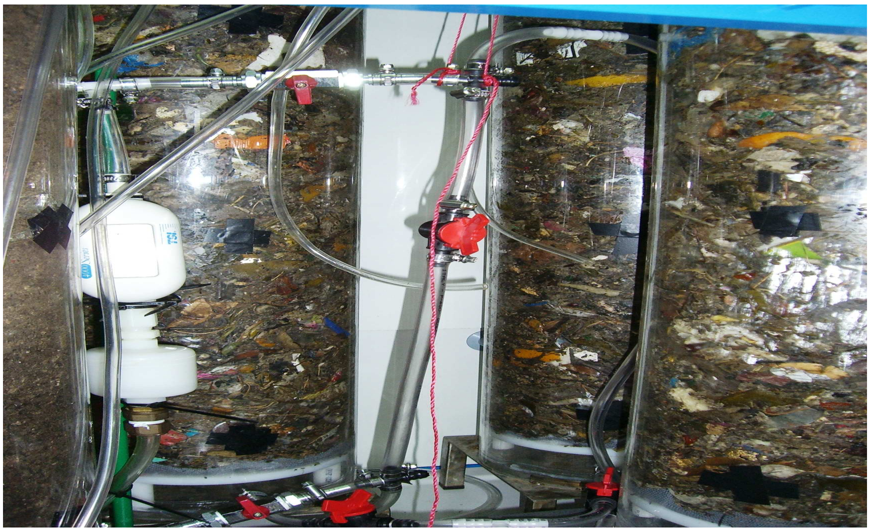
ΠΟΛΥΤΕΧΝΕΙΟ ΚΡΗΤΗΣ
ΤΜΗΜΑ ΜΗΧΑΝΙΚΩΝ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ
Εργαστήριο Διαχείρισης Τοξικών και Επικινδύνων Αποβλήτων
Δ/ντής: Ευάγγελος Γιδαράκος, Καθηγητής
73100-ΧΑΝΙΑ, Τηλ: 28210-37789-90 , Fax: 28210-37850
email: gidarako@mred.tuc.gr

«Επίδραση του ρυθμού ανακυκλοφορίας στραγγισμάτων σε βιοαντιδραστήρες στερεών αποβλήτων»



ΤΖΑΝΑΚΟΣ ΚΩΝΣΤΑΝΤΙΝΟΣ

ΕΞΕΤΑΣΤΙΚΗ ΕΠΙΤΡΟΠΗ
Γιδαράκος Ευάγγελος (Επιβλέπων)
Γιαννής Απόστολος
Γκίκας Πέτρος

Χάνια 2010

ΕΥΧΑΡΙΣΤΙΕΣ

Πρώτα από όλους θα ήθελα να ευχαριστήσω τον κ. Γιδαράκο Ευάγγελο, που μου έδωσε την ευκαιρία να ασχοληθώ με ένα θέμα ιδιαίτερου ενδιαφέροντος καθώς και για την πολύτιμη βοήθεια του κατά τη διάρκεια υλοποίησης αυτής της διπλωματικής εργασίας.

Στην συνέχεια, θα ήθελα να ευχαριστήσω:

τον Dr. Γιαννή Απόστολο, για την πολύτιμη βοήθεια επί της πειραματικής διαδικασίας και γενικότερα στην εκπόνηση της εργασίας,

τον κ.Χαζιράκη Παναγιώτη για τη βοήθεια του στο στήσιμο του πειράματος, αλλά και γενικότερα κατά τη διάρκεια των μετρήσεων,

τον Carlo Pozzi για την άγαστη συνεργασία μας κατά τη διάρκεια της παραμονής του στην Ελλάδα,

την Αλίκη Μιμιλίδου με την οποία συνεργαστήκαμε αποτελεσματικά για τη διεξαγωγή των εργαστηριακών αναλύσεων των διπλωματικών μας εργασιών,

το προσωπικό του Εργαστηρίου Διαχείρισης Τοξικών και Επικίνδυνων Αποβλήτων για τη κατανόηση και την υπομονή που επέδηξε ιδιαίτερα στο πρώτο στάδιο του πειράματος,

το προσωπικό του Εργαστηρίου Τεχνολογίας & Διαχείρισης Περιβάλλοντος για την βοήθεια τους στην διεξαγωγή εργαστηριακών αναλύσεων,

την εξεταστική επιτροπή, τον κ. Γιαννή Απόστολο και τον κ. Πέτρο Γκίκα για την συμμετοχή και αξιολόγηση της παρούσας εργασίας,

και τέλος όλους τους συμφοιτητές και φίλους μου και ιδιαίτερα τον Σαρακατσάνο Χρήστο.

ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Στην παρούσα διπλωματική εργασία μελετήθηκε η επίδραση της ανακυκλοφορίας των στραγγισμάτων στην βιοαποδόμηση αστικών στερεών αποβλήτων και αχώνευτου "κόμποστ". Χρησιμοποιήθηκαν τέσσερις κυλινδρικοί βιοαντιδραστήρες εργαστηριακής κλίμακας, με διαστάσεις 1 μέτρο ύψος και 25 εκατοστά διάμετρο. Οι τρεις από αυτούς επιφορτίστηκαν με αστικά στερεά απόβλητα (ΑΣΑ) και ο τέταρτος με κόμποστ. Σε όλους τους αντιδραστήρες επικρατούσαν αερόβιες συνθήκες, ενώ στο κάθε ένα πραγματοποιούνταν διαφορετικός ρυθμός ανακυκλοφορίας στραγγισμάτων. Πιο συγκεκριμένα, στο πρώτο αντιδραστήρα πραγματοποιούνταν ανακυκλοφορία 150 ml/day, στο δεύτερο 1500 ml/day, στο τρίτο 2000 ml/week και τέλος στο τέταρτο 500 ml/day. Οι παράμετροι που μελετήθηκαν περιλάμβαναν μετρήσεις για το BOD_5, COD, TOC, φαινόλες, SO_4^{2-}, NH_4^+-N, NO_3^--N, NO_2^--N, Cl^-, pH, redox, ηλεκτρική αγωγιμότητα, ενώ ταυτόχρονα μετρούνταν η καθίζηση και η θερμοκρασία του όγκου των απορριμμάτων. Σε όλους τους αντιδραστήρες υπήρξε σταθερή παροχή αέρα ίση με 8 L/min. Η διάρκεια του πειράματος ήταν περίπου τέσσερις μήνες.

Τα αποτελέσματα χαρακτηρίζονται από την θετική επίδραση που είχε τόσο η ανακυκλοφορία όσο και ο αερισμός στην ταχύτερη βιοαποδόμηση της οργανικής ύλης. Αυτό μπορεί να προκύψει και από την αύξηση της θερμοκρασίας για περίπου 3 εβδομάδες στην αρχή του πειράματος, ενώ αυτό το χρονικό διάστημα η απομάκρυνση του BOD_5, COD και TOC ήταν πάνω από 50%. Επίσης, από τα αποτελέσματα γίνεται κατανοητό ότι όσο μεγαλύτερος είναι ο ρυθμός ανακυκλοφορίας που εφαρμόζεται σε ένα αερόβιο αντιδραστήρα τόσο ταχύτερη είναι η βιοαποδόμηση του οργανικού φορτίου. Επιπλέον, η απομάκρυνση του αμμωνιακού αζώτου από τα στραγγίσματα ήταν υψηλή με την αεριοποίηση να είναι ο κυριότερος μηχανισμός. Τέλος, η καθίζηση της απορριμματικής μάζας δεν διαφοροποιήθηκε σε διαφορετικούς ρυθμούς ανακυκλοφορίας.

ABSTRACT

This thesis studied the effect of leachate recirculation in the biodegradation of municipal solid waste and compost. Four cylindric simulated landfill bioreactors with dimensions of 1 meter height and 25 cm diameter were operated . Three of them were filled with organic fraction of municipal solid wastes and the fourth with compost. Aeration took place in all bioreactors and was equal to 8 L / min while different leachate recirculation rate take place in th bioreactors. More specifically, at the first bioreactor the recirculation rate was 150 ml / day, at the second 1500 ml / day, at the third 2000 ml / week and finally at the fourth 500 ml / day. The leachate characteristics that were monitored included measurements of pH, redox, BOD_5, COD, TOC, phenols, SO_4^{2-}, NH_4^+, NO_3, NO_2, Cl^- and conductivity. Also, the settlement and the temperature of the MSW mass was measured during certain periods of time. The duration of the experiment was about four months.

The results showed the possitive effect of leachate recirculation and aeration to the biodegradation of the organic matter increase in temperature for about 3 weeks at the beginning of the experiment showed also the biodegradation of organic matter, while at the same period the removal of BOD_5, COD and TOC was over 50%. Furthermore, the conclusion result of this study show that when a higher recirculation rate take place in the bioreactor the biodegradation of the organic matter is faster. Moreover, the removal of ammonia-nitrogen from the leachate was high and the volatilization was the main mechanism. Finally, the MSW mass settlement was not affected by the different leachate recirculation rates.

ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΑ

ΕΥΡΕΤΗΡΙΟ ΣΧΗΜΑΤΩΝ

.

ΕΥΡΕΤΗΡΙΟ ΠΙΝΑΚΩΝ

1.ΕΙΣΑΓΩΓΗ

Τις τελευταίες δεκαετίες τόσο στην Ευρώπη όσο και στις υπόλοιπες ανεπτυγμένες περιοχές του κόσμου παρατηρείται μια μεγάλη αύξηση παραγωγής Αστικών Στερεών Αποβλήτων (ΑΣΑ). Η αύξηση αυτή οφείλεται στην βελτίωση του βιοτικού επιπέδου ζωής των ανθρώπων που ζουν στις περιοχές αυτές που έχει σαν αποτέλεσμα την ανάγκη για κατανάλωση περισσότερων, και πιο επιβλαβών για το περιβάλλον, αγαθών. Είναι χαρακτηριστικό ότι σύμφωνα με μελέτη της ΕΕΑ (European Environment Agency) ο όγκος των απορριμμάτων που παράγει ένας μέσος ευρωπαίος πολίτης αυξήθηκε κατά 10% από το 1997 έως 2007 και το ποσοστό αυτό αναμένεται να εκτοξευθεί στο 20% μέχρι το 2020. Επίσης, στην Κίνα των πολλών εκατομμυρίων κατοίκων, ο όγκος των απορριμμάτων που παράγει κάθε κάτοικος μπορεί να κυμαίνεται ακόμα σε χαμηλά επίπεδα, σε σύγκριση με άλλες ανεπτυγμένες χώρες, αλλά έχει αυξηθεί κατά 9% τα τελευταία χρόνια και οι προβλέψεις για το μέλλον είναι ιδιαίτερα ανησυχητικές. Όλα αυτά οδηγούν στο συμπέρασμα ότι η ανάγκη για σωστή και ορθολογική διαχείριση των αποβλήτων είναι πιο επιτακτική από ποτέ.

Η πιο διαδεδομένη μέθοδος διαχείρισης αστικών στερεών απορριμμάτων είναι η υγειονομική ταφή τους. Σύμφωνα με την ΕΕΑ, το ποσοστό της μεθόδου αυτής φτάνει στο 42% στην Ευρώπη με τάση μείωσης ενώ αντίθετα αγγίζει το 94% στην Κίνα και το 62% στις Η.Π.Α (US Environmental Protection Agency). Η μέθοδος αυτή όμως, παρά τα όποια οικονομικά πλεονεκτήματα που παρουσιάζει, κρίνεται πλέον ιδιαίτερα επιβλαβής για το περιβάλλον. Για αυτό το λόγο κρίνεται αναγκαίος ο συνδυασμός της μεθόδου αυτής με ανακύκλωση, κομποστοποιήση ακόμα και με παραγωγή ενέργειας (βιοαέριο). Τα τελευταία χρόνια έχει αρχίσει να εφαρμόζεται μία νέα και καινοτόμος μέθοδος. Σύμφωνα με τη μέθοδο αυτή, οι χώροι υγειονομικής ταφής είτε αντιμετωπίζονται πλέον σαν μεγάλοι βιοαντιδραστήρες, είτε προσομοιώνονται οι συνθήκες που επικρατούν σε αυτούς σε βιοαντιδραστήρες εργαστηριακής κλίμακας. Οι συνθήκες αυτές διαφέρουν κατά πολύ από τις προηγούμενες. Με την προσθήκη αέρα αλλά κυρίως υγρασίας στους βιοαντιδραστήρες αντικαθιστούμε τις ξηρές συνθήκες των ΧΥΤΑ με συνθήκες πιο ευνοϊκές για την επεξεργασία των αποβλήτων. Επιτυγχάνεται με αυτό το τρόπο εντυπωσιακή αύξηση του ρυθμού αποδόμησης των αποβλήτων, τα αποτελέσματα της οποίας είναι πολλά και ιδιαίτερα σημαντικά. Κάποια από αυτά είναι η μείωση του αναγκαστικού χρονικού διαστήματος επεξεργασίας των στραγγισμάτων, η αύξηση του ρυθμού παραγωγής μεθανίου υπό ελεγχόμενες συνθήκες καθώς και η επιτάχυνση της καθίζησης. Εκτός από την προσθήκη αέρα και υγρασίας, που αποτελούν και τις κυριότερες τεχνικές που χρησιμοποιούνται για την ενίσχυση της αποδόμησης, άλλες τεχνικές που χρησιμοποιούνται ευρέως είναι ο τεμαχισμός των αποβλήτων, η προσθήκη ιλύος και η ρύθμιση του pH και της θερμοκρασίας. Όσον αφορά στο σχεδιασμό και στη λειτουργία του αντιδραστήρα ιδιαίτερη προσοχή δίνεται στο κομμάτι της επεξεργασίας των στραγγισμάτων. Η διαδικασία αυτή παρουσιάζει ιδιαίτερες δυσκολίες καθώς τόσο η ποσότητα όσο και η ποιότητά τους μεταβάλλεται συνεχώς. Για αυτό το λόγο παρά το γεγονός ότι οι τεχνικές για την υγειονομική ταφή των στερεών αποβλήτων έχουν βελτιωθεί, εξακολουθούν να αποτελούν σημαντική αιτία ανησυχίας για το περιβάλλον (Giannis et al., 2008).

Μία από τις κυριότερες τεχνικές επεξεργασίας των στραγγισμάτων, η οποία απασχολεί ιδιαίτερα τους ερευνητές, είναι η ανακυκλοφορία των στραγγισμάτων. Αν και η ελεγχόμενη ανακυκλοφορία στραγγισμάτων είχε χρησιμοποιηθεί σε πολλές χωματερές στις ΗΠΑ ως εργαλείο διαχείρισης στραγγισμάτων από τη δεκαετία του 1980, τα τελευταία χρόνια έχει αρχίσει να λαμβάνει ιδιαίτερη προσοχή λόγω της ικανότητας που παρουσιάζουν οι βιοαντιδραστήρες στην αντιμετώπιση των περιβαλλοντικών ζητημάτων από άποψη κόστους. Με τη βοήθεια της ανακυκλοφορίας των στραγγισμάτων επιτυγχάνουμε συνθήκες ικανές να μειώσουν σε μηδενικά επίπεδα τις παραμέτρους των στραγγισμάτων όπως το BOD_5.

Στην παρούσα διπλωματική εργασία μελετήθηκε η επίδραση της ανακυκλοφορίας των στραγγισμάτων στην επεξεργασία των αποβλήτων. Ο ρυθμός ανακυκλοφορίας θα πρέπει να επιλέγεται με ιδιαίτερη προσοχή. Μικρός ρυθμός ανακυκλοφορίας θα είχε σαν αποτέλεσμα την επικράτηση ξηρών συνθηκών σε τμήματα του αντιδραστήρα, ενώ αντίθετα μεγάλος ρυθμός επανακυκλοφορίας πιθανόν θα δημιουργούσε προβλήματα κορεσμού, ανοξικές συνθήκες ακόμα και αναστολή της μεθανογέννεσης.

Σημαντικό στοιχείο της παρούσας εργασίας αποτελεί η επικράτηση αερόβιων συνθηκών μέσα στους εργαστηριακούς βιοαντιδραστήρες. Οι αερόβιοι αντιδραστήρες δεν έχουν μελετηθεί σε τόσο μεγάλο βαθμό μέχρι σήμερα οπότε τα αποτελέσματα της μελέτης αυτής αποκτούν ένα επιπλέον ενδιαφέρον. Σύμφωνα με τους Sang et al. (2009) ο αερισμός των βιοαντιδραστήρων μπορεί να ενεργοποιήσει τους μικροοργανισμούς που εκτελούν σημαντικές λειτουργίες για την βιοαποδόμηση και την επιτάχυνση της σταθεροποίησης των παραμέτρων των αποβλήτων, ενώ σύμφωνα με τους Hudgins et al. (2000) τα αερόβια συστήματα υγειονομικής ταφής θα μπορούσαν να προωθήσουν μια νέα προοπτική για την υγειονομική ταφή των αποβλήτων και ταυτόχρονα να μειώσουν το κόστος για την απομάκρυνση των ΧΥΤΑ. Επίσης, σκοπός της εργασίας αυτής ήταν να μελετηθούν οι μετατροπές των μορφών αζώτου σε αερόβιους αντιδραστήρες. Λόγω των δυσμενών επιπτώσεων του αμμωνιακού αζώτου στο περιβάλλον, η κατανόηση των διαδικασιών μετασχηματισμού του αζώτου είναι αναγκαία για τη διασφάλιση και την αντιμετώπιση από τις δυσμενείς επιπτώσεις που έχει αυτό στο περιβάλλον.

2. ΧΑΡΑΚΤΗΡΙΣΤΙΚΑ ΤΩΝ ΑΣΑ

2.1 ΟΡΙΣΜΟΣ

Αστικά Στερεά Απόβλητα (ΑΣΑ) είναι τα στερεά απόβλητα που παράγονται από τις δραστηριότητες των νοικοκυριών (οικιακά στερεά απόβλητα), των εμπορικών δραστηριοτήτων (εμπορικά στερεά απόβλητα), των καθαρισμών οδών και άλλων κοινόχρηστων χώρων, καθώς και άλλα στερεά απόβλητα (από ιδρύματα, επιχειρήσεις) τα οποία μπορούν από τη φύση τους ή τη σύνθεσή τους να εξομοιωθούν με τα οικιακά στερεά απόβλητα. Τα Αστικά Στερεά Απόβλητα αναφέρονται και ως Δημοτικά Στερεά Απόβλητα (ΚΥΑ 69728/824, 1996). Στην Οδηγία 1999/31/ΕΚ, ως αστικά απόβλητα ορίζονται "τα οικιακά απόβλητα καθώς και άλλα απόβλητα, τα οποία, λόγω φύσης ή σύνθεσης, είναι παρόμοια με τα οικιακά". Σύμφωνα με την απόφαση 29407/3508 ΦΕΚ 1572/ 16-12-2002 «Μέτρα και όροι για την υγειονομική ταφή αποβλήτων» ως αστικά απόβλητα νοούνται «...τα οικιακά απόβλητα καθώς και άλλα απόβλητα που λόγω φύσης ή σύνθεσης είναι παρόμοια με τα οικιακά τα οποία διέπονται από τις διατάξεις της ΚΥΑ 69728/824/1996». Εξαίρεση αποτελούν τα απόβλητα εκσκαφών και οικοδομικών κατεδαφίσεων, όπως επίσης και τα κατεστραμμένα αυτοκίνητα.

Πάντως, ακόμα και σήμερα είναι δύσκολο να προσδιορίσουμε ποιες κατηγορίες αποβλήτων ανήκουν ή όχι στα ΑΣΑ, καθώς η κατηγοριοποίηση γίνεται συνήθως βάση ορισμού ή σύμβασης. Αυτό εξηγεί και το γεγονός ότι ενώ έχει εκδοθεί από το 1993 ο Ευρωπαϊκός Κατάλογος Αποβλήτων τα κράτη μέλη συχνά υιοθετούν διαφορετικούς ορισμούς για την κατάρτιση των εθνικών καταλόγων.

Τα ΑΣΑ αποτελούν ένα ιδιαιτέρως ανομοιογενές μίγμα υλικών. Για τη βέλτιστη διαχείριση, επεξεργασία και αξιοποίησή τους είναι αναγκαία η ποιοτική ανάλυσή τους, η οποία οδηγεί στον προσδιορισμό των βασικών ποσοστιαίων κατηγοριών υλικών σε αυτά. Η πιο δόκιμη κατηγοριοποίηση των ΑΣΑ, όπως προκύπτει από σειρά δειγματοληψιών και αναλύσεων, περιλαμβάνει τις εξής κατηγορίες υλικών:

- Ζυμώσιμα: Περιλαμβάνονται τα τροφικά υπολείμματα και τα απόβλητα κήπου.
- Χαρτί: Περιλαμβάνονται τα πάσης φύσεως χαρτιά και χαρτόνια που προέρχονται κυρίως από έντυπο υλικό και συσκευασίες προϊόντων.
- Μέταλλα: Περιλαμβάνεται το σύνολο των μεταλλικών υλικών που απαντώνται στα απορρίμματα. Συνηθίζεται ένας διαχωρισμός σε σιδηρούχα και μη σιδηρούχα μέταλλα (κυρίως λόγω της μαγνητικής ιδιότητας των πρώτων), με τα τελευταία να έχουν ως κυριότερο αντιπρόσωπο το αλουμίνιο. Σε ορισμένες αναλύσεις έχουν εξετασθεί ως ξεχωριστή υποκατηγορία και οι μπαταρίες λόγω της σχετικά υψηλότερης επικινδυνότητάς τους.
- Γυαλί: Απαντάται ο διαχωρισμός σε λευκό, καφέ και πράσινο γυαλί, όσον αφορά την ανακύκλωση, καθώς η παραγωγή καφέ και λευκού γυαλιού απαιτεί υαλότριμμα μόνο του ίδιου χρώματος.
- Πλαστικό: Περιλαμβάνεται το σύνολο των πολυμερών απορριμμάτων. Η κατηγορία αυτή γίνεται διαρκώς μεγαλύτερη κατά τα τελευταία χρόνια και στη χώρα μας ως συνέπεια της αλλαγής των καταναλωτικών συνηθειών (στροφή σε συσκευασμένα προϊόντα). Χαρακτηριστικό της κατηγορίας αυτής είναι η έντονη ανομοιογένειά της, λόγω των πολλών χρησιμοποιούμενων πολυμερών (π.χ. PVC, PE, PP, PS, PET, ABS).
- Δέρμα – Ξύλο – Ύφασμα – Λάστιχο (ΔΞΥΛ): Χαρακτηρίζονται ως λοιπά καύσιμα.
- Αδρανή: Εδώ περιλαμβάνονται χημικώς ανενεργά υλικά που καταλήγουν στα οικιακά απορρίμματα (π.χ. χώματα, πέτρες).
- Λοιπά: Στο κλάσμα αυτό καταλήγουν τα υλικά εκείνα που δε μπορούν να ταξινομηθούν σε καμιά από τις άλλες κατηγορίες (Ντζαμίλης και Χαβάς, 2004).

2.2 ΠΑΡΑΓΩΓΗ ΚΑΙ ΣΥΝΘΕΣΗ

Τα ποσοτικά και ποιοτικά χαρακτηριστικά των ΑΣΑ παρουσιάζουν σημαντικές αυξομειώσεις. Ένας πρώτος παράγοντας που επεξηγεί αυτές τις διαφορές που παρατηρούνται είναι το βιοτικό επίπεδο των κατοίκων μιας περιοχής. Είναι χαρακτηριστικό ότι η παραγωγή ΑΣΑ κυμαίνεται από σχεδόν μηδενική (σε πολύ φτωχές χώρες), μέχρι 4kg/άτομο/ημέρα σε ορισμένες περιοχές των ΗΠΑ (Sincero, 1996). Στην Ελλάδα, σε χωριά με πληθυσμό κάτω των 2000 κατοίκων, η μέση (σε ετήσια βάση) παραγωγή ΑΣΑ (οικιακών και εμπορικών) κυμαινόταν από 0.6 έως 0.8 kg/άτομο/ημέρα. Σε πόλεις μέχρι 100000 κατοίκους, η μέση παραγωγή κυμαινόταν από 0.8 έως 1.2 kg/άτομο/ημέρα. Σε μεγαλύτερες πόλεις, η μέση παραγωγή για όλη την πόλη κυμαινόταν από 1.2 έως 1.4 kg/άτομο/ημέρα (Παναγιωτακόπουλος, 2002). Ενδιαφέρον παρουσιάζει και το γεγονός ότι αυξομειώσεις παρουσιάζονται από εποχή σε εποχή, αλλά ακόμα και από μήνα σε μήνα γεγονός πολύ συνηθισμένο για χώρες, όπως η Ελλάδα που φιλοξενεί ετησίως χιλιάδες τουρίστες.

Οι αυξομειώσεις αυτές παρατηρήθηκαν και σε μελέτη που πραγματοποιήθηκε στο Εργαστήριο Διαχείρισης Τοξικών και Επικινδύνων Αποβλήτων του Πολυτεχνείου Κρήτης, Τμήμα Μηχανικών Περιβάλλοντος, σε επίπεδο περιφέρειας για τα έτη 2003–2004 (Γιδαράκος, 2006). Στον Πίνακα 2.1 παρουσιάζονται συγκεντρωτικά αποτελέσματα της ανάλυσης της σύνθεσης των απορριμμάτων στην Κρήτη. Στον Πίνακα 2.2 παρουσιάζεται και η σύνθεση των απορριμμάτων για τον Νομό Χανίων για το έτος 2005-2006, σύμφωνα με μελέτη που πραγματοποιήθηκε από το ίδιο εργαστήριο (Μύρκου, 2006).

Πίνακας 2.1 Σύνθεση Οικιακών Στερεών Αποβλήτων (μέσες τιμές, % κατά βάρος) στους Ο.Τ.Α. της χώρας, 1997 (Παναγιωτακόπουλος, 2002).

Συστατικά Υλικά στα Οικιακά Στερεά Απόβλητα	Διακύμανση Μέσων Τιμών		Τυπική Τιμή	
	Πληθυσμός Ο.Τ.Α>10000	Πληθυσμός Ο.Τ.Α<10000	Πληθυσμός Ο.Τ.Α>10000	Πληθυσμός Ο.Τ.Α<10000
Οργανικά Υλικά				
Τροφικά Υπολείμματα	35-60	50-75	46	62
Χαρτί, Χαρτόνι	15-25	12-20	20	16
Πλαστικά	7-15	3-10	8.5	7
ΔΞΥΛ	4-8	2-6	5.0	3
Απορρίμματα Κήπων	-	-	1.5	1
Ανόργανα Υλικά				
Γυαλί	2.5-16	2-12	4.5	2.5
Κουτιά Κασσιτέρου και Αλουμινίου, Άλλα Μέταλλα	2.8-10	2-5	5.0	3.5
Άλλα αδρανή (Χώμα, Τέφρα, κ.ά.)	2-12	2-20	3.0	1
Υπόλοιπα	-	-	6.5	4

Πίνακας 2.2 Συγκεντρωτικά αποτελέσματα σύνθεσης ΑΣΑ (ποσοστό %) Περιφέρειας Κρήτης 2003-2004 και Νομού Χανίων 2005-2006 (Gidarakos et al., 2006).

	Περιφέρεια Κρήτης	Νομός Χανίων
Αδρανή	2.67	1.06
Μέταλλα	3.51	5.88
Αλουμίνιο	1.44	2.51
Γυαλί	5.33	6.61
ΔΞΥΛ	5.24	12.62
Χαρτί	19.94	21.02
Τροφικά Υπολείμματα	39.15	34.2
Πλαστικά	16.85	15.19
Υπόλοιπα	5.87	0.88

2.3 ΠΟΙΟΤΙΚΑ ΧΑΡΑΚΤΗΡΙΣΤΙΚΑ

2.3.1 ΦΥΣΙΚΑ ΧΑΡΑΚΤΗΡΙΣΤΙΚΑ ΤΩΝ ΑΣΑ

- **Υγρασία**

Το ποσό της υγρασίας κατά βάρος ή κατ΄ όγκο, εκφρασμένο ως επί τοις εκατό ποσοστό, ορίζεται ως η περιεχόμενη υγρασία των απορριμμάτων. Η υγρασία αυτή αφορά τα ΑΣΑ όπως αυτά φτάνουν στον κάδο ή στο χώρο διάθεσης χωρίς να υπολογιστεί η τυχόν απορρόφηση υγρασίας από τα ατμοσφαιρικά κατακρημνίσματα. Η υγρασία αποτελεί καθοριστικό παράγοντα για την καταλληλότητα των ΑΣΑ για καύση και παραγωγή ατμού ή ηλεκτρικής ενέργειας, καθώς το νερό πρέπει να εξατμιστεί πριν προχωρήσει η θερμική επεξεργασία. Είναι επίσης σημαντικό χαρακτηριστικό για την κομποστοποίηση και για τη συμπεριφορά των ΑΣΑ στις αναερόβιες συνθήκες ενός ΧΥΤΑ.

- **Υδροαπορροφητικότητα**

Η υδροαπορροφητικότητα ή υδροχωρητικότητα των ΑΣΑ ορίζεται ως η μέγιστη υγρασία (% επί του ξηρού βάρους) που μπορεί να συγκρατηθεί από αυτά σε κανονικές συνθήκες πεδίου βαρύτητας. Η μέτρηση της υδροαπορροφητικότητας κρίνεται αναγκαία καθώς για να δημιουργηθούν διασταλάγματα σε ένα Χώρο Υγειονομικής Ταφής Απορριμμάτων(ΧΥΤΑ) θα πρέπει η υγρασία να υπερβεί την υδροαπορροφητικότητα. Οι κυριότεροι παράγοντες που την επηρεάζουν είναι η σύνθεση των αστικών απορριμμάτων, ο βαθμός συμπίεσης και ο βαθμός στον οποίο έχει προχωρήσει η βιοαποδόμηση των οργανικών συστατικών.

- **Πυκνότητα και Ειδικό Βάρος**

Η μάζα του υλικού ανά μονάδα όγκου αποτελεί την πυκνότητά του. Πρόκειται για ένα πολύ σημαντικό χαρακτηριστικό των ΑΣΑ με ιδιαίτερα λειτουργικό χαρακτήρα καθώς επηρεάζει το διαθέσιμο όγκο για διάθεση των ΑΣΑ, το κόστος λειτουργίας, αλλά και το ρυθμό αποδόμησης της οργανικής ύλης. Το βάρος του υλικού ανά μονάδα όγκου αποτελεί το ειδικό βάρος του. Συχνά γίνεται αναφορά στην πυκνότητα με μονάδες ειδικού βάρους. Στο Πίνακα 2.3 παρουσιάζονται τα ειδικά βάρη των συνηθέστερων απορριμμάτων που συναντώνται σε ΧΥΤΑ και η αναλογία των μέτρια και καλά συμπιεσμένων απορριμμάτων προς τα ασυμπίεστα.

Πίνακας 2.3 Εδικό βάρος διαφόρων τύπων απορριμμάτων

	Ειδικό βάρος, (kg/m^3)	Αναλογία προς τα ασυμπίεστα	
Τύπος αποβλήτου	Ασυμπίεστων ΑΣΑ	Κανονικά συμπιεσμένων	Καλά Συμπιεσμένων
Υπολειμ. τροφίμων	290	2,9	3,0
Χαρτί, Χαρτόνι	65	4,5	6,2
Πλαστικό	65	6,7	10
Ύφασμα	65	5,6	6,7
Λάστιχο - Δέρμα	145	3,3	3,3
Απορρίμματα κήπων	100	4,0	5,0
Ξύλο	240	3,3	3,3
Γυαλί	195	1,7	2,5
Μέταλλα	192	4,3	5,3
Τέφρα, Σκόνη κλπ	480	1,2	1,3

- **Υδραυλική Αγωγιμότητα**

Είναι ένα μέτρο ταχύτητας με την οποία το νερό διαπερνάει το υλικό. Μετριέται εργαστηριακά κάτω από συγκεκριμένες συνθήκες θερμοκρασίας και πιεζομετρικού ύψους και οι μονάδες μέτρησης είναι μήκος ανά μονάδα χρόνου.

- **Μέγεθος και Κατανομή Μεγέθους Τεμαχίων**

Η αποτελεσματικότητα των επεξεργασιών εκείνων που σχετίζονται με την καύση, τη συμπίεση, την κομποστοποίηση, κυρίως όμως με τη μηχανική διαλογή και την ανάκτηση υλικών επηρεάζεται, εκτός των άλλων παραγόντων, και από την κοκκομετρία των ΑΣΑ (μέγεθος των τεμαχίων). Για το μέγεθος ενός τεμαχίου χρησιμοποιούνται διάφορα μέτρα, όπως: το μήκος L (μεγαλύτερη διάσταση του τεμαχίου), η μέση τιμή μήκους L και πλάτους W του τεμαχίου κ.τ.λ. Το μέγεθος των τεμαχίων και η κατανομή τους μπορούν επίσης να προσδιορίζονται από τη δυνατότητα των τεμαχίων να περάσουν από κόσκινα με ανοίγματα συγκεκριμένων διαστάσεων.

2.3.2 ΧΗΜΙΚΑ ΧΑΡΑΚΤΗΡΙΣΤΙΚΑ ΤΩΝ ΑΣΑ

- **Ομαδοποίηση Χημικών Ενώσεων**

Η ομαδοποίηση γίνεται βάσει κάποιων ιδιαίτερων χαρακτηριστικών ιδιοτήτων που παρουσιάζουν κάποιες ενώσεις. Οι κυριότερες ομάδες που παρουσιάζονται είναι τα λιπίδια (χαμηλή διαλυτότητα στο νερό και υψηλή θερμογόνο δύναμη) οι υδατάνθρακες (μεγάλη διαλυτότητα στο νερό και υψηλό ρυθμό βιοαποδόμησης) οι φυσικές και τεχνητές ίνες, οι πρωτεΐνες, τα συνθετικά οργανικά υλικά,δηλαδή τα πλαστικά τα οποία βιοαποδομούνται δύσκολα και έχουν υψηλή θερμογόνο δύναμη, και τέλος ανόργανα υλικά (γυαλιά, μέταλλα, κεραμικά, χώμα και τέφρα).

- **Ανάλυση Καταλληλότητας για Καύση**

Η ανάλυση αυτή γίνεται βάσει κάποιων χαρακτηριστικών που είναι καθοριστικά για την καταλληλότητα των ΑΣΑ ως καύσιμο και είναι: η υγρασία, η τέφρα, η πτητική καύσιμη ύλη και ο μη πτητικός άνθρακας.

- **Στοιχειακή Ανάλυση**

Πρόκειται για τον προσδιορισμό του ποσοστού που καταλαμβάνουν τα χημικά στοιχεία στα συστατικά των ΑΣΑ. Τα στοιχεία που αφορούν είναι ο άνθρακας (C), το οξυγόνο (O), το υδρογόνο (H), το άζωτο (N), το θείο (S), και η τέφρα. Με βάση τα ποσοστά αυτά, χαρακτηρίζεται η χημική σύνθεση της οργανικής ύλης στα ΑΣΑ και εκτιμάται η τιμή του λόγου C/N που επηρεάζει τις βιολογικές διεργασίες στα ΑΣΑ.

- **Θερμογόνος δύναμη**

Η θερμογόνος δύναμη του οργανικού κλάσματος των ΑΣΑ είναι η θερμότητα που εκλύεται, όταν αυτό καίγεται πλήρως. Ένα ποσοστό της μάζας του υλικού παραμένει ως αδρανές υπόλειμμα. Αποτελεί βασική ιδιότητα των αποβλήτων που επηρεάζει την συμπεριφορά τους στην καύση και διακρίνεται στην ανώτερη (HHV) και κατώτερη (LHV) θερμογόνο δύναμη.

2.3.3 ΒΙΟΛΟΓΙΚΑ ΧΑΡΑΚΤΗΡΙΣΤΙΚΑ ΤΩΝ ΑΣΑ

- **Βιοαποδομησιμότητα**

Η βιοαποδομησιμότητα αποτελεί το πιο σημαντικό βιολογικό χαρακτηριστικό των ΑΣΑ καθώς σύμφωνα με αυτό το οργανικό τους κλάσμα κάτω από κατάλληλες βιολογικές διεργασίες μετατρέπεται σε αέρια και γενικότερα σε αδρανή οργανικά και ανόργανα στερεά. Η βιολογική αυτή διαδικασία μπορεί να λάβει χώρα είτε σε αναερόβιες συνθήκες, οπότε παράγονται οσμές και αναπτύσσονται έντομα ή σε αερόβιες συνθήκες, οπότε παράγεται ένα άοσμο, σταθεροποιημένο στερεό υλικό (κόμποστ) πλούσιο σε οργανική ύλη, υδατάνθρακες και πρωτεΐνες. Αναλογα με το ρυθμό βιοαποδομησής τους τα οργανικά συστατικά των ΑΣΑ χωρίζονται σε βραδέως και ταχέως βιοαποδαμήσιμα. Τέλος υπάρχουν και κατηγορίες οργανικών όπως τα πλαστικά που χαρακτηρίζονται ως μη βιοαποδομήσιμα καθώς παρουσιάζουν ιδιαίτερα βραδύ ρυθμό βιοαποδόμησης.

- **Παραγωγή Οσμών**

Η παραγωγή οσμών παρατηρείται κυρίως σε αναερόβιες συνθήκες και πιο συγκεκριμένα σε χώρους ιδιαίτερης συσσώρευσης των ΑΣΑ. και υψηλών θερμοκρασιών. Οφείλεται κυρίως στο σχηματισμό υδρόθειου από οργανικές ενώσεις που περιέχουν θείο.

- **Ανάπτυξη Εντόμων**

Η κοινή μύγα αναπτύσσεται σε 9 με 11 μέρες από τη στιγμή παραγωγής των αυγών, γεγονός που υποδεικνύει όριο στο χρόνο μεταξύ αποκομιδής των ΑΣΑ.

3. ΔΙΑΧΕΙΡΙΣΗ ΤΩΝ ΑΣΑ

3.1 ΕΙΣΑΓΩΓΗ

Εδώ και δεκαετίες, η ανά άτομο παραγωγή ΑΣΑ παρουσιάζει αυξητική τάση παράλληλα με την βελτίωση του βιοτικού επιπέδου ζωής κυρίως στις ανεπτυγμένες χώρες. Άρα η ανάγκη εξεύρεσης ορθολογικής τεχνικής διαχείρισης των αστικών αποβλήτων φαντάζει πιο επιτακτική από ποτέ. Επί δεκαετίες η μόνη τεχνική επεξεργασίας που χρησιμοποιούνταν ήταν η υγειονομική ταφή των απορριμμάτων. Όμως η τεχνική αυτή κάθε αυτή αποδείχτηκε ανεπαρκής. Παρατηρήθηκε ότι τόσο τα στραγγίσματα που παράγονταν και κατέληγαν στον υδροφόρο ορίζοντα παρουσίαζαν ιδιαίτερα μεγάλες τιμές σε οργανικά και ανόργανα στοιχεία, όσο και η μεγάλη παραγωγή βιοαερίου προκαλούσε μείζον περιβαλλοντικό πρόβλημα στις περιοχές γύρω από τους χώρους ταφής των απορριμμάτων. Αυτή η αρνητική κατάσταση οδήγησε την Ευρωπαϊκή Ένωση να θεσπίσει την Κοινοτική Οδηγία (Landfill Directive 1999/31/EC) σύμφωνα με την οποία οι μέθοδοι επεξεργασίας ΑΣΑ ορίζονται ως «Οι φυσικές, θερμικές, χημικές ή βιολογικές διεργασίες, συμπεριλαμβανομένης της διαλογής, που μεταβάλλουν τα χαρακτηριστικά των αποβλήτων προκειμένου να περιοριστούν, ο όγκος ή οι επικίνδυνες ιδιοτητές τους, να διευκολυνθεί η διακινησή τους ή να βελτιωθεί η ανάκτηση χρήσιμων υλών».

Κύριος στόχος είναι η παραγωγή σταθεροποιημένων αποβλήτων μέσω της μείωσης της περιεκτικότητας των βιοαποδομήσιμων σε οργανική ύλη. Το υπόλοιπο κλάσμα των αποβλήτων είναι συνήθως μηχανικά επεξεργασμένο κατάλληλο για υγειονομική ταφή ή αποτέφρωση (Jokela και Rintala, 2004). Τα τελευταία χρόνια τα κράτη μέλη της ευρωπαϊκής ένωσης θέλοντας να εναρμονιστούνε με την οδηγία ανέπτυξαν τις παρακάτω μεθόδους επεξεργασίας αποβλήτων που θα παρουσιαστούν συνοπτικά σε αυτό το κεφάλαιο.

3.2 ΦΥΣΙΚΕΣ ΜΕΘΟΔΟΙ ΔΙΑΧΕΙΡΙΣΗΣ

- **Διαχωρισμός ή διαλογή στη πηγή**

Στόχος της διεργασίας της ανακύκλωσης είναι η μείωση της ποσότητας και της τοξικότητας των υλικών, που εισέρχονται στα οικιακά απορρίμματα, καθώς και η αξιοποίηση ενός ποσοστού από αυτά. Η εύρυθμη λειτουργία ενός συστήματος διαλογής στην πηγή εξαρτάται από το είδος, την ποσότητα και την ποιότητα των προς διαλογή υλικών, την ανάπτυξη αγορών για την απορρόφησή τους και την ευκολία υλοποίησής τους. Προϋπόθεση για την επιτυχία ενός προγράμματος μείωσης στην πηγή είναι η υιοθέτηση μακροπρόθεσμου σχεδιασμού ευαισθητοποίησης των πολιτών με στόχο τη διαμόρφωση μόνιμης και συνειδητής αγωγής.

- **Ανακύκλωση**

Στόχος της διεργασίας της ανακύκλωσης είναι η μείωση της επιβάρυνσης του περιβάλλοντος με απορρίμματα (ιδίως μη-ζυμώσιμα), η εξοικονόμηση πόρων και συγκεκριμένα χρήμα, πρώτες ύλες και ενέργεια. Τα υλικά που μπορούν να ανακυκλωθούν είναι το χαρτί, το γυαλί, τα μέταλλα, καθώς και ορισμένα είδη πλαστικών. Είναι πολλοί οι παράγοντες που επηρεάζουν την αποδοτικότητα ενός συστήματος ανακύκλωσης αλλά οι κυριότεροι είναι η ενεργός συμμετοχή των πολιτών, οι επαρκείς ποσότητες ανακυκλώσιμων υλικών, η συλλογή του κάθε υλικού σε ξεχωριστούς κάδους και τέλος για να είναι και οικονομικά βιώσιμη η ύπαρξη αγοράς των ανακυκλώσιμων υλικών.

3.3 ΒΙΟΛΟΓΙΚΕΣ ΜΕΘΟΔΟΙ ΔΙΑΧΕΙΡΙΣΗΣ

Οι συγκεκριμένοι μέθοδοι διαχείρισης βασίζονται στην ικανότητα που κατέχουν τα οργανικά στοιχεία να αποδομούνται μέσω της δράσης μικροοργανισμών. Για την αποτελεσματικότερη εφαρμογή της βιολογικής επεξεργασίας είναι απαραίτητη η εφαρμογή πρώτα των φυσικών μεθόδων επεξεργασίας, καθώς στην περίπτωση των ΑΣΑ μόνο το οργανικό κλάσμα είναι δυνατόν να βιοαποδομηθεί. Το προϊόν που παράγεται από την βιολογική επεξεργασία κρίνεται ιδιαίτερα σταθεροποιημένο και διαθέτει πολύ μικρότερο όγκο και χαμηλότερο οργανικό φορτίο από το αρχικό κλάσμα. Τα προϊόντα αυτά μπορούν στην συνέχεια να αξιοποιηθούν σε διάφορες χρήσεις ή να διατεθούν χωρίς προβλήματα για την δημόσια υγεία και το περιβάλλον. Οι βιολογικές μέθοδοι διαχείρισης χωρίζονται σε αερόβιες και αναερόβιες.

- **Αερόβια βιολογική επεξεργασία**

  Κατά τη διάρκεια της αερόβιας επεξεργασίας ετερότροφοι μικροοργανισμοί βιοαποδομούν τα οργανικά συστατικά παρουσία οξυγόνου. Πρόκειται δηλαδή για την ελεγχόμενη βιοοξείδωση ετερογενών οργανικών υλικών. Το προϊόν που προκύπτει από αυτή την επεξεργασία είναι το "κόμποστ", το οποίο είναι πλούσιο σε σταθεροποιημένη οργανική ουσία με υψηλό χουμικό περιεχόμενο. Το κόμποστ ανάλογα με την ποιοτητά του, μπορεί να χρησιμοποιηθεί είτε ως εδαφοβελτιωτικό υλικό είτε ως υπόστρωμα για την καλλιέργεια των φυτών.

- **Αναερόβια βιολογική επεξεργασία**

  Κατά τη διάρκεια της αναερόβιας επεξεργασίας το υλικό τοποθετείται σε κλειστό χώρο και με την βοήθεια μηχανικής ανάμειξης υφίσταται αναερόβια αποσύνθεση. Κύριο χαρακτηριστικό της αποτελεί η παραγωγή μεθανίου που στη συνέχεια μπορεί να χρησιμοποιηθεί για παραγωγή ενέργειας.

3.4 ΘΕΡΜΙΚΕΣ ΜΕΘΟΔΟΙ ΔΙΑΧΕΙΡΙΣΗΣ

- **Καύση**

  Η διεργασία της καύσης των αστικών απορριμμάτων περιλαμβάνει την φάση της ξήρανσης σε θερμοκρασία 100 ^{0}C περίπου, εξαέρωσης με θέρμανση σε θερμοκρασία 250 ^{0}C, έναυσης με διατήρηση θερμοκρασίας 500-600 ^{0}C,όπου συνήθως απαιτείται η προσθήκη πετρελαίου στον αποτεφρωτήρα, οπότε και παράγονται CO, CO_2, NO, NO_2, SO_2, SO_3, HCl. Ενδείκνυται η παραγόμενη θερμότητα της καύσης να χρησιμοποιείται και για την ξήρανση των απορριμμάτων, ενώ τα παραγόμενα καυσαέρια ψύχονται ταχέως (κάτω από τους 300 ^{0}C) για την αποφυγή παραγωγής διοξινών. Όσον αφορά στην παραγόμενη σκόνη και τον καπνό, απομακρύνονται με φυγοκέντριση και ηλεκτροστατικά φίλτρα, ενώ η απομάκρυνση του HCl γίνεται με προσθήκη υδροξειδίου του ασβεστίου. Η καύση παρουσιάζει αρκετά πλεονεκτήματα όπως: χαμηλό κόστος λειτουργίας, κάλυψη μικρής έκτασης και τέλος παραγωγή ενέργειας από την καύση αλλά και ορισμένα πολύ σημαντικά μειονεκτήματα όπως υψηλό κόστος κατασκευής, κίνδυνος διαφυγής τοξικών αερίων (διοξίνες) και τέλος παραγωγή CO_2 (αέριο θερμοκηπίου)

- **Αεριοποίηση**

Η αεριοποίηση πραγματοποιείται μέσω ελεγχόμενης ατελούς καύσης όπου επιτυγχάνεται η παραγωγή καύσιμου αερίου πλούσιο σε H_2 και κορεσμένους υδρογονάνθρακες (κυρίως μεθάνιο). Η θερμότητα για τη διατήρηση της διεργασίας προέρχεται από τις εξώθερμες αντιδράσεις, ενώ τα καύσιμα προϊόντα παράγονται κυρίως μέσω των ενδόθερμων αντιδράσεων.

- **Πυρόλυση**

Η πυρόλυση χαρακτηρίζεται ως ιδιαίτερα ενδόθερμη και για την διεξαγωγή της απαιτείται η παροχή εξωτερικής πηγής ενέργειας. Οι παράγοντες που την επηρεάζουν είναι η σύσταση των στερεών αποβλήτων, η θερμογόνος δύναμή τους, και η περιεχόμενη υγρασία. Κατά τη διάρκεια αυτής της μεθόδου επεξεργασίας παράγονται κυρίως κωκ, καύσιμη ύλη, αέρια (H_2, CH_4, CO, CO_2) και υγρά. Η διεργασία απαιτεί συνεχή τροφοδοσία σε στερεά απόβλητα τα οποία δεν παρουσιάζουν σημαντικές διαφοροποιήσεις ως προς τη σύστασή τους. Η δυνατότητα εφαρμογής της μεθόδου αυτής είναι περιορισμένη γεγονός που αποτελεί και το πιο μεγάλο μειονεκτημά της.

4. ΒΙΟΑΝΤΙΔΡΑΣΤΗΡΑΣ ΣΤΕΡΕΩΝ ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ

4.1 ΕΙΣΑΓΩΓΗ

Η διαχείριση των αστικών στερεών αποβλήτων αποτελεί για την Ελλάδα, αλλά και για τον υπόλοιπο κόσμο, ένα μείζον περιβαλλοντικό, κοινωνικό και οικονομικό ζήτημα. Το πρόβλημα στην Ελλάδα γίνεται ακόμα πιο έντονο καθώς θα πρέπει να αντιμετωπιστούν τόσο οι χιλιάδες χωματερές που λειτουργούν παράνομα σε όλη την επικράτεια όσο και οι κοινωνικές αντιδράσεις από τη λειτουργία νέων χώρων υγειονομικής ταφής. Αν σε όλα τα παραπάνω προστεθεί και η συνεχής αύξηση των αποβλήτων που παρατηρείται κάθε χρόνο τότε γίνεται εύκολα κατανοητό ότι η ορθολογική διαχείριση των αποβλήτων, μέσω της εξεύρεσης νέων τεχνικών κρίνεται επιβεβλημένη.

Τα τελευταία χρόνια, λόγω της κατανόησης της λειτουργίας των χώρων υγειονομικής ταφής αλλά και των διαδικασιών αποσύνθεσης των αστικών στερεών αποβλήτων (ΑΣΑ), υπήρξε μια ισχυρή ώθηση για την αναβάθμιση της τεχνολογίας που χρησιμοποιείται στους ΧΥΤΑ και μια αλλαγή νοοτροπίας, όπου από την έννοια της αποθήκευσης/συγκράτησης πέρασε σε μία έννοια προσέγγισης (Warith, 2001). Πιο συγκεκριμένα γίνεται προσπάθεια για τη διαχείριση των στερεών αστικών απορριμμάτων σε αναερόβιους ή σε αερόβιους βιοαντιδραστήρες. Ο βιοαντιδραστήρας, επιτρέπει μια πιο ενεργό διαχείριση της υγειονομικής ταφής και αναγνωρίζει τις βιολογικές, χημικές και φυσικές διεργασίες. Κύριος στόχος της μεθόδου αυτής είναι η ενίσχυση της αποδόμησης των στερεών αποβλήτων ώστε να επιτευχθεί μείωση του χρόνου επεξεργασίας των στραγγισμάτων, αύξηση στο μέγιστο δυνατό της παραγωγής μεθανίου κάτω από ελεγχόμενες συνθήκες, και τέλος να επιταχυνθεί η καθίζηση και η αποσύνθεση των στερεών αποβλήτων. Σύμφωνα με τον ορισμό που δίνεται για ένα βιοαντιδραστήρα στερεών αποβλήτων, πρόκειται για έναν χώρο διάθεσης στερεών αποβλήτων όπου χρησιμοποιούνται οι μικροβιολογικές διεργασίες για την μετατροπή και σταθεροποίηση των οργανικών ενώσεων που δύναται να αποδομηθούν εντός 5 ή 10 χρόνων από την έναρξη λειτουργίας του βιοαντιδραστήρα. Με τον όρο σταθεροποίηση εννοείται ότι οι περιβαλλοντικές παράμετροι απόδοσης (σύσταση και ρυθμός παραγωγής βιοαερίου, συγκεντρώσεις των συστατικών των στραγγισμάτων) παραμένουν σε σταθερά επίπεδα και δεν θα αυξηθούν στην περίπτωση αστοχίας του συστήματος περιορισμού σε διάστημα μεγαλύτερο των 5–10 χρόνων από την έναρξη του βιοαντιδραστήρα. Στον βιοαντιδραστήρα απαιτείται η πραγματοποίηση συγκεκριμένων διαχειριστικών και λειτουργικών ενεργειών προκειμένου να ενισχυθούν οι διεργασίες βιοαποικοδόμησης. Τεχνικές που χρησιμοποιούνται για την ενίσχυση της βιολογικής αποδόμησης είναι ο τεμαχισμός των αποβλήτων, η προσθήκη θρεπτικών ουσιών και ιλύος και τέλος ο έλεγχος της θερμοκρασίας. Ίσως όμως η πιο σημαντική και οικονομική τεχνική είναι η προσθήκη υγρασίας ώστε ο βιοαντιδραστήρας να πλησιάσει τις βέλτιστες συνθήκες λειτουργίας του. Αυτή η τεχνολογία ταφής κερδίζει συνεχώς νέους υποστηρικτές και έχει ήδη αρχίζει να εφαρμόζεται πιλοτικά αλλά ακόμα και σε πλήρη κλίμακα σε χώρους υγειονομικής ταφής ειδικά σε χώρες όπου η εξεύρεση νέων χώρων υγειονομικής ταφής φαντάζει δύσκολη.

4.2 ΠΛΕΟΝΕΚΤΗΜΑΤΑ ΒΙΟΑΝΤΙΔΡΑΣΤΗΡΑ-ΧΥΤΑ

Ένα πρώτο, ιδιαίτερα σημαντικό, πλεονέκτημα ενός βιοαντιδραστήρα-ΧΥΤΑ σε σχέση με ένα συμβατικό ΧΥΤΑ είναι η σημαντική αύξηση της διαθέσιμης ποσότητας του βιοαερίου καθώς και η πιθανή αύξηση στην απόδοση άντλησης του βιοαερίου (σε μικρότερο χρονικό διάστημα) .Το βιοαέριο δύναται να χρησιμοποιηθεί σαν πηγή ενέργειας, κάτι που δημιουργεί επιχειρηματικές δραστηριότητες με επακόλουθο το αυξημένο κέρδος από την πώληση του βιοαερίου έναντι των ορυκτών καυσίμων.

Η χρήση όμως ενεργειακών προγραμμάτων, με τη βοήθεια των οποίων επιτυγχάνουμε πλήρη δέσμευσή του βιοαερίου και ανάκτηση ενέργειας, εκτός από οικονομικά οφέλη έχει να παρουσιάσει και περιβαλλοντικά οφέλη. Μέσω των προγραμμάτων αυτών ελαχιστοποιείται το ενδεχόμενο διαρροής αερίου του θερμοκηπίου, γεγονός πολύ σημαντικό καθώς με αυτό τον τρόπο οι ΧΥΤΑ παύουν να συμμετέχουν στην διόγκωση αυτού του τόσο σημαντικού περιβαλλοντικού προβλήματος.

Επιπλέον οι βιοαντιδραστήρες-ΧΥΤΑ έχει αποδειχθεί ότι παράγουν στραγγίσματα ,των οποίων οι παράμετροι σταθεροποιούνται σε διάστημα 3-10 χρόνων από το κλείσιμο των ΧΥΤΑ. Η επανακυκλοφορία των στραγγισμάτων τόσο κατά τη διάρκεια όσο και μετά το κλείσιμο του ΧΥΤΑ τροφοδοτεί τον αντιδραστήρα με την επιπλέον υγρασία που απαιτείται για τις διεργασίες του. Με αυτό τον τρόπο οι συγκεντρώσεις των συστατικών των στραγγισμάτων, από τις αρχικά υψηλές τιμές που παρουσίαζαν στην αρχή, μειώνονται αισθητά γεγονός που με τη σειρά του μειώνει σημαντικά το κόστος διάθεσής τους.

Ένα ακόμα οικονομικό πλεονέκτημα αυτής της τεχνολογίας ταφής προκύπτει μέσω της ταχύτερης καθίζησης των απορριμμάτων. Αυξάνεται η ποσότητα των στερεών που μπορεί να διατεθεί σε ένα ΧΥΤΑ αυξάνοντας με αυτό το τρόπο και το χρόνο ζωής του ΧΥΤΑ μέσω της επιπρόσθετης εναπόθεσης απορριμμάτων. Αυτή η παράταση ζωής του ΧΥΤΑ εξασφαλίζει στο κράτος διπλά οικονομικά οφέλη λόγω αυξημένων δημόσιων εσόδων αλλά κυρίως λόγω αποφυγής πληρωμής νέου κεφαλαίου για τη χωροθέτηση, αδειοδότηση και κατασκευή ενός νέου ΧΥΤΑ.

Επίσης, λόγω της ταχύτερης σταθεροποίησης των αποβλήτων μειώνονται και οι οικονομικές απαιτήσεις του συστήματος αλλά ελαχιστοποιείται και ο περιβαλλοντικός κίνδυνος. Αρχικά, μειώνονται σε μεγάλο βαθμό οι λειτουργικές δραστηριότητες αλλά και η ανάγκη συντήρησης, καθώς σε ενδεχόμενη αστοχία του συστήματος περιορισμού, δεν υφίσταται ο κίνδυνος της αυξημένης παραγωγής μεθανίου, της μείωσης της ποιότητας των στραγγισμάτων ενώ ακόμα δεν απαιτείται πλέον χρόνια παρακολούθηση του συστήματος υπό το φόβο διαρροής. Τέλος, επιτυγχάνεται και οικονομία χρόνου ως προς τη χρήση της έκτασης του αντιδραστήρα για άλλες δραστηριότητες.

4.3ΛΕΙΤΟΥΡΓΙΑ ΧΥΤΑ-ΒΙΟΑΝΤΙΔΡΑΣΤΗΡΑ

Όπως αναφέρθηκε και στο προηγούμενο κεφάλαιο, τα προγράμματα διαχείρισης και συντήρησης λόγω της σταθεροποίησης των αποβλήτων μπορούν να μειωθούν στο ελάχιστο μετά το πέρας της λειτουργίας του ΧΥΤΑ. Αντίθετα, κατά τη διάρκεια λειτουργίας του κρίνεται αναγκαίος ένας πιο ενδελεχής έλεγχος της απόδοσής του απο ότι σε ένα «ξηρό» ΧΥΤΑ. Η επιτυχής λειτουργία του βιοαντιδραστήρα εξαρτάται από τον έλεγχο και την παρακολούθηση των βιολογικών, χημικών και υδρολογικών διεργασιών που πραγματοποιούνται στο ΧΥΤΑ. Επίσης, θα ήταν χρήσιμο πριν από την έναρξη λειτουργίας του οι διαχειριστές του βιοαντιδραστήρα να αναπτύξουν ένα λεπτομερές διαχειριστικό πλαίσιο που να καθορίζει τους στόχους του εγχειρήματος. Οι στόχοι αυτοί θα πρέπει να αφορούν τόσο το σχεδιασμό και τη λειτουργία όσο και τη συντήρηση και την εκπαίδευση του προσωπικού στο ενδεχόμενο αντιμετώπισης πιθανού προβλήματος λόγω αστοχίας και διαρροής. Επίσης, για να επιτευχθεί μία αύξηση στην απόδοση των διεργασιών στον αντιδραστήρα θα πρέπει να χρησιμοποιηθούν συγκεκριμένες τεχνικές.

Μια πρώτη, ιδιαίτερα αποδοτική, τεχνική είναι ο τεμαχισμός και η προεπεξεργασία των απορριμμάτων. Μέσω του τεμαχισμού τα απορρίμματα αποκτούν μεγαλύτερη ειδική επιφάνεια έκθεσης. Ο τεμαχισμός μπορεί να επιτευχθεί με χρήση του εξοπλισμού του ΧΥΤΑ για το σκίσιμο των πλαστικών σάκων. Η μέθοδος του μηχανικού τεμαχισμού είναι αποδοτική στη μείωση του μεγέθους και στη διάνοιξη των σάκων άλλα παρουσιάζει και κάποια πολύ σημαντικά μειονεκτήματα, καθώς τα μηχανήματα αυτά απαιτούν μεγάλο βαθμό συντήρησης και επίσης, μέσω του τεμαχισμού προκαλείται αύξηση της πυκνότητας των απορριμμάτων μετά την εναπόθεσή τους στον ΧΥΤΑ και επομένως δυσχεραίνεται η μεταφορά της υγρασίας.

Μια δεύτερη τεχνική, η εφαρμογή της οποίας βοηθάει στην αύξηση της απόδοσης των διεργασιών σε ένα αντιδραστήρα, είναι η ανακυκλοφορία των στραγγισμάτων. Η τεχνική αυτή, η οποία αναλύεται εκτενέστερα σε παρακάτω κεφάλαιο, τροφοδοτεί τον αντιδραστήρα με επιπλέον υγρασία η οποία και είναι απαραίτητη καθώς πολλές φορές η ποσότητα των στραγγισμάτων δεν επαρκεί για τις διεργασίες του αντιδραστήρα. Βεβαίως, μέσω της ανακυκλοφορίας των στραγγισμάτων μεγιστοποιείται και ο κίνδυνος πιθανής διαρροής τους στις επιφανειακές απορροές του ΧΥΤΑ. Για το λόγο αυτό, επιβάλλεται η παρακολούθηση του ΧΥΤΑ προς αποφυγή των διαρροών ή έλεγχό τους κατά την περίπτωση εμφάνισής τους.

Κάποια άλλη τεχνική που μπορεί να εφαρμοστεί είναι η προσθήκη θρεπτικών. Έχει αποδειχθεί ότι σε αναερόβιους αντιδραστήρες, οι οποίοι παρουσιάζουν καλή ομογενοποίηση, δεν θα παρουσιαστεί έλλειψη θρεπτικών, ενώ και οι συγκεντρώσεις των απαραίτητων ιχνοστοιχείων (Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^{+}, Fe^{3+}, Cu) βρίσκονται σε ικανοποιητικές ποσότητες στα ΑΣΑ. Βέβαια, τα αναερόβια συστήματα έχουν πολύ μικρότερη ανάγκη σε άζωτο και φώσφορο συγκριτικά με τα αερόβια. Για να είναι αποτελεσματικές οι αερόβιες διεργασίες απαιτούνται ορισμένα θρεπτικά στοιχεία, σε αφομοιώσιμη μορφή, στις κατάλληλες συγκεντρώσεις και στην σωστή αναλογία. Τα βασικά στοιχεία, αυτά δηλαδή που απαιτούνται σε μεγάλες ποσότητες, είναι ο άνθρακας (C), το άζωτο (N), ο φώσφορος (P) και το κάλιο (K). Οι μικροοργανισμοί χρειάζονται τον άνθρακα ως πηγή ενέργειας. Καταναλώνουν επίσης τον άνθρακα και το άζωτο για την σύνθεση πρωτεϊνών, την δημιουργία νέων κυττάρων και των πολλαπλασιασμό τους. Το κάλιο και ο φώσφορος είναι και αυτά ζωτικά συστατικά, για την παραγωγή νέων κυττάρων, και τον μεταβολισμό. Όπως έχει διευκρινισθεί ο άνθρακας και το άζωτο είναι οι παράγοντες που μπορούν να οριοθετήσουν την διαδικασία της κομποστοποίησης σε ένα σύστημα. Ο λόγος C/N αποτελεί δείκτη της διαθεσιμότητας των οργανικών υλικών στα στοιχεία αυτά, για κομποστοποίηση. Η βέλτιστη αναλογία έχει βρεθεί από σειρά ερευνών να είναι 35, ενώ και αναλογίες μεταξύ 25 και 70 δεν είναι απαγορευτικές, αλλά επιβραδύνουν σημαντικά την διαδικασία. Βέβαια, κρίνεται απαραίτητη και η παρουσία κάποιων μικροστοιχείων, όπως το βόριο, το ασβέστιο, το χλώριο, το κοβάλτιο, ο χαλκός, ο σίδηρος, το μαγνήσιο, το μολυβδαίνιο, το σελήνιο, το θείο και ο ψευδάργυρος. Η παρουσία των παραπάνω είναι ζωτική για τους μικροοργανισμούς σε ελάχιστες συγκεντρώσεις, καθώς αν υπάρχουν σε υψηλότερες συγκεντρώσεις τότε γίνονται τοξικές.

Όσον αφορά στο pH, το βέλτιστο pH για τους μεθανογενείς μικροοργανισμούς στους αναερόβιους αντιδραστήρες είναι περίπου από 6.8-7.4. Στους αερόβιους αντιδραστήρες τα βακτήρια δρουν σε υψηλότερους ρυθμούς σε pH μεταξύ 6 και 7.5, ενώ οι μύκητες, παρουσιάζουν μεγαλύτερο εύρος τιμών, μεταξύ 5.5 και 8. Εάν το pH πέσει κάτω του 6 οι μικροοργανισμοί και κυρίως τα βακτήρια πεθαίνουν και ο ρυθμός κομποστοποίησης μειώνεται. Εάν το pH υπερβεί την τιμή 9 τότε το άζωτο μετατρέπεται σε αμμωνία και παύει να είναι διαθέσιμο για τους μικροοργανισμούς. Οι Zhang et al. (2009) υποστήριξαν ότι η αποδόμηση των οργανικών ενώσεων στο στάδιο της υδρόλυσης έχει παρατηρηθεί ότι ανακόπτεται λόγω των χαμηλών τιμών pH. Τα τελευταία χρόνια έχει αρχίσει να απασχολεί πολλούς ερευνητές το κατά πόσο θα επηρέαζε μία πιθανή ρύθμιση του pH των στραγγισμάτων πριν από την ανακυκλοφορία τους. Οι Dong-Qing et al. (2009) υποστήριξαν ότι η ανακυκλοφορία των στραγγισμάτων μετά την εξουδετέρωση του pH μπορεί να παρέχει κατάλληλο περιβάλλον για τη διάδοση των μικροβίων και ως εκ τούτου βοηθάει στην αποδόμηση. Ιδιαίτερη προσοχή πρέπει να δίνεται στην τιμή του pH κατά τα πρώτα στάδια της ανακυκλοφορίας των στραγγισμάτων. Η προσεκτική λειτουργία του βιοαντιδραστήρα αρχικά, μέσω της αργής εισαγωγής των στραγγισμάτων ελαχιστοποιεί την ανάγκη για εξουδετέρωση.

Η θερμοκρασία αποτελεί ουσιώδης παράμετρο λειτουργίας τόσο για αερόβιους όσο και για τους αναερόβιους αντιδραστήρες. Η αναερόβια χώνευση λειτουργεί σε δύο εύρη θερμοκρασιών, το μεσόφιλο, περίπου στους 35 ^{0}C και το θερμόφιλο, περίπου στους 55 ^{0}C. Η μεσόφιλη αναερόβια χώνευση παρουσιάζει κάποια ιδιαίτερα σημαντικά πλεονεκτήματα έναντι της θερμόφιλης. Αρχικά είναι επαρκώς γνωστή και κατανοητή ως διεργασία και επιτυγχάνει μεγαλύτερο βαθμό βιοσταθεροποίησης του οργανικού κλάσματος, ενώ θεωρείται και πιο σταθερή/ανθεκτική λόγω της μεγαλύτερης βιοποικιλότητας των μικροοργανισμών που συμμετέχουν. Όμως και η θερμόφιλη έχει να επιδείξει κάποια πλεονεκτήματα όπως υψηλότερη ταχύτητα βιοαποδόμησης που συνεπάγεται με μικρότερους χρόνους παραμονής. Επιπρόσθετα, έχει καταγραφεί στην βιβλιογραφία, σε εργαστηριακής κλίμακας εφαρμογές, ότι η παραγωγή μεθανίου αυξήθηκε σημαντικά όταν η θερμοκρασία λειτουργίας αυξήθηκε από τους 20 στους 30 και στους 40 ^{0}C (Christensen και Kjeldsen, 1989). Από την άλλη στους αερόβιους αντιδραστήρες η μεταβολή της θερμοκρασίας εξαρτάται από την θερμότητα που παράγεται κατά την δράση των μικροοργανισμών και αντισταθμίζεται με τον κατάλληλο αερισμό, την επιφανειακή ψύξη του σωρού και την εξάτμιση της περιεχόμενης υγρασίας. Οι πιο αποτελεσματικές θερμοκρασίες κομποστοποίησης κυμαίνονται μεταξύ 45 και 59 ^{0}C. Κάτω των 20 ^{0}C οι μικροοργανισμοί αδρανοποιούνται. Σε θερμοκρασίες άνω των 59 ^{0}C ορισμένοι οργανισμοί πάλι αδρανοποιούνται ή και θανατώνονται με αποτέλεσμα μείωση του ρυθμού κομποστοποίησης. Οι μικροοργανισμοί τείνουν να παρουσιάσουν την μέγιστη απόδοση στην αποδόμηση των θρεπτικών υλικών, στα ανώτερα όρια αντοχής τους στην θερμοκρασία. Επακόλουθα, ο ρυθμός δράσης τους αυξάνεται όσο αυξάνεται η θερμοκρασία, έως μια μέγιστη τιμή. Είναι αναγκαίο λοιπόν να ρυθμίζεται η θερμοκρασία στο μέγιστο δυνατά όριο επιβίωσης των μικροοργανισμών

4.4 ΚΑΤΑΤΑΞΗ ΒΙΟΑΝΤΙΔΡΑΣΤΗΡΩΝ

Οι βιοαντιδραστήρες στερεών αποβλήτων κατατάσσονται, σύμφωνα με τις περιβαλλοντικές συνθήκες στις οποίες αναπτύσσονται οι μικροοργανισμοί, σε αερόβιους, αναερόβιους ή υβριδικούς (EPA, 2002). Κάθε τύπος αντιδραστήρα λειτουργεί με διαφορετικά συστήματα για να προκύψουν τα βέλτιστα αποτελέσματα (Berge et al., 2005). Οι διαφορετικοί τύποι των βιοαντιδραστήρων περιγράφονται παρακάτω.

4.4.1 ΑΕΡΟΒΙΟΙ ΒΙΟΑΝΤΙΔΡΑΣΤΗΡΕΣ

Στους αερόβιους βιοαντιδραστήρες γίνεται εισαγωγή οξυγόνου (ή αέρα) στη μάζα των απορριμμάτων, μέσω οριζόντιων ή κατακόρυφων φρεατίων. Με τον τρόπο αυτό, ενισχύεται η αερόβια δραστηριότητα και επιταχύνεται η σταθεροποίηση των αποβλήτων. Τα στραγγίσματα οδηγούνται σε δεξαμενές αποθήκευσης και ανακυκλοφορούν στον ΧΥΤΑ με ελεγχόμενο τρόπο.

Εικόνα 4-1 Απεικόνιση αερόβιου βιοαντιδραστήρα απορριμμάτων (Πηγή : Repa, 2003)

4.4.1.1 ΑΕΡΟΒΙΕΣ ΔΙΕΡΓΑΣΙΕΣ

Οι αερόβιες διεργασίες μπορούν να ταξινομηθούν σε τέσσερα στάδια τα οποία είναι:

<u>1^{o} Στάδιο</u>

Κατά το στάδιο αυτό επικρατούν οι μεσόφιλοι οργανισμοί που αρχίζουν την αποσύνθεση των οργανικών ουσιών. Απαιτείται αρκετός αερισμός, υγρασία και θερμότητα. Το pH μειώνεται εξαιτίας του σχηματισμού των οργανικών οξέων. Τρία είναι τα είδη που εμπλέκονται στην αποσύνθεση του οργανικού υλικού: τα βακτήρια, οι μύκητες και οι ακτινομύκητες. Τα δύο πρώτα πρωτοστατούν στη φάση αυτή.

<u>2^{o} Στάδιο</u>

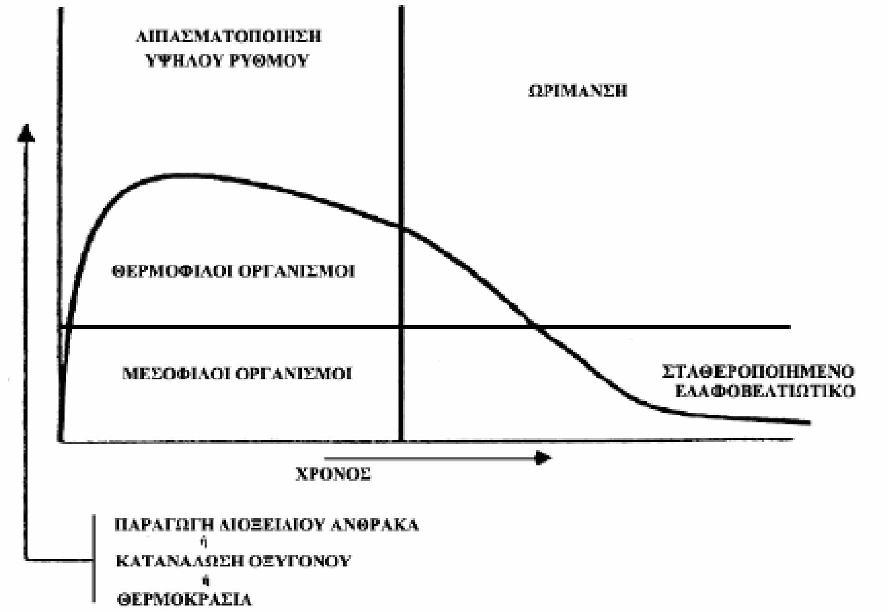
Το pH της μάζας μετατρέπεται σε αλκαλικό και είναι δυνατό να ελευθερωθεί NH_3, αν υπάρχει περίσσεια αζώτου. Στο τέλος αυτού του σταδίου, η μεταβολική δράση αυτών των μικροοργανισμών είναι τέτοια, ώστε η θερμοκρασία φτάνει τους 60-70 ^{0}C. Έτσι, μόνο θερμοφιλικά βακτήρια και ακτινομύκητες μπορούν να συνεχίσουν την αποδόμηση του υλικού.

<u>3^{o}Στάδιο</u>

Με τη συνεχή κατανάλωση του υποστρώματος, ο ρυθμός αποδόμησης μειώνεται, όπως και η θερμοκρασία. Έτσι, τα μη θερμοφιλικά βακτήρια και οι μύκητες ξαναγίνονται ενεργά.

<u>4^{o} Στάδιο</u>

Στο τελικό αυτό στάδιο συμβαίνουν περίπλοκες αντιδράσεις πύκνωσης και πολυμερισμού. Το τελικό προϊόν, κόμποστ, αποτελείται από ένα σταθεροποιημένο οργανικό υπόλειμμα, παρόμοιο με τα χουμικά υλικά του εδάφους, που σχηματίζονται στη φύση από ζωικά και φυτικά υπολείμματα με ανάλογη βιολογική διαδικασία..



Διάγραμμα 4.1 Στάδια της διαδικασίας λιπασματοποίησης (Tchobanoglous et al., 1993)

Γενικά, τα φυσικά και χημικά χαρακτηριστικά του κόμποστ ποικίλουν ανάλογα με την αρχική ύλη που διατέθηκε για λιπασματοποίηση και τις συνθήκες οι οποίες επικράτησαν κατά τη διαδικασία και την έκταση της αποδόμησης. Το κόμποστ έχει σκούρο χρώμα, εύθραυστη, χωμάτινη υφή και οσμή που μοιάζει με αυτές του εδάφους. Το τελικό προϊόν δεν έχει καμία σχέση, όσον αφορά τη φυσική μορφή, με αυτή του αρχικού οργανικού υλικού από το οποίο παράχθηκε. Το καλής ποιότητας κόμποστ έχει απαλλαγεί από ζιζάνια και παθογόνα.

4.4.1.2 ΑΕΡΙΣΜΟΣ ΑΝΤΙΔΡΑΣΤΗΡΩΝ

Η παραδοσιακή και πιο διαδεδομένη μέθοδος διαχείρισης στερεών αποβλήτων είναι η αναερόβια υγειονομική ταφή. Πρόσφατα όμως,όλο και μεγαλύτερος αριθμός μελετητών έχει επικεντρωθεί στην εισαγωγή αέρα μέσα στη μάζα των αποβλήτων με σκοπό την μελέτη της αερόβιας αποδομησής τους. Ιδιαίτερο ενδιαφέρον για αυτή τη μέθοδο έχει παρατηρηθεί στην Ιαπωνία, η οποία άρχισε πρόσφατα να ανακοινώνει στοιχεία σχετικά με τους αερόβιους χώρους υγειονομικής ταφής που έχουν ερευνήθει τα τελευταία χρόνια. Το εύρος ρυθμού αερισμού που έχει μελετηθεί, σύμφωνα και με τον Πίνακα 4.1 είναι πολύ μεγάλο, αλλά σύμφωνα με τους Binner et. al. (2003) μια ροή αέρα που παρέχει CO_2 της τάξεως του 15% είναι επαρκής για την αερόβια αποσύνθεση των στερεών αποβλήτων. Ωστόσο, πλεόνασμα αερισμού μπορεί να μειώσει τη μικροβιακή δραστηριότητα και την αύξηση της κατανάλωσης ενέργειας. Τα οργανικά συστατικά των απορριμμάτων αποδομούνται σε σχετικά σύντομο χρονικό διάστημα σε σύγκριση με την αναερόβια αποδόμηση (Hudgins et al., 1999). Η έννοια της αερόβιας αποδόμησης μέσω έκχυσης αέρα σε χώρους υγειονομικής ταφής παρουσιάζει σημαντικές εναλλακτικές λύσεις στην διαχείριση των αποβλήτων, τόσο για τα υφιστάμενα όσο και για νέα συστήματα, και σχετίζεται ουσιαστικά με την κομποστοποίηση των αποδομήσιμων στερεών συστατικών των αποβλήτων. Αυξημένα ποσοστά βιοαποδόμησης ουσιαστικά προδιαθέτουν για αυξημένα ποσοστά σταθεροποίησης της μάζας των αποβλήτων. Τέλος, σύμφωνα με τη μελέτη των Read et al. (2000) για τους χώρους υγειονομικής ταφής, η αερόβια αποδόμηση προωθεί μια αλλαγή στη συνολική διαχείριση των στερεών αποβλήτων.

Πίνακας 4.1. Παροχές αερισμού σε αντιδραστήρες σύμφωνα με τις μέχρι τώρα μελέτες.

ΕΡΕΥΝΗΤΗΣ	ΧΡΟΝΟΛΟΓΙΑ	ΣΥΝΤΕΛΕΣΤΗΣ ΑΕΡΙΣΜΟΥ (L / (kg*min)
Sang et al.	2008	1,33
Keener et al.	1997	0,97
Zhang et al.	2009	0,93
Rasapoor et al.	2009	0,9
Ishigaki et al.	2003	0,8
Rasapoor et al.	2009	0,6
Bernreuter et al.	2006	0,5
Rasapoor et al.	2009	0,4
Keener at al.	1997	0,35
Cossu et al.	2002	0,22
Erses et al.	2008	0,11
Boni et al.	1997	0,03
Borglin et al.	2004	0,06
Smith et al.	2000	0,0002

4.4.1.3 ΑΝΑΚΥΚΛΟΦΟΡΙΑ ΣΤΡΑΓΓΙΣΜΑΤΩΝ

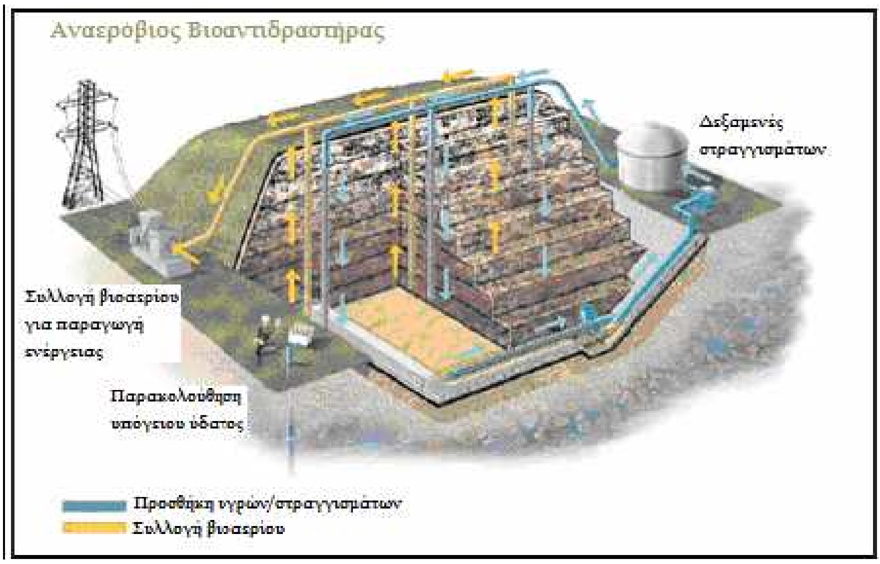
Ένας αντιδραστήρας αποδόμησης στερεών αποβλήτων απαιτεί συγκεκριμένες λειτουργικές ρυθμίσεις για την ορθή λειτουργία του και την αποτελεσματική ενίσχυση των μικροβιακών διεργασιών αποδόμησης. Τα στραγγίσματα από μόνα τους συχνά δεν επαρκούν για να διατηρήσουν τα βέλτιστα επίπεδα υγρασίας για την βιολογική αποδόμηση. Η πιο σημαντική διαχειριστική μέθοδος αφορά στην προσθήκη υγρών και την ανακυκλοφορία στραγγισμάτων. Τα τελευταία χρόνια όλο και περισσότεροι μελετητές έχουν αρχίσει να ερευνούν την επιδρασή της στην αποδόμηση των ΑΣΑ. Οι Teresa et al. (2003) υποστηρίζουν ότι η ανακυκλοφορία των στραγγισμάτων είναι μια πολύ ικανή μέθοδος για την in-situ επεξεργασία των στραγγισμάτων και ένας αποτελεσματικός τρόπος για την ενίσχυση της μικροβιακής αποσύνθεσης των βιοαποδομήσιμων στερεών αποβλήτων και τη σταθεροποίηση τους. Οι Reinhart et al. (1998) στη μελέτη τους αναφέρουν ότι η ανακυκλοφορία των στραγγίσματα είναι μία νέα και καινοτόμος πρακτική στη διαχείριση των αστικών στερεών αποβλήτων, δεδομένου ότι μειώνει τη βιολογική αντοχή των στραγγισμάτων, επιταχύνει τη σταθεροποίηση της υγειονομικής ταφής, μειώνοντας με αυτό τον τρόπο την ενεργό ζωή του ΧΥΤΑ. Οι Francois et al. (2007) παρατήρησαν ότι η ανακυκλοφορία περιορίζει τον κίνδυνο ρύπανσης των αποβλήτων σε μακροπρόθεσμη βάση και είναι υπεύθυνη για τη μείωση της διάρκειας των πρώτων φάσεων της αποδόμησης και βελτιστοποιεί την παραγωγή βιοαερίου και την αύξηση της ποσότητας των ρύπων που απελευθερώνονται. Επίσης, οι Wang et al. (2006) τονίζουν ότι η ανακυκλοφορία των στραγγισμάτων είναι ευεργετική για να επιταχυνθεί η καλλιέργεια και η διάδοση βιολογικών δραστηριοτήτων στο χώρο της υγειονομικής ταφής, ώστε να ενισχυθεί η ικανότητα επεξεργασίας τους. Η επίδραση της ανακυκλοφορίας στραγγισμάτων μεγιστοποιείται όταν ένας χώρος υγειονομικής ταφής φτάνει στη σταθερή του φάση. Γενικότερα, δηλαδή όλες οι μελέτες καταλήγουν στο συμπέρασμα ότι η ανακυκλοφορία των στραγγισμάτων επιδρά ουσιαστικά στην ανάγκη επεξεργασίας τους και είναι πιθανόν να μειώσει σημαντικά τις συγκεντρώσεις των ρύπων σε σχετικά μικρό χρονικό διάστημα (5 έως 10 χρόνια). Τα αυξανόμενα επίπεδα υγρασίας στην απορριμματική μάζα βελτιώνουν τις συνθήκες του συστήματος για καλύτερη βιολογική αποδόμηση του οργανικού υλικού των απορριμμάτων. Τέλος, η μέθοδος αυτή μπορεί να χαρακτηριστεί σχετικά απλή και σαφώς πιο οικονομική έναντι άλλων μεθόδων.

Υπάρχουν όμως και πολλές μελέτες που αναφέρουν τις αρνητικές επιδράσεις που μπορεί να προκαλέσει η ανακυκλοφορία των στραγγισμάτων. Οι Hao et al. (2008) αναφέρουν ότι η σχετική καθυστέρηση υποβάθμισης των ΑΣΑ ήταν αποτέλεσμα κυρίως της συσσώρευσης του βιοαερίου που προκλήθηκε από την ανακυκλοφορία των στραγγισμάτων. Στο ίδιο συμπέρασμα καταλήγουν και οι Tada et al. (2005), ότι δηλαδή με την αποσύνθεση των αποβλήτων λόγω της ανακυκλοφορίας των στραγγισμάτων η αμμωνία τείνει να συσσωρεύεται και να φτάνει σε υψηλές συγκεντρώσεις, γεγονός που θα εμπόδιζε και θα καθυστερούσε την βιοαποδόμηση των οργανικών αποβλήτων και τη σταθεροποιησή τους. Οι Teresa et al. (2003) προσθέτουν ένα ακόμα αρνητικό της ανακυκλοφορίας καταλήγοντας ότι ο μεγάλος όγκος ανακυκλοφορίας καταστρέφει τη ρυθμιστική ικανότητα και αφαιρεί τη δραστηριότητα της μεθανιογέννεσης. Τέλος οι Šan et al. (2001) καταλήγουν ότι η συχνή ανακυκλοφορία σε πλήρη κλίμακα μπορεί να προκαλέσει λειτουργικά προβλήματα, όπως πλημμύρες ή απόφραξη, ιδίως σε περιοχές με περισσότερες βροχοπτώσεις. Συνοψίζοντας δηλαδή τις αρνητικές επιδράσεις της ανακυκλοφορίας, σύμφωνα και με τις μέχρι τώρα δημοσιευμένες αναφορές, θα ήταν χρήσιμο να επικεντρωθεί κανείς στο γεγονός, ότι αυτές προέρχονται είτε μετά την ανακυκλοφορία μεγάλου όγκου στραγγισμάτων είτε με την συχνή, ακόμα και καθημερινή ανακυκλοφορία. Τα σημαντικότερα προβλήματα που προέκυψαν είναι η καθυστερημένη αποδόμηση των ΑΣΑ, η καθυστέρηση ή ακόμα και πλήρης αναστολή της διαδικασίας της μεθανογένεσης και η δημιουργία λειτουργικών προβλημάτων. Ένα σημαντικό στοιχείο επίσης που βάζει σε κίνδυνο την αξιοπιστία της μεθόδου αυτής είναι ότι λόγω της ετερογένειας της απορριματικής μάζας τα στραγγίσματα μπορεί να συναντήσουν εμπόδια και να μην διαχυθούν σε όλη την απορριμματική μάζα. Έτσι είναι δύσκολο να επιβεβαιωθεί εάν τα στραγγίσματα έρχονται σε επαφή με όλη την απορριμ ματική μάζα.

Τέλος, είναι απαραίτητο να αναφερθούν και οι παράμετροι που επηρεάζουν την επίδραση της ανακυκλοφορίας στην επεξεργασία των στραγγισμάτων. Σύμφωνα με τις παραπάνω μελέτες, δύο από τους παράγοντες που επιδρούν στην ανακυκλοφορία είναι ο όγκος και η συχνότητα της ανακυκλοφορίας. Άλλοι παράγοντες είναι η ποιότητα των ανακυκλωμένων στραγγισμάτων και το είδος των αποβλήτων (σύνθεση και κατάσταση υποβάθμισης του). Τέλος, σύμφωνα με τους Šan et al. (2001) για να αποφευχθούν ενδεχόμενες αρνητικές επιδράσεις από την ανακυκλοφορία των στραγγισμάτων προτείνεται η ρύθμιση του pH πριν από την ανακυκλοφορία.

4.4.2 ΑΝΑΕΡΟΒΙΟΙ ΒΙΟΑΝΤΙΔΡΑΣΤΗΡΕΣ

Σε έναν αναερόβιο αντιδραστήρα, προστίθεται υγρασία είτε μέσω της ανακυκλοφορίας των στραγγισμάτων είτε μέσω κάποιου άλλου μηχανισμού, με σκοπό την αύξηση της υγρασίας στο εσωτερικό του. Η αποδόμηση πραγματοποιείται απουσία οξυγόνου (αναερόβια) και παράγεται βιοαέριο. Το βιοαέριο που αποτελείται κυρίως από μεθάνιο, μπορεί να ανακτάται για ενεργειακό σκοπό αλλά και για έλεγχο των αερίων.



Εικόνα 4.2 Απεικόνιση αναερόβιου βιοαντιδραστήρα απορριμμάτων (Πηγή: Repa, 2003)

4.4.2.1 ΑΝΑΕΡΟΒΙΕΣ ΔΙΕΡΓΑΣΙΕΣ

Ο όρος αναερόβια χώνευση αναφέρεται στην ελεγχόμενη βιολογική αποδόμηση των οργανικών αποβλήτων κάτω από συνθήκες έλλειψης οξυγόνου. Οδηγεί στην παραγωγή βιοαερίου, ενός μίγματος CH_4 και CO_2, το οποίο μπορεί να χρησιμοποιηθεί ως καύσιμο για την συμπαραγωγή ηλεκτρικής ενέργειας και θερμότητας, και ενός υδαρούς υπολείμματος, χωνεμένη ιλύς. Σύμφωνα με τον Παναγιωτακόπουλο (2002) η αναερόβια χώνευση περιλαμβάνει βιολογικές διεργασίες που μπορούν να ταξινομηθούν σε τέσσερις διακριτές φάσεις: τη μεθανιογένεση, τη ζύμωση, την οξεογένεση, και την υδρόλυση, ενώ σύμφωνα με την μελέτη των Warith et al. (2005) περιλαμβάνει πέντε φάσεις:

- **Φάση προσαρμογής**

Στην φάση αυτή το υπάρχον οξυγόνο καθώς και τα νιτρικά καταναλώνονται. Τα ευδιάλυτα σάκχαρα χρησιμοποιούνται ως άμεση πηγή άνθρακα από την μικροβιακή δραστηριότητα. Το ποσοστό οξυγόνου είναι γενικά χαμηλό και εξαρτάται κυρίως από τον βαθμό συμπίεσης των ΑΣΑ. Η φάση αυτή χαρακτηρίζεται από την τοποθέτηση των ΑΣΑ εντός του αντιδραστήρα και την συσσώρευση υγρασίας του.

- **Φάση μετάβασης**

Με την εξάλειψη του παγιδευμένου οξυγόνου το περιβάλλον των ΑΣΑ μεταβάλλεται από αερόβιο σε αναερόβιο. Άμεσα ενεργοποιούνται τα προαιρετικά αναερόβια βακτήρια. Οι δέκτες ηλεκτρονίων μεταβάλλονται και αντί του οξυγόνου δρουν τα νιτρικά και τα θειικά. Οι υδρολυτικοί μικροοργανισμοί υδρολύουν με την βοήθεια ενζύμων τις πολυμερικές ενώσεις, όπως τους υδατάνθρακες, τα λίπη και τις πρωτεΐνες. Τα αρχικά προϊόντα της υδρόλυσης περιλαμβάνουν διαλυτά σάκχαρα, αμινοξέα, καρβοξυλικά οξέα και γλυκερόλη.

- **Φάση σχηματισμού οξέων**

Κατά την διάρκεια αυτής της φάσης τα ενδιάμεσα προϊόντα από την προηγούμενη φάση υφίστανται περαιτέρω αποδόμηση. Έτσι, σε πρώτη φάση παράγονται οξέα μικρότερου μήκους, αλκοόλες και υδρογόνο. Στη συνέχεια παράγονται οξικό οξύ, υδρογόνο και διοξείδιο του άνθρακα. Κατά την φάση αυτή αυξάνονται και οι συγκεντρώσεις των ανόργανων ιόντων. Τα βακτήρια της τρίτης φάσης χαρακτηρίζονται ως μη-μεθανιογενή και συνίστανται από προαιρετικά (επαμφοτερίζοντα) και υποχρεωτικά αναερόβια βακτήρια. Τα κύρια στοιχεία αυτής της φάσης αποτελούν ο υψηλός βαθμός ανάπτυξης της βιομάζας και κατανάλωσης θρεπτικών.

- **Φάση σχηματισμού μεθανίου (μεθανιογένεση)**

Κατά την διάρκεια της τέταρτης φάσης δραστηριοποιούνται τα μεθανιογενή βακτήρια καθώς επίσης και τα βακτήρια κατανάλωσης των θειικών. Τα υδρόφιλα μεθανιογενή βακτήρια μετατρέπουν το H_2 και το CO_2 σε μεθάνιο. Τα οξεοφιλικά μεθανιογενή βακτήρια μετατρέπουν το οξικό οξύ σε μεθάνιο και διοξείδιο του άνθρακα. Τα βακτήρια της ομάδας αυτής θεωρούνται από τα πιο σημαντικά λόγω του ότι έχουν χαμηλό ρυθμό ανάπτυξης και ουσιαστικά αποτελούν τον περιοριστικό παράγοντα κατά την αναερόβια επεξεργασία αποβλήτων. Η παραγωγή μεθανίου αυξάνεται γρήγορα έως ένα μέγιστο όριο. Κατά την φάση αυτή παρατηρείται αύξηση των τιμών pH και ταυτόχρονα τα μεταλλικά ιόντα απομακρύνονται μέσω καθίζησης.

- **Φάση ωρίμανσης/σταθεροποίησης.**

Κατά την διάρκεια της τελευταίας φάσης η εύκολα βιοδιασπάσιμη οργανική ύλη σταθεροποιείται ενώ ταυτόχρονα παρατηρείται μείωση της διαθεσιμότητας των θρεπτικών. Η παραγωγή αερίου μειώνεται σε μεγάλο βαθμό ενώ τα στραγγίσματα παρουσιάζουν σταθερότητα στις παραμέτρους τους.

4.5 ΣΥΓΚΡΙΣΗ ΑΕΡΟΒΙΩΝ-ΑΝΑΕΡΟΒΙΩΝ ΑΝΤΙΔΡΑΣΤΗΡΩΝ

Συγκρίνοντας τους αερόβιους με τους αναερόβιους αντιδραστήρες μία πρώτη διαφορά που μπορεί κάποιος να διακρίνει είναι η σαφώς πιο γρήγορη βιολογική αποδόμηση του οργανικού φορτίου, που έχει ως αποτέλεσμα τη μείωση του συνολικού χρόνου σταθεροποίησης. Σύμφωνα με τους Giannis et al. (2008) ο συνολικός χρόνος σταθεροποίησης σε έναν αερόβιο βιοαντιδραστήρα είναι πολύ μικρότερος συγκριτικά με έναν αναερόβιο, ενώ οι Stessel και Murphy (1992) στην μελέτη τους αναφέρουν ότι ο αναερόβιος βιοαντιδραστήρας συγκρινόμενος με άλλους τύπους βιοαντιδραστήρων, παρουσιάζει βραδύτερο ρυθμό βιοαποδόμησης. Επίσης, σύμφωνα με άλλες μελέτες (March et al., 2001) στους αερόβιους αντιδραστήρες αποδεικνύεται αυξημένη καθίζηση και σημαντικότατη βελτίωση της ποιότητας των στραγγισμάτων. Η αυξημένη καθίζηση αυξάνει με τη σειρά της την ποσότητα των στερεών που μπορούν να διατεθούν σε ένα ΧΥΤΑ επιμηκύνοντας το χρόνο ζωής του ΧΥΤΑ μέσω της επιπρόσθετης εναπόθεσης απορριμμάτων ενώ η βελτίωση της ποιότητας των στραγγισμάτων οδηγεί σε οικονομικά οφέλη λόγω μείωσης της απαιτούμενης διαδικασίας διαχειρισής τους.

Μία δεύτερη πολύ σημαντική διαφορά έγκειται στο γεγονός, ότι κατά τη διάρκεια της αναερόβιας βιοαποδόμησης παράγεται βιοαέριο, η ενεργειακή αξιοποίηση του οποίου μπορεί να συνεισφέρει θετικά στην οικονομική βιωσιμότητα αυτών των συστημάτων. Το απαιτούμενο σύστημα για την συλλογή του παραγόμενου μεθανίου αυξάνει το κόστος κατασκευής ενός αναερόβιου αντιδραστήρα αλλά η μη αναγκαιότητα χρήσης συστήματος αερισμού, σύστημα αναγκαίο για τους αερόβιους αντιδραστήρες, εξισορροπεί σε ένα βαθμό το κόστος. Συνοψίζοντας λοιπόν αν υπάρχει προοπτική για αξιοποίηση του βιοαερίου, ένας αναερόβιος αντιδραστήρες θα προσέφερε σημαντικά οικονομικά οφέλη.

Η μείωση της κινητικότητας των μετάλλων μπορεί να χαρακτηριστεί ως μια ακόμη σημαντική διαφορά .Το περιβάλλον κατά τη διάρκεια της αερόβιας υποβάθμισης των στερεών αποβλήτων είναι αρκετά ουδέτερο, γεγονός που μειώνει την κινητικότητα των μετάλλων. Η παραγωγή πτητικών οργανικών οξέων μειώνεται στους αερόβιους βιοαντιδραστήρες επειδή περιορίζεται η αναερόβια ζύμωση. Ωστόσο, περιορισμένη παραγωγή πτητικών οξέων και μεθανίου μπορεί ακόμη να εμφανιστεί σε αναερόβιους θύλακες στο εσωτερικό ενός αερόβιου αντιδραστήρα.

Ένα σημαντικό μειονέκτημα των αναερόβιων βιοαντιδραστήρων έναντι των αντίστοιχων αερόβιων αποτελεί η συσσώρευση του αμμωνιακού αζώτου (NH_4-N), λόγω του ότι δεν υπάρχει άμεσος μηχανισμός αποδομησής του υπό αναερόβιες συνθήκες. Μέσα σε αναερόβιους ΧΥΤΑ-βιοαντιδραστήρες, το αμμωνιακό άζωτο που υπάρχει στα στραγγίσματα επιστρέφει συνεχώς στο χώρο υγειονομικής ταφής, όπου δεν υπάρχει τρόπος αποδόμησης της αμμωνίας σε αναερόβιο περιβάλλον (Berge et al., 2005). Οι υψηλές συγκεντρώσεις του αμμωνιακού αζώτου οδηγεί σε αύξηση της τοξικότητας αλλά και μειώνει το ρυθμό επίδρασης της αναερόβιας αποδόμησης.

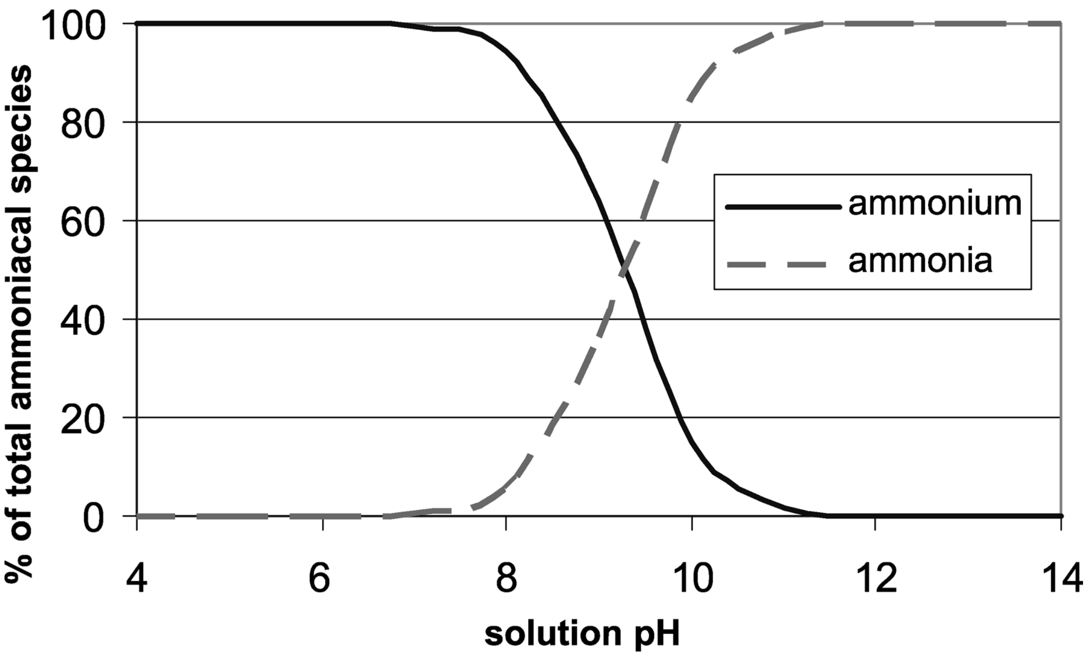
Μια επιπλέον διαφορά είναι ότι κατά τη διάρκεια της αερόβιας διαδικασίας δημιουργείται ένα σημαντικό ποσό θερμότητας, το οποίο οδηγεί στην αύξηση της θερμοκρασίας, η οποία φτάνει ακόμα και τους 60 ^{0}C. Οι υψηλές θερμοκρασίες βοηθάνε σημαντικά στην αύξηση της εξάτμισης, η οποία με τη σειρά της οδηγεί σε σημαντική απώλεια των στραγγισμάτων, διευκολύνοντας με αυτό τον τρόπο τις μεθόδους διαχειρισής τους. Ωστόσο, οι υψηλές θερμοκρασίες μπορεί να επηρεάσουν και τις βιολογικές διεργασίες μετασχηματισμού του αζώτου. Σύμφωνα με τους Berge et al. (2007) καθώς η θερμοκρασία αυξάνεται, ο χρόνος που απαιτείται για το κορεσμό της αμμωνίας επίσης αυξάνεται. Επιπλέον, ο συνδυασμός υψηλών θερμοκρασιών και παρουσίας αέρα μπορεί να δημιουργήσει ένα περιβάλλον ευνοϊκό για εκδήλωση πυρκαγιάς. Ωστόσο, με την ελαχιστοποίηση της παραγωγής μεθανίου και τη διασφάλιση της απαιτούμενης ποσότητας υγρασίας, οι πιθανότητες εκδήλωσης μειώνονται αισθητά.

Τέλος, μια διαφορά που προκύπτει ανάμεσα στα δύο είδη ανιδραστήρων είναι η ύπαρξη δυσοσμίας, η οποία συνδέεται με αναερόβια συστήματα, και προκαλείται λόγω παραγωγής υδρόθειου και πτητικών οξέων. Αντίθετα, σε αερόβια συστήματα και κυρίως κατά την αερόβια κομποστοποίηση οι διεργασίες που πραγματοποιούνται έχουν ως αποτέλεσμα την έκλυση ορισμένων εύοσμων ενώσεων, όπως η μεθανοθειόλη.

4.6 ΜΕΤΑΣΧΗΜΑΤΙΣΜΟΙ ΑΖΩΤΟΥ

4.6.1 ΕΙΣΑΓΩΓΗ

Η περιεκτικότητα σε άζωτο των ΑΣΑ είναι μικρότερη από 1%, επί υγρού όγκου (Tchobanoglous et al., 1993). Βρίσκεται με την μορφή οργανικού αζώτου, όπως πρωτεΐνες, αμίνες και άλλες αζωτούχες ενώσεις. Οι πρωτεΐνες υδρολύονται και ζυμώνονται από μικροοργανισμούς, παράγοντας αμινοξέα τα οποία μέσω της διασπασής τους παράγουν αμμωνιακό άζωτο. Η συγκεντρωσή του εξαρτάται από το ρυθμό διαλυτοποίησης και από την απόπλυση από τα απόβλητα. Η απομάκρυνση του αμμωνιακού αζώτου από τα στραγγίσματα είναι απαραίτητη λόγω της τοξικότητας που παρουσιάζει στο υδάτινο περιβάλλον και της αυξημένης απαίτησης σε οξυγόνο στα ύδατα υποδοχής. Σύμφωνα με τους Kjeldsen et al. (2002) το αμμωνιακό άζωτο επηρεάζει σε μεγάλο βαθμό την τοξική φύση των στραγγισμάτων. Οι Reinhart et al. (1996) υποστήριξαν ότι σε χώρους υγειονομικής ταφής η συντριπτική πλειοψηφία του αμμωνιακού αζώτου στα στραγγίσματα θα είναι με τη μορφή ιόντων αμμωνίου (NH_4^+-N), διότι το επίπεδο του pH είναι γενικά μικρότερο από 8.0. Αυτό επιβεβαιώνεται και από το Σχήμα 4.1, που παρατίθεται παρακάτω, το οποίο παρουσιάζει την κατανομή της αμμωνίας και του αμμώνιου ως συνάρτηση του pH. Μέθοδοι αφαίρεσης αμμωνιακού αζώτου συχνά περιλαμβάνουν σύνθετες ακολουθίες φυσικών, χημικών, ή και βιολογικών διεργασιών, συμπεριλαμβανομένης της χημικής καθίζησης, της νανοδιήθησης και τέλος της βιολογικής νιτροποίησης και απονιτροποίησης. Η ετερογένεια όμως που παρουσιάζουν τα στερεά απόβλητα περιπλέκει τον κύκλο του αζώτου σε χώρους υγειονομικής ταφής. Επειδή τα απόβλητα είναι ανομοιογενή, τμήματα του χώρου υγειονομικής ταφής μπορεί να περιέχουν διαφορετικές ποσότητες θρεπτικών συστατικών και να παρουσιάζουν σημαντικές θερμοκρασιακές διαφορές αλλά και διαφορετικά επίπεδα υγρασίας. Για αυτό το λόγο μέσα σε ένα βιοαντιδραστήρα, μπορεί να λαμβάνουν χώρα ταυτόχρονα ή και διαδοχικά πολλές διεργασίες μετασχηματισμού του αζώτου. Οι διεργασίες αυτές περιλαμβάνουν την αμμωνιοποίηση, την προσρόφηση, την αεριοποίηση, την νιτροποίηση, την απονιτροποίηση και την αναερόβια οξείδωση της αμμωνίας.



Σχήμα 4.1 Κυρίαρχη μορφή αμμωνιακού αζώτου στο διάλυμα 25 ^{0}C σε διάφορα επίπεδα pH.

4.6.2 ΑΜΜΩΝΙΟΠΟΙΗΣΗ

Οι πρωτεΐνες που υπάρχουν στα απόβλητα είναι η κύρια πηγή αμμωνιακού αζώτου. Η μετατροπή του οργανικού αζώτου σε αμμωνιακό άζωτο από ετερότροφα βακτήρια ονομάζεται αμμωνιοποίηση. Η αμμωνιοποίηση είναι μια διαδικασία δύο σταδίων και αποτελείται αρχικά από την ενζυματική υδρόλυση των πρωτεϊνών από αερόβιους και αναερόβιους μικροοργανισμούς απελευθερώνοντας αμινοξέα και στη συνέχεια την επακόλουθη διάσπαση (deamination) ή ζύμωση (ανάλογα με το τι είδους συνθήκες επικρατούν αερόβιες ή αναερόβιες) που επιφέρει την παραγωγή διοξειδίου του άνθρακα, αμμωνιακού αζώτου και πτητικών λιπαρών οξέων. Κατά τη διάρκεια της διάσπασης των αμινοξέων απελευθερώνονται ομάδες αμίνων σε μορφή αμμωνίας ή αμμώνιου, ανάλογα με το pH, και η αλκαλικότητα είναι ελαφρώς ανεβασμένη. Μόλις επέλθει η αμμωνιοποίηση το αμμωνιακό άζωτο διαλύεται στα στραγγίσματα και είναι έτοιμο να μεταμορφωθεί ή και να αφαιρεθεί μέσω άλλων διεργασιών. Το pH αυξάνεται επίσης κατά τη διάρκεια αμμωνιοποίησης. Παρά το γεγονός ότι το ποσοστό της αμμωνιοποίησης σε χώρους υγειονομικής ταφής δεν έχει μελετηθεί διεξοδικά, η αποδέσμευση του αμμωνιακού αζώτου από τα απόβλητα έχει αξιολογηθεί κυρίως κατά τη διάρκεια της κομποστοποίησης. Σύμφωνα με τους Ross et al. (1982) η αμμωνιοποίηση είναι βέλτιστη μεταξύ 40-50 ^{0}C.

4.6.3 ΕΚΠΛΥΣΗ-ΠΡΟΣΡΟΦΗΣΗ

Η ποσότητα του αμμωνιακού αζώτου που μπορεί να απελευθερωθεί από τα απόβλητα εξαρτάται από τον όγκο του νερού που διέρχεται εντός του χώρου υγειονομικής ταφής και από την περιεκτικότητα σε άζωτο των αποβλήτων. Η μείωση της συγκέντρωσης του αμμωνιακού αζώτου από την έκπλυση και την αραίωση σε αποδεκτά επίπεδα ενός χώρου υγειονομικής ταφής απαιτεί την προσθήκη μεγάλης ποσότητας νερού. Σύμφωνα με τους Purcell et al. (1999) οι κύριοι μηχανισμοί αφαίρεσης του αμμωνιακού αζώτου είναι η έκπλυση και η αραίωση από το εισερχόμενο νερό.
Εάν όμως η μελέτη επικεντρωθεί σε ένα βιοαντιδραστήρα-ΧΥΤΑ το αμμωνιακό άζωτο μέσω της ανακυκλοφορίας των στραγγισμάτων επιστρέφει συνεχώς στον βιοαντιδραστήρα, ενώ ταυτόχρονα παρατηρείται συνεχής διαλυτοποίηση του αζώτου στα στραγγίσματα. Έτσι, είναι δυνατόν να παρατηρηθεί το φαινόμενο της προσρόφησης του αμμωνιακού αζώτου στα ΑΣΑ.

Η προσρόφηση του αμμωνιακού αζώτου στα απόβλητα είναι σημαντική σε χώρους υγειονομικής ταφής βιοαντιδραστήρα λόγω της παρουσίας αμμωνίου σε υψηλές συγκεντρώσεις. Το αμμώνιο είναι γνωστό ότι έχει την τάση να προσροφάται σε διάφορες οργανικές και ανόργανες ενώσεις. Σύμφωνα με τους Hudgins et al. (2000) η προσρόφηση του αμμωνίου επιτρέπει την προσωρινή αποθήκευση του αμμωνίου πριν από τη χρήση του σε άλλες διαδικασίες, όπως η νιτροποίηση, και μπορεί επίσης να οδηγήσει στην αργή διαλυσή του. Η προσρόφηση εξαρτάται από το pH, τη θερμοκρασία, τη συγκέντρωση αμμωνίου, και την ιοντική ισχύ του διαλύματος. Για την προσρόφηση της αμμωνίας σε σωματίδια των απόβλητων, πρέπει αυτή να έχει τη μορφή του αμμωνίου (NH_4-N), γεγονός που αποδεικνύεται και στο Σχήμα 4.1, λόγω υψηλών τιμών pH. Τέλος, σύμφωνα πάλι με τους Hudgins et al. (2000) καθώς η ιοντική ισχύς στο μεγαλύτερο μέρος του διαλύματος αυξάνεται, η προσρόφηση του αμμωνίου τείνει να μειώνεται λόγω της ιόνανταλλαγής.

4.6.5 ΑΕΡΙΟΠΟΙΗΣΗ

Στους συμβατικούς χώρους υγειονομικής ταφής, η αμμωνία αποτελεί περίπου το 0.1 έως 1.0% (επί ξηρού όγκου) του συνολικού όγκου των αερίων που εκλύονται (Tchobanoglous et al., 1993). Η αμμωνία δεν θεωρείται ένα από τα αέρια που επιβαρύνουν το φαινόμενο του θερμοκηπίου παρόλα αυτά υπάρχουν ορισμένες αρνητικές επιπτώσεις στην ανθρώπινη υγεία. Η αμμωνία έχει οξεία μυρωδιά και προκαλεί ερεθισμό στο αναπνευστικό σύστημα. Επίσης, μπορεί να διαλυθεί από την υγρασία του δέρματος και να μετατραπεί σε υδροξείδιο του αμμωνίου, μια διαβρωτική χημική ουσία, που μπορεί να προκαλέσει δερματοπάθειες.

Η αεριοποίηση εμφανίζεται μόνο όταν υπάρχει παρουσία ελεύθερης αμμωνίας. Σε επίπεδα pH πάνω από 10.5-11.5, η πλειοψηφία του αμμωνιακού αζώτου που υπάρχει είναι με τη μορφή ελεύθερης αμμωνίας, σύμφωνα και με το Σχήμα 4.1. Η συγκέντρωση της αμμωνίας σε ένα συγκεκριμένο επίπεδο pH μπορεί να υπολογιστεί από τη σχέση:

$$\left[\mathrm{N}-\mathrm{NH}_3\right]=\frac{\left[\mathrm{N}-\mathrm{NH}_4^+\right]\cdot 10^{\mathrm{pH}}}{e^{\frac{6344}{273+\mathrm{T}[°\mathrm{C}]}}}$$

όπου: NH_3^--N είναι η συγκέντρωση της ελεύθερης αμμωνίας, NH_4^+-N είναι η συγκέντρωση του αμμωνίου, Ka η σταθερά διάστασης του οξέος, και Kw το κλάσμα ιονισμού του νερού.

Καθώς αυξάνεται η θερμοκρασία, όλο και μεγαλύτερο μέρος από την αμμωνία μετατρέπεται σε ελεύθερη αμμωνία, λόγω της εξάρτησης της σταθεράς Ka από την θερμοκρασία. Έτσι, για pH ίσο με 7, και υπό κανονικές συνθήκες, ποσοστό 0.56% της αμμωνίας είναι με τη μορφή ελεύθερης αμμωνίας. Όταν όμως η θερμοκρασία αυξηθεί και φτάσει στους 60 ^{0}C, θερμοκρασία συνήθης για αερόβιους χώρους υγειονομικής ταφής, και το pH παραμείνει ίσο με 7, το ποσοστό της ελεύθερης αμμωνίας αυξάνεται και φτάνει στο 4.90%. Σύμφωνα μάλιστα με τους Sanchez-Monedero et al. (2001) σε θερμοκρασίες άνω των 40 ^{0}C, ο μόνος μηχανισμός απομάκρυνσης της αμμωνίας που παρατηρήθηκε είναι η αεριοποίηση.

Η ροή του αέρα παίζει επίσης σημαντικό ρόλο στην αεριοποίηση της αμμωνίας. Με την εισαγωγή αέρα τα στραγγίσματα αρχίζουν να αναδεύονται δημιουργώντας με αυτό τον τρόπο ένα τρόπο διαφυγής της ελεύθερης αμμωνίας από τον χώρο υγειονομικής ταφής. Η ροή του αέρα αραιώνει επίσης τη συγκέντρωση της αέριας φάσης του αμμωνιακού αζώτου πάνω στο στράγγισμα βοηθώντας το διαλυμένο αμμωνιακό άζωτο να περάσει στην αέρια φάση του.

4.6.6 ΝΙΤΡΟΠΟΙΗΣΗ

Η νιτροποίηση είναι μία αερόβια διαδικασία η οποία είναι σχεδόν ανύπαρκτη στους συμβατικούς χώρους υγειονομικής ταφής και σε ΧΥΤΑ-βιοαντιδραστήρες στους οποίους δεν προστίθεται αέρας. Σε αυτά τα συστήματα, η νιτροποίηση περιορίζεται συνήθως στα ανώτερα τμήματα. Αντίθετα, σε αερόβιους χώρους υγειονομικής ταφής η νιτροποίηση μπορεί να αποτελέσει ένα σημαντικό μηχανισμό απομάκρυνσης του αζώτου. Η νιτροποίηση αποτελείται απο δύο στάδια:

Πιο συγκεκριμένα κατά το πρώτο στάδιο Nitrosomonas βακτήρια οξειδώνουν το αμμωνιακό άζωτο σε νιτρώδη άλατα σύμφωνα με το παρακάτω τύπο:

$$NH_4^+ + 1.5O_2 \rightarrow N0_2^- + 2H^+ + H_2O$$

Στο δεύτερο στάδιο της διαδικασίας νιτροποίησης, τα νιτρώδη οξειδώνονται σε νιτρικά με τη βοήθεια Nitrobacter βακτηρίων. Η οξείδωση γίνεται σύμφωνα με τον παρακάτω τύπο:

$$NO_2^- + 0.5O_2 \rightarrow NO_3^-$$

Το πρώτο στάδιο αποτελεί και τον περιοριστικό παράγοντα στην νιτροποίηση, λόγω του ότι ο ρυθμός ανάπτυξης των βακτηρίων Nitrosomonas είναι συνήθως πιο αργός από τον ρυθμό των Nitrobacter. Επίσης, υπάρχουν αναφορές και για νιτροποίηση μέσω ετερότροφων βακτηρίων. Ωστόσο, ο ρυθμός νιτροποίησης αυτών είναι περίπου τρεις τάξεις μεγέθους μικρότερος από τον ρυθμό των αυτότροφων βακτηρίων (Schmidt et al., 2003).

Η προσθήκη του οξυγόνου σε ένα βιοαντιδραστήρα έχει διττό χαρακτήρα καθώς όχι μόνο απομακρύνει το αμμωνιακό άζωτο αλλά και ενισχύει την αποδόμηση των στερεών αποβλήτων. Ωστόσο, η διατήρηση και ο συνεχής έλεγχος για επάρκεια οξυγόνου στο εσωτερικό ενός χώρου υγειονομικής ταφής λαμβάνοντας υπόψη τόσο την ετερογενή φύση των στερεών αποβλήτων όσο και τις υψηλές θερμοκρασίες, μπορεί να είναι μια ιδιαίτερα δύσκολη και δαπανηρή διαδικασία. Με την προσθήκη αέρα παρατηρείται αύξηση της θερμοκρασίας η οποία μπορεί να φτάσει ακόμα και τους 66 ^{0}C, θερμοκρασία στην οποία η διαδικασία της νιτροποίησης αναστέλλεται. Σε χώρους υγειονομικής ταφής, μπορεί να υπάρχουν μικρές περιοχές στις οποίες επικρατούν χαμηλότερες θερμοκρασίες και στις οποίες η νιτροποίηση θα προστατεύεται. Πολλές μελέτες έχουν επικεντρωθεί στην διαδικασία της νιτροποίησης σε θερμόφιλες συνθήκες και οι περισσότερες καταλήγουν στο συμπέρασμα ότι αυτή αναστέλλεται. Ωστόσο, οι Willers et al. (1998) διαπίστωσαν ότι η νιτροποίηση είναι εφικτή σε θερμοκρασία 44 ^{0} C ωστόσο το ποσοστό της νιτροποίησης μειώθηκε αισθητά. Σε υψηλότερες θερμοκρασίες άλλα είδη βακτηρίων μπορεί να είναι υπεύθυνα για τη μετατροπή του αμμωνίου σε νιτρικά. Τα Methanotrophs έχει αποδειχθεί ότι ευθύνονται για την οξείδωση του αμμωνίου σε νιτρικά σε θερμοκρασία 53 ^{0}C. Όμως η διαδικασία αυτή εξαρτιώταν σε μεγάλο βαθμό από τις συγκεντρώσεις του οξυγόνου και του μεθανίου.

4.6.7 ΑΠΟΝΙΤΡΟΠΟΙΗΣΗ

Συνήθως η in situ απονιτροποίηση (denitrification) λαμβάνει χώρα σε χώρους υγειονομικής ταφής ή σε ανοξικούς βιοαντιδραστήρες, δηλαδή όταν επικρατούν ανοξικές συνθήκες. Έχει παρατηρηθεί όμως και απονιτροποίηση σε αερόβιους βιοαντιδραστήρες σε μικρές περιοχές όπου δεν καλύπτονται λόγω δυσλειτουργίας από το σύστημα παροχής αέρα. Τα απονιτροποιητικά βακτήρια συγκρινόμενα με τα αντίστοιχα νιτροποιητικά παρουσιάζουν μεγαλύτερη αντοχή, ωστόσο για να επιτύχουν υψηλά ποσοστά απομάκρυνσης νιτρικών απαιτείται επάρκεια σε βιολογική πηγή άνθρακα. Σύμφωνα με τους Price et al. (2003) σε περίπτωση ανεπαρκούς πηγής άνθρακα θα προκύψει περιορισμένη απονιτροποίηση και παραγωγή ενδιάμεσων προϊόντων, N_2O και NO^-, τα οποία θα επιβαρύνουν σε μεγάλο βαθμό την ατμόσφαιρα και το φαινόμενο του θερμοκηπίου. Επίσης, στην ίδια μελέτη υποστηρίζεται ότι η απονιτροποίηση παρουσιάζει μεγαλύτερη απόδοση σε νωπά, μερικώς οξειδωμένα, απόβλητα όπου περιέχουν αρκετή ποσότητα άνθρακα σε σχέση με “ωριμασμένα” απόβλητα.

- **Ετερότροφη απονιτροπίηση**

Η ετερότροφη απονιτροποίηση ακολουθεί τις παρακάτω σχέσεις:

$$NO_3^- + 2e^- + 2H^+ \rightarrow NO_2^- + H_2O$$

$$NO_2^- + e^- + 2H^+ \rightarrow NO^- + H_2O$$

$$2NO^- + 2e^- + 2H^+ \rightarrow N_2O + H_2O$$

$$N_2O + e^- + 2H^+ \rightarrow N_{2(g)} + H_2O$$

Σύμφωνα με τις παραπάνω αντιδράσεις αυτές τα νιτρικά αρχικά μετατρέπονται σε νιτρώδη και στη συνέχεια σε οξείδιο του αζώτου, σε νιτρώδες οξείδιο και τελικά σε αέριο άζωτο. Ένα σημαντικό πλεονέκτημα της απονιτροποίησης είναι η ταυτόχρονη απομάκρυνση άνθρακα και νιτρικών χωρίς καμία απαίτηση σε οξυγόνο. Επίσης, η απονιτροποίηση ανακτά το ήμισυ της αλκαλικότητας που καταναλώθηκε κατά τη διάρκεια της νιτροποίησης. Ένα όμως πολύ σημαντικό μειονέκτημα που παρουσιάζει, είναι η ενδεχόμενη αναστολή της διαδικασίας τόσο της οξεογένεσης όσο και της μεθανιογέννεσης. Αυτό συμβαίνει όταν τα νιτρικά χρησιμοποιούνται ως τελικός αποδέκτης ηλεκτρονίων ευνοώντας με αυτό τον τρόπο τη διεργασίας της απονιτροποίησης έναντι των άλλων διεργασιών.

- **Αυτότροφη απονιτροποίηση**

Σε περιπτώσεις όπου παρατηρούνται υψηλές συγκεντρώσεις θείου, η απομάκρυνση των νιτρικών ενδέχεται να επιτευχθεί μέσω αυτότροφης απονιτροποίησης. Η σχέση που ακολουθεί η διεργασία αυτή είναι:

$$H^+ + 1.25SO + N \rightarrow 0.75H^+ + 1.25H_2S + 2NO^-$$

Η αυτότροφη απονιτροποίηση εμφανίζεται συνήθως σε περιπτώσεις όπου ο λόγος C/N είναι χαμηλός. Αυτό συμβαίνει κυρίως σε μεγάλους χώρους υγειονομικής ταφής και σε παλαιωμένα απόβλητα. Επίσης, έχει αποδειχθεί ότι οι υψηλές συγκεντρώσεις θειικών προκαλούν προβλήματα στη μεθανιογένεση, λόγω της μείωσης του διαθέσιμου οργανικού άνθρακα στα μεθανιογενή βακτήρια. Τέλος, οι Onay και Pohland (2001) κατέληξαν στο συμπέρασμα ότι η αυτότροφη απονιτροποίηση αντιπροσωπεύει περίπου το 15-55% της μετατροπής των νιτρικών σε αέριο άζωτο.

4.6.8 ΑΝΑΕΡΟΒΙΑ ΟΞΕΙΔΩΣΗ ΑΜΜΩΝΙΟΥ (ANAMMOX)

Η ANAMMOX (*Anaerobic Ammonium Oxidation*) είναι μια διεργασία που παρουσιάζει σταθερή λειτουργία και είναι ιδιαίτερα ευνοϊκή σε περιπτώσεις όπου παρατηρείται μεγάλος χρόνος κατακράτησης. Τα βακτήρια υπεύθυνα για την διεργασία αυτή χρησιμοποιούν αμμώνιο ως δότη ηλεκτρονίων και νιτρώδη ως δέκτη ηλεκτρονίων σύμφωνα με την αντίδραση:

$$NH_4^+ + 1.26NO_2^- + 0.085CO_2 + 0.02H^+ \rightarrow N_2 + 0.017H^+ 0.24NO_3^- + 1.95H_2O$$

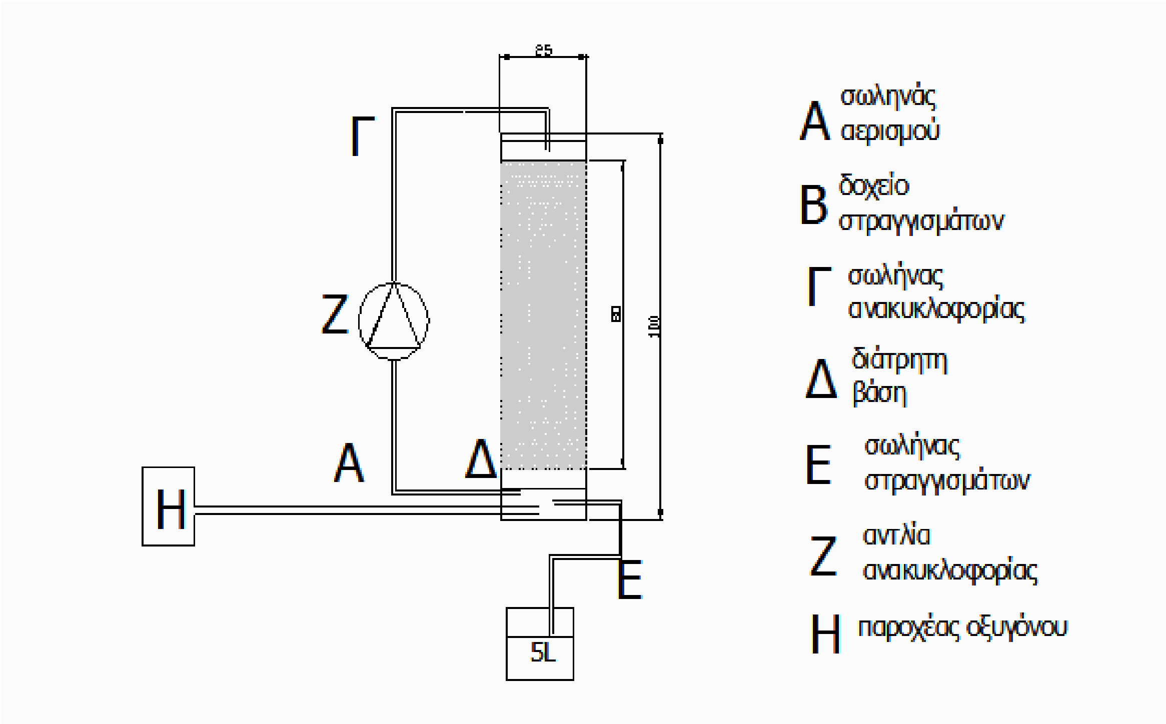
Ίσως το μεγαλύτερο πλεονέκτημα που παρουσιάζει είναι η πιθανότητα ταυτόχρονης λειτουργίας με την νιτροποίηση. Αυτό ενδέχεται να συμβεί σε περιπτώσεις όπου παρατηρούνται αναερόβιες συνθήκες σε μικρές περιοχές αερόβιων αντιδραστήρων. Επειδή όμως οι ρυθμοί αύξησης των Planctomycetales, βακτηρίων υπεύθυνων για την ANAMMOX, είναι ιδιαίτερα αργοί επηρεάζεται αρνητικά και η απόδοση της διεργασίας αυτής στην απομάκρυνση του αμμωνιακού αζώτου.

5. ΠΕΙΡΑΜΑΤΙΚΟ ΜΕΡΟΣ

5.1 ΠΡΟΕΤΟΙΜΑΣΙΑ ΑΝΤΙΔΡΑΣΤΗΡΩΝ

Για την εκπόνηση των πειραμάτων χρησιμοποιήθηκαν τέσσερις βιοαντιδραστήρες εργαστηριακής κλίμακας κατασκευασμένοι από Plexiglas. Οι αντιδραστήρες είχαν κυλινδρική μορφή και διαστάσεις 0.25 m διάμετρο και 1 m ύψος. Στο πυθμένα τους τοποθετήθηκε μια διάτρητη βάση από πλαστικό για να συγκρατεί τα απορρίμματα και για να εξασφαλίζει ένα χώρο για την προσωρινή αποθήκευση των στραγγισμάτων. Για την βέλτιστη δυνατή συγκράτηση των απορριμμάτων τοποθετήθηκε πάνω από τη βάση ένα κόσκινο με χαμηλό πορώδες. Στη συνέχεια τοποθετήθηκε η μάζα των απορριμμάτων.

Στα τοιχώματα των αντιδραστήρων κρίθηκε αναγκαίο η διάνοιξη μικρών οπών για τη μέτρηση της θερμοκρασίας και τον αερισμό τους. Για τον αερισμό χρησιμοποιήθηκε μια οπή κοντά στη βάση, η οποία και συνδέθηκε με ένα σωλήνα ίδιου διαμετρήματος με τον παροχέα οξυγόνου, ενώ για τη μέτρηση της θερμοκρασίας χρησιμοποιήθηκαν τρεις οπές κατά μήκος του αντιδραστήρα. Μια άλλη οπή μεγαλύτερης διαμέτρου, στη κάτω βάση, χρησιμοποιήθηκε για τη μεταφορά των στραγγισμάτων που παραγόντουσαν σε ένα ειδικό δοχείο χωρητικότητας 5 L. Για την ανακυκλοφορία των στραγγισμάτων χρησιμοποιήθηκε μία περισταλτική αντλία Watson-Marlow, με τη βοήθεα της οποίας τα στραγγίσματα επέστρεφαν στην επιφάνεια των ΑΣΑ. Στο Σχήμα 5.1 που ακολουθεί φαίνεται αναλυτικά η πειραματική διάταξη.



Σχήμα 5.1 Σχηματική απεικόνιση του κυλινδρικού αερόβιου αντιδραστήρα

Εικόνα 5.1 Προετοιμασία αντιδραστήρων.

5.2 ΠΕΙΡΑΜΑΤΙΚΕΣ ΣΥΝΘΗΚΕΣ

Για την διεξαγωγή των πειραμάτων έγινε λήψη δείγματος ΑΣΑ από τον ΧΥΤΑ της Κορακιάς Χανίων. Αρχικά πραγματοποιήθηκε ο απαραίτητος τεμαχισμός των αποβλήτων, ώστε η μάζα τους μέσα στους αντιδραστήρες να είναι συμπαγής, και στη συνέχεια τοποθετήθηκαν μέσα στους αντιδραστήρες. Οι τρεις πρώτοι πληρώθηκαν με περίπου 30 kg ΑΣΑ και ο τέταρτος με 20 kg κόμποστ. Η σύσταση του τελικού κλάσματος περιείχε ως επί το πλείστον το οργανικό-ζυμώσιμο υλικό των ΑΣΑ και αναλυτικά η κατά βάρος περιεκτικότητα ήταν η εξής: οργανικά 60.4 %, χαρτί 26.6 %, μέταλλα 3.4 %, γυαλί 3.2 %, πλαστικά 6.4 %. Το ποσοστό υγρασίας των απορριμμάτων υπολογίστηκε ίσο με 55 %.

Σε κάθε βιοαντιδραστήρα πραγματοποιήθηκε διαφορετικός ρυθμός ανακυκλοφορίας. Μελετώντας την βιβλιογραφία γίνεται αντιληπτό, ότι το εύρος της ανακυκλοφορίας, τόσο ως προς την ποσότητα ως και ως προς την συχνότητα, που έχει μελετηθεί είναι ιδιαίτερα μεγάλο. Πιο συγκεκριμένα, στο πρώτο αντιδραστήρα πραγματοποιούνταν ανακυκλοφορία στραγγισμάτων ίση με 5 ml/kg/day ενώ στο δεύτερο δεκαπλάσια ποσότητα δηλαδή 50 ml/kg/day. Στο τρίτο βιοαντιδραστήρα αποφασίστηκε η ανακυκλοφορία νερού και όχι στραγγισμάτων. Μία φορά την εβδομάδα ο όγκος των στραγγισμάτων που είχε συσσωρευτεί στο ειδικό δοχείο συλλογής του τρίτου αντιδραστήρα απομακρύνονταν και γινόταν ανακυκλοφορία 2 L νερού. Η τεχνική αυτή δεν έχει μελετηθεί ιδιαίτερα μέχρι στιγμής. Στο τέταρτο βιοαντιδραστήρα, ο οποίος και ήταν πληρωμένος με κόμποστ, πραγματοποιούνταν ανακυκλοφορία στραγγισμάτων ίση με 25 ml/kg/day.

Υπήρξε σταθερή και συνεχής παροχή οξυγόνου και στους τέσσερις βιοαντιδραστήρες. Το εύρος παροχής που έχει μελετηθεί, και σε αυτή τη περίπτωση, είναι ιδιαίτερα μεγάλο. Παρόλα αυτά δεν υπάρχει μια σαφής άποψη για την ακριβή επίδραση που έχει στα στραγγίσματα. Αποφασίστηκε η παροχή να είναι σταθερή και ίση με 8 L/min.

Αρχικά για τη παραγωγή στραγγισμάτων ανακυκλοφόρησαν 3.5 L νερού και με αυτό το τρόπο υπήρξε παραγωγή περίπου ενός λίτρου στραγγισμάτων στον κάθε βιοαντιδραστήρα. Τέλος, μετά το πέρας των πρώτων 40 ημερών του πειράματος αποφασίστηκε να μειωθεί η ποσότητα και η συχνότητα της ανακυκλοφορίας στον τέταρτο βιοαντιδραστήρα στα 15 ml/kg/day γιατί παρατηρήθηκε υπερκορεσμός σε υγρασία με αποτέλεσμα να δημιουργηθούνε αναερόβιες συνθήκες.

Πίνακας 5.1 Συνθήκες λειτουργίας των τεσσάρων κυλινδρικών αντιδραστήρων.

Αντιδραστήρες	Μάζα ΑΣΑ	Υλικό Πλήρωσης	Λειτουργία	Ανακυκλοφορία στραγγισμάτων	Αερισμός
1	30 kg	ΑΣΑ	Αερόβια	5 ml/kg/day	8 L/min
2	30 kg	ΑΣΑ	Αερόβια	50 ml/kg/day	8 L/min
3	30 kg	ΑΣΑ	Αερόβια	2 L Νερο/week	8 L/min
4	20 kg	Κόμποστ	Αερόβια	25 ml/kg/day	8 L/min

5.3 ΑΝΑΛΥΤΙΚΕΣ ΜΕΘΟΔΟΙ ΚΑΙ ΟΡΓΑΝΑ

Για τη μελέτη της επίδρασης της ανακυκλοφορίας πραγματοποιήθηκε έλεγχος των εξής παραμέτρων των στραγγισμάτων: BOD_5, COD, TOC, φαινόλες, SO_4^{-2}, NH_4^+, NO_3^-, NO_2^-, Cl^-. Επίσης, κατά τη διάρκεια του πειράματος μετρήθηκαν το pH, το redox, η ηλεκτρική αγωγιμότητα των στραγγισμάτων καθώς και η καθίζηση και η θερμοκρασία του όγκου των αποβλήτων και του κόμποστ.

Το pH , το redox και η ηλεκτρική αγωγιμότητα λόγω της ταχείας μεταβολής τους, ειδικά τις πρώτες μέρες του πειράματος, κρίθηκε αναγκαίο να μετρώνται κάθε 2 μέρες στην αρχή του πειράματος και κάθε 5 μέρες στη συνέχεια. Αντίθετα, το BOD_5, COD, TOC, φαινόλες, SO_4^{2-}, NH_4^+-N, NO_3^--N, NO_2^--N, Cl^- αρχικά οι μετρήσεις γινόντουσαν σε εβδομαδιαία βάση ενώ μετά τους πρώτους 2,5 μήνες κάθε δύο εβδομάδες. Η θερμοκρασία στο εσωτερικό των αντιδραστήρων μετρήθηκε ανά τακτά χρονικά διαστήματα το πρώτο μήνα ενώ στη συνέχεια οι μετρήσεις της περιοριστήκανε λόγω της σταθεροποιησής της. Τέλος, η καθίζηση της απορριμματικής μάζας μετρήθηκε σε όλη τη διάρκεια των πειραμάτων ανά τακτά χρονικά διαστήματα τα οποία κυμαινόντουσαν ανάλογα με τις μεταβολές που παρουσιαζόντουσαν.

Στη συνέχεια παρουσιάζεται ο αναλυτικός τρόπος μέτρησης της κάθε παραμέτρου.

- COD

Το χημικά απαιτούμενο οξυγόνο (Chemical Oxygen Demand-COD) είναι η ποσότητα οξυγόνου που απαιτείται για την πλήρη οξείδωση, σε έντονα οξειδωτικό περιβάλλον της οργανικής ύλης στο δείγμα. Η μέθοδος που χρησιμοποιήθηκε βασίζεται στην χημική οξείδωση του υδατικού διαλύματος σε ειδικά φιαλίδια (Merck) που περιέχουν τα απαραίτητα αντιδραστήρια και διχρωμικό κάλιο. Αρχικά γίνεται χώνευση του αντιδραστηρίου για 2 ώρες στους 148 ^{0}C στο θερμοαντιδραστήρα Spectroquant TR420 Merck και στη συνέχεια η μέτρηση της απορρόφησης μετά την χώνευση είναι φωτομετρική (Spectroquant Nova 60).

- BOD_5

Το βιοχημικά απαιτούμενο οξυγόνο (Biochemical Oxygen Demand-BOD_5) είναι η ποσότητα οξυγόνου που καταναλώνεται για τη βιοχημική οξείδωση του μείγματος των οργανικών ενώσεων στο δείγμα με προϊόντα CO_2, NH_3 και H_2O. Ο προσδιορισμός του BOD_5 έγινε μανομετρικά με μετρητές πτώσης πίεσης. Σε μπουκάλια σκούρου καφέ χρώματος τοποθετείται ο κατάλληλος όγκος δείγματος, ένας μαγνήτης ανάδευσης, ελαστικό πώμα, το οποίο τοποθετείται πριν το μετρητή πτώσης πίεσης με 2-3 κάψουλες καυστικού νατρίου για συγκράτηση του CO_2. Τα μπουκάλια τοποθετούνται σε σκοτεινό επωαστικό κλίβανο για αποφυγή παραγωγής DO με μηχανισμό της φωτοσύνθεσης, σε σταθερή θερμοκρασία στους 20 ^{0}C υπό ανάδευση για 5 μέρες. Τα πώματα των μπουκαλιών είναι και οι μετρητές της πτώσης πίεσης.

- pH, redox, ηλεκτρική αγωγιμότητα

Για την μέτρηση του pH και του redox χρησιμοποιήθηκε το φορητό όργανο μέτρησης CRISON PH25. Αντίστοιχα, για την μέτρηση της αγωγιμότητας χρησιμοποιήθηκε το φορητό όργανο CRISON CM35. Οι τιμές ανάγονταν απευθείας σε θερμοκρασία αναφοράς (25 ^{0}C).

- Φαινόλες

Για τη μέτρηση των φαινολών χρησιμοποιήθηκε η μέθοδος Folin Ciocalteau. Ο προσδιορισμός των φαινολών βασίζεται στην διαφορετική απορρόφηση πρότυπων διαλυμάτων γνωστής συγκέντρωσης φαινολών (ως γαλλικό οξύ) κατά την ανάμιξη τους με το αντιδραστήριο Folin. Η διαφορετική συγκέντρωση των φαινολών έχει ως αποτέλεσμα τα διαλύματα να διακρίνονται κάθε φορά από διαφορετικό χρώμα οπότε και διαφορετική απορρόφηση. Μέσω χάραξης της πρότυπης καμπύλης απορρόφησης συναρτήσει συγκέντρωσης, επιτυγχάνεται ο προσδιορισμός ενός αγνώστου δείγματος μέσω της μέτρησης απορρόφησης. Η καμπύλη αναφοράς κατασκευάζεται με την εξής διαδικασία: Αρχικά παρασκευάζεται ένα διάλυμα γαλλικού οξέος συγκέντρωσης 40 μg/l. Κατόπιν λαμβάνονται 6 φιάλες των 25 ml και στη καθεμία προστίθενται 10 ml απιονισμένου νερού. Ύστερα στις 6 φιάλες προστίθενται αντίστοιχα 0.5, 1, 1.5, 2.5, και 5 ml από το πρότυπο διάλυμα γαλλικού οξέος ενώ στην τελευταία φιάλη προστίθεται 1 ml απιονισμένου νερού (τυφλό). Στη συνέχεια, σε κάθε φιάλη τοποθετείται 0.5 ml αντιδραστηρίου Folin-Ciocalteau και μετά την πάροδο περίπου 3 min εισάγεται 1 ml κορεσμένου διαλύματος Na_2CO_3. Η κάθε φιάλη πληρώνεται με απιονισμένο νερό, αναδεύεται καλά και τοποθετείται σε σκοτεινό χώρο για περίπου 1 ώρα. Έπειτα ακολουθεί μέτρηση της απορρόφησης των διαλυμάτων κάθε φιάλης στα 725 nm όποτε και προκύπτει μια ευθεία. Ο προσδιορισμός της συγκέντρωσης των φαινολών στα επεξεργασμένα δείγματα του αποβλήτου, επιτυγχάνεται με ίδιο τρόπο, μόνο που χρησιμοποιούνται πλαστικές κυψελίδες 2 ml όπου προστίθεται 20 μl δείγματος, 1.58 ml απιονισμένου νερού, 100 μl αντιδραστηρίου Folin και 300 μl Na_2CO_3. Αφού προσθέσουμε όλα τα παραπάνω οι κυψελίδες τοποθετούνται σε σκοτεινό μέρος για δύο ώρες και στην συνέχεια μετρούνται. Η μετρούμενη απορρόφηση μετατρέπεται σε μg γαλλικού οξέος βάση της εξίσωσης της ευθείας της καμπύλης αναφοράς και ανάγεται στην τιμή της συγκέντρωσης των φαινολών στο απόβλητο. Η μέτρηση των ολικών φαινολικών ενώσεων που περιέχονται στο δείγμα στηρίζεται στην επιλεκτική αντίδρασή τους με το αντιδραστήριο Folin-Ciocalteau. Οι μετρήσεις των διαλυμάτων έγιναν σε φασματοφωτόμετρο UV mini 1240 της εταιρείας Shimadzu.

- SO_4^{-2}

Αρχικά γίνεται έλεγχος του pH ώστε να κυμαίνεται απο1 έως 9. Στη συνέχεια προστίθεται 1 ml δείγματος στην κυψελίδα με το test και αναμειγνύονται. Ύστερα προστίθεται μία δόση του αντιδραστηρίου SO_4^{2-}-1K και ξαναααναμιγνύονται. Αφού περάσει ο απαραίτητος χρόνος που απαιτείται για την αντίδραση, πραγματοποιείται μέτρηση με το φωτόμετρο Spectroquant NOVA 60 της Merck.

- NH_4^+

Προστίθενται σε ένα δοκιμαστικό σωλήνα 5 ml του αντιδραστηρίου NH_4-1 και 0,2 ml του δείγματος. Στη συνέχεια προστίθενται 2 δόσεις του αντιδραστηρίου NH_4-2. Ύστερα από καλή ανακίνηση ώστε να διαλυθεί το στερεό αντιδραστήριο και αναμονή 15 λεπτών, που αντιστοιχούν στο χρόνο αντίδρασης, το διάλυμα αδειάζεται σε κυψελίδα και πραγματοποιείται η μέτρηση με το φωτόμετρο Spectroquant NOVA 60 της Merck.

- NO_3^-

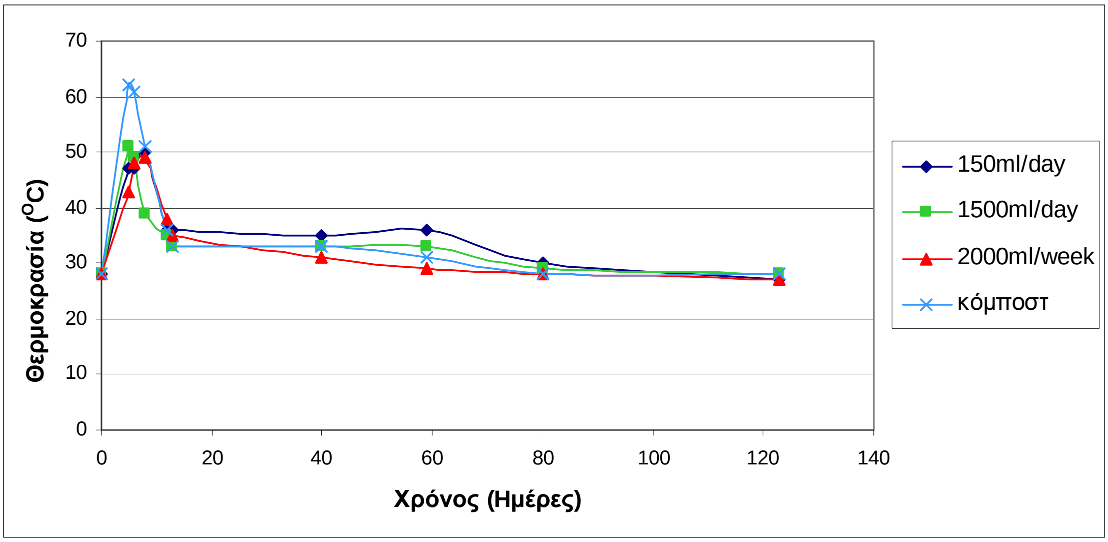
Προστίθεται 1 ml δείγματος στην κυψελίδα με το test και στη συνέχεια 1 ml του αντιδραστηρίου NO_3-1K και πραγματοποιείται καλή ανάμιξη. Αφού περάσουν 10 λεπτά πραγματοποιείται η μέτρηση με το φωτόμετρο Spectroquant NOVA 60 της Merck.

6. ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ ΜΕΤΡΗΣΕΩΝ

6.1 ΜΕΤΡΗΣΗ ΘΕΡΜΟΚΡΑΣΙΑΣ ΑΠΟΡΡΙΜΜΑΤΙΚΗΣ ΜΑΖΑΣ

- **Θερμοκρασία**

Στο Σχήμα 6.1 παρουσιάζεται η μεταβολή της θερμοκρασίας της απορριμματικής μάζας στους τέσσερις αντιδραστήρες κατά τη διάρκεια του πειράματος. Η μέτρηση της θερμοκρασίας βοήθησε ώστε να γίνει πιο εύκολα κατανοητή η διαδικασία αποδόμησης των απορριμμάτων στους αντιδραστήρες. Και στους τέσσερις αντιδραστήρες παρατηρήθηκε μια ραγδαία αύξηση της θερμοκρασίας από την πρώτη κιόλας εβδομάδα των μετρήσεων. Πιο συγκεκριμένα η θερμοκρασία στο εσωτερικό των αντιδραστήρων από θερμοκρασία περιβάλλοντος αυξήθηκε και έφτασε σε τιμές θερμόφιλου επίπεδου, μεγαλύτερη δηλαδή των 40 ^{0}C. Η αύξηση αυτή οφείλεται στις εξώθερμες βιοχημικές αντιδράσεις οι οποίες πραγματοποιήθηκαν στο εσωτερικό των αντιδραστήρων και έχουν να κάνουν με διάφορες μικροβιακές δραστηριότητες όπως αναπνοή και μεταβολισμός. Στη συνέχεια, η θερμοκρασία αρχίζει να μειώνεται και ήδη από το τέλος της δεύτερης εβδομάδας των μετρήσεων περνάει σε μεσόφιλο επίπεδο. Αυτή η μείωση σηματοδοτεί και τη μείωση του ρυθμού της βιοαποδόμησης. Μέχρι και το τέλος του πειράματος η θερμοκρασία στους αντιδραστήρες συνεχίζει να μειώνεται και φτάνει σε επίπεδα πιο χαμηλά από τα αρχικά καθώς η θερμοκρασία περιβάλλοντος λόγω χειμώνα είναι χαμηλή. Συγκρίνοντας τώρα τις μεταβολές στη θερμοκρασία στους τέσσερις αντιδραστήρες οι διαφορές που προκύπτουν είναι ελάχιστες. Σύμφωνα με τους Jun et al. (2006) οι μεταβολές στη θερμοκρασία είναι ανάλογες με το βαθμό αποδόμησης των στερεών αποβλήτων. Άρα διαπιστώνεται το συμπέρασμα ότι και στους τέσσερις αντιδραστήρες, όπως ήταν και αναμενόμενο, η αποδόμηση των απορριμμάτων πραγματοποιήθηκε σε συντριπτικό ποσοστό κατά τη διάρκεια των τριών πρώτων εβδομάδων του πειράματος. Η αύξηση αυτή μέσα σε τόσο μικρό χρονικό διάστημα είναι αποτέλεσμα κυρίως του αερισμού που εφαρμόστηκε στους βιοαντιδραστήρες και σε μικρότερο βαθμό της ανακυκλοφορίας. Τέλος, λόγω του γεγονότος ότι η θερμοκρασία έφτασε σε θερμόφιλα επίπεδα, επιτεύχθηκε ο θάνατος των διαφόρων παθογόνων οργανισμών που υπήρχαν στα απορρίμματα των αντιδραστήρων.



Εικόνα 6.1 Διακύμανση της θερμοκρασίας στους τέσσερις αντιδραστήρες

ΜΕΤΡΗΣΕΙΣ pH ΚΑΙ redox ΤΩΝ ΣΤΡΑΓΓΙΣΜΑΤΩΝ

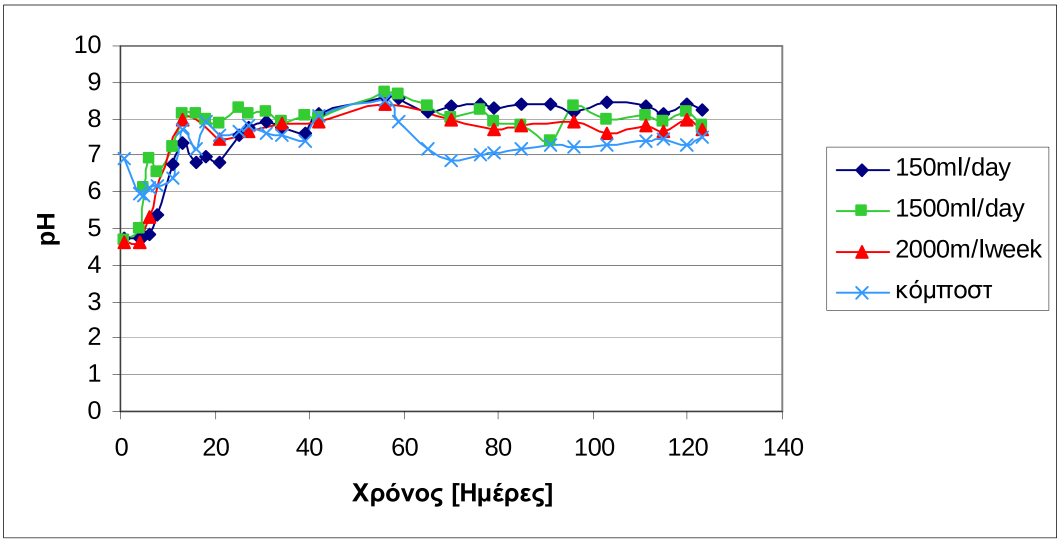
- **pH**

Στο Σχήμα 6.2 παρουσιάζεται η μεταβολή του pH στους τέσσερις αντιδραστήρες κατά τη διάρκεια του πειράματος. Στους τρεις πρώτους αντιδραστήρες η αρχική τιμή του pH είναι σχεδόν ίση και ανέρχεται σε 4.75, 4.69 και 4.65 για τον πρώτο, δεύτερο και τρίτο αντιδραστήρα, αντίστοιχα. Στον τέταρτο αντιδραστήρα η αρχική τιμή του pH είναι αισθητά μεγαλύτερη και ανέρχεται σε 6.91.

Η διακύμανση που ακολουθεί το pH στο δεύτερο και τρίτο αντιδραστήρα είναι παρεμφερής καθώς μέσα σε δύο εβδομάδες το pH αρχίζει να παίρνει τιμές γύρω στο 8. Στη συνέχεια, ο ρυθμός αύξησης του pH επιβραδύνεται λόγω της αεριοποίησης του αμμωνιακού αζώτου και της απελευθέρωσης κατιόντων υδραγόνου ως αποτέλεσμα της νιτροποίησης (Elkind και Kirchmann, 2000) και τελικά το pH σταθεροποιείται. Στο πρώτο αντιδραστήρα το pH παρά τη σταδιακή αύξηση αργεί να φτάσει τις αντίστοιχες τιμές pH των άλλων αντιδραστήρων. Αυτό επιτυγχάνεται μετά από περίπου ένα μήνα. Όσον αφορά στο τέταρτο αντιδραστήρα το πρώτο διάστημα του πειράματος λόγω της ανακυκλοφορίας και του αερισμού που εφαρμόστηκε, το pH αυξήθηκε σταδιακά και έλαβε τιμές πάνω από 8 ωστόσο στη συνέχεια παρουσίασε μία καμπή και σταθεροποιήθηκε σε τιμές pH λίγο πάνω από 7. Η μείωση αυτή οφείλεται πιθανότατα σε αναερόβιες συνθήκες που επικράτησαν σε κάποια τμήματα του αντιδραστήρα αυτού για μεγάλα διαστήματα μετά την 45η μέρα του πειράματος.

Συγκρίνοντας το pH του πρώτου και του δεύτερου αντιδραστήρα φαίνεται ότι μέσω της υψηλότερης ανακυκλοφορίας που εφαρμόστηκε στο δεύτερο αντιδραστήρα επετεύχθη ταχύτερη και μεγαλύτερη εξουδετέρωση των οξέων. Ενώ, συγκρίνοντας τα αποτελέσματα του πρώτου και δεύτερου αντιδραστήρα με τα αντίστοιχα του τρίτου, βγαίνει το συμπέρασμα ότι η ταχύτερη αύξηση και σταθεροποίηση του pH σε υψηλές τιμές στο τρίτο αντιδραστήρα οφείλεται στην απομάκρυνση των οργανικών οξέων, μέσω της απομάκρυνσης των στραγγισμάτων που παραγόντουσαν μετά από κάθε ανακυκλοφορία όγκου νερού.

Τα αποτελέσματα των μετρήσεων συμφωνούν με τα μέχρι τώρα πειράματα που έχουν πραγματοποιηθεί (Stessel και Murphy, 1992; Kim, 2005), σύμφωνα με τα οποία στους αερόβιους αντιδραστήρες οι τιμές του pH κυμαίνονται από 7-9.



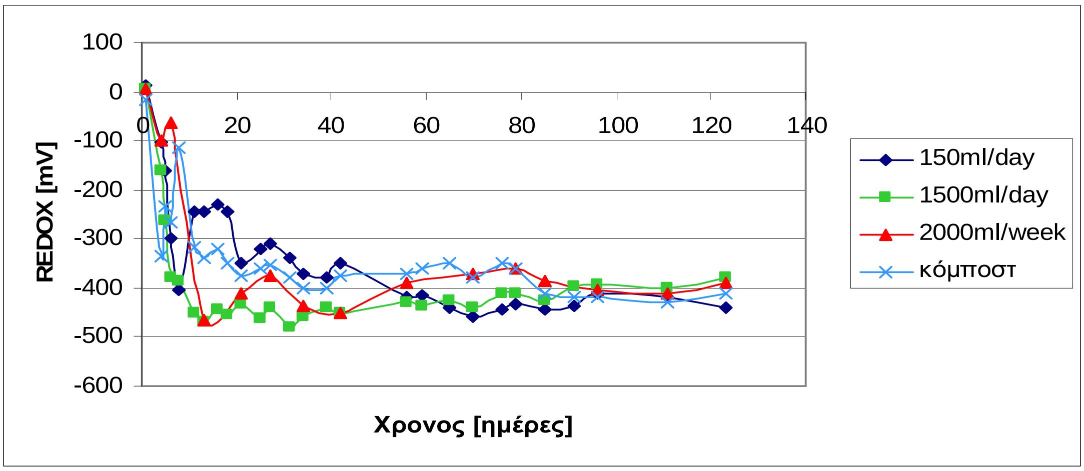
Σχήμα 6.2 : Διακύμανση τιμών pH στα στραγγίσματα των αντιδραστήρων.

- **Redox**

Στο Σχήμα 6.3 παρουσιάζεται η μεταβολή του οξειδοαναγωγικού δυναμικού των στραγγισμάτων κατά τη διάρκεια των μετρήσεων. Το οξειδοαναγωγικό δυναμικό χρησιμοποιείται για την παρατήρηση και τον χαρακτηρισμό των (Huo et al., 2008)

Στους τρεις πρώτους αντιδραστήρες παρατηρείται μία σταδιακή μείωση του redox κατά τις πρώτες 40 μέρες του πειράματος και στη συνέχεια σχεδόν σταθεροποιησή του μέχρι και το τέλος των μετρήσεων. Το γεγονός αυτό αποδεικνύει ότι κατά το πρώτο στάδιο παρά το συνεχή αερισμό που θα δημιουργούσε αύξηση του redox, η μεγάλη ανάπτυξη μικροοργανισμών που παρατηρήθηκε οδήγησε σε ταχεία βιοαποδόμηση του οργανικού φορτίου και κατανάλωση του οξυγόνου και είχε ως αποτέλεσμα τελικά τη μείωση του οξειδοαναγωγικού δυναμικού. Παρά το γεγονός ότι η βιοαποδόμηση της οργανικής ύλης στη συνέχεια μειώθηκε αισθητά, η ανακυκλοφορία βοήθησε ώστε να ενισχυθεί η ανάπτυξη μικροοργανισμών, άρα και της βιοαποδόμησης σε στρώματα των ΑΣΑ όπου πιθανότατα δεν υπήρχε επάρκεια οξυγόνου. Παρόλα αυτά η κατανάλωση οξυγόνου από τους μικροοργανισμούς σε αυτό το στάδιο μειώθηκε και έτσι παρατηρήθηκε μια σταθεροποίηση του οξειδοαναγωγικού δυναμικού, η οποία και συνεχίστηκε μέχρι και το τέλος του πειράματος. Όσον αφορά στο τέταρτο αντιδραστήρα η αρχική μείωση του redox κατά το πρώτο στάδιο συνεχίζεται και στη συνέχεια καθώς λόγω των αναερόβιων συνθηκών που επικρατούν σε μεγάλα τμηματά του, η ανακυκλοφορία επιφέρει συνεχή αλλά σταδιακή μείωση των τιμών του.

Τέλος, η σταθεροποίηση του pH σε υψηλές τιμές, περίπου 8, σε όλους τους αντιδραστήρες, μετα την 70^{η} μέρα, δικαιολογεί τις χαμηλές τιμές του οξειδοαναγωγικού δυναμικού, -400 mV, που μετρήθηκαν στους αντιδραστήρες.



Σχήμα 6.3 : Διακύμανση τιμών redox στα στραγγίσματα των τεσσάρων αντιδραστήρων.

6.2 ΑΠΟΜΑΚΡΥΝΣΗ ΟΡΓΑΝΙΚΟΥ ΦΟΡΤΙΟΥ

- **COD**

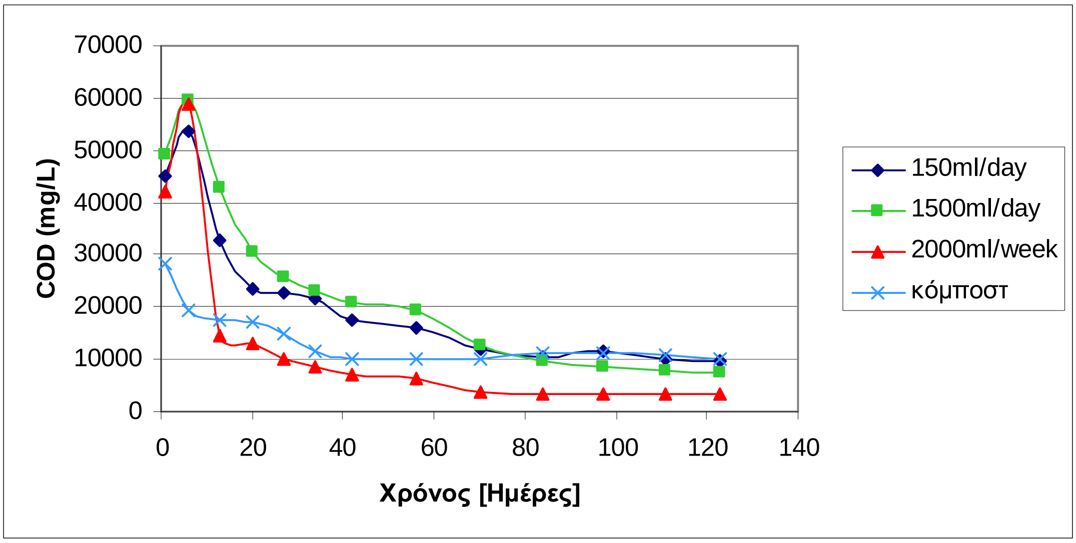
Στο Σχήμα 6.4 παρουσιάζεται η διακύμανση του COD των στραγγισμάτων στους τέσσερις αερόβιους αντιδραστήρες. Οι αρχικές συγκεντρώσεις COD ήταν 45000 mg/L, 49000 mg/L, 42000 mg/L και 28200 mg/L για το πρώτο, δεύτερο, τρίτο και τέταρτο αντιδραστήρα, αντίστοιχα. Τα αποτελέσματα των αρχικών συγκεντρώσεων των τριών πρώτων αντιδραστήρων αποδεικνύουν και την ομοιογένεια του μίγματος ΑΣΑ που χρησιμοποιήθηκαν. Ο τέταρτος αντιδραστήρας, σε αντίθεση με τους άλλους τρεις, πληρώθηκε με κόμποστ γεγονός που εξηγεί τη χαμηλή αρχική συγκέντρωση COD που παρουσιάζει.

Σύμφωνα με τις μετρήσεις στους τρεις πρώτους αντιδραστήρες οι συγκεντρώσεις του COD την πρώτη εβδομάδα του πειράματος αυξάνονται απότομα και παίρνουν τις μέγιστες τιμές τους. Αυτή η αύξηση οφείλεται στη φάση προσαρμογής και στην ανάπτυξη των μικροοργανισμών σε συνδυασμό και με την συνεχή υδρόλυση των αστικών στερεών αποβλήτων. Στη συνέχεια οι συγκεντρώσεις ακολουθούν και πάλι παρόμοια μεταβολή και μειώνονται αισθητά. Η απότομη πτώση στις συγκεντρώσεις είναι αποτέλεσμα της ταχείας ανάπτυξης των μικροοργανισμών. Είναι χαρακτηριστικό ότι η απότομη μείωση της συγκέντρωσης του COD συνδυάστηκε με τη σταθεροποίηση του pH γεγονός που έχει παρατηρηθεί και σε άλλες αερόβιες μελέτες (Erses et al., 2007). Μέχρι και το τέλος του πειράματος οι συγκεντρώσεις του COD στα στραγγίσματα των αντιδραστήρων συνεχίζουν να μειώνονται σταδιακά μέχρι την σταθεροποιησή τους την $70^{η}$ μέρα του πειράματος. Όσον αφορά στο τέταρτο αντιδραστήρα η συγκέντρωση του COD από τη πρώτη μέρα του πειράματος αρχίζει να μειώνεται και σταθεροποιείται την $42^{η}$ μέρα όπου η συγκεντρωσή της είναι 10000 mg/L.

Συγκρίνοντας τις μεταβολές των συγκεντρώσεων του COD του πρώτου αντιδραστήρα, όπου εφαρμόστηκε καθημερινή ανακυκλοφορία 150 ml στραγγισμάτων, με τον δεύτερο αντιδραστήρα, όπου εφαρμόστηκε καθημερινή ανακυκλοφορία 1500 ml στραγγισμάτων, οι διαφορές που προκύπτουν είναι μικρές. Οι συγκεντρώσεις COD των δύο αντιδραστήρων ακολουθούν παρόμοια πορεία, σταθεροποιούνται την ίδια χρονική περίοδο, ενώ παρουσιάζουν μικρή διαφορά στο τελικό ποσοστό απομάκρυνσης (79% για το πρώτο και 85% για το δεύτερο αντιδραστήρα αντίστοιχα). Ωστόσο μικρές διαφορές προκύπτουν τόσο στην αρχική αύξηση του COD, όπου στο δεύτερο αντιδραστήρα λόγω υψηλότερης ανακυκλοφορίας παρατηρείται πιο έντονο το φαινόμενο της υδρόλυσης άρα και μεγαλύτερη αύξηση του COD σε σχέση με αυτή του πρώτου, όσο και στη τελική συγκέντρωση, όπου η συγκέντρωση του COD στο δεύτερο αντιδραστήρα στο τέλος του πειράματος εμφανίζεται ελαφρώς μικρότερη από την αντίστοιχη του πρώτου. Άρα, με βάση τη μέτρηση του COD, προκύπτει το συμπέρασμα ότι η ποσότητα της ανακυκλοφορίας δεν επηρεάζει την απομάκρυνση του οργανικού φορτίου αλλά και το απαραίτητο χρονικό διάστημα που απαιτείται για την σταθεροποίηση των αποβλήτων.

Αντίθετα, μεγάλες διαφορές προκύπτουν συγκρίνοντας τη μεταβολή του COD του τρίτου αντιδραστήρα με τις αντίστοιχες των άλλων αντιδραστήρων. Από την 13 μέρα η συγκέντρωσή του έχει μειωθεί αισθητά. Είναι χαρακτηριστικό ότι έχει μειωθεί περίπου κατά 66% μέσα σε ένα τόσο μικρό χρονικό διάστημα. Επίσης συγκρινόμενη με τις αντίστοιχες συγκεντρώσεις COD του πρώτου και του δεύτερου αντιδραστήρα η διαφορά είναι και πάλι πολύ μεγάλη και υποδηλώνει τη μεγαλύτερη απομάκρυνση οργανικού φορτίου που έχει επέλθει στον αντιδραστήρα αυτό. Αλλά και μέχρι το τέλος των μετρήσεων η συγκέντρωση του COD του τρίτου αντιδραστήρα είναι κατά πολύ μικρότερη, με την τελική συγκέντρωση του να είναι πάνω από 50% μικρότερη από τις συγκεντρώσεις των άλλων αντιδραστήρων και το ποσοστό απομάκρυνσης στον αντιδραστήρα αυτό να φτάνει το 93%. Η μεγαλύτερη απομάκρυνση που παρατηρήθηκε στο τρίτο αντιδραστήρα ήταν αναμενόμενη και εξηγείται από το γεγονός ότι μετά την ανακυκλοφορία του όγκου του νερού που πραγματοποιούνταν σε εβδομαδιαία βάση τα στραγγίσματα που παραγόντουσαν αφού γινόντουσαν οι απαραίτητες μετρήσεις απομακρύνονταν, απομακρύνοντας με αυτό το τρόπο μεγάλο ποσοστό του οργανικού φορτίου.

Τέλος, όσον αφορά στο τέταρτο αντιδραστήρα, ο οποίος πληρώθηκε με έτοιμο κόμποστ και η αρχική συγκέντρωση COD ήταν μικρή, η ανακυκλοφορία και ο αερισμός που εφαρμόστηκαν δεν επέφεραν σημαντική μείωση του οργανικού του φορτίου. Αυτό οφείλεται στο γεγονός ότι με την κομποστοποίηση δημιουργούνται χουμικά οξέα και πολυμερισμένα μόρια (recalcitrant compounds) τα οποία είναι δύσκολα βιοαποδομήσιμα. Επίσης, είναι πιθανόν λόγω της ανακυκλοφορίας να δημιουργήθηκαν αναερόβιοι θύλακες σε τμήματα του αντιδραστήρα περιορίζοντας με αυτό τον τρόπο τη μείωση του οργανικού φορτίου.



Σχήμα 6.4 : Διακύμανση των τιμών COD για τους τέσσερις αντιδραστήρες.

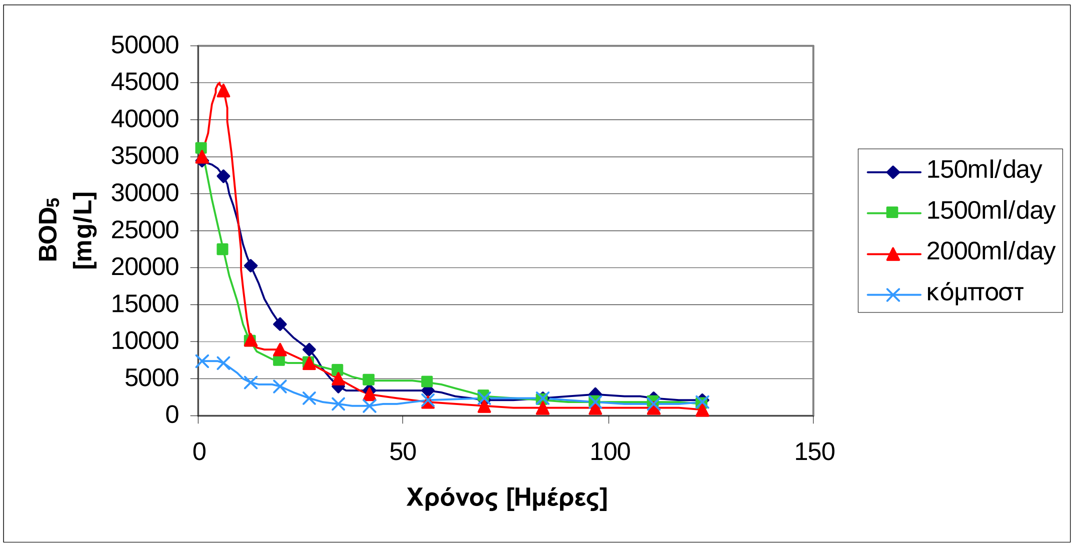
- **BOD_5**

Στο Σχήμα 6.5 φαίνεται η διακύμανση της συγκέντρωσης του BOD_5 των στραγγισμάτων. Οι αρχικές συγκεντρώσεις είναι 34500 mg/L, 36000 mg/L, 35000 mg/L και 7500 mg/L για το πρώτο, δεύτερο, τρίτο και τέταρτο αντιδραστήρα, αντίστοιχα. Η αρχική χαμηλή συγκέντρωση του BOD_5 στον τέταρτο αντιδραστήρα οφείλεται στο κόμποστ με το οποίο γεμίστηκε.

Στο τρίτο αντιδραστήρα η μεταβολή της συγκέντρωσης του BOD_5 είναι παρόμοια με την αντίστοιχη του COD. Απότομη αύξηση την πρώτη εβδομάδα των μετρήσεων και στη συνέχεια, μετά από μικρό διάστημα απότομης μείωσης, σταδιακή μείωση και σταθεροποίηση της συγκέντρωσης την $70^{η}$ μέρα του πειράματος, όπως και στο COD. Αντίθετα, οι συγκεντρώσεις του BOD_5 του πρώτου και δεύτερου αντιδραστήρα από την πρώτη μέρα του πειράματος αρχίζουν να μειώνονται και σε διάστημα μόλις δύο εβδομάδων έχουν ήδη μειωθεί κατά 42% και 75% αντίστοιχα σε σχέση με τις αρχικές τους συγκεντρώσεις. Στη συνέχεια, ο ρυθμός μείωσης μειώνεται και η συγκέντρωση τους σταθεροποιείται την $70^{η}$ μέρα του πειράματος. Τέλος, στο τέταρτο αντιδραστήρα η συγκέντρωση του BOD_5 ακολουθεί την ίδια τάση μείωσης όπως και στο COD μέχρι την $42^{η}$ μέρα όπου και πάλι σταθεροποιείται.

Συγκρίνοντας το πρώτο και το δεύτερο αντιδραστήρα όσον αφορά στη μεταβολή της συγκέντρωσης του BOD_5, οι διαφορές που προκύπτουν αυτή τη φορά, σε αντίθεση με την περίπτωση του COD, είναι μεγάλες. Γίνεται αντιληπτό ότι ο μεγαλύτερος ρυθμός ανακυκλοφορίας που πραγματοποιούνταν στο δεύτερο αντιδραστήρα είχε θετική επίδραση στην μείωση της συγκέντρωσης του BOD_5, ειδικά στο διάστημα των πρώτων δύο εβδομάδων του πειράματος, όπου η διαφορά που προκύπτει ανάμεσα στους δύο αντιδραστήρες είναι ιδιαίτερα μεγάλη.

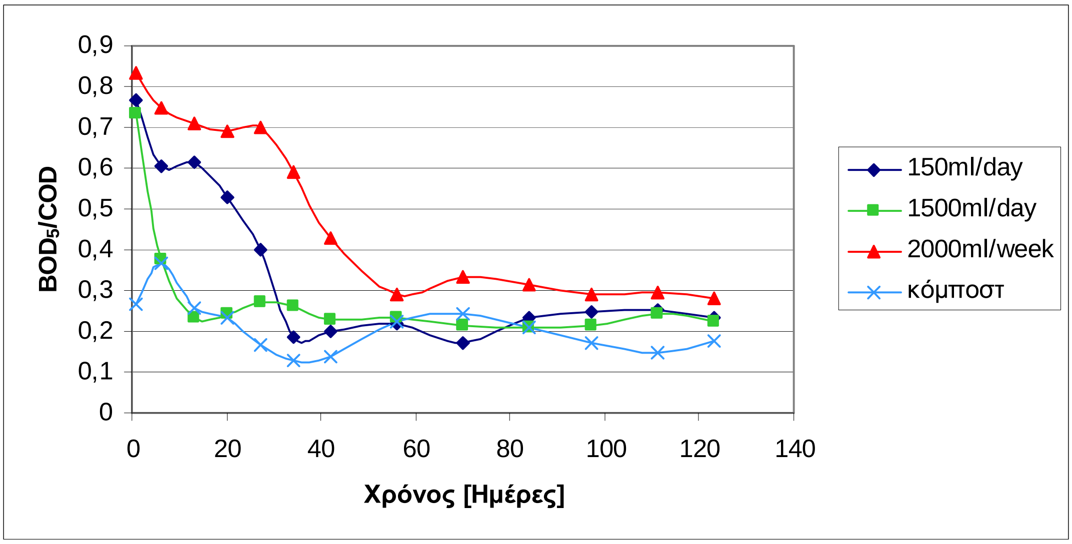
Όσον αφορά στο τρίτο αντιδραστήρα, όπως και στο COD, έτσι και στο BOD_5 η μείωση που παρατηρείται είναι εντυπωσιακή και σε συνδυασμό τόσο με το ιδιαίτερα μικρό διάστημα στο οποίο αυτή επιτυγχάνεται και τη χαμηλότερη τελική συγκέντρωση που παρουσιάζει καθιστά την διαδικασία που εφαρμόστηκε στον αντιδραστήρα αυτό ιδιαίτερα ελκυστική.



Σχήμα 6.5 : Διακύμανση των τιμών BOD_5 για τους τέσσερις αντιδραστήρες.

- **BOD_5/COD**

Στο Σχήμα 6.6 φαίνεται η μεταβολή του λόγου BOD_5/COD σε όλη τη διάρκεια του πειράματος. Ο λόγος αυτός χρησιμοποιείται συχνά για την αξιολόγηση της βιοδιασπασιμότητας της οργανικής ύλης των στραγγισμάτων, με σκοπό την κατανόηση της σταθεροποίησης της απορριμματικής μάζας (Alvarez-Vazquez et al., 2004). Στον τέταρτο αντιδραστήρα ο λόγος των δύο παραμέτρων από την αρχή του πειράματος είναι ιδιαίτερα μικρός, γεγονός που αποδεικνύει την σταθεροποίηση που έχει ήδη επιτευχθεί στο κόμποστ που χρησιμοποιήθηκε. Στον πρώτο αντιδραστήρα αρχικά η τιμή του λόγου είναι 0.76 και σταθεροποιείται γύρω στο 0.3, 34 μέρες μετά από την αρχή του πειράματος. Στον δεύτερο αντιδραστήρα, ο λόγος BOD_5/COD ισούται με 0.73, αλλά σε διάστημα μόλις δύο εβδομάδων η τιμή αυτή μειώνεται κατακόρυφα και σταθεροποιείται παίρνοντας τιμές κάτω από 0.3 μέχρι και το τέλος του πειράματος. Τέλος, όσον αφορά στο τρίτο αντιδραστήρα παρουσιάζει εμφανή σημάδια σταθεροποίησης μετά από διάστημα 50 ημερών.

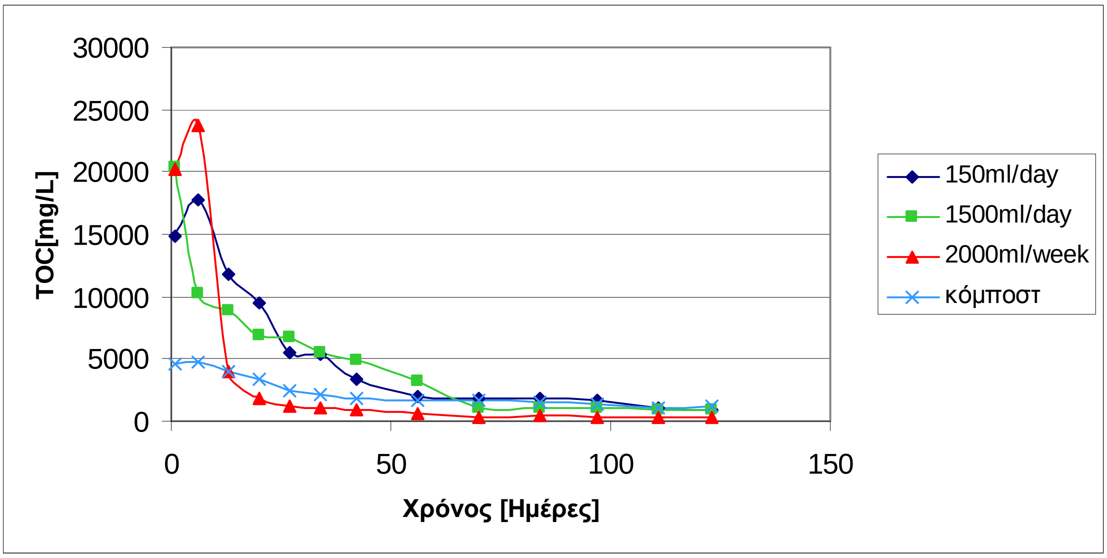


Σχήμα 6.6 : Λόγος BOD_5/COD για τους τέσσερις αντιδραστήρες.

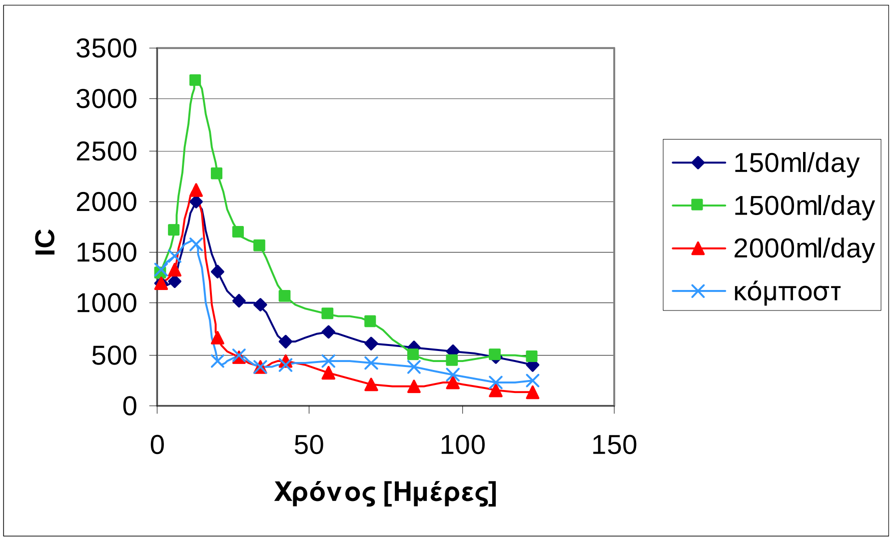
- **TOC, IC**

Στο Σχήματα 6.7 και 6.8 παρουσιάζεται η διακύμανση της συγκέντρωσης του TOC και του IC στους τέσσερις αντιδραστήρες κατά τη διάρκεια του πειράματος. Η διακύμανση του TOC είναι παρεμφερής με την αντίστοιχη της συγκέντρωσης του COD. Πιο συγκεκριμένα, στο πρώτο και τρίτο αντιδραστήρα η συγκέντρωση του TOC παρουσιάζει μία άνοδο την πρώτη εβδομάδα και στη συνέχεια αρχίζει να μειώνεται μέχρι να σταθεροποιηθεί περίπου την 70ή μέρα των μετρήσεων. Αντίθετα, στο δεύτερο αντιδραστήρα η υψηλότερη ανακυκλοφορία που εφαρμόστηκε οδήγησε στη μείωση της συγκέντρωσης από την αρχή του πειράματος μέχρι και την 70ή μέρα όπου, και αυτή, σταθεροποιείται. Όσον αφορά στο τέταρτο αντιδραστήρα η μεταβολή που παρουσιάζει στη συγκέντρωση είναι πολύ μικρή ειδικά μετά και την 42η μέρα του πειράματος. Άξιον αναφοράς, είναι και το υψηλό τελικό ποσοστό απομάκρυνσης TOC που παρουσιάζουν οι τρεις πρώτοι αντιδραστήρες και ανέρχεται σε πάνω από 90% και συμφωνεί με τη μελέτη των Erses et al. (2007).

Η διακύμανση της συγκέντρωσης του IC στο πρώτο, δεύτερο και τρίτο αντιδραστήρα είναι παρεμφερής. Ξεκινάει από μία τιμή γύρω στα 1200 mg/l, και τις δύο πρώτες εβδομάδες του πειράματος παρουσιάζει μία συνεχή αύξηση και φτάνει στα 2000 mg/l στο πρώτο και στο τρίτο αντιδραστήρα και στα 3200 mg/l στο δεύτερο αντιδραστήρα. Στη συνέχεια, αρχίζει να μειώνεται, απότομα στην αρχή και σταδιακά στη συνέχεια, για να σταθεροποιηθεί στο τέλος του πειράματος στα 500 mg/l στον πρώτο και δεύτερο αντιδραστήρα και στα 150 mg/l στο τρίτο αντιδραστήρα. Όσον αφορά στο τέταρτο αντιδραστήρα μετά από μία μικρή αρχική αύξηση της συγκέντρωσης τις πρώτες δύο εβδομάδες, στη συνέχεια μειώνεται και σταθεροποιείται γύρω στα 250 mg/l.



Σχήμα 6.7 : Διακύμανση της συγκέντρωσης του TOC στους τέσσερις αντιδραστήρες.



Σχήμα 6.8 : Μεταβολή της συγκέντρωσης του IC στους τέσσερις αντιδραστήρες

Συγκρίνοντας τα αποτελέσματα από τις μετρήσεις του λόγου BOD_5/COD, του BOD_5, του COD και του TOC για τον κάθε αντιδραστήρα επιβεβαιώνεται η θετική επίδραση που έχει η ανακυκλοφορία και ο αερισμός των στραγγισμάτων στην ταχεία απομάκρυνση του οργανικού φορτίου και στη σταθεροποίηση της απορριμματικής μάζας γεγονός που έχει αποδειχθεί σε πολλές μελέτες αερόβιων αντιδραστήρων μέχρι σήμερα (Jun et al., 2007 ; Rendra et al., 2007, Bilgili et al., 2007). Επίσης, όσο μεγαλύτερος είναι ο ρυθμός ανακυκλοφορίας που εφαρμόζεται σε ένα αντιδραστήρα τόσο μειώνεται η διάρκεια της αποδόμησης, μειώνοντας με αυτό τον τρόπο και το διάστημα που απαιτείται για την σταθεροποίηση της απορριμματικής μάζας. Το τελευταίο συμπέρασμα συμφωνεί και με τους Rendra et al. (2007), όπου σύμφωνα με την μελέτη τους η αύξηση του όγκου των στραγγισμάτων βοηθάει στην διασπορά των μικροοργανισμών μέσα στον αντιδραστήρα και ενισχύει την επαφή τους με τα απόβλητα ενισχύοντας έτσι την αποδόμηση και μειώνοντας το διάστημα που απαιτείται για σταθεροποίηση.

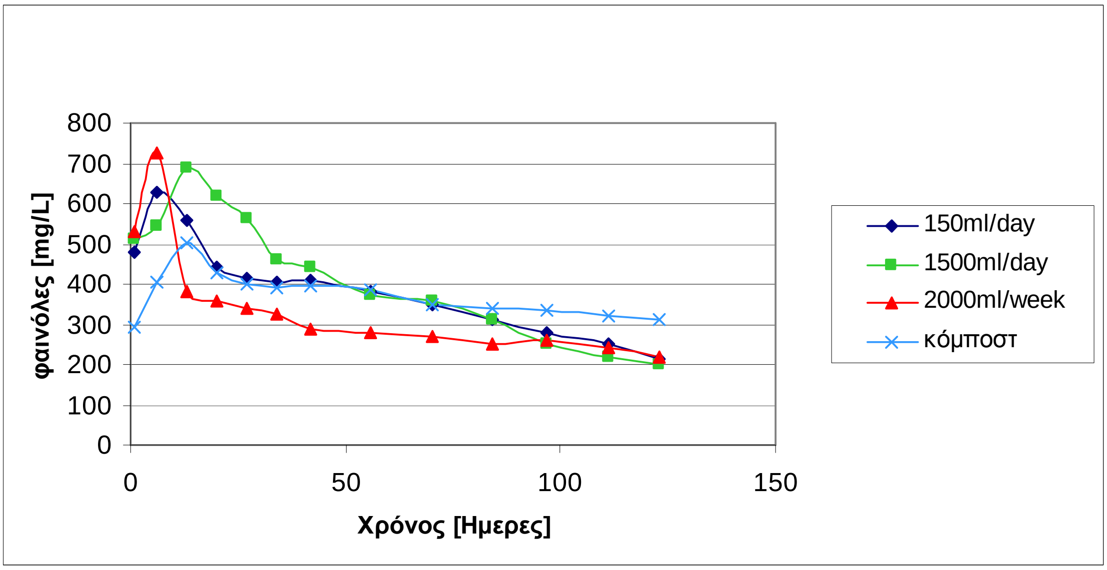
Όσον αφορά στα αποτελέσματα του τέταρτου αντιδραστήρα η σταθεροποίηση που παρατηρείται στο σύνολο των παραπάνω παραμέτρων μετά την 40^{ή} μέρα του πειράματος οφείλεται στο γεγονός ότι το έτοιμο κόμποστ το οποίο χρησιμοποιήθηκε αποτελείται από χουμικά οξέα και πολυμερισμένα μόρια τα οποία δύσκολα βιοποδομούνται. Επίσης, είναι πιθανόν λόγω της ανακυκλοφορίας να δημιουργήθηκαν στο εσωτερικό του αντιδραστήρα αναερόβιοι θύλακες επιβραδύνοντας ακόμα περισσότερο την περαιτέρω βιοαποδόμηση.

Ολικές φαινόλες

Στο Σχήμα 6.9 παρουσιάζεται η μεταβολή της συγκέντρωσης των φαινολών στους αντιδραστήρες κατά τη διάρκεια του πειράματος. Οι φαινόλες θεωρούνται απο τους πιο κοινούς τοξικούς ρύπους. Βρίσκονται σε ορισμένα τρόφιμα, στα ανθρώπινα και ζωικά απόβλητα και παράγονται και κατά την αποσύνθεση της οργανικής ύλης. Λόγω της τοξικότητάς που παρουσιάζουν η αποτελεσματική εξαλειψή τους είναι απαραίτητη ώστε να διαφυλαχθεί το περιβάλλον αλλά και η υγεία του ανθρώπου.

Όσον αφορά στη διακύμανση των συγκεντρώσεων και στους τέσσερις αντιδραστήρες είναι σχεδόν η ίδια. Τις πρώτες δυο εβδομάδες του πειράματος παρατηρείται μία αύξηση στη συγκέντρωση των φαινολών γεγονός που οφείλεται στην έντονη υδρόλυση της οργανικής ύλης. Στη συνέχεια η συγκέντρωση αρχίζει να μειώνεται και μάλιστα με ιδιαίτερα έντονο ρυθμό. Αυτό συμβαίνει γιατί υπάρχει έντονη βιοαποδόμηση της οργανικής ύλης. Σύμφωνα με τους Meloa et al. (2004) το ποσοστό βιοαποδόμησης της φαινόλης αυξάνεται εάν αυξηθεί η προσφορά σε οξυγόνο. Αν και ο ρυθμός μείωσης της συγκέντρωσης των φαινολών στη συνέχεια μειώνεται, η συγκέντρωση συνεχίζει να μειώνεται μέχρι και το τέλος του πειράματος.

Συγκρίνοντας τους δύο πρώτους αντιδραστήρες παρατηρούμε, όπως ήταν και αναμενόμενο, ότι η συγκέντρωση των φαινολών στο δεύτερο αντιδραστήρα, κατά το πρώτο διάστημα του πειράματος είναι μεγαλύτερη, και αυτό οφείλεται στο μεγαλύτερο ποσοστό υδρόλυσης που εμφανίζει ο αντιδραστήρα αυτός σε σύγκριση με τον πρώτο, ενώ και το τελικό απομάκρυνσης είναι ελαφρώς μεγαλύτερο. Όσον αφορά στον τρίτο αντιδραστήρα παρατηρώντας το διάγραμμα και συγκρινοντάς τον με τους δυο πρώτους γίνεται εύκολα αντιληπτό ότι η συγκέντρωση των φαινολών στον αντιδραστήρα αυτό είναι μικρότερη σε σύγκριση με τις αντίστοιχες των άλλων αντιδραστήρων. Αυτό συμβαίνει γιατί μέρος της συγκέντρωσης των φαινολών, μέσω της υδρόλυσης, περνάει στα στραγγίσματα που δημιουργούνται από την ανακυκλοφορία του όγκου του νερού που πραγματοποιείται και στη συνέχεια απομακρύνεται. Έτσι, η συγκέντρωση των φαινολών παρουσιάζει μία σταθερή μείωση μέχρι και το τέλος του πειράματος. Τέλος, στο τέταρτο αντιδραστήρα η μεταβολή της συγκέντρωσης είναι πολύ μικρή κατά τη διάρκεια του πειράματος και αυτό οφείλεται στο γεγονός ότι ο αντιδραστήρας αυτός πληρώθηκε με έτοιμο κόμποστ το οποίο απότελείται από πολυμερισμένα μόρια τα οποία πολύ δύσκολα βιοδιασπώνται.



Σχήμα 6.9: Διακύμανση της συγκέντρωσης των φαινολών στους τέσσερις αντιδραστήρες.

6.3 ΑΠΟΜΑΚΡΥΝΣΗ ΑΖΩΤΟΥ ΚΑΙ ΘΕΙΟΥ

- **$NH4^+$-N, N-NH_3**

Στο Σχήμα 6.10 παρουσιάζεται η μεταβολή των συγκεντρώσεων των $NH4^+$-N στα στραγγίσματα των τεσσάρων αντιδραστήρων. Στους δύο πρώτους αντιδραστήρες, η συγκέντρωση των αμμωνιακών παρουσιάζει αύξηση τις πρώτες 32 μέρες του πειράματος. Αυτή η αύξηση οφείλεται στην έναρξη της διαδικασίας της αμμωνιοποίησης, στην υδρόλυση δηλαδή των οργανικών ενώσεων και την διάλυσή τους στα στραγγίσματα. Όμως, η αύξηση που παρατηρείται στο δεύτερο αντιδραστήρα είναι κατά πολύ μεγαλύτερη από την αντίστοιχη του πρώτου γεγονός που αποτελεί απόδειξη της ταχύτερης διαδικασίας αμμωνιοποίησης που παρατηρήθηκε στο πρώτο διάστημα του πειράματος στον αντιδραστήρα αυτό. Η μείωση στις συγκεντρώσεις των αμμωνιακών που αρχίζει να επέρχεται μετά την 34^{η} μέρα, οφείλεται είτε στην έναρξη της νιτροποίησης, την ανάπτυξη δηλαδή νιτροποιητικών μικροοργανισμών και την μετατροπή του αμμωνιακού αζώτου σε νιτρικά και νιτρώδη, είτε στην αεριοποίηση, την μετατροπή δηλαδή του αμμωνιακού αζώτου σε ελεύθερη αμμωνία και τη διαφυγή της στην αέρια φάση. Η συγκέντρωση των αμμωνιακών στους δύο αυτούς αντιδραστήρες σταθεροποιείται 100 μέρες μετά την έναρξη του πειράματος. Συγκρίνοντας τις μεταβολές των συγκεντρώσεων των αμμωνιακών των δύο αντιδραστήρων, επιβεβαιώνεται το συμπέρασμα ότι ο υψηλός ρυθμός ανακυκλοφορίας επιταχύνει την αποδόμηση κατά το πρώτο στάδιο του πειράματος αλλά δεν επηρεάζει σημαντικά τον βαθμό απομάκρυνσης των αμμωνιακών από ένα αντιδραστήρα. Παρόμοια αποτελέσματα βρέθηκαν και από τους Jun et al. (2007).

Όσον αφορά στο τρίτο αντιδραστήρα δεν παρατηρήθηκε σημαντική αύξηση κατά το πρώτο στάδιο του πειράματος καθώς τα στραγγίσματα που παραγόντουσαν από τον αντιδραστήρα αυτό απομακρυνόντουσαν έπειτα από κάθε ανακυκλοφορία που πραγματοποιούνταν. Τα πειραματικά αποτελέσματα της πρώτης φάσης για τον αντιδραστήρα αυτόν συμφωνούν και με τους Purcell et al. (1999) όπου στη μελέτη τους υποστηρίζεται ότι ο κύριος μηχανισμος αφαίρεσης του αμμωνιακού αζώτου είναι η αραίωση και η έκπλυση από το εισερχόμενο νερό. Στη συνέχεια, η συγκέντρωση των αμμωνιακών παρουσιάζει σταδιακή μείωση, γεγονός που οφείλεται στις διαδικασίες της αεριοποίησης και νιτροποίησης που πιθανότατα να έλαβαν χώρα στον αντιδραστήρα αυτό.

Στο τέταρτο αντιδραστήρα δεν παρατηρείται καμία μεταβολή στην συγκέντρωση των αμμωνιακών. Αυτό επιβεβαιώνει ότι στο έτοιμο κόμποστ, που χρησιμοποιήθηκε υλικό πλήρωσης στον αντιδραστήρα αυτό, είχε ήδη επέλθει σταθεροποίηση αλλά και ότι οι διεργασίες της νιτροποίησης και της αεριοποίησης που πιθανόν να έλαβαν χώρα ήταν ιδιαίτερα περιορισμένες.

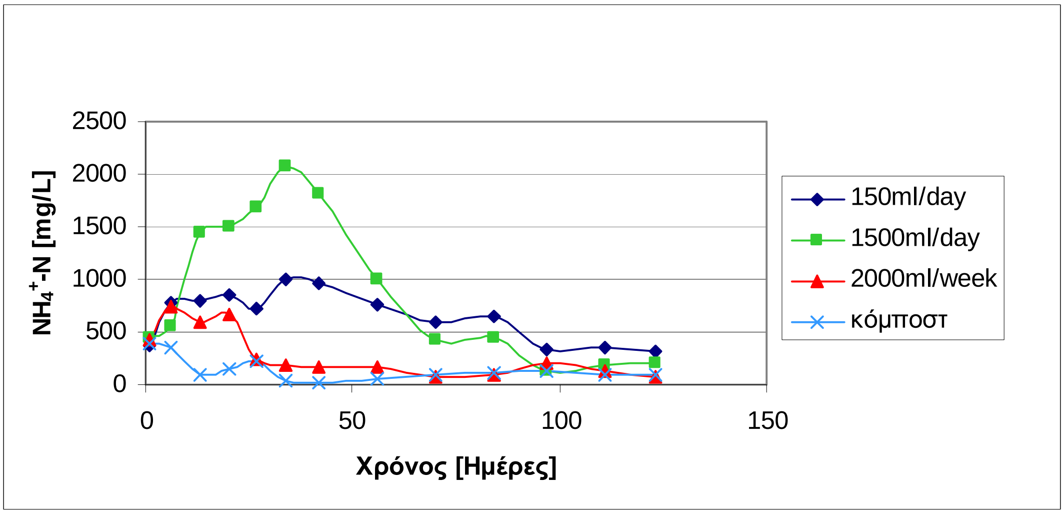
Για τον υπολογισμό της αεριοποίησης που έλαβε χώρα στους αντιδραστήρες κρίθηκε αναγκαία η μέτρηση της ελεύθερης αμμωνίας με τη βοήθεια της παρακάτω σχέσης (Hao et al. 2009):

$$\left[\mathrm{N}-\mathrm{NH}_3\right]=\frac{\left[\mathrm{N}-\mathrm{NH}_4^+\right]\cdot 10^{\mathrm{pH}}}{e^{\frac{6344}{273+T[°C]}}}$$

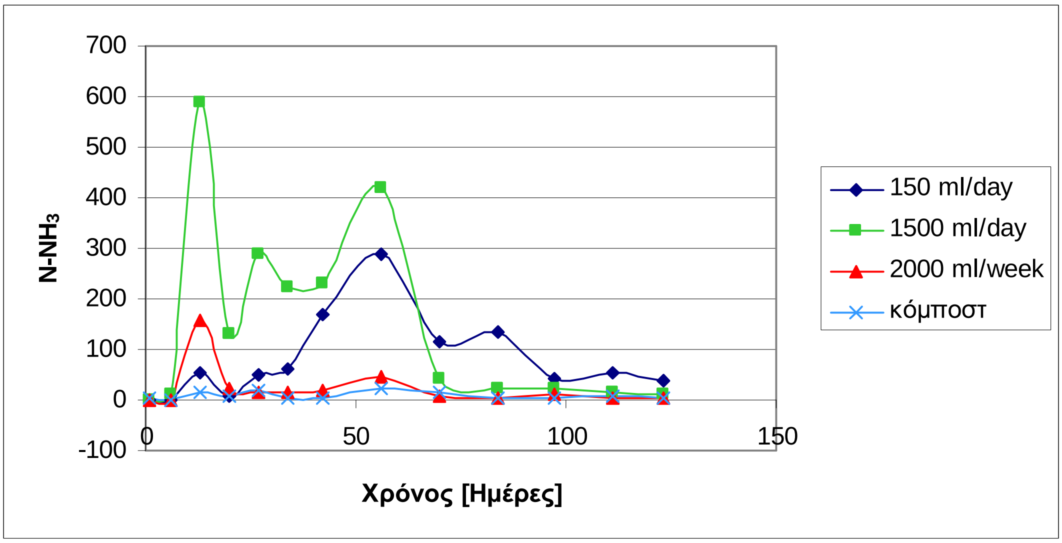
Στο Σχήμα 6.11 παρουσιάζεται η μεταβολη της συγκέντρωσης της ελεύθερης αμμωνίας στους τέσσερις αντιδραστήρες. Στους δύο πρώτους αντιδραστήρες, λόγω του υψηλού pH που παρατηρείται, ήδη από την τρίτη βδομάδα των μετρήσεων, ένα ποσοστό του αμμωνιακού αζώτου μετατράπηκε σε αμμωνία και στη συνέχεια σε συνδυασμό και με τις υψηλές θερμοκρασίες που επικρατούσαν την περίοδο εκείνη μέσα στους αντιδραστήρες μέσω της αεριοποίησης μετατράπηκε σε ελεύθερη αμμωνία και εξήλθε από τους αντιδραστήρες. Άρα, ο κύριος μηχανισμός απομάκρυνσης του αμμωνιακού αζώτου στους αντιδραστήρες αυτούς ήταν η αεριοποίηση καθώς η νιτροποίηση περιορίστηκε σε μεγάλο βαθμό. Για αυτό ευθύνονται αρχικά οι υψηλές θερμοκρασίες που σημειώθηκαν στο εσωτερικό των αντιδραστήρων και αποτελούν είτε περιοριστικό (Willers et al., 1998) είτε ακόμα και ανασταλτικό παράγοντα (Berge et al., 2005) κάθε διαδικασίας νιτροποίησης. Επίσης, έλλειψη επαρκούς ποσότητας οξυγονόνου, που πιθανόν να παρουσιάστηκε κατά διαστήματα στο εσωτερικό των αντιδραστήρων, αποτέλεσε ένα ακόμα περιοριστικό παράγοντα για τη νιτροποίηση.

Στο τρίτο αντιδραστήρα σημαντική συγκέντρωση ελεύθερης αμμωνίας βρέθηκε μόνο κατά τις πρώτες εβδομάδες των μετρήσεων άρα επιβεβαιώνεται ο ισχυρισμός ότι ο κύριος μηχανισμός απομάκρυνσης στον αντιδραστήρα αυτόν ήταν η αραίωση και η έκπλυση.

Τέλος, στον τέταρτο αντιδραστήρα λόγω της μικρής συγκέντρωσης των αμμωνιακών η συγκέντρωση της ελεύθερης αμμωνίας σε όλη τη διάρκεια του πειράματος ήταν σχεδόν μηδενική. Άρα, τόσο η διαδικασία της νιτροποίησης όσο και της αεριοποίησης ήταν ιδιαίτερα περιορισμένες.



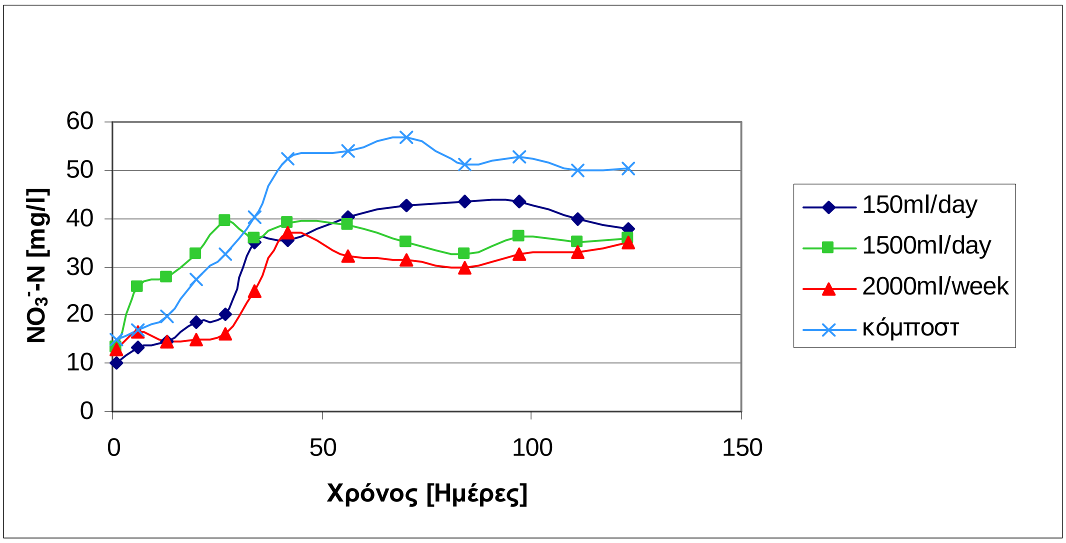
Σχήμα 6.10 : Μεταβολή των συγκεντρώσεων αμμωνίου στα στραγγίσματα των αντιδραστήρων.



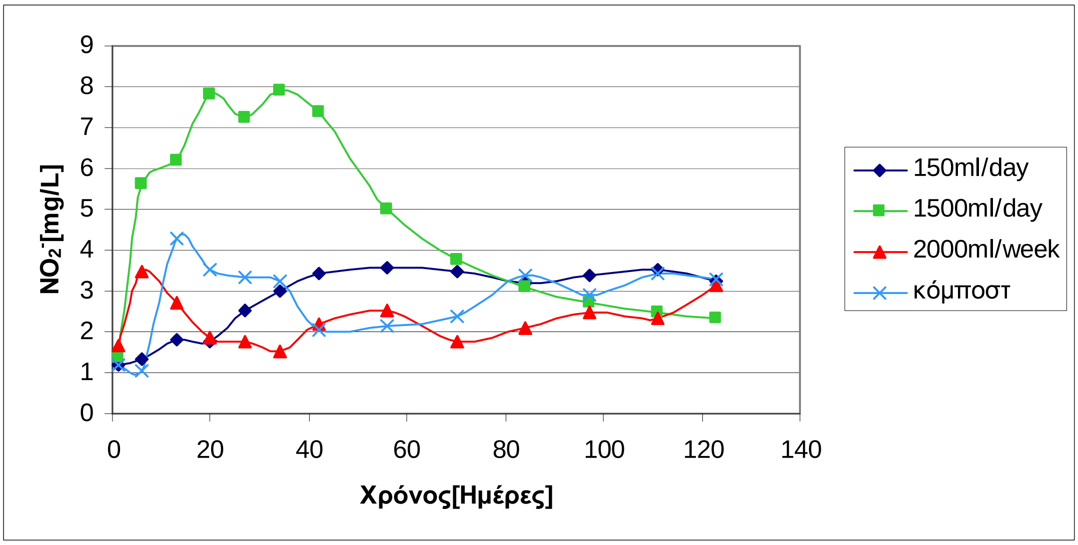
Σχήμα 6.11 : Μεταβολή των συγκεντρώσεων της ελεύθερης αμμωνίας στα στραγγίσματα των αντιδραστήρων.

- **NO_3^--N, NO_2^-N**

Στα Σχήματα 6.12 και 6.13 παρουσιάζεται η μεταβολή της συγκέντρωσης των NO_2^- -N και NO_3^--N των στραγγισμάτων των τεσσάρων αντιδραστήρων. Η συγκέντρωση τόσο των νιτρικών όσο και των νιτρώδων παρουσιάζει σημαντική αύξηση κυρίως μετά τη δεύτερη εβδομάδα των μετρήσεων, καθώς τόσο οι ρυθμοί της βιοαποδόμησης μειώνονται αισθητά αλλά και αρχίζει η νιτροποίηση, δηλαδή η μετατροπή των NH_4^+-N σε NO_2^--N και NO_3^--N. Παρόλα αυτά η αύξηση που παρατηρείται στη συγκεντρωσή τους είναι κατά πολύ μικρότερη της αναμενόμενης. Ένα μεγάλο ποσοστό των NH_4^+-N δεν μετατρέπεται σε νιτρικά και νιτρώδη. Αυτό επιβεβαιώνει το γεγονός ότι εκτός από την νιτροποίηση κατά τη διάρκεια του πειράματος έλαβε μέρος και η διεργασία της αεριοποίησης.



Σχήμα 6.12 **:** Μετρήσεις των συγκεντρώσεων των NO_3^--N για τους τέσσερις αντιδραστήρες.



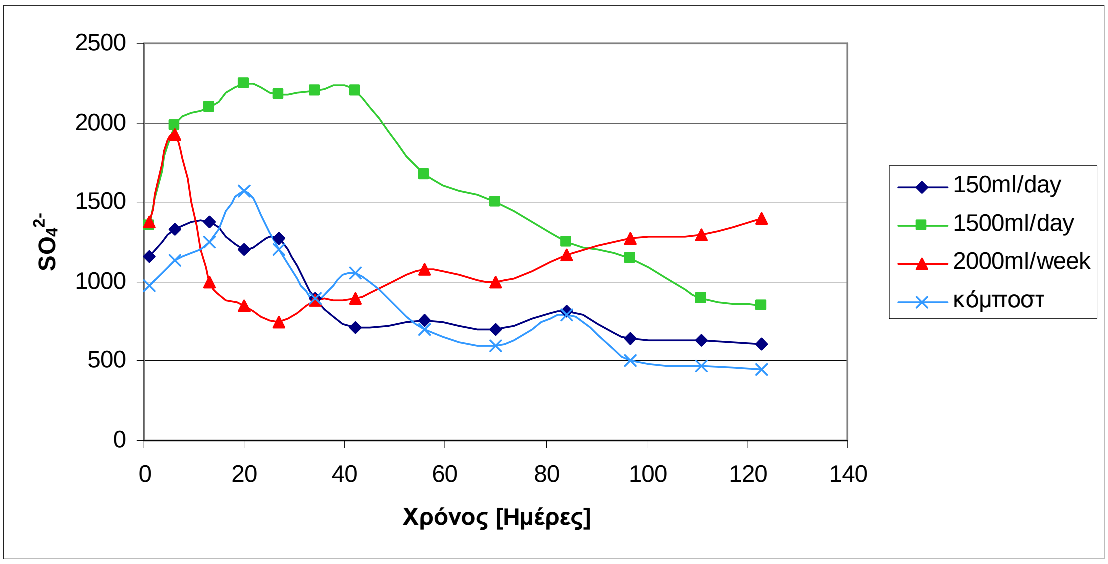
Σχήμα 6.13 : Μετρήσεις των συγκεντρώσεων των NO_2^--N για τους τέσσερις αντιδραστήρες.

- **Θειικά**

Στο Σχήμα 6.14 που ακολουθεί παρουσιάζεται η μεταβολή της συγκέντρωσης των θειικών στους τέσσερις αντιδραστήρες. Παρόλο που οι αρχικές συγκεντρώσεις των θειικών των τεσσάρων αντιδραστήρων είναι σχεδόν ίσες, οι διακυμάνσεις που παρουσιάζουν κατά τη διάρκεια του πειράματος διαφέρουν από αντιδραστήρα σε αντιδραστήρα.

Στον πρώτο αντιδραστήρα η συγκέντρωση των θειικών παρουσιάζει μια αρχική οριακή αύξηση για να μειωθεί στη συνέχεια και να σταθεροποιηθεί μετά την 40 μέρα του πειράματος σε συγκέντρωση μικρότερη από την αρχική. Στο δεύτερο αντιδραστήρα η συγκέντρωση των θειικών αυξάνεται απότομα και λαμβάνει τη μέγιστη τιμή της μετά το τέλος της τρίτης εβδομάδας των μετρήσεων. Η αύξηση αυτή είναι αποτέλεσμα της υδρόλυσης της οργανικής ύλης, που όπως αποδείχτηκε και σε άλλους παραμέτρους που μετρήθηκαν, ήταν εντονότερη κατά το πρώτο διάστημα των μετρήσεων στον αντιδραστήρα αυτό σε σύγκριση με τους άλλους τρεις. Στη συνέχεια, μετά από μία προσωρινή σταθεροποίηση άρχισε να μειώνεται με σταθερό ρυθμό και σταθεροποιήθηκε στο τελευταίο διάστημα των μετρήσεων σε συγκέντρωση ελαφρά υψηλότερη από την τελική συγκέντρωση του πρώτου αντιδραστήρα. Όσον αφορά στο τρίτο αντιδραστήρα η συγκέντρωση των θειικών αυξάνεται και μειώνεται απότομα και διαδοχικά την πρώτη και τη δεύτερη εβδομάδα αντίστοιχα για να παρουσιάσει μία τάση αύξησης το υπόλοιπο διάστημα των μετρήσεων, μέχρι και το τέλος του πειράματος. Η αύξηση αυτή οφείλεται στο γεγονός, ότι παρόλη την ανακυκλοφορία του όγκου του νερού κάθε εβδομάδα στο εσωτερικό του αντιδραστήρα κατά το τελευταίο διάστημα παρουσιάστηκε μείωση της υγρασίας, άρα γινότανε καλύτερη οξείδωση που οδηγούσε σε συνεχή αύξηση της συγκέντρωσης των θειικών. Τέλος, όσον αφορά στον τέταρτο αντιδραστήρα η συγκέντρωση των θειικών αυξάνεται το πρώτο διάστημα των μετρήσεων και στη συνέχεια μειώνεται σταδιακά για να σταθεροποιηθεί στο τέλος του πειράματος.

Συγκρίνοντας τα αποτελέσματα των μετρήσεων του πρώτου και δεύτερου αντιδραστήρα διαπιστώνεται ότι η υψηλή ανακυκλοφορία που εφαρμόστηκε στο δεύτερο αντιδραστήρα οδήγησε στην έντονη βιοαποδόμηση της οργανικής ύλης το πρώτο διάστημα των μετρήσεων αυξάνοντας ταυτόχρονα και τη συγκέντρωση των θειικών. Οι τελικές συγκεντρώσεις όμως των θειικών σχεδόν συμπίπτουν.

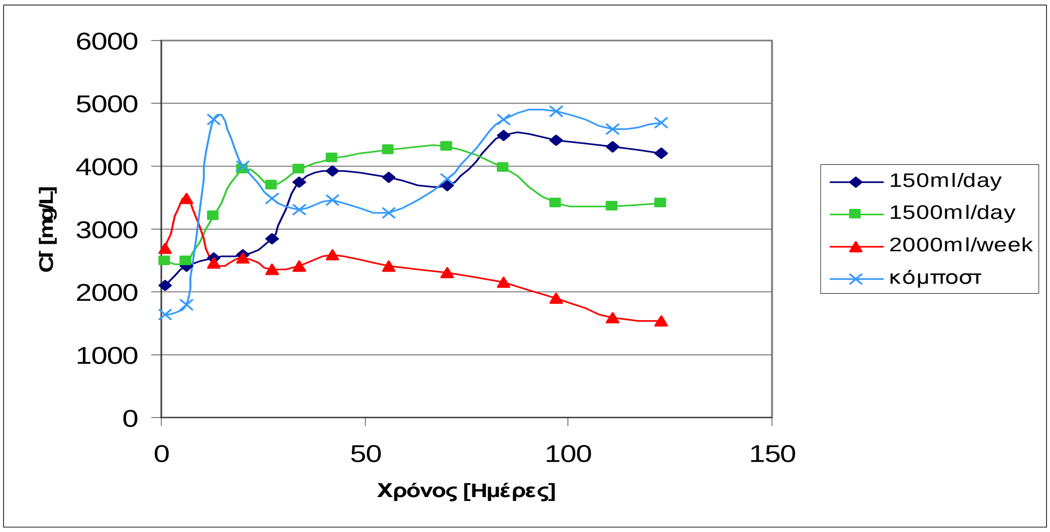


Σχήμα 6.14 : Διακύμανση των συγκεντρώσεων SO_4^{2-} για τους τέσσερις αντιδραστήρες.

6.4 ΧΛΩΡΙΟΥΧΑ ΚΑΙ ΑΓΩΓΙΜΟΤΗΤΑ

➢ **Χλωριούχα**

Στο Σχήμα 6.15 παρουσιάζεται η μεταβολή της συγκέντρωσης των χλωριούχων στα στραγγίσματα των τεσσάρων αντιδραστήρων. Τα χλωριούχα λόγω του ότι δεν αποδομούνται, αποτελούν μία συντηρητική παράμετρο και η μεταβολή της συγκέντρωσής τους χρησιμοποιείται συνήθως για την αξιολόγηση της διακύμανσης της αραίωσης των στραγγισμάτων. Στους πρώτους δύο αντιδραστήρες παρατηρείται αύξηση της συγκέντρωσης των Cl γεγονός που οφείλεται στην υδρόλυση των ΑΣΑ και στη διάλυση αλάτων στα στραγγίσματα (Νικολάου, 2007). Η αύξηση της διάλυσης των χλωριούχων ήταν αποτέλεσμα και της αύξησης του pH που παρατηρήθηκε το διάστημα αυτό (Bilgili et al., 2006). Η ανακυκλοφορία και ο συνεχής αερισμός των στραγγισμάτων που εφαρμόστηκε είχαν ως αποτέλεσμα η αύξηση αυτή να μετριαστεί και οι τελικές συγκεντρώσεις των χλωριούχων στους δύο αυτούς αντιδραστήρες να μην παρουσιάζουν μεγάλες διαφορές σε σχέση με τις αρχικές συγκεντρώσεις. Στο τρίτο αντιδραστήρα αντίθετα, μετά από μία μικρή αύξηση της συγκέντρωσης των χλωριούχων την πρώτη εβδομάδα, παρουσιάζεται σημαντική μείωση της συγκεντρωσής τους σε όλη τη διάρκεια του πειράματος. Η απομάκρυνση των στραγγισμάτων που παραγόντουσαν μετά από κάθε ανακυκλοφορία όγκου νερού απομάκρυνε ουσιαστικά και τα άλατα που είχαν διαλυθεί σε αυτά μειώνοντας με αυτό το τρόπο την τελική συγκέντρωση των χλωριούχων. Όσον αφορά στο τέταρτο αντιδραστήρα, αρχικά η συγκέντρωση των χλωριούχων παρουσίασε αύξηση για να μειωθεί στη συνέχεια λόγω του αερισμού και της ανακυκλοφορίας.

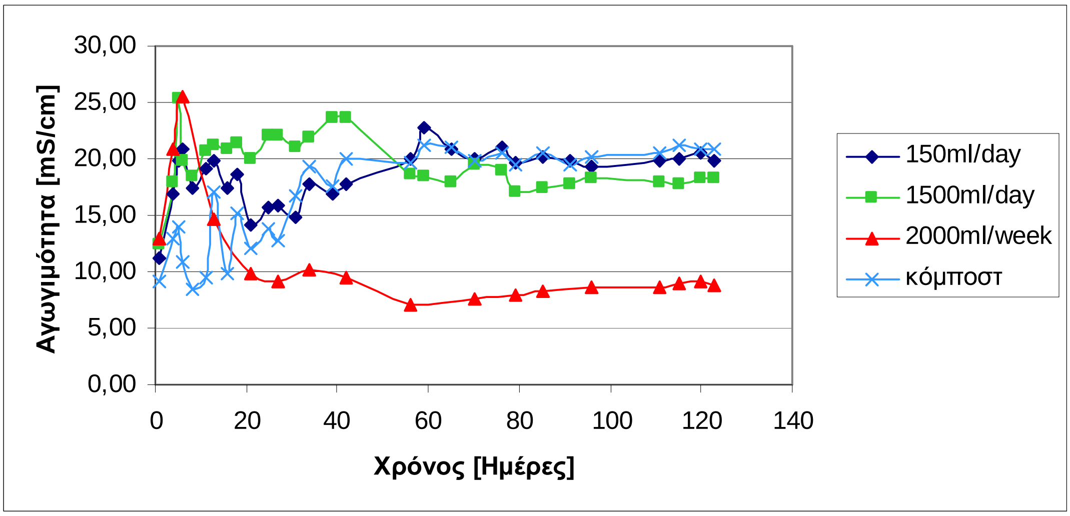


Σχήμα 6.15 : Μετρήσεις χλωριούχων κατά τη διάρκεια του πειράματος.

- **Αγωγιμότητα**

Στο Σχήμα 6.16 παρουσιάζεται η μεταβολή της αγωγιμότητας των στραγγισμάτων των τεσσάρων αντιδραστήρων. Η αγωγιμότητα των στραγγισμάτων είναι ένας δείκτης μέτρησης της συνολικής συγκέντρωσης των ιόντων των διαλυμένων ουσιών που βρίσκονται στα στραγγίσματα και ένας τρόπος μέτρησης της ικανότητας μεταφοράς του ηλεκτρικού ρεύματος μέσα από αυτά (Jun et al., 2007; Erses et al., 2007).

Στους τρεις πρώτους αντιδραστήρες παρατηρείται μία σταδιακή αύξηση της αγωγιμότητας κατά το πρώτο διάστημα των μετρήσεων. Αυτή η αύξηση σύμφωνα και με τον Campbell et al. (1997), οφείλεται στην επίδραση της συγκέντρωσης αλάτων ως αποτέλεσμα της αποδόμησης της οργανικής ύλης. Στη συνέχεια, η αγωγιμότητα μειώνεται και τελικά σταθεροποιείται. Αυτή η μείωση είναι αποτέλεσμα του σχηματισμού ιζήματος σε συνδυασμό και με την μειωμένη πλέον διάλυση νέων ιόντων καθώς το μεγαλύτερο ποσοστό της οργανικής ύλης έχει ήδη βιοαποδομηθεί. Η απότομη αύξηση της αγωγιμότητας στο πρώτο διάστημα καθώς και η απότομη μειωσή της, στη συνέχεια που πραγματοποιήθηκε στο τρίτο αντιδραστήρα, αντικατοπτρίζει την εντυπωσιακή βιοαποδόμηση που παρατηρήθηκε στον αντιδραστήρα αυτό τις πρώτες μέρες του πειράματος καθώς και την γρήγορη σταθεροποιησή του στη συνέχεια. Πιθανότατα, στη εκτεταμένη μείωση της αγωγιμότητας του τρίτου αντιδραστήρα να βοήθησε και η έκπλυση ορισμένων ιόντων, όπως μέταλλα και χλωριούχα και θειικά άλατα, διαμέσου της απομάκρυνσης των στραγγισμάτων μετά από κάθε ανακυκλοφορία του όγκου του νερού. Συγκρίνοντας την μεταβολή του πρώτου και του δεύτερου αντιδραστήρα παρατηρούμε ότι ο δεύτερος αντιδραστήρας παρουσιάζει έστω και με μικρή διαφορά, μεγαλύτερη αγωγιμότητα σε σχέση με τον πρώτο αντιδραστήρα άρα και μεγαλύτερη εκχύλιση ιόντων.



Σχήμα 6.16 : Μετρήσεις αγωγιμότητας κατά τη διάρκεια του πειράματος.

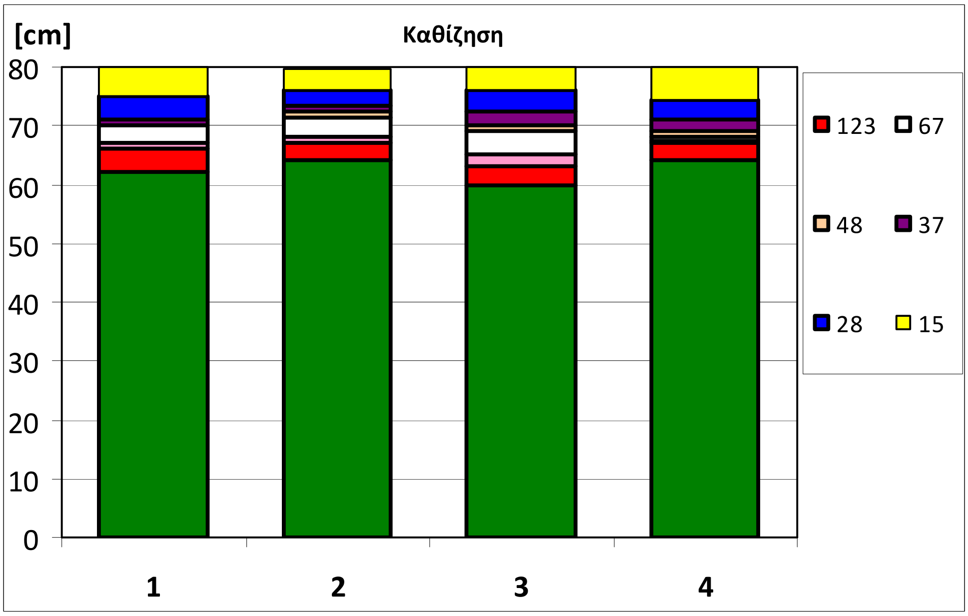
6.5 ΚΑΘΙΖΗΣΗ ΑΠΟΡΡΙΜΜΑΤΙΚΗΣ ΜΑΖΑΣ

Στο Σχήμα 6.17 περιγράφεται η καθίζηση της απορριμματικής μάζας κατά τη διάρκεια του πειράματος. Στο πρώτο και στο δεύτερο αντιδραστήρα η καθίζηση στην αρχή του πειράματος είναι μεγάλη και αυτό οφείλεται στην έντονη βιοαποδόμηση που παρατηρήθηκε. Ωστόσο στη συνέχεια, και μέχρι και το τέλος του πειράματος, καθώς ο ρυθμός βιοαποδόμησης στους αντιδραστήρες μειώνεται, μειώνεται και ο ρυθμός αύξησης της καθίζησης, ιδιαίτερα στο δεύτερο αντιδραστήρα. Αυτό έχει ως αποτέλεσμα η τελική καθίζηση στο δεύτερο αντιδραστήρα,18 cm, να είναι μικρότερη από την καθίζηση του πρώτου αντιδραστήρα, 20 cm. Το συμπέρασμα αυτό όμως έρχεται σε αντίθεση με αρκετές μελέτες (Hao et al., 2007 ; Rendra et al., 2007) όπου είχαν υποστηρίξει ότι όσο μεγαλύτερη είναι η ποσότητα των στραγγισμάτων που ανακυκλοφορεί τόσο μεγαλύτερη θα είναι και η καθίζηση που θα παρατηρηθεί. Βεβαίως, είναι πιθανόν αυτό να ισχύει μέχρι κάποια συγκεκριμένη ποσότητα ανακυκλοφορίας καθώς πολύ μεγάλες ποσότητες ανακυκλοφορίας δύναται να επιφέρουν πλημμύρες ή και απόφραξη μειώνοντας με αυτό τον τρόπο το ρυθμό της καθίζησης.

Όσον αφορά στο τρίτο αντιδραστήρα, η απομάκρυνση των στραγγισμάτων μετά από κάθε ανακυκλοφορία όγκου νερού, βοήθησε στην καθίζηση του όγκου των απορριμμάτων και στη διατήρηση ενός σταθερού ρυθμού αύξησης της καθίζησης μέχρι και το τέλος του πειράματος. Αυτό είχε ως αποτέλεσμα ο τρίτος αντιδραστήρας να παρουσιάσει την μεγαλύτερη καθίζηση, ίση με 21 cm.

Στον τέταρτο αντιδραστήρα μετρήθηκε μία μεγάλη καθίζηση στο αρχικό στάδιο του πειράματος η οποία οφείλεται τόσο στην έντονη μείωση του COD, το διάστημα αυτό, όσο και στη διαφορά πυκνότητας που παρουσιάζει ο αντιδραστήρας αυτός σε σχέση με τους άλλους τρεις.

Γενικότερα πάντως η καθίζηση της απορριμματικής μάζας που μετρήθηκε, και αντιστοιχεί σε πολύ μικρά χρονικά διαστήματα, κρίνεται ιδιαίτερα μεγάλη και οφείλεται τόσο στις αερόβιες συνθήκες που επικράτησαν στους αντιδραστήρες αυτούς αλλά και στην ανακυκλοφορία των στραγγισμάτων που εφαρμόστηκε.



Σχήμα 6.17 : Μέτρηση της καθίζησης κατά τη διάρκεια του πειράματος.

7. ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ-ΠΡΟΤΑΣΕΙΣ

7.1 ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ

Τα συμπεράσματα που προκύπτουν από το πείραμα αυτό είναι πολλά και χρήσιμα. Αρχικά, από την διακύμανση της θερμοκρασίας κατά τη διάρκεια του πειράματος προκύπτει το συμπέρασμα ότι η αποδόμηση της απορριμματικής μάζας πραγματοποιείται στους αερόβιους αντιδραστήρες κυρίως κατά τη διάρκεια των πρώτων 2-3 εβδομάδων του πειράματος. Επίσης, μελετώντας τις διακυμάνσεις του pH και της θερμοκρασίας γίνεται εύκολα κατανοητό ότι μέσα στο διάστημα αυτό επιτυγχάνεται οξείδωση του οργανικού φορτίου.

Συγκεκριμένα από την απομάκρυνση του οργανικού φορτίου στον πρώτο και στο δεύτερο αντιδραστήρα, προκύπτει το συμπέρασμα ότι όσο μεγαλύτερος είναι ο ρυθμός ανακυκλοφορίας που εφαρμόζεται σε ένα αντιδραστήρα τόσο μειώνεται η διάρκεια της πρώτης φάσης της αποδόμησης μειώνοντας με αυτό τον τρόπο και το διάστημα που απαιτείται για την σταθεροποίηση των παραμέτρων των στραγγισμάτων. Στο τρίτο αντιδραστήρα τα αποτελέσματα έδειξαν ότι η ανακυκλοφορία όγκου νερου που εφαρμόστηκε και η απομάκρυνση στη συνέχεια των στραγγισμάτων που παραγόντουσαν είχε ιδιαίτερα θετικά αποτελέσματα στην αποδόμηση της απορριμματικής μάζας καθώς και στην σταθεροποίηση των παραμέτρων των στραγγισμάτων. Στο τέταρτο αντιδραστήρα τα δεδομένα του οργανικού φορτίου δείχνουν ότι η περαιτέρω αποδόμηση του έτοιμου κόμποστ που παράγεται είναι ιδιαίτερα δύσκολη καθώς αυτό αποτελείται από χουμικά οξέα και πολύμερισμένα μόρια τα οποία δύσκολα βιοαποδομούνται.

Ένα ακόμα συμπέρασμα που μπορεί να προκύψει από την ανάλυση των αποτελεσμάτων, είναι ότι στους αερόβιους αντιδραστήρες ο κύριος μηχανισμός απομάκρυνσης του αμμωνιακού αζώτου από τα στραγγίσματα είναι η αεριοποίηση, καθώς η νιτροποίηση στους αντιδραστήρες κατά τη διάρκεια του πειράματος παρουσιάστηκε ιδιαίτερα περιορισμένη. Πάντως, αυτό δεν είναι και απόλυτο καθώς στον τρίτο αντιδραστήρα, όπου τα στραγγίσματα που παραγόντουσαν μετά από την ανακυκλοφορία του όγκου νερού απομακρύνονταν, ο κύριος μηχανισμός απομάκρυνσης του αμμωνιακού αζώτου ήταν η έκπλυση και η αραίωση από το εισερχόμενο νερό.

Τέλος, με βάση τα αποτελέσματα από τη μέτρηση της καθίζησης, προκύπτει ότι ο αερισμός ο οποίος εφαρμόστηκε και στους τέσσερις αντιδραστήρες είχε ιδιαίτερα θετική επίδραση στην αύξηση της καθίζησης, ενώ και η ανακυκλοφορία όγκου νερού με απομάκρυνση των στραγγισμάτων στη συνέχεια επέδρασε θετικά στην αύξηση της καθίζησης. Παρόλα αυτά η καθίζηση της απορριμματικής μάζας δεν διαφοροποιήθηκε σε διαφορετικούς ρυθμούς ανακυκλοφορίας.

7.2 ΠΡΟΤΑΣΕΙΣ

Τα αποτελέσματα της παρούσας εργασίας αποτελούν ένα βασικό κριτήριο αξιολόγησης, των μεθόδων που χρησιμοποιήθηκαν, στην βιοσταθεροποίηση του οργανικού κλάσματος των ΑΣΑ. Όμως, για να μπορέσουν να χρησιμοποιηθούν οι μέθοδοι αυτοί σε μονάδες επεξεργασίας μεγάλου μεγέθους θα χρειαστεί πρώτα η πιλοτική τους εφαρμογή. Οι πιο σημαντικοί παράμετροι που μπορούν να επηρεάσουν, είτε θετικά είτε αρνητικά, την αποτελεσματικότητα μιας τέτοιας μονάδας είναι ο ρυθμός και ο βαθμός αερισμού καθώς και ο ρυθμός ανακυκλοφορίας στραγγισμάτων που πιθανόν να εφαρμοστεί. Επίσης, σημαντικο ρόλο στην απόφαση για την ακριβή μέθοδο που θα πρέπει να εφαρμοστεί σε μια τέτοια μονάδα θα πρέπει να διαδραματίσει και η ικανοτητά της στην απομάκρυνση του αμμωνιακού αζώτου από τα στραγγίσματα. Επιπλέον, μια καινοτόμος μέθοδος η οποία έχει αρχίσει να κεντρίζει το ενδιαφέρον όλο και περισσοοτέρων ερευνητών και θα πρέπει να διερευνηθεί ακόμα πιο διεξοδικά στο μέλλον ως προς τα αποτελέσματα της είναι η συν-κομποστοποίηση, η επεξεργασία δηλαδή ενός μίγματος ΑΣΑ και ιλύος ή άλλων τύπων οργανικών αποβλήτων.

Συνοπτικά οι βασικές προτάσεις έχουν ως εξής:

1.Πιλοτική εφαρμογή ενός συνδυασμού των ρυθμών ανακυκλοφορίας στραγγισμάτων που εφαρμόστηκαν στο πρώτο και δεύτερο αντιδραστήρα.

2.Μελέτη της επίδρασης της ανακυκλοφορίας στην συν-κομποστοποίηση.

3.Μελέτη της επίδρασης ενός συνδυασμού αερόβιων και αναερόβιων συνθηκών με ταυτόχρονη μεταβαλλόμενη ανακυκλοφορία στραγγισμάτων.

ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

Ελληνική βιβλιογραφία:

- Γιδαράκος Ε., 2006, «Επικίνδυνα απόβλητα, διαχείριση-Επεξεργασία-Διάθεση», Εκδόσεις Ζυγός.
- Γκούσκος Ζ., 2005, «Εκτίμηση ιδιοτήτων αστικών απορριμάτων και ποσότητας διασταλαγμάτων που προκύπτουν από χώρο υγειονομκής ταφής, Μεταπτυχιακή διατριβή.
- Κοινή Υπουργική Απόφαση 69728/824/ΦΕΚ 358/17-5-1996. Μέτρα και Όροι για την
- Κοινοτική Οδηγία 1999/31/ΕΚ (Περί Υγειονομικής Ταφής των Αποβλήτων).
- Μύρκου Κ., 2006, « Εξέλιξη ποιοτικών και ποσοτικών χαρακτηριστικών των ΑΣΑ του Ν. Χανίων», διπλωματική εργασία.
- Νικολάου Α, 2009, Εργαστηριακή προσομοίωση αερόβιας και αναερόβιας αποδόμησης στερεών απορριμμάτων με ανακυκλοφορία διασταλαγμάτων.
- Ντζαμίλης Π., Χάβας Γ., 2004, Ποιοτική και Ποσοτική Ανάλυση Αστικών Απορριμμάτων της Περιφέρειας Κρήτης. Μεταπτυχιακή Διατριβή, Τμήμα Μηχανικών Περιβάλλοντος, Πολυτεχνείο Κρήτης.
- Παναγιωτακόπουλος Δ., 2002, «Βιώσιμη διαχείριση Στερεών Αποβλήτων»,Εκδόσεις ΖΥΓΟΣ.

Ξένη βιβλιογραφία:

- Adam D. R, Hudgins M., Harper S , Phillips P, Morris J., 2000, The successful demonstration of aerobic Landfilling. The potential for a more sustainable solid waste management approach.
- Barlaz M.A., Rooker A.P., Kjeldsen P., Gabr M.A., Borden R.C., 2002, Critical evaluation of factors required to terminate the post-closure monitoring period at solid waste landfills. Environmental Science and Technology 36 (16), 3457–3464.

- Berge N.D., Reinhartb D.R., John D.D., Townsend T., 2007, The impact of temperature and gas-phase oxygen on kinetics of in situ ammonia removal in bioreactor landfill leachate.
- Berge N.D., Reinhart D.R., Dietz J., Townsend T., 2006, In situ ammonia removal in bioreactor landfill leachate
- Berge N.D., Reinhart D.R., Townsend T., 2005, The fate of nitrogen in bioreactors landfills.Critical Reviews in Environmental Science and Technology 35 (4), 365-399.
- Bernreuter J, Stessel R.I., 2006, A review of aerobic biocell research and technology,White paper submitted to biological processes subcommittee of SWANA, copy available Earth and Environmental Engineering, Columbia
- Bilgili M.S., Demir A., O¨ zkaya B., 2006, Influence of leachate recirculation on aerobic and anaerobic decomposition of solid wastes.*Yildiz Technical University, Environmental Engineering Department, 34349 Besiktas, ˙Istanbul, Turkey*
- Binner P., Lechner E., Erdin A., Alten, 2003, Composting of bioorganic waste originating from Vienna.
- Boni M., Delle-Site A., Lombardi G., Rolle E., 1997, Aerobic–anaerobic operation of a lab-scale municipal solid waste sanitary landfill, J. Solid Waste Technol. Manage. 24 (3) 137–142.
- Borglin S.E.,Hazen T.C., Oldenburg C.M., 2004, Comparison of aerobic and anaerobic biotreatment of municipal solid waste, J. Air Waste Manage. Assoc. 54 815–822.
- Christensen T.H., Kjeldsen P., 1989, Basic biochemical processes in landfills. In Sanitary landfilling: Process, Technology and Environmental Impact. Academic Press Ltd., Toronto.
- Cossu R, Raga R, Rossetti D, 2003, The PAF model: an integrated approach for landfill sustainability, Waste Manage. 23 37–44.
- Elkind Y., Kirchmann H., 2000, Composting and storage of organic household waste with different litter amendments. Bioresource Technology 74, 125–133.

- European Environment Agency, 2002, Review of selected waste streams: Sewage sludge, construction and demolition waste, waste oils, waste from coal-fired power plants and biodegradable municipal waste, Copenhagen.
- Erses A.S., Onay T.T., Orhan Yenigun O., 2007, Comparison of aerobic and anaerobic degradation of municipal solid waste in bioreactor landfills
- Feuillade F.G., Matejka G., Lagier T, Skhiri N., 1999, Leachate recirculation effects on waste degradation: (Study on columns) Institute of Waste Management Sustainable Landfill Working Group. *The Role and Operation of the Flushing Bioreactor*. Institute of Waste Managemen.
- Giannis A., Makripodis G., Simantiraki F., Somara M., Gidarakos E., 200, Monitoring operational and leachate characteristics of an aerobic simulated landfill bioreactor. Waste Management, Vol. 28, pp.1346-1354.
- Hao Y.J, Wu W.X., Wu S.W., Sun H., Chen Y.X., 2007, Municipal solid waste decomposition under oversaturated condition in comparison with leachate recirculation.
- Hudgins M., 2000, The Aerobic Landfill Approach, Environmental Control Systems (personal communication)
- Hudgins M., Bessette B.J., March J., McComb S, 2000, *Aerobic landfill bioreactor*.American Technologies, Inc., U.S. Patent 6,024,513
- Hudgins.M, Harper S., 1999, Operational characteristics of two aerobic landfill systems, in: Proceedings of the Seventh International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy, October 4–8.
- Huo S.L., Xi B.D., Yu H.C., Fan S.L., Jing S., Liu H.L., 2008, A laboratory simulation of in situ leachate treatment in semi-aerobic bioreactor landfill. Water SA 34 (1), 133-140.
- Ishigaki T., Sugano W., Nakanishi A., Tadeta M., Ike M., Fujita M., 2003, Application of bioventing to waste landfill for improving waste settlement and leachate quality—a lab-scale model study, J. SolidWaste Technol. Manage. 29 (4) 230–238.

- Jokela J.P.Y., Rintala J.A., 2004, Anaerobic solubilisation of nitrogen from municipal solid waste (MSW), Re/Views in Environmental Science & Bio/Technology 2, 67-77.
- Jun D., Yongsheng Z., Henry R.K., Mei H., 2007, Impacts of aeration and active sludge addition on leachate recirculation bioreactor
- Keener H.M., Elwell D.L., Das K., Hansen R.C., 1997, Specifying design/ operation of composting systems using pilot scale data, Appl. Eng. Agric. 13 (6)767–772.
- Keener H.M., Hansen R.C., Elwell D.L., 1997, Airflow through compost: design and cost ımplications, Appl. Eng. Agric. 13 (3) 377–384.
- Kim H., 2005, Comparative Studies of Aerobic and Anaerobic Landfills Using Simulated Landfill Lysimeters. Ph.D. Thesis, University of Florida, USA.
- Kjeldsen P., Barlaz M.A., Rooker R., Baun A., Ledin A., Christensen T.H., Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A review. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 32(4), 297–2002, 2002
- March J., Hudgins M., Chauhan S., Hazen T., 2001, Successful Implementation of an aerobic Landfill Bioreactor.
- Meloa J.S., Kholi S., Patwardhan A.W., D'Souza S.F., 2002, *Nuclear Agriculture and Biotechnology Division,*
- Mirkou K., Giannis A., Gidarakos E., 2006, Integrated Solid Waste Management for energy recovery in the island of Crete. Biomass and Waste to Energy Symposium, Venice.
- Onay T.T., Pohland F.G., 2001, Nitrogen and sulfate attenuation in simulated landfill bioreactors. Water Science and Technology 44 (2–3), 367–372.
- Price G.A., Barlaz M.A., Hater G.R., 2003, Nitrogen management in bioreactor landfills. *Waste Manag.* 23(7), 675–688.
- Purcell B.E., Butler A.P., Sollars C.J., Buss S.E, 1999, Leachate ammonia flushing from landfill simulators.
- Qing D., Long Y., Guo Q.W., Fang C.R., Zhu Y.M., Shen D.S.,2009, In situ nitrogen removal in phase-separate bioreactor landfill

- Rasapoor M., Nasrabadi, Kamali M., Hoveidi H., 2009, The effects of aeration rate on generated compost quality, using aerated static pile method
- Reinhart D.R., Al-Yousfi A.B., 1996, The impact of leachate recirculation on municipal solid waste landfill operating characteristics. Waste Manag. Res. 14, 337–346.
- Renoua S., J.G. Givaudan J.G, Poulain S, Dirassouyan F., Moulin P, 2008, Landfill leachate treatment: Review and opportunity
- Repa W.D., 2003, Bioreactor Landfills: A viable technology. National Solid Wastes Management Association.
- Ross R.C., Harris P.J., 1982, Some factors involved in phase II of mushroom compost preparation. *Sci. Horticult.* 17, 223–229, 1982.
- Šan I., Onay T.T., 2001, Impact of various leachate recirculation regimes on municipal solid waste degradation.
- Sanchez-Monedero, Roig M.A., Paredes A., Bernal M.P., 2001, Nitrogen transformation during organic waste composting by the rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. *Bioresource Technol.* 78, 301–308.
- Sang N.N., Soda S., Inoue D., Sei K., Ike M., 2009, Effects of intermittent and continuous aeration on accelerative stabilization and microbial population dynamics in landfill bioreactors
- Sang N.S., Soda S., Sei K., Ike M., 2008, Effect of Aeration on Stabilization of Organic Solid Waste and Microbial Population Dynamics inLab-Scale Landfill Bioreactors. Division of Sustainable Energy and Environmental Engineering, Graduate School of Engineering, Osaka University, 2-1 Yamada-oka, Suita, Osaka 565-0871, Japan.
- Schmidt I., Sliekers O., Schmid M., Bock E., Fuerst J., Kuenen J., Jetten M., Strous M., 2003, New concepts of microbial treatment processes for the nitrogen removal in wastewater. FEMS Microbiol. Rev. 27, 481–492.
- Sincero A.P., Sincero A.G., 1996, Environmental Engineering, A design approach. Prentice Hall.

- Smith M.C., Gattie D.K., Boothe D.D.H., Das K.C., 2000, Enhancing aerobic bioreduction under controlled conditions in a municipal solid waste landfill through the use of air injection and water recirculation, Adv. Environ. Res.3 (4) 459–470.
- Sponza D.T., Agdag O.N., Effects of shredding of wastes on the treatment of municipal solid wastes (MSWs) in simulated anaerobic recycled reactors.
- Stessel, Murphy, 1992, A lysimeter study of the aerobic landfill concept.
- Tchobanoglous F., Theisen H., Vigil S.A, 1999, *Integrated Solid Waste Management:Engineering Principles and Management Issues*. McGraw-Hill, New York.
- U.S. EPA, 2000, Toxicological Review. Phenol. CAS No. 108-95-2, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- U.S. E.P.A., 1998, Emerging Technologies for The Management and Utilization of Landfill Gas.
- U.S. EPA., 2002, State of the Practice for Bioreactor Landfills. EPA Publication, EPA/625/R-01/012.
- U.S. EPA, 2005, 2005, Municipal Solid Waste Generation: Fact and Figures 2006.
- Vazquez A., Jefferson B., Judd S.J., 2004, Membrane bioreactors vs. conventional biological treatment of landfill leachate: a brief review. Journal of Chemical Technology and Biotechnology 79, 1043–1049.
- Wang Q., Matsufuji Y., Lu Dong , Huang Q, Hirano F., Tanaka A., 2006, Research on leachate recirculation from different types of landfills
- Wang L,Zhao Y.S., Dong J, 2003 The feasibility of aerobic landfill in municipal solid waste (MSW) disposal, J. Jilin Univ. 33 (3) 335–339 (Earth Science Edition).
- Warith M., 2001, Bioreactor landfills: experimental and field results
- Warith M., Li X., Jin H., 2005, Bioreactor Landfills: State-of-the-art review. Emirates Journal for Engineering Research 10 (1), 1-14.

- Willers H.C., Derikx P.L.J., Have P.J.W., Vijin T.K., 1998, Nitrification limitation in animal slurries at high temperatures. Bioresource Technol. 64(1), 47–54.
- Zhang D.Q., He P.J., Shao L.M., 2009, Effect of pH-neutralized leachate recirculation on a combined hydrolytic–aerobic biopretreatment for municipal solid waste.

ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ 1: ΠΙΝΑΚΕΣ

Πίνακας 1:Μετρήσεις pH

Ημέρες	Αντιδραστήρες				
[d]	1	2	[d]	3	4
1	4,75	4,69	1	4,65	6,91
4	4,72	4,98	4	4,64	5,94
5	4,79	6,13	6	5,30	5,93
6	4,85	6,94	13	7,96	6,14
8	5,38	6,53	21	7,45	6,19
11	6,73	7,22	27	7,68	6,38
13	7,35	8,14	34	7,86	7,73
16	6,79	8,15	42	7,94	7,20
18	6,95	8,00	56	8,40	7,95
21	6,80	7,86	70	8,00	7,54
25	7,53	8,28	79	7,70	7,68
27	7,76	8,15	85	7,80	7,81
31	7,90	8,18	96	7,90	7,60
34	7,76	7,95	103	7,60	7,57
39	7,63	8,10	111	7,80	7,38
42	8,16	8,02	115	7,65	8,07
56	8,62	8,72	120	8,00	8,50
59	8,55	8,69	123	7,70	7,91
65	8,21	8,35			7,20
70	8,33	8,03			6,85
76	8,39	8,23			7,00
79	8,29	7,95			7,10
85	8,40	7,80			7,18
91	8,38	7,39			7,28
96	8,20	8,35			7,26
103	8,45	8,00			7,30
111	8,35	8,10			7,41
115	8,15	7,90			7,45
120	8,40	8,20			7,30
123	8,25	7,80			7,50

Πίνακας 2: Μετρήσεις οξειδοαναγωγικού δυναμικού(redox)

Ημέρες	Αντιδραστήρες				
[d]	1	2	[d]	3	4
1	13	5	1	5	-15
4	-103	-162	4	-100	-335
5	-160	-263	6	-62	-234
6	-300	-380	13	-465	-265
8	-404	-385	21	-411	-115
11	-246	-453	27	-375	-318
13	-245	-470	34	-436	-340
16	-230	-445	42	-450	-320
18	-245	-455	56	-390	-350
21	-348	-433	70	-370	-375
25	-321	-463	79	-360	-362
27	-310	-440	85	-385	-352
31	-340	-480	96	-405	-380
34	-370	-460	111	-410	-400
39	-378	-440	123	-390	-400
42	-350	-450			-376
59	-420	-430			-370
65	-415	-437			-360
70	-441	-427			-350
76	-460	-440			-380
79	-443	-410			-350
85	-432	-412			-360
103	-445	-427			-410
111	-435	-396			-420
115	-412	-395			-420
120	-420	-400			-430
123	-440	-380			-410

Πίνακας 3.Μετρήσεις αγωγιμότητας

Ημέρες	Αντιδραστήρες				
[d]	1	2	[d]	3	4
1	11,20	12,45	1	12,90	9,10
4	16,95	17,95	4	20,80	12,86
5	19,85	25,30	6	25,60	13,93
6	20,90	19,85	13	14,73	10,89
8	17,45	18,50	21	9,85	8,50
11	19,12	20,70	27	9,21	9,50
13	19,84	21,20	34	10,09	17,06
16	17,33	20,90	42	9,50	9,78
18	18,68	21,40	56	7,03	15,24
21	14,13	20,08	70	7,60	12,15
25	15,70	22,00	79	7,90	13,77
27	15,90	22,00	85	8,20	12,70
31	14,90	21,10	96	8,69	16,70
34	17,69	21,90	111	8,54	19,39
39	16,93	23,60	115	8,90	17,56
42	17,80	23,70	120	9,20	19,98
56	20,00	18,70	123	8,80	19,70
59	22,70	18,52			21,20
65	20,80	18,00			21,00
70	20,02	19,40			19,80
76	21,00	18,90			20,50
79	19,70	17,00			19,50
85	20,20	17,50			20,50
91	19,75	17,80			19,50
96	19,29	18,20			20,10
111	19,80	17,90			20,60
115	19,95	17,80			21,20
120	20,50	18,30			20,80
123	19,80	18,35			20,90

Πίνακας 4: Μετρήσεις BOD_5.

Ημέρες	Αντιδραστήρες			
[d]	1	2	3	4
1	34500	36000	35000	7500
6	32500	22500	44000	7000
13	20200	10000	10200	4500
20	12500	7500	9000	4000
27	*9000*	7000	7000	*2500*
34	*4000*	6000	5000	1500
42	3500	4800	3000	1400
56	3500	4500	1800	2200
70	2000	2750	1200	2500
84	2400	2000	1100	2300
97	2800	1800	1000	1900
111	2500	1900	1000	1600
123	2200	1700	900	1800

Πίνακας 5: Μετρήσεις COD

Ημέρες	Αντιδραστήρες			
[d]	1	2	3	4
1	45000	49000	42000	28200
6	53600	59700	58700	19200
13	32800	43000	14400	17600
20	23600	30600	13000	17200
27	22600	25800	*10000*	15000
34	21600	23000	8500	11500
42	17500	21000	7000	10200
56	16000	19200	6200	9900
70	11800	12800	3600	10200
84	10300	9500	3500	11000
97	11400	8400	3450	11000
111	9900	7900	3400	10800
123	9500	7600	3200	10100

Πίνακας 6: Μετρήσεις BOD_5/COD

Ημέρες	Αντιδραστήρες			
[d]	1	2	3	4
1	0,766667	0,930233	0,966851	0,265957
6	0,606343	0,376884	0,851789	0,364583
13	0,615854	0,232558	0,708333	0,255682
20	0,529661	0,245098	0,692308	0,232558
27	0,39823	0,271318	0,7	0,166667
34	0,185185	0,26087	0,588235	0,130435
42	0,2	0,228571	0,428571	0,137255
56	0,21875	0,234375	0,290323	0,222222
70	0,169492	0,214844	0,333333	0,245098
84	0,23301	0,210526	0,314286	0,209091
97	0,245614	0,214286	0,289855	0,172727
111	0,252525	0,240506	0,294118	0,148148
123	0,231579	0,223684	0,28125	0,178218

Πίνακας 7: Μετρήσεις TOC

Ημέρες	Αντιδραστήρες			
[d]	1	2	3	4
1	14797	20282	20192	4606
6	17792	10245	23743	4803
13	11740	8938	4038	4054,8
20	9425,9	6853,6	1784,8	3338
27	5480,2	6793,2	1250,8	2450,6
34	5300,6	5446,2	1075,6	2200,8
42	3312,6	4932,5	960,3	1900,6
56	2008,2	3205,9	550,2	1623,4
70	1817,6	1118,8	328,5	1628,2
84	1900,2	1080,5	400,6	1489,2
97	1654,8	1020,6	290,6	1389,4
111	1100,3	960,2	350,8	1112,3
123	980,1	899,7	307,8	1200,8

Πίνακας 8: Μετρήσεις IC

Ημέρες	Αντιδραστήρες			
[d]	1	2	3	4
1	1203	1298	1198	1327
6	1208	1715	1337	1457
13	2000	3171	2102	1578
20	1319,6	2256	663,2	443,2
27	1036,2	1684,4	467,04	487,2
34	991,8	1568,8	375,8	373
42	632,5	1061,8	440,6	393,4
56	720,58	889,36	320,85	439,2
70	600,32	820,36	200,69	412,36
84	577,4	489,4	183,4	388,45
97	523,8	432,8	228,94	302,84
111	480,36	500,23	150,97	220,35
123	400	480,28	133,4	254,32

Πίνακας 9: Μετρήσεις N-$NH4^+$

Ημέρες	Αντιδραστήρες			
[d]	1	2	3	4
1	372	444	417	384
6	770	560	750	360
13	790	1440	590	90
20	850	1500	660	150
27	720	1680	250	230
34	*1000*	2080	190	39
42	960	1820	168	21
56	760	1000	160	60
70	590	420	75	95
84	650	450	90	110
97	339	130	204	129
111	360	180	130	100
123	320	210	80	95

Πίνακας 10: Μετρήσεις N-NO_2^-

Ημέρες	Αντιδραστήρες			
[d]	1	2	3	4
1	1,18	1,38	1,66	1,18
6	1,34	5,62	3,50	1,06
13	1,80	6,20	2,70	4,28
20	1,76	7,80	1,84	3,54
27	2,52	7,24	1,74	3,35
34	3.00	7,92	1,54	3,24
42	3,42	7,40	2,20	2,07
56	3,58	5,02	2,54	2,16
70	3,48	3,74	1,78	2,36
84	3,18	3,10	2,10	3,40
97	3,38	2,71	2,50	2,90
111	3,52	2,50	2,32	3,45
123	3,25	2,40	3,15	3,28

Πίνακας 11: Μετρήσεις N-NO_3^-

Ημέρες	Αντιδραστήρες			
[d]	1	2	3	4
1	39,6	41,4	47,1	36,3
6	35,3	25,8	36,0	29,1
13	14,5	27,9	14,6	19,7
20	9,5	32,5	15,0	56,0
27	20,0	39,5	16,0	44,0
34	35,0	36,0	25,0	60,0
42	35,5	39,0	37,0	75,0
56	40,2	38,5	32,2	62,5
70	42,8	35,0	31,4	55,5
84	43,3	32,8	29,8	50,0
97	43,5	36,4	32,5	52,6
111	40,0	34,9	33,2	49,8
123	38	36,0	35,1	50,2

Πίνακας 12: Μετρήσεις Cl^-

Ημέρες	Αντιδραστήρες			
[d]	1	2	3	4
1	2100	2500	2700	1650
6	2400	2500	3500	1300
13	2550	3200	2450	4750
20	2600	3950	2550	4000
27	2850	3700	2350	3500
34	3740	3960	2400	3300
42	3920	4120	2600	3450
56	3820	4260	2400	3250
70	3700	4300	2300	3800
84	4500	3980	2150	4740
97	4400	3400	1900	4880
111	4300	3350	1600	4600
123	4200	3400	1550	4700

Πίνακας 13: Μετρήσεις SO_4^{2-}

Ημέρες	Αντιδραστήρες			
[d]	1	2	3	4
1	1155	1350	1380	980
6	1335	1986	1926	1140
13	1380	2100	1000	1250
20	1200	2250	850	1575
27	1275	2175	750	1200
34	900	2200	880	900
42	710	2200	900	1050
56	760	1675	1080	700
70	700	1500	1000	600
84	810	1250	1170	795
97	645	1150	1270	500
111	630	900	1300	475
123	605	850	1400	450

Πίνακας 14: Μετρήσεις φαινολών

Ημέρες	Αντιδραστήρες			
[d]	1	2	3	4
1	480.30187	510.9625569	530.266011	293.00156
6	627.99682	544.9638091	725.345875	404.66665
13	560.35985	687.1697767	380.21458	502.9701
20	440.32548	620.361604	360.214582	429.48111
27	415.32146	563.0974559	340.215896	400.23589
34	405.23146	460.0219894	325.365879	390.21459
42	410.31254	440.125896	290.214581	395.21457
56	390.12459	370.214587	280.125478	385.32146
70	360.21458	360.2147587	270.148572	350.21459
84	310.21459	310.2145874	250.214587	340.21459
97	280.12458	250.2145872	260.214587	334.04086
111	250.21459	220.3214582	240.21458	320.32158
123	212.57842	200.3214587	220.36958	311.00000

Πίνακας 15: Μετρήσεις θερμοκρασίας

Ημέρες	Αντιδραστήρες			
[d]	1	2	3	4
0	28	28	28	28
5	47	51	43	62
6	47	49	48	61
8	50	39	49	51
12	36	35	38	36
13	36	33	35	33
40	35	33	31	33
59	36	33	29	31
80	30	29	28	28
123	27	28	27	28

Πίνακας 16: Μετρήσεις καθίζησης

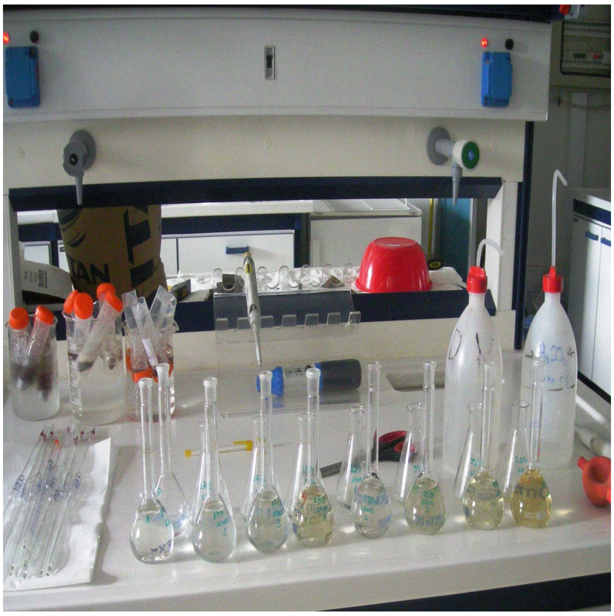
Ημέρες	Αντιδραστήρες			
[d]	1	2	3	4
0	80	80	80	80
15	77	77.5	77	74.5
37	73	75	73.5	71
42	72	74	73	69
48	70	72.5	70	69
67	70	71.5	69	78
90	67	68	65	67.5
123	62	64	60	64

ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ 2: ΕΙΚΟΝΕΣ

Εικόνα 1: Φωτόμετρο.

Εικόνα 2: Θερμοαντιδραστήρας.

Εικόνα 3:Αντλία ανακυκλοφορίας στραγγισμάτων.



Εικόνα 4:Προετοιμασία των δειγμάτων.

Εικόνα 5:Οι βιοαντιδραστήρες κατά τη διάρκεια του πειράματος.

Εικόνα 6:Οι βιοαντιδραστήρες στο τέλος του πειράματος