₂/grSS-d στον SBR (2^η Μέθοδος)



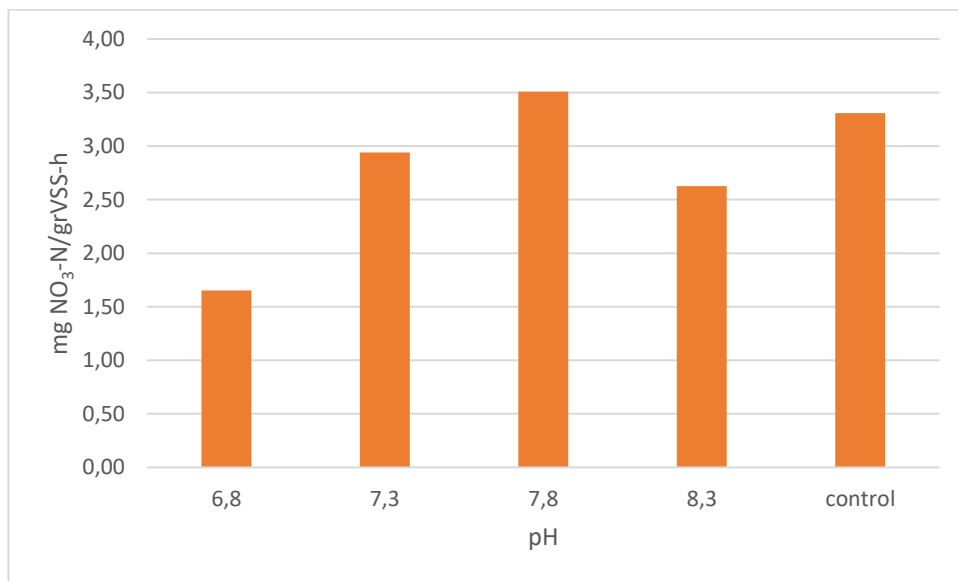
Διάγραμμα 4.19 Συνολικός ρυθμός κατανάλωσης αμμωνίας με δόση χλωρίου 4 mg Cl₂/grSS-d στον SBR (2^η Μέθοδος)

Αρχικά παρατηρείται ότι η νιτροποιητική ικανότητα του SBR πριν την προσθήκη χλωρίου (control) ύστερα από μεγάλο χρονικό διάστημα εγκλιματισμού είναι μειωμένη (περίπου 1 mg NO₃-N/gVSS-h) ενώ η νιτροδοποίηση αρκετά υψηλή (περίπου 1,8 mg NO₂-N/gVSS-h) με τη συνολική παραγωγή NO_x-N στα 2,8 mg NO_x-N/gVSS-h. Μετά την προσθήκη χλωρίου ακολουθεί περαιτέρω μείωση των ρυθμών. Στο 8,3 η αναχίτιση της συνολικής κατανάλωσης αμμωνίας υπολογίζεται περίπου 38%, στο 7,3 76% ενώ στο pH 6,8 η αναχίτιση είναι πλήρης.

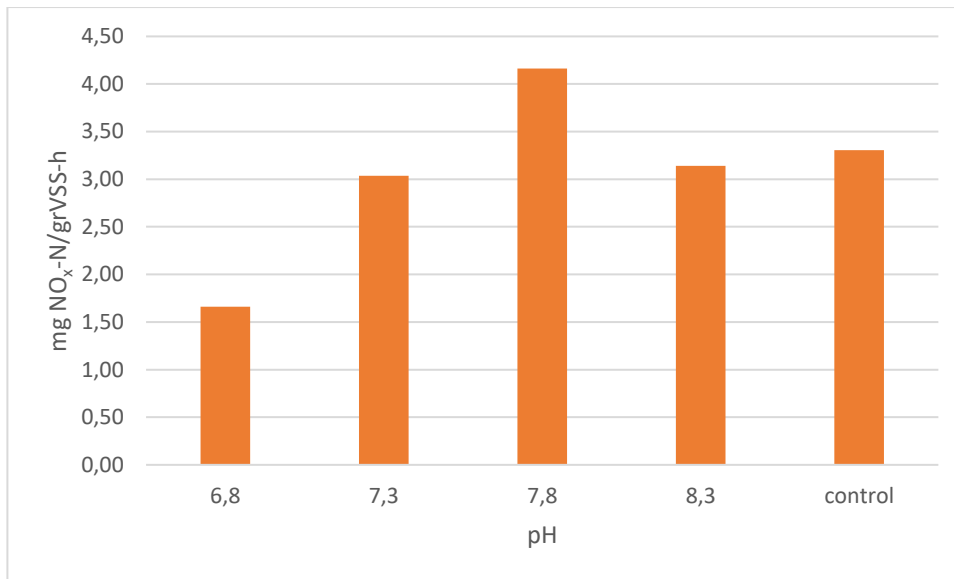
Στα ακόλουθα διαγράμματα (Διαγράμματα 4.20, 4.21 και 4.22) παρουσιάζονται τα αποτελέσματα από τη μη εγκλιματισμένη βιομάζα της Ψυτάλειας.



Διάγραμμα 4.20 Ρυθμός παραγωγής νιτρωδών με δόση χλωρίου 4 mg Cl₂/grSS-d σε μη εγκλιματισμένη βιομάζα (2^η Μέθοδος)



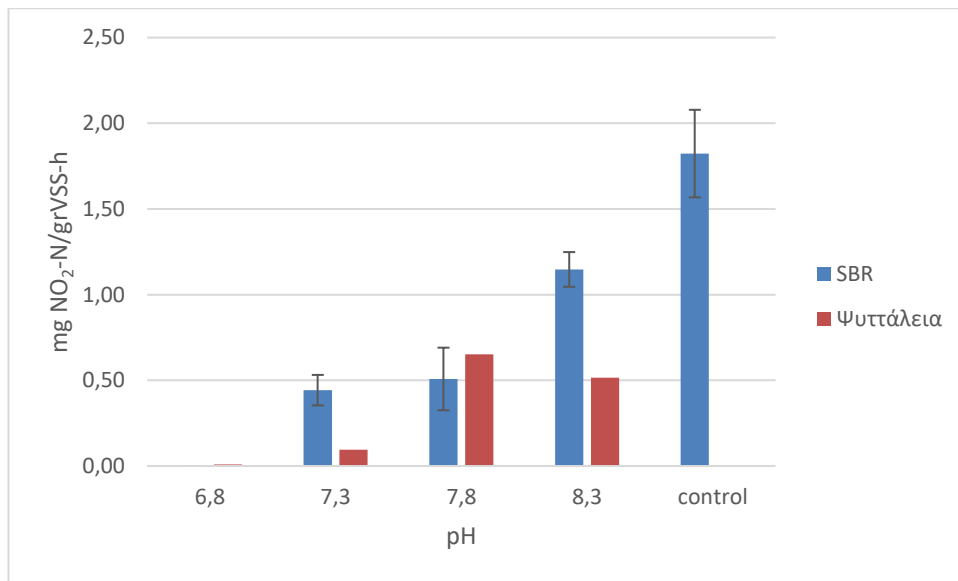
Διάγραμμα 4.21 Ρυθμός παραγωγής νιτρικών με δόση χλωρίου 4 mg Cl₂/grSS-d σε μη εγκλιματισμένη βιομάζα (2^η Μέθοδος)



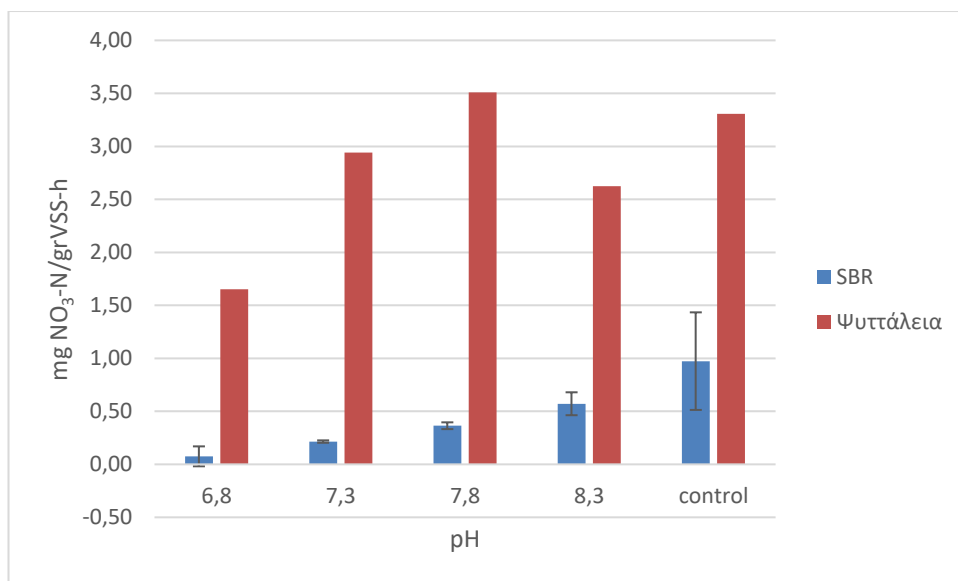
Διάγραμμα 4.22 Συνολικός ρυθμός κατανάλωσης αμμωνίας με δόση χλωρίου 4 mg Cl₂/grSS-d σε μη εγκλιματισμένη βιομάζα (2^η Μέθοδος)

Στο διάγραμμα 4.20 φαίνεται ότι στο control αλλά και στα pH 6,8 και 7,3 δεν παράγονται σχεδόν καθόλου νιτρώδη, ενώ στα pH 7,8 και 8,3 ο ρυθμός παραγωγής νιτρωδών ανέρχεται σε 0,65 και 0,5 mg NO₂-N/gVSS-h αντίστοιχα. Από το Διάγραμμα 4.21 παρατηρείται ότι ο ρυθμός των νιτρικών παραμένει υψηλός (πάνω από 2,5 mg NO₃-N/gVSS-h σε όλα τα pH και στο control) και μόνο στο 6,8 ο ρυθμός είναι περίπου 1,65 mg NO₃-N/gVSS-h. Όπως υπολογίζεται από το Διάγραμμα 4.22 η αναχαίτιση του συνολικού ρυθμού παραγωγής NO_x στο pH 6,8 σε σχέση με το control είναι περίπου 50% ενώ στα υπόλοιπα pH δεν παρατηρείται κάποια σημαντική αναχαίτιση.

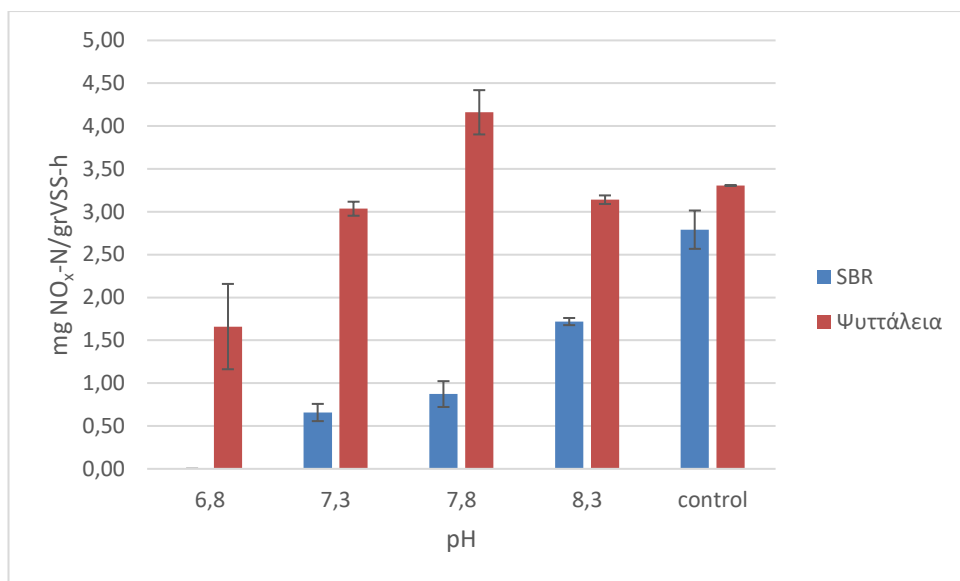
Στα ακόλουθα διαγράμματα γίνεται σύγκριση των αποτελεσμάτων των δύο βιομαζών.



Διάγραμμα 4.23 Σύγκριση των ρυθμών παραγωγής νιτρωδών των δύο βιομαζών στη δόση 4 mg Cl₂/grSS-d (2^η Μέθοδος)



Διάγραμμα 4.24 Σύγκριση των ρυθμών παραγωγής νιτρικών των δύο βιομαζών στη δόση 4 mg Cl₂/grSS-d (2^η Μέθοδος)

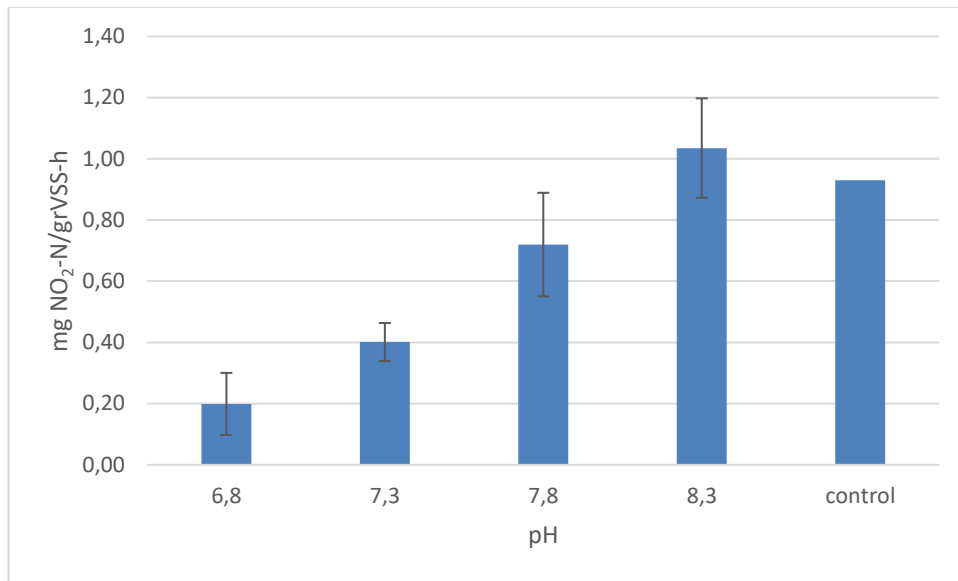


Διάγραμμα 4.25 Σύγκριση των συνολικών ρυθμών κατανάλωσης αμμωνίας των δύο βιομαζών στη δόση 4 mg Cl₂/grSS-d (2^η Μέθοδος)

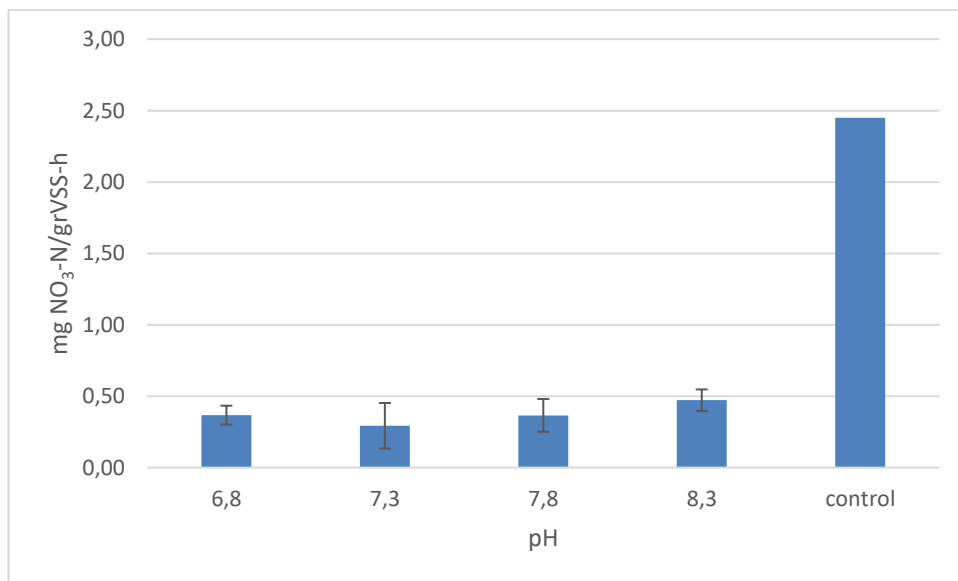
Από τη σύγκριση των δύο βιομαζών φαίνεται ότι στη μη εγκλιματισμένη βιομάζα της Ψυττάλειας δεν παράγονται σχεδόν καθόλου νιτρώδη σε σχέση με αυτή του SBR. Τα νιτρικά και κατ' επέκταση και τα συνολικά NO_x της Ψυττάλειας είναι περισσότερα σε όλα τα pH. Στο 7,3 και στο 7,8 ο συνολικός ρυθμός είναι περίπου 4,5 φορές μεγαλύτερος, στο 8,3 σχεδόν διπλάσιος ενώ ο ρυθμός των δυο control είναι περίπου ίδιος.

Εξεταζόμενη Δόση 7 mg Cl₂/grSS

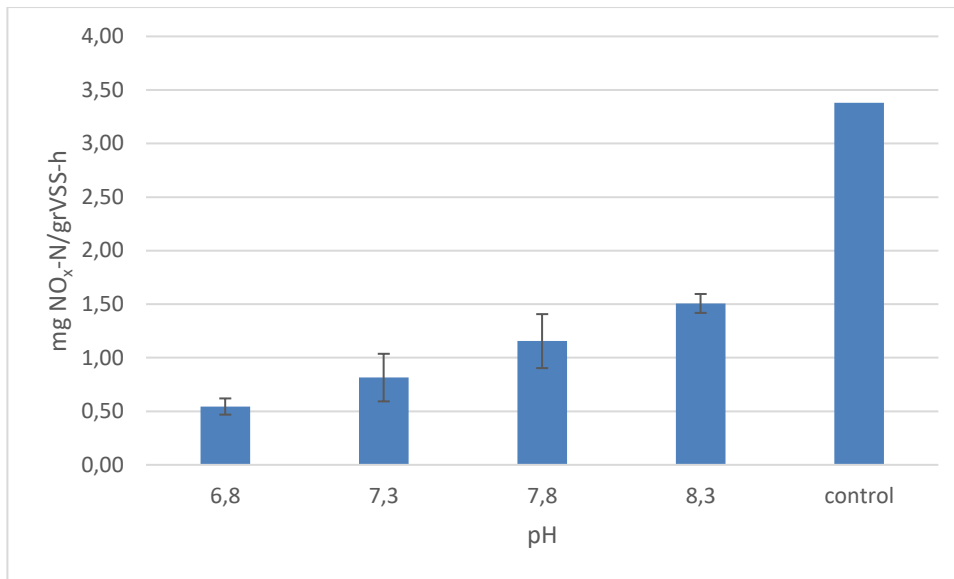
Στα επόμενα διαγράμματα (Διάγραμμα 4.26, 4.27 και 4.28) παρουσιάζονται τα αποτελέσματα του ρυθμού παραγωγής νιτρωδών και νιτρικών, αλλά και της συνολικής απομάκρυνσης αμμωνίας με πειράματα που έγιναν με η βιομάζα του SBR στα διάφορα pH με προσθήκη δόσης χλωρίου $7 \frac{mg Cl_2}{gr SS}$ αλλά και του control πριν γίνει προσθήκη χλωρίου στον αντιδραστήρα.



Διάγραμμα 4.26 Ρυθμός παραγωγής νιτρωδών με δόση χλωρίου 7 mg Cl₂/grSS-d στον SBR (2^η Μέθοδος)



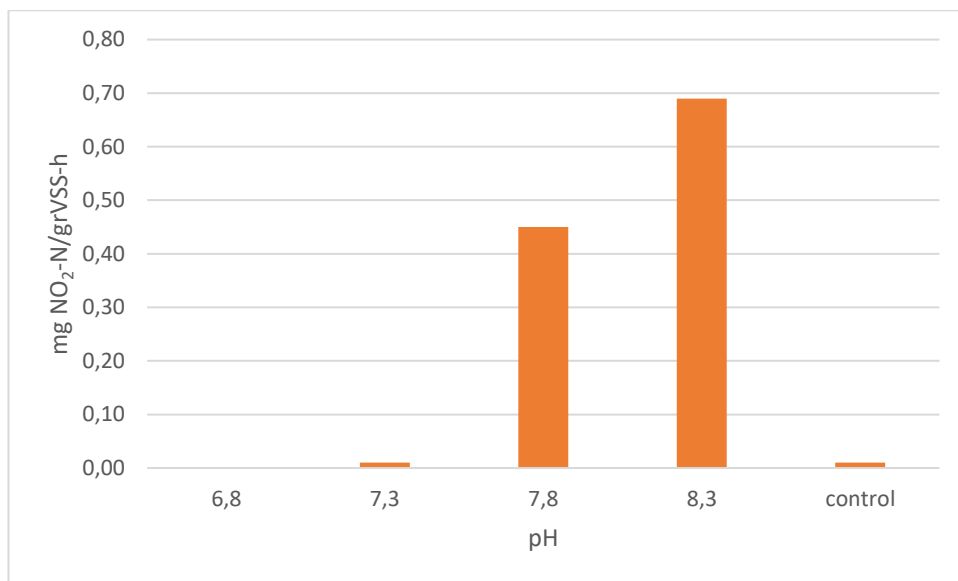
Διάγραμμα 4.27 Ρυθμός παραγωγής νιτρικών με δόση χλωρίου 7 mg Cl₂/grSS-d στον SBR (2^η Μέθοδος)



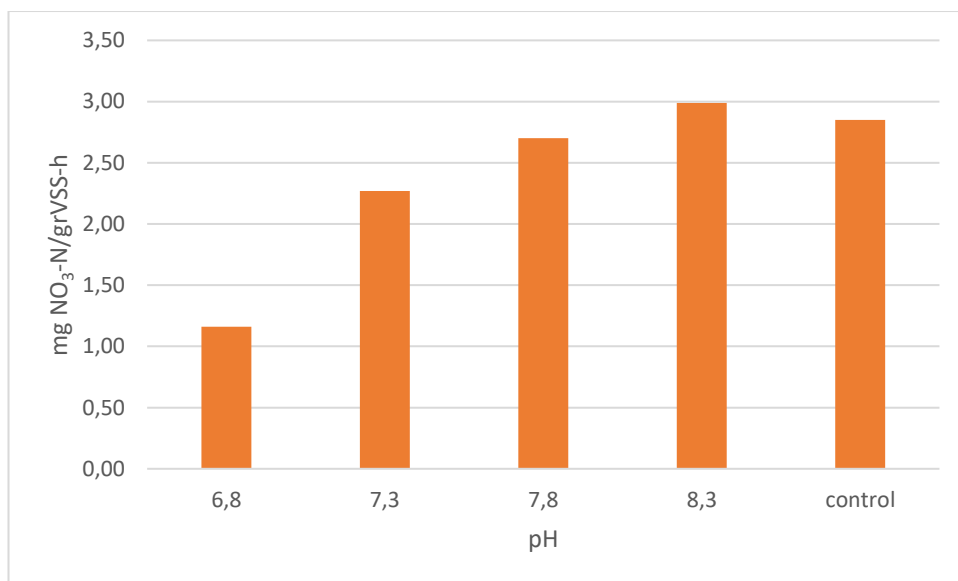
Διάγραμμα 4.28 Συνολικός ρυθμός κατανάλωσης αμμωνίας με δόση χλωρίου 7 mg Cl₂/grSS-d στον SBR (2^η Μέθοδος)

Στο διάγραμμα 4.26 φαίνεται ότι η παραγωγή νιτρωδών στο control γίνεται με ρυθμό περίπου 1 mg NO₂-N/gVSS-h, ενώ στα υπόλοιπα pH είναι σαφώς μειωμένη. Στο pH 6,8 ο ρυθμός περίπου 0,2 mg NO₂-N/gVSS-h ενώ στο 7,3 0,4 mg NO₂-N/gVSS-h. Το χλώριο δε φαίνεται να επηρέασε την παραγωγή νιτρωδών στο pH 8,3 αφού ο ρυθμός είναι περίπου ίδιος με αυτόν του control. Ως προς την παραγωγή νιτρικών φαίνεται πως το χλώριο έχει επηρεάσει πάρα πολύ τους νιτροποιητές αφού σε όλα τα pH ο ρυθμός νιτροποίησης είναι κάτω από 0,5 NO₃-N/gVSS-h ενώ ο αντίστοιχος του control είναι περίπου 2,5 NO₃-N/gVSS-h. Το ίδιο φαίνεται και από το διάγραμμα 4.28 όπου η αναχίτιση παραγωγής NO_x-N στο pH 6,8 υπολογίζεται 84% ενώ στο pH 8,3 55%.

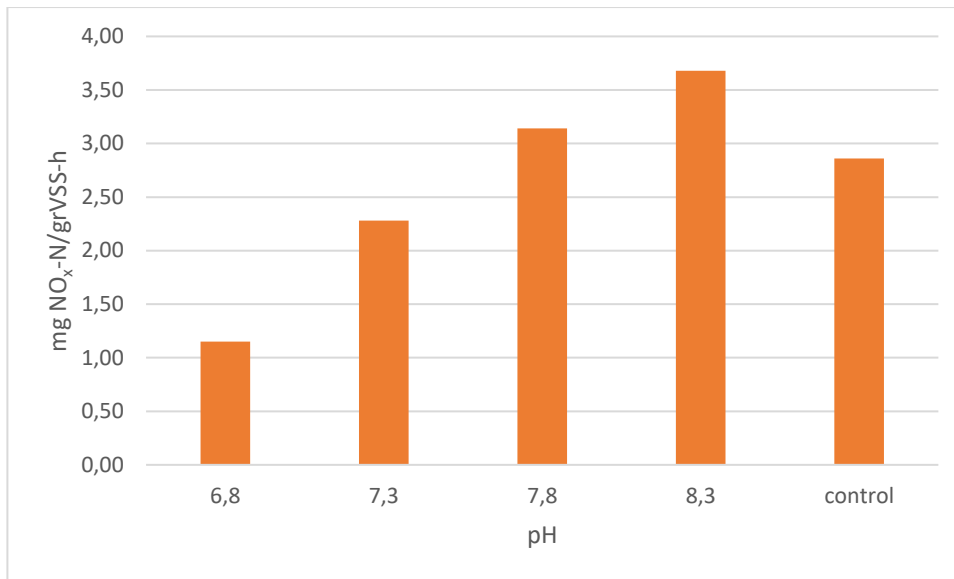
Στη συνέχεια παρουσιάζονται τα αποτελέσματα των batch από τη βιομάζα της Ψυτάλλειας στα διάφορα pH και του control χωρίς την προσθήκη χλωρίου.



Διάγραμμα 4.29 Ρυθμός παραγωγής νιτρωδών με δόση χλωρίου 7 mg Cl₂/grSS-d σε μη εγκλιματισμένη βιομάζα (2^η Μέθοδος)



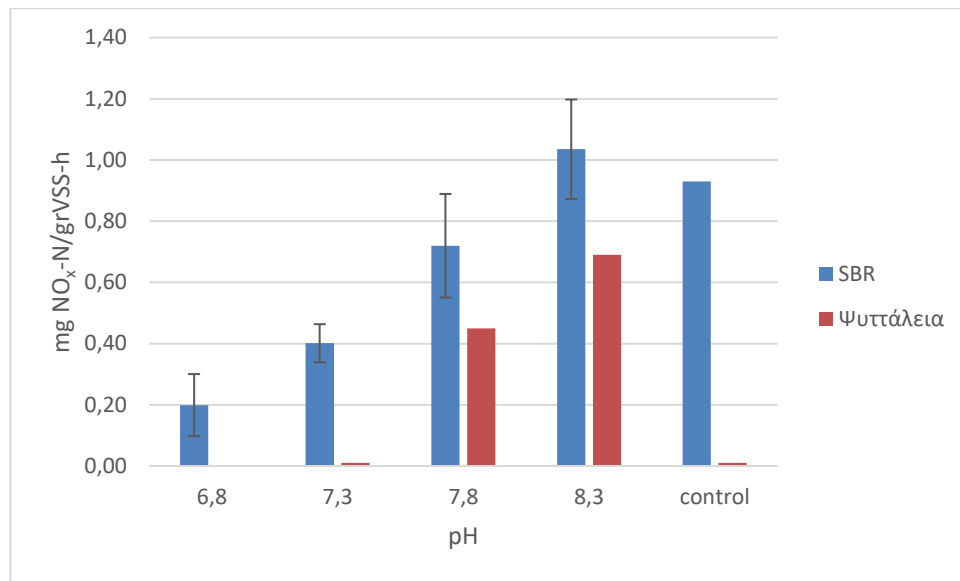
Διάγραμμα 4.30 Ρυθμός παραγωγής νιτρικών με δόση χλωρίου 7 mg Cl₂/grSS-d σε μη εγκλιματισμένη βιομάζα (2^η Μέθοδος)



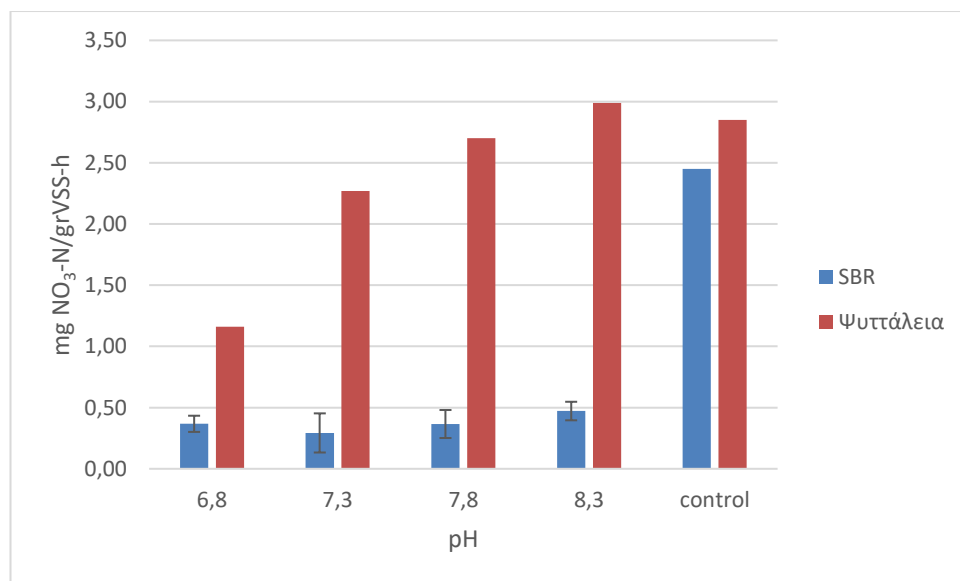
Διάγραμμα 4.31 Συνολικός ρυθμός κατανάλωσης αμμωνίας με δόση χλωρίου 7 mg Cl₂/grSS-d σε μη εγκλιματισμένη βιομάζα (2^η Μέθοδος)

Από το διάγραμμα 4.29 προκύπτει ότι στη μη εγκλιματισμένη βιομάζα της Ψυττάλειας δεν παράγονται νιτρώδη στα pH 6,8 και 7,3 αλλά ούτε και στο control ενώ στα pH 7,8 και 8,3 ο ρυθμός παραγωγής νιτρωδών υπολογίζεται περίπου 0,45 και 0,7 mg NO₂-N/gVSS-h αντίστοιχα. Η παραγωγή νιτρικών δε φαίνεται να επηρεάζεται από το χλώριο αφού σε όλα τα pH ο ρυθμός είναι πάνω από 2 mg NO₃-N/gVSS-h και περίπου ίδιος με το control στα pH 7,8 και 8,3 και μόνο στο pH 6,8 ο ρυθμός είναι μειωμένος και περίπου 1,1 mg NO₃-N/gVSS-h. Το ίδιο συμπεραίνεται και από τη συνολική απομάκρυνση αμμωνίας (Διάγραμμα 4.31), όπου υπολογίζεται η αναχαίτιση στο pH 6,8 σε σχέση με το control ίση με 64%.

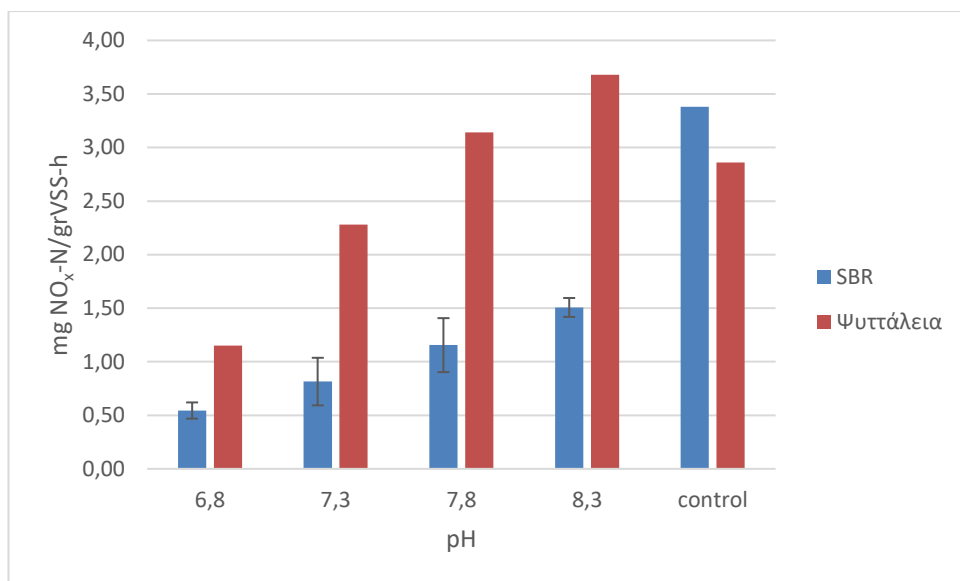
Τέλος, συγκρίνονται τα αποτελέσματα από τις δύο βιομάζες και παρουσιάζονται στα επόμενα διαγράμματα (Διάγραμμα 4.32, 4.33 και 4.34).



Διάγραμμα 4.32 Σύγκριση των ρυθμών παραγωγής νιτρικών των δύο βιομαζών στη δόση 7 mg Cl₂/grSS-d (2^η Μέθοδος)



Διάγραμμα 4.33 Σύγκριση των ρυθμών παραγωγής νιτρικών των δύο βιομαζών στη δόση 7 mg Cl₂/grSS-d (2^η Μέθοδος)

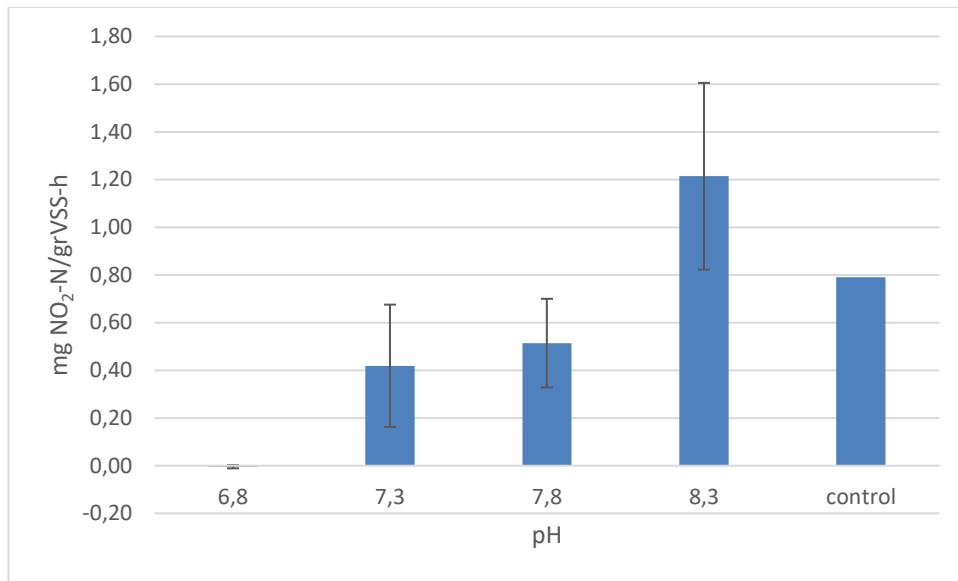


Διάγραμμα 4.34 Σύγκριση των συνολικών ρυθμών κατανάλωσης αμμωνίας των δύο βιομαζών στη δόση 7 mg Cl₂/grSS-d (2^η Μέθοδος)

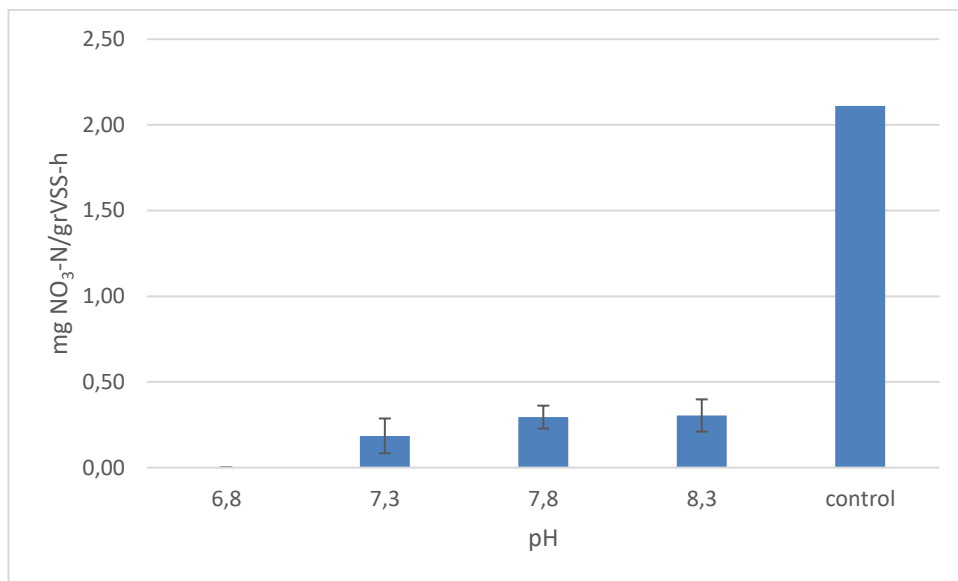
Από τη σύγκριση των δύο βιομαζών παρατηρείται ότι αυτή του SBR παράγει νιτρώδη σε όλα τα pH ενώ η μη εγκλιματισμένη μόνο στα pH 7,8 και 8,3. Χαρακτηριστικό είναι και το control του SBR στο οποίο παράγονται νιτρώδη με ρυθμό περίπου 1 mg NO₂-N/gVSS-h ενώ στο αντίστοιχο της Ψυττάλειας σχεδόν καθόλου. Από το διάγραμμα 4.33 φαίνεται ότι οι νιτροποιητές του SBR έχουν αναχαιτιστεί σε πολύ μεγάλο βαθμό αφού ο ρυθμός νιτροποίησης είναι σημαντικά μικρότερος από αυτόν της Ψυττάλειας σε όλα τα pH και παρά μόνο στα control, χωρίς την παρουσία χλωρίου, οι ρυθμοί είναι περίπου ίδιοι. Από το Διάγραμμα 4.34 υπολογίζεται πως η συνολική απομάκρυνση αμμωνίας σε όλα τα pH στη βιομάζα της Ψυττάλειας είναι σχεδόν διπλάσια στα pH 6,8 και 8,3 και τριπλάσια στα 7,3 και 7,8.

Εξεταζόμενη Δόση 10 mg Cl₂/grSS

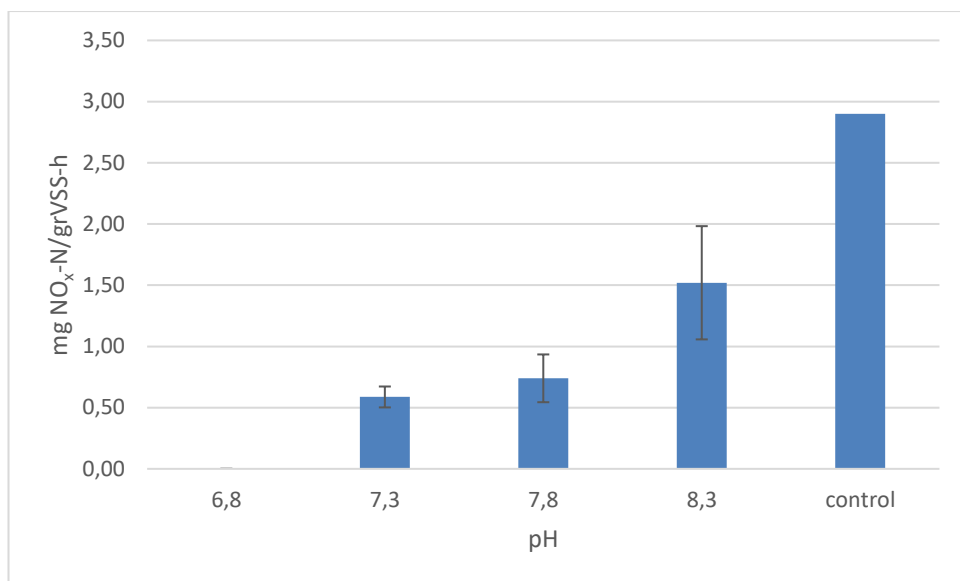
Η τελευταία δόση που εξετάστηκε ήταν 10 mg Cl₂/grSS και τα αποτελέσματα των batch με βιομάζα από τον SBR παρουσιάζονται στα ακόλουθα διαγράμματα (Διάγραμμα 4.35, 4.36 και 4.37).



Διάγραμμα 4.35 Ρυθμός παραγωγής νιτρωδών με δόση χλωρίου 10 mg Cl₂/grSS-d στον SBR (2^η Μέθοδος)



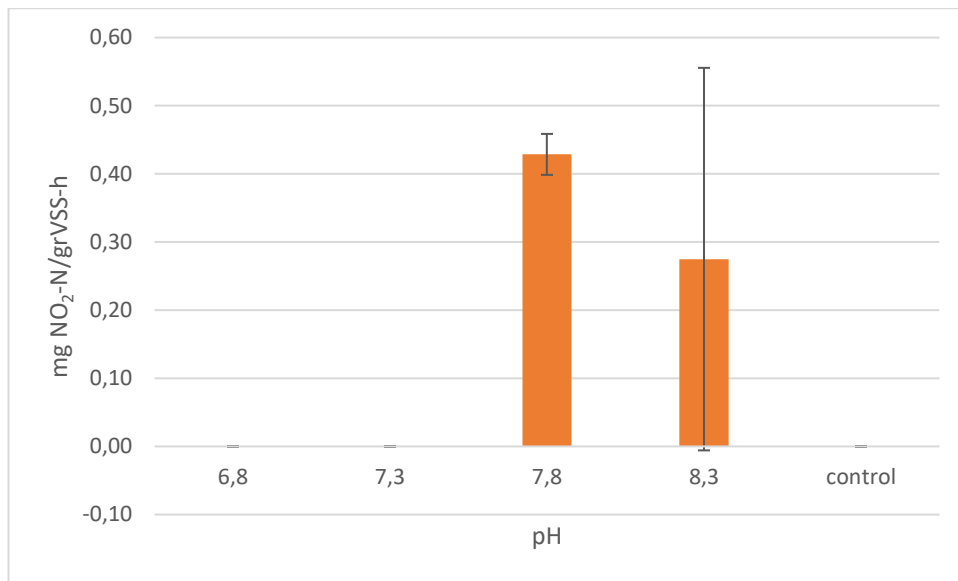
Διάγραμμα 4.36 Ρυθμός παραγωγής νιτρικών με δόση χλωρίου 10 mg Cl₂/grSS-d στον SBR (2^η Μέθοδος)



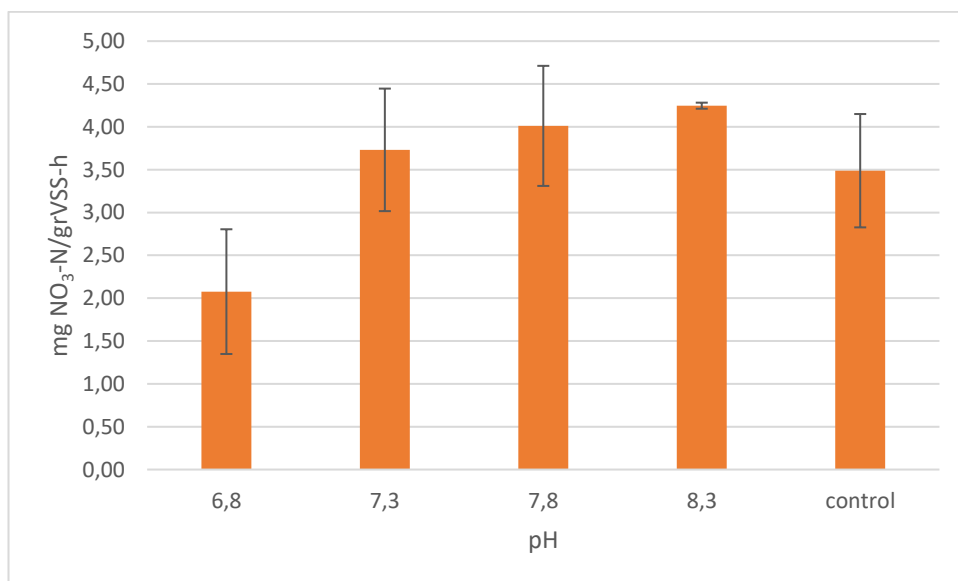
Διάγραμμα 4.37 Συνολικός ρυθμός κατανάλωσης αμμωνίας με δόση χλωρίου 10 mg Cl₂/grSS-d στον SBR (2^η Μέθοδος)

Στο διάγραμμα 4.35 φαίνεται ότι στο pH 6,8 δεν υπάρχει καθόλου παραγωγή νιτρικών ενώ στο 8,3 ο ρυθμός είναι περίπου 1,2 mg NO₂-N/gVSS-h και μάλιστα είναι υψηλότερος από τον αντίστοιχο του control πριν την προσθήκη χλωρίου. Όπως παρουσιάζεται στο Διάγραμμα 4.36 το χλώριο έχει αναχαιτίσει σε πολύ μεγάλο βαθμό τη νιτροποιητική ικανότητα της βιομάζας αφού σε όλα τα pH ο ρυθμός είναι μικρότερος από 0,3 mg NO₃-N/gVSS-h, ενώ στο pH 6,8 είναι οριακά αρνητικός. Από το Διάγραμμα 4.37 υπολογίζεται ο βαθμός αναχαιτίσεως του συνολικού ρυθμού παραγωγής νιτρωδών και νιτρικών. Στο pH 6,8 η αναχαιτίση είναι πλήρης, στο 7,3 και στο 7,8 περίπου 75% ενώ στο 8,3 περίπου 48%.

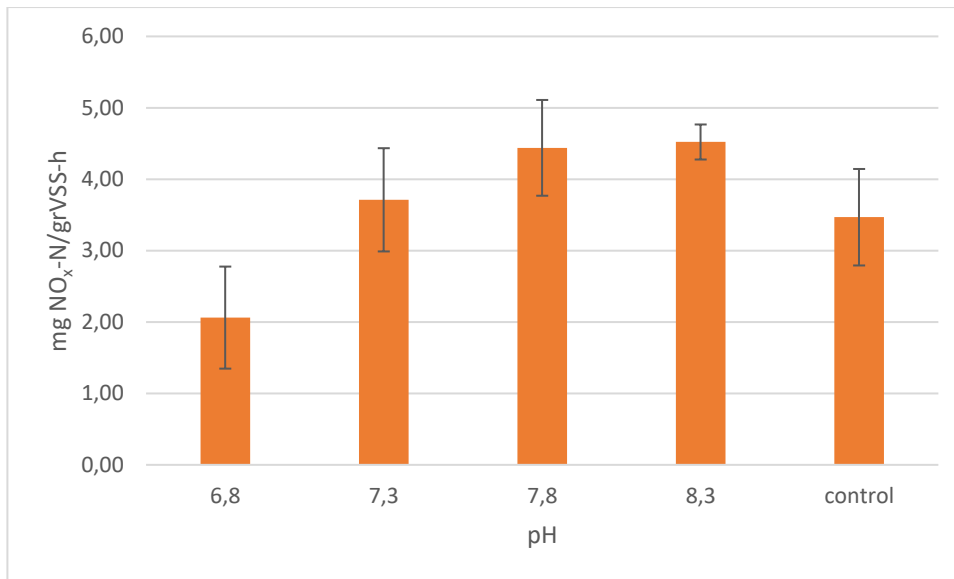
Ακολουθούν τα διαγράμματα (Διάγραμμα 4.38, 4.39 και 4.40) με τα αποτελέσματα των batch από τη μη εγκλιματισμένη βιομάζα της Ψυτάλειας σε δόση 10 mg Cl₂/grSS.



Διάγραμμα 4.38 Ρυθμός παραγωγής νιτρωδών με δόση χλωρίου 10 mg Cl₂/grSS-d σε μη εγκλιματισμένη βιομάζα (2^η Μέθοδος)



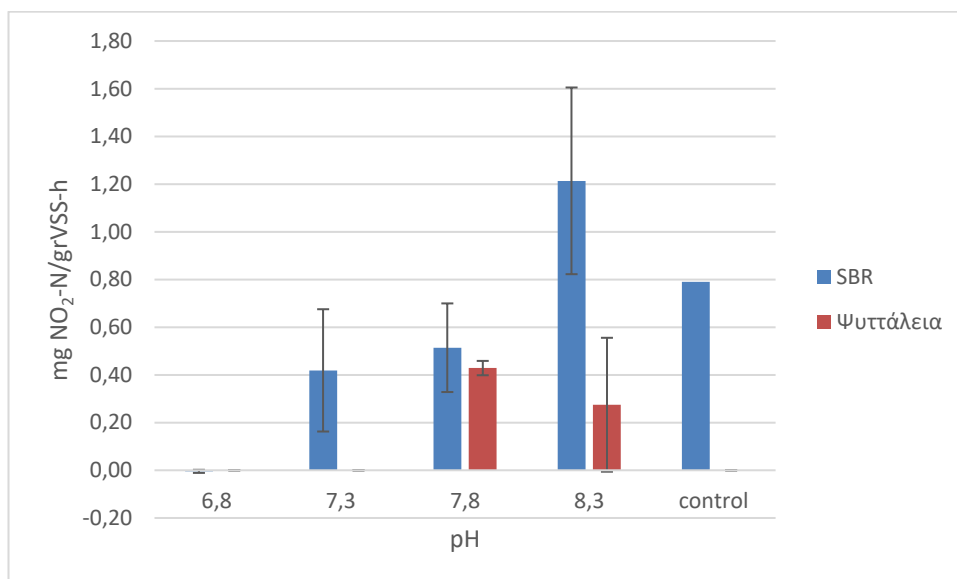
Διάγραμμα 4.39 Ρυθμός παραγωγής νιτρικών με δόση χλωρίου 10 mg Cl₂/grSS-d σε μη εγκλιματισμένη βιομάζα (2^η Μέθοδος)



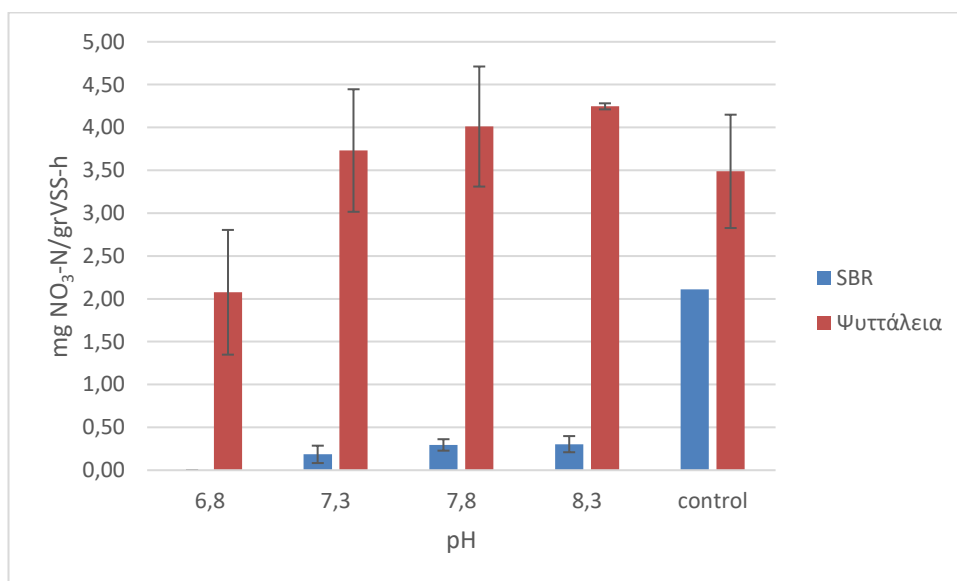
Διάγραμμα 4.40 Συνολικός ρυθμός κατανάλωσης αμμωνίας με δόση χλωρίου 10 mg Cl₂/grSS-d σε μη εγκλιματισμένη βιομάζα (2^η Μέθοδος)

Από το Διάγραμμα 4.38 προκύπτει ότι στη βιομάζα της Ψυτάλειας δεν παράγονται νιτρώδη στα pH 6,8 και 7,3 αλλά ούτε και στο control παρά μόνο στα pH 7,8 και 8,3 με ρυθμό περίπου 0,4 και 0,3 mg NO₂-N/gVSS-h. Ο ρυθμός νιτροποίησης (Διάγραμμα 3.39) παραμένει υψηλός (μεγαλύτερος από 3,5 mg NO₃-N/gVSS-h) σε όλα τα pH και στο control, ενώ μόνο στο pH 6,8 είναι μειωμένος και ίσος με 2,1 mg NO₃-N/gVSS-h. Από το Διάγραμμα 4.40 υπολογίζεται η αναχαιτίση ως προς τη συνολική παραγωγή νιτρωδών και νιτρικών σε σχέση με το control και είναι ίση με 41%.

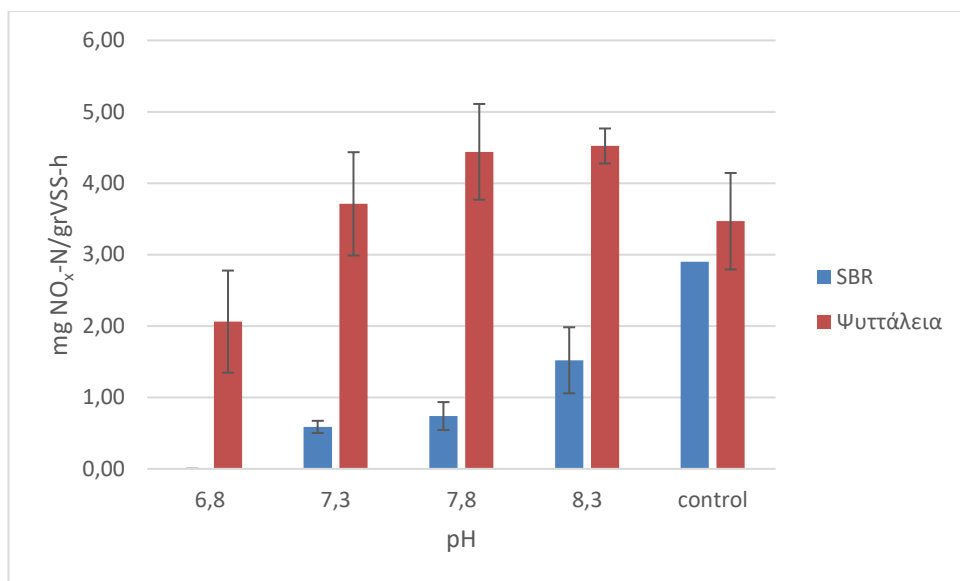
Τέλος, γίνεται σύγκριση του ρυθμού παραγωγής νιτρικών και νιτρικών της βιομάζας του SBR με τη μη εγκλιματισμένη βιομάζα της Ψυτάλλειας (Διάγραμμα 4.41, 4.42 και 4.43).



Διάγραμμα 4.41 Σύγκριση των ρυθμών παραγωγής νιτρικών των δύο βιομαζών στη δόση 10 mg Cl₂/grSS-d (2^η Μέθοδος)



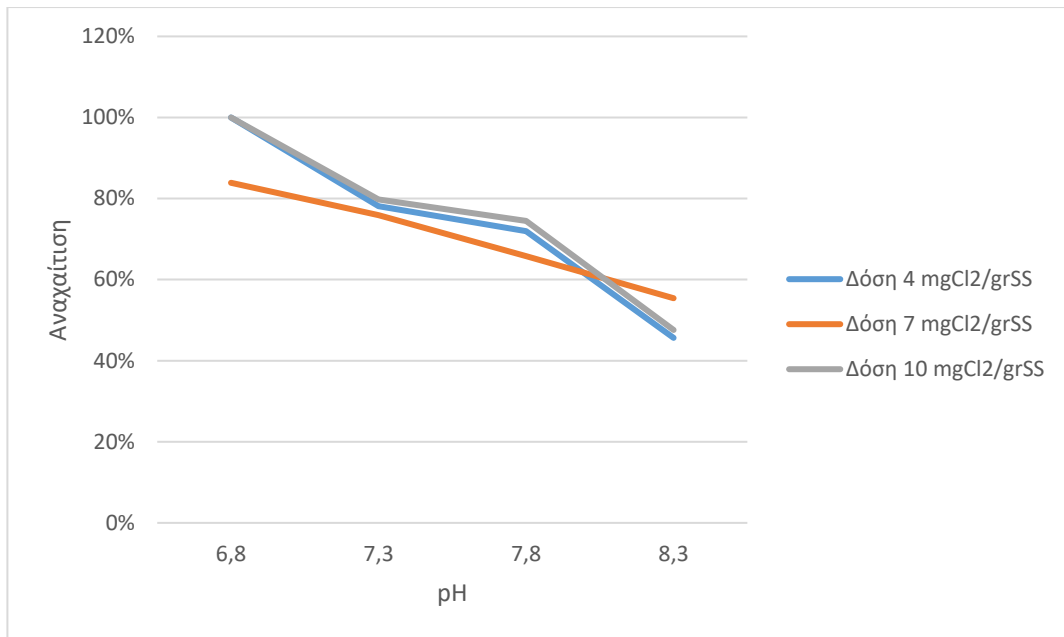
Διάγραμμα 4.42 Σύγκριση των ρυθμών παραγωγής νιτρικών των δύο βιομαζών στη δόση 10 mg Cl₂/grSS-d (2^η Μέθοδος)



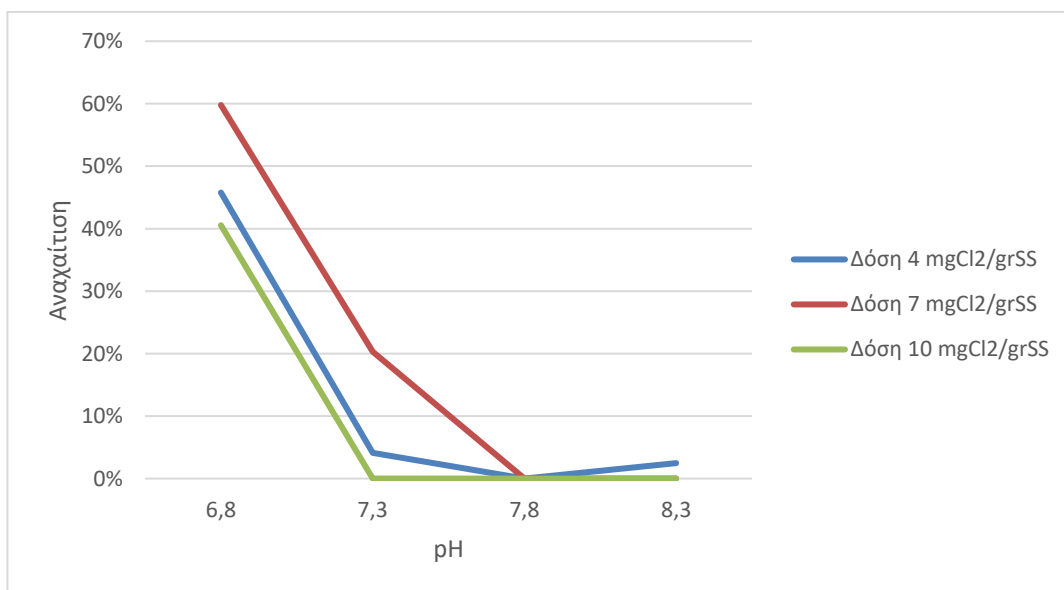
Διάγραμμα 4.43 Σύγκριση των συνολικών ρυθμών κατανάλωσης αμμωνίας των δύο βιομαζών στη δόση 10 mg Cl₂/grSS-d (2^η Μέθοδος)

Όπως παρατηρείται από το Διάγραμμα 4.41 η παραγωγή νιτρωδών στη βιομάζα του SBR είναι σημαντικά από αυτή της μη εγκλιματισμένης βιομάζας της Ψυττάλειας και παρά μόνο στο pH 7,8 οι ρυθμοί σχεδόν ταυτίζονται. Από το διάγραμμα 4.42 υπολογίζεται ότι ο ρυθμός νιτροποίησης της Ψυττάλειας σε όλα τα pH είναι έως και 20 φορές μεγαλύτερος από αυτόν του SBR στο pH 7,3 και 13 φορές μεγαλύτερος στα pH 7,8 και 8,3. Ο ρυθμός νιτροποίησης του control είναι περίπου 1,5 φορά μεγαλύτερος από του SBR. Ως προς τη συνολική κατανάλωση αμμωνίας (Διάγραμμα 4.43) φαίνεται και πάλι ότι σε όλα τα pH η Ψυττάλεια έχει ως 6 φορές μεγαλύτερο ρυθμό ενώ τα δύο control είναι περίπου ίδια.

Στα δύο τελευταία διαγράμματα (Διάγραμμα 4.44 και 4.45) παρουσιάζονται τα ποσοστά αναχαιτίσεως συνολικής παραγωγής NO_x-N για τις 3 δόσεις χλωρίου σε σχέση με το control για τη βιομάζα του SBR και για τη μη εγκλιματισμένη βιομάζα της Ψυττάλειας. Σημειώνεται ότι για τη δόση $4 \frac{mg Cl_2}{gr SS}$ τα ποσοστά των αναχαιτίσεων αποτελούν τους μέσους όρους των 2 μεθόδων προσθήκης, αφού όπως προέκυψε η μέθοδος εισαγωγής του χλωρίου δε φαίνεται να επηρεάζει τη συμπεριφορά το συστήματος.



Διάγραμμα 4.44 Ποσοστό αναχαιτίσης συνολικής παραγωγής NO_x-N της βιομάζας του SBR



Διάγραμμα 4.45 Ποσοστό αναχαιτίσης συνολικής παραγωγής NO_x-N της μη εγκλιματισμένης βιομάζας της Ψυττάλειας

Από το Διάγραμμα 4.44 φαίνεται ότι στο pH 6.8 υπάρχει πλήρης αναχαιτίση στην παραγωγή νιτρικών και νιτρωδών για τις δόσεις 4 και 10 $\frac{mg Cl_2}{gr SS}$ και σχεδόν 85% για τη δόση 7 $\frac{mg Cl_2}{gr SS}$. Βέβαια, όπως φάνηκε και από τα πειράματα χωρίς προσθήκη χλωρίου, η μείωση του pH συμβάλει και αυτή στη μείωση της αποδοτικότητας της βιομάζας. Παρατηρείται, επίσης, ότι όσο αυξάνεται το pH η αναχαιτίση μειώνεται και στο pH 8,3 υπολογίζεται περίπου 45-55%. Στο Διάγραμμα 4.45, το οποίο απεικονίζει την

αναχαίτιση της συνολικής κατανάλωσης αμμωνίας στη μη εγκλιματισμένη βιομάζα της Ψυττάλειας, φαίνεται ότι δεν υπάρχει αναχαίτιση σε κανένα pH και σε καμία δόση, παρά μόνο στο pH 6,8 μία αναχαίτιση της τάξης του 40-60%, στην οποία συμβάλει και το pH.

Κεφάλαιο 5^ο: Συμπεράσματα

Στο πλαίσιο της παρούσας μεταπτυχιακής εργασίας μελετήθηκε η επίδραση του χλωρίου στη νιτροποιητική ικανότητα συστημάτων ενεργού ιλύος. Τα πειράματα πραγματοποιήθηκαν στο Εργαστήριο Υγειονομικής Τεχνολογίας της Σχολής Πολιτικών Μηχανικών Ε.Μ.Π. την περίοδο Σεπτεμβρίου 2017 έως Μαΐου 2018. Χρησιμοποιήθηκε ένας αντιδραστήρας SBR που τροφοδοτήθηκε με συνθετικά λύματα και μελετήθηκαν 3 δόσεις χλωρίου (4, 7 και $10 \frac{\text{mg Cl}_2}{\text{gr SS}}$) σε διαφορετικά pH (6,8, 7,3, 7,8 και 8,3). Υιοθετήθηκαν δύο διαφορετικές μέθοδοι προσθήκης του χλωρίου, ενώ αντίστοιχα πειράματα έγιναν σε βιομάζα από το πειραματικό σύστημα SBR που δεχόταν χλώριο και σε μη εγκλιματισμένη, στο χλώριο, βιομάζα της Ψυττάλειας για τις ίδιες δόσεις και pH.

Τα κυριότερα συμπεράσματα, που προέκυψαν από την ανάλυση των πειραματικών μετρήσεων του 4^{ου} Κεφαλαίου, συνοψίζονται στα παρακάτω:

- Η εγκλιματισμένη βιομάζα του SBR στις συνθήκες του εργαστηρίου και στα συνθετικά λύματα επηρεάζεται πολύ περισσότερο από τη μη εγκλιματισμένη βιομάζα σε όλες τις δόσεις χλωρίου που μελετήθηκαν και με τις δύο μεθόδους προσθήκης του διαλύματος χλωρίου.
- Το χρονικό διάστημα για το οποίο χλωριώνεται η βιομάζα έχει ιδιαίτερη σημασία, αφού όπως προέκυψε, η βιομάζα του SBR η οποία χλωριωνόταν για διάστημα έως και μίας εβδομάδας, αναχαιτιζόταν σε μεγάλο ποσοστό σε σχέση με τη μη εγκλιματισμένη βιομάζα η οποία δεχόταν χλώριο για διάστημα περίπου 3,5 h.
- Από τα πειράματα χωρίς την προσθήκη χλωρίου προκύπτει ότι και το pH επηρεάζει τη νιτροποιητική ικανότητα των μικροοργανισμών αφού, από τη βιομάζα του SBR, η αναχαιτίωση της νιτροδοποίησης φτάνει το 90% σχεδόν και της νιτροποίησης το 40%, με την αναχαιτίωση της συνολικής κατανάλωσης αμμωνίας να υπολογίζεται 63%. Παρόμοια αποτελέσματα προκύπτουν και από τη βιομάζα της Ψυττάλειας, αφού στο pH 6,8 δεν παράγονται καθόλου νιτρώδη, ενώ η συνολική παραγωγή νιτρωδών και νιτρικών υπολογίζεται κατά 45% περίπου μικρότερη από αυτή του pH 7,8.
- Η μέθοδος προσθήκης του χλωρίου δε φαίνεται να επηρεάζει ιδιαίτερα τη συμπεριφορά του συστήματος ενεργού ιλύος αφού και στις δύο περιπτώσεις όπου μελετήθηκε η δόση $4 \frac{\text{mg Cl}_2}{\text{gr SS}}$ τα αποτελέσματα σχεδόν συμπίπτουν.

Παρατηρείται πλήρης αναχαιτίωση στο pH 6,8 του συνολικού ρυθμού παραγωγής $\text{NO}_x\text{-N}$, περίπου 75% αναχαιτίωση στα pH 7,3 και 7,8 με το pH 8,3 να διαφοροποιούνται λίγο (53% αναχαιτίωση και 38% με την 1^η και 2^η μέθοδο προσθήκης του χλωρίου αντίστοιχα). Ο ρυθμός νιτροποίησης, επίσης, στο pH 8,3 παρουσιάζει αναχαιτίωση 74% στην 1^η μέθοδο και 41% στη 2^η, ενώ στα άλλα δύο εξεταζόμενα pH η αναχαιτίωση υπολογίζεται περίπου 78%. Σημειώνεται όμως ότι σε κάθε περίπτωση οι μετρηθείσες αναχαιτίσεις αντιστοιχούν στο ταυτόχρονα συνεργιστικό αποτέλεσμα της προσθήκης χλωρίου και μείωσης του pH.

- Και στις 3 δόσεις χλωρίου παρατηρείται πλήρης αναχαίτιση της νιτροκοποιητικής ικανότητας της εγκλιματισμένης βιομάζας στο pH 6,8, ενώ στα υπόλοιπα pH η αναχαίτιση είναι μεγαλύτερη από 85%.
- Σε όλες τις δόσεις χλωρίου, στα pH 7,3 και 7,8 η αναχαίτιση της συνολικής κατανάλωσης αμμωνίας της βιομάζας που δέχεται συνεχώς χλώριο είναι κατά μέσο όρο 80% (75% - 84%) και περίπου 50% στο pH 8,3.
- Στις δόσεις 7 και $10 \frac{\text{mg Cl}_2}{\text{gr SS}}$ ο ρυθμός παραγωγής νιτρωδών στο pH 8,3 είναι αυξημένος. Μάλιστα στη δόση $10 \frac{\text{mg Cl}_2}{\text{gr SS}}$ είναι κατά 50% μεγαλύτερος από τον αντίστοιχο του control και συμπεραίνεται ότι τα βακτήρια που είναι υπεύθυνα για την παραγωγή νιτρικών έχουν αναχαιτιστεί σε μεγάλο βαθμό. Αυτό φαίνεται άλλωστε και από το ρυθμό νιτροποίησης ο οποίος στο pH 8,3 είναι ίσος με το 15% του ρυθμού του control.
- Όσον αφορά τη μη εγκλιματισμένη βιομάζα της Ψυττάλειας, παρατηρείται ότι δεν υπάρχει παραγωγή νιτρωδών στο control ούτε στα pH 6,8 και 7,3 παρά μόνο στα 7,8 και 8,3, σε όλες τις δόσεις χλωρίου και με τις δύο μεθόδους προσθήκης. Ως προς την παραγωγή νιτρικών δεν παρατηρείται κάποια αναχαίτιση παρά μόνο στο pH 6,8 της τάξης του 50%. Σημειώνεται όμως ότι ανάλογη αναχαίτιση προκαλεί και μόνο η μείωση του pH χωρίς την προσθήκη χλωρίου.

Συνοψίζοντας, λοιπόν, εξάγονται τα ακόλουθα βασικά συμπεράσματα:

- ✓ Η επίδραση του χλωρίου σε μία βιομάζα η οποία χλωριώνεται για μεγάλο χρονικό διάστημα, ανεξάρτητα από τον τρόπο προσθήκης, είναι μεγάλη και η αναχαίτιση της νιτροποίησης και της νιτρωδοποίησης σημαντική σε όλα τα pH.
- ✓ Η μη εγκλιματισμένη βιομάζα που δέχεται χλώριο για μικρό χρονικό διάστημα δεν αναχαιτίζεται ως προς τη νιτροποιητική της ικανότητα.

Κεφάλαιο 6^ο: Βιβλιογραφία

Ελληνική βιβλιογραφία

- Brock Biology of Microorganisms – Brock: Βιολογία των μικροοργανισμών, Ελληνική μετάφραση (2005). Πανεπιστημιακές Εκδόσεις Κρήτης.
- Ανδρεαδάκης Α. (2011). Επεξεργασία Λυμάτων – Βασικές αρχές και διεργασίες. Πανεπιστημιακές Εκδόσεις ΕΜΠ
- Ανδρεαδάκης Α., Πανταζίδου Μ., Σταθόπουλος Α. (2008). Περιβαλλοντική Τεχνολογία, Εκδ. Συμμετρία.
- Γεωργιοπούλου Γ. Μ. (2007). Διδακτορική Διατριβή «Ανάπτυξη μεθόδων για την επιλογή της καλύτερης διαθέσιμης τεχνολογίας για την επεξεργασία υγρών βιομηχανικών αποβλήτων». Πανεπιστήμιο Πατρών
- Λυμπεράτος Γ. (2001). Μηχανική Υγρών Αποβλήτων, Πανεπιστήμιο Πατρών
- Μαρνέρι Μ. (2010). Διδακτορική Διατριβή «Ανάπτυξη και εφαρμογή της μοριακής τεχνικής FISH με στόχο τον ποσοτικό προσδιορισμό και τη διερεύνηση της ενεργότητας νηματοειδών βακτηρίων σε εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων με απομάκρυνση θρεπτικών». ΕΜΠ
- Νουτσόπουλος Κ. (2002). Διδακτορική Διατριβή «Επίδραση εναλλακτικών σχημάτων επεξεργασίας στα χαρακτηριστικά καθίζησης συστημάτων ενεργού ιλύος με απομάκρυνση θρεπτικών», ΕΜΠ
- Νουτσόπουλος Κ., Μαμάης Δ., Σημειώσεις Μεταπτυχιακού Μαθήματος ΕΜΠ «Προχωρημένες Μέθοδοι Επεξεργασία Υγρών Αποβλήτων»

Διεθνής Βιβλιογραφία

- Chudoba J, Grau P, Ottova V. (1973). Control of activated sludge filamentous bulking II: selection of micro-organisms by means of a selector. Water Research, vol. 7, issue 10, pages 1389-1398
- Chudoba J., Ottova V., Madera V. (1973). Control of activated sludge filamentous bulking—I. Effect of the hydraulic regime or degree of mixing in an aeration tank, Water Research, vol. 7, issue 8, pages 1163-1182
- Eikelboom H. D., Andreadakis A., Andreasen K. (1998). Survey of filamentous populations in nutrient removal plants in four European countries. Water Science and Technology, vol. 37, issues 4-5, pages 281-289
- Grady C.P.L Jr., Lim C.H., 1980. Biological Wastewater Treatment. Marcel Dekker, NY
- Guo J., Peng Y., Wang S., Yang X., Yuan Z. (2014). Filamentous and non-filamentous bulking of activated sludge encountered under nutrients limitation or deficiency conditions, Chemical Engineering Journal, vol. 255, pages 453-461
- Hao X., Doddema J. H., Groenestijn W. J. (1997). Conditions and mechanisms affecting simultaneous nitrification and denitrification in a Pasveer oxidation ditch, Bioresource Technology, vol. 59, issues 2-3, pages 207-215

- Jenkins D., Richard G. M., Daigger T. G. (1993), Manual on the causes and control of activated sludge bulking and foaming, 2nd Edition, Lewis Publishers, USA.
- Jenkins D., Richard G. M., Daigger T. G. (2004). Manual on the causes and control of activated sludge bulking, foaming and other solids separation problems, 3rd edition, Lewis Publishers, USA
- Kim D.-J., Lee D., Keller J. (2006). Effect of temperature and free ammonia on nitrification and nitrite accumulation in landfill leachate and analysis of its nitrifying bacterial community by FISH, *Bioresource Technology*, vol. 97, issue 3, pages 459-468
- Lakay T. M., Wentzel C. M., Ekama A. G., Marais v.R. G. (1988). Bulking control with chlorination in a nutrient removal activated sludge system, *Water SA*, vol. 14, No 1
- Liu Y., Liu Q.-S. (2006). Causes and control of filamentous growth in aerobic granular sludge sequencing batch reactors, *Biotechnology Advances*, vol. 24, issue 1, pages 115-127
- Madoni P., Davoli D., Gibin g. (2000). Survey of filamentous microorganisms from bulking and foaming activated-sludge plants in Italy, *Water Research*, vol. 34, issue 6, pages 1767-1772
- Marstaller T., Oleszkiewicz A. J., McCartney M. D. (1992). Effects of chlorination on nitrification, *Environmental Technology*, vol. 13, pp. 1077-1084
- Martins M. P. A., Pagilla K., Heijnen J. J., Loosdrecht C. M. M. (2004). Filamentous bulking sludge—a critical review. *Water Research*, vol. 38, issue 4, pages 793-817
- Metcalf & Eddy (2004). *Wastewater Engineering – Treatment and Reuse* (4th edition)
- Neethling B. J., Asce M. A., Chung C. Y. (1987), Activated sludge – Chlorine reactions during bulking control, *J. Environ. Eng.*, 1987, 113(1): 134-146
- Randall W. C., Barnard L. J., David Stensel A. (1992). Design an retrofit of wastewater treatment plants for biological nutrient removal, *Water Quality Management Library*
- Rossetti S., Tomei C. M., Nielsen H. P., Tandoi V. (2005). *Microthrix parvicella*, a filamentous bacterium causing bulking and foaming in activated sludge systems: a review of current knowledge, *FEMS Microbiology Reviews*, vol. 29, issue 1, pages 49-64
- Saaymant B. G., Schutte F. C., van Leeuwen J. (1996). The effect of chemical bulking control on biological nutrient removal in a full scale activated sludge plant, *Water Science and Technology*, vol. 34, issues 3-4, pages 275-282
- Séka A. M., Hammes F., Verstraete W. (2003). Predicting the effects of chlorine on the micro-organisms of filamentous bulking activated sludges, *Appl Microbiol Biotechnol*, 61:562–568
- Thirion N. (1982). Chlorination as a control measure for bulking sludge at the Daspoort Sewage Treatment Plant. SA, *Waterbulletin*
- Wanner J., Chudoba J., Kucman K., Proske L. (1987). Control of activated sludge filamentous bulking—VII. Effect of anoxic conditions, *Water Research*, vol. 21, issue 12, pages 1447-1451

- Wanner J., Grau P. (1989). Identification of filamentous microorganisms from activated sludge: A compromise between wishes, needs and possibilities, *Water Research*, vol. 23, issue 7, pages 883-891