

ΕΘΝΙΚΟ ΜΕΤΣΟΒΙΟ ΠΟΛΥΤΕΧΝΕΙΟ
ΣΧΟΛΗ ΠΟΛΙΤΙΚΩΝ ΜΗΧΑΝΙΚΩΝ
ΤΟΜΕΑΣ ΥΔΑΤΙΝΩΝ ΠΟΡΩΝ ΚΑΙ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ



Μαθηματική προσομοίωση συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων
μέσω νιτρωδοποίησης - απονιτρωδοποίησης

Αλέξανδρος Ανδριανόπουλος

Επιβλέπων: Κωνσταντίνος Νουτσόπουλος, Επίκουρος Καθ. Ε.Μ.Π

Αθήνα, Νοέμβριος 2015

ΠΡΟΛΟΓΟΣ

Η παρούσα διπλωματική εργασία εκπονήθηκε στο τμήμα Πολιτικών Μηχανικών του Εθνικού Μετσόβιου Πολυτεχνείου υπό την επίβλεψη του επίκουρου καθηγητή του ΕΜΠ, κ. Κωνσταντίνου Νουτσόπουλου κατά το ακαδημαϊκό έτος 2014-2015 και περιλαμβάνεται στο πλαίσιο επιστημονικών γνώσεων του Εργαστηρίου Υγειονομικής Τεχνολογίας του ΕΜΠ.

Για τις ανάγκες της εργασίας αναπτύχθηκε μαθηματικό ομοίωμα για την περιγραφή της λειτουργίας ενός αντιδραστήρα επεξεργασίας λυμάτων εναλλασσόμενης λειτουργίας (SBR). Χρησιμοποιώντας ως βάση το μοντέλο ASM1 της IAWQ, έγινε επέκταση, με την εισαγωγή καινούριων σχέσεων για την προσομοίωση των φαινομένων της νιτρωδοποίησης και της απονιτρωδοποίησης.

Στο σημείο αυτό θα ήθελα να ευχαριστήσω τον επιβλέποντα καθηγητή μου κ. Κωνσταντίνο Νουτσόπουλο για την εμπιστοσύνη που μου έδειξε αναθέτοντάς μου την παρούσα εργασία. Επίσης θα ήθελα να ευχαριστήσω τον Δρ. Σίμο Μαλαμή για τις οδηγίες και τη γενικότερη βοήθεια που μου προσέφερε, κατά τη διάρκεια εκπόνησης της εργασίας.

Θα ήθελα επίσης να πω ένα μεγάλο ευχαριστώ σε όλους τους καθηγητές που γνώρισα και είχα την τιμή να παρακολουθήσω τη διδασκαλία τους στο Εθνικό Μετσόβιο Πολυτεχνείο, παίρνοντας από τον καθένα ένα κομμάτι γνώσης και εμπειρίας.

Τέλος, θα ήθελα να πω ένα τεράστιο ευχαριστώ στους γονείς μου, Σπύρο και Κατερίνα, για τις θυσίες και την υπομονή που έκαναν όλα αυτά τα χρόνια που φοίτησα στην Σχολή Πολιτικών Μηχανικών ΕΜΠ, στηρίζοντας την κάθε μου προσπάθεια, όπως επίσης και στα αδέρφια μου, Τίμο και Γιώργο για την υποστήριξη και τη βοήθειά τους.

ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Στις μέρες μας, η συνεχώς αυξανόμενη ευαισθητοποίηση σε σχέση με τα περιβαλλοντικά ζητήματα, έχει καταστήσει αναγκαία την υιοθέτηση αυστηρών κριτηρίων λειτουργίας και εκροής στις μονάδες επεξεργασίας υγρών αποβλήτων. Δεδομένου ότι υπάρχει η διαρκής απαίτηση για όλο και πιο οικονομικές και βιώσιμες λύσεις ως προς τη λειτουργία των συστημάτων αυτών, έχουν αναπτυχθεί μαθηματικά ομοιώματα που αποτελούν πολύτιμα εργαλεία στην προσπάθεια βελτιστοποίησής τους.

Στόχος της παρούσας εργασίας είναι η διερεύνηση του φαινομένου της μερικής νιτροποίησης ή αλλιώς νιτρωδοποίησης, και της απονιτρωδοποίησης, σε αντιδραστήρα εναλλασσόμενης λειτουργίας (SBR), χρησιμοποιώντας μαθηματική προσομοίωση. Για το σκοπό αυτό έγινε επέκταση του μαθηματικού μοντέλου ASM1 της IAWQ, ώστε να περιγράφονται αναλυτικά και τα δύο στάδια της διαδικασίας της νιτροποίησης. Στη συνέχεια έγινε προσπάθεια να αναχαιτιστεί η ανάπτυξη των βακτηρίων που οξειδώνουν τα νιτρώδη (NOB) και να ευνοηθεί η ανάπτυξη αυτών που οξειδώνουν το αμμωνιακό άζωτο (AOB). Αυτό κατέστη δυνατόν μέσω ενός υπομοντέλου αναχαίτισης που σχετίζεται με την ελεύθερη αμμωνία, όπου σε ορισμένες συγκεντρώσεις, ενεργεί ως ανασταλτικός παράγοντας στην ανάπτυξη των NOB βακτηρίων. Λόγω του ανταγωνισμού μεταξύ AOB και NOB βακτηρίων, η αναχαίτιση των NOB, είναι ζωτικής σημασίας για την επιτυχία της διαδικασίας της νιτρωδοποίησης.

Το πρόγραμμα προσομοίωσης που αναπτύχθηκε, δίνει στο χρήστη ένα μεγάλο εύρος επιλογών, καθώς έχει τη δυνατότητα να μεταβάλλει μία σειρά από παραμέτρους όπως εκείνος επιθυμεί. Του δίνει τη δυνατότητα να επιλέγει διαφορετικούς κύκλους λειτουργίας, διαφορετικές επικρατούσες συνθήκες μέσα στον αντιδραστήρα, να καθορίζει το χρόνο που θα διαρκεί η κάθε φάση, να ρυθμίζει την τροφοδοσία του διαλυμένου οξυγόνου, τον όγκο του αντιδραστήρα, την ημερήσια παροχή κ.ά.

Η εφαρμογή του μοντέλου, ρυθμίστηκε και επαληθεύτηκε με βάση πειραματικά αποτελέσματα από εργαστηριακής κλίμακας σύστημα. Η ρύθμιση έγινε με τέτοιο τρόπο ώστε τα αποτελέσματα των εφαρμογών του προγράμματος, να προσεγγίζουν με πολύ μεγάλη ακρίβεια τα πειραματικά αποτελέσματα. Αυτό αποτέλεσε και το βασικό σενάριο, πάνω στο οποίο βασίστηκαν οι διάφορες αναλύσεις που έγιναν. Με την επαλήθευση των αποτελεσμάτων, γίνεται αντιληπτό ότι το μοντέλο προσομοίωσης, εξάγει αξιόπιστα αποτελέσματα που μπορούν να συμβάλλουν στο σχεδιασμό ή στη βελτιστοποίηση ενός συστήματος SBR που πραγματοποιεί νιτρωδοποίηση και απονιτρωδοποίηση.

Στις εφαρμογές που έγιναν, μελετήθηκε η επίδραση των διαφόρων παραμέτρων του μοντέλου, αλλά και του συστήματος SBR, στην ποιότητα εκροής αλλά και στις απαιτούμενες ποσότητες διαλυμένου οξυγόνου και εξωτερικής πηγής άνθρακα, με τις

οποίες τροφοδοτείται το σύστημα. Οι εφαρμογές αυτές χωρίστηκαν σε τρεις κατηγορίες, από τις οποίες η πρώτη μελετά την επίδραση διαφόρων μεταβλητών που σχετίζονται με τις κινητικές και στοιχειομετρικές παραμέτρους του μοντέλου, η δεύτερη κατηγορία με την επίδραση που έχουν τα χαρακτηριστικά των στραγγιδίων στις τελικές συγκεντρώσεις των μεταβλητών του μοντέλου, και η τρίτη μελετά το πώς επηρεάζουν οι λειτουργικές παράμετροι του συστήματος SBR τα τελικά αποτελέσματα καθώς και τη συνολική λειτουργία του συστήματος.

Τα βασικότερα συμπεράσματα που εξήχθησαν από τις παραπάνω αναλύσεις είναι:

- Ο χρόνος παραμονής στερεών θα πρέπει να είναι επαρκής ώστε να μην αναχαιτίζεται η ανάπτυξη των βακτηρίων που οξειδώνουν το αμμωνιακό άζωτο (AOB). Αν η ταχύτητα ανάπτυξης της AOB βιομάζας για οποιονδήποτε λόγο είναι μικρή, είναι αναγκαία η αύξηση του θ_c ώστε να εξασφαλίζεται η ανάπτυξη της αυτοτροφικής βιομάζας.
- Η ταχύτητα ανάπτυξης της αυτοτροφικής βιομάζας που οξειδώνει τα νιτρώδη (NOB), δεν έχει σημαντική επίδραση στα αποτελέσματα εκροής, καθώς έχει επιτευχθεί αναχαίτιση των NOB βακτηρίων μέσω υπομοντέλου αναχαίτισης.
- Ο συντελεστής μετατροπής της αυτοτροφικής AOB βιομάζας, Y_{AOB} , έχει σημαντική επίδραση στην ανάπτυξη της αυτοτροφικής βιομάζας που οξειδώνει το αμμωνιακό άζωτο και κατ'επέκταση στην τελική συγκέντρωση αμμωνιακού αζώτου και νιτρωδών. Τυπικές τιμές που ανταποκρίνονται στην πραγματικότητα είναι γύρω στα 0.20 g COD/ g N.
- Ο συντελεστής μετατροπής της αυτοτροφικής NOB βιομάζας, δεν έχει κάποια επίδραση στην ανάπτυξη της αυτοτροφικής βιομάζας που οξειδώνει το νιτρώδες άζωτο καθώς έχει υποστεί αναχαίτιση ώστε να ευνοηθεί η ανάπτυξη της AOB βιομάζας.
- Οι συντελεστές κορεσμού της συγκέντρωσης της αυτοτροφικής βιομάζας λόγω παρουσίας ελεύθερης αμμωνίας, $K_{i,NH_3,AOB}$ και $K_{i,NH_3,NOB}$, έχουν σημαντική επίδραση στην ανάπτυξη των αυτοτροφικών βακτηρίων, καθώς είναι αυτοί που καθορίζουν για ποια συγκέντρωση ελεύθερης αμμωνίας θα επέλθει αναχαίτιση.
- Η συγκέντρωση του αμμωνιακού αζώτου των στραγγιδίων είναι καθοριστικής σημασίας, καθώς αφενός καθορίζει τη συγκέντρωση της ελεύθερης αμμωνίας μέσω της οποίας επιτυγχάνεται η αναχαίτιση της NOB βιομάζας, και αφετέρου χρησιμοποιείται για τη σύνθεση νέου κυτταρικού της ετεροτροφικής και αυτοτροφικής βιομάζας.
- Η συγκέντρωση του οργανικού φορτίου (COD) που εισάγεται με τα στραγγίδια, επηρεάζει την ανάπτυξη της ετεροτροφικής βιομάζας όμως αυτό συμβαίνει για πολύ μεγάλες συγκεντρώσεις που στην πλειοψηφία των περιπτώσεων, δε είναι διαθέσιμη στα στραγγίδια. Η κλασματοποίηση δε του COD, λόγω της μικρής συγκέντρωσης των οργανικών, δεν έχει καμία επίδραση στην ποιότητα εκροής.
- Είναι αναγκαίο τα στραγγίδια να έχουν επαρκώς υψηλή θερμοκρασία και αλκαλικότητα ώστε να μην αναχαιτίζεται η διαδικασία της νιτρωδοποίησης και της απονιτρωδοποίησης.

Αν αυτό δεν είναι δυνατό, είναι αναγκαίο να γίνεται ρύθμιση του pH και της θερμοκρασίας ώστε να μην παρεμποδίζονται οι διαδικασίες.

– Ο αριθμός των κύκλων λειτουργίας έχει επίδραση στον καθορισμό των συγκεντρώσεων εκροής αλλά και των απαιτούμενων ποσοτήτων οξυγόνου και εξωτερικής πηγής άνθρακα με τις οποίες πρέπει να τροφοδοτηθεί το σύστημα. Όσο αυξάνονται οι κύκλοι γενικά βελτιώνονται τα τελικά αποτελέσματα όμως απαιτούνται μεγαλύτερες ποσότητες οξυγόνου και άνθρακα που μεταφράζονται σε μεγαλύτερο λειτουργικό κόστος.

– Η ποσότητα εξωτερικής πηγής άνθρακα που εισάγεται στο σύστημα SBR στην αρχή της ανοξικής φάσης, έχει σημαντική επίδραση τόσο στη διαδικασία της απονιτροδοποίησης, όσο και στην συγκέντρωση αμμωνιακού αζώτου στην εκροή. Με την εισαγωγή άνθρακα, αυξάνεται η παραγωγή ετεροτροφικής βιομάζας, και ένα μεγάλο μέρος του αμμωνιακού αζώτου, χρησιμοποιείται για τη σύνθεση νέου κυτταρικού υλικού.

– Το σημείο ρύθμισης του διαλυμένου οξυγόνου θα πρέπει να καθορίζεται με προσοχή καθώς ανεπαρκείς τιμές μπορεί να οδηγήσουν στην αναχαίτιση της ανάπτυξης των ετεροτροφικών και αυτοτροφικών βακτηρίων. Η αύξηση του θ_c οδηγεί σε μικρότερο σημείο ρύθμισης οξυγόνου, αλλά αυτό δεν συνεπάγεται και μειωμένη κατανάλωση οξυγόνου.

ABSTRACT

Nowadays, the increasing awareness on environmental issues, has necessitated the adoption of stringent operational and discharge criteria in wastewater treatment plants. Since there is a constant demand for more and more economical and sustainable solutions to the operation of these systems, have been developed mathematical models that are valuable tools in their effort of optimization.

The objective of this study is to investigate the phenomenon of partial nitrification or otherwise nitritation, and denitritation, in Sequence Batch Reactor (SBR), using mathematical simulation. For this purpose, an expansion of the mathematical model ASM1 of IAWQ was developed, in order to be described minutely both steps of the process of nitrification. Then, an attempt was carried out to wash out the growth of bacteria that oxidize nitrite (NOB) and to favor the growth of these who oxidize the ammonia nitrogen (AOB). This has become possible through sub model of interception, associated with the free ammonia, which in certain concentrations, acts as inhibitor of the growth of the NOBs. Because of the competition between AOBs and NOB, the inhibition of the NOB is vital for the success of nitritation.

The simulation program that has been developed, gives the user a wide range of choices, as all the parameters of the model are variable. It also gives the user the opportunity to select between different numbers of operation cycles, different conditions that prevail in the reactor, to determine the duration of each step of the process, to regulate the supply of dissolved oxygen, the volume of the reactor, the daily flow etc.

The application of the model was calibrated and verified on the basis of experimental results from laboratory scale systems. The calibration was such that the results of the application are very accurate compared with the experimental results. This became the basic scenario, and the various analyzes that were carried out, were based on it. It is understood that by verifying the results, the simulation program, gives reliable results that can help the design or the optimization of an SBR system that performs nitritation and denitritation.

In applications made, was studied the effect of various parameters of the model and the SBR system, the effluent quality and the required amount of dissolved oxygen and external carbon source, with which the system is powered. These applications were divided into three groups, of which the first investigates the effect of various parameters related to the kinetic and stoichiometric parameters of the model, the second category studies the effect of liquor characteristics in the final concentrations of the variables of the model, and the third examines how the operational parameters of SBR system, affect the final results.

The main conclusions drawn from the above analysis are:

- The solids retention time should be sufficient so as not to inhibit the growth of bacteria which oxidize the ammonia nitrogen (AOB). If the growth rate of AOB biomass for any reason is limited, it is necessary to increase the SRT to ensure the growth of autotrophic biomass.
- The speed of growth of autotrophic biomass that oxidizes nitrite (NOB) has no significant effect on the outflow results, as has been achieved an inhibition of NOBs through sub models of interception.
- The conversion rate of AOB autotrophic biomass, has a significant impact on the growth of autotrophic biomass that oxidizes ammonia nitrogen (AOB) and consequently on the final concentration of ammonia nitrogen and nitrite. Typical values correspond to reality is around 0.20 g COD / g N.
- The conversion rate of NOB autotrophic biomass, does not have any effect on the growth of autotrophic biomass that oxidizes nitrite nitrogen as it has been washed out, in order to favor to the development of AOB biomass.
- Saturation coefficients of the concentration of autotrophic biomass $K_{i, \text{NH}_3, \text{AOB}}$ and $K_{i, \text{NH}_3, \text{NOB}}$ have a significant effect on the growth of autotrophic bacteria, as they are the ones who determine in which concentration of free ammonia interception will be occurred.
- The concentration of ammonia nitrogen of wastewater liquor is crucial as in one hand determines the concentration of free ammonia through which is achieved the inhibition of NOB biomass, and on the other hand is used for synthesis of new cellular material of heterotrophic and autotrophic biomass.
- The concentration of the organic load (COD) imported by the wastewater liquor, affects the growth of heterotrophic biomass but this occurs in very high concentrations of COD and in the majority of cases, this concentration is not available in the liquor. Fractionation incoming COD, due to the small concentration of organic, has no effect on the effluent quality.
- The number of operating cycles affects the effluent concentrations and the required quantities of oxygen and external carbon source with which the system has to be supplied. The cycles generally improve the final results but larger amounts of oxygen and carbon are required which increases the operating costs.
- It is necessary that the liquor have sufficiently high temperature and alkalinity so as not to inhibit the process of nitrification and denitrification. If this is not possible, it is necessary to make adjustment of pH and temperature in order not to obstruct the proceedings.
- The number of operating cycles affects the effluent concentrations and the required quantities of oxygen and external carbon source with which the system has to be supplied. The cycles generally improve the final results but larger amounts of oxygen and carbon are required which increases the operating cost.

- The amount of external carbon source imported SBR system in the beginning of anoxic phase, has a significant effect both on the process of denitrification, and the concentration of ammonium nitrogen in the effluent. By importing external carbon source, the heterotrophic biomass production is growing, and a large amount of ammonia nitrogen is used for the synthesis of new cell material.
- The set point of dissolved oxygen should be determined with caution as inadequate values can lead to inhibition of the growth of heterotrophic and autotrophic bacteria. The increase in srt leads to lower oxygen set point, but this does not imply reduced oxygen consumption.

ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΑ

Κεφάλαιο 1. Εισαγωγή	13
Κεφάλαιο 2. Βιβλιογραφική Ανασκόπηση.....	16
2.1 Εισαγωγή.....	16
2.2 Συστήματα Βιολογικής απομάκρυνσης αζώτου	18
2.2.1 Σύστημα Νιτροποίησης-Απονιτροποίησης	18
2.2.2 Σύστημα Νιτρωδοποίησης-Απονιτρωδοποίησης (Nitritation-Denitritation)	23
2.2.3 Σύστημα Νιτρωδοποίησης-ANAMMOX (Anaerobic AMMonium OXidation)	29
2.2.4 Σύστημα SHARON (Single reactor High activity Ammonia Removal Over Nitrite)	30
2.2.5 Συστήματα που εκτελούν μόνο νιτρωδοποίηση.....	31
2.3 Μοντέλα μαθηματικής προσομοίωσης συστημάτων ενεργού ιλύος	32
2.3.1 Περιγραφή των κυριότερων μοντέλων ενεργού ιλύος	33
2.3.1.1 Το μοντέλο ASM1	33
2.3.1.2 Το μοντέλο ASM2	36
2.3.1.3 Το μοντέλο ASM2d	40
2.3.1.4 Το μοντέλο ASM3	42
2.4 Μοντέλα προσομοίωσης φαινομένου νιτρωδοποίησης-απονιτρωδοποίησης (nitritation-denitritation).....	43
2.5 Συστήματα εναλλασσόμενων κύκλων λειτουργίας (SBR)	47
2.5.1 Εισαγωγή.....	47
2.5.2 Γενική περιγραφή συστήματος εναλλασσόμενων κύκλων λειτουργίας	49
2.5.3 Φάσεις λειτουργίας.....	50
2.5.4 Κριτήρια Σχεδιασμού	53
2.5.5 Εξοπλισμός και κατασκευαστικά στοιχεία.....	55
2.5.6 Ολοκληρωμένα συστήματα SBR σε Εγκαταστάσεις Επεξεργασίας Λυμάτων	56
2.5.7 Απόδοση συστημάτων εναλλασσόμενων κύκλων λειτουργία (SBR).....	58
2.5.8 Πλεονεκτήματα-Μειονεκτήματα	59
2.5.9 Χρήση SBR σε συστήματα απομάκρυνσης αζώτου (nitritation-denitritation)	59
Κεφάλαιο 3. Περιγραφή του μαθηματικού ομοιώματος SBR.....	61
3.1 Εισαγωγή.....	61
3.2 Μεταβλητές ομοιώματος	62
3.3 Βιολογικές διεργασίες μαθηματικού ομοιώματος	68

3.4 Στοιχειομετρικές παράμετροι του ομοιώματος.....	81
3.5 Περιγραφή φάσεων λειτουργίας	83
3.5.1 Φάση Πλήρωσης.....	83
3.5.2 Φάση Αντίδρασης.....	84
3.5.3 Φάση Καθίζησης.....	89
3.5.4 Φάση Εκκένωσης.....	89
Κεφάλαιο 4. Εφαρμογή μοντέλου-Αποτελέσματα σεναρίων	91
4.1 Εισαγωγή.....	91
4.2 Σειρές Εφαρμογών	93
4.2.1 Σειρά Εφαρμογών 0:Το Βασικό Σενάριο	93
4.2.2 Σειρά Εφαρμογών Α: Επίδραση Κινητικών και Στοιχειομετρικών Παραμέτρων	99
4.2.2.1 Μέγιστη ειδική ταχύτητα ανάπτυξης βακτηρίων που οξειδώνουν το αμμωνιακό άζωτο (AOB).....	99
4.2.2.2 Μέγιστη ειδική ταχύτητα ανάπτυξης βακτηρίων που οξειδώνουν το νιτρώδες άζωτο (NOB).....	107
4.2.2.3 Μέγιστη ειδική ταχύτητα ανάπτυξης της ετεροτροφικής βιομάζας (μ_H)	112
4.2.2.4 Συντελεστής Μετατροπής Αυτοτροφικής AOB Βιομάζας (Y_{AOB}).....	117
4.2.2.5 Συντελεστής Μετατροπής Αυτοτροφικής NOB Βιομάζας (Y_{NOB}).....	122
4.2.2.6 Συντελεστής Κορεσμού για την Ανάπτυξη της Αυτοτροφικής AOB Βιομάζας Λόγω Παρουσίας Ελεύθερης Αμμωνίας ($K_{i,NH_3,AOB}$)	127
4.2.2.7 Συντελεστής Κορεσμού για την Ανάπτυξη της Αυτοτροφικής NOB Βιομάζας Λόγω Παρουσίας Ελεύθερης Αμμωνίας ($K_{i,NH_3,NOB}$)	132
4.2.3 Σειρά Εφαρμογών Β: Επίδραση των Χαρακτηριστικών των Στραγγιδίων.....	136
4.2.3.1 Αρχική Συγκέντρωση Αμμωνιακού Αζώτου (S_{NH}).....	136
4.2.3.2 Αρχική Συγκέντρωση Αλκαλικότητας S_{ALK}	145
4.2.3.3 Θερμοκρασία στραγγιδίων T (°C)	150
4.2.3.4 Αρχική Συγκέντρωση Οργανικού Φορτίου (COD).....	155
4.2.3.5 Κλασματοποίηση Οργανικού Φορτίου (COD)	160
4.2.4 Σειρά Εφαρμογών Γ: Επίδραση των Λειτουργικών Παραμέτρων του Συστήματος	164
4.2.4.1 Αριθμός κύκλων λειτουργίας.....	164
4.2.4.2 Ποσότητα Εξωτερικής Πηγής Άνθρακα (M_{ext_Ss}).....	170
4.2.4.3 Σημείο Ρύθμισης Διαλυμένου Οξυγόνου ($So\ Set$)	177
4.2.4.4 Εναλλαγή Συνθηκών.....	182

Κεφάλαιο 5. Συμπεράσματα.....	193
Κεφάλαιο 6. Βιβλιογραφικές Αναφορές.....	198

Κεφάλαιο 1. Εισαγωγή

Η συνεχής ανάπτυξη της τεχνολογίας σε όλους τους τομείς της ανθρώπινης δραστηριότητας έχει ως αποτέλεσμα την αναβάθμιση της ποιότητας ζωής, αλλά και την ταυτόχρονη παραγωγή μεγάλων ποσοτήτων αποβλήτων. Η επεξεργασία των υγρών αποβλήτων αποτέλεσε από νωρίς κυρίαρχο ζήτημα, καθώς δημιουργούσε πολλά και σημαντικά προβλήματα. Τα υγρά απόβλητα έχουν ως βάση το νερό και προκύπτουν από διάφορες δραστηριότητες όπως η βιομηχανία, η καθαριότητα, οι αστικές δραστηριότητες κτλ.

Τα υγρά λύματα στην πλειοψηφία τους, περιέχουν σημαντικές συγκεντρώσεις αζώτου, το οποίο είναι αναγκαίο να απομακρυνθεί καθώς αποτελεί έναν από τους κύριους ρύπους των υδάτινων και επιφανειακών αποδεκτών. Το άζωτο των λυμάτων, εμφανίζεται με διάφορες μορφές με κυριότερες το αμμωνιακό άζωτο, το νιτρώδες άζωτο, το νιτρικό άζωτο, και την ελεύθερη αμμωνία.

Στα λύματα που προέρχονται από αστικές δραστηριότητες, η περιεκτικότητα σε άζωτο είναι πολύ μικρή, σε σχέση με την περιεκτικότητα σε οργανικό άνθρακα. Όμως, κατά την αναερόβια χώνευση της ιλύος, και λόγω της διάσπασης του κυτταρικού υλικού, το αμμωνιακό άζωτο που υπάρχει στο εσωτερικό του κυττάρου, απελευθερώνεται με αποτέλεσμα την πολύ μεγάλη παραγωγή αμμωνιακού αζώτου. Οι συγκεντρώσεις του αμμωνιακού αζώτου είναι της τάξης των 500-1500 mg/l, πολλαπλάσιες της αντίστοιχης συγκέντρωσης στα αστικά λύματα, και για το λόγο αυτό κρίνεται απαραίτητη η επεξεργασία των στραγγιδίων τα οποία επανακυκλοφορούν στην γραμμή επεξεργασίας των λυμάτων μέσω των στραγγιδίων της μονάδας αφυδάτωσης.

Παλαιότερα, η χωριστή επεξεργασία στραγγιδίων δεν αποτελούσε επιλογή γιατί θεωρείτο προσθετό κόστος στον ήδη υψηλό προϋπολογισμό μιας εγκατάστασης επεξεργασίας λυμάτων. Ωστόσο στις μέρες μας η ιδέα της ξεχωριστής επεξεργασίας στραγγιδίων κερδίζει ολοένα έδαφος, καθώς τις περισσότερες φορές είτε είναι αδύνατο για τη βιολογική βαθμίδα να επιτύχει την επιθυμητή απομάκρυνση αμμωνιακού αζώτου, ενώ αν εν τέλει επιτευχθεί, το κόστος γίνεται πολύ μεγάλο. Επιπλέον, η συνεχής αλλαγή της νομοθεσία, και η υιοθέτηση αυστηρότερων κριτηρίων εκροής ώστε να μην ευνοούνται περιπτώσεις ευτροφισμού και αποξυγόνωσης των αποδεκτών, οδηγεί τις εγκαταστάσεις να κατασκευάζουν χωριστές εγκαταστάσεις επεξεργασίας στραγγιδίων.

Ο σχεδιασμός μονάδας χωριστής επεξεργασίας στραγγιδίων δεν αποφέρει μόνο σπουδαία οφέλη αλλά λειτουργεί και ως περιοριστικός παράγοντας για μια σειρά από ανεπιθύμητες καταστάσεις τόσο σε επίπεδο κόστους όσο και σε επίπεδο σταθερότητας και ικανοποιητικής λειτουργικότητας του συστήματος. Εν απουσία μονάδας επεξεργασίας στραγγιδίων, το σύνολο των στραγγιδίων επανακυκλοφορεί πίσω στη βιολογική βαθμίδα. Αυτό επιφέρει πρόσθετη υδραυλική φόρτιση και επιπλέον ρυπαντικό φορτίο. Η

υδραυλική φόρτιση μπορεί να χαρακτηριστεί αμελητέα. Το αντίθετο ισχύει ωστόσο για την επιβάρυνση που δέχεται η βιολογική βαθμίδα σε επίπεδο ρύπων. Τα στραγγίδια περιέχουν 3-30% φορτίο αζώτου, ανάλογο των συνθηκών που επικρατούν στην αερόβια χώνευση της ιλύος, δεδομένο που πρέπει να ληφθεί υπόψη κατά το σχεδιασμό μιας Ε.Ε.Λ. Επιπλέον, η απευθείας διοχέτευση των στραγγιδίων στην μονάδα βιολογικής επεξεργασίας υγρών λυμάτων, ειδικά λόγω του υψηλού φορτίου αμμωνιακού αζώτου καθιστά επιβεβλημένη την ανάγκη για μεγαλύτερους όγκους αερόβιων και ανοξικών δεξαμενών για να επιτευχθεί επαρκής απομάκρυνση η οποία θα είναι σύμφωνη με την κείμενη νομοθεσία.

Το αυξημένο κόστος της τοποθέτησης δεξαμενών μεγαλύτερου όγκου, αποτελεί μεν αναμφισβήτητα οικονομική επιβάρυνση στο σχεδιασμό μιας Ε.Ε.Λ. θα μπορούσε όμως να ειπωθεί ότι το άπαξ αυτό έξοδο δεν επηρεάζει στον βαθμό που επηρεάζει η ανάγκη για την τροφοδοσία του οξυγόνου. Και αυτό γιατί η ανάγκη για οξυγόνο είναι περιοδική και το εν λόγω κόστος αυξάνεται δραματικά. Επιπλέον απαιτούνται υπερμεγέθη συστήματα αερισμού που εκτός του υψηλού κόστους εγκατάστασης τους, χαρακτηρίζονται και εξαιρετικά ενεργοβόρα. Το κόστος για ηλεκτρική ενέργεια που αποτελεί και το μεγαλύτερο μέρος ενός προϋπολογισμού μιας Ε.Ε.Λ, θα μπορούσε να αυξηθεί πολύ σε σημείο που να καταστεί η λειτουργία της εγκατάστασης μη συμφέρουσα και βιώσιμη.

Οι παραπάνω λόγοι καθιστούν τη δημιουργία ξεχωριστής επεξεργασίας στραγγιδίων ως απαραίτητη, κυρίως ως προς το ότι εξασφαλίζονται οι περιβαλλοντικοί όροι όπως καθορίζονται από τη νομοθεσία, δευτερευόντως δε για την ελαχιστοποίηση του συνολικού κόστους κατασκευής και λειτουργίας μιας Ε.Ε.Λ. Πολλές μονάδες αφουγκραζόμενες τις δημιουργούμενες αυτές ανάγκες επαναχρησιμοποιούν-μετατρέπουν παλιές αχρησιμοποίητες δεξαμενές σε συστήματα επεξεργασίας αζώτου.

Από την άλλη μεριά, τα μαθηματικά ομοιώματα αποτελούν για το μηχανικό της σύγχρονης εποχής ένα πολύ σημαντικό εργαλείο και έχουν συμβάλει αποφασιστικά στη μελέτη συστημάτων ενεργού ιλύος λόγω της δυνατότητας πρόβλεψης αλλά και κατανόησης των ενδεχόμενων κινδύνων που μπορεί να παρουσιαστούν σε ένα έργο. Η χρήση ομοιωμάτων σε συστήματα επεξεργασίας λυμάτων είναι ευρεία τόσο στο στάδιο σχεδιασμού, όσο και στη φάση λειτουργίας μιας εγκατάστασης. Από αυτό δε θα μπορούσαν να εξαιρεθούν οι εγκαταστάσεις επεξεργασίας στραγγιδίων.

Στην παρούσα εργασία, δημιουργήθηκε ένα μαθηματικό ομοίωμα που προσομοιώνει τη λειτουργία αντιδραστήρα διακοπτόμενης ροής (SBR) προκειμένου να διερευνηθεί το φαινόμενο της νιτρωδοποίησης και απονιτρωδοποίησης. Η εργασία διαρθρώνεται ως εξής:

Στα πρώτα κεφάλαια της εργασίας, γίνεται μία γενική εισαγωγή στις μεθόδους απομάκρυνσης αζώτου από τα υγρά λύματα, μία ανάλυση της διαδικασίας της μερικής νιτροποίησης, που αποτελεί και το βασικό θέμα της παρούσας εργασίας, καθώς και μία

λεπτομερής αναφορά σε θεωρητικά στοιχεία που διέπουν τη λειτουργία συστημάτων SBR. Ειδικότερα περιγράφονται οι φάσεις λειτουργίας των συστημάτων εναλλασσόμενης λειτουργίας, βασικά κριτήρια σχεδιασμού, κατασκευαστικά κριτήρια και τα κύρια πλεονεκτήματα και μειονεκτήματα των συστημάτων αυτών.

Στη συνέχεια περιγράφεται το μοντέλο το οποίο προέκυψε από την επέκταση του αυθεντικού μοντέλου ώστε να περιγράφονται οι διαδικασίες της νιτρωδοποίησης και απονιτρωδοποίησης. Στο κεφάλαιο αυτό περιγράφονται αναλυτικά όλες οι αλλαγές και οι προσθήκες που έχουν προκύψει από την επέκταση του μοντέλου ASM1 της IAWQ.

Σε επόμενα κεφάλαια, σε πρώτη φάση διερευνάται η επίδραση κάποιων στοιχειομετριών και κινητικών παραμέτρων στην απομάκρυνση των διάφορων μορφών αζώτου και στην ανάπτυξη των ετεροτροφικών και αυτοτροφικών βακτηρίων. Σε επόμενη φάση διερευνάται η επίδραση κάποιων λειτουργικών παραμέτρων του συστήματος, αφού πρώτα έχει καθοριστεί ένα σύνολο τιμών για τις κινητικές και στοιχειομετρικές παραμέτρους που προσομοιώνουν καλύτερα τα φαινόμενα της νιτρωδοποίησης και της απονιτρωδοποίησης και τις αντίστοιχες συμπεριφορές των AOB και NOB βακτηρίων. Τα κυριότερα συμπεράσματα από την εφαρμογή του μοντέλου αναλύονται στο τελευταίο κεφάλαιο.

Το πρόγραμμα SBR που αναπτύχθηκε σε γλώσσα προγραμματισμού MatLab, προβλέπει με ακρίβεια τις μεταβολές των συγκεντρώσεων των συστατικών του μοντέλου και δίνει τη δυνατότητα εξαγωγής σημαντικών συμπερασμάτων με σκοπό τη βελτιστοποίηση της λειτουργίας των συστημάτων διαλείποντος έργου (SBR).

Κεφάλαιο 2. Βιβλιογραφική Ανασκόπηση

2.1 Εισαγωγή

Η υψηλή συγκέντρωση αζώτου υπό διάφορες μορφές έχει αναφερθεί ότι ευθύνεται για μία σειρά από επικίνδυνες καταστάσεις όσον αφορά στο περιβάλλον και τους έμβιους οργανισμούς. Ειδικότερα η απόρριψη του αζώτου των λυμάτων σε υδάτινους αποδέκτες χωρίς να έχει προηγηθεί επεξεργασία, μπορεί να έχει μεγάλες συνέπειες για τους επιφανειακούς ή υδάτινους αποδέκτες. Αυτό οφείλεται είτε στη μορφή με την οποία εμφανίζεται το άζωτο, είτε στην γενικότερη παρουσία αζώτου ανεξαρτήτως μορφής. Πολλές από τις μορφές αζώτου όπως το αμμωνιακό άζωτο ($\text{NH}_4\text{-N}$), τα νιτρώδη (NO_2^-), είναι άκρως τοξικές για τα ψάρια και τους θαλάσσιους φυτικούς οργανισμούς ενώ άλλες μορφές, όπως τα προϊόντα της νιτροποίησης, μπορούν να προκαλέσουν αποξυγόνωση των υδάτινων αποδεκτών και συσσώρευση νιτρικών στα υπόγεια νερά. Η παρουσία αζώτου ανεξαρτήτου μορφής δε, μπορεί να προκαλέσει φαινόμενα ευτροφισμού ευαίσθητων αποδεκτών που έχουν ως αποτέλεσμα την αλλοίωση του οικοσυστήματος.

Σαν συνέπεια των παραπάνω, κρίθηκε αναγκαία η αποτελεσματική διαχείριση των διαφόρων μορφών αζώτου και η απόρριψη τους στο περιβάλλον με τρόπο που να μην επιβαρύνει τους αποδέκτες ή τον υπόγειο υδροφόρο, και να μην οδηγεί στην δημιουργία ανεπιθύμητων και επικίνδυνων καταστάσεων. Οι σχετικές απαιτήσεις καθορίζονται από το θεσμικό πλαίσιο βάσει της οδηγίας 91/271/ΕΕ. Μέσω της οδηγίας αυτής καθορίζεται και ποσοτικοποιείται η αναγκαιότητα απομάκρυνσης αζώτου, η οποία συνδέεται με τα χαρακτηριστικά του τελικού αποδέκτη καθώς και στον τελικό χαρακτηρισμό του σε ευαίσθητου ή μη, σε φαινόμενα ευτροφισμού.

Μία σειρά από μεθόδους και μαθηματικά ομοιώματα έχουν αναπτυχθεί για την απομάκρυνση αζώτου από λύματα και γενικότερα υγρά απόβλητα. Οι κυριότερες είναι οι φυσικοχημικές και οι βιολογικές μέθοδοι. Οι βιολογικές μέθοδοι παρουσιάζουν σημαντικά πλεονεκτήματα σε σχέση με τις φυσικοχημικές με κυριότερο το σαφώς μικρότερο κόστος. Στην κατεύθυνση αυτή, η επιστημονική κοινότητα έχει δώσει μεγάλη έμφαση στην ανακάλυψη καινούριων μεθόδων βιολογικής απομάκρυνσης αζώτου και στη βελτίωση και εκσυγχρονισμό των παλαιότερων μεθόδων ώστε και να μπορούν να συμβαδίζουν με τη την συνεχή ανάπτυξη της τεχνολογίας και να παραμένουν βιώσιμες.

Όσον αφορά πιο συγκεκριμένα στα στραγγίδια, η ανάγκη απομάκρυνσης αζώτου, πηγάζει από το γεγονός ότι κατά την αναερόβια χώνευση της βιολογικής ύλης, υπάρχει διάσπαση του κυτταρικού υλικού των μικροοργανισμών, με αποτέλεσμα να απελευθερωθεί πολύ μεγάλη ποσότητα αζώτου. Το άζωτο αυτό, είναι στην πλειοψηφία του σε μορφή αμμωνιακού αζώτου ($\text{NH}_4\text{-N}$), ενώ σε μικρότερα ποσοστά συναντάται σε μορφές

οργανικού αζώτου και σωματιδιακού οργανικού αζώτου. Το αμμωνιακό άζωτο των στραγγιδίων, βρίσκεται σε πολύ μεγάλες συγκεντρώσεις, πολύ υψηλότερες από τις αντίστοιχες συγκεντρώσεις των λυμάτων που επεξεργάζεται η βιολογική βαθμίδα.

Επειδή τα στραγγίδια επανακυκλοφορούνται στην κύρια εγκατάσταση επεξεργασίας λυμάτων, το φορτίο αμμωνιακού αζώτου γίνεται πολλαπλάσιο από το αρχικά εκτιμώμενο. Αυτό μπορεί να δημιουργήσει μία σειρά από προβλήματα με κυριότερο το ότι υπάρχει πιθανότητα το σύστημα το οποίο έχει σχεδιαστεί για την επεξεργασία των λυμάτων, να μην μπορεί να ανταποκριθεί στο τόσο υψηλό φορτίο αζώτου και να διαφύγει περισσότερο άζωτο από το αποδεκτό στην έξοδο. Ένα άλλο πρόβλημα είναι το αυξημένο κόστος αερισμού, καθώς η απομάκρυνση του αμμωνιακού αζώτου γίνεται σε αερόβιες συνθήκες και απαιτείται συνεχής τροφοδοσία οξυγόνου για τη διεξαγωγή των διεργασιών. Το κόστος αερισμού, μόνο αμελητέο δε μπορεί να χαρακτηριστεί καθώς αποτελεί το κυριότερο πάγιο έξοδο μίας Ε.Ε.Λ σε ποσοστά πολλές φορές άνω του 50%.

Για τους παραπάνω λόγους, στις πιο πολλές περιπτώσεις κρίνεται αναγκαία η δημιουργία ξεχωριστής μονάδας επεξεργασίας στραγγιδίων. Η μονάδα αυτή μπορεί να εξασφαλίσει ότι τα στραγγίδια θα είναι απαλλαγμένα από ένα πολύ σημαντικό φορτίο αζώτου, και όταν αυτά οδηγηθούν στην κύρια εγκατάσταση, δεν θα υπάρχει κανένας κίνδυνος για τη λειτουργία της εγκατάστασης.

Στην κατεύθυνση αυτή έχουν αναπτυχθεί διάφορα συστήματα απομάκρυνσης αζώτου, σε πολλά από τα οποία μάλιστα, η επεξεργασία των στραγγιδίων αποτέλεσε και τη βάση για το σχεδιασμό τους. Τα στραγγίδια, λόγω των ιδιαίτερων χαρακτηριστικών τους, όπως η πολύ υψηλή συγκέντρωση αμμωνιακού αζώτου και η υψηλή θερμοκρασία, είναι πολύ σημαντικά καθώς μερικά συστήματα μπορούν να λειτουργήσουν ικανοποιητικά μόνο υπό αυτές τις συνθήκες. Στα σχετικά καινούρια αυτά συστήματα, όπως τα συστήματα νιτροδοποίησης-απονιτροδοποίησης, νιτροδοποίησης-ANNAMOX, τα οποία θα περιγραφούν στη συνέχεια, δε θα μπορούσαν να μην προστεθούν και τα παραδοσιακά συστήματα νιτροποίησης-απονιτροποίησης τα οποία χρησιμοποιούνται στην συντριπτική πλειοψηφία των κύριων μονάδων επεξεργασίας υγρών αποβλήτων τα οποία είναι πλούσια σε άζωτο.

Αρκετές προσπάθειες έχουν γίνει επίσης, για την προσομοίωση των παραπάνω συστημάτων μέσω της περιγραφής των διεργασιών απομάκρυνσης αζώτου. Ενδεικτικό είναι ότι από τα πρώτα μοντέλα ενεργού ιλύος που αναπτύχθηκαν, υπήρχε προσομοίωση συστημάτων νιτροποίησης-απονιτροποίησης, ως ένα μέρος του συνολικού συστήματος ενεργού ιλύος. Στις ενότητες που ακολουθούν πραγματοποιείται μία αναλυτική περιγραφή των συστημάτων απομάκρυνσης αζώτου από τα στραγγίδια, διαφόρων μοντέλων ενεργού ιλύος, καθώς και τη λειτουργία των αντιδραστήρων εναλλασσόμενης λειτουργίας (SBR).

2.2 Συστήματα Βιολογικής απομάκρυνσης αζώτου

2.2.1 Σύστημα Νιτροποίησης-Απονιτροποίησης

Νιτροποίηση είναι η βιολογική διαδικασία που μετατρέπει το αμμωνιακό άζωτο ($\text{NH}_4\text{-N}$) σε νιτρικά ($\text{NO}_3\text{-N}$). Είναι μια διεργασία η οποία πραγματοποιείται από ετεροτροφικά και αυτοτροφικά βακτήρια, όμως οι κύριοι υπεύθυνοι για την διαδικασία της νιτροποίησης είναι τα αυτοτροφικά βακτήρια, καθώς οι ποσότητες των νιτρικών που παράγονται από τους ετεροτροφικούς μικροοργανισμούς κατά την μετατροπή των $\text{NH}_4\text{-N}$ σε $\text{NO}_3\text{-N}$ είναι αμελητέες.

Η διαδικασία της νιτροποίησης αποτελείται από δύο στάδια. Στο πρώτο στάδιο, μία ομάδα αυτοτροφικών βακτηρίων οξειδώνει το αμμωνιακό άζωτο και παράγονται νιτρώδη σύμφωνα με την παρακάτω αντίδραση:

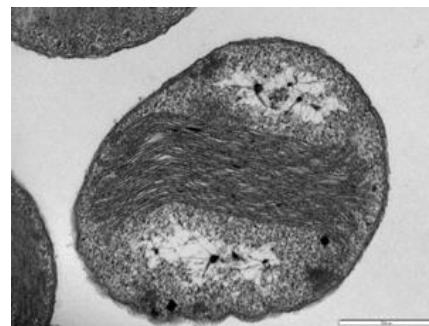


Όπου $\Delta\text{G} = -271 \text{ kJ/mole NH}_3\text{-N}$

Το πρώτο αυτό στάδιο ονομάζεται νιτρωδοποίηση (nitritation) και πραγματοποιείται από τα βακτήρια της οικογένειας *Nitrosomonas* (*Nitrosomonas europaea* και *Nitrosomonas monocellus*) καθώς και από τα βακτήρια *Nitrosococcus*.



(α)



(β)

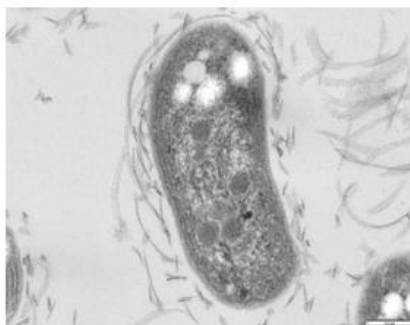
Σχήμα 2.1 Βακτήρια (α) *nitrosomonas europaea* και (β) *nitrosococcus* υπεύθυνα για το 1^ο στάδιο της διαδικασίας της νιτροποίησης

Στο δεύτερο στάδιο τα νιτρώδη NO_2^- οξειδώνονται σε νιτρικά σύμφωνα με την παρακάτω αντίδραση:



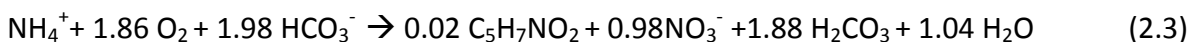
Όπου $\Delta G = -78 \text{ KJ/mole NH}_2\text{-N}$

Το δεύτερο αυτό στάδιο ονομάζεται νιτρικοποίηση (nitrification) και πραγματοποιείται κυρίως από βακτήρια που ανήκουν στα γένη *Nitrobacter* με κυριότερα τα *Nitrobacter Agilis* και *Nitrobacter Winogradskyi*, καθώς και από τα βακτήρια *Nitrocystis*. Η οξείδωση της αμμωνίας πραγματοποιείται με τον σχηματισμό ενδιάμεσων προϊόντων ενώ η οξείδωση των νιτρωδών πραγματοποιείται χωρίς τον σχηματισμό αυτών. Καθώς οι μικροοργανισμοί που λαμβάνουν μέρος στα δύο παραπάνω στάδια είναι αυτοτροφικά, αποκτούν την απαραίτητη ενέργεια για την ανάπτυξή τους χρησιμοποιώντας ανόργανο άνθρακα ως τροφή. Έτσι συνεπακόλουθα, δεν υπάρχει ανταγωνισμός με τα ετεροτροφικά βακτήρια ως προς την πρόσληψη οργανικού άνθρακα.



Σχήμα 2.2 Βακτήριο *Nitrobacter Winogradskyi* υπεύθυνο για το 2^ο στάδιο της διαδικασίας της νιτροποίησης

Η συνολική θεωρητική στοιχειομετρική εξίσωση που περιγράφει τα δύο στάδια της νιτροποίησης για μία τυπική τιμή του συντελεστή μετατροπής βιομάζας των νιτροποιητών ($Y_n = 0.16$) είναι (Ανδρεαδάκης, 1986) :



Η θεωρητική στοιχειομετρική αυτή εξίσωση προκύπτει με την υπόθεση ότι η χημική σύσταση της Νιτροσομονάδας και του Νιτροβακτηριδίου μπορεί να αντιπροσωπευτεί από την ποσότητα $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$.

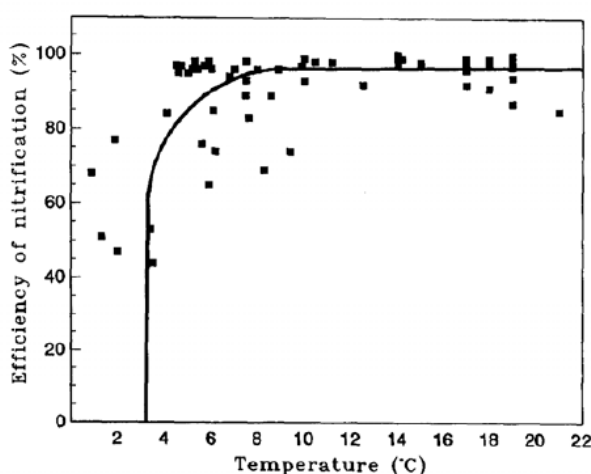
Η συνολική αντίδραση οξείδωσης της αμμωνίας με τη μορφή NH_4^+ είναι (Metcalf & Eddy, 2003):



Οι παραπάνω εξισώσεις είναι πολύ ωφέλιμες καθώς δείχνουν το ότι το απαιτούμενο οξυγόνο για την οξείδωση της αμμωνίας είναι $4.57 \text{ g O}_2/\text{g NH}_4\text{-N}$ που οξειδώνεται, και ότι απαιτείται ένα μεγάλο ποσό αλκαλικότητας της τάξης των 7.14 mg αλκαλικότητας ως $\text{CaCO}_3/\text{mg NH}_4^+\text{-N}$ που οξειδώνεται, για την εξισορρόπηση των ιόντων υδρογόνου, που παράγονται κατά το πρώτο στάδιο της νιτροποίησης, δηλαδή κατά τη διάρκεια της διαδικασίας της νιτροδοποίησης. Αν τα λύματα δεν περιέχουν επαρκή ποσότητα αλκαλικότητας, η διαδικασία της νιτροποίησης αναχαιτίζεται και μπορεί να προκληθούν ανεπιθύμητες καταστάσεις σε μία Εγκατάσταση Επεξεργασίας Λυμάτων. Για το λόγο αυτό κρίνεται σκόπιμη η συνεχής παρακολούθηση του pH και της αλκαλικότητας των λυμάτων.

Η νιτροποίηση αποτελεί μια ευαίσθητη διαδικασία και οι παράγοντες που την επηρεάζουν είναι αρκετοί. Οι σημαντικότεροι είναι οι παρακάτω:

Θερμοκρασία. Η θερμοκρασία έχει την πιο ισχυρή επίδραση στο ρυθμό νιτροποίησης και στο ρυθμό ανάπτυξης των νιτροποιητικών βακτηρίων (E.P.A, 1975). Όταν η θερμοκρασία των λυμάτων αυξηθεί κατά 1°C η ταχύτητα νιτροποίησης αυξάνεται κατά 10% περίπου. (Λυμπεράτος, 2001) ενώ η διαδικασία της νιτροποίησης δεν είναι δυνατόν να λάβει χώρα σε θερμοκρασίες άνω των $50\text{-}60^\circ\text{C}$ (Henze et al, 1995). Οι θερμοκρασίες στις οποίες επιτυγχάνεται επαρκής νιτροποίηση κυμαίνονται από $5\text{-}35^\circ\text{C}$ ενώ η μέγιστη ταχύτητα ανάπτυξης αυτοτροφικών νιτροποιητικών μικροοργανισμών είναι περίπου στους 30°C (Shammas, 1986). Όμως κάτω από τους 15°C παρατηρείται δραματική μείωση στο ρυθμό νιτροποίησης, ενώ στους 12°C παρατηρείται μείωση της τάξης του 50%.



Σχήμα 2.3 Επίδραση της θερμοκρασίας στη διαδικασία της νιτροποίησης (ΠΗΓΗ: Hao et al, 1997)

ρΗ. Η επίδραση του ρΗ στην διαδικασία της νιτροποίησης και στον ειδικό ρυθμό ανάπτυξης των αυτοτροφικών βακτηρίων είναι σημαντική αν αναλογιστεί κανείς πως για τιμές ρΗ κάτω από 6 και πάνω από 10 επέρχεται πλήρης αναχαίτιση των νιτροποιητικών βακτηρίων. Η βέλτιστη τιμή του ρΗ, βρίσκεται στο διάστημα 7.5-8.5, τόσο για το νιτροβακτηρίδιο όσο και για τη νιτροσομονάδα. Όπως αναφέρθηκε και παραπάνω λόγω της διαδικασίας της νιτροποίησης, είναι απαραίτητη μία επαρκής ποσότητα αλκαλικότητας τουλάχιστον 50 mg/l ως CaCO₃ (Ανδρεαδάκης, 1986) για την εξισορρόπηση των ιόντων υδρογόνου και την αποφυγή μεταβολής του ρΗ των λυμάτων που μπορεί να έχει ως αποτέλεσμα την αδρανοποίηση των νιτροποιητικών βακτηρίων.

Τοξικές ουσίες. Η διαδικασία της νιτροποίησης μπορεί να αναχαιτιστεί από μία σειρά οργανικών και ανόργανων ενώσεων. Οι ουσίες αυτές όταν βρίσκονται σε υψηλές συγκεντρώσεις προκαλούν αναχαίτιση είτε καταστρέφοντας το μεταβολισμό του κύτταρου είτε διακόπτοντας τις βασικές αντιδράσεις οξειδωσης. Οι πλέον επικίνδυνες ουσίες για τη νιτροποίηση είναι αυτές που περιέχουν θείο, βαρέα μέταλλα και μη ιονικές μορφές αμμωνίας (NH₃). Έχει αποδειχθεί πειραματικά ότι η οξείδωση της αμμωνίας δηλαδή το 1^ο στάδιο της νιτροποίησης, προσβάλλεται πιο δύσκολα και από λιγότερες αναχαιτιστικές ουσίες σε σχέση με την οξείδωση των νιτρικών (NO₂⁻) δηλαδή το 2^ο στάδιο της νιτροποίησης.

Χημική Ένωση	Συγκέντρωση (mg/l) για περίπου 75% Αναχαίτιση
Acetone	2000
Allyl alcohol	19.5
Allyl chloride	180
Allyl isothiocyanate	1.9
Benzothiazone disulfide	38
Carbon disulfide	35
Chloroform	18
o-Cresol	12.8
Di-allyl ether	100
Dicyandiamide	250
Diguanide	50
2',4-Dinitrophenol	460
Dithio-oxamide	1.1
Ethanol	2400
Guanidine carbonate	16.5
Hydrazine	58
8'-Hydroxyquinoline	72.5
Mercaptobenzothiazole	3
Methylamine hydrochloride	1550
Methyl isothiocyanate	0.8
Methyl thiuronium sulfate	6.5
Phenol	5.6
Potassium thiocyanate	300
Skatol	7
Sodium dimethyl dithiocarbamate	13.6
Sodium methyl dithiocarbamate	0.9
Tetramethyl thiuram disulfide	30
Thioacetamide	0.53
Thiosemicarbazide	0.18
Thiourea	0.076
Trimethylamine	118

Σχήμα 2.4 Ενώσεις που αναχαιτίζουν τη νιτροποίηση (Πηγή Randall,1992)

Διαλυμένο οξυγόνο. Τόσο η νιτροσομονάδα όσο και το νιτροβακτηρίδιο χρειάζονται διαλυμένο οξυγόνο για την ανάπτυξή τους. Σε χαμηλές συγκεντρώσεις, η επίδραση του διαλυμένου οξυγόνου μπορεί να περιγραφεί πολύ εύκολα με μία σχέση Monod.

$$\mu_n = \mu_{nmT} \cdot \frac{DO}{DO + K_{DO}} \quad (2.5)$$

Η σταθερά κορεσμού K_{DO} για το οξυγόνο κυμαίνεται από 0.15 mg/l έως 2.0 mg/l (E.P.A, 1975), ενώ η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου DO πρέπει να παίρνει τιμές τουλάχιστον 2-3 mg/l για να εξασφαλιστεί ότι η διαδικασία της νιτροποίησης δεν θα αναχαιτιστεί από την έλλειψη οξυγόνου (Ανδρεαδάκης, 1986). Χαμηλές συγκεντρώσεις διαλυμένου οξυγόνου μπορούν να οδηγήσουν σε περιορισμένη νιτροποίηση μέχρι και στην τελική αναχαιτίση της διαδικασίας που μπορεί να έχει επικίνδυνες συνέπειες όσον αφορά στην συνολική αποτελεσματικότητα του συστήματος απομάκρυνσης αζώτου αλλά και την ποιότητα των επεξεργασμένων λυμάτων στην εκροή.

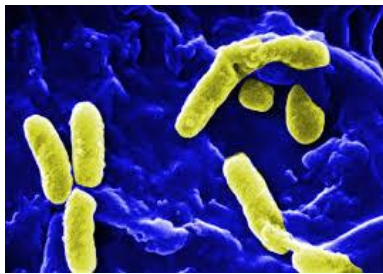
Σε συνδυασμό με τη διαδικασία της νιτροποίησης, εφαρμόζεται και η διαδικασία της απονιτροποίησης. Απονιτροποίηση ορίζουμε τη διαδικασία απομάκρυνσης των νιτρικών που παράγονται στο στάδιο της βιολογικής απομάκρυνσης του αζώτου. Αναλυτικότερα περιγράφεται ως η διαδικασία κατά την οποία οι μικροοργανισμοί οξειδώνουν τα νιτρικά προς αέριο άζωτο και οξείδια, υποοξείδιο και μονοοξείδιο του αζώτου. Κατά τη διεργασία αυτή τα νιτρικά αποτελούν, σε συνθήκες απουσίας οξυγόνου, τους τελικούς δέκτες ηλεκτρονίων που απαιτούνται για τον μεταβολισμό των ετεροτροφικών βακτηρίων. Τα κυριότερα βακτήρια που είναι ικανά να απενεργοποιούν είναι τα *Achromobacter*, *Acinetobacter*, *Aerobacter*, *Alcaligenes* και *Pseudomonas*. Αυτή η ποικιλία των απονιτροποιητικών βακτηρίων διευκολύνει τη διαδικασία της απονιτροποίησης και την καθιστά σαφώς λιγότερο ευαίσθητη από τη διαδικασία της νιτροποίησης. Τα απονιτροποιητικά βακτήρια έχουν την ικανότητα να αναπτύσσονται τόσο σε αερόβιες όσο και σε ανοξικές συνθήκες. Στα περισσότερα συστήματα, τα λύματα περιέχουν οργανική ύλη που κατά το σχεδιασμό αντιμετωπίζεται ως δότης ηλεκτρονίων για τον οποίο πρέπει να προβλεφθεί κατάλληλη ποσότητα αποδέκτη ηλεκτρονίων, δηλαδή οξυγόνου, έτσι ώστε να γίνει δυνατή η πλήρης μετατροπή της οργανικής ύλης σε νέα κύτταρα και διοξείδιο του άνθρακα (Χατζηκωσταντίνου, 2001). Ο κύριος σκοπός όμως της απονιτροποίησης είναι η αναγωγή των νιτρικών ως δέκτη ηλεκτρονίων και για το λόγο αυτό απαιτείται επαρκής ποσότητα δότη ηλεκτρονίων δηλαδή οργανικής ύλης καθώς και απουσία οξυγόνου (Ανδρεαδάκης, 1986).

Η νιτροποίηση, δηλαδή η οξείδωση του αμμωνιακού αζώτου σε νιτρικά δεν είναι επαρκής για τη βιολογική απομάκρυνση του αζώτου. Τα νιτρικά που παράγονται είναι τοξικά και δε μπορούν να διατεθούν απευθείας σε κάποιο υδάτινο ή επιφανειακό αποδέκτη. Για το λόγο αυτό, η απονιτροποίηση κρίνεται αναγκαία πριν την απόρριψη των επεξεργασμένων λυμάτων. Η απομάκρυνση του αζώτου από τα υγρά λύματα δεν αφορά στην κάθε διαδικασία ξεχωριστά, αλλά ένα συνδυασμό των δύο. (Metcalf & Eddy, 2003).

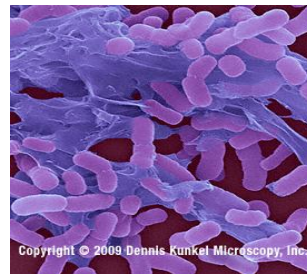
Η απονιτροποίηση πραγματοποιείται και αυτή σε δύο στάδια. Στο πρώτο στάδιο γίνεται οξείδωση των νιτρικών (NO_3^-) σε νιτρώδη (NO_2^-), και έπειτα τα νιτρώδη μετατρέπονται σε αέριο άζωτο από ετεροτροφικά απονιτροποιητικά βακτήρια. Η ομάδα ενζύμων που είναι υπεύθυνη για την απονιτροποίηση, είναι τα μη αφομοιωτικά ένζυμα τα οποία δρουν σύμφωνα με την παρακάτω βιοχημική εξίσωση:



Τα παράγωγα αυτά είναι όλα σε αέρια μορφή και μπορούν να απελευθερωθούν στην ατμόσφαιρα, όμως επιλέγεται η απελευθέρωση μόνο του αερίου αζώτου N_2 για την εξασφάλιση της προστασίας των αποδεκτών από την υποβάθμιση.



(α)



(β)

Σχήμα 2.5 Απονιτροποιητικά βακτήρια (α) pseudomonas και (β) acitenobacter

Η απονιτροποίηση είναι λιγότερο ευαίσθητη διαδικασία από τη νιτροποίηση χωρίς όμως αυτό να σημαίνει ότι δεν επηρεάζεται από διάφορους παράγοντες. Οι σημαντικότεροι είναι, όπως και στην νιτροποίηση, η θερμοκρασία και το pH.

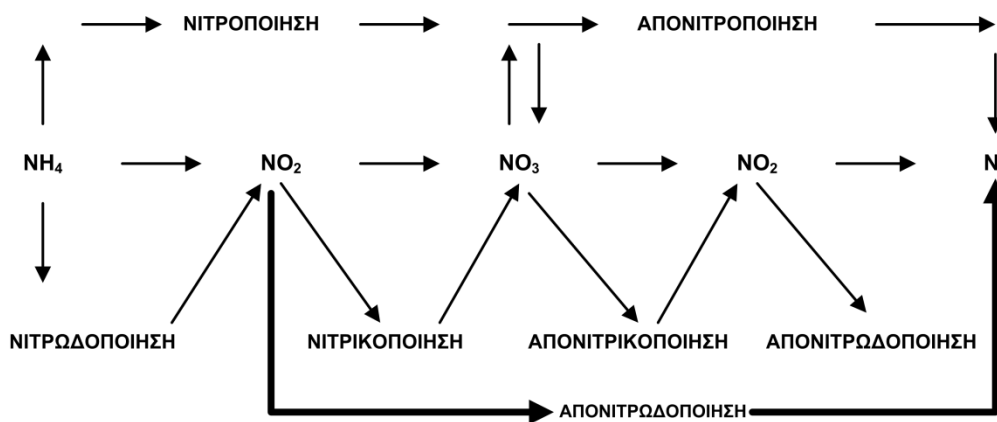
Τα συστήματα νιτροποίησης-απονιτροποίησης εφαρμόζονται για μία σειρά ετών στις περισσότερες εγκαταστάσεις και για το λόγο αυτό έχουν το βασικό πλεονέκτημα ότι είναι δοκιμασμένα και οι γνώσεις πάνω στα συστήματα αυτά είναι εκτεταμένες. Στην επεξεργασία των στραγγιδίων η εφαρμογή τους είναι πιο περιορισμένη καθώς λόγω των χαρακτηριστικών τους άλλα συστήματα απομάκρυνσης αζώτου τα οποία εξασφαλίζουν μικρότερο κόστος. Αυτό δε σημαίνει όμως πως δεν βρίσκουν εφαρμογή σε αρκετές μονάδες λόγω της απλότητάς τους και της πολύ καλής αυτοματοποίησης των συστημάτων αυτών.

2.2.2 Σύστημα Νιτρωδοποίησης-Απονιτρωδοποίησης (Nitritation-Denitritation)

Η βιολογική απομάκρυνση αζώτου και κυρίως η διαδικασία νιτροποίησης-απονιτροποίησης είναι η πιο ευρέως χρησιμοποιούμενη μέθοδος απομάκρυνσης αζώτου. Όπως ειπώθηκε παραπάνω, η νιτροποίηση πραγματοποιείται σε δύο στάδια. Στο πρώτο στάδιο το αμμωνιακό άζωτο ($\text{NH}_4\text{-N}$) μετατρέπεται σε νιτρώδη (NO_2^-) από βακτήρια που οξειδώνουν την αμμωνία ή όπως αλλιώς ονομάζονται AOB (ammonium oxidizing bacteria),

ενώ στο δεύτερο στάδιο τα νιτρώδη (NO_2^-) μετατρέπονται σε νιτρικά (NO_3^-) από βακτήρια που οξειδώνουν τα νιτρικά ή αλλιώς NOB (nitrite oxidizing bacteria). Στη διαδικασία της απονιτροποίησης, ένα από τα στάδια μέχρι την τελική οξείδωση των νιτρικών σε αέριο άζωτο, είναι η μετατροπή των νιτρικών ξανά σε νιτρώδη.

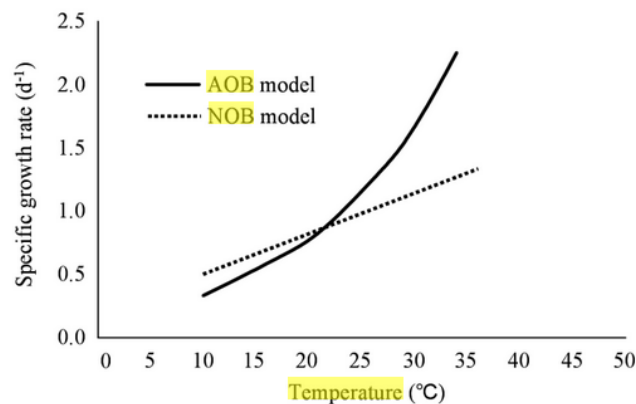
Πρόσφατα νέα βιολογικά συστήματα έχουν αναπτυχθεί ως εναλλακτική της παραδοσιακής μεθόδου νιτροποίησης-απονιτροποίησης. Τα συστήματα αυτά σταματούν τη διαδικασία της νιτροποίησης στο στάδιο οξείδωσης του αμμωνιακού αζώτου σε νιτρώδη, δηλαδή στο πρώτο στάδιο της νιτροποίησης, τη νιτρωδοποίηση (nitritation). Συνήθως η νιτρωδοποίηση ακολουθείται από τη διαδικασία της απονιτρωδοποίησης υπό ανοξικές συνθήκες, όπου ετεροτροφικά βακτήρια οξειδώνουν τα νιτρώδη (NO_2^-) σε αέριο άζωτο με οργανικό άνθρακα ως δέκτη ηλεκτρονίων. Τα συστήματα νιτρωδοποίησης-απονιτρωδοποίησης (nitritation-denitritation) κερδίζουν συνεχώς έδαφος καθώς μέσω αυτών, επιτυγχάνεται εξοικονόμηση στη ζήτηση οξυγόνου κατά περίπου 25% (Queiroz et al, 2011). Αυτό συμβαίνει διότι η νιτρωδοποίηση προσπερνά το 2^ο στάδιο της νιτροποίησης στο οποίο απαιτείται οξυγόνο για την οξείδωση των νιτρωδών, και την μετατροπή τους σε νιτρικά. Επιπλέον άλλο πλεονέκτημα της μεθόδου είναι η μείωση κατά 40% στη ζήτηση οργανικών από τα ετεροτροφικά βακτήρια (Jenicek et al, 2004). Επομένως, το όφελος από την εφαρμογή της μεθόδου είναι πολλαπλό καθώς η μέθοδος δεν προσπερνά μόνο το 2^ο στάδιο της νιτροποίησης με αποτέλεσμα την εξοικονόμηση σε οξυγόνο, αλλά προσπερνά και ένα από τα στάδια της απονιτροποίησης, αυτό της μετατροπής των νιτρικών ξανά σε νιτρώδη, με αποτέλεσμα την εξοικονόμηση οργανικού άνθρακα. Επιπρόσθετα επιφέρει κατά 300% μειωμένη παραγωγή βιομάζας κατά την αερόβια ανάπτυξη (Yoo et al, 1998) που συνολικά μεταφράζεται σε μειωμένη βιολογική λάσπη κατά ένα ποσοστό της τάξης του 30-50% (Ciudad,2004). Τέλος παρατηρείται ρυθμός απονιτροποίησης μέσω νιτρωδών 1.5-2 φορές μεγαλύτερος σε σχέση με το ρυθμό απονιτροποίησης μέσω των νιτρικών, που επιταχύνει τη διαδικασία και δίνει τη δυνατότητα μείωσης των απαιτούμενων όγκων δεξαμενών για την απονιτροποίηση.



Σχήμα 2.6 Σχηματική απεικόνιση διαδικασίας νιτροποίησης-απονιτροποίησης (nitrification-denitrification) και νιτρωδοποίησης-απονιτρωδοποίησης (nitritation-denitritation)

Για την επίτευξη της μερικής νιτροποίησης, είναι απαραίτητη η αναχαίτιση της ανάπτυξης των βακτηρίων που οξειδώνουν νιτρώδη (NOB), χωρίς όμως να επηρεάζεται η ανάπτυξη των βακτηρίων που οξειδώνουν την αμμωνία (AOB). Αυτό επιτυγχάνεται μεταβάλλοντας τις συνθήκες κάτω από τις οποίες πραγματοποιείται η νιτροποίηση, επιλέγοντάς τις με τέτοιο τρόπο ώστε να ευνοείται η ανάπτυξη των AOB βακτηρίων έναντι των NOB βακτηρίων. Οι παράγοντες που επηρεάζουν τη διαδικασία της μερικής νιτροποίησης και είναι τελικά υπεύθυνοι για την επιτυχία της ή όχι, έχει βρεθεί ότι είναι η θερμοκρασία, η συγκέντρωση της ελεύθερης αμμωνίας, το pH, η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου και ο χρόνος παραμονής στερεών.

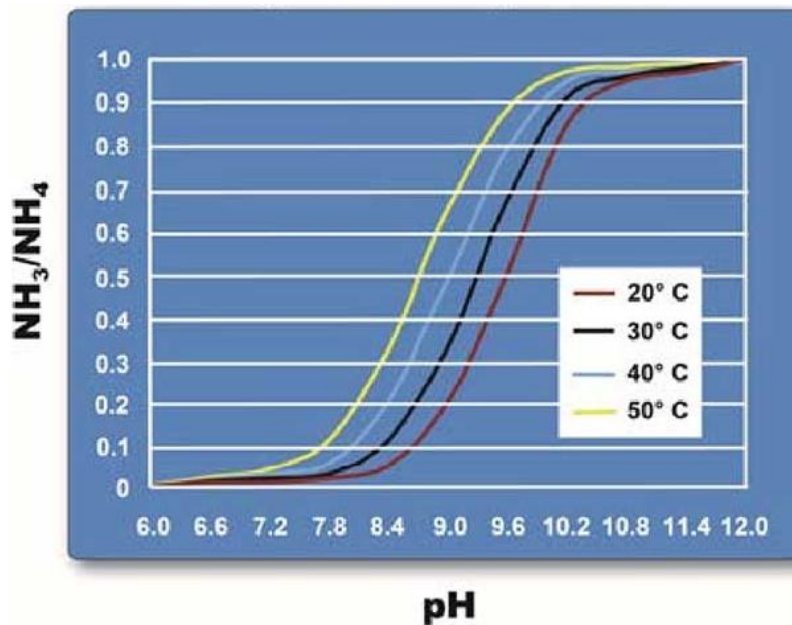
Θερμοκρασία. Η υψηλή θερμοκρασία ευνοεί την ανάπτυξη και τη δράση των βακτηρίων που είναι υπεύθυνα για την οξείδωση της αμμωνίας (AOB) καθώς σε θερμοκρασίες άνω των 20 °C, τα AOB βακτήρια αναπτύσσονται πιο γρήγορα σε σχέση με τα NOB.



Σχήμα 2.7 Επίδραση θερμοκρασίας στο ρυθμό ανάπτυξης AOB και NOB βακτηρίων (ΠΗΓΗ: Eruiso Choi, 2007)

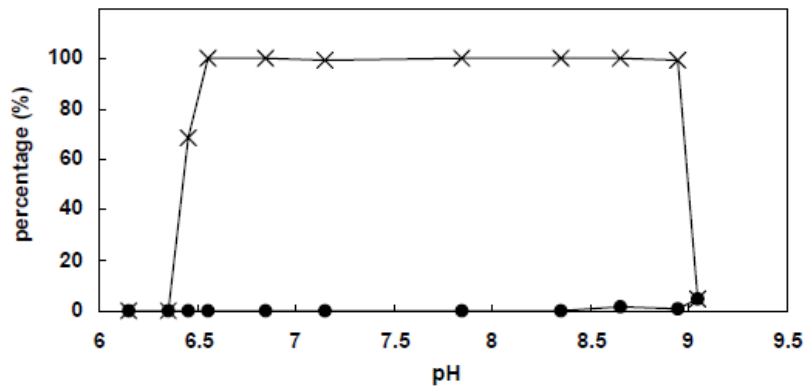
Στο παραπάνω διάγραμμα είναι εμφανής η διαφορά στους ρυθμούς ανάπτυξης των δύο βακτηρίων, και μάλιστα, για θερμοκρασίες μεγαλύτερες των 30 °C, ο λόγος των ρυθμών ανάπτυξης φτάνει στην τιμή 2. Γενικά η θερμοκρασία δεν είναι εύκολο να μεταβληθεί καθώς εκτός από εξαιρετικές περιπτώσεις, η θερμοκρασία περιβάλλοντος είναι μικρότερη από 20 °C και απαιτείται θέρμανση των δεξαμενών βιολογικής επεξεργασίας που συνεπάγεται ένα πολύ υψηλό για την εγκατάσταση επεξεργασίας λυμάτων. Για το λόγο αυτό η έρευνα έχει στραφεί στη μελέτη των υπόλοιπων παραμέτρων (Ruiz et al, 2003). Η θερμοκρασία αποτελεί την κυριότερη και καθοριστική παράμετρο για τη διαδικασία της μερικής απονιτροποίησης (νιτρωδοποίηση) μόνο στην επεξεργασία των στραγγιδίων, καθώς μετά τη χώνευση της ιλύος λόγω της διάσπασης του κυτταρικού υλικού, η ιλύς αποκτά μία υψηλή θερμοκρασία που σε πολλές περιπτώσεις ξεπερνά τους 30 °C, με σύνηθες εύρος θερμοκρασιών το εύρος 25-35°C (Gustavsson, 2010).

Συγκέντρωση Ελεύθερης αμμωνίας (free ammonia, FA). Η υψηλή συγκέντρωση αμμωνίας αποτελεί αναχαιτιστικό παράγοντα τόσο για τα βακτήρια που είναι υπεύθυνα για την οξείδωση της αμμωνίας όσο και για τα βακτήρια που είναι υπεύθυνα για την οξείδωση των νιτρωδών. Μελέτες έχουν δείξει όμως πώς υπάρχει αρκετά μεγάλη διαφορά στις συγκεντρώσεις ελεύθερης αμμωνίας που είναι ικανές να διακόψουν την ανάπτυξη των βακτηρίων *Nitrosomonas* και *Nitrobacter* αντίστοιχα. Τα NOB βακτήρια δηλαδή τα βακτήρια γένους *Nitrobacter*, είναι πολύ πιο ευαίσθητα στην έκθεση σε FA σε σχέση με τα AOB βακτήρια του γένους *Nitrosomonas*. Οι τιμές συγκέντρωσης της ελεύθερης αμμωνίας για την οποία παρατηρείται αναχαιτίση των NOB βακτηρίων κυμαίνονται στο διάστημα 0.1-10 NH_3/l , ενώ για τα AOB βακτήρια οι ίδιες τιμές είναι μεταξύ του διαστήματος 10-150 NH_3/l (Anthonisen et al, 1976). Σύμφωνα με τους Abeling et al (1992), συγκεντρώσεις ελεύθερης αμμωνίας της τάξης των 1-5 NH_3/l , παρεμποδίζουν την ανάπτυξη των NOB βακτηρίων χωρίς όμως να επηρεάζεται αισθητά ο ρυθμός ανάπτυξης των AOB βακτηρίων. Η πραγματοποίηση της μερικής νιτροποίησης μέσω του ελέγχου της συγκέντρωσης της ελεύθερης αμμωνίας αποτελεί μία από τις πιο δημοφιλείς μεθόδους για την επίτευξη της διαδικασίας, καθώς η συγκέντρωση της ελεύθερης αμμωνίας εξαρτάται σε μεγάλο βαθμό από την τιμή του pH των λυμάτων.



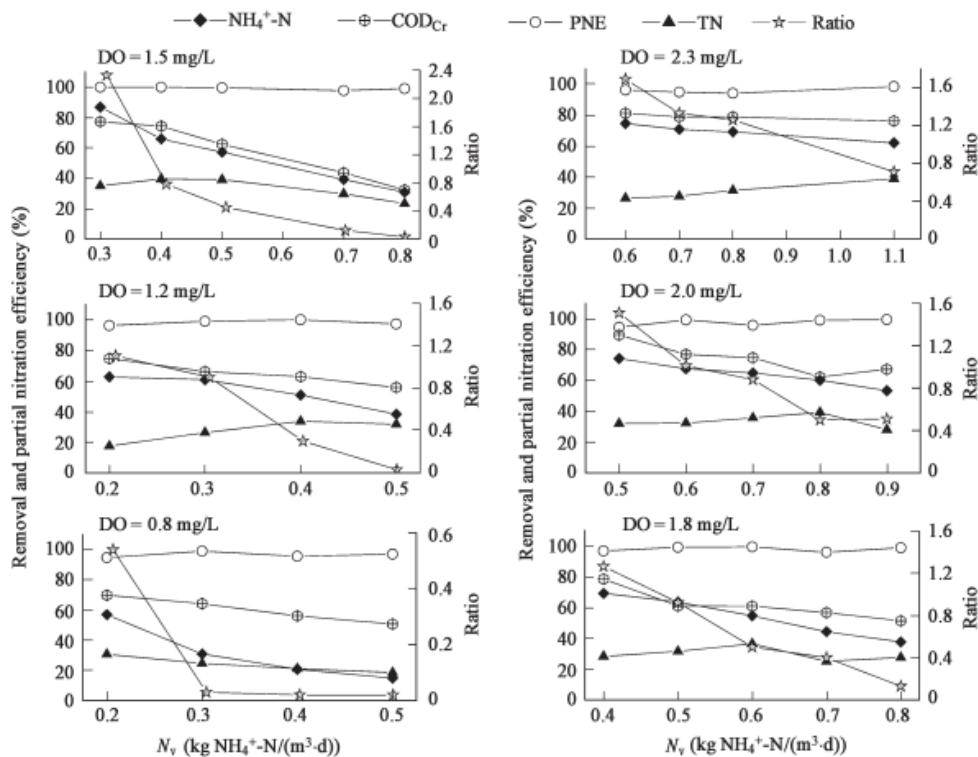
Σχήμα 2.8 Επίδραση του pH και της θερμοκρασίας στη συγκέντρωση ελεύθερης αμμωνίας (ΠΗΓΗ: Hydromantis Inc, 2003)

pH. Το pH επηρεάζει και αυτό με τη σειρά του γενικότερα τη διαδικασία της νιτροποίησης, άρα και τη νιτρωδοποίηση. Μελέτες σε λύματα με υψηλές συγκεντρώσεις αμμωνιακού αζώτου έδειξαν ότι για pH στο διάστημα 6.45-7.85 δεν παρατηρήθηκε καμία μεταβολή και καμία αναχαίτιση του ρυθμού της νιτροποίησης (Ruiz et al, 2003). Όμως για τιμές pH μικρότερες από 6.35 παρατηρήθηκε πλήρης παρεμπόδιση της νιτροποίησης. Τέλος για τιμές pH μεγαλύτερες από 9 παρατηρήθηκε και πάλι πλήρης παρεμπόδιση της νιτροποίησης. Η τιμή του pH αποτελεί πολύ σημαντική παράμετρο για την επίτευξη της μερικής νιτροποίησης καθώς σχετίζεται άμεσα με τη συγκέντρωση της ελεύθερης αμμωνίας αλλά και τη θερμοκρασία, παράγοντες που επηρεάζουν το ρυθμό ανάπτυξης των NOB βακτηρίων.



Σχήμα 2.9 Επίδραση του pH στο ποσοστό της αμμωνίας που οξειδώνεται δηλαδή στη διαδικασία της νιτρωδοποίησης (nitritation) (ΠΗΓΗ Ruiz et al, 2003)

Διαλυμένο οξυγόνο (Dissolved oxygen, DO). Τα AOB βακτήρια έχουν μικρότερες απαιτήσεις σε διαλυμένο οξυγόνο σε σχέση με τα NOB βακτήρια. Η ζήτηση σε οξυγόνο κυμαίνεται μεταξύ 0.2-1.5 mg O₂/l για τα AOB βακτήρια και 1.2-1.5 mg O₂/l για τα NOB βακτήρια (Ge et al, 2015). Συνήθως επιλέγονται τιμές συγκέντρωσης DO < 1 mg O₂/l για την εξασφάλιση της αναχαίτισης των βακτηρίων που οξειδώνουν νιτρώδη με συνηθέστερη τιμή συγκέντρωσης τα 0.5 mg O₂/l (Gustavsson, 2010). Η επιλογή αυτή έχει ως αποτέλεσμα τη συσσώρευση νιτρωδών, ενώ η μέγιστη συσσώρευση νιτρωδών παρατηρήθηκε για τιμή διαλυμένου οξυγόνου DO = 1 mg O₂/L (Ruiz, 2003). Οι Liang et Liu (2006), κατάφεραν να δείξουν μέσω ενός πιλοτικού αντιδραστήρα βιοφίλμ, ότι η διαδικασία της νιτρωδοποίησης (nitritation) ήταν επιτυχής και σταθερή για τιμές διαλυμένου οξυγόνου στο διάστημα 0.8-2.3 mg O₂/L. Για αυτές τις συγκεντρώσεις DO, η απομάκρυνση οργανικών έφτασε το 63% ενώ η απομάκρυνση συνολικού αζώτου ήταν 29% με ταυτόχρονη συσσώρευση νιτρωδών.



Σχήμα 2.10 Επίδραση της συγκέντρωσης διαλυμένου οξυγόνου DO (mg O_2/L) και αμμωνιακού αζώτου N_v (Kg $\text{NH}_4^+-\text{N}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$) στην μερική νιτροποίηση (nitritation). (ΠΗΓΗ LIANG et al, 2006)

Χρόνος παραμονής στερεών (SRT, Solids Retention Time). Ο χρόνος παραμονής στερεών αποτελεί έναν από τους σημαντικότερους παράγοντες για το ρυθμό ανάπτυξης τόσο των αυτοτροφικών όσο και των ετεροτροφικών βακτηρίων. Οι απαιτούμενοι όγκοι των δεξαμενών που λαμβάνουν χώρα οι βιολογικές διεργασίες επεξεργασίας υγρών αποβλήτων σχετίζονται άμεσα με το χρόνο παραμονής στερεών. Στα συστήματα που κάνουν μερική νιτροποίηση, ο χρόνος παραμονής στερεών επιλέγεται με τέτοιο τρόπο ώστε να αναχαιτίζεται η ανάπτυξη των βακτηρίων που οξειδώνουν τα νιτρώδη (NOB), να επιτρέπεται η ανάπτυξη των βακτηρίων που οξειδώνουν την αμμωνία (AOB), αλλά και να εξασφαλίζεται ο μικρότερος δυνατός όγκος αντιδραστήρα.

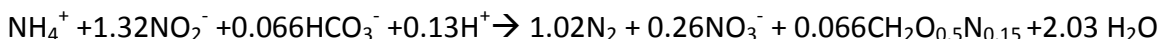
Τα συστήματα νιτρωδοποίησης-απονιτρωδοποίησης, βρίσκουν ευρεία εφαρμογή στην επεξεργασία των στραγγιδίων καθώς υπάρχουν οι συνθήκες που ευνοούν τη διαδικασία της μερικής νιτροποίησης. Τα στραγγίδια έχουν την κατάλληλη θερμοκρασία ώστε να ευνοηθεί η ανάπτυξη των βακτηρίων που οξειδώνουν το αμμωνιακό άζωτο (AOB) σε σχέση με τα βακτήρια που οξειδώνουν τα νιτρώδη (NOB) λόγω του μεγαλύτερου ρυθμού ανάπτυξης των πρώτων σε μεγαλύτερες θερμοκρασίες. Επιπλέον μεγάλη συγκέντρωση αμμωνιακού αζώτου συνεπάγεται και μεγάλη συγκέντρωση ελεύθερης αμμωνίας, στην οποία τα NOB βακτήρια είναι σαφώς πιο ευαίσθητα από τα AOB βακτήρια. Ένα επιπλέον στοιχείο που κάνει τα συστήματα νιτρωδοποίησης-απονιτρωδοποίησης ανταγωνιστικά

στην επεξεργασία των στραγγιδίων, είναι η αξιόλογη εξοικονόμηση σε οξυγόνο και εξωτερική πηγή άνθρακα σε σχέση με τα συμβατικά συστήματα νιτροποίησης-απονιτροποίησης.

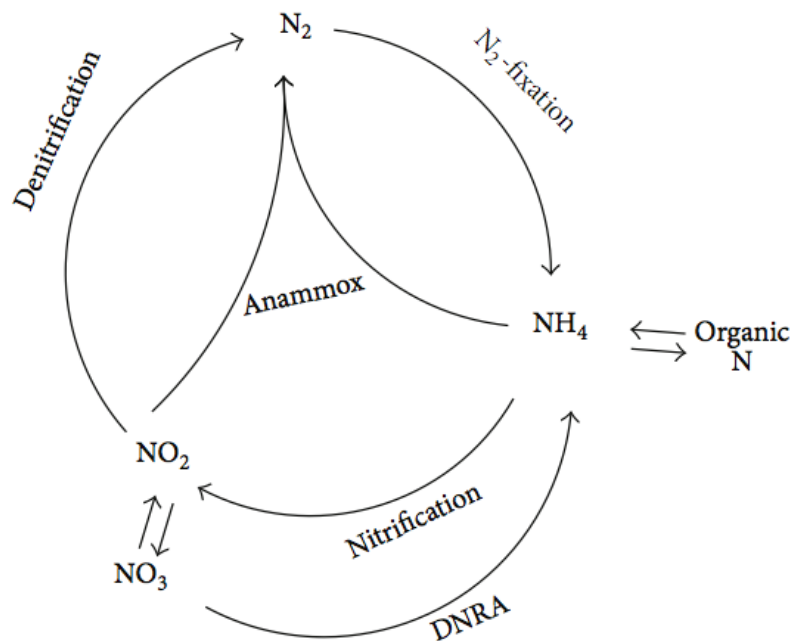
2.2.3 Σύστημα Νιτρωδοποίησης-ANAMMOX (Anaerobic AMMonium OXidation)

Στην τεχνολογία ANAMMOX πραγματοποιείται μετατροπή της αμμωνίας απευθείας σε αέριο άζωτο (N₂), κάτω από αναερόβιες συνθήκες με τα νιτρώδη ως δέκτη ηλεκτρονίων. Η διεργασία πραγματοποιείται από αυτοτροφικούς μικροοργανισμούς και για το λόγο αυτό δεν απαιτείται κάποια πηγή άνθρακα όπως στις διεργασίες της απονιτρωδοποίησης και απονιτροποίησης που συντελούνται από ετεροτροφικά βακτήρια. Επιπλέον, όπως και στην περίπτωση της νιτρωδοποίησης, απαιτείται συσσώρευση νιτρωδών. Για το λόγο αυτό η διεργασία ANAMMOX μπορεί να συνδυαστεί με τη διαδικασία της νιτρωδοποίησης (nitritation), ώστε στο στάδιο της νιτρωδοποίησης να γίνει μετατροπή της αμμωνίας σε νιτρώδη σε αερόβιες συνθήκες, και έπειτα σε αναερόβιες συνθήκες να γίνει περαιτέρω οξείδωση της αμμωνίας αυτή τη φορά όμως με τα νιτρώδη ως δέκτη ηλεκτρονίων. Η μέθοδος αυτή έχει συγκριτικά πλεονεκτήματα σε σχέση με τις άλλες μεθόδους απομάκρυνσης αζώτου, καθώς επιτυγχάνεται εξοικονόμηση οξυγόνου κατά 57% και εξωτερικής πηγής άνθρακα μέχρι και κατά 86% για απομάκρυνση αζώτου σε ποσοστό 100% (Gustavsson, 2010). Επιπλέον μειώνεται και το λειτουργικό κόστος εξαιτίας της μικρής παραγωγής λάσπης που παρατηρείται (Strous et al, 1998). Όμως η μέθοδος παρουσιάζει μία σειρά από μειονεκτήματα που ακόμα την καθιστούν λιγότερο δημοφιλή σε σχέση με τις άλλες μεθόδους απομάκρυνσης αζώτου που αναπτύχθηκαν παραπάνω. Το κύριο μειονέκτημα είναι ο πολύ μικρός ρυθμός ανάπτυξης των ANAMMOX βακτηρίων. Ενδεικτικό του παραπάνω είναι ότι ο απαιτούμενος χρόνος διπλασιασμού των βακτηρίων εκτιμάται στις 11 ημέρες για υψηλή θερμοκρασία 32-33 °C (Strous et al, 1998). Οι διαφορές στο χρόνο ανάπτυξης ανάμεσα στα ANAMMOX και στα AOB και NOB βακτήρια είναι πολύ μεγάλες, με τα τελευταία να έχουν 10 φορές μεγαλύτερους ρυθμούς ανάπτυξης σε σχέση με τα ANAMMOX (Sin et al, 2008). Αυτό έχει ως αποτέλεσμα να απαιτούνται πολύ μεγάλοι χρόνοι έναρξης ενός συστήματος ANAMMOX που μπορεί να είναι από μερικοί μήνες έως και 3 χρόνια. Για το λόγο αυτό προτιμάται η έγχυση ενεργοποιημένης ιλύος από πιλοτικές δεξαμενές. Με αυτό τον τρόπο επιτυγχάνεται θεαματική μείωση του χρόνου έναρξης του συστήματος (Gustavsson, 2010).

Μέχρι στιγμής έχουν ανακαλυφθεί 5 βακτήρια ANAMMOX τα οποία είναι τα βακτήρια: Brocadia, Kuenenia, Anammoxoglobus, Jettenia και Scalindua. Η στοιχειομετρική εξίσωση που περιγράφει τη διαδικασία ANAMMOX είναι:



Η παραπάνω εξίσωση είναι ενδεικτική του πολύ μικρού ρυθμού ανάπτυξης των αυτοτροφικών ANAMMOX βακτηρίων. Το κύριο προϊόν της διεργασίας είναι αέριο άζωτο, αλλά το 11% της αμμωνίας μετατρέπεται σε νιτρώδη, που σημαίνει πως θεωρητικά μόνο το 89% της συνολικής αμμωνίας μπορεί να απομακρυνθεί. (Gustavsson, 2010).

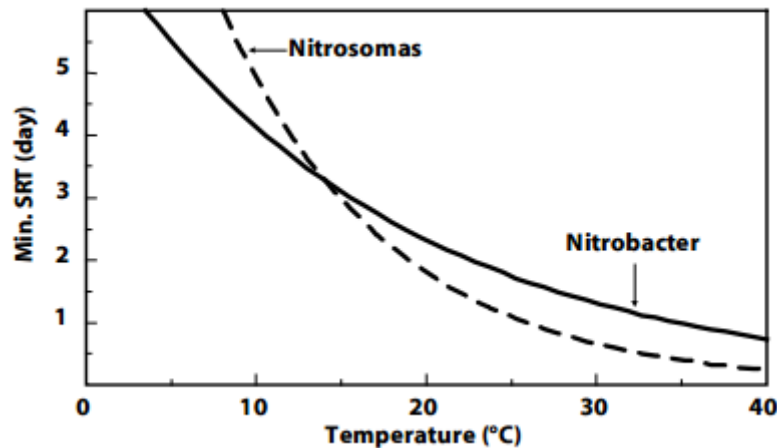


Σχήμα 2.11 Ο βιολογικός κύκλος απομάκρυνσης του αζώτου (ΠΗΓΗ: Shou-Qing Ni and Jian Zhang, 2013)

2.2.4 Σύστημα SHARON (Single reactor High activity Ammonia Removal Over Nitrite)

Το σύστημα SHARON αναπτύχθηκε από το πανεπιστήμιο του Delft στην Ολλανδία. Βασίζεται στην αλλαγή του δρόμου της νιτροποίησης και ειδικότερα τη διακοπή της διαδικασίας στο 1^ο στάδιο δηλαδή στη διαδικασία της νιτρωδοποίησης. Αποτελέσε το πρώτο πατενταρισμένο σύστημα για την εκμετάλλευση της διαφοράς στους ρυθμούς ανάπτυξης ανάμεσα στα AOB (Ammonium Oxidizing Bacteria) και στα NOB (Nitrite Oxidizing Bacteria) βακτήρια. Το σύστημα SHARON είναι ένα σύστημα χωρίς κατακράτηση της παραγόμενης βιομάζας, που σημαίνει πως ο χρόνος παραμονής στερεών θς (SRT), είναι ίδιος με τον υδραυλικό χρόνο παραμονής θ (HRT). Ένα σύστημα SHARON μπορεί να αποτελείται είτε από μία δεξαμενή είτε από δύο, όπου στη μία θα γίνεται νιτρωδοποίηση και στην άλλη απονιτρωδοποίηση. Ο απαιτούμενος αερόβιος υδραυλικός χρόνος

παραμονής είναι από 1 έως 2 ημέρες (Hellings et al, 1998), ενώ ο ανοξικός υδραυλικός χρόνος παραμονής κυμαίνεται από 0.5-0.75 ημέρες (Gustavsson, 2010). Η διεργασία SHARON λαμβάνει χώρα σε θερμοκρασίες άνω των 30 °C και για τιμές pH πάνω 7-8 (Hellings et al, 1998), και εφαρμόζεται τις περισσότερες φορές σε εγκαταστάσεις επεξεργασίας στραγγιδίων όπου επικρατούν γενικά αυτές οι συνθήκες. Η ογκομετρική απομάκρυνση αμμωνίας με το σύστημα SHARON είναι από 0.2-0.8 Kg NH₄-N/m³d, ενώ μπορεί να φτάσει και τα 0.9 Kg NH₄-N/m³d (Notenboom et al, 2002). Το σύστημα SHARON είναι το πρώτο πατενταρισμένο σύστημα νιτρωδοποίησης-απονιτρωδοποίησης



Σχήμα 2.12 Επίδραση της θερμοκρασίας και του ελάχιστου χρόνου παραμονής στερεών (SRT), στο ρυθμό ανάπτυξης των βακτηρίων Nitrosomonas και Nitrobacter, πάνω στην οποία βασίστηκε το σύστημα SHARON. (ΠΗΓΗ: Notenboom et al, 2002)

2.2.5 Συστήματα που εκτελούν μόνο νιτρωδοποίηση

Η μέθοδος SHARON και γενικότερα η διαδικασία της νιτρωδοποίησης (nitritation) εφαρμόζεται συνήθως σε εγκαταστάσεις επεξεργασίας στραγγιδίων όπου οι συνθήκες είναι ευνοϊκότερες για την ανάπτυξη των AOB βακτηρίων σε σχέση με την ανάπτυξη των NOB βακτηρίων. Τα στραγγίδια που προκύπτουν από την επεξεργασία της ιλύος, δεν απορρίπτονται σε κάποιον αποδέκτη, αλλά ξαναγυρίζουν στην κύρια βιολογική βαθμίδα της εγκατάστασης επεξεργασίας λυμάτων. Επομένως δεν απαιτείται πλήρης οξείδωση της αμμωνίας. Σε μερικές περιπτώσεις η διαδικασία της απονιτρωδοποίησης απαιτείται μόνο για την ανάκτηση ενός μέρους αλκαλικότητας που χάθηκε κατά τη διαδικασία της νιτρωδοποίησης είτε μερικής είτε ολικής, διότι η επαναφορά της χαμένης αλκαλικότητας μέσω εξωτερικής πηγής, που συνήθως είναι υδροξείδιο του νατρίου, είναι μη συμφέρουσα οικονομικά. Για το λόγο αυτό, συστήματα που κάνουν μόνο νιτρωδοποίηση σε μονάδες επεξεργασίας στραγγιδίων κερδίζουν συνεχώς έδαφος. Επιλέγεται δηλαδή να γίνεται μόνο οξείδωση του 50% της αμμωνίας ώστε να μην δημιουργούνται προβλήματα επιπλέον κόστους και σταθερότητας του συστήματος από την υψηλή συγκέντρωση

αμμωνίας, χωρίς να ακολουθεί διαδικασία απονιτροποίησης ή απονιτροδοποίησης. Τέλος η νιτροδοποίηση μόνο, σαν εναλλακτική, είναι μία πολύ πιο απλή και ευέλικτη λύση σε σχέση με τη διαδικασία νιτροδοποίησης-απονιτροδοποίησης (Gustavsson et al, 2008).

2.3 Μοντέλα μαθηματικής προσομοίωσης συστημάτων ενεργού ιλύος

Μαθηματική προσομοίωση είναι η ανάπτυξη μαθηματικών ομοιωμάτων τα οποία έχουν δημιουργηθεί από θεωρητικές σχέσεις και εξισώσεις, καθώς και από πειραματικά δεδομένα. Σκοπός της μαθηματικής προσομοίωσης είναι η καλύτερη κατανόηση των φυσικών φαινομένων, η προσπάθεια πρόβλεψης γεγονότων και καταστάσεων, αλλά και όσων αφορά στα έργα Πολιτικού Μηχανικού, η αποτροπή λαθών κατά το σχεδιασμό που μπορεί να οδηγήσουν σε δυσάρεστα και επικίνδυνα αποτελέσματα. Στις εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων τα μοντέλα προσομοίωσης συστημάτων ενεργού ιλύος, έγιναν από πολύ νωρίς ένα σημαντικό εργαλείο αρχικά για τον επιτυχή σχεδιασμό τους ώστε να τηρούνται οι προδιαγραφόμενες από τη νομοθεσία συγκεντρώσεις εκροής των επεξεργασμένων λυμάτων, αλλά και κατά τη φάση λειτουργίας να αποφεύγονται αστοχίες και να επιτυγχάνεται το ελάχιστο δυνατό κόστος. Οι διεργασίες που λαμβάνουν χώρα σε ένα σύστημα ενεργού ιλύος είναι μεγάλες σε αριθμό και πολυπλοκότητα. Βιοχημικές διεργασίες όπως η νιτροποίηση, η απονιτροποίηση, η οξείδωση των οργανικών ουσιών, η βιολογική απομάκρυνση του φωσφόρου απαιτούν να συμπεριληφθεί στην προσομοίωση ένας μεγάλος αριθμός διεργασιών και παραμέτρων, προκειμένου να εξαχθούν αξιόπιστα αποτελέσματα τα οποία ανταποκρίνονται και στην πραγματικότητα. Η επιλογή των κατάλληλων κινητικών ανάπτυξης των μικροοργανισμών, η προσπάθεια ποσοτικοποίησής τους, αλλά και η στοιχειομετρία, αποτελούν ζητήματα καθοριστικής σημασίας ενέχοντας ταυτόχρονα βαθμό δυσκολίας. Δεν θα πρέπει να ληφθεί υπόψη υπερβολικά μεγάλος αριθμός διεργασιών και παραμέτρων διότι στην περίπτωση αυτή το μοντέλο κρίνεται μη λειτουργικό και υπάρχει κίνδυνος να ξεφύγει από το λόγο για τον οποίο έχει δημιουργηθεί λόγω της πολυπλοκότητάς του.

Έχουν αναπτυχθεί αρκετά μοντέλα προσομοίωσης για την περιγραφή συστημάτων ενεργού ιλύος με κυριότερα τα ακόλουθα:

- Το μοντέλο ASM1
- Το μοντέλο ASM2
- Το μοντέλο ASM3
- Το μοντέλο ASM2d
- Το μοντέλο του πανεπιστημίου του Cape Town (UTC model)
- Το μοντέλο Baker and Dold (BIOWIN model)
- Το μοντέλο του πανεπιστημίου του Delft

- Το μοντέλο TUDP

Όσον αφορά μοντέλα προσομοίωσης του φαινομένου της νιτρωδοποίησης-απονιτρωδοποίησης (nitrification-denitrification), οι προσπάθειες που έχουν γίνει είναι πιο περιορισμένες. Οι προσπάθειες αυτές συνήθως αφορούν επεκτάσεις υφιστάμενων μοντέλων και οι τιμές των καινούριων παραμέτρων που εισάγονται, λαμβάνονται από πειραματικά κυρίως δεδομένα καθώς η βιβλιογραφία είναι περιορισμένη. Μία επέκταση του μοντέλου ASM3 για την πραγματοποίηση της διαδικασίας της μερικής νιτροποίησης προτάθηκε από τους Iacozzi et al το 2006 αλλά και από τους Kaelin et al το 2009, οι οποίοι χρησιμοποίησαν πειραματικά δεδομένα από πιλοτικούς αντιδραστήρες για τις τιμές των παραμέτρων. Το 2011 οι Ostace et al, πρότειναν μία επέκταση του μοντέλου ASM1 για την προσπάθεια προσομοίωσης του φαινομένου.

2.3.1 Περιγραφή των κυριότερων μοντέλων ενεργού ιλύος

2.3.1.1 Το μοντέλο ASM1

Το μοντέλο ASM1 δημιουργήθηκε το 1987 από την επιστημονική ομάδα της International Association on Water Quality (IAWQ) και μπορεί να θεωρηθεί σαν ένα μοντέλο αναφοράς καθώς γνώρισε γενική αποδοχή από την επιστημονική κοινότητα όσον αφορά στην προσομοίωση εγκαταστάσεων επεξεργασίας αποβλήτων τόσο σε ερευνητικό επίπεδο, όσο και σε επίπεδο βιομηχανίας. Ακόμα και στις μέρες μας, χρησιμοποιείται σε αρκετές εφαρμογές ενώ έχουν γίνει και πολλές προσπάθειες επέκτασής του για την προσομοίωση φαινομένων που δεν συμπεριλαμβάνονται στην αρχική έκδοση του μοντέλου. Το μαθηματικό μοντέλο ASM1 προσομοιώνει συστήματα ενεργού ιλύος που εκτός από οξείδωση του οργανικού άνθρακα, πραγματοποιούν και βιολογική απομάκρυνση αζώτου μέσω των διεργασιών νιτροποίησης-απονιτροποίησης. Οι βασικότερες διεργασίες που πραγματοποιούνται κάτω από αερόβιες και ανοξικές συνθήκες και περιγράφονται στο μοντέλο είναι η ανάπτυξη της βιομάζας, η αποσύνθεση της βιομάζας, η αμμωνιοποίηση του διαλυμένου οργανικού αζώτου και η υδρόλυση των σωματιδιακών οργανικών και του αζώτου που παγιδεύονται στη βιοκροκίδα της ιλύος. Ως μονάδα μέτρησης της οργανικής ύλης υιοθετήθηκε το χημικά απαιτούμενο οξυγόνο (COD) καθώς καθιστά ευκολότερη την εξαγωγή ισοζυγίων μάζας. Τέλος επειδή το οξυγόνο μετράται ως αρνητικό COD, η διατήρηση της συνέχειας συνεπάγεται ότι η απαίτηση του οξυγόνου πρέπει να εξισώνει την καθαρή απομάκρυνση COD.

Οι κυριότερες υποθέσεις και οι περιορισμοί του μοντέλου ASM1 είναι οι εξής (Gernaey et al., 2003, Hu . et al., 2003, IAWRC, 1986):

- Οι κινητικές παράμετροι του μοντέλου είναι συνάρτηση της θερμοκρασίας. Οπότε σε διαφορετικές θερμοκρασίες πρέπει να γίνονται καινούριοι υπολογισμοί για τις τιμές

των παραμέτρων αυτών. Ιδιαίτερα όπως αναφέρθηκε και σε προηγούμενο κεφάλαιο η κινητική της νιτροποίησης, επηρεάζεται σημαντικά από τη θερμοκρασία.

- Το pH θεωρείται σταθερό και είναι σχεδόν ουδέτερο. Στο μοντέλο περιλαμβάνεται και η έννοια της αλκαλικότητας ως μεταβλητή με την οποία μπορεί να εντοπιστούν τυχόν προβλήματα στο pH του συστήματος.
- Δεν υπάρχουν περιορισμοί στην ανάπτυξη της κυτταρικής βιομάζας εξαιτίας έλλειψης θρεπτικών συστατικών (πχ N και P).
- Η νιτροποίηση είναι ιδιαίτερα ευαίσθητη σε τοξικά συστατικά. Στο ASM1 οι παράμετροι της νιτροποίησης υποτίθεται ότι είναι σταθερές. Αυτό σημαίνει ότι οποιαδήποτε επίπτωση του εισερχόμενου αποβλήτου στην κινητική της νιτροποίησης, περικλείεται στις τιμές των παραμέτρων της οι οποίες υπόκεινται σε επανακαθορισμό.
- Τροποποίηση του μοντέλου απαιτείται στην περίπτωση χρήσης του για την περιγραφή επεξεργασίας αποβλήτων βιομηχανικής προέλευσης.
- Η υδρόλυση της οργανικής ύλης και του οργανικού αζώτου συνδυάζονται και συμβαίνουν ταυτόχρονα με ίσους ρυθμούς. Η νιτροποίηση θεωρείται ότι είναι μια διεργασία ενός σταδίου. Αγνοείται η παραγωγή νιτρώδους αζώτου και θεωρείται ότι η αμμωνία οξειδώνεται κατευθείαν προς νιτρικό άζωτο.
- Το αέριο άζωτο που είναι προϊόν της απονιτροποίησης δεν περικλείεται στο ASM1. Σαν συνέπεια δεν είναι δυνατόν να γίνει έλεγχος των ισοζυγίων του αζώτου.
- Στο ASM1 ο τύπος του δέκτη ηλεκτρονίων στις δεξαμενές (οξυγόνο και άζωτο), δεν επηρεάζει των ρυθμό καταστροφής της βιομάζας. Επίσης από τον ίδιο παράγοντα δεν επηρεάζεται ο συντελεστής απόδοσης της ετερότροφης βιομάζας, Y_H .
- Ο ρυθμός της αντίδρασης της υδρόλυσης εξαρτάται από τις συνθήκες που επικρατούν στον αντιδραστήρα (αερόβιες ή ανοξικές).
- Η δεξαμενή καθίζησης θεωρείται σαν ένα σημείο διαχωρισμού υγρού στερεών και δεν περιγράφεται από το μοντέλο.

Στον παρακάτω πίνακα παρουσιάζονται η στοιχειομετρία και οι κινητικές εκφράσεις των διεργασιών του μοντέλου ASM1.

Πίνακας 2.1 Στοιχειομετρικός πίνακας και κινητικές ανάπτυξης μοντέλου ASM1 (Πηγή: Henze et al, 1987)

Μεταβλητή	i	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	ρυθμός της διαδικασίας ρ_j
j	Διαδικασία	S_I	S_S	X_I	X_S	$X_{B,H}$	$X_{B,A}$	X_P	S_O	S_{NO}	S_{NH}	S_{ND}	X_{ND}	S_{ALK}	
1	Αερόβια ανάπτυξη ετερότροφων μικροοργανισμών		$-\frac{1}{Y_H}$			1			$-\frac{1-Y_H}{Y_H}$		$-i_{XH}$			$-\frac{i_{XH}}{14}$	$\mu_H \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) X_{B,H}$
2	Ανοξική ανάπτυξη ετερότροφων μικροοργανισμών		$-\frac{1}{Y_H}$			1			$-\frac{1-Y_H}{2.86Y_H}$		$-i_{XH}$			$\frac{1-Y_H}{14 \cdot 2.86Y_H} - \frac{i_{XH}}{14}$	$\mu_H \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) n_X X_{B,H}$
3	Αερόβια ανάπτυξη αυτότροφων μικροοργανισμών						1		$-\frac{4.57-Y_A}{Y_A}$	$\frac{1}{Y_A}$	$-i_{XH} - \frac{1}{Y_A}$			$-\frac{i_{XH}}{14} - \frac{1}{7Y_A}$	$\mu_A \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} \right) X_{B,A}$
4	Αποσύνθεση ετερότροφων μικροοργανισμών				$1-f_p$	-1		f_p						$i_{XH} - f_p i_{XP}$	$b_H X_{B,H}$
5	Αποσύνθεση αυτότροφων μικροοργανισμών				$1-f_p$	-1		f_p						$i_{XH} - f_p i_{XP}$	$b_A X_{B,A}$
6	Αμμωνιοποίηση διαλυτού οργανικού αζώτου											-1		$\frac{1}{14}$	$k_a S_{ND} X_{B,H}$
7	Υδρόλυση παγιδευμένων οργανικών ουσιών		1		-1										$k_b \frac{X_S/X_{B,H}}{K_X + X_S/X_{B,H}} \left[\left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) + n_A \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right] X_{B,H}$
8	Υδρόλυση παγιδευμένου οργανικού αζώτου											1	-1		$k_b \frac{X_S/X_{B,H}}{K_X + X_S/X_{B,H}} \left[\left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) + n_A \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right] X_{B,H} \frac{X_{ND}}{X_S}$
Ρυθμός μετατροπής		$r_i = \sum_j v_{ij} \rho_j$													

2.3.1.2 Το μοντέλο ASM2

Το μοντέλο ASM2 αποτελεί μία επέκταση του μοντέλου ASM1. Είναι πιο πολύπλοκο και περιλαμβάνει περισσότερα συστατικά και βιολογικές διεργασίες. Η πιο σημαντική διαφοροποίηση σε σχέση με το μοντέλο ASM1 είναι η προσπάθεια προσομοίωσης της εσωτερικής δομής του κυττάρου της βιομάζας, που αποτελεί προϋπόθεση για την περιγραφή της βιολογικής απομάκρυνσης του φωσφόρου. Επιπλέον στις υπάρχουσες βιολογικές διεργασίες προστίθεται και η διεργασία της ζύμωσης και τα προϊόντα της ζύμωσης μοντελοποιούνται διαφορετικά από τα υπόλοιπα οργανικά συστατικά.

Η διεργασία της υδρόλυσης στο μοντέλο ASM2 εξαρτάται από το δότη ηλεκτρονίων και διαχωρίζεται σε αερόβια, ανοξική και αναερόβια υδρόλυση. Η επίδραση της θερμοκρασίας είναι σημαντική στις κινητικές παραμέτρους του μοντέλου και χρησιμοποιείται όπως και στο μοντέλο ASM1 η εξίσωση Arrhenius, για την περιγραφή της θερμοκρασιακής εξάρτησης. Τέλος στις κινητικές ανάπτυξης των ετεροτροφικών μικροοργανισμών, εισάγονται όροι περιορισμού της ανάπτυξης τους από το άζωτο, το φώσφορο και την αλκαλικότητα, καθώς και όροι περιορισμού της ανάπτυξης των αυτοτροφικών μικροοργανισμών από το φώσφορο και την αλκαλικότητα, καθιστώντας το μοντέλο ακόμα πιο πολύπλοκο.

Παρακάτω παρουσιάζονται η στοιχειομετρία και οι κινητικές εκφράσεις των διεργασιών του μοντέλου ASM2.

Πίνακας 2.2 Κινητικές εκφράσεις ανάπτυξης μοντέλου ASM2 (Πηγή: Henze et al, 2000)

Process	Rate equation ρ
<i>Hydrolysis processes:</i>	
1 Aerobic hydrolysis	$K_h \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{X_S / X_H}{K_X + X_S / X_H} \cdot X_H$
2 Anoxic hydrolysis	$K_h \cdot \eta_{NO_3} \cdot \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} \cdot \frac{X_S / X_H}{K_X + X_S / X_H} \cdot X_H$
3 Anaerobic hydrolysis	$K_h \cdot \eta_{Fe} \cdot \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{K_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} \cdot \frac{X_S / X_H}{K_X + X_S / X_H} \cdot X_H$
<i>Heterotrophic organisms: X_H</i>	
4 Growth on fermentable substrates, S_F	$\mu_H \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_F}{K_F + S_F} \cdot \frac{S_F}{S_F + S_A} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_P + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot X_H$
5 Growth on fermentation products, S_A	$\mu_H \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_A}{K_A + S_A} \cdot \frac{S_A}{S_F + S_A} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_P + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot X_H$
6 Denitrification on fermentable substrates, S_F	$\mu_H \cdot \eta_{NO_3} \cdot \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_F}{K_F + S_F} \cdot \frac{S_F}{S_F + S_A} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_P + S_{PO_4}} \cdot X_H$
7 Denitrification on fermentation products, S_A	$\mu_H \cdot \eta_{NO_3} \cdot \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_A}{K_A + S_A} \cdot \frac{S_A}{S_F + S_A} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_P + S_{PO_4}} \cdot X_H$
8 Fermentation	$q_{Fe} \cdot \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{K_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} \cdot \frac{S_F}{K_{G_F} + S_F} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot X_H$
9 Lysis	$b_H \cdot X_H$
<i>Phosphorus-accumulating organisms (PAO): X_{PAO}</i>	
10 Storage of X_{PHA}	$q_{PHA} \cdot \frac{S_A}{K_A + S_A} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot \frac{X_{PP} / X_{PAO}}{K_{PP} + X_{PP} / X_{PAO}} \cdot X_{PAO}$
11 Storage of X_{PP}	$q_{PP} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_{PS} + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot \frac{X_{PHA} / X_{PAO}}{K_{PHA} + X_{PHA} / X_{PAO}} \cdot \frac{K_{MAX} \cdot X_{PP} / X_{PAO}}{K_{IPP} + K_{MAX} \cdot X_{PP} / X_{PAO}} \cdot X_{PAO}$
12 Aerobic growth on X_{PHA}	$\mu_{PAO} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_P + S_{PO_4}} \cdot \frac{X_{PHA} / X_{PAO}}{K_{PHA} + X_{PHA} / X_{PAO}} \cdot X_{PAO}$
13 Lysis of X_{PAO}	$b_{PAO} \cdot X_{PAO} \cdot S_{ALK} / (K_{ALK} + S_{ALK})$
14 Lysis of X_{PP}	$b_{PP} \cdot X_{PP} \cdot S_{ALK} / (K_{ALK} + S_{ALK})$
15 Lysis of X_{PHA}	$b_{PHA} \cdot X_{PHA} \cdot S_{ALK} / (K_{ALK} + S_{ALK})$
<i>Nitrifying organisms (autotrophic organisms): X_{AUT}</i>	
16 Growth	$\mu_{AUT} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_P + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot X_{AUT}$
17 Lysis	$b_{AUT} \cdot X_{AUT}$
<i>Simultaneous precipitation of phosphorus with ferric hydroxide $Fe(OH)_3$</i>	
18 Precipitation	$k_{PRE} \cdot S_{PO_4} \cdot X_{MFeOH}$
19 Redissolution	$k_{RED} \cdot X_{MFeP} \cdot S_{ALK} / (K_{ALK} + S_{ALK})$

Πίνακας 2.3 Στοιχειομετρία διαλυτών συστατικών μοντέλου ASM2 (Πηγή: Henze et al, 2000)

<i>Process:</i>	S_{O_2}	S_F	S_A	S_{NH_4}	S_{NO_3}	S_{PO_4}	S_I	S_{ALK}	S_{N_2}
1 Aerobic hydrolysis		1.00		0.01			0.00	0.001	
2 Anoxic hydrolysis		1.00		0.01			0.00	0.001	
3 Anaerobic hydrolysis		1.00		0.01			0.00	0.001	
<i>Heterotrophic organisms: X_H</i>									
4 Growth on S_F	-0.59	-1.59		-0.022		-0.004		-0.001	
5 Growth on S_A	-0.59		-1.59	-0.070		-0.02		0.021	
6 Denitrification with S_F		-1.59		-0.022	-0.21	-0.004		0.014	0.21
7 Denitrification with S_A			-1.59	-0.07	-0.21	-0.02		0.036	0.21
8 Fermentation		-1	1.00	0.03		0.01		0.014	
9 Lysis				0.031		0.01		0.002	
<i>Phosphorus-accumulating organisms (PAO): X_{PAO}</i>									
10 Storage of X_{PHA}			-1			0.40		-0.004	
11 Storage of X_{PP}	-0.20					-1		0.048	
12 Aerobic growth	-0.60			-0.07		-0.02		-0.004	
13 Lysis of X_{PAO}				0.031		0.01		0.002	
14 Lysis of X_{PP}						1.00		-0.048	
15 Lysis of X_{PHA}			1.00					-0.016	
<i>Nitrifying organisms (autotrophic organisms): X_{AUT}</i>									
16 Growth	-18.0			-4.24	4.17	-0.02		-0.600	
17 Lysis				0.031		0.01		0.002	
<i>Simultaneous precipitation of phosphorus with ferric hydroxide ($Fe(OH)_3$):</i>									
18 Precipitation						-1			0.048
19 Redissolution						1			-0.048

Πίνακας 2.4 Στοιχειομετρία σωματιδιακών συστατικών μοντέλου ASM2 (Πηγή: Henze et al, 2000)

Process:	X_I	X_S	X_H	X_{PAO}	X_{FP}	X_{PHA}	X_{AUT}	X_{TSS}	X_{MeOH}	X_{MeP}
1 Aerobic hydrolysis		-1						-0.75		
2 Anoxic hydrolysis		-1						-0.75		
3 Anaerobic hydrolysis		-1						-0.75		
<i>Heterotrophic organisms: X_H</i>										
4 Growth on S_F			1					0.90		
5 Growth on S_A			1					0.90		
6 Denitrification with S_F			1					0.90		
7 Denitrification with S_A			1					0.90		
8 Fermentation										
9 Lysis	0.10	0.90	-1.00					-0.15		
<i>Phosphorus-accumulating organisms (PAO): X_{PAO}</i>										
10 Storage of X_{PHA}					-0.40	1.00		-0.69		
11 Storage of X_{FP}					1.00	-0.20		3.11		
12 Aerobic growth				1		-1.60		-0.06		
13 Lysis of X_{PAO}	0.10	0.90		-1				-0.15		
14 Lysis of X_{FP}					-1			-3.23		
15 Lysis of X_{PHA}						-1		-0.60		
<i>Nitrifying organisms (autotrophic organisms): X_{AUT}</i>										
16 Growth							1	0.90		
17 Lysis	0.10	0.90					-1	-0.15		
<i>Simultaneous precipitation of phosphorus with ferric hydroxide ($Fe(OH)_3$):</i>										
18 Precipitation								1.42	-3.45	4.87
19 Redissolution								-1.42	3.45	-4.87

2.3.1.3 Το μοντέλο ASM2d

Στο μοντέλο ASM2d έγινε μία προσπάθεια να μειωθεί ο αριθμός των διεργασιών που χρησιμοποιούνται στο μοντέλο. Ο κύριος σκοπός όμως παρέμεινε η βελτίωση του μοντέλου ASM1 και η όσο το δυνατόν καλύτερη προσομοίωση της διεργασίας της βιολογικής απομάκρυνσης φωσφόρου. Αυτό οδήγησε εκ νέου σε πολύπλοκες και πολυάριθμες διεργασίες για την επαρκή και ρεαλιστική μοντελοποίηση του φαινομένου. Το μοντέλο AM2d όμως, έδωσε τη δυνατότητα στο χρήστη να μειώνει την πολυπλοκότητα του μοντέλου, μη λαμβάνοντας υπόψη του μία σειρά από διεργασίες που δεν έπαιζαν αποφασιστικό ρόλο στη διαμόρφωση των αποτελεσμάτων. Το μοντέλο ASM2d, αποτελεί μία μικρή επέκταση του μοντέλου ASM2. Περιλαμβάνει δύο πρόσθετες διεργασίες για να ληφθεί υπόψη το γεγονός ότι οι μικροοργανισμοί που συσσωρεύουν το φώσφορο (Phosphorus Accumulating Organisms, PAOs), μπορούν να χρησιμοποιήσουν εσωτερικά κυτταρικά προϊόντα για την απονιτροποίηση (Henze et al, 2000).

Παρακάτω παρουσιάζονται οι κινητικές εκφράσεις του μοντέλου ASM2d.

Πίνακας 2.5 Κινητικές εκφράσεις ανάπτυξης μοντέλου ASM2d (Πηγή: Henze et al, 1999)

j	Process	Process rate equation ρ_j	$\rho_j \geq 0$	$[M_L^{-3} T^{-1}]$
Hydrolysis Processes:				
1	Aerobic Hydrolysis	$K_b \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{X_S / X_H}{K_X + X_S / X_H} \cdot X_H$		
2	Anoxic Hydrolysis	$K_b \cdot \pi_{NO_3} \cdot \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} \cdot \frac{X_S / X_H}{K_X + X_S / X_H} \cdot X_H$		
3	Anaerobic Hydrolysis	$K_b \cdot \pi_{I_2} \cdot \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{K_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} \cdot \frac{X_S / X_H}{K_X + X_S / X_H} \cdot X_H$		
Heterotrophic organisms: X_H				
4	Growth on fermentable substrates, S_F	$\mu_H \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_F}{K_F + S_F} \cdot \frac{S_F}{S_F + S_A} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_P + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot X_H$		
5	Growth on fermentation products, S_A	$\mu_H \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_A}{K_A + S_A} \cdot \frac{S_A}{S_F + S_A} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_P + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot X_H$		
6	Denitrification with fermentable substrates, S_F	$\mu_H \cdot \pi_{NO_3} \cdot \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} \cdot \frac{S_F}{K_F + S_F} \cdot \frac{S_F}{S_F + S_A} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_P + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot X_H$		
7	Denitrification with fermentation products, S_A	$\mu_H \cdot \pi_{NO_3} \cdot \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} \cdot \frac{S_A}{K_A + S_A} \cdot \frac{S_A}{S_F + S_A} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_P + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot X_H$		
8	Fermentation	$q_R \cdot \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{K_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} \cdot \frac{S_F}{K_F + S_F} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot X_H$		
9	Lysis	$b_H \cdot X_H$		
Phosphorus accumulating organisms (PAO): X_{PAO}				
10	Storage of X_{PHA}	$q_{PHA} \cdot \frac{S_A}{K_A + S_A} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot \frac{X_{PP} / X_{PAO}}{K_{PP} + X_{PP} / X_{PAO}} \cdot X_{PAO}$		
11	Aerobic storage of X_{PP}	$q_{PP} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_{PS} + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot \frac{X_{PHA} / X_{PAO}}{K_{PHA} + X_{PHA} / X_{PAO}} \cdot \frac{K_{MAX} - X_{PP} / X_{PAO}}{K_{PP} + K_{MAX} - X_{PP} / X_{PAO}} \cdot X_{PAO}$		
12	Anoxic storage of X_{PP}	$\rho_{12} = \rho_{11} \cdot \pi_{NO_3} \cdot \frac{K_{O_2}}{S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}}$		
13	Aerobic growth on X_{PHA}	$\mu_{PAO} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_P + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot \frac{X_{PHA} / X_{PAO}}{K_{PHA} + X_{PHA} / X_{PAO}} \cdot X_{PAO}$		
14	Anoxic growth on X_{PHA}	$\rho_{14} = \rho_{13} \cdot \pi_{NO_3} \cdot \frac{K_{O_2}}{S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}}$		
15	Lysis of X_{PAO}	$b_{PAO} \cdot X_{PAO} \cdot S_{ALK} / (K_{ALK} + S_{ALK})$		
16	Lysis of X_{PP}	$b_{PP} \cdot X_{PP} \cdot S_{ALK} / (K_{ALK} + S_{ALK})$		
17	Lysis of X_{PHA}	$b_{PHA} \cdot X_{PHA} \cdot S_{ALK} / (K_{ALK} + S_{ALK})$		
Nitrifying organisms (autotrophic organisms): X_{AUT}				
18	Aerobic Growth of X_{AUT}	$\mu_{AUT} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_P + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot X_{AUT}$		
19	Lysis of X_{AUT}	$b_{AUT} \cdot X_{AUT}$		
Simultaneous precipitation of phosphorus with ferric hydroxide $Fe(OH)_3$				
20	Precipitation	$k_{PRE} \cdot S_{PO_4} \cdot X_{MNOH}$		
21	Redissolution	$k_{RED} \cdot X_{MNP} \cdot S_{ALK} / (K_{ALK} + S_{ALK})$		

2.3.1.4 Το μοντέλο ASM3

Το μοντέλο ASM3 αναπτύχθηκε το 1999 με κύριο σκοπό τη βιολογική απομάκρυνση του αζώτου σε εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων, όπως και το μοντέλο ASM1. Το μοντέλο ASM3 δημιουργήθηκε για να διορθώσει μερικές ατέλειες του μοντέλου ASM1, ώστε να γίνει το καινούριο μοντέλο αναφοράς και να αποτελέσει τη βάση για διάφορες επεκτάσεις και ερευνητικές μελέτες. Η βασική διαφοροποίηση ανάμεσα στα δύο μοντέλα είναι ότι στο ASM3 γίνεται προσπάθεια προσομοίωσης της εσωτερικής δομής του κυττάρου των ετεροτροφικών βακτηρίων. Πιο συγκεκριμένα γίνεται η υπόθεση ότι το ευκολοδιασπάζσιμο COD, αποθηκεύεται στο εσωτερικό των κυττάρων των ετεροτροφικών βακτηρίων, προκειμένου να χρησιμοποιηθεί στη συνέχεια για την ανάπτυξή τους. Επιπλέον εισάγεται ένας όρος που αναφέρεται στην ενδογενή αναπνοή για την καλύτερη περιγραφή της ανάπτυξης και της φθοράς της βιομάζας. Το μοντέλο ASM3 δεν περιγράφει τη διεργασία της βιολογικής απομάκρυνσης φωσφόρου, όμως προσφέρει καλύτερη περιγραφή των διεργασιών νιτροποίησης, απονιτροποίησης και ανάπτυξης βιομάζας από το μοντέλο ASM1 που το καθιστά βεβαίως και πιο πολύπλοκο.

Στους παρακάτω πίνακες παρουσιάζονται η στοιχειομετρία και οι κινητικές εκφράσεις των διεργασιών του μοντέλου ASM3.

Πίνακας 2.6 Στοιχειομετρία μοντέλου ASM3 (Πηγή: Henze et al, 2000)

Compound $i \rightarrow$		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
j Process		S_{O_2}	S_I	S_S	S_{NH_4}	S_{N_2}	S_{NOX}	S_{ALK}	X_I	X_S	X_H	X_{STO}	X_A	X_{SS}
\downarrow Expressed as \rightarrow		O_2	COD	COD	N	N	N	Mole	COD	COD	COD	COD	COD	SS
1 Hydrolysis			f_{S_I}	x_1	y_1			z_1			-1			$-i_{X_S}$
<i>Heterotrophic organisms, aerobic and denitrifying activity</i>														
2 Aerobic storage of S_S		x_2		-1	y_2			z_2				Y_{STO,O_2}		t_2
3 Anoxic storage of S_S				-1	y_3	$-x_3$	x_3	z_3				$Y_{STO,NOX}$		t_3
4 Aerobic growth of X_H	x_4				y_4			z_4			1	$-1/Y_{H,O_2}$		t_4
5 Anoxic growth (denitrific.)					y_4	$-x_5$	x_5	z_5			1	$-1/Y_{H,NOX}$		t_5
6 Aerobic endog. respiration	x_6				y_6			z_6	f_1		-1			t_6
7 Anoxic endog. respiration					y_7	$-x_7$	x_7	z_7	f_1		-1			t_7
8 Aerobic respiration of X_{STO}	x_8											-1		t_8
9 Anoxic respiration of X_{STO}						$-x_9$	x_9	z_9				-1		t_9
<i>Autotrophic organisms, nitrifying activity</i>														
10 Aerobic growth of X_A	x_{10}				y_{10}		$1/Y_A$	z_{10}					1	t_{10}
11 Aerobic endog. respiration	x_{11}				y_{11}			z_{11}	f_1				-1	t_{11}
12 Anoxic endog. respiration					y_{12}	$-x_{12}$	x_{12}	z_{12}	f_1				-1	t_{12}
<i>Composition matrix $i_{k,j}$</i>														
<i>k Conservatives</i>														
1 ThOD	g ThOD	-1	1	1		-1.71	-4.57		1	1	1	1	1	
2 Nitrogen	g N		i_{N,S_I}	i_{N,S_S}	1	1	1		i_{N,X_I}	i_{N,X_S}	$i_{N,BM}$		$i_{N,BM}$	
3 Ionic charge	Mole +				1/14		-1/14	-1						
<i>Observables</i>														
4 SS	g SS								i_{SS,X_I}	i_{SS,X_S}	$i_{SS,BM}$	0.60	$i_{SS,BM}$	

Πίνακας 2.7 Κινητικές εξισώσεις μοντέλου ASM3 (Πηγή: Henze et al, 2000)

j Process	Process rate equation ρ_j , all $\rho_j \geq 0$.
1 Hydrolysis	$k_H \cdot \frac{X_S/X_H}{K_X + X_S/X_H} \cdot X_H$
<i>Heterotrophic organisms, aerobic and denitrifying activity</i>	
2 Aerobic storage of S_S	$k_{STO} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_S}{K_S + S_S} \cdot X_H$
3 Anoxic storage of S_S	$k_{STO} \cdot \eta_{NOX} \cdot \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NOX}}{K_{NOX} + S_{NOX}} \cdot \frac{S_S}{K_S + S_S} \cdot X_H$
4 Aerobic growth	$\mu_H \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot \frac{X_{STO}/X_H}{K_{STO} + X_{STO}/X_H} \cdot X_H$
5 Anoxic growth (denitrification)	$\mu_H \cdot \eta_{NOX} \cdot \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NOX}}{K_{NOX} + S_{NOX}} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot \frac{X_{STO}/X_H}{K_{STO} + X_{STO}/X_H} \cdot X_H$
6 Aerobic endogenous respiration	$b_{H,O_2} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot X_H$
7 Anoxic endogenous respiration	$b_{H,NOX} \cdot \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NOX}}{K_{NOX} + S_{NOX}} \cdot X_H$
8 Aerobic respiration of X_{STO}	$b_{STO,O_2} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot X_{STO}$
9 Anoxic respiration of X_{STO}	$b_{STO,NOX} \cdot \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NOX}}{K_{NOX} + S_{NOX}} \cdot X_{STO}$
<i>Autotrophic organisms, nitrifying activity</i>	
10 Aerobic growth of X_A nitrification	$\mu_A \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{A,O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{A,NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{A,ALK} + S_{ALK}} \cdot X_A$
11 Aerobic endogenous respiration	$b_{A,O_2} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{A,O_2} + S_{O_2}} \cdot X_A$
12 Anoxic endogenous respiration	$b_{A,NOX} \cdot \frac{K_{A,O_2}}{K_{A,O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NOX}}{K_{A,NOX} + S_{NOX}} \cdot X_A$

2.4 Μοντέλα προσομοίωσης φαινομένου νιτρωδοποίησης-απονιτρωδοποίησης (nitrification-denitrification)

Μέχρι σήμερα δεν έχει γίνει κάποια προσπάθεια για δημιουργία μοντέλου που να προσομοιώνει τη διαδικασία της νιτρωδοποίησης και της απονιτρωδοποίησης. Υπάρχουν όμως στη διεθνή βιβλιογραφία αρκετές προσπάθειες επέκτασης υφιστάμενων μοντέλων με σκοπό να πραγματοποιούνται οι διεργασίες της μερικής νιτροποίησης-απονιτροποίησης (shortcut nitrification-denitrification). Ως βάση χρησιμοποιούνται συνήθως τα μοντέλα ASM1 και ASM3, που περιγράφουν ικανοποιητικά τις διεργασίες νιτροποίησης-απονιτροποίησης όπως αναφέρθηκε και παραπάνω. Οι κύριες διαφοροποιήσεις μεταξύ των αυθεντικών μοντέλων και των καινούριων μοντέλων που αποτελούν επεκτάσεις των παλαιότερων, είναι ο διαχωρισμός των αυτοτροφικών βακτηρίων σε δύο διαφορετικές κατηγορίες, αυτά που αναπτύσσονται οξειδώνοντας αμμωνιακό άζωτο (AOB βακτήρια) και αυτά που αναπτύσσονται οξειδώνοντας τα νιτρώδη (NOB βακτήρια). Επιπλέον προστίθεται άλλη μία παράμετρος και αυτή δεν είναι άλλη από τη συγκέντρωση νιτρωδών (S_{NO_2}) για να γίνει δυνατή η περιγραφή της διαδικασίας της νιτροποίησης βήμα - βήμα ώστε να μπορέσει να επιτευχθεί αναχαίτιση των NOB βακτηρίων και κατά συνέπεια η μερική νιτροποίηση. Τέλος σε αρκετές επεκτάσεις μοντέλων προστίθενται και άλλες παράμετροι όπως το αέριο άζωτο (N_2) αλλά και το

υποξείδιο του αζώτου (N₂O) για να περιγραφεί πιο αναλυτικά η διαδικασία της απονιτροποίησης και να επιτευχθεί η διεργασία της απονιτροποίησης.

Μερικές από τις πιο αξιόλογες προσπάθειες επέκτασης των υφιστάμενων αρχικών μοντέλων ώστε να πραγματοποιούν νιτροποίηση-απονιτροποίηση είναι οι προσπάθειες των Iacopozzi et al (2006), όπου χρησιμοποίησαν ως βάση το μοντέλο ASM3, αλλά και των Ostace et al (2011), όπου χρησιμοποίησαν ως βάση το μοντέλο ASM1.

Παρακάτω παρουσιάζονται οι στοιχειομετρικοί πίνακες αλλά και οι κινητικές εκφράσεις των δύο παραπάνω μελετών.

Πίνακας 2.8 Στοιχειομετρία επέκτασης μοντέλου ASM3 για νιτροποίηση-απονιτροποίηση (Πηγή: Iacopozzi et al, 2006)

Variable process	S _{O₂}	S _S	S _{N₂}	S _{NH₄}	S _{NO₂}	S _{NO₃}	S _I	S _{ALK}	X _I	X _S	X _H	X _{STO}	X _{ns}	X _{nb}
1	-	1-f _{SI}	-	$\frac{-i_{NSS}(1-f_{SI})-(f_{SI}i_{NSI})+i_{NXS}}{f_{SI}}$	-	-	f _{SI}	$\frac{[i_{NXS}-i_{NSS}(1-f_{SI})-(f_{SI}i_{NSI})]/14}{f_{SI}}$	-	-1	-	-	-	-
2	Y_{STO,O_2}^{-1}	-1	-	i _{NSS}	-	-	-	i _{NSS} /14	-	-	-	Y _{STO,O₂}	-	-
3	-	-1	$(1-Y_{STO,NO_X})/2.86$	i _{NSS}	-	$(Y_{STO,NO_X}^{-1})/2.86$	-	$\frac{[i_{NSS}+(1-Y_{STO,NO_X})/2.86]/14}{f_{SI}}$	-	-	-	Y _{STO,NO_X}	-	-
4	$1-(1/Y_{H,O_2})$	-	-	-i _{NBM}	-	-	-	-i _{NBM} /14	-	-	1	-1/Y _{H,O₂}	-	-
5	-	-	$(Y_{H,NO_X}^{-1}-1)/1.71$	-i _{NBM}	$(1-Y_{H,NO_X}^{-1})/1.71$	-	-	$\frac{[-i_{NBM}(1-(1/Y_{H,NO_X}^{-1}))/1.71]/14}{f_{X_1}}$	-	-	1	-1/Y _{H,NO_X}	-	-
6	-	-	$(Y_{H,NO_X}^{-1}-1)/2.86$	-i _{NBM}	-	$(1-Y_{H,NO_X}^{-1})/2.86$	-	$\frac{[-i_{NBM}(1-(1/Y_{H,NO_X}^{-1}))/2.86]/14}{f_{X_1}}$	-	-	1	-1/Y _{H,NO_X}	-	-
7	$f_{X_1}^{-1}$	-	-	i _{NBM}f_{X_1}i_{NXI}}	-	-	-	$\frac{(i_{NBM}f_{X_1}i_{NXI})/14}{f_{X_1}}$	f _{X₁}	-	-1	-	-	-
8	-	-	$(1-f_{X_1})/2.86$	i _{NBM}f_{X_1}i_{NXI}}	-	$(f_{X_1}-1)/2.86$	-	$\frac{[(i_{NBM}f_{X_1}i_{NXI})+(1-f_{X_1})/2.86]/14}{f_{X_1}}$	f _{X₁}	-	-1	-	-	-
9	-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-1	-	-
10	-	-	1/2.86	-	-	$-(1/2.86)$	-	1/(2.86X14)	-	-	-	-1	-	-
11	$1-(3.43/Y_{ns})$	-	-	$-(1/Y_{ns})-i_{NBM}$	1/Y _{ns}	-	-	$\frac{[-1/(7Y_{ns})]-i_{NBM}/14}{f_{X_1}}$	-	-	-	-	1	-
12	$1-(1.14/Y_{nb})$	-	-	-i _{NBM}	-1/Y _{nb}	1/Y _{nb}	-	-i _{NBM} /14	-	-	-	-	-	1
13	$f_{X_1}^{-1}$	-	-	i _{NBM}f_{X_1}i_{NXI}}	-	-	-	$\frac{[i_{NBM}(f_{X_1}i_{NXI})]/14}{f_{X_1}}$	f _{X₁}	-	-	-	-1	-
14	$f_{X_1}^{-1}$	-	-	i _{NBM}f_{X_1}i_{NXI}}	-	-	-	$\frac{[i_{NBM}(f_{X_1}i_{NXI})]/14}{f_{X_1}}$	f _{X₁}	-	-	-	-	-1
15	-	-	$(1-f_{X_1})/2.86$	i _{NBM}f_{X_1}i_{NXI}}	$(f_{X_1}^{-1})/2.86$	-	-	$\frac{[i_{NBM}(f_{X_1}i_{NXI})+(1-f_{X_1})/2.86]/14}{f_{X_1}}$	f _{X₁}	-	-	-	-1	-
16	-	-	$(1-f_{X_1})/2.86$	i _{NBM}f_{X_1}i_{NXI}}	-	$(f_{X_1}^{-1})/2.86$	-	$\frac{[i_{NBM}(f_{X_1}i_{NXI})+(1-f_{X_1})/2.86]/14}{f_{X_1}}$	f _{X₁}	-	-	-	-	-1

Πίνακας 2.9 Κινητικές εξισώσεις επέκτασης μοντέλου ASM3 για νιτροδοποίηση-απονιτροδοποίηση (Πηγή: Iacopozzi et al, 2006)

j	Process	Process rate equation ρ_j
1	Hydrolysis	$k_{Hl} \frac{X_S/X_{Hl}}{K_X + (X_S/X_{Hl})} X_{Hl}$
<i>Heterotrophic organisms, aerobic and denitrifying activity</i>		
2	Aerobic storage of S_S	$k_{STO} \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \frac{S_S}{K_S + S_S} X_{Hl}$
3	Anoxic storage of S_S	$k_{STO} \eta_{NO_x} \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \frac{S_{NO_2} + S_{NO_3}}{K_{NO_2} + S_{NO_2} + S_{NO_3}} \frac{S_S}{K_S + S_S} X_{Hl}$
4	Aerobic growth	$\mu_{Hl} \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \frac{X_{STO}/X_{Hl}}{K_{STO} + (X_{STO}/X_{Hl})} X_{Hl}$
5	Anoxic growth on nitrite (denitrification on S_{NO_2})	$\mu_{Hl} \eta_{NO_x} \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \frac{S_{NO_2}}{K_{NO_2} + S_{NO_2}} \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \frac{X_{STO}/X_{Hl}}{K_{STO} + (X_{STO}/X_{Hl})} X_{Hl}$
6	Anoxic growth on nitrate (denitrification on S_{NO_3})	$\mu_{Hl} \eta_{NO_x} \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \frac{S_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \frac{X_{STO}/X_{Hl}}{K_{STO} + (X_{STO}/X_{Hl})} X_{Hl}$
7	Aerobic endogenous respiration	$b_{Hl,O_2} \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} X_{Hl}$
8	Anoxic endogenous respiration	$b_{Hl,NO_x} \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \frac{S_{NO_2} + S_{NO_3}}{K_{NO_2} + S_{NO_2} + S_{NO_3}} X_{Hl}$
9	Aerobic respiration of X_{STO}	$b_{STO,O_2} \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} X_{STO}$
10	Anoxic respiration of X_{STO}	$b_{Hl,NO_x} \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \frac{S_{NO_2} + S_{NO_3}}{K_{NO_2} + S_{NO_2} + S_{NO_3}} X_{STO}$
<i>Autotrophic organisms, nitrifying activity</i>		
11	Aerobic growth of X_{na}	$\mu_{na} \frac{S_{O_2}}{K_{A,O_2} + S_{O_2}} \frac{S_{NH_4}}{K_{A,NH_4} + S_{NH_4}} \frac{S_{ALK}}{K_{A,ALK} + S_{ALK}} X_{na}$
12	Aerobic growth of X_{nb}	$\mu_{nb} \frac{S_{O_2}}{K_{A,O_2} + S_{O_2}} \frac{K_{I,NH_4}}{K_{I,NH_4} + S_{NH_4}} \frac{S_{ALK}}{K_{A,ALK} + S_{ALK}} \frac{S_{NO_2}}{K_{NO_2} + S_{NO_2}} X_{nb}$
13	Aerobic endogenous respiration of X_{na}	$b_{na,O_2} \frac{S_{O_2}}{K_{A,O_2} + S_{O_2}} X_{na}$
14	Aerobic endogenous respiration of X_{nb}	$b_{nb,O_2} \frac{S_{O_2}}{K_{A,O_2} + S_{O_2}} X_{nb}$
15	Anoxic endogenous respiration of X_{na}	$b_{na,NO_2} \frac{K_{A,O_2}}{K_{A,O_2} + S_{O_2}} \frac{S_{NO_2}}{K_{NO_2} + S_{NO_2}} X_{na}$
16	Anoxic endogenous respiration of X_{nb}	$b_{nb,NO_3} \frac{K_{A,O_2}}{K_{A,O_2} + S_{O_2}} \frac{S_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} X_{nb}$

Πίνακας 2.10 Κινητικές εξισώσεις επέκτασης μοντέλου ASM1 για νιτρωδοποίηση-απονιτρωδοποίηση (Πηγή: Ostace et al, 2011)

	Processes	Processes rate equation ρ_j
1	Aerobic growth of heterotrophs	$\mu_H \frac{S_S}{K_S + S_S} \frac{S_O}{K_{OH} + S_O} X_{BH}$
2	Anoxic growth of heterotrophs on S_{NO2}	$\mu_H \eta_{NO2} \frac{S_S}{K_S + S_S} \frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O} \frac{S_{NO2}}{K_{NOx} + S_{NO2}} X_{BH}$
3	Anoxic growth of heterotrophs on S_{NO3}	$\mu_H \eta_{NO3} \frac{S_S}{K_S + S_S} \frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O} \frac{S_{NO3}}{K_{NOx} + S_{NO3}} X_{BH}$
4	Decay of heterotrophs	$b_H X_{BH}$
5	Aerobic growth of <i>Nitrosomonas</i>	$\mu_{NS} \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} X_{NS}$
6	Aerobic growth of <i>Nitrobacter</i>	$\mu_{NB} \frac{S_{NO2}}{K_{NO2} + S_{NO2}} \frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} \frac{K_{NH1}}{K_{NH1} + S_{NH}} X_{NB}$
7	Decay of <i>Nitrosomonas</i>	$b_{NS} X_{NS}$
8	Decay of <i>Nitrobacter</i>	$b_{NB} X_{NB}$
9	Ammonification of soluble organic nitrogen	$K_a S_{ND} X_{BH}$
10	Hydrolysis of entrapped organics	$K_h \frac{X_S / X_{BH}}{K_X + X_S / X_{BH}} \left[\frac{S_O}{K_{OH} + S_O} + \eta_B \frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O} \frac{S_{NO2} + S_{NO3}}{K_{NOx} + S_{NO2} + S_{NO3}} \right] X_{BH}$
11	Hydrolysis of entrapped organic nitrogen	$\rho_{10} \left(\frac{X_{ND}}{X_S} \right)$

Πίνακας 2.11 Στοιχειομετρία επέκτασης μοντέλου ASM1 για νιτρωδοποίηση-απονιτρωδοποίηση (Πηγή: Ostace et al, 2011)

Process	Variable															
	S_i	S_S	X_i	X_S	X_{BH}	X_{NS}	X_{NB}	X_P	S_O	S_{NO2}	S_{NO3}	S_{N2}	S_{NH}	S_{ND}	X_{ND}	S_{ALK}
1		Y_H^{-1}			1				$1 - (1/Y_H)$							$(-i_{XB}/14)$
2		Y_H^{-1}			1					$-(1 - Y_H^{-1})/1.72$		$(1 - Y_H^{-1})/1.72$				$[-i_{XB} - (1 - (1/Y_H)/1.72)]/14$
3		Y_H^{-1}			1					$(1 - Y_H^{-1})/1.14$	$-(1 - Y_H^{-1})/1.14$					$(-i_{XB}/14)$
4				$(1 - f_P)$	-1		f_P								$(-i_{XB} - f_P i_{XP})$	
5						1		$1 - (3.43/Y_{NS})$	Y_{NS}^{-1}				$-i_{XB} - Y_{NS}^{-1}$			$[-1/(1 - (7Y_{NS}))] - i_{XB}/14$
6							1	$1 - (1.14/Y_{NB})$	$-Y_{NB}^{-1}$		Y_{NB}^{-1}		$-i_{XB}$			$(-i_{XB}/14)$
7				$(1 - f_P)$		-1	f_P								$(-i_{XB} - f_P i_{XP})$	
8				$(1 - f_P)$			-1	f_P							$(-i_{XB} - f_P i_{XP})$	
9													1	-1		
10		1		-1												$-(1/14)$
11														1	-1	

2.5 Συστήματα εναλλασσόμενων κύκλων λειτουργίας (SBR)

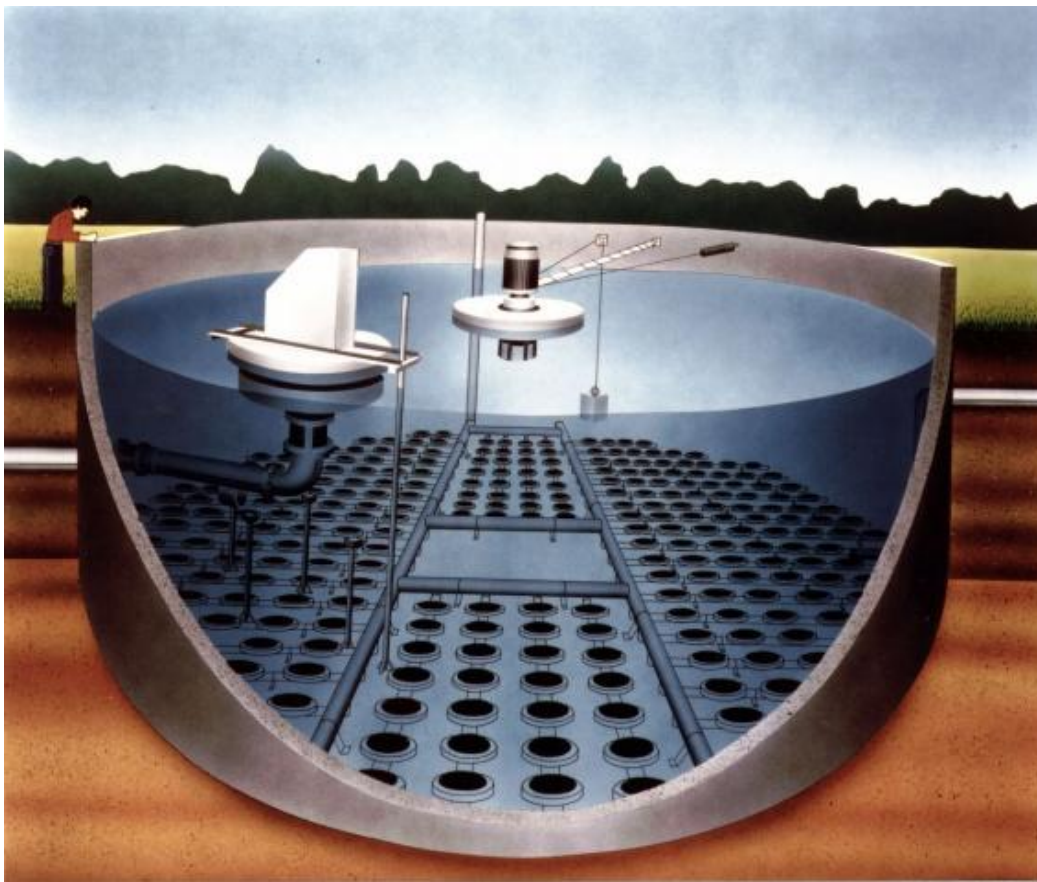
2.5.1 Εισαγωγή

Στο παρόν κεφάλαιο γίνεται μία εκτεταμένη περιγραφή του συστήματος εναλλασσόμενων κύκλων λειτουργίας (SBR, Sequential Batch Reactor). Το σύστημα SBR χρησιμοποιείται για την επεξεργασία λυμάτων και συνήθως αποτελείται από ένα αντιδραστήρα διακοπτόμενης ροής. Η μέθοδος αυτή βασίζεται στην ενεργό ιλύ όπως και οι συμβατικές εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων συνεχούς ροής. Οι κύριες διαφοροποιήσεις ανάμεσα στα δύο συστήματα είναι αρχικά ότι στον αντιδραστήρα εναλλασσόμενης λειτουργίας, η τροφοδοσία των λυμάτων δεν είναι συνεχής αλλά διακοπτόμενη, δηλαδή η εισροή πραγματοποιείται μία ή περισσότερες φορές ανάλογα με το πόσοι είναι οι ημερήσιοι κύκλοι λειτουργίας. Η δεύτερη διαφορά είναι πως όλες οι βιοχημικές διεργασίες, οι λειτουργίες του συστήματος ενεργού ιλύος αλλά και η δευτεροβάθμια καθίζηση πραγματοποιούνται σε μία μόνο δεξαμενή. Οι διάφορες φάσεις χωρίζονται χρονικά και όχι χωρικά σε διαφορετικές δεξαμενές, όπως συμβαίνει στην περίπτωση των συμβατικών εγκαταστάσεων ενεργού ιλύος. Η λειτουργία των βιολογικών αντιδραστήρων SBR είναι λοιπόν περιοδική, και όλες οι διεργασίες, βιολογικές ή μη, λαμβάνουν χώρα στην ίδια δεξαμενή.

Οι αντιδραστήρες διαλείποντος έργου, όπως αλλιώς ονομάζονται, δεν αποτελούν πρόσφατο επίτευγμα στον τομέα επεξεργασίας υγρών αποβλήτων. Κατά την περίοδο 1914-1920 που αναπτύχθηκε η ιδέα του συστήματος ενεργού ιλύος από τους Arden και Lockett στο Μάντσεστερ της Αγγλίας, χρησιμοποιήθηκε η παρακάτω διαδικασία. Μετά το πέρας των βιολογικών διεργασιών αποφασίσθηκε να μην απομακρυνθεί η βιολογική λάσπη, αλλά να προστεθούν νέα λύματα αμέσως μετά το πέρας της διεργασίας. Με επανάληψη της παραπάνω διαδικασίας, παρατηρήθηκε πως όσο η ποσότητα της ιλύος αυξανόταν, ο απαιτούμενος χρόνος αερισμού για την ολοκλήρωση της διεργασίας, μειωνόταν μέχρι να φτάσει σε ένα σταθερό όριο κοντά στις εικοσιτέσσερις ώρες. Γίνεται αντιληπτό επομένως πως η ανακάλυψη του συστήματος ενεργού ιλύος πραγματοποιήθηκε σε συνθήκες διακοπτόμενης ροής και όχι συνεχούς ροής.

Επιπλέον οι πρώτες εγκαταστάσεις επεξεργασίας αποβλήτων σχεδιάστηκαν με αντιδραστήρες διακοπτόμενης λειτουργίας. Όλες οι διεργασίες όπως η βιολογική απομάκρυνση του οργανικού φορτίου, η νιτροποίηση, η απονιτροποίηση, αλλά και η καθίζηση λάμβαναν χώρα στην ίδια δεξαμενή. Σε πολλές περιπτώσεις όμως παρουσιάζονταν λειτουργικά προβλήματα εξαιτίας της έμφραξης των διαχυτήρων κατά τη φάση της καθίζησης. Τα προβλήματα αυτά ήταν και ο κύριος λόγος που μετά το 1940 η διαχείριση υγρών αποβλήτων στράφηκε στα συνεχή συστήματα επεξεργασίας, όπου διαχωρίζονταν ο αερισμός και η οξειδωση του οργανικού φορτίου, από τη διαύγανση του επεξεργασμένου υγρού.

Η εγκατάλειψη των αντιδραστήρων διακοπτόμενης ροής δεν κράτησε για πολλά χρόνια και στις αρχές του 1960, το ενδιαφέρον για τη χρήση των συστημάτων αυτών αναθερμάνθηκε. Η αναθέρμανση αυτή ήταν, ως ένα βαθμό, αναμενόμενη λόγω του ότι τα συστήματα διαλείποντος έργου επιτύγχαναν υψηλότερο βαθμό επεξεργασίας από ότι τα συστήματα συνεχούς ροής, αλλά και λόγω του ότι είχε αναπτυχθεί πιο σύγχρονος και αποτελεσματικός τεχνολογικός εξοπλισμός. Στα τέλη της δεκαετίας του 1960, και συγκεκριμένα το 1969, χρησιμοποιήθηκε για πρώτη φορά ο όρος SBR από τον Robert Inging για να χαρακτηρίσει το σύστημα που ο ίδιος σχεδίασε που αποτελούνταν από μία και μόνο δεξαμενή όπου λάμβαναν χώρα όλες οι διεργασίες. Από εκείνη τη στιγμή προτάθηκε μια ενιαία ορολογία και καθιερώθηκε όλα τα συστήματα μη συνεχούς ροής και εναλλασσόμενων κύκλων λειτουργίας που όλες οι διεργασίες λαμβάνουν χώρα σε μία δεξαμενή, να ονομάζονται συστήματα SBR.



Σχήμα 2.13 Αναπαράσταση αντιδραστήρα SBR (ΠΗΓΗ: www.essdemon.com)

2.5.2 Γενική περιγραφή συστήματος εναλλασσόμενων κύκλων λειτουργίας

Όπως αναφέρθηκε και παραπάνω, τα συστήματα των εναλλασσόμενων κύκλων λειτουργίας εκτελούν τις διεργασίες της μίξης, της εξισορρόπησης της στάθμης των λυμάτων, του αερισμού, της αερόβιας και ανοξικής επεξεργασίας, της καθίζησης, και της εκκένωσης και όλα αυτά σε έναν αντιδραστήρα. Έχουν αναπτυχθεί και συστήματα SBR που έχουν την ικανότητα της βιολογικής απομάκρυνσης φωσφόρου υπό αναερόβιες συνθήκες όμως τα συνηθέστερα συστήματα διαλείποντος έργου λειτουργούν υπό αερόβιες και ανοξικές συνθήκες μόνο. Η βιολογική απομάκρυνση φωσφόρου πραγματοποιείται μέσω της ακόλουθης εναλλαγής φάσεων: «αναερόβια-ανοξική-αναερόβια-αερόβια» ενώ η βιολογική απομάκρυνση οργανικού φορτίου και οι διεργασίες νιτροποίησης-απονιτροποίησης επιτυγχάνονται μέσω συνεχών εναλλαγών ανάμεσα στην αερόβια και την ανοξική φάση. Η διάρκεια της κάθε φάσης βιολογικής απομάκρυνσης, εξαρτάται άμεσα από τα συστατικά των λυμάτων, τα όρια εκροής αλλά και την επίτευξη του μικρότερου δυνατού κόστους για την εγκατάσταση.

Περιγράφοντας πιο λεπτομερώς τη διαδικασία, τα λύματα εισέρχονται σε ένα αντιδραστήρα ο οποίος είναι μερικώς γεμάτος και περιέχει τη βιομάζα. Μόλις γεμίσει ο αντιδραστήρας, αποτελεί ένα σύστημα ενεργού ιλύος αλλά χωρίς συνεχόμενη εισροή και εκροή. Ο αερισμός και η ανάμειξη πραγματοποιούνται είτε μετά το τέλος του γεμίσματος, είτε ταυτόχρονα με το γέμισμα. Μόλις ολοκληρωθούν και οι φάσεις των διεργασιών, ο αερισμός και η μίξη σταματούν για να ακολουθήσει η καθίζηση. Έπειτα διαχωρίζεται η βιομάζα από το διαυγασμένο υγρό, το οποίο απομακρύνεται. Η περίσσεια της ιλύος που καθορίζεται ανάλογα με το χρόνο παραμονής στερεών, απομακρύνεται ώστε το ισοζύγιο μάζας να είναι σταθερό.

Στοιχεία από εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων που χρησιμοποιούν συστήματα SBR, έχουν δείξει ότι οι απομάκρυνση οργανικού φορτίου φτάνει ως και το 95% όσων αφορά στο BOD (Biochemical Oxygen Demand) και 78% όσων αφορά στο COD (Chemical Oxygen Demand), ενώ όσων αφορά στην απομάκρυνση αζώτου, αυτή φτάνει σε ένα ποσοστό πάνω από 80% (“Wastewater Treatment and Waste Management, Vijay P. Singh 2003). Τα συστήματα SBR παρέχουν μία πολύ μεγάλη ευελιξία όσων αφορά στην εναλλαγή των φάσεων και το πόσο διαρκεί η κάθε μία. Ενδεικτικό του παραπάνω ισχυρισμού είναι πως πολύ δύσκολα μπορεί να βρει κανείς συστήματα SBR που οι λειτουργίες τους να συμπίπτουν. Με βάση τα παραπάνω, γίνεται εύκολα αντιληπτό πως ανάλογα με τα χαρακτηριστικά των λυμάτων αλλά τις ανάγκες της καθεμίας εγκατάστασης, είναι αναγκαίο να γίνεται σχεδιασμός της λειτουργίας κατά περίπτωση αλλά και ότι μπορεί να γίνει αρκετά μεγάλη βελτιστοποίηση της λειτουργίας του συστήματος με στόχο την ελαχιστοποίηση του κόστους.

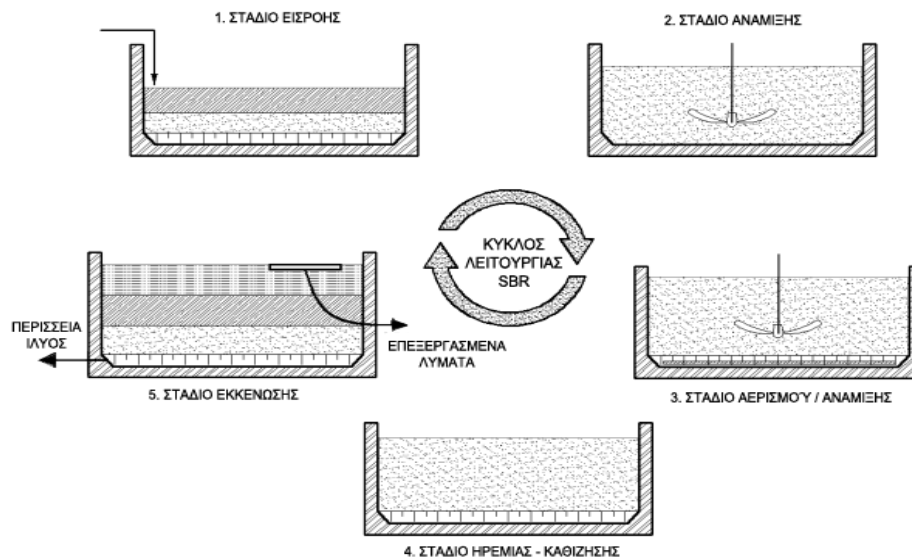
Οι αντιδραστήρες διακοπτόμενης λειτουργίας χρησιμοποιούνται κυρίως σε μικρές εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων όπου οι παροχές είναι μικρές, καθώς σε

μεγαλύτερες εγκαταστάσεις τα συστήματα γίνονται πιο πολύπλοκα και απαιτείται εξειδικευμένο προσωπικό. Δεδομένου ότι τα συστήματα SBR καταλαμβάνουν σχετικά μικρό χώρο, χρησιμοποιούνται σε περιοχές όπου η διαθέσιμη έκταση είναι περιορισμένη. Αυτό συμβαίνει λόγω του ότι στην διαμόρφωση των συστημάτων διακοπτόμενης λειτουργίας, δεν απαιτείται η κατασκευή έργων όπως δεξαμενές καθίζησης, αγωγοί διακίνησης λυμάτων και επανακυκλοφορίας καθώς και αντλιοστάσια. Επιπλέον, λόγω της απλότητας τους, τα συστήματα αυτά μπορούν να ανταποκρίνονται σε μεγάλες διακυμάνσεις παροχών αλλά και ποιότητας λυμάτων.

Τέλος, αξίζει να σημειωθεί πως τα συνήθη συστήματα επεξεργασίας λυμάτων αποτελούνται από τουλάχιστον δύο παράλληλες δεξαμενές οι οποίες λειτουργούν σε καθορισμένη αλληλουχία εναλλαγών και φάσεων με βάση τα κριτήρια που αναλύθηκαν παραπάνω. Αυτό συμβαίνει για την εύρυθμη λειτουργία αλλά και για την ασφάλεια της εγκατάστασης καθώς δίνεται η δυνατότητα εκτροπής της ροής των λυμάτων σε μία μόνο δεξαμενή σε περίπτωση κάποιου προβλήματος ή για λόγους συντήρησης του ηλεκτρομηχανολογικού εξοπλισμού της δεξαμενής SBR.

2.5.3 Φάσεις λειτουργίας

Η λειτουργία ενός αντιδραστήρα εναλασσόμενων λειτουργιών (SBR) αποτελείται από πέντε φάσεις που παρουσιάζουν περιοδικότητα μεταξύ τους. Όπως αναφέρθηκε και παραπάνω, όλες οι διεργασίες συμβαίνουν στην ίδια δεξαμενή και χωρίζονται χρονικά. Το σύνολο των φάσεων συνοψίζονται στο παρακάτω σχήμα.



Σχήμα 2.14 Φάσεις λειτουργίας συστημάτων SBR (ΠΗΓΗ: Environmental Protection Agency of United States of American)

Φάση Πλήρωσης (Fill)

Στη φάση της πλήρωσης πραγματοποιείται η είσοδος των λυμάτων στον βιολογικό αντιδραστήρα. Στην αρχή της φάσης πλήρωσης ο αντιδραστήρας είναι μερικώς γεμάτος με ένα ποσό βιομάζας που έχει παραμείνει από τον προηγούμενο κύκλο λειτουργίας για την εξασφάλιση σταθερού ισοζυγίου μάζας. Τα λύματα εισέρχονται στον αντιδραστήρα με σταθερή παροχή Q και καταλαμβάνουν τον υπόλοιπο όγκο του αντιδραστήρα.

Η εισροή των λυμάτων μπορεί να πραγματοποιηθεί με διάφορους τρόπους, οι κυριότεροι από τους οποίους παρουσιάζονται συνοπτικά παρακάτω:

Στατική Πλήρωση (Static fill): είναι η πλήρωση κατά την οποία τα λύματα έρχονται σε επαφή με τη βιομάζα που βρίσκεται στον αντιδραστήρα στην αρχή της φάσης, και γίνεται η παραδοχή ότι κατά τη διάρκεια του γεμίσματος της δεξαμενής δε συμβαίνει καμία αντίδραση. Αυτό στην πραγματικότητα δεν είναι ακριβές, καθώς κατά τη διάρκεια της πλήρωσης είναι δυνατόν να αναπτυχθούν οι συνθήκες για την ανάπτυξη είτε ετεροτροφικών είτε αυτοτροφικών μικροοργανισμών. Για να επιτευχθούν συνθήκες στατικής πλήρωσης στην πραγματικότητα, θα πρέπει να χρησιμοποιηθούν πολύ μεγάλες αντλίες οι οποίες μπορούν να εισάγουν ολόκληρο τον όγκο των ανεπεξέργαστων λυμάτων στον αντιδραστήρα σχεδόν ακαριαία. Η στατική πλήρωση δεν εφαρμόζεται στις πραγματικές εγκαταστάσεις, όμως αποτελεί ένα πολύ καλό εργαλείο για τις διάφορες προσομοιώσεις λόγω της απλότητας της. Στην παρούσα διπλωματική έχει χρησιμοποιηθεί στατική πλήρωση καθώς κρίθηκε ότι συνδυάζει την ικανοποιητική προσομοίωση και την απλότητα.

Πλήρωση με ανάμιξη (mixed fill): είναι η πλήρωση κατά την οποία τα λύματα αναμιγνύονται με τη βιομάζα χωρίς αερισμό και λαμβάνουν χώρα οι ανάλογες βιολογικές διεργασίες. Η βιομάζα καταναλώνει την τροφή χρησιμοποιώντας ως δέκτη ηλεκτρονίων είτε νιτρικά, είτε διαλυμένο οξυγόνο που μπορεί να έχει παραμείνει από προηγούμενη διεργασία. Η πλήρωση με μίξη, χωρίς αερισμό, γίνεται συνήθως υπό ανοξικές συνθήκες και ο τρόπος αυτός επιλέγεται συχνά για την αντιμετώπιση του προβλήματος της νηματοειδούς διόγκωσης που οδηγεί σε προβλήματα στην διαδικασία της καθίζησης, καθώς οι νηματοειδείς μικροοργανισμοί είναι αυστηρά αερόβιοι.

Πλήρωση με αερισμό (aerated fill): είναι η πλήρωση κατά την οποία τα λύματα αναμιγνύονται με τη βιομάζα ενώ ταυτόχρονα πραγματοποιείται αερισμός. Επομένως κατά την πλήρωση επιτυγχάνονται αερόβιες συνθήκες και λαμβάνουν χώρα οι ανάλογες αερόβιες διεργασίες. Η πλήρωση με αερισμό μπορεί να μειώσει το χρόνο της κύριας φάσης αερισμού και αυτός ο χρόνος που εξοικονομείται μπορεί να κριθεί σημαντικός ειδικά σε περιπτώσεις μεγάλων παροχών εισερχόμενων ανεπεξέργαστων λυμάτων όπου ο χρόνος πλήρωσης είναι σχετικά μεγάλος.

Φάση Αντίδρασης (React)

Η φάση της αντίδρασης ακολουθεί τη φάση της πλήρωσης. Στη φάση της αντίδρασης και αφού έχει ολοκληρωθεί η φάση πλήρωσης, πραγματοποιούνται οι βιοχημικές αντιδράσεις ανάλογα με τις επικρατούσες συνθήκες που έχουν ορισθεί. Από τη στιγμή που η δεξαμενή έχει γεμίσει πλήρως, ο αντιδραστήρας συμπεριφέρεται όπως ένα τυπικό σύστημα ενεργού υλίου με τη διαφορά όμως ότι δεν υπάρχει εισροή ή εκροή λυμάτων. Η βιομάζα διατηρείται σε συνεχή αιώρηση για να επιτυγχάνεται επαρκής ανάμιξη. Σε αερόβιες συνθήκες αυτό πραγματοποιείται με τη βοήθεια των αεριστήρων ενώ σε ανοξικές συνθήκες με απλή ανάμιξη. Ιδιαίτερη προσοχή πρέπει να δοθεί στο γεγονός ότι υπό αερόβιες συνθήκες, εκτός από οξείδωση του οργανικού φορτίου, πρέπει να επιτευχθεί και η διαδικασία της νιτροποίησης. Η φάση αντίδρασης αποτελεί αν όχι τη σημαντικότερη, μία από τις σημαντικότερες φάσεις του συστήματος διακοπτόμενης ροής καθώς στη φάση αυτή κρίνεται η απόδοση και η αποτελεσματικότητα της εγκατάστασης συνολικά. Οι εκάστοτε επικρατούσες συνθήκες επιλέγονται όπως αναφέρθηκε και προηγούμενα, ανάλογα με τα χαρακτηριστικά των λυμάτων και το τι θέλει να επιτύχει η κάθε εγκατάσταση. Στην παρούσα διπλωματική όπου γίνεται μία προσπάθεια προσομοίωσης της διαδικασίας επεξεργασίας στραγγιδίων, λόγω του πολύ υψηλού φορτίου αμμωνιακού αζώτου, εφαρμόζονται κυρίως αερόβιες συνθήκες για να επιτευχθεί η διαδικασία της μερικής νιτροποίησης αλλά και δευτερευόντως ανοξικές συνθήκες για την απομάκρυνση των νιτροδών που παράγονται.

Φάση Καθίζησης (Settle)

Στη φάση αυτή και αφού έχει ολοκληρωθεί η φάση της αντίδρασης, διακόπτεται κάθε αερισμός και ανάμιξη, επικρατούν συνθήκες ηρεμίας ώστε να ευνοηθεί η καθίζηση των στερεών. Η διαδικασία της καθίζησης σε ένα σύστημα SBR είναι γενικά πιο αποτελεσματική καθώς επικρατούν συνθήκες πλήρους ηρεμίας σε αντίθεση με τα συστήματα συνεχούς ροής όπου στη δεξαμενή καθίζησης εισέρχονται συνεχώς επεξεργασμένα λύματα. Κατά τη φάση της καθίζησης επιτυγχάνεται ο διαχωρισμός των στερεών από το υπερκείμενο υγρό και επιτυγχάνεται πολύ ικανοποιητική διαύγανση. Στις περισσότερες περιπτώσεις συστημάτων διαλείποντος έργου ικανοποιούνται όλα τα χαρακτηριστικά που πρέπει να έχει η βιολογική λάσπη τα οποία είναι να καθιζάνει γρήγορα, να επιτυγχάνεται επαρκής συμπύκνωση και να μην υπάρχει επαναιώρησή της.

Φάση Εκκένωσης (Draw)

Στη φάση της εκκένωσης και αφού έχει επιτευχθεί ο διαχωρισμός των στερεών από το υπερκείμενο υγρό, γίνεται η απομάκρυνση του διαυγασμένου υγρού και το άδειασμα της δεξαμενής. Η απορροή μπορεί να γίνει είτε με βαρύτητα είτε μέσω εμβαπτιζόμενης αντλίας. Και οι δύο τρόποι εκκένωσης πρέπει να πραγματοποιούνται με μεγάλη προσοχή καθώς είναι αναγκαίο να αποφευχθεί το φαινόμενο συμπαράσυρσης λάσπης ή αφρών. Επιπλέον στη φάση είναι δυνατόν να γίνει η απομάκρυνση της περίσσειας λάσπης από τον

πυθμένα της δεξαμενής σε ποσότητα που καθορίζεται από τον χρόνο παραμονής στερεών (θc ή srt στη διεθνή βιβλιογραφία).

Νεκρή Φάση (Idle)

Η νεκρή φάση σε ένα σύστημα SBR συμβαίνει μεταξύ της φάσης εκκένωσης και της φάσης πλήρωσης του επόμενου κύκλου. Η φάση αυτή δεν έχει κάποια προφανή χρησιμότητα όπως οι υπόλοιπες που είναι απαραίτητες και τις περισσότερες φορές είναι προαιρετική. Στη νεκρή φάση υπάρχει η δυνατότητα να αναπληρωθεί κάποια φάση που δεν έχει γίνει σωστά αλλά στις περισσότερες περιπτώσεις ο χρόνος της νεκρής φάσης χρησιμοποιείται για να γίνουν κάποιες διορθωτικές κινήσεις στο σύστημα. Εναλλακτικά ο χρόνος αυτός μπορεί να χρησιμοποιηθεί για την απομάκρυνση της περίσσειας ιλύος. Η νεκρή φάση γίνεται ακόμα πιο χρήσιμη και σημαντική σε συστήματα επεξεργασίας που αποτελούνται από δύο και πλέον δεξαμενές προκειμένου να γίνει συντονισμός των διαδικασιών που εκτελούνται στον κάθε αντιδραστήρα.

2.5.4 Κριτήρια Σχεδιασμού

Πριν από το σχεδιασμό οποιασδήποτε εγκατάστασης επεξεργασίας υγρών αποβλήτων, είναι αναγκαίο να καθοριστούν τα αναμενόμενα χαρακτηριστικά των εισερχόμενων λυμάτων αλλά και τα απαιτούμενα χαρακτηριστικά τους στην εκροή. Οι σημαντικότερες παράμετροι που πρέπει να καθορίζονται είναι η συγκέντρωση του οργανικού φορτίου (BOD ή COD), η συγκέντρωση του αμμωνιακού αζώτου, η συνολική συγκέντρωση αζώτου, η συγκέντρωση φωσφόρου, η αλκαλικότητα και η θερμοκρασία. Οι τιμές των παραμέτρων αυτών στην εκροή καθορίζονται από τη νομοθεσία και συγκεκριμένα στην περίπτωση της χώρας μας από την Οδηγία 91/271/ΕΟΚ περί αστικών λυμάτων. Μέσω αυτής της Οδηγίας οι αποδέκτες χωρίζονται σε κανονικούς και ευαίσθητους με βάση το αν αντιμετωπίζουν ή είναι επίφοβο να αντιμετωπίσουν προβλήματα ευτροφισμού. Τα όρια των παραμέτρων που αναφέρθηκαν παραπάνω συνοψίζονται στους παρακάτω πίνακες.

Πίνακας 2.12 Όρια εκροής επεξεργασμένων λυμάτων για κανονικούς αποδέκτες

Κανονικοί αποδέκτες		
Παράμετρος	Μέγιστη Συγκέντρωση	Ελάχιστη % Απομάκρυνση
BOD	25 mg/l	70-90%
COD	120 mg/l	75%
TSS	60 mg/l για 2000-10000 ι.π. 35 mg/l για >10000 ι.π.	70% για 2000-10000 ι.π. 90% για >10000 ι.π.

Πίνακας 2.13 Όρια εκροής επεξεργασμένων λυμάτων για ευαίσθητους αποδέκτες

Ευαίσθητοι αποδέκτες		
Παράμετρος	Μέγιστη Συγκέντρωση	Ελάχιστη % Απομάκρυνση
BOD	25 mg/l	70-90%
COD	120 mg/l	75%
TSS	60 mg/l για 2000-10000 ι.π. 35 mg/l για >10000 ι.π.	70% για 2000-10000 ι.π. 90% για >10000 ι.π.
TP	2 mg/l για 1000-10000 ι.π. 1 mg/l για >10000 ι.π.	80%
TN	15 mg/l για 1000-10000 ι.π. 10 mg/l για >10000 ι.π.	70-80%

Από τους δύο παραπάνω πίνακες παρατηρείται ότι όσον αφορά στους ευαίσθητους αποδέκτες απαιτείται ειδικός σχεδιασμός για την επαρκή απομάκρυνση θρεπτικών όπως το συνολικό άζωτο και ο συνολικός φώσφορος που ευθύνονται αλλά και επιδεινώνουν τα φαινόμενα ευτροφισμού. Οι παραπάνω τιμές πρέπει να επιτυγχάνονται στο 80-90% των δειγμάτων και όχι για το μέσο όρο. Επομένως κατά το σχεδιασμό είναι αναγκαίο να λαμβάνονται υπόψη τιμές αρκετά χαμηλότερες από τις παραπάνω για λόγους ασφαλείας της εγκαταστάσεως και για να μην υπάρχει κίνδυνος αστοχίας, δηλαδή υπέρβαση των παραπάνω ορίων, στην εκροή. Στους ευαίσθητους αποδέκτες όπου είναι απαραίτητη απομάκρυνση αζώτου και φωσφόρου, το σύστημα πρέπει να περιλαμβάνει διαδικασία νιτροποίησης-απονιτροποίησης αλλά και διαδικασία βιολογικής ή χημικής απομάκρυνσης φωσφόρου. Όπως γίνεται αντιληπτό ο καθορισμός του είδους του αποδέκτη είναι καθοριστικής σημασίας για το σχεδιασμό και τη λειτουργία της εγκατάστασης.

Ανάλογα λοιπόν με το είδος του αποδέκτη και κατ'επέκταση τα επιδιωκόμενα αποτελέσματα, καθορίζονται και οι βασικές παράμετροι της εγκατάστασης. Μερικές από αυτές τις παραμέτρους είναι το μέγεθος της εγκατάστασης, ο χρόνος παραμονής στερεών, ο ημερήσιος αριθμός κύκλων λειτουργίας, η διάρκεια των κύκλων αυτών, η περίσσεια της βιολογικής λάσπης που απομακρύνεται μετά το πέρας κάθε κύκλου και η ζήτηση οξυγόνου. Ιδιαίτερη προσοχή πρέπει να δοθεί στην επιλογή του χρόνου παραμονής στερεών καθώς επηρεάζει άμεσα όλες τις άλλες παραμέτρους. Ο χρόνος παραμονής στερεών θα πρέπει να επιλέγεται κατάλληλα ώστε να πραγματοποιείται σωστά η διαδικασία της νιτροποίησης που είναι και η πιο ευαίσθητη διαδικασία, να μην ευνοείται η ανάπτυξη των νηματοειδών μικροοργανισμών αλλά και να εξασφαλίζεται η ελαχιστοποίηση του κατασκευαστικού αλλά και του λειτουργικού κόστους. Επομένως γίνεται αμέσως αντιληπτό πόσο ένα μαθηματικό μοντέλο προσομοίωσης μπορεί να βοηθήσει για την εκτίμηση του κατάλληλου χρόνου παραμονής στερεών που να πετυχαίνει όλα τα παραπάνω.

2.5.5 Εξοπλισμός και κατασκευαστικά στοιχεία

Ένα σύστημα SBR αποτελείται από μία μόνο δεξαμενή μέσα στην οποία πραγματοποιούνται όλες οι βιοχημικές διεργασίες καθώς και το γέμισμα και η καθίζηση. Όσον αφορά στον απαιτούμενο εξοπλισμό, δεν διαφέρει από τα συμβατικά συστήματα ενεργού ιλύος καθώς περιλαμβάνει σύστημα αερισμού με διαχυτήρες, σύστημα ανάμιξης, σύστημα απομάκρυνσης της περίσσειας ιλύος και αυτόματα συστήματα ελέγχου. Λόγω του ότι όλες οι διεργασίες πραγματοποιούνται σε μία δεξαμενή, δεν απαιτείται εξοπλισμός για τη διακίνηση των λυμάτων όπως αγωγούς και αντλίες ούτε επιπλέον δεξαμενές.

Η δεξαμενή του συστήματος SBR έχει συνήθως τετραγωνική διατομή και παρασκευάζεται από σκυρόδεμα, πολυαιθυλένιο ή χάλυβα όταν η επεξεργασία αφορά βιομηχανικά λύματα. Επειδή ο απαιτούμενος ηλεκτρομηχανολογικός εξοπλισμός και τα συστήματα αυτοματισμού είναι αρκετά πολύπλοκα, συνήθως χρησιμοποιούνται προκατασκευασμένοι αντιδραστήρες που φέρουν όλο τον απαραίτητο εξοπλισμό. Για το σύστημα αερισμού επιλέγονται συνήθως αεριστήρες τύπου jet ενώ μικρότερη εφαρμογή βρίσκουν οι επιφανειακοί αεριστήρες.

Για την διαδικασία της εκκένωσης του διαυγασμένου υγρού χρησιμοποιούνται είτε σταθεροί είτε πλωτοί εκκενωτές. Ο σταθερός εκκενωτής τοποθετείται σε ένα σταθερό σημείο της δεξαμενής λίγο πάνω από τη στάθμη της ιλύος που έχει καθιζάνει. Αντίθετα ο πλωτός εκκενωτής φέρει ένα στόμιο που βρίσκεται μόλις κάτω από την επιφάνεια του υγρού και με αυτό τον τρόπο επιτυγχάνεται η ελαχιστοποίηση της διαφυγής στερεών με το επεξεργασμένο νερό. Με το σταθερό εκκενωτή πρέπει να εξασφαλίζεται ότι η καθίζηση έχει γίνει σωστά ώστε να αποφεύγεται ο κίνδυνος αυτός. Ο σταθερός εκκενωτής είναι κατά κανόνα πιο οικονομικός αλλά ο πλωτός εκκενωτής, αν και υπάρχει ο κίνδυνος απορρόφησης αφρών από την ελεύθερη επιφάνεια, προσδίδει λειτουργική ευελιξία στο σύστημα.

Ένα από τα πιο σημαντικά χαρακτηριστικά του συστήματος SBR είναι το σύστημα αυτόματου ελέγχου. Εύκολα γίνεται αντιληπτό πόσο αυτοματοποιημένη είναι η διαδικασία συνεχών εναλλαγών συνθηκών και φάσεων. Η εμπειρία έχει δείξει ότι η αυτοματοποίηση του συστήματος αποτελεί τον πιο αποτελεσματικό και οικονομικό τρόπο για τη λειτουργία των συστημάτων διαλείποντος έργου. Για τη βελτιστοποίηση της λειτουργίας του συστήματος είναι δυνατή η χρήση αισθητήρων όπως μετρητών του διαλυμένου οξυγόνου, του αμμωνιακού αζώτου και του pH. Η συνεχής ανάπτυξη της τεχνολογίας συμβάλει στην ανάπτυξη νέου εξοπλισμού που καθιστά τα συστήματα SBR όλο και πιο δημοφιλή.

Τέλος, όσον αφορά στο κόστος μιας εγκατάστασης SBR, το αρχικό κόστος κατασκευής είναι συνήθως μικρότερο σε σχέση με ένα συμβατικό σύστημα επεξεργασίας διότι κατασκευάζεται μόνο μία δεξαμενή σε αντίθεση με τα συμβατικά συστήματα που

απαιτούνται περισσότερες από μία δεξαμενές. Όσον αφορά όμως στο λειτουργικό κόστος είναι μεγαλύτερο για τα συστήματα SBR καθώς απαιτείται εξειδικευμένο προσωπικό ενώ λόγω του ότι ο μηχανολογικός εξοπλισμός είναι πολύ μεγάλος, το κόστος συντήρησής του είναι πολύ υψηλότερο σε σχέση με ένα συμβατικό σύστημα.

2.5.6 Ολοκληρωμένα συστήματα SBR σε Εγκαταστάσεις Επεξεργασίας Λυμάτων

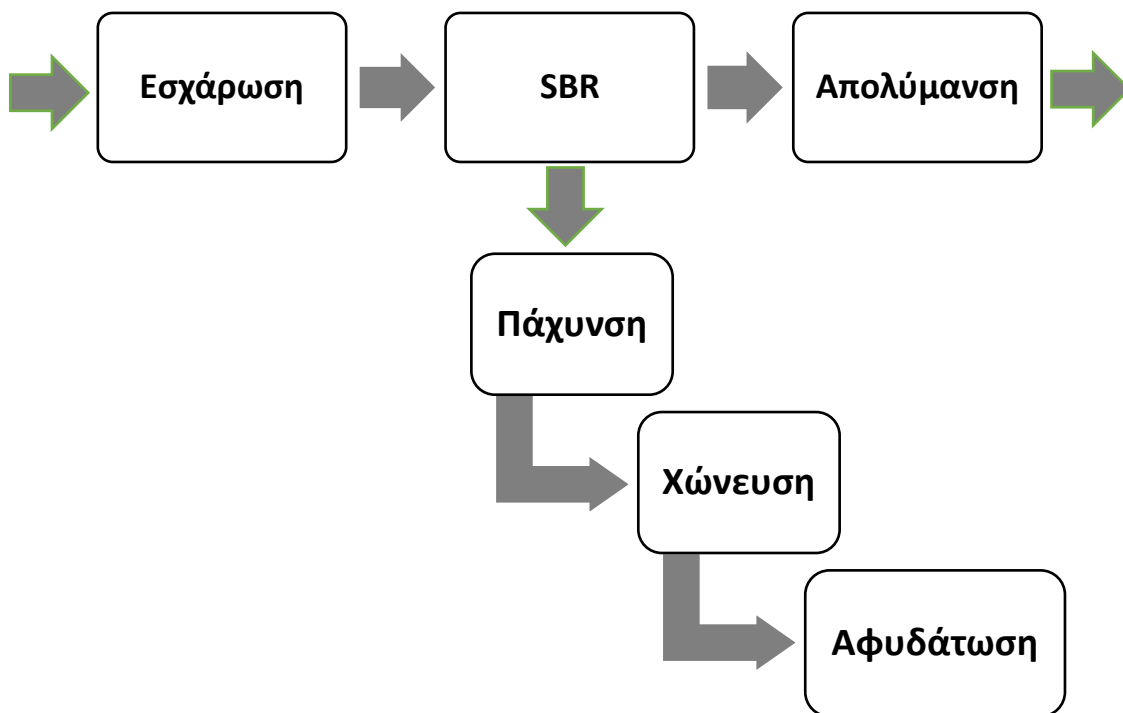
Τα ολοκληρωμένα συστήματα SBR σε εγκαταστάσεις Επεξεργασίας λυμάτων δεν αποτελούνται μόνο από τον αντιδραστήρα SBR στον οποίο λαμβάνουν χώρα οι βιολογικές διεργασίες και η διαδικασία της καθίζησης. Εύκολα γίνεται αντιληπτό ότι για την ολοκληρωμένη διαχείριση των υγρών αποβλήτων απαιτείται η κατασκευή και άλλων δεξαμενών που έχουν να κάνουν με την προεπεξεργασία αλλά και τα έργα επεξεργασίας της βιολογικής ιλύος που απομακρύνεται ως περίσσεια από τον αντιδραστήρα διαλείποντος έργου. Όσον αφορά στην προεπεξεργασία, η συνηθέστερη επιλογή είναι μία απλή εσχάρωση των λυμάτων, πριν εισέλθουν στον βιολογικό αντιδραστήρα, για την απομάκρυνση των ογκωδών στερεών που μπορεί να έχουν παρασυρθεί με τα λύματα. Η παρουσία εξαμμωτή δεν κρίνεται απαραίτητη καθώς ο κύριος λόγος παρουσίας εξαμμωτή είναι να μειωθεί ο κίνδυνος έμφραξης των αγωγών μεταφοράς των λυμάτων, που εκλείπουν σε συστήματα SBR διότι όπως αναφέρθηκε και παραπάνω όλες οι διεργασίες γίνονται σε μία μόνο δεξαμενή. Επιπλέον λόγω της συνεχούς ανάδευσης των λυμάτων, είτε μέσω αερισμού σε αερόβιες συνθήκες, είτε μέσω απλής ανάδευσης σε ανοξικές συνθήκες, δεν ευνοείται η δημιουργία στρώματος άμμου που μπορεί να δημιουργήσει προβλήματα. Έτσι η εισερχόμενη λάσπη απομακρύνεται με την περίσσεια της λάσπης χωρίς να έχει επηρεάσει σχεδόν καθόλου το σύστημα. Για τους παραπάνω λόγους, δεν κρίνεται σκόπιμη η δημιουργία συστήματος εξάμμωσης και λογίζεται ως πρόσθετη μη απαραίτητη δαπάνη για την εγκατάσταση.

Μετά την πρωτοβάθμια επεξεργασία, τα λύματα εισέρχονται στη δεξαμενή SBR. Εκεί τα λύματα έρχονται σε επαφή με τη βιομάζα και πραγματοποιούνται όλες οι βιολογικές διεργασίες. Από τη στιγμή που η δεξαμενή θα γεμίσει με λύματα, το σύστημα συμπεριφέρεται ως ένα σύστημα ενεργού ιλύος. Συνήθως επιλέγεται μία διάταξη με δύο ή περισσότερους αντιδραστήρες SBR ώστε να παρέχεται στο σύστημα η δυνατότητα συνεχούς ροής αν κριθεί αναγκαίο αλλά και μία γενικότερη ευελιξία στο σύστημα.

Μετά την επεξεργασία των λυμάτων στον αντιδραστήρα και τη διαδικασία της καθίζησης, το υπερκείμενο διαυγασμένο υγρό απομακρύνεται ώστε να οδηγηθεί σε κάποιο υδάτινο αποδέκτη. Όπως και στις τυπικές εγκαταστάσεις επεξεργασίας συνεχούς ροής, προαιρετικά μπορεί να ακολουθεί περαιτέρω επεξεργασία των ήδη επεξεργασμένων λυμάτων και επαναχρησιμοποίησή τους για περιορισμένη άρδευση αλλά και για την κάλυψη αναγκών της εγκατάστασης. Η περαιτέρω επεξεργασία γίνεται συνήθως μέσω απολύμανσης με χλώριο σε δεξαμενές μαιανδρικής κάτοψης ώστε να επιτευχθεί η

απομάκρυνση κολοβακτηριδίων και άλλων παθογόνων μικροοργανισμών που μπορεί να έχουν επιβιώσει από τη βιολογικές διεργασίες. Εναλλακτικά της απολύμανσης με χλώριο, μπορεί να χρησιμοποιηθεί απολύμανση με ακτινοβολία UV όπου καταστρέφει το DNA των παθογόνων μικροοργανισμών και δεν επιτρέπει την αναπαραγωγή τους.

Από τον αντιδραστήρα SBR δεν αφαιρείται μόνο το διαυγασμένο υγρό αλλά και η περίσσεια της λάσπης που παράγεται σε κάθε κύκλο λειτουργίας. Η απομάκρυνση της λάσπης δεν γίνεται έπειτα από κάθε κύκλο αφενός διότι ο όγκος της λάσπης που παράγεται σε ένα κύκλο λειτουργίας δεν είναι μεγάλος, αφετέρου δε, λόγω του ότι αν εφαρμόζοταν απομάκρυνση της περίσσειας ιλύος μετά από κάθε κύκλο λειτουργίας θα υπήρχε σοβαρό θέμα με τη σταθερότητα του συστήματος. Για τους παραπάνω λόγους εφαρμόζεται απομάκρυνση της λάσπης σε καθορισμένα χρονικά διαστήματα και μετά από καθορισμένους κύκλους λειτουργίας. Η περίσσεια της ιλύος πριν τη διάθεσή της σε κάποιο Χ.Υ.Τ.Α υφίσταται επεξεργασία για τη σταθεροποίησή της, την απομάκρυνση παθογόνων μικροοργανισμών αλλά και για τη συμπύκνωσή της. Τα έργα επεξεργασίας της ιλύος σε συστήματα SBR, δε διαφέρουν από εκείνα των συμβατικών συστημάτων επεξεργασίας συνεχούς ροής. Η επεξεργασία περιλαμβάνει αρχικά πάχυνση της ιλύος για την επίτευξη συμπύκνωσής της, στη συνέχεια χώνευση για την απομάκρυνση όποιου οργανικού φορτίου έχει παραμείνει, μεταπάχυνση για περαιτέρω συμπύκνωση και τέλος αφυδάτωση. Στα συμβατικά συστήματα ενεργού ιλύος κρίνεται απαραίτητη η πρωτοβάθμια καθίζηση των λυμάτων, οπότε δημιουργείται μεγάλο φορτίο για τα έργα επεξεργασίας λάσπης καθώς η πρωτοβάθμια λάσπη δεν είναι σταθεροποιημένη. Στα συστήματα SBR εκτός ελαχίστων περιπτώσεων δεν εφαρμόζεται πρωτοβάθμια καθίζηση και γίνεται εύκολα αντιληπτό ότι το φορτίο για την επεξεργασία της ιλύος είναι πολύ μικρότερο και η εξοικονόμηση λειτουργικών εξόδων σημαντική, καθώς η λάσπη που προέρχεται από την πρωτοβάθμια καθίζηση είναι αυτή που επί της ουσίας χρήζει επεξεργασίας. Τέλος, η επεξεργασμένη ιλύς είναι πλήρως σταθεροποιημένη και απαλλαγμένη από παθογόνα βακτήρια και είναι κατάλληλη για χρήση ως εδαφοβελτιωτικό ή ακόμα λόγω της μεγάλης θερμογόνου δύναμής της μπορεί να χρησιμοποιηθεί ως καύσιμη ύλη σε ειδικούς φούρνους για την παραγωγή ενέργειας.



Σχήμα 2.14 Σχηματική απεικόνιση τυπικής εγκατάστασης επεξεργασίας λυμάτων με σύστημα SBR

2.5.7 Απόδοση συστημάτων εναλλασσόμενων κύκλων λειτουργία (SBR)

Τα συστήματα διακοπτόμενης λειτουργίας (SBR) είναι συνήθως συγκρίσιμα με τα συμβατικά συστήματα ενεργού ιλύος και αποτελούν μία αξιόπιστη εναλλακτική λύση. Συγκεκριμένα μπορούν να επιτύχουν πολύ ικανοποιητική απομάκρυνση BOD της τάξης του 85-95% αλλά και αξιόλογη απομάκρυνση αζώτου και στερεών. Τα συστήματα SBR κερδίζουν συνεχώς έδαφος λόγω και της ανάπτυξης της τεχνολογίας και η χρησιμοποίησή τους δεν περιορίζεται μόνο σε μικρές εγκαταστάσεις με μικρές παροχές λυμάτων, αλλά επεκτείνεται και σε μεγαλύτερες. Σημαντικό ρόλο στο επίτευγμα αυτό έχουν παίξει και τα μαθηματικά μοντέλα καθώς δόθηκε η δυνατότητα μέσω της προσομοίωσης να γίνει βελτιστοποίηση ορισμένων παραμέτρων που επηρεάζουν τη λειτουργία του συστήματος αλλά και το κόστος λειτουργίας. Η πολύ ικανοποιητική καθίζηση αποτελεί ακόμα ένα λόγο που τα συστήματα διαλείποντος έργου γίνονται συνεχώς πιο ανταγωνιστικά, καθώς πολλές τυπικές εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων αντιμετωπίζουν πολύ σημαντικά προβλήματα με την καθιζησιμότητα της ιλύος και για να επιτύχουν επαρκή καθίζηση χρησιμοποιούν τεχνικές οι οποίες πολλαπλασιάζουν το κόστος λειτουργίας. Τέλος, η λειτουργική ευελιξία που προσφέρουν τα συστήματα SBR τα καθιστούν μία πολύ καλή επιλογή για την επεξεργασία των υγρών αποβλήτων, ειδικά σε περιπτώσεις που υπάρχει πολύ μεγάλη εποχιακή διακύμανση της παροχής των λυμάτων.

2.5.8 Πλεονεκτήματα-Μειονεκτήματα

Με βάση τα όσα αναλύθηκαν παραπάνω, τα πλεονεκτήματα και τα μειονεκτήματα των συστημάτων εναλλασσόμενων κύκλων λειτουργίας σε σχέση με τα συμβατικά συστήματα ενεργού ιλύος συνεχούς ροής, συνοψίζονται παρακάτω:

Πλεονεκτήματα

- Κατασκευή μίας μόνο δεξαμενής για τη διεξαγωγή των βιολογικών διεργασιών
- Αυτοματοποιημένα συστήματα ελέγχου
- Μεγάλη λειτουργική ευελιξία
- Ελάχιστη απαιτούμενη χωρική κάλυψη
- Κατασκευαστικά οικονομικότερη λύση
- Δυνατότητα συνεχούς βελτιστοποίησης της λειτουργίας με την ανάπτυξη νέων τεχνολογιών και μοντέλων προσομοίωσης
- Απουσία δυσσομιών και οχλήσεων

Μειονεκτήματα

- Μεγάλη πολυπλοκότητα ειδικά στις περιπτώσεις μεγάλων εγκαταστάσεων
- Υψηλό κόστος συντήρησης μηχανολογικού εξοπλισμού και συστημάτων ελέγχου
- Απαιτήση για εξειδικευμένο προσωπικό για τη λειτουργία του συστήματος
- Πιθανή απαίτηση για κατασκευή δεξαμενής εξισορρόπησης μετά τον αντιδραστήρα SBR
- Πιθανή ανεπιθύμητη διαφυγή ιλύος με το διαυγασμένο υγρό κατά την εκκένωση
- Πιθανή έμφραξη των διαχυτήρων παροχής αερισμού

2.5.9 Χρήση SBR σε συστήματα απομάκρυνσης αζώτου (nitrification-denitrification)

Τα συστήματα εναλλασσόμενης λειτουργίας (SBR) αποτελούν την πιο διαδεδομένη επιλογή όσον αφορά στην επεξεργασία των στραγγιδίων. Οι περισσότερες εγκαταστάσεις διαθέτουν σύστημα νιτροποίησης-απονιτροποίησης. Ωστόσο, πολλές μονάδες ανά τον κόσμο εφαρμόζουν συστήματα νιτρωδοποίησης-απονιτρωδοποίησης για την απομάκρυνση αζώτου (Gustavsson et al, 2010). Η διαδικασία νιτρωδοποίησης-απονιτρωδοποίησης (nitrification-denitrification), όπως αναφέρθηκε και σε προηγούμενο κεφάλαιο μπορεί να επιτευχθεί με διάφορους τρόπους. Όλοι οι τρόποι έχουν ως κοινό παρονομαστή την αναχαίτιση των NOB βακτηρίων που οξειδώνουν τα νιτρώδη. Για την επίτευξη του περιορισμού της ανάπτυξης των βακτηρίων αυτών, χρησιμοποιούνται διάφορες τεχνικές με κυριότερες την μεταβολή της θερμοκρασίας, την αύξηση της συγκέντρωσης της ελεύθερης αμμωνίας, την αύξηση του pH και τη μείωση της συγκέντρωσης του διαλυμένου οξυγόνου.

Στα συστήματα SBR η αναχαίτιση των NOB βακτηρίων, δεν επιτυγχάνεται με εφαρμογή χαμηλού χρόνου παραμονής στερεών (srt). Ο χρόνος παραμονής στερεών είναι συνήθως πολύ υψηλός με αποτέλεσμα τη σημαντική τη σημαντική αποσύνθεση των βακτηρίων που οδηγεί στην αύξηση της εσωτερικής πηγής άνθρακα που είναι απαραίτητη για τη διαδικασία της απονιτροδοποίησης (Gustavsson, 2010). Επιπλέον η έννοια του χρόνου παραμονής στερεών, δεν μπορεί να προσδιοριστεί πλήρως και με ακρίβεια στα συστήματα εναλλασσόμενης λειτουργίας καθώς δεν υπάρχει συνεχής ροή λυμάτων στο σύστημα. Μία από τις τεχνικές που χρησιμοποιούνται συνήθως για την επιτυχή πραγματοποίηση της διαδικασίας της μερικής νιτροποίησης (partial nitrification), είναι μέσω της ρύθμισης της συγκέντρωσης της ελεύθερης αμμωνίας που γίνεται συνήθως μέσω ελέγχου της τιμής του pH. Άλλος τρόπος αναχαίτισης των NOB βακτηρίων είναι μέσω της συγκέντρωσης του διαλυμένου οξυγόνου όπου εφαρμόζεται χαμηλή συγκέντρωση DO που ευνοεί την ανάπτυξη των βακτηρίων που οξειδώνουν την αμμωνία σε σχέση με την ανάπτυξη των βακτηρίων που οξειδώνουν την αμμωνία.

Ο απαιτούμενος όγκος του αντιδραστήρα SBR για την επίτευξη απομάκρυνσης του αζώτου, εξαρτάται από μία σειρά από παράγοντες με κυριότερες το φορτίο του αζώτου και τις ιδιότητες αντίδρασης και καθίζησης. Τα ποσοστά νιτροδοποίησης κυμαίνονται συνήθως από 1.2-1.4 Kg N/ (m³d) (Fux et al, 2003), και επηρεάζονται από τις παραμέτρους που αναφέρθηκαν παραπάνω. Τα ποσοστά απονιτροδοποίησης διαφέρουν αρκετά από εγκατάσταση σε εγκατάσταση, καθώς σχετίζονται πολύ με την εξωτερική πηγή άνθρακα που προστίθεται για να γίνει δυνατή η διαδικασία της απονιτροδοποίησης, η οποία μπορεί να είναι διαφορετική σε κάθε μία περίπτωση. Οι διαδικασία της καθίζησης είναι στις περισσότερες περιπτώσεις πολύ καλή σε SBR, λόγω του ότι δεν εισέρχονται συνεχώς καινούργια λύματα όπως συμβαίνει στις εγκαταστάσεις συνεχούς ροής, και επικρατούν συνθήκες πλήρους ηρεμίας. Τέλος, η συνολική ογκομετρική απομάκρυνση αζώτου σε συστήματα διακοπτόμενης λειτουργίας υπολογίζεται μεταξύ 0.5-0.8 Kg N/(m³d) (Gustavsson, 2010).

Κεφάλαιο 3. Περιγραφή του μαθηματικού ομοιώματος SBR

3.1 Εισαγωγή

Τις τελευταίες δεκαετίες, έχει γίνει μία προσπάθεια προσομοίωσης συστημάτων ενεργού ιλύος με σκοπό την καλύτερη κατανόηση των βιοχημικών διεργασιών αλλά και τη βελτιστοποίηση της λειτουργίας των εγκαταστάσεων επεξεργασίας υγρών αποβλήτων. Πολύ σημαντικό ρόλο στο παραπάνω εγχείρημα, έπαιξε η ανάπτυξη μοντέλων προσομοίωσης ενεργού ιλύος τη δεκαετία του 1980, με αποκορύφωμα την παρουσίαση του μοντέλου ASM1 από την IAWQ το 1987, που αποτέλεσε σταθμό στην προσομοίωση τέτοιων συστημάτων.

Στην παρούσα διπλωματική εργασία, αναπτύχθηκε ένα μαθηματικό μοντέλο για την προσομοίωση των λειτουργιών ενός αντιδραστήρα SBR για την επεξεργασία στραγγιδίων μέσω νιτρωδοποίησης - απονιτρωδοποίησης, που βασίστηκε στις αρχές λειτουργίας τέτοιων συστημάτων καθώς και σε μοντέλα ενεργού ιλύος. Πιο συγκεκριμένα, κατασκευάστηκε προγραμματιστικός κώδικας σε γλώσσα προγραμματισμού MATLAB και το πρόγραμμα ονομάστηκε SBR Shortcut Nitrification. Η προσομοίωση των βιολογικών διεργασιών που πραγματοποιούνται, βασίστηκε στο μοντέλο ASM1 της International on Water Quality (IAW). Είναι γενικά αποδεκτό ότι το σύστημα SBR συμπεριφέρεται όπως ένα σύστημα ενεργού ιλύος κατά τη φάση της αντίδρασης.

Στη διατριβή αυτή, επιχειρείται η διερεύνηση του φαινομένου της μερικής νιτροποίησης (partial nitrification) ή αλλιώς νιτρωδοποίησης, καθώς και του φαινομένου της απονιτρωδοποίησης (denitrification), και πως μπορούν αυτές οι διεργασίες να βρουν εφαρμογή στην επεξεργασία των στραγγιδίων της ιλύος. Στο μοντέλο έχουν γίνει σημαντικές τροποποιήσεις σε σχέση με το αρχικό μοντέλο ASM1, ώστε να γίνει εμφανής η ανάπτυξη των βακτηρίων που οξειδώνουν την αμμωνία (AOB βακτήρια) αλλά κυρίως η αναχαίτιση των βακτηρίων που οξειδώνουν τα νιτρώδη (NOB βακτήρια). Επιπλέον μελετάται πως οι λειτουργικές παράμετροι επηρεάζουν την ανάπτυξη των παραπάνω μικροοργανισμών και κατ'επέκταση την απομάκρυνση αμμωνιακού αζώτου και άλλων ρύπων που περιέχονται στα στραγγίδια.

Όπως αναφέρθηκε στο προηγούμενο κεφάλαιο, η λειτουργία του SBR αποτελείται από πέντε διαδοχικές φάσεις οι οποίες είναι η πλήρωση, η αντίδραση, η καθίζηση, η εκκένωση, η νεκρή φάση. Το μοντέλο περιέχει την χρονική διαδοχή των φάσεων αυτών με βάση χρόνους που εφαρμόζονται συνήθως στις πραγματικές εγκαταστάσεις. Ιδιαίτερη σημασία πρέπει να δοθεί στο κομμάτι της προσομοίωσης που αναφέρεται στη φάση της αντίδρασης, και ειδικά στη χρονική διάρκεια και την ποιότητα των αερόβιων και ανοξικών συνθηκών που εφαρμόζονται.

3.2 Μεταβλητές ομοιώματος

Ένας παράγοντας ο οποίος έγινε αιτία σύγχυσης και ως ένα σημείο καθυστέρησε την ανάπτυξη της θεωρίας της ενεργού ύλης, είναι η έλλειψη ενός κοινού τρόπου μέτρησης της συγκέντρωσης της οργανικής ουσίας στα λύματα. Από όλες τις μονάδες μετρήσεις, προτιμήθηκε το COD (Chemical Oxygen Demand), καθώς παρουσίαζε συγκριτικά πλεονεκτήματα σε σχέση με τις άλλες μεθόδους μέτρησης κυρίως στο κομμάτι της διασύνδεσης μεταξύ ισοδύναμων ηλεκτρονίων της οργανικής τροφής της βιομάζας και του χρησιμοποιούμενου οξυγόνου. Η οργανική ύλη που περιέχουν τα λύματα, μπορεί να υποδιαιρεθεί σε ένα αριθμό κατηγοριών. Η σημαντική υποδιαίρεση βασίζεται στη μορφή της οργανικής ύλης δηλαδή αν πρόκειται για διαλυμένη ή σωματιδιακή μορφή. Το αρχικό γράμμα S υποδηλώνει τη διαλυμένη μορφή του ρύπου ενώ το γράμμα X τη σωματιδιακή μορφή του.

Άλλη σημαντική υποδιαίρεση της οργανικής ύλης βασίζεται στο βαθμό διασπασιμότητας. Η μη βιοδιασπάσιμη οργανική ύλη είναι βιολογικά αδρανής και διέρχεται από το σύστημα ενεργού ύλους χωρίς να υποστεί διαφοροποίηση η συγκέντρωσή της. Αντίθετα η αδρανής σωματιδιακή ύλη αν και δεν αλλοιώνεται στη φάση της αντίδρασης, παγιδεύεται στην ενεργό ύλη, συσσωρεύεται στη λάσπη και απομακρύνεται από το σύστημα μέσω της περίσσειας.

Το άζωτο παρουσιάζεται στα λύματα με τις μορφές του αμμωνιακού αζώτου, του οργανικού αζώτου, των νιτρικών και στην παρούσα διπλωματική και με τη μορφή των νιτρωδών. Ο τελευταίος όρος προστέθηκε στα πλαίσια της επέκτασης του μοντέλου ASM1, για να πραγματοποιεί τη διαδικασία της νιτρωδοποίησης και της απονιτρωδοποίησης και θα αναλυθεί περαιτέρω παρακάτω.

Στη συνέχεια παρουσιάζονται αναλυτικά όλες οι μεταβλητές του μοντέλου όπως αυτό τελικά διαμορφώθηκε.

Αδρανής Διαλυμένη Οργανική ύλη (Si)

Πρόκειται για το κομμάτι της οργανικής ύλης το οποίο είναι διαλυμένο όμως δεν λαμβάνει μέρος στις βιολογικές διεργασίες. Είναι δηλαδή βιολογικά αδρανής όχι λόγω του σχήματος της αλλά λόγω της φύσης της. Στο μοντέλο συμβολίζεται ως Si και η συγκέντρωσή του δεν μεταβάλλεται κατά τη διάρκεια της φάσης της αντίδρασης. Συμπεριλαμβάνεται παρόλα αυτά στο μοντέλο διότι είναι σημαντικό στην περιγραφή του συστήματος ενεργού ύλους αλλά και επειδή η διαλυμένη αδρανής οργανική ουσία συνεισφέρει στο COD της εκροής. Αποτελεί περίπου το 10% του συνολικού COD.

Εύκολα Βιοδιασπάσιμη Οργανική ύλη (Ss)

Η εύκολα βιοδιασπάσιμη ύλη αποτελεί την κύρια πηγή τροφής για την παραγωγή ενέργειας και για τη σύνθεση νέου κυτταρικού υλικού. Συμβολίζεται με Ss και απομακρύνεται με την αερόβια ή ανοξική ανάπτυξη των μικροοργανισμών, ενώ

δημιουργείται με την αποσύνθεση της ετεροτροφικής και της αυτοτροφικής βιομάζας. Στο μοντέλο απαντάται σε διαλυμένη μορφή και αποτελείται από απλά μόρια που μπορούν να εισέλθουν εύκολα μέσα στο κύτταρο μέσω της κυτταρικής μεμβράνης. Το κλάσμα του Ss αντιστοιχεί περίπου στο 30% του ολικού COD.

Αδρανής Σωματιδιακή Οργανική ύλη (Xi)

Η αδρανής σωματιδιακή οργανική ύλη δεν λαμβάνει μέρος σε καμία βιολογική διεργασία του συστήματος. Λόγω του ότι είναι μη-βιοδιασπάσιμη και έχει μεγάλες διαστάσεις, η συγκέντρωσή της δε μεταβάλλεται κατά τη διάρκεια της φάσης της αντίδρασης. Αποτελεί ένα μέρος των πτητικών αιωρούμενων στερεών στο σύστημα της ενεργού ιλύος. Συμβολίζεται με Xi, και λαμβάνει μέρος στην φάση της καθίζησης καθώς ως σωματιδιακή ύλη καθιζάνει και απομακρύνεται με την περίσσεια της λάσπης. Για τυπικά λύματα λαμβάνει μία τιμή περίπου στο 10% του συνολικού COD.

Αργά Βιοδιασπάσιμη Οργανική ύλη (Xs)

Η αργά βιοδιασπάσιμη οργανική ύλη θεωρείται πως ταυτίζεται με το κομμάτι του COD το οποίο υδρολύεται. Συμβολίζεται με Xs, με το αρχικό γράμμα X να υποδηλώνει ότι βρίσκεται σε σωματιδιακή μορφή. Το Xs δε μπορεί να εισέλθει αμέσως μέσα στο κύτταρο καθώς αποτελείται από μακρομοριακές ενώσεις μεγάλου μοριακού βάρους με μεγάλες διαστάσεις οι οποίες δεν μπορούν να περάσουν από την κυτταρική μεμβράνη. Για το λόγο αυτό, το Xs υπόκειται σε εξωκυτταρική ενζυματική δράση, μέσω μίας διεργασίας που ονομάζεται υδρόλυση. Επιπλέον, η αργά βιοδιασπάσιμη οργανική ύλη παράγεται όπως και η εύκολα βιοδιασπάσιμη ύλη από την αποσύνθεση της ετεροτροφικής και αυτοτροφικής βιομάζας. Ο ρυθμός με τον οποίο υδρολύεται το σωματιδιακό COD σε διαλυτό COD, είναι σαφώς μικρότερος από το ρυθμό με τον οποίο καταναλώνεται η εύκολα βιοδιασπάσιμη τροφή (Ss), ενώ σε ανοξικές συνθήκες ο ρυθμός υδρόλυσης είναι πιο μικρός από ότι σε αερόβιες συνθήκες. Τέλος, το κλάσμα του Xs αντιστοιχεί περίπου στο 40-45% του ολικού οργανικού φορτίου (COD) και αποτελεί και το μεγαλύτερο ποσοστό.

Ετεροτροφική Βιομάζα (X_{BH})

Ετεροτροφικοί ονομάζονται οι μικροοργανισμοί που χρησιμοποιούν τον άνθρακα των οργανικών ενώσεων των λυμάτων. Κυριότερη κατηγορία για τα συστήματα ενεργού ιλύος αποτελούν οι ετεροτροφικοί χημικοσυνθετικοί μικροοργανισμοί, οι οποίοι οξειδώνουν την οργανική ύλη για την παραγωγή ενέργειας και τη σύνθεση νέου κυτταρικού υλικού. Σύνθεση νέας βιομάζας μπορεί να συμβεί τόσο σε αερόβιες όσο και σε ανοξικές συνθήκες, όπου τα ετεροτροφικά βακτήρια καταναλώνουν οργανική ύλη και το μόνο που αλλάζει είναι ο δέκτης ηλεκτρονίων. Αντίθετα η ετεροτροφική βιομάζα, η οποία συμβολίζεται ως X_{BH}, καταστρέφεται μέσω της διαδικασίας της αποσύνθεσης της ετεροτροφικής βιομάζας. Τα ετεροτροφικά βακτήρια, ανάλογα με τη μορφή του οξειδωτικού μέσου λαμβάνουν μέρος σε αρκετές ενδιάμεσες διεργασίες της νιτροποίησης, της απονιτροποίησης αλλά και

της απομάκρυνσης των οργανικών ενώσεων. Για το λόγο αυτό, ο πληθυσμός τους ποικίλει και είναι εξαιρετικά δύσκολο να προσομοιωθούν ανά κατηγορίες, ενώ υπάρχει ο κίνδυνος το μοντέλο να καταστεί υπερβολικά πολύπλοκο και να ξεφύγει από το πλαίσιο της παρούσας διατριβής. Στην παρούσα διπλωματική, η ετεροτροφική βιομάζα λήφθηκε ενιαία και δεν έγινε κάποιος διαχωρισμός.

Αυτοτροφική βιομάζα βακτηρίων που οξειδώνουν το αμμωνιακό άζωτο (X_{AOB})

Ως αυτοτροφική βιομάζα χαρακτηρίζονται οι μικροοργανισμοί που χρησιμοποιούν πηγές ανόργανου άνθρακα, με κύρια πηγή το διοξείδιο του άνθρακα που βρίσκεται στα λύματα. Για τις ανάγκες της παρούσας διπλωματικής, η αυτοτροφική βιομάζα χωρίστηκε σε βιομάζα αυτοτροφικών βακτηρίων που οξειδώνουν το αμμωνιακό άζωτο (AOB βακτήρια) και σε βιομάζα αυτοτροφικών βακτηρίων που οξειδώνουν τα νιτρώδη (NOB βακτήρια). Στην πρώτη κατηγορία εντάσσονται τα βακτήρια που είναι υπεύθυνα για το πρώτο στάδιο της νιτροποίησης, με σημαντικότερο τη νιτροσομονάδα (nitrosomonas). Τα βακτήρια αυτά, οξειδώνουν το αμμωνιακό άζωτο που βρίσκεται στα λύματα και το οξειδώνουν σε νιτρώδη. Συμβολίζεται ως X_{AOB} , και αυξάνεται λόγω της ανάπτυξης των AOB βακτηρίων υπό αερόβιες συνθήκες, ενώ μειώνεται κατά την αποσύνθεση των κυττάρων μέσω του μηχανισμού της φθοράς.

Αυτοτροφική βιομάζα βακτηρίων που οξειδώνουν τα νιτρώδη (X_{NOB})

Τα αυτοτροφικά βακτήρια που οξειδώνουν τα νιτρώδη, ως αυτοτροφικά, χρησιμοποιούν και αυτά ανόργανο άνθρακα ως πηγή άνθρακα για την παραγωγή ενέργειας και την ανάπτυξή τους. Τα βακτήρια αυτά που είναι γνωστά ως και NOB βακτήρια, είναι υπεύθυνα για το δεύτερο στάδιο της νιτροποίησης, δηλαδή το στάδιο οξείδωσης των νιτρωδών σε νιτρικά. Για την προσομοίωση του φαινομένου της νιτρωδοποίησης αλλά και της απονιτρωδοποίησης κρίθηκε απαραίτητη η προσθήκη μίας μεταβλητής που επιχειρεί να περιγράψει τη δράση των βακτηρίων αυτών. Η αυτοτροφική βιομάζα βακτηρίων που οξειδώνουν τα νιτρώδη συμβολίζεται ως X_{NOB} και όπως και στα AOB βακτήρια, η συγκέντρωσή τους αυξάνεται με την αερόβια ανάπτυξη τους και μειώνεται με την αποσύνθεσή τους.

Αδρανή προϊόντα φθοράς (X_p)

Πρόκειται για τα σωματιδιακά προϊόντα της αποσύνθεσης της ετεροτροφικής και αυτοτροφικής βιομάζας. Τα προϊόντα αυτά είναι πολύπλοκες οργανικές ενώσεις που θεωρούμε ότι είναι αδρανή στις βιολογικές διεργασίες και επομένως δεν καταστρέφονται. Ο διαχωρισμός των αδρανών προϊόντων φθοράς που συμβολίζονται με X_p , από την αδρανή σωματιδιακή οργανική ύλη (X_i) γίνεται διότι το X_p αυξάνει όσο αυξάνει η φθορά επομένως η συγκέντρωσή του μεταβάλλεται κατά τη φάση της αντίδρασης, σε αντίθεση με το X_i που μένει αναλλοίωτο κατά τη διάρκεια των διεργασιών. Λόγω της συνεχούς φθοράς των ετεροτροφικών και αυτοτροφικών βακτηρίων, το X_p αυξάνεται συνεχώς με

αποτέλεσμα τη συσσώρευση του και την απομάκρυνση ενός μέρους με την περίσσια της λύσης.

Διαλυμένο Οξυγόνο (So)

Πρόκειται για τη συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου που υπάρχει στο σύστημα και καθορίζει τις συνθήκες που επικρατούν, αερόβιες ή ανοξικές, και κατ'επέκταση ποια είδη βακτηρίων αναπτύσσονται. Ούτε τα λύματα ούτε η βιομάζα που υπάρχει εντός του αντιδραστήρα περιέχουν αξιόλογες ποσότητες διαλυμένου οξυγόνου και έτσι για την εξασφάλιση αερόβιων συνθηκών για την ανάπτυξη της ετεροτροφικής και αυτοτροφικής βιομάζας που αναπτύσσεται αερόβια, χρησιμοποιείται σύστημα αερισμού. Το σύστημα αυτό αποτελείται συνήθως από αεριστήρες οι οποίοι τροφοδοτούν το σύστημα με το απαιτούμενο για τις διεργασίες οξυγόνο. Επί της ουσίας στο μοντέλο δεν περιλαμβάνεται η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου, αλλά η ζήτηση του οξυγόνου λόγω των διεργασιών που πραγματοποιούνται στο σύστημα. Επιπλέον στο μοντέλο γίνεται η υπόθεση ότι η συγκέντρωση του οξυγόνου, που συμβολίζεται με S_o , σχετίζεται μόνο με την αερόβια ανάπτυξη της αυτοτροφικής και ετεροτροφικής βιομάζας και δε γίνεται καμία συσχέτιση του ρόλου του οξυγόνου στην αποσύνθεση της βιομάζας. Αυτό δεν είναι απόλυτα ακριβές, όμως για τις ανάγκες του μοντέλου γίνεται αυτή η απλοποιητική θεώρηση. Τέλος, ο τρόπος υπολογισμού της συνολικής συγκέντρωσης οξυγόνου, δηλαδή η συγκέντρωση με την οποία τροφοδοτείται το σύστημα μείον τη ζήτηση σε οξυγόνο λόγω των διεργασιών, περιγράφεται αναλυτικότερα σε επόμενο κεφάλαιο.

Νιτρώδες άζωτο (S_{NO2})

Τα νιτρώδη δεν εισέρχονται σε αξιόλογες ποσότητες μέσω των λυμάτων, ούτε περιέχονται στην βιομάζα που υπάρχει στον βιολογικό αντιδραστήρα. Αποτελούν μόνο το 1% του συνολικού αζώτου των συμβατικών λυμάτων και το 0,1% του συνολικού αζώτου των στραγγιδίων. Αντίθετα παράγονται κατά το πρώτο στάδιο της νιτροποίησης, δηλαδή το στάδιο της οξειδωσης του αμμωνιακού αζώτου σε νιτρώδη υπό αερόβιες συνθήκες. Η συγκέντρωση των νιτρωδών, δεν συμπεριλαμβάνεται στο αυθεντικό μοντέλο ASM1 αλλά προστέθηκε κατά την επέκταση του μοντέλου για την προσομοίωση του φαινομένου της μερικής νιτροποίησης, που αποτελεί και την κύρια θεματική ενότητα της παρούσας διατριβής. Η προσομοίωση της συγκέντρωσης των νιτρωδών, πέρα από το ότι συμβάλλει στην περιγραφή του φαινομένου της νιτρωδοποίησης που μπορεί να οδηγήσει σε αρκετά πλεονεκτήματα για την εγκατάσταση όπως έχει αναλυθεί και σε προηγούμενο κεφάλαιο, οδηγεί και σε μεγαλύτερη ασφάλεια μέσω του ελέγχου της συγκέντρωσης των νιτρωδών στην εκροή. Τα νιτρώδη χαρακτηρίζονται από μεγάλη τοξικότητα, και για το λόγο αυτό απαιτείται ιδιαίτερη προσοχή κατά το σχεδιασμό και τη λειτουργία των εγκαταστάσεων. Τα μαθηματικά μοντέλα και οι επεκτάσεις που έχουν γίνει κινούνται στην κατεύθυνση αυτή.

Νιτρικό άζωτο (S_{NO3})

Τα νιτρικά όπως και τα νιτρώδη βρίσκονται σε πολύ μικρές συγκεντρώσεις στα εισερχόμενα λύματα και στη βιομάζα. Παράγονται κατά το δεύτερο στάδιο της νιτροποίησης, το στάδιο οξείδωσης των νιτρωδών που έχουν δημιουργηθεί από το πρώτο στάδιο, σε νιτρικά. Υπεύθυνα για την μετατροπή αυτή είναι τα NOB βακτήρια και κύριος σκοπός για την επιτυχή της προσομοίωσης του φαινομένου της νιτρωδοποίησης είναι η αναχαίτιση των βακτηρίων αυτών. Σε αντίθεση με τα νιτρώδη, τα νιτρικά περιέχονται στο αυθεντικό μοντέλο ASM1 στο οποίο η διαδικασία της νιτροποίησης εκτελείται σε ένα μόνο βήμα δηλαδή την οξείδωση του αμμωνιακού αζώτου απευθείας σε νιτρικά, προσπερνώντας το ενδιάμεσο στάδιο της νιτρωδοποίησης. Τα νιτρικά αυξάνονται με την ανάπτυξη των NOB βακτηρίων, ενώ μειώνονται κάτω από ανοξικές συνθήκες κατά τη διαδικασία της απονιτροποίησης όπου μετατρέπονται ξανά σε νιτρώδη πριν ακολουθήσουν και άλλα ενδιάμεσα στάδια, μέχρι τη μετατροπή τους σε αέριο άζωτο.

Αμμωνιακό άζωτο (S_{NH})

Η ποσότητα του αμμωνιακού αζώτου που εισέρχεται με τα λύματα είναι σημαντική και απαιτείται κατάλληλος σχεδιασμός ώστε να μην προκληθούν προβλήματα στην εκροή που μπορεί κατ'επέκταση να οδηγήσουν σε αποξυγόνωση και μόλυνση των υδάτινων αποδεκτών. Στα στραγγίδια, αποτελείται περίπου το 90% του συνολικού αζώτου και συμβολίζεται με S_{NH} . Το διαλυμένο αμμωνιακό άζωτο είναι το άθροισμα της ιονισμένης μορφής (αμμώνιο NH_4^+) και της μη ιονισμένης μορφής (αμμωνία NH_3). Ειδικότερα στην περίπτωση στραγγιδίων οι συγκεντρώσεις αμμωνιακού αζώτου είναι πολλαπλάσιες σε σχέση με τα συμβατικά λύματα. Αυτός είναι και ο κύριος λόγος που όλο και περισσότερες εγκαταστάσεις προσανατολίζονται στην κατασκευή εγκαταστάσεων επεξεργασίας στραγγιδίων. Το αμμωνιακό άζωτο χρησιμοποιείται για τη σύνθεση νέου κυτταρικού υλικού τόσο στην περίπτωση ετεροτροφικών, όσο και στην περίπτωση αυτοτροφικών βακτηρίων. Επιπλέον, αμμωνιακό άζωτο παράγεται μέσω της διαδικασίας της αμμωνιοποίησης, η οποία λαμβάνει χώρα τόσο σε αερόβιες όσο και σε ανοξικές συνθήκες αν και σε ανοξικές συνθήκες ο ρυθμός αμμωνιοποίησης είναι μικρότερος.

Διαλυμένο οργανικό άζωτο (S_{ND})

Το διαλυμένο οργανικό άζωτο παράγεται από την υδρόλυση του παγιδευμένου σωματιδιακού οργανικού αζώτου κατ' αντιστοιχία με την υδρόλυση της σωματιδιακής οργανικής ύλης, και απομακρύνεται με τη διαδικασία της αμμωνιοποίησης η οποία αναλύθηκε παραπάνω. Συμβολίζεται με S_{ND} και αποτελεί περίπου το 5% του συνολικού αζώτου.

Σωματιδιακό οργανικό άζωτο (X_{ND})

Το σωματιδιακό άζωτο μετατρέπεται με τη διαδικασία της υδρόλυσης σε διαλυμένο οργανικό άζωτο. Κάτω από αερόβιες συνθήκες ο ρυθμός υδρόλυσης είναι μεγαλύτερος

σε σχέση με το ρυθμό σε ανοξικές συνθήκες. Παράγεται από την αποσύνθεση της αυτοτροφικής και ετεροτροφικής βιομάζας αφού αποτελεί ένα ποσοστό των προϊόντων φθοράς. Αν και το οργανικό αυτό άζωτο είναι σωματιδιακό, δεν προστίθεται στις άλλες μορφές κατά τον υπολογισμό της συγκέντρωσης των πτητικών στερεών. Αυτό συμβαίνει επειδή ένα μέρος αυτών των υλικών και έχει ήδη συμπεριληφθεί μέσα στη συγκέντρωσή τους. Αποτελεί περίπου το 5% του συνολικού αζώτου και συμβολίζεται με X_{ND} .

Θα πρέπει εδώ να σημειωθεί ότι στο σύστημα ενεργού ιλύος υπεισέρχονται και άλλες τρεις μορφές αζώτου: αυτή που σχετίζεται με τη βιομάζα και συμβολίζεται με X_{NB} , αυτή που σχετίζεται με τα σωματιδιακά προϊόντα και συμβολίζεται με X_{NP} , και αυτή που συσχετίζεται με την αδρανή σωματιδιακή οργανική ουσία και συμβολίζεται με X_{NI} . Η συγκέντρωση της κάθε μίας από τις παραπάνω ουσίες μπορεί να υπολογισθεί πολύ απλά πολλαπλασιάζοντας το X_B με το i_{XB} , το X_P με το i_{XP} , και το X_I με το i_{XI} . Αυτά τα συστατικά δεν περιλαμβάνονται στον στοιχειομετρικό πίνακα του μοντέλου καθώς δεν περιλαμβάνεται στην παρούσα προσομοίωση η διαίτα του αερίου αζώτου (N_2) κατά τη φάση της απονιτροποίησης. Όμως το μοντέλο μπορεί πολύ απλά να επεκταθεί με κατεύθυνση την αναλυτικότερη περιγραφή του φαινομένου της απονιτροποίησης που ξεφεύγει από τα όρια της παρούσας διπλωματικής εργασίας.

Αλκαλικότητα (S_{ALK})

Αλκαλικότητα ονομάζεται η ικανότητα ενός υγρού να δέχεται οξέα χωρίς να μεταβάλλεται η τιμή του pH. Συνήθως μετράται ως ισοδύναμη συγκέντρωση ανθρακικού ασβεστίου ($CaCO_3$). Η ενσωμάτωση της αλκαλικότητας στο μοντέλο δεν είναι απολύτως απαραίτητη για την περίπτωση τυπικών λυμάτων, όμως ο συνυπολογισμός της σε αυτό είναι επιθυμητός επειδή παρέχει πληροφορίες μέσω των οποίων μπορούν να εκτιμηθούν υπερβολικές διακυμάνσεις του pH. Η διαδικασία της νιτροποίησης αποτελεί τον κύριο καταναλωτή της διαθέσιμης αλκαλικότητας και θα πρέπει να δίνεται ιδιαίτερη προσοχή ώστε η τιμή του pH να παραμείνει στα κατάλληλα επίπεδα για να μην κινδυνεύσει η διαδικασία της νιτροποίησης με διακοπή λόγω της αναχαίτισης των νιτροποιητικών βακτηρίων και των δύο σταδίων της. Αντίθετα η διαδικασία της απονιτροποίησης προσδίδει αλκαλικότητα στο σύστημα. Ενδεικτικό του παραπάνω είναι ότι σε αρκετές περιπτώσεις επεξεργασίας στραγγιδίων, η απονιτροποίηση γίνεται μόνο για την αύξηση της αλκαλικότητας ώστε να εξασφαλιστεί η σταθερότητα του συστήματος και να μειωθεί η πιθανότητα δημιουργίας προβλημάτων λόγω της εξάντλησης της αλκαλικότητας των λυμάτων.

Στη συνέχεια παρουσιάζεται ο Πίνακας 3.1 που περιέχει τους συμβολισμούς των συστατικών του μοντέλου στο οποίο έχει γίνει επέκταση ώστε να πραγματοποιείται η διαδικασία της νιτροποίησης και της απονιτροποίησης.

Πίνακας 3.1 Συμβολισμός μεταβλητών μοντέλου

Συμβολισμός	Ονομασία
Si	Διαλυμένη αδρανής οργανική ύλη
Ss	Διαλυμένη εύκολοδιασπάσιμη οργανική ύλη
Xi	Σωματιδιακή αδρανής οργανική ύλη
Xs	Σωματιδιακή δυσκολοδιασπάσιμη οργανική ύλη
X _{BH}	Ετεροτροφική βιομάζα
X _{AOB}	Αυτοτροφική βιομάζα που οξειδώνει το αμμωνιακό άζωτο
X _{NOB}	Αυτοτροφική βιομάζα που οξειδώνει τα νιτρώδη
Xp	Αδρανή προϊόντα φθοράς
So	Διαλυμένο οξυγόνο
S _{NO2}	Διαλυτά νιτρώδη
S _{NO3}	Διαλυτά νιτρικά
S _{NH}	Διαλυτό αμμωνιακό άζωτο
S _{ND}	Διαλυμένο οργανικό άζωτο
X _{ND}	Σωματιδιακό οργανικό άζωτο
S _{ALK}	Αλκαλικότητα

3.3 Βιολογικές διεργασίες μαθηματικού ομοιώματος

Έπειτα από τον καθορισμό των μεταβλητών που είναι απαραίτητες για την περιγραφή του συστήματος ενεργού ιλύος, είναι απαραίτητος ο καθορισμός των βιολογικών διεργασιών που λαμβάνουν χώρα μέσα στον αντιδραστήρα. Όπως έχει ειπωθεί και προηγουμένως έχει γίνει επέκταση του μοντέλου ώστε να περιγραφεί το φαινόμενο της μερικής νιτροποίησης. Για το λόγο αυτό έχουν προστεθεί μερικές βιολογικές διεργασίες στο αυθεντικό μοντέλο ASM1. Οι διεργασίες που προσομοιώνονται στο μαθηματικό μοντέλο της παρούσας διπλωματικής είναι: η αερόβια ανάπτυξη ετεροτροφικών μικροοργανισμών, η ανοξική ανάπτυξη ετεροτροφικών με NO_2^- , η ανοξική ανάπτυξη ετεροτροφικών με NO_3^- , η αερόβια ανάπτυξη αυτοτροφικών AOB βακτηρίων, η αερόβια ανάπτυξη αυτοτροφικών NOB βακτηρίων, η αποσύνθεση της ετεροτροφικής βιομάζας, η αποσύνθεση των AOB βακτηρίων, η αποσύνθεση των NOB βακτηρίων, η αμμωνιοποίηση του διαλυμένου οργανικού αζώτου, η υδρόλυση παγιδευμένων οργανικών και η υδρόλυση του παγιδευμένου οργανικού αζώτου. Προς διευκόλυνση της προσομοίωσης, η εύκολα βιοδιασπάσιμη ύλη θεωρείται ως η μόνη τροφή για την ανάπτυξη της ετεροτροφικής βιομάζας. Οι παραπάνω βιολογικές διεργασίες αναλύονται μαζί με τις κινητικές ανάπτυξής τους παρακάτω.

Αερόβια ανάπτυξη ετεροτροφικών

Η αερόβια ανάπτυξη ετεροτροφικών αποτελεί την 1^η γραμμή του στοιχειομετρικού πίνακα των διεργασιών. Τα λύματα καθώς εισέρχονται στον βιολογικό αντιδραστήρα έρχονται σε επαφή με την ετεροτροφική βιομάζα που βρίσκεται με τη μορφή αιωρούμενων στερεών. Σε πρώτη φάση παρατηρείται ταχεία απομάκρυνση αιωρούμενων και κολλοειδών οργανικών μέσω της συσσωμάτωσης τους στη βιοκροκίδα. Στη συνέχεια η ταχύτητα αυτή μειώνεται εξαιτίας των αργών ρυθμών διάσπασης της σωματιδιακής οργανικής ύλης.

Η μελέτη της γραμμής 1 του πίνακα 3.2 που παρατίθεται στη σελίδα 79, δείχνει ότι η ανάπτυξη της των ετεροτροφικών μικροοργανισμών γίνεται σε βάρος της διαλυμένης τροφής δηλαδή του ευκολοδιασπάσιμου COD (S_s). Χρησιμοποιώντας διαλυμένο οξυγόνο, το οποίο τροφοδοτείται στο σύστημα μέσω συστήματος αερισμού, οι ετεροτροφικοί μικροοργανισμοί διασπούν την οργανική ύλη (τροφή), παράγουν ενέργεια την οποία χρησιμοποιούν για την παραγωγή νέου κυτταρικού υλικού. Η αερόβια ανάπτυξη ετεροτροφικών επηρεάζεται σημαντικά από τη συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου που υπάρχει στο σύστημα, τη συγκέντρωση της διαθέσιμης τροφής, και τη συγκέντρωση της ήδη υπάρχουσας ετεροτροφικής βιομάζας. Επιπλέον, για την ανάπτυξη νέας κυτταρικής μάζας χρησιμοποιείται και ένα μέρος αμμωνιακού αζώτου το οποίο απομακρύνεται από το διάλυμα των λυμάτων και ενσωματώνεται στο κύτταρο.

Η απομάκρυνση της εύκολα βιοδιασπάσιμης τροφής θεωρείται ότι είναι ανάλογη της ανάπτυξης ενώ καμία πρόβλεψη δεν γίνεται για την αποθήκευση της διαλυμένης τροφής επειδή το φαινόμενο αυτό αναφέρεται σε μόνο λίγες τροφές όπως οι διαλυμένοι μονοσακχαρίτες. Είναι γενικά γνωστό πως τροφές μπορούν να απομακρυνθούν από τον αντιδραστήρα χωρίς να παίζουν κάποιο ρόλο στην ανάπτυξη της βιομάζας. Αυτό λαμβάνεται υπόψη μέσω του εγκλωβισμού της αργά βιοδιασπάσιμης τροφής στη βιοκροκίδα.

Οι κινητικές της αερόβιας ανάπτυξης της ετεροτροφικής βιομάζας θεωρείται πως υπόκεινται σε διπλό περιορισμό θρεπτικών, με τις συγκεντρώσεις τόσο της εύκολα βιοδιασπάσιμης οργανικής ύλης όσο και του διαλυμένου οξυγόνου να καθορίζουν την ταχύτητα της διεργασίας. Η επίδραση του κάθε συστατικού προσομοιώνεται μέσω μιας συνάρτησης κορεσμού τύπου Monod. Η μαθηματική σχέση που εκφράζει το ρυθμό της διεργασίας αναφέρεται στον στοιχειομετρικό πίνακα ως ρ₁, είναι η παρακάτω:

$$\rho_1 = \mu_H \cdot \frac{S_s}{K_s + S_s} \cdot \frac{S_o}{K_{OH} + S_o} \cdot X_{BH} \quad (3.1)$$

Χαρακτηριστική είναι η χρήση των «διακοπών» για την τροφή και το οξυγόνο. Η χρήση διακοπών δεν είναι ιδεατή για την προσομοίωση της απομάκρυνσης της τροφής κάτω από δυναμικές συνθήκες, παρόλα αυτά αφενός τα σφάλματα από την εφαρμογή τους

είναι μικρά, αφετέρου προστατεύει το μαθηματικό μοντέλο από την εμφάνιση απροσδιόριστων μαθηματικά μορφών, κατά τη διάρκεια του υπολογισμού της μεταβολής των συγκεντρώσεων των μεταβλητών. Για παράδειγμα για μικρές τιμές της συγκέντρωσης του διαλυμένου οξυγόνου S_o (ανοξικές συνθήκες) ο διακόπτης σχεδόν μηδενίζεται με αποτέλεσμα την πολύ μικρή ανάπτυξη των ετεροτροφικών. Επίσης, όσο λιγότερη διαθέσιμη τροφή (S_s) υπάρχει, τόσο περισσότερο τείνει προς το μηδέν ο όρος που περιέχει τον διακόπτη της τροφής.

Ανοξική ανάπτυξη ετεροτροφικών με νιτρώδη (NO_2^-)

Η δεύτερη γραμμή του πίνακα 3.2 αντιπροσωπεύει την ανοξική ανάπτυξη της ετεροτροφικής βιομάζας με χρήση νιτρωδών σαν δέκτη ηλεκτρονίων. Η διεργασία αυτή δεν υπήρχε στο αυθεντικό μοντέλο ASM1 της IAWQ αλλά προστέθηκε για τις ανάγκες προσομοίωσης του φαινομένου της απονιτρωδοποίησης που λαμβάνει χώρα κάτω από ανοξικές συνθήκες. Παρόμοια με την αερόβια ανάπτυξη, αυτή γίνεται με χρήση της εύκολα βιοδιασπάσιμης τροφής και συντελεί στην παραγωγή ετεροτροφικής βιομάζας. Προϋπόθεση για την ανοξική ανάπτυξη των ετεροτροφικών με NO_2^- είναι η απουσία οξυγόνου στο σύστημα και για το λόγο αυτό η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου πρέπει να είναι μικρότερη από 0.5 mg/l.

Η μέγιστη ταχύτητα απομάκρυνσης της τροφής κάτω από ανοξικές συνθήκες είναι συχνά μικρότερη από την αντίστοιχη σε αερόβιες συνθήκες. Αυτό μπορεί να συμβεί είτε επειδή το μ_H είναι μικρότερο κάτω από ανοξικές συνθήκες είτε επειδή μόνο ένα μέρος της ετεροτροφικής βιομάζας είναι ικανό να λειτουργήσει με τα νιτρώδη ως δέκτη ηλεκτρονίων. Είναι γενικά αδύνατο να διαφοροποιήσει κανείς ή να διακρίνει τη μία από τις δύο αυτές περιπτώσεις και για το λόγο αυτό για τις ανάγκες της προσομοίωσης, η πιο εύκολη οδός για την κάλυψη αυτής της ιδιαιτερότητας, είναι η προσθήκη ενός εμπειρικού μειωτικού συντελεστή ng_1 , όπου $ng_1 < 1$. Χαρακτηριστικοί είναι και πάλι οι «διακόπτες» των ανοξικών συνθηκών που χρησιμοποιούνται στην παρακάτω σχέση:

$$\rho_2 = \mu_H \cdot \frac{S_s}{K_s + S_s} \cdot \frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_o} \cdot \frac{S_{NO_2}}{K_{NO_2} + S_{NO_2}} \cdot \frac{S_{NO_2}}{S_{NO_2} + S_{NO_3}} \cdot X_{BH} \cdot ng_1 \quad (3.2)$$

Στην παραπάνω σχέση παρατηρείται ο διακόπτης της συγκέντρωσης των νιτρωδών που δείχνει ότι στην περίπτωση έλλειψης νιτρωδών από το σύστημα δε μπορεί να προχωρήσει η ανάπτυξη της ετεροτροφικής βιομάζας με χρήση νιτρωδών ως δέκτη ηλεκτρονίων. Το τελευταίο κλάσμα της παραπάνω εξίσωσης προστέθηκε για να δείξει την επίδραση που έχει η συγκέντρωση της οξειδωμένης μορφής αζώτου που είναι απαραίτητη για τη διεργασία (εδώ NO_2^-), σε σχέση με το σύνολο των οξειδωμένων μορφών αζώτου. Με άλλα λόγια, αν στην παραπάνω σχέση η συγκέντρωση των νιτρωδών είναι μικρή σε σχέση με το σύνολο των οξειδωμένων ενώσεων, δηλαδή το άθροισμα νιτρωδών και νιτρικών, μπορεί

να ευνοηθεί η ανάπτυξη των ετεροτροφικών μικροοργανισμών που χρησιμοποιούν νιτρικά για την ανάπτυξή τους.

Ανοξική ανάπτυξη ετεροτροφικών με νιτρικά (NO₃)

Η τρίτη γραμμή του πίνακα 3.2 αντιπροσωπεύει την ανοξική ανάπτυξη της ετεροτροφικής βιομάζας με χρήση νιτρικών σαν δέκτη ηλεκτρονίων. Η διεργασία αυτή υπήρχε στο αυθεντικό μοντέλο ASM1, και ήταν η μοναδική διεργασία για την περιγραφή της διαδικασίας της απονιτροποίησης. Όπως και στην περίπτωση της ανοξικής ανάπτυξης ετεροτροφικής βιομάζας με χρήση νιτρικών, απαραίτητη προϋπόθεση για την απομάκρυνση των νιτρικών και την ανάπτυξη των ετεροτροφικών βακτηρίων, είναι η απουσία οξυγόνου καθώς σε αυτή την περίπτωση θα χρησιμοποιούνταν το οξυγόνο ως δέκτης ηλεκτρονίων και όχι τα νιτρικά. Χαρακτηριστικοί είναι και πάλι οι διακόπτες των ανοξικών συνθηκών που χρησιμοποιούνται στην κινητική ανάπτυξης της βιομάζας. Η εξίσωση είναι η εξής:

$$\rho_3 = \mu_H \cdot \frac{S_s}{K_s + S_s} \cdot \frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_o} \cdot \frac{S_{NO3}}{S_{NO2} + S_{NO3}} \cdot X_{BH} \cdot \eta_{g_2} \quad (3.3)$$

Αντίστοιχα με την περίπτωση της ανοξικής ανάπτυξης ετεροτροφικής βιομάζας με νιτρώδη, εισάγεται ένας συντελεστής η_{g_2} , για τους ίδιους λόγους που αναλύθηκαν και παραπάνω, καθώς και το κλάσμα που αναφέρεται στη συγκέντρωση των νιτρικών σε σχέση με το σύνολο των οξειδωμένων ενώσεων και πως αυτό μπορεί να επηρεάσει την ανάπτυξη της ετεροτροφικής βιομάζας.

Αερόβια ανάπτυξη αυτοτροφικών AOB βακτηρίων

Η αερόβια ανάπτυξη αυτοτροφικών AOB βακτηρίων, αναφέρεται στην ανάπτυξη των βακτηρίων που οξειδώνουν το αμμωνιακό άζωτο υπό αερόβιες συνθήκες, με οξυγόνο ως τελικό δέκτη ηλεκτρονίων. Η διεργασία αυτή αναπαρίσταται στην τέταρτη γραμμή του πίνακα 3.2. Το διαλυμένο αμμωνιακό άζωτο χρησιμοποιείται ως πηγή ενέργειας για την ανάπτυξη των βακτηρίων που λαμβάνουν μέρος στο 1^ο στάδιο της διαδικασίας της νιτροποίησης. Στο αυθεντικό μοντέλο, η διαδικασία αερόβιας ανάπτυξης της αυτοτροφικής βιομάζας αναφερόταν στην ανάπτυξη συνολικά της αυτοτροφικής βιομάζας και περιείχε όλους τους μικροοργανισμούς που συντελούν στην πραγματοποίηση της νιτροποίησης. Για τις ανάγκες της παρούσας διπλωματικής, όπως έχει ειπωθεί και προηγούμενα, η αυτοτροφική βιομάζα χωρίστηκε σε δύο οικογένειες ώστε να καταστεί δυνατόν να περιγραφούν και τα δύο στάδια της νιτροποίησης.

Η ποσότητα οξυγόνου που απαιτείται συνολικά για τη νιτροποίηση 1 gNH₃-N είναι 4.47 g O₂. Αυτό το ποσό αναφέρεται στην μετατροπή 1 gNH₃-N σε νιτρικά (NO₃⁻). Όμως η μετατροπή του αμμωνιακού αζώτου σε νιτρικά περνά και από ένα ενδιάμεσο στάδιο, αυτό της οξείδωσης του αμμωνιακού αζώτου σε νιτρώδη, τα οποία με τη σειρά τους μετατρέπονται τελικά σε νιτρικά. Η διαδικασία μετατροπής των νιτρωδών σε νιτρικά, είναι επίσης μια αερόβια διαδικασία που καταναλώνει και αυτή οξυγόνο. Επομένως, για την οξείδωση του αμμωνιακού αζώτου και τη μετατροπή του σε νιτρώδη, απαιτούνται 3.43 g O₂ για κάθε 1 g που νιτροποιείται, ενώ το οξυγόνο που απαιτείται για την οξείδωση των νιτρωδών και τη μετατροπή τους σε νιτρικά, που αποτελεί και το τελικό στάδιο της νιτροποίησης, είναι 1.14 g O₂ ή αλλιώς το υπόλοιπο από το ποσό 4.47 g O₂ που είναι απαραίτητα για τη συνολική νιτροποίηση 1 g αμμωνιακού αζώτου (NH₃-N).

Η μαθηματική σχέση που εκφράζει το ρυθμό της διεργασίας ρ₄ είναι η παρακάτω:

$$\rho_4 = \mu_{AOB} \cdot \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \cdot \frac{S_o}{K_{OA1} + S_o} \cdot \frac{K_{i,NH3,AOB}}{K_{i,NH3,AOB} + S_{NH3}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK,AOB} + S_{ALK}} \cdot X_{AOB} \quad (3.4)$$

Στην παραπάνω εξίσωση παρατηρείται ότι χρησιμοποιείται διπλή συνάρτηση κορεσμού για να εκφραστεί η εξάρτηση του ειδικού ρυθμού ανάπτυξης των AOB βακτηρίων, από τις συγκεντρώσεις τόσο του διαλυμένου αμμωνιακού αζώτου, όσο και του διαλυμένου οξυγόνου με το τελευταίο να λειτουργεί σα «διακόπτης». Επιπλέον, χρησιμοποιείται ένας διακόπτης ώστε να ληφθεί υπόψη το ότι η συγκέντρωση της ελεύθερης αμμωνίας επηρεάζει την ανάπτυξη των AOB βακτηρίων, και πάνω από μία τιμή, αναχαιτίζεται εντελώς ολόκληρη η διαδικασία της νιτροποίησης. Τέλος, έχει προστεθεί και μία συνάρτηση κορεσμού που σχετίζεται με τη διαθέσιμη αλκαλικότητα των λυμάτων, με σκοπό την προσομοίωση του φαινομένου ότι όταν τα λύματα δε διαθέτουν την απαραίτητη αλκαλικότητα, η τιμή του pH πέφτει αρκετά και διακόπτεται η ανάπτυξη των αυτοτροφικών βακτηρίων.

Αερόβια ανάπτυξη αυτοτροφικών NOB βακτηρίων

Η αερόβια ανάπτυξη των NOB βακτηρίων αναφέρεται στην ανάπτυξη των μικροοργανισμών εκείνων που λαμβάνουν μέρος στο 2^ο στάδιο της νιτροποίησης. Το στάδιο αυτό αναφέρεται στην οξείδωση των νιτρωδών υπό αερόβιες συνθήκες και την οξείδωση τους σε νιτρικά. Η διεργασία αυτή αναπαρίσταται στην πέμπτη γραμμή του πίνακα 3.2 και δεν συμπεριλαμβάνεται στην αρχική μορφή του μαθηματικού ομοιώματος

ASM1. Αντίθετα έχει δημιουργηθεί για τη επίτευξη όσο το δυνατόν καλύτερης περιγραφής του φαινομένου της μερικής νιτροποίησης.

Η εξίσωση της κινητικής ανάπτυξης της αερόβιας ανάπτυξης της αυτοτροφικής βιομάζας των NOB βακτηρίων, είναι η εξής:

$$\rho_5 = \mu_{NOB} \cdot \frac{S_{NO2}}{K_{NOB} + S_{NO2}} \cdot \frac{S_o}{K_{O_2} + S_o} \cdot \frac{K_{i,NH_3,AOB}}{K_{i,NH_3,AOB} + S_{NH_3}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK,AOB} + S_{ALK}} \cdot X_{NOB} \quad (3.5)$$

Και σε αυτή την εξίσωση παρατηρείται η χρησιμοποίηση διπλής συνάρτησης κορεσμού για να εκφραστεί η εξάρτηση της ανάπτυξης της βιομάζας από τη συγκέντρωση των νιτωδών αλλά και της συγκέντρωσης του διαλυμένου οξυγόνου. Επίσης παρατηρούνται οι ίδιοι όροι με την εξίσωση 3.4, που εκφράζουν αφενός την εξάρτηση του ρυθμού ανάπτυξης από τη συγκέντρωση της ελεύθερης αμμωνίας που υπάρχει στο σύστημα, και αφετέρου την εξάρτηση του ρυθμού ανάπτυξης από τη διαθέσιμη αλκαλικότητα. Η συγκέντρωση της ελεύθερης αμμωνίας είναι συνάρτηση της συγκέντρωσης του αμμωνιακού αζώτου, της θερμοκρασίας και της τιμής του pH. Στη διεργασία αυτή χρησιμοποιείται η συγκέντρωση της ελεύθερης αμμωνίας ώστε να γίνει δυνατή η προσομοίωση της αναχαίτισης των NOB βακτηρίων, με σκοπό να στεφθεί με επιτυχία η διαδικασία της μερικής νιτροποίησης. Στην προσομοίωση που επιχειρείται στην παρούσα διπλωματική, η αναχαίτιση των NOB βακτηρίων επιτυγχάνεται μέσω υπομοντέλου που σχετίζεται με τη συγκέντρωση της ελεύθερης αμμωνίας. Η συγκέντρωση αυτή οδηγεί στο να ευνοείται η ανάπτυξη των AOB βακτηρίων που είναι πολύ πιο ανθεκτικά στην παρουσία ελεύθερης αμμωνίας στο σύστημα. Το ότι τα βακτήρια αυτά είναι πιο ανθεκτικά από τα NOB, δεν σημαίνει πως δεν προσβάλλονται από υψηλές τιμές συγκέντρωσης ελεύθερης αμμωνίας. Τα νιτροποιητικά βακτήρια γενικότερα είναι πολύ ευαίσθητα στην παρουσία τοξικών ουσιών και το αποτέλεσμα εκτεταμένης έκθεσής τους σε τέτοιες ουσίες, μπορεί να οδηγήσει σε πλήρη διακοπή της ανάπτυξης τους. Για το λόγο αυτό η τιμή του pH πρέπει να είναι τέτοια ώστε να αναχαιτίζεται η δράση των NOB βακτηρίων αλλά και εξασφαλίζεται και ότι δε θα προσληφθούν τα AOB βακτήρια.

Αποσύνθεση ετεροτροφικής βιομάζας

Η διεργασία της αποσύνθεσης των ετεροτροφικών μικροοργανισμών αναπαριστάται στην έκτη γραμμή του πίνακα 3.2. Η καθαρή παραγωγή ιλύος από την ανάπτυξη της ετεροτροφικής βιομάζας, μειώνεται όσο αυξάνεται ο χρόνος παραμονής στερεών στον βιολογικό αντιδραστήρα. Αυτό μπορεί να αποδοθεί σε διάφορους μηχανισμούς, όπως η λύση, και η ανάγκη για συντηρούμενη ενέργεια. Οι μηχανισμοί, όπως και αρκετοί άλλοι,

διαφοροποιούνται ανάλογα με τις επικρατούσες συνθήκες και μάλιστα σε ανοξικές συνθήκες οι ρυθμοί μειώνονται.

Η προσομοίωση αυτών των μηχανισμών μπορεί να πραγματοποιηθεί με πολλούς τρόπους, ωστόσο η πιο κοινή τεχνική είναι η ενσωμάτωση όλως των προαναφερθέντων μηχανισμών σε μία έκφραση φθοράς η οποία έχει σχέση ευθέως ανάλογη με τη συγκέντρωση της ετεροτροφικής βιομάζας. Η προσέγγιση αυτή δίνει ικανοποιητικά αποτελέσματα όσον αφορά στο φαινόμενο υπό αερόβιες συνθήκες, όμως υπό ανοξικές συνθήκες γεννιούνται πολλά ερωτηματικά σχετικά με το πόσο είναι ορθή η προσέγγιση αυτή. Επειδή όμως, για την πιο ορθή περιγραφή του φαινομένου, θα απαιτούνταν πολλές και πολύπλοκες εξισώσεις, η προσέγγιση η οποία υιοθετήθηκε για την προσομοίωση της αποσύνθεσης της ετεροτροφικής βιομάζας, βασίζεται στην έννοια του κύκλου "θάνατος-επαναδημιουργία".

Η μαθηματική έκφραση του ρυθμού της διεργασίας της φθοράς είναι:

$$\rho_6 = b_H \cdot X_{BH} \quad (3.6)$$

Από την παραπάνω εξίσωση, παρατηρείται ότι η έκφραση της ταχύτητας φθοράς είναι μία σχέση πρώτου βαθμού όσον αφορά στην συγκέντρωση της ετεροτροφικής βιομάζας. Ο συντελεστής αποσύνθεσης b_H , είναι εντελώς διαφορετικός από τον συνήθη συντελεστή αποσύνθεσης, τόσο ποσοτικά όσο και εννοιολογικά. Σύμφωνα λοιπόν με την προσέγγιση που ακολουθείται στο μοντέλο, η βιομάζα, μετά το θάνατό της, μετατρέπεται σε ένα συνδυασμό σωματιδιακών προϊόντων και σε αργά βιοδιασπάσιμη οργανική ύλη. Τέλος γίνεται η θεώρηση ότι δε συμβαίνει καμία απώλεια COD κατά τη διαδικασία, ούτε πως καταναλώνεται κάποιος δέκτης ηλεκτρονίων. Η αποσύνθεση της βιομάζας δηλαδή, δεν επηρεάζεται από τις συνθήκες, και ο ρυθμός με τον οποίο πραγματοποιείται η διεργασία, είναι σταθερός.

Αποσύνθεση αυτοτροφικών AOB βακτηρίων

Η αποσύνθεση των αυτοτροφικών AOB βακτηρίων δίνεται στην έβδομη γραμμή του πίνακα 3.2. Στα πλαίσια του διαχωρισμού της αυτοτροφικής βιομάζας, σε βακτήρια που οξειδώνουν το αμμωνιακό άζωτο, και σε βακτήρια που οξειδώνουν τα νιτρώδη, γίνεται ο ίδιος διαχωρισμός όσον αφορά στη διαδικασία της αποσύνθεσης των δύο ομάδων μικροοργανισμών. Η διεργασία της φθοράς γενικότερα για τους αυτοτροφικούς,

ακολουθεί τις ίδιες αρχές που αναφέρθηκαν παραπάνω για την φθορά των ετεροτροφικών. Το μόνο που αλλάζει είναι ο συντελεστής φθοράς b_{AOB} , που για κάθε οικογένεια βακτηρίων είναι διαφορετικός.

Η μαθηματική σχέση που εκφράζει το ρυθμό της διεργασίας της αποσύνθεσης των AOB βακτηρίων παρουσιάζεται παρακάτω:

$$\rho_7 = b_{AOB} \cdot X_{AOB} \quad (3.7)$$

Η παραπάνω σχέση όπως και πριν, είναι πρώτου βαθμού όσον αφορά στη συγκέντρωση της βιομάζας των βακτηρίων που οξειδώνουν το αμμωνιακό άζωτο.

Αποσύνθεση αυτοτροφικών NOB βακτηρίων

Η αποσύνθεση των αυτοτροφικών NOB βακτηρίων δίνεται στην όγδοη γραμμή του πίνακα 3.2. Ακολουθεί τις ίδιες αρχές όπως και στις περιπτώσεις της ετεροτροφικής και της αυτοτροφικής AOB βιομάζας, με μόνη διαφοροποίηση το συντελεστή φθοράς b_{NOB} , που είναι διαφορετικός καθώς αναφέρεται σε διαφορετική ομάδα βακτηρίων με διαφορετικά χαρακτηριστικά. Όπως και στις δύο προηγούμενες διεργασίες, η σχέση του ρυθμού φθοράς με την συγκέντρωση της βιομάζας των βακτηρίων που οξειδώνουν τα νιτρώδη υπό αερόβιες συνθήκες, είναι πρώτου βαθμού, η ταχύτητα της διεργασίας είναι σταθερή, και δεν εξαρτάται από τη συνθήκες που επικρατούν στον αντιδραστήρα .

Η μαθηματική σχέση που εκφράζει το ρυθμό της διεργασίας της αποσύνθεσης των NOB βακτηρίων είναι η εξής:

$$\rho_8 = b_{NOB} \cdot X_{NOB} \quad (3.8)$$

Αμμωνιοποίηση διαλυμένου οργανικού αζώτου

Η διεργασία της αμμωνιοποίησης του διαλυμένου οργανικού αζώτου αναπαρίσταται στην ένατη γραμμή του πίνακα 3.2. Κατά την αμμωνιοποίηση το διαλυτό οργανικό άζωτο των λυμάτων μετατρέπεται σε αμμωνιακό άζωτο. Το διαλυμένο οργανικό άζωτο εισάγεται στο σύστημα ενεργού ιλύος, κυρίως μέσω της αποσύνθεσης της ετεροτροφικής και αυτοτροφικής βιομάζας. Κατά το θάνατό τους οι μικροοργανισμοί μετατρέπονται σε αργά βιοδιασπάσιμη τροφή και τελικά εύκολα βιοδιασπάσιμη τροφή, και η μετατροπή αυτή συσχετίζεται με μία παράλληλη μετατροπή του οργανικού αζώτου σε αμμωνιακό άζωτο. Η

ταχύτητα αμμωνιοποίησης είναι ανάλογη της συγκέντρωσης του βιοδιασπάσιμου οργανικού αζώτου και της συγκέντρωσης της ετεροτροφικής βιομάζας.

Η μαθηματική σχέση που εκφράζει το ρυθμό της διεργασίας της αμμωνιοποίησης είναι:

$$\rho_9 = K_A \cdot S_{ND} \cdot X_{BH} \quad (3.9)$$

Πρόκειται για μία εμπειρική σχέση πρώτης τάξης, όμως έχει βρεθεί ότι είναι επαρκής για την προσομοίωση της διεργασίας της αμμωνιοποίησης. Ο συντελεστής K_A λέγεται συντελεστής αμμωνιοποίησης, έχει μονάδες $m^3/g/day$ και προσδιορίζεται με πειραματικές μεθόδους.

Υδρόλυση παγιδευμένων οργανικών

Όπως είναι γνωστό, για την ανάπτυξη της ετροτεροτροφικής βιομάζας τόσο σε αερόβιες όσο και σε ανοξικές συνθήκες απαιτείται η πρώτη ύλη που χρησιμοποιείται για την παραγωγή ενέργειας και τη σύνθεση νέου κυτταρικού υλικού, να είναι σε μορφή τέτοια που να της επιτρέπει να διαπερνά την κυτταρική μεμβράνη. Ουσίες μεγάλου μοριακού βάρους δε μπορούν να διαπεράσουν την κυτταρική μεμβράνη και ως εκ τούτου δε μπορούν να χρησιμοποιηθούν από τους μικροοργανισμούς. Προκειμένου να προσληφθούν και οι ουσίες αυτές, είναι απαραίτητο να διασπαστούν σε απλούστερες ενώσεις. Η διάσπαση επιτυγχάνεται με τη βοήθεια εξωκυτταρικών ενζύμων και είναι γνωστή ως υδρόλυση. Η διαδικασία της υδρόλυσης είναι πολύ σημαντική για τη ρεαλιστική προσομοίωση συστημάτων ενεργού ιλύος, αφού είναι κυρίως υπεύθυνη διεργασία για τη ρεαλιστική προσομοίωση της χρονικής και χωρικής εξάρτησης της κατανομής του αποδέκτη ηλεκτρονίων.

Ο ακριβής τρόπος με τον οποίο πραγματοποιείται η υδρόλυση δεν έχει διερευνηθεί πλήρως. Για το λόγο αυτό, μία σειρά από υποθέσεις είναι αναγκαίο να γίνουν ώστε το μοντέλο να δίνει ρεαλιστικές κατανομές του δέκτη ηλεκτρονίων. Η ταχύτητα της υδρόλυσης παρουσιάζει σημαντικές διαφορές ανάλογα με τη φύση και το μέγεθος του προς διάσπαση οργανικού υλικού. Έτσι τα διαλυμένα οργανικά καθώς και τμήμα των σωματιδιακών υδρολύονται γρήγορα, σε αντίθεση με την υπόλοιπη σωματιδιακή ύλη στην οποία φαίνεται ότι το φαινόμενο εξελίσσεται πιο αργά. Επιπλέον, η ταχύτητα της διεργασίας μεγαλώνει και τείνει σε μία σταθερή μέγιστη τιμή, όσο ο λόγος του προσροφόμενου υλικού προσφέρουσα βιομάζα αυξάνεται.

Στο μαθηματικό ομοίωμα που κατασκευάστηκε για τις ανάγκες της παρούσας διπλωματικής εργασίας, έγινε ο διαχωρισμός της οργανικής ύλης σε εύκολα

βιοδιασπάσιμη S_s και σε αργά βιοδιασπάσιμη X_s . Όσον αφορά στην υδρόλυση έγινε η παραδοχή ότι όλο το αργό βιοδιασπάσιμο κλάσμα της οργανικής ύλης είναι αυτό που υδρολύεται. Το αποτέλεσμα της υδρόλυσης είναι η μετατροπή ολόκληρης της αργά βιοδιασπάσιμης οργανικής ύλης σε εύκολα βιοδιασπάσιμη ύλη. Η οργανική αυτή ύλη, είναι μικρού μοριακού βάρους, μπορεί να εισέλθει προσπερνώντας την κυτταρική μεμβράνη, μέσα στο κύτταρο, και να χρησιμοποιηθεί για τις διεργασίες της παραγωγής ενέργειας και της σύνθεσης.

Η διεργασία της υδρόλυσης των παγιδευμένων οργανικών αναπαρίσταται στην δέκατη γραμμή του πίνακα 3.2 και η μαθηματική σχέση που εκφράζει το ρυθμό της διεργασίας είναι:

$$\rho_{10} = K_H \cdot \frac{X_s/X_{BH}}{K_x + X_s/X_{BH}} \cdot \left[\frac{S_o}{K_{OH} + S_o} + n_H \cdot \frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_o} \cdot \frac{S_{NO2} + S_{NO3}}{K_{NO} + S_{NO2} + S_{NO3}} X_{BH} \right] \quad (3.10)$$

Από την παραπάνω εξίσωση παρατηρείται ότι ο ρυθμός της υδρόλυσης εξαρτάται από τη συγκέντρωση της ετεροτροφικής βιομάζας. Ο συντελεστής n_H είναι ένας διορθωτικός παράγοντας ο οποίος προσαρμόζει το μοντέλο βάσει της παρατήρησης ότι η υδρόλυση της αργά βιοδιασπάσιμης οργανικής ύλης πραγματοποιείται πιο αργά κάτω από ανοξικές συνθήκες από ότι κάτω από αερόβιες συνθήκες. Ο συντελεστής K_H είναι ο μέγιστος ειδικός ρυθμός υδρόλυσης και το K_s ο συντελεστής κορεσμού για την υδρόλυση της αργά βιοδιασπάσιμης οργανικής ύλης. Στην παρούσα προσομοίωση έχει προστεθεί και άλλος ένας όρος για να δείξει την εξάρτηση της υδρόλυσης από την συγκέντρωση των νιτρικών και νιτρωδών μέσα στο σύστημα υπό ανοξικές συνθήκες.

Υδρόλυση παγιδευμένου οργανικού αζώτου

Η διεργασία της υδρόλυσης του σωματιδιακού οργανικού αζώτου δίνεται στην ενδέκατη και τελευταία γραμμή του πίνακα 3.2. Σε αναλογία με την υδρόλυση της σωματιδιακής οργανικής ύλης γίνεται δεκτό ότι ο ρυθμός της υδρόλυσης του παγιδευμένου οργανικού αζώτου εξαρτάται βασικά από τη συγκέντρωση της ετεροτροφικής βιομάζας. Γίνεται η υπόθεση ότι το οργανικό άζωτο διανέμεται ομοιόμορφα σε όλη την αργά βιοδιασπάσιμη τροφή και έτσι ο ρυθμός υδρόλυσης του προσροφημένου οργανικού αζώτου είναι ανάλογος του ρυθμού υδρόλυσης της αργά βιοδιασπάσιμης τροφής.

Η μαθηματική σχέση που εκφράζει το ρυθμό της διεργασίας της υδρόλυσης του σωματιδιακού οργανικού αζώτου είναι:

$$\rho_{11} = \rho_{10} \cdot (X_{ND}/X_s) \quad (3.11)$$

Στη συνέχεια παρατίθεται ο στοιχειομετρικός πίνακας του μοντέλου (πίνακας 3.2) που περιγράφει συνοπτικά όλες τις βιολογικές διεργασίες του συστήματος. Υπενθυμίζεται ότι ο στοιχειομετρικός πίνακας έχει επεξεργαστεί ώστε να γίνει δυνατή η περιγραφή του φαινομένου της μερικής νιτροποίησης ή αλλιώς νιτρωδοποίησης και της διαδικασίας της απονιτρωδοποίησης. Επίσης στον πίνακα 3.3 παρουσιάζονται όλες οι σχέσεις των ρυθμών των διεργασιών που περιγράφηκαν και παραπάνω.

Πίνακας 3.2 Στοιχειομετρικός πίνακας μοντέλου

ΔΙΕΡΓΑΣΙΑ	ΠΑΡΑΜΕΤΡΟΙ ΜΟΝΤΕΛΟΥ															Ρυθμός διεργασιών
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	$\rho_i (\text{ML}^{-3}\text{T}^{-1})$
	S_i	S_s	X_i	X_s	X_{BH}	X_{AOB}	X_{NOB}	X_p	S_o	S_{NO2}	S_{NO3}	S_{NH}	S_{ND}	X_{ND}	S_{ALK}	
1. Αερόβια ανάπτυξη ετεροτροφικών		$-\frac{1}{Y_{HAER}}$			1			$-\frac{1-Y_{HAER}}{Y_{HAER}}$				$-i_{XB}$			$-\frac{i_{XB}}{14}$	$\mu_H \left[\frac{S_s}{K_s+S_s} \right] \left[\frac{S_o}{K_{OH}+S_o} \right] X_{BH}$
2i. Ανοξική ανάπτυξη ετεροτροφικών με NO ₂		$-\frac{1}{Y_{HANOX}}$			1				$-\frac{1-Y_{HANOX}}{1.72 Y_{HANOX}}$			$-i_{XB}$			$\frac{1-Y_{HANOX}}{24.08 Y_{HANOX}} - \frac{i_{XB}}{14}$	$\mu_H \left[\frac{S_s}{K_s+S_s} \right] \left[\frac{K_{OH}}{K_{OH}+S_o} \right] \left[\frac{S_{NO2}}{K_{NO2}+S_{NO2}} \right] \left[\frac{S_{NO2}}{S_{NO3}+S_{NO2}} \right] X_{BH} n_{E1}$
2ii. Ανοξική ανάπτυξη ετεροτροφικών με NO ₃		$-\frac{1}{Y_{HANOX}}$			1				$\frac{1-Y_{HANOX}}{1.14 Y_{HANOX}}$	$-\frac{1-Y_{HANOX}}{1.14 Y_{HANOX}}$		$-i_{XB}$			$-\frac{i_{XB}}{14}$	$\mu_H \left[\frac{S_s}{K_s+S_s} \right] \left[\frac{K_{OH}}{K_{OH}+S_o} \right] \left[\frac{S_{NO3}}{K_{NO3}+S_{NO3}} \right] \left[\frac{S_{NO3}}{S_{NO3}+S_{NO2}} \right] X_{BH} n_{E2}$
3i. Αερόβια ανάπτυξη αυτοτροφικών AOB						1		$-\frac{3.43-Y_{AOB}}{Y_{AOB}}$	$\frac{1}{Y_{AOB}}$			$-i_{XB} - \frac{1}{Y_{AOB}}$			$-\frac{1}{7 Y_{AOB}} - \frac{i_{XB}}{14}$	$\mu_{AOB} \left[\frac{S_{NH}}{K_{NH}+S_{NH}} \right] \left[\frac{S_o}{K_{OA1}+S_o} \right] \left[\frac{K_{LNH3.AOB}}{K_{LNH3.AOB}+S_{NH3}} \right] \left[\frac{S_{ALK}}{K_{ALK.AOB}+S_{ALK}} \right] X_{AOB}$
3ii. Αερόβια ανάπτυξη αυτοτροφικών NOB							1	$-\frac{1.14-Y_{NOB}}{Y_{NOB}}$	$-\frac{1}{Y_{NOB}}$	$\frac{1}{Y_{NOB}}$					$-\frac{i_{XB}}{14}$	$\mu_{NOB} \left[\frac{S_{NO2}}{K_{NOB}+S_{NO2}} \right] \left[\frac{S_o}{K_{OA2}+S_o} \right] \left[\frac{K_{LNH3.NOB}}{K_{LNH3.NOB}+S_{NH3}} \right] \left[\frac{S_{ALK}}{K_{ALK.NOB}+S_{ALK}} \right] X_{NOB}$
4. Αποσύνθεση ετεροτροφικών				1-fp	-1									$i_{XB} \cdot fp \cdot i_{XP}$		$b_H X_{BH}$
5i. Αποσύνθεση αυτοτροφικών AOB				1-fp		-1								$i_{XB} \cdot fp \cdot i_{XP}$		$b_{AOB} X_{AOB}$
5ii. Αποσύνθεση αυτοτροφικών NOB				1-fp			-1							$i_{XB} \cdot fp \cdot i_{XP}$		$b_{NOB} X_{NOB}$
6. Αμμωνιοποίηση διαλυμένου οργανικού αζώτου												1	-1		$\frac{1}{14}$	$K_A S_{ND} X_{BH}$
7. Υδρόλυση παγιδευμένων οργανικών		1		-1												$K_H \frac{X_s/X_{BH}}{K_X+(X_s/X_{BH})} \left[\frac{S_o}{K_{OH}+S_o} + n_H \frac{K_{OH}}{K_{OH}+S_o} \frac{(S_{NO2}+S_{NO3})}{K_{NO}+(S_{NO2}+S_{NO3})} \right] X_{BH}$
8. Υδρόλυση παγιδευμένου οργανικού αζώτου													1	-1		$\rho_{10} (X_{nd}/X_s)$
Παρατηρούμενος ρυθμός αντίδρασης	$r_i = \sum V_{ij} p_j$															

Πίνακας 3.3 Μαθηματική έκφραση των ρυθμών των διεργασιών

Ρυθμός	Διεργασία	Μαθηματική Σχέση
ρ_1	1. Αερόβια ανάπτυξη ετεροτροφικών	$\mu_H \left[\frac{S_s}{K_s + S_s} \right] \left[\frac{S_o}{K_{OH} + S_o} \right] X_{BH}$
ρ_2	2i. Ανοξική ανάπτυξη ετεροτροφικών με NO_2	$\mu_H \left[\frac{S_s}{K_s + S_s} \right] \left[\frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_o} \right] \left[\frac{S_{NO2}}{K_{NO2} + S_{NO2}} \right] \left[\frac{S_{NO2}}{S_{NO3} + S_{NO2}} \right] X_{BH} n_{g1}$
ρ_3	2ii. Ανοξική ανάπτυξη ετεροτροφικών με NO_3	$\mu_H \left[\frac{S_s}{K_s + S_s} \right] \left[\frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_o} \right] \left[\frac{S_{NO3}}{K_{NO3} + S_{NO3}} \right] \left[\frac{S_{NO3}}{S_{NO3} + S_{NO2}} \right] X_{BH} n_{g2}$
ρ_4	3i. Αερόβια ανάπτυξη αυτοτροφικών AOB	$\mu_{AOB} \left[\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right] \left[\frac{S_o}{K_{OA1} + S_o} \right] \left[\frac{K_{LNH3.AOB}}{K_{LNH3.AOB} + S_{NH3}} \right] \left[\frac{S_{ALK}}{K_{ALK.AOB} + S_{ALK}} \right] X_{AOB}$
ρ_5	3ii. Αερόβια ανάπτυξη αυτοτροφικών NOB	$\mu_{NOB} \left[\frac{S_{NO2}}{K_{NOB} + S_{NO2}} \right] \left[\frac{S_o}{K_{OA2} + S_o} \right] \left[\frac{K_{LNH3.NOB}}{K_{LNH3.NOB} + S_{NH3}} \right] \left[\frac{S_{ALK}}{K_{ALK.NOB} + S_{ALK}} \right] X_{NOB}$
ρ_6	4. Αποσύνθεση ετεροτροφικών	$b_H X_{BH}$
ρ_7	5i. Αποσύνθεση αυτοτροφικών AOB	$b_{AOB} X_{AOB}$
ρ_8	5ii. Αποσύνθεση αυτοτροφικών NOB	$b_{NOB} X_{NOB}$
ρ_9	6. Αμμωνιοποίηση διαλυμένου οργανικού αζώτου	$K_A S_{ND} X_{BH}$
ρ_{10}	7. Υδρόλυση παγιδευμένων οργανικών	$K_H \frac{X_s / X_{BH}}{K_X + (X_s / X_{BH})} \left[\frac{S_o}{K_{OH} + S_o} + n_H \frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_o} \frac{(S_{NO2} + S_{NO3})}{K_{NO} + (S_{NO2} + S_{NO3})} \right] X_{BH}$
ρ_{11}	8. Υδρόλυση παγιδευμένου οργανικού αζώτου	$\rho_{10} (X_{nd} / X_s)$

3.4 Στοιχειομετρικές παράμετροι του ομοιώματος

Στην ενότητα αυτή θα περιγραφούν με συντομία οι στοιχειομετρικές παράμετροι που υπεισέρχονται στο μοντέλο κι έπειτα θα παρουσιαστούν οι τιμές που χρησιμοποιήθηκαν κατά την εφαρμογή του μοντέλου. Οι τιμές αυτές είναι ένας συνδυασμός βιβλιογραφικών αλλά και πειραματικών δεδομένων.

Ο συντελεστής της ετεροτροφικής βιομάζας Y_H εκφράζεται ως ο λόγος της μάζας της ετεροτροφικής βιομάζας που αναπτύσσεται, προς τη μάζα της τροφής που καταναλώνεται. Η ανάπτυξη δηλαδή της ετεροτροφικής βιομάζας, είναι ανάλογη της διάσπασης της τροφής. Ο συντελεστής απόδοσης της ετεροτροφικής βιομάζας όπως είναι αλλιώς γνωστός, εξαρτάται τόσο από τη φύση της τροφής, όσο και από τον αριθμό των μικροοργανισμών που καταναλώνουν την εύκολα βιοδιασπάσιμη τροφή. Παίρνει τιμές από 0-1, καθώς αποτελεί επί της ουσίας το ποσοστό της τροφής που μετατρέπεται σε βιομάζα. Για αερόβιες συνθήκες χρησιμοποιείται ο συντελεστής $Y_{H,AER}$, ενώ για ανοξικές συνθήκες, στην προσομοίωση χρησιμοποιείται ο συντελεστής $Y_{H,ANOX}$.

Ο συντελεστής της αυτοτροφικής βιομάζας που οξειδώνει το αμμωνιακό άζωτο Y_{AOB} είναι η παράμετρος που αναφέρεται στην ανάπτυξη των βακτηρίων της οικογένειας *Nitrosomonas* sp και είναι αντίστοιχος του συντελεστή ετεροτροφικής βιομάζας. Η τιμή που λαμβάνει προσδιορίζεται συνήθως από πειραματικά δεδομένα, καθώς οι βιβλιογραφικές αναφορές είναι περιορισμένες.

Ο συντελεστής της αυτοτροφικής βιομάζας που οξειδώνει τα νιτρώδη Y_{NOB} είναι η παράμετρος που αναφέρεται στην ανάπτυξη των βακτηρίων της οικογένειας *Nitrobacter* sp, και είναι αντίστοιχος του συντελεστή Y_{NOB} . Αξίζει να σημειωθεί ότι στο αυθεντικό μοντέλο ASM1, ο συντελεστής αυτοτροφικής βιομάζας ήταν μία συνδυασμένη παράμετρος για την ανάπτυξη και των δύο οικογενειών βακτηρίων που αναφέρθηκαν παραπάνω, και η αυτοτροφική βιομάζα δε χωριζόταν.

Το ixb συμβολίζει το ποσοστό αζώτου που περιέχεται στη βιομάζα και η τυπική τιμή που παίρνει προκύπτει από την τυπική σύσταση ενός κυττάρου $C_5H_2O_2N$. Το ixp αναφέρεται στη μάζα αζώτου ανά μονάδα COD στα αδρανή σωματιδιακά προϊόντα, και για το λόγο αυτό παίρνει μικρότερη τιμή.

Ο συντελεστής fp αντιπροσωπεύει το ποσοστό της βιομάζας που μετατρέπεται σε αδρανή σωματιδιακά προϊόντα λόγω της διαδικασίας της αποσύνθεσης. Από την αποσύνθεση προκύπτει και ένα κομμάτι αργά βιοδιασπάσιμης οργανικής ύλης το οποίο υδρολύεται και μετατρέπεται σε εύκολα βιοδιασπάσιμη τροφή. Για το συγκεκριμένο μοντέλο που έχει θεωρηθεί ότι η αποσύνθεση επιφέρει επανακυκλοφορία της τροφής, το fp έχει μία τιμή 0.08 g COD.

Το K_s είναι ένας συντελεστής που λειτουργεί σαν διακόπτης μεταξύ της $1^{η}$ και της μηδενικής κινητικής για την ανάπτυξη της ετεροτροφικής βιομάζας και της κατανάλωσης τροφής.

Ο συντελεστής μ_H είναι η μέγιστη ειδική ταχύτητα ανάπτυξης της ετεροτροφικής βιομάζας. Βασικός σκοπός της εισαγωγής της παραμέτρου αυτής είναι η πρόβλεψη του μέγιστου ρυθμού κατανάλωσης οξυγόνου και επομένως η τιμή της, θα πρέπει να βασιστεί πρωτίτως στις αντίστοιχες πειραματικές μετρήσεις και έπειτα στην ανάπτυξη της βιομάζας και την απομάκρυνση της τροφής.

Οι συντελεστές μ_{AOB} και μ_{NOB} είναι η μέγιστη ειδική ταχύτητα ανάπτυξης των AOB και NOB βακτηρίων αντίστοιχα. Βάσει των τιμών των πιο πάνω παραμέτρων, καθορίζεται ο ελάχιστος χρόνος παραμονής στερεών και επομένως είναι απαραίτητη η ακριβής τους μέτρηση.

Οι συντελεστές b_H , b_{AOB} και b_{NOB} είναι οι ειδικοί ρυθμοί αποσύνθεσης των ετεροτροφικών, των AOB και NOB βακτηρίων αντίστοιχα. Οι τρεις αυτοί συντελεστές και κυρίως ο συντελεστής b_H , είναι πολύ σημαντικοί για την πρόβλεψη της παραγόμενης λάσπης και της απαίτησης οξυγόνου στο σύστημα.

Η παράμετρος K_h είναι ο μέγιστος ρυθμός υδρόλυσης, ο συντελεστής K_x ο συντελεστής κορεσμού της αργά βιοδιασπάσιμης ύλης και το K_A είναι ο ρυθμός αμμωνιοποίησης. Για αυτές τις τρεις παραμέτρους οι πληροφορίες που υπάρχουν είναι αρκετά περιορισμένες και για το λόγο αυτό χρησιμοποιούνται τιμές από τη βιβλιογραφία.

Οι διορθωτικοί συντελεστές ng_1 και ng_2 χρησιμοποιούνται για να δείξουν ότι είτε ο μέγιστος ρυθμός απομάκρυνσης της ευκολοδιασπάσιμης τροφής ανά μονάδα βιομάζας είναι μικρότερος υπό ανοξικές συνθήκες, είτε ότι δεν είναι όλοι οι ετεροτροφικοί μικροοργανισμοί απονιτροποιητές. Η παράμετρος ng_1 αναφέρεται στην ανοξική ανάπτυξη των ετεροτροφικών βακτηρίων με χρήση νιτρωδών και η παράμετρος ng_2 αναφέρεται στην ανοξική ανάπτυξη της ετεροτροφικής βιομάζας με χρήση νιτρικών.

Η παράμετρος n_H χρησιμοποιείται για να λάβει υπόψη το φαινόμενο ότι και ο ρυθμός υδρόλυσης είναι μικρότερος κάτω από ανοξικές συνθήκες.

Ο συντελεστής κορεσμού για το διαλυμένο οξυγόνο K_{OH} μεταβάλλεται σημαντικά από οργανισμό σε οργανισμό, χωρίς να έχει διευκρινισθεί ακόμα πλήρως ο τρόπος με τον οποίο συμβαίνει αυτό. Το K_{OH} μαζί με τα K_{NO_2} και K_{NO_3} , λειτουργούν σα «διακόπτες» για να σταματούν την αερόβια ανάπτυξη των ετεροτροφικών και να ξεκινούν την ανοξική ανάπτυξη, όσο η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου αυξάνεται. Ομοίως και οι συντελεστές K_{OA1} και K_{OA2} που χρησιμοποιούνται σα «διακόπτες» για να σταματάνε καθένα από τα δύο στάδια της νιτροποίησης όταν η στάθμη του διαλυμένου οξυγόνου πέφτει σε χαμηλά επίπεδα.

Ο συντελεστής K_{NOB} χρησιμοποιείται για την αναχαίτιση των NOB βακτηρίων λόγω της συγκέντρωσης νιτρώδων. Όπως έχει αναφερθεί και προηγούμενα, για την περιγραφή του φαινομένου της μερικής νιτροποίησης, που αποτελεί και το κύριο θέμα της παρούσας διπλωματικής εργασίας, είναι απαραίτητη η αναχαίτιση της ανάπτυξης των βακτηρίων που οξειδώνουν τα νιτρώδη.

Οι συντελεστές $K_{i,NH_3,AOB}$ και $K_{i,NH_3,NOB}$ αποτελούν συντελεστές κορεσμού της ανάπτυξης AOB και NOB βακτηρίων αντίστοιχα, λόγω παρουσίας ελεύθερης αμμωνίας στο σύστημα. Η ελεύθερη αμμωνία, μειώνει το ρυθμό με τον οποίο αναπτύσσεται η αυτοτροφική βιομάζα, και για μεγάλες συγκεντρώσεις αμμωνίας επέρχεται πλήρης αναχαίτιση της βιομάζας. Ο συντελεστής $K_{i,NH_3,AOB}$ είναι αρκετά μεγαλύτερος σε σχέση με το συντελεστή $K_{i,NH_3,NOB}$, καθώς τα AOB βακτήρια είναι πολύ πιο ανθεκτικά στην παρουσία ελεύθερης αμμωνίας από ότι τα NOB βακτήρια.

Τέλος, οι συντελεστές $S_{ALK,XBH}$, $S_{ALK,AOB}$ και $S_{ALK,NOB}$ χρησιμοποιούνται για να περιγράψουν το φαινόμενο ότι η ανάπτυξη της αυτοτροφικής και ετεροτροφικής βιομάζας, γίνεται μόνο όταν υπάρχει η απαραίτητη αλκαλικότητα στο σύστημα. Αποτελούν δηλαδή “διακόπτες” αλκαλικότητας, που μειώνουν το ρυθμό της παραγωγής βιομάζας, όταν η αλκαλικότητα πέσει κάτω από τα επιτρεπτά όρια.

3.5 Περιγραφή φάσεων λειτουργίας

3.5.1 Φάση Πλήρωσης

Κατά τη φάση της πλήρωσης τα λύματα εισέρχονται στον αντιδραστήρα εναλλασσόμενης λειτουργίας SBR. Όπως έχει αναφερθεί και σε προηγούμενο κεφάλαιο, η πλήρωση μπορεί να πραγματοποιηθεί είτε στατικά, είτε με ταυτόχρονη μίξη χωρίς αερισμό, είτε με ταυτόχρονο αερισμό. Ανάλογα με τον τρόπο πλήρωσης, καθορίζονται και οι συνθήκες που επικρατούν στον αντιδραστήρα και κατ'επέκταση οι διεργασίες που λαμβάνουν χώρα.

Στο παρόν μαθηματικό ομοίωμα, αυτό που καθορίζει τον τρόπο πλήρωσης είναι ο χρόνος πλήρωσης που καθορίζεται από το χρήστη. Όσο μικρότερος ο χρόνος πλήρωσης, τόσο το σύστημα τείνει προς την εφαρμογή στατικής πλήρωσης. Στην περίπτωση στατικής πλήρωσης μπορεί να θεωρηθεί, για τις ανάγκες της προσομοίωσης, ότι ο χρόνος πλήρωσης είναι μηδέν. Αυτό δε μπορεί να συμβεί στην πραγματικότητα, καθώς θα ήταν αναγκαίο, να διέθετε η εγκατάσταση πολύ μεγάλες αντλίες ικανές να παροχετεύσουν το σύνολο των λυμάτων σε πολύ μικρό χρονικό διάστημα. Στη γενική περίπτωση, η φάση της πλήρωσης δε μπορεί να διαχωριστεί από τη φάση των αντιδράσεων καθώς με το που έρθουν τα λύματα σε επαφή με τη βιομάζα, υπάρχουν πάντα οι συνθήκες για να ξεκινήσουν οι ανάλογες αντιδράσεις. Το μοντέλο έχει

κατασκευαστεί με την παραδοχή ότι ο χρόνος πλήρωσης είναι μηδενικός και ότι τα λύματα εισέρχονται στον αντιδραστήρα ακαριαία.

Η επιλογή του όγκου του αντιδραστήρα SBR, γίνεται λαμβάνοντας υπόψη την παροχή των λυμάτων. Ανάλογα με τον αριθμό των κύκλων λειτουργίας, επιλέγεται ο απαιτούμενος όγκος ώστε να μπορεί να παροχετεύεται με ασφάλεια η παροχή των λυμάτων και να εξασφαλίζεται ότι οι βιολογικές διεργασίες θα πραγματοποιούνται δίχως πρόβλημα. Για παράδειγμα, αν επιλεγούν δύο κύκλοι λειτουργίας ημερησίως, τότε ο απαιτούμενος όγκος του αντιδραστήρα ισούται με τη μισή ημερήσια παροχή των λυμάτων συν τον όγκο που καταλαμβάνει η βιομάζα που υπάρχει στον αντιδραστήρα στην αρχή κάθε κύκλου λειτουργίας. Ο όγκος αυτός υπολογίζεται συνήθως ως ποσοστό του συνολικού όγκου του αντιδραστήρα.

3.5.2 Φάση Αντίδρασης

Στην παρούσα ενότητα γίνεται η περιγραφή των μαθηματικών σχέσεων που χρησιμοποιήθηκαν στο μοντέλο SBR. Οι εξισώσεις αυτές, προσομοιάζουν τις βιολογικές αντιδράσεις και βασίζονται σε όσα αναφέρθηκαν στα προηγούμενα κεφάλαια.

Η βασική εξίσωση ισορροπίας μάζας μέσα στα όρια οποιουδήποτε ορισμένου συστήματος είναι:

$$\text{Είσοδος} - \text{Έξοδος} + \text{Αντίδραση} = \text{Συγκέντρωση}$$

Σε όρους εξισώσεων η παραπάνω σχέση γράφεται:

$$\frac{d(V \cdot C)}{dt} = Q \cdot C_{\text{ΕΙΣ}} - Q \cdot C_{\text{ΕΞ}} + \sum \rho_i V \quad (3.12)$$

Επειδή όμως σε ένα σύστημα SBR υπάρχουν διακριτές φάσεις και δεν υπάρχει συνεχής ροή, δεν έχουν νόημα οι όροι εισόδου και εξόδου, και η παραπάνω εξίσωση μετατρέπεται ως εξής:

$$\frac{d(V \cdot C)}{dt} = \sum \rho_i V \quad (3.13)$$

Οι όροι εισόδου και εξόδου βασίζονται στα φυσικά χαρακτηριστικά του συστήματος που προσομοιώνεται. Ο όρος αντίδραση προκύπτει αθροίζοντας τα γινόμενα των στοιχειομετρικών συντελεστών ν_{ij} και των εκφράσεων των ρυθμών των διεργασιών ρ_{ij} για την κάθε μεταβλητή. Εφαρμόζοντας την τελευταία εξίσωση στις διεργασίες που

περιγράφονται στον στοιχειομετρικό πίνακα 3.2 του μοντέλου, προκύπτουν οι ακόλουθες εξισώσεις που αποτελούν και την μαθηματική ολοκλήρωση της συγκέντρωσης της κάθε μεταβλητής, στη μονάδα του χρόνου. Σημειώνεται πως το χρονικό βήμα dt, επιλέγεται από το χρήστη, με τυπικές τιμές περί τα 5-10 s.

$$\frac{dS_i}{dt} = 0 \quad (3.14)$$

$$\frac{dS_s}{dt} = -\frac{1}{Y_{H,AER}} \cdot \rho_1 - \frac{1}{Y_{H,ANOX}} \cdot \rho_2 - \frac{1}{Y_{H,ANOX}} \cdot \rho_3 + \rho_{10} \quad (3.15)$$

$$\frac{dX_i}{dt} = 0 \quad (3.16)$$

$$\frac{dX_s}{dt} = (1-f_p) \cdot \rho_6 + (1-f_p) \cdot \rho_7 + (1-f_p) \cdot \rho_8 - \rho_{10} \quad (3.17)$$

$$\frac{dX_{BH}}{dt} = \rho_1 + \rho_2 + \rho_3 - \rho_6 \quad (3.18)$$

$$\frac{dX_{AOB}}{dt} = \rho_4 - \rho_7 \quad (3.19)$$

$$\frac{dX_{NOB}}{dt} = \rho_5 - \rho_8 \quad (3.20)$$

$$\frac{dX_p}{dt} = f_p \cdot \rho_6 + f_p \cdot \rho_7 + f_p \cdot \rho_8 \quad (3.21)$$

$$\frac{dS_{NO2}}{dt} = -\frac{1-Y_{H,ANOX}}{1.72Y_{H,ANOX}} \cdot \rho_2 + \frac{1-Y_{H,ANOX}}{1.14Y_{H,ANOX}} \cdot \rho_3 + \frac{1}{Y_{AOB}} \cdot \rho_4 - \frac{1}{Y_{AOB}} \cdot \rho_5 \quad (3.22)$$

$$\frac{dS_{NO3}}{dt} = -\frac{1-Y_{H,ANOX}}{1.14Y_{H,ANOX}} \cdot \rho_3 + \frac{1}{Y_{NOB}} \cdot \rho_5 \quad (3.23)$$

$$\frac{dS_{NH}}{dt} = -i_{XB} \cdot \rho_1 - i_{XB} \cdot \rho_2 - i_{XB} \cdot \rho_3 + \frac{1-Y_H}{1.14Y_H} \cdot \rho_3 - \left(i_{XB} + \frac{1}{Y_{AOB}}\right) \cdot \rho_4 \quad (3.24)$$

$$\frac{dS_{ND}}{dt} = -\rho_6 + \rho_{11} \quad (3.25)$$

$$\frac{dX_{ND}}{dt} = (i_{XB} - f_p \cdot i_{XP}) \cdot \rho_6 + (i_{XB} - f_p \cdot i_{XP}) \cdot \rho_7 + (i_{XB} - f_p \cdot i_{XP}) \cdot \rho_8 \quad (3.26)$$

$$\frac{dS_{ALK}}{dt} = -\frac{i_{XB}}{14} \cdot \rho_1 + \left(\frac{1-Y_{H,ANOX}}{24.08Y_{H,ANOX}} - \frac{i_{XB}}{14}\right) \cdot \rho_2 - \frac{i_{XB}}{14} \cdot \rho_3 - \left(\frac{1}{7Y_{AOB}} - \frac{i_{XB}}{14}\right) \cdot \rho_4 - \frac{i_{XB}}{14} \cdot$$

$$\rho_5 + \frac{1}{14} \cdot \rho_9 \quad (3.27)$$

$$R = -\frac{1-Y_{H,AER}}{Y_{H,AER}} \cdot \rho_1 - \frac{3.43-Y_{AOB}}{Y_{AOB}} \cdot \rho_4 - \frac{1.14-Y_{NOB}}{Y_{NOB}} \cdot \rho_5 \quad (3.28)$$

Η παραπάνω εξίσωση υπολογίζει μόνο τη ζήτηση του διαλυμένου οξυγόνου που είναι απαραίτητη για τη διεξαγωγή των βιολογικών διεργασιών. Επειδή ούτε τα εισερχόμενα λύματα, ούτε η βιομάζα διαθέτει αξιόλογες ποσότητες οξυγόνου, είναι αναγκαία η τροφοδότηση του συστήματος με διαλυμένο οξυγόνο. Η τροφοδότηση γίνεται βάσει της παρακάτω εξίσωσης:

$$P = K_{la} \cdot (C_s - S_o) \quad (3.29)$$

Όπου C_s συγκέντρωση κορεσμού του διαλυμένου οξυγόνου που εξαρτάται από τη θερμοκρασία.

Τελικά, η εξίσωση που υπολογίζει τη μεταβολή της συγκέντρωσης είναι η διαφορά της ζήτησης από την τροφοδοσία:

$$\frac{dS_o}{dt} = P + R = K_{la} \cdot (C_s - S_o) - \frac{1-Y_H}{Y_H} \cdot \rho_1 - \frac{3.43-Y_{AOB}}{Y_{AOB}} \cdot \rho_4 - \frac{1.14-Y_{NOB}}{Y_{NOB}} \cdot \rho_5 \quad (3.30)$$

Η ποσότητα του οξυγόνου η οποία εισάγεται στο σύστημα εξαρτάται άμεσα από τον συντελεστή K_{la} (d^{-1}). Η ζήτηση του οξυγόνου κατά τη διάρκεια των διεργασιών μειώνεται συνεχώς. Αν εφαρμοστεί μία σταθερή τιμή του K_{la} τότε θα παρατηρηθεί

αύξηση της συγκέντρωσης οξυγόνου στο σύστημα. Η αυξημένη αυτή συγκέντρωση μπορεί να μην επηρεάζει αρνητικά τις διεργασίες, όμως σημαίνει αυξημένο λειτουργικό κόστος για την εγκατάσταση. Ενδεικτικό είναι ότι σχεδόν το μισό από το λειτουργικό κόστος προέρχεται από τις ανάγκες για αερισμό.

Για το λόγο αυτό θα πρέπει να υπάρχει ένας τρόπος ώστε το οξυγόνο να παροχετεύεται με βάση τις ανάγκες και να διατηρείται μία σχετικά σταθερή συγκέντρωση διαλυμένου οξυγόνου καθόλη τη διάρκεια των διεργασιών. Η συγκέντρωση αυτή θα πρέπει να είναι τέτοια ώστε να πραγματοποιούνται σωστά οι βιολογικές διεργασίες αλλά να μην πραγματοποιείται και σπατάλη. Έτσι, έχουν εισαχθεί στο μοντέλο τρεις τρόποι υπολογισμού του αερισμού, δηλαδή του συντελεστή K_{la} .

Ο πρώτος τρόπος αφορά στο να δοθεί μία σταθερή τιμή στο K_{la} και αναλύθηκε παραπάνω. Ο δεύτερος τρόπος είναι ο βηματικός. Στην περίπτωση αυτή, ανάλογα με τη συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου θα επιλέγεται μείωση ή αύξηση του αερισμού μέσω αντίστοιχης μείωσης ή αύξησης του K_{la} κατά μία καθορισμένη τιμή. Το κριτήριο για το οποίο συμβαίνει η αλλαγή αυτή της τιμής K_{la} είναι να μην ξεπεραστεί ένα προκαθορισμένο όριο από την τιμή της συγκέντρωσης οξυγόνου με την οποία έχει επιλεγεί να λειτουργεί το σύστημα. Το κριτήριο αυτό είναι:

$$|S_{O_{set}} - S_O| > d \quad (3.31)$$

Όπου: $S_{O_{set}}$ η προκαθορισμένη τιμή της συγκέντρωσης του διαλυμένου οξυγόνου, S_O η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου στο σύστημα και d το όριο απόκλισης από το $S_{O_{set}}$. Συνήθως το d επιλέγεται ίσο με 10%.

Ανάλογα με το αν η συγκέντρωση του S_O είναι μικρότερη ή μεγαλύτερη από την προκαθορισμένη διάφορα d , προστίθεται ή αφαιρείται από το K_{la} , μία ποσότητα $K_{la_{min}}$. Το $k_{la_{min}}$ είναι η δυναμικότητα ενός αεριστήρα ενώ υπάρχει και άλλη μια παράμετρος, το $K_{la_{max}}$ το οποίο δείχνει τη μέγιστη δυναμικότητα του συστήματος αερισμού και είναι συνάρτηση του αριθμού των αεριστήρων αλλά και της δυναμικότητας του κάθε αεριστήρα.

$$K_{la_{new}} = K_{la_{old}} \pm K_{la_{min}} \quad (3.32)$$

Όπως γίνεται αντιληπτό, ο συντελεστής K_{la} δεν έχει κάποιο φυσικό νόημα, αλλά αποτελεί έναν πολύ επιτυχημένο τρόπο προσομοίωσης του ανοίγματος ή του κλεισίματος μίας σειράς αεριστήρων που οδηγεί σε μείωση ή αύξηση της παροχής οξυγόνου στο σύστημα.

Ο τρίτος τρόπος παροχέτευσης διαλυμένου οξυγόνου είναι ο αναλογικός. Χρησιμοποιείται και πάλι το ίδιο κριτήριο για την αλλαγή της τιμής του K_{la} , όμως η αλλαγή της τιμής είναι πιο ομαλή με αποτέλεσμα την περεταίρω μείωση της σπατάλης

οξυγόνου. Ο αναλογικός τρόπος εισαγωγής οξυγόνου στο σύστημα δίνεται από τη σχέση:

$$Kla_{new} = Kla_{old} \pm Kla_{min} \cdot Kla_{set} \cdot \frac{So_{set} - So}{So_{set}} \quad (3.33)$$

Όπως και στην περίπτωση του βηματικού τρόπου αερισμού, έτσι και στον αναλογικό τρόπο αερισμού, η τιμή του Kla διορθώνεται όταν απαιτείται προσθέτοντας ή αφαιρώντας μια ποσότητα ανάλογη της μεταβολής της συγκέντρωσης του διαλυμένου οξυγόνου. Οι τρεις παραπάνω τρόποι αερισμού δίνουν διαφορετικές μεταβολές της τιμής της συγκέντρωσης του διαλυμένου οξυγόνου και πιθανώς διαφορετικές μεταβολές συγκέντρωσης των υπολοίπων μεταβλητών, καθώς οι περισσότερες επηρεάζονται άμεσα από τη συγκέντρωση του οξυγόνου.

Τέλος, στο πρόγραμμα που κατασκευάστηκε για τις ανάγκες της παρούσας διπλωματικής, δίνεται η δυνατότητα υπολογισμού του συντελεστή αποτελεσματικότητας του αερισμού, ef (Kg O₂/ KWh), καθώς και της κατανάλωσης ενέργειας En (KWh). Ο υπολογισμός των παραπάνω συντελεστών γίνεται ανάλογα με τις τιμές των του Kla και του So . Πιο συγκεκριμένα, ο συντελεστής αποτελεσματικότητας αποτελεί μία παράμετρο ποιοτικής μέτρησης της χρησιμοποίησης του διαλυμένου οξυγόνου, που διοχετεύεται στο σύστημα. Το σύστημα διαθέτει μία μέγιστη τιμή απόδοσης του συστήματος αερισμού η οποία είναι γνωστή από πριν. Ο συντελεστής συσχετίζει την ποσότητα του προσφερόμενου οξυγόνου με την ενέργεια που καταναλώνεται για την επίτευξη της παροχέτευσης αυτής. Αν η παροχή οξυγόνου ήταν τέλεια, χωρίς απώλειες, όσο οξυγόνο εισάγονταν στο σύστημα, χρησιμοποιούνταν για τις βιολογικές διεργασίες, τότε ο συντελεστής αποτελεσματικότητας θα έπαιρνε την τιμή 1. Αυτό δεν συμβαίνει σε καμία περίπτωση στην πραγματικότητα και μάλιστα ο συντελεστής αποτελεσματικότητας είναι πολύ μικρός με συνήθεις τιμές κοντά στο 20%.

Η κατανάλωση ενέργειας En μετριέται σε KWh ανά υπολογιστικό βήμα dt , και δίνεται από τη σχέση:

$$En = \frac{Kla \cdot Cs \cdot V_{tot}}{ef_{max}} \quad (3.34)$$

Το άθροισμα όλων των τιμών της ενέργειας για όλα τα χρονικά βήματα, αποτελεί τη συνολική κατανάλωση ενέργειας που απαιτείται για την παροχέτευση της ζητούμενης ποσότητας οξυγόνου ώστε να εξασφαλισθεί η πραγματοποίηση όλων των βιολογικών διεργασιών. Ο συντελεστής αποτελεσματικότητας ef , υπολογίζεται από τον τύπο:

$$ef = \frac{P}{En} = \frac{Kla \cdot (Cs - So) \cdot V_{tot}}{En} \quad (3.35)$$

Γίνεται εύκολα αντιληπτό, ότι ο υπολογισμός των δύο αυτών παραμέτρων, μπορεί να οδηγήσει σε βελτιστοποιήσεις όσον αφορά στο σύστημα αερισμού ώστε να αυξηθεί η αποδοτικότητα του συστήματος. Αύξηση του συντελεστή απόδοσης, σημαίνει μείωση κατανάλωσης ενέργειας και του λειτουργικού κόστους. Συνεχείς προσπάθειες γίνονται για βελτίωση των συστημάτων αερισμού, ώστε να ελαχιστοποιηθούν οι απώλειες που έχει το σύστημα. Αυτό μόνο τυχαίο δεν είναι, καθώς όπως αναφέρθηκε και νωρίτερα, το κόστος αερισμού αποτελεί και το βασικό λειτουργικό κόστος για τις εγκαταστάσεις.

3.5.3 Φάση Καθίζησης

Η φάση της καθίζησης αποτελεί μία από τις πιο σημαντικές διαδικασίες για τη εύρυθμη λειτουργία της εγκατάστασης. Οι μηχανισμοί καθίζησης είναι πολύ πολύπλοκοι και σε ένα μοντέλο είναι πολύ δύσκολο να προσομοιωθούν με ακρίβεια πόσο μάλλον σε έναν αντιδραστήρα SBR που όλες οι διεργασίες λαμβάνουν χώρα σε μία μόνο δεξαμενή. Για την επίτευξη επαρκούς καθίζησης είναι απαραίτητο να επικρατούν συνθήκες ηρεμίας μέσα στον αντιδραστήρα. Στους αντιδραστήρες διαλείποντος έργου, η διαδικασία της καθίζησης δεν αντιμετωπίζει σημαντικά προβλήματα και είναι αρκετά ικανοποιητική καθώς επικρατούν συνθήκες πλήρους ηρεμίας αφού δεν υπάρχει ούτε εισροή ούτε εκροή λυμάτων.

Στα πλαίσια του παρόντος ομοιώματος, έγινε η απλοποιητική παραδοχή ότι η καθίζηση πραγματοποιείται ικανοποιητικά σε κάθε κύκλο λειτουργίας ανεξάρτητα από τις φορτίσεις του συστήματος. Αυτό δεν απέχει και πολύ από την πραγματικότητα, ειδικότερα στις περιπτώσεις επεξεργασίας στραγγιδίων όπου έχει παρατηρηθεί ότι η καθίζηση είναι πολύ ικανοποιητική. Ειδικότερα ο Gustavsson το 2010 παρατήρησε ότι ο απαιτούμενος υδραυλικός χρόνος παραμονής για την επαρκή καθίζηση των βιοκροκιδών στην περίπτωση στραγγιδίων, ήταν μόνο 0.16 ημέρες, χωρίς να γίνει καμία απόπειρα βελτιστοποίησης της διαδικασίας. Αποτέλεσμα της παραπάνω παραδοχής είναι η θεώρηση πως σε κάθε κύκλο λειτουργίας η καθίζηση είναι τέλεια, και το σύνολο των αιωρούμενων στερεών καθιζάνει.

3.5.4 Φάση Εκκένωσης

Κατά τη φάση της εκκένωσης πραγματοποιείται η απομάκρυνση του διαυγασμένου υγρού από τη δεξαμενή και η απομάκρυνση της περίσσειας της λάσπης, η οποία οδηγείται για περεταίρω επεξεργασία. Το διαυγασμένο υγρό σύμφωνα με τη θεώρηση που έγινε κατά τη φάση της καθίζησης, καταλαμβάνει το 25% του όγκου του

αντιδραστήρα. Οι διαλυτές ουσίες απομακρύνονται μαζί με το διαυγασμένο υγρό, παραμένοντας η συγκέντρωσή τους σταθερή. Δε συμβαίνει όμως το ίδιο με τη σωματιδιακή ύλη η οποία απομακρύνεται σε κάθε κύκλο με την περίσσεια της ιλύος. Το πόση ποσότητα λάσπης θα απομακρυνθεί σε κάθε κύκλο, λαμβάνεται βάσει του χρόνου παραμονής στερεών (θ_c). Ο χρόνος παραμονής στερεών ορίζεται ως εξής:

$$\theta_c = \frac{\text{Μάζα στερεών που υπάρχουν στο σύστημα}}{\text{Μάζα στερεών που απομακρύνεται}} \quad (3.36)$$

Έπειτα από μία σειρά από μαθηματικές πράξεις, η σχέση (3.36) καταλήγει στη γνωστή έκφραση:

$$\theta_c = \frac{V_{tot} \cdot MLSS}{W \cdot Su + Q \cdot SS_{EE}} \quad (3.37)$$

Ο αριθμητής της παραπάνω εξίσωσης, εκφράζει τη μάζα των στερεών που υπάρχουν στη μονάδα του χρόνου στον αντιδραστήρα, ενώ ο παρονομαστής εκφράζει την ποσότητα των στερεών που απομακρύνονται σε κάθε κύκλο είτε με την περίσσεια της λάσπης ($W \cdot Su$) είτε με την εκροή ($Q \cdot SS_{EE}$). Γίνεται εύκολα αντιληπτό πώς είναι δυνατόν να καθοριστεί πλήρως η ποσότητα της λάσπης που απομακρύνεται από το σύστημα μέσω του καθορισμού του χρόνου παραμονής στερεών:

$$\text{Συνολική μάζα που απομακρύνεται} = W \cdot Su + Q \cdot SS_{EE} = \frac{V_{tot} \cdot MLSS}{\theta_c} \quad (3.38)$$

Από την παραπάνω σχέση προκύπτει ότι σε κάθε κύκλο απομακρύνεται από το σύστημα ένα ποσοστό $1/\theta_c$ των στερεών. Για παράδειγμα αν $\theta_c=10$ ημέρες, απομακρύνεται μετά από κάθε κύκλο λειτουργίας το 10% της βιολογικής λάσπης. Για $\theta_c=20$ ημέρες, απομακρύνεται το 5% της λάσπης κ.ο.κ. Συνήθεις τιμές του χρόνου παραμονής στερεών σε συστήματα εναλλασσόμενης λειτουργίας είναι μεταξύ 10-15 ημερών. Η επιλογή του θ_c , είναι κρίσιμη για τα συστήματα ενεργού ιλύος, καθώς δεν καθορίζουν μόνο τη λειτουργία των βιοχημικών αντιδράσεων και την καθίζηση, καθορίζουν και τη λειτουργία της εγκατάστασης επεξεργασίας της ιλύος. Στη γενική περίπτωση, η επιλογή του χρόνου παραμονής στερεών, προκύπτει από μία σειρά αντικρουόμενων δεδομένων, με τελικό σκοπό πάντα την επαρκή επεξεργασία των λυμάτων σύμφωνα με την κείμενη νομοθεσία σε συνδυασμό με την ελαχιστοποίηση του κόστους.

Κεφάλαιο 4. Εφαρμογή μοντέλου-Αποτελέσματα σεναρίων

4.1 Εισαγωγή

Στο παρόν κεφάλαιο γίνεται η παρουσίαση και ο σχολιασμός των αποτελεσμάτων των εφαρμογών που πραγματοποιηθήκαν μέσω του προγράμματος που αναπτύχθηκε για τις ανάγκες της παρούσας διπλωματικής εργασίας. Όπως αναφέρθηκε και προηγουμένα, βασικός στόχος των εφαρμογών αυτών είναι η διερεύνηση της επίδρασης των βασικών κινητικών, στοιχειομετρικών αλλά και λειτουργικών παραμέτρων σε έναν αντιδραστήρα SBR, και ειδικότερα στα φαινόμενα της νιτρωδοποίησης και απονιτρωδοποίησης.

Η βελτιστοποίηση της λειτουργίας ενός συστήματος διαλείποντος έργου, αποτελεί ένα σχετικά πολύπλοκο πρόβλημα, καθώς υπεισέρχονται μία σειρά από παραμέτρους που επηρεάζουν αποφασιστικά τη λειτουργία του συστήματος. Μία εγκατάσταση επεξεργασίας λυμάτων πρέπει να ικανοποιεί ταυτόχρονα την επίτευξη ικανοποιητικών κριτηρίων εκροής αλλά και το όσο δυνατόν χαμηλότερο κόστος. Αυτά τα δύο είναι αντικρουόμενα, και ένα πρόγραμμα προσομοίωσης αποτελεί ένα πολύ χρήσιμο εργαλείο στα χέρια του μηχανικού για το συγκερασμό των δύο.

Στο πρόγραμμα που δημιουργήθηκε για τις ανάγκες της παρούσας διπλωματικής εργασίας, έγινε η προσπάθεια προσομοίωσης ενός αντιδραστήρα με ωφέλιμο όγκο συνολικό όγκο 4 m³. Για την επαλήθευση της ορθής λειτουργίας της προσομοίωσης και τον προσδιορισμό των τιμών των διάφορων παραμέτρων, έγινε σύγκριση των αποτελεσμάτων του προγράμματος με πειραματικά αποτελέσματα που είχαν ληφθεί από έναν πιλοτικό αντιδραστήρα SBR επεξεργασίας στραγγιδίων.

Σκοπός της κατασκευής του πιλοτικού αντιδραστήρα, ήταν η διερεύνηση του φαινομένου της μερικής νιτροποίησης αλλά και της απονιτρωδοποίησης, και πως μπορούν να τα επηρεάσουν διάφορες λειτουργικές παράμετροι όπως ο αριθμός των κύκλων λειτουργίας, η ποσότητα του τροφοδοτούμενου οξυγόνου, η ποσότητα της εξωτερικής πηγής άνθρακα που ήταν απαραίτητη για τη διεξαγωγή της απονιτρωδοποίησης, καθώς και οι εναλλαγές των συνθηκών από αερόβιες σε ανοξικές και αντίστροφα. Όλες αυτές οι λειτουργικές παράμετροι έχουν προσομοιωθεί επιτυχώς στο μοντέλο και δίνουν στο χρήστη της ευελιξία να τις μεταβάλλει όπως εκείνος επιθυμεί.

Για τη σωστή λειτουργία του μοντέλου, και την επιτυχή προσομοίωση του παραπάνω πιλοτικού συστήματος ήταν απαραίτητος ο καθορισμός των διάφορων κινητικών και στοιχειομετρικών παραμέτρων. Μερικές από τις παραμέτρους αυτές, λήφθηκαν από τη βιβλιογραφία, ενώ άλλες επιλέχθηκαν με τρόπο ώστε να πλησιάζουν αρκετά τα πειραματικά αποτελέσματα.

Σημαντικό ρόλο στην επιτυχία του μοντέλου παίζουν οι συντελεστές κορεσμού που χρησιμοποιούνται στο μοντέλο ως διακόπτες κάποιας φυσικής διεργασίας λόγω της

παρουσίας ή μη κάποιας χημικής ένωσης. Με τον τρόπο αυτό στο μοντέλο εισάγονται διακόπτες που σχετίζονται με το οξυγόνο, με τη συγκέντρωση της ελεύθερης αμμωνίας, τη διαθέσιμη αλκαλικότητα, τη διαθέσιμη τροφή, οι οποίοι αναχαιτίζουν κάποια διεργασία ή ευνοούν κάποια άλλη. Ο προσδιορισμός των παραμέτρων ήταν ένας συνδυασμός στοιχείων που λήφθησαν από τη βιβλιογραφία αλλά και σύγκρισης των αποτελεσμάτων του προγράμματος με τα πειραματικά.

Στη συνέχεια, και αφού η διαδικασία δημιουργίας και επαλήθευσης των αποτελεσμάτων του προγράμματος ήταν γεγονός, ακολούθησαν μία σειρά από εφαρμογές που σκοπό είχαν τη διερεύνηση της επίδρασης διαφόρων παραμέτρων στα αποτελέσματα εκροής αλλά και στη συνολική λειτουργία του συστήματος. Οι εφαρμογές αυτές χωρίστηκαν στις παρακάτω ενότητες:

Σειρά εφαρμογών 0: Το Βασικό Σενάριο

Οι εφαρμογές αυτές αποτελούν το βασικό σενάριο πάνω στο οποίο βασίστηκε ολόκληρη η προσομοίωση και αποτελούν επί της ουσίας τα αποτελέσματα του προγράμματος όπως αυτά προέκυψαν από την επαλήθευση των πειραματικών αποτελεσμάτων. Στην αρχή έγινε ρύθμιση του μοντέλου με βάση μία ομάδα πειραματικών αποτελεσμάτων, ενώ στη συνέχεια πραγματοποιήθηκε επαλήθευση του ομοιώματος με βάση μία άλλη πειραματική εφαρμογή. Το πρόγραμμα προσομοίωσε με πολύ μεγάλη ακρίβεια το σύνολο των πειραματικών αποτελεσμάτων που προέκυψαν από τον πιλοτικό αντιδραστήρα.

Σειρά εφαρμογών A: Επίδραση Κινητικών και Στοιχειομετρικών παραμέτρων

Σε αυτή τη σειρά των εφαρμογών διερευνάται το πως επηρεάζονται τα αποτελέσματα εκροής, αλλά και η συνολική λειτουργία του συστήματος από τη μεταβολή διαφόρων κινητικών και στοιχειομετρικών παραμέτρων. Οι κυριότερες παράμετροι που επηρεάζουν αποφασιστικά τα παραπάνω είναι ο ρυθμός ανάπτυξης της αυτοτροφικής βιομάζας που οξειδώνει το αμμωνιακό άζωτο (μ_{AOB}), ο ρυθμός ανάπτυξης της αυτοτροφικής βιομάζας που ανάγει τα νιτρώδη σε νιτρικά (μ_{NOB}), ο συντελεστής ανάπτυξης της αυτοτροφικής βιομάζας των AOB βακτηρίων (Y_{AOB}), ο συντελεστής ανάπτυξης της αυτοτροφικής βιομάζας των NOB βακτηρίων (Y_{NOB}), ο ρυθμός ανάπτυξης της ετεροτροφικής βιομάζας (μ_H), ο συντελεστής κορεσμού της ελεύθερης αμμωνίας για την ανάπτυξη των AOB βακτηρίων ($K_{i,NH_3,AOB}$) και), ο συντελεστής κορεσμού της ελεύθερης αμμωνίας για την ανάπτυξη των NOB βακτηρίων ($K_{i,NH_3,NOB}$). Η επίδραση των παραπάνω παραμέτρων υπολογίζεται για τρεις διαφορετικούς χρόνους παραμονής στερεών $\theta_c=10$ ημέρες, $\theta_c=15$ ημέρες και $\theta_c=20$ ημέρες.

Σειρά εφαρμογών Β: Επίδραση Χαρακτηριστικών των στραγγιδίων

Στο σενάριο αυτό μελετάται η επίδραση των χαρακτηριστικών των στραγγιδίων όπως η συγκέντρωση του αμμωνιακού αζώτου (S_{NH}), που αποτελεί και τη βασική αιτία κατασκευής μονάδας επεξεργασίας στραγγιδίων, η συγκέντρωση της διαθέσιμου συνολικού άνθρακα (COD), η κλασματοποίηση του COD και η διαθέσιμη αλκαλικότητα των λυμάτων ως $CaCO_3$. Η επίδραση των παραπάνω παραμέτρων όπως και παραπάνω, υπολογίζεται για τρεις διαφορετικούς χρόνους παραμονής στερεών $\theta_c=10$ ημέρες, $\theta_c=15$ ημέρες και $\theta_c=20$ ημέρες.

Σειρά εφαρμογών Γ: Επίδραση Λειτουργικών παραμέτρων συστήματος

Η σειρά εφαρμογών αυτή μελετά την επίδραση των λειτουργικών παραμέτρων του συστήματος. Τις παραμέτρους αυτές της προσδιορίζει ο ίδιος ο μηχανικός και συμβάλλουν στην επίτευξη εύρυθμης λειτουργίας και ασφάλειας της εγκατάστασης, με το μικρότερο δυνατό κόστος. Οι κυριότερες παράμετροι, των οποίων η επίδραση αναλύθηκε με τη βοήθεια του προγράμματος που αναπτύχθηκε, είναι ο αριθμός των κύκλων λειτουργίας (m), το σημείο ρύθμισης του τροφοδοτούμενου διαλυμένου οξυγόνου ($SoSet$), η ποσότητα της εξωτερικής πηγής άνθρακα που τοποθετείται κατά τον ανοξικό κύκλο ($Mext_Ss$) καθώς και μερικά σενάρια που αναφέρονται σε διάφορες εναλλαγές συνθηκών τα οποία θα περιγραφούν αναλυτικά παρακάτω.

4.2 Σειρές Εφαρμογών

4.2.1 Σειρά Εφαρμογών Ο: Το Βασικό Σενάριο

Όπως αναφέρθηκε και παραπάνω, πριν από την έναρξη των διαφόρων εφαρμογών και των αναλύσεων ευαισθησίας των διαφόρων παραμέτρων, δημιουργήθηκε το βασικό σενάριο πάνω στο οποίο βασίστηκε ολόκληρο το πρόγραμμα προσομοίωσης. Το σενάριο κατασκευάστηκε με τη βοήθεια της βιβλιογραφίας και πειραματικών δεδομένων που προέκυψαν από πιλοτικό αντιδραστήρα.

Οι λειτουργικοί κύκλοι ανά ημέρα στην πρότυπη εφαρμογή είναι $m=4$. Ο ρόλος του αριθμού των κύκλων λειτουργίας σε ένα σύστημα SBR είναι πολύ σημαντικός και είναι από τα πρώτα πράγματα που αποφασίζει ο μηχανικός κατά το σχεδιασμό μίας εγκατάστασης επεξεργασίας υγρών αποβλήτων. Για το λόγο αυτό η επίδραση της παραμέτρου αυτής, εξετάζεται παρακάτω σε επιμέρους σενάρια.

Όσον αφορά στους χρόνους των διαφόρων φάσεων λειτουργίας, επιλέχθηκαν με τρόπο ώστε να ανταποκρίνονται στην πραγματικότητα και είναι σταθεροί για το σύνολο των εφαρμογών. Ειδικότερα επιλέχθηκαν ως εξής:

Χρόνος Γεμίματος (Fill) $\longrightarrow t_F=0$ h

Χρόνος Καθίζησης (Settle) $\longrightarrow t_S=1.5$ h

Χρόνος Εκκένωσης (Decanting) $\longrightarrow t_D=0.5$ h

Νεκρός Χρόνος (Idle) $\longrightarrow t_I=0$ h

Όσον αφορά στην ποσότητα και τη σύσταση των λυμάτων ως προς το οργανικό φορτίο και το ολικό άζωτο, οι τιμές που επιλέχθηκαν συμπίπτουν με τις τιμές των χαρακτηριστικών των στραγγιδίων που χρησιμοποιήθηκαν κατά την πειραματική διαδικασία. Οι τιμές των οργανικών φορτίων εκφράζονται σε όρους χημικά απαιτούμενου οξυγόνου (COD) για την οξείδωση του εν λόγω φορτίου, ενώ οι διάφορες μορφές αζώτου σε mg αζώτου ανά λίτρο.

Παροχή $\longrightarrow Q=4$ m³/day

Χημικά απαιτούμενο οξυγόνο $\longrightarrow \text{COD}=150$ mg/l

Ολικό άζωτο $\longrightarrow \text{TN}=640$ mg/l

Η κλασματοποίηση που χρησιμοποιήθηκε για το COD και το TN είναι η εξής:

Πίνακας 4.1 Κλασματοποίηση COD

Όνομασία	Συμβολισμός	Ποσοστό (%)
Δύσκολα Βιοδιασπάσιμο COD	X _S	16,5%
Εύκολα Βιοδιασπάσιμο COD	S _S	5%
Διαλυμένη Αδρανής οργανική ύλη	S _i	62%
Σωματιδιακή Αδρανής οργανική ύλη	X _i	16,5%
Ετεροτροφική Βιομάζα	X _{BH}	0,01%

Πίνακας 4.2 Κλασματοποίηση Συνολικού Αζώτου TN

Όνομασία	Συμβολισμός	Ποσοστό (%)
Διαλυτό Αμμωνιακό Άζωτο	S _{NH}	92%
Διαλυμένο Οργανικό Άζωτο	S _{ND}	4%
Σωματιδιακό Οργανικό Άζωτο	X _{ND}	4%
Διαλυτό Νιτρικό Άζωτο	S _{NO3}	0,01%
Διαλυτό Νιτρώδες Άζωτο	S _{NO2}	0,01%

Πίνακας 4.3 Σύγκριση Αποτελεσμάτων Πειραματικής Εφαρμογής και Αποτελεσμάτων Μοντέλου για τη Ρύθμιση και την Επαλήθευσή του

Μεταβλητή	Πειραματικά Αποτελέσματα Ρύθμισης	Αποτελέσματα Μοντέλου Ρύθμισης	Πειραματικά Αποτελέσματα Επαλήθευσης	Αποτελέσματα Μοντέλου Επαλήθευσης
Απομάκρυνση Αμμωνιακού Αζώτου (%)	90%	92%	80%	81%
Αμμωνιακό Άζωτο εκροής (mg/l)	59 mg/l	40 mg/l	165 mg/l	157 mg/l
Διαλυτό Νιτρώδες Άζωτο (mg/l)	50 mg/l	77.80 mg/l	50-100 mg/l	54 mg/l
Απομάκρυνση Ολικού Αζώτου(%)	85%	82%	73%	75%

Η θερμοκρασία που χρησιμοποιήθηκε για το σύνολο των εφαρμογών είναι $T=20\text{ }^{\circ}\text{C}$, και λόγω του ότι τα στραγγίδια προέρχονται από την αναερόβια χώνευση, όπου αναπτύσσονται σχετικά μεγάλες θερμοκρασίες, έως και $35\text{ }^{\circ}\text{C}$, στη συνέχεια γίνεται διερεύνηση για την επίδραση της θερμοκρασίας στην ποιότητα εκροής και στις λειτουργικές παραμέτρους. Η θερμοκρασία αποτελεί ένα πολύ σημαντικό παράγοντα στην ανάπτυξη της ετεροτροφικής και αυτοτροφικής βιομάζας καθώς επηρεάζει το ρυθμό με τον οποίο αναπτύσσονται τα βακτήρια. Πολλές από τις τιμές των παραμέτρων λοιπόν, εξαρτώνται από τη θερμοκρασία με σχέσεις μορφής Arrhenius, δηλαδή για μία παράμετρο C που μπορεί να είναι διαφορετική για κάθε μία παράμετρο, και για θερμοκρασία T σε $^{\circ}\text{C}$, η τιμή της παραμέτρου δίνεται από τη σχέση:

$$C_T = C_{20} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (5.1)$$

Όπου: θ ο αριθμός Arrhenius

Οι τιμές των στοιχειομετρικών και κινητικών παραμέτρων, καθορίστηκαν από τη βιβλιογραφία και από τα πειραματικά δεδομένα. Οι τιμές των παραπάνω μεταβλητών παρουσιάζονται στους πίνακες 5.4, 5.5 και 5.6. Οι παράμετροι του συστήματος αερισμού που χρησιμοποιήθηκαν είναι οι παρακάτω:

Πίνακας 4.4 Δεδομένα Συστήματος Αερισμού

Συμβολισμός	Μονάδες Μέτρησης	Τιμή
Kla_{max}	d^{-1}	1000
Kla_{min}	d^{-1}	100
d	-	0.1
So_{set}	mg/l	1.5
$efmax$	Kg O_2 /KWh	5

Επιπλέον, στο πρόγραμμα έχει προστεθεί και ένας όρος αλκαλικότητας, που όπως θα παρουσιαστεί σε επόμενη εφαρμογή επηρεάζει αποφασιστικά την ανάπτυξη όλων των τύπων βακτηρίων. Ειδικότερα η διαδικασία της νιτροποίησης με όλα τα ενδιάμεσα στάδια και της απονιτροποίησης, επηρεάζεται σημαντικά από την απουσία επαρκούς αλκαλικότητας που έχει ως συνέπεια τη δραστική μείωση του pH. Η τιμή της διαθέσιμης αλκαλικότητας στα στραγγίδια επιλέχθηκε στη τιμή 65 mmole Αλκαλικότητας ως CaCO₃ που αποτελεί μία τυπική τιμή αλκαλικότητας για στραγγίδια.

Πίνακας 4.5 Δεδομένα Κινητικών Παραμέτρων Ετεροτροφικής Βιομάζας και Υδρόλυσης

Κινητικές Παράμετροι	Μονάδες	Τιμή στους 20 °C	Συντελεστής Arrhenius
Ετεροτροφική Βιομάζα			
Μέγιστη ειδική ταχύτητα ανάπτυξης ετεροτροφικής βιομάζας μ_H	d ⁻¹	4	1.072
Συντελεστής φθοράς ετεροτροφικής βιομάζας b_H	d ⁻¹	0.50	1.072
Σταθερά Monod για τροφή K_S	g COD/m ³	10	–
Σταθερά Monod για οξυγόνο K_{OH}	g O ₂ /m ³	0.20	–
Μειωτικός συντελεστής ανάπτυξης βιομάζας με S_{NO_2SE} ανοξικές συνθήκες n_{g_1}	-	0.80	–
Μειωτικός συντελεστής ανάπτυξης βιομάζας με S_{NO_3SE} ανοξικές συνθήκες n_{g_2}	-	0.38	–
Συντελεστής κορεσμού για ετεροτροφική ανάπτυξη με S_{NO_2} K_{NO_2}	g N/m ³	0.50	–
Συντελεστής κορεσμού για ετεροτροφική ανάπτυξη με S_{NO_3} K_{NO_3}	g N/m ³	0.50	–
Συντελεστής κορεσμού αλκαλικότητας για Αερόβια ετεροτροφική ανάπτυξη $K_{ALK,H}$	mmole S_{ALK}/m_3	0.50	–
Υδρόλυση			
Μέγιστος ειδικός ρυθμός υδρόλυσης K_H	g COD/g COD	3	1.04
Συντελεστής Κορεσμού Υδρόλυσης K_X	g COD/g COD	0.10	–
Ρυθμός Αμμωνιοποίησης K_A	m ³ /g COD/d	0.05	–
Διορθωτικός συντελεστής για υδρόλυση σε ανοξικές συνθήκες n_H	-	0.80	–
Συντελεστής κορεσμού υδρόλυσης λόγω παρουσίας ιονισμένων μορφών αζώτου K_{NO}	g N/m ³	0.50	–

Πίνακας 4.6 Δεδομένα Κινητικών Παραμέτρων Αυοτροφικής Βιομάζας

Κινητικές Παράμετροι	Μονάδες	Τιμή στους 20 °C	Συντελεστής Arrhenius
Αυοτροφική Βιομάζα			
Μέγιστη ειδική ταχύτητα ανάπτυξης αυοτροφικής ΑΟΒ βιομάζας $\mu_{ΑΟΒ}$	d^{-1}	0.55	1.127
Συντελεστής φθοράς αυοτροφικής ΑΟΒ βιομάζας $b_{ΑΟΒ}$	d^{-1}	0.05	1.127
Σταθερά Monod για Αμμωνιακό Άζωτο K_{NH}	$g\ N/m^3$	10	-
Σταθερά Monod οξυγόνου για ανάπτυξη ΑΟΒ βακτηριων $K_{OΑ1}$	$g\ O_2/m^3$	0.40	-
Συντελεστής αναχίτισης Ανάπτυξης ΑΟΒ βακτηρίων λόγω παρουσίας ελεύθερης αμμωνίας $K_{i,NH3,ΑΟΒ}$	$g\ NH_3/m^3$	50	-
Συντελεστής κορεσμού αλκαλικότητας για Αερόβια αυοτροφική ανάπτυξη ΑΟΒ βακτηρίων $K_{ALK,ΑΟΒ}$	$mmole\ S_{ALK}\ \omega\varsigma\ CaCO_3/m^3$	4	-
Μέγιστη ειδική ταχύτητα ανάπτυξης αυοτροφικής ΝΟΒ βιομάζας $\mu_{ΝΟΒ}$	d^{-1}	0.8	1.08
Συντελεστής φθοράς αυοτροφικής ΝΟΒ βιομάζας $b_{ΝΟΒ}$	d^{-1}	0.05	1.08
Σταθερά Monod για Νιτρώδη $K_{ΝΟΒ}$	$g\ N/g\ COD$	0.28	-
Σταθερά Monod οξυγόνου για ανάπτυξη ΝΟΒ βακτηρίων $K_{OΑ2}$	$g\ O_2/m^3$	0.40	-
Συντελεστής αναχίτισης Ανάπτυξης ΝΟΒ βακτηρίων λόγω παρουσίας ελεύθερης αμμωνίας $K_{i,NH3,ΝΟΒ}$	$g\ NH_3/m^3$	0.2	-
Συντελεστής κορεσμού αλκαλικότητας για Αερόβια αυοτροφική ανάπτυξη ΝΟΒ βακτηρίων $K_{ALK,ΝΟΒ}$	$mmole\ S_{ALK}\ \omega\varsigma\ CaCO_3/m^3$	4	-

Πίνακας 4.7 Δεδομένα Στοιχειομετρικών Παραμέτρων Ετεροτροφικής και Αυτοτροφικής Βιομάζας

Στοιχειομετρικές Παράμετροι	Μονάδες	Τιμή στους 20 °C	Συντελεστής Arrhenius
Ανοξικός Συντελεστής Παραγωγής Ετεροτροφικής Βιομάζας $Y_{H,ANOX}$	g COD/g COD	0.38	–
Ανοξικός Συντελεστής Παραγωγής Ετεροτροφικής Βιομάζας $Y_{H,AER}$	g COD/g COD	0.60	–
Άζωτο στη Βιομάζα ixb	g N/g COD	0.08	–
Άζωτο στο αδρανές COD ixp	g N/g COD	0.06	–
Ποσοστό αδρανούς COD στη βιομάζα fp	g COD/g COD	0.08	–
Συντελεστής Παραγωγής Αυτοτροφικής AOB Βιομάζας Y_{AOB}	g COD/gN	0.21	–
Συντελεστής Παραγωγής Αυτοτροφικής NOB Βιομάζας Y_{NOB}	g COD/gN	0.06	–

Τέλος, για την εφαρμογή του προγράμματος είναι απαραίτητος ο καθορισμός των αρχικών συνθηκών των συγκεντρώσεων των μεταβλητών που υπεισέρχονται στις εξισώσεις. Η επίδραση των αρχικών συνθηκών δεν είναι ιδιαίτερα σημαντική καθώς πρόκειται για ένα πρόβλημα σταθερών συνθηκών (Steady State Problem). Στον παρακάτω πίνακα φαίνονται οι τιμές που χρησιμοποιήθηκαν.

Πίνακας 4.8 Αρχικές συνθήκες Προβλήματος

Συμβολισμός Μεταβλητής	Συγκέντρωση (mg/l)
Si	30
Xi	50
Ss	80
Xs	45
X_{BH}	400
Xp	10
X_{AOB}	30
X_{NOB}	30
S_{NH}	30
S_{NO3}	0.1
S_{NO2}	5
S_{ND}	1
X_{ND}	2
S_{ALK}	8
So	0.01

4.2.2 Σειρά Εφαρμογών Α: Επίδραση Κινητικών και Στοιχειομετρικών Παραμέτρων

Οι κινητικές και στοιχειομετρικές παράμετροι είναι αυτές που συμβάλουν στην περιγραφή των διάφορων διεργασιών που λαμβάνουν χώρα μέσα σε ένα βιολογικό αντιδραστήρα. Τα τελευταία χρόνια έχουν γίνει πολλές προσπάθειες για τον όλο και πιο ακριβή προσδιορισμό των παραμέτρων αυτών, τόσο για εφαρμογές σε εγκαταστάσεις μεγάλης κλίμακας όσο και για εφαρμογές σε προγράμματα προσομοίωσης. Στο παρόν κεφάλαιο γίνεται μία ανάλυση ευαισθησίας για τις σημαντικότερες κινητικές και στοιχειομετρικές παραμέτρους. Κατά τη διάρκεια της εκάστοτε εφαρμογής, μεταβάλλονται μόνο οι τιμές της παραμέτρου για την οποία γίνεται η ανάλυση, ενώ όλες οι τιμές των υπόλοιπων παραμέτρων παραμένουν σταθερές σύμφωνα με το βασικό σενάριο. Παρακάτω παρουσιάζονται τα αποτελέσματα των εφαρμογών.

4.2.2.1 Μέγιστη ειδική ταχύτητα ανάπτυξης βακτηρίων που οξειδώνουν το αμμωνιακό άζωτο (AOB)

Τα αποτελέσματα της εφαρμογής του προγράμματος που αναπτύχθηκε, για την επίδραση της μέγιστης ειδικής ταχύτητας ανάπτυξης των AOB βακτηρίων, παρουσιάζονται συνοπτικά στους παρακάτω πίνακες. Συγκεκριμένα παρουσιάζονται οι συγκεντρώσεις των διαλυτών συστατικών στους πίνακες 4.2.1 - 4.2.4 αλλά και οι συγκεντρώσεις των σωματιδιακών κλασμάτων στους πίνακες 4.2.5 - 4.2.8. Επιπλέον παρουσιάζονται τα διαγράμματα 4.2.1 - 4.2.10 για τον καλύτερο έλεγχο και κατανόηση των αποτελεσμάτων της εφαρμογής.

Πίνακας 4.2.1 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $\mu_{AOB}=0.60 \text{ d}^{-1}$

$\mu_{AOB}=0.60 \text{ d}^{-1}$						
	Ss (mg/l)	S _{NO3} (mg/l)	S _{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S _{ND} (mg/l)	S _{NO2} (mg/l)
θc=8d	1.18	0.44	604.14	93.00	7.73	3.73
θc=9d	0.57	1.57	1.29	93.00	0.76	78.37
θc=10d	2.19	2.45	4.6	93.00	0.70	83.11
θc=15d	1.27	4.7	1.73	93.00	0.65	88.08
θc=20d	0.47	5.62	1.97	93.00	0.62	86.38

Πίνακας 4.2.2 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $\mu_{AOB}=0.55 \text{ d}^{-1}$

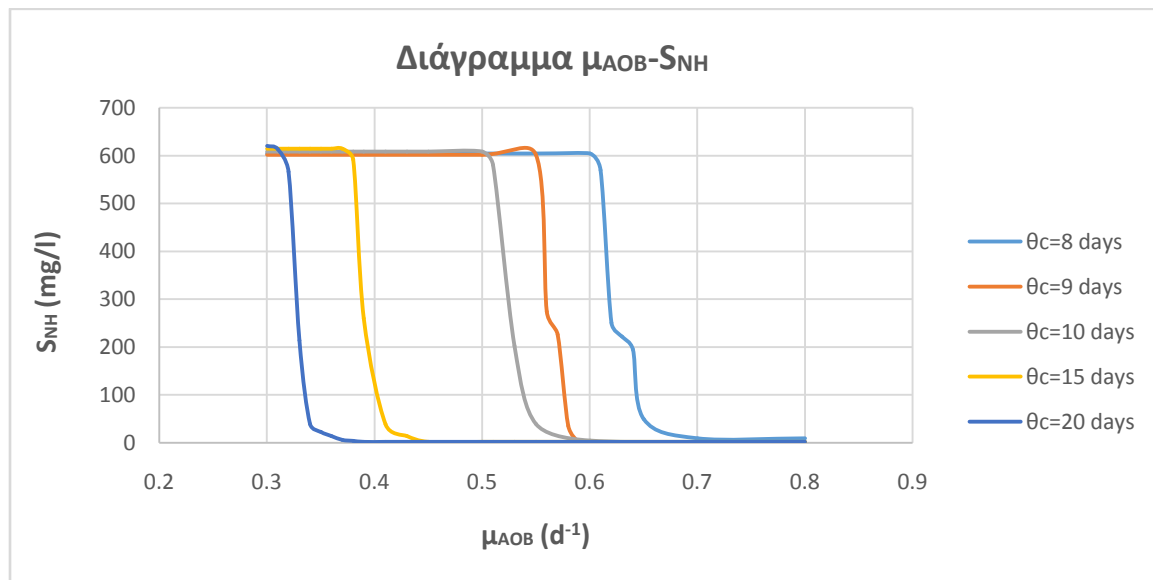
$\mu_{AOB}=0.55 \text{ d}^{-1}$						
	Ss (mg/l)	S _{NO3} (mg/l)	S _{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S _{ND} (mg/l)	S _{NO2} (mg/l)
θc=8d	1.18	0.44	604.14	93.00	7.73	3.73
θc=9d	1.03	0.43	601.18	93.00	6.82	4.01
θc=10d	0.95	1.59	39.68	93.00	6.33	77.79
θc=15d	0.78	3.99	1.75	93.00	5.99	86.43
θc=20d	0.75	5.46	1.97	93.00	5.87	86.02

Πίνακας 4.2.3 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $\mu_{AOB}=0.45 \text{ d}^{-1}$

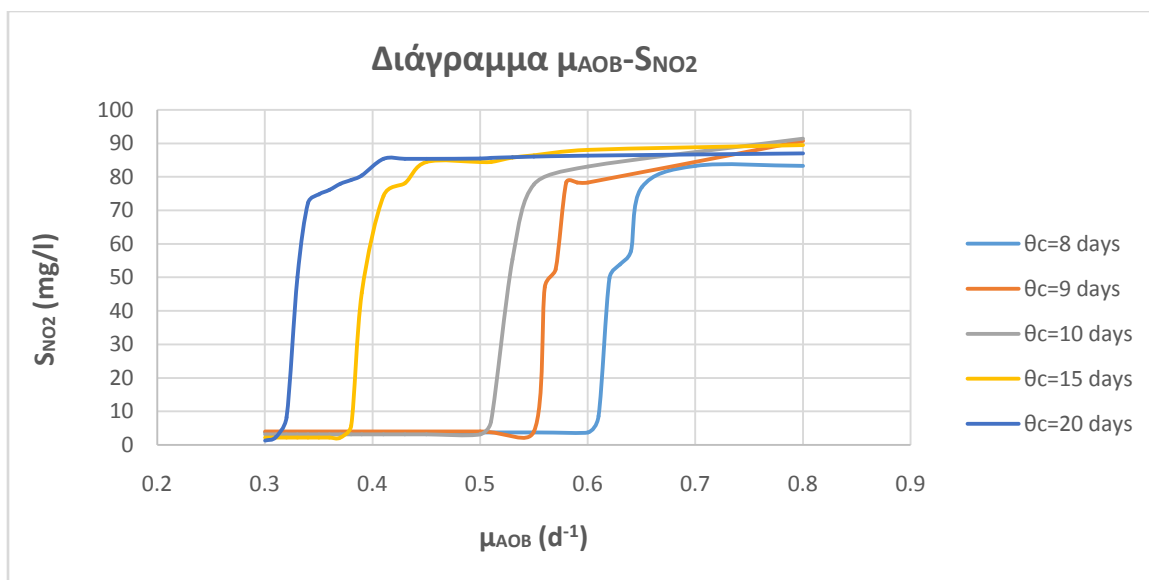
$\mu_{AOB}=0.45 \text{ d}^{-1}$						
	Ss (mg/l)	S _{NO3} (mg/l)	S _{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S _{ND} (mg/l)	S _{NO2} (mg/l)
$\theta_c=8\text{d}$	1.18	0.44	604.14	93.00	7.73	3.73
$\theta_c=9\text{d}$	1.03	0.43	601.18	93.00	6.82	4.01
$\theta_c=10\text{d}$	0.92	0.45	608.30	93.00	6.27	3.14
$\theta_c=15\text{d}$	0.87	3.36	1.75	93.00	6.01	84.48
$\theta_c=20\text{d}$	0.85	4.54	1.99	93.00	5.87	85.39

Πίνακας 4.2.4 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $\mu_{AOB}=0.30 \text{ d}^{-1}$

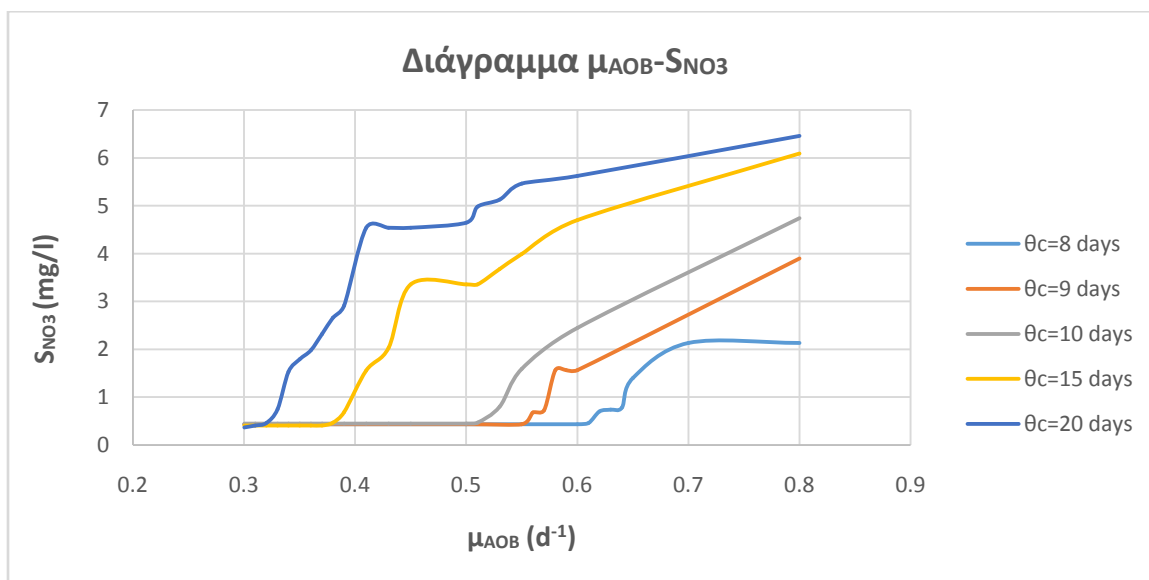
$\mu_{AOB}=0.30 \text{ d}^{-1}$						
	Ss (mg/l)	S _{NO3} (mg/l)	S _{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S _{ND} (mg/l)	S _{NO2} (mg/l)
$\theta_c=8\text{d}$	1.18	0.44	604.14	93.00	7.73	3.73
$\theta_c=9\text{d}$	1.03	0.43	601.18	93.00	6.82	4.01
$\theta_c=10\text{d}$	0.92	0.45	608.30	93.00	6.27	3.14
$\theta_c=15\text{d}$	0.87	0.41	614.40	93.00	5.98	2.16
$\theta_c=20\text{d}$	0.85	0.37	620.20	93.00	5.87	1.29



Σχήμα 4.2.1 Αμμωνιακό άζωτο S_{NH} στην εκροή συναρτήσει του μ_{AOB} για διάφορα θ_c



Σχήμα 4.2.2 Νιτρώδες άζωτο S_{NO2} στην εκροή συναρτήσει του $\mu_{ΑΟΒ}$ για διάφορα θ_c



Σχήμα 4.2.3 Νιτρικό άζωτο S_{NO3} στην εκροή συναρτήσει του $\mu_{ΑΟΒ}$ για διάφορα θ_c

Στη συνέχεια παρουσιάζονται τα αποτελέσματα που αφορούν τις συγκεντρώσεις των σωματιδιακών κλασμάτων στους πίνακες 4.2.5 - 4.2.8.

Πίνακας 4.2.5 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $\mu_{AOB}=0.60 \text{ d}^{-1}$

$\mu_{AOB}=0.60 \text{ d}^{-1}$						
	Xs (mg/l)	Xi (mg/l)	X _{BH} (mg/l)	X _{AOB} (mg/l)	X _{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
$\theta_c=8\text{d}$	3.57	198.00	130.11	19.86	431.00	431.00
$\theta_c=9\text{d}$	38.65	222.75	1676.97	20.36	3231.11	2577.77
$\theta_c=10\text{d}$	42.17	255.17	1838.00	22.47	3635.00	3635.00
$\theta_c=15\text{d}$	45.12	325.93	2216.00	22.63	4977.00	4977.00
$\theta_c=20\text{d}$	48.19	455.74	2353.00	22.71	5928.00	5928.00

Πίνακας 4.2.6 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $\mu_{AOB}=0.55 \text{ d}^{-1}$

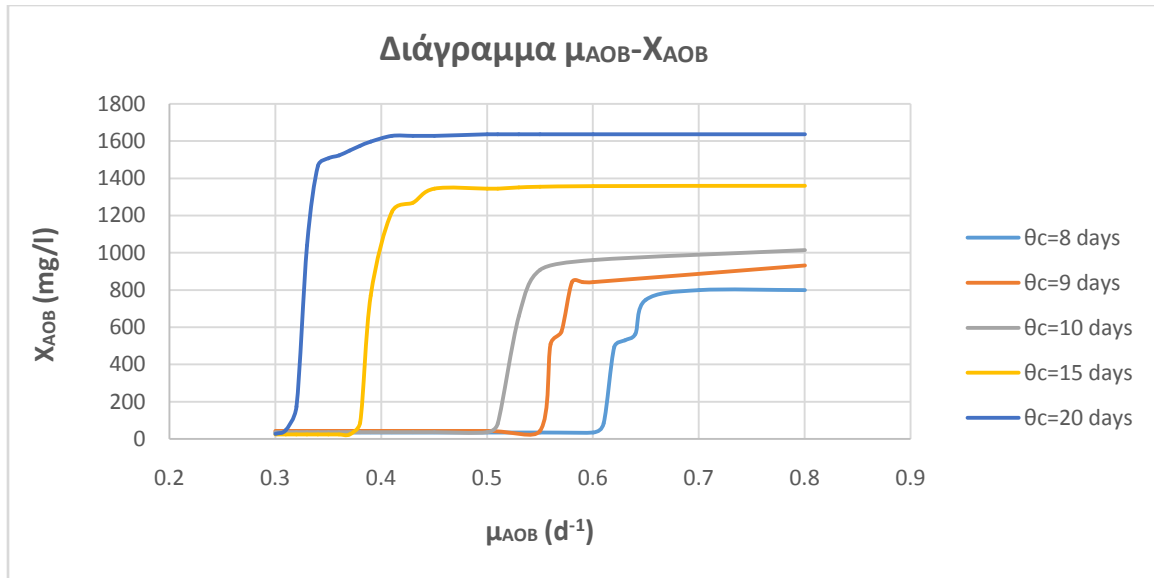
$\mu_{AOB}=0.55 \text{ d}^{-1}$						
	Xs (mg/l)	Xi (mg/l)	X _{BH} (mg/l)	X _{AOB} (mg/l)	X _{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
$\theta_c=8\text{d}$	3.57	198.00	130.10	34.95	19.83	431.00
$\theta_c=9\text{d}$	3.91	222.75	144.70	42.97	20.07	488.18
$\theta_c=10\text{d}$	4.25	250.17	1739.00	907.40	22.41	3454.00
$\theta_c=15\text{d}$	8.98	345.50	2200.00	1355.00	22.59	4951.00
$\theta_c=20\text{d}$	15.87	493.12	2360.00	1637.00	22.71	5936.00

Πίνακας 4.2.7 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $\mu_{AOB}=0.45 \text{ d}^{-1}$

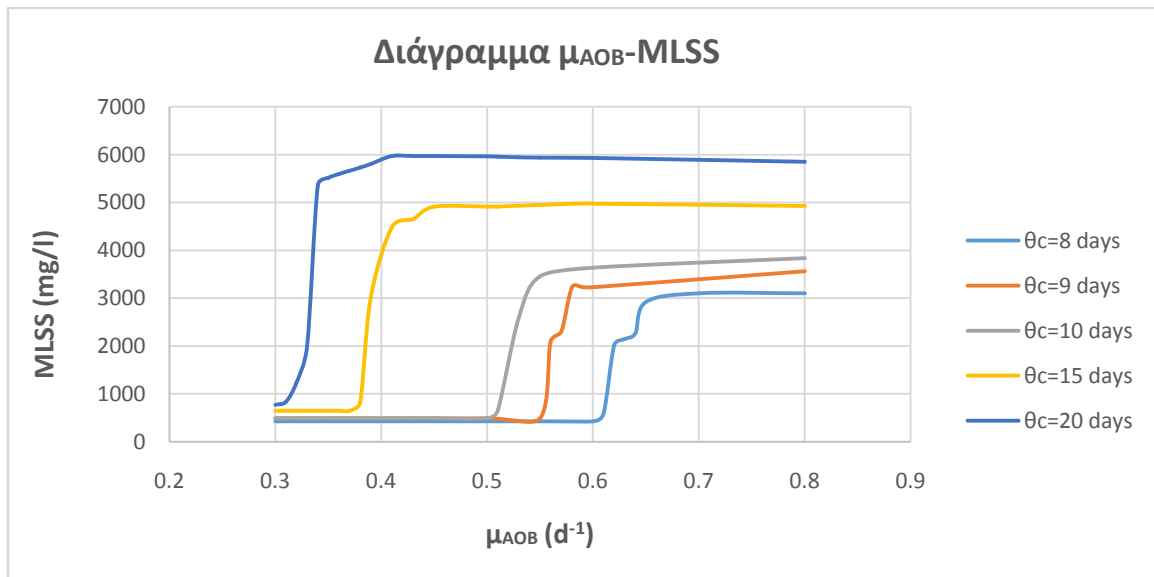
$\mu_{AOB}=0.45 \text{ d}^{-1}$						
	Xs (mg/l)	Xi (mg/l)	X _{BH} (mg/l)	X _{AOB} (mg/l)	X _{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
$\theta_c=8\text{d}$	3.57	198.00	130.10	34.95	19.83	431.00
$\theta_c=9\text{d}$	3.91	222.75	144.70	42.97	20.07	488.18
$\theta_c=10\text{d}$	15.25	322.19	131.40	35.70	21.61	496.00
$\theta_c=15\text{d}$	27.15	465.55	2181.00	1345.00	22.54	4914.00
$\theta_c=20\text{d}$	39.12	594.19	2352.00	1629.00	22.58	5969.00

Πίνακας 4.2.8 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $\mu_{AOB}=0.30 \text{ d}^{-1}$

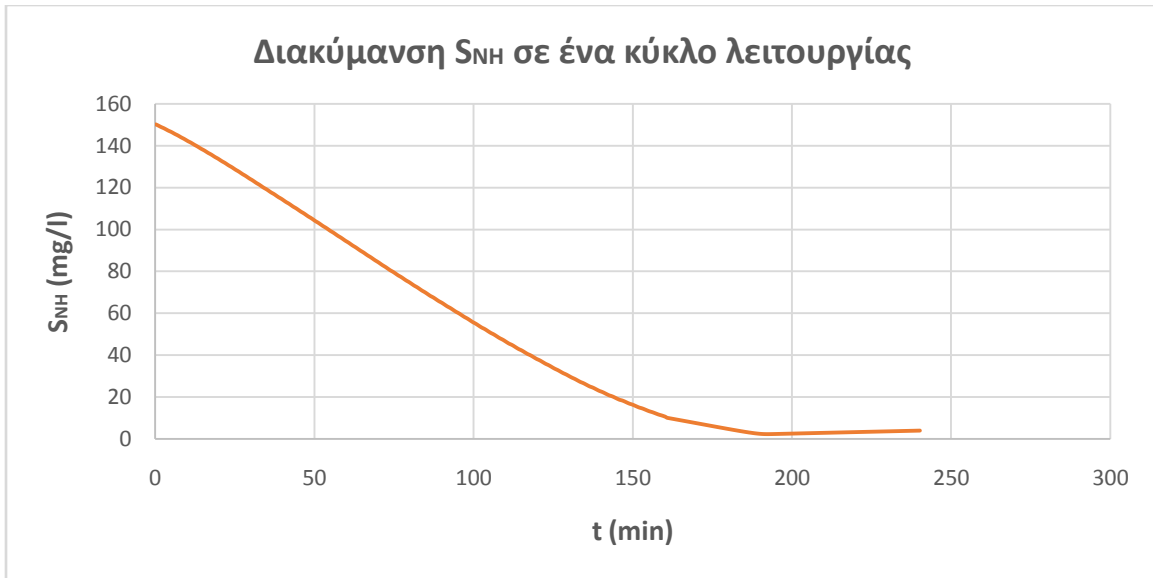
$\mu_{AOB}=0.30 \text{ d}^{-1}$						
	Xs (mg/l)	Xi (mg/l)	X _{BH} (mg/l)	X _{AOB} (mg/l)	X _{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
$\theta_c=8\text{d}$	3.57	198.00	130.10	34.95	19.83	431.00
$\theta_c=9\text{d}$	3.91	222.75	144.70	42.97	20.07	488.18
$\theta_c=10\text{d}$	15.25	250.17	131.40	35.70	21.61	496.00
$\theta_c=15\text{d}$	18.71	154.12	131.2	23.87	22.33	648.9
$\theta_c=20\text{d}$	25.54	234.99	118.50	26.85	22.33	772.17



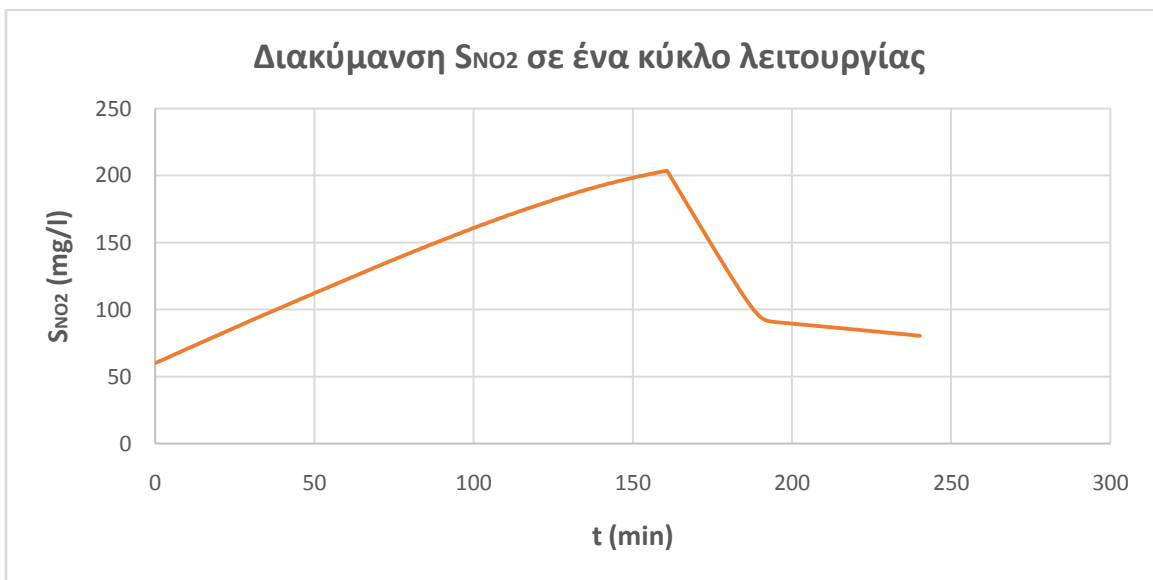
Σχήμα 4.2.4 Συγκέντρωση αυτοτροφικής ΑΟΒ βιομάζας $\chi_{ΑΟΒ}$ στην εκροή συναρτήσει του $\mu_{ΑΟΒ}$ για διάφορα θ_c



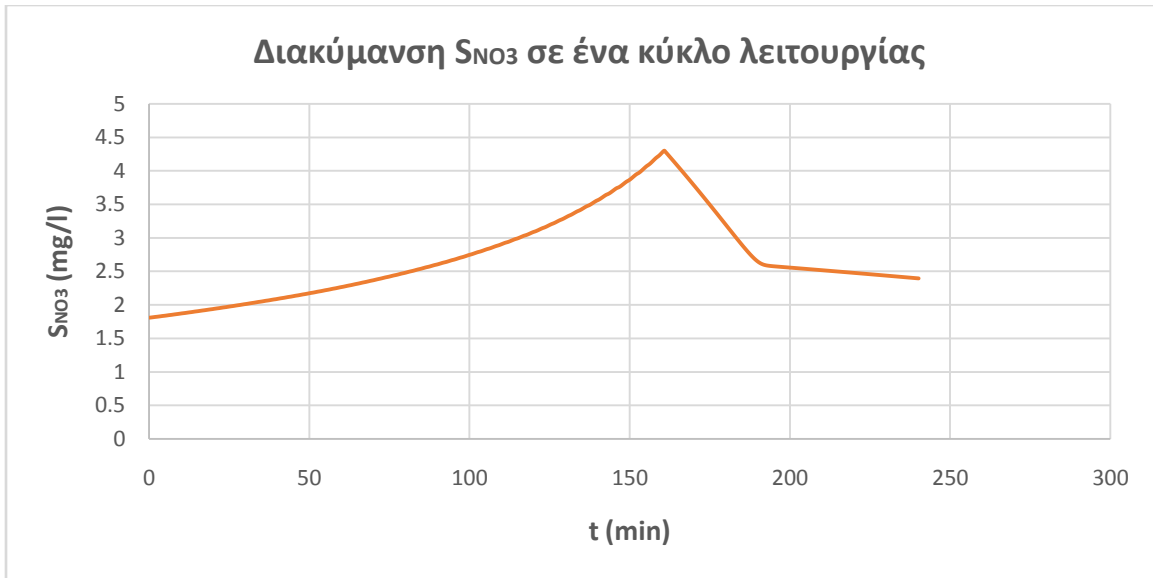
Σχήμα 4.2.5 Συγκέντρωση στερεών στο ανάμεικτο υγρό MLSS στην εκροή συναρτήσει του $\mu_{ΑΟΒ}$ για διάφορα θ_c



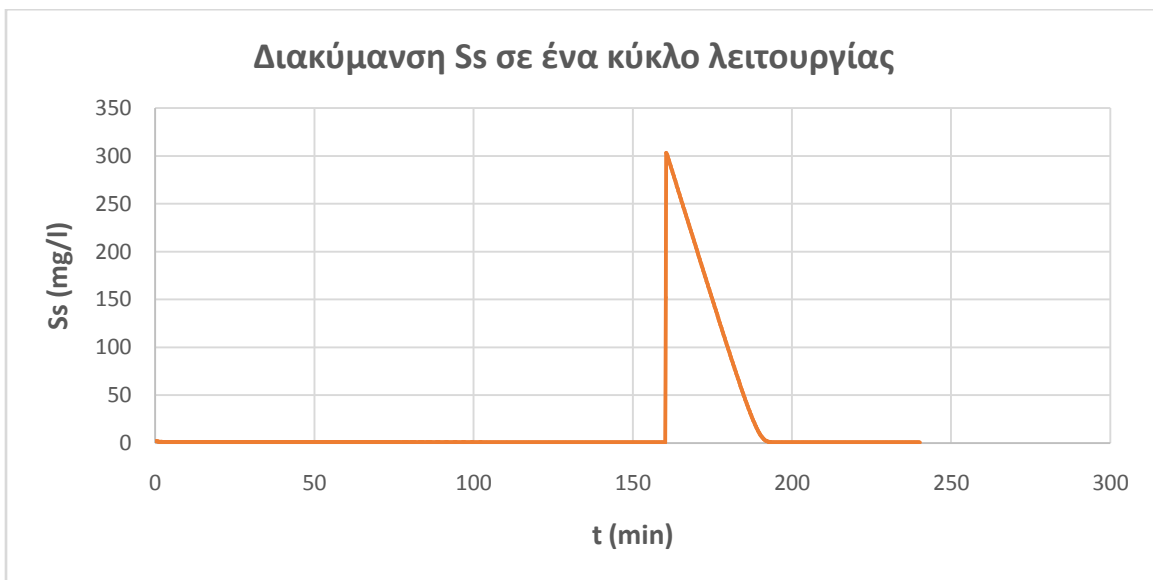
Σχήμα 4.2.6 Διακύμανση της συγκέντρωσης αμμωνιακού αζώτου (S_{NH}) μέσα σε ένα κύκλο λειτουργίας συστήματος SBR για $\mu_{AOB}=0.45\text{ d}^{-1}$ και $\theta_c=15\text{ days}$



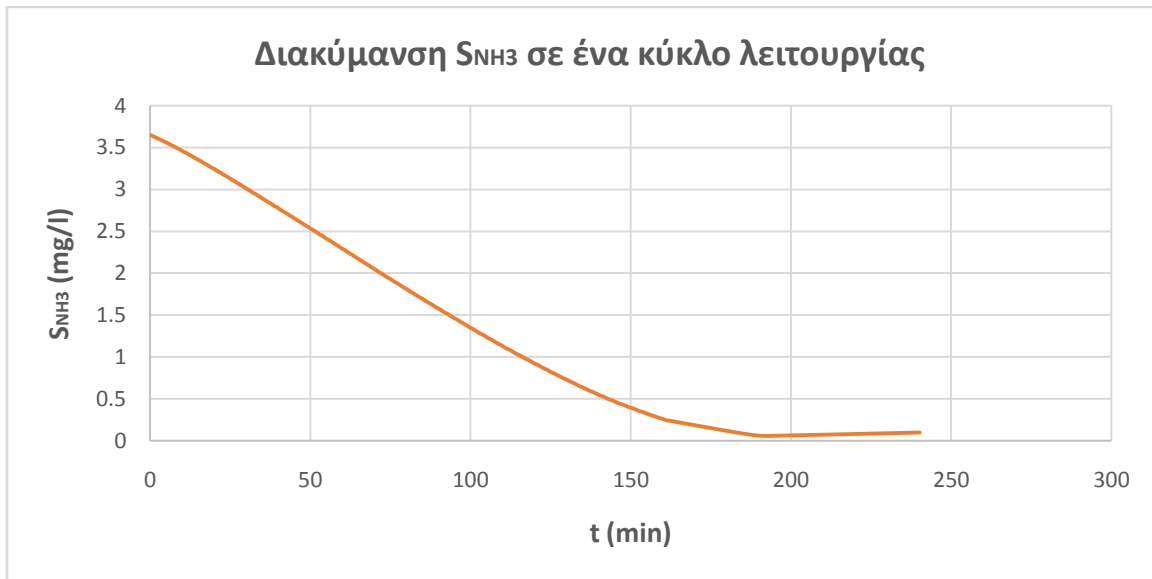
Σχήμα 4.2.7 Διακύμανση της συγκέντρωσης νιτρώδους αζώτου (S_{NO2}) μέσα σε ένα κύκλο λειτουργίας συστήματος SBR για $\mu_{AOB}=0.45\text{ d}^{-1}$ και $\theta_c=15\text{ days}$



Σχήμα 4.2.8 Διακύμανση της συγκέντρωσης νιτρικού αζώτου (S_{NO_3}) μέσα σε ένα κύκλο λειτουργίας συστήματος SBR για $\mu_{AOB}=0.45 \text{ d}^{-1}$ και $\theta_c=15 \text{ days}$



Σχήμα 4.2.9 Διακύμανση της συγκέντρωσης εύκολα βιοδιασπάσιμης οργανικής ύλης (S_s) μέσα σε ένα κύκλο λειτουργίας συστήματος SBR για $\mu_{AOB}=0.45 \text{ d}^{-1}$ και $\theta_c=15 \text{ days}$



Σχήμα 4.2.10 Διακύμανση της συγκέντρωσης ελεύθερης αμμωνίας (S_{NH_3}) μέσα σε ένα κύκλο λειτουργίας συστήματος SBR για $\mu_{AOB}=0.45 \text{ d}^{-1}$ και $\theta_c=15 \text{ days}$

Από τα αποτελέσματα της εφαρμογής προκύπτουν τα εξής συμπεράσματα:

- Στο σχήμα 4.2.1 φαίνεται ότι υπάρχει μία τιμή της μέγιστης ταχύτητας ανάπτυξης των AOB βακτηρίων, ανάλογα με το χρόνο παραμονής στερεών, κάτω από την οποία παρατηρείται πλήρης αδυναμία νιτροδοποίησης και κατ'επέκταση πολύ υψηλές συγκεντρώσεις αμμωνιακού αζώτου στην έξοδο. Αυτό καταδεικνύει τη σημασία της επιλογής του χρόνου παραμονής στερεών σε συνάρτηση με τα χαρακτηριστικά των βακτηρίων που οξειδώνουν το αμμωνιακό άζωτο, καθώς αν ο χρόνος παραμονής στερεών που εφαρμόζεται δεν επαρκεί, οδηγούνται στην πλήρη αναχαίτισή τους. Σε περιπτώσεις καταγραφής φαινομένων μερικής αναχαίτισης των μικροοργανισμών, απαιτείται αύξηση του χρόνου παραμονής στερεών για να αντισταθμιστεί το συμβάν. Παρατηρείται επίσης ότι για μεγαλύτερες τιμές του μ_{AOB} , η νιτροδοποίηση είναι πολύ ικανοποιητική μέχρι και την πλήρη απομάκρυνση του αμμωνιακού αζώτου.
- Από το σχήμα 4.2.2 προκύπτει ότι η συγκέντρωση νιτρωδών (S_{NO_2}) στην έξοδο είναι μεγάλη όταν υπάρχει ικανοποιητική ταχύτητα ανάπτυξης της αυτοτροφικής AOB βιομάζας και επαρκής χρόνος παραμονής στερεών, λόγω της μεγάλης απομάκρυνσης αμμωνιακού αζώτου κατά τη διαδικασία της νιτροδοποίησης. Κάτω από τις τιμές του μ_{AOB} από τις οποίες παρατηρείται αναχαίτιση, η συγκέντρωση των νιτρωδών φτάνει σχεδόν σε μηδενικές τιμές και αυτό οφείλεται στην αποτυχία της διαδικασίας της νιτροδοποίησης λόγω έλλειψης επαρκούς θ_c .

- Στο σχήμα 4.2.3 παρατηρείται πως και η συγκέντρωση των νιτρικών στην εκροή είναι μεγαλύτερη για μεγαλύτερες τιμές του μ_{AOB} και μηδενικές για χαμηλές τιμές. Ωστόσο εδώ δεν παρατηρείται μία τιμή για την οποία υπάρχει απότομη αλλαγή στην συγκέντρωση εκροής και αυτό γιατί η μεταβολή της συγκέντρωσης του νιτρικού αζώτου εξαρτάται από την ανάπτυξη των NOB βακτηρίων.
- Από τα παραπάνω σχήματα παρατηρείται ότι όσο αυξάνει ο απαιτούμενος χρόνος παραμονής στερεών, τόσο η τιμή του μ_{AOB} που απαιτείται μειώνεται καθώς για μεγαλύτερο διαθέσιμο θ_c , από το λόγο $\frac{1}{\mu_{AOB} - b_{AOB}}$ προκύπτει ότι το μ_{AOB} μπορεί να πάρει πιο μικρές τιμές με συνέπεια το κλάσμα να παίρνει μεγαλύτερες τιμές.
- Στο διάγραμμα 4.2.4 παρατηρείται το ίδιο φαινόμενο που περιγράφηκε παραπάνω αλλά και επιπλέον παρατηρείται ότι μετά από κάποια τιμή του μ_{AOB} και για μεγαλύτερες από αυτή τιμές, η συγκέντρωση της βιομάζας των AOB βακτηρίων λαμβάνει μία σταθερή τιμή. Η συγκέντρωση X_{AOB} , αυξάνεται όσο αυξάνει ο χρόνος παραμονής στερεών.
- Όπως και στην περίπτωση της συγκέντρωσης X_{AOB} , και στα MLSS παρατηρείται αύξηση με την αύξηση του μ_{AOB} . Αυτό είναι αναμενόμενο και αποτελεί ένδειξη της ορθής λειτουργίας του προγράμματος.

4.2.2.2 Μέγιστη ειδική ταχύτητα ανάπτυξης βακτηρίων που οξειδώνουν το νιτρώδες άζωτο (NOB)

Τα αποτελέσματα της εφαρμογής του προγράμματος που αναπτύχθηκε, για την επίδραση της μέγιστης ειδικής ταχύτητας ανάπτυξης των NOB βακτηρίων, παρουσιάζονται συνοπτικά στους παρακάτω πίνακες. Συγκεκριμένα παρουσιάζονται οι συγκεντρώσεις των διαλυτών συστατικών στους πίνακες 4.2.9 - 4.2.12 αλλά και οι συγκεντρώσεις των σωματιδιακών κλασμάτων στους πίνακες 4.2.13 - 4.2.16. Επιπλέον παρουσιάζονται τα διαγράμματα 4.2.11 - 4.2.14 για τον καλύτερο έλεγχο και κατανόηση των αποτελεσμάτων της εφαρμογής.

Πίνακας 4.2.9 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $\mu_{NOB}=0.80 \text{ d}^{-1}$

$\mu_{NOB}=0.80 \text{ d}^{-1}$						
	Ss (mg/l)	S _{NO3} (mg/l)	S _{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S _{ND} (mg/l)	S _{NO2} (mg/l)
$\theta_c=10\text{d}$	0.57	1.53	39.66	93.00	0.76	77.79
$\theta_c=15\text{d}$	0.59	3.93	1.75	93.00	0.76	86.59
$\theta_c=20\text{d}$	0.60	5.19	1.98	93.00	0.76	86.24

Πίνακας 4.2.10 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $\mu_{NOB}=0.55 \text{ d}^{-1}$

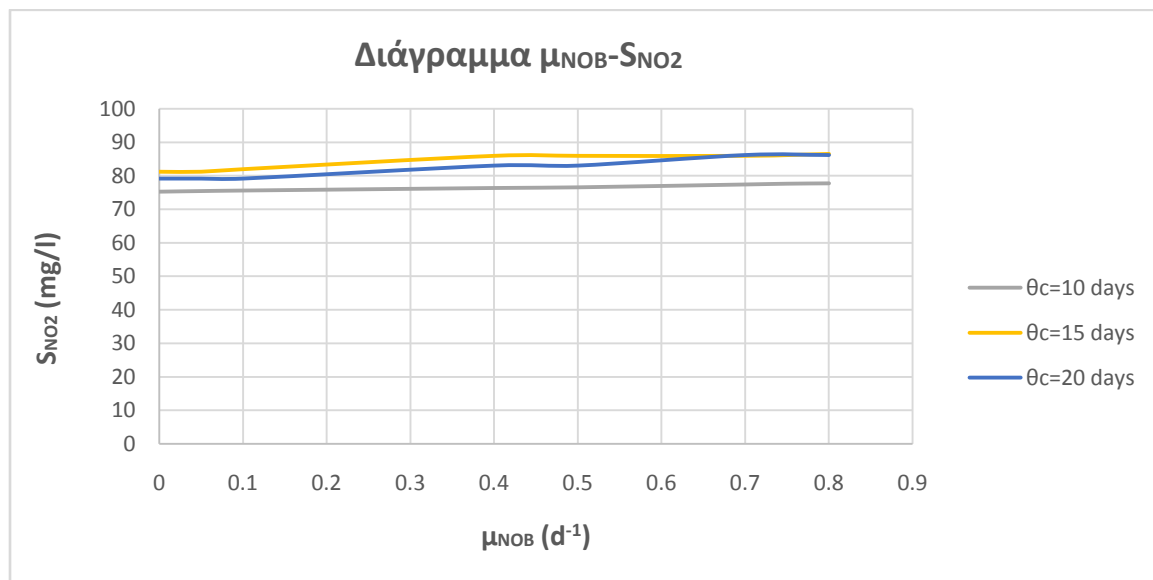
$\mu_{NOB}=0.55 \text{ d}^{-1}$						
	Ss (mg/l)	S_{NO_3} (mg/l)	S_{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S_{ND} (mg/l)	S_{NO_2} (mg/l)
$\theta_c=10\text{d}$	0.57	1.04	39.04	93.00	0.76	76.58
$\theta_c=15\text{d}$	0.58	3.46	1.76	93.00	0.76	86.01
$\theta_c=20\text{d}$	0.59	2.67	2.00	93.00	0.76	83.06

Πίνακας 4.2.11 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $\mu_{NOB}=0.40 \text{ d}^{-1}$

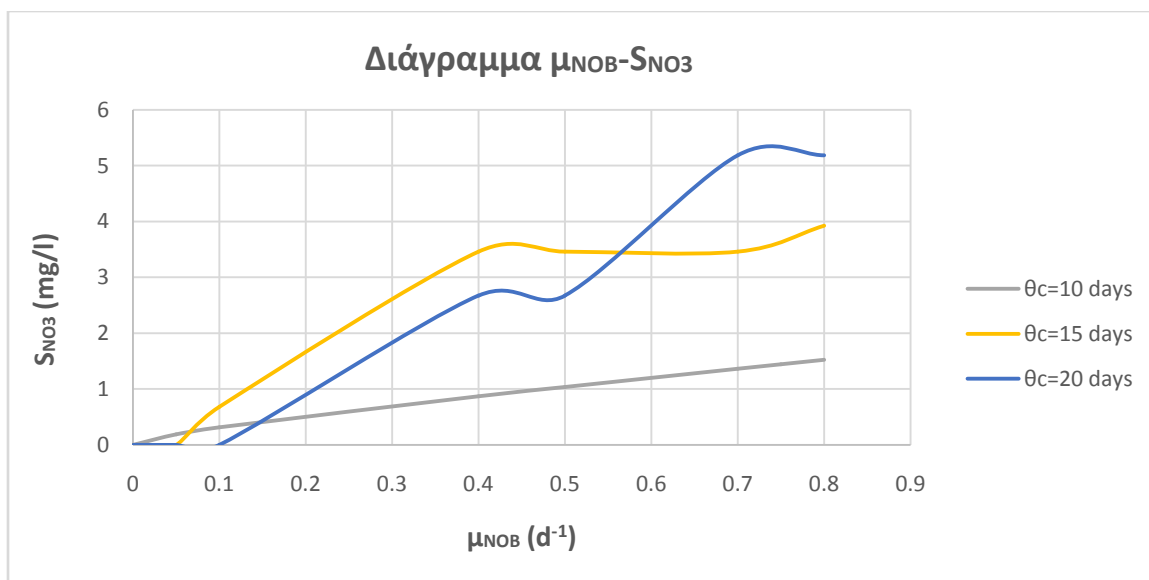
$\mu_{NOB}=0.40 \text{ d}^{-1}$						
	Ss (mg/l)	S_{NO_3} (mg/l)	S_{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S_{ND} (mg/l)	S_{NO_2} (mg/l)
$\theta_c=10\text{d}$	0.57	0.87	1.76	93.00	0.76	76.38
$\theta_c=15\text{d}$	0.58	3.46	1.75	93.00	0.76	85.87
$\theta_c=20\text{d}$	0.59	2.67	2.00	93.00	0.76	82.90

Πίνακας 4.2.12 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $\mu_{NOB}=0.10 \text{ d}^{-1}$

$\mu_{NOB}=0.10 \text{ d}^{-1}$						
	Ss (mg/l)	S_{NO_3} (mg/l)	S_{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S_{ND} (mg/l)	S_{NO_2} (mg/l)
$\theta_c=10\text{d}$	0.57	0.32	38.84	93.00	0.76	75.61
$\theta_c=15\text{d}$	0.57	0.68	1.78	93.00	0.76	81.97
$\theta_c=20\text{d}$	0.60	0.00	2.01	93.00	0.76	79.14



Σχήμα 4.2.11 Νιτρώδες άζωτο S_{NO_2} στην εκροή συναρτήσει του μ_{NOB} για διάφορα θ_c



Σχήμα 4.2.12 Νιτρώδες άζωτο S_{NO3} στην εκροή συναρτήσει του μ_{NOB} για διάφορα θ_c

Στη συνέχεια παρουσιάζονται τα αποτελέσματα που αφορούν τις συγκεντρώσεις των σωματιδιακών κλασμάτων στους πίνακες 4.2.13 - 4.2.16 .

Πίνακας 4.2.13 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $\mu_{NOB}=0.80 \text{ d}^{-1}$

$\mu_{NOB}=0.80 \text{ d}^{-1}$						
	X_s (mg/l)	X_i (mg/l)	X_{BH} (mg/l)	X_{AOB} (mg/l)	X_{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
$\theta_c=10d$	40.22	247.50	1739.32	907.42	20.52	3452.47
$\theta_c=15d$	51.47	371.25	2200.04	1355.39	21.72	4949.79
$\theta_c=20d$	55.94	492.02	2368.00	1636.44	22.36	5948.77

Πίνακας 4.2.14 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $\mu_{NOB}=0.55 \text{ d}^{-1}$

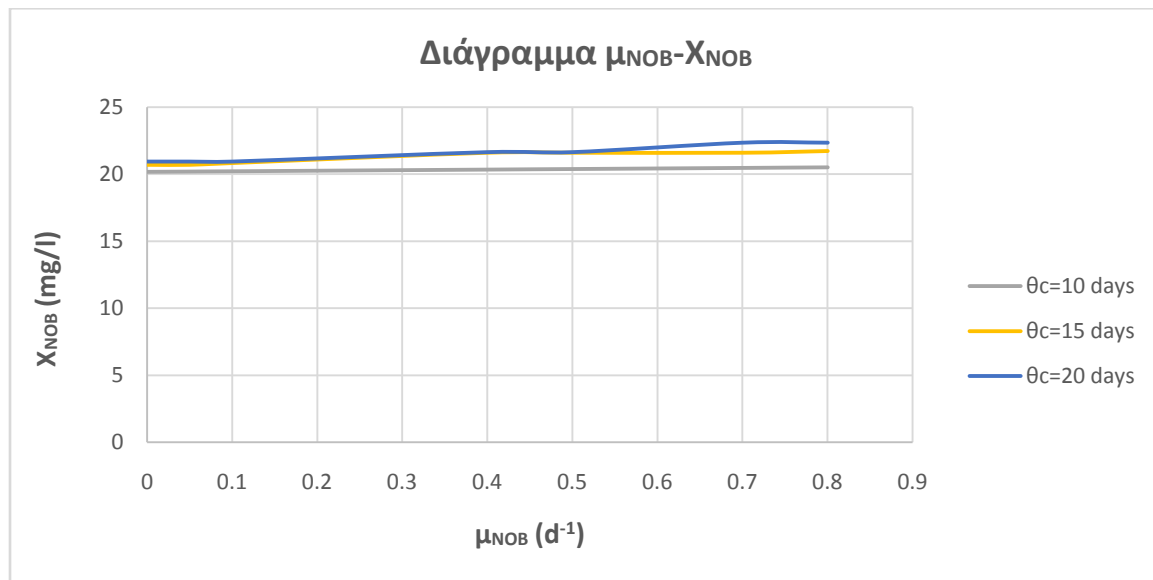
$\mu_{NOB}=0.55 \text{ d}^{-1}$						
	X_s (mg/l)	X_i (mg/l)	X_{BH} (mg/l)	X_{AOB} (mg/l)	X_{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
$\theta_c=10d$	40.15	247.50	1735.60	908.45	20.39	3448.62
$\theta_c=15d$	51.50	371.25	2200.93	1355.52	21.59	4950.84
$\theta_c=20d$	55.88	492.02	2368.00	1608.51	21.66	5783.32

Πίνακας 4.2.15 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $\mu_{NOB}=0.40 \text{ d}^{-1}$

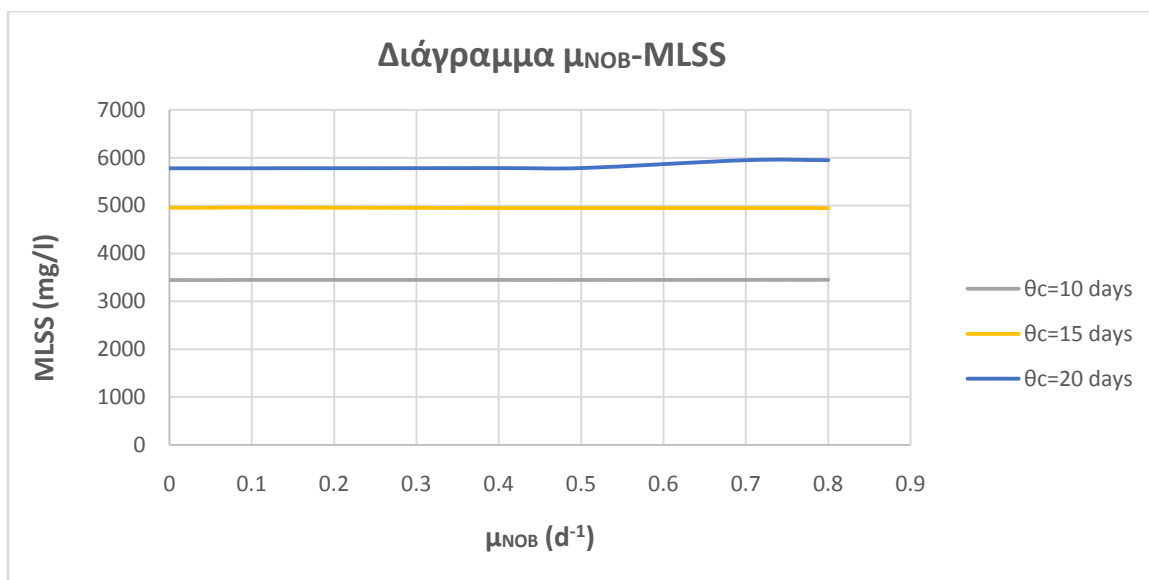
$\mu_{NOB}=0.40 \text{ d}^{-1}$						
	Xs (mg/l)	Xi (mg/l)	X _{BH} (mg/l)	X _{AOB} (mg/l)	X _{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
$\theta_c=10\text{d}$	40.17	247.50	1736.22	908.79	20.35	3449.72
$\theta_c=15\text{d}$	51.54	247.50	2200.90	1355.78	21.33	4953.75
$\theta_c=20\text{d}$	55.87	492.02	2366.54	1608.65	21.40	5782.85

Πίνακας 4.2.16 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $\mu_{NOB}=0.10 \text{ d}^{-1}$

$\mu_{NOB}=0.10 \text{ d}^{-1}$						
	Xs (mg/l)	Xi (mg/l)	X _{BH} (mg/l)	X _{AOB} (mg/l)	X _{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
$\theta_c=10\text{d}$	40.18	247.50	1736.26	908.96	20.21	3449.84
$\theta_c=15\text{d}$	51.72	371.25	2210.47	1356.57	20.82	4963.37
$\theta_c=20\text{d}$	55.84	492.02	2364.70	1608.80	20.96	5779.28



Σχήμα 4.2.13 Συγκέντρωση αυτοτροφικής NOB βιομάζας X_{NOB} στην εκροή συναρτήσει του μ_{NOB} για διάφορα θ_c



Σχήμα 4.2.14 Συγκέντρωση στερεών στο ανάμεικτο υγρό MLSS στην εκροή συναρτήσει του μ_{NOB} για διάφορα θ_c

Από τα αποτελέσματα της εφαρμογής προκύπτουν τα εξής συμπεράσματα:

- Από το σχήμα 4.2.10 φαίνεται πως η μέγιστη ταχύτητα ανάπτυξης των NOB βακτηρίων έχει πολύ μικρή επίδραση στην τελική συγκέντρωση των νιτρωδών (S_{NO2}). Ειδικότερα παρατηρείται ότι για χρόνους παραμονής στερεών μεγαλύτερες από 15 ημέρες, ούτε η τιμή του θ_c επηρεάζει την τελική συγκέντρωση του νιτρώδους αζώτου.
- Από το σχήμα 4.2.11 φαίνεται πως η ταχύτητα ανάπτυξης επηρεάζει τη συγκέντρωση εκροής του νιτρικού αζώτου (S_{NO3}). Για μεγαλύτερους ρυθμούς ανάπτυξης μ_{NOB} , αυξάνεται η συγκέντρωση των νιτρικών καθώς αποτελούν το προϊόν του 2^{ου} σταδίου της νιτροποίησης. Η επίδραση αυτή γίνεται μεγαλύτερη όσο αυξάνει το θ_c .
- Στο σχήμα 4.2.12 φαίνεται ότι η τιμή του μ_{NOB} δεν επηρεάζει αρκετά την ανάπτυξη της NOB βιομάζας. Αυτό συμβαίνει λόγω της αναχαίτισης που έχει επιχειρηθεί για να καταστεί δυνατή η διαδικασία της μερικής νιτροποίησης. Η αναχαίτιση αυτή φαίνεται από το διάγραμμα 4.2.19 όπου φαίνεται ότι η συγκέντρωση της ελεύθερης αμμωνίας είναι μεγάλη και οδηγεί σε πλήρη διακοπή της ανάπτυξης των NOB βακτηρίων.
- Από το σχήμα 4.2.13 προκύπτει ότι η ταχύτητα ανάπτυξης αυτής της ομάδας αυτοτροφικών βακτηρίων, δεν έχει καμία επίδραση στη συγκέντρωση των στερεών στο ανάμεικτο υγρό για χρόνους παραμονής στερεών μικρότερους από 15 ημέρες, ενώ η επίδραση της παραμέτρου μ_{NOB} ξεκινά για μεγάλες τιμές και χρόνους παραμονής στερεών μεγαλύτερους από 15 ημέρες, που και πάλι η επίδραση αυτή δε μπορεί να θεωρηθεί μεγάλη.

4.2.2.3 Μέγιστη ειδική ταχύτητα ανάπτυξης της ετεροτροφικής βιομάζας (μ_H)

Τα αποτελέσματα της εφαρμογής του προγράμματος που αναπτύχθηκε, για την επίδραση της μέγιστης ειδικής ταχύτητας ανάπτυξης των ετεροτροφικών βακτηρίων, παρουσιάζονται συνοπτικά στους παρακάτω πίνακες. Συγκεκριμένα παρουσιάζονται οι συγκεντρώσεις των διαλυτών συστατικών στους πίνακες 4.2.17 - 4.2.20 αλλά και οι συγκεντρώσεις των σωματιδιακών κλασμάτων στους πίνακες 4.2.21 - 4.2.24 . Επιπλέον παρουσιάζονται τα διαγράμματα 4.2.15 - 4.2.18 για τον καλύτερο έλεγχο και κατανόηση των αποτελεσμάτων της εφαρμογής.

Πίνακας 4.2.17 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $\mu_H=0.50 \text{ d}^{-1}$

$\mu_H=0.50 \text{ d}^{-1}$						
	Ss (mg/l)	S _{NO3} (mg/l)	S _{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S _{ND} (mg/l)	S _{NO2} (mg/l)
$\theta_c=10\text{d}$	2174.57	2.46	218.49	93.00	25.60	361.94
$\theta_c=15\text{d}$	2639.62	2.50	139.56	93.00	25.60	439.35
$\theta_c=20\text{d}$	2687.69	2.19	131.91	93.00	25.60	447.18

Πίνακας 4.2.18 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $\mu_H=1 \text{ d}^{-1}$

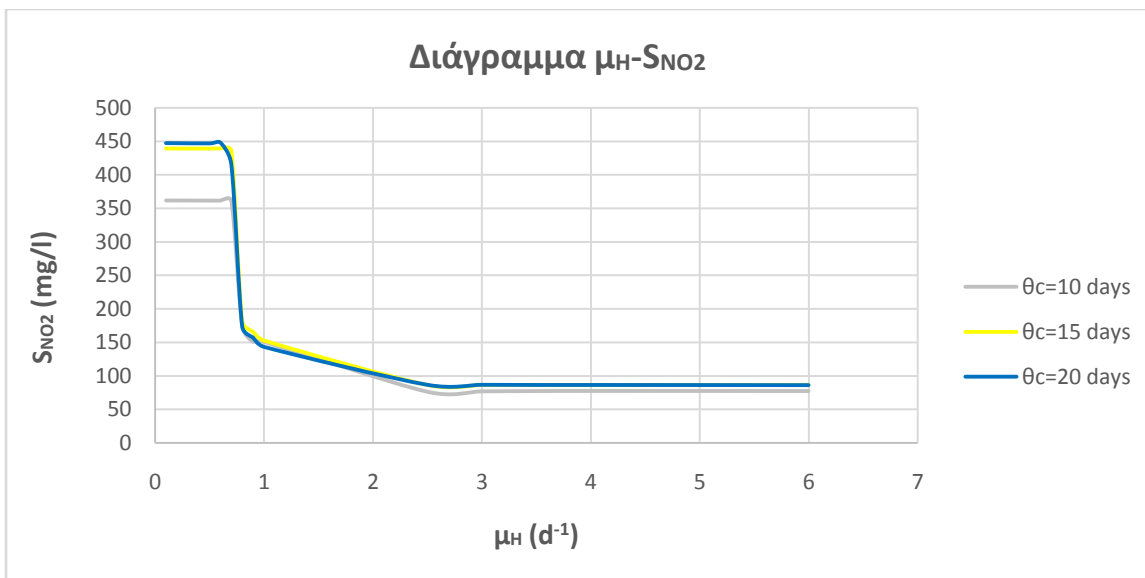
$\mu_H=1 \text{ d}^{-1}$						
	Ss (mg/l)	S _{NO3} (mg/l)	S _{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S _{ND} (mg/l)	S _{NO2} (mg/l)
$\theta_c=10\text{d}$	169.99	2.46	61.87	93.00	0.75	151.02
$\theta_c=15\text{d}$	157.65	5.41	0.00	93.00	0.75	152.76
$\theta_c=20\text{d}$	140.29	6.82	0.00	93.00	0.76	143.34

Πίνακας 4.2.19 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $\mu_H=4 \text{ d}^{-1}$

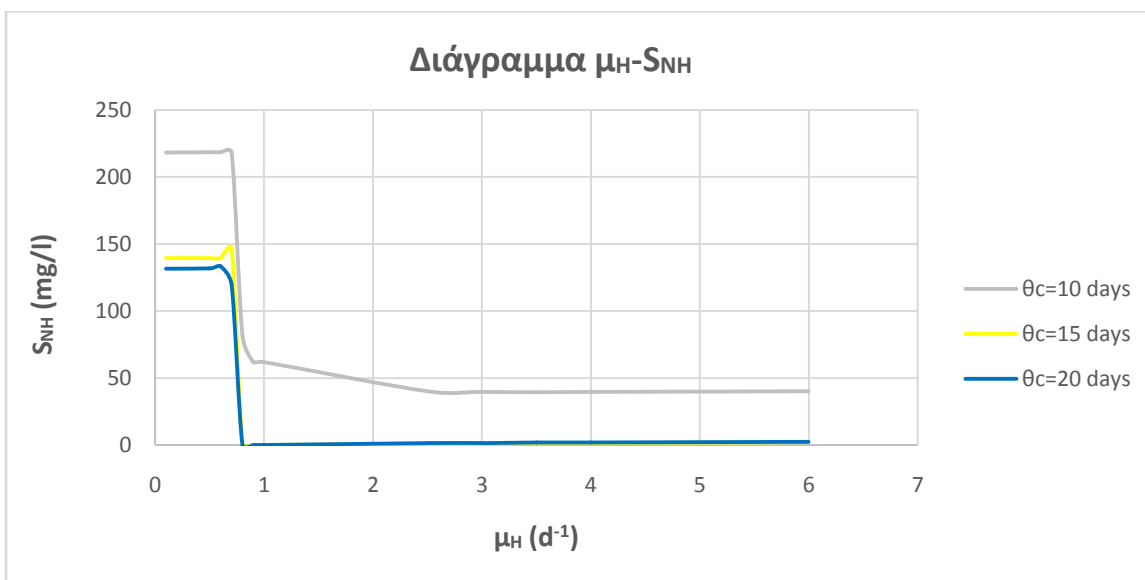
$\mu_H=4 \text{ d}^{-1}$						
	Ss (mg/l)	S _{NO3} (mg/l)	S _{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S _{ND} (mg/l)	S _{NO2} (mg/l)
$\theta_c=10\text{d}$	0.57	1.53	39.66	93.00	0.76	77.68
$\theta_c=15\text{d}$	0.38	3.94	1.57	93.00	0.76	86.55
$\theta_c=20\text{d}$	0.59	5.10	1.98	93.00	0.76	86.45

Πίνακας 4.2.20 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $\mu_H=6 \text{ d}^{-1}$

$\mu_H=6 \text{ d}^{-1}$						
	Ss (mg/l)	S _{NO3} (mg/l)	S _{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S _{ND} (mg/l)	S _{NO2} (mg/l)
$\theta_c=10\text{d}$	0.38	1.52	40.25	93.00	0.76	77.68
$\theta_c=15\text{d}$	0.38	3.85	2.21	93.00	0.76	86.46
$\theta_c=20\text{d}$	0.59	5.12	1.99	93.00	0.76	86.48



Σχήμα 4.2.15 Νιτρώδες άζωτο S_{NO_2} στην εκροή συναρτήσει του μ_H για διάφορα θ_c



Σχήμα 4.2.16 Αμμωνιακό άζωτο S_{NH} στην εκροή συναρτήσει του μ_H για διάφορα θ_c

Στη συνέχεια παρουσιάζονται τα αποτελέσματα που αφορούν τις συγκεντρώσεις των σωματιδιακών κλασμάτων στους πίνακες 4.2.21 - 4.2.24 .

Πίνακας 5.2.21 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $\mu_H=0.50 \text{ d}^{-1}$

$\mu_H=0.50 \text{ d}^{-1}$						
	Xs (mg/l)	Xi (mg/l)	X _{BH} (mg/l)	X _{AOB} (mg/l)	X _{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
$\theta_c=10\text{d}$	429.13	247.50	0.01	574.65	20.31	1307.30
$\theta_c=15\text{d}$	806.96	371.25	0.01	928.77	20.84	2195.75
$\theta_c=20\text{d}$	1086.91	494.98	0.01	1120.96	21.08	2953.46

Πίνακας 4.2.22 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $\mu_H=1 \text{ d}^{-1}$

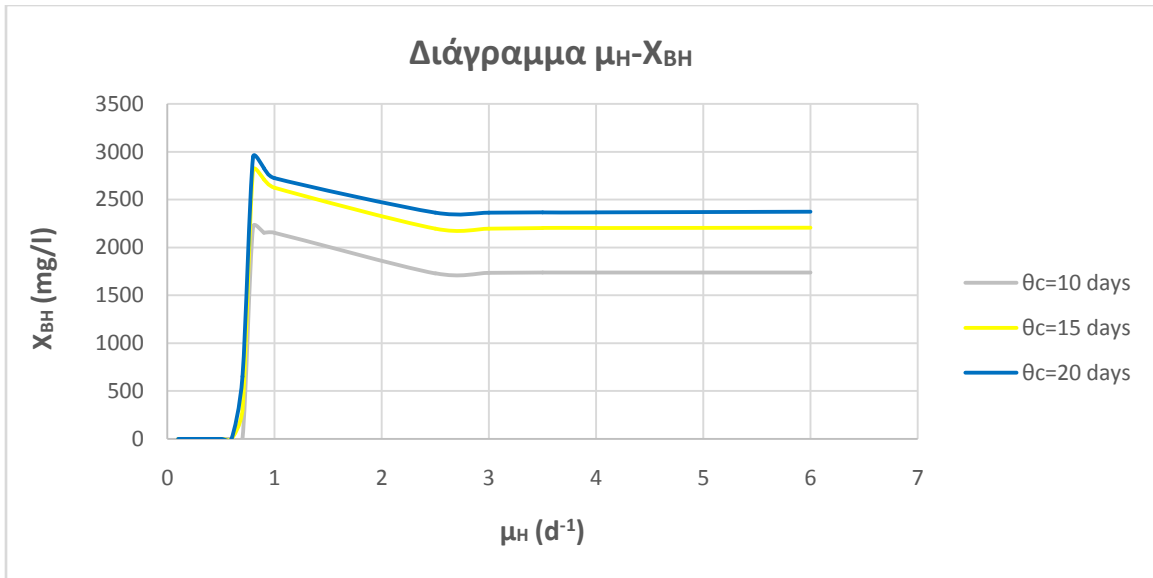
$\mu_H=1 \text{ d}^{-1}$						
	Xs (mg/l)	Xi (mg/l)	X _{BH} (mg/l)	X _{AOB} (mg/l)	X _{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
$\theta_c=10\text{d}$	49.20	247.50	2153.58	866.61	20.46	3949.61
$\theta_c=15\text{d}$	60.51	371.25	2625.06	1302.62	21.75	5506.24
$\theta_c=20\text{d}$	63.32	494.98	2723.31	1558.62	22.15	6031.12

Πίνακας 4.2.23 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $\mu_H=4 \text{ d}^{-1}$

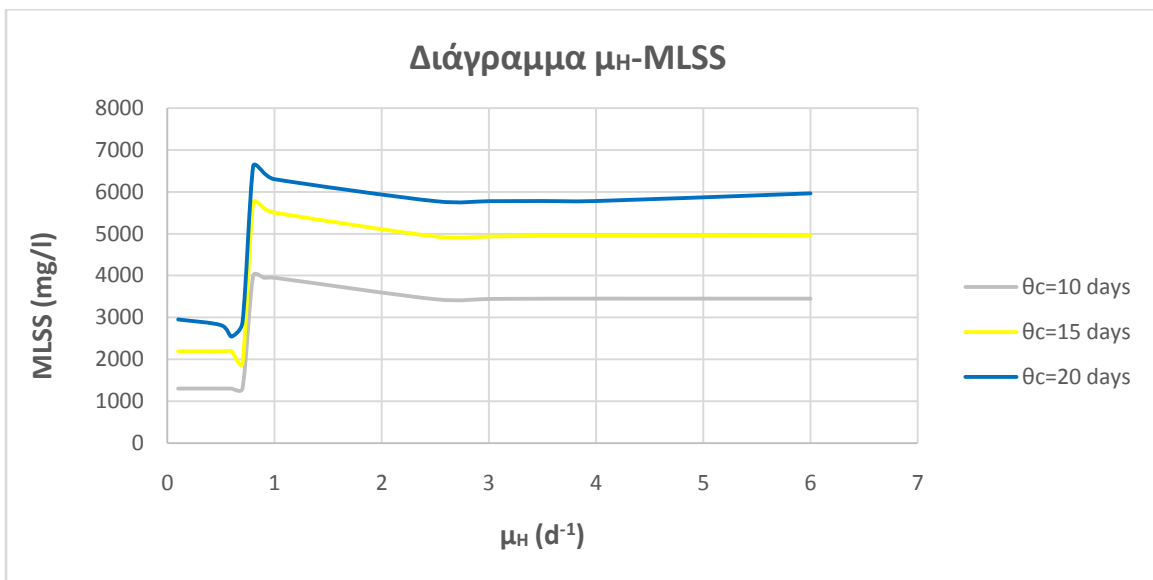
$\mu_H=4 \text{ d}^{-1}$						
	Xs (mg/l)	Xi (mg/l)	X _{BH} (mg/l)	X _{AOB} (mg/l)	X _{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
$\theta_c=10\text{d}$	40.22	247.50	1739.32	907.42	20.52	3452.47
$\theta_c=15\text{d}$	51.52	371.25	2204.35	1354.35	21.72	4953.19
$\theta_c=20\text{d}$	55.82	494.98	2365.36	1236.67	22.33	5780.37

Πίνακας 4.2.24 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $\mu_H=6 \text{ d}^{-1}$

$\mu_H=6 \text{ d}^{-1}$						
	Xs (mg/l)	Xi (mg/l)	X _{BH} (mg/l)	X _{AOB} (mg/l)	X _{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
$\theta_c=10\text{d}$	40.32	247.50	1738.84	906.45	20.52	3451.71
$\theta_c=15\text{d}$	51.77	371.25	2208.02	1357.93	21.70	4964.54
$\theta_c=20\text{d}$	56.18	494.98	2372.66	1376.60	22.33	5962.66



Σχήμα 4.2.17 Συγκέντρωση ετεροτροφικής βιομάζας X_{BH} στην εκροή συναρτήσει του μ_H για διάφορα θ_c



Σχήμα 4.2.18 Συγκέντρωση στερεών στο ανάμεικτο υγρό MLSS στην εκροή συναρτήσει του μ_H για διάφορα θ_c

Από τα αποτελέσματα της εφαρμογής προκύπτουν τα εξής συμπεράσματα:

- Από το σχήμα 2.2.15 για μικρές ταχύτητες ανάπτυξης ετεροτροφικής βιομάζας η συγκέντρωση εκροής των νιτρωδών είναι πολύ μεγάλη καθώς επέρχεται πλήρης αναχαίτιση των ετεροτροφικών βακτηρίων λόγω μη επαρκούς χρόνου παραμονής στερεών. Η διαδικασία της απονιτρωδοποίησης που συντελείται από ετεροτροφικούς μικροοργανισμούς σε ανοξικές συνθήκες διακόπτεται εντελώς και αυτό οδηγεί σε πολύ μεγάλες συγκεντρώσεις νιτρωδών στην έξοδο της εγκατάστασης. Αντίθετα για τιμές μ_H μεγαλύτερες από 0.8 d^{-1} υπάρχει ανάπτυξη της ετεροτροφικής βιομάζας με συνέπεια να επιτυγχάνεται ικανοποιητική απομάκρυνση νιτρωδών.
- Από το σχήμα 2.21.5 προκύπτει επίσης πως ο χρόνος παραμονής στερεών δεν παίζει κάποιο ιδιαίτερο ρόλο στην ποιότητα εκροής όσον αφορά στα νιτρώδη για όλο το φάσμα των μ_H .
- Στο σχήμα 2.2.16 φαίνεται πως για τιμές του μ_H όπου ο χρόνος παραμονής στερεών είναι επαρκής και σταματά η αναχαίτιση της ετεροτροφικής βιομάζας, παρατηρείται μία δραστική μείωση του αμμωνιακού αζώτου που υπάρχει στο σύστημα. Αυτό συμβαίνει διότι υπάρχει ανάπτυξη της ετεροτροφικής βιομάζας και το αμμωνιακό άζωτο αποτελεί ένα απαραίτητο συστατικό για τη σύσταση νέου κυτταρικού υλικού. Επιπλέον για θ_c μεγαλύτερο από 15 ημέρες η επίδραση του χρόνου παραμονής είναι ουσιαστικά αμελητέα.
- Από το σχήμα 2.2.17 προκύπτει ότι για την οριακή τιμή της μέγιστης ειδικής ταχύτητας όπου σταματά η αναχαίτιση των ετεροτροφικών βακτηρίων, επέρχεται απότομη αύξηση της παραγωγής ετεροτροφικής βιομάζας η οποία για τιμές μ_H μεγαλύτερες από 3 σταθεροποιείται σε χαμηλότερη τιμή συγκέντρωσης. Επίσης όσο μεγαλώνει το θ_c , η αύξηση της συγκέντρωσης της ετεροτροφικής βιομάζας γίνεται ολοένα και μικρότερη. Ειδικότερα ανάμεσα στους χρόνους παραμονής στερεών 10 και 15 ημέρες η μεταβολή είναι της τάξης των 500 mg/l ενώ ανάμεσα στους χρόνους παραμονής στερεών 15 και 20 ημέρες, η μεταβολή είναι μόλις 75 mg/l.
- Στο σχήμα 2.2.18 παρατηρείται η ίδια απότομη αύξηση της συγκέντρωσης MLSS για την οριακή τιμή της μέγιστης ειδικής ταχύτητας παραγωγής ετεροτροφικής βιομάζας, όπως ακριβώς αναλύθηκε και στο διάγραμμα 2.2.22 και έπειτα η τιμή των MLSS σταθεροποιείται σε χαμηλότερη τιμή. Όπως ήταν αναμενόμενο η τιμή της συγκέντρωσης των στερεών στο ανάμεικτο υγρό αυξάνεται με την αύξηση του χρόνου παραμονής στερεών. Ο ρυθμός αύξησης των MLSS με την αύξηση του χρόνου παραμονής στερεών μικραίνει δηλαδή όπως και στην περίπτωση της συγκέντρωσης της ετεροτροφικής βιομάζας η αύξηση των MLSS από $\theta_c=15$ ημέρες σε $\theta_c=20$ ημέρες είναι μικρότερη από την αντίστοιχη αύξηση από $\theta_c=10$ ημέρες σε $\theta_c=15$ ημέρες.

4.2.2.4 Συντελεστής Μετατροπής Αυοτροφικής ΑΟΒ Βιομάζας (Y_{AOB})

Τα αποτελέσματα της εφαρμογής του προγράμματος που αναπτύχθηκε, για την επίδραση του συντελεστή μετατροπής αυτοτροφικής ΑΟΒ βιομάζας, παρουσιάζονται συνοπτικά στους παρακάτω πίνακες. Συγκεκριμένα παρουσιάζονται οι συγκεντρώσεις των διαλυτών συστατικών στους πίνακες 4.2.25 - 4.2.28 αλλά και οι συγκεντρώσεις των σωματιδιακών κλασμάτων στους πίνακες 4.2.29 - 4.2.32 . Επιπλέον παρουσιάζονται τα διαγράμματα 4.2.19 - 4.2.24 για τον καλύτερο έλεγχο και κατανόηση των αποτελεσμάτων της εφαρμογής.

Πίνακας 4.2.25 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $Y_{AOB}=0.50$ g COD/g COD

$Y_{AOB}=0.50$ g COD/g COD						
	Ss (mg/l)	S_{NO_3} (mg/l)	S_{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S_{ND} (mg/l)	S_{NO_2} (mg/l)
$\theta_c=10d$	0.61	1.44	43.53	93.00	0.81	72.77
$\theta_c=15d$	0.63	3.95	1.98	93.00	0.81	81.67
$\theta_c=20d$	0.65	5.45	2.28	93.00	0.82	80.91

Πίνακας 4.2.26 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $Y_{AOB}=0.30$ g COD/g COD

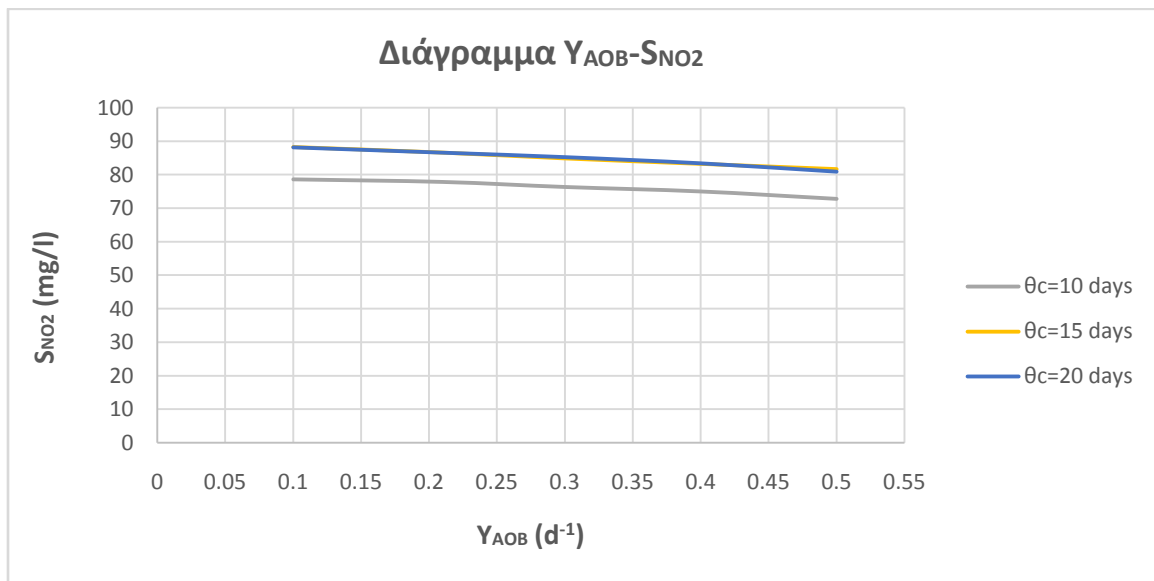
$Y_{AOB}=0.30$ g COD/g COD						
	Ss (mg/l)	S_{NO_3} (mg/l)	S_{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S_{ND} (mg/l)	S_{NO_2} (mg/l)
$\theta_c=10d$	0.58	1.50	41.28	93.00	0.78	76.31
$\theta_c=15d$	0.60	3.92	1.82	93.00	0.78	84.86
$\theta_c=20d$	0.61	5.33	2.08	93.00	0.78	85.27

Πίνακας 4.2.27 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $Y_{AOB}=0.10$ g COD/g COD

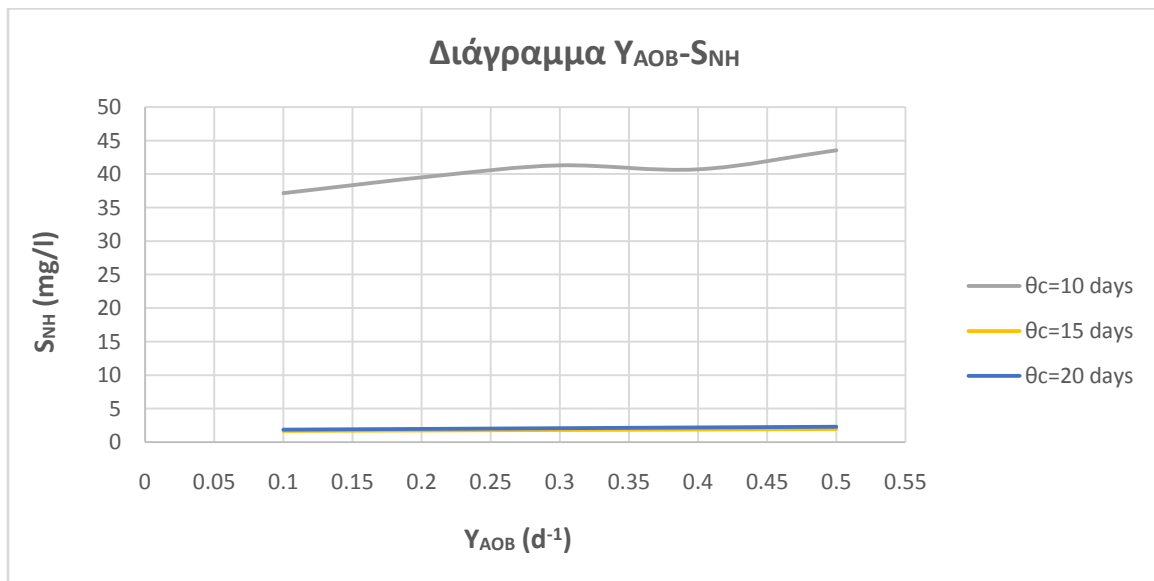
$Y_{AOB}=0.10$ g COD/g COD						
	Ss (mg/l)	S_{NO_3} (mg/l)	S_{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S_{ND} (mg/l)	S_{NO_2} (mg/l)
$\theta_c=10d$	0.56	1.56	37.14	93.00	0.74	78.57
$\theta_c=15d$	0.57	3.90	1.67	93.00	0.74	88.25
$\theta_c=20d$	0.57	5.05	1.87	93.00	0.74	88.21

Πίνακας 4.2.28 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $Y_{AOB}=0.01$ g COD/gCOD

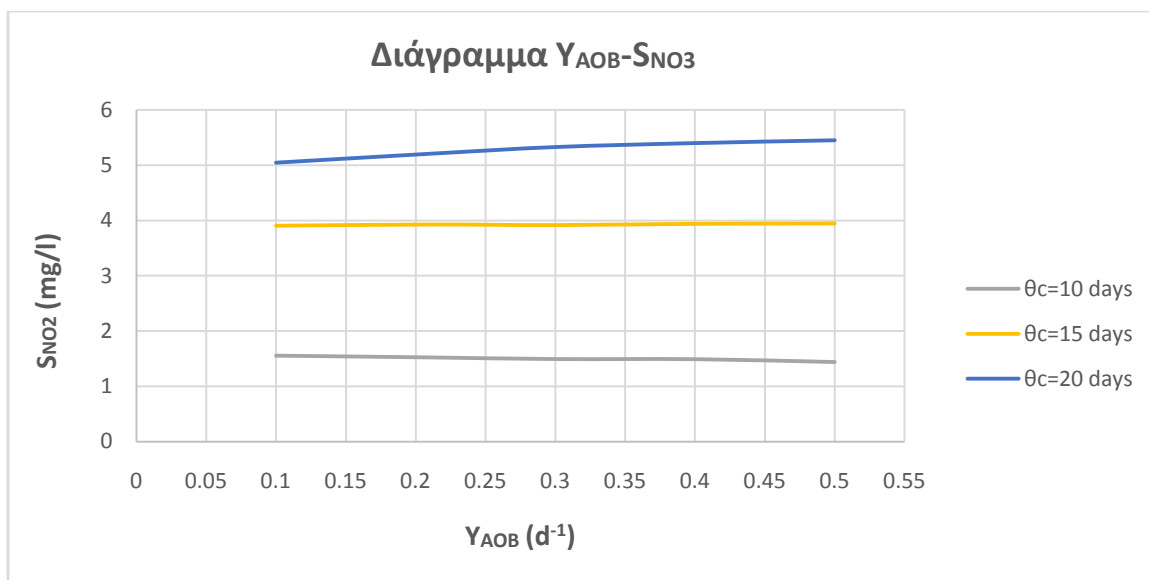
$Y_{AOB}=0.01$ g COD/g COD						
	Ss (mg/l)	S_{NO_3} (mg/l)	S_{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S_{ND} (mg/l)	S_{NO_2} (mg/l)
$\theta_c=10d$	0.54	1.57	36.86	93.00	0.73	79.76
$\theta_c=15d$	0.55	3.91	1.60	93.00	0.72	90.35
$\theta_c=20d$	0.56	4.94	1.78	93.00	0.72	90.01



Σχήμα 4.2.19 Νιτρώδες άζωτο S_{NO2} στην εκροή συναρτήσει του Y_{AOB} για διάφορα θ_c



Σχήμα 4.2.20 Αμμωνιακό άζωτο S_{NH} στην εκροή συναρτήσει του Y_{AOB} για διάφορα θ_c



Σχήμα 4.2.21 Νιτρώδες άζωτο S_{NO_3} στην εκροή συναρτήσει του Y_{AOB} για διάφορα θ_c

Στη συνέχεια παρουσιάζονται τα αποτελέσματα που αφορούν τις συγκεντρώσεις των σωματιδιακών κλασμάτων στους πίνακες 4.2.29 - 4.2.32.

Πίνακας 4.2.29 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $Y_{AOB}=0.50$ g COD/g COD

$Y_{AOB}=0.50$ g COD/g COD						
	X_s (mg/l)	X_i (mg/l)	X_{BH} (mg/l)	X_{AOB} (mg/l)	X_{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
$\theta_c=10d$	43.44	247.50	1735.63	2108.99	20.51	4685.01
$\theta_c=15d$	57.38	371.25	2243.28	3167.90	21.76	6901.75
$\theta_c=20d$	63.56	494.76	2441.88	3826.29	22.49	8351.84

Πίνακας 4.2.30 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $Y_{AOB}=0.30$ g COD/g COD

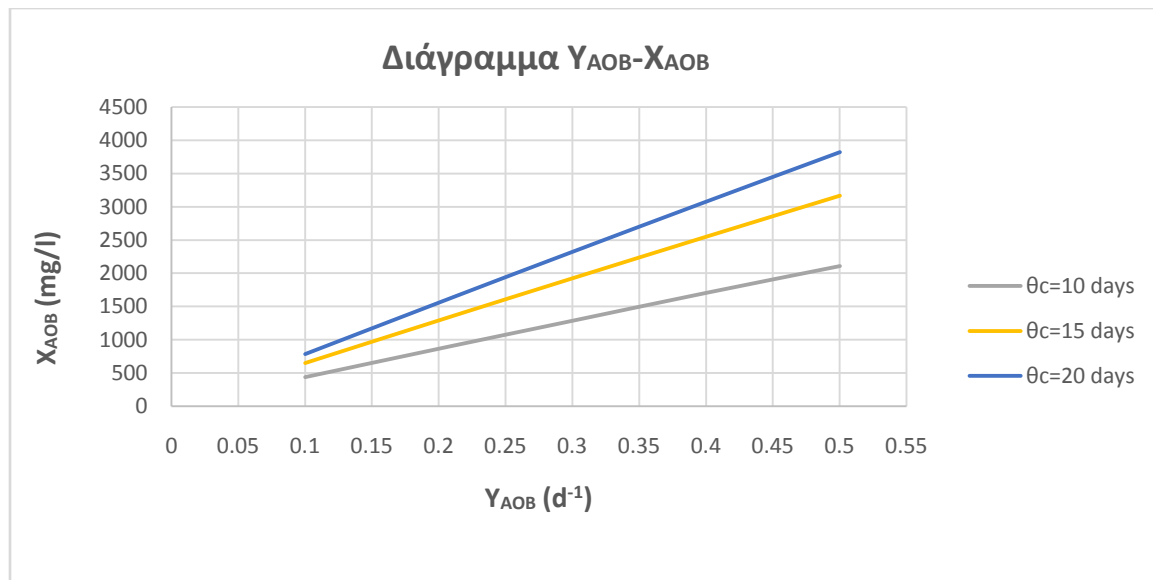
$Y_{AOB}=0.30$ g COD/g COD						
	X_s (mg/l)	X_i (mg/l)	X_{BH} (mg/l)	X_{AOB} (mg/l)	X_{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
$\theta_c=10d$	41.24	247.50	1745.95	1705.36	20.51	3840.93
$\theta_c=15d$	53.27	371.25	2211.49	2550.40	21.73	5559.86
$\theta_c=20d$	58.37	494.76	2394.28	2323.62	22.40	6702.04

Πίνακας 4.2.31 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $Y_{AOB}=0.10$ g COD/g COD

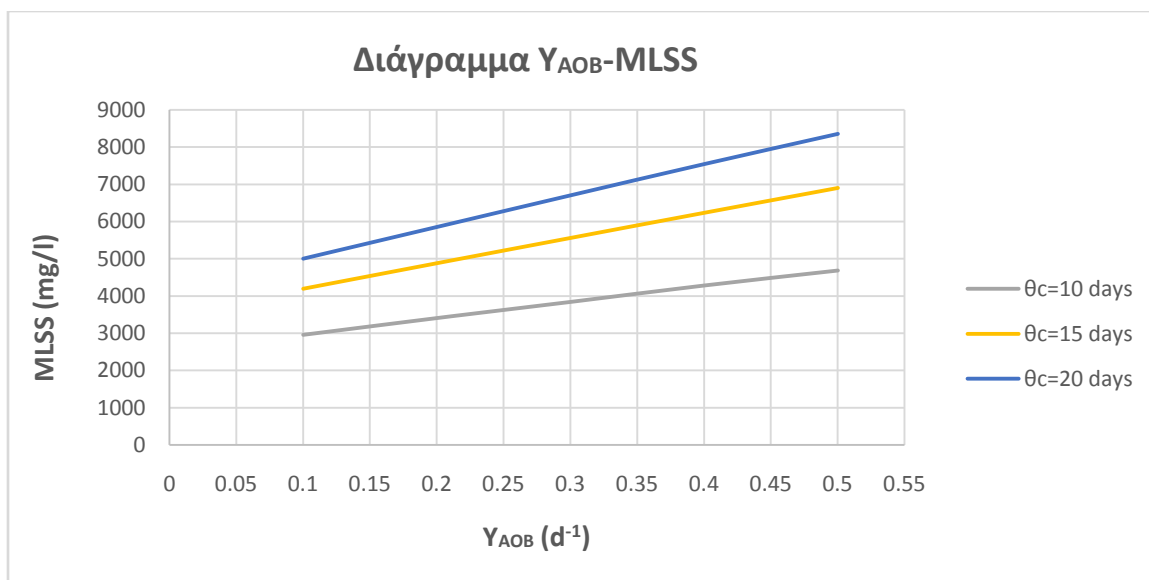
$Y_{AOB}=0.10$ g COD/g COD						
	X_s (mg/l)	X_i (mg/l)	X_{BH} (mg/l)	X_{AOB} (mg/l)	X_{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
$\theta_c=10d$	38.78	247.50	1730.82	437.02	20.53	2957.31
$\theta_c=15d$	49.32	371.25	2187.34	650.11	21.71	4196.06
$\theta_c=20d$	53.10	494.76	2340.74	784.71	22.30	5002.10

Πίνακας 4.2.32 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $Y_{AOB}=0.01$ g COD/g COD

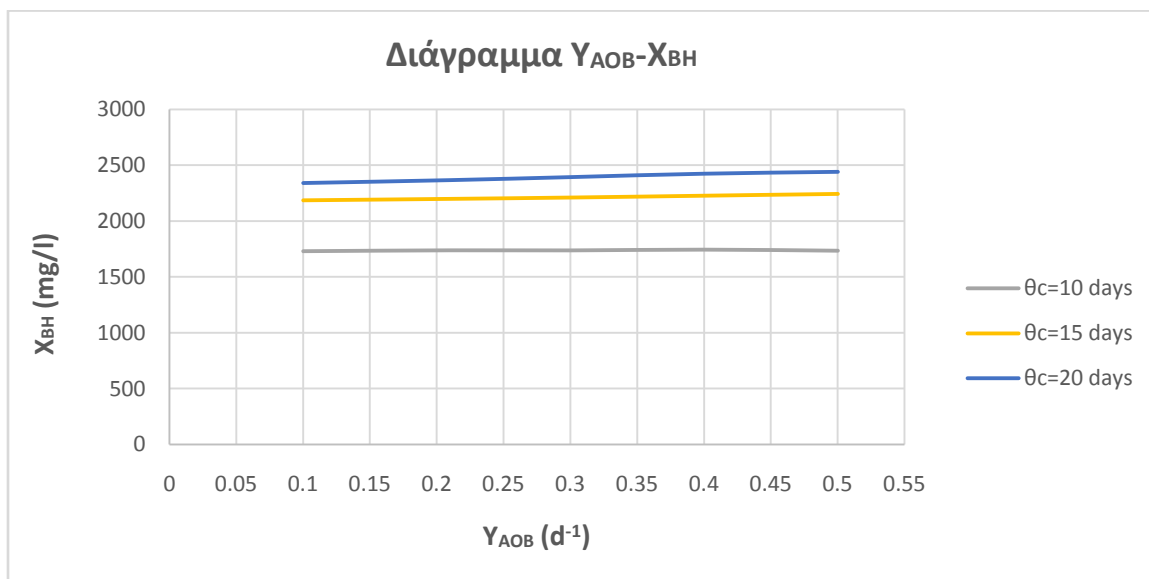
$Y_{AOB}=0.01$ g COD/g COD						
	X_s (mg/l)	X_i (mg/l)	X_{BH} (mg/l)	X_{AOB} (mg/l)	X_{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
$\theta_c=10d$	37.60	247.50	1724.50	44.04	20.53	2544.61
$\theta_c=15d$	47.45	371.25	2173.18	65.48	21.70	3566.71
$\theta_c=20d$	50.53	494.76	2308.67	79.03	22.26	4213.68



Σχήμα 4.2.22 Συγκέντρωση αυτοτροφικής βιομάζας X_{AOB} στην εκροή συναρτήσει του Y_{AOB} για διάφορα θ_c



Σχήμα 4.2.23 Συγκέντρωση στερεών στο ανάμεικτο υγρό MLSS στην εκροή συναρτήσει του Y_{AOB} για διάφορα θ_c



Σχήμα 4.2.24 Συγκέντρωση ετεροτροφικής βιομάζα X_{BH} στην εκροή συναρτήσει του Y_{AOB} για διάφορα θ_c

Από τα αποτελέσματα της εφαρμογής προκύπτουν τα εξής συμπεράσματα:

- Στο σχήμα 4.2.19 παρατηρείται ότι η τιμή του Y_{AOB} έχει επίδραση στην τελική τιμή των νιτρικών (S_{NO2}), η οποία όμως δεν είναι πολύ σημαντική. Για χρόνους παραμονής στερεών δε μεγαλύτερους από 15 ημέρες παρατηρείται πως η

επίδραση αυτή δεν δέχεται κάποια μεταβολή και είναι συγκεκριμένη ανεξάρτητα από το θc.

- Από το σχήμα 4.2.20 προκύπτει ότι για χρόνο παραμονής στερεών ίσο με 10 ημέρες, η τιμή που λαμβάνει το Y_{AOB} έχει κάποια επίδραση στην συγκέντρωση εκροής του αμμωνιακού αζώτου. Μάλιστα η συγκέντρωση αυτή αυξάνεται με την αύξηση του συντελεστή μετατροπής αυτοτροφικής AOB βιομάζας. Για χρόνους παραμονής στερεών όμως από 15 ημέρες και πάνω, φαίνεται πως η τιμή του Y_{AOB} δεν έχει καμία επίδραση στην τελική τιμή S_{NH} .
- Από το σχήμα 4.2.21 φαίνεται ότι για χρόνο παραμονής στερεών μικρότερο από 15 ημέρες, η τιμή που λαμβάνει το Y_{AOB} δεν έχει καμία επίδραση στην τιμή που λαμβάνει το νιτρικό άζωτο στην εκροή. Η επίδραση ξεκινά να γίνεται αισθητή για χρόνους παραμονής στερεών μεγαλύτερους από 20 ημέρες, αλλά και πάλι δεν είναι άξια λόγου.
- Στο διάγραμμα 4.2.22 παρατηρείται πως η ανάπτυξη της αυτοτροφικής βιομάζας που οξειδώνει το αμμωνιακό άζωτο (AOB), είναι ανάλογη του συντελεστή μετατροπής αυτοτροφικής AOB βιομάζας. Αυτό είναι λογικό και προκύπτει και από τον ορισμό του Y_{AOB} . Για σχεδόν μηδενική τιμή του Y_{AOB} , το X_{AOB} είναι και αυτό μηδενικό που σημαίνει πρακτικά ότι αν από την τροφή που καταναλώνεται για την παραγωγή βιομάζας, η παραγωγή είναι μηδενική, τότε δεν θα υπάρχει ανάπτυξη νέου κυτταρικού υλικού με αποτέλεσμα η συγκέντρωση της βιομάζας να είναι και αυτή μηδενική. Επιπλέον για μεγαλύτερους χρόνους παραμονής στερεών υπάρχει και μεγαλύτερη συγκέντρωση βιομάζας AOB βακτηρίων. Φυσικά δε μπορεί σε καμία περίπτωση ο συντελεστής μετατροπής βιομάζας να έχει μηδενική τιμή, ενώ η τιμή που λαμβάνει είναι ανάλογη του είδους της βιομάζας.
- Από το σχήμα 4.2.23 προκύπτει πως η συγκέντρωση των στερεών στο ανάμεικτο υγρό είναι και αυτή ανάλογη του συντελεστή ανάπτυξης της AOB βιομάζας, καθώς η συγκέντρωση των υπόλοιπων στερεών δεν επηρεάζεται από το Y_{AOB} όπως φαίνεται και στο σχήμα 4.2.24 όπου η τιμή του Y_{AOB} δεν έχει σχεδόν καμία επίδραση στη συγκέντρωση της ετεροτροφικής βιομάζας.

4.2.2.5 Συντελεστής Μετατροπής Αυτοτροφικής NOB Βιομάζας (Y_{NOB})

Τα αποτελέσματα της εφαρμογής του προγράμματος που αναπτύχθηκε, για την επίδραση του συντελεστή παραγωγή αυτοτροφικής NOB βιομάζας, παρουσιάζονται συνοπτικά στους παρακάτω πίνακες. Συγκεκριμένα παρουσιάζονται οι συγκεντρώσεις των διαλυτών συστατικών στους πίνακες 4.2.33 - 4.2.36 αλλά και οι συγκεντρώσεις των σωματιδιακών κλασμάτων στους πίνακες 4.2.37 - 4.2.40 . Επιπλέον παρουσιάζονται τα διαγράμματα 4.2.25 - 4.2.28 για τον καλύτερο έλεγχο και κατανόηση των αποτελεσμάτων της εφαρμογής.

Πίνακας 4.2.33 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $Y_{NOB}=0.20$ g COD/g COD

$Y_{NOB}=0.20$ g COD/g COD						
	Ss (mg/l)	S_{NO_3} (mg/l)	S_{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S_{ND} (mg/l)	S_{NO_2} (mg/l)
$\theta_c=10d$	0.57	0.59	39.29	93.00	0.76	75.40
$\theta_c=15d$	0.58	1.38	1.78	93.00	0.76	83.31
$\theta_c=20d$	0.58	1.78	2.00	93.00	0.76	81.31

Πίνακας 4.2.34 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $Y_{NOB}=0.10$ g COD/g COD

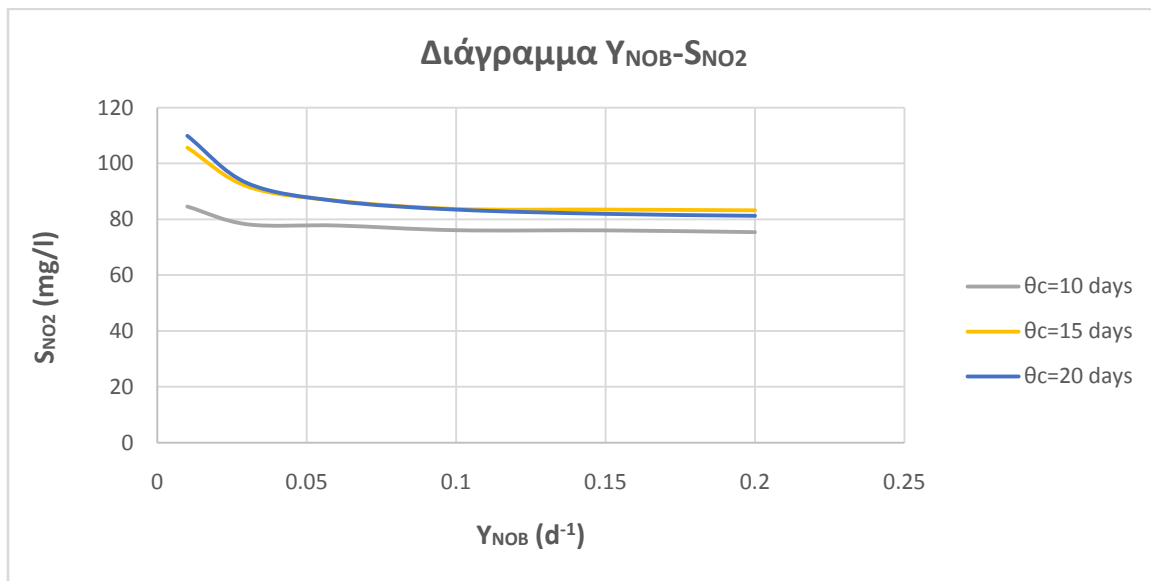
$Y_{NOB}=0.10$ g COD/g COD						
	Ss (mg/l)	S_{NO_3} (mg/l)	S_{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S_{ND} (mg/l)	S_{NO_2} (mg/l)
$\theta_c=10d$	0.57	1.00	39.41	93.00	0.76	75.40
$\theta_c=15d$	0.58	2.46	1.77	93.00	0.76	83.80
$\theta_c=20d$	0.59	3.26	1.99	93.00	0.76	83.54

Πίνακας 4.2.35 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $Y_{NOB}=0.06$ g COD/g COD

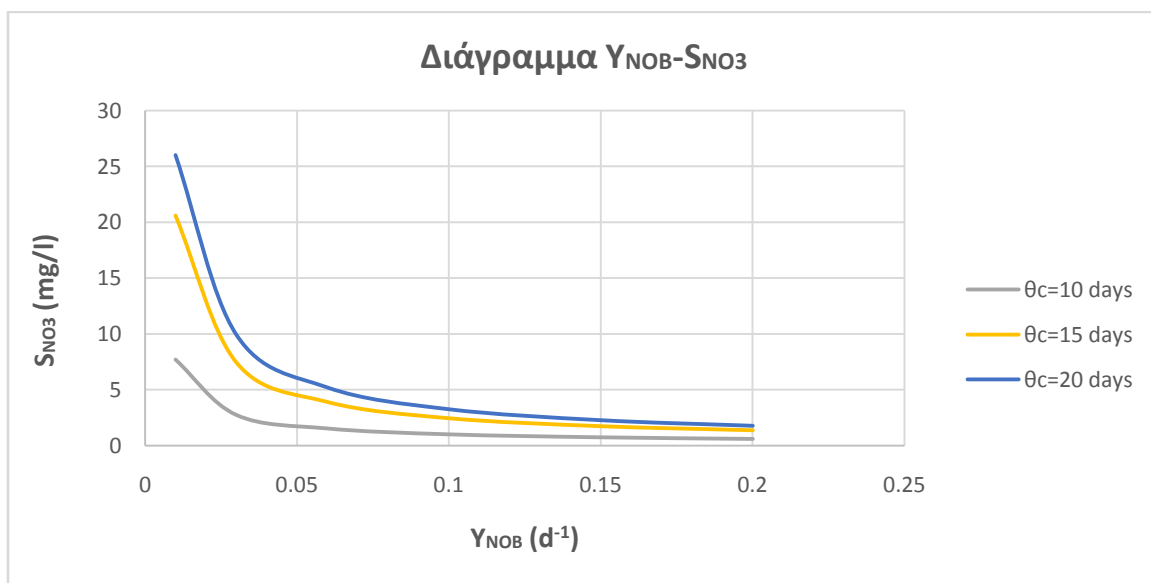
$Y_{NOB}=0.06$ g COD/g COD						
	Ss (mg/l)	S_{NO_3} (mg/l)	S_{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S_{ND} (mg/l)	S_{NO_2} (mg/l)
$\theta_c=10d$	0.57	1.53	39.71	93.00	0.76	77.81
$\theta_c=15d$	0.59	3.92	1.76	93.00	0.76	86.73
$\theta_c=20d$	0.60	5.21	1.98	93.00	0.76	86.61

Πίνακας 4.2.36 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $Y_{NOB}=0.01$ g COD/g COD

$Y_{NOB}=0.01$ g COD/g COD						
	Ss (mg/l)	S_{NO_3} (mg/l)	S_{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S_{ND} (mg/l)	S_{NO_2} (mg/l)
$\theta_c=10d$	0.59	7.71	45.45	93.00	0.76	84.65
$\theta_c=15d$	0.63	20.61	1.65	93.00	0.76	105.66
$\theta_c=20d$	0.65	26.01	1.87	93.00	0.76	109.97



Σχήμα 4.2.25 Νιτρώδες άζωτο S_{NO2} στην εκροή συναρτήσει του Υ_{NOB} για διάφορα θ_c



Σχήμα 4.2.26 Νιτρώδες άζωτο S_{NO3} στην εκροή συναρτήσει του Υ_{NOB} για διάφορα θ_c

Στη συνέχεια παρουσιάζονται τα αποτελέσματα που αφορούν τις συγκεντρώσεις των σωματιδιακών κλασμάτων στους πίνακες 4.2.37 - 4.2.40.

Πίνακας 4.2.37 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $Y_{NOB}=0.20 \text{ d}^{-1}$

$Y_{NOB}=0.20 \text{ d}^{-1}$						
	Xs (mg/l)	Xi (mg/l)	X _{BH} (mg/l)	X _{AOB} (mg/l)	X _{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
θc=10d	40.03	247.50	1729.32	908.13	20.52	3440.42
θc=15d	51.75	371.25	2212.35	1356.47	21.75	4968.45
θc=20d	55.97	494.76	2367.87	1636.43	22.42	5941.34

Πίνακας 4.2.38 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $Y_{NOB}=0.10 \text{ d}^{-1}$

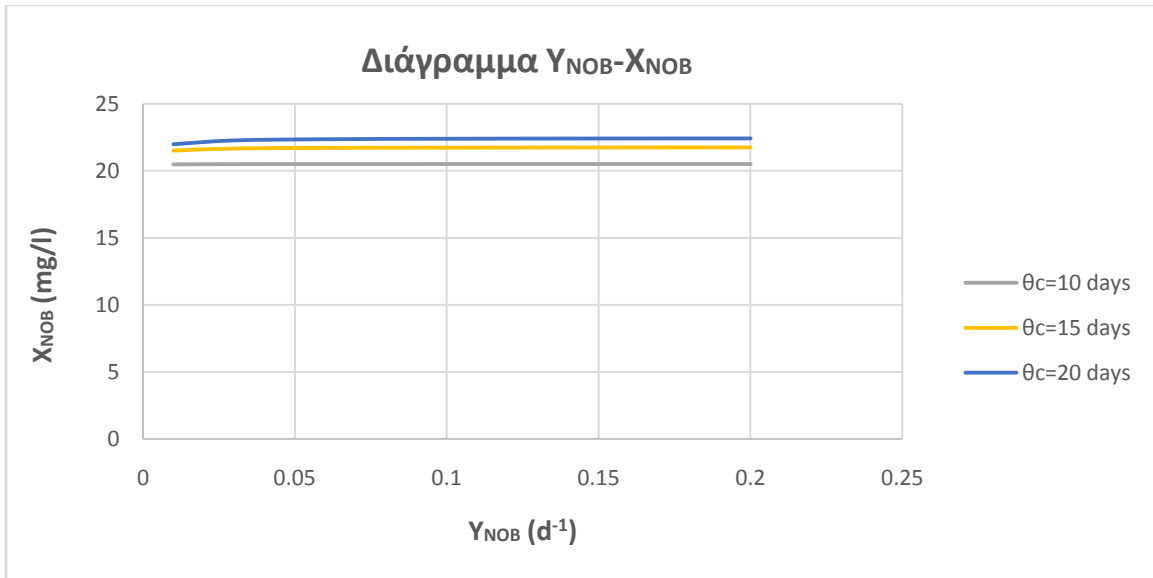
$Y_{NOB}=0.10 \text{ d}^{-1}$						
	Xs (mg/l)	Xi (mg/l)	X _{BH} (mg/l)	X _{AOB} (mg/l)	X _{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
θc=10d	40.05	247.50	1730.76	907.89	20.52	3442.17
θc=15d	51.64	371.24	2206.31	1355.07	21.74	4950.77
θc=20d	55.92	494.76	2365.90	1636.18	22.40	5937.08

Πίνακας 4.2.39 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $Y_{NOB}=0.06 \text{ d}^{-1}$

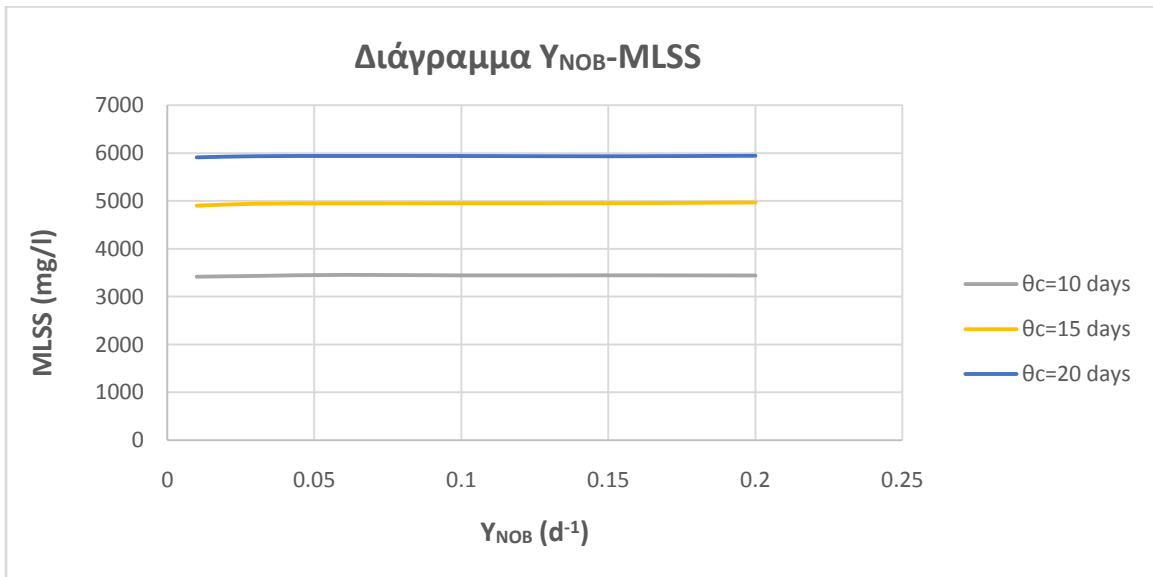
$Y_{NOB}=0.06 \text{ d}^{-1}$						
	Xs (mg/l)	Xi (mg/l)	X _{BH} (mg/l)	X _{AOB} (mg/l)	X _{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
θc=10d	40.22	247.50	1739.31	907.24	20.52	3452.11
θc=15d	51.56	371.24	2204.22	1354.53	21.74	4947.49
θc=20d	55.93	494.76	2367.00	1635.97	22.36	5937.77

Πίνακας 4.2.40 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $Y_{NOB}=0.01 \text{ d}^{-1}$

$Y_{NOB}=0.01 \text{ d}^{-1}$						
	Xs (mg/l)	Xi (mg/l)	X _{BH} (mg/l)	X _{AOB} (mg/l)	X _{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
θc=10d	39.72	247.50	1718.06	898.79	20.50	3416.03
θc=15d	50.92	371.24	2177.22	1344.99	21.52	4899.30
θc=20d	55.43	494.76	2346.93	1632.57	21.99	5913.99



Σχήμα 4.2.27 Συγκέντρωση αυτοτροφικής βιομάζας X_{NOB} στην εκροή συναρτήσει του Y_{NOB} για διάφορα θ_c



Σχήμα 4.2.28 Συγκέντρωση στερεών στο ανάμεικτο υγρό MLSS στην εκροή συναρτήσει του Y_{NOB} για διάφορα θ_c

Από τα αποτελέσματα της εφαρμογής προκύπτουν τα εξής συμπεράσματα:

- Από το διάγραμμα 4.2.25 προκύπτει ότι η επίδραση του συντελεστή μετατροπής αυτοτροφικής NOB βιομάζας γίνεται αισθητή για τη συγκέντρωση των νιτρικών στην εκροή για τιμές μικρότερες από $0.10 d^{-1}$, ενώ για μεγαλύτερες τιμές η επίδραση αυτή είναι πολύ μικρή καθώς το S_{NO_2} εξόδου σταθεροποιείται. Για μικρές

- τιμές του Y_{NOB} , παρατηρείται μικρότερη οξείδωση του νιτρώδους αζώτου που οδηγεί σε υψηλότερες συγκεντρώσεις νιτρωδών στην έξοδο.
- Στο σχήμα 4.2.26 φαίνεται ότι για πολύ μικρές τιμές του συντελεστή Y_{NOB} , η συγκέντρωση των νιτρικών στην έξοδο είναι αξιόλογη, ενώ για τιμές μεγαλύτερες του 0.10 g COD/g N, τα νιτρικά στην έξοδο σταθεροποιούνται. Οι πολύ μικρές τιμές του συντελεστή παραγωγής δεν ανταποκρίνονται στην πραγματικότητα με τις συνήθεις τιμές για τα NOB βακτήρια να είναι γύρω στο $Y_{NOB}=0.06$ g COD/g N σύμφωνα με τη βιβλιογραφία (Kaelin et al,2009).
 - Από τα σχήματα 4.2.27 και 4.2.28 προκύπτει ότι η τιμή που θα λάβει το Y_{NOB} δεν επηρεάζει τη συγκέντρωση της αυτοτροφικής βιομάζας που οξειδώνει τα νιτρώδη (X_{NOB}) ούτε τη συνολική συγκέντρωση των στερεών στο ανάμεικτο υγρό (MLSS). Η συγκέντρωση της NOB βιομάζας επηρεάζεται μόνο από το χρόνο παραμονής στερεών θ_c όπως είναι αναμενόμενο, καθώς για μεγαλύτερο θ_c , μειώνονται τα στερεά που απομακρύνονται με την περίσσεια της βιολογικής ιλύος και έτσι η συγκέντρωσή τους στο σύστημα αυξάνονται. Αυτό συμβαίνει λόγω του υπομοντέλου αναχαίτισης το οποίο έχει εισαχθεί στο μοντέλο ώστε να αναχαιτιστούν τα NOB βακτήρια και να επιτευχθεί η νιτρωδοποίηση.

4.2.2.6 Συντελεστής Αναχαίτισης της Ανάπτυξης των AOB Βακτηρίων Λόγω Παρουσίας Ελεύθερης Αμμωνίας ($K_{i,NH_3,AOB}$)

Τα αποτελέσματα της εφαρμογής του προγράμματος που αναπτύχθηκε, για την επίδραση του συντελεστή κορεσμού για την ανάπτυξη της αυτοτροφικής AOB βιομάζας λόγω παρουσίας ελεύθερης αμμωνίας, παρουσιάζονται συνοπτικά στους παρακάτω πίνακες. Συγκεκριμένα παρουσιάζονται οι συγκεντρώσεις των διαλυτών συστατικών στους πίνακες 4.2.41 - 4.2.44 αλλά και οι συγκεντρώσεις των σωματιδιακών κλασμάτων στους πίνακες 4.2.45 - 4.2.48 . Επιπλέον παρουσιάζονται τα διαγράμματα 4.2.29 - 4.2.32 για τον καλύτερο έλεγχο και κατανόηση των αποτελεσμάτων της εφαρμογής.

Πίνακας 4.2.41 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $K_{i,NH_3,AOB}=1$ g NH_3/m^3

$K_{i,NH_3,AOB}=1$ g NH_3/m^3						
	Ss (mg/l)	S_{NO_3} (mg/l)	S_{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S_{ND} (mg/l)	S_{NO_2} (mg/l)
$\theta_c=10d$	1.44	0.01	625.90	93.00	13.36	0.00
$\theta_c=15d$	1.27	0.00	627.80	93.00	0.76	0.00
$\theta_c=20d$	1.26	0.00	628.79	93.00	0.76	0.00

Πίνακας 4.2.42 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $K_{i,NH_3,AOB}=1$ g NH_3/m^3

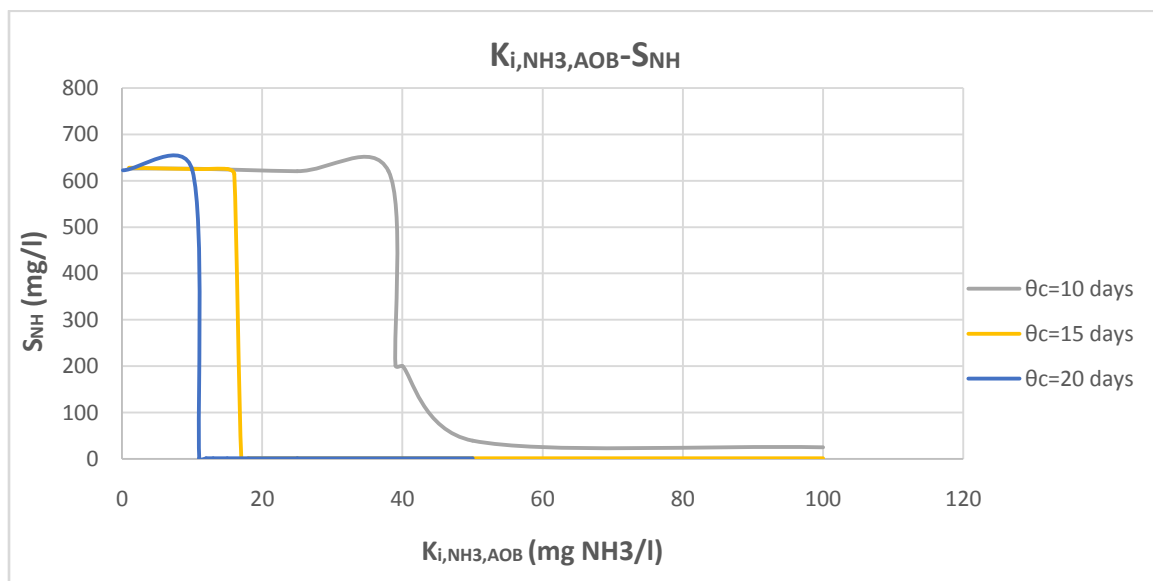
$K_{i,NH_3,AOB}=25$ g NH_3/m^3						
	Ss (mg/l)	S_{NO_3} (mg/l)	S_{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S_{ND} (mg/l)	S_{NO_2} (mg/l)
$\theta_c=10d$	1.39	0.45	620.63	93.00	11.22	1.31
$\theta_c=15d$	0.59	3.66	1.75	93.00	0.76	86.36
$\theta_c=20d$	0.60	5.07	1.99	93.00	0.76	86.45

Πίνακας 4.2.43 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $K_{i,NH_3,AOB}=50$ g NH_3/m^3

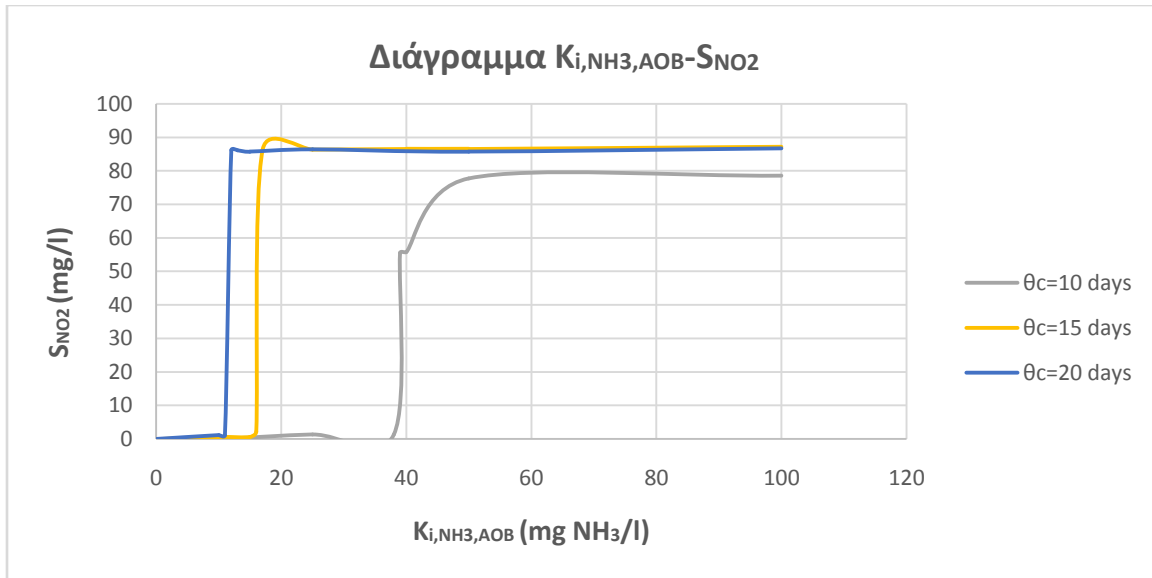
$K_{i,NH_3,AOB}=50$ g NH_3/m^3						
	Ss (mg/l)	S_{NO_3} (mg/l)	S_{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S_{ND} (mg/l)	S_{NO_2} (mg/l)
$\theta_c=10d$	0.57	1.53	39.66	93.00	0.76	77.79
$\theta_c=15d$	0.59	3.93	1.75	93.00	0.76	86.59
$\theta_c=20d$	0.59	4.83	1.99	93.00	0.76	85.75

Πίνακας 4.2.44 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $K_{i,NH_3,AOB}=100$ g NH_3/m^3

$K_{i,NH_3,AOB}=100$ g NH_3/m^3						
	Ss (mg/l)	S_{NO_3} (mg/l)	S_{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S_{ND} (mg/l)	S_{NO_2} (mg/l)
$\theta_c=10d$	0.57	1.72	25.28	93.00	0.76	78.62
$\theta_c=15d$	0.59	4.08	1.76	93.00	0.76	87.18
$\theta_c=20d$	0.60	5.26	1.98	93.00	0.76	86.74



Σχήμα 4.2.29 Αμμωνιακό άζωτο S_{NH} στην εκροή συναρτήσσει του $K_{i,NH_3,AOB}$ για διάφορα θ_c



Σχήμα 4.2.30 Νιτρώδες άζωτο S_{NO_2} στην εκροή συναρτήσει του $K_{i,NH_3,AOB}$ για διάφορα θ_c

Στη συνέχεια παρουσιάζονται τα αποτελέσματα που αφορούν τις συγκεντρώσεις των σωματιδιακών κλασμάτων στους πίνακες 4.2.45 - 4.2.48 .

Πίνακας 4.2.45 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $K_{i,NH_3,AOB}=1 \text{ g NH}_3/\text{m}^3$

$K_{i,NH_3,AOB}=1 \text{ g NH}_3/\text{m}^3$						
	X_s (mg/l)	X_i (mg/l)	X_{BH} (mg/l)	X_{AOB} (mg/l)	X_{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
$\theta_c=10d$	2.46	247.50	75.31	0.09	20.17	386.09
$\theta_c=15d$	2.59	371.25	87.43	0.10	20.69	547.49
$\theta_c=20d$	2.91	492.02	94.68	0.13	20.96	702.26

Πίνακας 4.2.46 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $K_{i,NH_3,AOB}=25 \text{ g NH}_3/\text{m}^3$

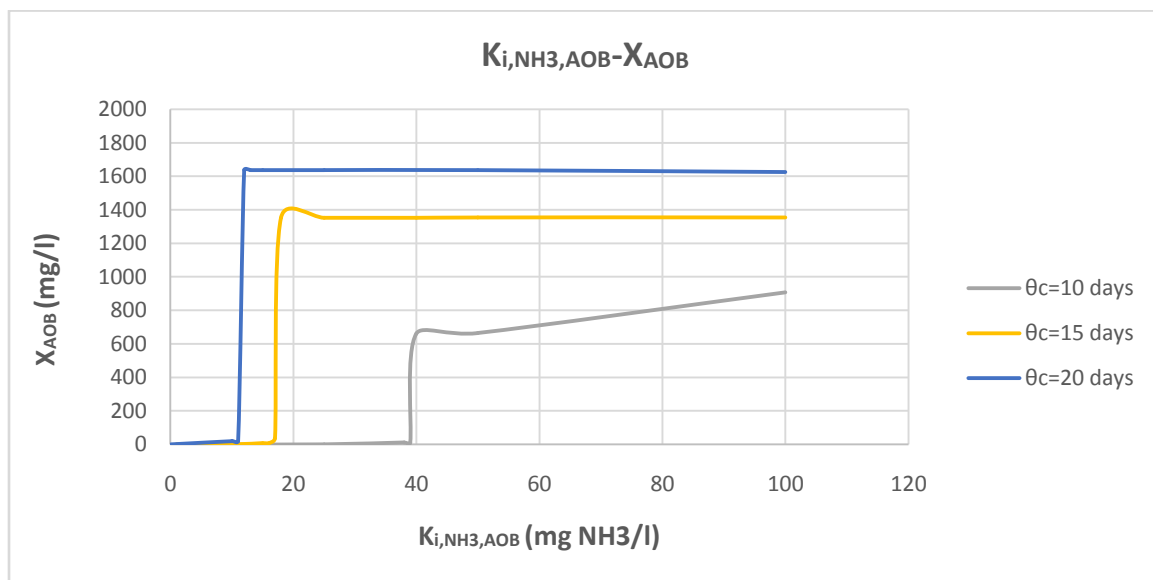
$K_{i,NH_3,AOB}=25 \text{ g NH}_3/\text{m}^3$						
	X_s (mg/l)	X_i (mg/l)	X_{BH} (mg/l)	X_{AOB} (mg/l)	X_{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
$\theta_c=10d$	2.77	247.50	90.50	11.43	20.24	417.32
$\theta_c=15d$	51.45	371.25	2199.29	1353.14	24.65	4946.25
$\theta_c=20d$	56.07	492.02	2373.67	1636.50	22.32	5960.27

Πίνακας 4.2.47 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $K_{i,NH_3,AOB}=50 \text{ g NH}_3/\text{m}^3$

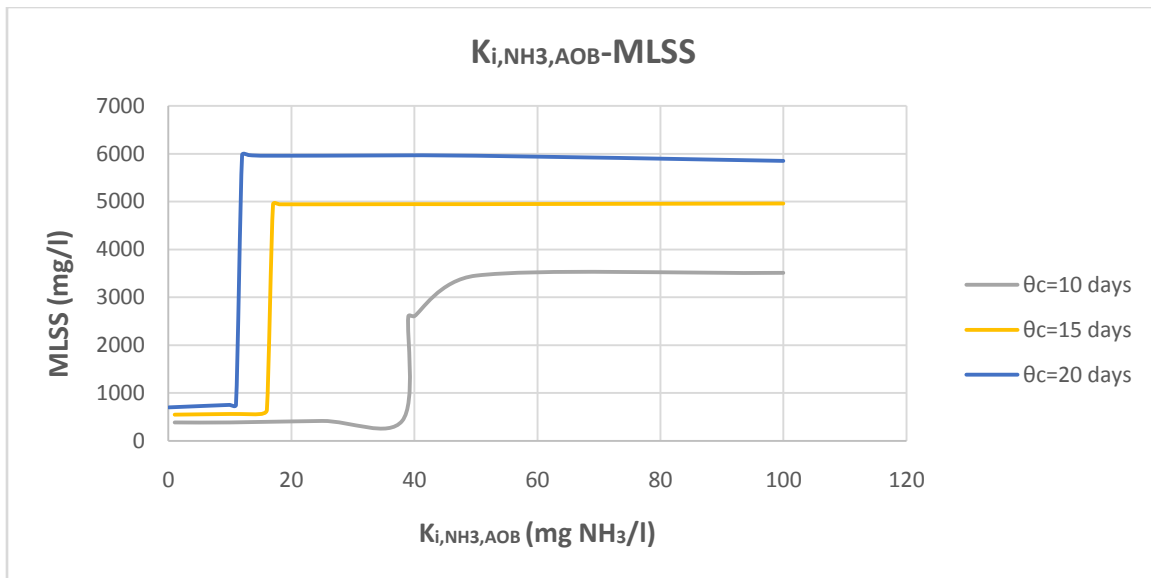
$K_{i,NH_3,AOB}=50 \text{ g NH}_3/\text{m}^3$						
	X_s (mg/l)	X_i (mg/l)	X_{BH} (mg/l)	X_{AOB} (mg/l)	X_{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
$\theta_c=10\text{d}$	2.77	247.50	1739.32	907.42	20.52	3452.47
$\theta_c=15\text{d}$	51.47	371.25	2200.04	1355.39	21.72	4949.79
$\theta_c=20\text{d}$	56.07	492.02	2373.12	1636.34	22.26	5850.64

Πίνακας 4.2.48 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $K_{i,NH_3,AOB}=100 \text{ g NH}_3/\text{m}^3$

$K_{i,NH_3,AOB}=100 \text{ g NH}_3/\text{m}^3$						
	X_s (mg/l)	X_i (mg/l)	X_{BH} (mg/l)	X_{AOB} (mg/l)	X_{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
$\theta_c=10\text{d}$	40.89	247.50	1767.30	929.34	20.58	3510.96
$\theta_c=15\text{d}$	51.65	371.25	2208.58	1356.31	21.76	4962.80
$\theta_c=20\text{d}$	55.79	492.02	2362.11	1625.33	22.37	5850.64



Σχήμα 4.2.31 Συγκέντρωση αυτοτροφικής βιομάζας X_{AOB} στην εκροή συναρτήσει του $K_{i,NH_3,AOB}$ για διάφορα θ_c



Σχήμα 4.2.32 Συγκέντρωση στερεών στο ανάμεικτο υγρό MLSS στην εκροή συναρτήσει του $K_{i,NH_3,AOB}$ για διάφορα θ_c

Από τα αποτελέσματα της εφαρμογής προκύπτουν τα εξής συμπεράσματα:

- Από το διάγραμμα 4.2.29 προκύπτει ότι υπάρχει μία οριακή τιμή του συντελεστή αναχαίτισης της ανάπτυξη των AOB βακτηρίων λόγω της παρουσίας ελεύθερης αμμωνίας η οποία επηρεάζεται από το θ_c , και κάτω από την οποία αναχαιτίζεται η ανάπτυξη των AOB βακτηρίων με αποτέλεσμα να μην απομακρύνεται το αμμωνιακό άζωτο που περιέχεται στα λύματα. Η αυτοτροφική βιομάζα γενικότερα είναι ευαίσθητη στην παρουσία ελεύθερης αμμωνίας με τα βακτήρια που οξειδώνουν το αμμωνιακό άζωτο ωστόσο, να είναι πιο ανθεκτικά σε σχέση με άλλα.
- Στο σχήμα 4.2.30 φαίνεται ότι για τον ίδιο ακριβώς λόγο παρατηρείται απότομη αύξηση της συγκέντρωσης των νιτρικών (S_{NO_2}) αφού τα AOB βακτήρια δεν αναχαιτίζονται και επιτυγχάνεται απομάκρυνση αμμωνιακού αζώτου το οποίο έχει σαν αποτέλεσμα την παραγωγή νιτρωδών.
- Από το σχήμα 4.2.31 προκύπτει ότι από μία τιμή του $K_{i,NH_3,AOB}$ και κάτω παρατηρείται αναχαίτιση ενώ για μεγαλύτερες τιμές από αυτή την οριακή τιμή, η συγκέντρωση της αυτοτροφικής AOB βιομάζας σταθεροποιείται. Όπως ήταν αναμενόμενο, για μεγαλύτερους χρόνους παραμονής στερεών, είναι μεγαλύτερη και η συγκέντρωση XAOB.
- Στο σχήμα 4.2.32 φαίνεται πώς τα MLSS ακολουθούν τη μορφή του διαγράμματος των X_{AOB} , καθώς όλες οι άλλες συγκεντρώσεις στερεών, παραμένουν σχεδόν σταθερές για όλο το φάσμα τιμών $K_{i,NH_3,AOB}$. Για μεγαλύτερα θ_c , η συγκέντρωση των στερεών στο ανάμεικτο υγρό είναι μεγαλύτερη, καθώς απομακρύνεται λιγότερη λάσπη.

- Σε όλα τα παραπάνω διαγράμματα, παρατηρείται ότι όσο αυξάνει ο χρόνος παραμονής στερεών, το οριακό σημείο του $K_{i,NH_3,NOB}$, μετατοπίζεται σε όλο και χαμηλότερες τιμές. Αυτό σημαίνει πως όσο περισσότερο παραμένουν τα στερεά στο σύστημα, τόσο περισσότερο εκτίθενται στην ελεύθερη αμμωνία και γίνονται όλο και λιγότερο ανθεκτικά.

4.2.2.7 Συντελεστής Αναχαίτισης της Ανάπτυξης των NOB Βακτηρίων Λόγω Παρουσίας Ελεύθερης Αμμωνίας ($K_{i,NH_3,NOB}$)

Τα αποτελέσματα της εφαρμογής του προγράμματος που αναπτύχθηκε, για την επίδραση του συντελεστή κορεσμού για την ανάπτυξη της αυτοτροφικής NOB βιομάζας λόγω παρουσίας ελεύθερης αμμωνίας, παρουσιάζονται συνοπτικά στους παρακάτω πίνακες. Συγκεκριμένα παρουσιάζονται οι συγκεντρώσεις των διαλυτών συστατικών στους πίνακες 4.2.49 - 4.2.52 αλλά και οι συγκεντρώσεις των σωματιδιακών κλασμάτων στους πίνακες 4.2.53 - 4.2.56 . Επιπλέον παρουσιάζονται τα διαγράμματα 4.2.33 - 4.2.36 για τον καλύτερο έλεγχο και κατανόηση των αποτελεσμάτων της εφαρμογής.

Πίνακας 4.2.49 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $K_{i,NH_3,NOB}=0.01$ g NH_3/m^3

$K_{i,NH_3,NOB}=0.01$ g NH_3/m^3						
	Ss (mg/l)	S_{NO_3} (mg/l)	S_{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S_{ND} (mg/l)	S_{NO_2} (mg/l)
$\theta_c=10d$	0.57	0.18	38.66	93.00	0.76	75.37
$\theta_c=15d$	0.57	0.77	1.78	93.00	0.76	82.13
$\theta_c=20d$	0.58	1.62	2.00	93.00	0.76	81.08

Πίνακας 4.2.50 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $K_{i,NH_3,NOB}=1$ g NH_3/m^3

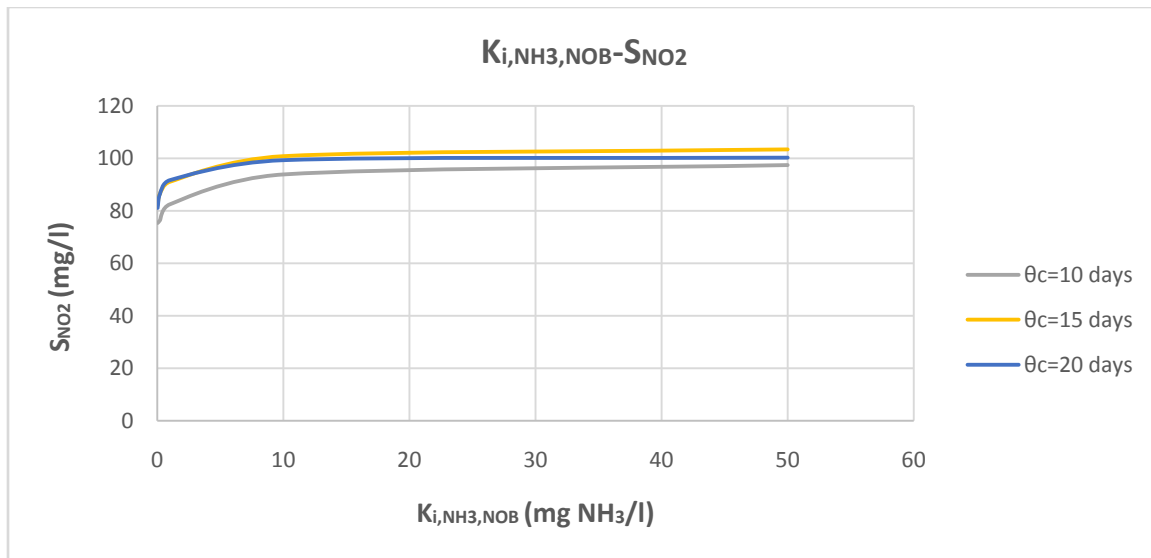
$K_{i,NH_3,NOB}=1$ g NH_3/m^3						
	Ss (mg/l)	S_{NO_3} (mg/l)	S_{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S_{ND} (mg/l)	S_{NO_2} (mg/l)
$\theta_c=10d$	0.59	5.16	38.86	93.00	0.76	82.53
$\theta_c=15d$	0.61	7.87	1.72	93.00	0.76	91.13
$\theta_c=20d$	0.61	8.83	1.96	93.00	0.76	99.33

Πίνακας 4.2.51 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $K_{i,NH_3,NOB}=10$ g NH_3/m^3

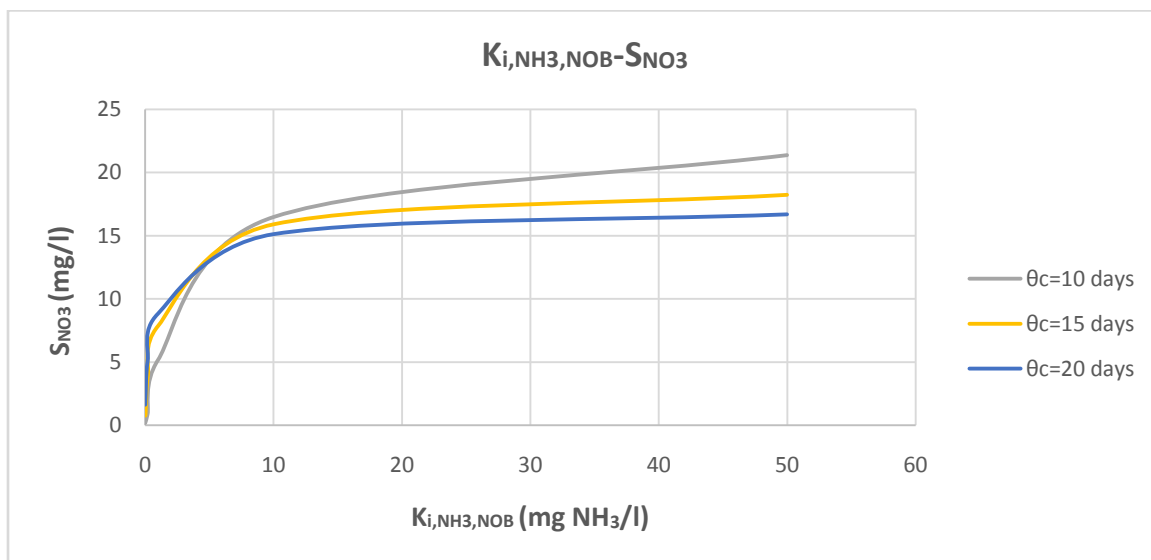
$K_{i,NH_3,NOB}=10$ g NH_3/m^3						
	Ss (mg/l)	S_{NO_3} (mg/l)	S_{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S_{ND} (mg/l)	S_{NO_2} (mg/l)
$\theta_c=10d$	0.62	16.48	43.22	93.00	0.76	93.92
$\theta_c=15d$	0.62	15.90	1.69	93.00	0.76	100.84
$\theta_c=20d$	0.62	15.13	1.93	93.00	0.76	99.33

Πίνακας 4.2.52 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $K_{i,NH_3,NOB}=50 \text{ g NH}_3/\text{m}^3$

$K_{i,NH_3,NOB}=50 \text{ g NH}_3/\text{m}^3$						
	Ss (mg/l)	S_{NO_3} (mg/l)	S_{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S_{ND} (mg/l)	S_{NO_2} (mg/l)
$\theta_c=10\text{d}$	0.63	21.38	57.54	93.00	0.76	97.50
$\theta_c=15\text{d}$	0.62	18.23	1.69	93.00	0.76	103.43
$\theta_c=20\text{d}$	0.63	16.70	1.92	93.00	0.76	100.29



Σχήμα 4.2.33 Νιτρώδες άζωτο S_{NO_2} στην εκροή συναρτήσει του $K_{i,NH_3,NOB}$ για διάφορα θ_c



Σχήμα 4.2.34 Νιτρικό άζωτο S_{NO_3} στην εκροή συναρτήσει του $K_{i,NH_3,NOB}$ για διάφορα θ_c

Στη συνέχεια παρουσιάζονται τα αποτελέσματα που αφορούν τις συγκεντρώσεις των σωματιδιακών κλασμάτων στους πίνακες 4.2.53 - 4.2.56 .

Πίνακας 4.2.53 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $K_{i,NH_3,NOB}=0.01$ g NH_3/m^3

$K_{i,NH_3,NOB}=0.01$ g NH_3/m^3						
	Xs (mg/l)	Xi (mg/l)	X _{BH} (mg/l)	X _{AOB} (mg/l)	X _{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
θc=10d	40.15	247.50	1734.97	908.99	20.12	3448.12
θc=15d	51.65	371.25	2207.34	1356.55	20.85	4960.44
θc=20d	55.82	492.02	2364.18	1608.65	21.35	5779.10

Πίνακας 4.2.54 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $K_{i,NH_3,NOB}=1$ g NH_3/m^3

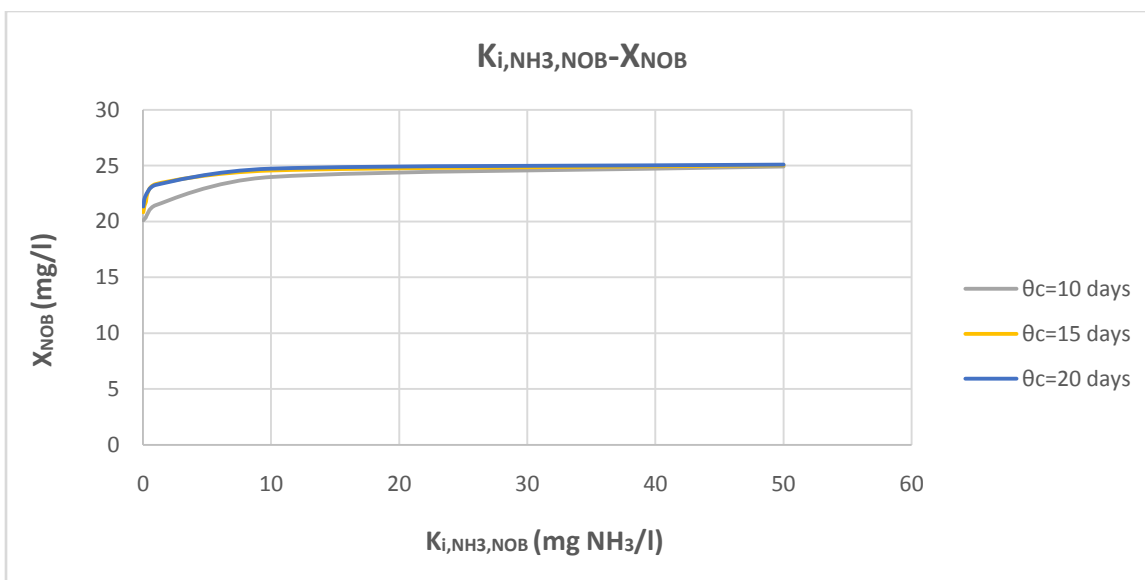
$K_{i,NH_3,NOB}=1$ g NH_3/m^3						
	Xs (mg/l)	Xi (mg/l)	X _{BH} (mg/l)	X _{AOB} (mg/l)	X _{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
θc=10d	40.00	247.50	1730.61	902.30	21.48	3436.68
θc=15d	51.33	371.25	2198.50	1351.17	23.37	4940.98
θc=20d	55.85	492.02	2367.52	1607.19	23.29	5782.07

Πίνακας 4.2.55 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $K_{i,NH_3,NOB}=10$ g NH_3/m^3

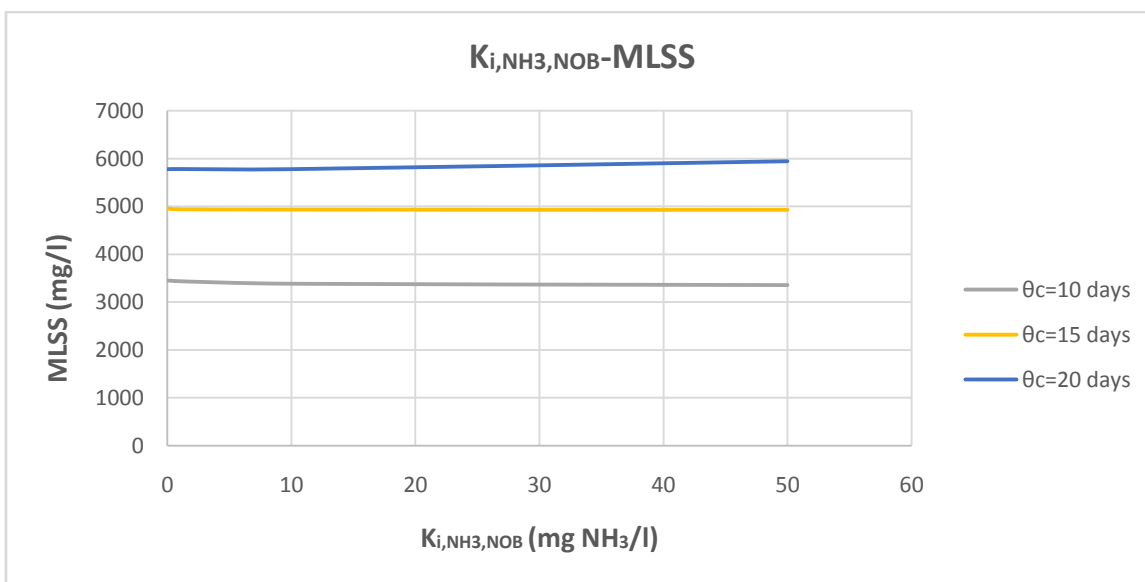
$K_{i,NH_3,NOB}=10$ g NH_3/m^3						
	Xs (mg/l)	Xi (mg/l)	X _{BH} (mg/l)	X _{AOB} (mg/l)	X _{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
θc=10d	39.27	247.50	1699.60	887.48	23.99	3384.46
θc=15d	51.25	371.25	2191.12	1349.87	24.58	4934.15
θc=20d	55.83	492.02	2367.57	1605.68	24.74	5779.28

Πίνακας 4.2.56 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $K_{i,NH_3,NOB}=50$ g NH_3/m^3

$K_{i,NH_3,NOB}=50$ g NH_3/m^3						
	Xs (mg/l)	Xi (mg/l)	X _{BH} (mg/l)	X _{AOB} (mg/l)	X _{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
θc=10d	38.89	247.50	1682.75	880.53	24.93	3354.64
θc=15d	51.17	371.25	2188.03	1348.50	25.05	4929.07
θc=20d	55.79	492.02	2367.57	1605.68	24.74	5941.95



Σχήμα 4.2.35 Συγκέντρωση αυτοτροφικής βιομάζας χ_{NOB} στην εκροή συναρτήσει του $K_{i,NH_3,NOB}$ για διάφορα θ_c



Σχήμα 4.2.36 Συγκέντρωση στερεών στο ανάμεικτο υγρό MLSS στην εκροή συναρτήσει του $K_{i,NH_3,NOB}$ για διάφορα θ_c

Από τα αποτελέσματα της εφαρμογής προκύπτουν τα εξής συμπεράσματα:

- Από το διάγραμμα 4.2.33 προκύπτει ότι το $K_{i,NH_3,NOB}$ έχει κάποια επίδραση στη συγκέντρωση εκροής του νιτρώδους αζώτου για πολύ μικρές τιμές, ενώ πρακτικά η τελική συγκέντρωση S_{NO_2} σταθεροποιείται για τιμές μεγαλύτερες από 10 mg NH₃/l.

Η επίδραση του χρόνου παραμονής στερεών είναι και αυτή πολύ μικρή με τα διαγράμματα σχεδόν να ταυτίζονται.

- Στο σχήμα 4.2.34 φαίνεται ότι όσο αυξάνει η τιμή του $K_{i,NH_3,NOB}$ αυξάνεται και η τελική συγκέντρωση νιτρικών. Η συγκέντρωση αυτή όπως και στην περίπτωση των νιτρωδών σταθεροποιείται μετά από κάποια τιμή του $K_{i,NH_3,NOB}$ ενώ η παραγωγή νιτρικών είναι μεγαλύτερη για μικρότερους χρόνους παραμονής στερεών. Όσο αυξάνεται το θ_c , η συγκέντρωση του S_{NO_3} στην εκροή γίνεται ολοένα και μικρότερη.
- Στο σχήμα 4.2.35 φαίνεται ότι η συγκέντρωση των NOB βακτηρίων λαμβάνει μικρότερες τιμές για μικρές τιμές του συντελεστή $K_{i,NH_3,NOB}$ ενώ για τιμές του συντελεστή μεγαλύτερες από 10 mg NH_3/l , σταθεροποιείται. Επιπλέον, ο χρόνος παραμονής στερεών δεν έχει μεγάλη επίδραση στην ανάπτυξη της NOB βιομάζας.
- Από το σχήμα 4.2.36 φαίνεται πως το $K_{i,NH_3,NOB}$ έχει επίδραση στη συγκέντρωση των MLSS μόνο για μεγάλες τιμές του συντελεστή, με ταυτόχρονα μεγάλους χρόνους παραμονής στερεών, άνω των 20 ημερών.

4.2.3 Σειρά Εφαρμογών Β: Επίδραση των Χαρακτηριστικών των Στραγγιδίων

Εκτός από τις κινητικές και στοιχειομετρικές παραμέτρους που χρησιμοποιούνται για την περιγραφή των διεργασιών που λαμβάνουν χώρα σε ένα σύστημα SBR, σημαντική επίδραση στις τελικές συγκεντρώσεις εκροής έχουν και τα χαρακτηριστικά των στραγγιδίων. Τα υγρά λύματα, ανάλογα από ποιο είδος επεξεργασίας προέρχονται, έχουν διαφορετικά χαρακτηριστικά. Τα χαρακτηριστικά αυτά μπορεί να είναι όχι μόνο οι αρχικές συγκεντρώσεις των διαφόρων στοιχείων, αλλά και άλλες παράμετροι όπως η θερμοκρασία των λυμάτων, η διαθέσιμη αλκαλικότητα, το pH και άλλα. Στο παρόν κεφάλαιο γίνεται μία ανάλυση ευαισθησίας για τις σημαντικότερες παραμέτρους που έχουν σχέση με τα χαρακτηριστικά των στραγγιδίων. Κατά τη διάρκεια της εκάστοτε εφαρμογής, μεταβάλλονται μόνο οι τιμές της παραμέτρου για την οποία γίνεται η ανάλυση, ενώ όλες οι τιμές των υπόλοιπων παραμέτρων παραμένουν σταθερές σύμφωνα με το βασικό σενάριο. Παρακάτω παρουσιάζονται τα αποτελέσματα των εφαρμογών.

4.2.3.1 Συγκέντρωση Αμμωνιακού Αζώτου στα στραγγίδια (S_{NH})

Τα αποτελέσματα της εφαρμογής του προγράμματος που αναπτύχθηκε, για την επίδραση της αρχικής συγκέντρωσης αμμωνιακού αζώτου που εισάγεται με τα στραγγίδια σε κάθε κύκλο λειτουργίας, παρουσιάζονται συνοπτικά στους παρακάτω πίνακες. Συγκεκριμένα παρουσιάζονται οι συγκεντρώσεις των διαλυτών συστατικών στους πίνακες 4.2.57 - 4.2.60 αλλά και οι συγκεντρώσεις των σωματιδιακών κλασμάτων στους πίνακες 4.2.61 - 4.2.64. Επιπλέον παρουσιάζονται τα διαγράμματα 4.2.37 - 4.2.47 για τον καλύτερο έλεγχο και κατανόηση των αποτελεσμάτων της εφαρμογής.

Πίνακας 4.2.57 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $S_{NH_EIS}=100$ g N/m^3

$S_{NH_EIS}=100$ g N/m^3						
	Ss (mg/l)	S_{NO_3} (mg/l)	S_{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S_{ND} (mg/l)	S_{NO_2} (mg/l)
$\theta c=10d$	0.66	5.83	18.33	93.00	1.56	22.60
$\theta c=15d$	0.70	12.21	3.37	93.00	1.21	28.89
$\theta c=20d$	0.73	16.27	1.30	93.00	1.13	30.98

Πίνακας 4.2.58 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $S_{NH_EIS}=300$ g N/m^3

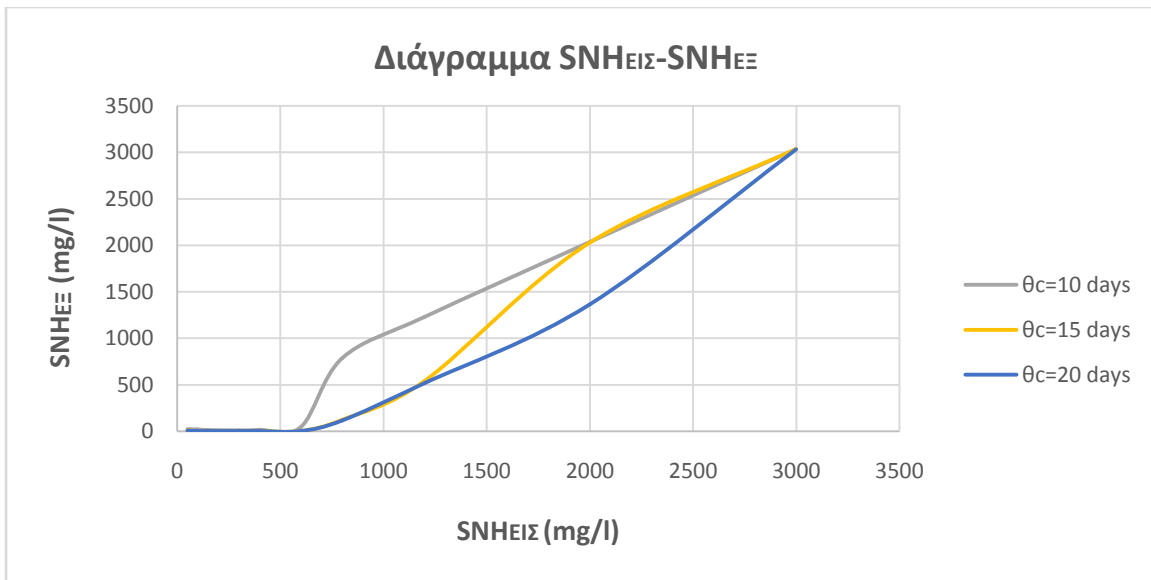
$S_{NH_EIS}=300$ g N/m^3						
	Ss (mg/l)	S_{NO_3} (mg/l)	S_{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S_{ND} (mg/l)	S_{NO_2} (mg/l)
$\theta c=10d$	0.59	3.81	8.67	93.00	0.82	48.33
$\theta c=15d$	0.62	8.08	1.02	93.00	0.80	54.44
$\theta c=20d$	0.64	11.17	1.14	93.00	0.79	57.04

Πίνακας 4.2.59 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $S_{NH_EIS}=600$ g N/m^3

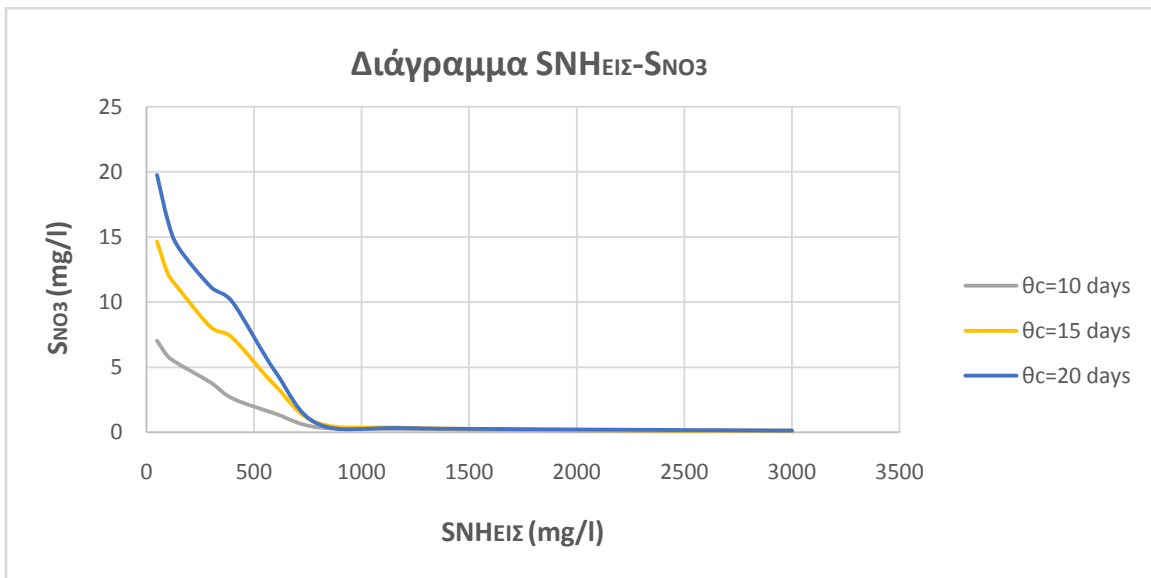
$S_{NH_EIS}=600$ g N/m^3						
	Ss (mg/l)	S_{NO_3} (mg/l)	S_{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S_{ND} (mg/l)	S_{NO_2} (mg/l)
$\theta c=10d$	0.57	1.42	45.87	93.00	0.76	77.05
$\theta c=15d$	0.58	3.56	1.78	93.00	0.76	87.48
$\theta c=20d$	0.59	4.64	2.01	93.00	0.76	87.06

Πίνακας 4.2.60 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $S_{NH_EIS}=1200$ g N/m^3

$S_{NH_EIS}=1200$ g N/m^3						
	Ss (mg/l)	S_{NO_3} (mg/l)	S_{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S_{ND} (mg/l)	S_{NO_2} (mg/l)
$\theta c=10d$	1.33	0.25	1231.51	93.00	0.76	1.16
$\theta c=15d$	0.57	0.35	541.84	93.00	0.76	86.10
$\theta c=20d$	0.58	0.31	519.65	93.00	0.76	84.93



Σχήμα 4.2.37 Αμμωνιακό άζωτο S_{NH} στην εκροή συναρτήσει του S_{NH} εισόδου για διάφορα θ_c



Σχήμα 4.2.38 Νιτρικό άζωτο S_{NO_3} στην εκροή συναρτήσει του S_{NH} εισόδου για διάφορα θ_c



Σχήμα 4.2.39 Νιτρώδες άζωτο S_{NO2} στην εκροή συναρτήσει του S_{NH} εισόδου για διάφορα θ_c

Στη συνέχεια παρουσιάζονται τα αποτελέσματα που αφορούν τις συγκεντρώσεις των σωματιδιακών κλασμάτων στους πίνακες 4.2.61 - 4.2.64 .

Πίνακας 4.2.61 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $S_{NH_ΕΙΣ}=100$ g N/m^3

$S_{NH_ΕΙΣ}=100$ g N/m^3						
	X_s (mg/l)	X_i (mg/l)	X_{BH} (mg/l)	X_{AOB} (mg/l)	X_{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
$\theta_c=10d$	0.66	247.50	432.49	198.07	21.43	1048.58
$\theta_c=15d$	12.89	371.25	540.80	297.00	23.09	1500.76
$\theta_c=20d$	13.97	494.98	378.94	363.09	23.97	1845.16

Πίνακας 4.2.62 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $S_{NH_ΕΙΣ}=300$ g N/m^3

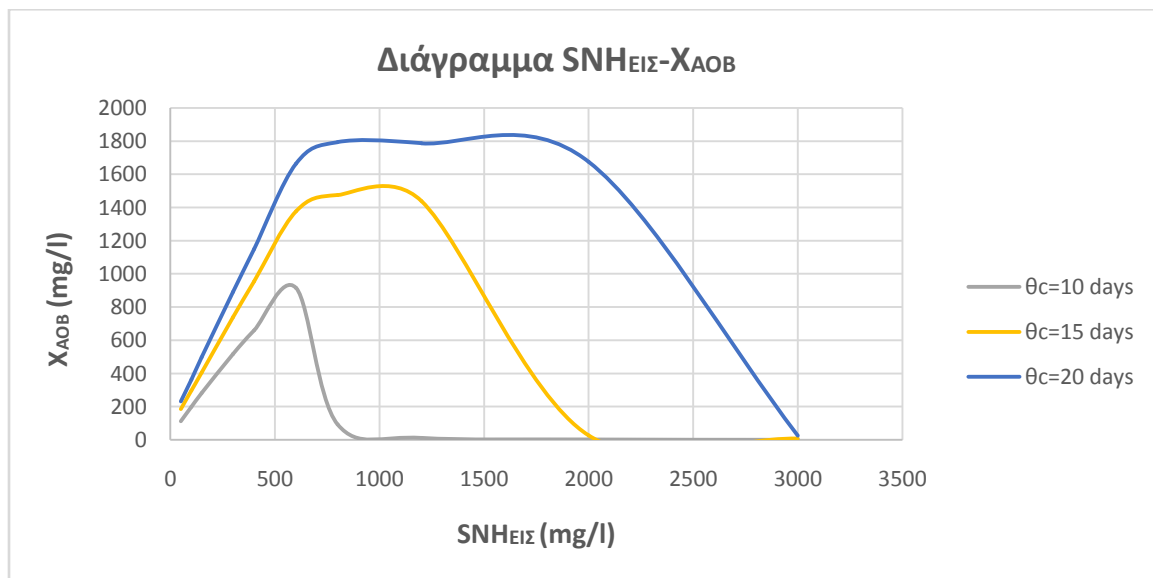
$S_{NH_ΕΙΣ}=300$ g N/m^3						
	X_s (mg/l)	X_i (mg/l)	X_{BH} (mg/l)	X_{AOB} (mg/l)	X_{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
$\theta_c=10d$	23.83	247.50	1025.20	516.67	21.10	2135.70
$\theta_c=15d$	28.94	371.25	1230.43	738.31	22.67	2935.96
$\theta_c=20d$	31.64	494.98	1333.96	891.89	23.62	3566.58

Πίνακας 4.2.63 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $S_{NH_ΕΙΣ}=600$ g N/m³

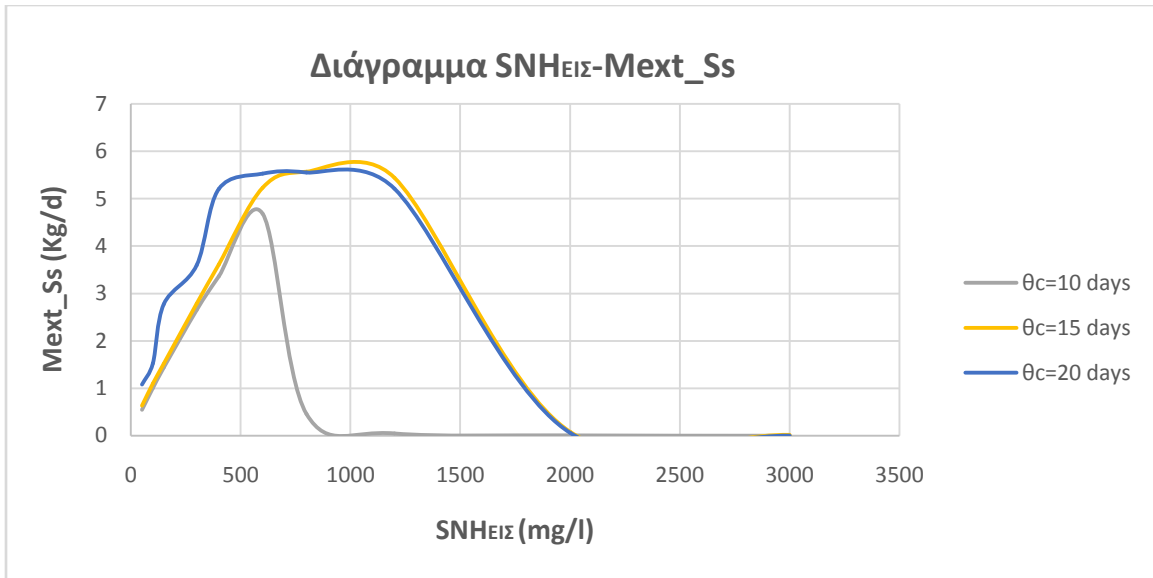
$S_{NH_ΕΙΣ} = 600$ g N/m ³						
	Xs (mg/l)	Xi (mg/l)	X _{BH} (mg/l)	X _{AOB} (mg/l)	X _{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
θc=10d	40.29	247.50	1741.18	915.15	20.50	3462.77
θc=15d	52.25	247.50	2233.20	1376.77	21.62	5018.76
θc=20d	56.76	494.98	2401.60	1664.78	22.21	6033.06

Πίνακας 4.2.64 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $S_{NH_ΕΙΣ}=1200$ g N/m³

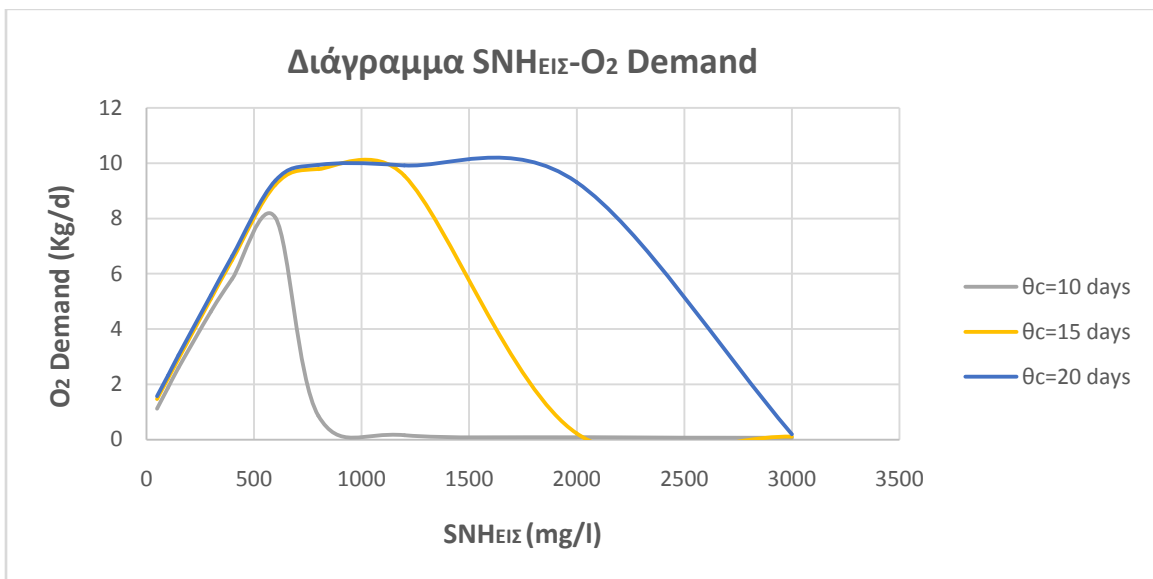
$S_{NH_ΕΙΣ} = 1200$ g N/m ³						
	Xs (mg/l)	Xi (mg/l)	X _{BH} (mg/l)	X _{AOB} (mg/l)	X _{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
θc=10d	2.85	247.50	90.42	11.90	20.21	417.74
θc=15d	54.34	371.25	2319.49	1438.67	20.74	5204.62
θc=20d	60.18	494.98	2544.32	1787.34	21.08	6382.18



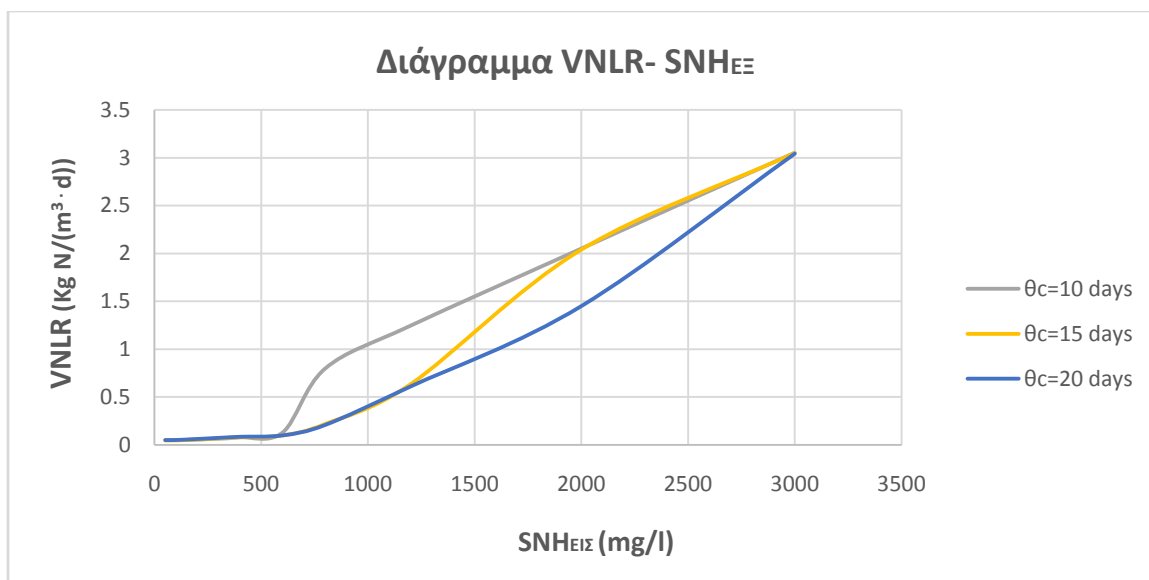
Σχήμα 4.2.40 Συγκέντρωση αυτοτροφικής βιομάζας X_{NOB} στην εκροή συναρτήσει του S_{NH} εισόδου για διάφορα θ_c



Σχήμα 4.2.41 Απαιτούμενη ποσότητα εξωτερικής πηγής άνθρακα για την απονιτρωδοποίηση συναρτήσει του S_{NH} εισόδου για διάφορα θ_c

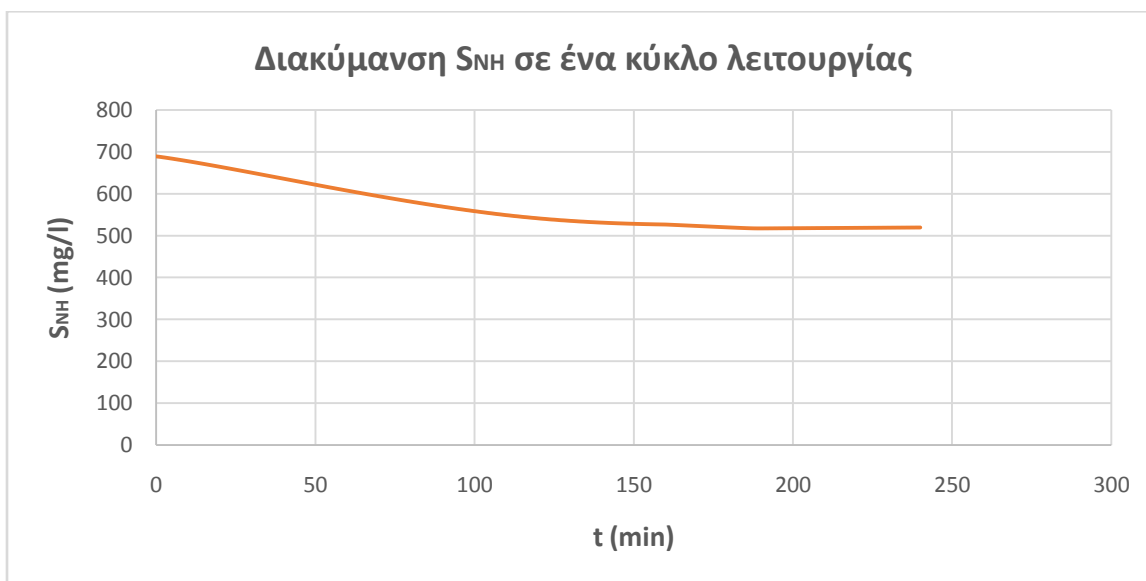


Σχήμα 4.2.42 Απαιτούμενη ποσότητα τροφοδοτούμενου οξυγόνου συναρτήσει του S_{NH} εισόδου για διάφορα θ_c

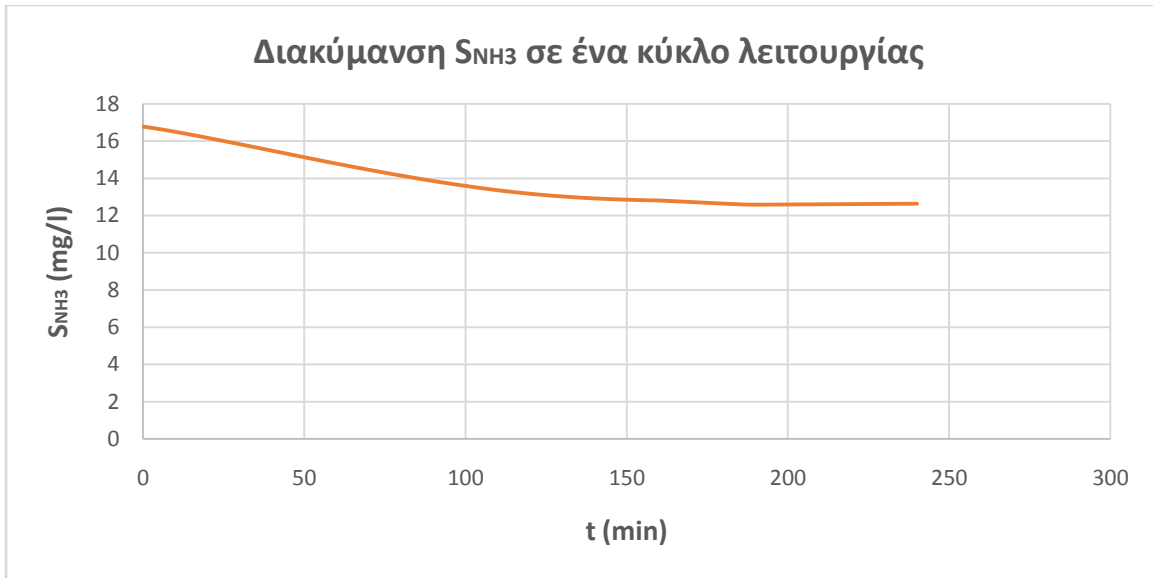


Σχήμα 4.2.43 Ογκομετρικός ρυθμός φόρτισης Αζώτου (VNLR) συναρτήσει του S_{NH} εισόδου για διάφορα θ_c

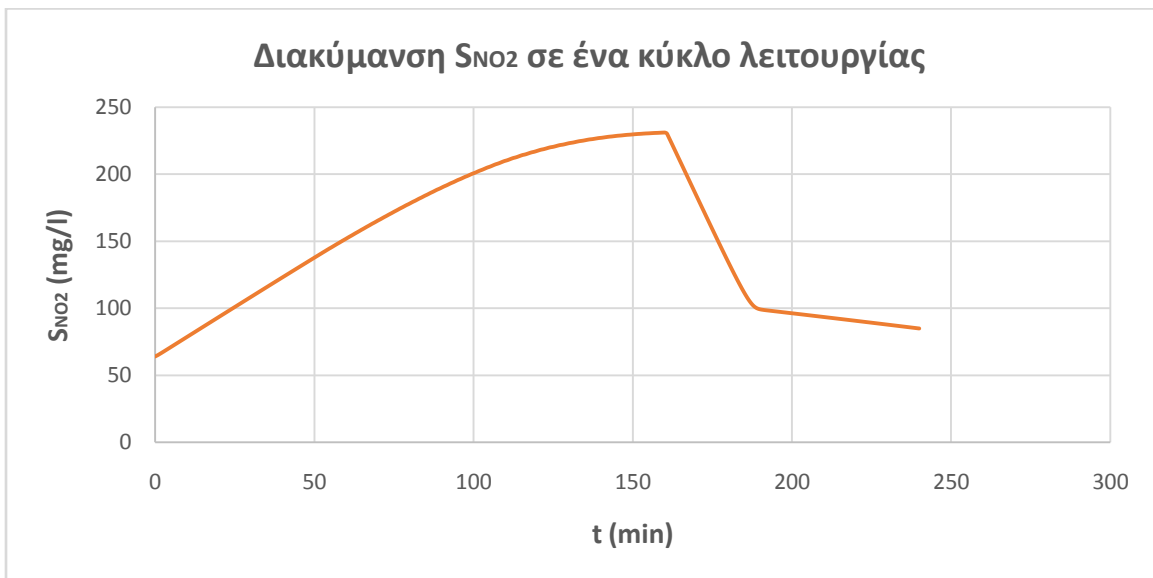
Στη συνέχεια παρουσιάζονται οι διακυμάνσεις διαφόρων μεταβλητών κατά τη διάρκεια ενός κύκλου λειτουργίας του συστήματος SBR.



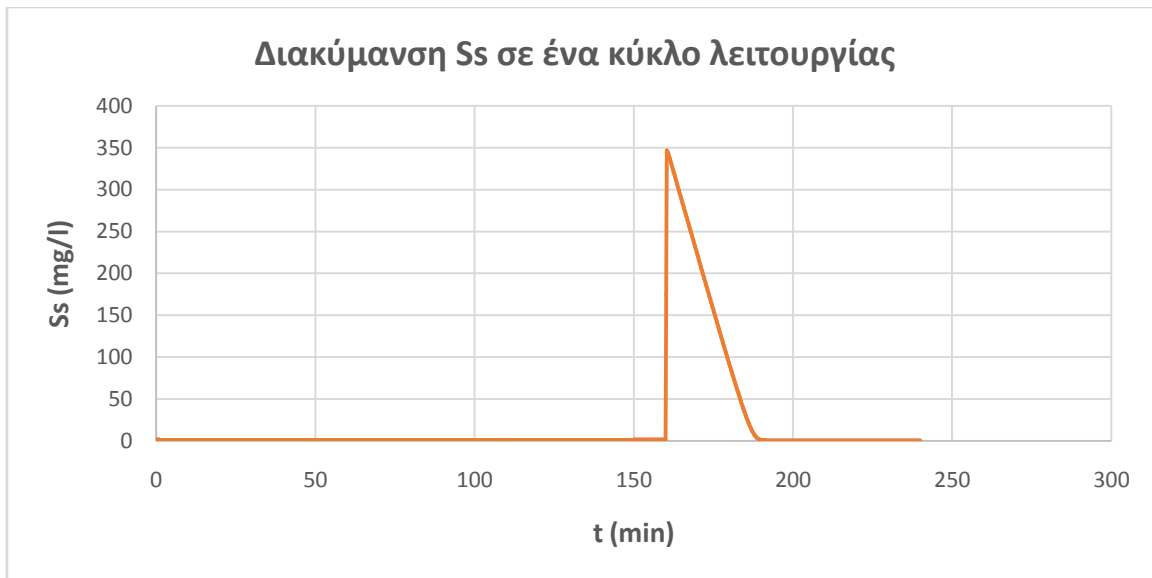
Σχήμα 4.2.44 Διακύμανση της συγκέντρωσης αμμωνιακού αζώτου (S_{NH}) μέσα σε ένα κύκλο λειτουργίας συστήματος SBR για $S_{NH_{E\Xi}}=1200$ mg/l και $\theta_c=20$ days



Σχήμα 4.2.45 Διακύμανση της συγκέντρωσης ελεύθερης αμμωνίας (S_{NH_3}) μέσα σε ένα κύκλο λειτουργίας συστήματος SBR για $SNH_{ΕΙΣ} = 1200$ mg/l και $\theta_c = 20$ days



Σχήμα 4.2.46 Διακύμανση της συγκέντρωσης νιτρώδους αζώτου (S_{NO_2}) μέσα σε ένα κύκλο λειτουργίας συστήματος SBR για $SNH_{ΕΙΣ} = 1200$ mg/l και $\theta_c = 20$ days



Σχήμα 4.2.47 Διακύμανση της συγκέντρωσης εύκολα βιοδιασπάσιμης οργανικής ύλης (Ss) μέσα σε ένα κύκλο λειτουργίας συστήματος SBR για $SNH_{EIS} = 1200 \text{ mg/l}$ και $\theta_c = 20 \text{ days}$

Από τα αποτελέσματα της εφαρμογής προκύπτουν τα εξής συμπεράσματα:

- Από το διάγραμμα 4.2.37 φαίνεται ότι για χρόνο παραμονής στερεών 10 ημέρες, επιτυγχάνεται ικανοποιητική απομάκρυνση αμμωνιακού αζώτου για τιμές εισόδου έως και 600 mg/l. Για μεγαλύτερες τιμές από αυτή, δεν παρατηρείται απομάκρυνση S_{NH} , λόγω της αναχαίτισης των AOB από την παρουσία υψηλής συγκέντρωσης ελεύθερης αμμωνίας. Το ίδιο συμβαίνει και για μεγαλύτερους χρόνους παραμονής στερεών, με τη διαφορά ότι η οριακή τιμή του αμμωνιακού αζώτου στην είσοδο, είναι μεγαλύτερη. Ένα σύστημα δηλαδή που λειτουργεί με ένα πιο μεγάλο θ_c , έχει τη δυνατότητα να δέχεται μεγαλύτερες συγκεντρώσεις αμμωνιακού αζώτου. Επιτρεπόμενες τιμές αμμωνιακού αζώτου στην εκροή μπορούν να θεωρηθούν συγκεντρώσεις έως 100 mg/l. Για την περίπτωση χρόνου παραμονής στερεών 10 ημερών, η μέγιστη φόρτιση με αμμωνιακό άζωτο που μπορεί να δεχθεί το σύστημα είναι γύρω στα 650 mg/l. Για μεγαλύτερους χρόνους παραμονής στερεών η αντίστοιχη τιμή είναι μεγαλύτερη, με το σύστημα να μπορεί να δεχτεί συγκεντρώσεις αμμωνιακού αζώτου ίσες με 850 mg/l.
- Από το σχήμα 4.2.38 προκύπτει ότι για πολύ μικρές τιμές εισαγόμενου αμμωνιακού αζώτου, η παραγωγή νιτρικών είναι μεγάλη. Αυτό συμβαίνει διότι η συγκέντρωση της ελεύθερης αμμωνίας είναι μικρή, τα NOB βακτήρια δεν αναχαιτίζονται με αποτέλεσμα τα νιτρώδη που παράγονται κατά το πρώτο στάδιο της νιτροποίησης, να μετατρέπονται σε νιτρικά. Όσο αυξάνει η αρχική συγκέντρωση του S_{NH} , τόσο αυξάνεται η συγκέντρωση της ελεύθερης αμμωνίας, τα NOB αναχαιτίζονται, και δεν παράγονται νιτρικά.

- Στο διάγραμμα 4.2.39 υπάρχει μία οριακή τιμή του αμμωνιακού αζώτου εισόδου, μέχρι την οποία υπάρχει αύξηση των νιτρωδών, ενώ μετά από την τιμή αυτή παρατηρείται απότομη πτώση στην παραγωγή νιτρωδών. Η οριακή τιμή αυτή είναι η τιμή στην οποία ξεκινά η αναχαίτιση των αυτοτροφικών AOB βακτηρίων μέχρι την πλήρη διακοπή της ανάπτυξής τους για πολύ μεγάλες τιμές S_{NH} εισόδου. Όσο αυξάνεται ο χρόνος παραμονής στερεών, η οριακή αυτή τιμή γίνεται όλο και μεγαλύτερη.
- Στο σχήμα 4.2.40 φαίνεται αυτό που αναλύθηκε και παραπάνω, ότι πέρα από την οριακή του S_{NH} ξεκινά η σταδιακή μείωση της αυτοτροφικής AOB βιομάζας μέχρι και την τελική διακοπή της ανάπτυξης.
- Στα σχήματα 4.2.41 και 4.2.42 απεικονίζονται δύο σημαντικές παράμετροι που σχετίζονται με τη λειτουργία της εγκατάστασης και καθορίζουν σε μεγάλο βαθμό το λειτουργικό κόστος. Αυτές είναι η ποσότητα της εξωτερικής πηγής άνθρακα που εισάγεται κατά την ανοξική φάση ώστε να επιτευχθεί η διαδικασία της απονιτρωδοποίησης, ενώ η άλλη είναι η απαιτούμενη ποσότητα τροφοδοτούμενου οξυγόνου που απαιτείται για την επίτευξη αερόβιων συνθηκών μέσα στον αντιδραστήρα. Στο σχήμα 4.2.42 λοιπόν απεικονίζεται η ίδια οριακή τιμή του S_{NH} , κάτω από την οποία υπάρχει συνεχής αύξηση του απαιτούμενου οξυγόνου που συνδέεται με την ανάπτυξη της AOB βιομάζας, ενώ όταν μειώνεται η ανάπτυξη της βιομάζας, μειώνεται και η απαιτούμενη ποσότητα οξυγόνου. Κάτι αντίστοιχο συμβαίνει και με την απαραίτητη ποσότητα εξωτερικής πηγής άνθρακα, καθώς είναι ανάλογη των παραγόμενων νιτρωδών. Αναχαίτιση των AOB βακτηρίων, οδηγεί σε μειωμένη απομάκρυνση αμμωνιακού αζώτου, μειωμένη παραγωγή νιτρωδών και ως συνέπεια μειωμένη ποσότητα απαιτούμενης εξωτερικής πηγής άνθρακα για την απονιτρωδοποίηση.
- Στο σχήμα 4.2.43 φαίνεται ότι το διάγραμμα ογκομετρικής φόρτισης αζώτου (VNLR) - Αμμωνιακού αζώτου των στραγγιδίων, έχει περίπου την ίδια μορφή με το διάγραμμα 4.2.37 καθώς το μεγαλύτερο ποσοστό του αζώτου είναι αμμωνιακό άζωτο. Το διάγραμμα αυτό έχει χρησιμότητα καθώς μπορεί πολύ εύκολα να δώσει στο μηχανικό πληροφορίες σχετικά με την ικανότητα που έχει το σύστημα σχετικά με την απομάκρυνση αζώτου. Ανάλογα με την επιθυμητή ογκομετρική φόρτιση αζώτου στην εκροή, για κάθε ένα χρόνο παραμονής στερεών, προκύπτει η μέγιστη τιμή αμμωνιακού αζώτου με την οποία μπορεί να φορτιστεί το σύστημα.

4.2.3.2 Αρχική Συγκέντρωση Αλκαλικότητας S_{ALK}

Τα αποτελέσματα της εφαρμογής του προγράμματος που αναπτύχθηκε, για την επίδραση της αρχικής συγκέντρωσης αλκαλικότητας σε mmole Αλκαλικότητας ως $CaCO_3/l$, που εισάγεται με τα στραγγίδια σε κάθε κύκλο λειτουργίας, παρουσιάζονται συνοπτικά στους παρακάτω πίνακες. Συγκεκριμένα παρουσιάζονται οι συγκεντρώσεις των διαλυτών συστατικών στους πίνακες 4.2.65 - 4.2.68 αλλά και οι συγκεντρώσεις των σωματιδιακών

κλασμάτων στους πίνακες 4.2.69 - 4.2.72 . Επιπλέον παρουσιάζονται τα διαγράμματα 4.2.48 - 4.2.51 για τον καλύτερο έλεγχο και κατανόηση των αποτελεσμάτων της εφαρμογής.

Πίνακας 4.2.65 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $S_{ALK}=10$ mmole Αλκαλικότητας ως $CaCO_3/l$

$S_{ALK}=10$ mmole Αλκαλικότητας ως $CaCO_3/l$						
	Ss (mg/l)	S_{NO_3} (mg/l)	S_{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S_{ND} (mg/l)	S_{NO_2} (mg/l)
$\theta_c=10d$	1.03	0.30	621.30	93.00	1.78	0.48
$\theta_c=15d$	0.87	0.36	567.50	93.00	1.65	8.20
$\theta_c=20d$	0.75	0.33	530.10	93.00	1.62	12.42
$\theta_c=25d$	0.74	0.31	517.1	93.00	1.60	14.19

Πίνακας 4.2.66 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $S_{ALK}=40$ mmole Αλκαλικότητας ως $CaCO_3/l$

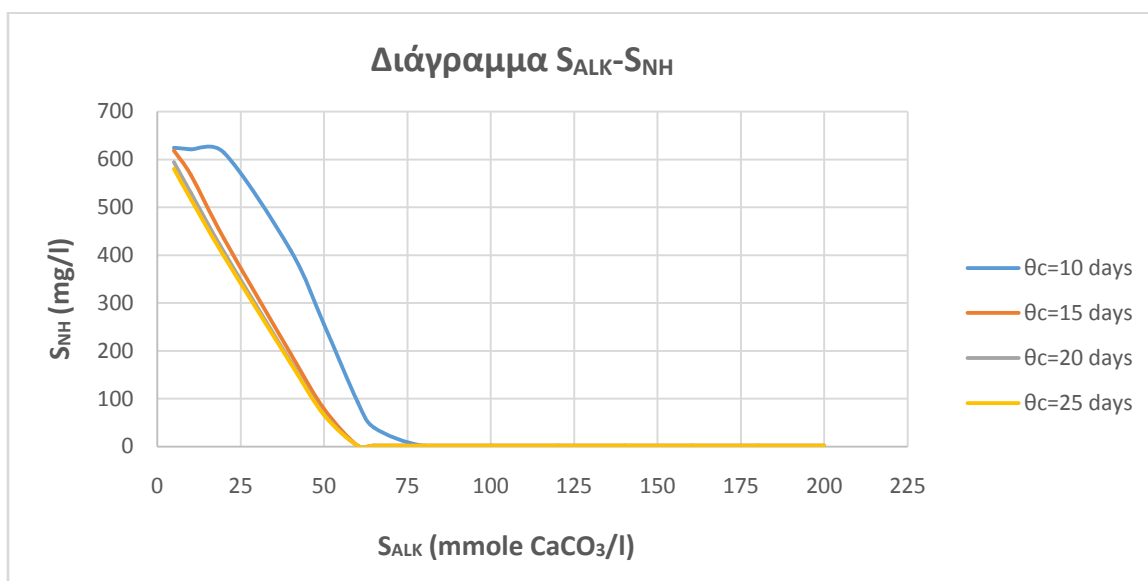
$S_{ALK}=40$ mmole Αλκαλικότητας ως $CaCO_3/l$						
	Ss (mg/l)	S_{NO_3} (mg/l)	S_{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S_{ND} (mg/l)	S_{NO_2} (mg/l)
$\theta_c=10d$	0.60	0.56	409.70	93.00	0.76	29.41
$\theta_c=15d$	0.59	0.63	193.70	93.00	0.76	54.21
$\theta_c=20d$	0.58	0.56	177.50	93.00	0.76	53.63
$\theta_c=25d$	0.57	0.51	173.60	93.00	0.76	52.87

Πίνακας 4.2.67 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $S_{ALK}=65$ mmole Αλκαλικότητας ως $CaCO_3/l$

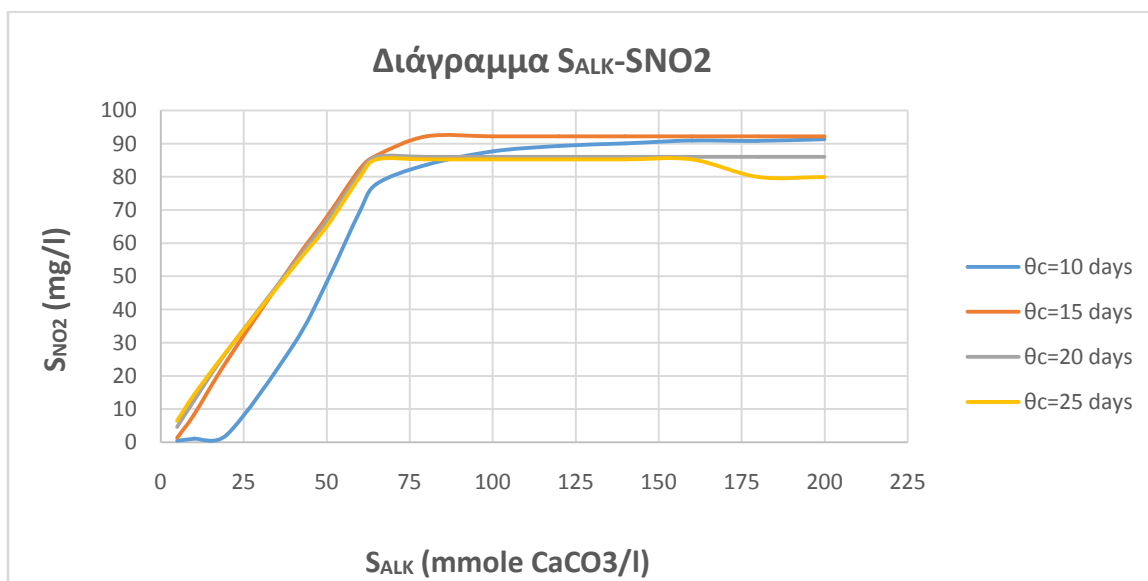
$S_{ALK}=65$ mmole Αλκαλικότητας ως $CaCO_3/l$						
	Ss (mg/l)	S_{NO_3} (mg/l)	S_{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S_{ND} (mg/l)	S_{NO_2} (mg/l)
$\theta_c=10d$	0.57	1.58	39.69	93.00	0.76	77.82
$\theta_c=15d$	0.57	3.99	1.75	93.00	0.76	86.43
$\theta_c=20d$	0.56	5.22	1.98	93.00	0.76	86.07
$\theta_c=25d$	0.55	5.75	2.12	93.00	0.76	85.27

Πίνακας 4.2.68 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $S_{ALK}=100$ mmole Αλκαλικότητας ως $CaCO_3/l$

$S_{ALK}=100$ mmole Αλκαλικότητας ως $CaCO_3/l$						
	Ss (mg/l)	S_{NO_3} (mg/l)	S_{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S_{ND} (mg/l)	S_{NO_2} (mg/l)
$\theta_c=10d$	0.57	1.60	38.77	93.00	0.76	77.96
$\theta_c=15d$	0.57	4.02	1.72	93.00	0.76	86.51
$\theta_c=20d$	0.56	5.24	1.99	93.00	0.76	86.12
$\theta_c=25d$	0.55	5.77	2.12	93.00	0.76	85.48



Σχήμα 4.2.48 Αμμωνιακό άζωτο S_{NH} στην εκροή συναρτήσει του S_{ALK} για διάφορα θ_c



Σχήμα 4.2.49 Νιτρώδες άζωτο S_{NO_2} στην εκροή συναρτήσει του S_{ALK} για διάφορα θ_c

Στη συνέχεια παρουσιάζονται τα αποτελέσματα που αφορούν τις συγκεντρώσεις των σωματιδιακών κλασμάτων στους πίνακες 4.2.69 - 4.2.72 .

Πίνακας 4.2.69 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $S_{ALK}=10$ mmole Αλκαλικότητας ως $CaCO_3/l$

$S_{ALK} = 10$ mmole Αλκαλικότητας ως $CaCO_3/l$						
	Xs (mg/l)	Xi (mg/l)	X _{BH} (mg/l)	X _{AOB} (mg/l)	X _{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
θc=10d	3.02	247.50	86.94	9.70	22.33	413.10
θc=15d	7.33	371.25	292.12	141.10	22.33	463.30
θc=20d	11.54	494.98	446.20	264.41	22.32	1530.12
θc=25d	13.81	617.85	520.30	338.31	21.93	1930.59

Πίνακας 4.2.70 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $S_{ALK}=40$ mmole Αλκαλικότητας ως $CaCO_3/l$

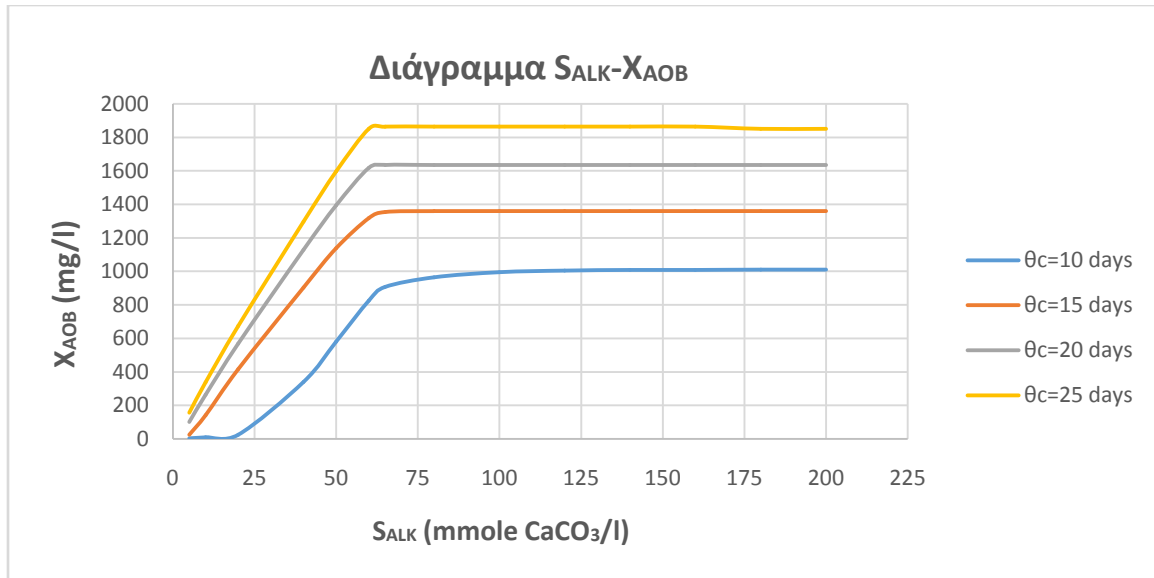
$S_{ALK} = 40$ mmole Αλκαλικότητας ως $CaCO_3/l$						
	Xs (mg/l)	Xi (mg/l)	X _{BH} (mg/l)	X _{AOB} (mg/l)	X _{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
θc=10d	16.37	247.50	705.00	339.30	22.34	1539.00
θc=15d	36.99	371.25	1475.05	904.30	22.81	3455.00
θc=20d	38.17	494.98	1631.15	1129.45	22.34	4276.51
θc=25d	41.39	617.85	1709.17	1297.36	22.34	4951.22

Πίνακας 4.2.71 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $S_{ALK}=65$ mmole Αλκαλικότητας ως $CaCO_3/l$

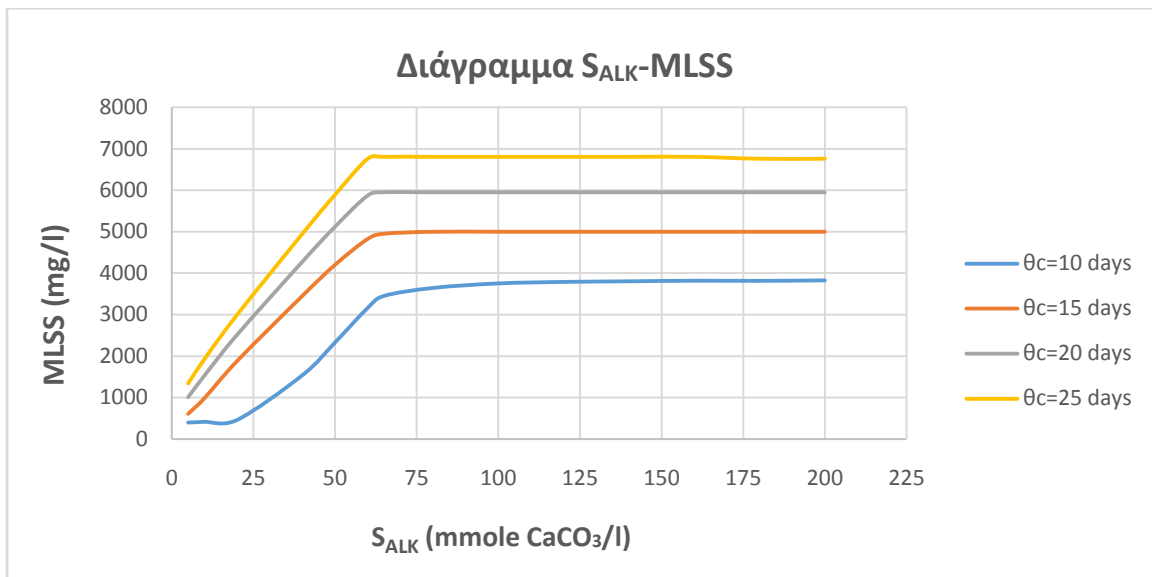
$S_{ALK} = 65$ mmole Αλκαλικότητας ως $CaCO_3/l$						
	Xs (mg/l)	Xi (mg/l)	X _{BH} (mg/l)	X _{AOB} (mg/l)	X _{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
θc=10d	41.18	247.50	1739.00	907.40	21.76	3454
θc=15d	51.48	371.25	2200.57	1355.19	22.59	4951.33
θc=20d	55.92	494.98	2366.47	1636.21	22.68	5948.96
θc=25d	58.47	617.85	2451.13	1864.26	22.71	6805.66

Πίνακας 4.2.72 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $S_{ALK}=100$ mmole Αλκαλικότητας ως $CaCO_3/l$

$S_{ALK} = 100$ mmole Αλκαλικότητας ως $CaCO_3/l$						
	Xs (mg/l)	Xi (mg/l)	X _{BH} (mg/l)	X _{AOB} (mg/l)	X _{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
θc=10d	44.56	247.50	1904.51	995.80	22.56	3756.02
θc=15d	52.11	371.25	2231.17	1360.40	22.81	4999.05
θc=20d	56.17	494.98	2371.15	1640.48	22.92	5962.12
θc=25d	58.65	617.85	2455.14	1866.58	22.94	6817.90



Σχήμα 4.2.50 Συγκέντρωση αυτοτροφικής βιομάζας χ_{NOB} στην εκροή συναρτήσει του S_{ALK} για διάφορα θ_c



Σχήμα 4.2.51 Συγκέντρωση στερεών στο ανάμεικτο υγρό MLSS στην εκροή συναρτήσει του S_{ALK} για διάφορα θ_c

Από τα αποτελέσματα της εφαρμογής προκύπτουν τα εξής συμπεράσματα:

- Από το διάγραμμα 4.2.48 φαίνεται ότι για να υπάρχει ικανοποιητική απομάκρυνση αμμωνιακού αζώτου, θα πρέπει να υπάρχει διαθέσιμη αλκαλικότητα στα στραγγίδια. Όταν η διαθέσιμη αλκαλικότητα πέσει κάτω από 50 mmole Αλκαλικότητας ως CaCO_3 , παρατηρείται αύξηση του S_{NH} στην εκροή. Αυτό συμβαίνει διότι αναχαιτίζονται τα αυτοτροφικά AOB βακτήρια. Για χρόνους παραμονής στερεών μεγαλύτερους από 15 ημέρες, η επίδραση του θ_c δεν είναι σημαντική στην τελική συγκέντρωση του αμμωνιακού αζώτου.
- Στο σχήμα 4.2.49 παρατηρείται πως η αύξηση της διαθέσιμης αλκαλικότητας οδηγεί σε αύξηση της συγκέντρωσης νιτρικών στην εκροή και σταθεροποίησή της για μεγάλες τιμές αλκαλικότητας. Αυτό συμβαίνει διότι για επαρκείς τιμές αλκαλικότητας, δεν αναχαιτίζεται η δράση των AOB βακτηρίων, και το αμμωνιακό άζωτο ανάγεται σε νιτρώδη.
- Από το σχήμα 4.2.50 προκύπτει ότι ανάπτυξη των AOB βακτηρίων, είναι ανάλογη της τιμής της διαθέσιμης αλκαλικότητας μέχρι ένα σημείο και έπειτα για μεγαλύτερες τιμές αλκαλικότητας, η συγκέντρωση της AOB βιομάζας σταθεροποιείται. Η σχέση αυτή αναλογίας ανάμεσα στα δύο μεγέθη εξηγείται από το γεγονός ότι όσο μικρότερη διαθέσιμη αλκαλικότητα υπάρχει στο σύστημα, τόσο μεγαλύτερη είναι η αναχαίτιση που υφίστανται οι αυτοτροφικοί μικροοργανισμοί που οξειδώνουν το αμμωνιακό άζωτο. Η συγκέντρωση των AOB βακτηρίων, σταθεροποιείται μετά από κάποιο σημείο, το οποίο σημείο αυτό σηματοδοτεί πως υπάρχει η διαθέσιμη αλκαλικότητα ώστε τα νιτρωδοποιητικά βακτήρια να μην υφίστανται καμία αναχαίτιση λόγω έλλειψής της. Όπως ήταν αναμενόμενο, για μεγαλύτερα θ_c , η συγκέντρωση των AOB βακτηρίων, αυξάνει.
- Στο διάγραμμα 4.2.51 απεικονίζονται όλα όσα περιγράφηκαν παραπάνω. Η καμπύλη των MLSS ακολουθεί τη μορφή των X_{AOB} και X_{BH} , καθώς και τα δύο υφίστανται αναλογική μείωση μέχρι το οριακό σημείο της διαθέσιμης αλκαλικότητας, και στη συνέχεια σταθεροποιούνται για μεγαλύτερες τιμές. Και εδώ, όσο αυξάνεται το θ_c , αυξάνεται και η συγκέντρωση των στερεών.

4.2.3.3 Θερμοκρασία στραγγιδίων T ($^{\circ}\text{C}$)

Τα αποτελέσματα της εφαρμογής του προγράμματος που αναπτύχθηκε, για την επίδραση της θερμοκρασίας των στραγγιδίων, παρουσιάζονται συνοπτικά στους παρακάτω πίνακες. Συγκεκριμένα παρουσιάζονται οι συγκεντρώσεις των διαλυτών συστατικών στους πίνακες 4.2.73 - 4.2.76 αλλά και οι συγκεντρώσεις των σωματιδιακών κλασμάτων στους πίνακες 4.2.77 - 4.2.80 . Επιπλέον παρουσιάζονται τα διαγράμματα 4.2.52 - 4.2.55 για τον καλύτερο έλεγχο και κατανόηση των αποτελεσμάτων της εφαρμογής.

Πίνακας 4.2.73 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για T=10 °C

T=10 °C						
	Ss (mg/l)	S _{NO3} (mg/l)	S _{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S _{ND} (mg/l)	S _{NO2} (mg/l)
θc=10d	2.33	0.04	629.20	93.00	1.33	0.02
θc=15d	2.38	0.34	630.90	93.00	1.33	0.23
θc=20d	2.41	0.50	628.10	93.00	1.32	1.19

Πίνακας 4.2.74 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για T=15 °C

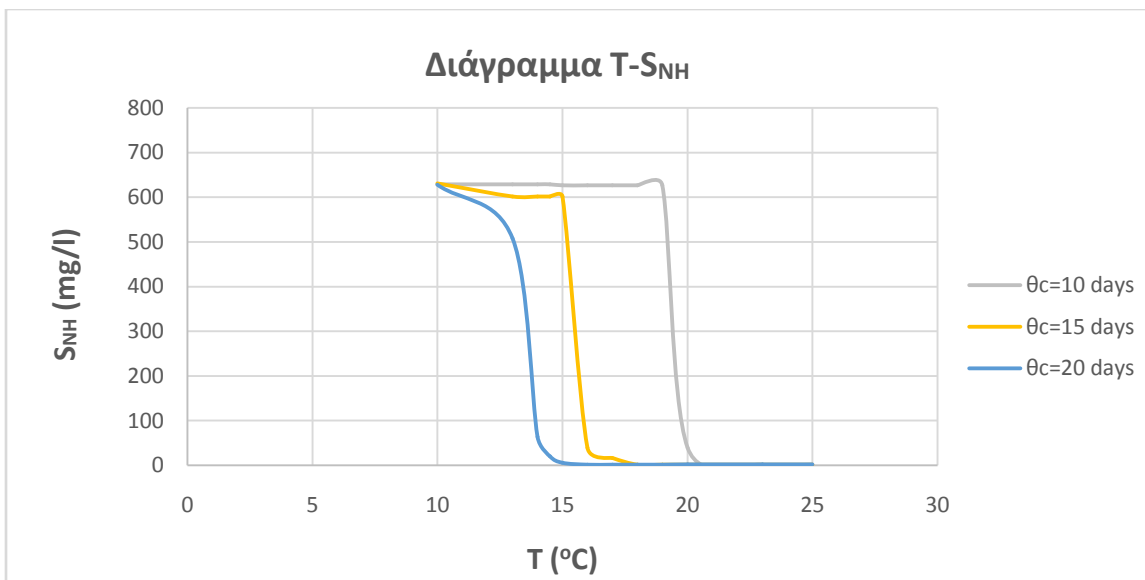
T=15 °C						
	Ss (mg/l)	S _{NO3} (mg/l)	S _{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S _{ND} (mg/l)	S _{NO2} (mg/l)
θc=10d	2.32	0.46	626.50	93.00	1.32	0.50
θc=15d	2.37	0.46	601.80	93.00	1.32	4.57
θc=20d	0.58	2.21	5.78	93.00	0.76	80.74

Πίνακας 4.2.75 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για T=20 °C

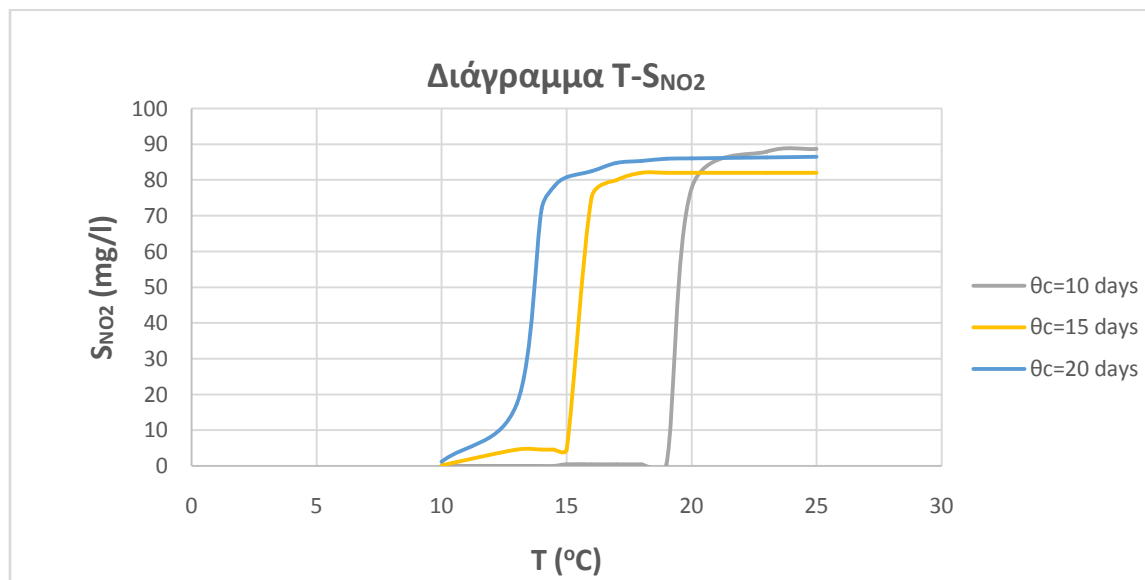
T=20 °C						
	Ss (mg/l)	S _{NO3} (mg/l)	S _{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S _{ND} (mg/l)	S _{NO2} (mg/l)
θc=10d	0.57	1.58	39.69	93.00	0.76	77.82
θc=15d	0.56	2.63	1.59	93.00	0.76	82.12
θc=20d	0.52	5.22	1.98	93.00	0.76	86.07

Πίνακας 4.2.76 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για T=25 °C

T=25 °C						
	Ss (mg/l)	S _{NO3} (mg/l)	S _{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S _{ND} (mg/l)	S _{NO2} (mg/l)
θc=10d	0.56	5.71	1.71	93.00	0.76	88.68
θc=15d	0.56	6.17	1.60	93.00	0.76	88.85
θc=20d	0.51	5.57	2.01	93.00	0.76	86.48



Σχήμα 4.2.52 Αμμωνιακό άζωτο S_{NH} στην εκροή συναρτήσει της θερμοκρασίας T για διάφορα θ_c



Σχήμα 4.2.53 Νιτρώδες άζωτο S_{NO2} στην εκροή συναρτήσει της θερμοκρασίας T για διάφορα θ_c

Στη συνέχεια παρουσιάζονται τα αποτελέσματα που αφορούν τις συγκεντρώσεις των σωματιδιακών κλασμάτων στους πίνακες 4.2.77 - 4.2.80 .

Πίνακας 4.2.77 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για T=10 °C

T=10 °C						
	Xs (mg/l)	Xi (mg/l)	X _{BH} (mg/l)	X _{AOB} (mg/l)	X _{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
θc=10d	3.82	247.50	104.40	0.26	22.42	411.50
θc=15d	3.88	371.25	134.20	79.76	22.39	805.91
θc=20d	3.72	494.98	175.13	20.27	22.43	803.80

Πίνακας 4.2.78 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για T=15 °C

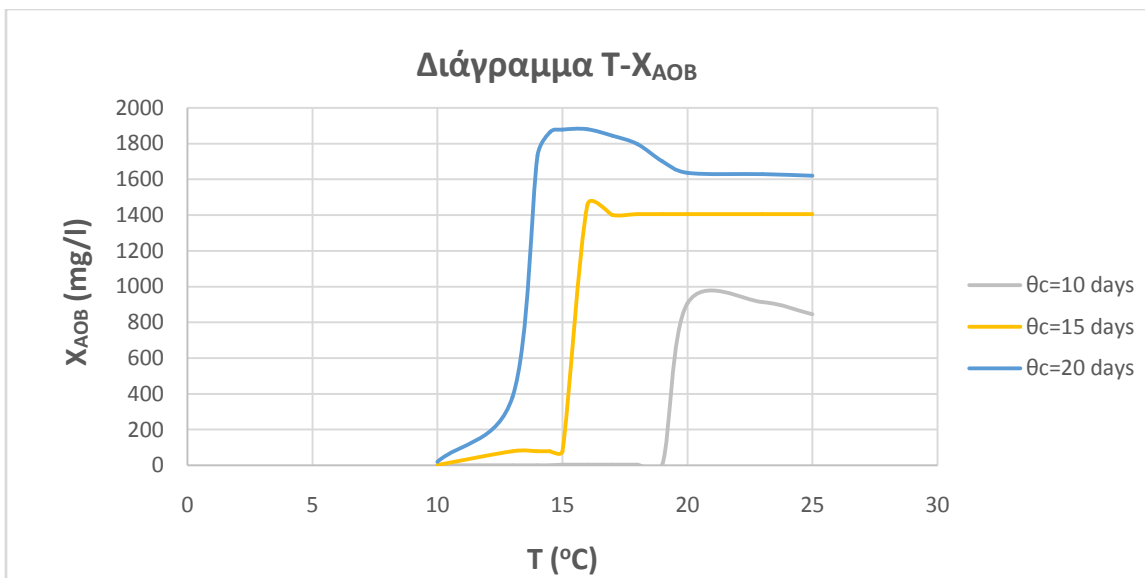
T=15 °C						
	Xs (mg/l)	Xi (mg/l)	X _{BH} (mg/l)	X _{AOB} (mg/l)	X _{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
θc=10d	3.98	247.50	95.21	3.47	22.41	409.30
θc=15d	5.01	371.25	231.11	79.76	22.39	805.93
θc=20d	55.14	494.98	2877.15	1879.63	22.68	5848.78

Πίνακας 4.2.79 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για T=20 °C

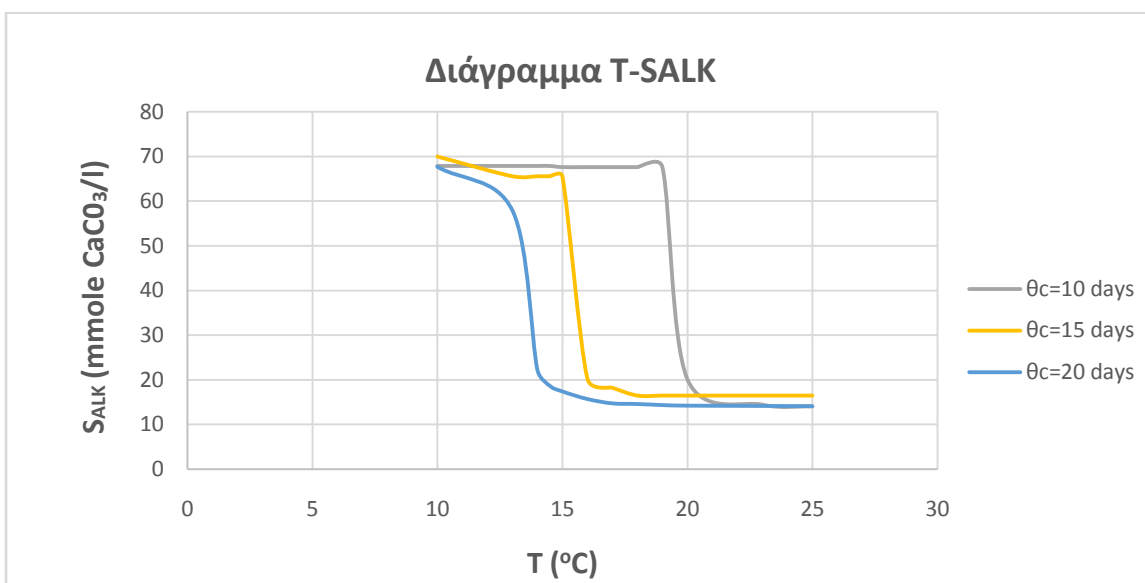
T=20 °C						
	Xs (mg/l)	Xi (mg/l)	X _{BH} (mg/l)	X _{AOB} (mg/l)	X _{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
θc=10d	4.21	247.50	1739.21	907.12	22.41	3454.66
θc=15d	50.02	371.25	2321.58	1405.19	22.51	5040.17
θc=20d	55.92	494.98	2366.12	1636.51	22.68	5848.63

Πίνακας 4.2.80 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για T=25 °C

T=25 °C						
	Xs (mg/l)	Xi (mg/l)	X _{BH} (mg/l)	X _{AOB} (mg/l)	X _{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
θc=10d	44.91	27.50	1543.12	846.17	22.62	3332.55
θc=15d	50.09	371.25	2214.74	1333.12	22.52	4918.17
θc=20d	56.12	494.98	2327.44	1621.68	22.68	5799.34



Σχήμα 4.2.54 Συγκέντρωση αυτοτροφικής βιομάζας $\chi_{ΑΟΒ}$ στην εκροή συναρτήσει της θερμοκρασίας T για διάφορα θ_c



Σχήμα 4.2.55 Συγκέντρωση αλκαλικότητας $S_{ΑΛΚ}$ στην εκροή συναρτήσει της θερμοκρασίας T για διάφορα θ_c

Από τα αποτελέσματα της εφαρμογής προκύπτουν τα εξής συμπεράσματα:

- Από το διάγραμμα 4.2.52 φαίνεται ότι θερμοκρασία των στραγγιδίων, παίζει πολύ σημαντικό ρόλο στην επιτυχία της διαδικασίας της νιτροδοποίησης. Συγκεκριμένα, για κάθε χρόνο παραμονής στερεών, υπάρχει μία τιμή της θερμοκρασίας, κάτω από την οποία παρατηρείται απότομη αύξηση της συγκέντρωσης αμμωνιακού αζώτου στην εκροή. Όσο αυξάνει ο χρόνος παραμονής στερεών, τα βακτήρια δείχνουν να γίνονται πιο ανθεκτικά, καθώς η θερμοκρασία στην οποία επέρχεται αναχαίτιση της αυτοτροφικής AOB βιομάζας, γίνεται ολοένα και μικρότερη.
- Από το διάγραμμα 4.2.53 προκύπτει το ίδιο συμπέρασμα με παραπάνω, καθώς όταν υπάρχει απομάκρυνση αμμωνιακού αζώτου, ταυτόχρονα παράγονται νιτρώδη από την ανάπτυξη των AOB βακτηρίων. Αντίθετα, όταν οι θερμοκρασίες είναι χαμηλές, δεν υπάρχει επαρκής απομάκρυνση S_{NH} , με αποτέλεσμα να μην παρατηρείται και αύξηση της συγκέντρωσης των νιτρωδών στην εκροή.
- Στο σχήμα 4.2.54 φαίνεται η σταδιακή αναχαίτιση της αυτοτροφικής νιτροδοποιητικής βιομάζας για θερμοκρασίες μικρότερες της οριακής. Και εδώ παρατηρείται ότι για μεγαλύτερο χρόνο παραμονής στερεών, η οριακή θερμοκρασία στην οποία ξεκινά η αναχαίτιση της βιομάζας γίνεται όλο και μικρότερη, ενώ ταυτόχρονα φαίνεται ότι για μεγαλύτερο θ_c , η συγκέντρωση της βιομάζας είναι μεγαλύτερη, όπως άλλωστε και αναμενόταν.
- Στο διάγραμμα 4.2.55 φαίνεται ότι η διαθέσιμη αλκαλικότητα των λυμάτων στην εκροή για τιμές θερμοκρασίας μεγαλύτερες από την οριακή είναι μικρή ενώ για τιμές μικρότερες από την οριακή είναι μεγάλη. Αυτό συμβαίνει καθώς για κάθε 1 mole αμμωνιακού αζώτου που απομακρύνεται, καταναλώνονται 2mole αλκαλικότητας. Όταν λοιπόν υπάρχει απομάκρυνση αμμωνιακού αζώτου, υπάρχει και κατανάλωση αλκαλικότητας. Για τιμές θερμοκρασίας μικρότερες της οριακής, παρατηρείται αναχαίτιση των AOB βακτηρίων, μειωμένη απομάκρυνση S_{NH} , και τελικά μειωμένη κατανάλωση αλκαλικότητας.

4.2.3.4 Συγκέντρωση Οργανικού Φορτίου στα στραγγίδια (COD)

Τα αποτελέσματα της εφαρμογής του προγράμματος που αναπτύχθηκε, για την επίδραση της αρχικής συγκέντρωσης οργανικού φορτίου που εισάγεται με τα στραγγίδια σε κάθε κύκλο, παρουσιάζονται συνοπτικά στους παρακάτω πίνακες. Συγκεκριμένα παρουσιάζονται οι συγκεντρώσεις των διαλυτών συστατικών στους πίνακες 4.2.81 - 4.2.84 αλλά και οι συγκεντρώσεις των σωματιδιακών κλασμάτων στους πίνακες 4.2.85 - 4.2.88 . Επιπλέον παρουσιάζονται τα διαγράμματα 4.2.56 - 4.2.59 για τον καλύτερο έλεγχο και κατανόηση των αποτελεσμάτων της εφαρμογής. Η κλασματοποίηση του COD είναι η ίδια που ακολουθήθηκε και στο βασικό σενάριο.

Πίνακας 4.2.81 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για COD=50 mg/l

COD=50 mg/l						
	Ss (mg/l)	S _{NO3} (mg/l)	S _{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S _{ND} (mg/l)	S _{NO2} (mg/l)
θc=10d	0.57	1.51	40.84	31.00	0.76	77.54
θc=15d	0.58	3.93	1.70	31.00	0.76	87.84
θc=20d	0.59	5.22	1.93	31.00	0.76	87.60

Πίνακας 4.2.82 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για COD=150 mg/l

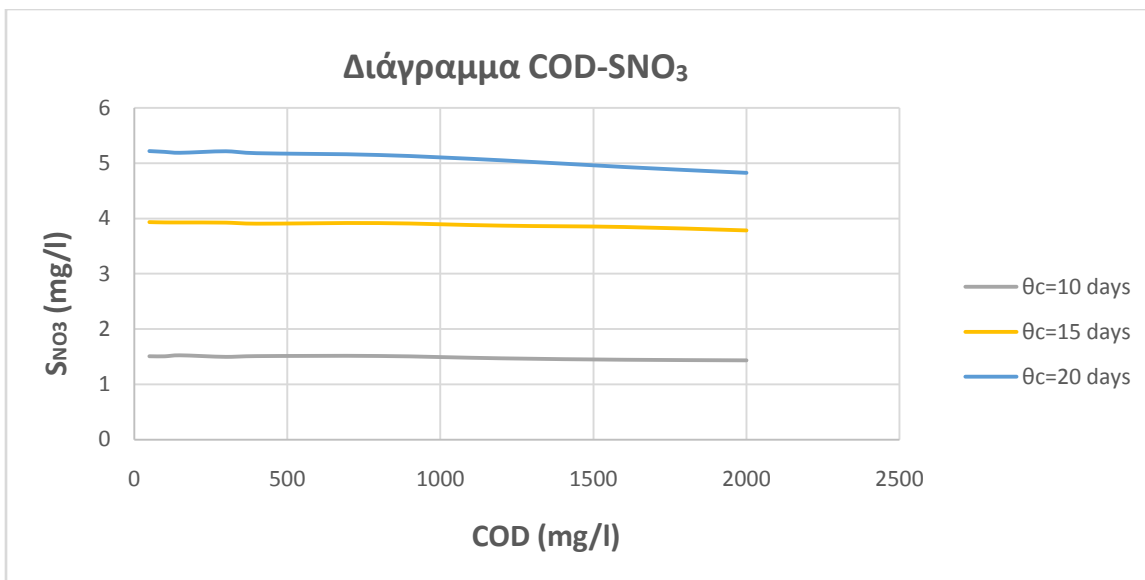
COD=150 mg/l						
	Ss (mg/l)	S _{NO3} (mg/l)	S _{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S _{ND} (mg/l)	S _{NO2} (mg/l)
θc=10d	0.57	1.53	39.71	93.00	0.76	77.81
θc=15d	0.59	3.93	1.75	93.00	0.76	86.59
θc=20d	0.60	5.19	1.98	93.00	0.76	86.26

Πίνακας 4.2.83 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για COD=400 mg/l

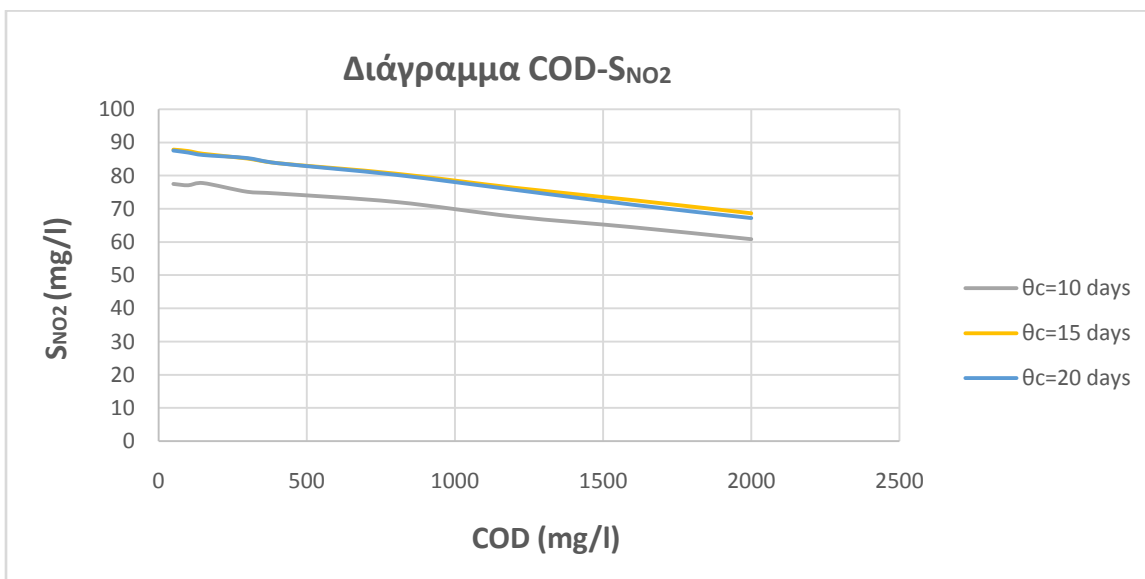
COD=400 mg/l						
	Ss (mg/l)	S _{NO3} (mg/l)	S _{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S _{ND} (mg/l)	S _{NO2} (mg/l)
θc=10d	0.58	1.51	39.53	248.00	0.76	74.65
θc=15d	0.59	3.91	1.89	248.00	0.76	83.76
θc=20d	0.60	5.18	2.07	248.00	0.76	83.81

Πίνακας 4.2.84 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για COD=800 mg/l

COD=800 mg/l						
	Ss (mg/l)	S _{NO3} (mg/l)	S _{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S _{ND} (mg/l)	S _{NO2} (mg/l)
θc=10d	0.59	1.51	35.74	496.00	0.77	72.09
θc=15d	0.60	3.92	2.10	496.00	0.76	80.59
θc=20d	0.61	5.15	2.34	496.00	0.77	80.28



Σχήμα 4.2.56 Νιτρικό άζωτο S_{NO_3} στην εκροή συναρτήσει της αρχικής συγκέντρωσης COD για διάφορα θ_c



Σχήμα 4.2.57 Νιτρώδες άζωτο S_{NO_2} στην εκροή συναρτήσει της αρχικής συγκέντρωσης COD για διάφορα θ_c

Στη συνέχεια παρουσιάζονται τα αποτελέσματα που αφορούν τις συγκεντρώσεις των σωματιδιακών κλασμάτων στους πίνακες 4.2.85 - 4.2.88 .

Πίνακας 4.2.85 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για COD=50 mg/l

COD=50 mg/l						
	Xs (mg/l)	Xi (mg/l)	X _{BH} (mg/l)	X _{AOB} (mg/l)	X _{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
θc=10d	39.07	82.50	1696.22	906.24	20.52	3229.88
θc=15d	50.54	123.75	2167.62	1356.35	21.71	4656.47
θc=20d	54.98	165.00	2333.44	1637.73	22.35	5568.58

Πίνακας 4.2.86 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για COD=150 mg/l

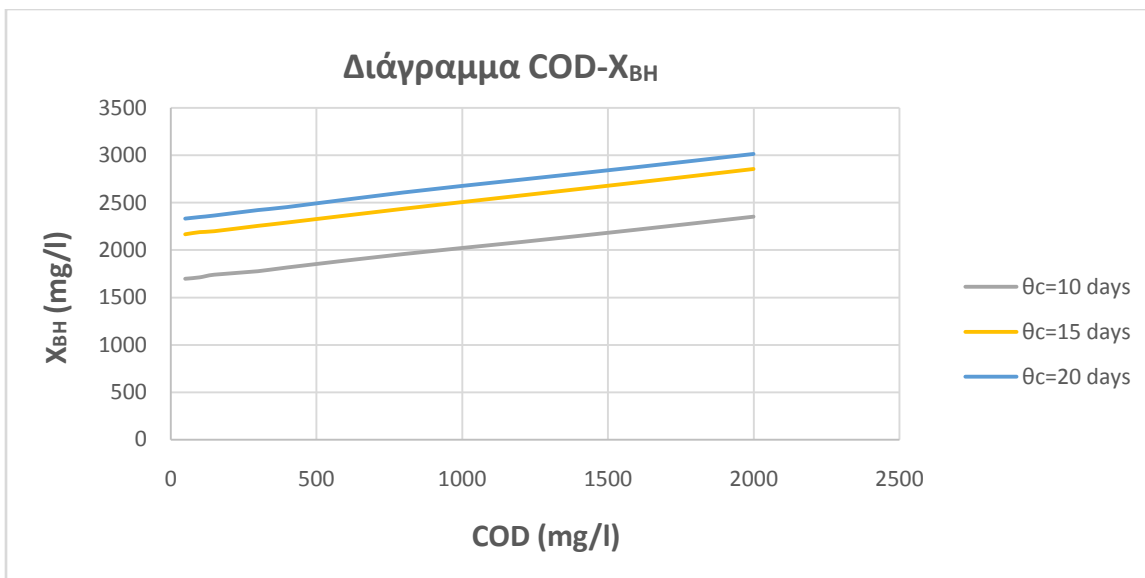
COD=150 mg/l						
	Xs (mg/l)	Xi (mg/l)	X _{BH} (mg/l)	X _{AOB} (mg/l)	X _{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
θc=10d	40.22	247.50	1739.31	907.24	20.52	3452.11
θc=15d	51.47	371.25	2200.04	1355.39	21.72	4949.79
θc=20d	55.92	495.00	2365.99	1634.69	22.36	5948.27

Πίνακας 4.2.87 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για COD=400 mg/l

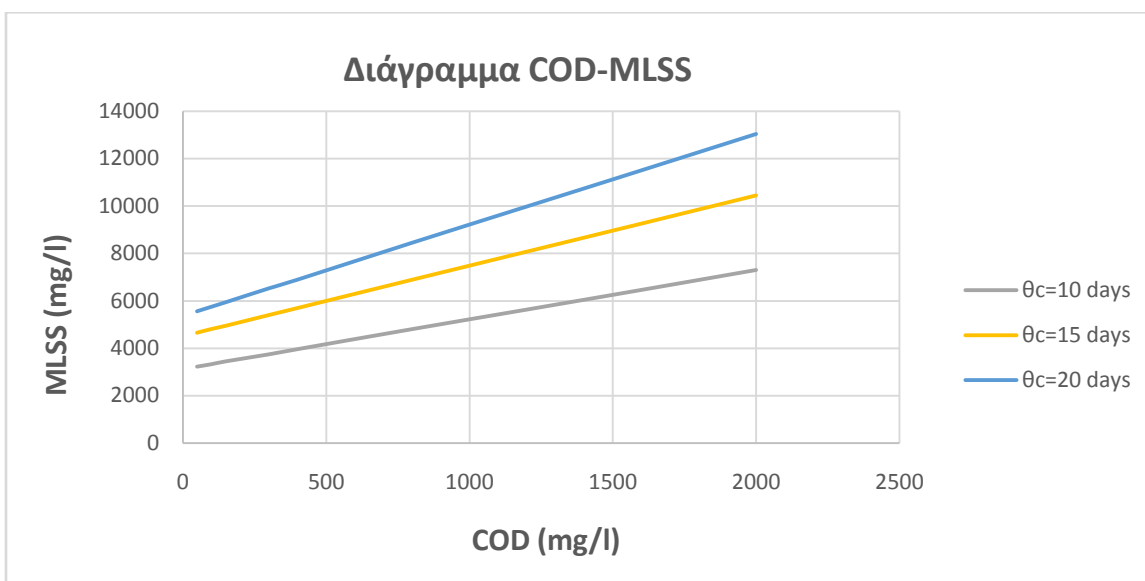
COD=400 mg/l						
	Xs (mg/l)	Xi (mg/l)	X _{BH} (mg/l)	X _{AOB} (mg/l)	X _{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
θc=10d	42.49	660.00	1815.59	908.62	20.53	3965.72
θc=15d	54.04	990.00	2291.11	1353.15	21.74	5697.40
θc=20d	58.43	1319.32	2454.94	1632.95	22.39	6899.35

Πίνακας 4.2.88 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για COD=800 mg/l

COD=800 mg/l						
	Xs (mg/l)	Xi (mg/l)	X _{BH} (mg/l)	X _{AOB} (mg/l)	X _{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
θc=10d	6.60	1320.00	1957.64	909.87	20.54	4811.82
θc=15d	58.19	1980.00	2436.76	1349.52	21.77	6893.20
θc=20d	62.78	2638.63	2609.71	1628.40	22.42	8455.34



Σχήμα 4.2.58 Συγκέντρωση ετεροτροφικής βιομάζας Χ_{BH} στην εκροή συναρτήσει της αρχικής συγκέντρωσης COD για διάφορα θ_c



Σχήμα 4.2.59 Συγκέντρωση στερεών MLSS στο ανάμεικτο υγρό στην εκροή συναρτήσει της αρχικής συγκέντρωσης COD για διάφορα θ_c

Από τα αποτελέσματα της εφαρμογής προκύπτουν τα εξής συμπεράσματα:

- Από το διάγραμμα 4.2.56 φαίνεται ότι η αρχική συγκέντρωση του οργανικού φορτίου, έχει πολύ μικρή επίδραση στην τελική συγκέντρωση νιτρικού αζώτου. Αυτό συμβαίνει διότι, εν πρώτοις δεν παράγονται μεγάλες ποσότητες νιτρικών

λόγω της αναχαίτισης των NOB βακτηρίων σε αερόβιες συνθήκες, και εν δευτέρους, ο ρυθμός ανάπτυξης των ετεροτροφικών βακτηρίων που μετατρέπουν τα νιτρικά σε αέριο άζωτο υπό ανοξικές συνθήκες, είναι μικρότερος από το ρυθμό ανάπτυξης των ανταγωνιστικών ετεροτροφικών βακτηρίων που οξειδώνουν τα νιτρώδη προς αέριο άζωτο.

- Από το σχήμα 4.2.57 προκύπτει ότι η συγκέντρωση COD στην είσοδο της εγκατάστασης, έχει επίδραση στην τελική συγκέντρωση νιτρωδών αλλά για πολύ μεγάλες συγκεντρώσεις οργανικού φορτίου. Η συγκέντρωση του νιτρώδους αζώτου, μειώνεται λόγω της ανάπτυξης των ετεροτροφικών βακτηρίων που οξειδώνουν τα νιτρώδη προς αέριο άζωτο σε ανοξικές συνθήκες. Επειδή είναι ετεροτροφικοί μικροοργανισμοί, χρησιμοποιούν οργανικό άνθρακα ως τροφή. Όσο περισσότερη διαθέσιμη τροφή υπάρχει, τόσο μεγαλύτερη θα είναι η ανάπτυξη αυτή.
- Στα σχήματα 4.2.58 και 4.2.59 φαίνεται ότι, όσο περισσότερη τροφή εισάγεται στο σύστημα, τόσο μεγαλύτερη θα είναι η ανάπτυξη των ετεροτροφικών βακτηρίων και κατά συνέπεια των ολικών στερεών αφού η συγκέντρωση των υπόλοιπων στερεών, δεν επηρεάζεται τόσο από την αρχική συγκέντρωση του οργανικού φορτίου. Επιπλέον, όσο μεγαλύτερος ο χρόνος παραμονής στερεών, τόσο μεγαλύτερη και η συγκέντρωση της βιομάζας.

4.2.3.5 Κλασματοποίηση Οργανικού Φορτίου (COD)

Τα αποτελέσματα της εφαρμογής του προγράμματος που αναπτύχθηκε, για την επίδραση της κλασματοποίησης του οργανικού φορτίου που εισάγεται με τα στραγγίδια σε κάθε κύκλο, παρουσιάζονται συνοπτικά στους παρακάτω πίνακες. Συγκεκριμένα παρουσιάζονται οι συγκεντρώσεις των διαλυτών συστατικών στους πίνακες 4.2.89 - 4.2.91 αλλά και οι συγκεντρώσεις των σωματιδιακών κλασμάτων στους πίνακες 4.2.92 - 4.2.94 . Επιπλέον παρουσιάζονται τα διαγράμματα 4.2.60 - 4.2.63 για τον καλύτερο έλεγχο και κατανόηση των αποτελεσμάτων της εφαρμογής.

Πίνακας 4.2.89 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $S_s=0\%$ και $X_s=21.5\%$ του COD

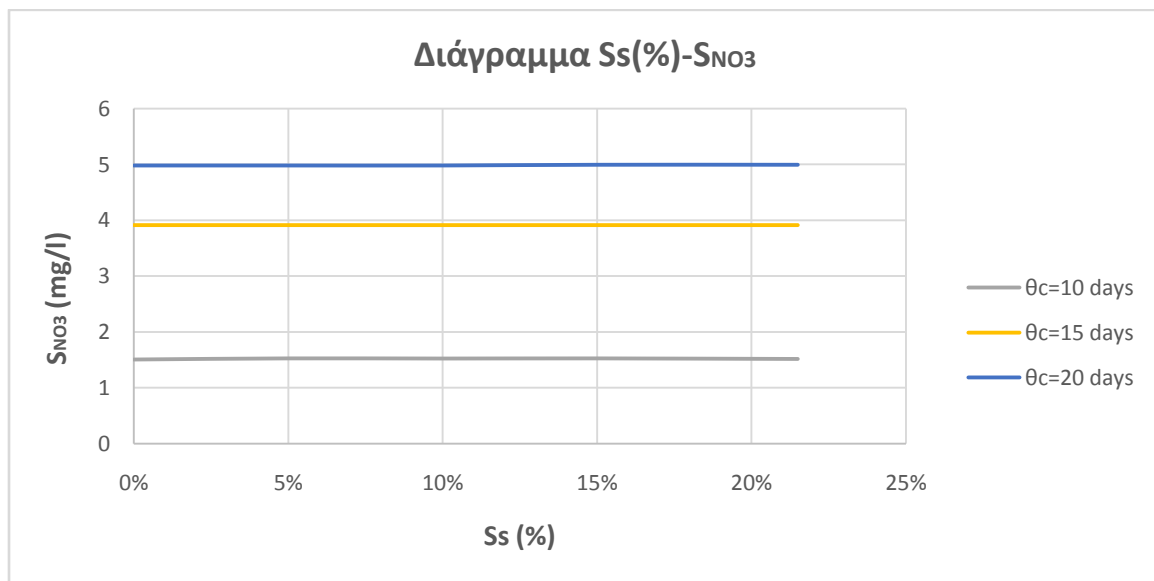
$S_s=0\%$ και $X_s=21.5\%$						
	S_s (mg/l)	S_{NO_3} (mg/l)	S_{NH} (mg/l)	S_i (mg/l)	S_{ND} (mg/l)	S_{NO_2} (mg/l)
$\theta_c=10d$	0.57	1.51	40.39	93.00	0.76	76.98
$\theta_c=15d$	0.59	3.91	1.76	93.00	0.76	86.40
$\theta_c=20d$	0.59	4.98	1.98	93.00	0.76	86.02

Πίνακας 4.2.90 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $S_s=10\%$ και $X_s=11.5\%$ του COD

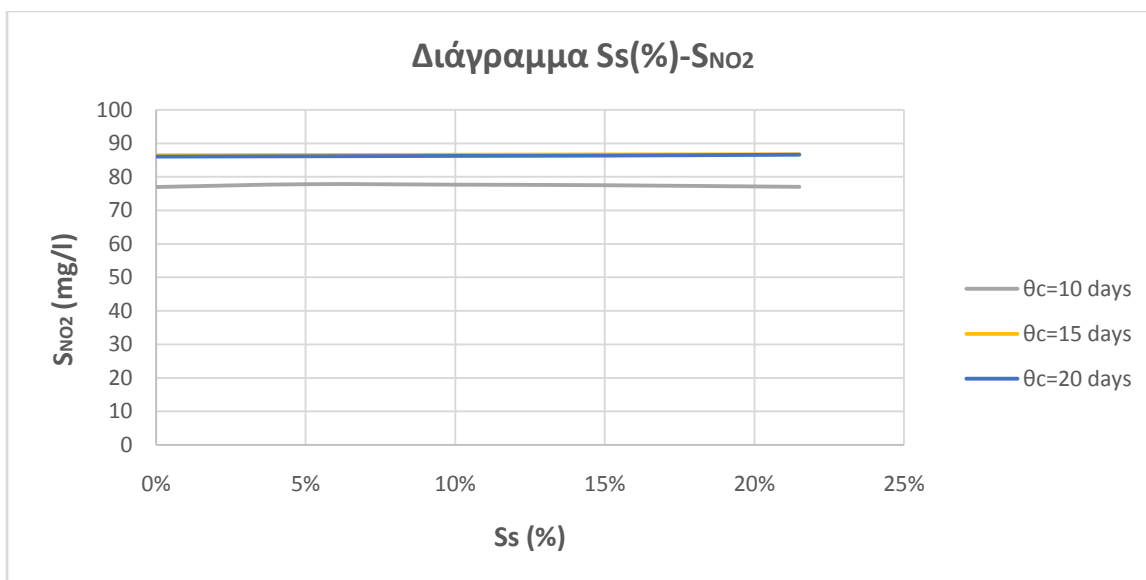
Ss=10% και Xs=11.5%						
	Ss (mg/l)	S _{NO3} (mg/l)	S _{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S _{ND} (mg/l)	S _{NO2} (mg/l)
θc=10d	0.57	1.52	39.67	93.00	0.76	77.66
θc=15d	0.58	3.91	1.76	93.00	0.76	86.60
θc=20d	0.59	4.98	1.97	93.00	0.76	86.24

Πίνακας 4.2.91 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $S_s=21.5\%$ και $X_s=0\%$ του COD

Ss=21.5% και Xs=0%						
	Ss (mg/l)	S _{NO3} (mg/l)	S _{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S _{ND} (mg/l)	S _{NO2} (mg/l)
θc=10d	0.57	1.52	39.63	93.00	0.76	77.03
θc=15d	0.58	3.91	1.75	93.00	0.76	86.74
θc=20d	0.59	4.99	1.97	93.00	0.76	86.66



Σχήμα 4.2.60 Νιτρικό άζωτο S_{NO3} στην εκροή συναρτήσει της % περιεκτικότητας του οργανικού φορτίου σε Ss



Σχήμα 4.2.61 Νιτρώδες άζωτο S_{NO2} στην εκροή συναρτήσει της % περιεκτικότητας του οργανικού φορτίου σε Ss

Στη συνέχεια παρουσιάζονται τα αποτελέσματα που αφορούν τις συγκεντρώσεις των σωματιδιακών κλασμάτων στους πίνακες 4.2.92 - 4.2.94 .

Πίνακας 4.2.92 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για Ss=0% και Xs=21.5% του COD

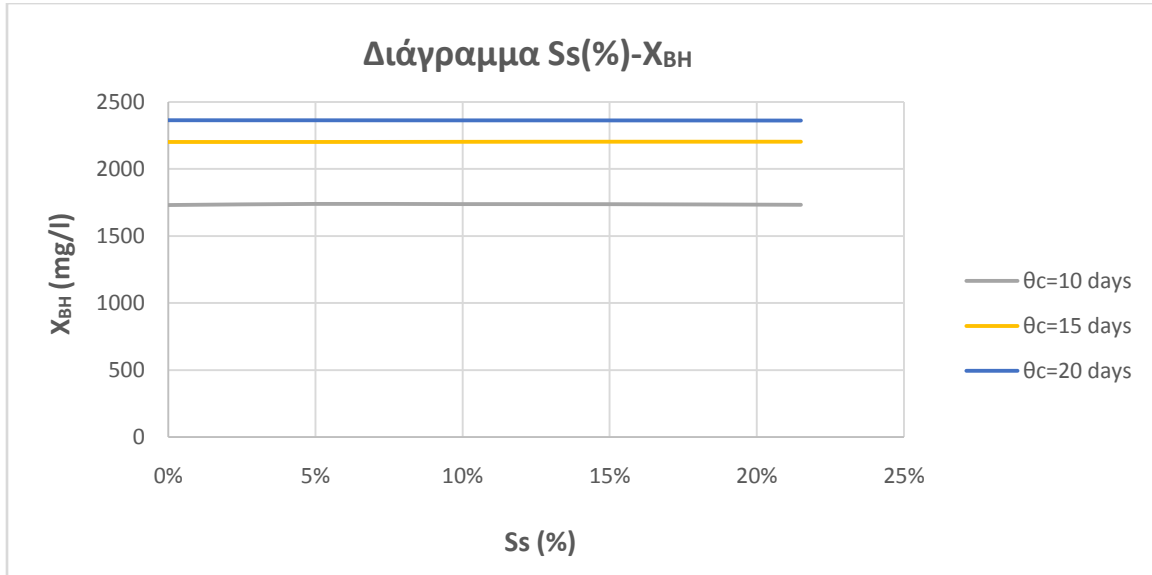
Ss=0% και Xs=21.5%						
	Xs (mg/l)	Xi (mg/l)	X _{BH} (mg/l)	X _{AOB} (mg/l)	X _{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
θ_c=10d	40.14	247.50	1730.76	906.42	20.52	3440.30
θ_c=15d	51.59	371.25	2201.27	1354.50	21.72	4943.71
θ_c=20d	55.81	490.06	2364.97	1571.69	22.30	5654.42

Πίνακας 4.2.93 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για Ss=10% και Xs=11.5% του COD

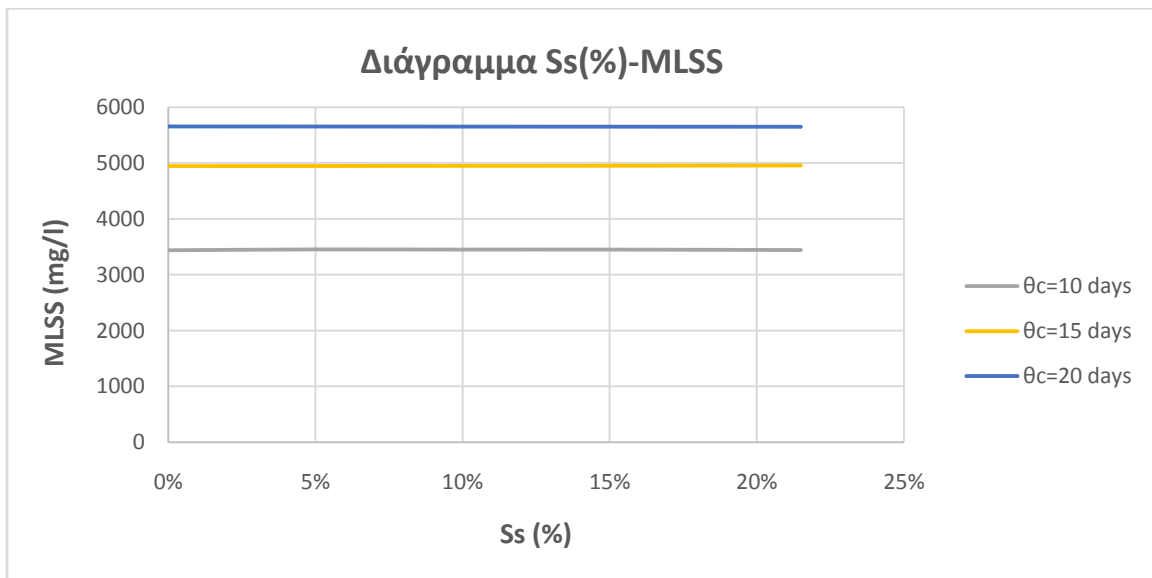
Ss=10% και Xs=11.5%						
	Xs (mg/l)	Xi (mg/l)	X _{BH} (mg/l)	X _{AOB} (mg/l)	X _{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
θ_c=10d	40.10	247.50	1737.77	907.40	20.52	3450.18
θ_c=15d	51.38	371.25	2202.57	1354.50	21.72	4947.71
θ_c=20d	55.57	490.06	2363.99	1570.97	22.30	5651.92

Πίνακας 4.2.94 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $S_s=21.5\%$ και $X_s=0\%$ του COD

$S_s=21.5\%$ και $X_s=0\%$						
	X_s (mg/l)	X_i (mg/l)	X_{BH} (mg/l)	X_{AOB} (mg/l)	X_{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
$\theta_c=10d$	39.79	247.50	1732.51	907.41	20.52	3443.38
$\theta_c=15d$	51.26	371.25	2203.44	1355.46	21.72	4954.72
$\theta_c=20d$	55.35	490.06	2362.44	1570.85	22.30	5649.37



Σχήμα 4.2.62 Συγκέντρωση ετεροτροφικής βιομάζας X_{BH} στην εκροή συναρτήσει της % περιεκτικότητας του οργανικού φορτίου σε S_s



Σχήμα 4.2.63 Συγκέντρωση στερεών στο ανάμεικτο υγρό στην εκροή συναρτήσει της % περιεκτικότητας του οργανικού φορτίου σε S_s

Από τα αποτελέσματα της εφαρμογής προκύπτουν τα εξής συμπεράσματα:

- Από τα διαγράμματα 4.2.60 και 4.2.61 φαίνεται ότι η κλασματοποίηση του οργανικού φορτίου δεν έχει καμία επίδραση στην τελική συγκέντρωση νιτρικών και νιτρωδών. Στην περίπτωση των νιτρικών, ο χρόνος παραμονής στερεών φαίνεται να επηρεάζει την τελική συγκέντρωση, ενώ στην περίπτωση των νιτρωδών, το θ_c , δεν έχει επίδραση όταν είναι μεγαλύτερο από 15 ημέρες.
- Από τα σχήματα 4.2.62 και 4.2.63 προκύπτει ότι η κλασματοποίηση του COD δεν επηρεάζει την ανάπτυξη της ετεροτροφικής βιομάζας ούτε τη συνολική συγκέντρωση στερεών, καθώς η συνολική συγκέντρωση του οργανικού φορτίου για την περίπτωση στραγγιδίων είναι πολύ μικρή. Παρατηρείται επίσης ότι ο χρόνος παραμονής στερεών επηρεάζει τις τελικές συγκεντρώσεις X_{BH} και MLSS, όπου όσο μεγαλύτερο το θ_c , τόσο λιγότερα στερεά απομακρύνονται με την περίσσεια της ιλύος, με αποτέλεσμα να αυξάνονται οι συγκεντρώσεις των στερεών στο σύστημα.

4.2.4 Σειρά Εφαρμογών Γ: Επίδραση των Λειτουργικών Παραμέτρων του Συστήματος

Οι λειτουργικές παράμετροι ενός συστήματος SBR, δεν σχετίζονται άμεσα ούτε με τις διάφορες βιοχημικές διεργασίες που συντελούνται μέσα σε έναν αντιδραστήρα διαλείποντος έργου, ούτε με τα χαρακτηριστικά των υγρών λυμάτων. Σχετίζονται άμεσα με τη συνολική λειτουργία του συστήματος, το λειτουργικό κόστος, την αυτοματοποίηση των διαδικασιών, τη σταθερότητα του συστήματος, αλλά επηρεάζουν και έμμεσα την ποιότητα της εκροής και την ανάπτυξη των μικροοργανισμών μέσα στον αντιδραστήρα. Αυτές οι παράμετροι μπορεί να είναι ο αριθμός των κύκλων λειτουργίας, η αλληλουχία των συνθηκών που επικρατούν, το σημείο ρύθμισης του τροφοδοτούμενου διαλυμένου οξυγόνου, η ποσότητα της προστιθέμενης εξωτερικής πηγής άνθρακα για κατά την ανοξική φάση κ.ά. Στο παρόν κεφάλαιο γίνεται μία ανάλυση ευαισθησίας για τις σημαντικότερες παραμέτρους που έχουν σχέση με τη λειτουργία του συστήματος SBR. Κατά τη διάρκεια της εκάστοτε εφαρμογής, μεταβάλλονται μόνο οι τιμές της παραμέτρου για την οποία γίνεται η ανάλυση, ενώ όλες οι τιμές των υπόλοιπων παραμέτρων παραμένουν σταθερές σύμφωνα με το βασικό σενάριο. Παρακάτω παρουσιάζονται τα αποτελέσματα των εφαρμογών.

4.2.4.1 Αριθμός κύκλων λειτουργίας

Τα αποτελέσματα της εφαρμογής του προγράμματος που αναπτύχθηκε, για την επίδραση του αριθμού των κύκλων λειτουργίας, παρουσιάζονται συνοπτικά στους παρακάτω

πίνακες. Συγκεκριμένα παρουσιάζονται οι συγκεντρώσεις των διαλυτών συστατικών στους πίνακες 4.2.95 - 4.2.97 αλλά και οι συγκεντρώσεις των σωματιδιακών κλασμάτων στους πίνακες 4.2.98 - 4.2.100 . Επιπλέον παρουσιάζονται τα διαγράμματα 4.2.64 - 4.2.68 για τον καλύτερο έλεγχο και κατανόηση των αποτελεσμάτων της εφαρμογής.

Πίνακας 4.2.95 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για m=1 κύκλο λειτουργίας

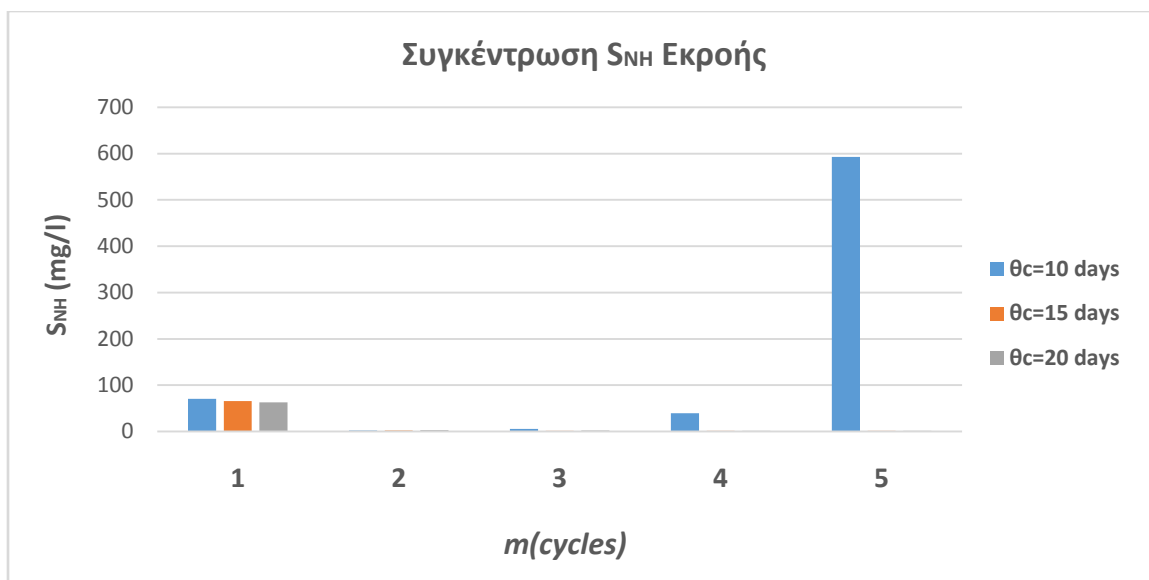
m=1 Κύκλος Λειτουργίας						
	S _s (mg/l)	S _{NO₃} (mg/l)	S _{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S _{ND} (mg/l)	S _{NO₂} (mg/l)
θc=10d	0.68	18,50	1.65	93.00	0.79	102.43
θc=15d	0.71	26.09	1.99	93.00	0.81	107.96
θc=20d	0.72	29.61	2.19	93.00	0.81	109.68

Πίνακας 4.2.96 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για m=3 κύκλους λειτουργίας

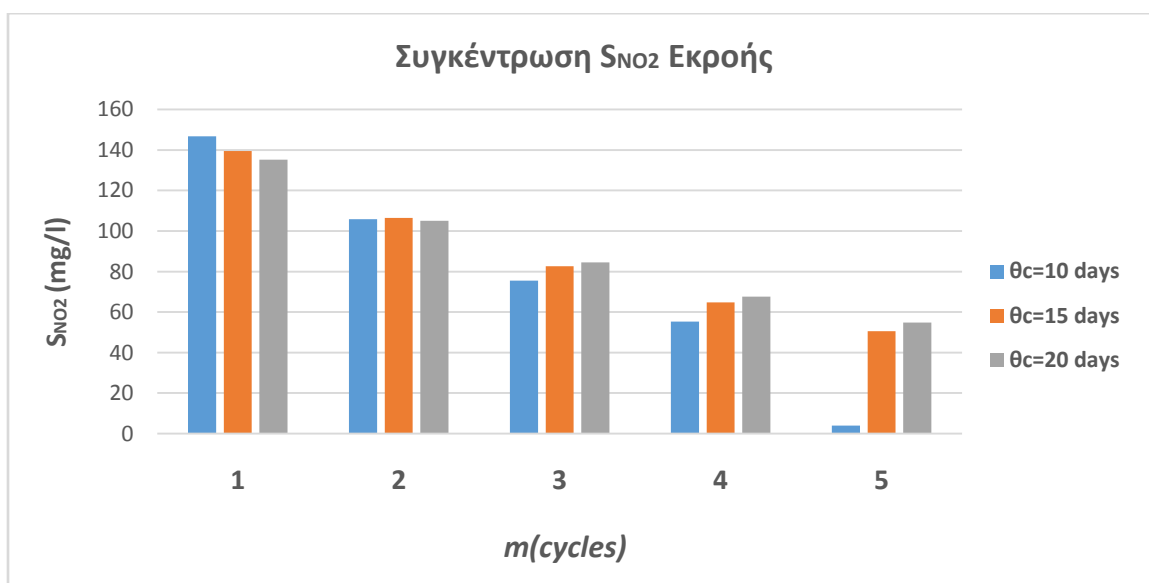
m=3 Κύκλοι Λειτουργίας						
	S _s (mg/l)	S _{NO₃} (mg/l)	S _{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S _{ND} (mg/l)	S _{NO₂} (mg/l)
θc=10d	0.59	3.01	8.84	93.00	0.76	81.28
θc=15d	0.61	6.47	1.75	93.00	0.75	89.12
θc=20d	0.62	8.38	1.97	93.00	0.76	89.58

Πίνακας 4.2.97 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για m=5 κύκλους λειτουργίας

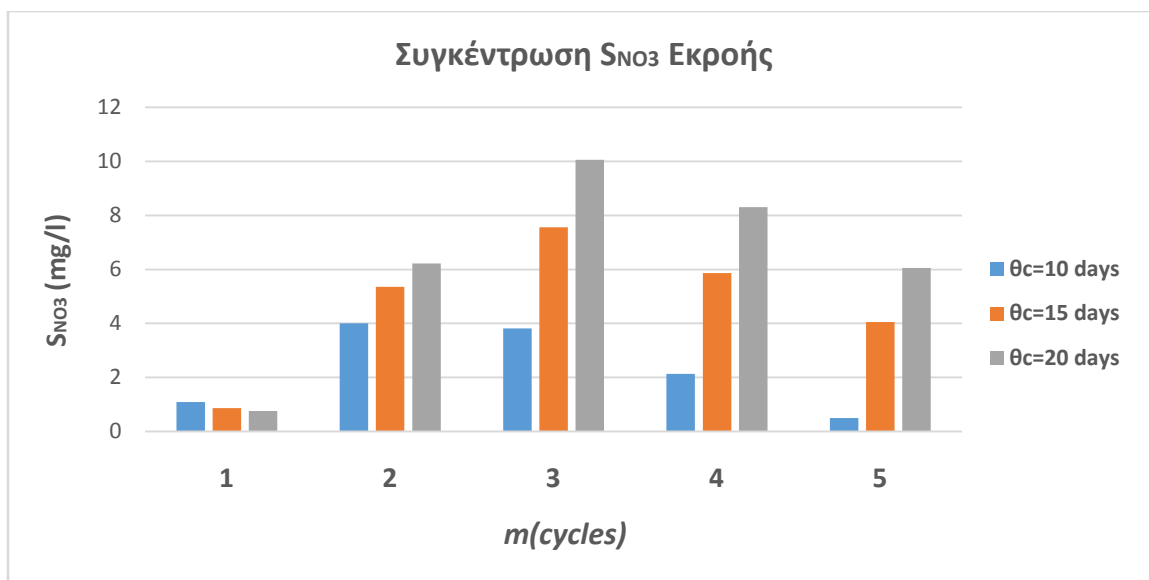
m=5 Κύκλοι Λειτουργίας						
	S _s (mg/l)	S _{NO₃} (mg/l)	S _{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S _{ND} (mg/l)	S _{NO₂} (mg/l)
θc=10d	1.64	0.32	610.20	93.00	9.20	2.50
θc=15d	0.57	2.09	1.75	93.00	0.79	83.65
θc=20d	0.58	2.38	1.98	93.00	0.80	80.90



Σχήμα 4.2.64 Αμμωνιακό άζωτο S_{NH} στην εκροή συναρτήσει του αριθμού των κύκλων λειτουργίας για διάφορα θ_c



Σχήμα 4.2.65 Νιτρώδες άζωτο S_{NO2} στην εκροή συναρτήσει του αριθμού των κύκλων λειτουργίας για διάφορα θ_c



Σχήμα 4.2.66 Νιτρώδες άζωτο S_{NO_2} στην εκροή συναρτήσει του αριθμού των κύκλων λειτουργίας για διάφορα θ_c

Στη συνέχεια παρουσιάζονται τα αποτελέσματα που αφορούν τις συγκεντρώσεις των σωματιδιακών κλασμάτων στους πίνακες 4.2.98 - 4.2.100 .

Πίνακας 4.2.98 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $m=1$ κύκλο λειτουργίας

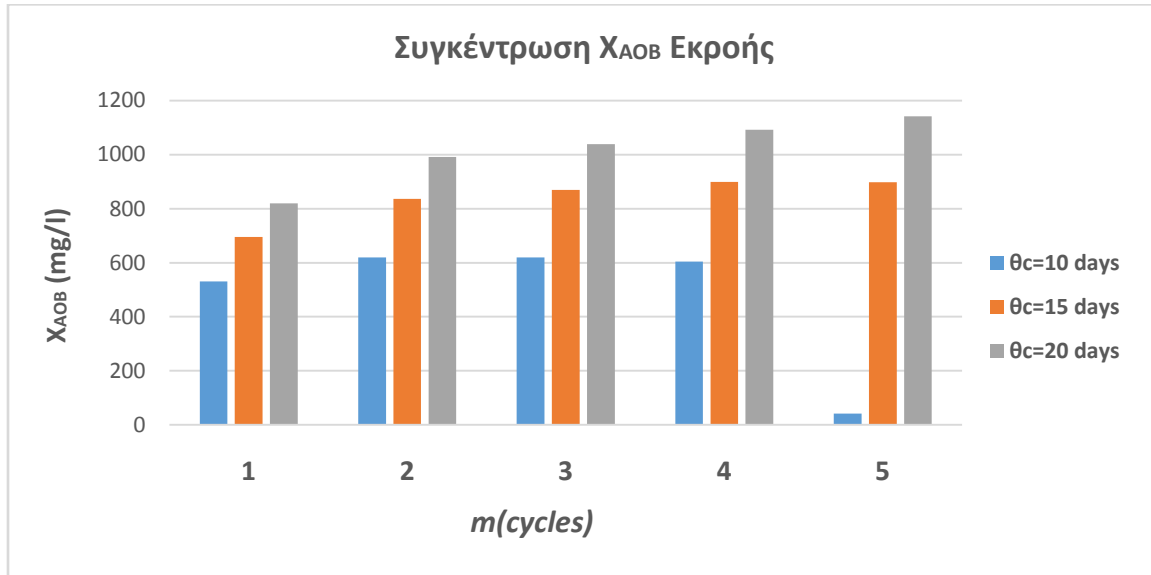
m=1 Κύκλος Λειτουργίας						
	X_s (mg/l)	X_i (mg/l)	X_{BH} (mg/l)	X_{AOB} (mg/l)	X_{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
θc=10d	10.60	61.87	408.62	231.00	22.64	883.61
θc=15d	11.85	185.62	450.67	303.25	23.08	1136.00
θc=20d	12.58	123.75	474.12	356.15	23.28	1353.15

Πίνακας 4.2.99 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $m=3$ κύκλους λειτουργίας

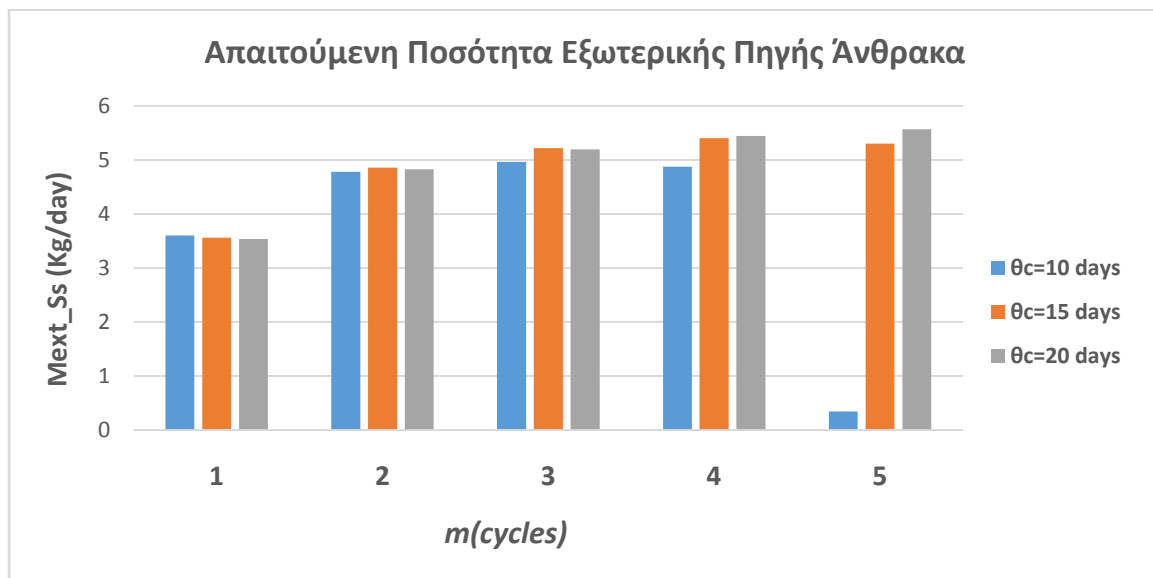
m=3 Κύκλοι Λειτουργίας						
	X_s (mg/l)	X_i (mg/l)	X_{BH} (mg/l)	X_{AOB} (mg/l)	X_{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
θc=10d	10.30	61.87	408.62	231.00	22.64	883.61
θc=15d	36.76	278.44	1521.90	980.59	22.01	3575.65
θc=20d	39.71	371.25	1627.15	1171.43	22.65	4290.83

Πίνακας 4.2.100 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για m=5 κύκλους λειτουργίας

m=5 Κύκλοι Λειτουργίας						
	Xs (mg/l)	Xi (mg/l)	X _{BH} (mg/l)	X _{AOB} (mg/l)	X _{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
θc=10d	4.99	309.37	161.13	38.91	20.22	598.32
θc=15d	67.41	464.06	2935.76	1729.24	21.36	6330.63
θc=20d	73.22	618.75	3138.41	2138.74	21.77	7592.13



Σχήμα 4.2.67 Συγκέντρωση αυτοτροφικής AOB βιομάζας Χ_{ΑΟΒ} στην εκροή συναρτήσει του αριθμού των κύκλων λειτουργίας για διάφορα θc



Σχήμα 4.2.68 Απαιτούμενη ποσότητα εξωτερικής πηγής άνθρακα συναρτήσει του αριθμού των κύκλων λειτουργίας για διάφορα θc

Από τα αποτελέσματα της εφαρμογής προκύπτουν τα εξής συμπεράσματα:

- Από το διάγραμμα 4.2.64 φαίνεται ότι για αριθμό κύκλων $m=5$ και χρόνο παραμονής $\theta_c=10$ ημέρες, δεν υπάρχει καθόλου απομάκρυνση αμμωνιακού αζώτου. Αυτό συμβαίνει διότι, ο χρόνος που διατίθενται για τις διεργασίες, είναι πολύ μικρός και δε δίνει τη δυνατότητα στη βιομάζα να αναπτυχθεί. Επίσης, προκύπτει ότι για αριθμό κύκλων από 1-4, η απομάκρυνση αμμωνιακού αζώτου είναι κινείται σε πολύ ικανοποιητικά επίπεδα με σχεδόν μηδενικές συγκεντρώσεις εκροής για $m=2$ και $m=3$, και για συγκεντρώσεις γύρω στα 50 mg/l για $m=1$ και $m=4$. Για μεγαλύτερο χρόνο παραμονής στερεών και για αριθμό κύκλων λειτουργίας μεγαλύτερο από 1, παρατηρείται πλήρης απομάκρυνση του S_{NH_4} ανεξάρτητα από τον αριθμό των κύκλων λειτουργίας. Δεδομένου ότι είναι απαραίτητο να υπάρχει πάντα κάποια συγκέντρωση αμμωνιακού αζώτου στον αντιδραστήρα ώστε να επιτυγχάνεται η αναχαίτιση των AOB βακτηρίων, η καλύτερη λύση είναι όταν το σύστημα λειτουργεί με 4 κύκλους.
- Σε πολλά συστήματα επεξεργασίας στραγγιδίων, δεν είναι επιθυμητή η πλήρης απομάκρυνση αμμωνιακού αζώτου. Αυτό συμβαίνει διότι, η συγκέντρωση της ελεύθερης αμμωνίας στο σύστημα, είναι ανάλογη της συγκέντρωσης αμμωνιακού αζώτου. Μικρές συγκεντρώσεις ελεύθερης αμμωνίας είναι απαραίτητες για την επιτυχία της διαδικασίας της νιτροδοποίησης, καθώς αναχαιτίζουν την ανάπτυξη των βακτηρίων που οξειδώνουν τα νιτρώδη, χωρίς όμως να προσβάλλουν τα βακτήρια που οξειδώνουν το αμμωνιακό άζωτο.
- Στο σχήμα 4.2.65 φαίνεται ότι όσο αυξάνεται ο αριθμός των κύκλων λειτουργίας, τόσο η συγκέντρωση του νιτρώδους αζώτου στην εκροή, μειώνεται. Για αριθμό κύκλων λειτουργίας μεγαλύτερο από 4, η μείωση αυτή είναι μικρότερη, ενώ για θ_c μεγαλύτερο από 15 ημέρες, η διαφορά στην τελική συγκέντρωση S_{NO_2} , για τον ίδιο αριθμό κύκλων γίνεται πολύ μικρή.
- Από το διάγραμμα 4.2.66 προκύπτει για 1 κύκλο λειτουργίας η συγκέντρωση των νιτρικών στην εκροή είναι πολύ μικρές και αυξάνεται όσο αυξάνεται το m . Για $m=3$ κύκλους λειτουργίας παρουσιάζονται οι μεγαλύτερες συγκεντρώσεις νιτρικών, ενώ για περισσότερους κύκλους το S_{NO_3} εκροής μειώνεται ξανά.
- Στο σχήμα 4.2.67 φαίνεται ότι η αύξηση του αριθμού των κύκλων λειτουργίας ευνοεί την ανάπτυξη της AOB αυτοτροφικής βιομάζας ενώ μετά τους 2 κύκλους λειτουργίας, η συγκέντρωση της βιομάζας επί της ουσίας σταθεροποιείται. Επιπλέον, συγκέντρωση των AOB βακτηρίων αυξάνει και με την αύξηση του χρόνου παραμονής στερεών. Και εδώ φαίνεται πως για $m=5$ κύκλους λειτουργίας και για $\theta_c=10$ ημέρες, υπάρχει πλήρης αναχαίτιση της αυτοτροφικής βιομάζας λόγω του περιορισμένου χρόνου που διατίθενται για τη φάση των διεργασιών.
- Από το διάγραμμα 4.2.68 προκύπτει ότι η απαιτούμενη ποσότητα εξωτερικής πηγής άνθρακα που εισάγεται στην αρχή της ανοξικής φάσης, είναι μεγαλύτερη

όσο αυξάνουν οι κύκλοι λειτουργίας. Αυτό συμβαίνει διότι όσο μεγαλύτερος ο αριθμός των κύκλων, τόσες περισσότερες φορές εισάγεται στο σύστημα άνθρακας από εξωτερική πηγή. Μπορεί η απαιτούμενη ποσότητα που εισάγεται σε κάθε κύκλο να είναι μικρότερη όταν ο αριθμός των κύκλων είναι μεγάλος, συνολικά όμως, στη διάρκεια μία ημέρας, η συνολική ποσότητα είναι υψηλότερη. Βέβαια μπορεί η ποσότητα εξωτερικής πηγής άνθρακα να είναι μεγαλύτερη αλλά όπως αναλύθηκε παραπάνω, τα αποτελέσματα όσον αφορά στη συγκέντρωση εκροής των νιτρωδών, είναι σαφώς καλύτερα για μεγαλύτερο αριθμό κύκλων λειτουργίας.

- Συνολικά η λειτουργία του συστήματος με 4 κύκλους λειτουργίας είναι η καλύτερη λύση, καθώς επιτυγχάνει ικανοποιητικές απομακρύνσεις των κλασμάτων του αζώτου, ενώ το κόστος σε σχέση με διάφορους κύκλους λειτουργίας είναι αυξημένο μόνο κατά 5%. Το επιπλέον κόστος είναι πολύ μικρό ενώ τα αποτελέσματα εκροής είναι αρκετά καλύτερα.

4.2.4.2 Μάζα Εξωτερικής Πηγής Άνθρακα (Mext_Ss)

Τα αποτελέσματα της εφαρμογής του προγράμματος που αναπτύχθηκε, για την επίδραση της ποσότητας της εξωτερικής πηγής άνθρακα, που εισάγεται κατά την αρχή της ανοξικής φάσης κάθε κύκλου, παρουσιάζονται συνοπτικά στους παρακάτω πίνακες. Συγκεκριμένα παρουσιάζονται οι συγκεντρώσεις των διαλυτών συστατικών στους πίνακες 4.2.101 - 4.2.104 αλλά και οι συγκεντρώσεις των σωματιδιακών κλασμάτων στους πίνακες 4.2.105 - 4.2.108 . Επιπλέον παρουσιάζονται τα διαγράμματα 4.2.69 - 4.2.74 για τον καλύτερο έλεγχο και κατανόηση των αποτελεσμάτων της εφαρμογής. Η συγκέντρωση της εξωτερικής πηγής άνθρακα που προστίθεται, εκφράζεται ως αναλογία σε σχέση με την συγκέντρωση του νιτρώδους αζώτου, κατά το τέλος της αερόβιας και την αρχή της ανοξικής φάσης.

Πίνακας 4.2.101 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για Mext_Ss/S_{NO2}=0

Mext_Ss/S _{NO2} =0						
	Ss (mg/l)	S _{NO3} (mg/l)	S _{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S _{ND} (mg/l)	S _{NO2} (mg/l)
θc=10d	1.14	2.19	253.76	93.00	11.56	356.00
θc=15d	1.12	2.29	157.43	93.00	8.33	450.83
θc=20d	1.10	1.99	149.09	93.00	7.00	458.51

Πίνακας 4.2.102 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $M_{ext_Ss}/S_{NO_2}=1.0$

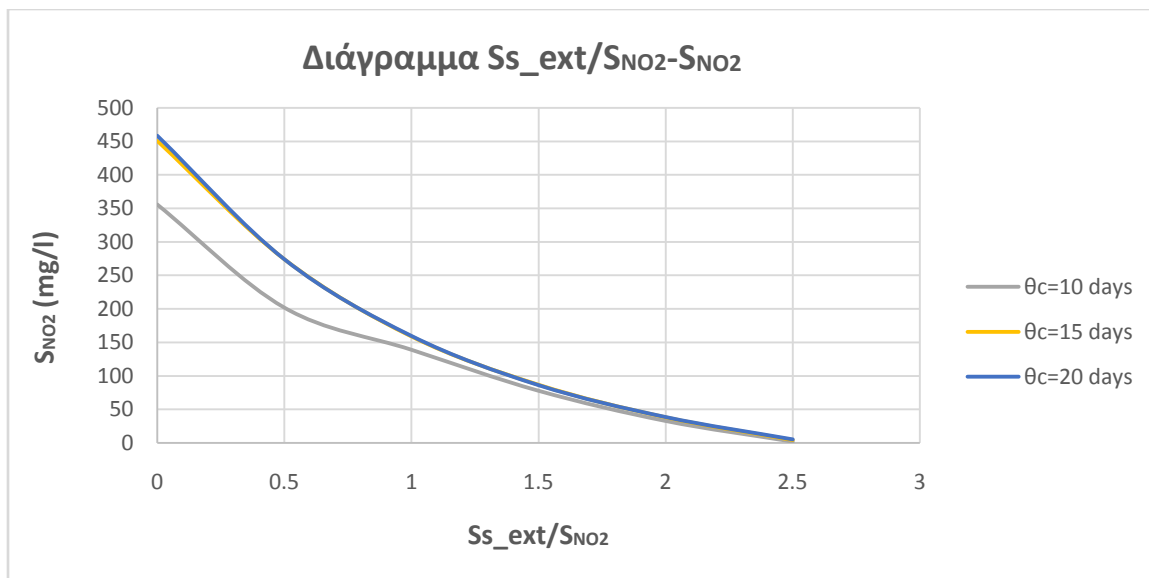
Mext_Ss/SNO2=1.0						
	Ss (mg/l)	S _{NO3} (mg/l)	S _{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S _{ND} (mg/l)	S _{NO2} (mg/l)
θc=10d	0.58	1.82	71.00	93.00	0.78	139.02
θc=15d	0.59	4.35	1.52	93.00	0.77	158.84
θc=20d	0.59	4.96	1.73	93.00	0.78	159.55

Πίνακας 4.2.103 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $M_{ext_Ss}/S_{NO_2}=1.5$

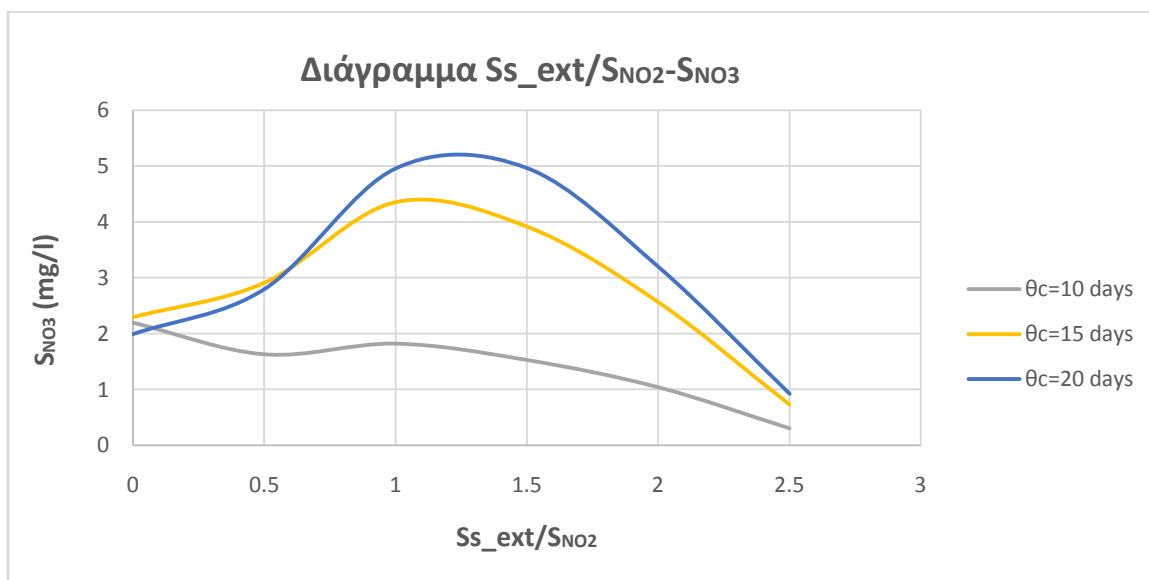
Mext_Ss/SNO2=1.5						
	Ss (mg/l)	S _{NO3} (mg/l)	S _{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S _{ND} (mg/l)	S _{NO2} (mg/l)
θc=10d	0.57	1.53	39.71	93.00	0.76	77.81
θc=15d	0.59	3.92	1.76	93.00	0.76	86.73
θc=20d	0.59	4.97	1.98	93.00	0.76	86.10

Πίνακας 4.2.104 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $M_{ext_Ss}/S_{NO_2}=2.5$

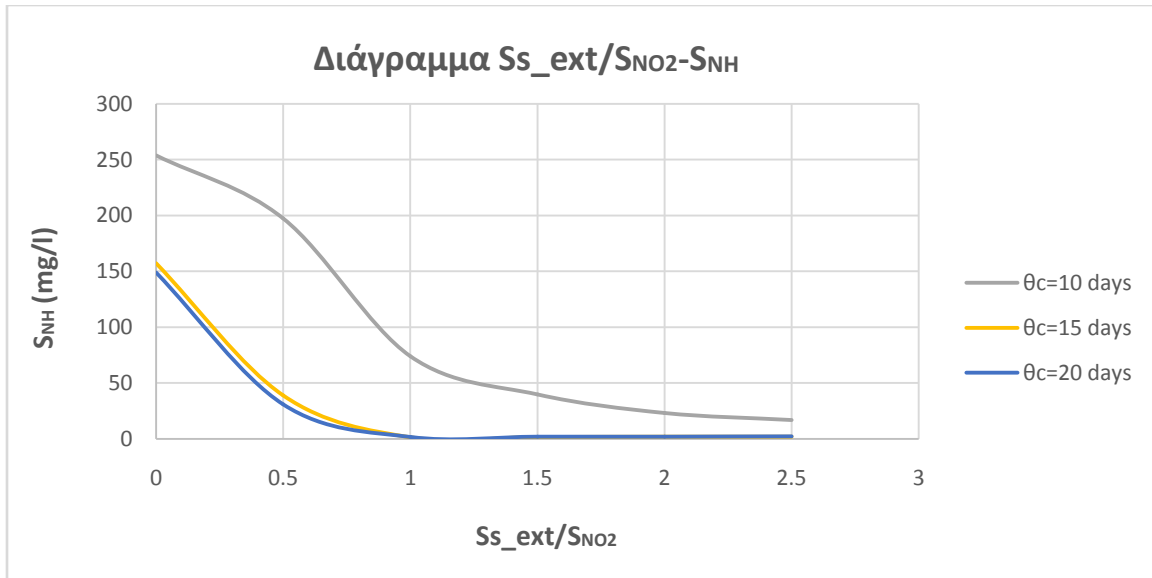
Mext_Ss/SNO2=2.5						
	Ss (mg/l)	S _{NO3} (mg/l)	S _{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S _{ND} (mg/l)	S _{NO2} (mg/l)
θc=10d	0.67	0.30	16.98	93.00	0.68	1.86
θc=15d	0.65	0.73	1.96	93.00	0.71	4.24
θc=20d	0.66	0.92	2.20	93.00	0.72	5.11



Σχήμα 4.2.69 Νιτρώδες άζωτο S_{NO2} στην εκροή συναρτήσει της αναλογίας: εξωτερική πηγή άνθρακα/νιτρώδες άζωτο στην αρχή της ανοξικής φάσης



Σχήμα 4.2.70 Νιτρικό άζωτο S_{NO3} στην εκροή συναρτήσει της αναλογίας: εξωτερική πηγή άνθρακα/νιτρώδες άζωτο στην αρχή της ανοξικής φάσης



Σχήμα 4.2.71 Αμμωνιακό άζωτο S_{NH} στην εκροή συναρτήσει της αναλογίας: εξωτερική πηγή άνθρακα/νιτρώδες άζωτο στην αρχή της ανοξικής φάσης

Στη συνέχεια παρουσιάζονται τα αποτελέσματα που αφορούν τις συγκεντρώσεις των σωματιδιακών κλασμάτων στους πίνακες 4.2.105 - 4.2.108 .

Πίνακας 4.2.105 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $M_{ext_Ss}/S_{NO_2}=0$

$M_{ext_Ss}/S_{NO_2}=0$						
	X_s (mg/l)	X_i (mg/l)	X_{BH} (mg/l)	X_{AOB} (mg/l)	X_{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
$\theta_c=10d$	4.83	247.50	91.57	582.19	20.30	1006.72
$\theta_c=15d$	6.89	371.24	128.57	983.16	20.83	1631.63
$\theta_c=20d$	8.00	494.76	151.62	1204.50	21.07	2064.97

Πίνακας 4.106 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $M_{ext_Ss}/S_{NO_2}=1.0$

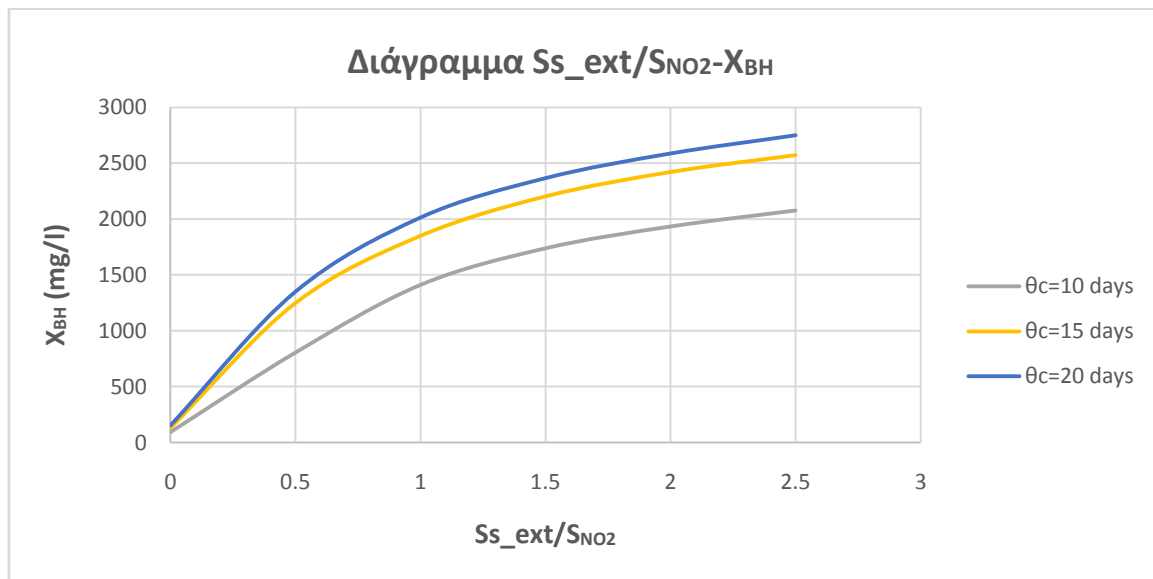
$M_{ext_Ss}/S_{NO_2}=1.0$						
	X_s (mg/l)	X_i (mg/l)	X_{BH} (mg/l)	X_{AOB} (mg/l)	X_{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
$\theta_c=10d$	33.00	247.50	1411.16	858.74	20.43	2981.69
$\theta_c=15d$	43.80	371.24	1850.10	1324.41	21.39	4417.14
$\theta_c=20d$	48.00	494.76	2013.68	1544.69	21.76	5111.32

Πίνακας 4.2.107 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $M_{ext_Ss}/S_{NO_2}=1.5$

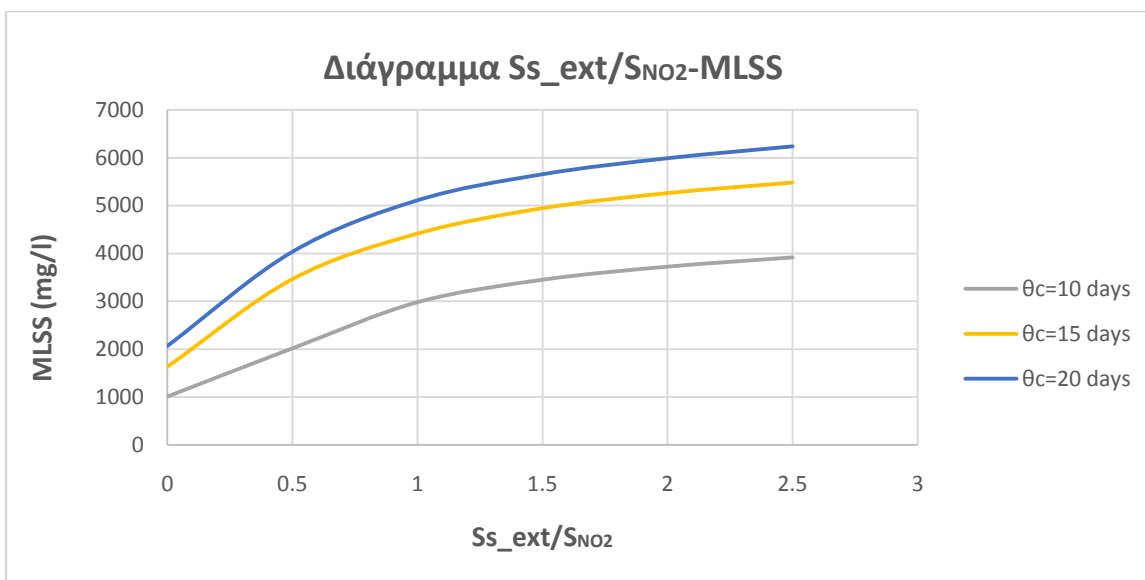
Mext_Ss/S _{NO2} =1.5						
	X _s (mg/l)	X _i (mg/l)	X _{BH} (mg/l)	X _{AOB} (mg/l)	X _{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
θ_c=10d	40.22	247.50	497.27	907.24	20.52	3452.11
θ_c=15d	51.56	371.24	2204.22	1354.53	21.72	4947.49
θ_c=20d	55.77	494.76	2367.22	1571.39	22.30	5656.20

Πίνακας 4.2.108 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $M_{ext_Ss}/S_{NO_2}=2.5$

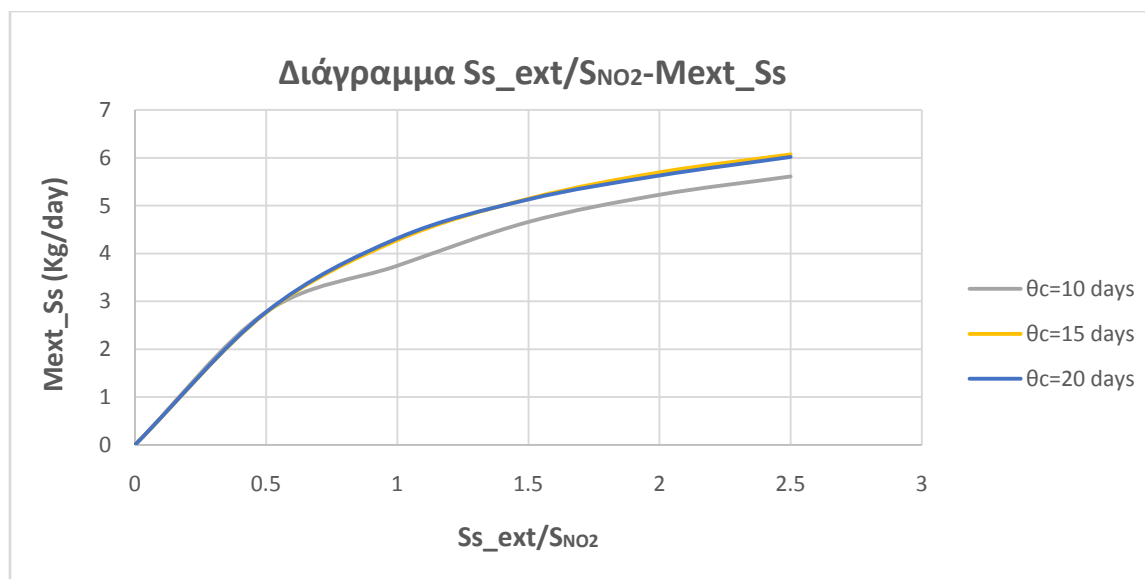
Mext_Ss/S _{NO2} =2.5						
	X _s (mg/l)	X _i (mg/l)	X _{BH} (mg/l)	X _{AOB} (mg/l)	X _{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
θ_c=10d	49.64	247.50	2078.21	937.60	20.63	3920.13
θ_c=15d	61.07	371.24	2574.03	1365.86	22.07	5485.08
θ_c=20d	65.50	494.76	2751.27	1583.53	22.69	6239.46



Σχήμα 4.2.72 Συγκέντρωση ετεροτροφικής βιομάζας X_{BH} στην εκροή συναρτήσει της αναλογίας: εξωτερική πηγή άνθρακα/νιτρώδες άζωτο στην αρχή της ανοξικής φάσης



Σχήμα 4.2.73 Συγκέντρωση στερεών MLSS στο ανάμεικτο υγρό στην εκροή συναρτήσει της αναλογίας: εξωτερική πηγή άνθρακα/νιτρώδες άζωτο στην αρχή της ανοξικής φάσης



Σχήμα 4.2.74 Ποσότητα εξωτερικής πηγής συναρτήσει της αναλογίας: εξωτερική πηγή άνθρακα/νιτρώδου άζωτο στην αρχή της ανοξικής φάσης

Από τα αποτελέσματα της εφαρμογής προκύπτουν τα εξής συμπεράσματα:

- Από τα διαγράμματα 4.2.69 προκύπτει ότι όταν η αναλογία: Εξωτερική πηγή άνθρακα/νιτρώδη, είναι μηδενική, υπάρχει πολύ μεγάλη αύξηση των νιτρωδών στην εκροή. Αυτό συμβαίνει διότι λόγω της πολύ μικρής περιεκτικότητας των στραγγιδίων σε οργανικά, κατά την ανοξική φάση δεν υπάρχει στο σύστημα η απαραίτητη τροφή με αποτέλεσμα να υπάρχει πολύ μεγάλη αύξηση στη

- συγκέντρωση των νιτρωδών. Όσο αυξάνεται η αναλογία ανάμεσα στην ποσότητα εξωτερικής πηγής άνθρακα που προστίθεται και στα διαθέσιμα προς απονιτροδοποίηση νιτρώδη, η τελική συγκέντρωση των νιτρωδών μειώνεται συνεχώς μέχρι την πλήρη απομάκρυνσή τους. Για χρόνο παραμονής στερεών μεγαλύτερο από 15 ημέρες, το θ_c δεν επηρεάζει την τελική συγκέντρωση του S_{NO_2} .
- Στο σχήμα 4.2.70 φαίνεται ότι όσο αυξάνεται η αναλογία SS_{ext}/S_{NO_2} , στην αρχή η συγκέντρωση νιτρικών στην εκροή αυξάνεται και στη συνέχεια μειώνεται. Αυτό συμβαίνει διότι όταν η αναλογία είναι μικρή, το μεγαλύτερο μέρος του εύκολο διασπάσιμου COD καταναλώνεται από τα ετεροτροφικά βακτήρια που οξειδώνουν τα νιτρώδη σε αέριο άζωτο και έτσι ο ρυθμός με τον οποίο παράγονται τα νιτρικά είναι μεγαλύτερος από το ρυθμό με τον οποίο καταναλώνονται. Για μεγαλύτερες αναλογίες και κατ'επέκταση μεγαλύτερες συγκεντρώσεις τροφοδοτούμενου COD, υπάρχει αφθονία τροφής και έτσι απομακρύνονται και τα νιτρικά εκτός από τα νιτρώδη.
 - Από το διάγραμμα 4.2.71 προκύπτει ότι η προσθήκη εξωτερικής πηγής άνθρακα δε συμβάλλει μόνο στη μείωση νιτρικών και νιτρωδών στην εκροή, αλλά και στην απομάκρυνση του αμμωνιακού αζώτου. Αυτό συμβαίνει διότι για την ανάπτυξη της ετεροτροφικής αλλά και αυτοτροφικής βιομάζας, δεσμεύεται μία ποσότητα αμμωνιακού αζώτου που χρησιμοποιείται για την δημιουργία καινούριου κυτταρικού υλικού.
 - Από τα σχήματα 4.2.72 και 4.2.73 προκύπτει ότι όσο περισσότερος άνθρακας προστίθεται, τόσο μεγαλύτερη είναι η ανάπτυξη της βιομάζας. Η ανάπτυξη της ετεροτροφικής βιομάζας λαμβάνει χώρα τόσο σε αερόβιες όσο και σε ανοξικές συνθήκες, επομένως όταν εισάγεται εύκολα βιοδιασπάσιμο COD σε ανοξικές συνθήκες, παρατηρείται σημαντική ανάπτυξη ετεροτροφικής βιομάζας που οδηγεί σε ανάλογη αύξηση των συνολικών στερεών στο σύστημα.
 - Στο σχήμα 4.2.74 φαίνεται η ποσότητα της εύκολα βιοδιασπάσιμης τροφής που εισάγεται σε σχέση με την αναλογία Άνθρακα/νιτρώδη, που έχει εφαρμοστεί. Όσο αυξάνεται η αναλογία, η κλίση της καμπύλης μικραίνει που σημαίνει ότι για συνεχή αύξηση της αναλογίας, απαιτούνται όλο και μικρότερες πρόσθετες ποσότητες εξωτερικής πηγής άνθρακα. Η επίδραση του χρόνου παραμονής στερεών για θ_c μεγαλύτερο από 15 ημέρες είναι σχεδόν μηδενική. Αυτό συμβαίνει διότι η ποσότητα της εξωτερικής πηγής άνθρακα που εισάγεται καθορίζεται από τη συγκέντρωση του νιτρώδους αζώτου στην αρχή της ανοξικής φάσης, και η αύξηση του χρόνου παραμονής στερεών δεν είχε καμία επίδραση στη συγκέντρωση των νιτρωδών, κατά συνέπεια ούτε στην ποσότητα του ευκολοδιασπάσιμου COD που εισάγεται.

4.2.4.3 Σημείο Ρύθμισης Διαλυμένου Οξυγόνου (*S_o Set*)

Τα αποτελέσματα της εφαρμογής του προγράμματος που αναπτύχθηκε, για την επίδραση του σημείου ρύθμισης του διαλυμένου οξυγόνου, παρουσιάζονται συνοπτικά στους παρακάτω πίνακες. Συγκεκριμένα παρουσιάζονται οι συγκεντρώσεις των διαλυτών συστατικών στους πίνακες 4.2.109 - 4.2.1012 αλλά και οι συγκεντρώσεις των σωματιδιακών κλασμάτων στους πίνακες 4.2.113 - 4.2.116 . Επιπλέον παρουσιάζονται τα διαγράμματα 4.2.75 - 4.2.80 για τον καλύτερο έλεγχο και κατανόηση των αποτελεσμάτων της εφαρμογής.

Πίνακας 4.2.109 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $S_{o\text{set}}=0.50$ mg/l

$S_{o\text{set}}=0.50$ mg/l						
	S_s (mg/l)	S_{NO_3} (mg/l)	S_{NH} (mg/l)	S_i (mg/l)	S_{ND} (mg/l)	S_{NO_2} (mg/l)
$\theta_c=10d$	2.28	0.11	621.47	93.00	13.91	0.18
$\theta_c=15d$	0.60	0.39	447.00	93.00	1.12	21.02
$\theta_c=20d$	0.60	2.05	1.80	93.00	0.79	75.26

Πίνακας 4.2.110 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $S_{o\text{set}}=1$ mg/l

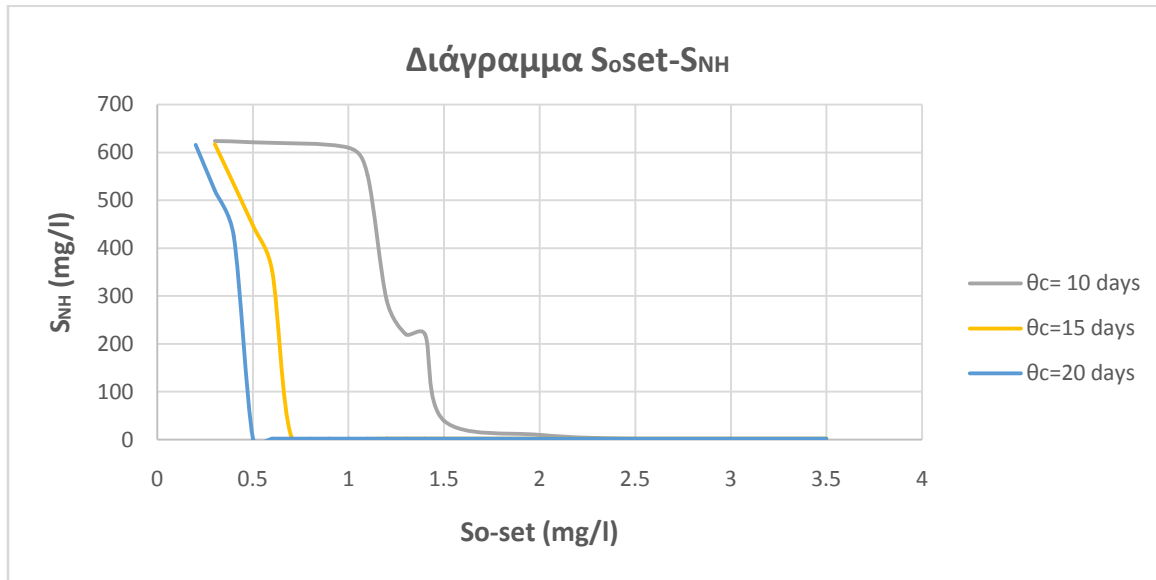
$S_{o\text{set}}=1$ mg/l						
	S_s (mg/l)	S_{NO_3} (mg/l)	S_{NH} (mg/l)	S_i (mg/l)	S_{ND} (mg/l)	S_{NO_2} (mg/l)
$\theta_c=10d$	1.27	0.36	610.05	93.00	8.83	2.24
$\theta_c=15d$	0.59	2.78	1.69	93.00	0.77	81.39
$\theta_c=20d$	0.60	4.21	1.93	93.00	0.77	83.30

Πίνακας 4.2.111 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $S_{o\text{set}}=1.50$ mg/l

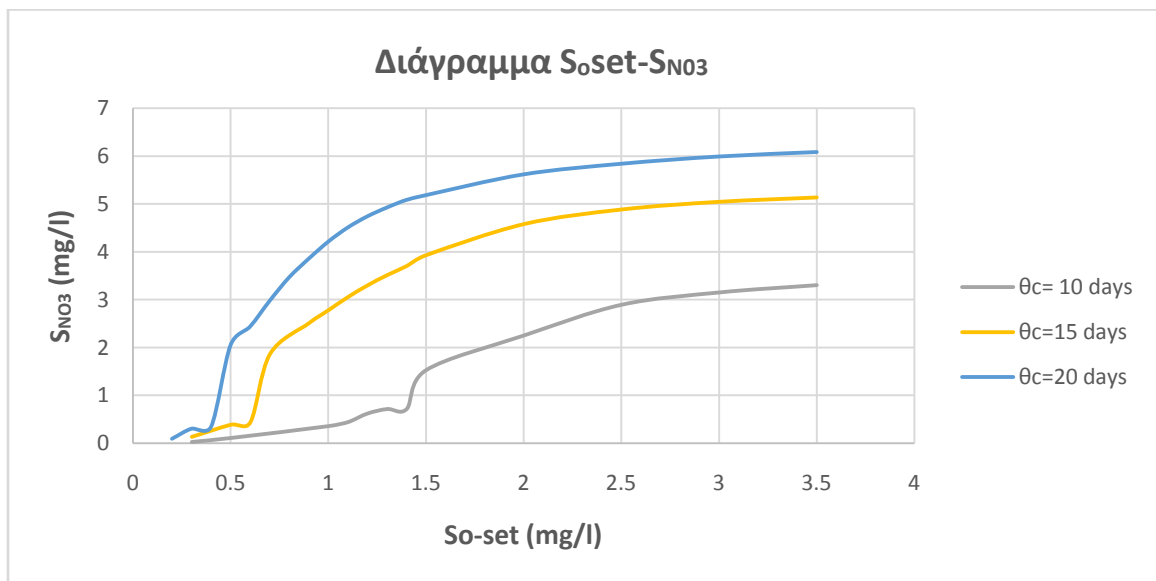
$S_{o\text{set}}=1.50$ mg/l						
	S_s (mg/l)	S_{NO_3} (mg/l)	S_{NH} (mg/l)	S_i (mg/l)	S_{ND} (mg/l)	S_{NO_2} (mg/l)
$\theta_c=10d$	0.57	1.53	39.71	93.00	0.76	77.81
$\theta_c=15d$	0.59	3.93	1.75	93.00	0.76	86.59
$\theta_c=20d$	0.60	5.19	1.98	93.00	0.76	88.06

Πίνακας 4.2.112 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $S_{o\text{set}}=2 \text{ mg/l}$

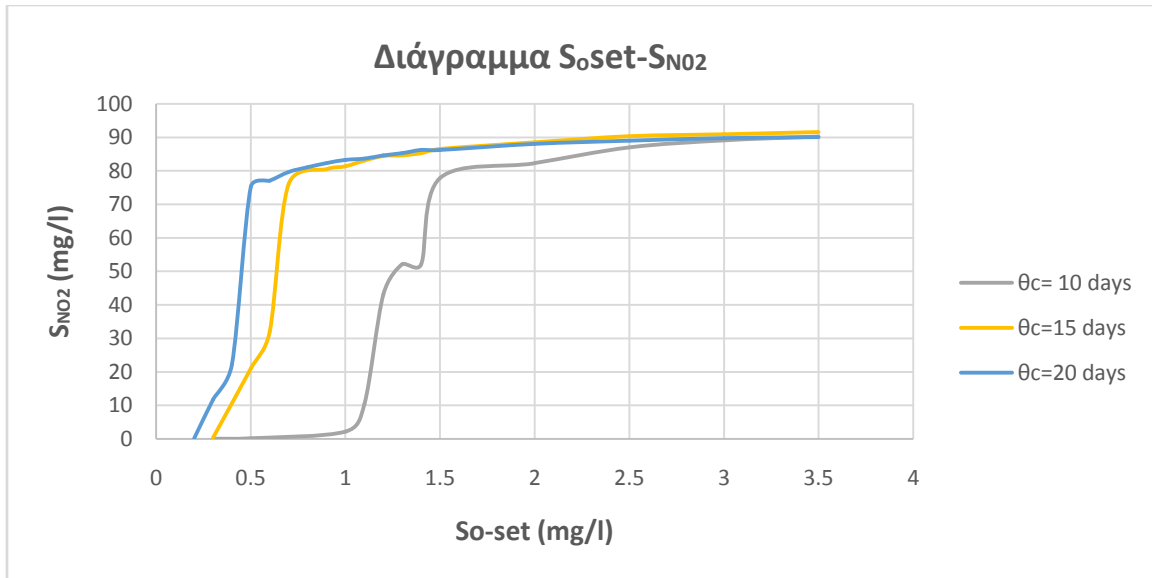
$S_{o\text{set}}=2 \text{ mg/l}$						
	$S_s \text{ (mg/l)}$	$S_{\text{NO}_3} \text{ (mg/l)}$	$S_{\text{NH}} \text{ (mg/l)}$	$S_i \text{ (mg/l)}$	$S_{\text{ND}} \text{ (mg/l)}$	$S_{\text{NO}_2} \text{ (mg/l)}$
$\theta_c=10\text{d}$	0.57	2.25	9.84	93.00	0.75	82.31
$\theta_c=15\text{d}$	0.59	4.58	1.78	93.00	0.76	88.52
$\theta_c=20\text{d}$	0.60	5.62	2.00	93.00	0.76	88.06



Σχήμα 4.2.75 Αμμωνιακό άζωτο S_{NH} στην εκροή συναρτήσεως του σημείου ρύθμισης του διαλυμένου οξυγόνου



Σχήμα 4.2.76 Νιτρικό άζωτο S_{NO_3} στην εκροή συναρτήσεως του σημείου ρύθμισης του διαλυμένου οξυγόνου



Σχήμα 4.2.77 Νιτρώδες άζωτο S_{NO2} στην εκροή συναρτήσει του σημείου ρύθμισης του διαλυμένου οξυγόνου

Στη συνέχεια παρουσιάζονται τα αποτελέσματα που αφορούν τις συγκεντρώσεις των σωματιδιακών κλασμάτων στους πίνακες 4.2.113 - 4.2.116 .

Πίνακας 4.2.113 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $S_o\text{set}=0.50$ mg/l

$S_o\text{set}=0.50$ mg/l						
	X_s (mg/l)	X_i (mg/l)	X_{BH} (mg/l)	X_{AOB} (mg/l)	X_{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
$\theta_c=10d$	3.63	247.50	71.,39	6.12	20.21	388.62
$\theta_c=15d$	14.95	371.25	606.55	390.10	20.76	1668.69
$\theta_c=20d$	50.72	494.98	2092.10	152.19	21.50	5468.44

Πίνακας 4.2.114 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $S_o\text{set}=1$ mg/l

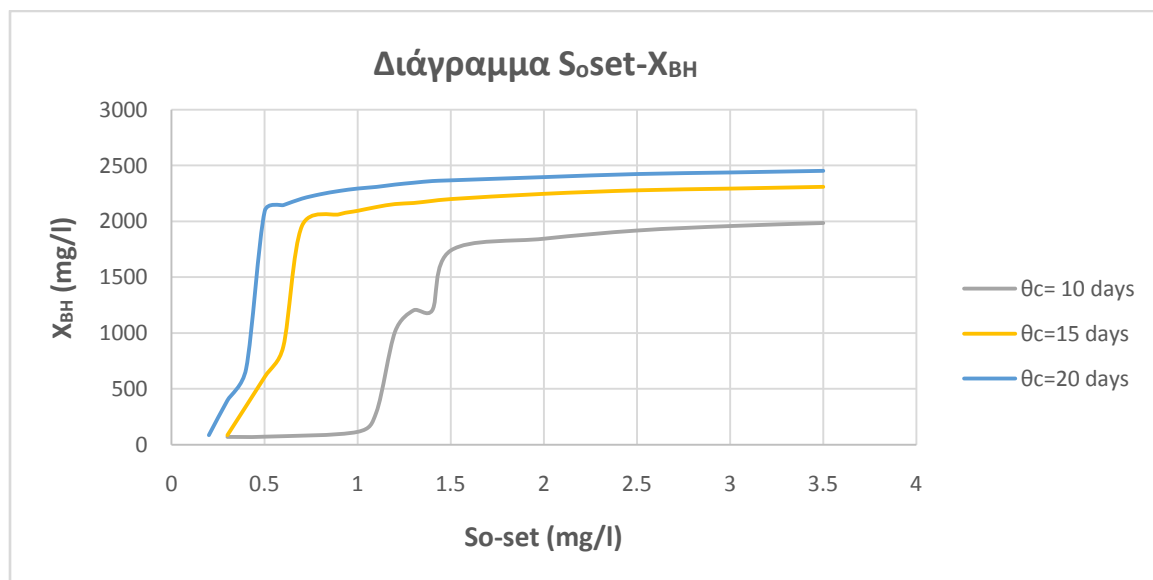
$S_o\text{set}=1$ mg/l						
	X_s (mg/l)	X_i (mg/l)	X_{BH} (mg/l)	X_{AOB} (mg/l)	X_{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
$\theta_c=10d$	3.41	247.50	114.84	31.21	20.23	468.96
$\theta_c=15d$	49.45	371.25	2095.02	1337.75	21.49	4782.53
$\theta_c=20d$	54.59	494.98	2293.44	1634.94	22.11	5834.09

Πίνακας 4.2.115 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $S_{o\text{set}}=1.50$ mg/l

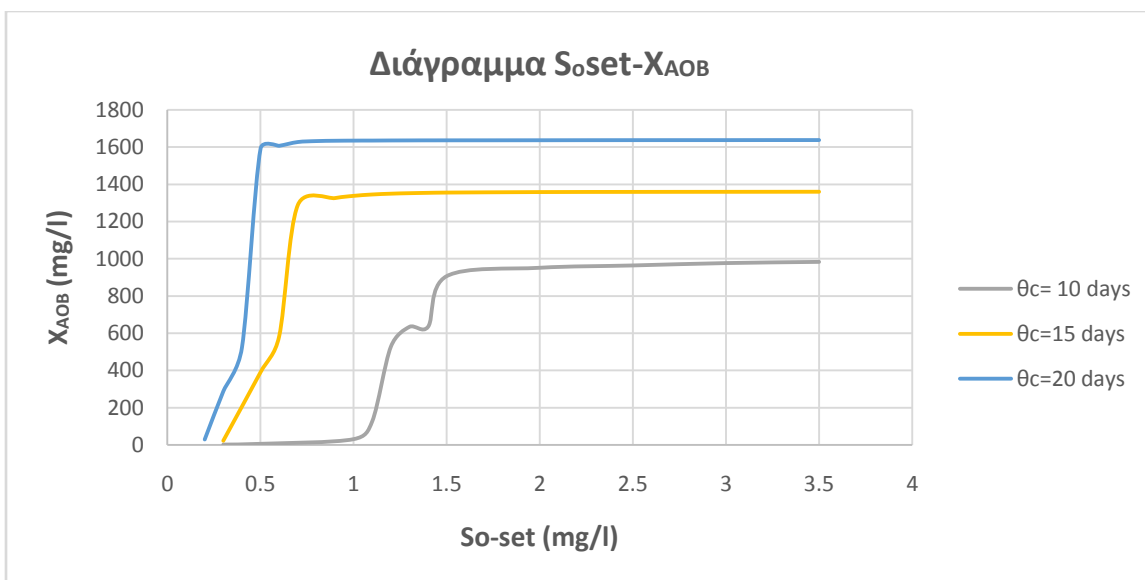
$S_{o\text{set}}=1.50$ mg/l						
	X_s (mg/l)	X_i (mg/l)	X_{BH} (mg/l)	X_{AOB} (mg/l)	X_{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
$\theta_c=10d$	40.22	247.50	1739.31	907.24	20.52	3452.11
$\theta_c=15d$	51.72	371.25	2200.04	1355.39	21.72	4949.79
$\theta_c=20d$	55.94	494.98	2366.78	1636.44	22.36	5948.77

Πίνακας 4.2.116 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $S_{o\text{set}}=2$ mg/l

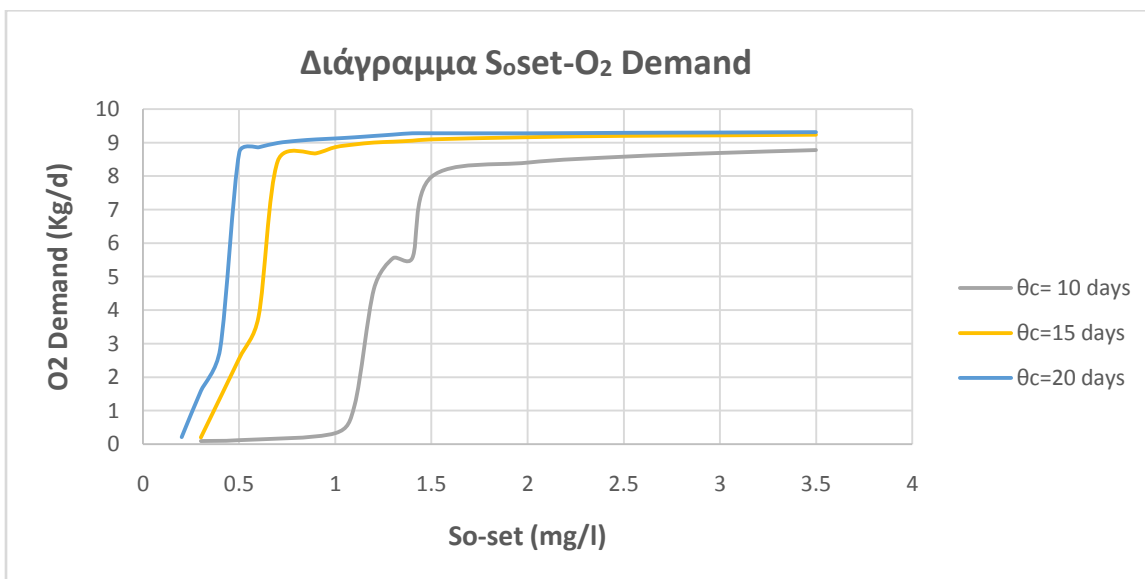
$S_{o\text{set}}=2$ mg/l						
	X_s (mg/l)	X_i (mg/l)	X_{BH} (mg/l)	X_{AOB} (mg/l)	X_{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
$\theta_c=10d$	42.48	247.50	1844.37	952.20	20.72	3633.42
$\theta_c=15d$	52.36	371.25	2247.10	1358.09	21.89	5019.41
$\theta_c=20d$	56.44	494.98	2395.77	1636.97	22.46	5997.06



Σχήμα 4.2.78 Συγκέντρωση ετεροτροφικής βιομάζας X_{BH} στην εκροή συναρτήσει του σημείου ρύθμισης του διαλυμένου οξυγόνου



Σχήμα 4.2.79 Συγκέντρωση αυτοτροφικής ΑΟΒ βιομάζας $X_{ΑΟΒ}$ στην εκροή συναρτήσει του σημείου ρύθμισης του διαλυμένου οξυγόνου



Σχήμα 4.2.80 Απαιτούμενη ποσότητα τροφοδοτούμενου οξυγόνου συναρτήσει του σημείου ρύθμισης του διαλυμένου οξυγόνου

Από τα αποτελέσματα της εφαρμογής προκύπτουν τα εξής συμπεράσματα:

- Από τα διαγράμματα 4.2.75 φαίνεται πως υπάρχει μία οριακή τιμή του σημείου ρύθμισης του διαλυμένου οξυγόνου για κάθε ένα χρόνο παραμονής στερεών, που για μικρότερες τιμές του S_oSet επέρχεται σταδιακή αναχαίτιση της ετεροτροφικής και αυτοτροφικής βιομάζας. Αυτό οδηγεί στο να υπάρχει ελάχιστη απομάκρυνση

αμμωνιακού αζώτου και πολύ υψηλές συγκεντρώσεις στην εκροή. Το σημείο ρύθμισης του διαλυμένου οξυγόνου, όσο αυξάνεται ο χρόνος παραμονής στερεών μετακινείται προς τα αριστερά προς όλο και χαμηλότερες τιμές, ενώ όταν για τιμές του SoSet μεγαλύτερες της οριακής, επιτυγχάνεται ικανοποιητική απομάκρυνση S_{NH} .

- Από το διάγραμμα 4.2.76 προκύπτει ότι η συγκέντρωση του νιτρικού αζώτου αυξάνει όσο αυξάνεται το σημείο ρύθμισης του διαλυμένου οξυγόνου, ενώ η συγκέντρωση στην εκροή, είναι μεγαλύτερη όσο μεγαλύτερος είναι ο χρόνος παραμονής στερεών.
- Στο σχήμα 4.2.77 φαίνεται και πάλι το οριακό σημείο που σηματοδοτεί την αρχή της αναχαίτισης της αυτοτροφικής και ετεροτροφικής βιομάζας. Για τιμές μικρότερες της οριακής παρατηρούνται πιο μικρές συγκεντρώσεις νιτρικών που οφείλονται στη μερική απομάκρυνση του αμμωνιακού αζώτου. Για τιμές του SoSet μεγαλύτερες της οριακής, παρουσιάζονται μεγαλύτερες συγκεντρώσεις νιτρικών. Για αρκετά μεγάλες τιμές του SoSet, το θ_c δεν έχει επίδραση στην τελική συγκέντρωση των νιτρικών.
- Στα διαγράμματα 4.2.78 και 4.2.79 φαίνεται και πάλι το σημείο από το οποίο ξεκινά η αναχαίτιση της αυτοτροφικής και ετεροτροφικής βιομάζας. Στην περίπτωση της αυτοτροφικής βιομάζας, η συγκέντρωση σταθεροποιείται αμέσως μετά την οριακή τιμή, ενώ στην περίπτωση της ετεροτροφικής βιομάζας, η ανάπτυξή της αυξάνεται συνεχώς με την αύξηση του σημείου ρύθμισης του διαλυμένου οξυγόνου. Όπως ήταν αναμενόμενο, η συγκέντρωση της βιομάζας είναι μεγαλύτερη για μεγαλύτερο χρόνο παραμονής στερεών.
- Από το σχήμα 4.2.80 προκύπτει ότι, αν και το σημείο ρύθμισης του διαλυμένου οξυγόνου είναι όλο και μικρότερο όσο αυξάνεται το θ_c , αυτό δε σημαίνει αυτόματα και την απαίτηση για λιγότερο οξυγόνο. Οι απαιτούμενες ποσότητες οξυγόνου με τις οποίες πρέπει να τροφοδοτηθεί το σύστημα είναι σχεδόν οι ίδιες, για τις οριακές τιμές. Μάλιστα, αν και για χρόνο παραμονής 20 ημερών, το οριακό SoSet είναι 0.5 mg/l, μικρότερο από την οριακή τιμή του θ_c των 15 ημερών, όμως η ποσότητα του οξυγόνου που απαιτείται είναι μικρότερη στην περίπτωση του χρόνου παραμονής στερεών 15 ημερών κι ας έχει μεγαλύτερη τιμή οριακού SoSet.

4.2.4.4 Εναλλαγή Συνθηκών

Τα αποτελέσματα της εφαρμογής του προγράμματος που αναπτύχθηκε, για την επίδραση της εναλλαγής συνθηκών, παρουσιάζονται συνοπτικά στους παρακάτω πίνακες. Συγκεκριμένα παρουσιάζονται οι συγκεντρώσεις των διαλυτών συστατικών αλλά και των στερεών της εκροής. Εξετάστηκαν 6 διαφορετικά σενάρια εναλλαγής συνθηκών. Το σενάριο Α αποτελεί το βασικό σενάριο, και προστέθηκε για να γίνει σύγκριση με τα υπόλοιπα και να δοθεί η δυνατότητα να ληφθούν πιο σωστά συμπεράσματα. Τα σενάρια

παρουσιάζονται συνοπτικά στον παρακάτω πίνακα 4.2.117 . Έχει γίνει κλασματοποίηση του συνολικού χρόνου διεργασιών που ανέρχεται σε 4h. Συγκεκριμένα παρουσιάζονται οι συγκεντρώσεις των διαλυτών συστατικών στους πίνακες 4.2.118 - 4.2.123 αλλά και οι συγκεντρώσεις των σωματιδιακών κλασμάτων στους πίνακες 4.2.124 - 4.2.129 . Επιπλέον παρουσιάζονται τα σχήματα 4.2.81 - 4.2.91 για τον καλύτερο έλεγχο και κατανόηση των αποτελεσμάτων της εφαρμογής.

Πίνακας 4.2.117 Κλασματοποίηση χρόνου διεργασιών για κάθε σενάριο

Χρόνος Διεργασίας				
Σενάριο	T ₁ (Αερόβιος)	T ₂ (Ανοξικός)	T ₃ (Αερόβιος)	T ₄ (Ανοξικός)
Σενάριο Α	2/3	1/3	-	-
Σενάριο Β	1/3	1/3	1/3	-
Σενάριο C	3/4	1/4	-	-
Σενάριο D	2/4	1/4	1/4	-
Σενάριο E	1/4	1/4	1/4	1/4
Σενάριο F	1/4	3/4	-	-

Πίνακας 4.2.118 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για το Σενάριο Α

Σενάριο Α						
	S _s (mg/l)	S _{NO₃} (mg/l)	S _{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S _{ND} (mg/l)	S _{NO₂} (mg/l)
θc=10d	0.57	1.53	39.71	93.00	0.76	77.81
θc=15d	0.59	3.93	1.75	93.00	0.76	86.59
θc=20d	0.60	5.19	1.98	93.00	0.76	88.06

Πίνακας 4.2.119 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για το Σενάριο Β

Σενάριο Β						
	S _s (mg/l)	S _{NO₃} (mg/l)	S _{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S _{ND} (mg/l)	S _{NO₂} (mg/l)
θc=10d	0.83	2.45	37.14	93.00	0.92	134.77
θc=15d	0.85	9.43	0.27	93.00	0.91	118.86
θc=20d	0.87	13.35	0.18	93.00	0.91	101.67

Πίνακας 4.2.120 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για το Σενάριο C

Σενάριο C						
	S _s (mg/l)	S _{NO₃} (mg/l)	S _{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S _{ND} (mg/l)	S _{NO₂} (mg/l)
θc=10d	0.56	2.94	0.71	93.00	0.73	88.51
θc=15d	0.57	5.50	1.04	93.00	0.73	94.93
θc=20d	0.58	6.94	1.21	93.00	0.74	95.12

Πίνακας 4.2.121 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για το Σενάριο D

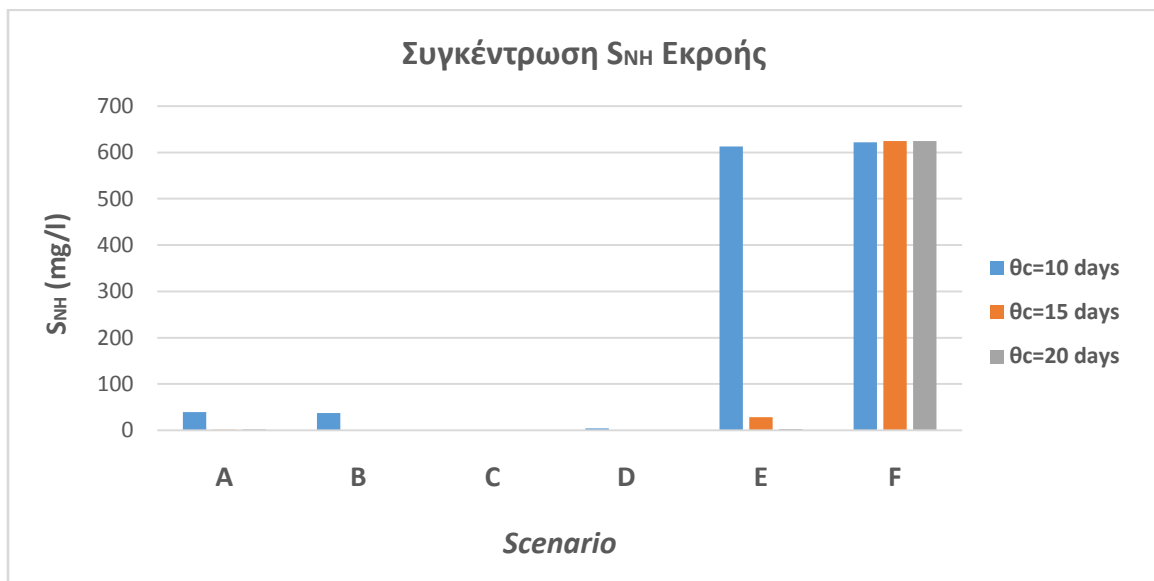
Σενάριο D						
	Ss (mg/l)	S _{NO3} (mg/l)	S _{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S _{ND} (mg/l)	S _{NO2} (mg/l)
θc=10d	0.83	5.31	4.11	93.00	0.89	18.34
θc=15d	0.85	13.07	0.21	93.00	0.89	91.55
θc=20d	0.86	15.04	0.19	93.00	0.89	86.14

Πίνακας 4.2.122 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για το Σενάριο E

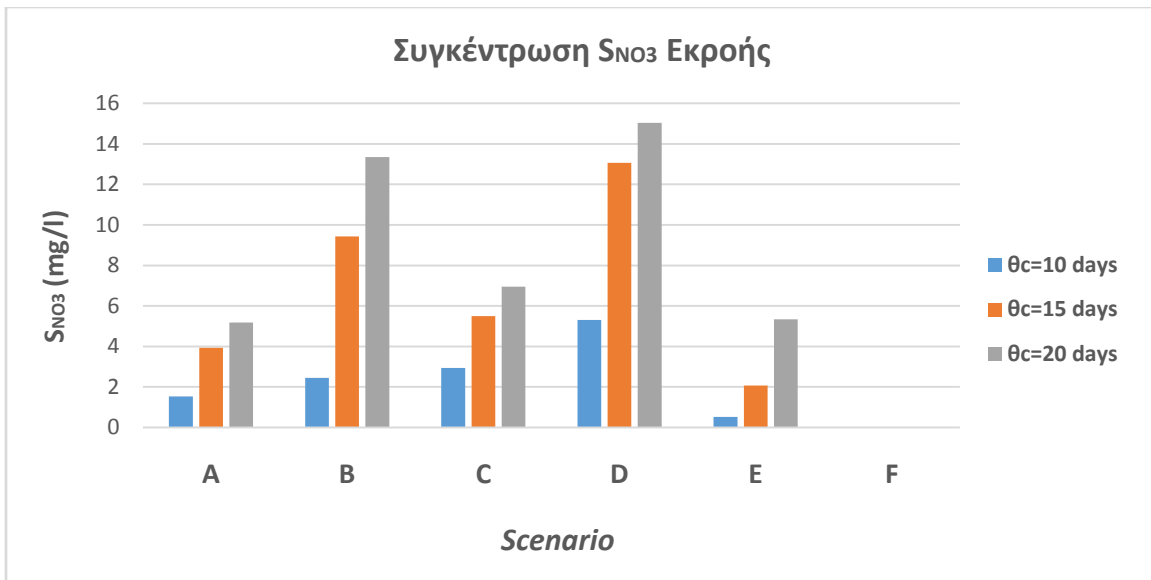
Σενάριο E						
	Ss (mg/l)	S _{NO3} (mg/l)	S _{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S _{ND} (mg/l)	S _{NO2} (mg/l)
θc=10d	1.04	0.53	612.78	93.00	12.61	3.52
θc=15d	0.60	2.07	28.32	93.00	0.81	123.22
θc=20d	0.61	5.34	2.78	93.00	0.80	115.22

Πίνακας 4.2.123 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για το Σενάριο F

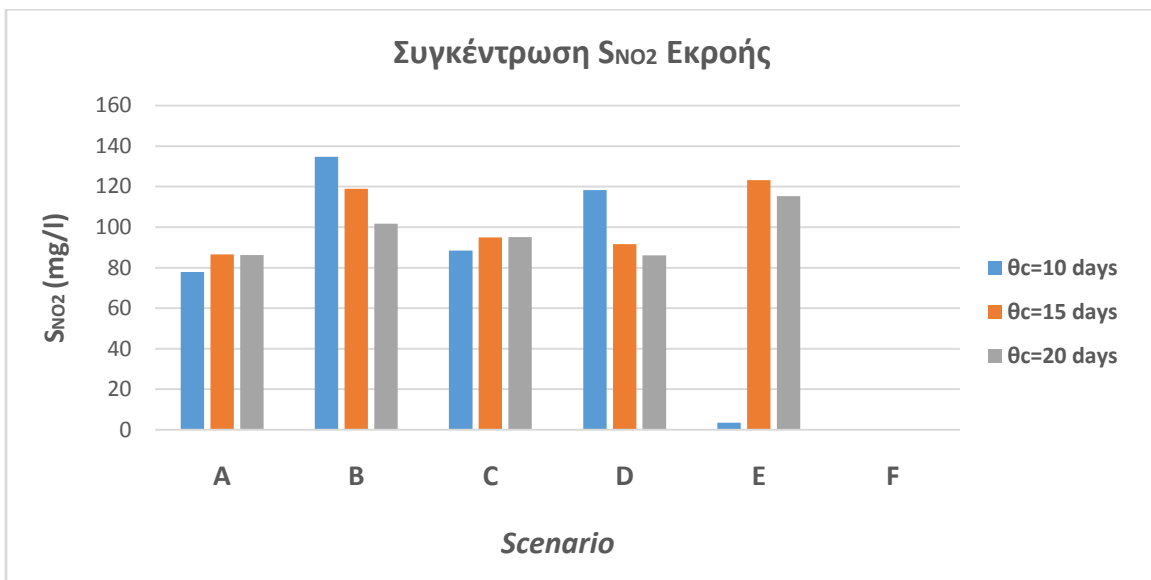
Σενάριο F						
	Ss (mg/l)	S _{NO3} (mg/l)	S _{NH} (mg/l)	Si (mg/l)	S _{ND} (mg/l)	S _{NO2} (mg/l)
θc=10d	6.30	0.00	622.15	93.00	15.65	0.00
θc=15d	6.26	0.00	624.43	93.00	13.68	0.00
θc=20d	6.61	0.00	624.42	93.00	13.07	0.00



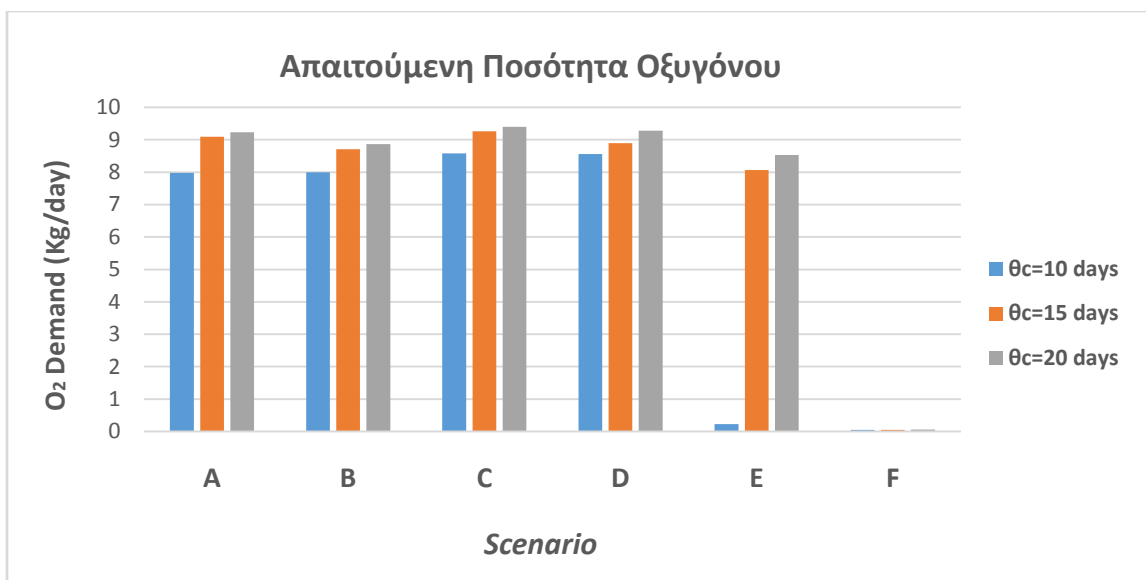
Σχήμα 4.2.81 Αμμωνιακό άζωτο S_{NH} στην εκροή για κάθε ένα σενάριο και για διάφορα θc



Σχήμα 4.2.82 Νιτρικό άζωτο S_{NO_3} στην εκροή για κάθε ένα σενάριο και για διάφορα θ_c



Σχήμα 4.2.83 Νιτρώδες άζωτο S_{NO_2} στην εκροή για κάθε ένα σενάριο και για διάφορα θ_c



Σχήμα 4.2.84 Απαιτούμενη ποσότητα οξυγόνου για κάθε ένα σενάριο και για διάφορα θ_c

Στη συνέχεια παρουσιάζονται τα αποτελέσματα που αφορούν τις συγκεντρώσεις των σωματιδιακών κλασμάτων στους πίνακες 4.2.124 - 4.2.129 .

Πίνακας 4.2.124 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για το Σενάριο A

Σενάριο A						
	Xs (mg/l)	Xi (mg/l)	X _{BH} (mg/l)	X _{AOB} (mg/l)	X _{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
$\theta_c=10d$	40.22	247.50	1739.31	907.24	20.52	3452.11
$\theta_c=15d$	51.72	371.25	2200.04	1355.39	21.72	4949.79
$\theta_c=20d$	55.94	494.98	2366.78	1636.44	22.36	5948.77

Πίνακας 4.2.125 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για το Σενάριο B

Σενάριο B						
	Xs (mg/l)	Xi (mg/l)	X _{BH} (mg/l)	X _{AOB} (mg/l)	X _{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
$\theta_c=10d$	32.93	247.50	1535.00	915.32	20.55	3203.20
$\theta_c=15d$	41.60	371.25	1928.83	1299.99	22.13	4517.08
$\theta_c=20d$	46.34	494.98	2137.71	1563.95	22.99	5531.13

Πίνακας 4.2.126 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για το Σενάριο C

Σενάριο C						
	Xs (mg/l)	Xi (mg/l)	X _{BH} (mg/l)	X _{AOB} (mg/l)	X _{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
θc=10d	42.39	247.50	1900.73	966.74	20.88	3716.58
θc=15d	51.90	371.25	2300.97	1361.33	22.07	5093.15
θc=20d	56.24	494.98	2468.57	1639.60	22.71	6103.05

Πίνακας 4.2.127 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για το Σενάριο D

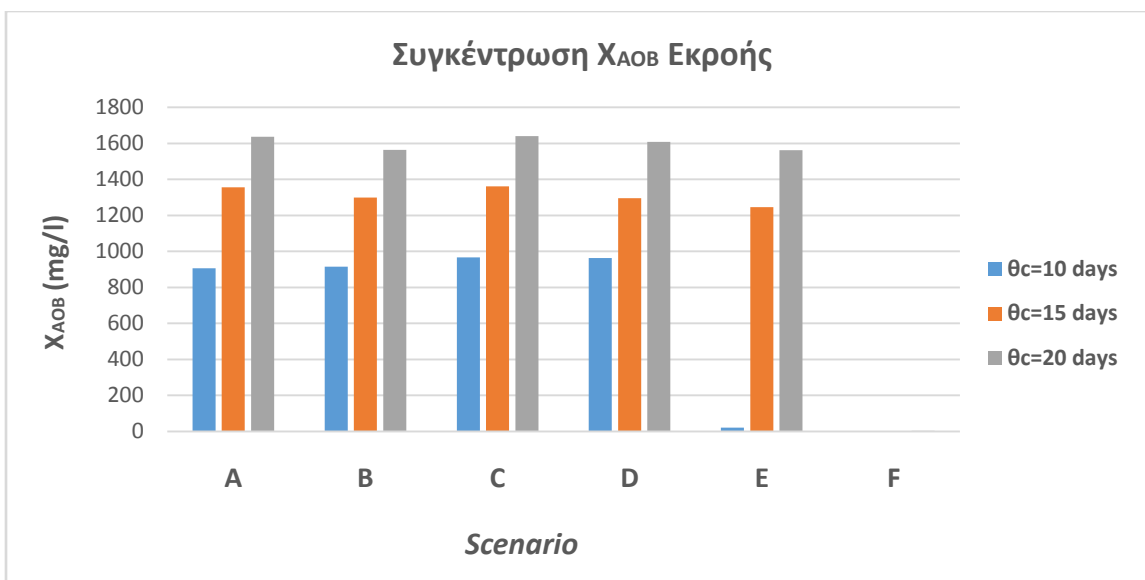
Σενάριο D						
	Xs (mg/l)	Xi (mg/l)	X _{BH} (mg/l)	X _{AOB} (mg/l)	X _{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
θc=10d	37.65	247.50	1773.90	962.70	21.02	3554.88
θc=15d	45.69	371.25	2143.37	1269.05	22.71	4809.10
θc=20d	51.44	494.98	2394.98	1607.72	23.36	5961.32

Πίνακας 4.2.128 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για το Σενάριο E

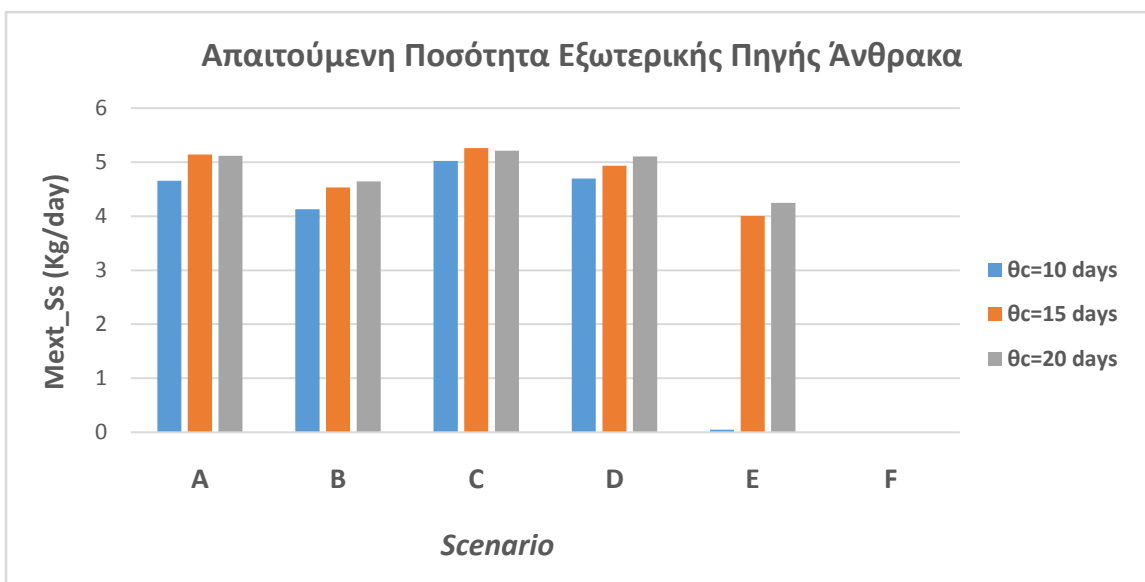
Σενάριο E						
	Xs (mg/l)	Xi (mg/l)	X _{BH} (mg/l)	X _{AOB} (mg/l)	X _{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
θc=10d	2.60	247.50	80.34	21.62	20.23	414.81
θc=15d	39.85	371.25	1636.62	1245.64	21.03	4051.55
θc=20d	45.80	494.98	1876.55	1561.49	21.83	5132.79

Πίνακας 4.2.129 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για το Σενάριο F

Σενάριο F						
	Xs (mg/l)	Xi (mg/l)	X _{BH} (mg/l)	X _{AOB} (mg/l)	X _{NOB} (mg/l)	MLSS (mg/l)
θc=10d	27.94	247.50	56.42	0.27	20.17	388.20
θc=15d	31.78	371.25	66.38	0.85	20.70	548.98
θc=20d	39.55	494.98	69.66	2.92	24.43	707.43

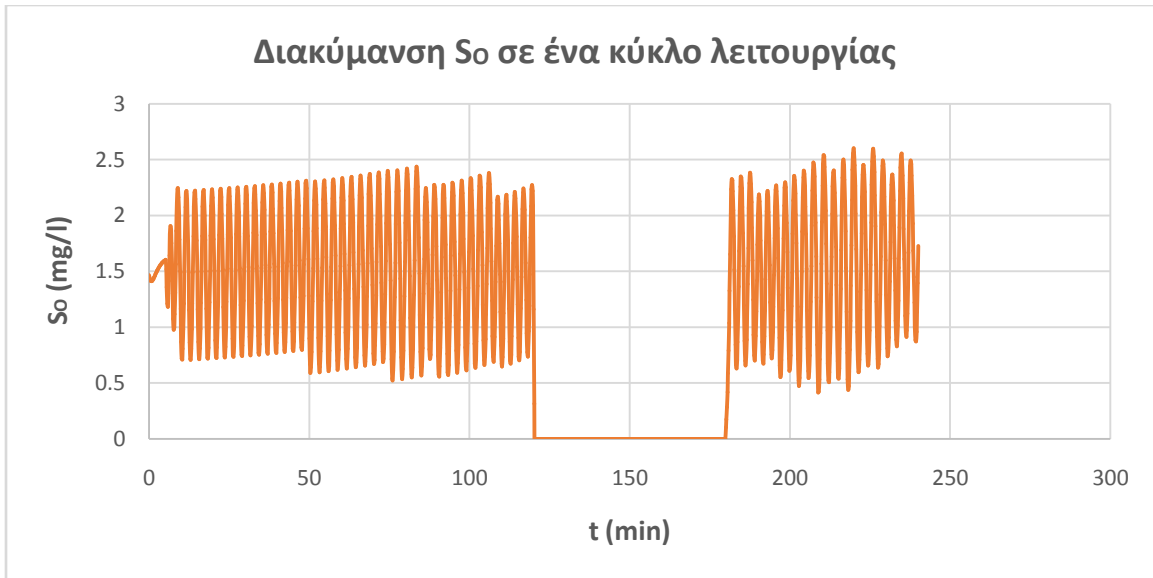


Σχήμα 4.2.85 Συγκέντρωση αυτοτροφικής ΑΟΒ βιομάζας Χ_{ΑΟΒ} στην εκροή για κάθε ένα σενάριο και για διάφορα θ_c

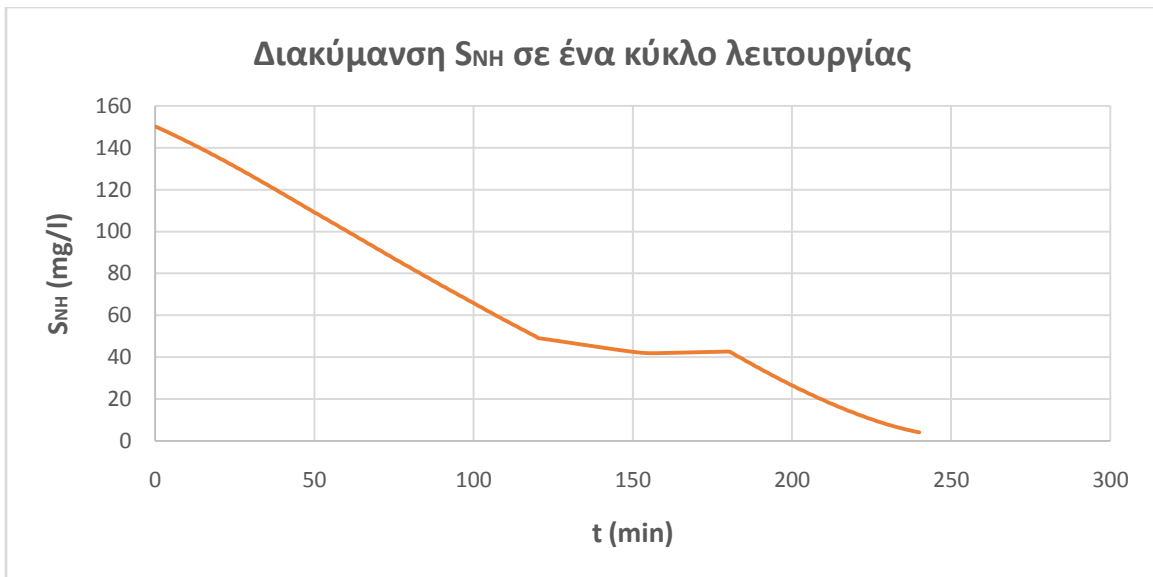


Σχήμα 4.2.86 Απαιτούμενη ποσότητα εξωτερικής πηγής άνθρακα για κάθε ένα σενάριο και για διάφορα θ_c

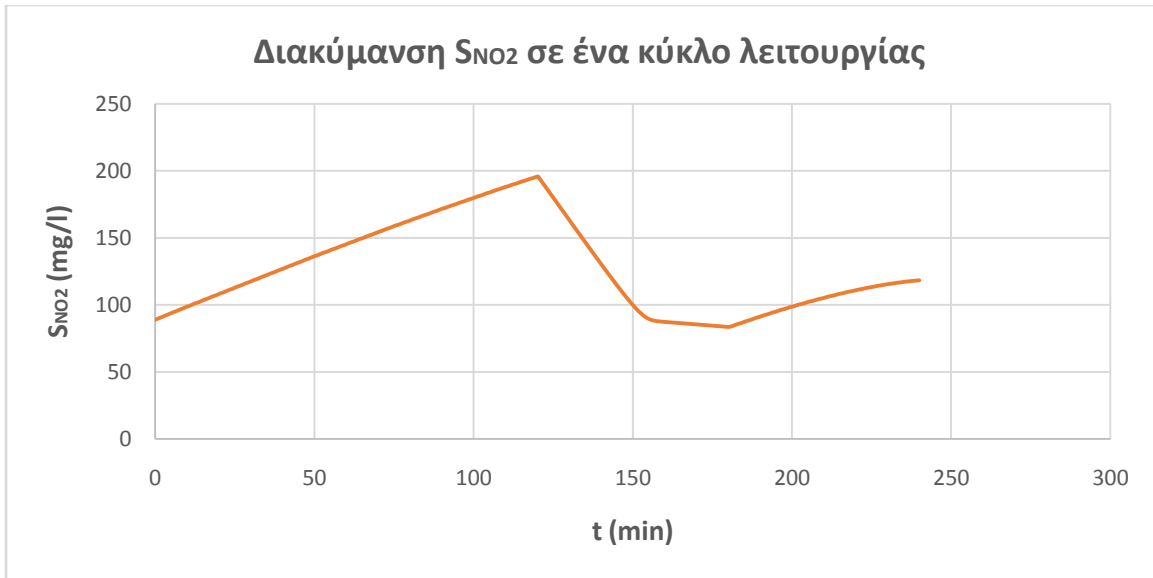
Παρακάτω παρουσιάζονται μερικά διαγράμματα που δείχνουν τη διακύμανση μερικών μεταβλητών, για το σενάριο D και για χρόνο παραμονής στερεών θ_c=10 ημέρες.



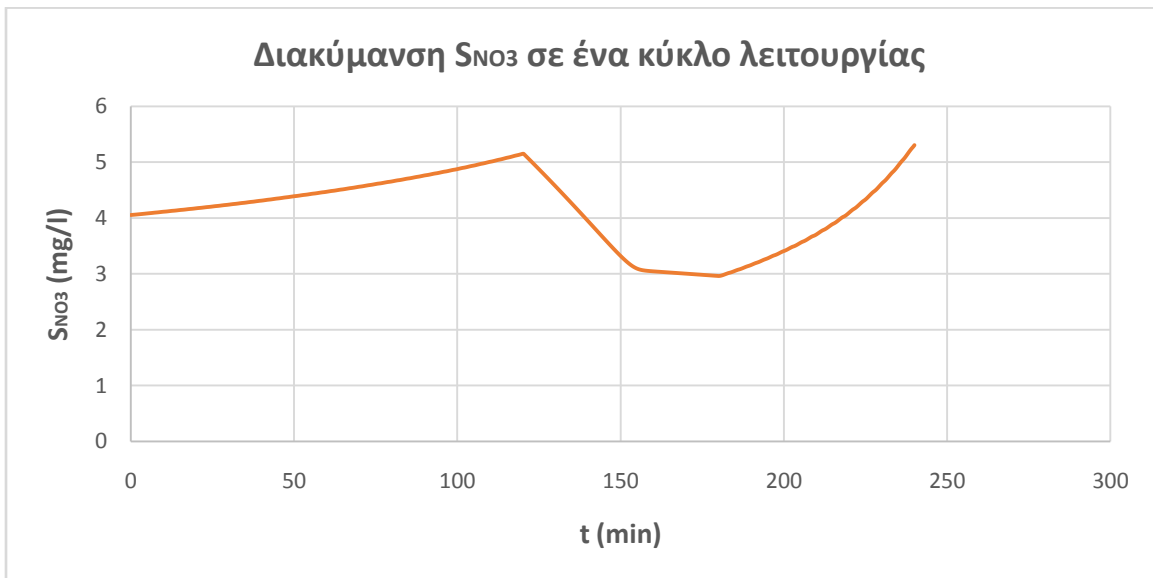
Σχήμα 4.2.87 Διακύμανση συγκέντρωσης διαλυμένου οξυγόνου για το σενάριο D και για $\theta_c=10$ ημέρες



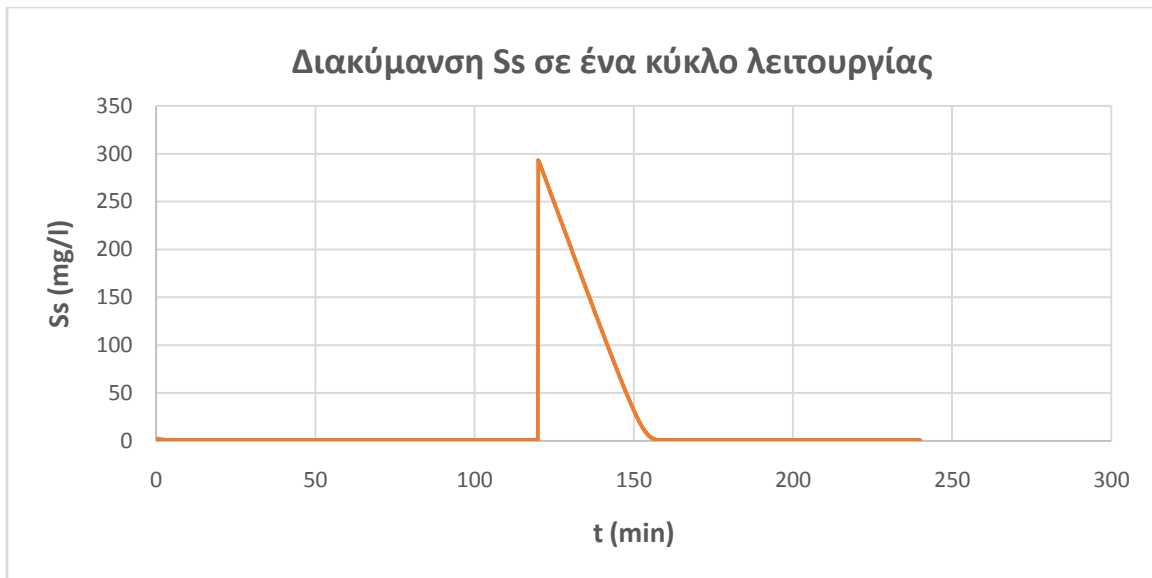
Σχήμα 4.2.88 Διακύμανση συγκέντρωσης αμμωνιακού αζώτου S_{NH} για το σενάριο D και για $\theta_c=10$ ημέρες



Σχήμα 4.2.89 Διακύμανση συγκέντρωσης νιτρώδους αζώτου S_{NO_2} για το σενάριο D και για $\theta_c=10$ ημέρες



Σχήμα 4.2.90 Διακύμανση συγκέντρωσης νιτρικού αζώτου S_{NO_3} για το σενάριο D και για $\theta_c=10$ ημέρες



Σχήμα 4.2.91 Διακύμανση συγκέντρωσης εύκολα βιοδιασπάσιμου COD για το σενάριο D και για $\theta_c=10$ ημέρες

Από τα αποτελέσματα της εφαρμογής προκύπτουν τα εξής συμπεράσματα:

- Από το σχήμα 4.2.81 φαίνεται ότι στα 4 πρώτα σενάρια υπάρχει ικανοποιητικά απομάκρυνση αμμωνιακού αζώτου. Ειδικότερα στα σενάρια C και D επιτυγχάνεται σχεδόν πλήρης νιτροδωποίηση. Στο σενάριο E για χρόνο παραμονής στερεών 10 ημέρες, και ειδικά στο σενάριο F, που δεν εφαρμόζονται μεγάλοι σε διάρκεια χρόνοι αερόβιας φάσης, η συγκέντρωση εκροής του αμμωνιακού αζώτου είναι πολύ υψηλή καθώς παρατηρείται πλήρης αναχαίτιση της ανάπτυξης της ετεροτροφικής και αυτοτροφικής βιομάζας.
- Από το σχήμα 4.2.82 προκύπτει πως πλεονέκτημα όσον αφορά στην συγκέντρωση εκροής νιτρικού αζώτου, έχουν τα σενάρια A, C στα οποία συμβαίνει μία εναλλαγή συνθηκών. Στο σενάριο E, όχι για $\theta_c=10$ ημέρες όπου έχει συμβεί αναχαίτιση της βιομάζας, για μεγαλύτερα θ_c η απομάκρυνση νιτρικών είναι ικανοποιητική. Αντίθετα στα σενάρια B και D που εφαρμόζονται δύο εναλλαγές συνθηκών, οι τελικές συγκεντρώσεις νιτρικού αζώτου είναι ιδιαίτερα αυξημένες σε σχέση με τις αντίστοιχες των άλλων σεναρίων. Και πάλι στο σενάριο F έχει συμβεί πλήρης αναχαίτισης της βιομάζας, επομένως οι τελικές συγκεντρώσεις S_{NO_3} είναι μηδενικές.
- Στο σχήμα 4.2.83 φαίνεται ότι το πιο αποδοτικό σενάριο όσον αφορά στην απομάκρυνση των νιτρωδών είναι το σενάριο A, ενώ εξίσου αποδοτικό είναι και το σενάριο C. Όπως και στην απομάκρυνση των νιτρικών, έτσι και στην απομάκρυνση των νιτρωδών τα σενάρια B και D, δεν προσφέρουν τόσο αποτελεσματική απομάκρυνση νιτρωδών ενώ ως εξίσου μη αποτελεσματικό κρίνεται το σενάριο E.

- Από το σχήμα 4.2.84 προκύπτει ότι όλα τα σενάρια, πλην του σεναρίου F, έχουν παραπλήσιες τιμές ζήτησης οξυγόνου. Στα σενάρια C και D απαιτούνται λίγο μεγαλύτερες ποσότητες οξυγόνου αλλά οι διαφορές σε σχέση με τα άλλα σενάρια δεν είναι σημαντικές. Στο σενάριο E και για θ_c μεγαλύτερο από 15 ημέρες συναντάται η μικρότερη απαίτηση σε οξυγόνο.
- Στο σχήμα 4.2.85 φαίνεται ότι η συγκέντρωση της αυτοτροφικής AOB βιομάζας, είναι σχεδόν ίδια για το σύνολο των σεναρίων. Οι όποιες διαφορές ανάμεσα στα σενάρια και στους χρόνους παραμονής στερεών είναι πολύ μικρές. Στα σενάρια E για θ_c 10 ημέρες και στο σενάριο F, φαίνεται η πλήρης αναχαίτιση των αυτοτροφικών βακτηρίων που οξειδώνουν το αμμωνιακό άζωτο.
- Ως προς την απαιτούμενη ποσότητα της εξωτερικής πηγής άνθρακα, από το σχήμα 4.2.86 φαίνεται ότι τα σενάρια B και E αποτελούν τα βέλτιστα από άποψη οικονομίας καθώς απαιτούν τις μικρότερες ποσότητες. Τα υπόλοιπα σενάρια, πλην του σεναρίου F, παρουσιάζουν παραπλήσιες τιμές όσον αφορά στην απαιτούμενη ποσότητα εξωτερικής πηγής άνθρακα.
- Το σενάριο A, το οποίο αποτελεί και το βασικό σενάριο πάνω στο οποίο βασίστηκαν όλες οι αναλύσεις ευαισθησίας, φαίνεται πως παρουσιάζει αρκετά πλεονεκτήματα. Επιτυγχάνει ικανοποιητικές απομακρύνσεις για όλες τις παραμέτρους, σε σχέση με τα άλλα σενάρια, και σχετική οικονομία καθώς οι απαιτούμενες ποσότητες οξυγόνου και εξωτερικής πηγής άνθρακα είναι παραπλήσιες εκείνων των άλλων σεναρίων.

Κεφάλαιο 5. Συμπεράσματα

Στο πλαίσιο της παρούσας εργασίας καταστρώθηκε ένα μαθηματικό μοντέλο για την προσομοίωση των διεργασιών της νιτρωδοποίησης - απονιτρωδοποίησης. Στη συνέχεια το μοντέλο αυτό υλοποιήθηκε σε γλώσσα προγραμματισμού MatLab, με χτόχο την προσομοίωση της λειτουργίας ενός αντιδραστήρα SBR, στον οποίο συντελούνται οι διεργασίες απομάκρυνσης οργανικού φορτίου και νιτρωδοποίησης-απονιτρωδοποίησης. Το μαθηματικό ομοίωμα που δημιουργήθηκε περιγράφει τη λειτουργία ενός αντιδραστήρα διακοπτόμενης λειτουργίας και στη φάση των διεργασιών χρησιμοποιεί τις στοιχειομετρικές και κινητικές εκφράσεις του τροποποιημένου μοντέλου ASM1 (Activated Sludge Model 1).

Προκειμένου να μελετηθεί το φαινόμενο της νιτρωδοποίησης και της απονιτρωδοποίησης, η αυτοτροφική βιομάζα διαχωρίστηκε σε αυτοτροφική βιομάζα που οξειδώνει το αμμωνιακό άζωτο (AOB) και σε αυτοτροφική βιομάζα που οξειδώνει το νιτρώδες άζωτο (NOB). Επιπλέον, για την προσομοίωση της διαδικασίας της απονιτρωδοποίησης, προσομοιώθηκαν σε ανοξικές συνθήκες χωριστές διεργασίες ανάπτυξης της ετεροτροφικής βιομάζας με χρήση νιτρωδών (S_{NO2}) και νιτρικών (S_{NO3}) ως δέκτη ηλεκτρονίων. Επιπλέον προσομοιώθηκαν τα φαινόμενα αναχαίτισης της δράσης τόσο των AOB όσο και των NOB βακτηρίων. Η εφαρμογή του μοντέλου επικεντρώθηκε στην επεξεργασία στραγγιδίων που προέρχονται από έργα επεξεργασίας ιλύος, τα οποία λόγω της αναερόβιας χώνευσης της ιλύος, είναι πλούσια σε άζωτο.

Η εφαρμογή του μοντέλου χωρίζεται σε τρεις φάσεις. Στην πρώτη φάση μελετάται η επίδραση των στοιχειομετρικών και κινητικών παραμέτρων του μοντέλου στην ανάπτυξη της αυτοτροφικής και ετεροτροφικής βιομάζας. Στη δεύτερα φάση διερευνάται με ποιο τρόπο επηρεάζουν τις συγκεντρώσεις εκροής, τα χαρακτηριστικά των στραγγιδίων, ενώ στην τρίτη φάση εξετάζεται η επίδραση των σημαντικότερων λειτουργικών παραμέτρων στην ποιότητα της εκροής αλλά και στη συνολική λειτουργία της εγκατάστασης. Το μοντέλο ρυθμίστηκε με βάση πειραματικά αποτελέσματα από μία εργαστηριακή μονάδα επεξεργασίας στραγγιδίων και στη συνέχεια εφαρμόστηκε προκειμένου να διερευνηθεί η επίδραση των παραπάνω παραμέτρων.

Τα κυριότερα συμπεράσματα που προέκυψαν από την εφαρμογή του μοντέλου που δημιουργήθηκε για τις ανάγκες της παρούσας διπλωματικής είναι τα παρακάτω:

- Ο καθορισμός της μέγιστης ειδικής ταχύτητας ανάπτυξης των αυτοτροφικών βακτηρίων που οξειδώνουν το αμμωνιακό άζωτο (AOB), έχει πολύ σημαντική επίδραση στην ανάπτυξή τους. Η οριακή τιμή του συντελεστή μ_{AOB} , διαφέρει

ανάλογα με τον χρόνο παραμονής στερεών ο οποίος επιλέγεται. Για μεγαλύτερα θ , η οριακή αυτή τιμή μειώνεται. Για τιμές μικρότερες τις οριακής, ο επιλεγμένος χρόνος παραμονής στερεών δεν είναι επαρκής και επέρχεται πλήρης αναχαίτιση των AOB βακτηρίων. Η επιλογή του χρόνου παραμονής στερεών γίνεται με βάση τα χαρακτηριστικά ανάπτυξης των μικροοργανισμών που οξειδώνουν το αμμωνιακό άζωτο και κρίνεται κρίσιμη για τη λειτουργία του συστήματος επεξεργασίας, καθώς σε περιπτώσεις μερικής αναχαίτισης μία αύξηση της ηλικίας της ύλης, μπορεί να αντισταθμίσει το συμβάν. Για την περίπτωση του χρόνου παραμονής στερεών 10 ημερών, ως καταλληλότερη τιμή υιοθετήθηκε η τιμή $\mu_{AOB}=0.55 \text{ d}^{-1}$.

- Λόγω της αναχαίτισης των NOB βακτηρίων που έχει επιτευχθεί, η μέγιστη ειδική ταχύτητα των NOB βακτηρίων δεν έχει τόσο μεγάλη επίδραση στις συγκεντρώσεις εκροής των διαφόρων μεταβλητών. Η μεταβλητή στην οποία έχει λίγο μεγαλύτερη επίδραση, είναι το νιτρικό άζωτο, καθώς όσο αυξάνει το μ_{NOB} , τόσο αυξάνεται η αυτοτροφική NOB βιομάζα και οξειδώνονται όλο και περισσότερα νιτρώδη (S_{NO2}) σε νιτρικά (S_{NO3}).
- Η τιμή η οποία θα λάβει η μέγιστη ειδική ταχύτητα ανάπτυξης της ετεροτροφικής βιομάζας, επιδρά σημαντικά στην ανάπτυξη της ετεροτροφικής βιομάζας και στην ποιότητα εκροής. Όπως και στην περίπτωση του μ_{AOB} , έτσι και στην περίπτωση του μ_H , υπάρχει ένα οριακό σημείο, το οποίο είναι ανεξάρτητο του χρόνου παραμονής στερεών, κάτω από το οποίο επέρχεται αναχαίτιση της ετεροτροφικής βιομάζας. Βέβαια το σημείο αυτό ταυτίζεται με πολύ μικρούς ρυθμούς ανάπτυξης που δεν ανταποκρίνονται στην πραγματικότητα. Επομένως, πρέπει να υπάρχει προσοχή στον καθορισμό της μέγιστης ειδικής ταχύτητας ανάπτυξης της ετεροτροφικής βιομάζας, καθώς επηρεάζει σημαντικά την αποτελεσματικότητα της εγκατάστασης ως προς την απομάκρυνση διαφόρων ρύπων.
- Ο καθορισμός του συντελεστή παραγωγής αυτοτροφικής AOB βιομάζας Y_{AOB} , έχει ιδιαίτερη σημασία για την ανάπτυξη των αυτοτροφικών βακτηρίων. Η τελική τιμή της συγκέντρωσης αμμωνιακού αζώτου επηρεάζεται ως ένα βαθμό από την επιλογή του Y_{AOB} , όχι όμως αποφασιστικά, ενώ οι συγκεντρώσεις νιτρικών και νιτρωδών δεν επηρεάζονται σχεδόν καθόλου. Ο συντελεστής παραγωγής αυτοτροφικής NOB βιομάζας Y_{NOB} , επιδρά στην τελική συγκέντρωση νιτρωδών και νιτρικών. Για τιμές μεγαλύτερες του 0.10 d^{-1} , το Y_{NOB} δεν έχει κάποια ιδιαίτερη επίδραση στην ποιότητα της εκροής. Αξιοσημείωτο είναι το γεγονός ότι η ανάπτυξη των NOB βακτηρίων δεν επηρεάζεται σχεδόν καθόλου από τη μεταβολή της τιμής του Y_{NOB} , καθώς τα βακτήρια που οξειδώνουν τα νιτρώδη έχουν υποστεί αναχαίτιση μέσω ενός υπομοντέλου αναχαίτισης που

σχετίζεται με τη συγκέντρωση της ελεύθερης αμμωνίας μέσα στον αντιδραστήρα.

- Ο συντελεστής αναχαίτισης των αυτοτροφικών AOB βακτηρίων λόγω παρουσίας ελεύθερης αμμωνίας, επιδρά σημαντικά στην ανάπτυξη των AOB μικροοργανισμών. Και εδώ υπάρχει ένα οριακό σημείο κάτω από το οποίο υπάρχει πλήρης αναχαίτιση AOB βιομάζας. Για τιμές μεγαλύτερες της οριακής, η συγκέντρωση των AOB βακτηρίων σταθεροποιείται. Η συγκέντρωση αμμωνιακού αζώτου και νιτρωδών επηρεάζεται άμεσα από την ανάπτυξη της βιομάζας, επομένως ο καθορισμός της τιμής του συντελεστή $K_{i,NH_3,AOB}$ έχει μεγάλη σημασία για την ορθή λειτουργία του μοντέλου.
- Ο συντελεστής αναχαίτισης των αυτοτροφικών NOB βακτηρίων λόγω παρουσίας ελεύθερης αμμωνίας, δεν επιδρά σημαντικά στην ανάπτυξη των NOB βακτηρίων. Για να υπάρχει σημαντική επίδραση θα πρέπει η τιμή του $K_{i,NH_3,NOB}$ να είναι πολύ μικρή, κάτι που δε συνάδει με την πραγματικότητα. Από το συντελεστή αυτό επηρεάζεται η συγκέντρωση εκροής των νιτρωδών καθώς και η συγκέντρωση εκροής των νιτρικών. Για την περίπτωση των νιτρωδών οι διακυμάνσεις δεν είναι μεγάλες από τη μεταβολή του συντελεστή $K_{i,NH_3,NOB}$, ενώ για τα νιτρικά, η επιρροή του συντελεστή είναι μεγαλύτερη με αύξηση του συντελεστή να συνεπάγεται αύξηση των νιτρικών στην εκροή. Η επίδραση του συντελεστή θα ήταν μεγαλύτερη αν ο συντελεστής μετατροπής βιομάζας των βακτηρίων που οξειδώνουν τα νιτρώδη, δεν ήταν τόσο χαμηλός. Η αναχαίτιση των NOB βακτηρίων δεν επέρχεται μόνο από το υπομοντέλο αναχαίτισης λόγω παρουσίας ελεύθερης αμμωνίας, αλλά λόγω της ύπαρξης του υπομοντέλου αναχαίτισης σε συνδυασμό με το χαμηλό συντελεστή μετατροπής βιομάζας που χαρακτηρίζει τα βακτήρια αυτά.
- Η συγκέντρωση του αμμωνιακού αζώτου των στραγγιδίων σε κάθε κύκλο λειτουργίας, επιδρά σημαντικά τόσο στην ανάπτυξη της βιομάζας όσο και στην τελική ποιότητα των επεξεργασμένων στραγγιδίων. Όταν η συγκέντρωση του S_{NH} είναι πολύ μεγάλη, η συγκέντρωση της ελεύθερης αμμωνίας γίνεται πολύ μεγάλη και επέρχεται αναχαίτιση της βιομάζας. Αντίθετα, αν το αμμωνιακό άζωτο πάρει πολύ μικρές τιμές, δε θα επαρκεί ώστε να υπάρχει σύνθεση καινούριου κυτταρικού υλικού. Τα συστήματα που λειτουργούν με μεγαλύτερους χρόνους παραμονής στερεών, μπορούν να δεχθούν μεγαλύτερες συγκεντρώσεις αμμωνιακού αζώτου, καθώς λόγω του μεγάλου χρόνου παραμονής στερεών, ευνοείται η ανάπτυξη της βιομάζας.
- Οι μικροοργανισμοί, για να αναπτυχθούν θα πρέπει να βρίσκονται σε ένα περιβάλλον όπου το pH θα βρίσκεται σε συγκεκριμένα επίπεδα. Αν το pH πέσει κάτω από ορισμένες τιμές, επέρχεται πλήρης αναχαίτιση. Πιο ευαίσθητα στην απότομη μείωση του pH είναι τα αυτοτροφικά βακτήρια. Η παράμετρος που

ρυθμίζει το pH σε έναν αντιδραστήρα είναι η αλκαλικότητα. Είναι γεγονός πως συστήματα που εκτελούν μόνο νιτρωδοποίηση, δεν είναι σε θέση να νιτρωδοποιήσουν περισσότερο από το 50% της αμμωνίας δεδομένου ότι για κάθε mole $\text{NH}_4\text{-N}$ που καταναλώνεται, καταναλώνονται 2 mole αλκαλικότητα από τα οποία μόνο το ένα είναι διαθέσιμο. Προκειμένου να καταστεί δυνατή απομάκρυνση αμμωνιακού αζώτου σε ποσοστά άνω του 50% θα πρέπει με κάποιο τρόπο να προστίθεται αλκαλικότητα στο σύστημα. Όπως διαπιστώθηκε και από τις εφαρμογές που πραγματοποιήθηκαν, το ανωτέρω πρόβλημα αίρεται με τη διαδικασία της απονιτρωδοποίησης, όπου το έλλειμμα της αλκαλικότητας αποκαθίσταται. Όταν εφαρμόζεται και απονιτρωδοποίηση δεν πρέπει να αναμένονται σημαντικές διακυμάνσεις του pH.

- Η επίδραση της θερμοκρασίας των εισερχόμενων λυμάτων είναι σημαντική για την ορθή διεξαγωγή των διεργασιών. Όταν η θερμοκρασία πέσει σε χαμηλά επίπεδα, ο ρυθμός με τον οποίο αναπτύσσεται η βιομάζα πέφτει αρκετά, μέχρι και την πλήρη διακοπή της ανάπτυξης. Για κάθε ένα χρόνο παραμονής στερεών υπάρχει μία οριακή τιμή της θερμοκρασίας κάτω από την οποία μειώνεται σημαντικά η συγκέντρωση της βιομάζας. Όσο αυξάνεται ο χρόνος παραμονής στερεών, η οριακή θερμοκρασία γίνεται όλο και μικρότερη. Στην περίπτωση των στραγγιδίων βέβαια, συνήθως υπάρχει διαθέσιμη θερμοκρασία ώστε να μην υπάρχει κίνδυνος αναχαίτισης της ανάπτυξης της βιομάζας.
- Η περιεκτικότητα των στραγγιδίων σε COD, επιδρά στην ποιότητα εκροής. Η επίδραση αυτή όμως ξεκινά για πολύ μεγάλες συγκεντρώσεις οργανικού άνθρακα, οι οποίες σε συμβατικά στραγγίδια δεν υπάρχουν. Όσο αυξάνεται η συγκέντρωση COD που εισάγεται με τα στραγγίδια, αυξάνεται η ανάπτυξη της ετεροτροφικής βιομάζας και η συγκέντρωση των συνολικών στερεών.
- Η κλασματοποίηση του COD δεν έχει κάποια ουσιαστική επίδραση στις τελικές συγκεντρώσεις των στοιχείων της εκροής, καθώς η συνολική συγκέντρωση COD στα εισερχόμενα στραγγίδια είναι πολύ μικρή. Για το λόγο αυτό, είναι επιβεβλημένη η προσθήκη άνθρακα από εξωτερική πηγή κατά τη διαδικασία της απονιτρωδοποίησης σε ανοξικές συνθήκες.
- Η επίδραση του αριθμού των κύκλων λειτουργίας είναι σημαντική για την αποτελεσματικότητα της εγκατάστασης. Όσο αυξάνεται ο αριθμός των κύκλων υπάρχει το θετικό ότι επιτυγχάνεται μεγαλύτερη αραιώση της συγκέντρωσης αμμωνιακού αζώτου και συνεπώς και της ελεύθερης αμμωνίας, καθώς εισάγεται ένα μέρος της παροχής κάθε φορά, το αρνητικό όμως είναι ότι αυξανόμενων των κύκλων λειτουργίας, μειώνεται ο διαθέσιμος χρόνος που υπάρχει για τις διεργασίες ανά κύκλο. Όταν δε ο αριθμός των κύκλων λειτουργίας γίνει πολύ μεγάλος, ο χρόνος που είναι διαθέσιμος για τις διεργασίες είναι πολύ μικρός με αποτέλεσμα το σύστημα να μην είναι

αποτελεσματικό και να μην υπάρχει επαρκής απομάκρυνση ρύπων. Για μεγαλύτερο αριθμό κύκλων επίσης, επιτυγχάνονται καλύτερα αποτελέσματα εκροής, αυξάνονται όμως και οι ανάγκες σε αερισμό και εξωτερική πηγή άνθρακα που αποτελούν ένα πολύ σημαντικό λειτουργικό κόστος για την εγκατάσταση. Στην περίπτωση όπου εφαρμόζονται 4 κύκλοι λειτουργίας, τα αποτελέσματα των συγκεντρώσεων εκροής είναι τα πιο ικανοποιητικά, ενώ συνολικό κόστος είναι αυξημένο μόνο κατά 5% σε σχέση με τις περιπτώσεις που εφαρμόζονται 2 ή 3 κύκλοι. Συνεπώς οι 4 κύκλοι λειτουργίας κρίνονται ως η βέλτιστη επιλογή.

- Η ποσότητα της εξωτερικής πηγής άνθρακα που προστίθεται κατά την αρχή της ανοξικής φάσης, παίζει πολύ σημαντικό ρόλο τόσο για την απομάκρυνση του νιτρώδους αζώτου (S_{NO2}), όσο και για την απομάκρυνση του νιτρικού αζώτου (S_{NO3}). Με προσθήκη εύκολα βιοδιασπάσιμου άνθρακα (Ss) στην ανοξική φάση, υπάρχει διαθέσιμη τροφή για τους ετεροτροφικούς μικροοργανισμούς ώστε να οξειδώνουν τα νιτρώδη και τα νιτρικά σε αέριο άζωτο. Όσο αυξάνεται η ποσότητα εξωτερικής πηγής άνθρακα που εισάγεται στο σύστημα, τόσο καλύτερα είναι τα αποτελέσματα της εκροής. Ειδικότερα για αναλογία συγκέντρωσης Ss που προστίθεται/διαθέσιμα νιτρώδη για απονιτρωδοποίηση 2.5:1, επιτυγχάνεται πλήρης απομάκρυνση νιτρωδών και νιτρικών.
- Το σημείο ρύθμισης του διαλυμένου οξυγόνου, έχει σημαντική επίδραση στην ανάπτυξη της αυτοτροφικής και ετεροτροφικής βιομάζας. Κάτω από μία τιμή του $SoSet$, η συγκέντρωση οξυγόνου που παραμένει στο σύστημα δεν είναι επαρκής με αποτέλεσμα να αναχαιτίζεται η ανάπτυξη των μικροοργανισμών που απαιτούν οξυγόνο. Όσο αυξάνεται το $SoSet$, αυξάνεται η συγκέντρωση της βιομάζας μέσα στον αντιδραστήρα, επιτυγχάνονται μεγαλύτερες απομακρύνσεις ρύπων, όμως αυξάνεται σημαντικά και η απαιτούμενη ποσότητα οξυγόνου με την οποία πρέπει να τροφοδοτηθεί το σύστημα. Τέλος, η οριακή τιμή του σημείο ρύθμισης του διαλυμένου οξυγόνου μειώνεται όσο μεγαλώνει ο χρόνος παραμονής στερεών. Αυτό όμως δεν συνεπάγεται και μικρότερη κατανάλωση σε οξυγόνο.

Κεφάλαιο 6. Βιβλιογραφικές Αναφορές

Ανδρεαδάκης Α. (1986). Εγκαταστάσεις Επεξεργασίας και Διάθεσης Αστικών Αποβλήτων, Τμήμα Πολιτικών Μηχανικών, ΕΜΠ, Αθήνα.

Ανδρεαδάκης Α.(2011). Επεξεργασία Λυμάτων-Βασικές Αρχές και Διεργασίες, Υγειονομική Τεχνολογία, Σημειώσεις Μαθήματος, Τμήμα Πολιτικών Μηχανικών, ΕΜΠ, Αθήνα

Ανδρεαδάκης Α., Νουτσόπουλος Κ. (2007). Περιγραφή Μοντέλου IAWQ. Σημειώσεις για το μάθημα: Προχωρημένες Μέθοδοι Επεξεργασίας Υγρών Αποβλήτων, ΔΠΜΣ Επιστήμη και Τεχνολογία Υδατικών Πόρων ΕΜΠ.

Φούγιας Ε. Γ. (2008). Χρήση Μαθηματικού Μοντέλου για τον Έλεγχο της Υγειονομικής Διαστασιολόγησης του ΚΕΛ Κορωπίου-Παιανίας, Διεύθυνση Μελετών, Ε.Υ.Δ.Α.Π Α.Ε

Χατζηκωνσταντίνου Γ. Ι. (2000), Νιτροποίηση-Απονιτροποίηση σε Συστήματα Ενεργού Ιλύος, Διδακτορική Διατριβή, Τομέας Υδατικών Πόρων, Υδραυλικών και Θαλασσιών Έργων, ΕΜΠ.

Ciudad G., Rubilar O., Muñoz P., Chamy R., Vergara C., Jeison D. (2005), Partial Nitrification of High Ammonia Concentration Wastewater as a Part of a Shortcut Biological Nitrogen Removal Process, 1715-1719, Process Biochemistry 40

Fux C., Velten S., Carozzi V., Solley D., Keller J. (2006), Erratum to "Efficient and Stable Nitritation and Denitritation of Ammonium-Rich Sludge Dewatering Liquor Using an SBR with Continuous Loading", Water Research 40

Gabarró J., Ganigué R., Gich F., Rusalleda M., Balaguer M.D, Colprim J. (2012), Effect of Temperature on AOB activity of a partial nitrification SBR treating landfill leachate with extremely high nitrogen concentration, 283-289, Bioresource Technology 126

Gustavsson D.J.I., Syd V. (2010), Biological Sludge Liquor Treatment at Municipal Wastewater Treatment Plants-A Review, 179-192, Vatten 66

Henze M., Gujer W., Mino T., Loosdrecht M. (2000), Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3, IWA Publishing in its Scientific and Technical Report series

Henze M., Gujer W., Mino T., Matuso T., Wentzelt M. C., Maraist. G.v.R., Van Loosdrecht M.C.M., (1999), Activated Sludge Model NO.2D, ASM2D, 165-182, Water Science Technology Vol. 39, No 1.

Iacopozi I., Innocenti V., Marsili-Libelli S., Giusti E. (2007), A modified Activated Sludge Model No. 3 (ASM3) with two-step nitrification-denitrification, 847-861, Environmental Modelling & Software 22

Jenicek P., Svehla P., Zabranska J. (2015), Reject Water Treatment by Nitrification/Denitrification Process-Influence of Ammonia Concentration and Loading Rate, Department of Water Technology and Environmental Engineering, Institute of Chemical Technology Prague

Kaelin D., Manser R., Rieger L., Eugster J., Rottermann K., Siergrist H. (2009), Extension of ASM3 for two-step nitrification and denitrification and its calibration and validation with batch tests and pilot scale data, 1680-1692, Water Research 43

Liang Z., Liu J. (2007), Control Factors of Partial Nitrification for Landfill Leachate Treatment, 523-529, Journal of Environmental Science 19

Notenboom G. J., Jacobs J.C., van Kempen R., van Loosdrecht M.C.M. (2015), High rate Treatment with the SHARON Process of Wastewater from Solid Waste Digestion, Dept. of Biochemical Engineering, Delft University of Technology

Pai T., Chuang S., Tsai Y., Leu H. (2004), Development of two-stage Nitrification/Denitrification Model (Taiwan Extension Activated Sludge Model No.1) for BNR Process, 51-60, Journal of the Chinese Institute of Environmental Engineering, Vol. 14, No. 1

Queiroz L.M., Aun M.V, Morita D.M, Alem Sobrinho P. (2011), Biological Nitrogen removal Over Nitrification/Denitrification Using Phenol as Carbon Source, 197-207, Brazilian Journal of Chemical Engineering, Vol. 28, No. 02

Ruiz G., Jeison D., Chamy R. (2003), Nitrification with High Nitrite accumulation for the Treatment of Wastewater with High Ammonia Concentration, 1371-1377, Water Research 37

Ruiz G., Jeison D., Rubilar O., Ciudad G., Chamy R. (2006), Nitrification-Denitrification via nitrite accumulation for nitrogen removal from wastewaters, 330-335, Bioresource Technology 97

Simion Ostace G., Mircea Cristea V., Serban Agachi P. (2011), Cost reduction of the wastewater treatment plant operation by MPC based on modeified ASM1 with two-step nitrification/denitrification model, 2469-2479, Computers and Chemical Engineering 35

Song Y., Xie Y., Yudianto D. (2012), Extended Activated Sludge Model no.1 (ASM1) for simulating biodegradation process using bacteria technology, 278-290, Water Science and Engineering

Sun H., Peng Y., Wang S., Ma J. (2015), Achieving nitritation at low temperature using free ammonia inhibition on Nitrobacter and rea;-time control in an SBR treating landfill leachate, 157-163, Journal of Environmental Sciences 30

Tao W., He Y., Wang Z., Smith R., Shayya W., Pei Y. (2012), Effects of pH and Temperature on Coupling Nitritation and Anammox in Biofilters Treating Dairy Wastewater, 76-82, Ecological Engineering 47

Wu G., Zheng D., Xing L. (2014), Nitritation and N₂O Emission in a Denitrification and Nitrification Two-Sludge System Treating High Ammonium Containing Wastewater, 2978-2992, Water Journal

Zeng W., Li L., Yang Y., Wang S., Peng Y. (2010), Nitritation and Denitritation of Domestic Wastewater Using A Continuous Anaerobic-Anoxic-Aerobic (A²O) Process at ambient Temperatures

Hao X., Doddema H., Groenestijn J. W. (1997), Conditions and Mechanisms Affecting Simultaneous Nitrification and Denitrification in a Pasveer Oxidation Ditch, 207-215, Elsev

ΕΥΡΕΤΗΡΙΟ ΣΧΗΜΑΤΩΝ

Σχήμα 2.1 Βακτήρια (α) nitrosomonas europa και (β) nitrosococcus υπεύθυνα για το 1ο στάδιο της διαδικασίας της νιτροποίησης	18
Σχήμα 2.2 Βακτήριο Nitrobacter Winogradskyi υπεύθυνο για το 2ο στάδιο της διαδικασίας της νιτροποίησης.....	19
Σχήμα 2.3 Επίδραση της θερμοκρασίας στη διαδικασία της νιτροποίησης (ΠΗΓΗ: Hao et al, 1997)	20
Σχήμα 2.4 Ενώσεις που αναχαιτίζουν τη νιτροποίηση (Πηγή Randall,1992)	21
Σχήμα 2.5 Απονιτροποιητικά βακτήρια (α) pseudomonas και (β) acitenobacter	23
Σχήμα 2.6 Σχηματική απεικόνιση διαδικασίας νιτροποίησης-απονιτροποίησης (nitrification-denitrification) και νιτρωδοποίησης-απονιτρωδοποίησης (nitritation-denitritation)	24
Σχήμα 2.7 Επίδραση θερμοκρασίας στο ρυθμό ανάπτυξης AOB και NOB βακτηρίων (ΠΗΓΗ: Eguiso Choi, 2007).....	25
Σχήμα 2.8 Επίδραση του pH και της θερμοκρασίας στη συγκέντρωση ελεύθερης αμμωνίας (ΠΗΓΗ: Hydromantis Inc, 2003).....	26
Σχήμα 2.9 Επίδραση του pH στο ποσοστό της αμμωνίας που οξειδώνεται δηλαδή στη διαδικασία της νιτρωδοποίησης (nitritation) (ΠΗΓΗ Ruiz et al, 2003)	27
Σχήμα 2.10 Επίδραση της συγκέντρωσης διαλυμένου οξυγόνου DO (mg O ₂ /L) και αμμωνιακού αζώτου N _v (Kg NH ₄ ⁺ -N/(m ³ d) στην μερική νιτροποίηση (nitritation). (ΠΗΓΗ LIANG et al, 2006)	28
Σχήμα 2.11 Ο βιολογικός κύκλος απομάκρυνσης του αζώτου (ΠΗΓΗ: Shou-Qing Ni and Jian Zhang, 2013).....	30
Σχήμα 2.12 Επίδραση της θερμοκρασίας και του ελάχιστου χρόνου παραμονής στερεών (SRT), στο ρυθμό ανάπτυξης των βακτηρίων Nitrosomonas και Nitrobacter, πάνω στην οποία βασίστηκε το σύστημα SHARON. (ΠΗΓΗ: Notenboom et al, 2002)	31
Σχήμα 2.13 Αναπαράσταση αντιδραστήρα SBR (ΠΗΓΗ: www.essdemon.com).....	48
Σχήμα 2.14 Φάσεις λειτουργίας συστημάτων SBR (ΠΗΓΗ: Environmental Protection Agency of United States of American)	50
Σχήμα 2.14 Σχηματική απεικόνιση τυπικής εγκατάστασης επεξεργασίας λυμάτων με σύστημα SBR	58
Σχήμα 4.2.1 Αμμωνιακό άζωτο S _{NH} στην εκροή συναρτήσει του μ _{AOB} για διάφορα θc.....	99
Σχήμα 4.2.2 Νιτρώδες άζωτο S _{NO2} στην εκροή συναρτήσει του μ _{AOB} για διάφορα θc.....	100
Σχήμα 4.2.3 Νιτρικό άζωτο S _{NO3} στην εκροή συναρτήσει του μ _{AOB} για διάφορα θc.....	100
Σχήμα 4.2.4 Συγκέντρωση αυτοτροφικής AOB βιομάζας X _{AOB} στην εκροή συναρτήσει του μ _{AOB} για διάφορα θc.....	102
Σχήμα 4.2.5 Συγκέντρωση στερεών στο ανάμεικτο υγρό MLSS στην εκροή συναρτήσει του μ _{AOB} για διάφορα θc	102

Σχήμα 4.2.6 Διακύμανση της συγκέντρωσης αμμωνιακού αζώτου (S_{NH}) μέσα σε ένα κύκλο λειτουργίας συστήματος SBR για $\mu_{AOB}=0.45 d^{-1}$ και $\theta_c=15 days$	103
Σχήμα 4.2.7 Διακύμανση της συγκέντρωσης νιτρώδους αζώτου (S_{NO_2}) μέσα σε ένα κύκλο λειτουργίας συστήματος SBR για $\mu_{AOB}=0.45 d^{-1}$ και $\theta_c=15 days$	103
Σχήμα 4.2.8 Διακύμανση της συγκέντρωσης νιτρικού αζώτου (S_{NO_3}) μέσα σε ένα κύκλο λειτουργίας συστήματος SBR για $\mu_{AOB}=0.45 d^{-1}$ και $\theta_c=15 days$	104
Σχήμα 4.2.9 Διακύμανση της συγκέντρωσης εύκολα βιοδιασπάσιμης οργανικής ύλης (S_s) μέσα σε ένα κύκλο λειτουργίας συστήματος SBR για $\mu_{AOB}=0.45 d^{-1}$ και $\theta_c=15 days$	104
Σχήμα 4.2.10 Διακύμανση της συγκέντρωσης ελεύθερης αμμωνίας (S_{NH_3}) μέσα σε ένα κύκλο λειτουργίας συστήματος SBR για $\mu_{AOB}=0.45 d^{-1}$ και $\theta_c=15 days$	105
Σχήμα 4.2.11 Νιτρώδες άζωτο S_{NO_2} στην εκροή συναρτήσει του μ_{NOB} για διάφορα θ_c	107
Σχήμα 4.2.12 Νιτρώδες άζωτο S_{NO_3} στην εκροή συναρτήσει του μ_{NOB} για διάφορα θ_c	108
Σχήμα 4.2.13 Συγκέντρωση αυτοτροφικής NOB βιομάζας X_{NOB} στην εκροή συναρτήσει του μ_{NOB} για διάφορα θ_c	109
Σχήμα 4.2.14 Συγκέντρωση στερεών στο ανάμεικτο υγρό MLSS στην εκροή συναρτήσει του μ_{NOB} για διάφορα θ_c	110
Σχήμα 4.2.15 Νιτρώδες άζωτο S_{NO_2} στην εκροή συναρτήσει του μ_H για διάφορα θ_c	112
Σχήμα 4.2.16 Αμμωνιακό άζωτο S_{NH} στην εκροή συναρτήσει του μ_H για διάφορα θ_c	112
Σχήμα 4.2.17 Συγκέντρωση ετεροτροφικής βιομάζας X_{BH} στην εκροή συναρτήσει του μ_H για διάφορα θ_c	114
Σχήμα 4.2.18 Συγκέντρωση στερεών στο ανάμεικτο υγρό MLSS στην εκροή συναρτήσει του μ_H για διάφορα θ_c	114
Σχήμα 4.2.19 Νιτρώδες άζωτο S_{NO_2} στην εκροή συναρτήσει του Y_{AOB} για διάφορα θ_c	117
Σχήμα 4.2.20 Αμμωνιακό άζωτο S_{NH} στην εκροή συναρτήσει του Y_{AOB} για διάφορα θ_c	117
Σχήμα 4.2.21 Νιτρώδες άζωτο S_{NO_3} στην εκροή συναρτήσει του Y_{AOB} για διάφορα θ_c	118
Σχήμα 4.2.22 Συγκέντρωση αυτοτροφικής βιομάζας X_{AOB} στην εκροή συναρτήσει του Y_{AOB} για διάφορα θ_c	119
Σχήμα 4.2.23 Συγκέντρωση στερεών στο ανάμεικτο υγρό MLSS στην εκροή συναρτήσει του Y_{AOB} για διάφορα θ_c	120
Σχήμα 4.2.24 Συγκέντρωση ετεροτροφικής βιομάζας X_{BH} στην εκροή συναρτήσει του Y_{AOB} για διάφορα θ_c	120
Σχήμα 4.2.25 Νιτρώδες άζωτο S_{NO_2} στην εκροή συναρτήσει του Y_{NOB} για διάφορα θ_c	123
Σχήμα 4.2.26 Νιτρώδες άζωτο S_{NO_3} στην εκροή συναρτήσει του Y_{NOB} για διάφορα θ_c	123
Σχήμα 4.2.27 Συγκέντρωση αυτοτροφικής βιομάζας X_{NOB} στην εκροή συναρτήσει του Y_{NOB} για διάφορα θ_c	125
Σχήμα 4.2.28 Συγκέντρωση στερεών στο ανάμεικτο υγρό MLSS στην εκροή συναρτήσει του Y_{NOB} για διάφορα θ_c	125

Σχήμα 4.2.29 Αμμωνιακό άζωτο S_{NH} στην εκροή συναρτήσε του $K_{i,NH_3,AOB}$ για διάφορα θ_c ..	127
Σχήμα 4.2.30 Νιτρώδες άζωτο S_{NO_2} στην εκροή συναρτήσε του $K_{i,NH_3,AOB}$ για διάφορα θ_c	128
Σχήμα 4.2.31 Συγκέντρωση αυτοτροφικής βιομάζας X_{AOB} στην εκροή συναρτήσε του $K_{i,NH_3,AOB}$ για διάφορα θ_c	129
Σχήμα 4.2.32 Συγκέντρωση στερεών στο ανάμεικτο υγρό MLSS στην εκροή συναρτήσε του $K_{i,NH_3,AOB}$ για διάφορα θ_c	130
Σχήμα 4.2.33 Νιτρώδες άζωτο S_{NO_2} στην εκροή συναρτήσε του $K_{i,NH_3,NOB}$ για διάφορα θ_c	132
Σχήμα 4.2.34 Νιτρικό άζωτο S_{NO_3} στην εκροή συναρτήσε του $K_{i,NH_3,NOB}$ για διάφορα θ_c	132
Σχήμα 4.2.35 Συγκέντρωση αυτοτροφικής βιομάζας X_{NOB} στην εκροή συναρτήσε του $K_{i,NH_3,NOB}$ για διάφορα θ_c	134
Σχήμα 4.2.36 Συγκέντρωση στερεών στο ανάμεικτο υγρό MLSS στην εκροή συναρτήσε του $K_{i,NH_3,NOB}$ για διάφορα θ_c	134
Σχήμα 4.2.37 Αμμωνιακό άζωτο S_{NH} στην εκροή συναρτήσε του S_{NH} εισόδου για διάφορα θ_c	137
Σχήμα 4.2.38 Νιτρικό άζωτο S_{NH} στην εκροή συναρτήσε του S_{NH} εισόδου για διάφορα θ_c ..	138
Σχήμα 4.2.39 Νιτρώδες άζωτο S_{NO_2} στην εκροή συναρτήσε του S_{NH} εισόδου για διάφορα θ_c	138
Σχήμα 4.2.40 Συγκέντρωση αυτοτροφικής βιομάζας X_{NOB} στην εκροή συναρτήσε του S_{NH} εισόδου για διάφορα θ_c	139
Σχήμα 4.2.41 Απαιτούμενη ποσότητα εξωτερικής πηγής άνθρακα για την απονιτρωδοποίηση συναρτήσε του S_{NH} εισόδου για διάφορα θ_c	140
Σχήμα 4.2.42 Απαιτούμενη ποσότητα τροφοδοτούμενου οξυγόνου συναρτήσε του S_{NH} εισόδου για διάφορα θ_c	140
Σχήμα 4.2.43 Ογκομετρικός ρυθμός φόρτισης Αζώτου (VNLR) συναρτήσε του S_{NH} εισόδου για διάφορα θ_c	141
Σχήμα 4.2.44 Διακύμανση της συγκέντρωσης αμμωνιακού αζώτου (S_{NH}) μέσα σε ένα κύκλο λειτουργίας συστήματος SBR για $SNH_{EIZ}=1200$ mg/l και $\theta_c=20$ days	141
Σχήμα 4.2.45 Διακύμανση της συγκέντρωσης ελεύθερης αμμωνίας (S_{NH_3}) μέσα σε ένα κύκλο λειτουργίας συστήματος SBR για $SNH_{EIZ}=1200$ mg/l και $\theta_c=20$ days	142
Σχήμα 4.2.46 Διακύμανση της συγκέντρωσης νιτρώδους αζώτου (S_{NO_2}) μέσα σε ένα κύκλο λειτουργίας συστήματος SBR για $SNH_{EIZ}=1200$ mg/l και $\theta_c=20$ days.....	142
Σχήμα 4.2.47 Διακύμανση της συγκέντρωσης εύκολα βιοδιασπάσιμης οργανικής ύλης (Ss) μέσα σε ένα κύκλο λειτουργίας συστήματος SBR για $SNH_{EIZ}=1200$ mg/l και $\theta_c=20$ days	143

Σχήμα 4.2.48 Αμμωνιακό άζωτο S_{NH} στην εκροή συναρτήσεαι του S_{ALK} για διάφορα θ_c	146
Σχήμα 4.2.49 Νιτρώδες άζωτο S_{NO_2} στην εκροή συναρτήσεαι του S_{ALK} για διάφορα θ_c	146
Σχήμα 4.2.50 Συγκέντρωση αυτοτροφικής βιομάζας X_{NOB} στην εκροή συναρτήσεαι του S_{ALK} για διάφορα θ_c	148
Σχήμα 4.2.51 Συγκέντρωση στερεών στο ανάμεικτο υγρό MLSS στην εκροή συναρτήσεαι του S_{ALK} για διάφορα θ_c	148
Σχήμα 4.2.52 Αμμωνιακό άζωτο S_{NH} στην εκροή συναρτήσεαι της θερμοκρασίας T για διάφορα θ_c	151
Σχήμα 4.2.53 Νιτρώδες άζωτο S_{NO_2} στην εκροή συναρτήσεαι της θερμοκρασίας T για διάφορα θ_c	151
Σχήμα 4.2.54 Συγκέντρωση αυτοτροφικής βιομάζας X_{AOB} στην εκροή συναρτήσεαι της θερμοκρασίας T για διάφορα θ_c	153
Σχήμα 4.2.55 Συγκέντρωση αλκαλικότητας S_{ALK} στην εκροή συναρτήσεαι της θερμοκρασίας T για διάφορα θ_c	153
Σχήμα 4.2.56 Νιτρικό άζωτο S_{NO_3} στην εκροή συναρτήσεαι της αρχικής συγκέντρωσης COD για διάφορα θ_c	156
Σχήμα 4.2.57 Νιτρώδες άζωτο S_{NO_2} στην εκροή συναρτήσεαι της αρχικής συγκέντρωσης COD για διάφορα θ_c	156
Σχήμα 4.2.58 Συγκέντρωση ετεροτροφικής βιομάζας X_{BH} στην εκροή συναρτήσεαι της αρχικής συγκέντρωσης COD για διάφορα θ_c	158
Σχήμα 4.2.59 Συγκέντρωση στερεών MLSS στο ανάμεικτο υγρό στην εκροή συναρτήσεαι της αρχικής συγκέντρωσης COD για διάφορα θ_c	158
Σχήμα 4.2.60 Νιτρικό άζωτο S_{NO_3} στην εκροή συναρτήσεαι της % περιεκτικότητας του οργανικού φορτίου σε S_s	160
Σχήμα 4.2.61 Νιτρώδες άζωτο S_{NO_2} στην εκροή συναρτήσεαι της % περιεκτικότητας του οργανικού φορτίου σε S_s	161
Σχήμα 4.2.62 Συγκέντρωση ετεροτροφικής βιομάζας X_{BH} στην εκροή συναρτήσεαι της % περιεκτικότητας του οργανικού φορτίου σε S_s	162
Σχήμα 4.2.63 Συγκέντρωση στερεών στο ανάμεικτο υγρό στην εκροή συναρτήσεαι της % περιεκτικότητας του οργανικού φορτίου σε S_s	162
Σχήμα 4.2.64 Αμμωνιακό άζωτο S_{NH} στην εκροή συναρτήσεαι του αριθμού των κύκλων λειτουργίας για διάφορα θ_c	165
Σχήμα 4.2.65 Νιτρώδες άζωτο S_{NO_2} στην εκροή συναρτήσεαι του αριθμού των κύκλων λειτουργίας για διάφορα θ_c	165
Σχήμα 4.2.66 Νιτρώδες άζωτο S_{NO_2} στην εκροή συναρτήσεαι του αριθμού των κύκλων λειτουργίας για διάφορα θ_c	166
Σχήμα 4.2.67 Συγκέντρωση αυτοτροφικής AOB βιομάζας X_{AOB} στην εκροή συναρτήσεαι του αριθμού των κύκλων λειτουργίας για διάφορα θ_c	167

Σχήμα 4.2.68 Απαιτούμενη ποσότητα εξωτερικής πηγής άνθρακα συναρτήσει του αριθμού των κύκλων λειτουργίας για διάφορα θ_c	167
Σχήμα 4.2.69 Νιτρώδες άζωτο S_{NO_2} στην εκροή συναρτήσει της αναλογίας: εξωτερική πηγή άνθρακα/νιτρώδες άζωτο στην αρχή της ανοξικής φάσης.....	171
Σχήμα 4.2.70 Νιτρικό άζωτο S_{NO_3} στην εκροή συναρτήσει της αναλογίας: εξωτερική πηγή άνθρακα/νιτρώδες άζωτο στην αρχή της ανοξικής φάσης.....	171
Σχήμα 4.2.71 Αμμωνιακό άζωτο S_{NH} στην εκροή συναρτήσει της αναλογίας: εξωτερική πηγή άνθρακα/νιτρώδες άζωτο στην αρχή της ανοξικής φάσης.....	172
Σχήμα 4.2.72 Συγκέντρωση ετεροτροφικής βιομάζας X_{BH} στην εκροή συναρτήσει της αναλογίας: εξωτερική πηγή άνθρακα/νιτρώδες άζωτο στην αρχή της ανοξικής φάσης.....	173
Σχήμα 4.2.73 Συγκέντρωση στερεών MLSS στο ανάμεικτο υγρό στην εκροή συναρτήσει της αναλογίας: εξωτερική πηγή άνθρακα/νιτρώδες άζωτο στην αρχή της ανοξικής φάσης.....	174
Σχήμα 4.2.74 Ποσότητα εξωτερικής πηγής συναρτήσει της αναλογίας: εξωτερική πηγή άνθρακα/νιτρώδους άζωτο στην αρχή της ανοξικής φάσης	174
Σχήμα 4.2.75 Αμμωνιακό άζωτο S_{NH} στην εκροή συναρτήσει του σημείου ρύθμισης του διαλυμένου οξυγόνου	177
Σχήμα 4.2.76 Νιτρικό άζωτο S_{NO_3} στην εκροή συναρτήσει του σημείου ρύθμισης του διαλυμένου οξυγόνου	177
Σχήμα 4.2.77 Νιτρώδες άζωτο S_{NO_2} στην εκροή συναρτήσει του σημείου ρύθμισης του διαλυμένου οξυγόνου	178
Σχήμα 4.2.78 Συγκέντρωση ετεροτροφικής βιομάζας X_{BH} στην εκροή συναρτήσει του σημείου ρύθμισης του διαλυμένου οξυγόνου	179
Σχήμα 4.2.79 Συγκέντρωση αυτοτροφικής AOB βιομάζας X_{AOB} στην εκροή συναρτήσει του σημείου ρύθμισης του διαλυμένου οξυγόνου	180
Σχήμα 4.2.80 Απαιτούμενη ποσότητα τροφοδοτούμενου οξυγόνου συναρτήσει του σημείου ρύθμισης του διαλυμένου οξυγόνου.....	180
Σχήμα 4.2.81 Αμμωνιακό άζωτο S_{NH} στην εκροή για κάθε ένα σενάριο και για διάφορα θ_c .	183
Σχήμα 4.2.82 Νιτρικό άζωτο S_{NO_3} στην εκροή για κάθε ένα σενάριο και για διάφορα θ_c	184
Σχήμα 4.2.83 Νιτρώδες άζωτο S_{NO_2} στην εκροή για κάθε ένα σενάριο και για διάφορα θ_c .	184
Σχήμα 4.2.84 Απαιτούμενη ποσότητα οξυγόνου για κάθε ένα σενάριο και για διάφορα θ_c	185
Σχήμα 4.2.85 Συγκέντρωση αυτοτροφικής AOB βιομάζας X_{AOB} στην εκροή για κάθε ένα σενάριο και για διάφορα θ_c	187
Σχήμα 4.2.86 Απαιτούμενη ποσότητα εξωτερικής πηγής άνθρακα για κάθε ένα σενάριο και για διάφορα θ_c	187
Σχήμα 4.2.87 Διακύμανση συγκέντρωσης διαλυμένου οξυγόνου για το σενάριο D και για $\theta_c=10$ ημέρες.....	188

Σχήμα 4.2.88 Διακύμανση συγκέντρωσης αμμωνιακού αζώτου S_{NH} για το σενάριο D και για $\theta_c=10$ ημέρες.....	188
Σχήμα 4.2.89 Διακύμανση συγκέντρωσης νιτρώδους αζώτου S_{NO_2} για το σενάριο D και για $\theta_c=10$ ημέρες.....	189
Σχήμα 4.2.90 Διακύμανση συγκέντρωσης νιτρικού αζώτου S_{NO_3} για το σενάριο D και για $\theta_c=10$ ημέρες.....	189
Σχήμα 4.2.91 Διακύμανση συγκέντρωσης εύκολα βιοδιασπάσιμου COD για το σενάριο D και για $\theta_c=10$ ημέρες	190

ΕΥΡΕΤΗΡΙΟ ΠΙΝΑΚΩΝ

Πίνακας 2.1 Στοιχειομετρικός πίνακας και κινητικές ανάπτυξης μοντέλου ASM1 (Πηγή: Henze et al, 1987).....	35
Πίνακας 2.2 Κινητικές εκφράσεις ανάπτυξης μοντέλου ASM2 (Πηγή: Henze et al, 2000)	37
Πίνακας 2.3 Στοιχειομετρία διαλυτών συστατικών μοντέλου ASM2 (Πηγή: Henze et al, 2000)	38
Πίνακας 2.4 Στοιχειομετρία σωματιδιακών συστατικών μοντέλου ASM2 (Πηγή: Henze et al, 2000)	39
Πίνακας 2.5 Κινητικές εκφράσεις ανάπτυξης μοντέλου ASM2d (Πηγή: Henze et al, 1999)	41
Πίνακας 2.6 Στοιχειομετρία μοντέλου ASM3 (Πηγή: Henze et al, 2000).....	42
Πίνακας 2.7 Κινητικές εξισώσεις μοντέλου ASM3 (Πηγή: Henze et al, 2000)	43
Πίνακας 2.8 Στοιχειομετρία επέκτασης μοντέλου ASM3 για νιτρωδοποίηση-απονιτρωδοποίηση (Πηγή: Iacopozzi et al, 2006).....	44
Πίνακας 2.9 Κινητικές εξισώσεις επέκτασης μοντέλου ASM3 για νιτρωδοποίηση-απονιτρωδοποίηση (Πηγή: Iacopozzi et al, 2006).....	45
Πίνακας 2.10 Κινητικές εξισώσεις επέκτασης μοντέλου ASM1 για νιτρωδοποίηση-απονιτρωδοποίηση (Πηγή: Ostace et al, 2011)	46
Πίνακας 2.11 Στοιχειομετρία επέκτασης μοντέλου ASM1 για νιτρωδοποίηση-απονιτρωδοποίηση (Πηγή: Ostace et al, 2011)	46
Πίνακας 2.12 Όρια εκροής επεξεργασμένων λυμάτων για κανονικούς αποδέκτες	53
Πίνακας 2.13 Όρια εκροής επεξεργασμένων λυμάτων για ευαίσθητους αποδέκτες	54
Πίνακας 3.1 Συμβολισμός μεταβλητών μοντέλου	68
Πίνακας 3.2 Στοιχειομετρικός πίνακας μοντέλου	79
Πίνακας 3.3 Μαθηματική έκφραση των ρυθμών των διεργασιών.....	80
Πίνακας 4.1 Κλασματοποίηση COD	94
Πίνακας 4.2 Κλασματοποίηση Συνολικού Αζώτου TN	94
Πίνακας 4.3 Σύγκριση Αποτελεσμάτων Πειραματικής Εφαρμογής και Αποτελεσμάτων Μοντέλου για τη Ρύθμιση και την Επαλήθευσή του	95
Πίνακας 4.4 Δεδομένα Συστήματος Αερισμού	95
Πίνακας 4.5 Δεδομένα Κινητικών Παραμέτρων Ετεροτροφικής Βιομάζας και Υδρόλυσης	96
Πίνακας 4.6 Δεδομένα Κινητικών Παραμέτρων Αυτοτροφικής Βιομάζας	97
Πίνακας 4.7 Δεδομένα Στοιχειομετρικών Παραμέτρων Ετεροτροφικής και Αυτοτροφικής Βιομάζας	98

Πίνακας 4.8 Αρχικές συνθήκες Προβλήματος.....	98
Πίνακας 4.2.1 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $\mu_{AOB}=0.60$ d^{-1}	99
Πίνακας 4.2.2 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $\mu_{AOB}=0.55$ d^{-1}	99
Πίνακας 4.2.3 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $\mu_{AOB}=0.45$ d^{-1}	100
Πίνακας 4.2.4 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $\mu_{AOB}=0.30$ d^{-1}	100
Πίνακας 4.2.5 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών για $\mu_{AOB}=0.60 d^{-1}$	102
Πίνακας 4.2.6 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $\mu_{AOB}=0.55$ d^{-1}	102
Πίνακας 4.2.7 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $\mu_{AOB}=0.45$ d^{-1}	102
Πίνακας 4.2.8 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $\mu_{AOB}=0.30$ d^{-1}	102
Πίνακας 4.2.9 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $\mu_{NOB}=0.80$ d^{-1}	107
Πίνακας 4.2.10 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $\mu_{NOB}=0.55$ d^{-1}	108
Πίνακας 4.2.11 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $\mu_{NOB}=0.40$ d^{-1}	108
Πίνακας 4.2.12 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $\mu_{NOB}=0.10$ d^{-1}	108
Πίνακας 4.2.13 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $\mu_{NOB}=0.80$ d^{-1}	109
Πίνακας 4.2.14 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $\mu_{NOB}=0.55$ d^{-1}	109
Πίνακας 4.2.15 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $\mu_{NOB}=0.40$ d^{-1}	110
Πίνακας 4.2.16 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $\mu_{NOB}=0.10$ d^{-1}	110
Πίνακας 4.2.17 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $\mu_H=0.50$ d^{-1}	112
Πίνακας 4.2.18 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $\mu_H=1 d^{-1}$	112
Πίνακας 4.2.19 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $\mu_H=4 d^{-1}$	112

Πίνακας 4.2.20 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $\mu_H=6 \text{ d}^{-1}$	112
Πίνακας 5.2.21 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $\mu_H=0.50 \text{ d}^{-1}$	114
Πίνακας 4.2.22 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $\mu_H=1 \text{ d}^{-1}$	114
Πίνακας 4.2.23 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $\mu_H=4 \text{ d}^{-1}$	114
Πίνακας 4.2.24 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $\mu_H=6 \text{ d}^{-1}$	114
Πίνακας 4.2.25 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $Y_{AOB}=0.50 \text{ g COD/g COD}$	117
Πίνακας 4.2.26 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $Y_{AOB}=0.30 \text{ g COD/g COD}$	117
Πίνακας 4.2.27 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $Y_{AOB}=0.10 \text{ g COD/g COD}$	117
Πίνακας 4.2.28 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $Y_{AOB}=0.01 \text{ g COD/g COD}$	117
Πίνακας 4.2.29 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $Y_{AOB}=0.50 \text{ g COD/g COD}$	119
Πίνακας 4.2.30 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $Y_{AOB}=0.30 \text{ g COD/g COD}$	119
Πίνακας 4.2.31 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $Y_{AOB}=0.10 \text{ g COD/g COD}$	120
Πίνακας 4.2.32 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $Y_{AOB}=0.01 \text{ g COD/g COD}$	120
Πίνακας 4.2.33 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $Y_{NOB}=0.20 \text{ g COD/g COD}$	123
Πίνακας 4.2.34 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $Y_{NOB}=0.10 \text{ g COD/g COD}$	123
Πίνακας 4.2.35 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $Y_{NOB}=0.06 \text{ g COD/g COD}$	123
Πίνακας 4.2.36 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $Y_{NOB}=0.01 \text{ g COD/g COD}$	123
Πίνακας 4.2.37 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $Y_{NOB}=0.20 \text{ d}^{-1}$	125

Πίνακας 4.2.38 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $Y_{NOB}=0.10$ d^{-1}	125
Πίνακας 4.2.39 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $Y_{NOB}=0.06$ d^{-1}	125
Πίνακας 4.2.40 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $Y_{NOB}=0.01$ d^{-1}	125
Πίνακας 4.2.41 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $K_{i,NH_3,AOB}=1$ g NH_3/m^3	127
Πίνακας 4.2.42 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $K_{i,NH_3,AOB}=1$ g NH_3/m^3	128
Πίνακας 4.2.43 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $K_{i,NH_3,AOB}=50$ g NH_3/m^3	128
Πίνακας 4.2.44 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $K_{i,NH_3,AOB}=100$ g NH_3/m^3	128
Πίνακας 4.2.45 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $K_{i,NH_3,AOB}=1$ g NH_3/m^3	129
Πίνακας 4.2.46 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $K_{i,NH_3,AOB}=25$ g NH_3/m^3	129
Πίνακας 4.2.47 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $K_{i,NH_3,AOB}=50$ g NH_3/m^3	130
Πίνακας 4.2.48 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $K_{i,NH_3,AOB}=100$ g NH_3/m^3	130
Πίνακας 4.2.49 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $K_{i,NH_3,NOB}=0.01$ g NH_3/m^3	132
Πίνακας 4.2.50 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $K_{i,NH_3,NOB}=1$ g NH_3/m^3	132
Πίνακας 4.2.51 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $K_{i,NH_3,NOB}=10$ g NH_3/m^3	132
Πίνακας 4.2.52 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $K_{i,NH_3,NOB}=50$ g NH_3/m^3	133
Πίνακας 4.2.53 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $K_{i,NH_3,NOB}=0.01$ g NH_3/m^3	134
Πίνακας 4.2.54 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $K_{i,NH_3,NOB}=1$ g NH_3/m^3	134
Πίνακας 4.2.55 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $K_{i,NH_3,NOB}=10$ g NH_3/m^3	134

Πίνακας 4.2.56 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $K_{i,NH_3,NOB}=50 \text{ g NH}_3/\text{m}^3$	134
Πίνακας 4.2.57 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $SNH_EIS=100 \text{ g N}/\text{m}^3$	137
Πίνακας 4.2.58 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $SNH_EIS=300 \text{ g N}/\text{m}^3$	137
Πίνακας 4.2.59 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $SNH_EIS=600 \text{ g N}/\text{m}^3$	137
Πίνακας 4.2.60 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $SNH_EIS=1200 \text{ g N}/\text{m}^3$	137
Πίνακας 4.2.61 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $SNH_EIS=100 \text{ g N}/\text{m}^3$	139
Πίνακας 4.2.62 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $SNH_EIS=300 \text{ g N}/\text{m}^3$	139
Πίνακας 4.2.63 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $SNH_EIS=600 \text{ g N}/\text{m}^3$	140
Πίνακας 4.2.64 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $SNH_EIS=1200 \text{ g N}/\text{m}^3$	140
Πίνακας 4.2.65 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $S_{ALK}=10$ mmole Αλκαλικότητας ως CaCO_3/l	146
Πίνακας 4.2.66 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $S_{ALK}=40$ mmole Αλκαλικότητας ως CaCO_3/l	146
Πίνακας 4.2.67 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $S_{ALK}=65$ mmole Αλκαλικότητας ως CaCO_3/l	146
Πίνακας 4.2.68 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $S_{ALK}=100$ mmole Αλκαλικότητας ως CaCO_3/l	147
Πίνακας 4.2.69 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $S_{ALK}=10$ mmole Αλκαλικότητας ως CaCO_3/l	148
Πίνακας 4.2.70 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $S_{ALK}=40$ mmole Αλκαλικότητας ως CaCO_3/l	148
Πίνακας 4.2.71 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $S_{ALK}=65$ mmole Αλκαλικότητας ως CaCO_3/l	148
Πίνακας 4.2.72 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $S_{ALK}=100$ mmole Αλκαλικότητας ως CaCO_3/l	148
Πίνακας 4.2.73 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $T=10 \text{ }^\circ\text{C}$	151

Πίνακας 4.2.74 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για T=15 °C	151
Πίνακας 4.2.75 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για T=20 °C	151
Πίνακας 4.2.76 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για T=25 °C	151
Πίνακας 4.2.77 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για T=10 οC	153
Πίνακας 4.2.78 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για T=15 °C	153
Πίνακας 4.2.79 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για T=20 °C	153
Πίνακας 4.2.80 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για T=25 °C	153
Πίνακας 4.2.81 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για COD=50 mg/l	156
Πίνακας 4.2.82 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για COD=150 mg/l	156
Πίνακας 4.2.83 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για COD=400 mg/l	156
Πίνακας 4.2.84 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για COD=800 mg/l	156
Πίνακας 4.2.85 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για COD=50 mg/l	158
Πίνακας 4.2.86 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για COD=150 mg/l	158
Πίνακας 4.2.87 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για COD=400 mg/l	158
Πίνακας 4.2.88 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για COD=800 mg/l	158
Πίνακας 4.2.89 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για Ss=0% και Xs=21.5% του COD	160
Πίνακας 4.2.90 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για Ss=10% και Xs=11.5% του COD	161
Πίνακας 4.2.91 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για Ss=21.5% και Xs=0% του COD	161
Πίνακας 4.2.92 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για Ss=0% και Xs=21.5% του COD	162

Πίνακας 4.2.93 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $S_s=10\%$ και $X_s=11.5\%$ του COD.....	162
Πίνακας 4.2.94 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $S_s=21.5\%$ και $X_s=0\%$ του COD	163
Πίνακας 4.2.95 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $m=1$ κύκλο λειτουργίας	165
Πίνακας 4.2.96 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $m=3$ κύκλους λειτουργίας.....	165
Πίνακας 4.2.97 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $m=5$ κύκλους λειτουργίας.....	165
Πίνακας 4.2.98 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $m=1$ κύκλο λειτουργίας	167
Πίνακας 4.2.99 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $m=3$ κύκλους λειτουργίας.....	167
Πίνακας 4.2.100 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $m=5$ κύκλους λειτουργίας.....	168
Πίνακας 4.2.101 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $M_{ext_Ss}/S_{NO_2}=0$	170
Πίνακας 4.2.102 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $M_{ext_Ss}/S_{NO_2}=1.0$	171
Πίνακας 4.2.103 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $M_{ext_Ss}/S_{NO_2}=1.5$	171
Πίνακας 4.2.104 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $M_{ext_Ss}/S_{NO_2}=2.5$	171
Πίνακας 4.2.105 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $M_{ext_Ss}/S_{NO_2}=0$	173
Πίνακας 4.106 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $M_{ext_Ss}/S_{NO_2}=1.0$	173
Πίνακας 4.2.107 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $M_{ext_Ss}/S_{NO_2}=1.5$	174
Πίνακας 4.2.108 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για $M_{ext_Ss}/S_{NO_2}=2.5$	174
Πίνακας 4.2.109 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $S_{oset}=0.50$ mg/l.....	177
Πίνακας 4.2.110 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $S_{oset}=1$ mg/l	177
Πίνακας 4.2.111 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για $S_{oset}=1.50$ mg/l.....	177

Πίνακας 4.2.112 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για S _{oset} =2 mg/l	178
Πίνακας 4.2.113 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για S _{oset} =0.50 mg/l.....	179
Πίνακας 4.2.114 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για S _{oset} =1 mg/l	179
Πίνακας 4.2.115 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για S _{oset} =1.50 mg/l.....	180
Πίνακας 4.2.116 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για S _{oset} =2 mg/l	180
Πίνακας 4.2.117 Κλασματοποίηση χρόνου διεργασιών για κάθε σενάριο	183
Πίνακας 4.2.118 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για το Σενάριο Α	183
Πίνακας 4.2.119 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για το Σενάριο Β	183
Πίνακας 4.2.120 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για το Σενάριο C	183
Πίνακας 4.2.121 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για το Σενάριο D	184
Πίνακας 4.2.122 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για το Σενάριο E.....	184
Πίνακας 4.2.123 Συγκέντρωση διαλυτών ουσιών στα επεξεργασμένα στραγγίδια για το Σενάριο F.....	184
Πίνακας 4.2.124 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για το Σενάριο Α	186
Πίνακας 4.2.125 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για το Σενάριο Β	186
Πίνακας 4.2.126 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για το Σενάριο C	187
Πίνακας 4.2.127 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για το Σενάριο D	187
Πίνακας 4.2.128 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για το Σενάριο E.....	187
Πίνακας 4.2.129 Συγκεντρώσεις σωματιδιακών μεταβλητών στο ανάμεικτο υγρό για το Σενάριο F.....	187