



**ΕΘΝΙΚΟ ΜΕΤΣΟΒΙΟ ΠΟΛΥΤΕΧΝΕΙΟ**

ΔΙΕΠΙΣΤΗΜΟΝΙΚΟ - ΔΙΑΤΜΗΜΑΤΙΚΟ

ΠΡΟΓΡΑΜΜΑ ΜΕΤΑΠΤΥΧΙΑΚΩΝ ΣΠΟΥΔΩΝ

«ΕΠΙΣΤΗΜΗ & ΤΕΧΝΟΛΟΓΙΑ

ΥΔΑΤΙΚΩΝ ΠΟΡΩΝ»

**ΕΡΓΑΣΤΗΡΙΑΚΗ ΠΡΟΣΟΜΟΙΩΣΗ  
ΣΥΣΤΗΜΑΤΟΣ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ  
ΣΤΡΑΓΓΙΔΙΩΝ ΑΠΟ ΤΗ ΓΡΑΜΜΗ  
ΙΛΥΟΣ ΜΕΣΩ ΝΙΤΡΩΔΟΠΟΙΗΣΗΣ-  
ΑΠΟΝΙΤΡΩΔΟΠΟΙΗΣΗΣ**

Στατήρης Ευάγγελος

**«ΕΠΙΣΤΗΜΗ &  
ΤΕΧΝΟΛΟΓΙΑ  
ΥΔΑΤΙΚΩΝ  
ΠΟΡΩΝ»**

Αθήνα, Φεβρουάριος 2016

Επιβλέπων: Καθηγητής Α. Ανδρεαδάκης



**ΕΘΝΙΚΟ ΜΕΤΣΟΒΙΟ ΠΟΛΥΤΕΧΝΕΙΟ**

ΔΙΕΠΙΣΤΗΜΟΝΙΚΟ - ΔΙΑΤΜΗΜΑΤΙΚΟ ΠΡΟΓΡΑΜΜΑ ΜΕΤΑΠΤΥΧΙΑΚΩΝ ΣΠΟΥΔΩΝ

«ΕΠΙΣΤΗΜΗ & ΤΕΧΝΟΛΟΓΙΑΥΔΑΤΙΚΩΝ ΠΟΡΩΝ»

**ΕΡΓΑΣΤΗΡΙΑΚΗ ΠΡΟΣΟΜΟΙΩΣΗ  
ΣΥΣΤΗΜΑΤΟΣ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ  
ΣΤΡΑΓΓΙΔΙΩΝ ΑΠΟ ΤΗ ΓΡΑΜΜΗ  
ΙΛΥΟΣ ΜΕΣΩ ΝΙΤΡΩΔΟΠΟΙΗΣΗΣ-  
ΑΠΟΝΙΤΡΩΔΟΠΟΙΗΣΗΣ**

Στατήρης Ευάγγελος

Αθήνα, Φεβρουάριος 2016

Επιβλέπων: Καθηγητής Α. Ανδρεαδάκης

## **Ευχαριστίες**

Μετά την πραγματοποίηση της παρούσας διπλωματικής εργασίας θα ήθελα να ευχαριστήσω θερμά τον επιβλέποντα, Καθηγητή κ. Ανδρέα Ανδρεαδάκη για την ανάθεση της εργασίας.

Επίσης, θα ήθελα να ευχαριστήσω ιδιαιτέρως τον Αν. Καθηγητή κ. Δανιήλ Μαμάη καθώς και τον Επ. Καθηγητή κ. Κωνσταντίνο Νουτσόπουλο για την πολύτιμη συνεισφορά τους στην πραγματοποίηση της παρούσας διπλωματικής, για τη σημαντική καθοδήγηση και τις πολύτιμες συμβουλές τους τόσο κατά το στάδιο της πειραματικής διαδικασίας όσο και κατά τη συγγραφή της. Τέλος, θα ήθελα να ευχαριστήσω όλο το προσωπικό του εργαστηρίου και ιδιαιτέρως τον κ. Νίκο Κουρή και την κα. Κλαίρη Γκέγκα.

## Περίληψη

Στην παρούσα διπλωματική εργασία εξετάζεται η αποτελεσματικότητα ενός αντιδραστήρα SBR στην απομάκρυνση του αζωτούχου φορτίου από στραγγίδια που προέρχονται από τη γραμμή ιλύος, με τη μέθοδο της νιτρωδοποίησης-απονιτρωδοποίησης. Στραγγίδια από την εγκατάσταση επεξεργασίας λυμάτων της Ψυττάλειας χρησιμοποιήθηκαν για την εργαστηριακή προσομοίωση ενός συστήματος SBR ικανό να απομακρύνει το αμμωνιακό φορτίο των στραγγιδίων μέσω της εφαρμογής μερικής νιτροποίησης. Σκοπός της πειραματικής εργασίας ήταν η εξακρίβωση της αποτελεσματικότητας ενός τέτοιου συστήματος, η διαπίστωση των δυσκολιών, η κατανόηση των βιοχημικών διεργασιών που επιτελούνται και η επιλογή μέσω διαφόρων δοκιμών των κατάλληλων λειτουργικών παραμέτρων που θα επιφέρουν τη μέγιστη απόδοσή του.

Η εργαστηριακή προσομοίωση συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων από τη γραμμή ιλύος μέσω νιτρωδοποίησης-απονιτρωδοποίησης έλαβε χώρα στο εργαστήριο Υγειονομικής Τεχνολογίας και περιλάμβανε τη χρήση ενός συστήματος επεξεργασίας τύπου SBR, το οποίο λειτούργησε από τις 24/7/2015 έως και τις 27/1/2016. Το σύστημα επεξεργασίας στραγγιδίων έργων ιλύος αποτελούνταν από έναν αντιδραστήρα διακοπτόμενης λειτουργίας (SBR) στον οποίο πραγματοποιούνταν εναλλαγή αερόβιων και ανοξικών φάσεων με την παροχέτευση οξυγόνου να ρυθμίζεται μέσω χρονοδιακόπτη.

Η λειτουργία του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων διακρίθηκε σε 3 επιμέρους φάσεις. Η πρώτη φάση λειτουργίας εκτείνεται από την έναρξη λειτουργίας του συστήματος έως και τις 30/8/2015. Κατά την περίοδο αυτή ο ουσιαστικός στόχος ήταν η σταθεροποίηση του συστήματος και η επίτευξη νιτρωδοποίησης κατά τον αερόβιο κύκλο λειτουργίας του SBR. Κατά την πρώτη φάση λειτουργίας, η συγκέντρωση του αμμωνιακού αζώτου των αναραιγίων προς επεξεργασία στραγγιδίων αφυδάτωσης κυμάνθηκε από 1000-1200 mg L<sup>-1</sup>, ενώ η φόρτιση αζώτου ήταν περίπου 0,33 KgN/m<sup>3</sup>\*d.

Η συγκέντρωση του NH<sub>4</sub>-N στην έξοδο κυμάνθηκε σε 329±103 mg L<sup>-1</sup>, των NO<sub>3</sub>-N σε 87±81 mg L<sup>-1</sup> και των NO<sub>2</sub>-N σε 80±93 mg L<sup>-1</sup>. Η μέση απομάκρυνση του εισερχόμενου αμμωνιακού αζώτου έφτασε το 55,6% και του συνολικού αζώτου το 37,5%.

Κατά τη δεύτερη φάση λειτουργίας σκοπός ήταν, εκτός από την επίτευξη νιτρωδοποίησης, και η εξέταση των δυνατοτήτων του συστήματος ως προς την απομάκρυνση των παραγόμενων νιτρωδών μέσω απονιτρωδοποίησης. Για το λόγο αυτό

χρησιμοποιήθηκε ένα δοχείο αποθήκευσης 1L, καθώς και μια περισταλτική αντλία συνδεδεμένη με χρονοδιακόπτη, η οποία τροφοδοτούσε τον SBR με 0,8L στραγγιδίων πρωτοβάθμιας βαρυτικής πάχυνσης κατά την έναρξη του ανοξικού κύκλου λειτουργίας.

Κατά τη διάρκεια της δεύτερης αυτής φάσης λειτουργίας του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων, που διήρκεσε από 31/8/15 έως 3/12/15, επιλέχθηκε η αύξηση της φόρτισης αζώτου σε 0,4 KgN/m<sup>3</sup>\*d (1,7L Στραγγιδίων αφυδάτωσης + 0,8L Στραγγιδίων βαρυτικής πάχυνσης).

Η συγκέντρωση του NH<sub>4</sub>-N στην έξοδο κυμάνθηκε σε 314±72 mg L<sup>-1</sup> και των NO<sub>2</sub>-N σε 262±97 mg L<sup>-1</sup>. Η μέση απομάκρυνση του εισερχόμενου αμμωνιακού αζώτου έφτασε το 62,1% και του συνολικού αζώτου το 39,5%. Οι ημερήσιοι ρυθμοί νιτρωδοποίησης (AUR) που υπολογίστηκαν, κυμάνθηκαν από 3,59 έως 8,40 mgN/gVSS\*hr με μέση τιμή τα 5,54 mgN/gVSS\*hr ενώ οι ρυθμοί απονιτρωδοποίησης υπολογίστηκαν σε 1,05 – 8,91 mgN/gVSS\*hr με μέσο ρυθμό τα 3,97 mgN/gVSS\*hr.

Στην τρίτη φάση λειτουργίας του συστήματος απομάκρυνσης αζώτου μέσω νιτρωδοποίησης-απονιτρωδοποίησης εξετάστηκε η αντικατάσταση των στραγγιδίων πάχυνσης με στραγγίδια από εργαστηριακό σύστημα υδρόλυσης πρωτοβάθμιας ιλύος, πλούσια σε οργανικό φορτίο, έτσι ώστε να επιτευχθεί η βέλτιστη δυνατή απονιτρωδοποίηση. Από τις 5/1/2016 μέχρι και το τέλος της πειραματικής διαδικασίας η φόρτιση του αζώτου αυξήθηκε σε 0,5 KgN/m<sup>3</sup>\*d προσθέτοντας στα εισερχόμενα στραγγίδια αφυδάτωσης 30ml διαλύματος NH<sub>4</sub>Cl συγκέντρωσης 20000 mgL<sup>-1</sup>.

Η συγκέντρωση του NH<sub>4</sub>-N στην έξοδο κυμάνθηκε σε 357±58 mg L<sup>-1</sup> και των NO<sub>2</sub>-N σε 58±26 mg L<sup>-1</sup>. Η μέση απομάκρυνση του εισερχόμενου αμμωνιακού αζώτου έφτασε το 65,8% και του συνολικού αζώτου το 59,7%. Οι ημερήσιοι ρυθμοί νιτρωδοποίησης (AUR) που υπολογίστηκαν, κυμάνθηκαν από 6,84 έως 9,53 mgN/gVSS\*hr με μέση τιμή τα 6,84 mgN/gVSS\*hr ενώ οι ρυθμοί απονιτρωδοποίησης υπολογίστηκαν σε 4,78 – 14,08 mgN/gVSS\*hr με μέσο ρυθμό τα 9,55 mgN/gVSS\*hr.

## **Abstract**

This postgraduate study examined the effectiveness of an SBR reactor to remove the nitrogenous load by reject water from the sludge line, using the method of nitrification-denitrification. Supernatant from Psytalia wastewater treatment plant was used for laboratory simulation of a SBR system capable of removing the ammonia load of leachate through the implementation of partial nitrification. The aim of the experimental work was to verify the effectiveness of such a system, identifying difficulties, the understanding of the biochemical processes that take place and the selection of the appropriate operating parameters which result in optimal performance.

Treatment of reject water was carried out at lab scale, where partial nitrification was developed in a SBR-type processing system, which worked from 24/7/2015 to 27/1/2015. The reactor system consisted of an intermittent reactor (SBR) which worked under alternating aerobic and anoxic phases.

The operation of the ammonium-rich dewatering liquor treatment system excelled in three different phases. The first operating phase extends from the start of the system up to the 30/8/2015. During this period the key objective was to stabilize the system and achieve nitrification in the aerobic SBR cycle. During the first phase of operation, the ammonium concentration ranged between 1000-1200 mg L<sup>-1</sup>, and the nitrogen load was about 0,33 KgN/m<sup>3</sup>\*d.

The NH<sub>4</sub>-N concentration in the effluent was within 329 ± 103 mg L<sup>-1</sup>, NO<sub>3</sub>-N ranged between 87 ± 81 mg L<sup>-1</sup> and NO<sub>2</sub>-N to 80 ± 93 mg L<sup>-1</sup>. Around 37,5% removal of total nitrogen was achieved while ammonium removal reached about 55,6%.

During the second phase of operation, the object was apart from achieving nitrification the examination of the system capabilities to remove the nitrites produced by denitrification. For this reason, a storage container of 1L and a peristaltic pump connected to a timer was used to feed the SBR, at the beginning of the anoxic cycle, with 0,8L of supernatant liquor from primary sludge thickening.

At this second phase which lasted from 31/8/15 to 3/12/15, the nitrogen load was 0.4 KgN/m<sup>3</sup>\*d (1,7L dewatering liquor from anaerobic sludge + 0,8L supernatant liquor from primary sludge thickening).

The  $\text{NH}_4\text{-N}$  concentration at the effluent was within  $314 \pm 72 \text{ mg L}^{-1}$  and  $\text{NO}_2\text{-N}$  to  $262 \pm 97 \text{ mg L}^{-1}$ . The average  $\text{NH}_4\text{-N}$  removal efficiency was 62,1% and the total nitrogen removal about 39,5%. The daily nitrification rate (AUR) ranged from 3.59 to 8,40  $\text{mgN/gVSS*hr}$  with an average of 5,54  $\text{mgN/gVSS*hr}$  while denitrification rates were calculated between 1,05 - 8,91  $\text{mgN/gVSS*hr}$  at an average rate of 3,97  $\text{mgN/gVSS*hr}$ .

In the third operation phase of the nitrogen removal system via nitrification-denitrification, it was examined the replacement of supernatant liquor from primary sludge thickening by a fermentation liquid from a lab scale primary sludge hydrolysis system. This liquid is rich in organic matter, so as to achieve optimal denitrification. From 5/1/2016 until the end of the experimental procedure, the nitrogen load was increased to  $0.5 \text{ KgN/m}^3\text{*d}$  adding furthermore 30ml  $\text{NH}_4\text{Cl}$  solution.

The  $\text{NH}_4\text{-N}$  concentration at the effluent was within  $357 \pm 58 \text{ mg L}^{-1}$  and  $\text{NO}_2\text{-N}$  was about  $58 \pm 26 \text{ mg L}^{-1}$ . The average ammonium removal reached 65,8% while the total nitrogen removal efficiency was 59,7%. The daily nitrification rate (AUR) calculated between 6.84 to 9,53  $\text{mgN/gVSS*hr}$  with an average of 6,84  $\text{mgN/gVSS*hr}$  while denitrification rates were calculated at 4,78 - 14,08  $\text{mgN/gVSS*hr}$  at an average rate of 9,55  $\text{mgN/gVSS*hr}$ .



## Περιεχόμενα

1. Εισαγωγή.....	8
2. Βιολογική απομάκρυνση αζώτου από στραγγίδια έργων ιλύος.....	10
2.1. Φορτίο αζώτου στα λύματα.....	10
2.2. Βιολογικές μέθοδοι απομάκρυνσης αζώτου.....	11
2.2.1. Νιτροποίηση-Απονιτροποίηση.....	11
2.2.1.1. Νιτροποίηση.....	12
2.2.1.2. Απονιτροποίηση.....	13
2.2.2. Νιτρωδοποίηση-Απονιτρωδοποίηση.....	14
2.2.2.1. Νιτρωδοποίηση.....	15
2.2.2.2. Απονιτρωδοποίηση.....	16
2.2.3. Αναερόβια οξείδωση αμμωνίας (Anammox).....	16
2.3. Στραγγίδια έργων επεξεργασίας ιλύος.....	18
2.4. Επεξεργασία στραγγιδίων για την απομάκρυνση αζώτου μέσω νιτρωδοποίησης-απονιτρωδοποίησης.....	20
2.4.1. Επιλογή της μεθόδου μερικής νιτροποίησης (Νιτρωδοποίηση-Απονιτρωδοποίηση).....	20
2.4.1.1. Κινητική νιτρωδοποίησης-απονιτρωδοποίησης.....	22
2.4.2. Παράμετροι που επηρεάζουν τη νιτρωδοποίηση-απονιτρωδοποίηση.....	24
2.4.2.1. Συγκέντρωση διαλυμένου οξυγόνου (DO).....	24
2.4.2.2. Η τιμή του pH.....	25
2.4.2.3. Θερμοκρασία.....	26
2.4.2.4. Συγκέντρωση ελεύθερης αμμωνίας (FA) και ωιτρώδους οξέος (FNA).....	27
2.4.2.5. Ηλικία ιλύος (SRT).....	28
2.4.2.6. Συγκέντρωση $\text{NH}_4\text{-N}$ και φόρτιση αζώτου (NLR).....	29
2.5. Συστήματα απομάκρυνσης αζώτου από στραγγίδια έργων ιλύος.....	29
2.5.1. Συστήματα εφαρμογής νιτρωδοποίησης-απονιτρωδοποίησης.....	29
2.5.1.1. Αντιδραστήρες SBR.....	30
2.5.1.2. Αντιδραστήρες SHARON.....	33

2.5.2.	Συστήματα εφαρμογής αυτοτροφικής απομάκρυνσης αζώτου .....	35
2.5.2.1.	SHARON/Anammox .....	35
2.5.2.2.	DeAmmon.....	36
2.5.2.3.	DEMON .....	36
2.5.2.4.	CANON .....	37
2.6.	Συναξιολόγηση μεθόδων και τεχνολογιών για την επεξεργασία στραγγιδίων από τη γραμμή λύσος .....	37
<b>3.</b>	<b>Πειραματικό μέρος-Υλικά και Μέθοδοι .....</b>	<b>40</b>
3.1.	Εισαγωγή.....	40
3.2.	Χαρακτηριστικά μονάδος SBR .....	41
3.2.1.	Περιγραφή λειτουργίας SBR.....	41
3.2.2.	Κύκλοι λειτουργίας SBR.....	43
3.3.	Αναλυτικές μέθοδοι μετρήσεων .....	48
3.3.1.	Προσδιορισμός των TSS-VSS.....	48
3.3.2.	Προσδιορισμός του ολικού και διαλυτού COD.....	50
3.3.3.	Προσδιορισμός του διαλυμένου οξυγόνου (DO) .....	52
3.3.4.	Προσδιορισμός του pH και της θερμοκρασίας.....	52
3.3.5.	Προσδιορισμός TKN και NH <sub>4</sub> -N .....	52
3.3.6.	Προσδιορισμός NO <sub>3</sub> -N.....	55
3.3.7.	Προσδιορισμός NO <sub>2</sub> -N.....	56
3.3.8.	Προσδιορισμός του δείκτη καθιζησιμότητας λύσος (SVI).....	56
3.4.	Πειράματα batch .....	57
3.4.1.	Χαρακτηρισμός στραγγιδίων με τη μέθοδο του OUR.....	57
3.4.2.	Προσδιορισμός της ταχύτητας νιτροδοποίησης (AUR) .....	59
3.4.3.	Προσδιορισμός της ταχύτητας απονιτροδοποίησης (NUR) .....	60
<b>4.</b>	<b>Παρουσίαση αποτελεσμάτων .....</b>	<b>62</b>
4.1.	Εισαγωγή.....	62
4.2.	Αποτελέσματα 1 <sup>ης</sup> φάσης λειτουργίας του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων.....	63

4.3. Αποτελέσματα 2 <sup>ης</sup> φάσης λειτουργίας του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων.....	69
4.4. Αποτελέσματα 3 <sup>ης</sup> φάσης λειτουργίας του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων.....	80
4.5. Παρουσίαση συγκεντρωτικών αποτελεσμάτων και συσχέτιση λειτουργικών παραμέτρων .....	88
<b>5. Συμπεράσματα.....</b>	<b>100</b>
<b>6. Βιβλιογραφία.....</b>	<b>104</b>

## Ευρετήριο σχημάτων

<b>Σχήμα 2.1</b> Οι κύριες διεργασίες μετατροπής του αζώτου. Προέλευση Gustavsson (2010) .....	11
<b>Σχήμα 2.2</b> Διεργασία νιτροποίησης-απονιτροποίησης. Προέλευση Y.-H. Ahn (2006) .....	12
<b>Σχήμα 2.3</b> Διεργασία νιτρωδοποίησης-απονιτρωδοποίησης. Προέλευση Y.-H. Ahn (2006) .....	15
<b>Σχήμα 2.4</b> Σύγκριση μεταξύ των διεργασιών νιτροποίηση/απονιτροποίηση, νιτρωδοποίηση/ αναπνοή και μερική απονιτροποίηση/ αναπνοή. Προέλευση B. Ma et al., (2016) .....	18
<b>Σχήμα 2.5</b> Σχετική δραστηριότητα των AOB βακτηρίων σε σχέση με το pH. Προέλευση Gali et al., (2007).....	26
<b>Σχήμα 2.6</b> Κύκλοι λειτουργίας του SBR.....	31
<b>Σχήμα 3.1</b> Πιλοτικός αντιδραστήρας SBR για την επεξεργασία στραγγιδίων έργων ύδους.....	45
<b>Σχήμα 3.2</b> Αφυγραντής και κλίβανος που χρησιμοποιήθηκαν για τον προσδιορισμό των TSS και VSS.....	49
<b>Σχήμα 3.3</b> Ζυγός και φούρνος 550°C για τον προσδιορισμό των TSS και VSS.....	50
<b>Σχήμα 3.4</b> Συσκευή χώνευσης και φασματοφωτόμετρο που χρησιμοποιήθηκαν για τον προσδιορισμό του ολικού και διαλυτού COD.....	51
<b>Σχήμα 3.5</b> Συσκευές προσδιορισμού των DO, pH και θερμοκρασίας.....	52
<b>Σχήμα 3.6</b> Συσκευή απόσταξης BUCHI K-314 και προετοιμασία δειγμάτων για τον προσδιορισμό του αμμωνιακού και νιτρώδους αζώτου .....	55
<b>Σχήμα 3.7</b> Ενδεικτική απεικόνιση ρυθμού κατανάλωσης οξυγόνου για τον χαρακτηρισμό των στραγγιδίων σε πειράματα batch .....	58
<b>Σχήμα 3.8</b> Ενδεικτικό γράφημα προσδιορισμού της ταχύτητας νιτρωδοποίησης σε πείραμα batch .....	60
<b>Σχήμα 3.9</b> Ενδεικτικό γράφημα προσδιορισμού της ταχύτητας απονιτρωδοποίησης σε πείραμα batch .....	61
<b>Σχήμα 4.1</b> Παρουσίαση των τριών διακριτών φάσεων λειτουργίας του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων τύπου SBR .....	62
<b>Σχήμα 4.2</b> Χρονική διακύμανση της συγκέντρωσης ολικού αζώτου στην είσοδο και την έξοδο του αντιδραστήρα SBR σε αντιστοιχία με την εκάστοτε φόρτιση αζώτου.....	66

<b>Σχήμα 4.3</b> Χρονική διακύμανση της συγκέντρωσης των διαφόρων μορφών αζώτου στην είσοδο και την έξοδο του αντιδραστήρα SBR σε αντιστοιχία με την εκάστοτε φόρτιση αζώτου.....	67
<b>Σχήμα 4.4</b> Χρονική διακύμανση της συγκέντρωσης του ολικού COD στην είσοδο και την έξοδο του αντιδραστήρα SBR σε αντιστοιχία με την εκάστοτε οργανική φόρτιση.....	68
<b>Σχήμα 4.5</b> Προσδιορισμός της ταχύτητας νιτρωδοποίησης σε πείραμα batch κατά την 1η φάση λειτουργίας του SBR.....	69
<b>Σχήμα 4.6</b> Χρονική διακύμανση της συγκέντρωσης ολικού αζώτου στην είσοδο και την έξοδο του αντιδραστήρα SBR σε αντιστοιχία με την εκάστοτε φόρτιση αζώτου.....	73
<b>Σχήμα 4.7</b> Χρονική διακύμανση της συγκέντρωσης των διαφόρων μορφών αζώτου στην είσοδο και την έξοδο του αντιδραστήρα SBR σε αντιστοιχία με την εκάστοτε φόρτιση αζώτου.....	74
<b>Σχήμα 4.8</b> Χρονική διακύμανση της συγκέντρωσης του ολικού COD στην είσοδο και την έξοδο του αντιδραστήρα SBR σε αντιστοιχία με την εκάστοτε οργανική φόρτιση.....	75
<b>Σχήμα 4.9</b> Προσδιορισμός της ταχύτητας νιτρωδοποίησης σε πείραμα batch κατά τη 2η φάση λειτουργίας του SBR.....	76
<b>Σχήμα 4.10</b> Προσδιορισμός της ταχύτητας απονιτρωδοποίησης σε πείραμα batch κατά τη 2η φάση λειτουργίας του SBR.....	77
<b>Σχήμα 4.11</b> Προσδιορισμός κλασμάτων οργανικού φορτίου στα στραγγίδια πρωτοβάθμιας πάχυνσης.....	79
<b>Σχήμα 4.12</b> Χρονική διακύμανση της συγκέντρωσης ολικού αζώτου στην είσοδο και την έξοδο του αντιδραστήρα SBR σε αντιστοιχία με την εκάστοτε φόρτιση αζώτου.....	83
<b>Σχήμα 4.13</b> Χρονική διακύμανση της συγκέντρωσης των διαφόρων μορφών αζώτου στην είσοδο και την έξοδο του αντιδραστήρα SBR σε αντιστοιχία με την εκάστοτε φόρτιση αζώτου.....	84
<b>Σχήμα 4.14</b> Χρονική διακύμανση της συγκέντρωσης του ολικού COD στην είσοδο και την έξοδο του αντιδραστήρα SBR σε αντιστοιχία με την εκάστοτε οργανική φόρτιση.....	85
<b>Σχήμα 4.15</b> Προσδιορισμός της ταχύτητας νιτρωδοποίησης σε πείραμα batch κατά την 3η φάση λειτουργίας του SBR.....	86

<b>Σχήμα 4.16</b> Προσδιορισμός της ταχύτητας απονιτροδοποίησης σε πείραμα batch κατά την 3η φάση λειτουργίας του SBR.....	87
<b>Σχήμα 4.17</b> Χρονική διακύμανση θερμοκρασίας και pH.....	89
<b>Σχήμα 4.18</b> Χρονική διακύμανση ολικών αιωρούμενων και πτητικών στερεών .....	90
<b>Σχήμα 4.19</b> Χρονική διακύμανση της συγκέντρωσης ολικού αζώτου στην είσοδο και την έξοδο του αντιδραστήρα SBR σε αντιστοιχία με την εκάστοτε απομάκρυνση ολικού αζώτου .....	90
<b>Σχήμα 4.20</b> Χρονική διακύμανση της συγκέντρωσης των διαφόρων μορφών αζώτου στην είσοδο και την έξοδο του αντιδραστήρα SBR σε αντιστοιχία με την εκάστοτε απομάκρυνση αμμωνιακού αζώτου .....	91
<b>Σχήμα 4.21</b> Διακύμανση των ημερήσιων ταχυτήτων νιτροδοποίησης και απονιτροδοποίησης .....	92
<b>Σχήμα 4.22</b> Υπολογισμένες συγκεντρώσεις FA και FNA στο σύστημα επεξεργασίας στραγγιδίων τύπου SBR.....	93
<b>Σχήμα 4.23</b> Συσχέτιση φόρτισης αζώτου και απομάκρυνσης ολικού αζώτου από το σύστημα επεξεργασίας στραγγιδίων τύπου SBR.....	94
<b>Σχήμα 4.24</b> Συσχέτιση φόρτισης αζώτου και απομάκρυνσης αμμωνιακού αζώτου από το σύστημα επεξεργασίας στραγγιδίων τύπου SBR .....	95
<b>Σχήμα 4.25</b> Συσχέτιση ημερησίων ταχυτήτων απονιτροδοποίησης και διαθέσιμου διαλυτού COD .....	96
<b>Σχήμα 4.26</b> Συσχέτιση του κλάσματος οργανικής φόρτισης/φόρτισης αζώτου και της ταχύτητας απονιτροδοποίησης .....	97
<b>Σχήμα 4.27</b> Απαίτηση gCOD/gNO <sub>2</sub> -N που απομακρύνεται κατά τη διεργασία της απονιτροδοποίησης .....	98
<b>Σχήμα 4.28</b> Ποσοστό αυτότροφων μικροοργανισμών στη βιομάζα του αντιδραστήρα SBR.....	99

## Ευρετήριο πινάκων

<b>Πίνακας 4.1</b> Σχεδιαστικά και λειτουργικά χαρακτηριστικά συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων τύπου SBR.....	64
<b>Πίνακας 4.2</b> Σχεδιαστικά και λειτουργικά χαρακτηριστικά συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων τύπου SBR.....	71
<b>Πίνακας 4.3</b> Ταχύτητες νιτρωδοποίησης από πειράματα batch κατά τη 2η φάση λειτουργίας του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων τύπου SBR .....	77
<b>Πίνακας 4.4</b> Ταχύτητες απονιτρωδοποίησης από πειράματα batch κατά τη 2η φάση λειτουργίας του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων τύπου SBR .....	78
<b>Πίνακας 4.5</b> Χαρακτηρισμός στραγγιδίων πρωτοβάθμιας πάχυνσης .....	79
<b>Πίνακας 4.6</b> Σχεδιαστικά και λειτουργικά χαρακτηριστικά συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων τύπου SBR.....	81
<b>Πίνακας 4.7</b> Ταχύτητες νιτρωδοποίησης από πειράματα batch κατά την 3η φάση λειτουργίας του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων τύπου SBR .....	86
<b>Πίνακας 4.8</b> Ταχύτητες απονιτρωδοποίησης από πειράματα batch κατά την 3η φάση λειτουργίας του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων τύπου SBR .....	87
<b>Πίνακας 4.9</b> Χαρακτηρισμός στραγγιδίων υδρόλυσης πρωτοβάθμιας ιλύος .....	88

## 1. Εισαγωγή

Σημαντικός αριθμός των εγκαταστάσεων επεξεργασίας λυμάτων ανά τον κόσμο περιλαμβάνουν συστήματα επεξεργασίας της παραγόμενης ιλύος. Η σταθεροποίηση της ιλύος συνήθως περιλαμβάνει διεργασίες, όπως η πάχυνση, η αναερόβια χώνευση, η αφυδάτωση, η ξήρανση κ.α. Από τη χρήση των μεθόδων αυτών και κυρίως της αναερόβιας χώνευσης προκύπτει ένα ρεύμα στραγγιδίων με ιδιαίτερα υψηλές συγκεντρώσεις αζώτου (15-20% του συνολικού εισερχόμενου φορτίου) (Aslan και Dahab, 2008).

Η ανακυκλοφορία αυτού του ρεύματος των στραγγιδίων στην είσοδο της ΕΕΛ συχνά είναι απαγορευτική και απαιτείται η ξεχωριστή επεξεργασία τους. Τα ποιοτικά χαρακτηριστικά αυτών των λυμάτων και κυρίως οι μεγάλες συγκεντρώσεις αζώτου και το χαμηλό βιοδιασπάσιμο οργανικό φορτίο, έχουν οδηγήσει στην εφαρμογή εναλλακτικών μεθόδων επεξεργασίας έναντι της κλασικής νιτροποίησης-απονιτροποίησης (Ge et al., 2015).

Η μέθοδος της μερικής νιτροποίησης γνωστή ως νιτροδοποίηση-απονιτροδοποίηση φαντάζει κατάλληλη για την επεξεργασία των στραγγιδίων, ενώ παράλληλα οι ενεργειακές απαιτήσεις λόγω αερισμού και οι απαιτήσεις προσθήκης εξωτερικής πηγής άνθρακα είναι μειωμένες 25% και 40% αντίστοιχα (Fux et al., 2006).

Η διεργασία της μερικής νιτροποίησης στοχεύει στην επιλεκτική ανάπτυξη των βακτηρίων που οξειδώνουν την αμμωνία (AOB) και την παράλληλη παρεμπόδιση της ανάπτυξης των βακτηρίων που οξειδώνουν τα νιτρώδη σε νιτρικά (NOB) (Guo et al., 2010).

Διάφορα συστήματα πραγματικής κλίμακας έχουν σχεδιαστεί και λειτουργούν για την επεξεργασία στραγγιδίων ιλύος με τη μέθοδο της νιτροδοποίησης-απονιτροδοποίησης. Οι τεχνολογίες που έχουν σχεδιαστεί περιλαμβάνουν τη χρήση διαφόρων τύπων αντιδραστήρων με συνηθέστερη την επιλογή αντιδραστήρων SBR ή SHARON (Magri et al., 2013).

Στην παρούσα διπλωματική εργασία εξετάζεται η αποτελεσματικότητα ενός αντιδραστήρα SBR στην απομάκρυνση του αζωτούχου φορτίου από στραγγίδια έργων ιλύος με τη μέθοδο της νιτροδοποίησης-απονιτροδοποίησης. Στραγγίδια από την εγκατάσταση επεξεργασίας λυμάτων της Ψυττάλειας χρησιμοποιήθηκαν για την



εργαστηριακή προσομοίωση ενός συστήματος SBR ικανό να απομακρύνει το αμμωνιακό φορτίο των στραγγιδίων μέσω της εφαρμογής μερικής νιτροποίησης. Σκοπός της πειραματικής εργασίας ήταν η εξακρίβωση της αποτελεσματικότητας ενός τέτοιου συστήματος, η διαπίστωση των δυσκολιών, η κατανόηση των βιοχημικών διεργασιών που επιτελούνται και η επιλογή μέσω διαφόρων δοκιμών των κατάλληλων λειτουργικών παραμέτρων που θα επιφέρουν τη μέγιστη απόδοσή του.

Η παρούσα εργασία περιλαμβάνει πέντε κεφάλαια και η διάρθρωσή της είναι η εξής:

- Το πρώτο κεφάλαιο περιλαμβάνει την παρούσα εισαγωγή, όπου καθορίζεται εκτός των άλλων, ο σκοπός της εργασίας
- Το δεύτερο κεφάλαιο περιλαμβάνει μια βιβλιογραφική ανασκόπηση, η οποία ξεκινά από βασικά στοιχεία, όπως την παρουσίαση του αζωτούχου φορτίου των λυμάτων και ειδικότερα των στραγγιδίων που προέρχονται από έργα ιλύος, την αναφορά στις βιολογικές μεθόδους και τις τεχνολογίες για την απομάκρυνση του αζώτου και καταλήγει στη σύγκριση των διαφόρων συστημάτων επεξεργασίας και την επιλογή της βέλτιστης μεθόδου.
- Στο τρίτο κεφάλαιο παρουσιάζεται η πειραματική διάταξη του συστήματος, που χρησιμοποιήθηκε για την προσομοίωση του αντιδραστήρα επεξεργασίας στραγγιδίων με τη μέθοδο της νιτρωδοποίησης-απονιτρωδοποίησης, καθώς και οι αναλυτικές μέθοδοι που εφαρμόστηκαν για την παρακολούθησή του.
- Στο τέταρτο κεφάλαιο γίνεται μια αναλυτική παρουσίαση των αποτελεσμάτων της πειραματικής εργασίας, ενώ παράλληλα επιχειρείται μια πρώτη συζήτηση επ' αυτών.
- Τέλος, στο πέμπτο κεφάλαιο παρουσιάζονται τα συνολικά συμπεράσματα από την εργαστηριακή προσομοίωση του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων με τη μέθοδο της μερικής νιτροποίησης.

## 2.Βιολογική απομάκρυνση αζώτου από στραγγίδια έργων λύσης

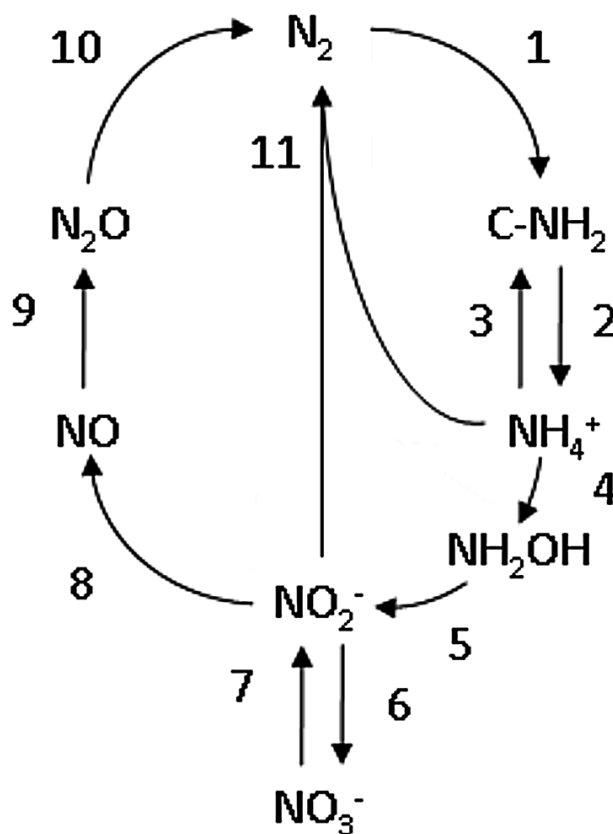
### 2.1.Φορτίο αζώτου στα λύματα

Ένα από τα στοιχεία που περιέχεται στα περισσότερα υγρά απόβλητα και χρήζει ιδιαίτερης προσοχής λόγω της συμμετοχής του σε πλήθος βιοχημικών διεργασιών είναι το άζωτο. Η παρουσία του στα αστικά λύματα είναι με τη μορφή του οργανικού αζώτου, της αμμωνίας, των νιτρικών και των νιτρωδών.

Το οργανικό άζωτο, το οποίο εμφανίζεται κυρίως υπό μορφή ουρίας και πρωτεϊνών υδρολύεται σε μεγάλο βαθμό άμεσα σε αμμωνία, η οποία ανάλογα με το pH των λυμάτων μπορεί να μετασχηματιστεί σε αμμωνιακό ιόν. Ειδικότερα, σε όξινες ή ουδέτερες συνθήκες παρατηρείται η παρουσία του αμμωνιακού ιόντος ( $NH_4^+$ ), ενώ αντίθετα, καθώς το pH ξεπερνάει το 8 παρατηρείται συσσώρευση αμμωνίας ( $NH_3$ ) (Ανδρεαδάκης, 1986).

Η περιεκτικότητα των λυμάτων σε αζωτούχο φορτίο είναι ιδιαίτερα σημαντική, καθώς αποτελεί δομικό συστατικό του κυτταροπλάσματος και συνιστά καθοριστικό παράγοντα στην επιλογή των κατάλληλων μεθόδων βιοαποικοδόμησης των αποβλήτων. Για τον προσδιορισμό του αζώτου χρησιμοποιείται η διάκρισή του σε ολικό άζωτο, ολικό κατά Kjeldahl άζωτο, νιτρικό και νιτρώδες άζωτο και αμμωνιακό άζωτο.

Το ολικό άζωτο περιλαμβάνει όλες τις μορφές του αζώτου, ενώ το ολικό κατά Kjeldahl άζωτο (TKN) περιλαμβάνει το οργανικό και αμμωνιακό άζωτο ( $NH_4$ ). Το αμμωνιακό άζωτο των λυμάτων υπό αερόβιες συνθήκες μετατρέπεται σε νιτρώδη ( $NO_2$ ) και νιτρικά ( $NO_3$ ), που συνήθως βρίσκονται σε μικρές συγκεντρώσεις σε ανεπεξέργαστα λύματα.



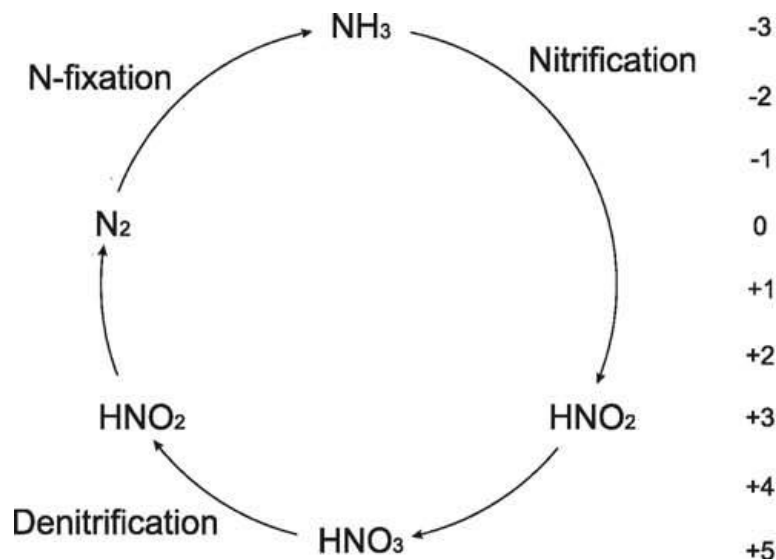
**Σχήμα 2.1:** Οι κύριες διεργασίες μετατροπής του αζώτου. Προέλευση Gustavsson (2010)

Η Ευρωπαϊκή νομοθεσία έχει θεσπίσει ιδιαίτερως χαμηλά όρια ως προς τη συγκέντρωση της αμμωνίας στα προς διάθεση επεξεργασμένα λύματα λόγω της τοξικότητάς της έναντι των υδρόβιων οργανισμών ενός αποδέκτη, καθώς μπορεί να δημιουργήσει προβλήματα αποξυγόνωσης, αλλά και ευτροφισμού (Guo et al., 2010; Pitman, 1998).

## 2.2. Βιολογικές μέθοδοι απομάκρυνσης αζώτου

### 2.2.1. Νιτροποίηση-Απονιτροποίηση

Η πιο διαδεδομένη και ευρέως χρησιμοποιούμενη μέθοδος απομάκρυνσης αζώτου από αστικά λύματα περιλαμβάνει τη διεργασία της νιτροποίησης-απονιτροποίησης. Πρόκειται ουσιαστικά για δύο διαδοχικές διεργασίες βιολογικής απομάκρυνσης του αζωτούχου φορτίου που στοχεύει στη μετατροπή της αμμωνίας σε μοριακό άζωτο.



Σχήμα 2.2: Διεργασία νιτροποίησης-απονιτροποίησης. Προέλευση Υ.-Η. Ahn (2006)

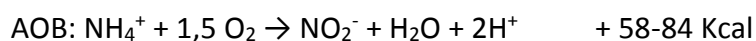
### 2.2.1.1. Νιτροποίηση

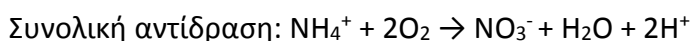
Η διεργασία της νιτροποίησης λαμβάνει χώρα σε 2 στάδια και περιλαμβάνει την οξείδωση του αμμωνιακού αζώτου σε νιτρικό άζωτο ( $NO_3-N$ ) με ενδιάμεσο προϊόν το νιτρώδες άζωτο ( $NO_2-N$ ) (Blackburne et al., 2008). Κατά το πρώτο στάδιο, αυτότροφα βακτήρια χρησιμοποιώντας την αμμωνία ως πηγή ενέργειας την οξειδώνουν σε νιτρώδη ( $NO_2-N$ ) με το οξυγόνο που τους παρέχεται να αποτελεί τον αποδέκτη ηλεκτρονίων και το διαθέσιμο  $CO_2$  να χρησιμοποιείται ως πηγή άνθρακα (Ahn, 2006).

Χαρακτηριστικότερος εκπρόσωπος των βακτηρίων που οξειδώνουν την αμμωνία (AOB) είναι το γένος *Nitrosomonas*. Εκτός αυτού έχουν ταυτοποιηθεί και άλλα είδη ικανά να ανακτήσουν την ενέργειά τους από την οξείδωση της αμμωνίας όπως τα *Nitrosococcus*, *Nitrospira*, *Nitrosovibrio*, *Nitrosolobus* κ.α. (Ge et al., 2015).

Στο δεύτερο στάδιο της νιτροποίησης πραγματοποιείται η νιτρίκοποίηση, δηλαδή η οξείδωση των νιτρώδων σε νιτρικά μέσω μιας άλλης ομάδας βακτηρίων (NOB). Το γένος *Nitrobacter* αποτελεί τον κύριο νιτρίκοποιητή με άλλα γένη βακτηρίων, όπως *Nitrospira*, *Nitrospina*, *Nitrococcus*, *Nitrocystis* κ.α. να συμμετέχουν (Ahn, 2006; Ge et al., 2015).

Ως εκ τούτου, για την επίτευξη πλήρους νιτροποίησης είναι απαραίτητη η συμμετοχή τόσο των βακτηρίων, τα οποία οξειδώνουν το αμμωνιακό άζωτο (AOB) όσο και των βακτηρίων ικανών να οξειδώνουν τα νιτρώδη σε νιτρικά (NOB). Οι αντιδράσεις που περιγράφουν την εν λόγω διεργασία είναι:





Από τις παραπάνω εξισώσεις προκύπτει ότι για την οξείδωση ενός γραμμαρίου αμμωνίας απαιτούνται περίπου 4,57 g O<sub>2</sub> που αναλύεται σε 3,43 g O<sub>2</sub> για την οξείδωση της αμμωνίας σε νιτρώδη και σε 1,14 g O<sub>2</sub>/NO<sub>2</sub> που οξειδώνονται σε νιτρικά. Ακόμη και αν λάβουμε υπόψη μας την ποσότητα αζώτου, που θα χρησιμοποιηθεί για σύνθεση νέου κυτταρικού υλικού η απαίτηση σε οξυγόνο δεν διαφέρει σημαντικά και σύμφωνα με τον Ahn (2006) ανέρχεται σε 3,16 mg O<sub>2</sub>/mg NH<sub>4</sub>-N και 1,11 mg O<sub>2</sub>/mg NO<sub>2</sub>-N που οξειδώνονται.

Επιπλέον, οι αυτότροφοι μικροοργανισμοί που συμμετέχουν στη διεργασία της νιτροποίησης αποκομίζουν μικρό ενεργειακό όφελος από την οξείδωση της αμμωνίας με αποτέλεσμα ο πληθυσμός τους σε ένα σύστημα επεξεργασίας να παραμένει χαμηλός λόγω των μικρών ρυθμών ανάπτυξής τους (Αϊβαζίδης, 2000), ενώ απαιτούν μεγαλύτερους χρόνους παραμονής της ύλης (SRT) έναντι των ετερότροφων μικροοργανισμών (Tang και Chen, 2015).

Τέλος, θα πρέπει να αναφερθεί ότι οι αυτότροφοι νιτροποιητές δύναται να παρεμποδιστούν από διάφορες οργανικές χημικές ουσίες ή βαρέα μέταλλα που πιθανώς περιέχονται στα λύματα, ενώ ενεργό ρόλο στην ανάπτυξή τους επιτελούν λειτουργικές παράμετροι του συστήματος επεξεργασίας, όπως το pH, η θερμοκρασία (Ye και Thomas, 2001), το διαλυμένο οξυγόνο (Fitzgerald et al., 2015) η συγκέντρωση της αμμωνίας (Yang et al., 2010) κ.α.

#### **2.2.1.2. Απονιτροποίηση**

Η απονιτροποίηση αποτελεί τη συνδυαστική διεργασία της νιτροποίησης που έχει ως στόχο τη μετατροπή της αμμωνίας σε αέριο άζωτο. Διάφορα είδη ετερότροφων μικροοργανισμών υπό ανοξικές συνθήκες, χρησιμοποιούν ως πηγή ενέργειας και άνθρακα το διαθέσιμο οργανικό φορτίο των λυμάτων και ως τελικό αποδέκτη ηλεκτρονίων τα νιτρικά, τα οποία ανάγονται σε μοριακό άζωτο (Ανδρεαδάκης, 1986 ; Ahn, 2006).

Τα απονιτροποιητικά βακτήρια είναι είτε Gram αρνητικά, όπως τα *Pseudomonas* και *Thiobacillus*, είτε Gram θετικά, όπως το *Bacillus*, ενώ και κάποια είδη αρχαίων, όπως το *Halobacterium* έχουν απονιτροποιητικές ιδιότητες (Ahn, 2006).

Απαραίτητη είναι η παρουσία μη αφομοιωτικών ενζύμων, τα οποία συντελούν στην αναγωγή των  $\text{NO}_3^-$  σε μοριακό άζωτο ( $\text{N}_2$ ) (Ανδρεαδάκης, 1986), καθώς και της κατάλληλης πηγής άνθρακα. Σε ορισμένες περιπτώσεις, ιδίως σε λύματα με χαμηλό λόγο BOD:N, οι ρυθμοί απονιτροποίησης μπορεί να είναι ιδιαίτερος χαμηλοί με αποτέλεσμα να είναι αναγκαία η προσθήκη εξωτερικής πηγής άνθρακα, ο οποίος θα χρησιμοποιηθεί ως δότης ηλεκτρονίων (Zanetti et al., 2012). Η ταχύτητα αναγωγής των νιτρικών σε αέριο άζωτο εξαρτάται άμεσα από τα χαρακτηριστικά βιοαποικοδομησιμότητας της πηγής άνθρακα και απαιτεί την πλήρη απουσία οξυγόνου (Αϊβαζίδης, 2000).

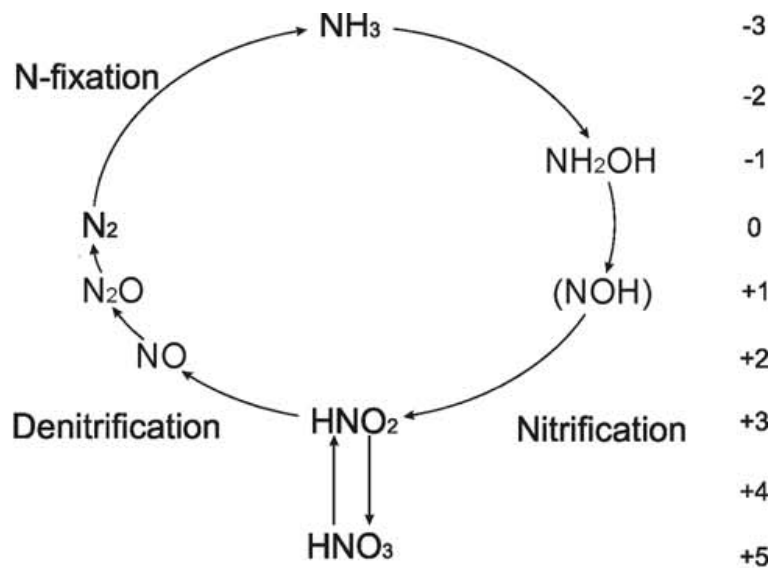
Εκτός από την μετατροπή του νιτρικού αζώτου ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) σε μοριακό άζωτο ( $\text{N}_2$ ) είναι πιθανό κατά τη διεργασία της απονιτροποίησης να παρατηρηθεί έκλυση κάποιων ενδιάμεσων προϊόντων, όπως του υποξειδίου του αζώτου ( $\text{N}_2\text{O}$ ) που αποτελεί αέριο του θερμοκηπίου ή του νιτρικού οξέος ( $\text{NO}$ ) (Rodriguez-Caballero et al., 2013).

Τέλος, κατά τη διεργασία της απονιτροποίησης επιτυγχάνεται η ανάκτηση μέρους της αλκαλικότητας (Changyong et al., 2011) που καταναλώθηκε κατά τη διεργασία της νιτροποίησης, όπου απαιτούνται περίπου 7,07 mg αλκαλικότητας ως  $\text{CaCO}_3$  ανά γραμμάριο αμμωνιακού αζώτου που οξειδώνεται (Ahn, 2006). Αυτό έχει ως αποτέλεσμα την αύξηση του pH.

### **2.2.2. Νιτρωδοποίηση-Απονιτρωδοποίηση**

Οι απαιτήσεις της νομοθεσίας για απομάκρυνση θρεπτικών κατά την επεξεργασία των λυμάτων, σε συνδυασμό με τις σημαντικές ενεργειακές και οικονομικές απαιτήσεις της μεθόδου της νιτροποίησης-απονιτροποίησης έχουν οδηγήσει στο σχεδιασμό εναλλακτικών διεργασιών για την απομάκρυνση του αζωτούχου φορτίου των λυμάτων.

Μια εναλλακτική μέθοδος μετατροπής του αμμωνιακού αζώτου των λυμάτων σε μοριακό άζωτο είναι η μερική νιτροποίηση ή αλλιώς νιτρωδοποίηση-απονιτρωδοποίηση.



**Σχήμα 2.3:** Διεργασία νιτρωδοποίησης-απονιτρωδοποίησης. Προέλευση Υ.-Η. Ahn (2006)

### 2.2.2.1. Νιτρωδοποίηση

Η νιτρωδοποίηση ουσιαστικά περιλαμβάνει μόνο το πρώτο από τα δύο στάδια της κλασικής νιτροποίησης κατά το οποίο τα βακτήρια AOB οξειδώνουν την αμμωνία σε νιτρώδες άζωτο ( $\text{NO}_2\text{-N}$ ), ενώ η περαιτέρω οξείδωση σε νιτρικό άζωτο ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) παρεμποδίζεται για διάφορους λόγους (Aslan και Dahab, 2008).

Η επιλογή της νιτρωδοποίησης έναντι της πλήρους νιτροποίησης έχει ως κύρια προϋπόθεση τη φυσιολογική ανάπτυξη και δράση των μικροοργανισμών που οξειδώνουν την αμμωνία σε νιτρώδη (AOB) και την παράλληλη αναχαίτιση των βακτηρίων που οξειδώνουν τα νιτρώδη σε νιτρικά (NOB) (Blackburne et al., 2008)

Κάποιοι βασικοί παράγοντες που μπορούν να ικανοποιήσουν την ανάγκη αναχαίτισης των NOB βακτηρίων είναι ο χρόνος παραμονής των στερεών (SRT), το διαλυμένο οξυγόνο του συστήματος επεξεργασίας (DO), η θερμοκρασία, η συγκέντρωση του αμμωνιακού αζώτου των λυμάτων, η συσσώρευση νιτρωδών κ.α. (Blackburne et al., 2008; Aslan και Dahab, 2008).

Η εν λόγω μέθοδος απομάκρυνσης αζώτου έχει αποδειχτεί ότι έχει περιορισμένες ενεργειακές απαιτήσεις κατά 25% σε σχέση με τη συμβατική μέθοδο της νιτροποίησης γεγονός που οφείλεται στις μειωμένες απαιτήσεις οξυγόνου (Pollice et al., 2002). Όπως αναφέρουν χαρακτηριστικά οι Ruiz et al. (2003), ενώ κατά την πλήρη νιτροποίηση απαιτούνται 2 mol οξυγόνου ανά mol αμμωνιακού αζώτου που νιτροποιείται, κατά τη

νιτρωδοποίηση η απαίτηση οξυγόνου για τη μετατροπή 1 mol αμμωνίας σε νιτρώδες άζωτο ισούται με 1,5 mol O<sub>2</sub>. Άλλα χαρακτηριστικά πλεονεκτήματα της μεθόδου είναι η μικρότεροι όγκοι παραγόμενης βιομάζας, αλλά και η επίτευξη ταχύτερων κινητικών ανάπτυξης (Pollice et al., 2002; Gustavsson, 2010).

Από την άλλη, η διαδικασία της αναχαίτισης των βακτηρίων που οξειδώνουν τα νιτρώδη σε νιτρικά μπορεί να παρουσιάσει δυσκολίες (Blackburne et al., 2008), ενώ έχει αναφερθεί και η πιθανότητα τοξικών επιπτώσεων έναντι της βιομάζας από τη συσσώρευση νιτρωδών στο σύστημα επεξεργασίας (Pollice et al., 2002).

#### **2.2.2.2. Απονιτρωδοποίηση**

Μετά τη διεργασία της νιτρωδοποίησης, απαιτείται η πλήρης απομάκρυνση του αζωτούχου φορτίου μέσω της αναγωγής των NO<sub>2</sub>-N σε N<sub>2</sub> παρουσία οργανικού φορτίου μειωμένου κατά 40% περίπου σε σχέση με τη συμβατική απονιτροποίηση (Gustavsson, 2010; Pollice et al., 2002; Jenicek et al., 2007).

Η διεργασία αυτή έχει ως αποτέλεσμα την ανάκτηση μέρους της αλκαλικότητας που καταναλώθηκε κατά τη διεργασία της αερόβιας οξείδωσης του αμμωνιακού αζώτου σε νιτρώδη (Gustavsson, 2010).

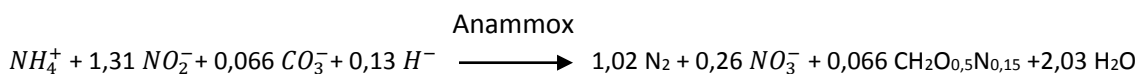
Εκτενέστερη αναφορά στη διεργασία της νιτρωδοποίησης-απονιτρωδοποίησης παρουσιάζεται στη συνέχεια του κεφαλαίου.

#### **2.2.3. Αναερόβια οξείδωση της αμμωνίας (ANAMMOX)**

Η αναερόβια οξείδωση της αμμωνίας αποτελεί μια διεργασία απομάκρυνσης του αζωτούχου φορτίου των λυμάτων, που πραγματοποιείται από αυτότροφα βακτήρια που ανήκουν στην κατηγορία των Planctomycetes (Ahn, 2006; Ye και Thomas, 2001) με τα γένη Brocardia και Kuenenia να επικρατούν συνήθως (Lotti et al., 2012). Τα βακτήρια αυτά έχουν το πλεονέκτημα να οξειδώνουν την αμμωνία απουσία οξυγόνου χρησιμοποιώντας ως αποδέκτη ηλεκτρονίων τα νιτρώδη, τα οποία μετατρέπονται σε μοριακό άζωτο (Ahn, 2006; Gustavsson, 2010; Lotti et al., 2012). Ως πηγή άνθρακα χρησιμοποιούν το διαθέσιμο στα λύματα CO<sub>2</sub>, ενώ τα νιτρώδη τα οποία αποτελούν τον αποδέκτη ηλεκτρονίων μπορούν να παραχθούν είτε μέσω μερικής νιτροποίησης είτε μέσω μερικής απονιτροποίησης (Ma et al., 2016).



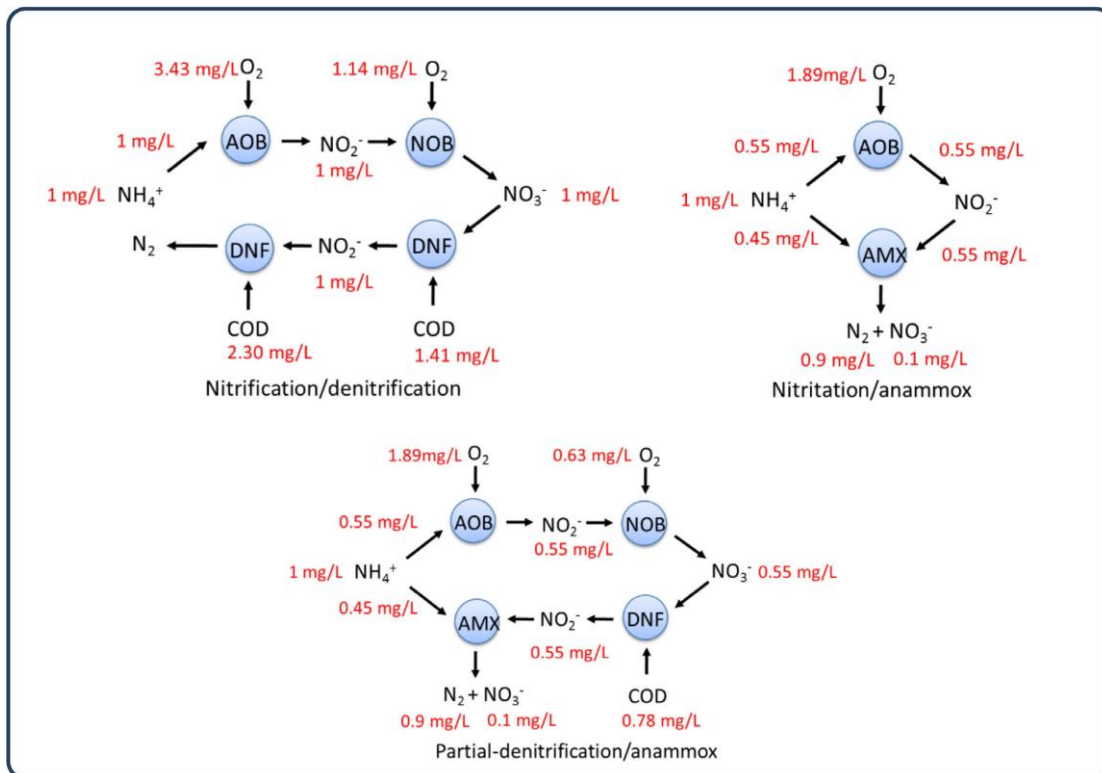
Μέσω του ενεργοπαραγωγικού μονοπατιού των Anammox μπορεί να επιτευχθεί απομάκρυνση έως και 89% του συνολικού αμμωνιακού φορτίου, καθώς περίπου το 11% θα μετατραπεί σε νιτρικό άζωτο (Gustavsson, 2010; Ahi, 2006). Η αντίδραση που περιγράφει τον κύκλο του αζώτου μέσω της εν λόγω διαδρομής είναι σύμφωνα με τους De Pra et al. (2016) οι εξής:



Η ανωτέρω διαδρομή έχει ως κύρια πλεονεκτήματα έναντι της συμβατικής νιτροποίησης-απονιτροποίησης, τις μικρότερες ενεργειακές απαιτήσεις, την μικρότερη παραγωγή βιομάζας, ενώ παράλληλα δεν απαιτείται η προσθήκη εξωτερικής πηγής άνθρακα (De Pra et al., 2016; Ma et al., 2016). Ειδικότερα, οι Ma et al. (2016) ανέφεραν ότι οι ενεργειακές απαιτήσεις είναι μειωμένες κατά 60%, καθώς η απαίτηση οξυγόνου συνίσταται μόνο στη νιτροδοποίηση ενός τμήματος του αμμωνιακού αζώτου. Επιπλέον, ο Gustavsson (2010) αναφέρει ότι οι απαιτήσεις οργανικού άνθρακα για την πλήρη απομάκρυνση του αζωτούχου φορτίου είναι μειωμένες κατά 86% σε σύγκριση με τη συμβατική απονιτροποίηση.

Αντίθετα, το βασικότερο ίσως μειονέκτημα της διεργασίας είναι οι πολύ αργοί ρυθμοί ανάπτυξης των συγκεκριμένων βακτηρίων, οι οποίοι σύμφωνα με τους Ye και Thomas (2001) φτάνουν τις δύο εβδομάδες, ενώ οι Strous et al. (1998) αναφέρει ως εκτιμώμενο χρόνο διπλασιασμού των Anammox βακτηρίων τις 11 ημέρες σε θερμοκρασίες 32-33 °C.

Μια ακόμη παράμετρος στην οποία θα πρέπει να δίνεται ιδιαίτερη προσοχή είναι η πιθανή τοξικότητα των συσσωρευμένων νιτροδών προς τα Anammox βακτήρια (Lotti et al., 2012). Ο Fux (2003) διαπίστωσε παρεμπόδιση με συγκέντρωση μόλις 40 mg L<sup>-1</sup> νιτρώδους αζώτου (NO<sub>2</sub>-N), ενώ αντίθετα υπάρχουν και αναφορές για μη παρεμποδιστικές συγκεντρώσεις νιτροδών, που ξεπερνούσαν τα 300 mg L<sup>-1</sup> (Kimura et al., 2010).



**Σχήμα 2.4:** Σύγκριση μεταξύ των διεργασιών νιτροποίηση/απονιτροποίηση, νιτρωδοποίηση/ anammox και μερική απονιτροποίηση/ anammox. Προέλευση B. Ma et al., (2016)

### 2.3. Στραγγίδια έργων επεξεργασίας λύος

Ένα από τα σημαντικότερα θέματα, τα οποία έχουν να αντιμετωπίσουν οι λειτουργοί των εγκαταστάσεων επεξεργασίας λυμάτων είναι η διαχείριση της λύος, που προκύπτει από τις δεξαμενές πρωτοβάθμιας και τελικής καθίζησης της εγκατάστασης. Η υδαρότητα της λύος, καθώς και η περιεκτικότητά της σε οργανικό φορτίο αλλά και παθογόνους μικροοργανισμούς, κάνει την επεξεργασία της επιτακτική ανάγκη.

Η συνήθης τακτική της διάθεσης της λύος σε χώρους υγειονομικής ταφής απορριμμάτων (ΧΥΤΑ) περικλείεται από αυστηρά θεσμικά πλαίσια, τα οποία επιβάλλουν ως ελάχιστα έργα επεξεργασίας την εφαρμογή πάχυνσης, σταθεροποίησης και αφυδάτωσης.

Η πάχυνση επιτυγχάνει τη συμπύκνωση της λύος καθώς απομακρύνει τμήμα του περιεχόμενου νερού, ενώ το αποτέλεσμα της μεθόδου εξαρτάται τόσο από τα χαρακτηριστικά της λύος όσο και από το σχεδιασμό του συστήματος. Χαρακτηριστικές τεχνικές πάχυνσης είναι η πάχυνση με βαρύτητα, με φυγοκέντρηση, με επίπλευση, καθώς και οι τράπεζες πάχυνσης (Ανδρεαδάκης, 1986).

Για την αντιμετώπιση σηπτικών φαινομένων και την αποφυγή έκλυσης δυσάρεστων οσμών στην ανεπεξέργαστη ιλύ είναι απαραίτητη η απομοίωση του σημαντικού ποσοστού οργανικών στερεών, που περιέχει. Επίσης, είναι αναγκαία η απομάκρυνση των περιεχομένων παθογόνων μικροοργανισμών για την αποφυγή επιμολύνσεων. Για τους λόγους αυτούς απαιτείται η σταθεροποίηση της ιλύος είτε με φυσικοχημικές μεθόδους είτε με βιολογικές διεργασίες (Ανδρεαδάκης, 1986).

Φυσικοχημικές μέθοδοι σταθεροποίησης αποτελούν η προσθήκη χλωρίου ή ασβέστη, ενώ κύριες βιολογικές διεργασίες είναι η αερόβια και η αναερόβια χώνευση. Η αερόβια χώνευση χρησιμοποιείται συνήθως σε μικρές εγκαταστάσεις και βασίζεται στις διεργασίες αερόβιων μικροοργανισμών, ενώ η αναερόβια χώνευση περιλαμβάνει τη διάσπαση του οργανικού φορτίου με τελικό προϊόν το μεθάνιο και το διοξείδιο του άνθρακα (Λυμπεράτος και Βαγενάς, 2012).

Συνήθως, πριν την τελική διάθεση της ιλύος γίνεται μια προσπάθεια για περαιτέρω απομείωση του περιεχομένου σε αυτή νερού με εφαρμογή αφυδάτωσης και τη συγκέντρωση των στερεών να κυμαίνεται κοντά στο 15-32% (Pitman, 1998). Μερικές από τις συνηθέστερες τεχνολογίες αφυδάτωσης είναι η διήθηση με κενό, η φυγοκέντρωση, οι ταινιοφιλτρόπρεςσες, οι κλίνες ξήρανσης, καθώς και η ηλιακή ξήρανση (Λυμπεράτος και Βαγενάς, 2012).

Από τα έργα επεξεργασίας της ιλύος επιτυγχάνεται η μείωση της περιεχόμενης υγρασίας, η οποία εκλύεται υπό μορφή στραγγιδίων σε κάθε στάδιο επεξεργασίας. Ανάλογα με τις εφαρμοζόμενες μεθόδους επεξεργασίας της ιλύος η σύσταση των στραγγιδίων μεταβάλλεται ως προς τα ποιοτικά χαρακτηριστικά.

Μέρος των θρεπτικών στοιχείων των λυμάτων όπως το άζωτο και ο φώσφορος, ανάλογα με τις εφαρμοζόμενες διεργασίες, είτε δεσμεύονται στην ιλύ είτε διαλυτοποιούνται και ελευθερώνονται στο ρεύμα των στραγγιδίων (Pitman, 1998).

Πιο συγκεκριμένα, σε περιπτώσεις εφαρμογής αναερόβιας σταθεροποίησης της ιλύος προκύπτει ένα ρεύμα στραγγιδίων, που παρά το γεγονός ότι αποτελεί μόλις το 1-3% της εισερχόμενης στο σύστημα παροχής (Ahn και Choi, 2006; Gustavsson, 2010), η περιεκτικότητά του σε αμμωνιακό άζωτο ξεπερνά το 15-20% του συνολικού εισερχόμενου αζωτούχου φορτίου (Aslan και Dahab, 2008; Gustavsson, 2010; Fux et al., 2006).

Κατά τη διεργασία της αναερόβιας χώνευσης το οργανικό φορτίο της λύσης διασπάται με αποτέλεσμα τη διαλυτοποίηση του αζωτούχου φορτίου, που περιέχεται κυρίως στις πρωτεΐνες (Zanetti et al., 2012). Ως εκ τούτου, προκύπτει ένα ρεύμα στραγγιδίων, το οποίο χαρακτηρίζεται από ιδιαίτερα χαμηλό λόγο COD:N (Gustavsson, 2010; Ahn και Choi, 2006) καθώς το μεγαλύτερο τμήμα του οργανικού φορτίου έχει απομακρυνθεί στη χώνευση, ενώ το αμμωνιακό άζωτο απαντάται σε συγκεντρώσεις από 500 έως 1500 mg L<sup>-1</sup> σύμφωνα με τους Aslan et al. (2009).

Παλαιότερα, η ανακυκλοφορία των στραγγιδίων χώνευσης και αφυδάτωσης στην είσοδο της εγκατάστασης επεξεργασίας θα μπορούσε να αποτελεί μια λύση, ωστόσο εδώ και αρκετά χρόνια διάφορες μελέτες έχουν επισημάνει τους κινδύνους. Ο κύριος προβληματισμός έγκειται στο γεγονός ότι τα στραγγίδια επιστρέφοντας στη δεξαμενή βιολογικών διεργασιών επιβαρύνουν σημαντικά το φορτίο αζώτου κάνοντας πιθανή την εμφάνιση λειτουργικών προβλημάτων στην εγκατάσταση, ενώ μπορεί επίσης να μειώσουν την ποιότητα των επεξεργασμένων λυμάτων (Fux et al., 2006; Gustavsson, 2010).

Παρά το γεγονός πως η ξεχωριστή επεξεργασία αυτού του είδους των στραγγιδίων με βιολογικές μεθόδους μπορεί να είναι δύσκολη λόγω της τοξικότητας της περιεχόμενης αμμωνίας (Aslan et al., 2009) οι Zanetti et al. (2012), Aslan και Dahab (2008), Frison et al. (2013) τη θεωρούν ως την ενδεδειγμένη λύση πριν την επανακυκλοφορία τους στην εγκατάσταση.

## **2.4. Επεξεργασία στραγγιδίων για την απομάκρυνση αζώτου**

### **2.4.1. Επιλογή της μεθόδου μερικής νιτροποίησης (Νιτροδοποίηση-Απονιτροδοποίηση)**

Η επεξεργασία στραγγιδίων με υψηλό αμμωνιακό φορτίο αυξάνει σημαντικά το λειτουργικό κόστος μιας εγκατάστασης. Αυτό οφείλεται στις αυξημένες ενεργειακές απαιτήσεις για την παροχή του οξυγόνου κατά την οξείδωση της αμμωνίας, καθώς επίσης και στην απαίτηση προσθήκης εξωτερικής πηγής άνθρακα κατά το στάδιο της απονιτροποίησης.

Για τους ανωτέρω λόγους τα τελευταία χρόνια πραγματοποιούνται προσπάθειες εφαρμογής εναλλακτικών μεθόδων απομάκρυνσης του αζώτου, οι οποίες είναι

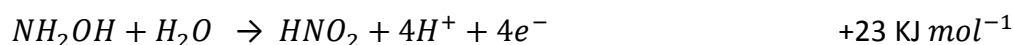
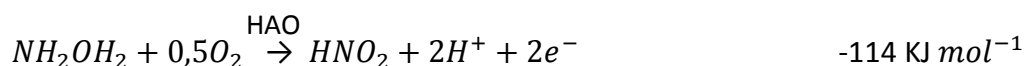
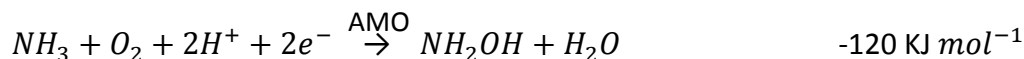
οικονομικά βιώσιμες και μπορούν να επιτύχουν υψηλής ποιότητας επεξεργασμένα στραγγίδια.

Μια από τις διεργασίες, η οποία απαιτεί έως 25% μείωση στο παρεχόμενο οξυγόνο, καθώς και 40% μείωση στο απαιτούμενο οργανικό φορτίο είναι η νιτρωδοποίηση-απονιτρωδοποίηση (Blackburne et al., 2008; Guo et al., 2010).

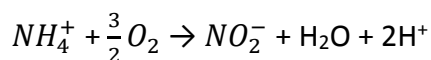
Η βασική αρχή της μεθόδου επιβάλλει την παρεμπόδιση των βακτηρίων που οξειδώνουν τα νιτρώδη σε νιτρικά (NOB) χωρίς να επηρεάζεται η λειτουργία των βακτηρίων AOB, τα οποία οξειδώνουν την αμμωνία σε νιτρώδη (Aslan et al., 2009).

Για την επίτευξη της μερικής νιτροποίησης θα πρέπει να ληφθούν υπόψη τα διαφορετικά χαρακτηριστικά των AOB και NOB βακτηρίων και να επιλεγούν οι κατάλληλες λειτουργικές παράμετροι που θα ευνοήσουν την ανάπτυξη μόνο των πρώτων (Ge et al., 2015). Οι βασικές παράμετροι, οι οποίες μπορούν να επηρεάσουν την επίτευξη μερικής νιτροποίησης είναι το pH, το διαλυμένο οξυγόνο, η ελεύθερη αμμωνία, η θερμοκρασία, η ηλικία της ιλύος κ.α. (Zeng et al., 2014; Ruiz et al., 2003).

Οι νιτρωδοποιητές οξειδώνουν την αμμωνία σε νιτρώδη με ενδιάμεσο προϊόν την υδροξυλαμίνη (NH<sub>2</sub>OH) και τη βοήθεια δύο ενζύμων των AMO και HAO, όπως περιγράφεται από τις εξισώσεις που ακολουθούν (Ge et al., 2015).



Η γενική εξίσωση της μετατροπής του αμμωνιακού αζώτου σε νιτρώδες άζωτο είναι:



Όπως προκύπτει και από την αντίδραση, η δράση των AOB προκαλεί πτώση του pH καθώς παράγονται 2 mol H<sup>+</sup> (Gustavsson, 2010). Σύμφωνα με τον Ahn (2006) η πτώση του pH μπορεί να επηρεάσει τις λειτουργίες των AOB βακτηρίων και για το λόγο αυτό

προτείνεται είτε η αποκατάσταση του pH με προσθήκη χημικών είτε η πραγματοποίηση απονιτρωδοποίησης.

Οι απονιτρωδοποιητές αποτελούν ετερότροφα βακτήρια που ανήκουν στην κατηγορία των πρωτεοβακτηρίων και πρόκειται για είδη όπως τα *Pseudomonas*, *Paracoccus*, *Thiobacillus* κ.α. (Ahn, 2006). Τα βακτήρια αυτά ανάγουν το νιτρώδες άζωτο ( $\text{NO}_2\text{-N}$ ) σε μοριακό άζωτο υπό ανοξικές συνθήκες.

Σύμφωνα με τους Fux et al. (2006) η εναλλαγή από την αερόβια σε ανοξική λειτουργία σε συνδυασμό με την ύπαρξη οξικών συνθηκών και υψηλών συγκεντρώσεων νιτρωδών ( $120 \text{ gNO}_2\text{-N} / \text{m}^3$ ) μπορεί να οδηγήσει στην έκλυση νιτρικού οξέος (NO). Ένα ακόμη ανεπιθύμητο αέριο, το υποξείδιο του αζώτου ( $\text{N}_2\text{O}$ ), σύμφωνα με τους Rodriguez-Caballero et al. (2013) φαίνεται να εκλύεται σε μεγαλύτερες συγκεντρώσεις κατά την εφαρμογή της νιτρωδοποίησης-απονιτρωδοποίησης σε σχέση με τις αντίστοιχες εκπομπές κατά την εφαρμογή της συμβατικής μεθόδου νιτροποίησης-απονιτροποίησης. Τέλος, έχει αναφερθεί ότι το 60% των εκλύσεων αυτού του αερίου του θερμοκηπίου φαίνεται να προκύπτει κατά τη διάρκεια της ανοξικής φάσης, όπου λαμβάνει χώρα η απονιτρωδοποίηση (Gabarro et al., 2014).

#### **2.4.1.1. Κινητική νιτρωδοποίησης-απονιτρωδοποίησης**

Η ανάπτυξη των νιτροποιητικών βακτηρίων συνδέεται άμεσα με παράγοντες, όπως η θερμοκρασία, το διαλυμένο οξυγόνο, το αζωτούχο υπόστρωμα και το pH. Αυτό ισχύει τόσο για τους νιτρωδοποιητές (AOB) όσο και για τους νιτρικοποιητές (NOB) με την ταχύτητα ανάπτυξης των πρώτων να είναι μικρότερη και να αποτελεί τον περιοριστικό παράγοντα σε θερμοκρασίες  $< 28 \text{ }^\circ\text{C}$  (Metcalf και Eddy, 2003).

Η κινητική ανάπτυξης των βακτηρίων που οξειδώνουν την αμμωνία σε νιτρώδες άζωτο μπορεί να περιγράψει από την κάτωθι σχέση τύπου Monod.

$$\mu_n = \frac{\mu_{nm} * N}{K_n + N} - K_{dn}$$

Όπου:

$\mu_n$  = ειδικός ρυθμός ανάπτυξης νιτρωδοποιητικών βακτηρίων ( $d^{-1}$ )

$\mu_{nm}$  = μέγιστος ειδικός ρυθμός ανάπτυξης των νιτρωδοποιητικών βακτηρίων (g νέων κυττάρων/g κυττάρων\*d)

$N$  = συγκέντρωση του αμμωνιακού αζώτου (περιοριστική τροφή) ( $\text{mg L}^{-1}$ )

$K_n$  = σταθερά ημιταχύτητας ( $\text{mg L}^{-1}$ )

$K_{dn}$  = συντελεστής ενδογενούς αποσύνθεσης των νιτροδοποιητικών βακτηρίων ( $\text{gVSS/gVSS}\cdot\text{d}$ )

Όπως έχει προαναφερθεί η ανάπτυξη των αυτότροφων βακτηρίων επηρεάζεται χαρακτηριστικά από το διαθέσιμο διαλυμένο οξυγόνο με αποτέλεσμα η κινητική ανάπτυξης να μετασχηματίζεται ως εξής:

$$\mu_n = \left( \frac{\mu_{nm} \cdot N}{K_n + N} \right) \cdot \left( \frac{DO}{K_o + DO} \right) - K_{dn}$$

όπου:

$DO$  = η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου ( $\text{mg L}^{-1}$ )

$K_o$  = συντελεστής ημικορεσμού για το οξυγόνο

Η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου επηρεάζει σημαντικά τη διεργασία της νιτροποίησης, καθώς χαμηλές συγκεντρώσεις  $DO$  ( $< 0,5 \text{ mg L}^{-1}$ ) παρεμποδίζουν τη δράση των νιτροποιητών, ενώ η επίδραση στα AOB βακτήρια είναι μικρότερη (Metcalf και Eddy, 2003).

Όσον αφορά τη θερμοκρασία, φαίνεται πως επηρεάζει τόσο τη μέγιστη ταχύτητα ανάπτυξης όσο και τη σταθερά ημιταχύτητας, οι οποίες μεταβάλλονται λογαριθμικά με τη θερμοκρασία σύμφωνα με τις σχέσεις (Ανδρεαδάκης, 1986):

$$\mu_{nm} = 0,18 \exp 0,116 (T-15)$$

Όπου:

$T$  = η θερμοκρασία των λυμάτων

$$K_n = 0,405 \exp 0,118 (T-15)$$

Αντίστοιχα μέσω του μοντέλου του Monod μπορεί να αποτυπωθεί και η σχέση που περιγράφει τον ειδικό ρυθμό ανάπτυξης των απονιτροποιητών (ή απονιτροδοποιητών, όταν εφαρμόζεται μερική νιτροποίηση).

$$\mu_H = \mu_{Hm} * \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} * \frac{S}{K_S + S}$$

Όπου:

$\mu_H$  = ο ειδικός ρυθμός ανάπτυξης των απονιτρωδοποιητών ( $d^{-1}$ )

$\mu_{Hm}$  = ο μέγιστος ειδικός ρυθμός ανάπτυξης ( $d^{-1}$ )

$S_{NO}$  = η συγκέντρωση των  $NO_2-N$  ( $mg\ N\ L^{-1}$ )

$S$  = η συγκέντρωση του οργανικού φορτίου ( $mg\ COD\ L^{-1}$ )

$K_{NO}$  = συντελεστής κορεσμού ( $0,5\ mg\ N\ L^{-1}$ )

$K_S$  = συντελεστής κορεσμού ( $20\ mg\ COD\ L^{-1}$ )

Στην περίπτωση της απονιτρωδοποίησης η ανωτέρω σχέση περιγράφει την επίδραση του διαθέσιμου οργανικού φορτίου και του νιτρώδους αζώτου στη δράση και την ανάπτυξη των μικροοργανισμών.

#### **2.4.2. Παράμετροι που επηρεάζουν τη νιτρωδοποίηση-απονιτρωδοποίηση**

Η επίτευξη βιολογικής απομάκρυνσης του αζώτου με τη μέθοδο της νιτρωδοποίησης-απονιτρωδοποίησης βασίζεται στην επιλογή κάποιων βασικών λειτουργικών παραμέτρων του συστήματος επεξεργασίας. Μέσω αυτών θα πρέπει να επιτευχθεί η ανάπτυξη και αποδοτική δράση των βακτηρίων, που οξειδώνουν την αμμωνία (AOB) με την παράλληλη αναχαίτιση των νιτροποιητικών βακτηρίων (NOB). Μερικές από τις βασικές παραμέτρους, οι οποίες παίζουν σημαντικό ρόλο στην επίτευξη μερικής νιτροποίησης-απονιτροποίησης, καθώς και στην αποδοτικότητα της εν λόγω μεθόδου είναι το διαλυμένο οξυγόνο (DO), το pH, η θερμοκρασία, η συγκέντρωση της ελεύθερης αμμωνίας (FA) και του νιτρώδους οξέος (FNA), η συγκέντρωση του αμμωνιακού αζώτου, καθώς και η φόρτιση αζώτου του συστήματος (Ge et al., 2015; Ruiz et al., 2003).

##### **2.4.2.1. Συγκέντρωση διαλυμένου οξυγόνου**

Αρκετοί συγγραφείς έχουν επισημάνει την ικανότητα επίτευξης μερικής νιτροποίησης μέσω του ελέγχου του παρεχόμενου διαλυτού οξυγόνου (Ma et al., 2009; Ge et al., 2015; Changyong et al., 2011). Τόσο τα AOB όσο και τα NOB βακτήρια αναπτύσσονται



υπό αερόβιες συνθήκες όμως τα πρώτα δείχνουν να επηρεάζονται λιγότερο από ότι τα δεύτερα σε χαμηλές συγκεντρώσεις DO (Vazquez-Padin et al., 2009).

Οι Ruiz et al. (2003) μελετώντας την επίδραση διαφόρων τιμών DO στην επίτευξη νιτροδοποίησης σε λύματα με υψηλό φορτίο αζώτου κατέληξαν στο συμπέρασμα ότι για συγκεντρώσεις DO μεταξύ 2,7-5,7 mg L<sup>-1</sup> δεν παρατηρήθηκε κάποια επίδραση του διαλυμένου οξυγόνου στη συσσώρευση νιτροδών, ενώ για DO ίσο με 0,7 mg L<sup>-1</sup> παρατήρησαν μετατροπή του 65% της εισερχόμενης αμμωνίας σε νιτρώδες άζωτο. Από την άλλη, συγκεντρώσεις διαλυτού οξυγόνου μεγαλύτερες από 1,7 mg L<sup>-1</sup> οδήγησαν σε πλήρη νιτροποίηση, ενώ συγκεντρώσεις χαμηλότερες από 0,5 mg L<sup>-1</sup> έδειξε να επηρεάζουν τόσο τους νιτροδοποιητές όσο και τους νιτροκοποιητές.

Η παρεμπόδιση όχι μόνο των NOB, αλλά και των AOB βακτηρίων σε χαμηλές συγκεντρώσεις διαλυμένου οξυγόνου επισημάνθηκε και από τους Jenicek et al. (2004) κατά τη διάρκεια πειραμάτων σε λύματα με υψηλό αμμωνιακό φορτίο.

Σε γενικές γραμμές, η λειτουργία ενός αντιδραστήρα με συγκεντρώσεις διαλυτού οξυγόνου μεταξύ 0,5-1,5 mg L<sup>-1</sup> θα μπορούσε να αποτελέσει έναν αποτελεσματικό επιλεκτικό παράγοντα για την επικράτηση των νιτροδοποιητικών βακτηρίων (AOB) έναντι των νιτροκοποιητικών (Zanetti et al., 2012).

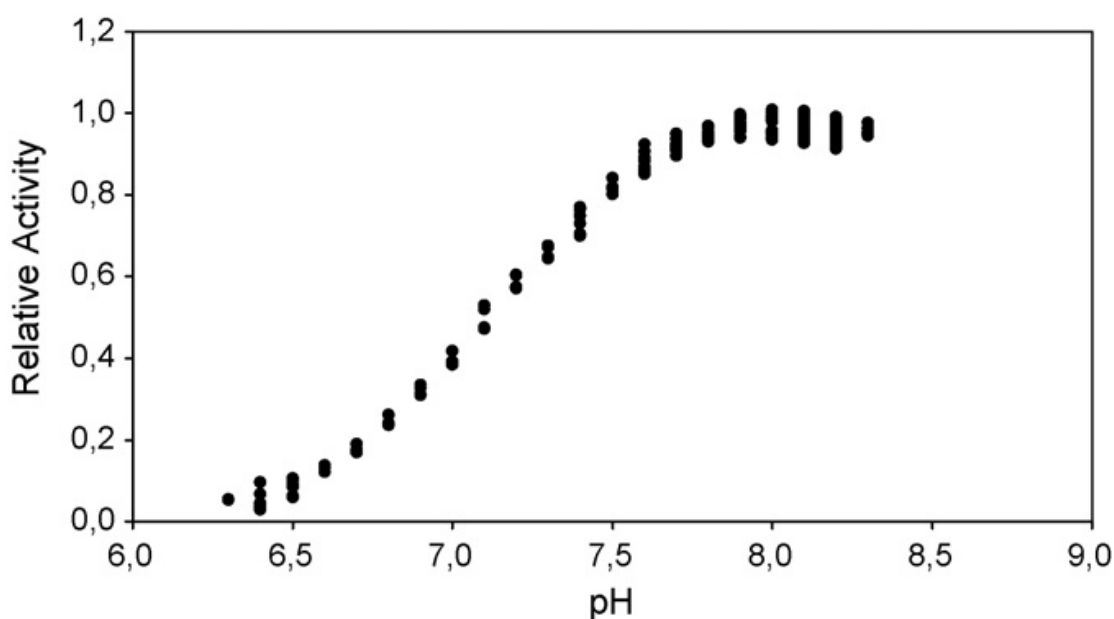
#### **2.4.2.2. Η τιμή του pH**

Η ρύθμιση του pH σε επιλεγμένες τιμές μπορεί να αποτελέσει έναν παράγοντα που υποβοηθά την επίτευξη μερικής νιτροποίησης κυρίως λόγω του γεγονότος ότι είναι σε θέση να προκαλέσει αλλαγές στις συγκεντρώσεις τόσο της ελεύθερης αμμωνίας (FA) όσο και του ελεύθερου νιτρώδους οξέος (FNA) (Ge et al., 2015).

Η τιμή του pH φαίνεται να έχει διαφορετική επίδραση στους νιτροδοποιητές και στους νιτροκοποιητές με τους Pollice et al. (2002) να αναφέρουν ότι τιμές pH μεγαλύτερες από 7 δρουν επιλεκτικά παρεμποδίζοντας τη δράση των NOB βακτηρίων, ενώ παράλληλα συμβάλλουν στη συσσώρευση νιτρώδους αζώτου και στη σταθεροποίηση της νιτροδοποίησης. Το φαινόμενο αυτό επιβεβαιώνεται και από άλλους συγγραφείς, όπως οι Villaverde et al. (1997), οι οποίοι παρατήρησαν συσσώρευση νιτρώδους αζώτου για pH >7,5 ενώ η μέγιστη δράση των AOB βακτηρίων επετεύχθη όταν το pH έλαβε τιμές ίσες με 8.

Επιπλέον, οι Ruiz et al. (2003) μελέτησαν την πιθανότητα συσσώρευσης νιτρωδών σε ένα εύρος τιμών pH. Όπως αναφέρουν σε τιμές του pH <6,45 και pH >8,95 η δράση τόσο των βακτηρίων που οξειδώνουν την αμμωνία όσο και αυτών που μετατρέπουν τα νιτρώδη σε νιτρικά αναχαιτίζεται πλήρως.

Τέλος, οι Zanetti et al. (2012) διαπίστωσαν ότι για pH <6,5 και υψηλές συγκεντρώσεις νιτρωδών η περαιτέρω νιτρωδοποίηση είναι αδύνατη, ενώ παρατηρείται παρεμπόδιση και των NOB βακτηρίων.



**Σχήμα 2.5:** Σχετική δραστηριότητα των AOB βακτηρίων σε σχέση με το pH. Προέλευση Gali et al., (2007)

#### 2.4.2.3.Θερμοκρασία

Η εφαρμογή και διατήρηση μιας σταθερής νιτρωδοποίησης εξαρτάται σε έναν βαθμό και από τη θερμοκρασία. Σε θερμοκρασίες υψηλότερες των 30 °C οι ρυθμοί ανάπτυξης των Nitrosomonas είναι μεγαλύτεροι από αυτή των Nitrobacter (Changyong et al., 2011; Pollice et al., 2002).

Οι Guo et al. (2010) ανέφεραν ότι οι ενέργειες ενεργοποίησης των AOB και NOB στις διάφορες θερμοκρασίες είναι εκ διαμέτρου αντίθετες με τα AOB να επιδεικνύουν μεγαλύτερους ρυθμούς ανάπτυξης στους 20 °C ενώ τα NOB αναπτύσσονται ταχύτερα από τους νιτρωδοποιητές στους 15 °C.

Η αναφορά έρχεται σε συμφωνία με τις περισσότερες έρευνες που έχουν εξετάσει την εφαρμογή της μεθόδου της νιτρωδοποίησης σε υψηλές θερμοκρασίες, με τους Yang et al. (2007) να αναφέρουν τη δυσκολία συσσώρευσης νιτρωδών σε χαμηλές θερμοκρασίες.

Όσον αφορά την ταχύτητα νιτρωδοποίησης, οι Guo et al. (2010) παρατήρησαν αύξηση του ρυθμού οξείδωσης της αμμωνίας κατά 24 φορές, όταν η θερμοκρασία μεταβλήθηκε από τους 5 °C στους 35 °C, ενώ η αύξηση της θερμοκρασίας από τους 10 °C στους 30 °C επέφερε μια αύξηση του ρυθμού νιτρωδοποίησης κατά 12 φορές.

#### **2.4.2.4. Συγκέντρωση ελεύθερης αμμωνίας (FA) και νιτρώδους οξέος (FNA)**

Πολλές έρευνες έχουν πραγματοποιηθεί για να εξετάσουν την επίδραση της ελεύθερης αμμωνίας (FA) και του νιτρώδους οξέος (HNO<sub>2</sub>) στην εφαρμογή μερικής νιτροποίησης και στην πίεση που ασκούν τόσο στα AOB όσο και στα NOB βακτήρια.

Πρώτοι οι Anthonisen et al. (1976) διαπίστωσαν την παρεμπόδιση των νιτροποιητικών βακτηρίων από τις συγκεντρώσεις ελεύθερης αμμωνίας 0,1-1 mg L<sup>-1</sup> ενώ αντίστοιχα παρεμπόδιση της δράσης των νιτρωδοποιητών παρατηρήθηκε για σημαντικά υψηλότερες συγκεντρώσεις FA της τάξης των 10-150 mg L<sup>-1</sup>.

Οι Vadivel et al. (2007) πραγματοποιώντας πειράματα OUR συμπέραναν ότι συγκεντρώσεις ελεύθερης αμμωνίας ίσες με 4 mg L<sup>-1</sup> μείωσαν τη δραστηριότητα των Nitrobacter μόλις κατά 12% ενώ περαιτέρω αύξηση της ελεύθερης αμμωνίας στα 9 mg L<sup>-1</sup> δεν έδειξε να αυξάνει την παρεμπόδιση των NOB. Σε παρόμοιο συμπέρασμα κατέληξαν και οι Fux et al. (2003), οι οποίοι παρατήρησαν μείωση μόλις 10% στους ρυθμούς οξείδωσης του νιτρώδους αζώτου (NO<sub>2</sub>-N), όταν η συγκέντρωση της ελεύθερης αμμωνίας αυξήθηκε από μηδέν σε 24-80 mg L<sup>-1</sup>. Αντίθετα, συγκεντρώσεις ελεύθερης αμμωνίας υψηλότερες από 6 mg L<sup>-1</sup> έδειξαν να παρεμποδίζουν την ανάπτυξη νέου κυτταρικού υλικού των Nitrobacter (Vadivelu et al., 2007).

Η σχέση μέσω της οποίας μπορεί να υπολογιστεί η συγκέντρωση της ελεύθερης αμμωνίας σύμφωνα με τους Aslan et al. (2002) είναι:

$$FA(\text{mg/l}) = \frac{17 \Sigma_{NH_4-N} \left( \frac{\text{mg}}{\text{l}} \right) * 10^{pH}}{14 * e^{6344/(273+T)} + 10^{pH}}$$

Κατά τη διεργασία της νιτροδοποίησης παρατηρείται πτώση του pH και παραγωγή νιτρώδους οξέος (HNO<sub>2</sub>), το οποίο σε συγκεντρώσεις από 0,22-2,8 mg L<sup>-1</sup> μπορεί να αποτελέσει παρεμποδιστικό παράγοντα της νιτροποίησης (Zhou et al., 2011).

Οι Anthonisen et al. (1976) διαπίστωσαν παρεμποδιστική ικανότητα για συγκεντρώσεις HNO<sub>2</sub> από 0,06-0,83 mg L<sup>-1</sup> ενώ σύμφωνα με τους Vadivelu et al. (2007) η ανάπτυξη των NOB βακτηρίων παρεμποδίστηκε όταν η συγκέντρωση του νιτρώδους οξέος ξεπέρασε τα 0,02 mg L<sup>-1</sup> και των AOB όταν το HNO<sub>2</sub> ξεπέρασε τα 0,04 mg L<sup>-1</sup>.

Σύμφωνα με τους Zhou et al. (2011) οι υψηλές συγκεντρώσεις νιτρώδους οξέος μπορούν να παρεμποδίσουν πλήρως τόσο τη μερική όσο και την πλήρη νιτροποίηση. Σε συστήματα επεξεργασίας λυμάτων, όπου εφαρμόζεται η μέθοδος της νιτροδοποίησης οι απαιτούμενες συγκεντρώσεις HNO<sub>2</sub> για την έκπλυση των NOB από το σύστημα είναι ιδιαίτερα χαμηλές σε ένα εύρος τιμών από 0,02-0,03 mg L<sup>-1</sup>.

Τέλος, αξίζει να αναφερθεί ότι πιθανή παρεμπόδιση των AOB βακτηρίων από τις συγκεντρώσεις του νιτρώδους οξέος μπορεί να είναι αναστρέψιμες με τον Yang et al., (2003) να αναφέρει ως χρόνο αποκατάστασης της νιτροδοποίησης τις 12 ημέρες.

Σύμφωνα με τους Aslan et al. (2009) η σχέση προσδιορισμού της συγκέντρωσης του HNO<sub>2</sub> είναι:

$$\text{HNO}_2 \text{ (mg/l)} = \frac{47 \Sigma \text{HNO}_2 \text{ (mg/l)}}{14 \exp^{-\left(\frac{2300}{273-T}\right)} * 10^{pH}}$$

#### **2.4.2.5. Ηλικία ιλύος**

Η ηλικία ιλύος αποτελεί μια σημαντική λειτουργική παράμετρο ενός συστήματος απομάκρυνσης αζώτου, καθώς επηρεάζει την ανάπτυξη τόσο των νιτροδοποιητών όσο και των νιτρικοποιητών. Οι δύο ομάδες βακτηρίων παρουσιάζουν διαφορετικούς χρόνους διπλασιασμού (Changyong et al., 2011) με τους Peng και Zhu (2006) να αναφέρουν μικρότερους χρόνους ανάπτυξης των Nitrosomonas έναντι των Nitrobacter.

Οι Changyong et al. (2011) αναφέρουν ότι η έκπλυση των NOB βακτηρίων μπορεί να επιτευχθεί μέσω χαμηλότερων SRT, ενώ καθώς αυξάνεται η ηλικία της ιλύος απαιτείται περισσότερος χρόνος για την επίτευξη ικανοποιητικής νιτροδοποίησης. Οι ίδιοι συγγραφείς αναφέρουν ως βέλτιστο χρόνο παραμονής των στερεών τις 10-20 ημέρες για την επίτευξη μερικής νιτροποίησης κάτι που έρχεται σε συμφωνία και με τους Pollice

et al. (2002), οι οποίοι πέτυχαν την εφαρμογή νιτρωδοποίησης σε σύστημα συνεχούς αερισμού με χρόνο παραμονής των στερεών ίσο με περίπου 10 ημέρες. Αντίθετα, διαπίστωσαν ότι σε σύστημα με συνθήκες διακοπτόμενου αερισμού και περιορισμένο διαλυτό οξυγόνο η ηλικία της λύος δεν επηρεάζει τη σταθερή οξείδωση της αμμωνίας σε νιτρώδη.

#### **2.4.2.6. Συγκέντρωση αμμωνίας και φόρτιση αζώτου (NLR)**

Σε λύματα με υψηλές συγκεντρώσεις αζώτου, η εφαρμογή της μεθόδου της μερικής νιτροποίησης πολλές φορές είναι αναπόφευκτη. Αυτό συμβαίνει καθώς υψηλότερες συγκεντρώσεις αμμωνιακού αζώτου συνεπάγονται υψηλότερες συγκεντρώσεις ελεύθερης αμμωνίας και νιτρώδους οξέος, τα οποία όπως έχει ειπωθεί και προηγουμένως αποτελούν παρεμποδιστές των βακτηρίων που οξειδώνουν τα νιτρώδη σε νιτρικά (Jenicek et al., 2007).

Επιπλέον, οι Guo et al. (2009) επιβεβαιώνουν τα συμπεράσματα των ανωτέρω συγγραφέων αναφέροντας τη δυσκολία εφαρμογής της μεθόδου νιτρωδοποίησης-απονιτρωδοποίησης για την επεξεργασία λυμάτων με χαμηλό φορτίο αζώτου.

### **2.5. Τεχνολογίες απομάκρυνσης αζώτου από στραγγίδια έργων λύος**

#### **2.5.1. Συστήματα εφαρμογής νιτρωδοποίησης-απονιτρωδοποίησης**

Στις σύγχρονες εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων τα έργα επεξεργασίας της λύος περιλαμβάνουν τις διεργασίες της πάχυνσης, της αναερόβιας χώνευσης, της αφυδάτωσης, της ξήρανσης κ.α. Από την εφαρμογή των εν λόγω διεργασιών προκύπτει ένα ρεύμα στραγγιδίων με ιδιαίτερα υψηλό φορτίο αζώτου και χαμηλό λόγο COD:N κυρίως λόγω της διεργασίας της αναερόβιας χώνευσης (Gustavsson, 2010).

Η ανακυκλοφορία των στραγγιδίων αυτών στην αρχή της εγκατάστασης συχνά είναι απαγορευτική και ως εκ τούτου απαιτείται η επεξεργασία τους σε ξεχωριστό σύστημα. Τα ιδιαίτερα χαρακτηριστικά αυτών των λυμάτων έχουν οδηγήσει στην επιλογή μεθόδων επεξεργασίας που συνήθως διαφέρουν από τη συμβατική νιτροποίηση-απονιτροποίηση.

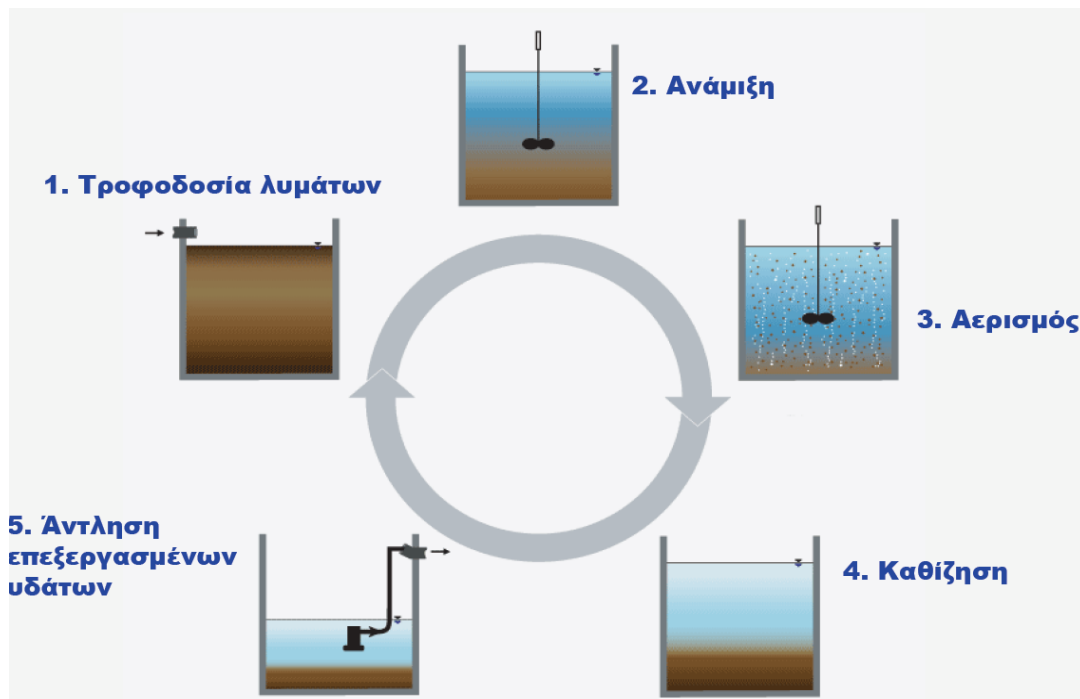
Συνήθως επιλέγονται οι μέθοδοι της νιτρωδοποίησης-απονιτρωδοποίησης ή ο συνδυασμός νιτρωδοποίησης/αναπνοχ (αναερόβιας οξείδωσης της αμμωνίας), καθώς

έχουν μειωμένο λειτουργικό κόστος σε σχέση με την εφαρμογή της συμβατικής νιτροποίησης (Pijuan et al., 2014). Η εφαρμογή των διεργασιών αυτών μπορεί να επιτευχθεί σε διάφορες τεχνολογίες αντιδραστήρων, όπως οι SBR, οι SHARON, οι CANON, οι OLAND, οι DeAmmon, οι Anammox κ.α. (Ahn, 2006; Jenicek et al., 2007).

#### **2.5.1.1. Αντιδραστήρες εναλλασσόμενων φάσεων διαλείποντος έργου (SBR)**

Οι αντιδραστήρες εναλλασσόμενων φάσεων διαλείποντος έργου χρησιμοποιούνται για την επεξεργασία τόσο αστικών όσο και βιομηχανικών αποβλήτων με ιδιαίτερη επιτυχία. Το ίδιο συμβαίνει και με την επεξεργασία των στραγγιδίων έργων ιλύος μιας εγκατάστασης, καθώς αποτελεί έναν από τους συνηθέστερους τύπους αντιδραστήρα, που επιλέγονται για την επεξεργασία τέτοιου είδους λυμάτων. Οι αντιδραστήρες SBR θεωρούνται ικανοί να επεξεργαστούν στραγγίδια με υψηλό φορτίο αζώτου, τόσο με τη συμβατική μέθοδο της νιτροποίησης-απονιτροποίησης όσο και με εφαρμογή μεθόδων, όπως η μερική νιτροποίηση (νιτρωδοποίηση-απονιτρωδοποίηση) (Fux et al., 2006).

Η λειτουργία των αντιδραστήρων SBR έγκειται στην πραγματοποίηση του συνόλου των διεργασιών στην ίδια δεξαμενή με την εναλλαγή διαφορετικών φάσεων λειτουργίας. Σε κάθε περίπτωση η λειτουργία ενός συστήματος SBR περιλαμβάνει τη φάση της πλήρωσης, των αντιδράσεων, της καθίζησης και της άντλησης (Metcalf και Eddy, 2003), όπως παρουσιάζεται και στο Σχήμα 2.6.



Σχήμα 2.6: Κύκλοι λειτουργίας του SBR

Η επιλογή του αντιδραστήρα SBR για την εφαρμογή νιτροδοποίησης-απονιτροδοποίησης με σκοπό την απομάκρυνση των υψηλών συγκεντρώσεων αζώτου των στραγγιδίων, συνήθως δεν στοχεύει στην έκπτυξη των NOB βακτηρίων λόγω χαμηλού χρόνου παραμονής της ιλύος (Gustavsson, 2010). Αντίθετα, η επίτευξη της μεθόδου μερικής νιτροποίησης σε αντιδραστήρα SBR συνήθως επιτυγχάνεται λόγω των υψηλών συγκεντρώσεων αμμωνίας, των τιμών του pH και των εναλλασσόμενων φάσεων λειτουργίας του αντιδραστήρα (Galiet et al., 2007).

Άλλοι σημαντικοί παράγοντες για την επίτευξη της επιθυμητής νιτροδοποίησης είναι το διαθέσιμο διαλυμένο οξυγόνο (Gustavsson, 2010), αλλά και η διαθεσιμότητα ανόργανης πηγής άνθρακα (Vadivelu et al., 2007). Κάποιοι συγγραφείς αναφέρουν την ικανότητα των SBR να απομακρύνουν φορτία αζώτου από 0,5-0,8 Kg/m<sup>3</sup>\*d με τους ρυθμούς νιτροδοποίησης να κυμαίνονται από 1,2-1,4 Kg N/m<sup>3</sup>\*d και τους αντίστοιχους ρυθμούς απονιτροδοποίησης να φτάνουν τα 1,4-2,2 Kg N/m<sup>3</sup>\*d (Fux et al., 2003; Gustavsson et al., 2010).

Οι Dosta et al. (2007) χρησιμοποίησαν αντιδραστήρα SBR για την επεξεργασία στραγγιδίων με υψηλή συγκέντρωση αμμωνιακού αζώτου (800-900 mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N L<sup>-1</sup>). Χρησιμοποιώντας τρεις κύκλους λειτουργίας ανά ημέρα με εναλλαγή

αερόβιων/ανοξικών φάσεων, με υδραυλικό χρόνο παραμονής 1 ημέρα και χρόνο παραμονής των στερεών (SRT) 11 ημέρες κατάφεραν να επιτύχουν την απομάκρυνση  $0,87 \text{ Kg N/m}^3\text{d}$ .

Οι αντιδραστήρες SBR δίνουν τη δυνατότητα της παρακολούθησης σε πραγματικό χρόνο και τη δυνατότητα εναλλαγής φάσεων λειτουργίας σύμφωνα με κάποιους προκαθορισμένους παράγοντες. Ο έλεγχος του αερισμού, του DO, του pH ή της θερμοκρασίας δίνει τη δυνατότητα επίτευξης σημαντικής απομάκρυνσης αζωτούχου φορτίου μέσω μερικής νιτροποίησης (Zanetti et al., 2012).

Οι Fux et al. (2006) μελέτησαν τη δυνατότητα επεξεργασίας στραγγιδίων σε έναν ιδιότυπο SBR με συνεχή παροχή λυμάτων, ο οποίος λειτουργούσε με 3 κύκλους ημερησίως και η αερόβια φάση εναλλάσσονταν με την ανοξική μόλις το pH έπεφτε στο 6,3. Με τον υδραυλικό χρόνο παραμονής να ισούται με 1 ημέρα και τη φόρτιση αζώτου στα  $1,2 \text{ Kg NH}_4^+ \text{-N/ m}^3\text{d}$ , το σύστημα κατάφερε να επιτύχει ρυθμό νιτροποίησης ίσο με  $3\text{-}3,6 \text{ Kg N/m}^3\text{d}$  και 87% συνολική απομάκρυνση αζώτου. Για την επίτευξη απονιτροποίησης επέλεξαν την προσθήκη αιθανόλης με την ταχύτητα απονιτροποίησης να υπολογίζεται σε  $3,2\text{-}4,3 \text{ Kg NO}_2^- \text{-N/ m}^3\text{d}$ .

Επίσης, οι Jenicek et al. (2007) χρησιμοποίησαν διβάθμιο σύστημα SBR με τον πρώτο αντιδραστήρα να λειτουργεί υπό αερόβιες συνθήκες και τον δεύτερο υπό ανοξικές. Δοκιμάζοντας διάφορους κύκλους λειτουργίας και φορτίσεις αζώτου (NLR) από  $0,32 \text{ Kg N/m}^3\text{d}$  κατάφεραν να επιτύχουν υψηλά ποσοστά νιτροποίησης ακόμη και με φορτίσεις αζώτου που έφταναν τα  $1,65 \text{ Kg N/m}^3\text{d}$ .

Ακόμη, οι Frison et al. (2013) για την επεξεργασία στραγγιδίων από αναερόβια χώνευση ιλύος και οργανικού κλάσματος στερεών αποβλήτων χρησιμοποίησαν αντιδραστήρα SBR με σκοπό την απομάκρυνση θρεπτικών μέσω μερικής νιτροποίησης. Κατά τη διάρκεια της έρευνάς τους μελέτησαν διάφορα φορτία αζώτου από 0,2 έως  $1,1 \text{ Kg N/m}^3\text{d}$  και πέτυχαν σημαντικά ποσοστά απομάκρυνσης του αζωτούχου φορτίου (85%) για NLR ίσο με  $0,8 \text{ Kg N/m}^3\text{d}$ .

Όσον αφορά την διεργασία της απονιτροποίησης σε αντιδραστήρες SBR τα κύρια θέματα που πρέπει να ληφθούν υπόψη είναι η παρεμπόδιση που μπορεί να προκαλέσουν στους απονιτροποιητές η συσσώρευση νιτροδών και το χαμηλό pH. Η απονιτροποίηση μπορεί να επανακτήσει ένα μέρος της αλκαλικότητας των λυμάτων,



που καταναλώθηκε κατά τη νιτρωδοποίηση γι' αυτό το λόγο συχνά απαιτείται η προσθήκη εξωτερικής πηγής άνθρακα για την υποβοήθηση της διεργασίας (Gustavsson et al., 2010).

Οι Frison et al. (2013) χρησιμοποιώντας τη μέθοδο της νιτρωδοποίησης-απονιτρωδοποίησης σε αντιδραστήρα SBR για την επεξεργασία στραγγιδίων, δοκίμασαν διάφορες πηγές άνθρακα με σκοπό την αποτελεσματική απομάκρυνση του νιτρώδους αζώτου στην ανοξική φάση. Από την έρευνά τους διαπίστωσαν ότι η προσθήκη του υγρού, που προκύπτει από την υδρόλυση του οργανικού κλάσματος στερεών αποβλήτων μπορεί να επιτύχει ρυθμούς απονιτρωδοποίησης έως και 0,65 Kg NO<sub>2</sub>-N/Kg VSS\*d.

#### **2.5.1.2. Αντιδραστήρας SHARON**

Ένας από τους παράγοντες που μπορεί να καθορίσει την εφαρμογή μερικής νιτροποίησης για την επεξεργασία στραγγιδίων είναι ο χρόνος παραμονής των στερεών στο σύστημα επεξεργασίας. Η επιλογή του χρόνου παραμονής της ιλύος (SRT) που απαιτείται για την έκπλυση των NOB βακτηρίων είναι ιδιαίτερα αποτελεσματική σε αντιδραστήρες τύπου SHARON (Pollice et al., 2002).

Η λειτουργία του αντιδραστήρα SHARON βασίζεται στους διαφορετικούς ρυθμούς ανάπτυξης που παρουσιάζουν οι οξειδωτές της αμμωνίας (AOB) και οι νιτρικοποιητές (NOB) σε υψηλές κυρίως θερμοκρασίες (Gustavsson et al., 2010). Στον εν λόγω αντιδραστήρα δεν πραγματοποιείται κατακράτηση βιομάζας, επομένως ο υδραυλικός χρόνος παραμονής των λυμάτων (HRT) ισούται ουσιαστικά με το χρόνο παραμονής των στερεών (SRT). Ως εκ τούτου τα NOB βακτήρια αδυνατούν να παραμείνουν στο σύστημα (Schmidt et al., 2003).

Για την επικράτηση των Nitrosomonas έναντι των βακτηρίων Nitrobacter απαιτείται η επεξεργασία των λυμάτων σε υψηλές θερμοκρασίες. Τα στραγγίδια που προέρχονται από έργα ιλύος παρουσιάζουν το ιδανικό προφίλ, ώστε να επεξεργαστούν με την τεχνολογία SHARON τόσο για τις υψηλές θερμοκρασίες που συνήθως έχουν όσο και για το υψηλό αζωτούχο φορτίο τους (Ahn, 2006).

Για την επίτευξη αποτελεσματικής νιτρωδοποίησης απαιτούνται αερόβιος υδραυλικός χρόνος παραμονής μεταξύ 1,3-1,8 ημέρες ενώ ο επιθυμητός HRT για την

πραγματοποίηση απονιτροδοποίησης κατά την ανοξική φάση κυμαίνεται από 0,5-0,75 ημέρες. Όσον αφορά το φορτίο αζώτου που μπορεί να απομακρύνει ένα σύστημα SHARON από στραγγίδια με συγκεντρώσεις  $500-1500 \text{ mg } \text{NH}_4^+-\text{N } L^{-1}$ , κυμαίνεται από 0,2 έως 0,8  $\text{Kg N/m}^3\cdot\text{d}$  (Gustavsson, 2010). Η απονιτροδοποίηση συνήθως πραγματοποιείται στην ίδια δεξαμενή στο σύστημα SHARON και στοχεύει τόσο στη μετατροπή των νιτρικών σε αέριο άζωτο όσο και στην αύξηση του pH (Ahn, 2006).

Οι Fux et al. (2006) χρησιμοποίησαν αντιδραστήρα SHARON για την επεξεργασία στραγγιδίων με συγκέντρωση αμμωνιακού αζώτου  $1110 \text{ mg } \text{NH}_4^+-\text{N } L^{-1}$ . Ο αντιδραστήρας λειτούργησε με υδραυλικό χρόνο παραμονής 2,3 ημέρες, καθώς δεν κατέστη δυνατή η αποδοτική του λειτουργία για μικρότερους HRT. Υπό αυτές τις λειτουργικές συνθήκες κατάφεραν να επιτύχουν ρυθμούς νιτροδοποίησης ίσους με  $0,6 \text{ Kg } \text{NH}_4^+-\text{N/ m}^3\cdot\text{d}$ . Ο μέσος ρυθμός απονιτροδοποίησης που πέτυχε το εν λόγω σύστημα έφτασε στα  $1,0 \text{ Kg } \text{NO}_2^--\text{N/ m}^3\cdot\text{d}$  με τη μέση απομάκρυνση αζώτου να υπολογίζεται σε 67%.

Οι Schmidt et al. (2003) αναφέρουν μια διαφοροποιημένη εκδοχή της τεχνολογίας SHARON κατά την οποία ο χρόνος παραμονής των στερεών διαφέρει από τον υδραυλικό χρόνο παραμονής. Η εφαρμογή της συγκεκριμένης τεχνολογίας απαιτεί τη μείωση του παρεχόμενου διαλυτού οξυγόνου σε συγκεντρώσεις χαμηλότερες από  $0,4 \text{ mg } L^{-1}$  και την τροφοδοσία με υψηλότερα φορτία αζώτου. Κατ' αυτόν τον τρόπο μπορεί να επιτευχθεί μερική νιτροποίηση κατά την επεξεργασία στραγγιδίων με υψηλό αζωτούχο φορτίο.

Η τεχνολογία SHARON μπορεί να χρησιμοποιηθεί συνδυαστικά και με αυτοτροφική απομάκρυνση αζωτούχου φορτίου (anammox) με τον αντιδραστήρα SHARON να έχει ως στόχο την οξείδωση του 50% του αμμωνιακού αζώτου σε νιτρώδες άζωτο. Οι Gali et al. (2007) χρησιμοποίησαν αντιδραστήρα SHARON για την επεξεργασία στραγγιδίων αναερόβιας χώνευσης με συγκεντρώσεις αμμωνίας  $700-800 \text{ mg } \text{NH}_4^+-\text{N } L^{-1}$  με σκοπό την επίτευξη 50% νιτροδοποίησης. Διατηρώντας σταθερή θερμοκρασία στους  $35^\circ\text{C}$  και το διαλυμένο οξυγόνο στα  $2 \text{ mg } L^{-1}$  ανέφεραν την επίτευξη νιτροδοποίησης με ρυθμούς (AUR) ίσους με  $39 \text{ mg } \text{NH}_4^+-\text{N/gVSS}\cdot\text{hr}$  και συνολική μετατροπή της αμμωνίας σε νιτρώδη που κυμάνθηκε σε  $0,35 \text{ Kg N/ m}^3\cdot\text{d}$ .

## **2.5.2. Συστήματα εφαρμογής αυτοτροφικής απομάκρυνσης αζώτου (Νιτρωδοποίηση/Αναμμοξ)**

Η αναερόβια οξείδωση της αμμωνίας (anammox) αποτελεί μια αυτοτροφική διεργασία, η οποία απουσία οξυγόνου μπορεί να απομακρύνει το αζωτούχο φορτίο από λύματα με υψηλές συγκεντρώσεις  $NH_4^+$ -N, όπως τα στραγγίδια. Η διεργασία οφείλεται σε μια κατηγορία βακτηρίων, τα anammox, τα οποία απομακρύνουν την αμμωνία χρησιμοποιώντας ως δέκτη ηλεκτρονίων τα νιτρώδη ( $NO_2^-$ ), η παρουσία των οποίων είναι απαραίτητη για την εφαρμογή της μεθόδου (Magri et al., 2013).

Η τεχνολογική εφαρμογή της διεργασίας αυτής περιλαμβάνει το στάδιο της μερικής νιτροποίησης μέχρι το στάδιο παραγωγής νιτρώδους αζώτου ( $NO_2^- - N$ ) και την ταυτόχρονη κατανάλωσή του με την υπολειπόμενη αμμωνία υπό αναερόβιες συνθήκες. Η αμμωνία αποτελεί το δότη ηλεκτρονίων, τα νιτρώδη τον δέκτη, με τελικό προϊόν της διεργασίας να προκύπτει αέριο άζωτο και μια μικρή συγκέντρωση νιτρικών (Lackner et al., 2014).

Η εφαρμογή νιτρωδοποίησης/Αναμμοξ μπορεί να πραγματοποιηθεί σε μονοβάθμια, αλλά και διβάθμια συστήματα με χρήση διαφόρων τύπων αντιδραστήρων. Στα διβάθμια συστήματα ο πρώτος αντιδραστήρας είναι επιφορτισμένος με την οξείδωση του 55-60% του αμμωνιακού αζώτου σε νιτρώδη, ενώ στη συνέχεια τα λύματα οδηγούνται σε δεύτερο αντιδραστήρα, όπου αναλαμβάνουν δράση τα anammox βακτήρια (Ahn, 2006). Τα μονοβάθμια συστήματα στηρίζουν τη λειτουργία τους στην ταυτόχρονη ανάπτυξη AOB και anammox βακτηρίων, συνήθως υπό χαμηλές συγκεντρώσεις διαλυμένου οξυγόνου με διάφορους τύπους αντιδραστήρων να έχουν ήδη δοκιμαστεί (Magri et al., 2013).

### **2.5.2.1. Τεχνολογία SHARON/ Αναμμοξ**

Σε ένα σύστημα SHARON/Αναμμοξ ο αντιδραστήρας SHARON είναι επιφορτισμένος με τη μετατροπή του μισού περίπου αμμωνιακού φορτίου των λυμάτων σε νιτρώδη χωρίς την πραγματοποίηση απονιτρωδοποίησης (Ahn, 2006). Η λειτουργία του συνήθως περιλαμβάνει υψηλές θερμοκρασίες (~35°C) με υδραυλικό χρόνο παραμονής 1 ημέρα, χωρίς κατακράτηση βιομάζας και ελεγχόμενο pH (Magri et al., 2013).

Αφού επιτευχθεί η νιτρωδοποίηση, το ρεύμα των λυμάτων μπορεί να οδηγηθεί αντιδραστήρα Αναμμοξ. Η λειτουργία του στηρίζεται στη διατήρηση της βιομάζας εντός του συστήματος λόγω των χαμηλών ρυθμών ανάπτυξης των βακτηρίων αναμμοξ και ως εκ τούτου συνήθως επιλέγεται σύστημα βιοφίλμ ή κοκκώδους βιομάζας. Η κοκκώδης βιομάζα μπορεί να αναπτυχθεί σε διάφορους τύπους αντιδραστήρα, όπως οι SBR, οι UASB, οι EGSB κ.α. (Magri et al., 2013).

Η τεχνολογία SHARON/Αναμμοξ έχει εφαρμοστεί σε πραγματική κλίμακα στο Ρότερνταμ της Ολλανδίας, όπου η εκροή ενός αντιδραστήρα SHARON που επεξεργάζεται στραγγίδια με HRT 1,4 ημέρες οδηγείται σε αντιδραστήρα Αναμμοξ με κοκκώδη βιομάζα (Gustavsson, 2010) με σκοπό την αυτοτροφική απομάκρυνση αζώτου από φορτίο  $>10 \text{ Kg/ m}^3 \cdot \text{d}$  (Lackner et al., 2014).

#### **2.5.2.2. Τεχνολογία DeAmmon**

Η τεχνολογία DeAmmon αποτελεί ένα μονοβάθμιο σύστημα αντιδραστήρων MBBR (moving bed biofilm reactor) μέσα στους οποίους τοποθετούνται βιοφορείς με σκοπό την ανάπτυξη της βιομάζας ως βιοφίλμ. Η ανάπτυξη του βιοφίλμ στοχεύει στην ταυτόχρονη ανάπτυξη νιτρωδοποιητών και αναμμοξ βακτηρίων. Στις εξωτερικές επιφάνειες της βιομάζας αναπτύσσονται AOB βακτήρια, καθώς έρχονται σε επαφή με διαλυμένο οξυγόνο, ενώ στα εσωτερικά στρώματα του βιοφίλμ λόγω απουσίας οξυγόνου αναπτύσσονται τα αναμμοξ βακτήρια (Lackner et al., 2014).

Το πρώτο πραγματικής κλίμακας σύστημα DeAmmon κατασκευάστηκε στην πόλη Hatingen της Γερμανίας και δεχόταν φορτία 100-160 KgN/d με τη συνολική απομάκρυνση αζώτου να κυμαίνεται σε 70-80%. Ένα δεύτερο σύστημα DeAmmon κατασκευάστηκε στην πόλη Himmerfjarden της Σουηδίας με την περίοδο έναρξης και προσαρμογής του συστήματος να διαρκεί 9-12 μήνες (Gustavsson, 2010).

#### **2.5.2.3. Τεχνολογία DEMON**

Η τεχνολογία DEMON αποτελεί μονοβάθμιο σύστημα SBR στον οποίο υπό μικρές συγκεντρώσεις διαλυμένου οξυγόνου πραγματοποιούνται ταυτόχρονα η διεργασία της νιτρωδοποίησης και της αναερόβιας οξείδωσης της αμμωνίας. Η λειτουργία του

συστήματος βασίζεται στην κατάλληλη ρύθμιση της τιμής του pH και στη συγκρότηση της βιομάζας σε κροκίδες (Lackner et al., 2014).

Σύστημα DEMON για την επεξεργασία στραγγιδίων έργων ιλύος λειτουργεί στη πόλη Strass της Αυστρίας. Ο αντιδραστήρας SBR λειτουργεί υπό διακοπτόμενο αερισμό, με χαμηλές συγκεντρώσεις DO ( $0,3 \text{ mg L}^{-1}$ ) και ρυθμιζόμενο pH με σκοπό την ταυτόχρονη δράση των AOB και αναπνοοχ βακτηρίων και την παρεμπόδιση των βακτηρίων NOB (Gustavsson, 2010).

#### **2.5.2.4. Τεχνολογία CANON**

Η τεχνολογία CANON επιτυγχάνει την αυτοτροφική απομάκρυνση αμμωνίας σε έναν αντιδραστήρα, όπου λόγω χαμηλών συγκεντρώσεων διαλυμένου οξυγόνου παρατηρείται συνδυασμός μερικής νιτροποίησης και δράσης των αναπνοοχ βακτηρίων. Η τεχνολογία CANON απαιτεί λεπτομερή έλεγχο σε παραμέτρους όπως το παρεχόμενο οξυγόνο, τη θερμοκρασία, το πάχος του βιοφίλμ κ.α. (Ahn, 2006). Επίσης, σημαντική είναι η επιλεγόμενη φόρτιση αζώτου με τους ρυθμούς ογκομετρικής φόρτισης να φτάνουν μέχρι και το  $1,5 \text{ KgN/m}^3 \cdot \text{d}$  (Schmidt et al., 2003).

Οι Ahn και Choi (2006) χρησιμοποίησαν σύστημα CANON για την επεξεργασία στραγγιδίων με συγκέντρωση αμμωνιακού αζώτου  $438 \text{ mgNH}_4\text{-N L}^{-1}$ . Με τη ζήτηση του διαλυμένου οξυγόνου να κυμαίνεται από 0,29 έως 0,59 g O<sub>2</sub>/g N πέτυχαν 76-94% απομάκρυνση του αζωτούχου φορτίου για υδραυλικούς χρόνους παραμονής 5 και 7 ημέρες αντίστοιχα. Ακόμη, οι Vazquez-Padin et al. (2009) ανέφεραν μέγιστους ρυθμούς απομάκρυνσης αζώτου  $0,45 \text{ gN/L} \cdot \text{d}$  και συνολική απομάκρυνση που έφτασε το 85% κατά την επεξεργασία στραγγιδίων με τη συγκέντρωση του DO στο σύστημα CANON να μην ξεπερνά τα  $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ .

#### **2.6. Συναξιολόγηση μεθόδων και τεχνολογιών για επεξεργασία στραγγιδίων**

Η απομάκρυνση του αμμωνιακού αζώτου από λύματα με υψηλά φορτία, όπως τα στραγγίδια ιλύος μπορεί να πραγματοποιηθεί με την εφαρμογή διαφόρων μεθόδων. Για την επιλογή της κατάλληλης διεργασίας και το σχεδιασμό του συστήματος επεξεργασίας θα πρέπει να εξεταστούν διάφορες παράμετροι, όπως τα ποιοτικά χαρακτηριστικά των

στραγγιδίων, οι κινητικές ανάπτυξης και οι παράγοντες που τις επηρεάζουν, η περιοχή κατασκευής, τα κόστη, οι στόχοι του έργου κ.α. (Schmidt et al., 2003).

Για την επεξεργασία των στραγγιδίων τα τελευταία χρόνια επιχειρείται η εφαρμογή μεθόδων οικονομικά βιώσιμων, όπως η νιτρωδοποίηση-απονιτρωδοποίηση και η αυτοτροφική απομάκρυνση του αμμωνιακού αζώτου (Anammox). Κάθε μέθοδος παρουσιάζει τόσο θετικά όσο και αρνητικά στοιχεία μια σύγκριση των οποίων θα πραγματοποιηθεί στη συνέχεια του κεφαλαίου.

Τόσο η διεργασία της μερικής νιτροποίησης όσο και αυτή της νιτρωδοποίησης/Anammox μπορούν να επιτύχουν σημαντικά ποσοστά απομάκρυνσης του αζωτούχου φορτίου των στραγγιδίων. Τα συστήματα που εφαρμόζουν νιτρωδοποίηση-απονιτρωδοποίηση υπερτερούν ως προς αυτή την παράμετρο, καθώς σύμφωνα με τη βιβλιογραφία επιτυγχάνουν απομάκρυνση αζώτου της τάξης του 90-95% έναντι απομακρύνσεων 70-86% που επιτυγχάνουν συστήματα Anammox (Gustavsson, 2010).

Επίσης, τα anammox βακτήρια είναι ιδιαίτερα ευαίσθητα σε παρεμποδιστικούς παράγοντες σε σχέση με τους νιτρωδοποιητές, ενώ ο συστηματικός έλεγχος διάφορων παραμέτρων σε πραγματικό χρόνο είναι συνήθως απαραίτητος (Gustavsson, 2010). Το σημαντικότερο πρόβλημα της εφαρμογής της μεθόδου Anammox έγκειται στους πολύ αργούς χρόνους προσαρμογής κατά την έναρξη του συστήματος που απαιτεί αρκετούς μήνες σε αντίθεση με τη μέθοδο της μερικής νιτροποίησης που ο χρόνος σταθεροποίησης δεν ξεπερνά τις 2-3 εβδομάδες. Το γεγονός αυτό καθιστά αναγκαίο τον «εμβολιασμό» ενός νέου συστήματος Anammox με βιομάζα από άλλη εγκατάσταση Anammox, κάτι που σε πολλές περιπτώσεις είναι αδύνατο (Ahn, 2006).

Ως εκ τούτου η εφαρμογή της μεθόδου της νιτρωδοποίησης-απονιτρωδοποίησης προκρίνεται, καθώς μπορεί να επιτύχει αποτελεσματική απομάκρυνση θρεπτικών από τα στραγγίδια, ενώ οι απαιτήσεις σε ενέργεια και εξωτερική πηγή οργανικού φορτίου είναι σημαντικά περιορισμένες σε σχέση με την κλασική διεργασία της νιτροποίησης-απονιτροποίησης.

Η εφαρμογή της μεθόδου της νιτρωδοποίησης-απονιτρωδοποίησης συνήθως εφαρμόζεται είτε σε αντιδραστήρες SBR είτε σε αντιδραστήρες SHARON. Η επιλογή της κατάλληλης τεχνολογίας είναι ιδιαίτερος σημαντική, καθώς οι διαφορές των δύο αντιδραστήρων ως προς την ικανοποιητική επεξεργασία των στραγγιδίων είναι μικρές.

Το βασικό πλεονέκτημα των SBR είναι η λειτουργία τους με χρόνο παραμονής της ιλύος ανεξάρτητο από τον υδραυλικό χρόνο παραμονής. Η επιλογή σχετικά μεγάλων SRT αυξάνει την περιεχόμενη βιομάζα του συστήματος. Ως εκ τούτου ο SBR έχει την ικανότητα να επεξεργάζεται με μεγαλύτερους ογκομετρικούς ρυθμούς φόρτισης τα στραγγίδια, επιτυγχάνοντας έτσι τους ίδιους βαθμούς επεξεργασίας με τα συστήματα SHARON με σημαντικά μικρότερους σε όγκο αντιδραστήρες (Magri et al., 2013).

Οι αντιδραστήρες SHARON μπορεί να είναι απλούστεροι στη λειτουργία τους, όμως υπάρχει ο περιορισμός της υψηλής θερμοκρασίας στην οποία θα πρέπει να βρίσκονται τα λύματα (Guo et al., 2010). Επίσης, οι μικρότερες συγκεντρώσεις αιωρούμενων στερεών στους αντιδραστήρες SHARON αυξάνει τις απαιτούμενες συγκεντρώσεις οργανικού φορτίου κατά τη διεργασία της απονιτροδοποίησης. Αυτό συμβαίνει διότι η υδρόλυση των περιεχόμενων στερεών στους αντιδραστήρες SBR αυξάνει το διαθέσιμο COD του συστήματος, με αποτέλεσμα να απαιτούνται 2-2,2 g COD/g NO<sub>2</sub>-N (Gustavsson, 2010; Fux et al., 2003) σε σχέση με τα 2,4 g COD/g NO<sub>2</sub>-N που απαιτούνται κατά την απονιτροδοποίηση σε αντιδραστήρες SHARON (Mulder et al., 2006).

Τέλος, οι Galí et al. (2007) συγκρίνοντας τη λειτουργία ενός αντιδραστήρα SBR και ενός SHARON διαπίστωσαν παρόμοια νιτροδοποιητική ικανότητα, με τον SBR όμως να επιτυγχάνει σημαντικά μεγαλύτερους ρυθμούς μετατροπής και πιο συγκεκριμένα 1,1 KgN/m<sup>3</sup>\*d έναντι 0,35 KgN/m<sup>3</sup>\*d του συστήματος SHARON.

Για τους ανωτέρω λόγους, φαίνεται πως η επεξεργασία των στραγγιδίων έργων ιλύος σε αντιδραστήρες SBR αυτή τη στιγμή φαντάζει ως η καλύτερη λύση.

### **3. Πειραματικό μέρος-Υλικά και μέθοδοι**

#### **3.1. Εισαγωγή**

Η επεξεργασία της παραγόμενης ιλύος στις περισσότερες σύγχρονες εγκαταστάσεις επεξεργασίας περιλαμβάνει διεργασίες, όπως η αναερόβια ή αερόβια θερμοφιλική χώνευση. Οι διεργασίες αυτές, οι οποίες έχουν ως σκοπό τη σταθεροποίηση της ιλύος οδηγούν στη διαλυτοποίηση του αμμωνιακού φορτίου, το οποίο μεταβιβάζεται εξ' ολοκλήρου στα παραγόμενα στραγγιδία.

Η σύσταση των παραγόμενων στραγγιδίων και ειδικότερα η περιεκτικότητά τους σε άζωτο συχνά κάνει απαγορευτική την επανακυκλοφορία τους στην εγκατάσταση επεξεργασίας λυμάτων και απαιτείται η πρότερη επεξεργασία τους.

Η επεξεργασία των στραγγιδίων, που παράγονται από έργα επεξεργασίας ιλύος μπορεί να πραγματοποιηθεί σε διάφορα συστήματα, τα οποία καθιστούν δυνατή τη μείωση του φορτίου αζώτου με βιολογικές μεθόδους.

Τα τελευταία χρόνια έχουν δοκιμαστεί διάφορα συστήματα ικανά να απομακρύνουν το άζωτο, ενώ έχει δοθεί έμφαση στη χρήση μεθόδων διαφορετικών από τη συμβατική απομάκρυνση αζώτου μέσω νιτροποίησης-απονιτροποίησης.

Μια διεργασία ικανή να απομακρύνει σημαντικά φορτία αζώτου, όπως επιτάσσει άλλωστε και η επεξεργασία στραγγιδίων ιλύος, είναι αυτή της νιτρωδοποίησης-απονιτρωδοποίησης. Η εν λόγω διεργασία χρησιμοποιήθηκε στα πλαίσια της παρούσας διπλωματικής εργασίας, ώστε να διαπιστωθεί η δυνατότητα επεξεργασίας στραγγιδίων σε αντιδραστήρα SBR. Για την πληρέστερη εξέταση του συστήματος επεξεργασίας εξετάστηκαν διάφορες εναλλακτικές φορτίσεις αζώτου, αλλά και εναλλαγές στους κύκλους λειτουργίας του SBR.

Στο παρόν κεφάλαιο πραγματοποιείται μια λεπτομερής περιγραφή του αντιδραστήρα SBR, καθώς και των διάφορων κύκλων λειτουργίας, που επιλέχθηκαν. Τέλος, παρουσιάζονται όλα τα επιμέρους υλικά, που χρησιμοποιήθηκαν, καθώς και οι διαδικασίες των αναλύσεων, που πραγματοποιήθηκαν, για την παρακολούθηση του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων.



### **3.2. Χαρακτηριστικά μονάδος επεξεργασίας στραγγιδίων τύπου SBR**

Η εργαστηριακή προσομοίωση συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων ιλύος μέσω νιτρωδοποίησης-απονιτρωδοποίησης έλαβε χώρα στο εργαστήριο Υγειονομικής Τεχνολογίας και περιλάμβανε τη χρήση ενός συστήματος επεξεργασίας τύπου SBR, το οποίο λειτούργησε από τις 24/7/2015 έως και τις 29/1/2016. Το σύστημα επεξεργασίας στραγγιδίων έργων ιλύος αποτελούνταν από έναν αντιδραστήρα διακοπτόμενης λειτουργίας (SBR) στον οποίο πραγματοποιούνταν εναλλαγή αερόβιων και ανοξικών φάσεων με την παροχέτευση οξυγόνου να ρυθμίζεται μέσω χρονοδιακόπτη.

Ως αντιδραστήρας SBR χρησιμοποιήθηκε γυάλινη κωνική φιάλη συνολικού όγκου 5L, η οποία βαθμονομήθηκε και περιλάμβανε στρόφιγγες εξόδου στα 2,3 και 2L. Η παροχή οξυγόνου πραγματοποιήθηκε με τη βοήθεια αεραντιών, οι οποίες λειτουργούσαν με βάση τη ρύθμιση του χρονοδιακόπτη, ενώ η μεταφορά του οξυγόνου στο ανάμεικτο υγρό πραγματοποιήθηκε με τη βοήθεια πετρών ενυδρείου, οι οποίες συντελούσαν στην ικανοποιητική του διάχυση εντός του SBR. Στον αντιδραστήρα, ο οποίος τοποθετήθηκε σε μαγνητικό αναδευτήρα τύπου Cimarec, είχε τοποθετηθεί μαγνήτης, ώστε να βρίσκεται υπό συνεχή ανάδευση το περιεχόμενο σε αυτόν ανάμεικτο υγρό.

Επιπλέον, χρησιμοποιήθηκε γυάλινο δοχείο αποθήκευσης όγκου 1L στο οποίο τοποθετούνταν καθημερινά στραγγίδια πρωτοβάθμιας βαρυτικής πάχυνσης και μετέπειτα στραγγίδια υδρόλυσης, τα οποία κατά την έναρξη της ανοξικής φάσης παροχετεύονταν στον αντιδραστήρα SBR. Η μεταφορά τους από το δοχείο αποθήκευσης στον αντιδραστήρα διακοπτόμενης λειτουργίας πραγματοποιούνταν με τη χρήση περισταλτικής αντλίας, η οποία λειτουργούσε για 15min καθημερινά σε καθορισμένα από χρονοδιακόπτη χρονική περίοδο.

#### **3.2.1. Περιγραφή λειτουργίας του SBR**

Η λειτουργία του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων μπορεί να διακριθεί σε 3 επιμέρους φάσεις. Η πρώτη φάση λειτουργίας εκτείνεται από την έναρξη λειτουργίας του συστήματος έως και τις 30/8/2015. Κατά την περίοδο αυτή ο ουσιαστικός στόχος ήταν η σταθεροποίηση του συστήματος και η επίτευξη νιτρωδοποίησης του αζώτου των στραγγιδίων, που τροφοδοτούνταν καθημερινά στον SBR. Η έναρξη λειτουργίας του SBR πραγματοποιήθηκε με την προσθήκη 2,3L βιομάζας από την εγκατάσταση επεξεργασίας

λυμάτων της Ψυττάλειας και με την προσθήκη 2L αραιωμένων κατά 5 φορές στραγγιδίων αφυδάτωσης, έτσι ώστε ο ωφέλιμος όγκος του SBR και να ανέλθει σε 4,3L.

Επιλέχθηκε η πραγματοποίηση ενός κύκλου λειτουργίας 5min τροφοδοσίας με 13 ώρες αερόβια φάση, 30min καθίζησης και αφαίρεσης του υπερκείμενου υγρού και περίπου 10,5 ώρες ανοξικής λειτουργίας. Μετά τις πρώτες 2 εβδομάδες, όπου η φόρτιση του αζώτου στην είσοδο του SBR σταδιακά αυξήθηκε, οδηγηθήκαμε στη λειτουργία ενός αντιδραστήρα από τον οποίο καθημερινά αφαιρούνταν 2L υπερκείμενου υγρού και περίπου 4,3L και προστίθεντο 1,2L στραγγιδίων αφυδάτωσης αραιωμένα με 0,8L νερού και μετέπειτα με στραγγίδια πρωτοβάθμιας βαρυτικής πάχυνσης.

Κατά την πρώτη φάση λειτουργίας, η συγκέντρωση του αμμωνιακού αζώτου των αναραιωτών προς επεξεργασία στραγγιδίων αφυδάτωσης κυμάνθηκε από 1000-1200 mg L<sup>-1</sup>, ενώ η φόρτιση αζώτου ήταν περίπου 0,33 KgN/m<sup>3</sup>\*d.

Κατά τη δεύτερη φάση λειτουργίας σκοπός ήταν, εκτός από την επίτευξη νιτροδοποίησης, και η εξέταση των δυνατοτήτων του συστήματος ως προς την απομάκρυνση των παραγόμενων νιτροδών μέσω απονιτροδοποίησης. Για το λόγο αυτό χρησιμοποιήθηκε ένα δοχείο αποθήκευσης 1L, καθώς και μια περισταλτική αντλία συνδεδεμένη με χρονοδιακόπτη, η οποία τροφοδοτούσε τον SBR με 0,8L στραγγιδίων πρωτοβάθμιας βαρυτικής πάχυνσης κατά την έναρξη του ανοξικού κύκλου λειτουργίας.

Κατά τη διάρκεια της δεύτερης αυτής φάσης λειτουργίας του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων, που διήρκησε από 31/8/15 έως 3/12/15, εξετάστηκε ένας εναλλακτικός κύκλος λειτουργίας, ο οποίος περιλάμβανε 7 ώρες αερόβια, 11 ώρες ανοξική και 5,5 ώρες αερόβια φάση κατά σειρά, ενώ από τις 7/10/15 επιλέχθηκε η αύξηση της φόρτισης αζώτου σε 0,4 KgN/m<sup>3</sup>\*d (1,7L Στραγγιδίων αφυδάτωσης + 0,8L Στραγγιδίων βαρυτικής πάχυνσης). Τέλος, εξετάστηκε η λειτουργία του SBR με κύκλο λειτουργίας, που περιλάμβανε 11 ώρες αερόβια, 9 ώρες ανοξική και 4 ώρες αερόβια φάση κατά σειρά.

Στην τρίτη φάση λειτουργίας του συστήματος απομάκρυνσης αζώτου μέσω νιτροδοποίησης-απονιτροδοποίησης εξετάστηκε η αντικατάσταση των στραγγιδίων πάχυνσης με στραγγίδια υδρόλυσης πλούσια σε οργανικό φορτίο, έτσι ώστε να επιτευχθεί η βέλτιστη δυνατή απονιτροδοποίηση. Το υδραυλικό φορτίο έως και το

τέλος της εργαστηριακής προσομοίωσης ανερχόταν σε 2,5 L/d (1,7L/d στραγγιδίων αφυδάτωσης και 0,8 L/d στραγγιδίων υδρόλυσης) στα συνολικά 4,8L ωφέλιμου όγκου του SBR.

Τέλος, από τις 5/1/2016 μέχρι και το τέλος της πειραματικής διαδικασίας η φόρτιση του αζώτου αυξήθηκε σε 0,5 KgN/m<sup>3</sup>\*d προσθέτοντας στα εισερχόμενα στραγγίδια αφυδάτωσης 30ml διαλύματος NH<sub>4</sub>Cl συγκέντρωσης 20000 mgL<sup>-1</sup>. Στη συνέχεια παρουσιάζονται αναλυτικά όλοι οι κύκλοι λειτουργίας του SBR που δοκιμάστηκαν κατά την περίοδο των πειραμάτων.



**Σχήμα 3.1:** Πιλοτικός αντιδραστήρας SBR για την επεξεργασία στραγγιδίων έργων λυόος

### 3.2.2. Κύκλοι λειτουργίας του SBR

Η λειτουργία του αντιδραστήρα διακοπτόμενης ροής (SBR) περιλάμβανε εναλλαγή διακριτών φάσεων, όπως η τροφοδοσία, η αερόβια και ανοξική φάση, η καθίζηση κ.α. Ειδικότερα οι βασικές διεργασίες που περιλαμβάνει κάθε ημερήσιος κύκλος λειτουργίας του SBR ήταν:

- **Τροφοδοσία:** Πριν την έναρξη κάθε κύκλου λειτουργίας του αντιδραστήρα SBR πραγματοποιούνταν η τροφοδοσία του με ανεπεξέργαστα στραγγίδια αφυδάτωσης σε ποσότητα και χαρακτηριστικά που διέφεραν ανάλογα με τη φάση λειτουργίας του συστήματος, όπως παρουσιάζονται στη συνέχεια.

- **Νιτρωδοποίηση-Απονιτρωδοποίηση**: Μετά την πλήρωση του SBR με στραγγίδια αφυδάτωσης ακολουθούσε η περίοδος των βιολογικών διεργασιών με στόχο την απομάκρυνση του αζωτούχου φορτίου. Υπό συνεχή ανάδευση και με εναλλαγή αερόβιων και ανοξικών φάσεων ανάλογα με τις εκάστοτε επιλεγμένες συνθήκες λειτουργίας, το στάδιο των αντιδράσεων διαρκούσε περισσότερες από 23 ώρες ημερησίως.

- **Απομάκρυνση βιομάζας**: Για να διατηρηθεί ένας χρόνος παραμονής στερεών ( $\theta_c$ ) ίσος με 12 ημέρες καθημερινά πραγματοποιούνταν αφαίρεση μιας ποσότητας ανάμεικτου υγρού. Η ποσότητα που αφαιρούνταν καθημερινά υπολογιζόταν με βάση την κάτωθι εξίσωση:

$$\theta_c = \frac{V \cdot x}{W \cdot x + (Q - W) \cdot x_e} \rightarrow W = \frac{V \cdot x - Q \cdot x_e \cdot \theta_c}{\theta_c \cdot (x - x_e)} \rightarrow W = \frac{V \cdot MLSS - Q \cdot TSS_{out} \cdot \theta_c}{\theta_c \cdot (MLSS - TSS_{out})}$$

- **Καθίζηση**: Μετά το τέλος κάθε κύκλου λειτουργίας, η ανάδευση σταματούσε έτσι ώστε να πραγματοποιηθεί καθίζηση της ιλύος και διαχωρισμός της από το επεξεργασμένο υπερκείμενο υγρό. Η διαδικασία της καθίζησης απαιτούσε περίπου 30min.

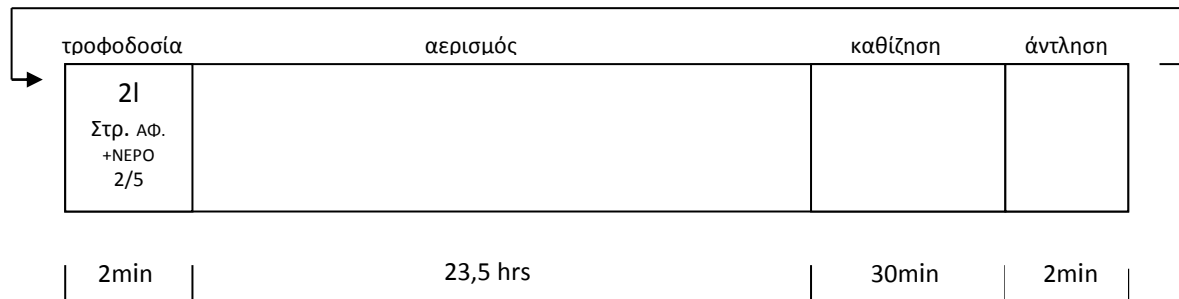
- **Απομάκρυνση επεξεργασμένων λυμάτων**: Μετά το πέρας της καθίζησης και τη διαύγαση των επεξεργασμένων λυμάτων, το υπερκείμενο υγρό αφαιρούνταν από τον αντιδραστήρα. Ο όγκος των επεξεργασμένων λυμάτων που αφαιρούνταν καθημερινά ήταν ίδιος με αυτόν των ανεπεξέργαστων στραγγιδίων που τροφοδοτούνταν στην αρχή του κύκλου στο σύστημα. Η απομάκρυνση του υπερκείμενου υγρού πραγματοποιούνταν μέσω στρόφιγγας σε ύψος 2,3L στον SBR και η διάρκεια της δεν ξεπερνούσε τα 2min.

Στη συνέχεια παρουσιάζονται σχηματικά οι διάφοροι κύκλοι λειτουργίας του SBR, που δοκιμάστηκαν σε κάθε φάση λειτουργίας του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων μέσω νιτρωδοποίησης-απονιτρωδοποίησης.

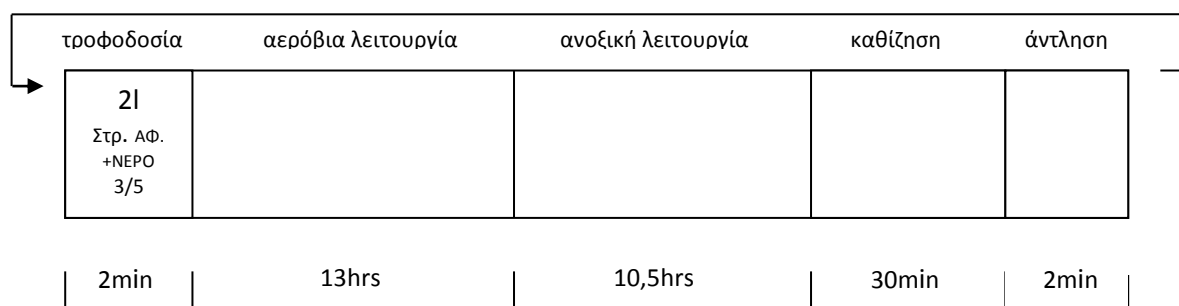
### **1<sup>η</sup> φάση λειτουργίας**

Κατά την 1<sup>η</sup> φάση λειτουργίας ο SBR λειτούργησε με τρεις διαφορετικούς κύκλους λειτουργίας, ο πρώτος από τους οποίους περιλάμβανε μόνο αερόβια λειτουργία με

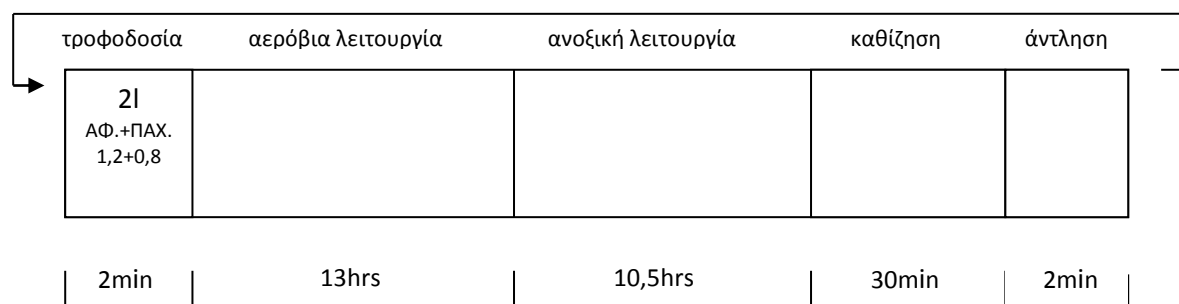
σκοπό τη σταθεροποίηση του συστήματος. Στα σχήματα που ακολουθούν παρουσιάζονται οι κύκλοι λειτουργίας του SBR.



**1<sup>ος</sup> Κύκλος-Περίοδος λειτουργίας: 24/7/2015-3/8/2015**



**2<sup>ος</sup> Κύκλος-Περίοδος λειτουργίας: 4/8/2015-16/8/2015**



**3<sup>ος</sup> Κύκλος-Περίοδος λειτουργίας: 17/8/2015-30/8/2015**

## 2<sup>η</sup> φάση λειτουργίας

Κατά τη 2<sup>η</sup> φάση λειτουργίας ο SBR λειτούργησε σε διάφορους κύκλους, έτσι ώστε να βρεθούν οι βέλτιστες λειτουργικές συνθήκες για την επίτευξη τόσο νιτρωδοποίησης όσο και απονιτρωδοποίησης ως εξής:

τροφοδοσία	αερισμός	τροφ.	ανοξική φάση	καθίζηση	άντληση
1,2l ΑΦΥΔ. 0,33 KgN/m <sup>3</sup> d		0,8l ΠΑΧ.			
2min	13hrs	15min	10,5hrs	30min	2min

**1<sup>ος</sup> Κύκλος-Περίοδος λειτουργίας: 31/8/2015-8/9/2015**

τροφοδοσία	αερισμός	τροφ.	ανοξική φάση	αερισμός	καθίζηση	άντληση
1,2l ΑΦΥΔ. 0,33 KgN/m <sup>3</sup> d		0,8l ΠΑΧ.				
2min	7hrs	15min	11hrs	5,5hrs	30min	2min

**2<sup>ος</sup> Κύκλος-Περίοδος λειτουργίας: 9/9/2015-6/10/2015**

τροφοδοσία	αερισμός	τροφ.	ανοξική φάση	αερισμός	καθίζηση	άντληση
1,7l ΑΦΥΔ. 0,4 KgN/m <sup>3</sup> d		0,8l ΠΑΧ.				
2min	7hrs	15min	11hrs	5,5hrs	30min	2min

**3<sup>ος</sup> Κύκλος-Περίοδος λειτουργίας: 7/10/2015-12/11/2015**

Τροφ.	αερισμός	τροφ.	ανοξική φάση	αερισμός	καθίζηση	άντληση
1,7l ΑΦΥΔ. 0,4 KgN/m <sup>3</sup> d		0,8l ΠΑΧ.				
2min	11hrs	15min	9hrs	3,5hrs	30min	2min

**4<sup>ος</sup> Κύκλος-Περίοδος λειτουργίας: 13/11/2015-2/12/2015**

### **3<sup>η</sup> φάση λειτουργίας**

Στην 3<sup>η</sup> φάση λειτουργίας του συστήματος έγινε προσπάθεια, ώστε να βελτιωθεί η διεργασία της απονιτροδοποίησης χρησιμοποιώντας ως πηγή άνθρακα, στραγγίδια, προερχόμενα από σύστημα υδρόλυσης πρωτοβάθμιας ιλύος σε αντικατάσταση των στραγγιδίων βαρυτικής πάχυνσης. Οι κύκλοι λειτουργίας που εφαρμόστηκαν ήταν κατά σειρά:

Τροφ.	αερισμός	τροφ.	ανοξική φάση	αερισμός	καθίζηση	άντληση
1,7l ΑΦΥΔ. 0,4 KgN/m <sup>3</sup> d		0,8l ΥΔΡ.				
2min	11hrs	15min	9hrs	3,5hrs	30min	2min

**1<sup>ος</sup> Κύκλος-Περίοδος λειτουργίας: 3/12/2015-4/1/2016**

Τροφ.	αερισμός	τροφ.	ανοξική φάση	αερισμός	καθίζηση	άντληση
1,7l ΑΦΥΔ. 0,5 KgN m <sup>3</sup> /d		0,8l ΥΔΡ.				
2min	11hrs	15min	9hrs	3,5hrs	30min	2min

**2<sup>ος</sup> Κύκλος-Περίοδος λειτουργίας: 5/1/2016-28/1/2016**

### 3.3. Αναλυτικές μέθοδοι μετρήσεων

#### 3.3.1. Προσδιορισμός των TSS και VSS

Για τον προσδιορισμό των ολικών αιωρούμενων στερεών (TSS) και των πτητικών αιωρούμενων στερεών χρησιμοποιήθηκαν οι βασικές τεχνικές που παρουσιάζονται στη βιβλιογραφία.

Η διαδικασία της εν λόγω μέτρησης περιλαμβάνει τα στάδια του διαχωρισμού με διήθηση, την εξάτμιση, την καύση και τη ζύγιση. Για την πραγματοποίηση των συγκεκριμένων αναλύσεων χρησιμοποιήθηκαν φίλτρα GF/C της Whatman με μέγεθος πόρων 1,2 μm.

Σύμφωνα με τη μέθοδο APHA 2540 D:2012, αρχικά τα στρωματικά φίλτρα τοποθετούνται σε φούρνο και σε θερμοκρασία 550 °C για 20 λεπτά περίπου με σκοπό την απομάκρυνση πιθανής υγρασίας. Στη συνέχεια και αφού πρώτα παραμείνουν σε αφυγραντή για 15-20 λεπτά, ζυγίζονται ώστε να καταγραφεί το βάρος του καθαρού φίλτρου. Μετέπειτα, τοποθετούνται σε συσκευή διήθησης, όπου διηθούνται μέσω αυτών γνωστοί όγκοι των προς εξέταση δειγμάτων. Πιο συγκεκριμένα μέσω των εκάστοτε φίλτρων διηθούνταν 5ml ανάμεικτου υγρού, 10ml για τον προσδιορισμό των στερεών των στραγγιδίων και 20ml για τον προσδιορισμό των TSS της εξόδου.

Έπειτα, τα φίλτρα οδηγούνται σε κλίβανο, όπου παραμένουν για 1,5-2 ώρες τουλάχιστον, ώστε να ξηρανθούν, ενώ στη συνέχεια τοποθετούνται 15-20 λεπτά σε αφυγραντή και ζυγίζονται. Ο προσδιορισμός των αιωρούμενων στερεών προκύπτει μέσω της σχέσης:

$$MLSS \text{ ή } TSS = (M_2 - M_1) / V * 10^6$$

όπου:

$M_1$ : Μάζα καθαρού φίλτρου (g)

$M_2$ : Μάζα φίλτρου μετά τη διήθηση και την ξήρανση στους 103 °C (g)

V: Όγκος δείγματος που διηθήθηκε (ml)





**Σχήμα 3.2:** Αφυγραντής και κλίβανος που χρησιμοποιήθηκαν για τον προσδιορισμό των TSS και VSS

Για τον υπολογισμό των πτητικών αιωρούμενων στερεών (VSS) σύμφωνα με τη μέθοδο APHA 2540 E:2012 το φίλτρο μετά τον προσδιορισμό των TSS τοποθετείται σε φούρνο στους 550 °C για 20 λεπτά, στη συνέχεια σε αφυγραντή για 15-20 λεπτά και μετέπειτα ζυγίζεται. Η συγκέντρωση των VSS προκύπτει μέσω της σχέσης:

$$MLVSS \text{ ή } VSS = (M_2 - M_3) / V * 10^6$$

όπου:

$M_3$  : Μάζα του φίλτρου μετά τους 550 °C (g)



**Σχήμα 3.3:** Ζυγός και φούρνος 550°C για τον προσδιορισμό των TSS και VSS

### 3.3.2. Προσδιορισμός του ολικού και διαλυτού COD

Το COD αποτελεί το χημικώς απαιτούμενο οξυγόνο για την οξείδωση οργανικών και ανόργανων ενώσεων ενός δείγματος. Μέσω της μέτρησής του δύναται να προσδιοριστεί το οργανικό φορτίο των λυμάτων είτε αυτό είναι βιοαποικοδομήσιμο είτε όχι. Η μέθοδος στηρίζεται στην οξείδωση των οργανικών ενώσεων σε  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{NH}_4^{+1}$ ,  $\text{PO}_4^{-3}$ ,  $\text{SO}_4^{-3}$  και του διχρωμικού ανιόντος ( $\text{Cr}^{+6}$ ) σε χρωμικό ( $\text{Cr}^{+3}$ ). Για την πραγματοποίηση της διεργασίας απαιτείται όξινο περιβάλλον με προσθήκη 50%  $\text{H}_2\text{SO}_4$ , παρουσία καταλύτη  $\text{Ag}_2\text{SO}_4$ , καθώς και χώνευση σε θερμοκρασία 150 °C για 2 ώρες.

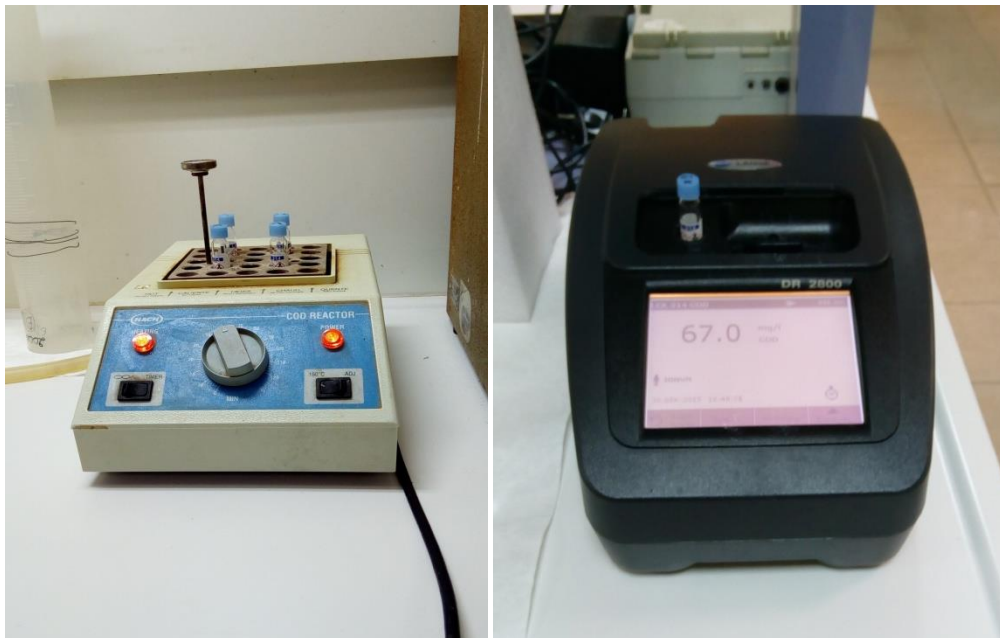
Κατά τη διάρκεια της εργαστηριακής προσομοίωσης συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων απαιτήθηκε ο προσδιορισμός τόσο του ολικού όσο και του διαλυτού COD των στραγγιδίων αφυδάτωσης πάχυνσης ή υδρόλυσης, καθώς και του επεξεργασμένου υπερκείμενου υγρού του SBR.

Για τις αναλύσεις χρησιμοποιήθηκαν:

- Έτοιμα αντιδραστήρια COD της εταιρίας HACH με εύρος τιμών 15-150  $\text{mg L}^{-1}$  και 150-1000  $\text{mg L}^{-1}$

- Συσκευή χώνευσης της εταιρίας HACH
- Φασματοφωτόμετρο ορατού φωτός τύπου LANGE DR/2800 της εταιρείας HACH
- Συσκευή διήθησης για τον προσδιορισμό του διαλυτού COD
- Μembrάνες Whatman με μέγεθος πόρων 0,45 μm για τον προσδιορισμό του διαλυτού COD

Η διαδικασία σύμφωνα με τη μέθοδο APHA 5220 D:2012 περιλαμβάνει την τοποθέτηση 2 ml δείγματος στα φιαλίδια με τα έτοιμα αντιδραστήρια για τον προσδιορισμό του ολικού COD και 2 ml διηθημένου από μεμβράνη (0,45 μm) δείγματος για τον προσδιορισμό του διαλυτού COD. Στη συνέχεια αφού ανακινηθούν τα φιαλίδια οδηγούνται σε συσκευή χώνευσης, όπου παραμένουν για 2 ώρες στους 150 °C. Μετά το πέρας της χώνευσης και αφού τα φιαλίδια αποκτήσουν θερμοκρασία περιβάλλοντος τοποθετούνται σε φασματοφωτόμετρο, το οποίο αποδίδει τις συγκεντρώσεις κάθε δείγματος σε  $\text{mg L}^{-1}$ .



**Σχήμα 3.4:** Συσκευή χώνευσης και φασματοφωτόμετρο που χρησιμοποιήθηκαν για τον προσδιορισμό του ολικού και διαλυτού COD

### 3.3.3. Προσδιορισμός του διαλυμένου οξυγόνου (DO)

Ο προσδιορισμός του διαλυμένου οξυγόνου στον αντιδραστήρα SBR πραγματοποιούνταν με τη βοήθεια φορητού οξυγονόμετρου Multi 3410 της εταιρείας WTW. Σκοπός της μέτρησης ήταν η εξακρίβωση της ορθής λειτουργίας του συστήματος κατά τις 2 διακριτές φάσεις (αερόβια-ανοξική).

### 3.3.4. Προσδιορισμός pH και θερμοκρασίας

Η μέτρηση του pH και της θερμοκρασίας ήταν ιδιαίτερα σημαντική για τον έλεγχο της καθημερινής λειτουργίας του συστήματος. Οι δυο αυτές παράμετροι προσδιορίζονταν με τη χρήση του φορητού pHμέτρου τύπου 315i της εταιρείας WTW το ηλεκτρόδιο του οποίου τοποθετούνταν εντός του SBR και ενώ το ανάμεικτο υγρό βρισκόταν υπό ανάδευση.



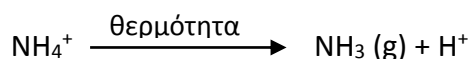
Σχήμα 3.5: Συσκευές προσδιορισμού των DO, pH και θερμοκρασίας

### 3.3.5. Προσδιορισμός TKN και αμμωνιακού αζώτου

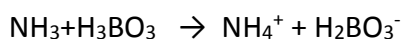
Το άζωτο εμφανίζεται στα ανεπεξέργαστα λύματα συνήθως υπό μορφή αμμωνίας και οργανικού αζώτου. Στα πλαίσια της παρούσας διπλωματικής εργασίας χρησιμοποιήθηκε

τόσο η μέθοδος ανάλυσης αζώτου κατά Kjeldahl όσο και η μέθοδος Nessler για τον προσδιορισμό μόνο του αμμωνιακού αζώτου.

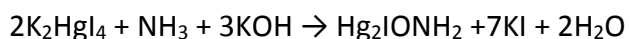
Η μέθοδος Kjeldahl, η οποία διακρίνεται στο στάδιο της χώνευσης του οργανικού αζώτου και στο στάδιο απόσταξης του αμμωνιακού αζώτου, αποσκοπεί στη μετατροπή του οργανικού αζώτου σε αμμωνιακό και στον προσδιορισμό του με τη διεργασία της απόσταξης. Σύμφωνα με τη μέθοδο APHA 4500-Norg B:2012, αρχικά το δείγμα υπόκειται σε χώνευση στους 350-370 °C παρουσία θειικού οξέος και θειικού υδραργύρου. Ως αποτέλεσμα παρατηρείται η υδρόλυση οργανικού αζώτου σε αμμωνιακό άζωτο, το οποίο εμφανίζεται ως ίζημα θειικού αμμωνίου, το οποίο είναι διαλυτό στο νερό. Στη συνέχεια και αφού το οργανικό άζωτο μετατραπεί σε αμμωνιακό, πραγματοποιείται απόσταξη σε συσκευή BUCHI K-314, όπου υπό αλκαλικές συνθήκες διοχετεύονται υδρατμοί στο δείγμα. Υπό αυτές τις συνθήκες η αμμωνία ελευθερώνεται ως εξής:



Για τη διατήρηση του pH σε τιμές κοντά στο 9,5 προστίθεται πυκνό διάλυμα NaOH, ενώ η συλλογή της αμμωνίας πραγματοποιείται σε διάλυμα βορικού οξέος υπό μορφή αμμωνίου.



Στη συνέχεια σε 50 ml δείγματος (αραιωμένο κατά περίπτωση) προστίθενται 2 ml αντιδραστηρίου Nessler (μείγμα ιωδιούχου καλίου και ιωδιούχου υδραργύρου), το οποίο αντιδρά με το αμμωνιακό άζωτο ως εξής:



Το διάλυμα ανάλογα με την περιεκτικότητά του σε αμμωνία λαμβάνει ένα καφέ-κίτρινο χρώμα με αποτέλεσμα ο προσδιορισμός της συγκέντρωσης του αμμωνιακού αζώτου στο διάλυμα να πραγματοποιείται φασματομετρικά στα 425 nm. Αυτή η τιμή αποτελεί το ολικό Kjeldahl άζωτο.

Για τον προσδιορισμό μόνο του αμμωνιακού αζώτου στα στραγγίδια αφυδάτωσης, πάχυνσης ή υδρόλυσης, καθώς και στο υπερκείμενο επεξεργασμένο υγρό με βάση τη μέθοδο APHA 4500-NH<sub>3</sub> B, C:2015, δείγμα 5ml τοποθετούνταν, μετά από προσθήκη διαλύματος NaOH 6N, σε συσκευή απόσταξης BUCHI K-314. Το δείγμα αποστάζεται σε κωνική φιάλη, η οποία περιέχει 10 ml βορικού οξέος και ο απαιτούμενος όγκος αποστάγματος διαφέρει ανάλογα με το δείγμα.

Στη συνέχεια 50 ml διαλύματος (με αραιώση ανάλογα με την αναμενόμενη συγκέντρωση αμμωνίας) μεταφέρονται σε σφαιρική φιάλη, όπου προστίθενται 2 ml αντιδραστήριου Nessler και αντιδρούν για 10 περίπου λεπτά. Για τον υπολογισμό της συγκέντρωσης του αμμωνιακού αζώτου του δείγματος χρησιμοποιείται φασματοφωτόμετρο στο οποίο τοποθετείται κυψελίδα των 10 ml και πραγματοποιείται μέτρηση στα 425 nm. Σε κάθε περίπτωση παρασκευάζεται και ένα “τυφλό” (blank) δείγμα, ενώ η τελική συγκέντρωση προκύπτει από τη σχέση:

$$y = 2,0469 \cdot (x - \text{blank}) + 0,0095$$

όπου:

y: η συγκέντρωση του αμμωνιακού αζώτου (mg L<sup>-1</sup>)

x: η μετρούμενη απορρόφηση του δείγματος (abs)

blank: η απορρόφηση του “τυφλού” δείγματος (abs)





**Σχήμα 3.6:** Συσκευή απόσταξης BUCHI K-314 και προετοιμασία δειγμάτων για τον προσδιορισμό του αμμωνιακού και νιτρώδους αζώτου

### 3.3.6. Προσδιορισμός νιτρικού αζώτου

Το νιτρώδες άζωτο αποτελεί μια οξειδωμένη διαλυτή μορφή του αζώτου, η οποία υπό ανοξικές συνθήκες μπορεί να αποτελέσει αποδέκτη ηλεκτρονίων κατά την οξείδωση της οργανικής ύλης από ετεροτροφικά βακτήρια και να αναχθεί σε αέριο άζωτο. Κατά την 1<sup>η</sup> φάση λειτουργίας του αντιδραστήρα SBR πραγματοποιήθηκαν μετρήσεις του νιτρικού αζώτου ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) σε επεξεργασμένα στραγγίδια. Για τις αναλύσεις χρησιμοποιήθηκαν:

- έτοιμα αντιδραστήρια  $\text{NO}_3\text{-N}$  της εταιρείας HACH με εύρος τιμών  $0,3\text{-}13 \text{ mg L}^{-1}$
- φασματοφωτόμετρο ορατού φωτός τύπου LANGE DR/2800 της εταιρείας HACH
- συσκευή διήθησης για την απομάκρυνση των στερεών από το δείγμα
- μεμβράνες Whatman με μέγεθος πόρων  $0,45 \mu\text{m}$  για την διήθηση του δείγματος

Σύμφωνα με τη μέθοδο LANGE LCK 339 που εφαρμόστηκε, για τον προσδιορισμό των νιτρικών αρχικά απαιτούνταν η διήθηση δείγματος επεξεργασμένων λυμάτων από την έξοδο του SBR και στη συνέχεια τοποθέτηση 1 ml σε φιαλίδιο με έτοιμο αντιδραστήριο.

Μετά την προετοιμασία των φιαλιδίων, ο προσδιορισμός της συγκέντρωσης του νιτρικού αζώτου πραγματοποιούνταν με τη χρήση φασματοφωτόμετρου.

### **3.3.7. Προσδιορισμός νιτρώδους αζώτου**

Τα νιτρώδη αποτελούν μια οξειδωμένη μορφή του αμμωνιακού αζώτου, που συνήθως απαντούνταν σε μικρές συγκεντρώσεις στα λύματα καθώς οξειδώνονται ταχύτατα σε νιτρικά.

Ο προσδιορισμός του νιτρώδους αζώτου πραγματοποιήθηκε με τη χρήση έτοιμων αντιδραστηρίων Nitriver 3 της εταιρείας HACH. Η μέθοδος προσδιορισμού των  $\text{NO}_2\text{-N}$  περιλαμβάνει την προσθήκη έτοιμου αντιδραστηρίου σε 10 ml δείγματος και το μετέπειτα προσδιορισμό της συγκέντρωσής τους φασματοφωτομετρικά.

### **3.3.8. Προσδιορισμός του δείκτη καθιζησιμότητας (SVI)**

Σημαντικός παράγοντας για την ορθή λειτουργία ενός συστήματος SBR είναι η επίτευξη ικανοποιητικής καθίζησης, ώστε το υπερκείμενο υγρό, που αντλείται από τον αντιδραστήρα μετά την επεξεργασία να μην έχει υψηλές συγκεντρώσεις στερεών. Για τον έλεγχο της καθιζησιμότητας του ανάμεικτου υγρού περίπου 1 φορά την εβδομάδα πραγματοποιούνταν του πείραμα του SVI.

Η εν λόγω διαδικασία απαιτεί την τοποθέτηση 1L ανάμεικτου υγρού από τον SBR σε ογκομετρικό κύλινδρο και αναμονή 30 min μέχρι να πραγματοποιηθεί καθίζηση. Απαραίτητος ήταν ο υπολογισμός της συγκέντρωσης των MLSS, τα οποία για τις ανάγκες του συγκεκριμένου πειράματος δεν θα πρέπει να υπερβαίνουν τα  $3,5 \text{ g L}^{-1}$ . Μετά το πέρας των 30 min με βάση τον όγκο της ιλύος που είχε καθιζάνει πραγματοποιούνταν ο υπολογισμός του δείκτη καθιζησιμότητας μέσω της σχέσης:

$$\text{SVI} = V/\text{MLSS}$$

όπου:

V: ο όγκος της ιλύος που καθιζάνει σε 30 min ( $\text{mg L}^{-1}$ )

MLSS: τα αιωρούμενα στερεά του ανάμεικτου υγρού ( $\text{g L}^{-1}$ )



### 3.4. Πειράματα batch

#### 3.4.1. Χαρακτηρισμός λυμάτων με τη μέθοδο του OUR

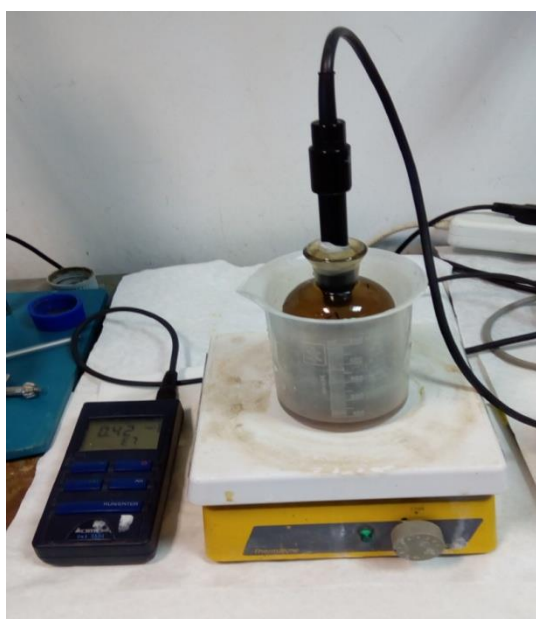
Σκοπός του χαρακτηρισμού των λυμάτων είναι η διακριτοποίηση των διαφόρων κλασμάτων του οργανικού τους φορτίου. Το οργανικό φορτίο των λυμάτων διακρίνεται σε εύκολα βιοδιασπάσιμο, εύκολα υδρολύσιμο, δύσκολα υδρολύσιμο, αδρανές διαλυτό, αδρανές σωματιδιακό και καταμερισμός του COD των λυμάτων στις παραπάνω κατηγορίες είναι ιδιαίτερα σημαντικός για το σχεδιασμό συστημάτων απομάκρυνσης θρεπτικών. Στα πλαίσια της παρούσας διπλωματικής εργασίας κρίθηκε σκόπιμος ο προσδιορισμός των κλασμάτων του οργανικού φορτίου τόσο των στραγγιδίων αφυδάτωσης, όσο και των στραγγιδίων πάχυνσης ή υδρόλυσης μέσω της μέτρησης της ταχύτητας αποξυγόνωσης (OUR).

Η μέθοδος του OUR αποσκοπεί στη συσχέτιση των διαφόρων κλασμάτων του COD με τις ταχύτητες αποξυγόνωσης που μετρούνται σε μίγματα βιομάζας και λυμάτων.

Για την εκτέλεση των batch πειραμάτων χρησιμοποιήθηκαν:

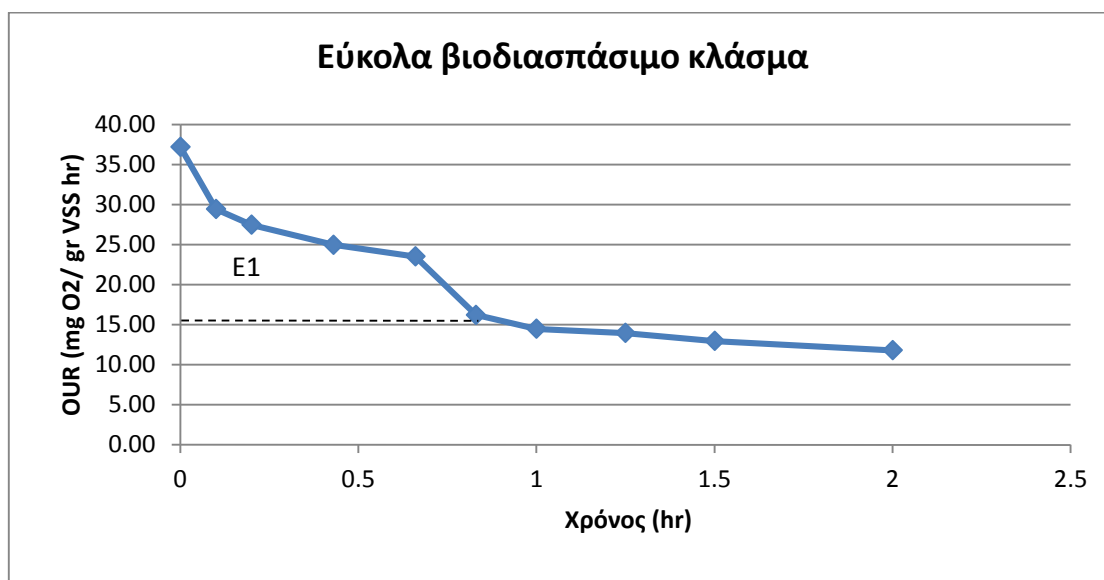
- Δοχεία ενός λίτρου και μπουκάλια BOD
- Μαγνητικός αναδευτήρας και αεραντλία παροχής οξυγόνου
- Οξυγονόμετρο και pHμετρο
- Χωνευτής και φασματοφωτόμετρο για τη μέτρηση του COD
- Φούρνος, ζυγός και φίλτρα για τον υπολογισμό των MLSS-MLVSS

Ο διαχωρισμός των οργανικών κλασμάτων έγινε σύμφωνα με το μοντέλο της IAWPRC Activated Sludge Model No 1 (Henze et al, 1987). Ανάμεικτο υγρό από την εγκατάσταση επεξεργασίας λυμάτων της Ψυττάλειας τοποθετούνταν σε δοχείο ενός λίτρου με παροχή οξυγόνου για τουλάχιστον 1 ημέρα. Επειδή ο σκοπός ήταν η ανάπτυξη της ετεροτροφικής βιομάζας στο δοχείο προστίθεντο 10-15 ml θειουρία, ώστε να αναχαιτιστεί η δράση των νιτροποιητικών βακτηρίων. Μέρος της βιομάζας



τοποθετείται, στη συνέχεια, σε φιάλη BOD και υπό ανάδευση καταγράφεται η μείωση του διαλυμένου οξυγόνου ανά 30 sec και για περίπου 4-5 min. Αυτή αποτελεί την ταχύτητα αποξυγόνωσης που αντιστοιχεί στην ενδογενή αναπνοή. Έπειτα επιλέγεται ποσότητα στραγγιδίων, η οποία αναμειγνύεται με τη βιομάζα στο δοχείο, που βρίσκεται υπό συνεχή αερισμό. Ανά τακτά χρονικά διαστήματα περίπου 300 ml από το δοχείο μεταφέρονται σε φιάλη BOD, όπου υπό ανάδευση πραγματοποιείται μέτρηση του διαλυμένου οξυγόνου σε διαφορετικές χρονικές στιγμές.

Οι ταχύτητες αποξυγόνωσης κατά τη διάρκεια ενός πειράματος χαρακτηρισμού των λυμάτων μπορούν να αποτυπωθούν διαγραμματικά σχηματίζοντας χαρακτηριστικές καμπύλες. Από τον υπολογισμό του εμβαδού κάθε καμπύλης προκύπτει το ποσό του οξυγόνου, που καταναλώθηκε για το μεταβολισμό κάθε κλάσματος COD. Στη συνέχεια, χρησιμοποιώντας τον συντελεστή  $F = \left(\frac{mg\ COD}{mgO_2}\right)$ , ο οποίος σύμφωνα με κάποιες βιβλιογραφικές πηγές ισούται με 3,3 mg COD/mg O<sub>2</sub> υπολογίζεται το COD, που αντιστοιχεί στην προσδιορισμένη ποσότητα οξυγόνου. Κατά τη διάρκεια του τεστ μετρούνται τα αιωρούμενα και πτητικά στερεά τόσο της βιομάζας όσο και των λυμάτων, καθώς και το διαλυτό COD των επεξεργασμένων λυμάτων μετά το τέλος του πειράματος η τιμή του οποίου είναι ουσιαστικά ίση με την τιμή του διαλυτού αδρανούς COD.



**Σχήμα 3.7:** Ενδεικτική απεικόνιση ρυθμού κατανάλωσης οξυγόνου για τον χαρακτηρισμό των στραγγιδίων σε πειράματα batch

### 3.4.2. Προσδιορισμός της ταχύτητας νιτροποίησης (AUR)

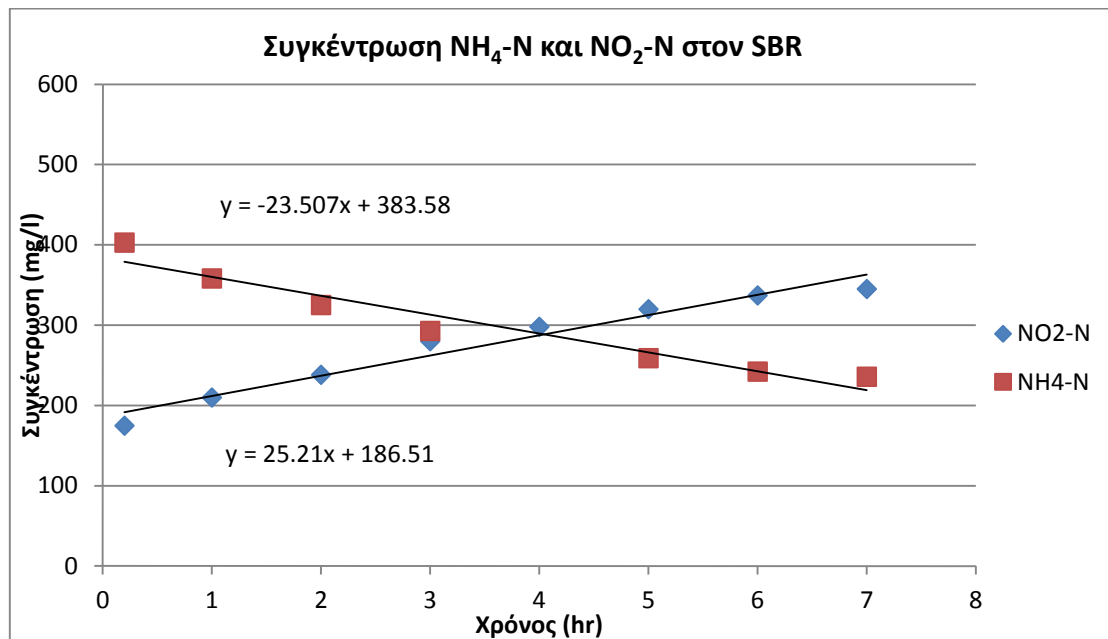
Κατά τη διάρκεια της εργαστηριακής προσομοίωσης συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων μέσω νιτροποίησης-απονιτροποίησης πραγματοποιήθηκε σε διάφορες χρονικές περιόδους ο προσδιορισμός του ρυθμού νιτροποίησης στον ίδιο τον SBR. Στόχος του εν λόγω πειράματος batch είναι η μελέτη της δραστηριότητας των αυτοτροφικών βακτηρίων, τα οποία υπό αερόβιες συνθήκες οξειδώνουν το αμμωνιακό άζωτο ( $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ ) σε νιτρώδη ( $\text{NH}_2^- - \text{N}$ ).

Σε όλες τις περιπτώσεις το πείραμα διεξήχθη στον ίδιο τον αντιδραστήρα επεξεργασίας στραγγιδίων SBR και σύμφωνα με τις εκάστοτε λειτουργικές του συνθήκες. Η διαδικασία που ακολουθήθηκε για τον προσδιορισμό του AUR περιλάμβανε πειράματα διακοπτόμενης ροής (batch) σύμφωνα με τους Kristensen et al, 1992 και έχει ως εξής:

Μετά την εκκένωση του SBR τροφοδοτείται ποσότητα στραγγιδίων αφυδάτωσης ανάλογα με τις συνθήκες λειτουργίας της εκάστοτε χρονικής περιόδου. Τα στραγγίδια αναμιγνύονται με τη βιομάζα του SBR και ξεκινά ο αερόβιος κύκλος λειτουργίας. Από εκείνη τη στιγμή και ανά 1 ώρα, μέχρι και το τέλος του αερόβιου κύκλου, αφαιρείται μικρή ποσότητα βιομάζας (30 ml περίπου), η οποία φυγοκεντρείται και διηθείται μέσω φίλτρων (0,45  $\mu\text{m}$ ). Σε κάθε χρονική στιγμή πραγματοποιείται μέτρηση του pH, της θερμοκρασίας και του DO, ενώ στο διηθημένο δείγμα γίνεται μέτρηση τόσο του αμμωνιακού αζώτου όσο και του νιτρώδους αζώτου. Η κλίση της συγκέντρωσης του αμμωνιακού αζώτου, αλλά και των νιτρώδων μας οδηγεί στον υπολογισμό του ρυθμού νιτροποίησης.

Τέλος, στην αρχή κάθε πειράματος πραγματοποιείται μέτρηση των ολικών αιωρούμενων και πτητικών στερεών του ανάμεικτου υγρού του SBR, έτσι ώστε η ταχύτητα νιτροποίησης να αναχθεί ανά γραμμάριο πτητικών στερεών ( $\text{mg NO}_2\text{-N}$  ή  $\text{NH}_4\text{-N/gr VSS-hr}$ ).

Ακολουθεί ένα τυπικό διάγραμμα της αύξησης του νιτρώδους αζώτου σε αντιστοιχία με την παράλληλη μείωση του αμμωνιακού αζώτου που εμφανίζεται σε ένα σύνηθες πείραμα AUR.



**Σχήμα 3.8:** Ενδεικτικό γράφημα προσδιορισμού της ταχύτητας νιτρωδοποίησης σε πείραμα batch

### 3.4.3. Προσδιορισμός της ταχύτητας απονιτρωδοποίησης (NUR)

Ως γνωστόν, οι οξειδωμένες μορφές του αζώτου, όπως τα νιτρώδη (NO<sub>2</sub>-N) υπό ανοξικές συνθήκες και παρουσία κατάλληλου ηλεκτρονιακού δότη μετατρέπονται σε αέριο άζωτο (N<sub>2</sub>). Ο ρυθμός με τον οποίο τα νιτρώδη απομακρύνονται από το σύστημα επεξεργασίας συνδέεται άμεσα με τη συγκέντρωση των απονιτρωδοποιητικών μικροοργανισμών στο σύστημα, οι οποίοι είναι ετερότροφοι.

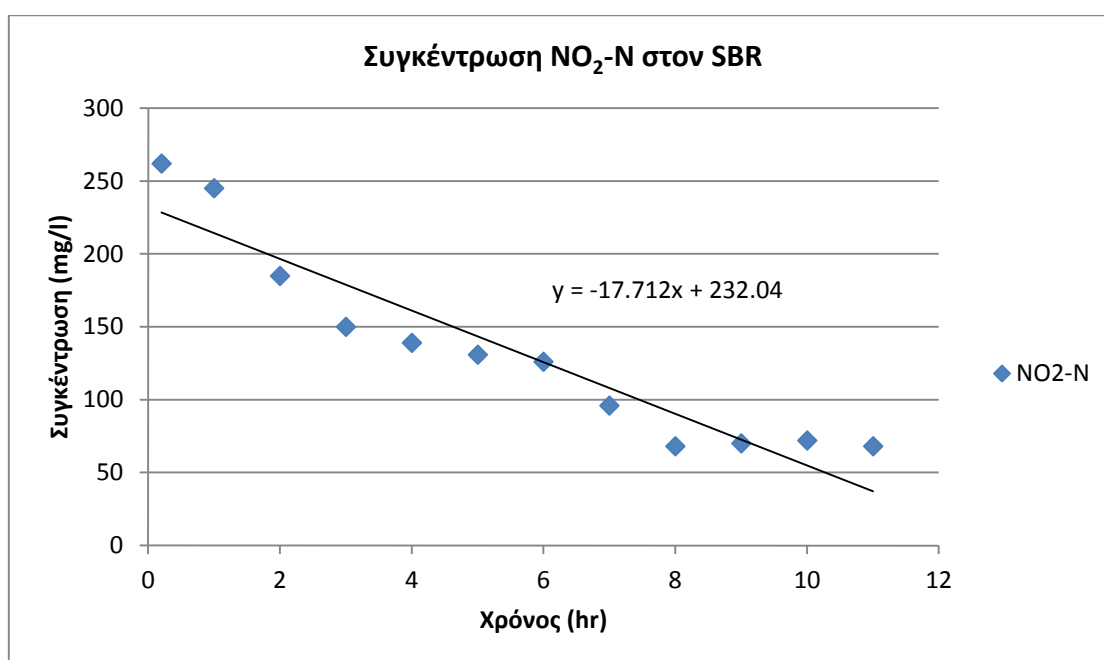
Ο προσδιορισμός της ταχύτητας απονιτρωδοποίησης του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων πραγματοποιήθηκε σε διάφορες χρονικές περιόδους και τα πειράματα έγιναν στον SBR υπό τις εκάστοτε συνθήκες λειτουργίας του. Η διαδικασία περιλάμβανε πειράματα διακοπτόμενης ροής (batch) σύμφωνα με τους Kristensen et al, 1992 και έχει ως εξής:

Μετά το τέλος του αερόβιου κύκλου στον SBR οι αεραντλίες που παρείχαν οξυγόνο έκλειναν αυτόματα με αποτέλεσμα να έχουμε την έναρξη του ανοξικού κύκλου. Κατά την έναρξη του ανοξικού κύκλου, στο σύστημα τροφοδοτείται καθορισμένος όγκος στραγγιδίων πάχυνσης ή υδρόλυσης ως πηγή οργανικού φορτίου με σκοπό τη βελτιστοποίηση των συνθηκών, που ευνοούν την αναγωγή του NO<sub>2</sub>-N. Καθ' όλη τη διάρκεια της ανοξικής φάσης και ανά 1 ώρα μικρή ποσότητα βιομάζας (30 ml) αφαιρείται από τον SBR, φυγοκεντρείται, διηθείται μέσω φίλτρου (0,45 μm) και γίνεται

προσδιορισμός της συγκέντρωσής του σε νιτρώδες άζωτο (NO<sub>2</sub>-N). Σε κάθε χρονική στιγμή πραγματοποιείται μέτρηση του pH, της θερμοκρασίας και του DO.

Η ταχύτητα απονιτρωδοποίησης υπολογίζεται από τη μεταβολή του νιτρώδους αζώτου κατά τη διάρκεια του πειράματος και πιο συγκεκριμένα από την κλίση της καμπύλης που περιγράφει τη μείωση των νιτρωδών στον SBR. Στην αρχή της ανοξικής φάσης πραγματοποιείται μέτρηση των αιωρούμενων και των πτητικών στερεών του ανάμεικτου υγρού και η ταχύτητα απονιτρωδοποίησης (NUR) ανάγεται ανά γραμμάριο πτητικών στερεών (mg NO<sub>2</sub>-N/gr VSS-hr).

Ακολουθεί ένα τυπικό διάγραμμα της απομείωσης των νιτρωδών, όπως εμφανίζεται σε ένα σύνηθες πείραμα NUR.

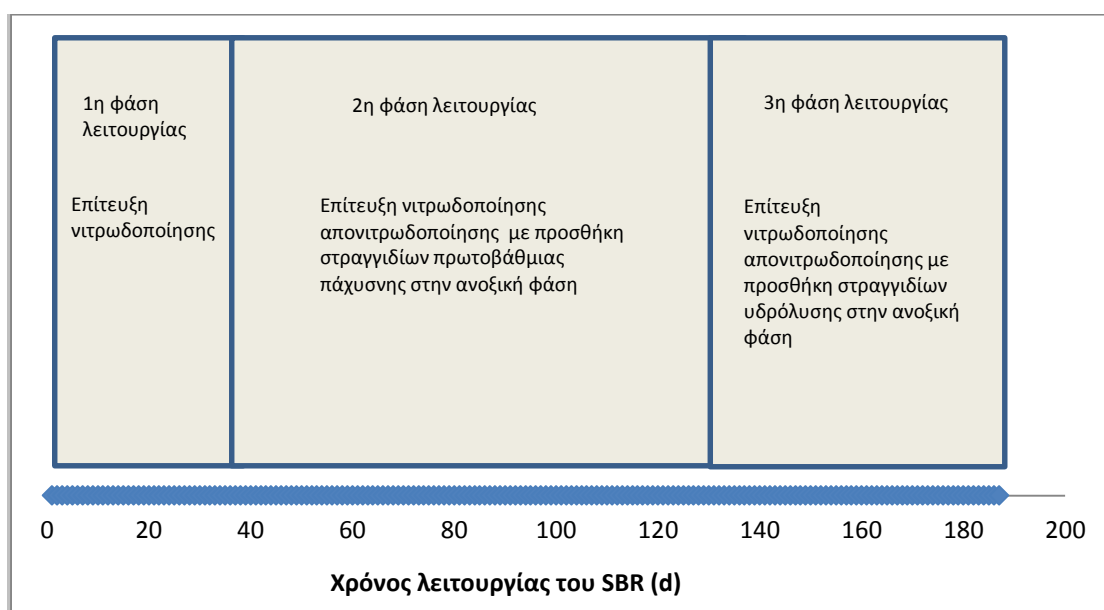


**Σχήμα 3.9:** Ενδεικτικό γράφημα προσδιορισμού της ταχύτητας απονιτρωδοποίησης σε πείραμα batch

## 4. Παρουσίαση αποτελεσμάτων

### 4.1 Εισαγωγή

Στην παρούσα διπλωματική εργασία εξετάστηκε η αποτελεσματικότητα ενός αντιδραστήρα SBR στην απομάκρυνση του αζωτούχου φορτίου από στραγγίδια έργων ύλους με τη μέθοδο της νιτροδοποίησης-απονιτροδοποίησης. Στραγγίδια από την εγκατάσταση επεξεργασίας λυμάτων της Ψυττάλειας χρησιμοποιήθηκαν για την εργαστηριακή προσομοίωση ενός συστήματος SBR ικανό να απομακρύνει το αμμωνιακό φορτίο των στραγγιδίων μέσω της εφαρμογής μερικής νιτροποίησης. Σκοπός της πειραματικής εργασίας ήταν η εξακρίβωση της αποτελεσματικότητας ενός τέτοιου συστήματος. Για το λόγο αυτό εξετάστηκε η λειτουργία του συστήματος σε διάφορες φορτίσεις αζώτου, ενώ πραγματοποιήθηκαν τροποποιήσεις στους κύκλους λειτουργίας του SBR με σκοπό την επίτευξη των βέλτιστων λειτουργικών συνθηκών.



**Σχήμα 4.1:** Παρουσίαση των τριών διακριτών φάσεων λειτουργίας του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων τύπου SBR

Η εργαστηριακή προσομοίωση του συστήματος SBR διήρκησε περίπου 6 μήνες και μπορεί να χωριστεί σε 3 διακριτές φάσεις (Σχήμα 4.1). Η 1<sup>η</sup> φάση περιλαμβάνει την πρώτη περίοδο λειτουργίας του αντιδραστήρα διαλείποντος έργου και αποσκοπύσε στην επίτευξη σταθερής νιτροδοποίησης.

Σκοπός της 2<sup>ης</sup> φάσης ήταν εκτός από τη διατήρηση σταθερών ρυθμών νιτροδοποίησης και η επίτευξη ικανοποιητικής απονιτροδοποίησης. Για το λόγο αυτό επιλέχθηκε η προσθήκη στραγγιδίων από την πάχυνση πρωτοβάθμιας ιλύος κατά την έναρξη της ανοξικής φάσης. Αυτό αποσκοπούσε στην αύξηση του διαθέσιμου οργανικού άνθρακα ο οποίος είναι απαραίτητος κατά τη διεργασία της απονιτροδοποίησης.

Τέλος, κατά την 3<sup>η</sup> φάση λειτουργίας του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων επιχειρήθηκε η βελτιστοποίηση της απονιτροδοποίησης στον αντιδραστήρα SBR. Για το λόγο αυτό επιλέχθηκε η αντικατάσταση των στραγγιδίων πρωτοβάθμιας πάχυνσης με λύματα που χαρακτηρίζονται από υψηλότερο ευκολοδιασπάσιμο οργανικό φορτίο. Ως εκ τούτου, χρησιμοποιήθηκαν στραγγίδια από εργαστηριακό σύστημα υδρόλυσης πρωτοβάθμιας ιλύος. Τα στραγγίδια αυτά λόγω του σημαντικού ευκολοδιασπάσιμου οργανικού τους φορτίου θεωρήθηκαν ικανά να βοηθήσουν στην επίτευξη της βέλτιστης απονιτροδοποίησης από το σύστημα SBR.

Στο παρόν κεφάλαιο παρουσιάζονται αναλυτικά τα αποτελέσματα της εργαστηριακής προσομοίωσης του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων σε κάθε μία από τις τρεις διακριτές φάσεις λειτουργίας. Στη συνέχεια, πραγματοποιείται μια συσχέτιση των διαφόρων παραμέτρων που προσδιορίστηκαν κατά τη διάρκεια της πειραματικής εργασίας καθώς και μια πρώτη συζήτηση επί των αποτελεσμάτων.

#### **4.2 Αποτελέσματα 1<sup>ης</sup> φάσης λειτουργίας του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων**

Η πρώτη φάση λειτουργίας της πειραματικής διάταξης επεξεργασίας στραγγιδίων με την εφαρμογή της μεθόδου της μερικής νιτροποίησης-απονιτροποίησης έλαβε χώρα από τις 24/7/2015 έως τις 30/8/2015. Σκοπός της πρώτης φάσης ήταν η σταθεροποίηση του συστήματος SBR και η επίτευξη σταθερής νιτροδοποίησης κατά τον αερόβιο κύκλο λειτουργίας του αντιδραστήρα.

Μετά τις πρώτες 10 ημέρες λειτουργίας του συστήματος υπό συνεχή αερισμό, ο SBR στη συνέχεια λειτούργησε με έναν ημερήσιο κύκλο ο οποίος περιλάμβανε 13 ώρες αερόβιων συνθηκών και 10,5 ώρες ανοξικών συνθηκών. Τα σχεδιαστικά και λειτουργικά χαρακτηριστικά του συστήματος παρουσιάζονται στον Πίνακα 4.1.

**Πίνακας 4.1 :** Σχεδιαστικά και λειτουργικά χαρακτηριστικά συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων τύπου SBR κατά την 1<sup>η</sup> φάση λειτουργίας.

Παράμετρος	Εύρος τιμών	Μέση τιμή
Ωφέλιμος όγκος V (L)	4,3	4,3
HRT (d)	2,15	2,15
Q (L d <sup>-1</sup> )	2	2
SRT (d)	12	12
Θερμοκρασία (°C)	26,1-30,6	28,87±1,37
DO (mg L <sup>-1</sup> )	1,5-5,53	3,27±1,13
pH-in	8,46-8,73	8,56±0,09
pH-ef	6,35-8,19	7,58±0,75
MLSS (mg L <sup>-1</sup> )	2660-3000	2863±106
MLVSS (mg L <sup>-1</sup> )	2240-2650	2399±127
TSS-in (mg L <sup>-1</sup> )	560-2220	1243±727
TSS-ef (mg L <sup>-1</sup> )	50-120	85±50
OLR (KgCOD*m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,36-0,95	0,61±0,30
NLR (KgN*m <sup>-3</sup> *d <sup>-1</sup> )	0,20-0,34	0,29±0,06
NLRremoved(KgN*m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,1-0,4	0,2±0,09
TKN-in (mg L <sup>-1</sup> )	487-853	716±143
NH <sub>4</sub> -N-in (mg L <sup>-1</sup> )	423-741	622±124
NH <sub>4</sub> -N-ef (mg L <sup>-1</sup> )	115-460	329±103
NO <sub>3</sub> -N-ef (mg L <sup>-1</sup> )	11,4-288	87±81
NO <sub>2</sub> -N-ef (mg L <sup>-1</sup> )	1-272,5	80±93
AURd (mgN/gVSS hr)	2,66-6,53	4,64±1,19
%TNremoved	25,5-49,6	37,5±8,3
%NH <sub>4</sub> – Nremoved	39,2-76,4	55,6±10,7
tCOD-in (mg L <sup>-1</sup> )	778-2039	1308±654
sCOD-in (mg L <sup>-1</sup> )	321,6-498	421,5±90,5
tCOD-ef (mg L <sup>-1</sup> )	513-990	721±179
sCOD-ef (mg L <sup>-1</sup> )	274-496	406±117



Τις πρώτες 25 ημέρες λειτουργίας, τα προς επεξεργασία στραγγίδια αραιώνονταν, ανάλογα με την επιλεγόμενη φόρτιση αζώτου, με νερό ενώ στη συνέχεια η αραιώση των στραγγιδίων αφυδάτωσης πραγματοποιούνταν με την προσθήκη στραγγιδίων από την πρωτοβάθμια βαρυτική πάχυνση.

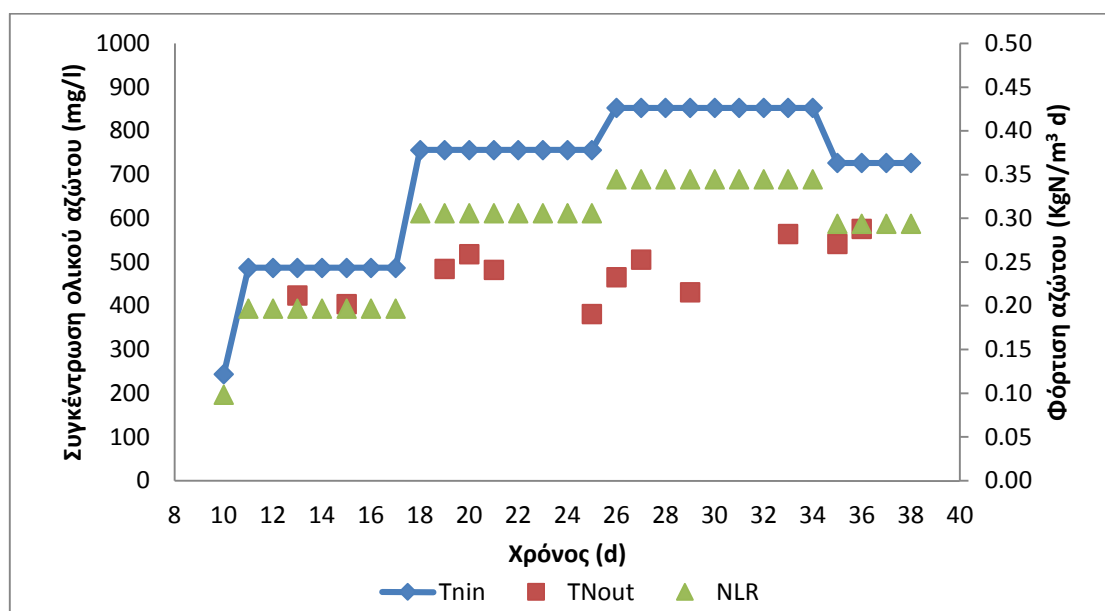
Ο ωφέλιμος όγκος του αντιδραστήρα ήταν 4,3 L ενώ η ημερήσια παροχή των στραγγιδίων αφυδάτωσης από την εγκατάσταση επεξεργασίας λυμάτων της Ψυττάλειας ανήλθε σε  $2 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$ . Ο χρόνος παραμονής των στερεών (Θc) καθορίστηκε στις 12 ημέρες ενώ ο υδραυλικός χρόνος παραμονής κατά την 1<sup>η</sup> φάση λειτουργίας ήταν ίσος με 2,15 d. Η θερμοκρασία στο ανάμεικτο υγρό του SBR, κυμάνθηκε λόγω της εποχής σε τιμές από 26-30,5 °C ενώ τα ολικά αιωρούμενα και πτητικά στερεά παρουσίασαν χαμηλές διακυμάνσεις με μέσες συγκεντρώσεις των MLSS και MLVSS τα 2863 και 2399  $\text{mg L}^{-1}$  αντίστοιχα.

Τα στραγγίδια από την αφυδάτωση ιλύος που χρησιμοποιήθηκαν για την εργαστηριακή προσομοίωση του συστήματος SBR παρουσίασαν σημαντικές διακυμάνσεις ανά περιόδους σε διάφορα ποιοτικά χαρακτηριστικά τους. Η τιμή του pH των στραγγιδίων κυμάνθηκε μεταξύ 8,46 – 8,73 ενώ τα TSS από 560  $\text{mg L}^{-1}$  έως 2220  $\text{mg L}^{-1}$ . Το ολικό και διαλυτό COD των τροφοδοτούμενων στο σύστημα στραγγιδίων (συμπεριλαμβανομένου του COD των στραγγιδίων πάχυνσης που χρησιμοποιήθηκαν ως αραιωτικό υλικό) κυμάνθηκε σε μέσες συγκεντρώσεις 1308  $\text{mg L}^{-1}$  και 421,5  $\text{mg L}^{-1}$  αντίστοιχα, ενώ η οργανική φόρτιση (OLR) καθορίστηκε σε 0,36 – 0,95  $\text{Kg COD/m}^3 \cdot \text{d}$ .

Το ολικό άζωτο κατά Kjeldahl των εν λόγω στραγγιδίων κυμάνθηκε μεταξύ 487 - 853  $\text{mg L}^{-1}$ , το αμμωνιακό άζωτο σε τιμές 423 - 741  $\text{mg L}^{-1}$  ενώ η φόρτιση αζώτου (NLR) καθορίστηκε σε 0,20 – 0,34  $\text{KgN/m}^3 \cdot \text{d}$ .

Μετά το τέλος κάθε ημερήσιου κύκλου λειτουργίας του SBR πραγματοποιούνταν καθίζηση και απομάκρυνση του επεξεργασμένου υπερκείμενου υγρού. Τα επεξεργασμένα λύματα κατά την 1<sup>η</sup> φάση λειτουργίας περιείχαν άζωτο υπό μορφή αμμωνιακού, νιτρικού αλλά και νιτρώδους αζώτου. Η συγκέντρωση του  $\text{NH}_4\text{-N}$  στην έξοδο κυμάνθηκε σε  $329 \pm 103 \text{ mg L}^{-1}$ , των  $\text{NO}_3\text{-N}$  σε  $87 \pm 81 \text{ mg L}^{-1}$  και των  $\text{NO}_2\text{-N}$  σε  $80 \pm 93 \text{ mg L}^{-1}$ . Η μέση απομάκρυνση του εισερχόμενου αμμωνιακού αζώτου έφτασε το 55,6% και του συνολικού αζώτου το 37,5%.

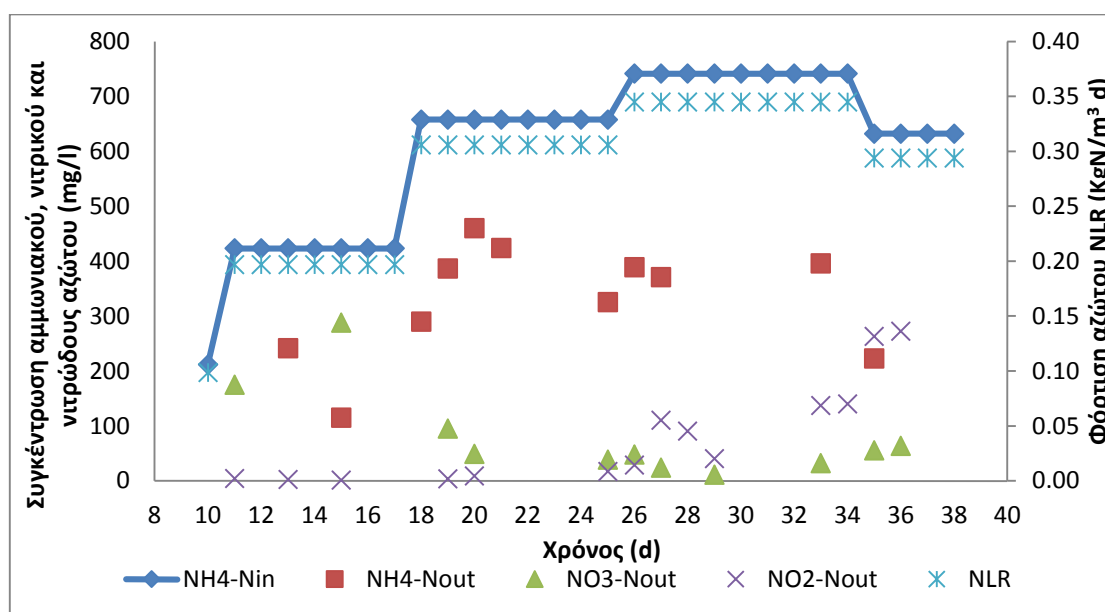
Το Σχήμα 4.2 παρουσιάζει τη διακύμανση της συγκέντρωσης του ολικού αζώτου στην είσοδο και την έξοδο του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων με τη μέθοδο της νιτροδοποίησης-απονιτροδοποίησης. Το ολικό άζωτο περιλαμβάνει το οργανικό και αμμωνιακό άζωτο και η συγκέντρωσή του προσδιορίστηκε ως TKN.



**Σχήμα 4.2:** Χρονική διακύμανση της συγκέντρωσης ολικού αζώτου στην είσοδο και την έξοδο του αντιδραστήρα SBR σε αντιστοιχία με την εκάστοτε φόρτιση αζώτου.

Κατά την έναρξη της λειτουργίας του SBR επιλέχθηκε η σταδιακή αύξηση της φόρτισης αζώτου, με σκοπό την ανταπόκριση των αυτότροφων μικροοργανισμών, με τη μέση τιμή της να κυμαίνεται σε  $0,30 \text{ KgN/m}^3 \cdot \text{d}$ . Από την 18<sup>η</sup> ημέρα και έπειτα επιλέχθηκε η τροφοδότηση του αντιδραστήρα με 1,2L στραγγιδίων αφυδάτωσης αραιωμένα με 0,8L στραγγιδίων πρωτοβάθμιας πάχυνσης. Η συγκέντρωση του ολικού αζώτου στην είσοδο του αντιδραστήρα εμφανίζει μικρές διακυμάνσεις κατά τις 3 τελευταίες εβδομάδες της 1<sup>ης</sup> φάσης λειτουργίας, γεγονός που οφείλεται στα μεταβαλλόμενα ποιοτικά χαρακτηριστικά των στραγγιδίων που συλλέχθηκαν ανά εβδομάδα από την ΕΕΛ της Ψυττάλειας. Όσον αφορά το ολικό άζωτο στην έξοδο του συστήματος, παρουσιάζεται μια εικόνα σταθερών συγκεντρώσεων σε ένα εύρος τιμών μεταξύ  $400 - 550 \text{ mg L}^{-1}$  περίπου με τη συνολική απομάκρυνση του TN να φτάνει το 37,5%.

Το Σχήμα 4.3 παρουσιάζει τη διακύμανση της συγκέντρωσης των διαφόρων μορφών αζώτου σε συσχέτιση με τη φόρτιση αζώτου κατά την 1<sup>η</sup> φάση λειτουργίας του αντιδραστήρα SBR. Ειδικότερα, παρουσιάζεται η συγκέντρωση του NH<sub>4</sub>-N στην παροχή εισόδου του συστήματος, καθώς και οι συγκεντρώσεις του NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N και NO<sub>2</sub>-N στην εκροή του αντιδραστήρα.

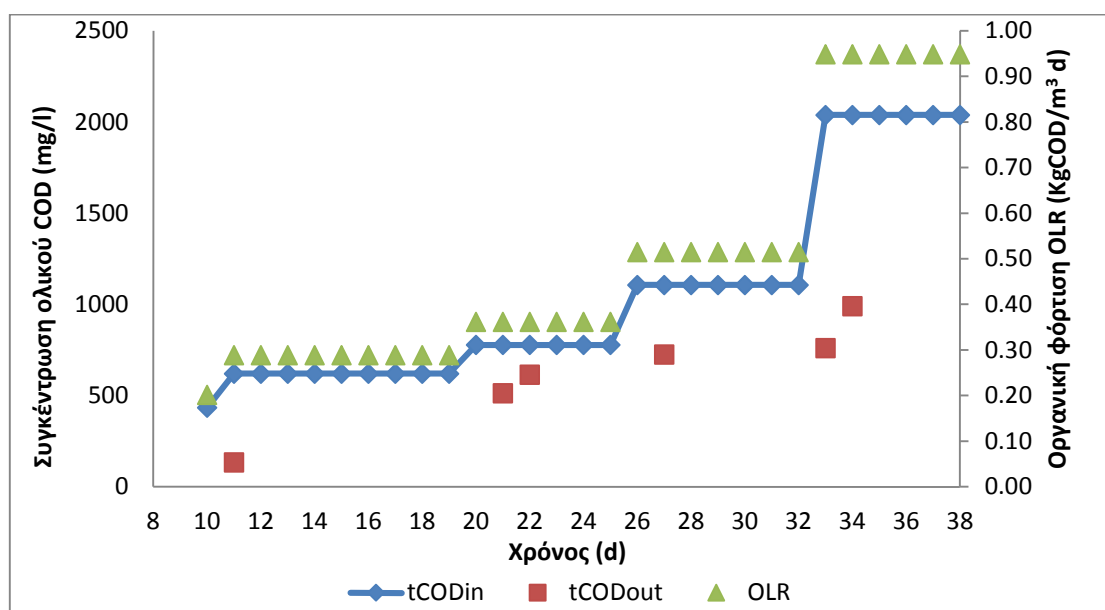


**Σχήμα 4.3:** Χρονική διακύμανση της συγκέντρωσης των διαφόρων μορφών αζώτου στην είσοδο και την έξοδο του αντιδραστήρα SBR σε αντιστοιχία με την εκάστοτε φόρτιση αζώτου.

Όπως απεικονίζεται και στο ανωτέρω γράφημα, κατά τις πρώτες 20 περίπου ημέρες λειτουργίας του SBR παρατηρείται μείωση της συγκέντρωσης του NH<sub>4</sub>-N μέσω της οξείδωσής του σε NO<sub>3</sub>-N. Στη συνέχεια, πιθανότατα λόγω της αύξησης της φόρτισης αζώτου παρατηρείται μια σταδιακή εμφάνιση νιτρώδους αζώτου με παράλληλη μείωση των συγκεντρώσεων του νιτρικού αζώτου. Κατά την τελευταία εβδομάδα της 1<sup>ης</sup> φάσης λειτουργίας του SBR παρατηρούνται συγκεντρώσεις NO<sub>2</sub>-N υπερδιπλάσιες των αντίστοιχων NO<sub>3</sub>-N. Το γεγονός αυτό υποδεικνύει μια υπεροχή των βακτηρίων που είναι υπεύθυνα για την οξείδωση της αμμωνίας σε νιτρώδη (AOB) έναντι εκείνων που οξειδώνουν τα νιτρώδη σε νιτρικά.

Επίσης πραγματοποιήθηκαν συστηματικές μετρήσεις του εισερχόμενου και εξερχόμενου οργανικού φορτίου. Το Σχήμα 4.4 παρουσιάζει τη διακύμανση της

συγκέντρωσης του ολικού COD στην είσοδο και την έξοδο του SBR σε συσχέτιση με την εκάστοτε οργανική φόρτιση.



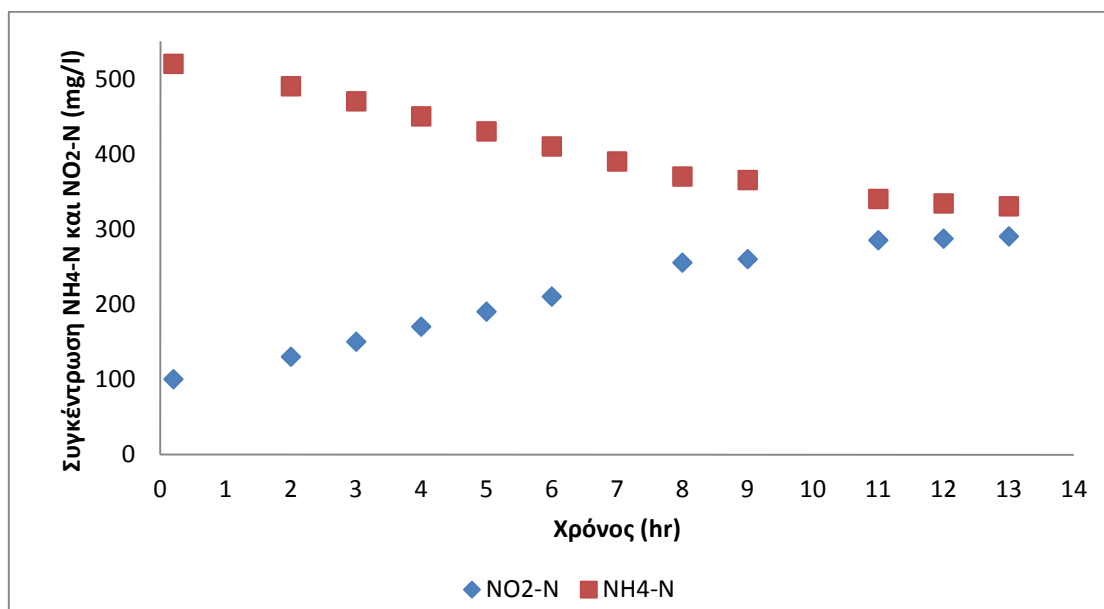
**Σχήμα 4.4:** Χρονική διακύμανση της συγκέντρωσης του ολικού COD στην είσοδο και την έξοδο του αντιδραστήρα SBR σε αντιστοιχία με την εκάστοτε οργανική φόρτιση.

Από τη 18<sup>η</sup> ημέρα και μέχρι το τέλος της 1<sup>ης</sup> φάσης λειτουργίας, το σύστημα τροφοδοτείται με 1,2L στραγγιδίων αφυδάτωσης αραιωμένα με 0,8L στραγγιδίων πάχυνσης. Παρόλα αυτά παρατηρείται μια μεταβολή τόσο της οργανικής φόρτισης όσο και της συγκέντρωσης του COD στην είσοδο η οποία οφείλεται στις διαφοροποιήσεις των ποιοτικών χαρακτηριστικών των διαφορετικών ανά εβδομάδα “παρτίδων” στραγγιδίων από την ΕΕΛ της Ψυττάλειας. Οι διαφορετικές συγκεντρώσεις του ολικού COD των στραγγιδίων οφείλεται κυρίως στις μεταβαλλόμενες συγκεντρώσεις των αιωρούμενων στερεών των στραγγιδίων.

Κατά την 1<sup>η</sup> φάση λειτουργίας του SBR η απομάκρυνση του ολικού COD κυμάνθηκε σε χαμηλά επίπεδα. Το γεγονός αυτό οφείλεται στη χαμηλή βιοδιασπασιμότητα που παρουσιάζει το οργανικό φορτίο των στραγγιδίων αφυδάτωσης λόγω του σταδίου της αναερόβιας χώνευσης της ιλύος.

### Πείραμα Batch για τον προσδιορισμό της ταχύτητας νιτροδοποίησης (AUR)

Κατά την 1<sup>η</sup> φάση λειτουργίας του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων πραγματοποιήθηκε και ένα πείραμα batch στον αντιδραστήρα SBR με σκοπό τον προσδιορισμό της ταχύτητας νιτροδοποίησης κατά τον αερόβιο κύκλο λειτουργίας.



**Σχήμα 4.5:** Προσδιορισμός της ταχύτητας νιτροδοποίησης σε πείραμα batch κατά την 1η φάση λειτουργίας του SBR

Το Σχήμα 4.5 παρουσιάζει τη διακύμανση των συγκεντρώσεων του αμμωνιακού και νιτρώδους αζώτου κατά τη διάρκεια του αερόβιου κύκλου λειτουργίας του συστήματος. Το αμμωνιακό άζωτο οξειδώνεται σε νιτρώδη με τους ρυθμούς κατανάλωσης του πρώτου και παραγωγής του δεύτερου να είναι παρόμοιοι. Από την κλίση των 2 ευθειών και τη συγκέντρωση των πτητικών στερεών του ανάμεικτου υγρού προσδιορίστηκε η ταχύτητα νιτροδοποίησης η υπολογίστηκε σε 5,46 mgNH<sub>4</sub>-N/gVSS hr.

### **4.3 Αποτελέσματα 2<sup>ης</sup> φάσης λειτουργίας του συστήματος επεξεργασίας**

#### **στραγγιδίων**

Η δεύτερη φάση λειτουργίας της πειραματικής διάταξης επεξεργασίας στραγγιδίων με την εφαρμογή της μεθόδου της νιτροδοποίησης-απονιτροδοποίησης έλαβε χώρα από τις 31/8/2015 έως τις 2/12/2015. Σκοπός της 2<sup>ης</sup> φάσης ήταν η απομάκρυνση του αμμωνιακού αζώτου των στραγγιδίων αφυδάτωσης μέσω της διεργασίας της

νιτρωδοποίησης κατά τον αερόβιο κύκλο λειτουργίας του αντιδραστήρα και της απονιτρωδοποίησης κατά τον ανοξικό κύκλο.

Βασική διαφορά από την 1<sup>η</sup> φάση λειτουργίας του συστήματος αποτελεί η προσπάθεια βελτίωσης της διεργασίας της απονιτρωδοποίησης. Για το λόγο αυτό επιλέχθηκε η προσθήκη των 0,8L στραγγιδίων πρωτοβάθμιας πάχυνσης κατά την έναρξη του ανοξικού κύκλου λειτουργίας με σκοπό την αύξηση του διαθέσιμου βιοδιασπάσιμου οργανικού φορτίου που απαιτεί η διεργασία της απονιτρωδοποίησης.

Μετά την 48<sup>η</sup> ημέρα λειτουργίας του συστήματος επιλέχθηκε η τροποποίηση του κύκλου λειτουργίας του SBR χωρίζοντας τον αερόβιο κύκλο σε 2 τμήματα με το πρώτο να προηγείται του ανοξικού κύκλου και το δεύτερο τμήμα μικρότερης διάρκειας να έπεται του ανοξικού κύκλου. Η επιλογή αυτή πραγματοποιήθηκε με σκοπό τον καλύτερο έλεγχο του pH και την αξιοποίηση της αλκαλικότητας που ανακτάται έπειτα από τον ανοξικό κύκλο λειτουργίας.

Μετά την 76<sup>η</sup> ημέρα λειτουργίας του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων αυξήθηκε η φόρτιση αζώτου καθώς μεταβλήθηκε η ημερήσια παροχή των στραγγιδίων από 2 σε 2,5 L\*d<sup>-1</sup>. Ως εκ τούτου, ο ωφέλιμος όγκος του αντιδραστήρα μεταβλήθηκε από τα 4,3 L σε 4,8 L, με το χρόνο παραμονής των στερεών (Θc) να παραμένει στις 12 ημέρες και τον υδραυλικό χρόνο παραμονής να μεταβάλλεται από τις 2,15 d στις 1,92 d.

Τα συγκεντρωτικά αποτελέσματα της 2<sup>ης</sup> περιόδου παρουσιάζονται στον Πίνακα 4.2 που ακολουθεί.

**Πίνακας 4.2:** Σχεδιαστικά και λειτουργικά χαρακτηριστικά συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων τύπου SBR κατά τη 2<sup>η</sup> φάση λειτουργίας.

Παράμετρος	Εύρος τιμών	Μέση τιμή
Ωφέλιμος όγκος V (L)	4,3/4,8	4,3/4,8
HRT (d)	2,15/1,92	2,15/1,92
Q (L*d <sup>-1</sup> )	2/2,5	2/2,5
SRT (d)	12	12
Θερμοκρασία (°C)	19,2-29,2	24,9±1,8
DO (mg L <sup>-1</sup> )	1,55-15,8	3,52±2,10
pH-in	8,36-8,79	8,49±0,09
pH-ef	6,23-8,44	7,47±0,68
MLSS (mg L <sup>-1</sup> )	2800-4080	3437±385
MLVSS (mg L <sup>-1</sup> )	2240-3140	2686±284
TSS-in (mg L <sup>-1</sup> )	366-1662	771±366
TSS-ef (mg L <sup>-1</sup> )	140-380	277±66
OLR (KgCOD*m <sup>-3</sup> *d <sup>-1</sup> )	0,54-1,52	1,07±0,37
NLR (KgN*m <sup>-3</sup> *d <sup>-1</sup> )	0,28-0,46	0,39±0,07
NLRremoved(KgN*m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,1-0,44	0,2±0,07
TKN-in (mg L <sup>-1</sup> )	645-1020	810±116
NH <sub>4</sub> -N-in (mg L <sup>-1</sup> )	560-886	705±101
NH <sub>4</sub> -N-ef (mg L <sup>-1</sup> )	200-459	314±72
NO <sub>2</sub> -N-ef (mg L <sup>-1</sup> )	102-440	262±97
AURd (mgN/gVSS hr)	3,59-8,40	5,54±1,03
NURd (mgN/gVSS hr)	1,05-8,91	3,97±1,98
%TNremoved	27,3-60,2	39,5±9,6
%NH <sub>4</sub> – Nremoved	41,3-78,5	62,1±8,7
tCOD-in (mg L <sup>-1</sup> )	1041-3262	2151±713
sCOD-in (mg L <sup>-1</sup> )	428-1362	833±254
tCOD-ef (mg L <sup>-1</sup> )	753-1240	1049±129
sCOD-ef (mg L <sup>-1</sup> )	416-1050	731±177

Η θερμοκρασία στο ανάμεικτο υγρό του SBR παρουσίασε σημαντικές διακυμάνσεις από 19,2-29,2 °C ενώ τα ολικά αιωρούμενα και πτητικά στερεά αυξήθηκαν σε σχέση με την 1<sup>η</sup> φάση λειτουργίας με τις μέσες συγκεντρώσεις των MLSS και MLVSS να ανέρχονται σε 3437 και 2686 mg L<sup>-1</sup> αντίστοιχα.

Τα στραγγίδια από την αφυδάτωση της χωνεμένης ιλύος που χρησιμοποιήθηκαν για την εργαστηριακή προσομοίωση του συστήματος SBR παρουσίασαν σημαντικές διακυμάνσεις ανά περιόδους σε διάφορα ποιοτικά χαρακτηριστικά τους. Η τιμή του pH των στραγγιδίων κυμάνθηκε μεταξύ 8,36 – 8,79 ενώ τα TSS από 366 mg L<sup>-1</sup> έως 1662 mg L<sup>-1</sup>. Το ολικό και διαλυτό COD των τροφοδοτούμενων στο σύστημα στραγγιδίων (συμπεριλαμβανομένου του COD των στραγγιδίων πάχυνσης που προστίθεντο ως εξωτερική πηγή άνθρακα κατά την έναρξη της ανοξικής φάσης) κυμάνθηκε σε μέσες συγκεντρώσεις 2151 mg L<sup>-1</sup> και 833 mg L<sup>-1</sup> αντίστοιχα, ενώ η οργανική φόρτιση(OLR) κινήθηκε σε επίπεδα από 0,54 έως 1,52 Kg COD/m<sup>3</sup>\*d.

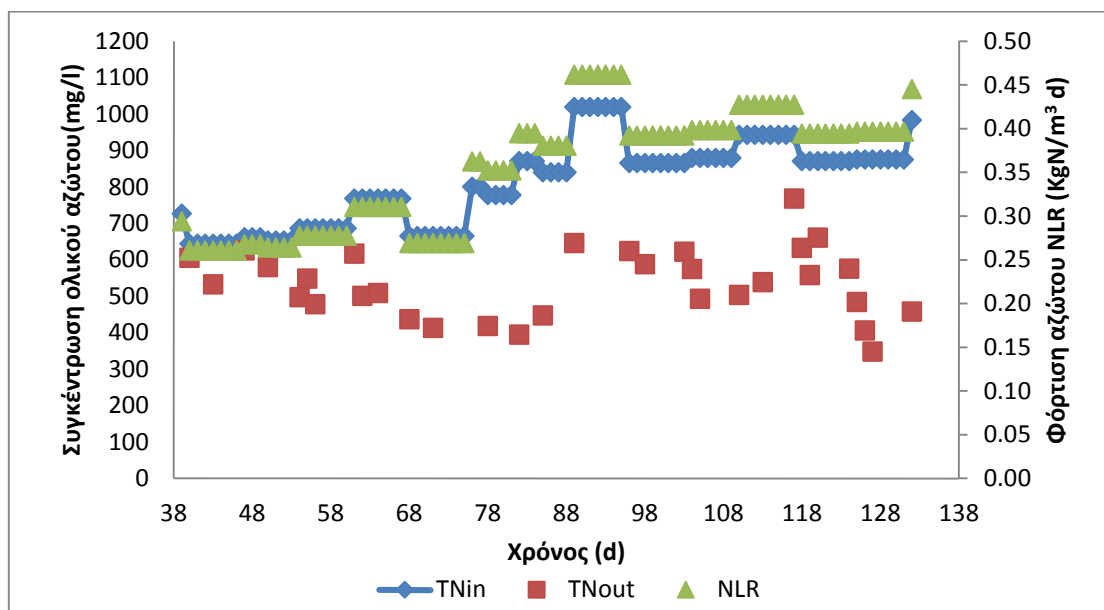
Το ολικό άζωτο κατά Kjeldahl των εν λόγω στραγγιδίων κυμάνθηκε από 645 – 1020 mg L<sup>-1</sup>, το αμμωνιακό άζωτο σε τιμές 560 -886 mg L<sup>-1</sup> ενώ η φόρτιση αζώτου (NLR) καθορίστηκε σε 0,28 – 0,46 KgN/m<sup>3</sup>\*d.

Μετά το τέλος κάθε ημερήσιου κύκλου λειτουργίας του SBR πραγματοποιούνταν καθίζηση και απομάκρυνση του επεξεργασμένου υπερκείμενου υγρού. Τα επεξεργασμένα λύματα κατά τη 2<sup>η</sup> φάση λειτουργίας περιείχαν άζωτο υπό μορφή αμμωνιακού και νιτρώδους αζώτου. Η συγκέντρωση του NH<sub>4</sub>-N στην έξοδο κυμάνθηκε σε 314±72 mg L<sup>-1</sup> και των NO<sub>2</sub>-N σε 262±97 mg L<sup>-1</sup>. Η μέση απομάκρυνση του εισερχόμενου αμμωνιακού αζώτου έφτασε το 62,1% και του συνολικού αζώτου το 39,5%.

Οι ημερήσιοι ρυθμοί νιτροδοποίησης (AUR) που υπολογίστηκαν, κυμάνθηκαν από 3,59 έως 8,40 mgN/gVSS\*hr με μέση τιμή τα 5,54 mgN/gVSS\*hr ενώ οι ρυθμοί απονιτροδοποίησης υπολογίστηκαν σε 1,05 – 8,91 mgN/gVSS\*hr με μέσο ρυθμό τα 3,97 mgN/gVSS\*hr.

Το Σχήμα 4.6 παρουσιάζει τη διακύμανση της συγκέντρωσης του ολικού αζώτου στην είσοδο και την έξοδο του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων με τη μέθοδο της νιτροδοποίησης-απονιτροδοποίησης. Το ολικό άζωτο περιλαμβάνει το οργανικό και αμμωνιακό άζωτο και η συγκέντρωσή του προσδιορίστηκε ως TKN.





**Σχήμα 4.6:** Χρονική διακύμανση της συγκέντρωσης ολικού αζώτου στην είσοδο και την έξοδο του αντιδραστήρα SBR σε αντιστοιχία με την εκάστοτε φόρτιση αζώτου.

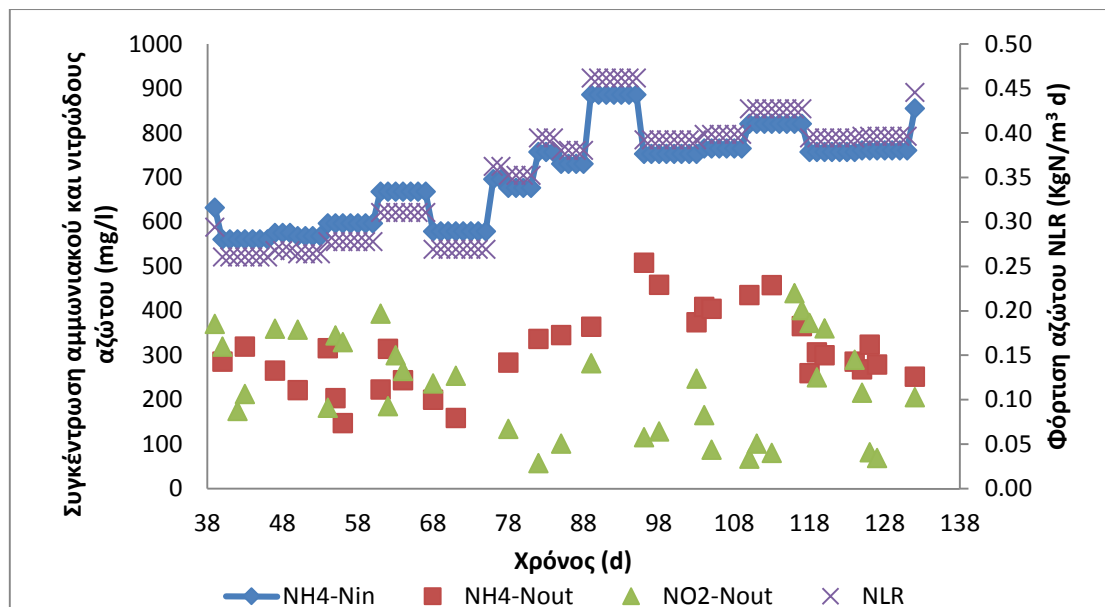
Από την έναρξη της 2<sup>ης</sup> φάσης μέχρι και την 76<sup>η</sup> ημέρα η φόρτιση του αζώτου διατηρήθηκε σε επίπεδα από 0,30-0,35 KgN/m<sup>3</sup>\*d με το ολικό άζωτο στην έξοδο να εμφανίζει μειούμενες συγκεντρώσεις. Στο σημείο εκείνο επιλέχθηκε η αύξηση της ημερήσιας παροχής των στραγγιδίων από τα 2 L στα 2,5 L με αποτέλεσμα η φόρτιση του αζώτου να αυξηθεί σε 0,4-0,45 KgN/m<sup>3</sup>\*d. Η αύξηση της συγκέντρωσης του εισερχόμενου ολικού αζώτου γίνεται εμφανής από την 88<sup>η</sup> περίπου ημέρα και έπειτα όπου παρατηρούνται αυξημένες συγκεντρώσεις TN στην έξοδο του SBR.

Από την 118<sup>η</sup> ημέρα και έπειτα παρατηρείται μια σταθερή μείωση του ολικού αζώτου στην έξοδο του συστήματος που πιθανώς οφείλεται στην τροποποίηση του κύκλου λειτουργίας του SBR που πραγματοποιήθηκε 5 ημέρες νωρίτερα και ουσιαστικά αύξησε τον αερόβιο κύκλο κατά 2 ώρες μειώνοντας αντίστοιχα τη διάρκεια της ανοξικής λειτουργίας.

Καθ' όλη τη διάρκεια της 2<sup>ης</sup> φάσης λειτουργίας του SBR παρατηρήθηκε μια μέση απομάκρυνση ολικού αζώτου ίση με 39,5% ενώ κατά το τελευταίο διάστημα της συγκεκριμένης περιόδου το σύστημα έδειξε να βελτιστοποιείται και να επιτυγχάνει απομάκρυνση ολικού αζώτου που ξεπέρασε το 60%.

Το Σχήμα 4.7 παρουσιάζει τη διακύμανση της συγκέντρωσης των διαφόρων μορφών αζώτου σε συσχέτιση με τη φόρτιση αζώτου κατά τη 2<sup>η</sup> φάση λειτουργίας του

αντιδραστήρα SBR. Ειδικότερα, παρουσιάζεται η συγκέντρωση του  $\text{NH}_4\text{-N}$  στην παροχή εισόδου του συστήματος, καθώς και οι συγκεντρώσεις του  $\text{NH}_4\text{-N}$  και  $\text{NO}_2\text{-N}$  στην εκροή του αντιδραστήρα.

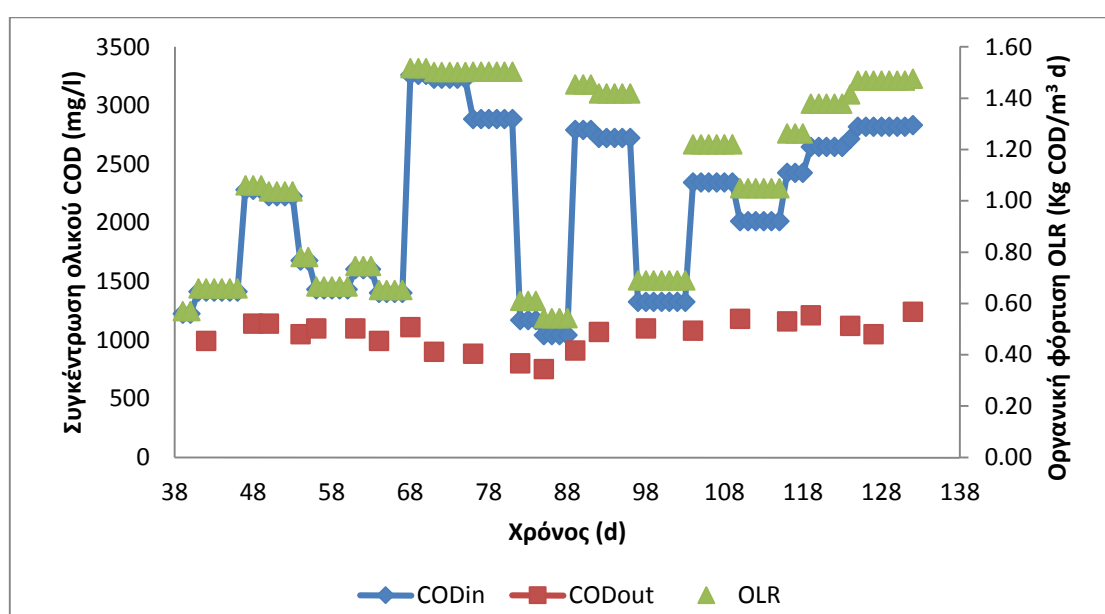


**Σχήμα 4.7:** Χρονική διακύμανση της συγκέντρωσης των διαφόρων μορφών αζώτου στην είσοδο και την έξοδο του αντιδραστήρα SBR σε αντιστοιχία με την εκάστοτε φόρτιση αζώτου.

Όπως απεικονίζεται και στο ανωτέρω γράφημα, μέχρι και την 75<sup>η</sup> ημέρα περίπου παρατηρούνται σχετικά σταθερές συγκεντρώσεις αμμωνιακού αζώτου καθώς και σημαντική συσσώρευση νιτρώδους αζώτου στην έξοδο του SBR. Στη συνέχεια, με την αύξηση της φόρτισης αζώτου παρατηρούνται αυξημένες συγκεντρώσεις  $\text{NH}_4\text{-N}$  και μειωμένες συγκεντρώσεις  $\text{NO}_2\text{-N}$  στην έξοδο του συστήματος με τους μικροοργανισμούς να προσπαθούν να προσαρμοστούν στην αύξηση της φόρτισης αζώτου που επέφερε η μεταβολή της παροχής στραγγιδίων στο σύστημα.

Από την 115<sup>η</sup> ημέρα και έπειτα το σύστημα φαίνεται να ανταποκρίνεται στις νέες συνθήκες λειτουργίας με τη συσσώρευση νιτρωδών στην έξοδο να είναι σημαντική και να υποδηλώνει υψηλούς ρυθμούς νιτρωδοποίησης. Σημαντικό ρόλο σε αυτό έπαιξε πιθανότητα και η αύξηση του αερόβιου κύκλου λειτουργίας του SBR κατά 2 ώρες που συνέβαλλε στην απομείωση του  $\text{NH}_4\text{-N}$  αλλά περιώρισε τη διεργασία της απονιτρωδοποίησης.

Το Σχήμα 4.8 παρουσιάζει τη διακύμανση της συγκέντρωσης του ολικού COD στην είσοδο και την έξοδο του SBR σε συσχέτιση με την εκάστοτε οργανική φόρτιση. Παρατηρείται μια μεταβολή τόσο της οργανικής φόρτισης όσο και της συγκέντρωσης του COD στην είσοδο η οποία οφείλεται στις διαφοροποιήσεις των ποιοτικών χαρακτηριστικών των διαφορετικών ανά εβδομάδα "παρτίδων" στραγγιδίων από την ΕΕΛ της Ψυττάλειας. Οι διαφορετικές συγκεντρώσεις του ολικού COD των στραγγιδίων οφείλεται κυρίως στις μεταβαλλόμενες συγκεντρώσεις των αιωρούμενων στερεών των στραγγιδίων.

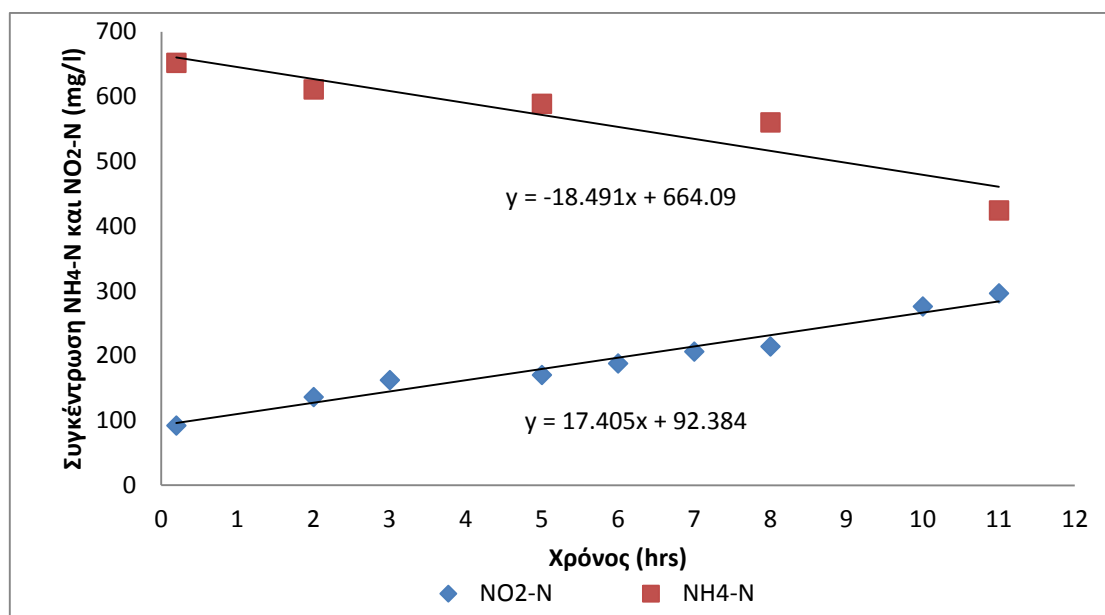


**Σχήμα 4.8:** Χρονική διακύμανση της συγκέντρωσης του ολικού COD στην είσοδο και την έξοδο του αντιδραστήρα SBR σε αντιστοιχία με την εκάστοτε οργανική φόρτιση.

Όπως συνέβη και στην 1<sup>η</sup> φάση λειτουργίας του SBR η απομάκρυνση του ολικού COD κυμάνθηκε σε χαμηλά επίπεδα. Το γεγονός αυτό οφείλεται στη χαμηλή βιοδιασπασιμότητα που παρουσιάζει το οργανικό φορτίο των στραγγιδίων αφυδάτωσης λόγω του σταδίου της αναερόβιας χώνευσης της ιλύος που προηγείται της αφυδάτωσης. Η σταθερότητα της συγκέντρωσης του COD σε κάθε περίοδο αυτής της 2<sup>ης</sup> φάσης λειτουργίας σε τιμές πάντα κοντά στα 1000 mg L<sup>-1</sup> ανεξάρτητα από τις λειτουργικές συνθήκες υποδηλώνει τη μη βιοαποδομησιμότητα του εν λόγω οργανικού κλάσματος.

### Πειράματα batch για τον προσδιορισμό της ταχύτητας νιτροδοποίησης (AUR)

Κατά τη 2<sup>η</sup> φάση λειτουργίας του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων πραγματοποιήθηκε και κάποια πειράματα batch στον αντιδραστήρα SBR με σκοπό τον προσδιορισμό της ταχύτητας νιτροδοποίησης κατά τον αερόβιο κύκλο λειτουργίας. Το Σχήμα 4.9 παρουσιάζει τη διακύμανση των συγκεντρώσεων του αμμωνιακού και νιτρώδους αζώτου κατά τη διάρκεια του αερόβιου κύκλου λειτουργίας του συστήματος.



**Σχήμα 4.9:** Προσδιορισμός της ταχύτητας νιτροδοποίησης σε πείραμα batch κατά τη 2<sup>η</sup> φάση λειτουργίας του SBR

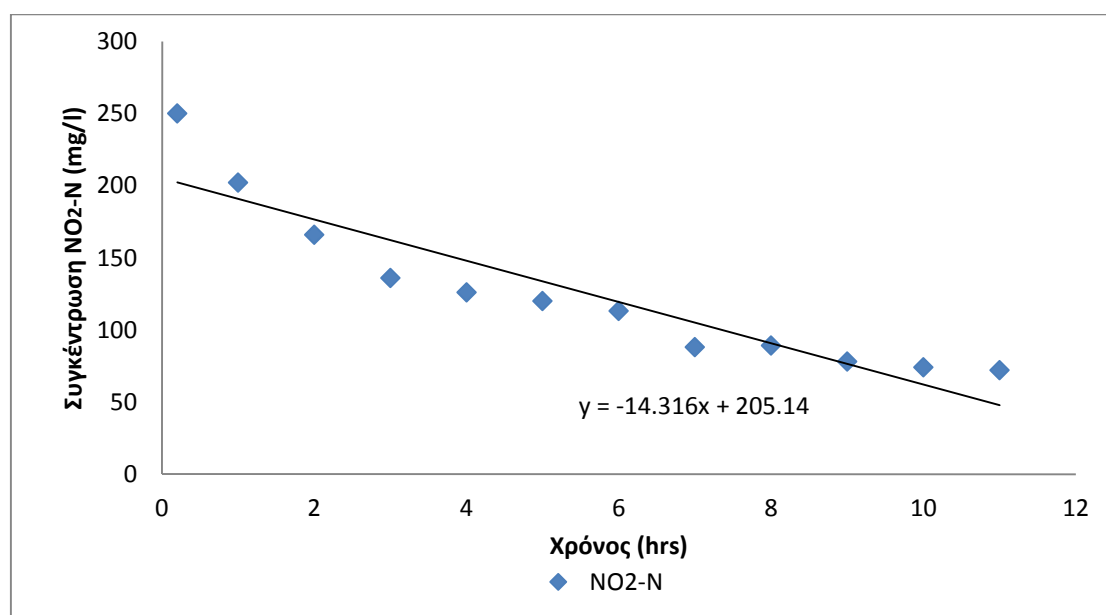
Το αμμωνιακό άζωτο οξειδώνεται σε νιτρώδη με τους ρυθμούς κατανάλωσης του πρώτου και παραγωγής του δεύτερου να είναι παρόμοιοι. Από την κλίση των 2 ευθειών και τη συγκέντρωση των πτητικών στερεών του ανάμεικτου υγρού προσδιορίστηκε η ταχύτητα νιτροδοποίησης η οποία υπολογίστηκε σε 5,96 mgNH4-N/gVSS\*hr. Στον πίνακα 4.3 παρουσιάζονται όλες οι ταχύτητες νιτροδοποίησης που προσδιορίστηκαν σε πειράματα batch.

**Πίνακας 4.3:** Ταχύτητες νιτρωδοποίησης από πειράματα batch κατά τη 2<sup>η</sup> φάση λειτουργίας του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων τύπου SBR

Ημερομηνία	AUR (mgNO <sub>2</sub> -N/gVSS hr)	AUR (mgNH <sub>4</sub> -N/gVSS hr)
4/9/2015	6,41	6,3
16/9/2015	8,08	7,53
23/9/2015	6,9	6,49
30/9/2015	5,83	6,5
6/10/2015	7,55	7,99
14/10/2015	6,09	5,3
30/10/2015	5,1	4,99
6/11/2015	5,01	5,36
11/11/2015	5,1	5,6
19/11/2015	5,61	5,96

Πειράματα batch για τον προσδιορισμό της ταχύτητας απονιτρωδοποίησης(NUR)

Κατά τη 2<sup>η</sup> φάση λειτουργίας του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων πραγματοποιήθηκαν και πειράματα batch στον αντιδραστήρα SBR με σκοπό τον προσδιορισμό της ταχύτητας απονιτρωδοποίησης κατά τον ανοξικό κύκλο λειτουργίας. Το Σχήμα 4.10 παρουσιάζει τη διακύμανση των συγκεντρώσεων του νιτρώδους αζώτου κατά τη διάρκεια του ανοξικού κύκλου λειτουργίας.



**Σχήμα 4.10:** Προσδιορισμός της ταχύτητας απονιτρωδοποίησης σε πείραμα batch κατά τη 2<sup>η</sup> φάση λειτουργίας του SBR

Το νιτρώδες άζωτο ανάγεται σε μοριακό άζωτο με τους ρυθμούς κατανάλωσης του και τη συγκέντρωση των πτητικών στερεών του ανάμεικτου υγρού να οδηγούν στον προσδιορισμό της ταχύτητας απονιτρωδοποίησης η οποία υπολογίστηκε σε 5,42 mgNO<sub>2</sub>-N/gVSS\*hr.

Στον Πίνακα 4.4 παρουσιάζονται όλες οι ταχύτητες απονιτρωδοποίησης που προσδιορίστηκαν σε πειράματα batch κατά τη 2<sup>η</sup> φάση λειτουργίας του συστήματος.

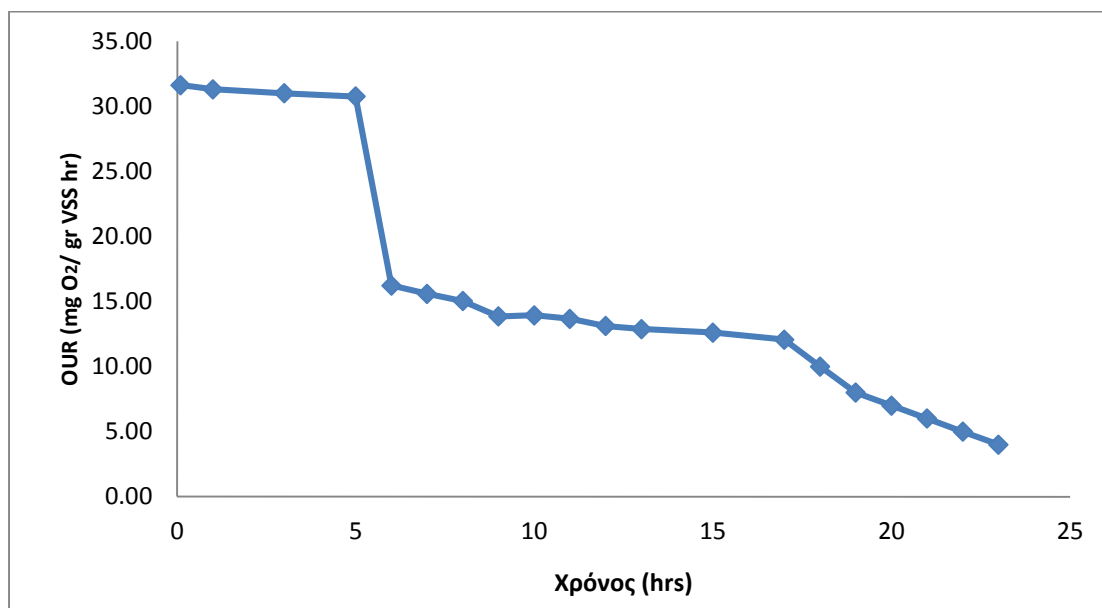
**Πίνακας 4.4:** Ταχύτητες απονιτρωδοποίησης από πειράματα batch κατά τη 2<sup>η</sup> φάση λειτουργίας του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων τύπου SBR

Ημερομηνία	NUR (mgNO <sub>2</sub> -N/gVSS hr)
30/9/2015	6,81
6/10/2015	5,42
30/10/2015	4,31
6/11/2015	4,27
19/11/2015	5,16

Πειράματα batch για τον προσδιορισμό των κλασμάτων του οργανικού φορτίου στα στραγγίδια πρωτοβάθμιας πάχυνσης

Κατά τη 2<sup>η</sup> φάση λειτουργίας του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων πραγματοποιήθηκαν και κάποια πειράματα batch στα στραγγίδια πρωτοβάθμιας πάχυνσης, τα οποία χρησιμοποιήθηκαν ως εξωτερική πηγή άνθρακα για τη βελτίωση της διεργασίας της απονιτρωδοποίησης, με σκοπό τον προσδιορισμό των κλασμάτων του COD.

Στο Σχήμα 4.11 παρουσιάζονται οι υπολογιζόμενες τιμές του OUR ανά χρονική περίοδο μέτρησης. Όπως φαίνεται από τις τιμές σχηματίζονται δύο τραπέζια τα εμβαδά των οποίων μας δίνουν το κλάσμα του εύκολα βιοδιασπάσιμου και του δύσκολα βιοδιασπάσιμου COD των στραγγιδίων.



**Σχήμα 4.11:** Προσδιορισμός κλασμάτων οργανικού φορτίου στα στραγγίδια πρωτοβάθμιας πάχυνσης

Επίσης, υπολογίστηκαν τα κλάσματα του αδρανούς διαλυτού και αδρανούς σωματιδιακού COD όπως παρουσιάζονται στον Πίνακα 4.5.

**Πίνακας 4.5:** Χαρακτηρισμός στραγγιδίων πρωτοβάθμιας πάχυνσης

Ημερομηνία	Εύκολα	Δύσκολα	Διαλυτό	Σωματιδιακό	Ολικό COD (mg/l)
	βιοδιασπάσιμο κλάσμα (% COD ολικού)	βιοδιασπάσιμο κλάσμα (% COD ολικού)	αδρανές κλάσμα (% COD ολικού)	αδρανές κλάσμα (% COD ολικού)	
14/8/2015	10,9	57,9	7,09	24	1750
20/8/2015	10,7	51,1	6	32,1	1800
26/9/2015	16,5	63,5	6,1	13,9	1200

#### **4.4 Αποτελέσματα 3<sup>ης</sup> φάσης λειτουργίας του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων**

Η τρίτη φάση λειτουργίας της πειραματικής διάταξης επεξεργασίας στραγγιδίων με την εφαρμογή της μεθόδου της νιτρωδοποίησης-απονιτρωδοποίησης έλαβε χώρα από τις 3/12/2015 έως τις 27/1/2016. Σκοπός αυτής της περιόδου ήταν η βελτιστοποίηση της απομάκρυνσης του αμμωνιακού αζώτου των στραγγιδίων αφυδάτωσης μέσω της βελτίωσης της διεργασίας της απονιτρωδοποίησης.

Η βελτιστοποίηση της διεργασίας της απονιτρωδοποίησης απαιτεί την προσθήκη ευκολοδιασπάσιμου οργανικού φορτίου κατά τη διάρκεια του ανοξικού κύκλου. Για το λόγο αυτό επιλέχθηκε η προσθήκη των 0,8L στραγγιδίων πρωτοβάθμιας πάχυνσης κατά την έναρξη του ανοξικού κύκλου λειτουργίας να αντικατασταθεί με αντίστοιχη ποσότητα στραγγιδίων από σύστημα υδρόλυσης πρωτοβάθμιας ιλύος με σκοπό την αύξηση του διαθέσιμου ευκολοδιασπάσιμου οργανικού φορτίου.

Μετά την 166<sup>η</sup> ημέρα λειτουργίας του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων εξετάστηκε η ικανότητα επεξεργασίας υψηλότερων ημερήσιων φορτίσεων αζώτου. Λόγω περιορισμών στο διαθέσιμο όγκο του αντιδραστήρα SBR, από τις 5/1/2016 και μέχρι το τέλος της πειραματικής διαδικασίας η φόρτιση του αζώτου αυξήθηκε σε 0,5 KgN/m<sup>3</sup>\*d προσθέτοντας στα εισερχόμενα στραγγίδια αφυδάτωσης 30ml διαλύματος NH<sub>4</sub>Cl συγκέντρωσης 20000mg L<sup>-1</sup>. Τα συγκεντρωτικά αποτελέσματα της 3<sup>ης</sup> φάσης λειτουργίας παρουσιάζονται στον Πίνακα 4.6 που ακολουθεί.



**Πίνακας 4.6:** Σχεδιαστικά και λειτουργικά χαρακτηριστικά συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων τύπου SBR κατά την 3<sup>η</sup> φάση λειτουργίας.

Παράμετρος	Εύρος τιμών	Μέση τιμή
Ωφέλιμος όγκος V (L)	4,8	4,8
HRT (d)	1,92	1,92
Q (L*d <sup>-1</sup> )	2,5	2,5
SRT (d)	12	12
Θερμοκρασία (°C)	17,9-23,8	21,8±1,7
DO (mg L <sup>-1</sup> )	2,15-5,65	3,87±1,62
pH-in	8,41-8,64	8,53±0,06
pH-ef	7,02-8,39	7,87±0,3
MLSS (mg L <sup>-1</sup> )	3120-4260	3749±1390
MLVSS (mg L <sup>-1</sup> )	2560-3220	2990±281
TSS-in (mg L <sup>-1</sup> )	827-2079	1198±462
TSS-ef (mg L <sup>-1</sup> )	185-310	261±58
OLR (KgCOD*m <sup>-3</sup> *d <sup>-1</sup> )	1,18-2,54	1,68±0,42
NLR (KgN*m <sup>-3</sup> *d <sup>-1</sup> )	0,41-0,54	0,49±0,05
NLRremoved(KgN*m <sup>-3</sup> *d <sup>-1</sup> )	0,25-0,41	0,33±0,05
TKN-in (mg L <sup>-1</sup> )	896-1150	1029±103
NH <sub>4</sub> -N-in (mg L <sup>-1</sup> )	779-1038	903±101
NH <sub>4</sub> -N-ef (mg L <sup>-1</sup> )	236-470	357±58
NO <sub>2</sub> -N-ef (mg L <sup>-1</sup> )	20-104	58±26
AURd (mgN/gVSS hr)	4,90-9,53	6,84±1,48
NURd (mgN/gVSS hr)	4,78-14,08	9,55±2,7
%TNremoved	53,3-69	59,7±4,2
%NH <sub>4</sub> – Nremoved	59,1-76,3	65,8±4
tCOD-in (mg L <sup>-1</sup> )	2263-4874	3227±798
sCOD-in (mg L <sup>-1</sup> )	1545-2350	1955±248
tCOD-ef (mg L <sup>-1</sup> )	791-1120	1020±115
sCOD-ef (mg L <sup>-1</sup> )	531-900	666±115

Ο χρόνος παραμονής των στερεών (Θc) διατηρήθηκε στις 12 ημέρες και ο υδραυλικός χρόνος παραμονής έμεινε αμετάβλητος στις 1,92 d. Η θερμοκρασία στο ανάμεικτο υγρό του SBR παρουσίασε μικρές σχετικά διακυμάνσεις μεταξύ 17,9-23,8 °C ενώ τα ολικά αιωρούμενα και πτητικά στερεά παρουσίασαν μια μικρή αύξηση σε σχέση με τη 2<sup>η</sup> φάση λειτουργίας με τις μέσες συγκεντρώσεις των MLSS και MLVSS να ανέρχονται σε 3749 και 2990 mg L<sup>-1</sup> αντίστοιχα.

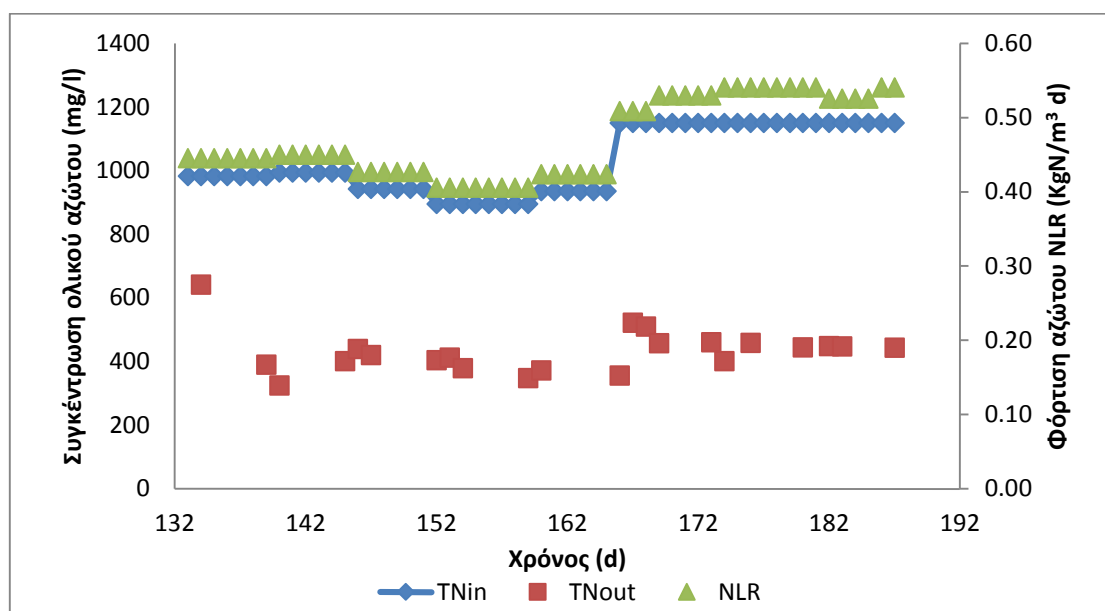
Τα στραγγίδια από την αφυδάτωση ιλύος που χρησιμοποιήθηκαν για την εργαστηριακή προσομοίωση του συστήματος SBR παρουσίασαν σημαντικές διακυμάνσεις ανά περιόδους σε διάφορα ποιοτικά χαρακτηριστικά τους. Η τιμή του pH των στραγγιδίων κυμάνθηκε από 8,41 – 8,64 ενώ τα TSS από 827 mg L<sup>-1</sup> έως 2079 mg L<sup>-1</sup>. Το ολικό και διαλυτό COD των τροφοδοτούμενων στο σύστημα στραγγιδίων (συμπεριλαμβανομένου του COD των στραγγιδίων υδρόλυσης που προστίθεντο ως εξωτερική πηγή άνθρακα κατά την έναρξη της ανοξικής φάσης) κυμάνθηκε σε μέσες συγκεντρώσεις 3227 mg L<sup>-1</sup> και 1955 mg L<sup>-1</sup> αντίστοιχα, ενώ η οργανική φόρτιση(OLR) κινήθηκε σε επίπεδα από 1,18 έως 2,54 Kg COD/m<sup>3</sup>\*d.

Το ολικό άζωτο κατά Kjeldahl των εν λόγω στραγγιδίων κυμάνθηκε από 896 – 1150 mg L<sup>-1</sup>, το αμμωνιακό άζωτο σε τιμές 779 -1038 mg L<sup>-1</sup> ενώ η φόρτιση αζώτου (NLR) καθορίστηκε σε 0,41– 0,54 KgN/m<sup>3</sup>\*d.

Μετά το τέλος κάθε ημερήσιου κύκλου λειτουργίας του SBR πραγματοποιούνταν καθίζηση και απομάκρυνση του επεξεργασμένου υπερκείμενου υγρού. Τα επεξεργασμένα λύματα κατά την 3<sup>η</sup> φάση λειτουργίας περιείχαν άζωτο υπό μορφή αμμωνιακού και νιτρώδους αζώτου. Η συγκέντρωση του NH<sub>4</sub>-N στην έξοδο κυμάνθηκε σε 357±58 mg L<sup>-1</sup> και των NO<sub>2</sub>-N σε 58±26 mg L<sup>-1</sup>. Η μέση απομάκρυνση του εισερχόμενου αμμωνιακού αζώτου έφτασε το 65,8% και του συνολικού αζώτου το 59,7%. Οι ημερήσιοι ρυθμοί νιτρωδοποίησης (AUR) που υπολογίστηκαν, κυμάνθηκαν από 6,84 έως 9,53 mgN/gVSS\*hr με μέση τιμή τα 6,84 mgN/gVSS\*hr ενώ οι ρυθμοί απονιτρωδοποίησης υπολογίστηκαν σε 4,78 – 14,08 mgN/gVSS\*hr με μέσο ρυθμό τα 9,55 mgN/gVSS\*hr.

Το Σχήμα 4.12 παρουσιάζει τη διακύμανση της συγκέντρωσης του ολικού αζώτου στην είσοδο και την έξοδο του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων με τη μέθοδο της νιτρωδοποίησης-απονιτρωδοποίησης. Η φόρτιση του αζώτου κυμάνθηκε σε 0,4-0,54

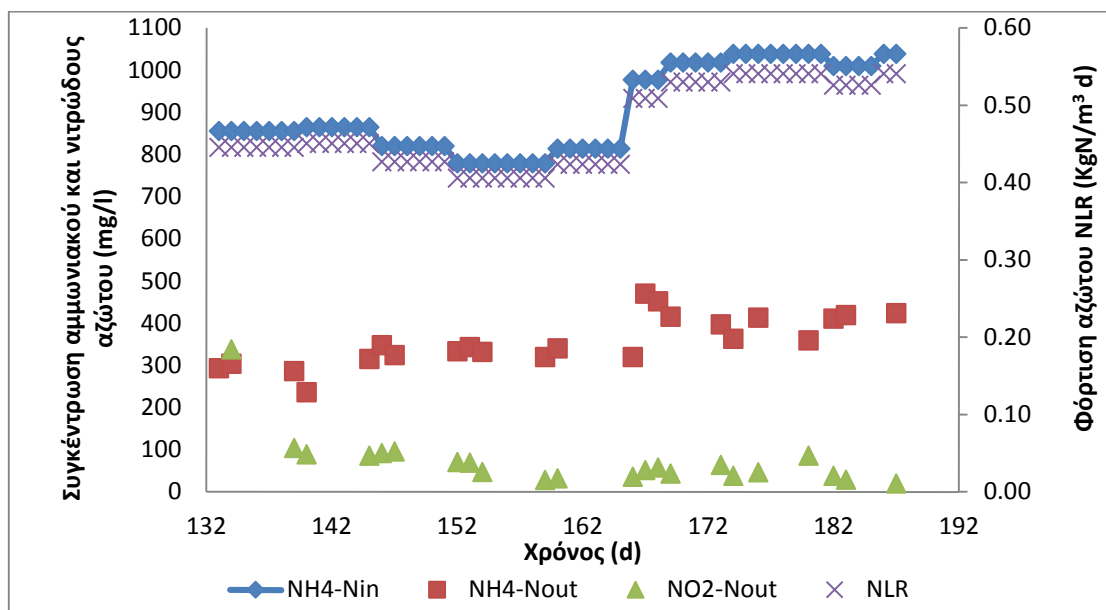
ΚgN/m<sup>3</sup>\*d με τη συγκέντρωση του ολικού αζώτου στην είσοδο του αντιδραστήρα εμφανίζει μικρές διακυμάνσεις που οφείλονται στα μεταβαλλόμενα ποιοτικά χαρακτηριστικά των στραγγιδίων που συλλέχθηκαν ανά εβδομάδα από την ΕΕΛ της Ψυττάλειας.



**Σχήμα 4.12:** Χρονική διακύμανση της συγκέντρωσης ολικού αζώτου στην είσοδο και την έξοδο του αντιδραστήρα SBR σε αντιστοιχία με την εκάστοτε φόρτιση αζώτου.

Η προσθήκη στραγγιδίων υδρόλυσης κατά την έναρξη της ανοξικής φάσης έναντι των στραγγιδίων πρωτοβάθμιας πάχυνσης που χρησιμοποιήθηκαν κατά τη 2<sup>η</sup> φάση λειτουργίας του συστήματος βελτίωσαν σημαντικά την απομάκρυνση του ολικού αζώτου. Το ολικό άζωτο στην έξοδο του συστήματος, παρουσιάζεται μια εικόνα σταθερών συγκεντρώσεων σε ένα εύρος τιμών μεταξύ 400 – 500 mg L<sup>-1</sup> περίπου με τη συνολική απομάκρυνση του TN να φτάνει το 59,7%.

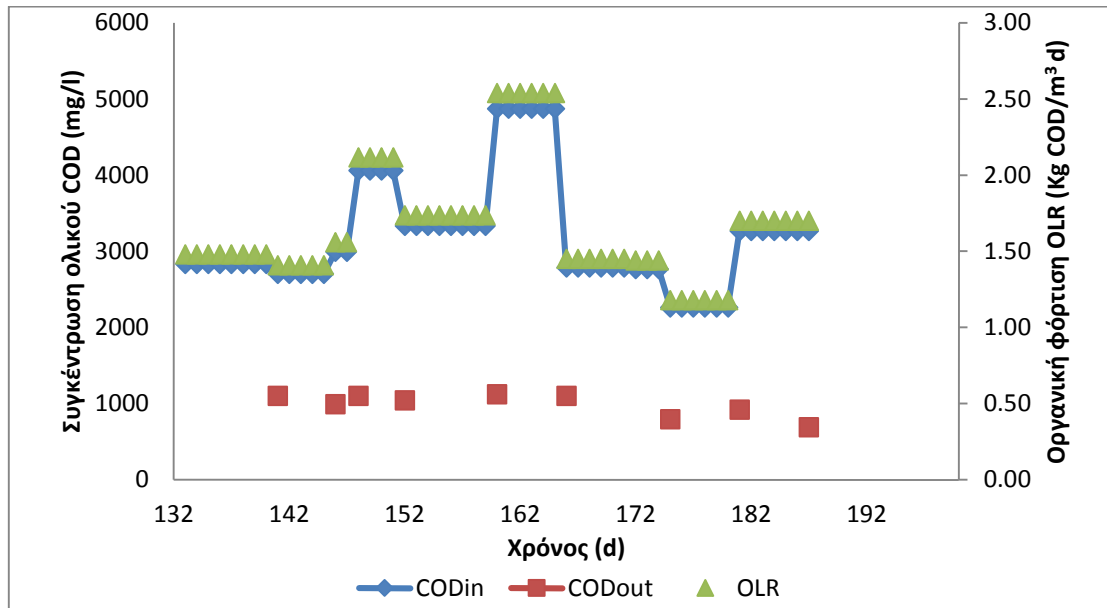
Το Σχήμα 4.13 παρουσιάζει τη διακύμανση της συγκέντρωσης των διαφόρων μορφών αζώτου σε συσχέτιση με τη φόρτιση αζώτου κατά την 3<sup>η</sup> φάση λειτουργίας του αντιδραστήρα SBR. Ειδικότερα, παρουσιάζεται η συγκέντρωση του NH<sub>4</sub>-N στην παροχή εισόδου του συστήματος, καθώς και οι συγκεντρώσεις του NH<sub>4</sub>-N και NO<sub>2</sub>-N στην εκροή του αντιδραστήρα.



**Σχήμα 4.13:** Χρονική διακύμανση της συγκέντρωσης των διαφόρων μορφών αζώτου στην είσοδο και την έξοδο του αντιδραστήρα SBR σε αντιστοιχία με την εκάστοτε φόρτιση αζώτου.

Όπως απεικονίζεται και στο ανωτέρω γράφημα, από την 166<sup>η</sup> ημέρα και έπειτα παρατηρείται μια αύξηση της φόρτισης αζώτου στην οποία το σύστημα ανταποκρίνεται ικανοποιητικά καθώς το αμμωνιακό άζωτο στην έξοδο δεν αυξάνεται σημαντικά. Όσον αφορά τη συγκέντρωση των NO<sub>2</sub>-N, καθ' όλη την 3<sup>η</sup> περίοδο λειτουργίας του συστήματος διατηρείται σε ιδιαίτερως χαμηλά επίπεδα καθώς δεν ξεπερνά σε καμία περίπτωση τα 100 mg L<sup>-1</sup>. Το γεγονός αυτό οφείλεται στην προσθήκη στραγγιδίων από σύστημα υδρόλυσης πρωτοβάθμιας ύλης τα οποία διαθέτουν σημαντική ποσότητα ευκολοδιασπάσιμου οργανικού κλάσματος και ενίσχυσαν σημαντικά τη διεργασία της απονιτροδοποίησης.

Το Σχήμα 4.14 παρουσιάζει τη διακύμανση της συγκέντρωσης του ολικού COD στην είσοδο και την έξοδο του SBR σε συσχέτιση με την εκάστοτε οργανική φόρτιση. Οι συγκεντρώσεις του ολικού COD κυμάνθηκαν σε υψηλά επίπεδα στην είσοδο του SBR λόγω κυρίως της περιεκτικότητας των στραγγιδίων υδρόλυσης σε οργανικό φορτίο. Παρόλα αυτά παρατηρείται μια μεταβολή τόσο της οργανικής φόρτισης όσο και της συγκέντρωσης του COD στην είσοδο η οποία οφείλεται στις διαφοροποιήσεις των ποιοτικών χαρακτηριστικών των διαφορετικών ανά εβδομάδα "παρτίδων" στραγγιδίων από την ΕΕΛ της Ψυττάλειας αλλά και των διαφοροποιήσεων των στραγγιδίων υδρόλυσης.

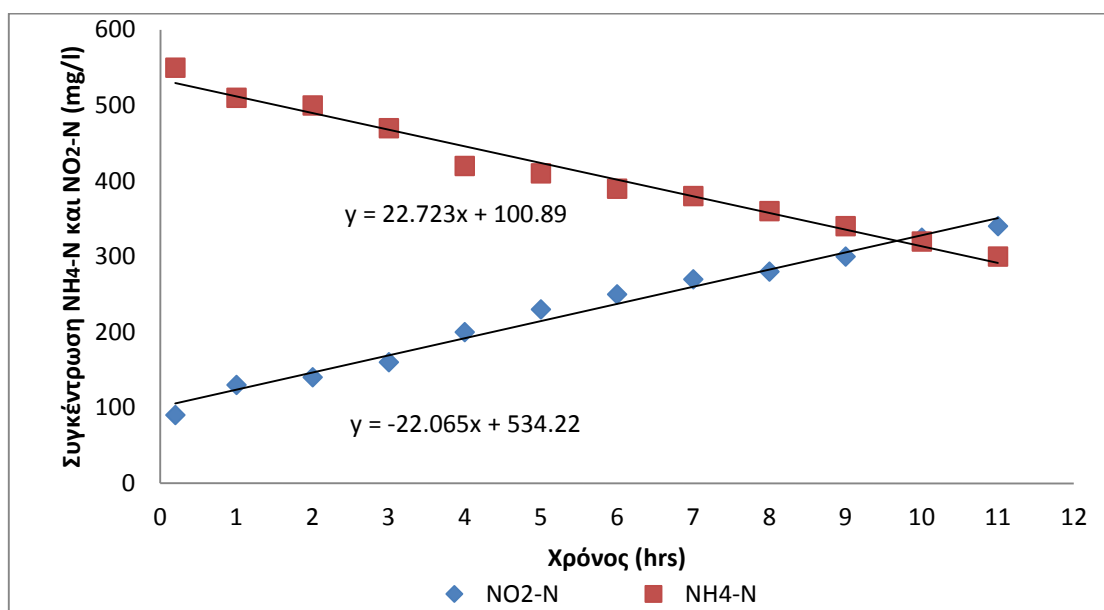


**Σχήμα 4.14:** Χρονική διακύμανση της συγκέντρωσης του ολικού COD στην είσοδο και την έξοδο του αντιδραστήρα SBR σε αντιστοιχία με την εκάστοτε οργανική φόρτιση.

Όπως παρατηρήθηκε στη 2<sup>η</sup> φάση λειτουργίας του συστήματος έτσι και στην 3<sup>η</sup>, το COD στην έξοδο παρουσιάζει συγκεντρώσεις που κυμαίνονται κοντά στα 1000 mg L<sup>-1</sup>. Αυτό υποδεικνύει τη δυσκολία αποδόμησης ενός σημαντικού κλάσματος του οργανικού φορτίου των στραγγιδίων ανεξάρτητα από τις λειτουργικές συνθήκες του συστήματος.

#### Πειράματα batch για τον προσδιορισμό της ταχύτητας νιτροδοποίησης (AUR)

Κατά την 3<sup>η</sup> φάση λειτουργίας του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων πραγματοποιήθηκαν και κάποια πειράματα batch στον αντιδραστήρα SBR με σκοπό τον προσδιορισμό της ταχύτητας νιτροδοποίησης κατά τον αερόβιο κύκλο λειτουργίας. Το Σχήμα 4.15 παρουσιάζει τη διακύμανση των συγκεντρώσεων του αμμωνιακού και νιτρώδους αζώτου κατά τη διάρκεια του αερόβιου κύκλου λειτουργίας του συστήματος.



**Σχήμα 4.15:** Προσδιορισμός της ταχύτητας νιτροδοποίησης σε πείραμα batch κατά την 3<sup>η</sup> φάση λειτουργίας του SBR

Το αμμωνιακό άζωτο οξειδώνεται σε νιτρώδη με τους ρυθμούς κατανάλωσης του πρώτου και παραγωγής του δεύτερου να είναι παρόμοιοι. Από την κλίση των 2 ευθειών και τη συγκέντρωση των πτητικών στερεών του ανάμεικτου υγρού προσδιορίστηκε η ταχύτητα νιτροδοποίησης η υπολογίστηκε σε 6,67 mg NH<sub>4</sub>-N/gVSS\*hr.

Στον Πίνακα 4.7 παρουσιάζονται όλες οι ταχύτητες νιτροδοποίησης που προσδιορίστηκαν σε πειράματα batch κατά την 3<sup>η</sup> φάση λειτουργίας του συστήματος.

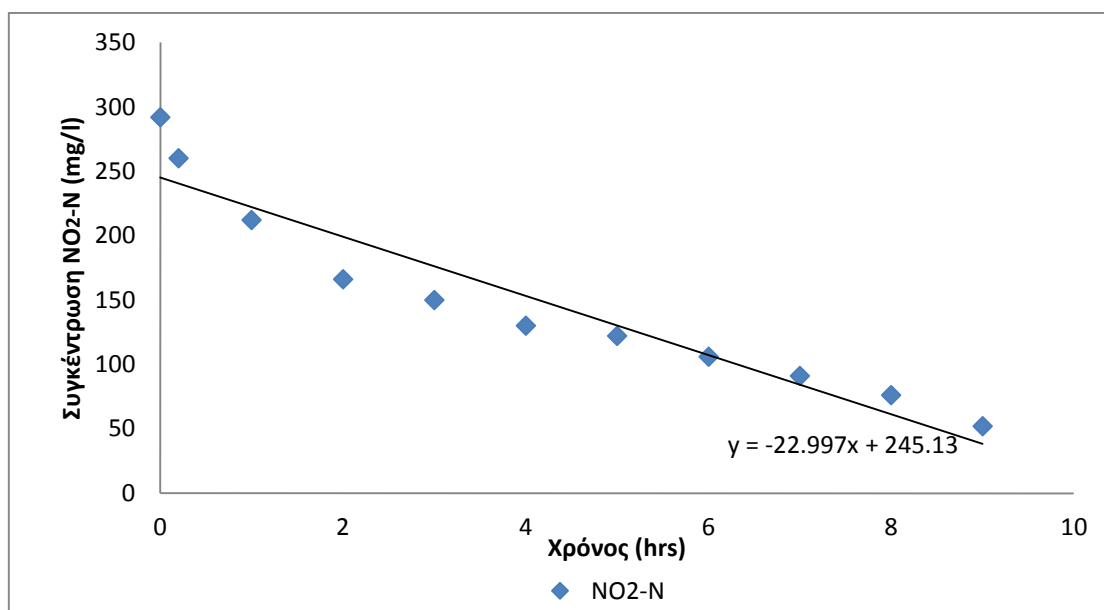
**Πίνακας 4.7:** Ταχύτητες νιτροδοποίησης από πειράματα batch κατά την 3<sup>η</sup> φάση λειτουργίας του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων τύπου SBR

Ημερομηνία	AUR (mgNO <sub>2</sub> -N/gVSS hr)	AUR (mgNH <sub>4</sub> -N/gVSS hr)
8/12/2015	6,26	6,67
18/12/2015	8,06	8,12
12/1/2016	7,86	7,99
20/1/2016	8,14	8,26

Πειράματα batch για τον προσδιορισμό της ταχύτητας απονιτροδοποίησης(NUR)

Κατά την 3<sup>η</sup> φάση λειτουργίας του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων πραγματοποιήθηκαν και κάποια πειράματα batch στον αντιδραστήρα SBR με σκοπό τον προσδιορισμό της ταχύτητας απονιτροδοποίησης κατά τον ανοξικό κύκλο λειτουργίας.

Το Σχήμα 4.16 παρουσιάζει τη διακύμανση των συγκεντρώσεων του νιτρώδους αζώτου κατά τη διάρκεια του ανοξικού κύκλου λειτουργίας του συστήματος. Το νιτρώδες άζωτο ανάγεται σε μοριακό άζωτο με τους ρυθμούς κατανάλωσης του και τη συγκέντρωση των πηκτικών στερεών του ανάμεικτου υγρού να οδηγούν στον προσδιορισμό της ταχύτητας απονιτρωδοποίησης η οποία υπολογίστηκε σε 7,23 mg NO<sub>2</sub>-N/gVSS\*hr.



**Σχήμα 4.16:** Προσδιορισμός της ταχύτητας απονιτρωδοποίησης σε πείραμα batch κατά την 3<sup>η</sup> φάση λειτουργίας του SBR

Στον πίνακα 4.8 παρουσιάζονται όλες οι ταχύτητες απονιτρωδοποίησης που προσδιορίστηκαν σε πειράματα batch κατά την 3<sup>η</sup> φάση λειτουργίας του συστήματος.

**Πίνακας 4.8:** Ταχύτητες απονιτρωδοποίησης από πειράματα batch κατά την 3<sup>η</sup> φάση λειτουργίας του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων τύπου SBR

Ημερομηνία	NUR (mgNO <sub>2</sub> -N/gVSS hr)
8/12/2015	7,23
18/12/2015	8,42
12/1/2016	12,62
20/1/2016	12,02

Πειράματα batch για τον προσδιορισμό των κλασμάτων του οργανικού φορτίου στα στραγγίδια υδρολυμένης πρωτοβάθμιας ιλύος

Κατά την 3<sup>η</sup> φάση λειτουργίας του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων πραγματοποιήθηκαν και κάποια πειράματα batch στα στραγγίδια από την υδρόλυση πρωτοβάθμιας ιλύος, τα οποία χρησιμοποιήθηκαν ως εξωτερική πηγή άνθρακα για τη βελτίωση της διεργασίας της απονιτροδοποίησης, με σκοπό τον προσδιορισμό των κλασμάτων του COD.

Όπως προέκυψε από τα πειράματα των χαρακτηρισμών κατά τα πειράματα batch, τουλάχιστον το 90% του ολικού COD είναι είτε εύκολα είτε δύσκολα βιοδιασπάσιμο (Πίνακας 4.9).

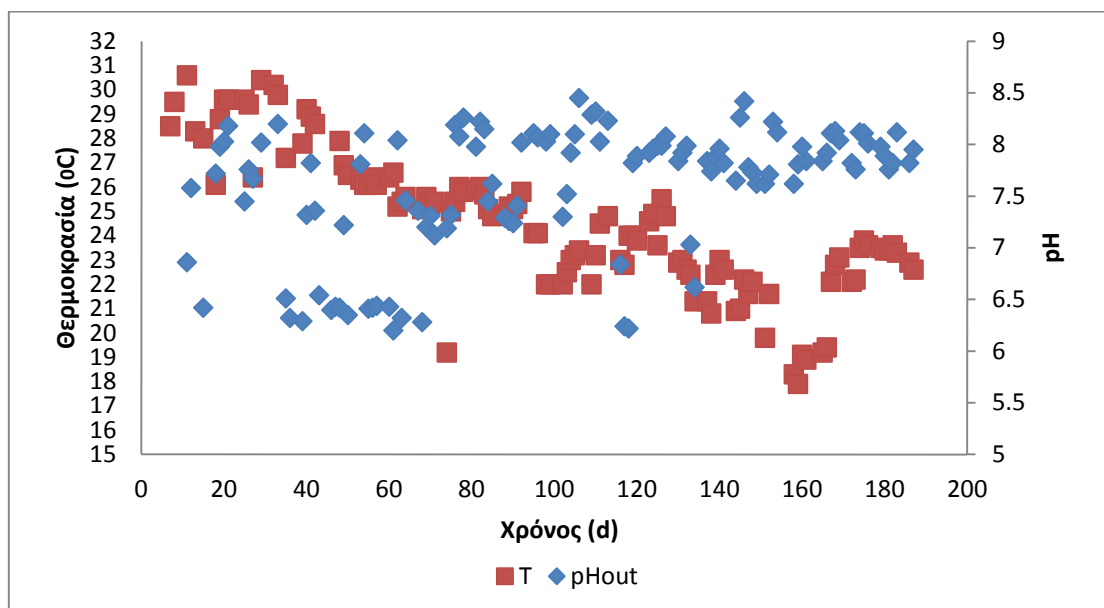
**Πίνακας 4.9:** Χαρακτηρισμός στραγγιδίων υδρόλυσης πρωτοβάθμιας ιλύος

Ημερομηνία	Εύκολα	Δύσκολα	Διαλυτό	Σωματιδιακό	Ολικό COD (mg/l)
	βιοδιασπάσιμο κλάσμα (%) COD ολικού)	βιοδιασπάσιμο κλάσμα (%) COD ολικού)	αδρανές κλάσμα (%) COD ολικού)	αδρανές κλάσμα (%) COD ολικού)	
16/12/2015	50,18	48,20	0,92	0,70	8010
6/1/2016	53,59	36,54	2,8	7,07	3415

#### **4.5 Παρουσίαση συγκεντρωτικών αποτελεσμάτων και συσχέτιση λειτουργικών παραμέτρων**

Το σύστημα λειτούργησε σε ένα εύρος θερμοκρασιών στο ανάμεικτο υγρό του αντιδραστήρα που κυμάνθηκε από 17,9 °C έως 30,6 °C. Η μεταβολή της θερμοκρασίας στον αντιδραστήρα ήταν συνυφασμένη με τις εποχικές θερμοκρασίες του εξωτερικού περιβάλλοντος. Το Σχήμα 4.17 απεικονίζει τη χρονική διακύμανση της θερμοκρασίας και του pH καθ' όλη τη διάρκεια της εργαστηριακής προσομοίωσης του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων τύπου SBR.

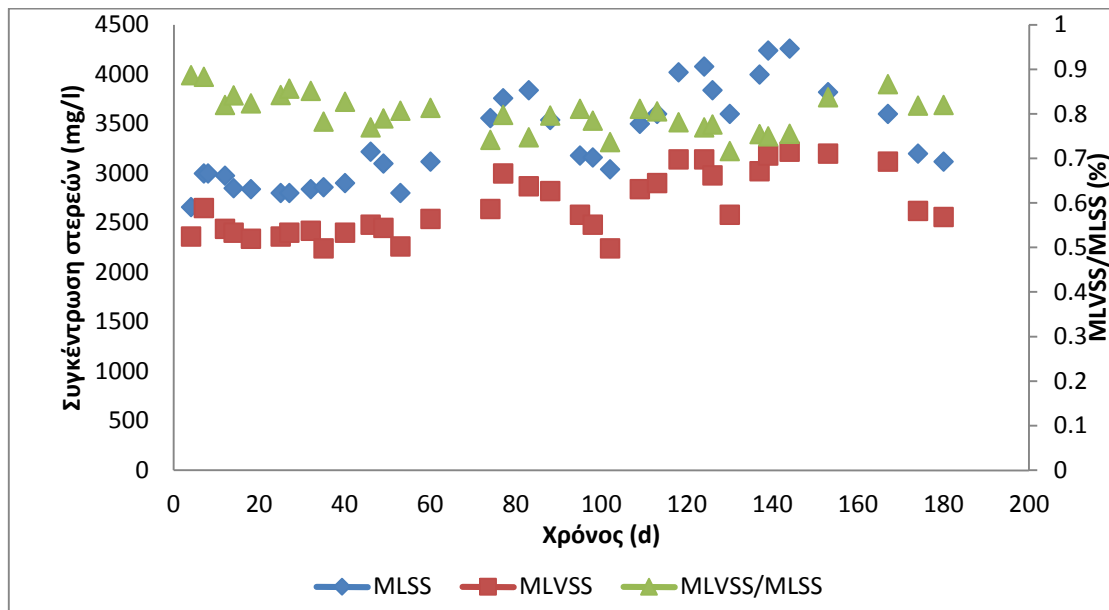




**Σχήμα 4.17:** Χρονική διακύμανση θερμοκρασίας και pH

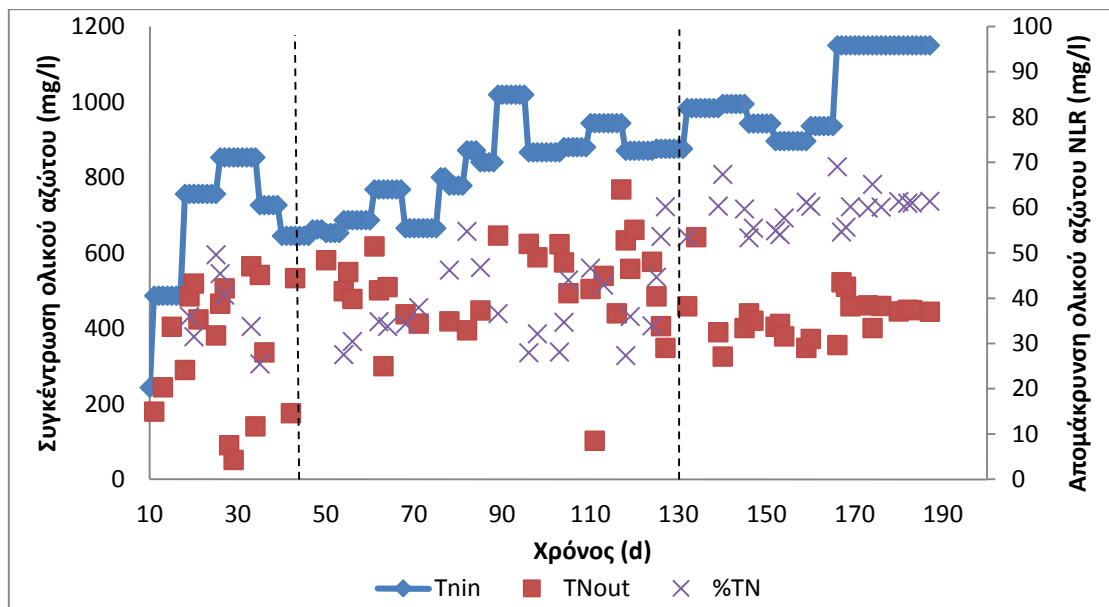
Το pH στην έξοδο του συστήματος εμφάνισε σημαντικές διακυμάνσεις ανάλογα με την περίοδο και τις συνθήκες λειτουργίας. Τις πρώτες 60 περίπου ημέρες λειτουργίας του SBR παρατηρούνται κατά διαστήματα χαμηλές τιμές pH στην έξοδο λόγω της κατανάλωσης αλκαλικότητας κατά τη διεργασία της νιτροδοποίησης. Η προσθήκη εξωτερικής πηγής άνθρακα βελτίωσε από το σημείο αυτό και έπειτα τη διεργασία της απονιτροδοποίησης με αποτέλεσμα την ανάκτηση μέρους της αλκαλικότητας και την εμφάνιση υψηλότερων τιμών pH μετά το τέλος κάθε κύκλου λειτουργίας.

Το Σχήμα 4.18 παρουσιάζει τη χρονική διακύμανση των ολικών αιωρούμενων στερεών και πτητικών στερεών στο ανάμεικτο υγρό του SBR. Όπως είναι εμφανές τα MLVSS κατά τους 6 μήνες λειτουργίας του συστήματος παρουσίασαν μικρή αύξηση με τη μεταβολή των συγκεντρώσεων των MLSS να είναι μεγαλύτερη λόγω συσσώρευσης αδρανών στερεών. Σε κάθε περίπτωση τα οργανικά στερεά αποτελούσαν το 75 – 85% των ολικών στερεών του ανάμεικτου υγρού κάτι που υποδεικνύει την καλή ποιότητα της βιομάζας του συστήματος.



**Σχήμα 4.18:** Χρονική διακύμανση ολικών αιωρούμενων και πηκτικών στερεών

Το Σχήμα 4.19 παρουσιάζει τη συνολική εικόνα του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων κατά τη διάρκεια λειτουργίας του, σε ότι αφορά το συνολικό άζωτο που εισέρχεται και εξέρχεται του συστήματος με τα αντίστοιχα ποσοστά απομάκρυνσης.



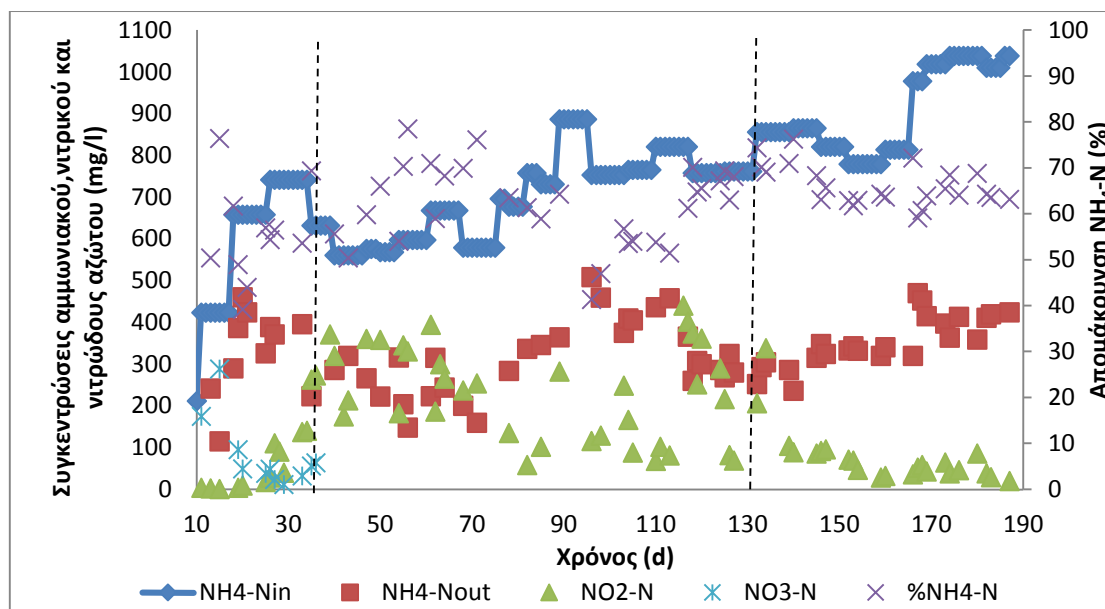
**Σχήμα 4.19:** Χρονική διακύμανση της συγκέντρωσης ολικού αζώτου στην είσοδο και την έξοδο του αντιδραστήρα SBR σε αντιστοιχία με την εκάστοτε απομάκρυνση ολικού αζώτου.

Όπως είναι εμφανές η βέλτιστη απομάκρυνση του ολικού αζώτου επιτυγχάνεται κατά την 3<sup>η</sup> φάση λειτουργίας του συστήματος. Αυτό οφείλεται κυρίως στη βελτιστοποίηση

της διεργασίας της απονιτροδοποίησης σε αυτή τη φάση λειτουργίας του SBR που επετεύχθη χάρη στην προσθήκη στραγγιδίων από την υδρόλυση πρωτοβάθμιας ιλύος στην έναρξη των ανοξικών κύκλων.

Το Σχήμα 4.20 παρουσιάζει τη διακύμανση των συγκεντρώσεων των διαφόρων μορφών αζώτου στην είσοδο και έξοδο του αντιδραστήρα. Κατά τη διάρκεια των τριών φάσεων λειτουργίας επιλέχθηκε η σταδιακή αύξηση του εισερχόμενου στο σύστημα αμμωνιακού αζώτου.

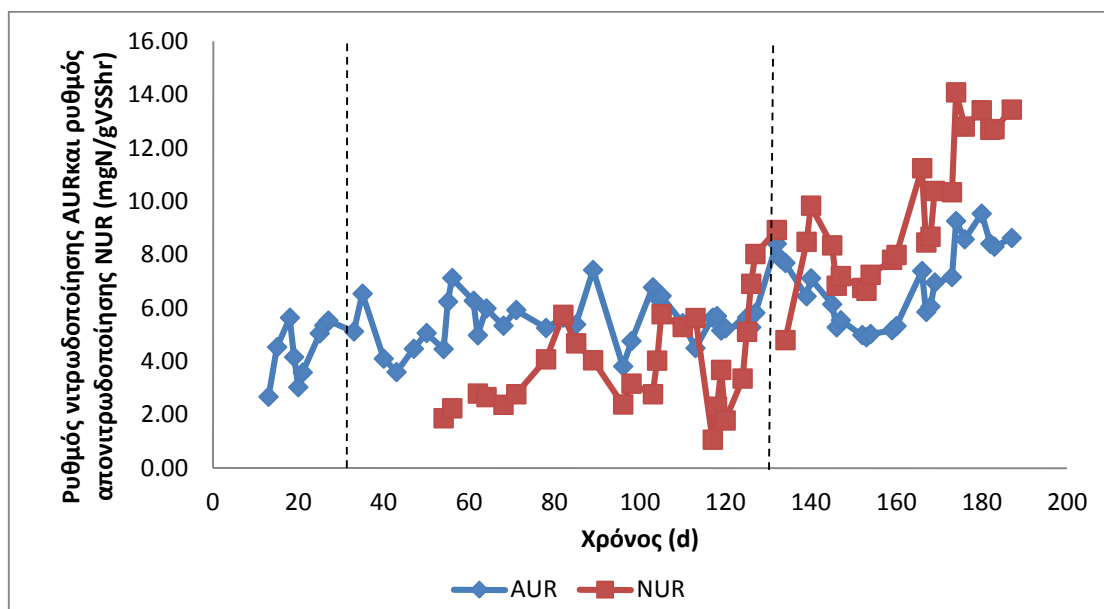
Στην έξοδο του συστήματος, κατά κύριο λόγο εμφανίστηκαν σημαντικές συγκεντρώσεις  $\text{NH}_4\text{-N}$  και  $\text{NO}_2\text{-N}$  ενώ συγκεντρώσεις  $\text{NO}_3\text{-N}$  παρουσιάστηκαν μόνα κατά τις πρώτες ημέρες λειτουργίας του συστήματος, υπό χαμηλές φορτίσεις αζώτου και πριν τη σταθεροποίηση της νιτροδοποίησης.



**Σχήμα 4.20:** : Χρονική διακύμανση της συγκέντρωσης των διαφόρων μορφών αζώτου στην είσοδο και την έξοδο του αντιδραστήρα SBR σε αντιστοιχία με την εκάστοτε απομάκρυνση αμμωνιακού αζώτου.

Τα ποσοστά απομάκρυνσης του αμμωνιακού αζώτου ουσιαστικά προσδιορίζουν τη μάζα του  $\text{NH}_4\text{-N}$  που οξειδώθηκε ανά κύκλο λειτουργίας σε  $\text{NO}_2\text{-N}$ . Εκτός από ένα μικρό διάστημα κατά τη 2<sup>η</sup> φάση λειτουργίας, όπου το σύστημα άργησε να ανταποκριθεί στην αύξηση της φόρτισης αζώτου, τα ποσοστά μετατροπής του  $\text{NH}_4\text{-N}$  σε  $\text{NO}_2\text{-N}$  είναι σχετικά σταθερά κοντά στο 55-65%.

Επίσης, υπολογίστηκαν οι ημερήσιες ταχύτητες νιτροδοποίησης και απονιτροδοποίησης μέσω των συγκεντρώσεων των NH<sub>4</sub>-N και NO<sub>2</sub>-N στην έναρξη και λήξη κάθε ημερήσιου κύκλου με αναγωγή στη χρονική διάρκεια της αερόβιας και ανοξικής φάσης (Σχήμα 4.21).



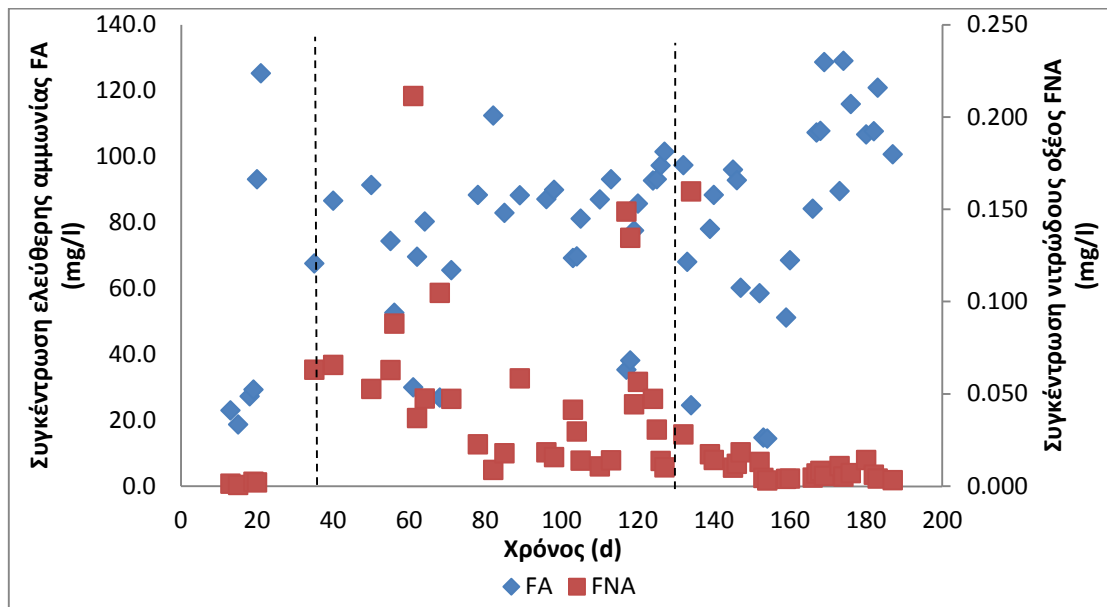
**Σχήμα 4.21:** Διακύμανση των ημερήσιων ταχυτήτων νιτροδοποίησης και απονιτροδοποίησης

Με το πέρασμα του χρόνου παρατηρείται μια μικρή αυξητική τάση της ταχύτητας νιτροδοποίησης με τις υψηλότερες τιμές να εμφανίζονται στην 3<sup>η</sup> φάση λειτουργίας. Την ίδια περίοδο παρουσιάζονται και οι μεγαλύτερες ταχύτητες απονιτροδοποίησης με μέση ταχύτητα τα 9,55 mgN/gVSS\*hr. Αυτό είναι απόλυτα φυσιολογικό καθώς με την προσθήκη των στραγγιδίων υδρόλυσης κατά την 3<sup>η</sup> φάση επιτεύχθηκε σχεδόν πλήρης απομάκρυνση του παραγόμενου νιτρώδους αζώτου.

Το Σχήμα 4.22 παρουσιάζει τις συγκεντρώσεις της ελεύθερης αμμωνίας (FA) και του ελεύθερου νιτρώδους οξέος (FNA). Οι τιμές τους υπολογίστηκαν σύμφωνα με τις σχέσεις των Aslan et al. (2009):

$$FA(mg/l) = \frac{17 \Sigma_{NH_4-N} \left(\frac{mg}{l}\right) * 10^{pH}}{14 * e^{6344/(273+T)} + 10^{pH}}$$

$$FNA(mg/l) = \frac{47 \Sigma_{HNO_2} (mg/l)}{14 \exp^{-\left(\frac{2300}{273-T}\right)} * 10^{pH}}$$



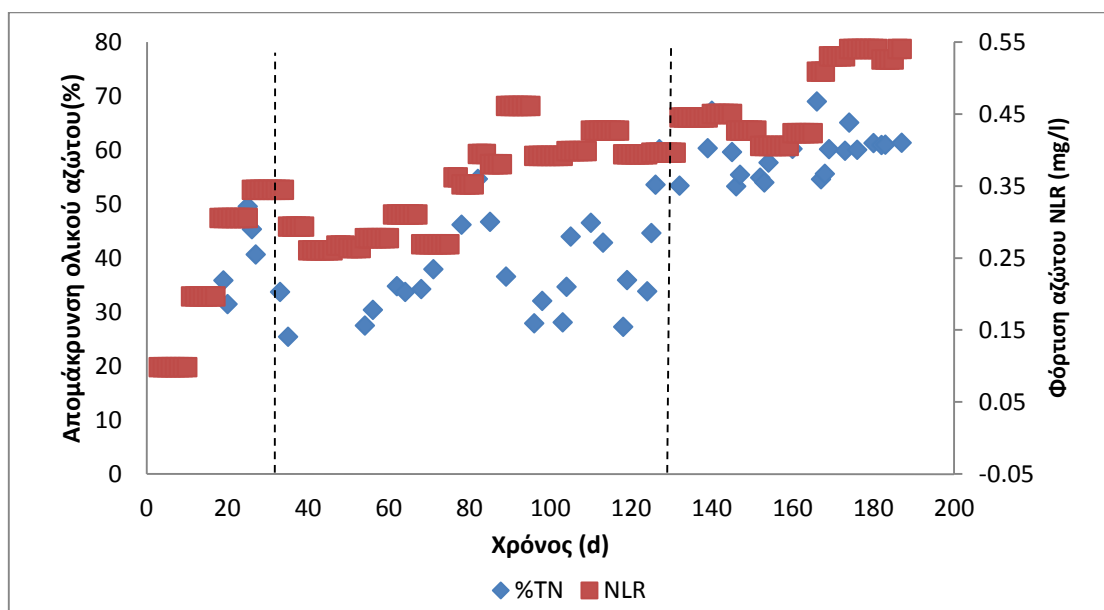
**Σχήμα 4.22:** Υπολογισμένες συγκεντρώσεις FA και FNA στο σύστημα επεξεργασίας στραγγιδίων τύπου SBR

Το νιτρώδες οξύ μπορεί να παρεμποδίσει την ανάπτυξη των NOB βακτηρίων ακόμη και σε πολύ χαμηλές συγκεντρώσεις της κλίμακας των  $0,02-0,03 \text{ mg L}^{-1}$  (Zhou et al., 2011). Η συγκεντρώσεις του FNA στον SBR κυμάνθηκαν σε αυτά αλλά και σε υψηλότερα επίπεδα για σημαντικές χρονικές περιόδους συμβάλλοντας από την πλευρά τους στην έκπλυση των NOB βακτηρίων από το σύστημα. Το συμπέρασμα αυτό μπορεί να ενισχυθεί από την παρατήρηση δραστηριότητας των NOB βακτηρίων κατά τις πρώτες 20 ημέρες όπου η συγκεντρώσεις του FNA ήταν μηδενικές και το αμμωνιακό άζωτο οξειδωνόταν σε  $\text{NO}_3\text{-N}$ .

Όσον αφορά την ελεύθερη αμμωνία, οι Anthonisen et al. (1976) διαπίστωσαν την παρεμπόδιση των νιτροκοποιητικών βακτηρίων από τις συγκεντρώσεις ελεύθερης αμμωνίας  $0,1-1 \text{ mg L}^{-1}$  ενώ αντίστοιχα παρεμπόδιση της δράσης των νιτροδοποιητών παρατηρήθηκε για σημαντικά υψηλότερες συγκεντρώσεις FA της τάξης των  $10-150 \text{ mg L}^{-1}$ . Στον αντιδραστήρα SBR υπολογίστηκαν συγκεντρώσεις FA της τάξης των  $60 - 120 \text{ mg L}^{-1}$  παρόλα αυτά δεν μπορεί να θεωρηθεί ότι σε κάποια περίοδο έδρασε παρεμποδιστικά έναντι των AOB βακτηρίων.

Το Σχήμα 4.23 παρουσιάζει την απομάκρυνση του ολικού αζώτου σε συσχέτιση με τη φόρτιση αζώτου. Το ποσοστό απομάκρυνσης δεν φαίνεται να επηρεάζεται τόσο από τη

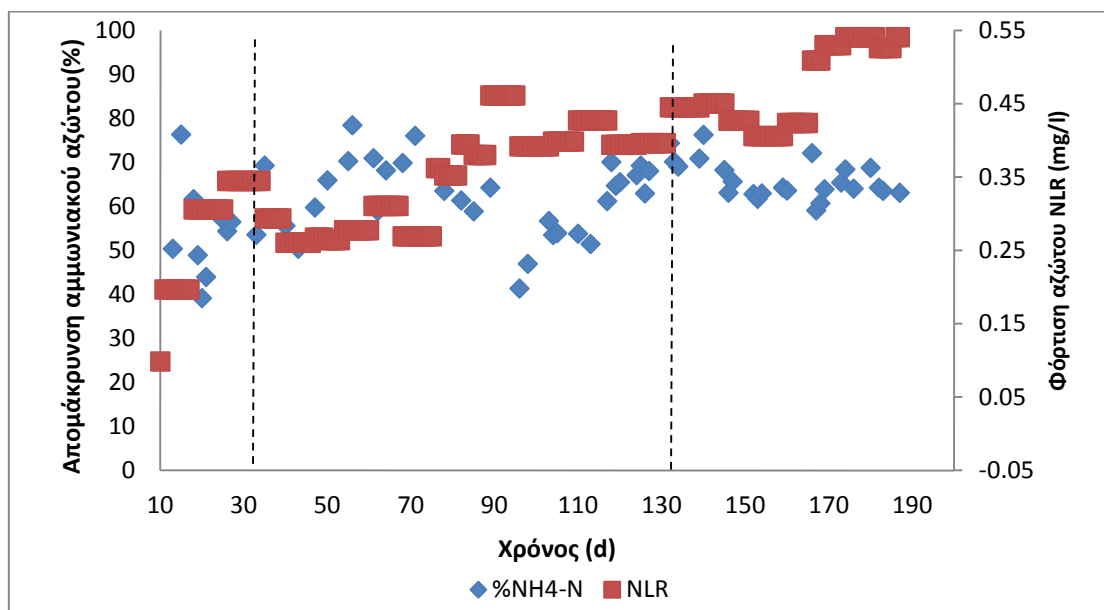
φόρτιση αζώτου όσο από τις εκάστοτε λειτουργικές συνθήκες του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων.



**Σχήμα 4.23:** Συσχέτιση φόρτισης αζώτου και απομάκρυνσης ολικού αζώτου από το σύστημα επεξεργασίας στραγγιδίων τύπου SBR

Μπορεί να παρατηρηθεί ότι παρά τις υψηλότερες φορτίσεις αζώτου κατά την 3<sup>η</sup> φάση λειτουργίας η ποσοστιαία απομάκρυνση αζώτου ήταν υψηλότερη από ποτέ.

Στη συνέχεια παρουσιάζεται η συσχέτιση της φόρτισης αζώτου και του ποσοστού οξείδωσης του αμμωνιακού αζώτου σε νιτρικά η νιτρώδη (Σχήμα 4.24).

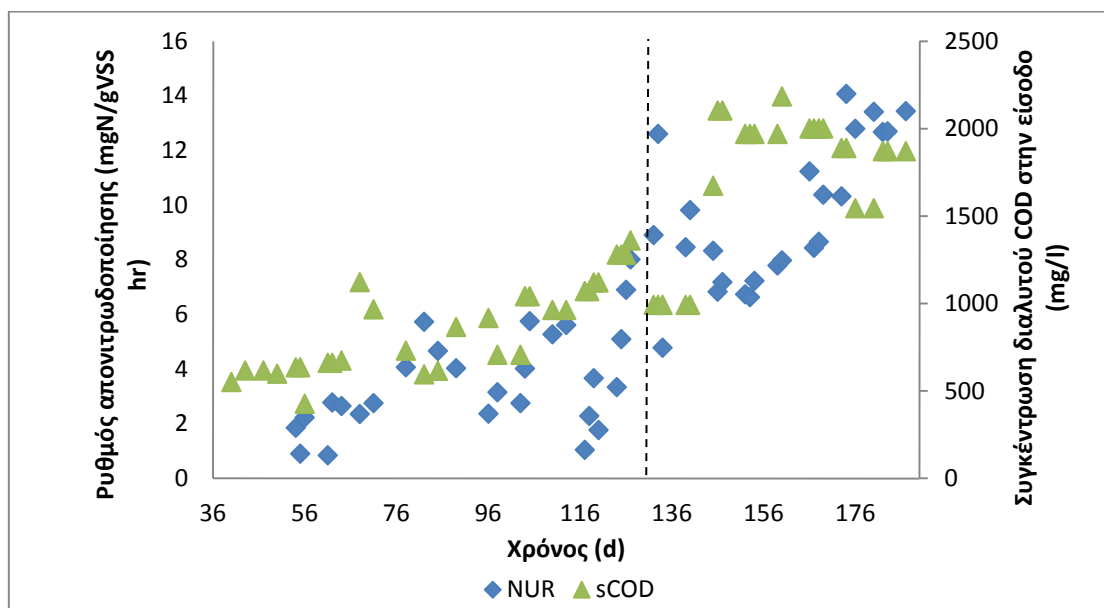


**Σχήμα 4.24:** Συσχέτιση φόρτισης αζώτου και απομάκρυνσης αμμωνιακού αζώτου από το σύστημα επεξεργασίας στραγγιδίων τύπου SBR

Σε αντίθεση με την απομάκρυνση του ολικού αζώτου όπου παρατηρήθηκαν σημαντικές διαβαθμίσεις ανά φάση λειτουργίας, ο βαθμός απομάκρυνσης του αμμωνιακού αζώτου δεν επέδειξε σημαντική βελτίωση.

Σε κάθε περίπτωση, ένα ποσοστό από 50% έως 60% του αμμωνιακού αζώτου οξειδώθηκε σε νιτρώδη. Η λειτουργία του SBR σε περισσότερους από έναν κύκλους λειτουργίας ανα ημέρα πιθανώς να βελτίωνε τα ποσοστά απομάκρυνσης του NH<sub>4</sub>-N.

Ακόμη, υπολογίστηκε η συσχέτιση μεταξύ των ημερήσιων ταχυτήτων απονιτρωδοποίησης και του διαθέσιμου διαλυτού COD που τροφοδοτούνταν σε κάθε κύκλο λειτουργίας στον αντιδραστήρα (Σχήμα 4.25).

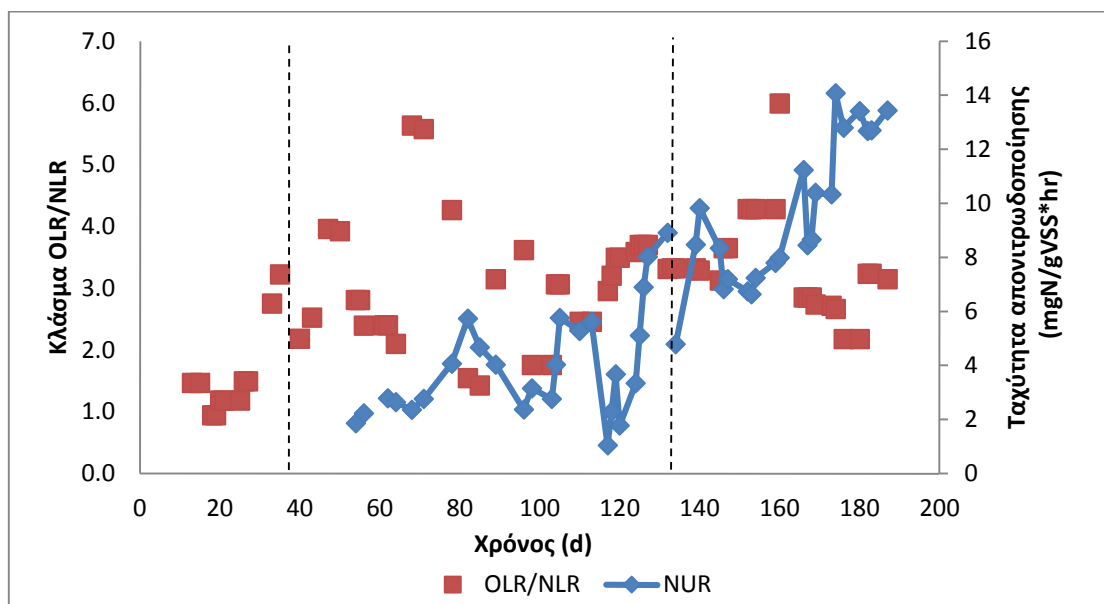


**Σχήμα 4.25:** Συσχέτιση ημερησίων ταχυτήτων απονιτροδοποίησης και διαθέσιμου διαλυτού COD

Όπως είναι εμφανές, οι ταχύτητες απονιτροδοποίησης ακολουθούν μια αυξητική τάση καθώς αυξάνεται το διαθέσιμο οργανικό φορτίο. Σημαντική αύξηση των ταχυτήτων απονιτροδοποίησης παρατηρείται κατά την 3<sup>η</sup> φάση λειτουργίας του συστήματος όπου η προσθήκη στραγγιδίων υδρόλυσης αύξησε σημαντικά τον διαθέσιμο οργανικό άνθρακα και συνέβαλε στη βελτιστοποίηση της απονιτροδοποίησης.

Το Σχήμα 4.26 παρουσιάζει την ημερήσια ταχύτητα απονιτροδοποίησης σε σχέση με το κλάσμα OLR/NLR που χαρακτηρίζει τα στραγγίδια που τροφοδοτήθηκαν καθημερινά στο σύστημα.



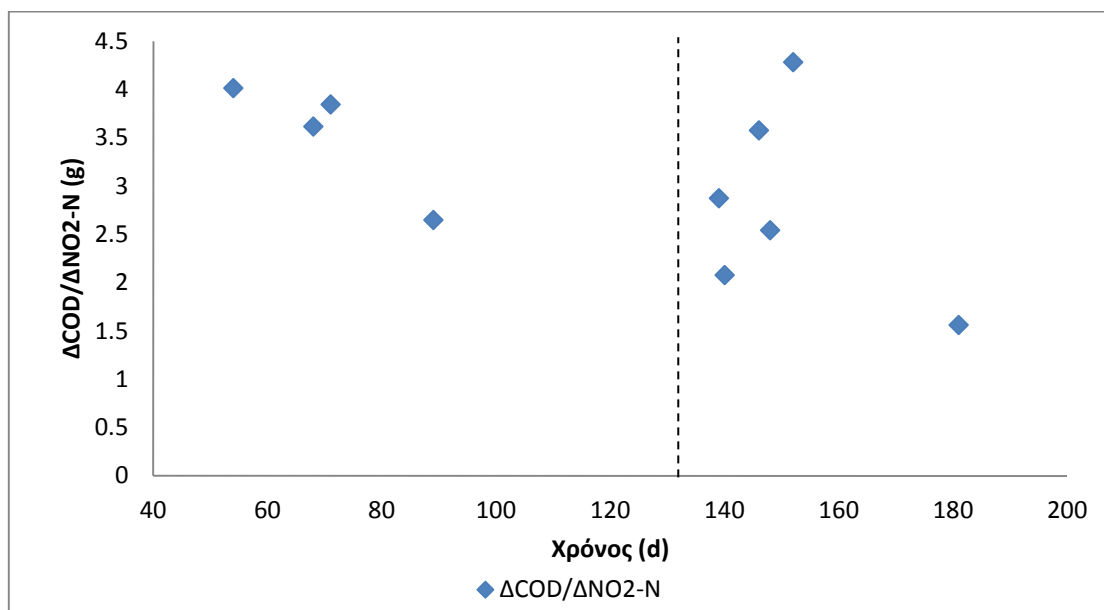


**Σχήμα 4.26:** Συσχέτιση του κλάσματος οργανικής φόρτισης/φόρτισης αζώτου και της ταχύτητας απονιτρωδοποίησης.

Παρότι η τιμή του κλάσματος OLR/NLR παρέμεινε σχετικά σταθερή σε όλες τις φάσεις λειτουργίας του συστήματος η ταχύτητα απονιτρωδοποίησης κατά την 3<sup>η</sup> φάση λειτουργίας αυξήθηκε καθώς η αντικατάσταση των στραγγιδίων πάχυνσης με στραγγίδια υδρόλυσης δεν επηρέασε το λόγο του C:N αλλά αύξησε το ευκολοδιασπάσιμο οργανικό κλάσμα.

Επίσης, υπολογίστηκε ο λόγος  $\Delta\text{COD}/\Delta\text{NO}_2\text{-N}$  κατά τη 2<sup>η</sup> και 3<sup>η</sup> φάση λειτουργίας του συστήματος όπου επιλέχθηκε η προσθήκη εξωτερικής πηγής άνθρακα για τη βελτιστοποίηση της διεργασίας της απονιτρωδοποίησης (Σχήμα 4.27).

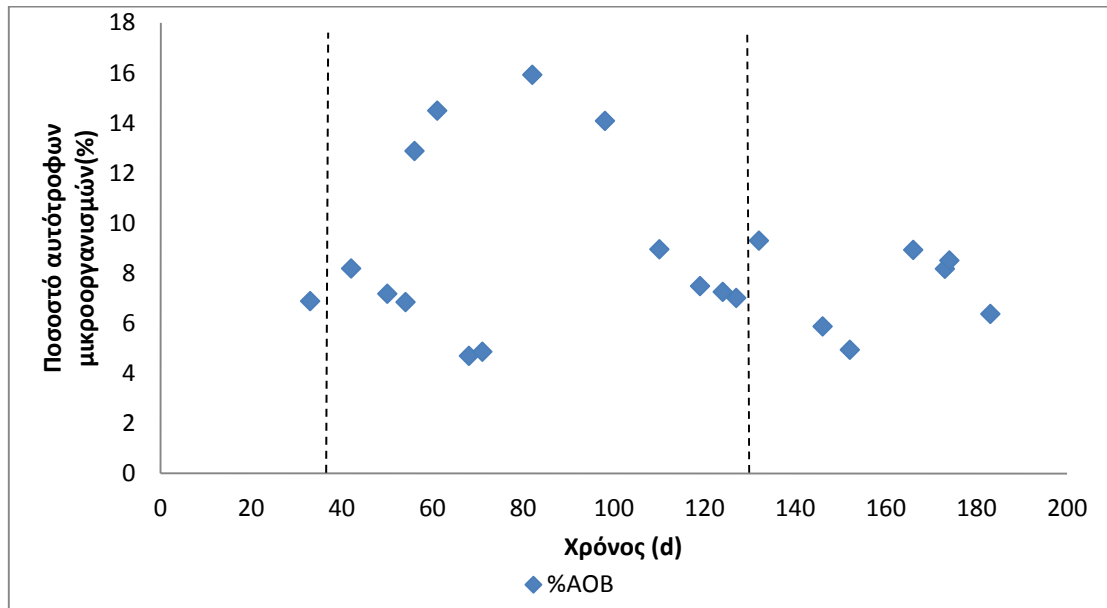
Κατά τη 2<sup>η</sup> φάση λειτουργίας του SBR επιλέχθηκε η προσθήκη στραγγιδίων από την πάχυνση πρωτοβάθμιας ιλύος κατά την έναρξη του ανοξικού κύκλου. Στην περίοδο αυτή υπολογίστηκε μια απαίτηση από 2,65 έως και 4 gCOD/gNO<sub>2</sub>-N που απομακρύνθηκε μέσω απονιτρωδοποίησης.



**Σχήμα 4.27:** Απαίτηση COD ανά  $\text{gNO}_2\text{-N}$  που απομακρύνεται κατά τη διεργασία της απονιτροποίησης

Στην 3<sup>η</sup> φάση λειτουργίας, όπου επιλέχθηκε η χρήση στραγγιδίων από την υδρόλυση πρωτοβάθμιας ιλύος, ο λόγος  $\Delta\text{COD}/\Delta\text{NO}_2\text{-N}$  δεν μεταβλήθηκε ιδιαίτερα. Η διακύμανση της απαιτούμενης ποσότητας οργανικού φορτίου για την απομάκρυνση των νιτροδών κυμάνθηκε μεταξύ 1,6-4,28  $\text{gCOD}/\text{gNO}_2\text{-N}$  (Σχήμα 4.27) ενώ συνήθως ο λόγος για την απονιτροποίηση αστικών λυμάτων ισούται με 4-6  $\text{gCOD}/\text{gNO}_2\text{-N}$ .

Τέλος, πραγματοποιήθηκε ο προσδιορισμός της αυτοτροφικής βιομάζας του συστήματος σε διάφορες χρονικές περιόδους. Η συγκέντρωση των νιτροδοποιητικών βακτηρίων της βιομάζας του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων προσδιορίστηκε μέσω της ποσοτικοποίησης των αυτοτροφών μικροοργανισμών σε σχέση με τα MLVSS (Σχήμα 4.28).



**4.28:** Ποσοστό αυτότροφων μικροοργανισμών στη βιομάζα του αντιδραστήρα SBR

Σχήμα Τα ποσοστά των νιτροδοποιητών στη συνολική βιομάζα παρουσίασαν σημαντικές διακυμάνσεις με τις περισσότερες τιμές να κυμαίνονται μεταξύ 5-10% . Κατά την 1<sup>η</sup> φάση λειτουργίας τα AOB βακτήρια υπολογίστηκαν σε 6,9% της συνολικής βιομάζας.

Κατά τη 2<sup>η</sup> φάση λειτουργίας, το ποσοστό των νιτροδοποιητών επί του συνόλου της βιομάζας κυμάνθηκε σε υψηλότερα ποσοστά με τη μέση τιμή να υπολογίζεται σε 9,2% της βιομάζας. Στην 3<sup>η</sup> φάση λειτουργίας οι νιτροδοποιητές έδειξαν να αποτελούν το 7,1% της συνολικής βιομάζας καθώς η αύξηση του εισερχόμενου οργανικού φορτίου σε αυτή την περίοδο φαίνεται πως ευνόησε της ανάπτυξη των ετερότροφων βακτηρίων.

## 5. Συμπεράσματα

Η εργαστηριακή προσομοίωση συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων ιλύος μέσω νιτρωδοποίησης-απονιτρωδοποίησης έλαβε χώρα στο εργαστήριο Υγειονομικής Τεχνολογίας και περιλάμβανε τη χρήση ενός αντιδραστήρα SBR, ο οποίος λειτούργησε για μια χρονική περίοδο 187 ημερών (24/7/2015-27/1/2016). Το σύστημα επεξεργασίας στραγγιδίων έργων ιλύος αποτελούνταν από έναν αντιδραστήρα διακοπτόμενης λειτουργίας (SBR) στον οποίο πραγματοποιούνταν εναλλαγή αερόβιων και ανοξικών φάσεων με την παροχέτευση οξυγόνου να ρυθμίζεται μέσω χρονοδιακόπτη.

Η λειτουργία του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων διακρίθηκε σε 3 επιμέρους φάσεις. Η πρώτη φάση λειτουργίας διήρκησε 38 ημέρες. Κατά την περίοδο αυτή ο ουσιαστικός στόχος ήταν η σταθεροποίηση του συστήματος και η επίτευξη νιτρωδοποίησης κατά τον αερόβιο κύκλο λειτουργίας του SBR. Κατά την πρώτη φάση λειτουργίας, η συγκέντρωση του αμμωνιακού αζώτου των προς επεξεργασία στραγγιδίων αφυδάτωσης κυμάνθηκε από 1000-1200 mg L<sup>-1</sup>, ενώ η φόρτιση αζώτου ήταν περίπου 0,33 KgN/m<sup>3</sup>/d.

Κατά τη δεύτερη φάση λειτουργίας σκοπός ήταν, εκτός από την επίτευξη νιτρωδοποίησης, και η εξέταση των δυνατοτήτων του συστήματος ως προς την απομάκρυνση των παραγόμενων νιτρωδών μέσω απονιτρωδοποίησης. Για το λόγο αυτό χρησιμοποιήθηκε ένα δοχείο αποθήκευσης 1L, καθώς και μια περισταλτική αντλία συνδεδεμένη με χρονοδιακόπτη, η οποία τροφοδοτούσε τον SBR με 0,8L στραγγιδίων πρωτοβάθμιας πάχυνσης βαρύτητας κατά την έναρξη του ανοξικού κύκλου λειτουργίας.

Κατά τη διάρκεια της δεύτερης αυτής φάσης λειτουργίας του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων, που είχε διάρκεια 94 ημερών η μέση φόρτιση αζώτου αυξήθηκε σε 0,4 KgN/m<sup>3</sup>/d.

Στην τρίτη φάση λειτουργίας του εργαστηριακού συστήματος εξετάστηκε η αντικατάσταση των στραγγιδίων πάχυνσης με στραγγίδια από εργαστηριακό σύστημα υδρόλυσης πρωτοβάθμιας ιλύος, πλούσια σε εύκολα βιοδιασπάσιμο οργανικό άνθρακα, έτσι ώστε να επιτευχθεί η βέλτιστη δυνατή απονιτρωδοποίηση. Η φάση αυτή είχε διάρκεια 55 ημερών και η μέση φόρτιση αζώτου αυξήθηκε σε 0,5 KgN/m<sup>3</sup>/d.

Με βάση τα αποτελέσματα της λειτουργίας του εργαστηριακής κλίμακας συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων προέκυψαν τα ακόλουθα συμπεράσματα:

- Η επίτευξη της μερικής νιτροποίησης (νιτρωδοποίησης) έναντι της συμβατικής πλήρους νιτροποίησης ήταν ουσιαστικά αναπόφευκτη στο σύστημα SBR που σχεδιάστηκε για την επεξεργασία των στραγγιδίων από έργα ύλους. Η εφαρμογή της διεργασίας της νιτρωδοποίησης-απονιτρωδοποίησης για την απομάκρυνση του αμμωνιακού αζώτου δεν επετεύχθη μέσω του ελέγχου του διαλυμένου οξυγόνου ή την προσθήκη χημικών για την αναχαίτιση των NOB βακτηρίων όπως αναφέρεται στη βιβλιογραφία αλλά προέκυψε ως αποτέλεσμα της αναχαίτισης της ανάπτυξης των NOB βακτηρίων λόγω των υψηλών συγκεντρώσεων αμμωνιακού αζώτου.
- Η έκπλυση των NOB βακτηρίων από των αντιδραστήρα SBR πραγματοποιήθηκε έπειτα από 25 ημέρες λειτουργίας. Μέχρι εκείνο το σημείο παρατηρήθηκε πλήρης οξείδωση του αμμωνιακού αζώτου σε νιτρικά. Καθοριστικό ρόλο έπαιξε η αύξηση της φόρτισης αζώτου από 0,10 KgN/m<sup>3</sup>/d σε 0,30 KgN/m<sup>3</sup>/d καθώς από εκείνο το σημείο και έπειτα παρατηρείται συσσώρευση νιτρωδών και ελαχιστοποίηση των συγκεντρώσεων νιτρικού αζώτου.
- Η αύξηση της φόρτισης αζώτου επηρέασε τη συγκέντρωση ελεύθερης αμμωνίας και νιτρώδους οξέος στο σύστημα. Έχει αναφερθεί από διάφορους ερευνητές ότι το νιτρώδες οξύ μπορεί να παρεμποδίσει την ανάπτυξη των NOB βακτηρίων ακόμη και σε πολύ χαμηλές συγκεντρώσεις της κλίμακας των 0,02-0,03 mg L<sup>-1</sup>, συγκεντρώσεις που εκτός των πρώτων 30 ημερών ξεπεράστηκαν σε διάφορες από τις περιόδους λειτουργίας του SBR. Η ελεύθερη αμμωνία υπολογίστηκε όπως και το νιτρώδες οξύ και κυμάνθηκε σε σταθερά επίπεδα από 60-120 mg L<sup>-1</sup> συμβάλλοντας από την πλευρά της στην αναχαίτιση των NOB βακτηρίων.
- Η συγκέντρωση των ολικών αιωρούμενων στερεών του ανάμεικτου υγρού παρουσίασε μια αυξητική τάση κατά περιόδους χωρίς να δημιουργήσει κανένα πρόβλημα καθιζησιμότητας αφού ο δείκτης SVI κυμάνθηκε μεταξύ 120-170. Τα MLVSS αποτελούσαν το 75-80% των MLSS υποδεικνύοντας χαμηλή συσσώρευση αδρανών στερεών στο σύστημα.
- Σε κάποιες περιπτώσεις, κυρίως κατά την 1<sup>η</sup> φάση λειτουργίας, παρατηρήθηκε σημαντική πτώση του pH σε τιμές <6,3. Σε τιμές του pH <6,45 και pH >8,95 η δράση τόσο των βακτηρίων που οξειδώνουν την αμμωνία όσο και αυτών που

μετατρέπουν τα νιτρώδη σε νιτρικά αναχαιτίζεται πλήρως. Σε καμία περίπτωση της πειραματικής εργασίας δεν επιλέχθηκε η χρήση χημικών για την ανάκτηση του pH το οποίο δεν έδειξε να δημιουργεί σοβαρά προβλήματα στη βιομάζα του αντιδραστήρα διαλείποντος έργου ωστόσο μπορεί να παρεμποδίσει την περαιτέρω νιτρωδοποίηση.

- Η πραγματοποίηση απονιτρωδοποίησης είναι απαραίτητη για την ανάκτηση μέρους της αλκαλικότητας που καταναλώθηκε κατά τη διεργασία της νιτρωδοποίησης.
- Τα στραγγίδια από την αφυδάτωση ιλύος τα οποία χρησιμοποιήθηκαν για επεξεργασία περιείχαν οργανικό φορτίο χαμηλής βιοδιασπασιμότητας. Όπως υπολογίστηκε από πειράματα batch το εύκολα βιοδιασπασίμο COD δεν ξεπερνά το 5% του συνολικού COD με το μεγαλύτερο μέρος του COD να είναι αδρανές μη βιοδιασπασίμο. Ως εκ τούτου για την πραγματοποίηση απονιτρωδοποίησης είναι απαραίτητη η προσθήκη εξωτερικής πηγής οργανικού άνθρακα.
- Τα στραγγίδια που παράγονται κατά την υδρόλυση πρωτοβάθμιας ιλύος αποτελούν μια πλούσια πηγή ευκολοδιασπασίμου οργανικού άνθρακα. Τα στραγγίδια υδρόλυσης έδειξαν να υπερέχουν αισθητά έναντι των στραγγιδίων από την πάχυνση πρωτοβάθμιας ιλύος ως προς την ικανότητα βελτιστοποίησης της διεργασίας της απονιτρωδοποίησης.
- Οι ταχύτητες νιτρωδοποίησης (AUR) αυξήθηκαν με το πέρας του χρόνου όμως οι μεταβολές μεταξύ των AUR της 2<sup>ης</sup> και 3<sup>ης</sup> φάσης δεν ήταν ιδιαίτερα σημαντικές. Η μέση ημερήσια τιμή της κατά την 3<sup>η</sup> φάση λειτουργίας έφτασε τα 6,84 mgN/gVSS/hr.
- Η ταχύτητα απονιτρωδοποίησης αυξήθηκε σημαντικά στην 3<sup>η</sup> φάση λειτουργίας όπου χρησιμοποιήθηκαν ως πηγή άνθρακα στραγγίδια υδρόλυσης έναντι της 2<sup>ης</sup> φάσης όπου επιχειρήθηκε η υποστήριξη της απονιτρωδοποίησης με την προσθήκη στραγγιδίων πρωτοβάθμιας πάχυνσης. Η απονιτρωδοποίηση κατά την 3<sup>η</sup> φάση έφτασε σε ρυθμούς απομάκρυνσης κοντά στα 9,5 mgN/gVSS/hr.
- Η απομάκρυνση του ολικού αζώτου κυμάνθηκε σε 37,5-59,7% με τα βέλτιστα ποσοστά να παρουσιάζονται στην 3<sup>η</sup> φάση λειτουργίας του συστήματος. Τα βελτιωμένα ποσοστά σε αυτήν τη φάση οφείλονται κυρίως στην επίτευξη

σημαντικής απονιτρωδοποίησης και στην ελαχιστοποίηση των συγκεντρώσεων  $\text{NO}_2\text{-N}$  στην έξοδο του SBR.

- Η απομάκρυνση του αμμωνιακού αζώτου, δηλαδή το ποσοστό οξειδωσής του σε νιτρώδη, κυμάνθηκε σε 55,6-65,8% με την 3<sup>η</sup> φάση λειτουργίας ελαφρώς αποδοτικότερη από τη 2<sup>η</sup>. Οι φορτίσεις του αζώτου που δοκιμάστηκαν δεν έδειξαν να επηρεάζουν σημαντικά τα ποσοστά νιτρωδοποίησης.
- Η χρήση 2 αερόβιων φάσεων λειτουργίας ανά ημερήσιο κύκλο με μια ενδιάμεση ανοξική φάση απέφερε τη βέλτιστη απόδοση του συστήματος SBR.
- Η λειτουργία του αντιδραστήρα διαλείποντος έργου σε περισσότερους από έναν ημερήσιους κύκλους πιθανώς θα βελτίωνε τα ποσοστά μετατροπής του αμμωνιακού αζώτου σε νιτρώδη αυξάνοντας έτσι τη συνολική απομάκρυνση του αζώτου των στραγγιδίων.
- Η απαίτηση οργανικού άνθρακα για την απονιτρωδοποίηση όπως αυτή εκφράζεται από τον λόγο  $\Delta\text{COD}/\Delta\text{NO}_2\text{-N}$  κυμάνθηκε μεταξύ 2,65-4  $\text{gCOD/gNO}_2\text{-N}$  που απομακρύνθηκε μέσω απονιτρωδοποίησης και μεταξύ 1,6-4,28  $\text{gCOD/gNO}_2\text{-N}$  για την δεύτερη και τρίτη φάση αντίστοιχα, τιμές χαμηλότερες από τις αντίστοιχες που αναφέρονται για τυπική απονιτροποίηση κατά την επεξεργασία λυμάτων (4-6  $\text{gCOD/gNO}_2\text{-N}$ ).
- Τα ποσοστά των νιτρωδοποιητών στη συνολική βιομάζα παρουσίασαν σημαντικές διακυμάνσεις με τις περισσότερες τιμές να κυμαίνονται μεταξύ 5-10%.

## **ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ**

- Αιβαζίδης Α. (2000). Τεχνολογία και Διαχείριση υγρών αποβλήτων ΙΙ. ΔΠΘ
- Ανδρεαδάκης Α. (1986). Εγκαταστάσεις Επεξεργασίας και Διάθεσης Αστικών Αποβλήτων. Εθνικό Μετσόβιο Πολυτεχνείο
- Λυμπεράτος Γ., Βαγενάς Δ. (2012). Διαχείριση Υγρών Αποβλήτων. Εκδόσεις Τζιόλα
- Ahn, Y. -. (2006). Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: A review. *Process Biochemistry*, 41(8), 1709-1721.
- Ahn, Y. -, & Choi, H. -. (2006). Autotrophic nitrogen removal from sludge digester liquids in upflow sludge bed reactor with external aeration. *Process Biochemistry*, 41(9), 1945-1950.
- Anthonisen, A.C., Loehr, R.C., Prakasam, T.B., Srinath, E.G. (1976). Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *Water Pollut. Control. Fed.* 48, 835–852.
- Aslan, S., & Dahab, M. (2008). Nitritation and denitritation of ammonium-rich wastewater using fluidized-bed biofilm reactors. *Journal of Hazardous Materials*, 156(1-3), 56-63.
- Aslan, S., Miller, L., & Dahab, M. (2009). Ammonium oxidation via nitrite accumulation under limited oxygen concentration in sequencing batch reactors. *Bioresource Technology*, 100(2), 659-664.
- Blackburne, R., Yuan, Z., & Keller, J. (2008). Demonstration of nitrogen removal via nitrite in a sequencing batch reactor treating domestic wastewater. *Water Research*, 42(8-9), 2166-2176.
- De Prá, M. C., Kunz, A., Bortoli, M., Scussiato, L. A., Coldebella, A., Vanotti, M., & Soares, H. M. (2016). Kinetic models for nitrogen inhibition in ANAMMOX and nitrification process on deammonification system at room temperature. *Bioresource Technology*, 202, 33-41.
- Dosta, J., Galí, A., Benabdallah El-Hadj, T., Macé, S., & Mata-Álvarez, J. (2007). Operation and model description of a sequencing batch reactor treating reject water for biological nitrogen removal via nitrite. *Bioresource Technology*, 98(11), 2065-2075.
- Frison, N., Katsou, E., Malamis, S., Bolzonella, D., & Fatone, F. (2013a). Biological nutrients removal via nitrite from the supernatant of anaerobic co-digestion using a pilot-



scale sequencing batch reactor operating under transient conditions. *Chemical Engineering Journal*, 230, 595-604.

Frison, N., Di Fabio, S., Cavinato, C., Pavan, P., & Fatone, F. (2013b). Best available carbon sources to enhance the via-nitrite biological nutrients removal from supernatants of anaerobic co-digestion. *Chemical Engineering Journal*, 215-216, 15-22.

Fux, C., Boehler, M., Huber, P., Brunner, I., & Siegrist, H. (2002). Biological treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitrification and subsequent anaerobic ammonium oxidation (anammox) in a pilot plant. *Journal of Biotechnology*, 99(3), 295-306.

Fux, C., Velten, S., Carozzi, V., Solley, D., & Keller, J. (2006). Efficient and stable nitrification and denitrification of ammonium-rich sludge dewatering liquor using an SBR with continuous loading. *Water Research*, 40(14), 2765-2775.

Gabarró, J., González-Cárcamo, P., Rusalleda, M., Ganigué, R., Gich, F., Balaguer, M. D., & Colprim, J. (2014). Anoxic phases are the main N<sub>2</sub>O contributor in partial nitrification reactors treating high nitrogen loads with alternate aeration. *Bioresource Technology*, 163, 92-99.

Galí, A., Dosta, J., van Loosdrecht, M. C. M., & Mata-Alvarez, J. (2007). Two ways to achieve an anammox influent from real reject water treatment at lab-scale: Partial SBR nitrification and SHARON process. *Process Biochemistry*, 42(4), 715-720.

Ge, S., Peng, Y., Qiu, S., Zhu, A., & Ren, N. (2014). Complete nitrogen removal from municipal wastewater via partial nitrification by appropriately alternating anoxic/aerobic conditions in a continuous plug-flow step feed process. *Water Research*, 55, 95-105.

Ge, S., Wang, S., Yang, X., Qiu, S., Li, B., & Peng, Y. (2015). Detection of nitrifiers and evaluation of partial nitrification for wastewater treatment: A review. *Chemosphere*, 140, 85-98.

Gonzalez-Martinez, A., Morillo, J. A., Garcia-Ruiz, M. J., Gonzalez-Lopez, J., Osorio, F., Martinez-Toledo, M. V., & van Loosdrecht, M. C. M. (2015). Archaeal populations in full-scale autotrophic nitrogen removal bioreactors operated with different technologies: CANON, DEMON and partial nitrification/anammox. *Chemical Engineering Journal*, 277, 194-201.

Gustavsson, D.J.I. (2010). Biological sludge liquor treatment at municipal wastewater treatment plants – a review. *VATTEN*. 66, 179–192.

- Hellinga, C., Schellen, A.A.J.C., Mulder, J.W., van Loosdrecht, M.C.M., Heijnen, J.J. (1998). The Sharon® process: an innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich waste water. *Water Sci. Technol.* 37, 135–142.
- Lackner, S., Gilbert, E. M., Vlaeminck, S. E., Joss, A., Horn, H., & van Loosdrecht, M. C. M. (2014). Full-scale partial nitrification/anammox experiences - an application survey. *Water Research*, 55, 292-303.
- Lotti, T., Kleerebezem, R., Abelleira-Pereira, J. M., Abbas, B., & van Loosdrecht, M. C. M. (2015). Faster through training: The anammox case. *Water Research*, 81, 261-268.
- Ma, Y., Peng, Y., Wang, S., Yuan, Z., & Wang, X. (2009). Achieving nitrogen removal via nitrite in a pilot-scale continuous pre-denitrification plant. *Water Research*, 43(3), 563-572.
- Ma, B., Wang, S., Cao, S., Miao, Y., Jia, F., Du, R., & Peng, Y. (2016). Biological nitrogen removal from sewage via anammox: Recent advances. *Bioresource Technology*, 200, 981-990.
- Magrí, A., Béline, F., & Dabert, P. (2013). Feasibility and interest of the anammox process as treatment alternative for anaerobic digester supernatants in manure processing - an overview. *Journal of Environmental Management*, 131, 170-184.
- Metcalf & Eddy (2006). Μηχανική Υγρών Αποβλήτων – Επεξεργασία και Επαναχρησιμοποίηση. Εκδόσεις Τζιόλα
- Mosquera-Corral, A., González, F., Campos, J. L., & Méndez, R. (2005). Partial nitrification in a SHARON reactor in the presence of salts and organic carbon compounds. *Process Biochemistry*, 40(9), 3109-3118.
- Mulder, A. (2003). The quest for sustainable nitrogen removal technologies. *Water Sci. Technol.* 48, 67–75.
- Peng, Y., & Zhu, G. (2006). Biological nitrogen removal with nitrification and denitrification via nitrite pathway. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 73(1), 15-26.
- Pitman, A. R. (1999). Management of biological nutrient removal plant sludges - change the paradigms? *Water Research*, 33(5), 1141-1146.
- Pollice, A., Tandoi, V., & Lestingi, C. (2002). Influence of aeration and sludge retention time on ammonium oxidation to nitrite and nitrate. *Water Research*, 36(10), 2541-2546.

Rodríguez-Caballero, A., Ribera, A., Balcázar, J. L., & Pijuan, M. (2013). Nitritation versus full nitrification of ammonium-rich wastewater: Comparison in terms of nitrous and nitric oxides emissions. *Bioresource Technology*, 139, 195-202.

Ruiz, G., Jeison, D., & Chamy, R. (2003). Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of wastewater with high ammonia concentration. *Water Research*, 37(6), 1371-1377.

Schmidt, I., Sliemers, O., Schmid, M., Bock, E., Fuerst, J., Kuenen, J. G., . . . Strous, M. (2003). New concepts of microbial treatment processes for the nitrogen removal in wastewater. *FEMS Microbiology Reviews*, 27(4), 481-492.

Strous, M., Heijnen, J.J., Kuenen, J.G., Jetten, M.S.M. (1998). The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 50, 589–596.

Tang, H. L., & Chen, H. (2015). Nitrification at full-scale municipal wastewater treatment plants: Evaluation of inhibition and bioaugmentation of nitrifiers. *Bioresource Technology*, 190, 76-81.

Torà, J. A., Moliné, E., Carrera, J., & Pérez, J. (2013). Efficient and automated start-up of a pilot reactor for nitritation of reject water: From batch granulation to high rate continuous operation. *Chemical Engineering Journal*, 226, 319-325.

Vadivelu, V. M., Keller, J., & Yuan, Z. (2007). Effect of free ammonia on the respiration and growth processes of an enriched nitrobacter culture. *Water Research*, 41(4), 826-834.

Vázquez-Padín, J. R., Pozo, M. J., Jarpa, M., Figueroa, M., Franco, A., Mosquera-Corral, A., . . . Méndez, R. (2009a). Treatment of anaerobic sludge digester effluents by the CANON process in an air pulsing SBR. *Journal of Hazardous Materials*, 166(1), 336-341.

Vázquez-Padín, J., Fernández, I., Figueroa, M., Mosquera-Corral, A., Campos, J. -, & Méndez, R. (2009b). Applications of anammox based processes to treat anaerobic digester supernatant at room temperature. *Bioresource Technology*, 100(12), 2988-2994.

WANG, F., XIA, S. -, LIU, Y., CHEN, X. -, & ZHANG, J. (2007). Community analysis of ammonia and nitrite oxidizers in start-up of aerobic granular sludge reactor. *Journal of Environmental Sciences*, 19(8), 996-1002.

Wu, C., Peng, Y., Wang, S., Li, X., & Wang, R. (2011). Effect of sludge retention time on nitrite accumulation in real-time control biological nitrogen removal sequencing batch reactor. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, 19(3), 512-517.

Zanetti, L., Frison, N., Nota, E., Tomizioli, M., Bolzonella, D., & Fatone, F. (2012). Progress in real-time control applied to biological nitrogen removal from wastewater. A short-review. *Desalination*, 286, 1-7.

Zhou, Y., Oehmen, A., Lim, M., Vadivelu, V., & Ng, W. J. (2011). The role of nitrite and free nitrous acid (FNA) in wastewater treatment plants. *Water Research*, 45(15), 4672-4682.

