



ΕΘΝΙΚΟ ΜΕΤΣΟΒΙΟ ΠΟΛΥΤΕΧΝΕΙΟ

ΔΙΕΠΙΣΤΗΜΟΝΙΚΟ - ΔΙΑΤΜΗΜΑΤΙΚΟ

ΠΡΟΓΡΑΜΜΑ ΜΕΤΑΠΤΥΧΙΑΚΩΝ ΣΠΟΥΔΩΝ

« ΕΠΙΣΤΗΜΗ & ΤΕΧΝΟΛΟΓΙΑ

ΥΔΑΤΙΚΩΝ ΠΟΡΩΝ»

**ΜΕΛΕΤΗ ΣΥΣΤΗΜΑΤΩΝ
ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ
ΣΤΡΑΓΓΙΣΜΑΤΩΝ ΣΤΟ
ΧΥΤΑ ΤΗΣ ΑΤΤΙΚΗΣ**

Ιωάννα Ι. Καψιμάλη

Αθήνα, Οκτώβριος 2021

**«ΕΠΙΣΤΗΜΗ &
ΤΕΧΝΟΛΟΓΙΑ
ΥΔΑΤΙΚΩΝ ΠΟΡΩΝ»**

Επιβλέπων: Καθηγητής Δ. Μαμάης



ΕΘΝΙΚΟ ΜΕΤΣΟΒΙΟ ΠΟΛΥΤΕΧΝΕΙΟ

ΔΙΕΠΙΣΤΗΜΟΝΙΚΟ - ΔΙΑΤΜΗΜΑΤΙΚΟ

ΠΡΟΓΡΑΜΜΑ ΜΕΤΑΠΤΥΧΙΑΚΩΝ ΣΠΟΥΔΩΝ

« ΕΠΙΣΤΗΜΗ & ΤΕΧΝΟΛΟΓΙΑ

ΥΔΑΤΙΚΩΝ ΠΟΡΩΝ»

ΜΕΛΕΤΗ ΣΥΣΤΗΜΑΤΩΝ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ ΣΤΡΑΓΓΙΣΜΑΤΩΝ ΣΤΟ ΧΥΤΑ ΤΗΣ ΑΤΤΙΚΗΣ

Ιωάννα Ι. Καψιμάλη

Αθήνα, Οκτώβριος 2021

«ΕΠΙΣΤΗΜΗ &
ΤΕΧΝΟΛΟΓΙΑ
ΥΔΑΤΙΚΩΝ ΠΟΡΩΝ»

Επιβλέπων: Καθηγητής Δ. Μαμάης

ΠΡΟΛΟΓΟΣ

Η παρούσα εργασία διενεργήθηκε στο πλαίσιο της διαχείρισης και παρακολούθησης των μονάδων βιολογικού καθαρισμού υγρών αποβλήτων του ΧΥΤΑ της Αττικής. Ο τόπος διεξαγωγής των παραπάνω ήταν η ΟΕΔΑ Δυτικής Αττικής. Για τη διεκπεραίωση της παρούσας μεταπτυχιακής διπλωματικής εργασίας, θα ήθελα να ευχαριστήσω τον επιβλέποντα καθηγητή κ. Μαμάη Δανιήλ για τη συνεργασία και την πολύτιμη συμβολή του στην ολοκλήρωση της. Επίσης θα ήθελα να ευχαριστήσω τους συναδέλφους μου στον ΕΔΣΝΑ, οι οποίοι με βοήθησαν επί τόπου στο έργο κατά τη συλλογή δειγμάτων και παρακολούθηση των εγκαταστάσεων και τέλος τους συμφοιτητές μου, που μαζί καταφέραμε σε δύσκολες συνθήκες λόγω κορωναϊού να ολοκληρώσουμε τις σπουδές μας με επιτυχία!

ΗΜΕΡΟΜΗΝΙΑ ΕΞΕΤΑΣΗΣ 02/11/2021

ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΑ

| | |
|--|-----------|
| ΠΡΟΛΟΓΟΣ..... | 3 |
| 1. ΚΕΦΑΛΑΙΟ 1 ΕΙΣΑΓΩΓΗ | 15 |
| 1.1 Στόχος της εργασίας | 15 |
| 2. ΚΕΦΑΛΑΙΟ 2 ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΚΗ ΑΝΑΣΚΟΠΗΣΗ | 18 |
| 2.1 Ευρωπαϊκή Νομοθεσία | 18 |
| 2.2 Ελληνική Νομοθεσία | 22 |
| 2.3 Μέθοδοι Διαχείρισης Στερεών Αποβλήτων | 27 |
| 2.3.1 Βιολογική Επεξεργασία | 29 |
| 2.3.2 Θερμική Επεξεργασία | 30 |
| 2.3.3 Υγειονομική Ταφή | 31 |
| 2.3.4 Στραγγίσματα | 37 |
| 3. ΚΕΦΑΛΑΙΟ 3 ΣΥΣΤΗΜΑΤΑ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ ΣΤΡΑΓΓΙΔΙΩΝ ΣΤΟ ΧΥΤΑ ΦΥΛΗΣ ΚΑΙ ΧΥΤΑ ΛΙΟΣΙΩΝ | 56 |
| 3.1 Περιοχή Μελέτης | 56 |
| 3.2 Παραγωγή και συλλογή στραγγισμάτων στην Αττική | 60 |
| 3.3 Περιγραφή των Μονάδων Επεξεργασίας Στραγγισμάτων | 61 |
| 3.3.1 Υφιστάμενη ΜΕΣ ΧΥΤΑ Άνω Λιοσίων | 62 |
| 3.3.2 Υφιστάμενη ΜΕΣ ΧΥΤΑ Φυλής | 64 |
| 3.3.3 Μονάδα επεξεργασίας στραγγιδίων των ΧΑΔΑ Λιοσίων (Δεξαμενή Μεσοχωρίτη) | 66 |
| 3.3.4 Δεξαμενή εξισορρόπησης Α Φάσης ΧΥΤΑ Φυλής | 67 |
| 3.3.5 Συνοδά επιμέρους έργα των εγκαταστάσεων επεξεργασίας στραγγισμάτων | 67 |
| 3.4 Παρακολούθηση συστήματος διαχείρισης στραγγιδίων | 73 |
| 3.4.1 Σημεία δειγματοληψίας- Μέθοδοι δειγματοληψίας και αναλύσεων | 73 |
| 4. ΚΕΦΑΛΑΙΟ 4 ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ | 78 |
| 4.1 Σύσταση Αστικών Αποβλήτων | 78 |
| 4.2 Συνοπτική περιγραφή και συγκριτική παρουσίαση των φυσικοχημικών χαρακτηριστικών των στραγγισμάτων του ΧΥΤΑ Δυτ.Αττικής | 79 |
| 4.3 Παρουσίαση χαρακτηριστικών των Στραγγισμάτων ΧΥΤΑ Άνω Λιοσίων και ΧΥΤΑ Φυλής για το έτος 2020 | 86 |
| 4.3.1 Ποσότητες στραγγισμάτων | 86 |

| | | |
|-----------|---|------------|
| 4.3.2 | Φυσικοχημικά χαρακτηριστικά στραγγίσματος ΜΕΣ Άνω Λιοσίων για το έτος 2020..... | 89 |
| 4.3.3 | Επεξεργασία στραγγίσματος από τη ΜΕΣ Άνω Λιοσίων | 98 |
| 4.3.4 | Χαρακτηριστικά Στραγγίσματος ΜΕΣ Φυλής | 106 |
| 4.3.5 | Επεξεργασία Φρέσκου Στραγγίσματος ΜΕΣ Φυλής | 117 |
| 4.3.6 | Αποτελέσματα από την συνολική επεξεργασία..... | 134 |
| 5. | ΚΕΦΑΛΑΙΟ 5 ΣΥΖΗΤΗΣΗ-ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ..... | 135 |
| | ΑΝΑΦΟΡΕΣ | 144 |
| | ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ..... | 157 |

ΚΑΤΑΛΟΓΟΣ ΣΧΗΜΑΤΩΝ

| | |
|---|-----|
| Σχήμα 1: Πυραμίδα Ιεράρχησης Αποβλήτων. | 18 |
| Σχήμα 2: Σύνθεση απορριμμάτων στην Ελλάδα | 25 |
| Σχήμα 3: Ποιοτική Σύσταση ΑΣΑ στην Ευρώπη (2017)..... | 26 |
| Σχήμα 4: Διάγραμμα ροής ΜΕΣ ΧΥΤΑ Φυλής & Α.Λιοσίων | 72 |
| Σχήμα 5: Μεταφερόμενο στράγγισμα από τη ΜΕΣ Φυλής στη ΜΕΣ Λιοσίων | 88 |
| Σχήμα 6:Συνολική ποσότητα στραγγισμάτων που μεταφέρθηκε στο ΚΕΛ Μεταμόρφωσης | 88 |
| Σχήμα 7:Διακύμανση ανά μήνα του λόγου BOD ₅ /COD εισόδου ΜΕΣ Άνω Λιοσίων..... | 92 |
| Σχήμα 8 :Διακύμανση ανά μήνα του NH ₄ -N εισόδου ΜΕΣ Άνω Λιοσίων | 92 |
| Σχήμα 9 : Διακύμανση ανά μήνα αγωγιμότητας εισόδου ΜΕΣ Άνω Λιοσίων | 93 |
| Σχήμα 10: Διακύμανση ανά μήνα TDS εισόδου ΜΕΣ Άνω Λιοσίων | 94 |
| Σχήμα 11 : Ποσοστό κατανομής των συστατικών των (α) οργανικών LPIor, (β) ανόργανων LPin και (γ) βαρέων μετάλλων LPIhm για το εισερχόμενο στράγγισμα του ΧΥΤΑ Άνω Λιοσίων | 98 |
| Σχήμα 12: Διακύμανση ανά μήνα του λόγου BOD ₅ /COD Εισόδου ΜΕΣ Φυλής..... | 112 |
| Σχήμα 13: Διακύμανση ανά μήνα του λόγου BOD ₅ /COD των Φ1,Φ2και ΝΦ | 112 |
| Σχήμα 14: Διακύμανση ανά μήνα του NH ₄ -N Εισόδου ΜΕΣ Φυλής | 113 |
| Σχήμα 15: Διακύμανση ανά μήνα TDS Εισόδου ΜΕΣ Φυλής | 114 |
| Σχήμα 16: Διακύμανση ανά μήνα αγωγιμότητας Εισόδου ΜΕΣ Φυλής | 114 |
| Σχήμα 17: Ποσοστό κ Ποσοστό κατανομής των συστατικών των (α) οργανικών LPIor, (β) ανόργανων LPin και (γ) βαρέων μετάλλων LPIhm για το εισερχόμενο στράγγισμα του ΧΥΤΑ Φυλής | 117 |

ΚΑΤΑΛΟΓΟΣ ΕΙΚΟΝΩΝ

| | |
|--|-----|
| Εικόνα 1: Ποσοστό χρήσης της υγειονομικής ταφής, της αποτέφρωσης και της ανάκτησης υλικών επί των ΑΣΑ που παράγονται, ως μεθόδους επεξεργασίας στις χώρες της ΕΕ το 2010, (Τερζής και Ανδρεαδακης, 2013) | 21 |
| Εικόνα 2: Κυκλική στρατηγική εναντι γραμμικής οικονομίας και ανακύκλωσης..... | 21 |
| Εικόνα 3: Παραγωγή ΑΣΑ στην Ελλάδα | 25 |
| Εικόνα 4: Διαφορετικές μέθοδοι επεξεργασίας που χρησιμοποιούνται για την επεξεργασία των ΑΣΑ (Mohammad et al., 2021) | 29 |
| Εικόνα 5: Στρωματοποίηση κυτάρου ΧΥΤΑ | 33 |
| Εικόνα 6: Έργα υποδομής κατά την κατασκευή ΧΥΤΑ..... | 34 |
| Εικόνα 7: Διαδικασία βιολογικής αποσύνθεσης σε χώρο υγειονομικής ταφής | 37 |
| Εικόνα 8: Κίνηση/Δημιουργία στραγγισμάτων | 38 |
| Εικόνα 9: Διαχρονική εξέλιξη συγκεντρώσεων παραμέτρων ΧΥΤΑ | 43 |
| Εικόνα 10: Τεχνικές που εφαρμόζονται για την επεξεργασία των υγρών αποβλήτων σε χώρους υγειονομικής ταφής (Teng et al., 2021)..... | 44 |
| Εικόνα 11: Θέση ΟΕΔΑ ΔΥΤ. ΑΤΤΙΚΗΣ | 56 |
| Εικόνα 12: Θέση εγκαταστάσεων εντός ΟΕΔΑ Δυτικής Αττικής..... | 58 |
| Εικόνα 13: ΜΕΣ ΟΕΔΑ Δυτ. Αττικής (Google Earth) | 61 |
| Εικόνα 14 : (1) ΜΕΣ ΧΥΤΑ Λιοσίων (2) ΜΕΣ ΧΥΤΑ Φυλής (3) Δεξαμενή εξισορρόπησης Α Φάσης ΧΥΤΑ Φυλής/ Lagoon (4) Δεξαμενή εξισορρόπησης Μεσοχωρίτη (Google Earth)..... | 61 |
| Εικόνα 15: Σύστημα επεξεργασίας MBR | 68 |
| Εικόνα 16: Εισερχόμενο στράγγισμα σε κρυσταλλωτή (αριστερά) και παραγόμενο απόσταγμα (δεξιά) Παραγόμενο στερεό από κρυσταλλωτή (κάτω)..... | 70 |
| Εικόνα 17: Λειτουργία κρυσταλλοποιητή | 71 |
| Εικόνα 18: Παραγόμενες ποσότητες στραγγισμάτων κατά έτος 2020..... | 87 |
| Εικόνα 19:Απεικόνιση θέσεων των φρεατίων Φ1, Φ2 και Νέου Φρεατίου | 107 |
| Εικόνα 20: Συγκριτική απεικόνιση μετρήσεων Ολικής σκληρότητας,αγωγιμότητας,TSS καιTDS ωριμου στραγγίσματος και φρέσκου στραγγίσματος πριν και μετά την επεξεργασία mbr. Οι οριζόντιες γραμμές υποδηλώνουν τα όρια προδιαγραφών των Α.Ο | 122 |

| | |
|--|-----|
| Εικόνα 21 Συγκριτική απεικόνιση μετρήσεων BOD5, COD και αμμωνιακού αζώτου του ωριμου στραγγίσματος και φρέσκου στραγγίσματος πριν και μετά την επεξεργασία mbr | 122 |
| Εικόνα 22: Συγκριτική απεικόνιση μετρήσεων COD,NH3,TDS και αγωγιμότητας σε μηνιαία βάση για τα έτη 2019 και 2020. Οι κατακόρυφες γραμμές υποδηλώνουν την περίοδο που το mbr ήταν λειτουργικό το 2020. | 123 |

ΚΑΤΑΛΟΓΟΣ ΠΙΝΑΚΩΝ

| | |
|--|-----|
| Πίνακας 1: Μέθοδοι Επεξεργασίας ΑΣΑ (Eurostat (2015) , OECD (2015) , US EPA (2015) , Brasil/Snis (2016) , EEA (2013) , IBGE, 2016a , IBGE, 2016b και MOE (2014)) | 28 |
| Πίνακας 2: Χημική σύσταση των στραγγισμάτων που παράγονται σε χώρους απόθεσης απορριμμάτων | 39 |
| Πίνακας 3: Σύνδεση μεταξύ χαρακτηριστικών στραγγίσματος ΧΥΤΑ, ηλικίας ΧΥΤΑ και απόδοσης μεθόδων επεξεργασίας | 40 |
| Πίνακας 4: Φυσικοχημικές παράμετροι και Μέθοδοι Αναλύσεων των στραγγισμάτων | 74 |
| Πίνακας 5: Παραγόμενες ποσότητες - Ποιοτική Σύσταση ΑΣΑ της Περιφέρειας Αττικής, για το έτος 2020 | 78 |
| Πίνακας 6: Φυσικοχημικά χαρακτηριστικά στραγγίσματος κατά την έναρξη του πρώτου ΧΥΤΑ Ανω Λιοσίων (1999) | 80 |
| Πίνακας 7: Φυσικοχημικά χαρακτηριστικά στραγγίσματος τα έτη 2011-2017 | 82 |
| Πίνακας 8: Φυσικοχημικά χαρακτηριστικά στραγγίσματος τα έτη 2020 και 2019 | 83 |
| Πίνακας 9: Χαρακτηριστικά φυσικοχημικών παραμέτρων στραγγίσματος Ανω Λιοσίων(μ.ο. 2020) | 90 |
| Πίνακας 10: Επιλεγμένοι ρύποι με βαθμό σημαντικότητας και βάρη | 95 |
| Πίνακας 11: Κατηγοριοποίηση των ρύπων σε ομάδες υποδεικτών και συντελεστές βαρύτητας υπολογισμού τους | 96 |
| Πίνακας 12: Υπολογισμός των επιμέρους LPI και του συνολικού LPI για τη ΜΕΣ του ΧΥΤΑ Ανω Λιοσίων για το 2020 | 97 |
| Πίνακας 13: Χαρακτηριστικά φυσικοχημικών παραμέτρων προϊόντος άρδευσης Άνω Λιοσίων(μ.ο. 2020) | 99 |
| Πίνακας 14: Συγκεντρώσεις και Ποσοστό απομάκρυνσης ρύπων μετά από επεξεργασία από Α.Ο | 101 |
| Πίνακας 15: Χαρακτηριστικά φυσικοχημικών παραμέτρων άλμης Ανω Λιοσίων(μ.ο. 2020) | 102 |
| Πίνακας 16: Χαρακτηριστικά φυσικοχημικών παραμέτρων στραγγίσματος Εισόδου ΜΕΣ Φυλής (μ.ο. 2020) | 107 |
| Πίνακας 17: Υπολογισμός των επιμέρους LPI και του συνολικού LPI για τη ΜΕΣ του ΧΥΤΑ Φυλής για το 2020 | 115 |
| Πίνακας 18: Αποτελέσματα MBR Μαΐου 2020 | 118 |

| | |
|--|-----|
| Πίνακας 19: Αποτελέσματα MBR Ιουνίου 2020 | 119 |
| Πίνακας 20:Αποτελέσματα MBR Ιουλίου 2020 | 120 |
| Πίνακας 21: Χαρακτηριστικά φυσικοχημικών παραμέτρων προϊόντος άρδευσης Φυλής (μ.ο. 2020) | 124 |
| Πίνακας 22: Συγκεντρώσεις και Ποσοστό απομάκρυνσης ρύπων μετά από επεξεργασία MBR και Α.Ο..... | 128 |
| Πίνακας 23: Χαρακτηριστικά φυσικοχημικών παραμέτρων άλμης Φυλής (μ.ο. 2020) | 129 |
| Πίνακας 24:Ποσότητες και Φορτίσεις ρύπων που επεξεργαστηκαν το 2020 | 134 |

ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Σκοπός αυτής της μεταπτυχιακής διπλωματικής εργασίας ήταν η μελέτη των φυσικοχημικών χαρακτηριστικών των στραγγισμάτων υγειονομικής ταφής στις αντίστοιχες μονάδες του ΧΥΤΑ Περιφέρειας Αττικής (Άνω Λιοσίων, Φυλής), καθώς και η αξιολόγηση των μεθόδων επεξεργασίας αυτών. Η διαχείριση των Αστικών Στερεών Αποβλήτων (ΑΣΑ) είναι ένα σημαντικό περιβαλλοντικό πρόβλημα παγκοσμίως και υπόκειται σε πληθώρα νομοθετικών ρυθμίσεων τόσο σε Ευρωπαϊκό, όσο κι σε Εθνικό επίπεδο. Η διαχείριση των ΑΣΑ μπορεί να γίνει με τρεις κυρίως τρόπους, τη Βιολογική Επεξεργασία, τη Θερμική Επεξεργασία και την Υγειονομική Ταφή. Οι Χώροι Υγειονομικής Ταφής Απορριμμάτων (ΧΥΤΑ) είναι ειδικά σχεδιασμένοι ώστε να ελαχιστοποιείται η περιβαλλοντική ρύπανση. Η βιολογική αποσύνθεση των απορριμμάτων όμως οδηγεί στην παραγωγή βιοαερίου και στραγγισμάτων. Τα στραγγίσματα εμπεριέχουν ποικιλία οργανικών και ανόργανων συστατικών και η σύστασή τους εξαρτάται από το περιεχόμενο και την ηλικία ταφής των απορριμμάτων, αλλά και τη βροχόπτωση. Το ρυπαντικό φορτίο των στραγγισμάτων αντανακλάται κυρίως από τον λόγο COD5/BOD με βάση τον οποίο χαρακτηρίζονται ως «φρέσκα» με υψηλό ρυπαντικό φορτίο, «ενδιάμεσα» και «ώριμα». Η δειγματοληψία στη παρούσα μελέτη έγινε στην είσοδο των Μονάδων Επεξεργασίας Στραγγισμάτων (ΜΕΣ) του ΧΥΤΑ Άνω Λιοσίων, ο οποίος είναι αποκατεστημένος καθώς και του ΧΥΤΑ Φυλής ο οποίος εμπεριέχει και ενεργά κύτταρα όπου γίνεται εναπόθεση ΑΣΑ. Η ανάλυση επικεντρώθηκε σε κρίσιμες παραμέτρους, όπως ο λόγος BOD5/COD, τα αμμωνιακά ιόντα, η αγωγιμότητα, τα ολικά διαλυμένα στερεά και τα βαρέα μέταλλα. Η ποιοτική ανάλυση υποδηλώνει παρουσία «ώριμου» στραγγίσματος στο ΧΥΤΑ Άνω Λιοσίων και «φρέσκου» στραγγίσματος στο ΧΥΤΑ Φυλής αντικατοπτρίζοντας την ηλικία και την λειτουργική κατάσταση των δυο ΧΥΤΑ. Σημαντικές διαφορές ανάμεσα στις δύο ΜΕΣ εμφάνισαν τα αμμωνιακά ιόντα και η αγωγιμότητα. Αντίστοιχα, ο δείκτης ρύπανσης των στραγγισμάτων (LPI) είναι υψηλότερος στη ΜΕΣ Φυλής. Όμως, η διάκριση της ηλικίας του στραγγίσματος δεν είναι σαφής λόγω της επαναλειτουργίας τμημάτων του ΧΥΤΑ Φυλής αλλά και ανάμειξης των στραγγισμάτων από τη ΜΕΣ Φυλής με τη ΜΕΣ Άνω Λιοσίων. Επίσης, η ποσότητα του παραγομένου στραγγίσματος είναι μεγαλύτερη στον ΧΥΤΑ Φυλής και επηρεάζεται κυρίως από τη βροχόπτωση. Η διαχείριση των στραγγισμάτων είναι καθοριστικής σημασίας για να αποφευχθεί πιθανή ρύπανση του περιβάλλοντος χώρου ή/και του υδροφόρου ορίζοντα. Υπάρχει ποικιλία τεχνικών για την

επεξεργασία των στραγγισμάτων αλλά στους ΧΥΤΑ της Αττικής χρησιμοποιείται κυρίως η φυσικοχημική επεξεργασία μέσω της Αντίστροφης Οσμωσης (ΑΟ). Ο βασικός περιορισμός για την τεχνική αυτή είναι οι υψηλές τιμές αγωγιμότητας που στη ΜΕΣ Φυλής συχνά υπερβαίνουν τα αποδεκτά όρια. Επιπρόσθετα, η παραγόμενη ποσότητα του στραγγίσματος μπορεί να υπερβαίνει την μέγιστη ημερήσια δυναμικότητα της κάθε ΜΕΣ. Τα προβλήματα αυτά αντιμετωπίζονταν με μεταφορά στραγγίσματος από τη ΜΕΣ Φυλής στη ΜΕΣ Λιοσίων για βελτίωση των φυσικοχημικών παραμέτρων μέσω της ανάμειξης αλλά και μεταφοράς της περίσσειας του μη επεξεργάσιμου στραγγίσματος σε Κέντρο Επεξεργασίας Λυμάτων (ΚΕΛ). Η προσθήκη νέων κυττάρων στον ΧΥΤΑ Φυλής την τελευταία διετία επιβάρυνε ακόμη περισσότερο το ρυπαντικό φορτίο των στραγγισμάτων με αποτέλεσμα την αδυναμία διαχείρησής τους από τις υπάρχουσες εγκαταστάσεις και κατά συνέπεια τη μεταφορά σημαντικών ποσοτήτων σε ΚΕΛ. Για να αντιμετωπιστεί αυτό το πρόβλημα, το 2020 τέθηκε σε λειτουργία μία ενδιάμεση βαθμίδα βιολογικής επεξεργασίας (Βιοαντιδραστήρας Μεμβρανών - MBR) στη ΜΕΣ Φυλής. Η επεξεργασία αυτή μείωσε σημαντικά τις τιμές των κρίσιμων παραμέτρων και ιδιαίτερα των αμμωνιακών ιόντων και της αγωγιμότητας, με αποτέλεσμα να είναι εφικτή η περαιτέρω απορρύπανση μέσω της ΑΟ και περιορίζοντας δραστικά τη ποσότητα του στραγγίσματος που μεταφέρθηκε σε ΚΕΛ. Δυστυχώς όμως, για τεχνικούς λόγους, η λειτουργία του MBR διακόπηκε τον Νοέμβριο 2020. Συμπερασματικά, το πρόβλημα της διαχείρισης των στραγγισμάτων στην ΟΕΔΑ Δυτικής Αττικής συνεχίζεται αυξανόμενο και κρίνεται επιβεβλημένη μια ευρύτερη περιφερειακή στρατηγική για τη συνολική διαχείριση των ΑΣΑ.

ΘΕΜΑΤΙΚΗ ΠΕΡΙΟΧΗ: Διαχείριση στραγγισμάτων ΧΥΤΑ

ΛΕΞΕΙΣ ΚΛΕΙΔΙΑ: στραγγίσματα, επεξεργασία, ΧΥΤΑ, όσμωση, βιοαντιδραστήρας μεμβράνης

ABSTRACT

The subject of this thesis was the characterization as well as the methods of treatment of landfill leachate produced from the two municipal landfills of the Region of Attica (Ano Liosia, Fyli). Municipal Solid Waste (MSW) management is a serious environmental issue worldwide and is regulated through complex legislature both at the European Union (EU) as well as at the National level. MSW management can be achieved mainly through three types of treatment: Biological, Thermal and Sanitary Landfill. Sanitary Landfill Sites (SLS) are designed so that environmental pollution is minimized. However, the biological decomposition of the MSW produces biogas as well as leachate. Leachate contains a variety of organic and inorganic components and its composition depends on the content and time of burial of the waste, as well as rainfall. The pollutant load of the leachate is reflected mainly by the ratio BOD₅/COD, based on which it is characterized as “fresh” with a high pollutant load, “intermediate” and “ripe”. For the present study, samples were taken at the entrance of the Leachate Treatment Units (LTU) of the Ano Liosia and Fyli Landfill Sites. The former is restored whereas the latter contains active cells where MSW is being deposited. The analysis was focused on specific critical parameters, including BOD₅/COD ratio, ammonium ions, conductivity, total soluble solids and heavy metals. Qualitative analysis revealed the presence of “ripe” leachate at Ano Liosia SLS and “fresh” at Fyli SLS reflecting the age and the functional status of the two Landfill Sites. Significant differences between the two LTU were detected for the ammonium ions and conductivity. Correspondingly, the Leachate Pollution Index (LPI) is higher at the Fyli LTU. However, the distinction regarding the leachate maturation status is not clear because several -formerly restored- sections at the Fyli site were re-activated and, in addition, leachate from the Fyli LTU was being transferred to the Ano Liosia LTU. There are also quantitative differences in the produced leachate, with higher volumes produced at the Fyli site, which are affected significantly by the amount of rainfall. Leachate management is of critical importance to prevent possible pollution of the surrounding area and/or the aquifer. There are several methods for the treatment of leachate, but at the SLS of Attica treatment is primarily achieved through Reverse Osmosis (RO). The main limitation for this methodology is the high conductivity values, which at the Fyli LTU often exceed acceptable limits. In addition, the quantity of the produced leachate can exceed the maximum daily capacity of each LTU. These problems were countered by transferring leachate from Fyli LTU to Ano

Liosia LTU, thus improving the physicochemical parameters through mixing, but also by transferring the surplus non-treatable leachate to a Sewage Treatment Plant (STP). The addition of new active cells at the Fyli SLS over the past two years increased further the pollutant load of the leachate, resulting in the inability to be treated by the existing plants and therefore the transfer of significant amounts of leachate to STPs. In order to ameliorate the situation, an intermediate biological treatment level was added in 2020 at the Fyli SLS, namely Membrane Bioreactor (MBR). This type of treatment resulted in the significant reduction of several critical parameters, most importantly ammonium ions and conductivity, allowing the subsequent -effectively complete- removal of pollutants via RO, thus drastically limiting the amount of leachate that had to be transferred to STPs. Unfortunately, due to technical problems, the MBR unit was discontinued in November 2020. In conclusion, the problem of leachate treatment in the Attica Region SLS will continue to intensify and an overall MSW treatment strategy needs to be instituted.

SUBJECT AREA: treatment of landfill leachate

KEYWORDS: leachate, treatment, landfill, osmosis, membrane bioreactor

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 1 ΕΙΣΑΓΩΓΗ

1.1 Στόχος της εργασίας

Η διαχείριση των στερεών αποβλήτων αποτελεί μείζον θέμα με περιβαλλοντικές, κοινωνικές, οικονομικές και πολιτικές προεκτάσεις (Pires et al. 2011). Ο εκάστοτε εθνικός και περιφερειακός σχεδιασμός περιλαμβάνει τις κατευθυντήριες γραμμές των σχεδίων διαχείρισης σε συμφωνία με την ευρωπαϊκή και εθνική νομοθεσία.

Στο πλαίσιο του εναρμονισμού με τα ευρωπαϊκά πρότυπα διαχείρισης αποβλήτων, οι Χώροι Υγειονομικής Ταφής Απορριμμάτων (ΧΥΤΑ) εξοπλίζονται με νέες τεχνολογίες και τα νέα κύτταρα που διαμορφώνονται είναι σαφώς πιο εκσυγχρονισμένα προσβλέποντας πάντα στην προστασία του περιβάλλοντος (Agovino et al. 2016).

Η υγειονομική ταφή απορριμμάτων παραμένει ο πλέον συνήθης τρόπος διαχείρισης απορριμμάτων στην Ελλάδα (Damigos et al. 2016) υπερβαίνοντας το 80% (Lim et al, 2016) . Κατά τη διάρκεια αυτής της περιόδου τα απορρίμματα υφίστανται μια σειρά υδροδυναμικών, φυσικοχημικών και βιολογικών διεργασιών, παράγοντας υγρά εκπλύματα γνωστά ως διασταλάγματα ή αποπλύματα ή στραγγίσματα ΧΥΤΑ. Ο χαρακτηρισμός των στραγγισμάτων των αποβλήτων αποτελεί το βασικότερο περιβαλλοντικό δείκτη και κρίσιμο παράγοντα για τη θέσπιση μιας αντίστοιχης αποτελεσματικής στρατηγικής διαχείρισης ή διαδικασίας επεξεργασίας (Brennan et al, 2016). Τα στραγγίσματα περιέχουν ένα σύμπλεγμα οργανικών και ανόργανων ουσιών και βαρέα μέταλλα, τα οποία είναι τοξικά για τους ζωντανούς οργανισμούς και τα οικοσυστήματα. Τα χαρακτηριστικά τους και ο ρυθμός παραγωγής εξαρτώνται σε μεγάλο βαθμό από το κλίμα, τον τύπο των αποβλήτων και την ηλικία του χώρου υγειονομικής ταφής. (Amokrane et al, 1997, Renou et al, 2008). Ωστόσο, λόγω της υψηλής συγκέντρωσης οργανικών και αμμωνίας καθώς και ενός ευρέος φάσματος πολύπλοκων συνθέσεων, τα στραγγίσματα δεν μπορούν να αντιμετωπιστούν αποτελεσματικά με συμβατικές μεθόδους. Ως εκ τούτου, η ανάπτυξη νέων τεχνολογιών για την διαχείρισή τους του έχει αποτελέσει αντικείμενο μείζονος σημασίας.

Τα τελευταία χρόνια, έχει δοθεί ιδιαίτερη προσοχή σε πολλές φυσικές, χημικές και βιολογικές διεργασίες, όπως απογύμνωση αέρα (Kargı and Pamukoglu, 2004), διαχωρισμός μεμβρανών (Primo et al, 2008), πήξη-κροκίδωση (Marañón et al,

2008), χημική οξείδωση (Sun et al, 2009) και αλληλουχία αντιδραστήρων κατά παρτίδες (Spagni and Marsili-Libelli, 2009, Yan and Hu, 2009). Μεταξύ των διαφόρων μεθόδων, οι βιολογικές επεξεργασίες θεωρούνται αποτελεσματικές επιλογές για την αντιμετώπιση των λυμάτων λόγω της απλότητας και του χαμηλού κόστους (Yang and Zhou, 2008). Ο βιοαντιδραστήρας μεμβράνης (MBR), ως μία από τις πιο υποσχόμενες βιολογικές τεχνολογίες, έχει μεγάλες δυνατότητες για σταθερή και αποτελεσματική βιολογική επεξεργασία του στραγγίσματος (Ravindran et al, 2009, Boonyaroj et al, 2012). Ωστόσο, πολλές μελέτες έχουν δείξει επίσης ότι οι βιολογικές μέθοδοι είναι αποτελεσματικές μόνο για τη θεραπεία των νεότερων στραγγισμάτων και είναι δύσκολο να επιτευχθούν στο ίδιο επίπεδο για παλαιότερα στραγγίσματα. Αυτό οφείλεται σε μεγάλο βαθμό στους μη βιοαποικοδομήσιμους και τοξικούς ρύπους και στην υψηλή συγκέντρωση αμμωνίας που περιέχεται στο παλαιό εκπλύσιμο κλάσμα (Renou et al, 2008). Επιπλέον, το πρότυπο απόρριψης γίνεται όλο και πιο αυστηρό. Μέχρι στιγμής, σχεδόν καμία διαδικασία μονάδας δεν είναι διαθέσιμη για σωστή και απλή επεξεργασία στραγγισμάτων. Ως εκ τούτου, είναι απαραίτητος ένας συνδυασμός φυσικής-χημικής και βιολογικής μεθόδου για την αποτελεσματική επεξεργασία στραγγισμάτων, καθώς η φυσικοχημική επεξεργασία διασφαλίζει την απομάκρυνση μετάλλων και μερικώς του αμμωνίου.

Στην παρούσα εργασία εξετάζεται μια διαδικασία επεξεργασίας «φρέσκων» και «ώριμων» στραγγισμάτων υγειονομικής ταφής που συνδυάζει μια μέθοδο βιολογικής επεξεργασίας με μια μέθοδο επεξεργασίας μεμβράνης (Wang et al, 2020) στο ΧΥΤΑ ΔΥΤ.Αττικής.

Το πρώτο κεφάλαιο αποτελεί την εισαγωγή που αναφέρει το στόχο, αλλά και τη δομή της παρούσας εργασίας. Στο δεύτερο κεφάλαιο γίνεται μια σύντομη ανασκόπηση της ευρωπαϊκής και ελληνικής νομοθεσίας καθώς και αναφορά στους τρόπους διαχείρισης των στερεών αποβλήτων με έμφαση στην υγειονομική ταφή και στην παραγωγή και διαχείριση στραγγισμάτων και άλμης. Στο τρίτο κεφάλαιο παρατίθενται η περίπτωση που εξετάζουμε δηλαδή η περιγραφή του Συστήματος στο ΧΥΤΑ Φυλής και οι κατηγορίες των στραγγισμάτων ανάλογα με την ποιότητά τους. Πραγματοποιείται μια συνοπτική περιγραφή των Μονάδων Επεξεργασίας Στραγγισμάτων. Παρουσιάζεται αναλυτικά η περιγραφή των Μονάδων Επεξεργασίας στραγγισμάτων καθώς και

των επιμέρους συνοδών έργων. Επίσης καθορίζεται το πρωτόκολλο δειγματοληψίας και παρουσιάζεται το διάγραμμα ροής.

Το πειραματικό κομμάτι (τέταρτο κεφάλαιο) περιλαμβάνει τον έλεγχο-διερεύνηση διαφόρων φυσικοχημικών παραμέτρων μέσω δειγματοληψιών, αναλύσεων και αξιολόγησης αποτελεσμάτων. Γίνεται ο χαρακτηρισμός των στραγγισμάτων των ΧΥΤΑ και μελετώνται οι αποδόσεις των εφαρμοζόμενων μεθόδων επεξεργασίας των συγκεκριμένων στραγγισμάτων. Διερευνήθηκε αν μέσω βιολογικών διαδικασιών μειώνεται η ζήτηση της χημικής οξείδωσης (COD), η βιοχημική ζήτηση οξυγόνου (BOD) και οι συγκεντρώσεις αμμωνιακού αζώτου ($\text{NH}_4 + \text{-N}$) φρέσκων στραγγισμάτων. Στη συνέχεια διερευνήθηκε η απομάκρυνση επιπλέον ρύπων μέσω αντίστροφης όσμωσης (RO) με ζητούμενο αποτέλεσμα το τελικό προϊόν να πληροί αυστηρά πρότυπα απόρριψης (Chen et al, 2019). Επιπλέον αναλύθηκε και η ποιοτική σύσταση του νερού προς άρδευση αλλά και της άλμης του παραπροϊόντος της επεξεργασίας.

Στα κεφάλαια 5 και 6 αντίστοιχα παρουσιάζονται τα συμπεράσματα της συγκεκριμένης έρευνας και πραγματοποιούνται προτάσεις και τρόποι υλοποίησης τους για μια ολοκληρωμένη διαχείριση αποβλήτων.

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 2 ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΚΗ ΑΝΑΣΚΟΠΗΣΗ

2.1 Ευρωπαϊκή Νομοθεσία

Την περίοδο 2005 έως 2018 οι τρεις πυλώνες της στρατηγικής διαχείρισης των αποβλήτων στην ΕΕ ήταν η Πρόληψη, η Ανακύκλωση και η Βελτιστοποίηση των μέθοδων διαχείρισης και διάθεσης.

Το πλαίσιο της πολιτικής διαχείρισης αποβλήτων της ΕΕ θεσπίστηκε με την οδηγία της 15ης Ιουλίου 1975. Σύμφωνα με την ανωτέρω οδηγία, η πολιτική διαχείρισης αποβλήτων της ΕΕ βασίζεται στην προώθηση της πρόληψης, της επαναχρησιμοποίησης και της ανακύκλωσης των αποβλήτων. Εάν δεν είναι δυνατόν να προληφθεί η παραγωγή των αποβλήτων, πρέπει να ανακτούνται όσο το δυνατόν περισσότερα υλικά, κατά προτίμηση μέσω της ανακύκλωσης, και η απόρριψή σε χώρους υγειονομικής ταφής να χρησιμοποιείται ως ύστατη λύση. Με την ανωτέρω οδηγία εισήχθη και η αρχή «ο ρυπαίνων πληρώνει».

Η οδηγία για τα απόβλητα του 2008 ανέπτυξε περαιτέρω τις ανωτέρω αρχές θεσπίζοντας μια υποχρεωτική πυραμίδα ιεράρχησης πέντε βημάτων για τα απόβλητα αναπτύσσοντας ένα γραμμικό μοντέλο οικονομίας. (Τερζής και Ανδρεαδάκης, 2013)



Σχήμα 1: Πυραμίδα Ιεράρχησης Αποβλήτων.
(Πηγή: Ευρωπαϊκό Ελεγκτικό Συνέδριο.)

Με αυτό τον τρόπο διαμόρφωσε το πλαίσιο προστασίας του περιβάλλοντος και της ανθρώπινης υγείας εφαρμόζοντας παράλληλα την ορθή διαχείριση των

αποβλήτων, της ανάκτησης και των τεχνικών ανακύκλωσης για τη μείωση της πίεσης που ασκείται στους πόρους και τη βελτίωση της χρήσης τους.

Η οδηγία για τα απόβλητα συμπληρώθηκε από σειρά οδηγιών που αφορούσαν ειδικά τις μεθόδους επεξεργασίας των αποβλήτων (απόρριψη σε χώρους υγειονομικής ταφής και αποτέφρωση) ή συγκεκριμένα ρεύματα αποβλήτων, όπως οι συσκευασίες ή ο ηλεκτρικός και ηλεκτρονικός εξοπλισμός, οι πιο βασικές από τις οποίες είναι:

- Οδηγία 91/156/ΕΟΚ, για την τροποποίηση της Οδηγίας 75/442/ΕΟΚ περί των στερεών αποβλήτων
- Οδηγία 94/62/ΕΚ, για τις συσκευασίες και τα απορρίμματα συσκευασίας
- Οδηγία 1999/31/ΕΚ, για την υγειονομική ταφή των αποβλήτων
- Οδηγία 2000/532/ΕΚ, κατάρτιση καταλόγου επικίνδυνων αποβλήτων
- Οδηγία 2003/33/ΕΚ, καθορισμός κριτηρίων και διαδικασιών αποδοχής των αποβλήτων στους χώρους υγειονομικής ταφής
- Οδηγία 2006/12/ΕΚ, περί των στερεών αποβλήτων
- Κανονισμός (ΕΚ) αριθ. 1013/2006, για τις μεταφορές αποβλήτων
- Οδηγία πλαίσιο 2008/98/ΕΚ, για τα απόβλητα και την κατάργηση ορισμένων οδηγιών

Οι Οδηγίες αυτές αφορούν ευρύτερα τη διαχείριση των ΑΣΑ, την υγειονομική ταφή, τα επικίνδυνα απόβλητα και τις μεταφορές αποβλήτων. Σαφώς γίνεται αναφορά και στα διασταλλάζοντα υγρά που παράγονται από χώρους υγειονομικής ταφής.

Η Οδηγία πλαίσιο **2008/98/ΕΚ** έθετε στόχους για τον περιορισμό της παραγωγής των αποβλήτων και την οργάνωση της επεξεργασίας και της διάθεσής τους. Επίσης την απαγόρευση για την ανεξέλεγκτη διάθεση των απορριμμάτων, την απόρριψη και την εγκατάλειψή τους. Τέλος, την προώθηση της ανακύκλωσης, με στόχο να ανακυκλώνεται ποσοστό 50% των οικιακών αποβλήτων και 70% για τα απόβλητα κατασκευών και κατεδαφίσεων μέχρι το έτος 2020 για τα κράτη μέλη καθώς και την ξεχωριστή συλλογή υλικών γυαλί, χαρτί, μέταλλο και πλαστικό αλλά και την μετατροπή των αποβλήτων με σκοπό την επαναχρησιμοποίησή τους.

Με την νέα **Οδηγία (ΕΕ) 2018/851** με την οποία τροποποιείται η Οδηγία – πλαίσιο 2008/98/ΕΚ αποτυπώνεται και η στροφή της στρατηγικής της Ευρώπης η

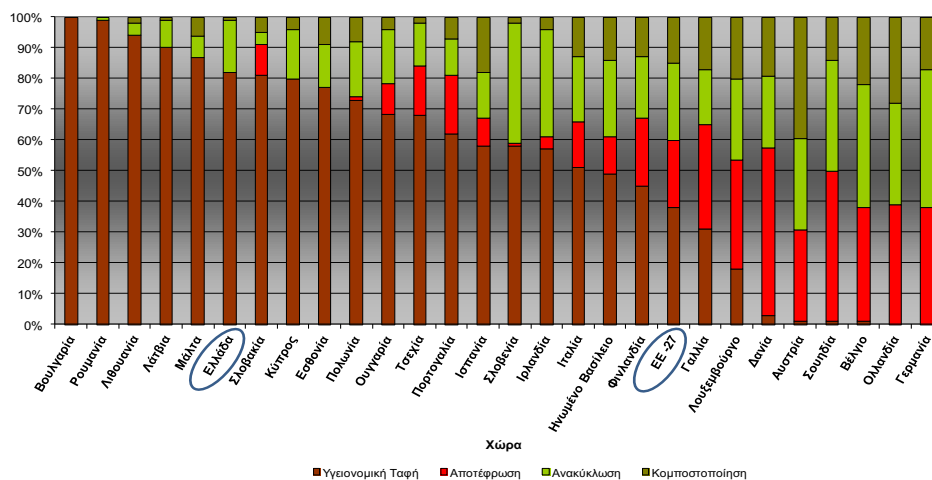
οποία θέτει τους άξονες της νέας μετάβασης προς την κυκλική οικονομία. Οι τρεις βασικοί πυλώνες της υφιστάμενης πολιτικής περιλαμβάνουν πλέον τη βιώσιμη διαχείριση των πόρων, την ενίσχυση της κυκλικής οικονομίας και την κυκλική κατανάλωση.

Η οδηγία θέτει στόχο τη θεσμοθέτηση εργαλείων, αλλά και υποχρεώσεων που θα διευκολύνουν τη μετάβαση προς την κυκλική οικονομία, με εξειδίκευση της εφαρμογής της διευρυμένης ευθύνης παραγωγού, ενίσχυση της χωριστής συλλογής και καθορισμό φιλόδοξων ποσοτικών στόχων, σύμφωνα με τους οποίους η προετοιμασία για επαναχρησιμοποίηση και η ανακύκλωση των αστικών αποβλήτων αυξάνονται τουλάχιστον σε ποσοστό 65 % κατά βάρος μέχρι το 2035, με ενδιάμεσους στόχους για το 2025 και το 2030. Αναγνωρίζεται ρητά η δυσκολία επίτευξης των στόχων αυτών για ορισμένα κράτη μέλη (στα οποία περιλαμβάνεται και η Ελλάδα), κυρίως λόγω ανεπαρκειών στις αναγκαίες υποδομές διαχείρισης αποβλήτων (σημείο 5 του Προοιμίου της Οδηγίας) και δίδεται η δυνατότητα αναβολής μέχρι πέντε έτη στην επίτευξη των στόχων υπό συγκεκριμένους όρους και προϋποθέσεις. (ΕΣΔΑ 2020)

Επιπλέον με την **Οδηγία (ΕΕ) 2018/850** για την Υγειονομική Ταφή, τροποποιείται η **Οδηγία 1999/31/ΕΚ**, με εισαγωγή νέων ρυθμίσεων και στόχων, όπου μεταξύ άλλων τα κράτη μέλη υποχρεούνται να διασφαλίσουν τη μείωση έως το 2035 της ποσότητας των αστικών αποβλήτων που καταλήγουν σε χώρους υγειονομικής ταφής στο 10 % ή λιγότερο της συνολικής ποσότητας των αστικών αποβλήτων που παράγονται (κατά βάρος), με δυνατότητα αναβολής και παρεκκλίσεων υπό όρους. (europa.eu)

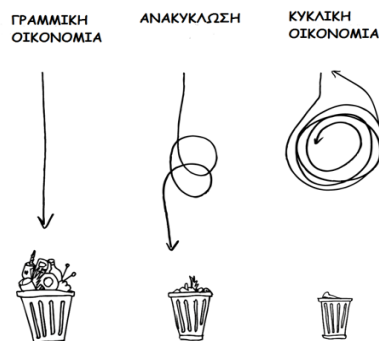
Στις χώρες της Ευρωπαϊκής ένωσης το 40% ανακυκλώνεται το 25% αποτεφρώνεται με παράλληλη ανάκτηση ενέργειας και το υπόλοιπο καταλήγει σε χώρους υγειονομικής ταφής. (Αραβώσης 2019).

Ενδιαφέρον παρουσιάζει η σταδιακή μείωση της υγειονομικής ταφής, κάτι το οποίο αποτελεί γεγονός στην ΕΕ, κυρίως στις πιο αναπτυγμένες χώρες, όπως επίσης και η ανάκτηση υλικών χρησιμοποιώντας την ανακύκλωση. Επισημαίνεται ότι στην Ελλάδα το ποσοστό των ΑΣΑ που θάβονται σε χώρους υγειονομικής ταφής είναι ιδιαίτερα μεγάλο (μεγαλύτερο από 80%) και πολύ μικρό το ποσοστό ανάκτησης υλικών από τα ΑΣΑ μέσω της ανακύκλωσης. (Εικ 1)



Εικόνα 1: Ποσοστό χρήσης της υγειονομικής ταφής, της αποτέφρωσης και της ανάκτησης υλικών επί των ΑΣΑ που παράγονται, ως μεθόδους επεξεργασίας στις χώρες της ΕΕ το 2010, (Τερζής και Ανδρεαδακής, 2013)

Η νέα οδηγία επιδιώκει μείωση της ποσότητας των αστικών αποβλήτων που καταλήγουν σε χώρους υγειονομικής ταφής στο 10% έως το 2035. Για την επίτευξη των παραπάνω στόχων προωθούνται οικονομικά εργαλεία προκειμένου να δίνονται κίνητρα στη συμμετοχή στην ανακύκλωση και την μείωση παραγωγής απορριμμάτων στα πλαίσια της Κυκλικής Οικονομίας. (Αραβώσης 2019). Από το έως τώρα γραμμικό μοντέλο οικονομικής ανάπτυξης που στηρίζεται στην κατανάλωση πόρων και τις εκπομπές ρύπων προωθείται η μετάβαση στην Κυκλική Οικονομία, ένα παγκόσμιο οικονομικό μοντέλο που αποσυνδέει την οικονομική ανάπτυξη από την κατανάλωση των πεπερασμένων πόρων. (Λιόγκας 2018).



Εικόνα 2: Κυκλική στρατηγική εναντι γραμμικής οικονομίας και ανακύκλωσης (Λιόγκας 2018)

2.2 Ελληνική Νομοθεσία

Ως κράτος μέλος, η ελληνική νομοθεσία ακολουθεί στενά τις ευρωπαϊκές οδηγίες διαχείρισης αποβλήτων. Το νομικό πλαίσιο που κατευθύνει τη διαχείριση αστικών αποβλήτων στην Ελλάδα καθορίζεται από το νόμο 4042/2012 (ν. 4042/2012) . ο οποίος ενσωματώνει την οδηγία πλαίσιο για τα απόβλητα (Οδηγία 2008/98/EC). Επίσης από το Ν. 2939/2001 (ΦΕΚ 179/Α/06.08.2001), όπως τροποποιήθηκε με το Ν. 3854/10 (ΦΕΚ 94/Α/23.06.2010) .Ο νόμος αυτός διαμορφώνει το θεσμικό πλαίσιο για την εναλλακτική διαχείριση συσκευασιών και άλλων προϊόντων. Με τον νόμο αυτόν, ενσωματώθηκε η οδηγία 94/62/EK στο Εθνικό Δίκαιο, και καθορίστηκε το πλαίσιο για την υλοποίηση προγραμμάτων ανακύκλωσης / επαναχρησιμοποίησης / αξιοποίησης συσκευασιών και άλλων προϊόντων (μπαταρίες, ηλεκτρονικά κ.α.), θέτοντας συγκεκριμένους ποσοτικούς στόχους και χρονικά όρια πραγματοποίησής τους. Επιπλέον το ελληνικό νομικό πλαίσιο καθορίζεται και από τις ειδικές προβλέψεις του Ν. 4014/11 (ΦΕΚ 209/Α/21-9-11) «Περιβαλλοντική αδειοδότηση έργων και δραστηριοτήτων, ρύθμιση αυθαιρέτων σε συνάρτηση με δημιουργία περιβαλλοντικού ισοζυγίου και άλλες διατάξεις αρμοδιότητας Υπουργείου Περιβάλλοντος» όπως τροποποιήθηκε και ισχύει.(ΥΠΕΝ)

Ο Ευρωπαϊκός Κατάλογος Αποβλήτων (ΕΚΑ), σύμφωνα με το Παράρτημα της Απόφασης 2002/532/EK, έχει άμεση ισχύ στη χώρα μας.

Στο εθνικό δίκαιο έχουν επίσης ενσωματωθεί βασικές οδηγίες της Ευρωπαϊκής Ένωσης για τα απόβλητα. Η μεγαλύτερη προσπάθεια για τον συντονισμό της διαχείρισης των αποβλήτων στην Ελλάδα ήταν η Κοινή Υπουργική Απόφαση 50910/2727/2003 σχετικά με τα «μέτρα και οροι της διαχείρισης των στερεών αποβλήτων» (ΚΥΑ 50910/2727/2003), όπου τα ΑΣΑ ορίζονται ως οικιακά απόβλητα, καθώς και άλλα είδη αποβλήτων που λόγω σύνθεσης ή φύσης προσομοιάζουν με οικιακά απόβλητα. Η ΚΥΑ καταργήθηκε με τον πρόσφατο Νόμο 4685/2020 - ΦΕΚ 92/Α/7-5-2020 για τον εκσυγχρονισμό της περιβαλλοντικής νομοθεσίας, και την ενσωμάτωση στην ελληνική νομοθεσία των Οδηγιών 2018/844 και 2019/692 του Ευρωπαϊκού Κοινοβουλίου και του Συμβουλίου και λοιπές διατάξεις.(ν.4685/2020)

Για επιμέρους θέματα έχουν εκδοθεί διάφορες υπουργικές αποφάσεις και προεδρικά διατάγματα ολοκληρώνοντας έτσι το θεσμικό πλαίσιο. Τα σημαντικότερα από αυτά είναι:

- ΥΑ 13588/725/2006 «Μέτρα, όροι και περιορισμοί για την διαχείριση επικινδύνων αποβλήτων σε συμμόρφωση με τις διατάξεις της οδηγίας 91/689/ΕΟΚ «για τα επικίνδυνα απόβλητα» του Συμβουλίου της 12ης Δεκεμβρίου 1991», όπως έχει τροποποιηθεί με το Ν. 4042/2012 και
- ΚΥΑ με αρ. Κ.Υ.Α. 146163//2012 «Μέτρα και όροι για τη Διαχείριση Αποβλήτων Υγειονομικών Μονάδων 1991», που εκδόθηκε κατ'έξουσιοδότηση του άρθρου 38, παρ. 7 του ν. 4042/2012.
- ΚΥΑ 7589/731/2000 (ΦΕΚ Β 514) Για τον καθορισμό μέτρων και όρων για τη διαχείριση των πολυχλωροδιφαινυλίων και πολυχλωροτριφαινυλίων
- ΚΥΑ 18083/1098 Ε.103/ 2003 (ΦΕΚ Β 606) Σχέδια διάθεσης/απολύμανσης συσκευών που περιέχουν PCB. Γενικές κατευθύνσεις για τη συλλογή και μετέπειτα διάθεση συσκευών και αποβλήτων με PCB, σύμφωνα με το άρθρο 7 της κοινής υπουργικής απόφασης 7589/731/2000 (Β' 514).
- ΚΥΑ 36259/1757/Ε103/2010 (ΦΕΚ 1312Β/ 24-08-2010). Μέτρα, όροι και πρόγραμμα για την εναλλακτική διαχείριση των αποβλήτων από εκσκαφές, κατασκευές και κατεδαφίσεις (ΑΕΚΚ)
- ΠΔ 82/2004 (ΦΕΚ Α 64/2.3.04) «Αντικατάσταση της 98012/2001/ ΚΥΑ «Καθορισμός μέτρων και όρων για τη διαχείριση των χρησιμοποιημένων ορυκτελαίων» (Β' 40).» «Μέτρα, όροι και πρόγραμμα για την εναλλακτική διαχείριση των Αποβλήτων των Λιπαντικών Ελαίων»
- ΠΔ 109/2004 (ΦΕΚ Α 75/5.3.04) «Μέτρα και όροι για την εναλλακτική διαχείριση των μεταχειρισμένων ελαστικών των οχημάτων. Πρόγραμμα για την εναλλακτική διαχείρισή τους»
- ΠΔ 116/2004 (ΦΕΚ Α 81/5.3.04) «Μέτρα, όροι και πρόγραμμα για την εναλλακτική διαχείριση των οχημάτων στο τέλος του κύκλου ζωής τους, των χρησιμοποιημένων ανταλλακτικών τους και των απενεργοποιημένων καταλυτικών μετατροπών σε συμμόρφωση με τις διατάξεις της Οδηγίας 2000/53/ΕΚ «για τα οχήματα στο τέλος του κύκλου ζωής τους» του Συμβουλίου της 18ης Σεπτεμβρίου 2000»

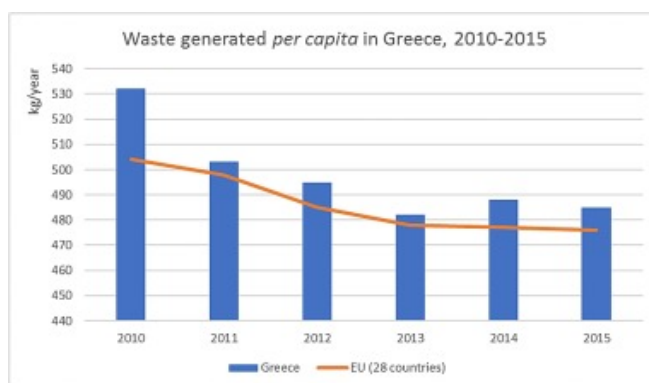
- ΠΔ 117/2004 (ΦΕΚ Α 82/5.3.04) «Μέτρα, όροι και πρόγραμμα για την εναλλακτική διαχείριση των αποβλήτων ειδών ηλεκτρικού και ηλεκτρονικού εξοπλισμού, σε συμμόρφωση με τις διατάξεις των Οδηγιών 2002/95 «σχετικά με τον περιορισμό της χρήσης ορισμένων επικίνδυνων ουσιών σε είδη ειδών ηλεκτρικού και ηλεκτρονικού εξοπλισμού» και 2002/96 «σχετικά με τα απόβλητα ειδών ηλεκτρικού και ηλεκτρονικού εξοπλισμού» του Συμβουλίου της 27ης Ιανουαρίου 2003»
- ΠΔ 15/2006 (ΦΕΚ Α 12/ 3.2.06) «Τροποποίηση του Προεδρικού Διατάγματος 117/2004 (Α΄ 82), σε συμμόρφωση με τις διατάξεις της οδηγίας 2003/108 «για την τροποποίηση της οδηγίας 2002/96 σχετικά με τα απόβλητα ειδών ηλεκτρικού και ηλεκτρονικού εξοπλισμού (ΑΗΗΕ)» του Συμβουλίου της 8ης Δεκεμβρίου 2003
- ΥΑ αρ.οικ.133480 (ΦΕΚ2711/Β/27.11.2011). Τροποποίηση Παραρτήματος ΙΒ του ΠΔ 117/2004.

Το Εθνικό και Περιφερειακό Σχέδιο Διαχείρισης που εισήχθη το 2003 και αναθεωρήθηκε το 2015 δεν κατάφερε να επιτύχει τους προβλεπόμενους στόχους. Τα ποσοστά ανακύκλωσης των ΑΣΑ παραμένουν στο 16% ενώ το ΕΣΔΑ προέβλεπε 50% για το 2020 . Προσφάτως το νέο ΕΣΔΑ που αναθεωρήθηκε το Σεπτέμβριο του 2020 έθεσε συγκεκριμένους κανόνες και στόχους σε εθνικό και περιφερειακό επίπεδο που πρέπει να τηρούνται στο σχεδιασμό διαχείρισης αποβλήτων, λαμβάνοντας υπόψη τη νέα ευρωπαϊκή στρατηγική (ΕΣΔΑ 2020). Όμως οι πολύπλοκες διοικητικές δομές και διαδικασίες θεωρούνται συχνά ως η κύρια αιτία για σημαντικές καθυστερήσεις στην εφαρμογή της περιβαλλοντικής νομοθεσίας στην Ελλάδα (EC, 2017)

Το Υπουργείο Περιβάλλοντος, Ενέργειας και Κλιματικής Αλλαγής είναι υπεύθυνο για την ανάπτυξη και εφαρμογή της περιβαλλοντικής πολιτικής σε εθνικό επίπεδο. Ο τομέας των αστικών απορριμμάτων εμπίπτει σε διαφορετικά υπουργεία (Υπουργείο Περιβάλλοντος, Υπουργείο Εσωτερικών και Υπουργείο Ανάπτυξης). Τέτοιες παραλλαγές προκαλούν δυσκολίες στην κεντρική διοίκηση στο συντονισμό και την παροχή ηγεσίας στον τομέα αυτό.

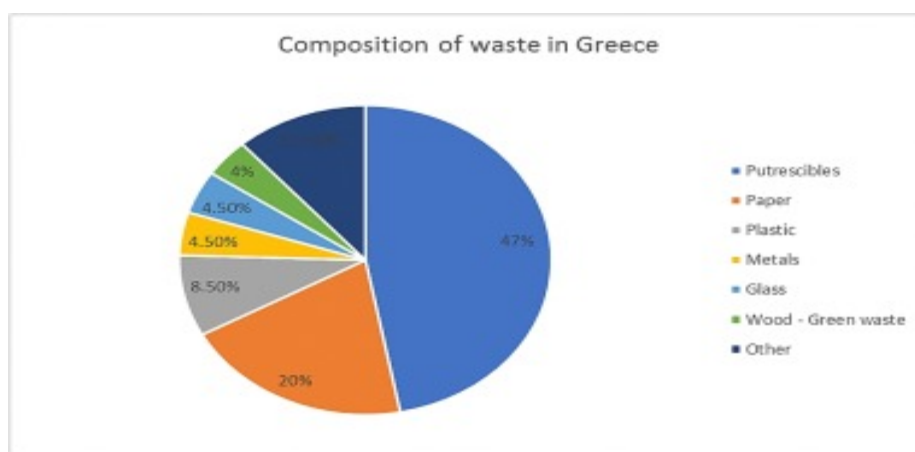
Σχεδόν το 63% του συνολικού ελληνικού πληθυσμού (πάνω από 10 εκατομμύρια) ζει σε αστικές περιοχές (EC, 2012). Η οικονομική ανάπτυξη, η έντονη αστικοποίηση και η αλλαγή των καταναλωτικών προτύπων στην Ελλάδα

οδήγησαν σε αύξηση της παραγωγής στερεών αποβλήτων. Ως αποτέλεσμα, η ποσότητα αστικών αποβλήτων που παράγονται στη χώρα αυξήθηκε κατά περισσότερο από 75% από το 1995 έως το 2010. Τα τελευταία χρόνια παρατηρείται μια μικρή τάση μείωσης των παραγόμενων αποβλήτων. Σύμφωνα με τη Eurostat, (Eurostat, 2017) η ποσότητα των αστικών στερεών αποβλήτων (ΑΣΑ) στην Ελλάδα το 2015 ήταν περίπου 485 κιλά απορριμμάτων ανά άτομο ετησίως, αριθμός κοντά στο μέσο όρο για την ΕΕ28 - 476 κιλά/έτος (Εικ.3)

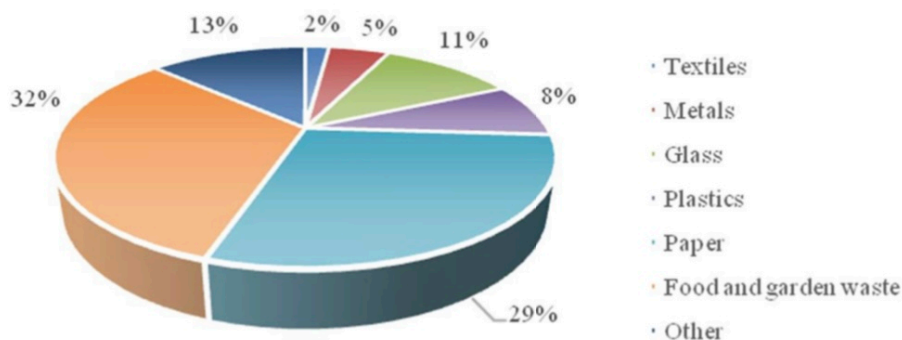


Εικόνα 3: Παραγωγή ΑΣΑ στην Ελλάδα

Το Σχ 2. δείχνει τη σύνθεση των ΑΣΑ στην Ελλάδα (EC, 2012) και το Σχ 3 την αντίστοιχη σύνθεση των απορριμμάτων της Ευρώπης



**Σχήμα 2: Σύνθεση απορριμμάτων στην Ελλάδα
(Πηγή: Ευρωπαϊκή Επιτροπή)**



Σχήμα 3: Ποιοτική Σύσταση ΑΣΑ στην Ευρώπη (2017)
(Πηγή: Ευρωπαϊκή Επιτροπή)

Με την ίδρυση του Πράσινου Ταμείου το 2010 στόχος ήταν η τόνωση της ανάπτυξης μέσω της προστασίας του περιβάλλοντος και της παροχής υποστήριξης για φιλικά προς το περιβάλλον έργα και πρωτοβουλίες. Σύμφωνα με τα ΕΣΔΑ, λειτουργούν 28 εγκαταστάσεις ανάκτησης υλικών (MRF). Με αυτές τις εγκαταστάσεις το 2011 συγκεντρώθηκαν περίπου 478.000 τόνοι ανακυκλώσιμων υλικών και 274.000 τόνοι έχουν ανακτηθεί (EC, 2012)

Η λειτουργία δύο μονάδων MBT, ενός στην ευρύτερη περιοχή της Αθήνας και ενός στην Κρήτη, ενίσχυσε την ικανότητα διαχείρισης αποβλήτων της Ελλάδας από το 2004 έως το 2006. Το εργοστάσιο MBT στην Αθήνα με ετήσια δυναμικότητα 450 000 τόνων, ένα από τα μεγαλύτερα εργοστάσια στην Ευρώπη, επεξεργάζεται μικτά αστικά απόβλητα και παράγει καύσιμα απορριμμάτων (RDF) και κομπόστ καλής ποιότητας. Η μονάδα επεξεργασίας αποβλήτων στα Χανιά, στην Κρήτη, έχει ετήσια δυναμικότητα 70.000 τόνων (Milios, 2013). Ωστόσο, τα προϊόντα από αυτά (δηλαδή RDF και κομπόστ), δεν έχουν αγορά, επομένως, στις περισσότερες περιπτώσεις αποστέλλονται σε χωματερές (Kalogirou & Sakalis, 2016). Η Ελλάδα ως μέλος της ΕΕ εξακολουθεί να διατηρεί υψηλά ποσοστά υγειονομικής ταφής. Μέχρι τις αρχές της δεκαετίας του '90, η διαχείριση των απορριμμάτων στην Ελλάδα βασιζόταν σε ημι-ελεγχόμενους χώρους υγειονομικής ταφής. Συνολικά, υπάρχουν 79 χωματερές, εκ των οποίων 75 τοποθεσίες βρίσκονται σε λειτουργία και αυτό το υψηλό επίπεδο υγειονομικής

ταφής καταλήγει επίσης σε αντίστοιχα υψηλό επίπεδο άμεσων εκπομπών κυρίως λόγω των εκπομπών μεθανίου από τους χώρους υγειονομικής ταφής.

Σήμερα, η πλειοψηφία των αστικών απορριμμάτων στην Ελλάδα εξακολουθεί να βρίσκεται υπό υγειονομική ταφή (81% έναντι 31% για τον μέσο όρο της ΕΕ-28), με μόνο το 16% να ανακυκλώνεται (ΕΕ-28-27%) και το 4% να κομποστοποιείται (ΕΕ-28-15 %) (Kalogirou & Sakalis, 2016) και δεν υπάρχουν ακόμη εγκαταστάσεις αποτέφρωσης με ή χωρίς ανάκτηση ενέργειας (Ευρωπαϊκή Επιτροπή 2017).

2.3 Μέθοδοι Διαχείρισης Στερεών Αποβλήτων

Τα στερεά απόβλητα αποτελούνται γενικά από οργανική αποικοδομήσιμη ύλη (υπολείμματα, χαρτιά και άλλα), από μη αποικοδομήσιμα οργανικά υλικά (πλαστικά) και από μη αποικοδομήσιμα ανόργανα υλικά (γυαλί, μέταλλο και άλλα). Ένα από τα παγκοσμίως αναγνωρισμένα περιβαλλοντικά προβλήματα που σχετίζονται με τα ΑΣΑ είναι η επαρκής και βιώσιμη διαχείρισή τους. Με τα χρόνια, η διαχείριση τους έχει εξελιχθεί από βασικές τεχνικές διάθεσης σε βιώσιμη και περιβαλλοντικά εφικτή επεξεργασία, ανακύκλωση και ανάκτηση. Η σωστή επεξεργασία τους συνήθως εφαρμόζεται στις ανεπτυγμένες χώρες, όπου χρησιμοποιούνται τεχνολογίες όπως θερμική επεξεργασία, βιολογική επεξεργασία και υγειονομική ταφή. Αυτές οι προηγμένες τεχνολογίες απαιτούν σημαντικά κεφάλαια, εξειδικευμένο και εκπαιδευμένο προσωπικό και διαθεσιμότητα γης. Ωστόσο, αυτές οι τεχνολογίες δεν είναι ακόμη σε θέση να επιλύσουν τις δυσμενείς επιπτώσεις των στερεών αποβλήτων. Πρόσφατες μελέτες ανέφεραν ότι οι παγκόσμιες εκπομπές ανθρωπογενών αερίων του θερμοκηπίου (GHGs) από τα ΑΣΑ αποτελούν περίπου το 3%-5% των συνολικών εκπομπών. Η κακή διαχείριση των ΑΣΑ συμβάλλει επίσης στην κλιματική αλλαγή, τη ρύπανση των ωκεανών και την εξάντληση των φυσικών πόρων (Das et al., 2019). Διάφορες χώρες έχουν ποικίλες ρυθμίσεις περιβαλλοντικών, οικονομικών και τεχνολογικών μεθόδων επεξεργασίας που περιπλέκουν τη διαμόρφωση μιας κοινής τυποποιημένης περιβαλλοντικής κατευθυντήριας γραμμής για τη διαχείριση των στερεών αποβλήτων. Ωστόσο, η υιοθέτηση προγράμματος αειφόρου διαχείρισης αποβλήτων και διατήρησης των πόρων έχει υποχρεώσει πολλές κυβερνήσεις. Αυτό έγινε με την υποστήριξη της αειφορίας, η οποία ονομάζεται «Πράσινη Οικονομία» (Das et al., 2019). Η πράσινη οικονομία

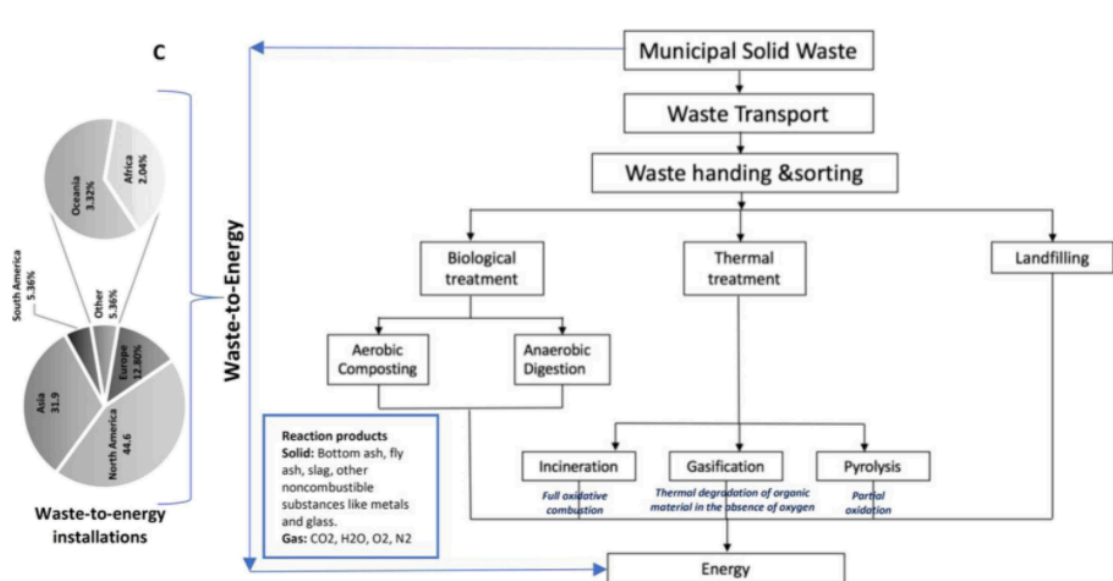
προωθεί την ελαχιστοποίηση της παραγωγής αποβλήτων ενθαρρύνοντας τη βιωσιμότητα. Τα απόβλητα που παράγονται συνήθως επαναχρησιμοποιούνται με ανακύκλωση ή ανάκτηση πολύτιμων ουσιών

Στις ανεπτυγμένες χώρες της Ευρώπης, της Ασίας και της Αμερικής, η επεξεργασία των αποβλήτων έχει μετατοπιστεί από την υγειονομική ταφή στην ανάκτηση υλικών και ενέργειας μέσω κομποστοποίησης, αποτέφρωσης και ανακύκλωσης, όπως φαίνεται στον Πίνακα 1 (CEWEP/EEA, 2014, Eurostat, 2015).

Πίνακας 1: Μέθοδοι Επεξεργασίας ΑΣΑ (Eurostat (2015), OECD (2015), US EPA (2015), Brasil/Snis (2016), EEA (2013), IBGE, 2016a, IBGE, 2016b και MOE (2014))

| Χώρα | Ετος | Πληθυσμός ^α (εκατομμύριο) | MSW ^β (εκατομμύρια τόνοι/έτος) | ΧΥΤΑ (%) | Αποτέφρωση (%) | Ανακύκλωση & Κομποστοποίηση (%) |
|----------|------|---|---|-------------|-------------------|---------------------------------------|
| Αυστρία | 2013 | 8.5446 | 8.14 | 4 | 37 | 59 |
| Δανία | 2013 | 5.6691 | 4.2 | 2 | 54 | 44 |
| Γερμανία | 2013 | 80.6885 | 47.7 | 0 | 35 | 65 |
| Ολλανδία | 2013 | 16.9249 | 9,8 | 1 | 49 | 50 |
| Σουηδία | 2013 | 9.7794 | 4.36 | 1 | 50 | 49 |
| Ελβετία | 2013 | 8.2986 | 5,56 | 0 | 49 | 51 |
| Βέλγιο | 2013 | 11.2292 | 6.136 | 1 | 44 | 55 |
| Ρουμανία | 2013 | 19.5113 | 0,783 | 97 | 0 | 3 |
| Ιαπωνία | 2013 | 126.5735 | 45 | 1% | 80 | 19 |
| Κίνα | 2014 | 1376.0489 | 158.05 | 60 | 30 | 10 |
| EUA | 2014 | 321.7736 | 273.1 | 53 | 12 | 35 |
| Βραζιλία | 2014 | 204.4506 | 64.4 | 96.1 | 0 | 3.9 |

Επί του παρόντος, υπάρχουν διάφορες τεχνολογίες και επεξεργασίες διαθέσιμες για τη διαχείριση των ΑΣΑ (Εικόνα 4).



Εικόνα 4: Διαφορετικές μέθοδοι επεξεργασίας που χρησιμοποιούνται για την επεξεργασία των ΑΣΑ (Mohammad et al., 2021)

2.3.1 Βιολογική Επεξεργασία

Η βιολογική επεξεργασία μπορεί να χωριστεί σε δύο τύπους, δηλαδή την αναερόβια - αερόβια οξείδωση και την αναερόβια πέψη. Η αερόβια οξείδωση των ΑΣΑ είναι κοινώς γνωστή ως κομποστοποίηση που απελευθερώνει ενέργεια με τη μορφή θερμότητας. Η απώλεια ενέργειας κατά την κομποστοποίηση και η πρόσθετη ενεργειακή απαίτηση καθιστά αυτόν τον τύπο μη ελκυστικό από αποτελεσματική και βιώσιμη άποψη διαχείρισης ΑΣΑ. Στην αναερόβια πέψη, η οργανική τροφή εισάγεται σε αρκετό νερό για να την υγρανθεί. Η τροφή στη συνέχεια αποσυντίθεται και μετατρέπεται σε ενέργεια, βιοαέριο και CO₂. Η αναερόβια πέψη θεωρείται ως μία από τις καλύτερες επιλογές για τη βιολογική παραγωγή μεθανίου και είναι η πιο συχνά χρησιμοποιούμενη ως η κύρια τεχνολογία για την ανάκτηση ενέργειας. Η αναερόβια διαδικασία απαιτεί μικροβιακή αποικοδόμηση ή οργανική τροφή απουσία οξυγόνου για την παραγωγή βιοαερίου και προϊόντος τύπου ιλύος. Η λάσπη χρησιμοποιείται συνήθως ως εδαφοβελτιωτικό για εδάφη ή οργανική τροποποίηση. Αυτή η διαδικασία μπορεί να χρησιμοποιηθεί για την ανάκτηση ενέργειας και θρεπτικών συστατικών ως πηγή (Ascher et al., 2019). Υπάρχουν δύο τύποι αναερόβιων διαδικασιών πέψης, δηλαδή η υγρή διαδικασία, η οποία αποτελείται από 10% – 15% ξηρή περιεκτικότητα, ενώ η ξηρή διαδικασία αποτελείται από 24% –40% ξηρή ουσία. Η υγρή διαδικασία απαιτεί μικρότερο όγκο του αντιδραστήρα σε

αντίθεση με τον ξηρό αντιδραστήρα. Ωστόσο, ορισμένες σημαντικές προκλήσεις που σχετίζονται με αυτήν τη διαδικασία περιλαμβάνουν τη μακρά διάρκεια σταθεροποίησης και αντίδρασης των μικροβίων, το σχηματισμό τοξικών και ανασταλτικών ενώσεων και δύσκολο να ξεκινήσουν. Επομένως, απαιτείται προηγούμενη επεξεργασία και συχνά η βιολογική επεξεργασία θεωρείται ως προεπεξεργασία για θερμική επεξεργασία (Panigrahi and Dubey, 2019).

2.3.2 Θερμική Επεξεργασία

Η θερμική επεξεργασία περιλαμβάνει διαδικασία θερμοχημικής μετατροπής που απαιτεί υψηλή θερμοκρασία και τροποποιεί τη χημική και φυσική δομή. Η θερμική επεξεργασία των ΑΣΑ έχει γίνει αναπόφευκτο μέρος κάθε ολοκληρωμένου συστήματος διαχείρισης αποβλήτων. Η βασική μέθοδος θερμοχημικής μετατροπής που χρησιμοποιείται συνήθως είναι η αεριοποίηση (σε μειωμένο αέρα), η πυρόλυση (ελλείψει αέρα) και η καύση (σε περίσσεια αέρα). Η θερμική επεξεργασία έχει εφαρμοστεί ευρέως σε διάφορα μέρη του κόσμου, συμπεριλαμβανομένων των ευρωπαϊκών χωρών, της Κίνας, της Ιαπωνίας, της Ρωσίας, των ΗΠΑ, του Ηνωμένου Βασιλείου, της Ινδίας και των χωρών του Κόλπου, κυρίως επειδή αυτή η επεξεργασία μειώνει τον όγκο των στερεών υπολειμμάτων (Lynn et al. , 2016 , Dhir et al., 2016 , Lam et al., 2010).

Οι τρεις τύποι θερμικής επεξεργασίας έχουν τα δικά τους πλεονεκτήματα και μειονεκτήματα. Η αεριοποίηση μετατρέπει τα απόβλητα σε διάφορα ανθρακούχα υλικά σε περιβάλλον με έλλειψη οξυγόνου χρησιμοποιώντας ένα αέριο μέσο. Αυτή η διαδικασία με την πάροδο των ετών έχει προχωρήσει ευρέως και θεωρείται πλέον ως μία αποτελεσματική μέθοδος. Ωστόσο, η παροχή ενός συνεπούς περιβάλλοντος και η εξασφάλιση επαρκούς παροχής αερίου παραμένει πρόκληση. Η πυρόλυση από την άλλη αποικοδομεί τη βιομάζα σε υγρό, στερεό και διάφορα αέρια κλάσματα σε ένα ανοξικό περιβάλλον. Η ενέργεια που λαμβάνεται από αυτή τη διαδικασία θεωρείται καθαρή λόγω της μειωμένης ποσότητας αζώτου και NOx. Παρόλο που διάφορες μελέτες έχουν δείξει πολλά υποσχόμενα αποτελέσματα για τη χρήση της πυρόλυσης στη διαχείριση των ΑΣΑ, ωστόσο, τα διαθέσιμα δεδομένα δεν επαρκούν για το σχεδιασμό ενός τέτοιου συστήματος σε μεγάλη κλίμακα. Η αποτέφρωση μέχρι σήμερα παραμένει μία από τις προτιμώμενες επιλογές όταν αντιμετωπίζετε μεγάλα απόβλητα όπως τα ΑΣΑ. Όχι μόνο μειώνει σημαντικά τον όγκο και τη μάζα των αποβλήτων, αλλά

επίσης ανακτά ενέργεια και διάφορα οικονομικά βιώσιμα μέταλλα. Ωστόσο, η δημιουργία δευτερογενούς τοξικής ρύπανσης εξακολουθεί να αποτελεί ένα δύσκολο πρόβλημα για επίλυση. (Mohammad et al., 2021)

2.3.3 Υγειονομική Ταφή

Οι χώροι υγειονομικής ταφής εξακολουθούν να χρησιμοποιούνται ευρέως ως χώροι διάθεσης αποβλήτων για τα ΑΣΑ, παρά τις περιβαλλοντικές επιπτώσεις και κινδύνους για την ανθρώπινη υγεία, και παρά το γεγονός ότι είναι η λιγότερο ευνοϊκή επιλογή στην ιεραρχία των αποβλήτων (Πακέτο Κυκλικής Οικονομίας, Οδηγία, 2008/98/ΕΚ). Η οδηγία 1999/31 και η οδηγία 2008/98/ΕΚ για τα απόβλητα, μαζί με πιο πρόσφατες τροποποιήσεις (2018/850 και 2018/851) έχουν θέσει τις απαιτήσεις για το κλείσιμο ανοικτών ή/και παράνομων χώρων εναπόθεσης απορριμμάτων και τον έλεγχο της δομής των μηχανικών χωματερών. Νέοι στόχοι έχουν οριστεί για την απαγόρευση της υγειονομικής ταφής βιοαποικοδομήσιμων αποβλήτων, τη μείωση των ποσοστών υγειονομικής ταφής των ΑΣΑ κατά 10% και τη σταδιακή κατάργηση της ταφής των ανακυκλώσιμων αποβλήτων κατά 75%. Παρ' όλα αυτά, περίπου το 32% του συνόλου των ΑΣΑ απορρίφθηκε στην Ευρώπη το 2012, το 23% το 2017 (Eurostat, 2019). Ενώ η μείωση των ποσοστών υγειονομικής ταφής των απορριμμάτων μπορεί να αποδοθεί στους στόχους των χώρων υγειονομικής ταφής, εξακολουθεί να υπάρχει μεγάλη μεταβλητότητα της απόδοσης διαχείρισης αποβλήτων μεταξύ των κρατών μελών της ΕΕ (EPRS, 2017). Ενώ χώρες όπως η Γερμανία, το Βέλγιο, οι Κάτω Χώρες, έχουν ήδη επιτύχει τους στόχους του 2030 και έχουν προηγμένες λύσεις διαχείρισης αποβλήτων και χωματερών, άλλες χώρες μπορεί να έχουν περισσότερες δυσκολίες στην επίτευξη των στόχων. Λόγω των διαφορών στις κοινωνικοοικονομικές συνθήκες, οι χώρες της ΕΕ χαρακτηρίζονται από ένα ευρύ φάσμα ποσοστών παραγωγής αποβλήτων, διαθεσιμότητα τεχνολογιών διαχείρισης αποβλήτων και τις σχετικές επιδόσεις τους (EPRS, 2017).

Οι Χώροι Υγειονομικής Ταφής Απορριμμάτων (ΧΥΤΑ) είναι οργανωμένα εργοτάξια που σχεδιάζονται και λειτουργούν με βάση νομοθετημένες προδιαγραφές. Ο όρος «υγειονομική ταφή» («sanitary landfilling») πρωτοχρησιμοποιήθηκε μετά τον Β΄ Παγκόσμιο Πόλεμο για την ταφή άχρηστων

πυρομαχικών, αλλά σήμερα αποτελεί την κύρια μέθοδο διαχείρισης των ΑΣΑ ιδίως στις αναπτυσσόμενες χώρες. (Weiner and Matthews, 2003)

Υγειονομική Ταφή καλείται η μέθοδος τελικής διάθεσης αποβλήτων σύμφωνα με την οποία τα απόβλητα εναποτίθενται σε στρώσεις, συμπιέζονται και επικαλύπτονται με χώμα. Κάθε χώρος υγειονομικής ταφής αποβλήτων (ΧΥΤΑ) κατατάσσεται σε κατηγορίες όπως επικίνδυνων, μη επικίνδυνων και αδρανών αποβλήτων

Η υγειονομική ταφή διάθεσης έχει αποδειχθεί η πιο οικονομική και συνηθέστερη για τη διάθεση των οικιακών απορριμμάτων. Τα απόβλητα γίνονται αποδεκτά από τους υπόχρεους φορείς λειτουργίας των ΧΥΤΑ ανάλογα με την κατηγορία του χώρου υγειονομικής ταφής με τους ακόλουθους όρους:

α) σε χώρους υγειονομικής ταφής να πραγματοποιείται διάθεση μόνο αποβλήτων που έχουν υποστεί επεξεργασία.

β) σε χώρους υγειονομικής ταφής επικίνδυνων αποβλήτων να γίνονται δεκτά μόνον επικίνδυνα απόβλητα τα οποία πληρούν τα κριτήρια που καθορίζονται σύμφωνα με το παράρτημα II της οδηγίας 2003/33/EK

γ) οι χώροι υγειονομικής ταφής μη επικίνδυνων αποβλήτων να μπορούν να χρησιμοποιούνται:

i) για αστικά απόβλητα

ii) για μη επικίνδυνα απόβλητα κάθε άλλης προέλευσης, τα οποία πληρούν τα κριτήρια για την αποδοχή αποβλήτων σε χώρους υγειονομικής ταφής μη επικίνδυνων αποβλήτων που καθορίζονται σύμφωνα με το παράρτημα II.

iii) για σταθερά μη ενεργά απόβλητα (π.χ. στερεοποιημένα, υαλοποιημένα) με συμπεριφορά έκπλυσης αντίστοιχη προς τη συμπεριφορά των μη επικίνδυνων αποβλήτων που αναφέρονται στο σημείο ii) τα οποία πληρούν τα κριτήρια αποδοχής που καθορίζονται σύμφωνα με το παράρτημα II. Αυτά τα επικίνδυνα απόβλητα δεν αποτίθενται σε κυψέλες που προορίζονται για βιοαποδομήσιμα μη επικίνδυνα απόβλητα.

Τα ΑΣΑ και τα προσομοιάζοντα με αυτά εναποτίθενται σε χώρους υγειονομικής ταφής μη επικίνδυνων αποβλήτων.

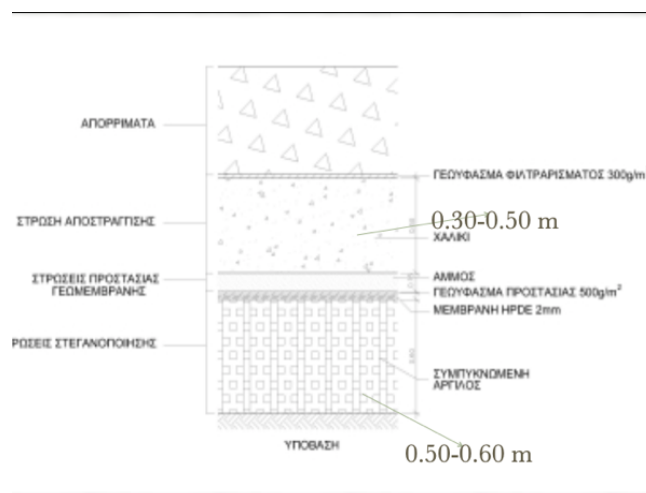
Η διαδικασία της υγειονομικής ταφής βασίζεται στην εναπόθεση των απορριμμάτων σε μία κοιλότητα του εδάφους που έχει δημιουργηθεί με εκσκαφή σε περιοχή που πληροί συγκεκριμένες εδαφικές και χωροταξικές προδιαγραφές

και η οποία έχει επιστρωθεί με ειδικές μη διαπερατές γεωμεμβράνες. Κάθε τέτοια κοιλότητα ονομάζεται «κύτταρο» και ένας ΧΥΤΑ μπορεί να έχει περισσότερα από ένα τέτοια κύτταρα

Η διαδικασία για τη χωροθέτηση ενός ΧΥΤΑ στηρίζεται σε επί μέρους παράγοντες και κριτήρια με σκοπό να αποτραπούν πιθανές αρνητικές επιπτώσεις στα συστήματα που προστατεύουν το περιβάλλον, προκειμένου να αποφευχθεί η υποβάθμιση του, αλλά και να προστατευθεί η δημόσια υγεία. Τέτοια κριτήρια είναι:

- Περιβαλλοντικά
- Χωροταξικά
- Πολεοδομικά
- Τεχνικά
- Οικονομικά
- Κοινωνικά

Τα κύτταρα των σύγχρονων χώρων υγειονομικής ταφής κατασκευάζονται χρησιμοποιώντας ένα σύστημα στρωματοποίησης που έχει σχεδιαστεί για να απομονώνει με ασφάλεια τα απόβλητα και να παρακολουθεί τυχόν υποπροϊόντα, διαρροές και οτιδήποτε άλλο μπορεί να βλάψει το περιβάλλον (Εικ. 5).

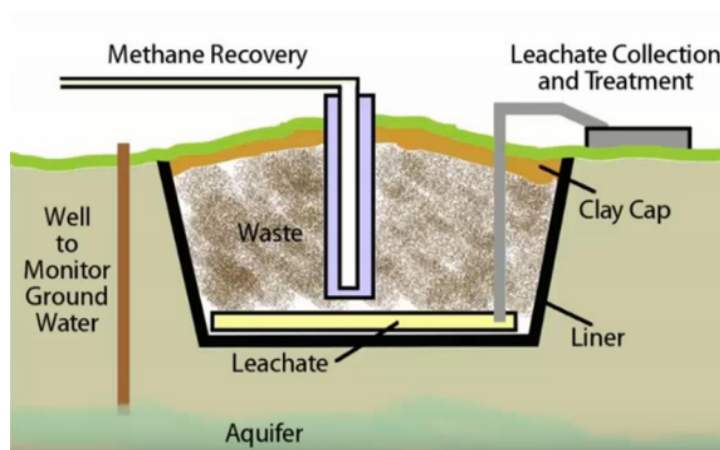


Εικόνα 5: Στρωματοποίηση κυττάρου ΧΥΤΑ
(Ανδρεαδάκης, 2019)

Ο σχεδιασμός των χώρων υγειονομικής ταφής στοχεύει στη μείωση της περιβαλλοντικής ρύπανσης, που σχετίζεται με τη μακροπρόθεσμη διάθεση συγκεκριμένων ροών αποβλήτων. Η απομόνωση των απορριμμάτων από τον αέρα και το νερό είναι ζωτικής σημασίας για την πρόληψη της ρύπανσης.

Ωστόσο, η παραγωγή στραγγισμάτων και βιοαερίου από τους χώρους υγειονομικής ταφής είναι αναπόφευκτη.

Απώτερος στόχος είναι η ικανότητα διαχείρισης των χώρων υγειονομικής ταφής με την επακόλουθη παραγωγή υγρών και βιοαερίου με τέτοιο τρόπο ώστε να βελτιστοποιείται η διαδικασία διάθεσης και να ελαχιστοποιούνται οι περιβαλλοντικές επιπτώσεις (Westlake, 1997). Η μηχανική προσέγγιση υγειονομικής ταφής παρέχει τα μέσα για να επιτευχθεί αυτός ο στόχος, επιτρέποντας ταυτόχρονα στον φορέα εκμετάλλευσης να έχει σημαντικό έλεγχο των βασικών μεταβλητών κατάστασης της διαδικασίας υγειονομικής ταφής. Το σύστημα διαχείρισης βιοαερίου περιλαμβάνει την ανόρυξη κατακόρυφων φρεατίων άντλησης και δίκτυο οριζόντιων αγωγών μεταφοράς για τη σύνδεση των φρεατίων με τις εγκαταστάσεις καύσης του συλλεγόμενου βιοαερίου. Η παραγωγή στραγγισμάτων από την άλλη, λόγω του υψηλού ρυπαντικού φορτίου που περιέχουν, αποτελεί, ίσως, το σημαντικότερο πρόβλημα λειτουργίας ενός Χ.Υ.Τ.Α., καθώς η διαφυγή τους εντείνει τη ρύπανση των υπόγειων και επιφανειακών υδάτων. Για το λόγο αυτό, πρέπει να παρεμποδίζεται η διείσδυσή τους στο υπέδαφος με την κατασκευή των αναγκαίων έργων υποδομής, σε ότι αφορά στη στεγανοποίηση του χώρου και τη συλλογή και διαχείρισή των παραγόμενων στραγγισμάτων και ομβρίων (Εικ. 6)



**Εικόνα 6: Έργα υποδομής κατά την κατασκευή ΧΥΤΑ
(Burley – Waste Solutions Part 1 Landfills, 2015)**

Κατά τη διαδικασία της υγειονομικής ταφής τα απορρίμματα συμπιέζονται με ειδικά μηχανήματα και βαρέα οχήματα (μπουλντόζες) και στο τέλος κάθε ημέρας

καλύπτονται από 15-30 εκατοστά εδαφικό συμπιεσμένο γαιώδες υλικό (χώματος), ανάλογα με τη σύσταση του εδάφους. Το οργανικό περιεχόμενο της συμπιεσμένης μάζας των απορριμμάτων σταδιακά αποσυντίθεται (μέσω αναερόβιων χημικών και βιολογικών εξεργασιών) με αποτέλεσμα την παραγωγή αερίων (κυρίως μεθανίου) καθώς και ενός υγρού παραπροϊόντος που ονομάζεται «στράγγισμα». Όταν ένα κύτταρο φτάσει στα όρια της χωρητικότητάς του, τότε καλύπτεται από 60 εκατοστά χωμάτινης επικάλυψης και θεωρείται «κλειστό». Τα κλειστά κύτταρα εξακολουθούν να είναι «ενεργά» και μπορούν να παράγουν στραγγίσματα ακόμη και 25 χρόνια μετά το κλείσιμό τους. Όμως, τα κλειστά αυτά κύτταρα μπορούν να αξιοποιηθούν για κοινωνικές και άλλες δραστηριότητες με δένδροφύτευση, δημιουργία πάρκων, χώρων αθλοπαιδιών κλπ. (Weiner and Matthews, 2003)

Κατά τη διαδικασία της υγειονομικής ταφής, ακολουθείται μια πολύπλοκη σειρά βιολογικών και χημικών αντιδράσεων με τα προϊόντα τους, καθώς τα απορρίμματα αποσυντίθενται. Γενικά, γίνεται αποδεκτό ότι οι χώροι υγειονομικής ταφής υφίστανται πέντε φάσεις αποσύνθεσης, (1) μια αρχική αερόβια φάση, (2) μια φάση αναερόβιου οξέος, (3) μια αρχική μεθανογόνο φάση (4) μια σταθερή μεθανογενή φάση και (5) μια αερόβια ή χουμική φάση αποσύνθεσης (Christensen and Kjeldsen, 1995; Bozkurt et al., 2000). Στην αρχική αερόβια φάση, το οξυγόνο που υπάρχει στα πρόσφατα θαμμένα απόβλητα καταναλώνεται από μικροοργανισμούς για την παραγωγή διοξειδίου του άνθρακα (CO_2), αυξάνοντας τη θερμοκρασία των αποβλήτων μέσω των εξωθερμικών βιολογικών αντιδράσεων τους (Kjeldsen et al., 2002, Bhalla et al., 2012, Mihelcic et al., 2014).

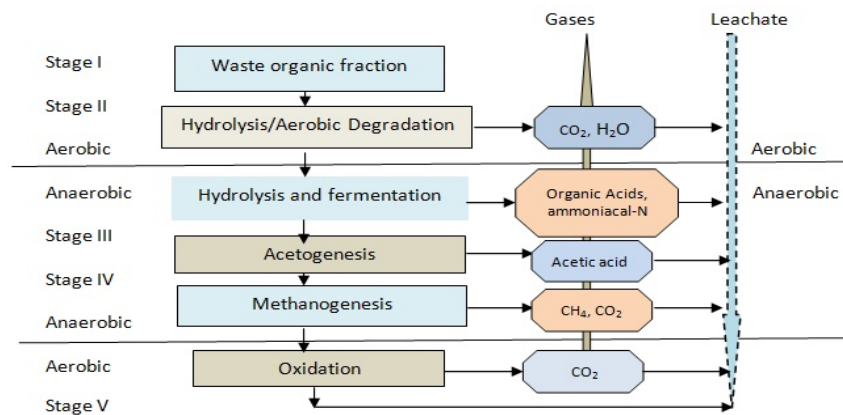
Στη δεύτερη φάση κυριαρχούν τα ακετογόνα, υδρολυτικά και ζυμωτικά βακτήρια, τα οποία μετατρέπουν τα πτητικά λιπαρά οξέα μακράς αλυσίδας (VFA) σε οξικό οξύ και τα μεγάλα πολυμερή σε απλούστερα μονομερή. Λόγω του χαμηλού pH του διαλύματος, αρκετές ενώσεις όπως τα βαρέα μέταλλα τείνουν να παρουσιάζουν αυξημένη διαλυτότητα. Αποτέλεσμα αυτών των διεργασιών είναι να αυξάνεται η περιεκτικότητα σε πτητικά οξέα καθώς και σε βαρέα μέταλλα (Ahmadian et al., 2013). Οι συγκεντρώσεις COD και BOD μαζί με την αναλογία BOD:COD καταγράφουν τις μέγιστες τιμές τους. Η συγκέντρωση αμμωνίας

αποτελεί αυξανόμενο ποσοστό του συνολικού αζώτου σε αυτή τη φάση αναερόβιου οξέος (Christensen et al., 2001).

Στην αρχική μεθανογόνο φάση, τα συσσωρευμένα οξέα από την όξινη φάση μετατρέπονται σε μεθάνιο και διοξείδιο του άνθρακα από μεθανογόνα βακτήρια , αυξάνοντας τον ρυθμό παραγωγής μεθανίου. Το pH του διαλύματος αυξάνεται καθώς καταναλώνονται οξέα που δημιουργούνται στην προηγούμενη φάση. Η μείωση των συγκεντρώσεων COD και BOD και μείωση του λόγου BOD:COD μπορεί να παρατηρηθεί λόγω αποσύνθεσης οργανικής ύλης. Τα επίπεδα αζώτου αμμωνίας αποτελούν πλέον την πλειοψηφία της συνολικής περιεκτικότητας σε άζωτο στο διάλυμα της μεθανογόνου φάσης.

Η σταθεροποιημένη μεθανογενής φάση είναι η τέταρτη φάση όπου πραγματοποιείται υδρόλυση πολυμερών ουσιών (κυτταρίνη και ημικυτταρίνη) που ελέγχουν την παραγωγή μεθανίου (Joshi and Pant, 2018). Οι τιμές του pH των αποβλήτων υγειονομικής ταφής αυξάνονται με τη γήρανση των χώρων υγειονομικής ταφής λόγω της κατανάλωσης παραγόμενων οξέων. Η αναλογία BOD:COD μειώνεται σημαντικά με τη μείωση της οργανικής ύλης στο διήθημα (Chen, 1996 , Kjeldsen et al., 2002). Οι διαδικασίες υδρόλυσης και ζύμωσης των πρωτεϊνών που υπάρχουν στα απόβλητα ευθύνονται για υψηλό αμμώνιο-N σε σταθεροποιημένους παλιούς χώρους υγειονομικής ταφής. Χαμηλές συγκεντρώσεις βαρέων μετάλλων μπορούν να παρατηρηθούν όπου συνθήκες υψηλού pH προκαλούν την καθίζηση βαρέων μετάλλων (Kjeldsen et al., 2002 , Libra et al., 2011). Η μεθανογενής φάση θα συνεχιστεί για πολύ μεγάλο χρονικό διάστημα που κυμαίνεται από χρόνια έως δεκαετίες.

Η τελική χουμική φάση της αποσύνθεσης είναι μια αναερόβια φάση στην οποία οργανικά συστατικά που περιλαμβάνουν πρωτεΐνες, λιπίδια και υδατάνθρακες τελικά διασπώνται σε χουμικά και φουλβικά κλάσματα. Χαρακτηριστικές λειτουργικές ομάδες που έχουν άζωτο (N) και θείο (S) υπάρχουν σε χουμικά κλάσματα. Το παλιό διάλυμα σε αυτή τη φάση είναι γνωστό ότι έχει συγκριτικά πολύπλοκες δομές (Kulikowska and Klimiuk, 2008 , Calace et al., 2001).



Εικόνα 7: Διαδικασία βιολογικής αποσύνθεσης σε χώρο υγειονομικής ταφής (Trankler et al, 2005)

2.3.4 Στραγγίσματα

Το διαστάλαγμα υγειονομικής ταφής είναι ένα μείγμα διηθημένου νερού της βροχής, νερού που παράγεται από τη βιοαποικοδόμηση των αποβλήτων και το εγγενές νερό στα απόβλητα, το οποίο περιέχει μεγάλες ποσότητες διαλυμένης οργανικής ύλης (DOM), άλατα, ιόντα βαρέων μετάλλων και άλλες οργανικές ενώσεις (π.χ. χλωριωμένα αλειφατικά, και φυτοφάρμακα) (Liu et al., 2015). Τα διασταλάγματα υγειονομικής ταφής είναι γενικά τοξικά, παρουσιάζοντας πιθανές απειλές για το περιβάλλον και τα οικοσυστήματα (Baderna et al. 2019). Η περιεχόμενη οργανική ύλη μπορεί να επηρεάσει τη μικροβιακή δραστηριότητα, να προκαλέσει ρύπανση της μεμβράνης, να μειώσει την ποιότητα των αποβλήτων της διαδικασίας πήξης, να αλληλεπιδράσει με οργανικούς μολυσματικούς παράγοντες και να αλλάξει τη μοίρα των βαρέων μετάλλων στη συμπεριφορά μεταφοράς, τη σταθερότητα και τη βιοδιαθεσιμότητα (Yang et al. 2019). Ερευνητικές μελέτες έχουν δείξει ότι το διάλυμα υγειονομικής ταφής αποτελείται από τέσσερις κύριες ομάδες χημικών ενώσεων και συγκεκριμένα:

- διαλυμένη οργανική ύλη (ολικός οργανικός άνθρακας-TOC, πτητικά λιπαρά οξέα (VFA), χουμικά και φουλβικά κλάσματα),
- ανόργανα συστατικά (ασβέστιο- Ca^{2+} , μαγνήσιο $-\text{Mg}^{2+}$, αμμώνιο- NH_4^+ , Σίδηρος- Fe^{2+} , Μαγγάνιο- Mn^{2+} , χλωριούχου- Cl^-),
- βαρέα μέταλλα (Αρσενικό-As, Mercury-Hg, Κάδμιο-Cd, Χρώμιο-Cr, Χαλκός-Cu, Μόλυβδος-Pb,) και

- ξενοβιοτικές οργανικές ενώσεις (XOCs-βενζόλιο, τολουόλιο, φαινόλες, χλωριωμένα αλειφατικά, φθαλικές ενώσεις) (Kjeldsen et al., 2002).

Η παραγωγή διαρροών απορριμμάτων μπορεί να ποικίλει ανάλογα με τον τύπο των αποβλήτων, το κλίμα, τις συνθήκες και τις επιφάνειες που καθιστούν δύσκολη την επεξεργασία σε ικανοποιητικό επίπεδο (Bhalla et al., 2012).

Η ετερογενής σύνθεση των αστικών αποβλήτων και η ταξινόμηση τους κατά μέγεθος τα κάνει να προσομοιάζουν σε μείγμα από χοντρή άμμο, χαλίκια και βότσαλα αναμεμειγμένα με οργανικές ουσίες. Η δομή αυτή σε συνάρτηση με τον εκάστοτε τρόπο λειτουργίας δυσκολεύει τη χρήση μαθηματικών μοντέλων για την περιγραφή της διακίνησης των στραγγισμάτων. Στην εικόνα 8 παρουσιάζεται διαγραμματικά η συμπεριφορά των στραγγισμάτων.

**Εικόνα 8: Κίνηση/Δημιουργία στραγγισμάτων
(Σκορδίλης, 2001)**

Η σύνθεση των στραγγισμάτων ποικίλλει σημαντικά μεταξύ των χώρων υγειονομικής ταφής, αλλά και μεταξύ διαφορετικών περιοχών του ίδιου ΧΥΤΑ (Tatsi et al., 2002). Μια τυπική σύσταση του στραγγίσματος παρουσιάζεται στον Πίνακα 2 (Tchobanoglous, 1977):

Πίνακας 2: Χημική σύσταση των στραγγισμάτων που παράγονται σε χώρους απόθεσης απορριμμάτων

| Χημική παράμετρος | Εύρος κύμανσης (mg/L) | Τυπική τιμή (mg/L) |
|---------------------------------------|-----------------------|--------------------|
| BOD ₅ | 2.000-30.000 | 10.000 |
| COD | 3.000-45.000 | 18.000 |
| TDS (συνολικά διαλυμένα στερεά) | 200-1.000 | 500 |
| TOC (ολικός οργανικός άνθρακας) | 1.500-20.000 | 6.000 |
| pH | 5,3-8,5 | 6 |
| Αλκαλικότητα ως CaCO ₃ | 1.000-10.000 | 3.000 |
| Ολική σκληρότητα ως CaCO ₃ | 300-10.000 | 3.500 |
| Οργανικό άζωτο | 10-600 | 200 |
| Αμμωνία | 10-800 | 200 |
| Νιτρικά | 5-40 | 25 |
| Ολικός φωσφόρος | 1-70 | 30 |
| Ορθοφώσφορος | 1-50 | 20 |
| Ολικός σίδηρος | 50-600 | 60 |
| Ασβέστιο | 200-3.000 | 1.000 |
| Μαγνήσιο | 50-1.500 | 250 |
| Κάλιο | 200-2.000 | 300 |
| Νάτριο | 200-2.000 | 500 |
| Χλώριο | 100-3.000 | 500 |
| Θειικά | 100-1.500 | 300 |

Η σύνθεση των στραγγισμάτων εξαρτάται σημαντικά από τη σύνθεση των αποβλήτων, την ηλικία των χώρων υγειονομικής ταφής/αποβλήτων, τις χωρικές διακυμάνσεις και τη φύση της τεχνολογίας υγειονομικής ταφής, (Kjeldsen et al., 2002). Η ηλικία υγειονομικής ταφής γίνεται καθοριστικός παράγοντας στη σύνθεση των αποβλήτων λόγω της φάσης αποικοδόμησης που διέρχεται το υγρό αποστράγγιση

Η τιμή του λόγου BOD₅/COD εκλαμβάνεται ως ένδειξη της ηλικίας και βιοαποδομητικότητας των διασταλαγμάτων, κυμαίνεται δε συνήθως στην περιοχή 0,05- 0,8. Βάσει του λόγου BOD₅/COD, οι Amokrane, et al. (1997) διακρίνουν τρεις τύπους διασταλαγμάτων όπως φαίνεται στον Πίνακα 3:

Πίνακας 3: Σύνδεση μεταξύ χαρακτηριστικών στραγγίσματος ΧΥΤΑ, ηλικίας ΧΥΤΑ και απόδοσης μεθόδων επεξεργασίας
(Amokrane et al., 1997)

MSW Leachate Characteristic Composition

Specific Leachate Production: 180 – 200 gallon/acre/day

| | Young | Medium | Old |
|--------------------------------|-------------------|---------------------|------------------|
| Age (yr) | <1 | 1-5 | >5 |
| pH | <6.5 | 6.5-7.5 | >7.5 |
| COD (mg/l) | >15,000 | 3,000-15,000 | <3,000 |
| BOD₅ /COD | 0.5-1.0 | 0.1-0.5 | <0.1 |
| TOC/COD | <0.3 | 0.3-0.5 | >0.5 |
| NH₃-N (mg/l) | <400 | 400 | >400 |
| Metals (mg/l) | >2.0 | <2.0 | <2.0 |
| Organic Compounds | 80% VFA | 5-30% VFA, HA, FA | HA, FA |

(VFA – Volatile Fatty Acid, HA – Humic Acid, FA – Fulvic Acid)

2.3.4.1 Παραγωγή και διαχείριση Στραγγισμάτων σε ΧΥΤΑ

Παραγωγή

Η παραγωγή των στραγγισμάτων από ένα ΧΥΤΑ αποτελεί ένα σημαντικό περιβαλλοντικό ζήτημα. Ο κύριος παράγοντας δημιουργίας στραγγισμάτων είναι το επιφανειακό νερό που εισέρχεται στο κύτταρο από βροχοπτώσεις, αλλά και η υγρασία που περιέχεται στα ίδια τα απορρίμματα (ΑΣΑ) όπως και η βιολογική αποικοδόμηση. Διάφορα μαθηματικά μοντέλα έχουν αναπτυχθεί τα οποία επιχειρούν να προβλέψουν την παραγωγή στραγγισμάτων από τη γνώση βασικών υδρολογικών παραγόντων (Lema et al., 1988). Η ποσότητα, η ποιότητα και ο ρυθμός με τον οποίο παράγονται τα στραγγίσματα εξαρτώνται από τους παρακάτω παράγοντες: ατμοσφαιρικές κατακρημνίσεις (ένταση, συχνότητα και διάρκεια των βροχοπτώσεων), ποιότητα του υλικού επικάλυψης, γεωμορφολογία της τοποθεσίας, προεπεξεργασία, βάθος, πυκνότητα και υγρασία απορριμμάτων, διείσδυση υπόγειου και επιφανειακού νερού και παραγωγή αερίων.

Τα στραγγίσματα αυξάνονται με χαμηλό ρυθμό όσο αυξάνεται ο όγκος των απορριμμάτων στο ΧΥΤΑ και όσο μεγαλύτερη επιφάνεια μένει εκτεθειμένη στα ατμοσφαιρικά κατακρημνίσματα. Μέγιστη παραγωγή στραγγισμάτων παρουσιάζεται λίγο πριν το τέλος λειτουργίας του και ακόμα μια σημαντική πτώση παρατηρείται με την τοποθέτηση του τελικού καλύμματος. Ο υπολογισμός των παραγόμενων στραγγισμάτων γίνεται με την εκπόνηση του υδατικού ισοζυγίου. Για τον υπολογισμό του υδατικού ισοζυγίου προστίθενται όλες οι ποσότητες νερού που εισρέουν στον απορριμματικό όγκο και αφαιρούνται οι ποσότητες νερού που καταναλώνονται στις βιολογικές διεργασίες καθώς και οι ποσότητες που εξέρχονται ως ατμός, συμπεριλαμβανομένης της αρχικής υγρασίας και της αποθηκευτικής ικανότητας υγρασίας των απορριμμάτων. Η ποσότητα των στραγγισμάτων προκύπτει ως η υπέρβαση της ικανότητας των απορριμμάτων για κατακράτηση υγρασίας. Πηγές εισερχόμενου νερού είναι η βροχόπτωση, οι επιφανειακές απορροές, τα υπόγεια ύδατα (ανάλογα με την στάθμη του υδροφόρου ορίζοντα) και τα επεξεργασμένα στραγγίσματα από την ανακυκλοφορία. Ωστόσο, δεν συμβάλλει όλη η ποσότητα του νερού που έρχεται σε επαφή με την ενεργό επιφάνεια διάθεσης στην παραγωγή στραγγισμάτων. Μέρος της απορρέει επιφανειακά, ανάλογα με το είδος της επικάλυψης, ενώ άλλο μέρος απομακρύνεται με την εξατμισοδιαπνοή. Η υπόλοιπη ποσότητα κατεισδύει στο εσωτερικό του απορριμματικού όγκου, όπου κατακρατείται από τα απορρίμματα (ή και το επιφανειακό εδαφικό υλικό) μέχρι να εξαντληθεί η αποθηκευτική ικανότητα τους. Όταν τα απορρίμματα κορεσθούν σε υγρασία, η κάθε επιπλέον ποσότητα νερού μεταβάλλεται σε στράγγισμα. (Tchobanoglous et al., 1993). Η εξίσωση του υδατικού ισοζυγίου που χρησιμοποιείται ευρέως κατά τη διαχείριση ενός ΧΥΤΑ, είναι:

$$LT = (P + SD - Q) - ET + UD - (\Delta S_s + \Delta S_w) - WD$$

$$LT = (P - Q) - ET - \Delta S_s$$

LT : υδατικό ισοζύγιο

P: μηνιαία βροχόπτωση

SD: εισροή νερού από την ευρύτερη υδρολογική λεκάνη του ΧΥΤΑ

Q: επιφανειακή απορροή (από την επιφάνεια του ΧΥΤΑ)

ET: πραγματική εξατμισοδιαπνοή

UD: εισροή υπόγειων υδάτων

ΔSs: Το ποσοστό που θα διαπεράσει το υλικό επικάλυψης και θα φτάσει στη μάζα των απορριμμάτων

ΔSw: η αποθηκευτική ικανότητα των απορριμμάτων

WD: κατανάλωση νερού λόγω αποσύνθεσης των απορριμμάτων και παραγωγής βιοαερίου

Η εξατμισοδιαπνοή παριστά το μέρος της βροχόπτωσης ή της υγρασίας του εδάφους που χάνεται λόγω εξάτμισης από το έδαφος ή λόγω της διαπνοής των φυτών. Η διορθωμένη τιμή της δυναμικής εξατμισοδιαπνοής υπολογίζεται σύμφωνα με την εμπειρική σχέση του Thornthwaite:

$$ETP = PE = (PE)_x \times \frac{DT}{360} \left(\frac{mm}{month} \right)$$

PE = διορθωμένη τιμή της δυναμικής εξατμισοδιαπνοής, (mm/μήνα)

(PE)_x = μέση τιμή της δυναμικής εξατμισοδιαπνοής = $16 \times \left(\frac{10xT}{J} \right)^{\alpha}$ (mm/μήνα)

T = Η μέση μηνιαία θερμοκρασία (°C) σύμφωνα με τα δεδομένα,

J = Ο ετήσιος δείκτης θερμότητας, όπου $\sum_{i=1}^{12} J_i$

J_i = Ο μηνιαίος δείκτης θερμότητας, $0,09 \times \sqrt{T_i}$ και

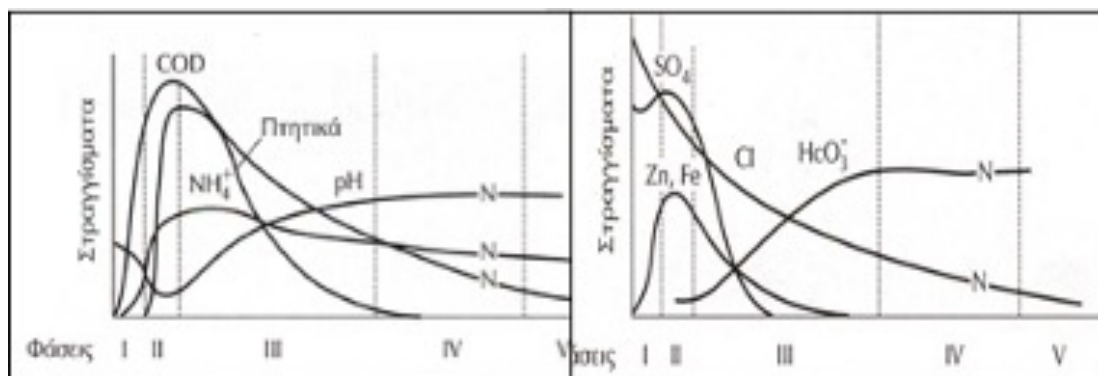
$\alpha = 0,016 \times J + 0,5$

$$\frac{DT}{360} = 0,1217 \times P$$

P = Ποσοστό ωρών ημέρας του συγκεκριμένου μήνα ανά έτος

Γενικά, τα στραγγίσματα χαρακτηρίζονται από ποικιλία ενώσεων, επομένως χαρακτηρίζονται από παραμέτρους, συμπεριλαμβανομένης της ζήτησης χημικού οξυγόνου (COD), του συνολικού οργανικού άνθρακα (TOC), της βιοχημικής ζήτησης οξυγόνου (BOD), των αιωρούμενων στερεών, του pH, της αμμωνίας (NH₄ + -N) και των συγκεντρώσεων βαρέων μετάλλων. Οι αναλογίες BOD₅/COD και COD/TOC είναι τυπικοί δείκτες για τη βιοδιασπασιμότητα οργανικών ενώσεων και την οξειδωμένη κατάσταση οργανικού άνθρακα. Η ποιότητα τους ποικίλλει και επηρεάζεται από διάφορους παράγοντες, όπως ο τύπος των αποβλήτων, οι συνθήκες λειτουργίας, το κλίμα, η υδρογεωλογία και η ηλικία των χωματερών (Dabaghian et al., 2018). Τα χαρακτηριστικά των στραγγισμάτων παρουσιάζουν

σημαντικές διαφορές λόγω διαφοροποιήσεων στη σύνθεση των απορριμμάτων και της περιεκτικότητας σε υγρασία, καθώς και εποχιακούς παράγοντες όπως η θερμοκρασία και η βροχόπτωση (Costa et al., 2019). Οι φυσικοχημικοί παράμετροι που τα χαρακτηρίζουν εξελίσσονται εντός ενός κυτάρου γιατί συμμετέχουν στις διάφορες φάσεις αποικοδόμησης. Λόγω της βιοαποικοδομήσιμης φύσης τους, οι οργανικές ενώσεις μειώνονται ταχύτερα από τις ανόργανες με την αύξηση της ηλικίας των στραγγισμάτων. (Banar et al., 2006). Η εξέλιξη ανάπτυξης των στραγγισμάτων και των φυσικοχημικών παραμέτρων τους, σε ένα Χώρο Υγειονομικής Ταφής Απορριμμάτων καθώς λαμβάνουν χώρα διάφορες φάσεις αποικοδόμησης παρουσιάζεατι στην Εικ. 9



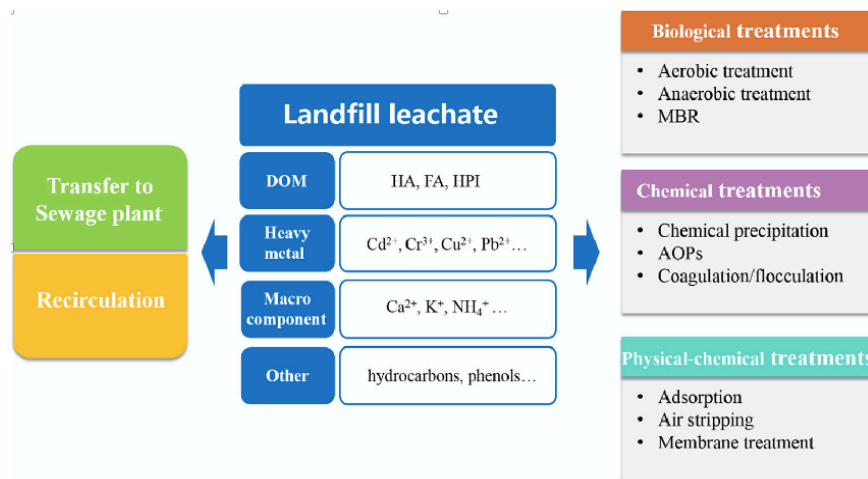
Εικόνα 9: Διαχρονική εξέλιξη συγκεντρώσεων παραμέτρων ΧΥΤΑ
(Βιδάλη, 2011)

Διαχείριση Στραγγισμάτων σε ΧΥΤΑ

Οι μέθοδοι επεξεργασίας στραγγισμάτων ταξινομούνται σε συμβατικές μεθόδους (δηλαδή ανακυκλοφορία σε χώρους υγειονομικής ταφής και μεταφορά σε εγκαταστάσεις λυμάτων) σε βιολογικές επεξεργασίες (π.χ. διεργασίες αντιδραστήρα ενεργού ιλύος και ρευστοποιημένης κλίνης), χημικές επεξεργασίες (π.χ. διεργασία Fenton, χημική καθίζηση) και φυσικοχημικές επεξεργασίες (π.χ. διαδικασίες προσρόφησης και μεμβράνης). Ωστόσο, συνήθως απαιτείται αντιστάθμιση μεταξύ της απόδοσης της επεξεργασίας και του κόστους που σχετίζεται με αυτές τις τεχνικές. Η εμπειριστατωμένη κατανόηση της σύνθεσης του στραγγίσματος και των χαρακτηριστικών παραλλαγής και υποβάθμισής του είναι σημαντική για την επεξεργασία των αποβλήτων. Οι παράγοντες που λαμβάνονται υπόψη κατά την εφαρμογή τεχνολογιών για την επεξεργασία των

στραγγισμάτων είναι: (Abbas et al., 2009, Schiopu and Gavrilescu, 2010, Townsend et al., 2015)

- Σύνθεση, ιδιότητες και όγκος των αποβλήτων
- Ανάγκη αποθήκευσης στραγγισμάτων
- Απαιτήσεις τοπικών προτύπων νερού για απόρριψη
- Τεχνική αξία, ευκολία εφαρμογής και αποδοτικότητα κόστους των τεχνολογιών



Εικόνα 10: Τεχνικές που εφαρμόζονται για την επεξεργασία των υγρών αποβλήτων σε χώρους υγειονομικής ταφής (Teng et al., 2021)

Συμβατικές επεξεργασίες

Οι παραδοσιακές τεχνικές για την επεξεργασία των αποβλήτων σε χώρους υγειονομικής ταφής είναι η ανακυκλοφορία και η μεταφορά σε εγκαταστάσεις λυμάτων. Η ανακυκλοφορία των απορριμμάτων υγειονομικής ταφής έχει χρησιμοποιηθεί ευρέως τις προηγούμενες δεκαετίες λόγω της ευκολίας και του χαμηλού λειτουργικού κόστους. Η συχνότητα και ο όγκος ανακυκλοφορίας είναι οι βασικοί παράγοντες που επηρεάζουν την αποτελεσματικότητα αυτού του συστήματος. Ωστόσο, πολλαπλοί κύκλοι επανακυκλοφορίας μπορεί να οδηγήσουν στη συσσώρευση δυσκολοδιασπάσιμων ουσιών στο διάλυμα υγειονομικής ταφής, επηρεάζοντας τη σταθερότητα του συστήματος υγειονομικής ταφής και αυξάνοντας τη δυσκολία της επακόλουθης επεξεργασίας διαρρών χωματερών (Chugh et al., 2016). Η μεταφορά των αποβλήτων υγειονομικής ταφής σε εγκαταστάσεις λυμάτων για συνεπεξεργασία συνεπάγεται βιολογική και

χημική επεξεργασία ανάλογα με την εγκατάσταση επεξεργασίας λυμάτων που λαμβάνει το διάλυμα υγειονομικής ταφής.

Ωστόσο, η συν-επεξεργασία των στραγγισμάτων έχει περιορισμούς λόγω του υψηλού φορτίου μολυσματικών ουσιών, των οργανικών με χαμηλή βιοδιασπασιμότητα και της παρουσίας βαρέων μετάλλων (Quasim and Chiang, 1994, Booth et al., 1996, Çeçen and Aktaş, 2004), που μπορεί να οδηγήσουν σε μείωση στην απόδοση της μονάδας επεξεργασίας λυμάτων.

Βιολογική επεξεργασία

Η βιολογική επεξεργασία των στραγγισμάτων υγειονομικής ταφής χρησιμοποιείται ευρέως λόγω της αξιοπιστίας, της απλότητας, της υψηλής αποδοτικότητας κόστους και της αποτελεσματικότητάς της στην απομάκρυνση οργανικών ενώσεων.

Οι βιολογικές διεργασίες ταξινομούνται σε διεργασίες με: αερισμό (αερόβιο, αναερόβιο ή συνδυασμένο), μέσα (ενεργή ιλύ, βιοφίλμ ή υβρίδιο) ή τύπο αντιδραστήρα (αντιδραστήρας συνεχούς ροής αναδευόμενης δεξαμενής, αντιδραστήρα παρτίδας αλληλουχίας κλπ) (Metcalf & Eddy , 2014).

Ωστόσο, ένας σημαντικός αριθμός δυσδιάλυτων ειδών παραμένει στα στραγγίσματα. Επιπλέον, οργανικά, ανόργανα άλατα και μέταλλα έχουν βρεθεί ότι έχουν ανασταλτικές επιδράσεις στην ενεργό λάσπη (Gotvajni et al., 2009). Επομένως, η αποτελεσματικότητα της βιολογικής επεξεργασίας εξαρτάται σε μεγάλο βαθμό από τον τύπο και τη σύνθεση του υγρού υγειονομικής ταφής. Κατά συνέπεια, συνήθως επιλέγονται βιολογικές επεξεργασίες για την διαχείριση φρέσκων στραγγισμάτων με υψηλή βιοδιασπασιμότητα . Η διαδικασία της ενεργοποιημένης ιλύος έχει αναφερθεί ότι αφαιρεί έως και 52,5% COD από τα διαλύματα υγειονομικής ταφής με αναλογία BOD 5 /COD ίσο με 0,17 (Setiadi and Fairus, 2003). Ωστόσο, η διαδικασία της ενεργοποιημένης ιλύος μπορεί να παράγει μεγάλες ποσότητες λάσπης.

Οι αυτόνομες βιολογικές θεραπείες γενικά αποτυγχάνουν να πληρούν τα πρότυπα απαλλαγής λόγω της αναποτελεσματικότητάς τους στην υποβάθμιση των βιο-δυσκολοδιασπασίμων οργανικών. Για να ξεπεραστεί αυτός ο περιορισμός, οι βιολογικές θεραπείες συχνά συνδυάζονται με φυσικοχημικές διεργασίες . Η ενσωμάτωση των διαδικασιών απομάκρυνσης αέρα, MBR και νανοδιήθησης (NF) μπορεί να παρέχει εξαιρετικά αποτελεσματική επεξεργασία

στραγγισμάτων σε χώρους υγειονομικής ταφής, με αποτέλεσμα τη συνολική μείωση του COD, της αμμωνίας, του χρώματος και της τοξικότητας κατά περίπου 88, 95, 100 και 100%, αντίστοιχα (Amaral *et al.*, 2016).

Πρόσφατα, η τεχνολογία MBR έχει αναδειχθεί ως μια πολλά υποσχόμενη μέθοδος για την επεξεργασία των υγρών υγειονομικής ταφής, χρησιμοποιώντας ένα συνδυασμό διαδικασιών διαχωρισμού μεμβρανών και βιοαποικοδόμησης. Το MBR έχει πολλά πλεονεκτήματα στην επεξεργασία των αποβλήτων υγειονομικής ταφής, όπως η απόκτηση υψηλής ποιότητας των εκροών, η υψηλή σταθερότητα της διαδικασίας, οι χαμηλές περιβαλλοντικές επιπτώσεις, η αυξημένη κατακράτηση μικτής βιομάζας αιωρούμενων στερεών υγρών και η χαμηλή παραγωγή ιλύος. Το MBR έχει προσαρμοστεί για την επεξεργασία των στραγγισμάτων υγειονομικής ταφής, με αποτέλεσμα μια μεγάλη διακύμανση της αποτελεσματικότητας απομάκρυνσης COD, που κυμαίνεται από 23-90% ανάλογα με την ηλικία και τις συνθήκες λειτουργίας των χώρων υγειονομικής ταφής (Ahmed and Lan, 2012). Σε σύγκριση με τις συμβατικές διαδικασίες ενεργοποιημένης ιλύος, το MBR έχει υψηλότερο ρυθμό φόρτωσης και υψηλότερη απόδοση αφαίρεσης COD σε μικρότερο χρόνο υδραυλικής κατακράτησης.

Χημικές επεξεργασίες

Χημική Καταβύθιση: Η μέθοδος στηρίζεται στη συσσωμάτωση και κροκίδωση των κολλοειδών σωματιδίων που υπάρχουν αρχικά ή δημιουργούνται κατά την επεξεργασία.

Αρκετές μέθοδοι έχουν δοκιμαστεί για τη χημική καθίζηση των συστατικών των στραγγισμάτων και περιλαμβάνουν επεξεργασία με υδροξείδιο του ασβεστίου $\text{Ca}(\text{OH})_2$, θειικό αργίλιο $\text{Al}_2(\text{SO}_4)$, χλωριούχο σίδηρο FeCl_3 , θειούχο νάτριο Na_2S και θειικό σίδηρο FeSO_4 . Κατά τη διάρκεια της κατακρήμνισης κύριος στόχος είναι η απομάκρυνση των βαρέων μετάλλων καθώς και ενός μέρους των οργανικών καθώς επηρεάζουν αρνητικά την βιολογική επεξεργασία των στραγγισμάτων υγειονομικής ταφής (Li *et al.*, 2012). Η χημική κατακρήμνιση έχει εφαρμοστεί εκτενώς για την επεξεργασία των υγρών υγειονομικής ταφής λόγω της υψηλής ικανότητας, της απλότητας και του χαμηλού οικονομικού κόστους. (Altinbas *et al.*, 2002). Ωστόσο, αυτή η τεχνική έχει κάποια προφανή μειονεκτήματα που περιορίζουν την πρακτική εφαρμογή της: (1) χαμηλή

απόδοση αφαίρεσης COD. (2) εξάρτηση από υψηλό pH. (3) την απαίτηση για μεγάλους όγκους ιζημάτων και (4) παραγωγή υπερβολικών ποσοτήτων λάσπης. Ωστόσο, η επαναχρησιμοποίηση της λάσπης και η ανάπτυξη νέων παραγόντων καθίζησης είναι πολύτιμες ερευνητικές κατευθύνσεις που μπορούν να αντιμετωπίσουν αυτούς τους περιορισμούς.

Προηγμένες διαδικασίες οξείδωσης (AOP) / Χημική Οξείδωση: Οι Προηγμένες Διεργασίες Οξείδωσης (Advanced Oxidation Processes, AOPs) είναι καινοτόμες χημικές οξειδωτικές τεχνικές που χρησιμοποιούνται στην επεξεργασία αστικών και βιομηχανικών υγρών αποβλήτων. Η εφαρμογή τους αποσκοπεί στην οξείδωση οργανικών και ανόργανων ρύπων. Σκοπός της χημικής οξείδωσης είναι η μετατροπή των ρύπων των στραγγισμάτων σε αδιάλυτους, ή η αεριοποίησή τους, ή η σταθεροποίησή τους σε σχετικά αβλαβή συστατικά. Αυτά περιλαμβάνουν την υγρή οξείδωση, την επεξεργασία με όζον, και την επεξεργασία με υπεροξείδιο. Στην κατηγορία αυτή συμπεριλαμβάνονται και οι Προχωρημένες Μέθοδοι Οξείδωσης (Advanced Oxidation Processes, AOPs) οι οποίες βασίζονται στον σχηματισμό εξαιρετικά δραστικών ελεύθερων ριζών, κυρίως $\cdot\text{OH}$.

Οι προηγμένες διεργασίες οξείδωσης βασίζονται στην επί τόπου (in situ) παραγωγή διαφόρων δραστικών οξειδωτικών χημικών ειδών, όπως είναι οι ρίζες υδροξυλίου $\cdot\text{OH}$, ενώ έχουν την δυνατότητα να οξειδώσουν σχεδόν τις περισσότερες οργανικές ενώσεις οι οποίες βρίσκονται διαλυμένες στην υδατική φάση. Συνεπώς, η μη επιλεκτική αντίδραση των διαφόρων οργανικών ρύπων με τα in situ σχηματιζόμενα οξειδωτικά χημικά είδη οδηγεί σε γρήγορη και αποτελεσματικότερη μετατροπή (οξείδωση) των οργανικών ρύπων σε διάφορα προϊόντα μετασχηματισμού μικρότερου μοριακού βάρους, ενώ κάτω από κατάλληλες συνθήκες, μπορεί να οδηγήσει στην πλήρη οξείδωση (ανοργανοποίηση) των διαλυμένων οργανικών ρύπων. Η χρήση βιολογικών διαδικασιών προεπεξεργασίας για την απομάκρυνση της βιοαποικοδομήσιμης οργανικής ύλης μπορεί να ακολουθηθεί από AOPs για την αφαίρεση δυσκολοδιασπάσιμων οργανικών ουσιών (Gautam et al., 2019).

Φυσική/ Χημική Επεξεργασία

Πήξη-Κροκίδωση: Η διαδικασία πήξης/κροκίδωσης είναι μια απλή φυσικοχημική τεχνική που μεταφέρει ρύπους από υγρή σε στερεή φάση με τη μορφή λάσπης, η οποία έχει χρησιμοποιηθεί συχνά για προεπεξεργασία υγρών υγειονομικής ταφής. Ωστόσο, η θεραπεία πήξης/κροκίδωσης έχει κάποια μειονεκτήματα. Για παράδειγμα, η χρήση συμβατικών συστημάτων πήξης δημιουργεί υπερβολική ιλύ και προκαλεί αύξηση των συγκεντρώσεων διαλυτού σιδήρου και αλουμινίου. (De et al., 2019). Τα κροκιδωτικά ηλεκτροπηκτικά μπορούν να ξεπεράσουν τα μειονεκτήματα των παραδοσιακών κροκιδωτικών, καθιστώντας τη μέθοδο αυτή μια πολύτιμη δυνητική τεχνολογία επεξεργασίας, ιδιαίτερα στα σταθεροποιημένα στραγγίσματα (Βλυσίδης et al., 2018).

Η διαδικασία πήξης/κροκίδωσης μπορεί να απομακρύνει αποτελεσματικά οργανικούς ρύπους και βαρέα μέταλλα, αλλά έχει αμελητέα ποσοστά απομάκρυνσης του $\text{NH}_4^+ -\text{N}$. Τα $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, FeSO_4 , FeCl_3 και $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ χρησιμοποιούνται συνήθως πηκτικά. Γενικά, τα άλατα σιδήρου είναι πιο αποτελεσματικά από τα άλατα αλουμινίου λόγω της αδιαλυτότητας των αλάτων ιόντων σιδήρου σε ευρύτερο εύρος pH (Moradi and Ghanbari, 2014).

Η ηλεκτροπηξία έχει χρησιμοποιηθεί για την επεξεργασία των υγρών υγειονομικής ταφής μέσω της παραγωγής ιόντων μετάλλου επί τόπου με ηλεκτρολυτική οξείδωση. Τα μεταλλικά ιόντα που παράγονται μπορούν να παράγουν πολυμερή υδροξείδια που χρησιμεύουν ως πηκτικά, τα οποία μπορούν να καταστρέψουν τη σταθερότητα των κολλοειδών για να σχηματίσουν κροκίδες ικανές για καταβύθιση και καθίζηση (Xu et al., 2020). Η αποδοτικότητα αφαίρεσης του COD μπορεί να κυμαίνεται από 17% έως 70% υπό διαφορετικές συνθήκες λειτουργίας (Fernandes et al., 2015). Σε σύγκριση με την παραδοσιακή διαδικασία πήξης/κροκίδωσης, η ηλεκτροπηξία δημιουργεί χαμηλούς όγκους ιλύος.

Επίπλευση: χρησιμοποιείται ευρέως και επικεντρώνεται στη μείωση των κολλοειδών, ιόντων, μακρομορίων, μικροοργανισμών και ινών (Rubio et al., 2002)

Ωστόσο, μέχρι σήμερα, πολύ λίγες μελέτες έχουν πραγματοποιηθεί στην εφαρμογή της επίπλευσης για την επεξεργασία των στραγγισμάτων υγειονομικής ταφής. Οι Zouboulis et al. ερεύνησαν την απομάκρυνση υπολειμματικών χουμικών οξέων (μη βιοαποικοδομήσιμες ενώσεις) από προσομοιωμένα

διαλύματα στραγγισμάτων υγειονομικής ταφής. Υπό βελτιστοποιημένες συνθήκες, επετεύχθη σχεδόν 60% απομάκρυνση χουμικών οξέων. (Zouboulis et al, 2003)

Προσρόφηση: Η διαδικασία προσρόφησης θεωρείται ως μία από τις πιο αποτελεσματικές και πολλά υποσχόμενες προσεγγίσεις για την απομάκρυνση οργανικών ουσιών στα στραγγίσματα υγειονομικής ταφής. Η επεξεργασία γίνεται με μεταφορά μάζας ενός συστατικού, από την υγρή φάση στην επιφάνεια ενός πορώδους στερεού. Προσροφητικά με μεγάλη επιφάνεια, μικροπορώδη δομή, αντιδραστικότητα επιφάνειας και θερμοσταθερότητα έχουν χρησιμοποιηθεί για την επεξεργασία των διαρροών απορριμμάτων. Ο ενεργός άνθρακας (AC) είναι τα πιο συχνά χρησιμοποιούμενα απορροφητικά. (Tareq, Azam, & Akter, 2019). Τα ποσοστά απομάκρυνσης είναι από 50-70% για COD και N(NH₄) (Amokrane et al., 1997). Η προσρόφηση συνήθως συνδυάζεται με άλλες φυσικοχημικές μεθόδους όπως πήξη, οζονισμό και διαδικασίες Fenton, Χρησιμοποιώντας συνδυασμένη επεξεργασία προσρόφησης όζοντος -AC, τα υψηλότερα ποσοστά απομάκρυνσης για COD και NH₄ + -N ήταν 86% και 92%, αντίστοιχα (Kurniawan et al., 2006). Ένας συνδυασμός πήξης και προσρόφησης έχει εφαρμοστεί επιτυχάνοντας ποσοστό αφαίρεσης COD 80% υπό βέλτιστες συνθήκες (Papastavrou et al., 2009). Τα κύρια μειονεκτήματα της απορρόφησης με ενεργό άνθρακα περιλαμβάνουν την απαίτηση για του προσροφητικού υλικού. Ως εκ τούτου, η εύρεση ενός χαμηλού κόστους και αποτελεσματικού προσροφητικού έχει προσελκύσει μεγάλη προσοχή της έρευνας. Ο ζεόλιθος έχει επίσης εφαρμοστεί ως προσροφητικό μέσο με ποσοστά αφαίρεσης COD 30% (Poblete et al., 2019) και πρόσφατα, το biochar (υποκατάστατο του ενεργού άνθρακα). Το ενεργοποιημένο biochar με φωσφορικό οξύ, που παρασκευάζεται από φλοιό ρυζιού έχει χρησιμοποιηθεί επιτυχώς για την επεξεργασία των στραγγισμάτων υγειονομικής ταφής, με αποτέλεσμα περίπου 80% απομάκρυνση του COD (Luo et al., 2019).

Απογύμνωση αερίου: Μεταφορά μιας πτητικής ουσίας, όπως οξυγόνο, διοξείδιο του άνθρακα, αμμωνία και πτητικές οργανικές ενώσεις (VOCs), από την υγρή στην αέρια φάση μέσω διαβίβασης αέρα σε τυρβώδες ρεύμα υγρού (Artiola, 2019). Η διαδικασία απογύμνωσης αέρα χρησιμοποιείται ευρέως ως προεπεξεργασία για την απομάκρυνση του NH₄ + -N, μεταφέροντας το NH₄ + -

N από την υδατική φάση στον αέρα στην κατάσταση NH_3 που απορροφάται είτε από H_2SO_4 είτε από HCl (Renou et al., 2008). Η απογύμνωση αέριου μπορεί να επιτύχει απομάκρυνση $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 85-95% με αρχικές συγκεντρώσεις που κυμαίνονται από 220 έως 3260 m/L (Bonmati and Flotats, 2003). 51,5% COD, 74,6% BOD 5 και 97,6% $\text{NH}_3 - \text{N}$ απομακρύνθηκαν με απογύμνωση αέριου εντός 36 ωρών από τον βέλτιστο χρόνο κατακράτησης ακολουθούμενη από οξείδωση Fenton και ενισχυμένη πήξη (De et al., 2019).

Διήθηση: Εξαναγκασμός του υγρού να διέλθει μέσα από διηθητικό μέσο, το πορώδες του οποίου καθορίζει τις διαστάσεις των σωματιδίων που κατακρατούνται. Σε αυτήν την κατηγορία ανήκει και ο διαχωρισμός με ημι-μεμβράνες, όπως μικροδιήθηση (MF), υπερδιήθηση (UF), νανοδιήθηση (NF) και αντίστροφη όσμωση (Teng et al, 2021, Βλυσίδης et al., 2018). Οι τεχνικές που βασίζονται σε μεμβράνες παρουσιάζουν μερικά εξαιρετικά χαρακτηριστικά, όπως μικρή κατοχή περιοχών, φόρτωση μεγάλου όγκου, καλή ποιότητα αποβλήτων και ισχυρή ικανότητα απολύμανσης. Ως εκ τούτου, οι τεχνικές με βάση τη μεμβράνη θεωρούνται ως μια πολλά υποσχόμενη μέθοδος για την επεξεργασία στραγγισμάτων ΧΥΤΑ τις τελευταίες δεκαετίες. Η MF εφαρμόζεται τυπικά ως μονάδα προεπεξεργασίας για επεξεργασία στραγγισμάτων ΧΥΤΑ, για την εξάλειψη των κολλοειδών και των αιωρούμενων ουσιών με διαμέτρων που κυμαίνονται από 0,1 έως 1 μm . Η UF είναι αποτελεσματική για την αποβολή μακρομορίων και σωματιδίων με διάμετρο που κυμαίνεται από 2 nm έως 0,1 μm . Χρησιμοποιώντας αυτήν τη μέθοδο, τα ποσοστά αφαίρεσης COD κυμαίνονται από 10 έως 75% (Renou et al., 2008). Η UF εφαρμόζεται συνήθως ως προεπεξεργασία για RO για την απομάκρυνση των συστατικών μεγάλου μοριακού βάρους στα στραγγισμάτα ΧΥΤΑ. Η διαδικασία NF μπορεί να απομακρύνει αποτελεσματικά οργανικούς, ανόργανους και μικροβιακούς μολυσματικούς παράγοντες με μοριακή αποκοπή μεταξύ 200-2000 Da (Amaral et al., 2016). Οι διαδικασίες NF που ακολουθούνται από RO είναι πιο ενεργειακά αποδοτικές, καθώς και τα δύο στάδια μπορούν να λειτουργήσουν υπό συνθήκες χαμηλότερης πίεσης (Ramaswami et al., 2018).

Ως εκ τούτου, η διαδικασία RO φαίνεται να είναι η πιο ελπιδοφόρα μέθοδος επεξεργασίας διότι επιτυγχάνει διαχωρισμό και απομάκρυνση των ρύπων με τη χρήση ειδικών ημιπερατών μεμβρανών οι οποίες πρακτικά δεν επιτρέπουν τη

διέλευση των διαλυμένων συστατικών αλλά μόνο του διαλύτη (νερό). Η τροφοδοσία ρέει παράλληλα προς τη μεμβράνη ενώ το καθαρό νερό (διήθημα) περνά κάθετα μέσα από την μεμβράνη. (Chen *et al.*, 2020b). Ωστόσο, δύο ζητήματα έχουν εντοπιστεί και παραμένουν σήμερα, ως κύρια μειονεκτήματα για την εφαρμογή μεθόδων μεμβράνης με πίεση, και ιδιαίτερα RO, στην επεξεργασία των αποβλήτων σε υγειονομική ταφή: ρύπανση μεμβράνης (η οποία απαιτεί εκτεταμένο προεπεξεργασία ή χημικό καθαρισμό των μεμβρανών, έχει ως αποτέλεσμα τη σύντομη διάρκεια ζωής των μεμβρανών και μειώνει την παραγωγικότητα της διαδικασίας) και την παραγωγή μεγάλου όγκου συμπυκνώματος -άλμη- (το οποίο είναι άχρηστο και πρέπει να αποβληθεί ή να υποστεί περαιτέρω επεξεργασία). Στις αρχές της δεκαετίας του 1990, η σταθερή βελτίωση της τεχνολογίας της μεμβράνης και η προσπάθεια για υψηλές ανακτήσεις νερού κατά την επεξεργασία των διαρροών σε χώρους υγειονομικής ταφής οδήγησαν στην ανάπτυξη ενός συστήματος υψηλής πίεσης RO που λειτουργεί σε διαμεμβρανικές πιέσεις 120 και 200 bar. Μια προσαρμοσμένη διαδικασία επιτρέπει τη μείωση ορισμένων κλασμάτων ιζημάτων με ελεγχόμενη καθίζηση. Αυτό σημαίνει αύξηση της ανάκτησης διηθήματος από περίπου 80% σε 90% με συντελεστή συγκέντρωσης 10 και μείωση του όγκου συμπυκνώματος (Rautenbach *et al*, 2000)

Άλμη από αντίστροφη όσμωση

Η άλμη όπως αναφέρθηκε, προκύπτει από την διεργασία των αντίστροφων οσμώσεων και είναι το συμπύκνωμα, όπου συγκεντρώνονται όλα τα συστατικά των στραγγισμάτων μετά από το διαχωρισμό με επεξεργασία των μεμβρανών της αντίστροφης όσμωσης και αποτελεί συνήθως το υπόλοιπο 10-30% της αρχικής τροφοδοσίας. Η άλμη μπορεί να υποστεί διάφορους εναλλακτικούς τρόπους διάθεσης, όπως:

- i. καύση σε κατάλληλα εξοπλισμένα συστήματα για διάθεση υψηλά μολυσμένων ρευστών
- ii. στερεοποίηση-κρυσταλλοποίηση με διάφορα συνδετικά υλικά και επακόλουθη απόθεση στο ΧΥΤΑ
- iii. ελεγχόμενη διήθηση εντός του ΧΥΤΑ, με στόχο την βελτίωση της συμπεριφοράς του ως βιο-αντιδραστήρα .

Συχνότερα επιλέγεται η ελεγχόμενη διήθηση στο ΧΥΤΑ καθώς εμφανίζει πλεονεκτήματα από ενεργειακή (π.χ. η οργανική ύλη δεν αποπλένεται από το ΧΥΤΑ, και παραμένει εκεί συμβάλλοντας στην παραγωγή βιοαερίου).

Συνδυασμός φυσικών/ χημικών/ βιολογικών συστημάτων

Νιτροποίηση / απονιτροποίηση-Ο₃ / UV-μετα-βιολογική οξείδωση

Όσον αφορά το ζήτημα των εμπορικών ΑΟΡ που βασίζονται στην τεχνολογία Ο₃, η εταιρία WEDECO (Γερμανία) είναι γνωστή για την παροχή συστημάτων για μια ποικιλία περιβάλλοντος και βιομηχανιών. Ένα παράδειγμα συνδυασμένης βιολογικής και χημικής διαδικασίας είναι το Εργοστάσιο Επεξεργασίας στο Singhofen (Γερμανία) που λειτουργεί από το 1994 και επεξεργάζεται 107,4 m³ / d των υγρών αποβλήτων. Το σύστημα περιλαμβάνει αντιδραστήρα προ-απονιτροποίησης και εξουδετέρωσης με δεξαμενή καθίζησης και φίλτρο άμμου σε ένα πρώτο στάδιο επεξεργασίας. Στη συνέχεια, υπάρχει στάδιο οζονισμού-UV με φίλτρο άμμου ακολουθούμενο από αεριζόμενο κρεβάτι ως μετα-βιολογικό στάδιο. Κατά την πρώτη περίοδο λειτουργίας, παρατηρήθηκε ότι η αποτελεσματικότητα του όζοντος που χρησιμοποιείται μόνο του επέτρεπε την εκπλήρωση απαιτήσεων καθαρισμού χωρίς υπεριώδη βοήθεια. Επιπλέον, η επεξεργασία του όζοντος επιφέρει σημαντική αύξηση του κλάσματος BOD στην έκπλυση. Αυτό το κλάσμα αφαιρέθηκε επιτυχώς στο μετα-βιολογικό στάδιο. Όχι μόνο επέτρεψε τη μείωση του συνολικού κόστους της τεχνολογίας επεξεργασίας χάρη στη μείωση της κατανάλωσης όζοντος, αλλά και εξασφάλισε την τελική απαίτηση για απόρριψη. (Steensen, 1997)

Νιτροποίηση / απονιτροποίηση - καθίζηση - οζόνωση

Τα εργοστάσια επεξεργασίας υγρών αποβλήτων (LLTP) στον χώρο υγειονομικής ταφής Bord-Matin, κοντά στο Saint-Etienne (Γαλλία) αντιμετωπίζουν το σταθεροποιημένο έκπλυμα από τα λύματα υγειονομικής ταφής και λειτουργεί από το 1972 (Poitel et al. 1999). Η ποσότητα έκπλυσης ανήλθε σε 12,5 m³ / d, περιείχε 1750 και 850 mg / l COD και αμμωνία, αντίστοιχα. Το σύστημα εγκαταστάσεων επεξεργασίας αποτελείται από ένα βιολογικό στάδιο που περιλαμβάνει τη νιτροποίηση και τη διαδικασία μετά την απονιτροποίηση, ακολουθούμενη από χημική καταβύθιση με ασβέστη σε μια δεξαμενή στρώσης. Η διαδικασία τελειώνει με όζον, που επιτρέπει την επίτευξη ενός τελικού προτύπου

εκφόρτισης σε σχέση με το πυρίμαχο COD. Η λύση επιτρέπει την εξασφάλιση των ακόλουθων παραμέτρων σε απόβλητα: COD 130 mg / l, αμμωνία 2 mg / l και νιτρικά 10 mg / l, τα οποία συμφωνούν με τα πρότυπα των εθνικών αρχών.

Βιοαντιδραστήρας χημικής καθίζησης-μεμβράνης (MBR) - Αντίστροφη όσμωση (RO)

Οι Ahn et al (2002) ανέφεραν την εμπειρία τους από την μονάδα επεξεργασίας υγρών αποβλήτων της επαρχίας Chung-Nam στην Κορέα, η οποία μετασκευάστηκε τον Απρίλιο του 2000. Η υπάρχουσα κατάσταση της ΜΕΥΑ είχε χωρητικότητα 50 m³ / d και η διαδικασία συνίστατο σε προσρόφησης επαφής, περιστρεφόμενου βιολογικού δίσκου (RBC) και κοκκοποιημένου οργανικού άνθρακα (GAC). Το έκπλυμα περιείχε υψηλή συγκέντρωση αμμωνίας (200–1400 mg / l), νιτρικών (28–251 mg / l) και οργανικού COD (400–1500 mg / l) και BOD₅ (100–500 mg / l). Παρ'όλα αυτά, το σύστημα αυτό δεν εξασφάλισε σταθερή απομάκρυνση των COD και TN. Το σύστημα υπέστη το ξέπλυμα βιομάζας και χρειάστηκαν συχνές αντικαταστάσεις ενεργού άνθρακα.

Το σύστημα τροποποιήθηκε με την εφαρμογή του σταδίου βιοαντιδραστήρα μεμβράνης (MBR) και αντίστροφης όσμωσης (RO) αντί του αντιδραστήρα αερισμού επαφής, RBC και GAC. Ένας βυθισμένος αντιδραστήρας μεμβράνης που ονομάζεται KIMAS (Kolon Immersed Membrane Activated Sludge) επέτρεψε τη βελτίωση των οργανικών υλικών και την αύξηση του ρυθμού νιτροποίησης, καθώς και τη διασφάλιση της κατακράτησης της βιομάζας στον βιολογικό αντιδραστήρα. Ενώ η διεργασία στην RO χρησιμοποίησε μια μονάδα σπειροειδούς μεμβράνης (Filmtec, USA) και εγκαταστάθηκε για να βελτιώσει την αφαίρεση μη βιοαποικοδομήσιμων ενώσεων και ανόργανων αζωτούχων ιόντων. Τέλος, η συνολική απόδοση της διαδικασίας MBR / RO ήταν πάνω από 97% για COD και BOD₅, η οποία αντιστοιχούσε σε συγκεντρώσεις 6-72 mg / l και 1,7 mg / l για COD και BOD₅, αντίστοιχα. Η αμμωνία και τα νιτρικά άλατα ήταν στο επίπεδο των 10-47 mg / l και 7–23 mg / l, αντίστοιχα. Η ποιότητα των στραγγισμάτων πληρούσε τα βελτιωμένα όρια εκροής. Παρόμοια απόδοση της θεραπείας στο σύστημα MBR / RO επιτεύχθηκε σε ΜΕΥΑ χώρου υγειονομικής ταφής στο Hersin-Courignay που βρίσκεται στη βόρεια Γαλλία. Το εργοστάσιο λειτουργεί από το 1994 με μέγιστη ροή επεξεργασμένου στραγγίσματος που ανέρχεται σε 40 m³ / d (Poitel et al., 1999).

Κροκκίδωση-2 στάδια αντίστροφης όσμωσης (RO) - εξουδετέρωση / αποστείρωση

Ένα παράδειγμα εγκατάστασης που λειτουργεί χωρίς στάδιο βιολογικής επεξεργασίας βρίσκεται στην πόλη Yachiyo (Ιαπωνία) «Clean Park KINU». Πρέπει να αναφερθεί ότι τα απόβλητα είναι νωπά και αποτελούνται κυρίως από αποτεφρωμένα κατάλοιπα και άκαυστα δηλ. αδρανές, μη βιοαποικοδομήσιμο υλικό. Η χωρητικότητα του συστήματος είναι 70 m³ / d και άρχισε να λειτουργεί τον Απρίλιο του 1999. Το έκπλυμα υγειονομικής ταφής συλλέγεται στη δεξαμενή εξισορρόπησης και μεταφέρεται στη δεξαμενή καθίζησης, ακολουθούμενο από φίλτρα άμμου, φίλτρα μικρού και μονάδες αντίστροφης όσμωσης όσμωσης 1ου σταδίου. Ένα διήθημα των μονάδων 1ου σταδίου τροφοδοτείται στις μονάδες αντίστροφης όσμωσης όσμωσης 2ου σταδίου για στίλβωση και το διήθημα από το 2ο στάδιο αποστειρώνεται πριν από την απόρριψη στον ποταμό KINU.

Επιπλέον, το σύστημα συγκράτησης από τις μονάδες αντίστροφης όσμωσης 1ου σταδίου υποβάλλεται στη συνέχεια σε επεξεργασία με μονάδα νανοδιήθησης (NF), μονάδες αντίστροφης όσμωσης υψηλής πίεσης και τελικά ξηραίνεται σε άλατα που συσκευάζονται σε εύκαμπτο δοχείο. Ο Ushikoshi και οι συνεργάτες του (2002) ανέφεραν ότι η λειτουργία (διάρκειας 2,5 ετών) του συστήματος αντίστροφης όσμωσης RO για έκπλυση με υψηλή αλατότητα και πολύ υψηλά ιόντα (όπως CaCO₃, CaSO₄, SrSO₄, BaSO₄ και SiO₂), ήταν επιτυχής. Η ικανοποιητική απόδοση και ο ρυθμός απόρριψης άλατος υψηλότερος από 99%, ενώ στο επεξεργασμένου πόσιμο νερό οι τιμές σε TDS, BOD₅, COD Mn και TN λιγότερο από 190, 5, 1 και 2 mg / l, αντίστοιχα.

Βιολογική προεπεξεργασία - TiO₂ / UV-μετα-βιολογική οξείδωση

Δεν υπάρχουν αρκετές μελέτες που να αναφέρουν ότι η φωτοκαταλυτική (UV / TiO₂) προεπεξεργασία βελτιώνει τη βιοαποικοδόμηση των δυσδιάλυτων οργανικών ενώσεων σε σύνθετα μέσα, όπως το υγρό υγειονομικής ταφής. Οι πρώτοι που συνδυάσαν τις βιολογικές και φωτοκαταλυτικές θεραπείες για να βελτιώσουν τη βιοαποικοδομησιμότητα των υγρών υγειονομικής ταφής ήταν οι Wyszniowski et al. (2003, 2004). Το πρώτο στάδιο της βιολογικής θεραπείας είχε ως αποτέλεσμα τη νιτροποίηση (οξείδωση της αμμωνίας σε νιτρώδη και νιτρικά) και την απομάκρυνση των βιοαποικοδομήσιμων οργανικών από το στράγγισμα.

Στο τέλος της φωτοκαταλυτικής αγωγής παρατηρήθηκε ολικός αποχρωματισμός. Το COD και το TOC μειώθηκαν σημαντικά διασφαλίζοντας τη χαμηλή συγκέντρωσή τους, κάτω από την τιμή των ορίων απόρριψης του επεξεργασμένου στραγγίσματος σύμφωνα με τους νόμιμους περιορισμούς που ανέρχονται σε 125 mg O₂ / l και 30 mg C / l, αντίστοιχα. Η φωτοκατάλυση οδήγησε στη μετατροπή δυσδιάλυτων οργανικών από τα στραγγίσματα υγειονομικής ταφής σε εύκολα βιοδιασπάσιμα είδη (BOD). Αποδείχθηκε ότι το κλάσμα BOD που σχηματίστηκε με αυτόν τον τρόπο μπορεί να απομακρυνθεί μέσω αερόβιας βιολογικής οξείδωσης. Παρομοίως, το οργανικό κλάσμα (BOD) μπορεί να χρησιμοποιηθεί από ετερότροφα βακτήρια(απονιτροποιητές) κατά τη διάρκεια της αναγωγής νιτρικών ή νιτρικών σε N₂.

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 3 ΣΥΣΤΗΜΑΤΑ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ ΣΤΡΑΓΓΙΔΙΩΝ ΣΤΟ ΧΥΤΑ ΦΥΛΗΣ ΚΑΙ ΧΥΤΑ ΛΙΟΣΙΩΝ

3.1 Περιοχή Μελέτης

Η περιοχή μελέτης αφορά το ΧΥΤΑ Δυτ. Αττικής, το μεγαλύτερο ΧΥΤΑ της Ευρώπης, που καταλαμβάνει δυο περιοχές, την Ολοκληρωμένη Εγκατάσταση Διαχείρισης Απορριμμάτων (ΟΕΔΑ) Φυλής και την ΟΕΔΑ Λιοσίων. Η ΟΕΔΑ Φυλής έχει κατασκευαστεί και λειτουργεί από το 2004, διαμορφώνεται δε σε ένα γήπεδο έκτασης περίπου 1.000 στρ. (εγκρίθηκε με τον Ν. 3164/2003). (Εικ.11)

Ο χώρος της ΟΕΔΑ Φυλής εφάπτεται με τον χώρο της ΟΕΔΑ Λιοσίων (έκτασης 1800στρ περίπου). Οι δύο αυτές περιοχές αποτελούν συνολικά την ΟΕΔΑ Δυτικής Αττικής (έκτασης 2800στρ περίπου) στην οποία χωροθετούνται όλες οι εγκαταστάσεις Διαχείρισης Στερεών Αποβλήτων της Αττικής συμπεριλαμβανομένων και όλων των ενεργών και αποκατεστημένων κυττάρων ΧΥΤΑ. (Εικ. 12)



Εικόνα 11: Θέση ΟΕΔΑ ΔΥΤ. ΑΤΤΙΚΗΣ
(Google Earth)

Ο συνολικός χώρος, που ανήκει στο Δήμο Φυλής, βρίσκεται νότια – νοτιοδυτικά από τη Φυλή και τα Άνω Λιόσια σε ευθεία απόσταση περίπου 2,2km και 1,5km

αντίστοιχα από τα υφιστάμενα όρια των οικισμών, δυτικά από το Καματερό σε ευθεία απόσταση περίπου 2,4km, βόρεια-βορειοδυτικά από την Πετρούπολη σε ευθεία απόσταση περίπου 2,1km και βόρεια-βορειοανατολικά από τον Ασπρόπυργο σε ευθεία απόσταση περίπου 4,0km.

Επίσης συγκέντρωση πληθυσμού και ανθρωπογενείς δραστηριότητες υπάρχουν και δυτικά της θέσης όπου αναπτύσσεται η βιομηχανική ζώνη.

Οι κεντροβαρικές συντεταγμένες του ορίου της ΟΕΔΑ Δυτικής Αττικής παρουσιάζονται στον πίνακα που ακολουθεί στο Ελληνικό Γεωδαιτικό Σύστημα Συντεταγμένων ΕΓΣΑ 87, καθώς και στο Παγκόσμιο Γεωδαιτικό Σύστημα Συντεταγμένων WGS 84.

Κεντροβαρικές Συντεταγμένες της ΟΕΔΑ Δυτ. Αττικής

| Ελληνικό Αναφοράς 1987 (ΕΓΣΑ '87) | Γεωδαιτικό Σύστημα | Παγκόσμιο _Γεωδαιτικό _Σύστημα 1984 (WGS84) | |
|--------------------------------------|-----------------------|--|--------------|
| Χ | Υ | Φ | λ |
| 469.755 | 4.213.2350 | 38ο04'12,01" | 23ο39'24,78" |

Η Ολοκληρωμένη Εγκατάσταση Διαχείρισης Απορριμμάτων της Δυτικής Αττικής, περιλαμβάνει τις ακόλουθες επιμέρους εγκαταστάσεις, για τη διαχείριση των οποίων υπεύθυνος φορέας είναι ο Ειδικός Διαβαθμιδικός Σύνδεσμος Νομού Αττικής (ΕΔΣΝΑ) (Εικ. 12):

- Εγκαταστάσεις εισόδου ΟΕΔΑ (πύλη εισόδου, φυλάκιο, εγκαταστάσεις ζύγισης, χώρος αναμονής απορριμματοφόρων, κτίριο διοίκησης, χώρος δειγματοληψίας, έκλυση τροχών, λειοτεμαχιστής, πύλη ανίχνευσης ραδιενεργού ακτινοβολίας κ.α.)
- Αποκατεστημένος ΧΑΔΑ Άνω Λιοσίων
- Αποκατεστημένοι ΧΥΤΑ Ι και ΙΙ Άνω Λιοσίων και Μονάδα Επεξεργασίας Στραγγισμάτων Λιοσίων
- ΧΥΤΑ Φυλής (Α' - Β' Φάση, Έκτακτο κύτταρο σε περιοχή όμορη νοτιοανατολικά της Β φάσης του ΧΥΤΑ Φυλής, νέα κύτταρα επί των υφιστάμενων κυττάρων Α-Β Φάσης) και Μονάδα Επεξεργασίας Στραγγισμάτων Φυλής

- Εγκαταστάσεις αποκατάστασης μη αποκατασταθέντων τμημάτων της ΟΕΔΑ Δυτικής Αττικής
- Εγκαταστάσεις μεταβατικής διαχείρισης αποβλήτων
- Εργοστάσιο Μηχανικής Ανακύκλωσης και Κομποστοποίησης (ΕΜΑΚ)
- Μονάδες παραγωγής ανανεώσιμων πηγών ενέργειας (Φωτοβολταϊκοί Σταθμοί)



Εικόνα 12: Θέση εγκαταστάσεων εντός ΟΕΔΑ Δυτικής Αττικής (ΕΔΣΝΑ)

Από τις εγκαταστάσεις που αναφέρονται ανωτέρω, σήμερα είναι σε λειτουργία ο ΧΥΤΑ Φυλής (Α-Β φάση), όπου έχουν διατεθεί συνολικά, από το 2004 που ξεκίνησε η λειτουργία του μέχρι σήμερα, περίπου 31.400.000m³ απορριμμάτων), οι Μονάδες Επεξεργασίας Στραγγισμάτων και το ΕΜΑΚ. Επίσης είναι υπό

κατασκευή το έκτακτο κύτταρο (χωρητικότητας 700.000 m³), σε περιοχή όμορη νοτιοανατολικά της Β φάσης του ΧΥΤΑ Φυλής).

Επιπλέον των ανωτέρω, εντός των ορίων του γηπέδου των εγκαταστάσεων της ΟΕΔΑ Δυτικής Αττικής, χωροθετούνται και οι ακόλουθες σε λειτουργία εγκαταστάσεις, των οποίων όμως είτε η κυριότητα είτε η διαχείριση ανήκει σε ιδιώτες. Οι εγκαταστάσεις αυτές είναι:

- Η Μονάδα Παραγωγής Ενέργειας από το βιοαέριο του αποκατεστημένου ΧΥΤΑ Άνω Λιοσίων, φορέας του οποίου είναι η εταιρεία Βιοαέριο – Ενέργεια Άνω Λιόσια ΑΕ (ΒΕΑΛ ΑΕ). Πρόκειται για ιδιωτικό έργο.
- Η Εγκατάσταση Θερμικής Επεξεργασίας (αποτεφρωτήρας) Επικίνδυνων Αποβλήτων Υγειονομικών Μονάδων (ΕΑΥΜ). Πρόκειται για εγκατάσταση η οποία είναι κυριότητας ΕΔΣΝΑ, όχι όμως διαχείρισης, αφού έχει μισθωθεί σε ιδιώτη λειτουργό.

ΧΥΤΑ ΦΥΛΗΣ

Ο ΧΥΤΑ Φυλής αποτελεί τον μοναδικό εν λειτουργία ΧΥΤΑ της Αττικής ο οποίος λειτουργεί συνεχώς από το 2004 και στον οποίο γίνεται και σήμερα η διάθεση των αστικών στερεών αποβλήτων. Αποτελείται από δυο φάσεις (Α και Β) και περιλαμβάνει τα κάτωθι κύτταρα:

- Συνολική έκταση κυττάρων Α' Φάσης: 387 στρ.
- Τμήμα Α' Φάσης σε επαναλειτουργία: 169 στρ.
- Συνολική έκταση κυττάρων Β' Φάσης: 390 στρ.
- Τμήμα Β' Φάσης σε λειτουργία: 10 στρ.
- Κύτταρα Επέκτασης (έκτακτο κύτταρο): 49,2 στρ
- Όγκος Α' και Β' φάσης του ΧΥΤΑ: 31.825.000 m³
- Όγκος επέκτασης: 700.000 m³

Σήμερα, στο ΧΥΤΑ Φυλής η διάθεση των απορριμμάτων συνεχίζει να γίνεται σε τμήμα της Α φάσης και ειδικότερα στα κύτταρα Α1 και Α4 και σε συνολική έκταση περίπου 169 στρ. (Φρεάτια Φ1' κ Φ2')

Όσον αφορά τη Β φάση του ΧΥΤΑ Φυλής σήμερα το μεγαλύτερο τμήμα του χώρου έχει αποκατασταθεί με την κατασκευή έργων τελικής κάλυψης – αποκατάστασης. Ένα μέρος της Β' Φάσης είναι ακόμα ενεργό και μπορεί να δεχτεί απορρίμματα. (Φρεάτιο Β5.) Όσον αφορά τώρα το έκτακτο κύτταρο,

χωρητικότητας 700.000 m³ κατασκευάζεται σε περιοχή όμορη στα νοτιοανατολικά της Β φάσης του ΧΥΤΑ Φυλής, με αναμενόμενη διάρκεια ζωής περίπου πέντε (5) μηνών.

Η ετήσια δυναμικότητα του ΧΥΤΑ ανέρχεται περίπου σε 1.500.000 tn.

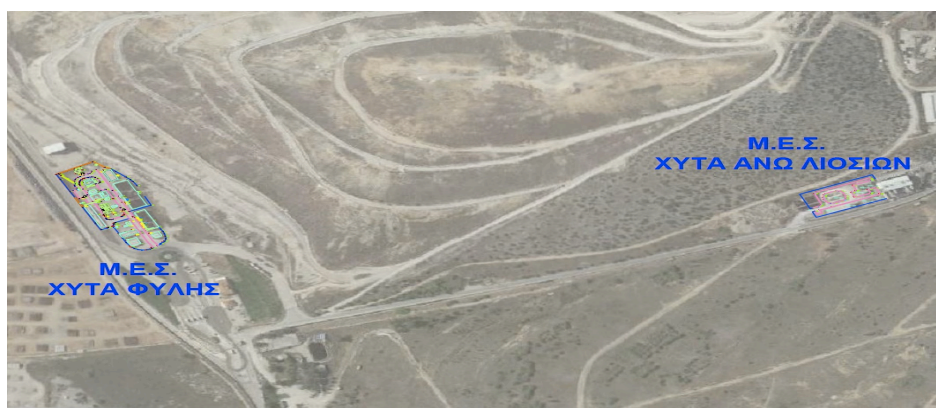
3.2 Παραγωγή και συλλογή στραγγισμάτων στην Αττική

Τα στραγγίσματα που παράγονται από τα διάφορα κύτταρα (ενεργά και αποκατεστημένα) συλλέγονται μέσω του δικτύου στραγγισμάτων οδηγούνται σε αντλιοστάσια ανύψωσης και από εκεί προς επεξεργασία στις Μονάδες Επεξεργασίας Στραγγισμάτων (ΜΕΣ) Άνω Λιοσίων και ΜΕΣ Φυλής. Η παραγωγή στραγγισμάτων αποτελεί τη δυσμενέστερη επίπτωση της λειτουργίας του Χ.Υ.Τ.Α με άμεση επίπτωση στην ποιότητα του εδάφους και των επιφανειακών και υπογείων υδάτων. Για το λόγο αυτό, κατά την κατασκευή του συγκεκριμένου έργου λαμβάνονται κατάλληλα μέτρα τόσο για την ελαχιστοποίηση της παραγωγής τους όσο και για την ασφαλή συλλογή και επεξεργασίας τους με στόχο την αποφυγή διείσδυσης τους στο υπέδαφος. Η παρεμπόδιση της κατείσδυσης των στραγγισμάτων στον υπόγειο υδροφόρο ορίζοντα επιτυγχάνεται με κατάλληλη στεγανοποίηση της λεκάνης του κυττάρου, τη διαμόρφωση των πρανών και του πυθμένα του χώρου υπό κατάλληλες κλίσεις και την κατασκευή κατάλληλου δικτύου αγωγών συλλογής των παραγόμενων στραγγισμάτων. Το δίκτυο συλλογής των στραγγισμάτων του Χ.Υ.Τ.Α., αποτελείται από πρωτεύον σύστημα αγωγών που περιλαμβάνει δύο (2) κεντρικούς αγωγούς, HDPE/10ATM ονομαστικής διαμέτρου Φ560, διάτρητους κατά τα 2/3, σε απόσταση 50 m μεταξύ τους που τοποθετούνται κατά μήκος της λεκάνης του εκάστοτε κυττάρου, όπως προκύπτει μετά τις εργασίες διαμορφώσεων και δίκτυο δευτερευόντων αγωγών HDPE/10ATM ονομαστικής διαμέτρου Φ200 διάτρητους κατά 2/3, σε απόσταση 40 m μεταξύ τους που καταλήγουν υπό γωνία προς τους κεντρικούς αγωγούς δημιουργώντας δύο ανεξάρτητες διατάξεις «μισού ψαροκόκαλου». Η απορροή των συλλεγόμενων στραγγισμάτων προς την εγκατάσταση προεπεξεργασίας εξασφαλίζεται με τη δημιουργία κατάλληλων κλίσεων κατά την τοποθέτηση των αγωγών. Η συλλογή των στραγγισμάτων πραγματοποιείται σε κατάλληλο φρεάτιο συλλογής και ελέγχου που κατασκευάζεται στα κατάντη της λεκάνης του εκάστοτε κυττάρου και από εκεί με καταθλιπτικό κλειστό αγωγό Φ560 τα

στραγγίσματα μεταφέρονται στην εγκατάσταση επεξεργασίας στραγγισμάτων του Χ.Υ.Τ.Α. Τα συλλεγόμενα από τον ΧΥΤΑ στραγγίσματα βαρυτικά καταλήγουν στο αντλιοστάσιο ανύψωσης των στραγγισμάτων. Από εκεί μέσω των αντλιών ανύψωσης τροφοδοτούν τις Μονάδες Επεξεργασίας Στραγγισμάτων.

3.3 Περιγραφή των Μονάδων Επεξεργασίας Στραγγισμάτων

Οι υφιστάμενες εγκαταστάσεις επεξεργασίας στραγγισμάτων όπως αυτές έχουν διαμορφωθεί παρουσιάζονται στις Εικόνες 13 και 14 και περιγράφονται συνοπτικά παρακάτω



Εικόνα 13: ΜΕΣ ΟΕΔΑ Δυτ. Αττικής (Google Earth)



Εικόνα 14 : (1) ΜΕΣ ΧΥΤΑ Λιοσίων (2) ΜΕΣ ΧΥΤΑ Φυλής (3) Δεξαμενή εξισορρόπησης Α Φάσης ΧΥΤΑ Φυλής/ Lagoon (4) Δεξαμενή εξισορρόπησης Μεσοχωρίτη (Google Earth)

3.3.1 Υφιστάμενη ΜΕΣ ΧΥΤΑ Άνω Λιοσίων

Τα στραγγίσματα με σταθεροποιημένα χαρακτηριστικά εισέρχονται στο Αντλιοστάσιο Ανύψωσης της ΜΕΣ Άνω Λιοσίων στη συνέχεια οδηγούνται στη Δεξαμενή εξισορρόπησης – Αερισμού. Μετά το χρόνο παραμονής στις δεξαμενές αερισμού τροφοδοτούν τις Δεξαμενές καθίζησης, οι οποίες κατακρατούν το βαρύ κλάσμα και στη συνέχεια μέσω αντλίας εισέρχονται στις μονάδες A/O (2). Το καθαρό προϊόν (νερό) των οσμώσεων οδηγείται στη δεξαμενή άρδευσης, ενώ το παραπροϊόν μεταφέρεται στις 2 Αντίστροφες οσμώσεις υπερυψηλής πίεσης (HIGH PRESSURE RO) της ΜΕΣ ΦΥΛΗΣ. Αφού πραγματοποιηθεί στις HPRO διαχωρισμός καθαρού και συμπυκνώματος, Για την εξάτμιση της άλμης που παράγεται από κάθε μονάδα αντίστροφης ώσμωσης εγκαταστάθηκαν 5 (1 εφεδρική) μονάδες εξάτμισης κενού, που δημιουργούν δύο ρεύματα, το ρεύμα προϊόντος (distillate) ελεύθερο στερεών, αλατότητας (salinity), βαρέων μετάλλων και με μικρές συγκεντρώσεις ρύπων (κυρίως πτητικό COD και αμμωνία) και το ρεύμα συμπυκνώματος (άλμη εξατμιστή ή concentrate) που περιέχει το σύνολο πρακτικά των ρύπων που περιέχονται στα στραγγίσματα και την άλμη της αντίστροφης όσμωσης. Το προϊόν που παράγεται αναμιγνύεται με το προϊόν της μονάδας αντίστροφης ώσμωσης και αποθηκεύεται στη δεξαμενή καθαρών, ενώ η άλμη που προκύπτει από την διεργασία καταλήγει στη δεξαμενή άλμης εξάτμισης και οδηγείται στον κρυσταλλοποιητή

Η υφιστάμενη εγκατάσταση επεξεργασίας των στραγγισμάτων του ΧΥΤΑ Άνω Λιοσίων Δυτικής Αττικής Τμήμα II είναι δυναμικότητας 400 m³/d και αποτελείται από τις ακόλουθες μονάδες:

1. Ένα (1) αντλιοστάσιο ανύψωσης των παραγομένων στραγγισμάτων τροφοδοσίας της δεξαμενής εξισορρόπησης.
2. Μία (1) αεριζόμενη δεξαμενή εξισορρόπησης και μία (1) δεξαμενή αερισμού χωρισμένη σε δύο (2) διαμερίσματα για την προσωρινή αποθήκευση των συλλεγόμενων στραγγισμάτων και την αρχική μείωση του ρυπαντικού φορτίου αυτών.
3. Δύο (2) δεξαμενές καθίζησης τύπου κεκλιμένων πλακών (lamella) για την απομάκρυνση κυρίως των αιωρούμενων ευμεγεθών στερεών.
4. Δύο (2) μονάδες αντίστροφης όσμωσης (RO), εκάστη δυναμικότητας 200 m³ ανά ημέρα, κατασκευαστικού οίκου HAASE

ENERGIETECHNIEK GmbH για την ανάκτηση νερού άρδευσης και την συμπύκνωση των ρυπαντικών φορτίων των στραγγισμάτων και δεξαμενές (εναλλάξιμες παλετοδεξαμενές) θειικού οξέος για την απρόσκοπτη λειτουργία των μονάδων.

5. Μία (1) δεξαμενή προϊόντος διαμερισματοποιημένη σε διαμέρισμα προϊόντος αντίστροφης όσμωσης για την τροφοδοσία των πύργων απαερίωσης και τη δεξαμενή άρδευσης στο χώρο του ΧΥΤΑ και σε διαμέρισμα προϊόντος εξάτμισης.
6. Μία (1) Δεξαμενή συμπυκνώματος (άλμης) μονάδων αντίστροφης όσμωσης για την μεταφορά του συμπυκνώματος στη δεξαμενή τροφοδοσίας των μονάδων υψηλής πίεσης αντίστροφης όσμωσης (HPRO) η οποία βρίσκεται στη ΜΕΣ ΧΥΤΑ Φυλής.
7. Ένα (1) σύστημα εξάτμισης που αποτελείται από τέσσερις (4) μονάδες EW 40000 FF3S και μία (1) μονάδα EW 40000v2 FF3, εκάστη δυναμικότητας 50m³ ανά ημέρα, κατασκευαστικών οίκων LED Italia Srl. και VEOLIA Water Technologies and Solutions Srl. αντίστοιχα για την περαιτέρω ανάκτηση νερού, τη συμπύκνωση των ρυπαντικών φορτίων των στραγγισμάτων και την σημαντική μείωση του όγκου αυτών.
8. Δύο (2) πύργους απαερίωσης (degasser) για την απομάκρυνση πτητικών ενώσεων και διαλυμένων αερίων εκ των οποίων ο ένας είναι εγκατεστημένος στο χώρο της ΜΕΣ και ο δεύτερος στη δεξαμενή άρδευσης.
9. Μία (1) δεξαμενή άρδευσης - πυρόσβεσης για την προσωρινή αποθήκευση και την τελική διάθεση των επεξεργασμένων στραγγισμάτων.
10. Μία (1) δεξαμενή συμπυκνώματος (άλμης) εξάτμισης για την προσωρινή αποθήκευση των συμπυκνωμένων στραγγισμάτων που προκύπτουν από την διεργασία της εξάτμισης.
11. Μία (1) μονάδα κρυσταλλοποίησης του συμπυκνώματος του συστήματος εξάτμισης κατασκευαστικού οίκου VEOLIA Water Technologies and Solutions Srl. τύπου AC R12 FF για την περαιτέρω συμπύκνωση αυτού.

12. Ένα (1) αντλιοστάσιο στραγγιδίων που εξυπηρετεί της ανάγκες εσωτερικής αποχέτευσης ακαθάρτων της μονάδας επεξεργασίας στραγγισμάτων και τα ανακυκλοφορεί στη μονάδα για επεξεργασία.
13. Ένα (1) κτίριο ελέγχου και χημικών που περιλαμβάνει αίθουσα ελέγχου (control room), χώρους χημικών, αποθήκης και ηλεκτρολογικών εγκαταστάσεων.

3.3.2 Υφιστάμενη ΜΕΣ ΧΥΤΑ Φυλής

Τα στραγγίσματα συλλέγονται μέσω του δικτύου στραγγισμάτων και οδηγούνται στη ΜΕΣ μέσω των αντλιοστασίων ανύψωσης και μεταφοράς στις δεξαμενές προς προσωρινή αποθήκευση και επεξεργασία. Η παραγωγή στραγγισμάτων υπολογίζεται από τους μετρητές παροχής και στις περιπτώσεις που είτε το SCADA λόγω βλάβης ή λόγω εργασιών αναβάθμισης δεν κατέγραφε τιμές είτε τα παροχόμετρα παρουσίαζαν βλάβη, από το πλήθος των βυτίων που μετέφεραν στράγγισμα, από την ποσότητα στραγγισμάτων που επεξεργάστηκε στην Α.Ο καθώς και από την υψομετρική διαφορά των δεξαμενών και της λίμνης βροχοστραγγισμάτων.

Τα στραγγίσματα με φρέσκα χαρακτηριστικά εισέρχονται στο Αντλιοστάσιο Ανύψωσης της ΜΕΣ Φυλής και οδηγούνται στις Δεξαμενές εξισορρόπησης – Αερισμού.

Στη συνέχεια μεταφέρονται στη Βιολογική βαθμίδα με τη μέθοδο βιοαντιδραστήρων μεμβρανών –(MBR) η οποία συνίσταται από βιολογικές δεξαμενές και το σύστημα μεμβρανών υπερδιήθησης για τη διαύγαση του ανάμικτου υγρού. Μετά το MBR αποθηκεύονται στη νέα δεξαμενή τροφοδοσίας των μονάδων αντίστροφης όσμωσης και στη συνέχεια δια μέσω αντλιών τροφοδοτούν τις δύο μονάδες αντίστροφης όσμωσης της ΜΕΣ Φυλής. Το καθαρό προϊόν (νερό) των οσμώσεων οδηγείται στη δεξαμενή άρδευσης της Φυλής, ενώ το παραπροϊόν μεταφέρεται στις 2 Αντίστροφες οσμώσεις υπερυψηλής πίεσης (HIGH PRESSURE RO).

Η υφιστάμενη εγκατάσταση επεξεργασίας των στραγγισμάτων του ΧΥΤΑ Φυλής Δυτικής Αττικής Α' και Β' Φάση είναι δυναμικότητας 400 m³/d και αποτελείται από τις ακόλουθες μονάδες :

1. Έξι (6) αντλιοστάσια στραγγισμάτων εκ των οποίων τα τέσσερα (4) εξυπηρετούν τα κύτταρα ταφής της Α' Φάσης 2ου Χ.Υ.Τ.Α Δυτικής Αττικής,

- ένα (1) το χώρο ταφής απορριμμάτων της Β' Φάσης 2ου Χ.Υ.Τ.Α Δυτικής Αττικής και ένα (1) προγενέστερα κύτταρα ταφής απορριμμάτων του 2ου Χ.Υ.Τ.Α Δυτικής Αττικής.
2. Ένα (1) συγκρότημα δεξαμενών αποτελούμενο από μία (1) αεριζόμενη δεξαμενή εξισορρόπησης για την προσωρινή αποθήκευση των συλλεγόμενων στραγγισμάτων και την αρχική μείωση του ρυπαντικού φορτίου αυτών ακολουθούμενη από δύο (2) δεξαμενές καθίζησης για την απομάκρυνση κυρίως των αιωρούμενων ευμεγεθών στερεών.
 3. Ένα (1) συγκρότημα δεξαμενών αποτελούμενο από τρία (3) διαμερίσματα επεξεργασίας των στραγγισμάτων με τον συνοδό εξοπλισμό αυτών (φουσητήρες, διαχυτές, όργανα μέτρησης κ.α.) για τη βιολογική επεξεργασία των στραγγισμάτων δυναμικότητας 400 m³ ανά ημέρα.
 4. Ένα (1) σύστημα μεμβρανών υπερδιήθησης (MBR) σε δύο (2) τυποποιημένα εμπορευματοκιβώτια και τα συνοδά έργα (αντλίες, όργανα μέτρησης, κ.α.) δυναμικότητας 400 m³ ανά ημέρα κατασκευαστικού οίκου UW Tech GmbH.
 5. Δύο (2) μονάδες αντίστροφης όσμωσης (RO) για την ανάκτηση νερού άρδευσης και τη συμπύκνωση του ρυπαντικού φορτίου των στραγγισμάτων, η μία (1) μονάδα είναι του κατασκευαστικού οίκου HAASE ENERGIETECHNIEK AG και η άλλη μία (1) του κατασκευαστικού οίκου UW Tech GmbH, δυναμικότητας εκάστης 200 m³ ανά ημέρα, καθώς και δεξαμενή θειικού οξέος διπλού τοιχώματος για την απρόσκοπτη λειτουργία των μονάδων.
 6. Δύο (2) μονάδες αντίστροφης όσμωσης υπερυψηλής πίεσης (Ultra High Pressure Reverse Osmosis O - UHPRO) του κατασκευαστικού οίκου UW Tech GmbH, δυναμικότητας εκάστης 200 m³ ανά ημέρα, για περαιτέρω επεξεργασία του συμπυκνώματος όλων των Μονάδων Αντίστροφης Όσμωσης (ΜΕΣ Φυλής και ΜΕΣ Άνω Λιοσίων) και την συμπύκνωση του ρυπαντικού φορτίου του συμπυκνώματος (άλμης) των μονάδων αντίστροφης όσμωσης (RO) καθώς και δεξαμενές (εναλλάξιμες παλετοδεξαμενές) θειικού οξέος για την απρόσκοπτη λειτουργία των μονάδων.

7. Μία (1) δεξαμενή προϊόντος διαμερισματοποιημένη με πύργο οξυγόνωσης απαερίωσης για την απομάκρυνση πτητικών ενώσεων και διαλυμένων αερίων από το προϊόν των μονάδων αντίστροφης όσμωσης και την παροχή του απαραίτητου οξυγόνου.
8. Μία (1) δεξαμενή συμπυκνώματος αντίστροφης όσμωσης για την ανεξάρτητη τροφοδοσία των μονάδων αντίστροφης όσμωσης υπερυψηλής πίεσης (UHPRO) για την περαιτέρω επεξεργασία του συμπυκνώματος από τις μονάδες αντίστροφης όσμωσης και τη σημαντική μείωση του όγκου αυτού.
9. Μία (1) δεξαμενή συμπυκνώματος μονάδας αντίστροφης όσμωσης υπερυψηλής πίεσης για την προσωρινή αποθήκευση των συμπυκνωμένων στραγγισμάτων που προκύπτουν από την διεργασία της αντίστροφης όσμωσης υπερυψηλής πίεσης (UHPRO) και αντλιοστάσιο για τη μεταφορά αυτού στη ΜΕΣ Α. Λιοσίων.
10. Μία (1) δεξαμενή λάσπης για την προσωρινή αποθήκευση της λάσπης που προκύπτει από τη βιολογική επεξεργασία.
11. Μία (1) μονάδα αφυδάτωσης ιλύος με φυγοκεντρικό διαχωριστή D2L του κατασκευαστικού οίκου ANDRITZ.
12. Μία (1) δεξαμενή τροφοδοσίας των μονάδων Αντίστροφης Όσμωσης
13. Ένα (1) αντλιοστάσιο στραγγιδίων που εξυπηρετεί της ανάγκες αποχέτευσης ακαθάρτων της μονάδας επεξεργασίας στραγγισμάτων
14. Ένα (1) κτίριο ελέγχου χημικών και αφυδάτωσης που περιλαμβάνει αίθουσα ελέγχου (control room), χώρους χημικών, λεβητοστασίου, αφυδάτωσης και ηλεκτρολογικών εγκαταστάσεων και ένα (1) βοηθητικό κτίριο με χώρους προσωπικού και αποθήκης.

3.3.3 Μονάδα επεξεργασίας στραγγιδίων των ΧΑΔΑ Λιοσίων (Δεξαμενή Μεσοχωρίτη)

Αποτελεί βοηθητική Δεξαμενή Αποθήκευσης στραγγισμάτων σε περίοδο βροχοπτώσεων. Είναι Δεξαμενή Ενδιάμεσης Αποθήκευσης των στραγγισμάτων και βροχοστραγγισμάτων και συνδέεται για τη μεταφορά τους σε ΜΕΣ Φυλής και ΜΕΣ Λιοσίων . Πρόκειται ουσιαστικά για μια λιμνοδεξαμενή η οποία βρίσκεται μεταξύ των δυο ΜΕΣ και εξυπηρετεί στην μεταφορά στραγγισμάτων από τη ΜΕΣ Φυλής στη ΜΕΣ Λιοσίων.

3.3.4 Δεξαμενή εξισορρόπησης Α Φάσης ΧΥΤΑ Φυλής

Λιμνοδεξαμενή βροχοστραγγισμάτων και Αεριζόμενη Δεξαμενή Εξισορρόπησης για την προσωρινή αποθήκευση των συλλεγόμενων στραγγισμάτων και την αρχική μείωση του ρυπαντικού φορτίου αυτών

3.3.5 Συνοδά επιμέρους έργα των εγκαταστάσεων επεξεργασίας στραγγισμάτων

3.3.5.1 Σύστημα διαχωρισμού βιομάζας με μεμβράνες υπερδιήθησης (Membrane BioReactor - M.B.R.) Συνοπτική περιγραφή συστήματος

Η μέθοδος βιοαντιδραστήρων μεμβρανών (Membrane Bio-Reactor, M.B.R.) χρησιμοποιεί τις μεμβράνες ως «φυσικό φράγμα» σε αιωρούμενα στερεά και μικροοργανισμούς.

Η μέθοδος βασίζεται στις αρχές του συστήματος ενεργού ιλύος με τη βασική διαφορά να έγκειται στην αντικατάσταση των δεξαμενών τελικής καθίζησης από συστήματα μεμβρανών για το διαχωρισμό του ανάμικτου υγρού.

Στο παρόν σύστημα διαχωρισμού βιομάζας χρησιμοποιούνται κυλινδρικά modules εντός των οποίων εγκαθίστανται παράλληλοι σωληνίσκοι μεμβράνης.

Για την αποτροπή της σταδιακής ανάπτυξης μιας στιβάδας επικάλυψης στην επιφάνεια των μεμβρανών, είναι απαραίτητη η επιβολή μιας ταχύτητας cross flow μεταξύ 3-5 m/s.

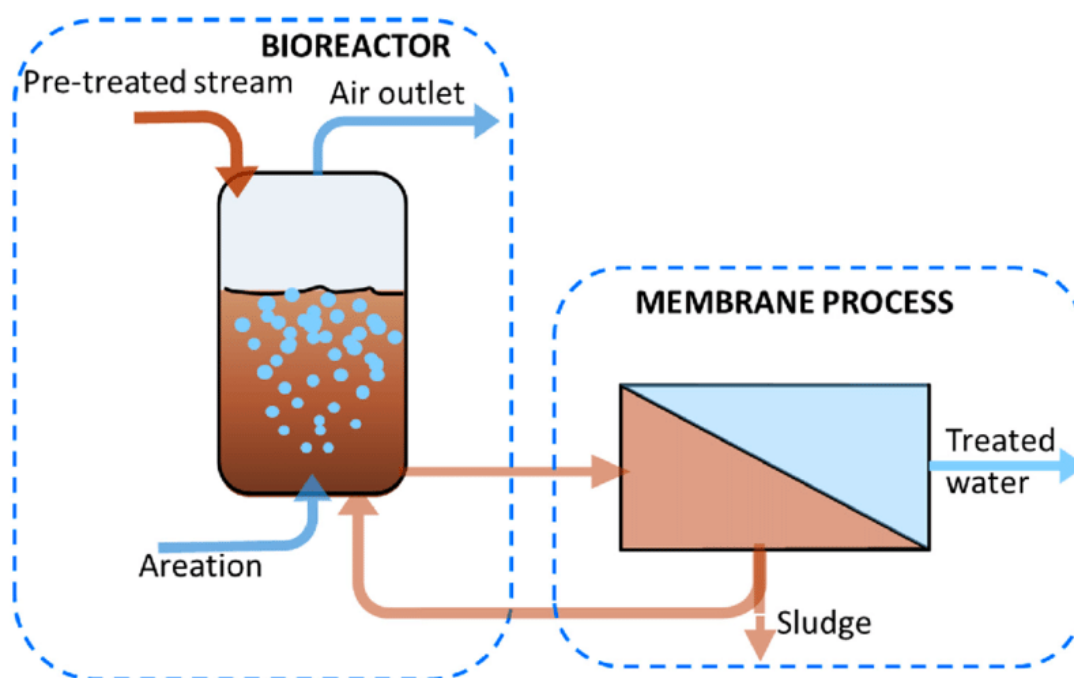
Το σύστημα διαχωρισμού & ανακυκλοφορίας βιομάζας χρησιμοποιεί την τεχνολογία εξωτερικών μεμβρανών υπερδιήθησης τύπου cross-flow. Το εν λόγω σύστημα είναι πλήρως εγκατεστημένο στο εσωτερικό κατάλληλα διαμορφωμένου για το σκοπό αυτό ISO-standard container, περιλαμβάνει δε τη συστοιχία των μεμβρανών διαχωρισμού, την αντλία τροφοδοσίας, την αντλία ανακυκλοφορίας, τα απαιτούμενα υδραυλικά εξαρτήματα & σωληνώσεις, τα όργανα παρακολούθησης της λειτουργίας και, τέλος, τον πίνακα αυτοματισμού & ελέγχου.

Το μικτό υγρό διέρχεται με υψηλή ταχύτητα μέσα από τη συστοιχία των μεμβρανών, με αποτέλεσμα τη δημιουργία δύο ξεχωριστών ρευμάτων, το ρεύμα του συμπυκνώματος, το οποίο κινείται αξονικά μαζί με την κύρια ροή, και το ρεύμα του διηθήματος, το οποίο κινείται ακτινικά, δηλαδή κάθετα προς την κύρια ροή. Η υψηλή ταχύτητας ροής μέσα από τη συστοιχία των μεμβρανών προκαλεί

τις διατμητικές τάσεις (τύρβη) που ευθύνονται για την αποτροπή της δημιουργίας της στιβάδας στερεών σε άμεση επαφή με την επιφάνεια των μεμβρανών (μηχανισμός αυτοκαθαρισμού).

Η όλη εγκατάσταση συμπληρώνεται από το σύστημα επιτόπου χημικού καθαρισμού (CIP) των μεμβρανών, που περιλαμβάνει τη δεξαμενή CIP και την αντλία CIP.

Το σύστημα υπερδιήθησης cross-flow για διαχωρισμό βιομάζας αποτελεί μία ενιαία και συμπαγή μονάδα. Έτσι, το σύνολο του απαιτούμενου ηλεκτρομηχανολογικού εξοπλισμού, ήτοι μεμβράνες, αντλίες, υδραυλικά εξαρτήματα & σωληνώσεις, συστήματα ελέγχου, αυτοματισμού & παρακολούθησης της λειτουργίας, είναι πλήρως εγκατεστημένο σε δύο (2) standard ISO containers μήκους 40 ft (12,20 m). (Εικ.15)



Εικόνα 15: Σύστημα επεξεργασίας MBR
(Poerio et al,2019)

3.3.5.2 Τελική επεξεργασία άλμης εξατμιστών σε κρυσταλλοποιητή/ Συνοπτική περιγραφή κρυσταλλοποιητή

Το νέο, συμπυκνωμένο απόβλητο – υπόλειμμα που προκύπτει από τη λειτουργία των εξατμιστών της ΜΕΣ Α. Λιοσίων οδηγείται σε κρυσταλλοποιητή). Το συμπυκνωμένο απόβλητο – υπόλειμμα που προκύπτει από τη λειτουργία των εξατμιστών της ΜΕΣ Α. Λιοσίων οδηγείται σε κρυσταλλοποιητή ο οποίος εγκαθίσταται στην ΜΕΣ Α.Λιοσίων. Ο κρυσταλλοποιητής έχει απαιτήσεις σε θερμική ενέργεια ίσες με 390KW, οι οποίες να καλυπτονται από την όμορη εγκατάσταση συμπαραγωγής ενέργειας από την επεξεργασία του παραγόμενου βιοαερίου, ενώ οι απαιτήσεις του σε ηλεκτρική ενέργεια είναι πολύ χαμηλές, της τάξης των 10,5KW (απορροφούμενη ισχύς).

Από τον κρυσταλλοποιητή προκύπτει καθαρό νερό και στερεό, αδρανισμένο (κρυσταλλοποιημένο) παραπροϊόν.

Το τελικό προϊόν (απόσταγμα) του κρυσταλλοποιητή ημερήσιας ποσότητας ίσης με 12 m³/day οδηγείται στη δεξαμενή προϊόντος ΜΕΣ Α. Λιοσίων.

Το τελικό στερεό υπόλειμμα έχει τα κάτωθι χαρακτηριστικά:

Ημερήσια ποσότητα : 24 m³/day

Αγωγιμότητα : 1.297,6 mS/cm

Εμπεριεχόμενη υγρασία : <20%

Ο κρυσταλλοποιητής χρησιμοποιεί τις αρχές υγροποίησης – αφύγρανσης, όπως και οι εξατμιστές αλλά για λειτουργία σε χαμηλή θερμοκρασία (<90°C) παρέχοντας τρία θεμελιώδη πλεονεκτήματα σχεδιασμού:

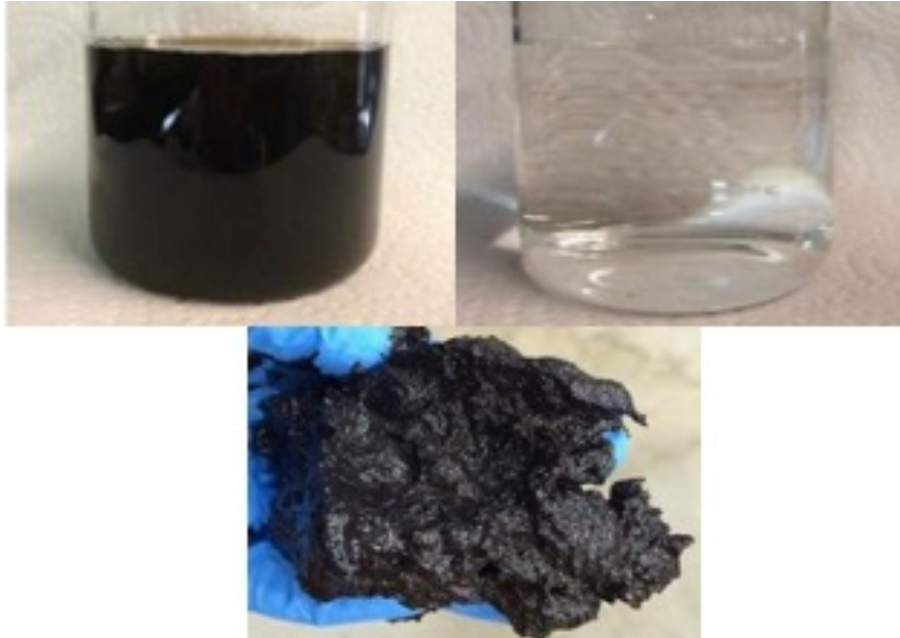
Τα επιμέρους στοιχεία της διεργασίας είναι κατασκευασμένα από βιομηχανικά πλαστικά, εκμηδενίζοντας τους προβληματισμούς διάβρωσης και επικαθίσεων.

Υψηλοί ρυθμοί ανακυκλοφορίας εξασφαλίζουν μία επίδραση «απόξεσης» για τις ροές ιδιαίτερα κορεσμένων ροών.

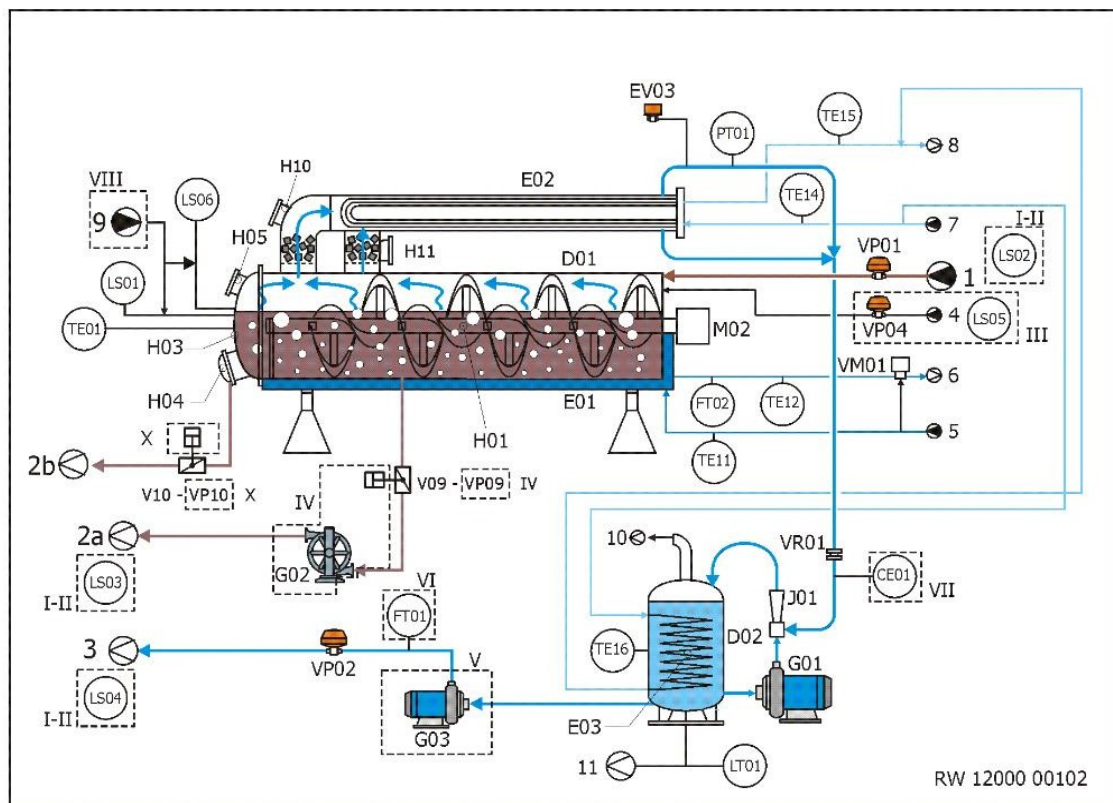
Η «ευαίσθητη» μεταφορά θερμότητας σε αντιδιαστολή με τον βρασμό εξασφαλίζει την απουσία των προβληματικών επικαθίσεων σωλήνων.

Στην παρακάτω εικόνα φαίνονται τα αποτελέσματα από την επιτυχή επεξεργασία στραγγισμάτων ΧΥΤΑ, παράγοντας ταυτοχρόνως καθαρό νερό και στερεό, κρυσταλλομένο προϊόν κατάλληλο για διάθεση σε ΧΥΤ μη επικινδύνων αποβλήτων. (Εικ.16).

Το μηχάνημα κρυσταλλοποίησης λειτουργεί σε κύκλους: στο τέλος του κύκλου επεξεργασίας σταματά να λειτουργεί και αδειάζει τον λέβητα (Εικ.17)



Εικόνα 16: Εισερχόμενο στράγγισμα σε κρυσταλλωτή (αριστερά) και παραγόμενο απόσταγμα (δεξιά) Παραγόμενο στερεό από κρυσταλλωτή (κάτω)



Εικόνα 17: Λειτουργία κρυσταλλοποιητή

Η διαδικασία που περιγράφηκε απεικονίζεται στο παρακάτω διάγραμμα ροής (Σχήμα 4)

3.4 Παρακολούθηση συστήματος διαχείρισης στραγγιδίων

Για την παρακολούθηση του συστήματος που περιγράψαμε χρησιμοποιούνται δείγματα προς ανάλυση κάθε μήνα και από συγκεκριμένα σημεία της εγκατάστασης, ώστε να έχουμε μια συνολική αντιπροσωπευτική εικόνα της σύστασης των στραγγιδίων πριν και μετά την επεξεργασία τους.

3.4.1 Σημεία δειγματοληψίας- Μέθοδοι δειγματοληψίας και αναλύσεων

Τα δείγματα που χρησιμοποιήθηκαν για την παρούσα εργασία ελήφθησαν από τα κάτωθι σημεία της εγκατάστασης (σχήμα 4):

Δειγματοληψία ΜΕΣ Α. Λιοσίων:

- Είσοδος ΜΕΣ Α. Λιοσίων
- Δεξαμενή προιόντος ΜΕΣ Α. Λιοσίων
- Δεξαμενή άλμης ΜΕΣ Α. Λιοσίων

Δειγματοληψία ΜΕΣ Φυλής:

- Νέο φρεάτιο στραγγισμάτων ΜΕΣ Φυλής
- Είσοδος ΜΕΣ Φυλής
- Έξοδο MBR Φυλής-Είσοδος Α.Ο
- Δεξαμενή προιόντος ΜΕΣ Φυλής
- Δεξαμενή άλμης ΜΕΣ Φυλής

Η παραγωγή των ποσοτήτων των στραγγισμάτων υπολογίζεται από τα εγκατεστημένα παροχόμετρα και το SCADA.

Στα πλαίσια διαχείρισης του συστήματος των στραγγισμάτων είναι και ο τακτικός έλεγχος της ποιότητας των στραγγισμάτων, ο οποίος πραγματοποιείται από πιστοποιημένο εργαστήριο. Τα δείγματα λαμβάνονται και αποστέλλονται κάθε μήνα τις εγκαταστάσεις της ΟΕΔΑ Δυτ. Αττικής. Οι αναλύσεις εκτελούνται σύμφωνα με τις μεθόδους του «Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater» 21st Edition by APHA-AWWA-WEF .

Οι φυσικοχημικές παράμετροι που αναλύονται παρουσιάζονται στον Πίνακα 4:

Πίνακας 4: Φυσικοχημικές παράμετροι και Μέθοδοι Αναλύσεων των στραγγισμάτων

| Παράμετρος | Αναλυτική Μέθοδος | Μονάδες |
|-------------------------------------|-----------------------------|-------------------------|
| pH | SMEWW – 4500/H ⁺ | --- |
| Αγωγιμότητα (@ 20°C) | SMEWW – 2510 | μS/cm |
| Θολερότητα | SMEWW – 2130/B | NTU |
| Θερμοκρασία | Θερμόμετρο | οC |
| Οσμή | SMEWW – 2150/B | TO units |
| B.O.D ₅ | SMEWW – 5210/B | mg O ₂ /l |
| C.O.D. | SMEWW – 5220/B | mg O ₂ /l |
| Σκληρότητα Ολική | SMEWW – 2340/B | mg CaCO ₃ /l |
| (Γαλλικοί βαθμοί) | SMEWW – 2340/B | F° |
| (Γερμανικοί βαθμοί) | SMEWW – 2340/B | D° |
| Ολικά Στερεά (TS) | SMEWW – 2540/B | mg/l |
| Ολικά Διαλελυμένα Στερεά (TDS) | SMEWW – 2540/C | mg/l |
| Ολικά Αιωρούμενα Στερεά (TSS) | SMEWW – 2540/D | mg/l |
| Αμμωνιακά (N – NH ₄) | MERCK 1.14752 | mg/l |
| Ολικό Άζωτο (TN) | ISO 11905-1:1997 | mg/l |
| Αλκαλικότητα H | SMEWW – 2320/B | mg CaCO ₃ /l |

| | | |
|---|---|-------|
| Πυριτικά ολικά (SiO ₂) | MERCK 1.14794 mod. | mg/l |
| Φθοριούχα (F ⁻) | SMEWW – 4500 – F/E | mg/l |
| Χλωριούχα (Cl ⁻) | SMEWW – 4500 – Cl ⁻ /B | mg/l |
| Φωσφορικά (P – PO ₄ ⁻³) | MERCK 1.14848 | mg/l |
| Ολικός Φώσφορος (P) | MERCK 1.14848-SMEWW 4500 P/B | mg/l |
| Θειικά (SO ₄ ⁻²) | SMEWW – 4500 – SO ₄ ⁻² /E | mg/l |
| Κυανιούχα (CN ⁻) | ISO 6703-1 : 1984 | mg/ l |
| Φαινόλες Ολικές | MERCK 1.14551 | mg/l |
| Ορυκτά Έλαια – Υδρογονάνθρακες | SMEWW – 5520/F | mg/l |
| Ασβέστιο (Ca ⁺²) | In house based on ASTM D 511-14 | mg/l |
| Μαγνήσιο (Mg ⁺²) | In house based on ASTM D 511-14 | mg/l |
| Κάλιο (K ⁺) | In house based on ISO 9964-3:1993 (E) | mg/l |
| Νάτριο (Na ⁺) | In house based on ASTM D 4191-15 & ASTM D 3561-11 | mg/l |
| Σίδηρος (Fe) | In house based on ISO 15586:2003 | mg/l |
| Στρόντιο (Sr ⁺²) | SMEWW – 3500 – Sr/B | mg/l |

| | | |
|---|---|------|
| Αργίλιο (Al) | ISO 15586:2003 | mg/l |
| Μαγγάνιο (Mn) | ISO 15586:2003 | mg/l |
| Βόριο (B) | MERCK 1.14839 | mg/l |
| Μόλυβδος (Pb) | ISO 15586:2003 | mg/l |
| Ψευδάργυρος διαλυτός (Zn ⁺²) | In house based on ASTM D 1691-12 | mg/l |
| Ψευδάργυρος ολικός (Zn ⁺²) | m.d. / In house based on ASTM D 1691-12 | mg/l |
| Νικέλιο διαλυτό (Ni) | ISO 15586:2003 | mg/l |
| Νικέλιο ολικό (Ni) | m.d. / ISO 15586:2003 | mg/l |
| Χρώμιο διαλυτό (Cr) | ISO 15586:2003 | mg/l |
| Χρώμιο ολικό (Cr) | m.d. / ISO 15586:2003 | mg/l |
| Χαλκός διαλυτός (Cu) | In house based on ASTM D 1688-12 | mg/l |
| Χαλκός ολικός (Cu) | m.d. / In house based on ASTM D 1688-12 | mg/l |
| Κάδμιο διαλυτό (Cd) | ISO 15586:2003 | mg/l |
| Κάδμιο ολικό (Cd) | m.d. / ISO 15586:2003 | mg/l |
| Αρσενικό διαλυτό (As) | ASTM D 2972-03 | mg/l |

| | | |
|-----------------------------|-------------------------|------------|
| Αρσενικό ολικό (As) | m.d. / ASTM D 2972-03 | mg/l |
| Υδράργυρος διαλυτός (Hg) | ASTM D 3223:2000 | mg/l |
| Υδράργυρος ολικός (Hg) | m.d. / ASTM D 3223:2000 | mg/l |
| Coliforms | ISO 9308-1:2014 | cfu/100 ml |
| Escherichia Coli | ISO 9308-1:2014 | cfu/100 ml |

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 4 ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ

Στο κεφάλαιο αυτό παρουσιάζουμε αρχικά επιγραμματικά την σύνθεση των ΑΣΑ της Περιφέρειας Αττικής που καταλήγουν στην ΟΕΔΑ Φυλής, ώστε να καταστεί δυνατή η συσχέτιση με τη σύσταση των στραγγισμάτων. Στη συνέχεια γίνεται αναλυτικά χαρακτηρισμός των στραγγισμάτων λαμβάνοντας μετρήσεις στην είσοδο κάθε ΜΕΣ. Τέλος, γίνεται αξιολόγηση των δυο μονάδων επεξεργασίας στραγγισμάτων ΜΕΣ Άνω Λιοσίων και ΜΕΣ Φυλής όσον αφορά τον βαθμό επεξεργασίας κρίσιμων ρυπαντικών παραμέτρων.

4.1 Σύσταση Αστικών Αποβλήτων

Πριν προχωρήσουμε στο χαρακτηρισμό των στραγγισμάτων είναι ενδιαφέρον να παρουσιάσουμε τη σύνθεση των απορριμάτων στην Αττική (πιν 5):

Πίνακας 5: Παραγόμενες ποσότητες - Ποιοτική Σύσταση ΑΣΑ της Περιφέρειας Αττικής, για το έτος 2020

| ΥΛΙΚΟ | ΠΟΣΟΣΤΟ % | ΠΟΣΟΤΗΤΑ tn |
|----------------------------------|-----------|-------------|
| Οργανικά | 43,6 | 825.617 |
| Γυαλί συσκευασίας | 3,3 | 62.489 |
| Γυαλί (λοιπά) | 0,1 | 1.894 |
| Χαρτί/Χαρτόνι συσκευασίας | 9,2 | 174.213 |
| Χαρτί/Χαρτόνι (έντυπο και λοιπά) | 18,9 | 357.894 |
| Μέταλλα συσκευασίας | 2,9 | 54.915 |
| Μέταλλα (λοιπά) | 0,4 | 7.574 |
| Πλαστικό συσκευασίας | 10,2 | 193.149 |
| Πλαστικό (λοιπά) | 2,8 | 53.021 |
| Ξύλο συσκευασίας | 1,2 | 22.723 |
| Ξύλο (λοιπά) | 1,2 | 22.723 |
| Λοιπά ανακτήσιμα | 1,4 | 26.511 |
| Λοιπά | 4,8 | 90.894 |
| Σύνολο | 100 | 1.893.617 |

ΠΗΓΗ: ΠΕΣΔΑ Αττικής (2016)

Παρατηρείται ότι τα αστικά απορρίμματα στην Περιφέρεια Αττικής περιέχουν σχεδόν κατά το ήμισυ οργανικό υλικό και σε μικρότερο ποσοστό χαρτί και πλαστικό. Συγκρίνοντας τα ποσοστά αυτά με τον μέσο όρο της σύστασης των απορριμμάτων στην Ευρωπαϊκή Ένωση (σχ. 3), διαπιστώνεται μία σημαντική διαφορά της τάξης του 10% στο ποσοστό οργανικού υλικού. Αυτή η διαφορά επηρεάζει τη σύσταση των στραγγισμάτων και μπορεί εν μέρει να εξηγήσει τις υψηλές τιμές αγωγιμότητας και αζωτούχων ενώσεων που παρουσιάζουν τα στραγγίσματα της ΟΕΔΑ Φυλής σε σχέση με τις τιμές που αναφέρονται στη βιβλιογραφία.

4.2 Συνοπτική περιγραφή και συγκριτική παρουσίαση των φυσικοχημικών χαρακτηριστικών των στραγγισμάτων του ΧΥΤΑ Δυτ.Αττικής

Όπως έχει αναφερθεί στη βιβλιογραφική ανασκόπηση η ποιότητα των στραγγισμάτων παρουσιάζει μεγάλες διακυμάνσεις και μπορούν να ταξινομηθούν σε τρεις τύπους (νέα, ενδιάμεσα και σταθεροποιημένα) με βάση την ηλικία υγειονομικής ταφής και τα φυσικοχημικά τους χαρακτηριστικά. Γενικά η κατάταξη των στραγγισμάτων ως προς την ποιότητα μπορεί να γίνει στις ακόλουθες κατηγορίες:

α. Στραγγίσματα από φρέσκα απορρίμματα τα οποία ευρίσκονται στη φάση οξεογένεσης (acetic phase) με χαρακτηριστικά:

- Υψηλό COD 60.000 - 80.000mg/l
- Υψηλή συγκέντρωση μετάλλων
- Σχετικά χαμηλή συγκέντρωση αμμωνιακού αζώτου

β. Στραγγίσματα από απορρίμματα στη φάση της έντονης μεθανογένεσης (methanogenic phase) με χαρακτηριστικά:

- Αρκετά υψηλό COD 20.000 - 40.000mg/l
- Υψηλό pH
- Υψηλή συγκέντρωση αμμωνιακού αζώτου
- Αρκετά υψηλή συγκέντρωση μετάλλων

γ. Στραγγίσματα από σχετικά σταθεροποιημένες αποθέσεις με χαρακτηριστικά:

- COD 5.000 - 15.000mg/l
- Υψηλό pH
- Αξιόλογη συγκέντρωση αμμωνιακού αζώτου
- Μειωμένη συγκέντρωση μετάλλων

Δεδομένου ότι για χρονικό διάστημα που υπερβαίνει την εικοσαετία γίνεται συνεχής απόθεση απορριμμάτων στην ΟΕΔΑ Δυτικής Αττικής η ποιότητα των παραγομένων στραγγισμάτων ποικίλει ανάλογα και με την ηλικία των απορριμματικών αποθέσεων. Παράλληλα παρατηρείται σημαντική μείωση των συγκεντρώσεων όλων των παραμέτρων κατά τους χειμερινούς μήνες ειδικά για στραγγίσματα που προέρχονται από απορρίμματα στη φάση της μεθανογένεσης, που οφείλεται στην αραίωση από τα νερά της βροχής.

Στον ακόλουθο πίνακα παρουσιάζονται τα αποτελέσματα χημικών αναλύσεων στραγγισμάτων κατά την έναρξη λειτουργίας του πρώτου ΧΥΤΑ που κατασκευάστηκε στην ΟΕΔΑ Δυτικής Αττικής.

Πίνακας 6: Φυσικοχημικά χαρακτηριστικά στραγγίσματος κατά την έναρξη του πρώτου ΧΥΤΑ Ανω Λιοσίων (1999)

| α/α | ΠΑΡΑΜΕΤΡΟΣ | Μ/Μ | Δείγμα 1 (23/09/99) | Δείγμα 2 (19/10/99) | Δείγμα 3 (16/11/99) | Μέση Τιμή |
|-----|-------------------------------|-------|------------------------|------------------------|------------------------|-----------|
| 1 | pH | - | 6,3 | 6,2 | 5,9 | 6,0 |
| 2 | Αγωγιμότητα | μS/cm | 33.900 | 33.200 | 34.700 | 33.933 |
| 3 | BOD ₅ (20 °C) | mg/l | 50.000 | 45.109 | 46.000 | 47.036 |
| 4 | COD | mg/l | 92.000 | 83.000 | 84.000 | 86.333 |
| 5 | Ολικά Στερεά (180 °C) | mg/l | 94.100 | 106.394 | 187.100 | 129.198 |
| 6 | Πτητικά Στερεά (550 °C) | mg/l | 71.610 | 103.600 | 171.100 | 115.437 |
| 7 | Αιωρούμενα Στερεά | mg/l | 2.420 | 7.920 | 2.895 | 4.412 |
| 8 | Οργανικό Άζωτο (ως N) | mg/l | 2.650 | 2.493 | 1.534 | 2.226 |
| 9 | Αμμωνία (ως N) | mg/l | 6.500 | 2.256 | 2.000 | 3.585 |
| 10 | Ολικό Άζωτο (ως N) | mg/l | 7.705 | 4.449 | 3.560 | 5.238 |
| 11 | Νιτρικά (ως NO ₃) | mg/l | <0,1 | <1 | 26,0 | 26,0 |
| 12 | Σίδηρος (ως Fe) | mg/l | 336,0 | 348,7 | 366,0 | 350,0 |
| 13 | Ψευδάργυρος (ως Zn) | mg/l | 1,46 | 6,40 | 0,90 | 3,00 |
| 14 | Νικέλιο (Ni) | mg/l | 1,64 | 1,30 | 1,90 | 2,00 |
| 15 | Χρώμιο (ως Cr) | mg/l | 1,83 | 1,35 | 0,82 | 1,00 |
| 16 | Χαλκός (ως Cu) | mg/l | 0,01 | 0,01 | 0,02 | 0,00 |
| 17 | Μαγγάνιο (ως Mn) | mg/l | 3,09 | 19,10 | 21,20 | 14,00 |
| 18 | Μόλυβδος (ως Pb) | mg/l | <0,005 | 0,01 | <0,002 | 0,01 |
| 19 | Κάδμιο (ως Cd) | mg/l | <0,005 | <0,0005 | <0,0005 | 0,01 |
| 20 | Χλωρίδια (ως Cl) | mg/l | 4.573 | 12.053 | 4.431 | 7.019 |
| 21 | Ολικός Φώσφορος (ως P) | mg/l | 16,30 | 14,00 | 11,00 | 14,00 |
| 22 | Φωσφορικά (ως P) | mg/l | 12,10 | 10,00 | 6,00 | 9,00 |
| 23 | Θειικά (ως SO ₄) | mg/l | 1.100 | 800 | 1.100 | 1.000 |
| 24 | Αρσενικό (ως As) | mg/l | <0,01 | 0,15 | 0,10 | 0,13 |
| 25 | COD/BOD ₅ | - | 1,84 | 1,84 | 1,83 | 1,84 |
| 26 | Πτητικά / Ολικά Στερεά | mg/l | 0,76 | 0,97 | 0,91 | 0,88 |

(Πηγή ΕΔΣΝΑ)

Παρατηρούμε ότι τα φυσικοχημικά χαρακτηριστικά αντιστοιχούν στις τιμές της βιβλιογραφίας $pH < 6,5$, $COD/BOD < 2$, $Μέταλλα > 2$ για στραγγίσματα από φρέσκα απορρίμματα.

Εδώ χρησιμοποιείται ο λόγος $COD / BOD_5 \sim 1,8$ (αντι του λόγου BOD_5/COD που στην περίπτωση μας είναι 0,5-1,0 δηλ τιμές που αντιστοιχούν στη βιβλιογραφία για φρέσκα στραγγίσματα) ο οποίος σύμφωνα με τον (Chapman, 1992) είναι:

- $COD / BOD_5 < 2$: τα λύματα είναι εύκολα βιοδιασπώμενα.
- $2 < COD / BOD_5 < 3$: τα λύματα είναι βιοδιασπώμενα.
- $COD / BOD_5 > 3$: τα λύματα δεν είναι ή πολύ λίγα βιοδιασπώμενα.

Η παράμετρος που διαφέρει από τις βιβλιογραφικές τιμές είναι του αμμωνιακού αζώτου NH_4-N που το όριο είναι το 400 mg/l και στην περίπτωση μας έχει πολύ υψηλές τιμές 2000-6.500mg/l.

Κατά τη διάρκεια των επόμενων χρόνων τα απορρίμματα εναποτίθενται στο ΧΥΤΑ Άνω Λιοσίων και μέχρι το έτος 2007.

Το 2008 που κατασκευάστηκε και τέθηκε σε λειτουργία ο ΧΥΤΑ της Φυλής με τις δυο φάσεις Α και Β η απόρριψη απορριμμάτων πραγματοποιούνταν σύμφωνα με τον ισχύοντα περιφερειακό σχεδιασμό. Στη συνέχεια λόγω των αναγκών που παρουσιάστηκαν δηλαδή η πλήρης αποκατάσταση της Β φάσης αλλά και ο προγραμματισμός για τελική αποκατάσταση και της Α φάσης και εξαιτίας της έλλειψης διαθέσιμων εκτάσεων στην Αττική, βρέθηκε μια ενδιάμεση τεχνική λύση, προστέθηκε δηλαδή σε ένα μέρος της Β' φάσης ένα ενδιάμεσο κύτταρο. Αυτό είχε ως αποτέλεσμα τα χαρακτηριστικά των νέων στραγγισμάτων από το νέο κύτταρο της Β φάσης που παράγονταν να διαφέρουν από τα μέχρι τότε (τα οποία παρουσίαζαν αναμενόμενα αποτελέσματα ακολουθώντας μια πορεία νέων-μεσαίων-ώριμων) και να παρουσιάζουν στα φυσικοχημικά χαρακτηριστικά τιμές στραγγισμάτων από νέους ΧΥΤΑ, όπως ήταν αναμενόμενο. Το έτος 2017 πραγματοποιήθηκε η δημιουργία του έκτακτου κυττάρου της Β' φάσης. Ενδεικτικά (πιν 7) παρουσιάζονται μέσοι όροι κάποιων τιμών από τα αποτελέσματα χημικών αναλύσεων στραγγισμάτων:

Πίνακας 7: Φυσικοχημικά χαρακτηριστικά στραγγίσματος τα έτη 2011-2017

| ΣΤΡΑΓΓΙΣΜΑ ΕΙΣΟΔΟΣ ΜΕΣ ΦΥΛΗΣ | ΕΤΗΣΙΕΣ ΔΕΙΓΜΑΤΟΛΗΨΙΕΣ | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 |
|---|---------------------------|--------|--------|--------|--------|---------|--------|--------|
| ΧΗΜΙΚΕΣ | ΜΟΝΑΔΕΣ | | | | | | | |
| ΠΑΡΑΜΕΤΡΟΙ | ΜΕΤΡΗΣΗΣ | | | | | | | |
| PH | | 8.4 | 8,4 | 8.6 | 8.2 | 8,6 | 8.5 | 5,9 |
| Αγωγιμότητα στους 25 °C | μS/cm | 18.170 | 14.730 | 25.000 | 22.400 | 14.240 | 25.800 | 36100 |
| BOD ₅ | mg/l | 785 | 828 | 1 .099 | 1 .121 | 471 | 1 .242 | 3309.3 |
| COD | mg/l | 3.092 | 2.332 | 4.343 | 4.422 | 2.333 | 4.940 | 6.634 |
| Αιωρούμενα | mg/l | 26 | 103 | 12 | 12 | 22,9 | 22 | 723 |
| Στερεά | | | | | | | | |
| Ολικά Στερεά | mg/l | 7.150 | 8.250 | 12.035 | 12.985 | 14800,0 | 14.505 | 21.660 |
| Υδρογονάνθρακες | mg/l | 2.3 | 2.8 | 5.3 | 6.3 | 1,3 | 5.4 | 12,5 |
| Ολικό άζωτο | mg/l | 3.724 | 1 .444 | 2.733 | 2.739 | 938,8 | 2.688 | 2.443 |
| Αμμωνιακό άζωτο | mg/l | 2.610 | 1 .245 | 2.460 | 2.070 | 708,0 | 2.380 | 2282 |
| Ολικός Φώσφορος | mg/l | 51 | 13 | 29 | 19 | 11 | 20 | 226 |
| Φωσφορικά | mg/l | 25 | 11 | 21 | 16 | 10 | 17 | 100 |
| Σίδηρος ([ως Fe) | mg/l | 4.6 | 5,3 | 5.4 | 5 | 3,4 | 5.2 | 5,5 |
| Ψευδάργυρος ([ως Zn) | mg/l | 0,17 | 0,09 | 0,19 | 0,16 | 0,04 | 0,22 | 0,55 |
| Νικέλιο ([Ni]) | mg/l | 0,51 | 0,33 | 0,65 | 0,55 | 0,34 | 0,63 | 0,7 |
| Χρώμιο ολικό ([ως Cr]) | mg/l | 0,65 | 0,52 | 1 .3 | 0,86 | 0,44 | 1 .1 | 1,3 |
| Χαλκός ([ως Cu) | | | | | | | | |
| Μόλυβδος ([ως Pb) | mg/l | 0,07 | 0 | 0,07 | 0 | 0 | 0,04 | 0,01 |
| Κάδμιο ([ως Cd) | mg/l | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Χλωριούχα | mg/l | 2.259 | 1 .887 | 3.1 41 | 2.907 | 1.738 | 3.234 | 3445 |
| Οξεικά | mg/l | 25 | 20 | 15 | 75 | 20 | 16 | 276 |
| Αρσενικό ([ως As) | mg/l | 0.2 | 0,47 | 0,12 | 0.5 | 0,28 | 0,56 | 1,4 |
| Υδράργυρος ([ως Hg,) | mg/l | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Κυανιούχα | mg/l | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,18 |
| Φαινόλες | rrig.'L | 1 .8 | 1 ,8 | 1 .3 | 1 .4 | 1,5 | 1 .3 | 11,01 |
| Όλική σκληρότητα ([ως CaCO ₃]) | mg/l | 536 | 524 | 495 | 507 | 502 | 423 | 23.729 |
| Ασβέστιο ([ως Ca) | mg/l | 129 | 128 | 82 | 103 | 97,4 | 76 | 8190 |

| | | | | | | | | |
|---|-------------|-----|-----|-----|----|------|----|-------------|
| Μαγνήσιο ([ως Mg) | mg/l | 51 | 49 | 70 | 60 | 49,8 | 56 | 790 |
| Πυριτικά οξικά ([ως SiO₂) | mg/l | 32 | 27 | 35 | 37 | 65,6 | 30 | 102 |
| Φθοριούχα ([ως F) | mg/l | 0.2 | 0,2 | 0.3 | 1 | 0,2 | 1 | 29,1 |

Πράγματι βλέπουμε ότι ενώ οι τιμές των παραμέτρων ακολουθούσαν μια σταθερότητα το 2017 αρχίζουν να παρουσιάζουν αύξηση, τείνοντας σε τιμές φρέσκων στραγγισμάτων.

Αυτό είχε σαν αποτέλεσμα οι Μονάδες Επεξεργασίας Στραγγισμάτων να μην μπορούν να επεξεργαστούν ικανοποιητικά τα σταγγίσματα διότι είχαν ως μοναδική επεξεργασία μέχρι τότε την τεχνολογία των αντίστροφων οσμώσεων. Αποτέλεσμα αυτής της κατάστασης ήταν η επεξεργασία να γίνεται με μεταφορά των στραγγισμάτων στα ΚΕΛ Μεταμόρφωσης ώστε από εκεί να καταλήγουν στην Ψυτάλεια για συν-επεξεργασία με τα λύματα της Αττικής.

Το 2019 και πάλι εν όψει της έλλειψης διαθέσιμης γής για απόρριψη των στερεών αποβλήτων βρέθηκε ακόμη μια έκτακτη λύση. Ενώ είχε αποκατασταθεί προσωρινά και η Α φάση, ανοίχθηκε εκ νέου με την τεχνολογία της βαθιάς εκσκαφής και με επιπλέον ένα κομμάτι γης (το οποίο μέχρι τότε ήταν για την εξυπηρέτηση της εσωτερικής οδοποιίας) κύτταρο 169 στρ ξανά στην Α φάση. Όπως ήταν αναμενόμενο και εδώ και ενώ τα φυσικοχημικά χαρακτηριστικά των στραγγισμάτων της Α φάσης όδευαν προς ωρίμανση, άρχισαν να αλλάζουν και να εμφανίζουν χαρακτηριστικά φρέσκων στραγγισμάτων. (πιν 8)

Πίνακας 8: Φυσικοχημικά χαρακτηριστικά στραγγίσματος τα έτη 2020 και 2019

| ΣΗΜΕΙΟ ΔΕΙΓΜΑΤΟΛΗΨΙΑΣ | | ΕΙΣΟΔΟΣ ΜΕΣ ΦΥΛΗΣ | ΕΤΟΣ | |
|-----------------------|----|-------------------|---------|---------|
| | | | 2020 | 2019 |
| Παράμετρος | | Μονάδα μέτρησης | M.O | M.O |
| pH | | | 8,3 | 8,2 |
| Αγωγιμότητα (@ 20°C) | (@ | μS/cm | 34128,3 | 32541,7 |
| Θολρότητα | | mg/l | >250 | >251 |
| Θερμοκρασία | | mg/l | 27,3 | 29,2 |
| Οσμή | | mg/l | >100 | >100 |
| B.O.D5 | | mg/l | 5341,7 | 5200,0 |

| | | | | |
|---------------------------------------|--|---------|---------|---------|
| C.O.D. | | mg/l | 15155,0 | 14106,7 |
| Σκληρότητα Ολική | | mg/l | 526,3 | 330,3 |
| (Γαλλικοί βαθμοί) | | mg/l | 82,7 | 33,0 |
| (Γερμανικοί βαθμοί) | | mg/l | 29,5 | 18,5 |
| Ολικά Στερεά (TS) | | mg/l | 22387,5 | 20950,0 |
| Ολικά Διαλελυμένα Στερεά (TDS) | | mg/l | 22258,3 | 20841,7 |
| Ολικά Αιωρούμενα Στερεά (TSS) | | mg/l | 128,2 | 100,0 |
| Αμμωνιακά (N – NH ₄) | | mg/l | 3380,8 | 3351,7 |
| Ολικό Άζωτο (TN) | | mg/l | 3774,2 | 3883,3 |
| Αλκαλικότητα H | | mg/l | 15504,2 | 16066,7 |
| Πυριτικά ολικά (SiO ₂) | | mg/l | 37,0 | 50,5 |
| Φθοριούχα (F-) | | mg/l | 5,7 | 6,1 |
| Χλωριούχα (Cl-) | | mg/l | 4101,7 | 3905,8 |
| Φωσφορικά (P – PO ₄ -3) | | mg/l | 12,8 | 15,1 |
| Ολικός Φώσφορος (P) | | mg/l | 20,3 | 24,3 |
| Θειικά (SO ₄ -2) | | mg/l | 177,3 | 84,2 |
| Κυανιούχα (CN-) | | mg/l | 0,0 | 0,0 |
| Φαινόλες Ολικές | | mg/l | 7,8 | 6,4 |
| Ορυκτά Έλαια –Υδρογονάνθρακες | | mg/l | MA | MA |
| Ασβέστιο (Ca+2) | | rrig.'L | 79,8 | 36,7 |
| Μαγνήσιο (Mg+2) | | mg/l | 79,3 | 57,9 |
| Κάλιο (K+) | | mg/l | 1720,0 | 1880,0 |
| Νάτριο (Na+) | | mg/l | 2880,0 | 2467,5 |
| Σίδηρος (Fe) | | mg/l | 5,5 | 5,3 |

| | | | | |
|---------------------------------------|--|--------------|------------|------------|
| Στρόντιο (Sr+2) | | mg/l | 0,4 | 0,3 |
| Αργίλιο (Al) | | mg/l | 3,2 | 1,0 |
| Μαγγάνιο (Mn) | | μS/cm | 0,2 | 0,1 |
| Βόριο (B) | | mg/l | 7,2 | 5,3 |
| Μόλυβδος (Pb) | | mg/l | 0,1 | 0,0 |
| Ψευδάργυρος διαλυτός (Zn+2) | | mg/l | 0,3 | 0,2 |
| Ψευδάργυρος ολικός (Zn+2) | | mg/l | 0,3 | 0,3 |
| Νικέλιο διαλυτό (Ni) | | mg/l | 0,1 | 0,0 |
| Νικέλιο ολικό (Ni) | | mg/l | 0,9 | 0,6 |
| Χρώμιο διαλυτό (Cr) | | mg/l | 0,0 | 0,0 |
| Χρώμιο ολικό (Cr) | | mg/l | 0,4 | 0,4 |
| Χαλκός διαλυτός (Cu) | | mg/l | 0,1 | 0,2 |
| Χαλκός ολικός (Cu) | | mg/l | 0,1 | 0,2 |
| Κάδμιο διαλυτό (Cd) | | mg/l | 0,0 | 0,0 |
| Κάδμιο ολικό (Cd) | | mg/l | 0,0 | 0,0 |
| Αρσενικό διαλυτό (As) | | mg/l | 0,0 | 0,0 |
| Αρσενικό ολικό (As) | | mg/l | 0,1 | 0,1 |
| Υδράργυρος διαλυτός (Hg) | | mg/l | 0,0 | 0,0 |
| Υδράργυρος ολικός (Hg) | | mg/l | 0,0 | 0,0 |

Παρατηρείται αύξηση κάποιων κρίσιμων παραμέτρων όπως αγωγιμότητα, αμμωνιακό άζωτο, COD, με αποτέλεσμα να μην μπορεί να οδηγηθεί προς επεξεργασία στις οσμώσεις και γενικότερα τα χαρακτηριστικά εμφανίζουν μια ιδιαιτερότητα και αρχίζουν να παρουσιάζουν τιμές που δεν προσομοιάζουν με

αυτές της βιβλιογραφίας προφανώς γιατί αναμιγνύονται και με ώριμα και φρέσκα στραγγίσματα εντός του κυτάρου. Εξαιτίας όλων των προαναφερθέντων αλλαγών με τα επακόλουθα προβλήματα που δημιουργούνταν προτάθηκε να προστεθεί μια μονάδα βιολογικής επεξεργασίας-MBR για να επιτευχθεί συνδυασμός επεξεργασίας στραγγίσματος με βιολογική (MBR) και φυσικοχημική επεξεργασία (R.O). Η λειτουργία του MBR ξεκίνησε τον Μάρτιο του 2020 Λογω τεχνικών προβλημάτων η μονάδα λειτούργησε μέχρι και τον Οκτώβριο του 2020.

4.3 Παρουσίαση χαρακτηριστικών των Στραγγισμάτων ΧΥΤΑ Ανω Λιοσίων και ΧΥΤΑ Φυλής για το έτος 2020

4.3.1 Ποσότητες στραγγισμάτων

Οι ποσότητες στραγγισμάτων που παράχθηκαν οδηγήθηκαν στις μονάδες οι οποίες λειτουργούν και ανεξάρτητα, αλλά και επικοινωνούν μεταξύ τους για την συνολική επεξεργασία των ποσοτήτων στραγγισμάτων που παράγονται. Όπως αναφέρθηκε παραπάνω, η κάθε ΜΕΣ έχει την δυνατότητα να διαχειριστεί 400 κυβικά ημερησίως, δηλαδή συνολικά 800 κυβ./ημέρα. Αν σε μία μονάδα ξεπεραστεί η ημερήσια δυναμικότητά της τότε η υπερβάλλουσα ποσότητα μεταφέρεται στην άλλη. Όταν οι παραγόμενες ποσότητες ξεπερνούν την ημερήσια δυναμικότητα του συνόλου των μονάδων τότε μεταφέρονται στα ΚΕΛ Μεταμόρφωσης για συν-επεξεργασία με λύματα. Για το 2020 οι ποσότητες που παράχθηκαν και μεταφέρθηκαν στις μονάδες και στα ΚΕΛ αποτυπώνονται παρακάτω.

ΜΕΣ. Χ.Υ.Τ.Α. Ανω Λιοσίων

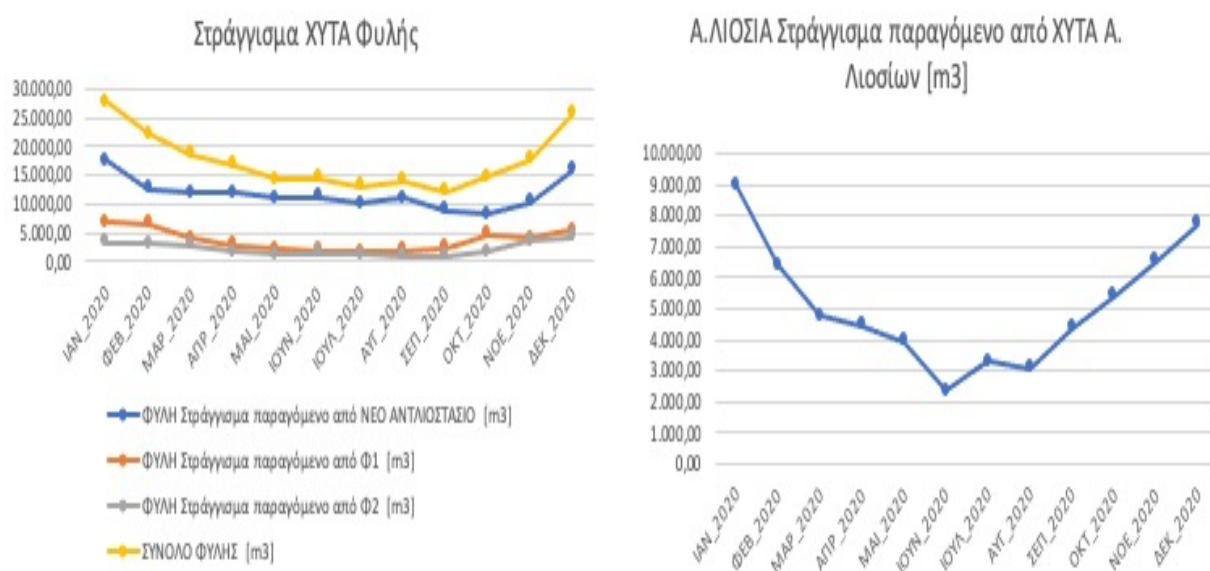
Κατά την περίοδο 01/01/2020 έως 31/12/2020 από τον ΧΥΤΑ Α. Λιοσίων παράχθηκαν περίπου 61.352,7 m³ στραγγισμάτων ήτοι κατά μέσο όρο 168,1 m³/ημέρα. Τα στραγγίσματα συλλέχθηκαν μέσω του δικτύου στραγγισμάτων Η παραγωγή προϊόντος από τις μονάδες Α/Ο ανήλθε στα 53.635,8 m³ ενώ διαχειρίστηκαν 50.142,4 m³ παραπροϊόντων/άλμης.

ΜΕΣ ΦΥΛΗΣ

Κατά την περίοδο 01/01/2020 έως 31/12/2020 από τον ΧΥΤΑ Φυλής παράχθηκαν 211.455,2 m³ στραγγισμάτων ήτοι κατά μέσο όρο 579,3 m³/ημέρα. Το ποσό αυτό ξεπέρασε την ημερήσια δυναμικότητα της μονάδας και η υπερβάλλουσα ποσότητα μεταφέρθηκε στη ΜΕΣ Ανω Λιοσίων.

Από την παραπάνω ποσότητα στραγγισμάτων τα 140.629,5 m³ (δηλαδή 385,3 m³/ημέρα) προέρχονται από το αντλιοστάσιο του νέου φρεατίου συλλογής στραγγισμάτων, τα 44.324,4 m³ (δηλαδή 121,4 m³/ημέρα) προέρχονται από το αντλιοστάσιο Φ1 ενώ τα 26.501,3 m³ (δηλαδή 72,6 m³/ημέρα) προέρχονται από το αντλιοστάσιο Φ2.

Οι ποσότητες που παράχθηκαν από τα κύτταρα της ΟΕΔΑ Δυτ.Αττικής ενεργά και αποκατεστημένα απεικονίζονται στην εικόνα 18:



Εικόνα 18: Παραγόμενες ποσότητες στραγγισμάτων κατά έτος 2020

Είναι εμφανές από τα διαγράμματα ότι κατά τους θερινούς μήνες, όπου η βροχόπτωση είναι περιορισμένη το συνολικό ποσό των στραγγισμάτων ελαττώνεται σημαντικά, φαινόμενο που γίνεται ακόμη πιο έντονο στη ΜΕΣ Ανω Λιοσίων που εξυπηρετεί κατά κύριο λόγο τον αποκατεστημένο ΧΥΤΑ Λιοσίων.

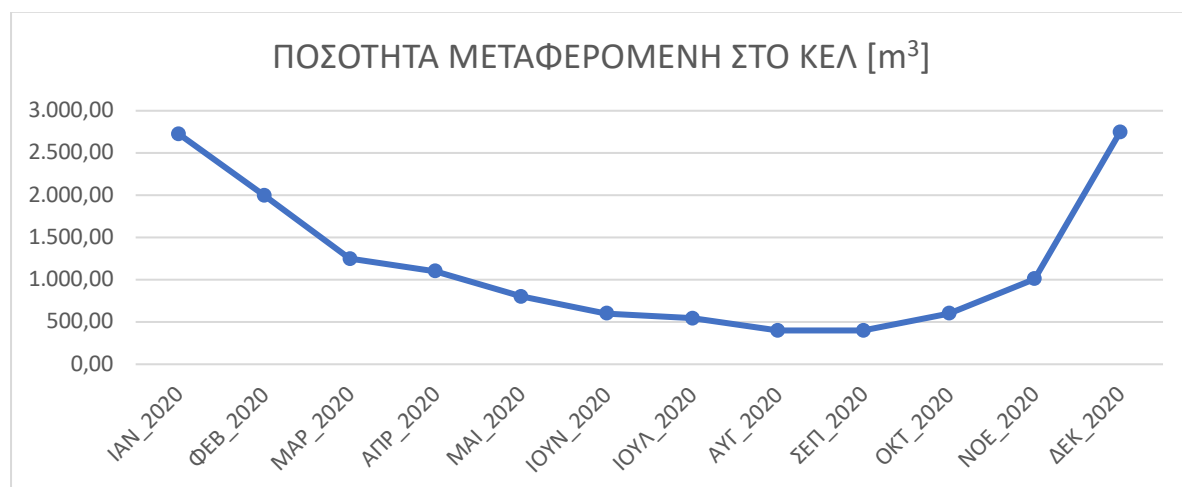
Δεδομένης της συγκεκριμένης δυναμικότητας της κάθε ΜΕΣ, και αναλόγως της παραγόμενης ποσότητας, μεταφέρεται στράγγισμα από την ΜΕΣ Φυλής στην ΜΕΣ Άνω Λιοσίων. Η μεταφορά αυτή εξυπηρετεί δυο σκοπούς:

- Α. Την επεξεργασία του στραγγίσματος από τις μονάδες, ώστε να φεύγει μικρότερη ποσότητα με βυτιοφόρα προς το ΚΕΛ Μεταμόρφωσης και
- Β. Την ανάμιξη του φρέσκου στραγγίσματος Φυλής με το ώριμο στράγγισμα των Άνω Λιοσίων για να μπορεί να διαχειριστεί από τις αντίστροφες ωσμώσεις της ΜΕΣ Άνω Λιοσίων

Το μεταφερόμενο στράγγισμα από τη ΜΕΣ Φυλής στη ΜΕΣ Λιοσίων για το 2020 φαίνεται στο σχήμα 5, ενώ η υπερβάλλουσα ποσότητα που μεταφέρθηκε συνολικά στα ΚΕΛ φαίνεται στο σχήμα 6:



Σχήμα 5: Μεταφερόμενο στράγγισμα από τη ΜΕΣ Φυλής στη ΜΕΣ Λιοσίων



Σχήμα 6: Συνολική ποσότητα στραγγισμάτων που μεταφέρθηκε στο ΚΕΛ Μεταμόρφωσης

Η παρατηρούμενη ελάττωση της ποσότητας μεταφερομένου στραγγίσματος από τον Μάρτιο και μετά (Σχήμα 5) οφείλεται σε δύο λόγους: Πρώτον λόγω της μείωσης της βροχόπτωσης και δεύτερον λόγω της λειτουργίας του MBR, το οποίο είναι εγκατεστημένο στη ΜΕΣ Φυλής και ξεκίνησε να δέχεται στραγγίσμα τον Μάρτιο του 2020. Αποτέλεσμα αυτών των δύο παραμέτρων ήταν να ελαττωθούν δραματικά οι ποσότητες μεταφερομένων στραγγισμάτων στο ΚΕΛ Μεταμόρφωσης. Μετά τον Οκτώβριο όμως, η λειτουργία του MBR διακόπηκε για διοικητικούς λόγους. Με την έναρξη της περιόδου των βροχοπτώσεων τον Νοέμβριο και την αύξηση της ποσότητας του στραγγίσματος στη ΜΕΣ Άνω Λιοσίων, δεν ήταν δυνατόν να γίνει μεταφορά φρέσκου και πλέον μη επεξεργασμένου από τη μονάδα MBR στραγγίσματος από τη ΜΕΣ Φυλής με συνέπεια να αυξηθεί σημαντικά η ποσότητα που χρειάστηκε να μεταφερθεί στο ΚΕΛ. (Σχ.5 και Σχ.6)

4.3.2 Φυσικοχημικά χαρακτηριστικά στραγγίσματος ΜΕΣ Άνω Λιοσίων για το έτος 2020

Στο τμήμα αυτό παρουσιάζουμε αναλυτικά τα φυσικοχημικά χαρακτηριστικά των στραγγισμάτων λαμβάνοντας μηνιαίες μετρήσεις στην είσοδο της ΜΕΣ και υπολογίζοντας τον ετήσιο μέσο όρο του 2020. (Πίνακας 9). Δεδομένης της μεταβλητότητας της ποσότητας και της περιεκτικότητας των στραγγισμάτων σε ρύπους παρουσιάζουμε επιπρόσθετα τη μηνιαία διακύμανση κρίσιμων παραμέτρων και πιο συγκεκριμένα των $\text{NH}_4\text{-N}$, BOD_5/COD , TDS και αγωγιμότητας.(σχ 7,8,9,10).

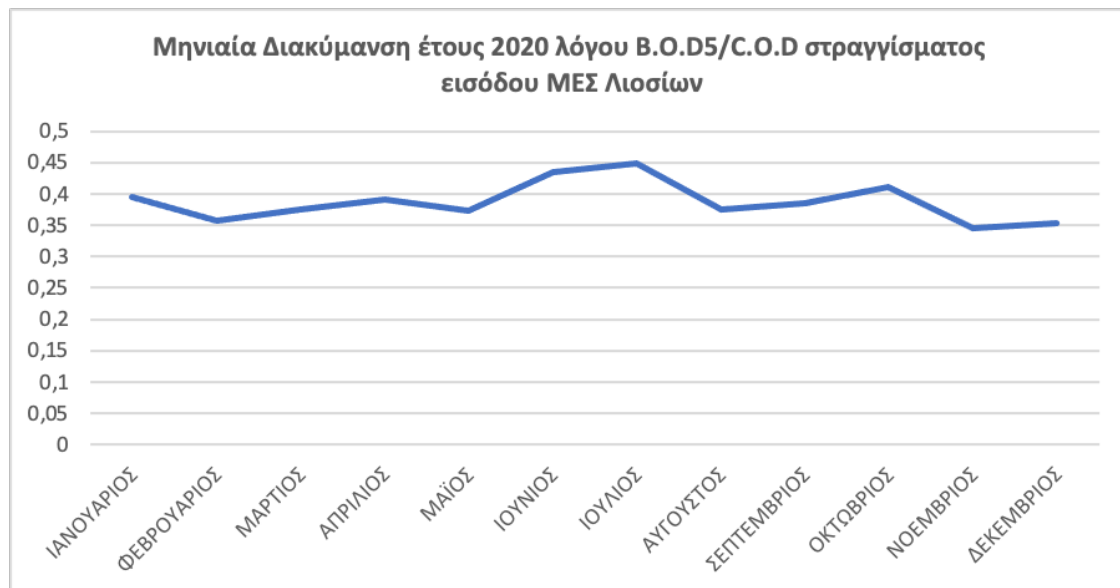
Επιπλέον γίνεται χαρακτηρισμός του στραγγίσματος υπολογίζοντας τον δείκτη ρύπανσης LPI με τη μέθοδο DELPHI των Kumar & Alappat, 2005 (πίνακας 12) καθώς και την κατανομή των επιμέρους συστατικών του. (σχ.11)

Πίνακας 9: Χαρακτηριστικά φυσικοχημικών παραμέτρων στραγγίσματος Ανω Λιοσίων(μ.ο. 2020)

| ΣΗΜΕΙΟ ΔΕΙΓΜΑΤΟΛΗΨΙΑΣ | ΕΙΣΟΔΟΣ ΜΕΣ Α.ΛΙΟΣΙΩΝ | |
|--|-------------------------|----------------|
| | | |
| Παράμετρος | Μονάδες | Τιμές |
| pH | --- | 8,33 |
| Αγωγιμότητα | μS/cm | 22985,00 |
| Θολερότητα | NTU | >251 |
| Θερμοκρασία | οC | 27,13 |
| Οσμή | TO units | >101 |
| B.O.D ₅ | mg O ₂ /l | 2236,67 |
| C.O.D. | mg O ₂ /l | 5771,67 |
| B.O.D ₅ /C.O.D | --- | 0,39 |
| Σκληρότητα Ολική | mg CaCO ₃ /l | 290,08 |
| (Γαλλικοί βαθμοί) | F° | 29,01 |
| (Γερμανικοί βαθμοί) | D° | 16,23 |
| Ολικά Στερεά (TS) | mg/l | 14840,00 |
| Ολικά Διαλελυμένα Στερεά (TDS) | mg/l | 14793,33 |
| Ολικά Αιωρούμενα Στερεά (TSS) | mg/l | 48,42 |
| Αμμωνιακά (N – NH ₄) | mg/l | 2071,83 |
| Ολικό Άζωτο (TN) | mg/l | 2500,08 |
| Αλκαλικότητα H | mg CaCO ₃ /l | 8972,50 |
| Πυριτικά ολικά (SiO ₂) | mg/l | 31,19 |
| Φθοριούχα (F ⁻) | mg/l | 4,53 |
| Χλωριούχα (Cl ⁻) | mg/l | 3500,83 |
| Φωσφορικά (P – PO ₄ ⁻³) | mg/l | 13,55 |
| Ολικός Φώσφορος (P) | mg/l | 20,47 |
| Θειικά (SO ₄ ⁻²) | mg/l | 74,33 |
| Κυανιούχα (CN ⁻) | mg/ l | 0,03 |
| Φαινόλες Ολικές | mg/l | 3,98 |
| Ορυκτά Έλαια –Υδρογονάνθρακες | mg/l | MA |
| Ασβέστιο (Ca ⁺²) | mg/l | 48,51 |
| Μαγνήσιο (Mg ⁺²) | mg/l | 40,98 |
| Κάλιο (K ⁺) | mg/l | 1072,00 |
| Νάτριο (Na ⁺) | mg/l | 1864,83 |
| Σίδηρος (Fe) | mg/l | 5,09 |

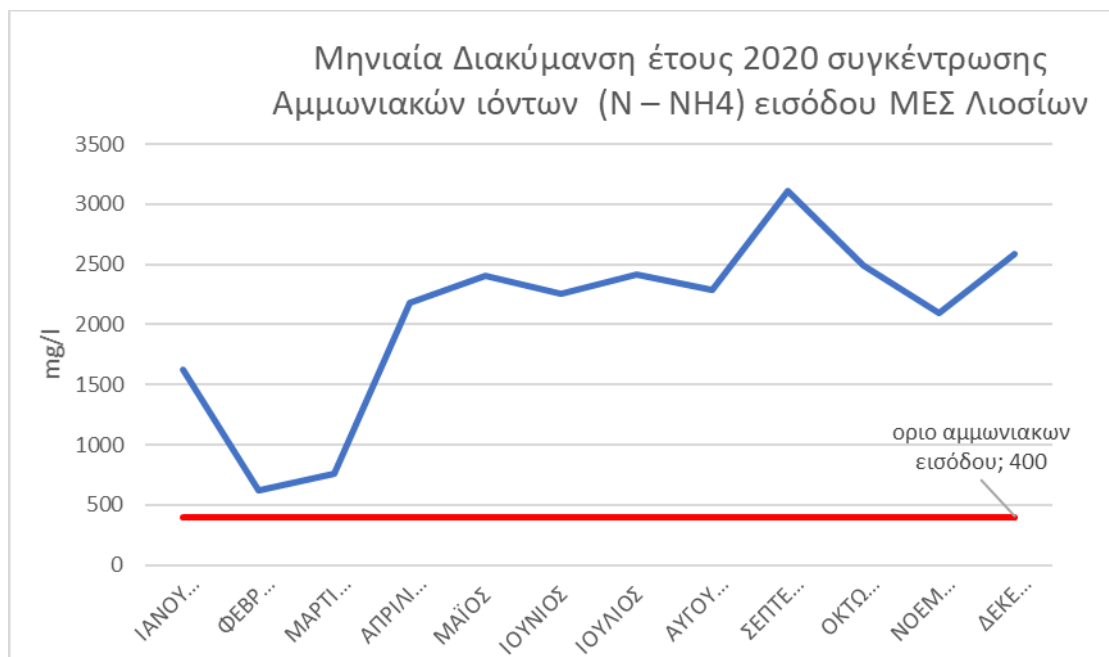
| | | | |
|----------------------|---------------------|------------|----------|
| Στρόντιο | (Sr ⁺²) | mg/l | 0,32 |
| Αργίλιο | (Al) | mg/l | 1,28 |
| Μαγγάνιο | (Mn) | mg/l | 0,10 |
| Βόριο | (B) | mg/l | 4,71 |
| Μόλυβδος | (Pb) | mg/l | 0,03 |
| Ψευδάργυρος διαλυτός | (Zn ⁺²) | mg/l | 0,27 |
| Ψευδάργυρος ολικός | (Zn ⁺²) | mg/l | 0,29 |
| Νικέλιο διαλυτό | (Ni) | mg/l | 0,08 |
| Νικέλιο ολικό | (Ni) | mg/l | 0,64 |
| Χρώμιο διαλυτό | (Cr) | mg/l | 0,03 |
| Χρώμιο ολικό | (Cr) | mg/l | 0,17 |
| Χαλκός διαλυτός | (Cu) | mg/l | 0,07 |
| Χαλκός ολικός | (Cu) | mg/l | 0,07 |
| Κάδμιο διαλυτό | (Cd) | mg/l | 0,01 |
| Κάδμιο ολικό | (Cd) | mg/l | 0,03 |
| Αρσενικό διαλυτό | (As) | mg/l | 0,02 |
| Αρσενικό ολικό | (As) | mg/l | 0,11 |
| Υδράργυρος διαλυτός | (Hg) | mg/l | 0,00 |
| Υδράργυρος ολικός | (Hg) | mg/l | 0,02 |
| Coliforms | | cfu/100 ml | 29000,00 |
| Escherichia Coli | | cfu/100 ml | 7755,83 |

Οι τιμές των παραμέτρων σε γενικές γραμμές συμβαδίζουν με τη βιβλιογραφία με τιμές μεσαίας ηλικίας ΧΥΤΑ, αντί να παρουσιάζουν τιμές ώριμων στραγγισμάτων. Αυτό όμως συμβαίνει επειδή υπάρχει ανάμιξη των φρέσκων στραγγισμάτων που προέρχονται από τη ΜΕΣ Φυλής όταν οι παραγόμενες ποσότητες της Φυλής υπερβαίνουν την δυναμικότητα της μονάδας με τα ώριμα στραγγίσματα που παράγει ο αποκατεστημένος ΧΥΤΑ των Λιοσίων.



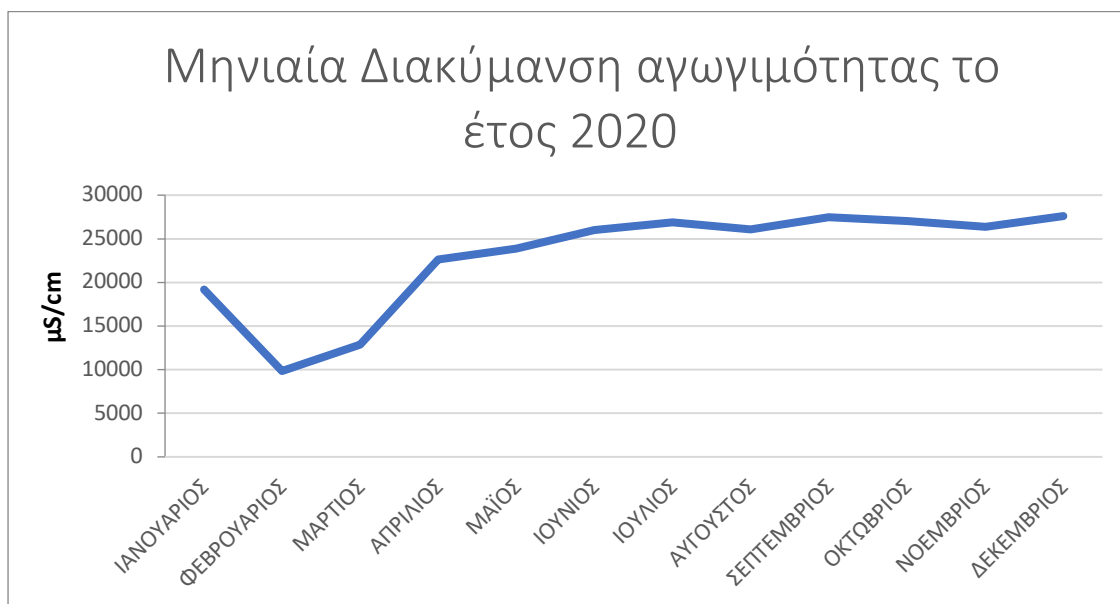
Σχήμα 7: Διακύμανση ανά μήνα του λόγου BOD₅/COD εισόδου ΜΕΣ Άνω Λιοσίων

Το σχήμα 7 δείχνει τη μηνιαία διακύμανση του λόγου BOD₅/COD. Όπως προαναφέρθηκε και στη βιβλιογραφία ο λόγος BOD₅/COD δείχνει τη βιοδιασπασιμότητα των στραγγισμάτων. Η είσοδος της ΜΕΣ Άνω Λιοσίων κυμαίνεται μεταξύ των τιμών 0,35 -0,45 που δείχνουν ότι τα στραγγίσματα αφορούν μεσαίας ηλικίας ΧΥΤΑ. Επιπλέον η διακύμανση παρουσιάζει μια σταθερότητα.



Σχήμα 8 : Διακύμανση ανά μήνα του NH₄-N εισόδου ΜΕΣ Άνω Λιοσίων

Το σχήμα 8 δείχνει τη μηνιαία διακύμανση του αμμωνιακού αζώτου. Παρατηρείται μια αυξομείωση στις τιμές οι οποίες κυμαίνονται περίπου από 1600 έως 2600mg/l. Επίσης παρόλο που στη βιβλιογραφία το όριο που διαχωρίζει τα στραγγίσματα από νέους, μεσαίους και ώριμους σε ηλικία ΧΥΤΑ είναι το 400 mg/l εδώ φαίνεται ότι οι τιμές ξεπερνούν κατά πολύ τα βιβλιογραφικά δεδομένα.



Σχήμα 9 : Διακύμανση ανά μήνα αγωγιμότητας εισόδου ΜΕΣ Άνω Λιοσίων

Το σχήμα 9 δείχνει τη μηνιαία διακύμανση της αγωγιμότητας. Παρατηρείται μια σημαντική από τον Ιανουάριο μέχρι τον Απρίλιο του 2020. Παρατηρείται αρχικά μια απότομη μείωση από 19000 μS/cm σε 10000 μS/cm και στη συνέχεια μια σταδιακή αύξηση περίπου μέχρι τα 26000μS/cm μέχρι τον Ιούνιο που από εκεί και μετά παρουσιάζει μια σχετική σταθερότητα.



Σχήμα 10: Διακύμανση ανά μήνα TDS εισόδου ΜΕΣ Άνω Λιοσίων

Παρομοίως και στο σχήμα 10 το οποίο δείχνει τη μηνιαία διακύμανση ολικών διαλελυμένων στερεών φαίνεται ότι ακολουθεί την πορεία της αγωγιμότητας. Παρατηρείται και εδώ αρχικά μια απότομη μείωση από 1000 mg/l σε 6000 mg/l και στη συνέχεια μια σταδιακή αύξηση περίπου μέχρι τα 17000 mg/l μέχρι τον Ιούνιο που από εκεί και μετά παρουσιάζει μια σχετική σταθερότητα. Στη συνέχεια και με σκοπό να παρουσιάσουμε μια συνολική αξιολόγηση και αποτύπωση της ρύπανσης του στραγγίσματος το οποίο είναι επιβαρυνόμενο από ποικίλους παράγοντες χρησιμοποιήσαμε μια αναγνωρισμένη τεχνική ,την τεχνική DELPHI (Dalkey 1968) για τον υπολογισμό του Δείκτη Ρύπανσης (LPI), η οποία αναπτύχθηκε ολοκληρωμένα από τους Kumar & Alappat το 2005.(Kumar and Alappat, 2003, Kumar and Alappat, 2005

Για τον υπολογισμό του LPI χρησιμοποιούνται 18 παράμετροι σημαντικότερων ρύπων με συντελεστές βαρύτητας w_i (pollutant weight) (Πίν.10).

Πίνακας 10:Επιλεγμένοι ρύποι με βαθμό σημαντικότητας και βάρη

| S. No. | Pollutant | Significance | Pollutant weight |
|--------|-------------------------|--------------|------------------|
| 1 | Total chromium | 4.057 | 0.064 |
| 2 | Lead | 4.019 | 0.063 |
| 3 | COD | 3.963 | 0.062 |
| 4 | Mercury | 3.923 | 0.062 |
| 5 | BOD ₅ | 3.902 | 0.061 |
| 6 | Arsenic | 3.885 | 0.061 |
| 7 | Cyanide | 3.694 | 0.058 |
| 8 | Phenolic compounds | 3.627 | 0.057 |
| 9 | Zinc | 3.585 | 0.056 |
| 10 | pH | 3.509 | 0.055 |
| 11 | TKN | 3.367 | 0.053 |
| 12 | Nickel | 3.321 | 0.052 |
| 13 | Total coliform bacteria | 3.289 | 0.052 |
| 14 | Ammonia nitrogen | 3.250 | 0.051 |
| 15 | Total dissolved solids | 3.196 | 0.050 |
| 16 | Copper | 3.170 | 0.050 |
| 17 | Chlorides | 3.078 | 0.048 |
| 18 | Iron | 2.830 | 0.045 |
| | Total | 63.165 | 1.000 |

Για διευκόλυνση του υπολογισμού του LPI, οι ρύποι που προαναφέρθηκαν χωρίστηκαν σε τρεις κατηγορίες υποδεικτών και υπολογίστηκαν εκ νέου οι συντελεστές βαρύτητας:

- ο υποδείκτης οργανικών ρύπων LPI_{org}, ο οποίος περιλαμβάνει τις παραμέτρους COD, BOD₅, φαινόλες και ολικά κολοβακτηρίδια
- ο υποδείκτης ανόργανων ρύπων LPI_{in}, ο οποίος περιλαμβάνει τις παραμέτρους pH, συνολικό άζωτο κατά Kjeldhal, αμμωνιακό άζωτο, συνολικά διαλυμένα στερεά, χλωριούχα και
- ο υποδείκτης βαρέων μετάλλων LPI_{hm}, ο οποίος περιλαμβάνει τις παραμέτρους του ολικού χρωμίου, μολύβδου, υδραργύρου, αρσενικού, κυανιούχων, ψευδαργύρου, νικελίου, χαλκού και σιδήρου (Πιν.11)

Πίνακας 11:Κατηγοριοποίηση των ρύπων σε ομάδες υποδεικτών και συντελεστές βαρύτητας υπολογισμού τους.

| Index | Parameters | Weight factor |
|--------------------------------|-------------------------|---------------|
| LPI organic LPI_{or} | COD | 0.267 |
| | BOD | 0.263 |
| | Phenolic compounds | 0.246 |
| | Total coliform bacteria | 0.224 |
| LPI inorganic LPI_{in} | pH | 0.214 |
| | TKN | 0.206 |
| | Ammonia nitrogen | 0.198 |
| | Total dissolved solids | 0.195 |
| | Chlorides | 0.187 |
| LPI heavy metals LPI_{hm} | Total chromium | 0.125 |
| | Lead | 0.123 |
| | Mercury | 0.121 |
| | Arsenic | 0.119 |
| | Cyanide | 0.114 |
| | Zinc | 0.110 |
| | Nickel | 0.102 |
| | Copper | 0.098 |
| | Iron | 0.088 |

Ο κάθε δείκτης υπολογίζεται από την παρακάτω σχέση,

$$LPI = \sum_{i=1}^n w_i p_i$$

όπου w_i ο συντελεστής βαρύτητας (Πιν.10) και p_i ο βαθμός προκύπτει από τα γραφήματα συσχέτισμού ανάλογα με τη συγκέντρωση του ρύπου (Παράρτημα).

Ο συνολικός δείκτης υπολογίζεται από τον τύπο:

$$LPI = 0.232 LPI_{or} + 0.257 LPI_{in} + 0.511 LPI_{hm}$$

Με βάση τα παραπάνω υπολογίσαμε τον δείκτη ρύπανσης του στραγγίσματος της εισόδου της ΜΕΣ Άνω Λιοσίων, όπως φαίνεται στον Πίνακα 12.

Χωρίσαμε τις παραμέτρους σε τρεις κατηγορίες και χρησιμοποιήσαμε τον μέσο όρο των συγκεντρώσεων του έτους 2020 για κάθεμία από αυτές. Υπολογίσαμε και με τα w_i και p_i τον δείκτη ρύπανσης κάθε κατηγορίας.

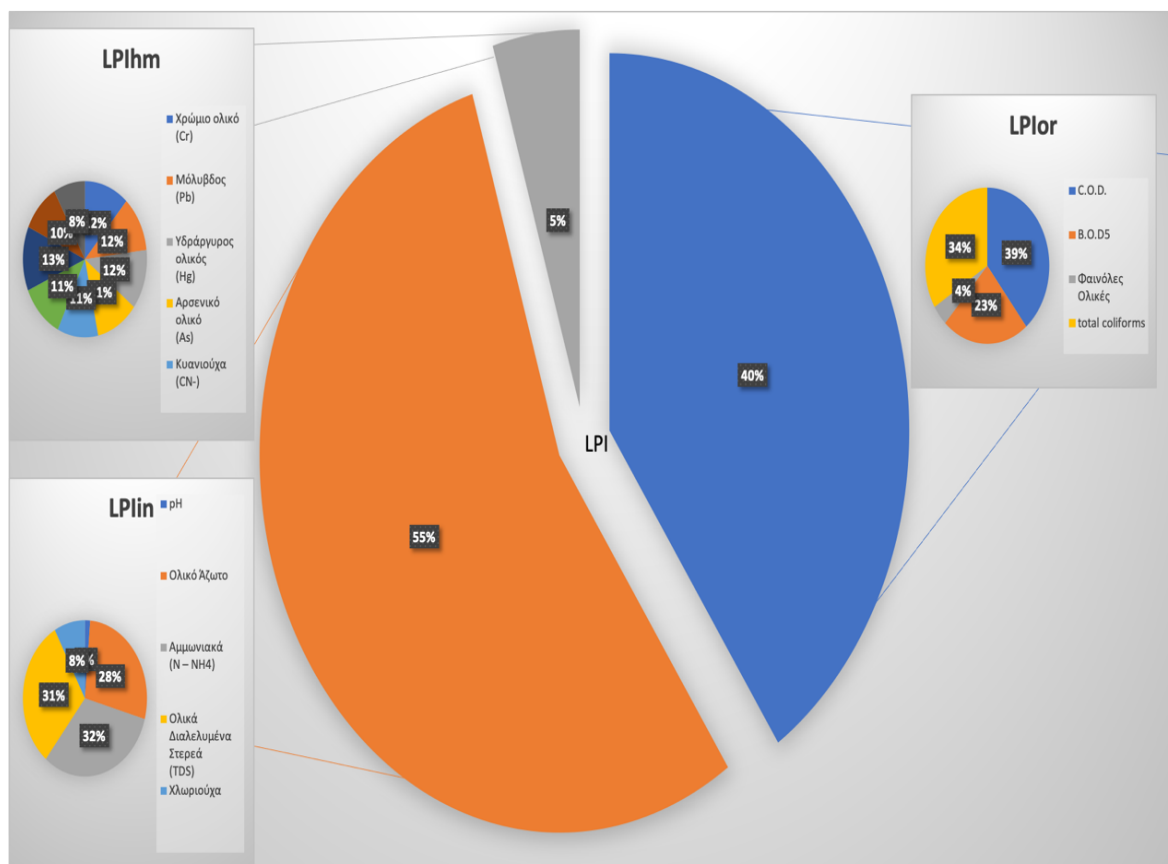
Τελικά απο τον τύπο $0,232LPI_{or} + 0,257 LPI_{in} + 0,511LPI_{hm}$, υπολογίσαμε τον συνολικό δείκτη ρύπανσης.

Πίνακας 12: Υπολογισμός των επιμέρους LPI και του συνολικού LPI για τη ΜΕΣ του ΧΥΤΑ Ανω Λιοσίων για το 2020

| Δείκτης | Παράμετρος | Συντελεστής βαρύτητας w_i | Μέση συγκέντρωση mg/l | p_i | $p_i w_i$ |
|---|--|-----------------------------|-----------------------|-------|-------------|
| | C.O.D. | 0,267 | 5771,7 | 68 | 18,156 |
| LPI_{or} | B.O.D ₅ | 0,263 | 2236,7 | 40 | 10,52 |
| | Φαινόλες Ολικές | 0,246 | 4 | 8 | 1,968 |
| | total coliforms | 0,224 | 29000 | 70 | 15,68 |
| | LPI_{or} | | | | 46,3 |
| | pH | 0,214 | 8,3 | 4 | 0,856 |
| | Ολικό Άζωτο | 0,206 | 2500,1 | 85 | 17,51 |
| LPI_{in} | Αμμωνιακά (N – NH ₄) | 0,198 | 2071,8 | 100 | 19,8 |
| | Ολικά Διαλυμένα Στερεά (TDS) | 0,195 | 14793,3 | 100 | 19,5 |
| | Χλωριούχα | 0,187 | 3500,8 | 27 | 5,049 |
| | LPI_{in} | | | | 62,7 |
| | Χρώμιο ολικό (Cr) | 0,125 | 0,17 | 5 | 0,625 |
| | Μόλυβδος (Pb) | 0,123 | 0,03 | 5 | 0,615 |
| LPI_{hm} | Υδράργυρος ολικός (Hg) | 0,121 | 0,02 | 5,5 | 0,6655 |
| | Αρσενικό ολικό (As) | 0,119 | 0,1 | 5 | 0,595 |
| | Κυανιούχα (CN ⁻) | 0,114 | 0,03 | 5 | 0,57 |
| | Ψευδάργυρος ολικός (Zn ⁺²) | 0,11 | 0,3 | 5,5 | 0,605 |
| | Νικέλιο ολικό (Ni) | 0,102 | 0,6 | 7 | 0,714 |
| | Χαλκός ολικός (Cu) | 0,098 | 0,07 | 5,5 | 0,539 |
| | Σίδηρος (Fe) | 0,088 | 5,1 | 5 | 0,44 |
| | LPI_{hm} | | | | 5,4 |
| LPI_{total} = 0,232LPI_{or} + 0,257 LPI_{in} + 0,511LPI_{hm} | | | | | 29,6 |

Σύμφωνα με τους Abunama et al τιμές του δείκτη ρύπανσης 26,5, 23,6 και 17,5 δείχνουν υψηλή, ενδιάμεση και χαμηλή αντίστοιχα ρύπανση (Abunama et al, 2021).

Στην περίπτωση μας έχουμε τιμή 29,6, που ξεπερνά αρκετά την τιμή της βιβλιογραφίας.



Σχήμα 11 : Ποσοστό κατανομής των συστατικών των (α) οργανικών LPIor, (β) ανόργανων LPlin και (γ) βαρέων μετάλλων LPIhm για το εισερχόμενο στράγγισμα του ΧΥΤΑ Ανω Λιοσίων

Στο σχήμα 11 αποτυπώνεται το ποσοστό της κάθε κατηγορίας ρύπανσης στο στράγγισμα της ΜΕΣ Λιοσίων. Παρατηρούμε ότι το 40% καταλαμβάνουν τα οργανικά στοιχεία, το 55% τα ανόργανα και το 5% τα βαρέα μέταλλα.

4.3.3 Επεξεργασία στραγγίσματος από τη ΜΕΣ Ανω Λοσίων

Από την επεξεργασία των στραγγισμάτων με Α.Ο. προκύπτουν δυο προϊόντα. Το καθαρό νερό άρδευσης και το συμπύκνωμα από την επεξεργασία, η άλμη. Το προϊόν της άρδευσης έχει τα εξής χαρακτηριστικά(Πίνακας 13):

Πίνακας 13: Χαρακτηριστικά φυσικοχημικών παραμέτρων προϊόντος άρδευσης Άνω Λιοσίων(μ.ο. 2020)

| ΣΗΜΕΙΟ ΔΕΙΓΜΑΤΟΛΗΨΙΑΣ | ΔΕΞΑΜΕΝΗ ΑΡΔΕΥΣΗΣ | | |
|---|-------------------------|--------------|------------------------------|
| | | | |
| Παράμετρος | Μονάδες | Αποτελέσματα | Όρια |
| pH | --- | 6,5 | 6 -- 8,5 |
| Αγωγιμότητα (@ 20°C) | μS/cm | 128,2 | 700 - 1000 |
| Θολρότητα | NTU | 1,0 | 2 |
| Θερμοκρασία | oC | 23,1 | ΔΠ |
| Οσμή | TO units | 1,2 | ΔΠ |
| B.O.D ₅ | mg O ₂ /l | <LoQ (4) | ≤10 για το 80% των δειγμάτων |
| C.O.D. | mg O ₂ /l | 27,5 | 125 |
| Σκληρότητα Ολική | --- | MA | ΔΠ |
| (Γαλλικοί βαθμοί) | mg CaCO ₃ /l | MA | ΔΠ |
| (Γερμανικοί βαθμοί) | F° | MA | ΔΠ |
| Ολικά Στερεά (TS) | D° | 75,6 | ΔΠ |
| Ολικά Διαλυμένα Στερεά (TDS) | mg/l | 113,8 | ΔΠ |
| Ολικά Αιωρούμενα Στερεά (TSS) | mg/l | MA | 2 |
| Αμμωνιακά – NH ₄ (N) | mg/l | 1,3 | 2 |
| Ολικό Άζωτο (TN) | mg/l | 9,5 | 15 |
| Αλκαλικότητα H | mg/l | 50,7 | ΔΠ |
| Όξινα ανθρακικά | mg CaCO ₃ /l | 62,7 | 90-250 |
| Πυριτικά ολικά (SiO ₂) | mg/l | MA | ΔΠ |
| Φθοριούχα (F ⁻) | mg/l | MA | 1 |
| Χλωριούχα (Cl ⁻) | mg/l | 15,3 | 100 |
| Φωσφορικά – PO ₄ ⁻³ (P) | mg/l | MA | ΔΠ |
| Ολικός Φώσφορος (P) | mg/l | MA | ΔΠ |
| Θειικά (SO ₄ ⁻²) | mg/l | 14,0 | 10 |
| Κυανιούχα (CN ⁻) | mg/ l | MA | ΔΠ |
| Φαινόλες Ολικές | mg/l | MA | ΔΠ |

| | | | |
|---|------|----------------------|-------|
| Ορυκτά Έλαια –Υδρογονάνθρακες | mg/l | MA | ΔΠ |
| Ασβέστιο (Ca ⁺²) | mg/l | MA | ΔΠ |
| Μαγνήσιο (Mg ⁺²) | mg/l | MA | ΔΠ |
| Κάλιο (K ⁺) | mg/l | MA | ΔΠ |
| Νάτριο (Na ⁺) | mg/l | <LoQ (4,2) | 70 |
| Σίδηρος (Fe) | mg/l | 0,2 | 2 |
| Στρόντιο (Sr ⁺²) | mg/l | MA | ΔΠ |
| Αργίλιο (Al) | mg/l | MA | 5 |
| Μαγγάνιο (Mn) | mg/l | MA | 0,2 |
| Βόριο (B) | mg/l | 0,8 | 2 |
| Μόλυβδος (Pb) | mg/l | MA | 0,05 |
| Ψευδάργυρος διαλυτός (Zn ⁺²) | mg/l | 0,2 | ΔΠ |
| Ψευδάργυρος ολικός (Zn ⁺²) | mg/l | 0,2 | 0,5 |
| Νικέλιο διαλυτό (Ni) | mg/l | 0,0 | ΔΠ |
| Νικέλιο ολικό (Ni) | mg/l | 0,0 | 0,05 |
| Χρώμιο διαλυτό (Cr) | mg/l | MA | ΔΠ |
| Χρώμιο ολικό (Cr) | mg/l | MA | 0,1 |
| Χαλκός διαλυτός (Cu) | mg/l | MA | ΔΠ |
| Χαλκός ολικός (Cu) | mg/l | MA | 0,1 |
| Κάδμιο διαλυτό (Cd) | mg/l | MA | ΔΠ |
| Κάδμιο ολικό (Cd) | mg/l | MA | 0,005 |
| Αρσενικό διαλυτό (As) | mg/l | MA | ΔΠ |
| Αρσενικό ολικό (As) | mg/l | MA | 0,05 |
| Υδράργυρος διαλυτός (Hg) | mg/l | MA | ΔΠ |
| Υδράργυρος ολικός (Hg) | mg/l | MA | 0,002 |

| | | | |
|--------------------------|------------|-----|--|
| Coliforms | cfu/100 ml | 0,0 | ≤2 για το 80% των δειγμάτων |
| Escherichia Coli | cfu/100 ml | 0,0 | και ≤20 για το 95% των δειγμάτων δειγμάτων |
| Διαλελυμένο Οξυγόνο (DO) | | 6,1 | >5,0 |

Βλέπουμε ότι έχει πραγματοποιηθεί πλήρης απομάκρυνση όλων των ρύπων σε πολύ μεγάλο βαθμό σχεδόν 100% καθώς επίσης πληρούνται και όλα τα όρια της νομοθεσίας. Στον Πίνακα 14 υπολογίσαμε τον βαθμό επεξεργασίας για τους κυριότερους ρύπους ο οποίος αγγίζει το 100%.

Πίνακας 14: Συγκεντρώσεις και Ποσοστό απομάκρυνσης ρύπων μετά από επεξεργασία από Α.Ο

| Παράμετρος | Μονάδες | Αποτελέσματα εισόδου | Αποτελέσματα εξόδου | Βαθμός επεξεργασίας (%) |
|----------------------------------|----------------------|----------------------|---------------------|-------------------------|
| Αγωγιμότητα (@ 20°C) | μS/cm | 22985,0 | 139,2 | 99,4 |
| B.O.D ₅ | mg O ₂ /l | 2236,7 | 0,0 | 100,0 |
| C.O.D. | mg O ₂ /l | 5771,7 | 18,7 | 99,7 |
| Ολικά Στερεά (TS) | mg/l | 14840,0 | 4,7 | 100,0 |
| Αμμωνιακά (N – NH ₄) | mg/l | 2071,8 | 1,2 | 99,9 |

Τα χαρακτηριστικά της άλμης συγκεντρώνουν ως επί το πλείστο όλο το ρυπαντικό φορτίο από την επεξεργασία του παραγόμενου στραγγίσματος με αντίστροφες οσμώσεις. Αυτό εξηγείται από το γεγονός ότι η αντίστροφη όσμωση είναι μια διαδικασία πλήρους διαχωρισμού των ρύπων από το νερό, οι οποίοι συγκρατούνται από τις μεμβράνες και δεν πραγματοποιείται κάποια βιολογική διεργασία αποδόμησης ή καταστροφής τους. Επομένως τα αποτελέσματα είναι αναμενόμενα (Πίνακας 15).

Πίνακας 15: Χαρακτηριστικά φυσικοχημικών παραμέτρων άλμης Ανω Λιοσίων(μ.ο. 2020)

| ΣΗΜΕΙΟ ΔΕΙΓΜΑΤΟΛΗΨΙΑΣ | ΔΕΞΑΜΕΝΗ ΑΛΜΗΣ | |
|------------------------------|-------------------------|----------------|
| Παράμετρος | Μονάδες | Τιμές |
| pH | --- | 7,6 |
| Αγωγιμότητα | μS/cm | 31475 |
| Θολερότητα | NTU | >251 |
| Θερμοκρασία | οC | 23,825 |
| Οσμή | TO units | >101 |
| B.O.D ₅ | mg O ₂ /l | 3416,7 |
| C.O.D. | mg O ₂ /l | 10220,8 |
| Σκληρότητα Ολική | mg CaCO ₃ /l | 503,4 |
| (Γαλλικοί βαθμοί) | F° | 50,3 |
| (Γερμανικοί βαθμοί) | D° | 28,2 |
| Ολικά Στερεά (TS) | mg/l | 20762,5 |

| | | |
|---|-------------------------|---------|
| Ολικά Διαλελυμένα Στερεά (TDS) | mg/l | 20595,8 |
| Ολικά Αιωρούμενα Στερεά (TSS) | mg/l | 151,1 |
| Αμμωνιακά (N – NH ₄) | mg/l | 2595,0 |
| Ολικό Άζωτο (TN) | mg/l | 3018,3 |
| Αλκαλικότητα H | mg CaCO ₃ /l | 9809,2 |
| Πυριτικά ολικά (SiO ₂) | mg/l | 35,1 |
| Φθοριούχα (F ⁻) | mg/l | 6,9 |
| Χλωριούχα (Cl ⁻) | mg/l | 4795,0 |
| Φωσφορικά (P – PO ₄ ⁻³) | mg/l | 13,8 |
| Ολικός Φώσφορος (P) | mg/l | 23,2 |
| Θειικά (SO ₄ ⁻²) | mg/l | 1381,7 |

| | | |
|-----------------------------------|-------|--------|
| Κυανιούχα (CN ⁻) | mg/ l | 0,0 |
| Φαινόλες Ολικές | mg/l | 7,9 |
| Ορυκτά Έλαια – Υδρογονάνθρακες | mg/l | MA |
| Ασβέστιο (Ca ⁺²) | mg/l | 83,3 |
| Μαγνήσιο (Mg ⁺²) | mg/l | 71,7 |
| Κάλιο (K ⁺) | mg/l | 1616,7 |
| Νάτριο (Na ⁺) | mg/l | 2465,8 |
| Σίδηρος (Fe) | mg/l | 8,5 |
| Στρόντιο (Sr ⁺²) | mg/l | 0,5 |
| Αργίλιο (Al) | mg/l | 2,8 |
| Μαγγάνιο (Mn) | mg/l | 0,3 |
| Βόριο (B) | mg/l | 9,7 |
| Μόλυβδος (Pb) | mg/l | 0,1 |

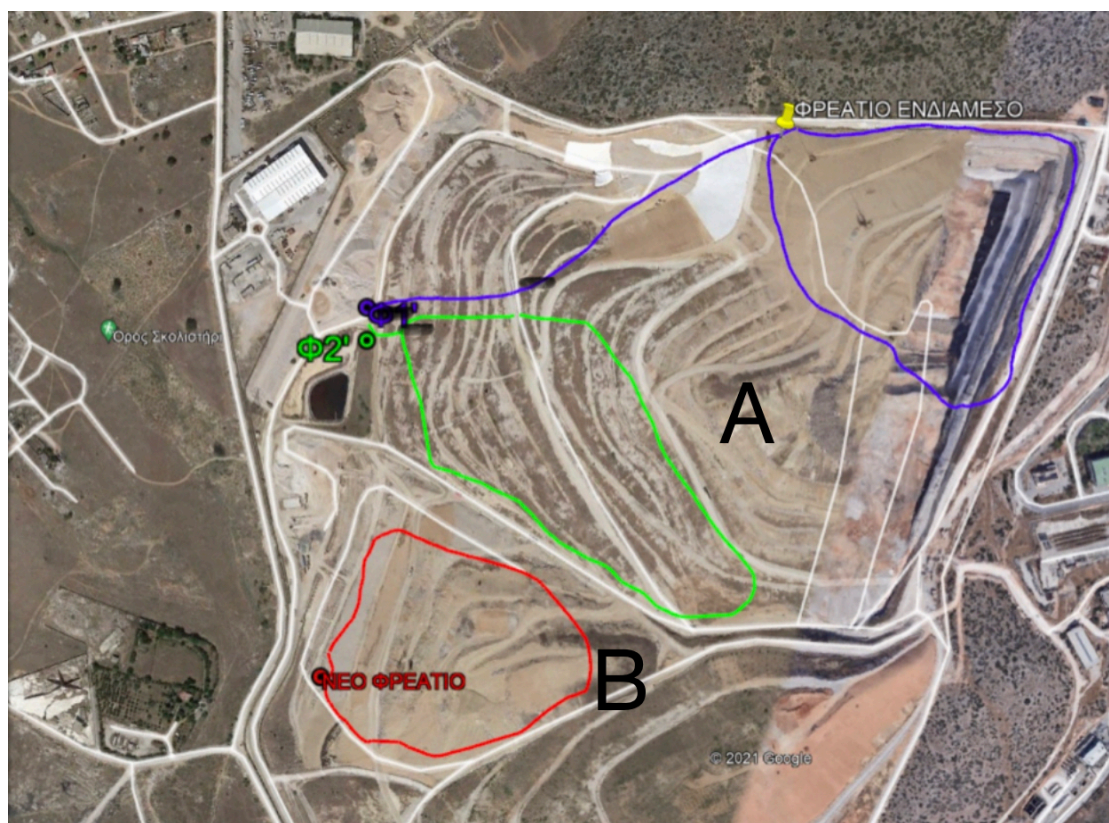
| | | |
|---|------|------|
| Ψευδάργυρος διαλυτός (Zn ⁺²) | mg/l | 0,4 |
| Ψευδάργυρος ολικός (Zn ⁺²) | mg/l | 0,5 |
| Νικέλιο διαλυτό (Ni) | mg/l | 0,2 |
| Νικέλιο ολικό (Ni) | mg/l | 1,3 |
| Χρώμιο διαλυτό (Cr) | mg/l | 0,0 |
| Χρώμιο ολικό (Cr) | mg/l | 28,1 |
| Χαλκός διαλυτός (Cu) | mg/l | 0,2 |
| Χαλκός ολικός (Cu) | mg/l | 0,2 |
| Κάδμιο διαλυτό (Cd) | mg/l | 0,0 |
| Κάδμιο ολικό (Cd) | mg/l | 0,1 |
| Αρσενικό διαλυτό (As) | mg/l | 0,0 |

| | | |
|-----------------------------|------|-----|
| Αρσενικό ολικό (As) | mg/l | 0,2 |
| Υδράργυρος διαλυτός (Hg) | mg/l | 0,0 |
| Υδράργυρος ολικός (Hg) | mg/l | 0,0 |

4.3.4 Χαρακτηριστικά Στραγγίσματος ΜΕΣ Φυλής

Παρομοίως και στο τμήμα αυτό παρουσιάζουμε αναλυτικά τα φυσικοχημικά χαρακτηριστικά των στραγγισμάτων υπολογίζοντας τον ετήσιο μέσο όρο, με τη διαφορά ότι λαμβάνουμε μετρήσεις από την είσοδο της ΜΕΣ. (Πίνακας 16) Επιπλέον λαμβάνουμε μετρήσεις κάποιες παραμέτρων από τα φρεάτια των κυττάρων τα οποία οδηγούνται στη ΜΕΣ από τον Ιούλιο και μέχρι το Δεκέμβριο 2020. Η θέση των φρεατίων απεικονίζεται στην εικόνα 19.

Δεδομένης της μεταβλητότητας της ποσότητας και της περιεκτικότητας των στραγγισμάτων σε ρύπους παρουσιάζουμε επιπρόσθετα τη μηνιαία διακύμανση κρίσιμων παραμέτρων και πιο συγκεκριμένα των NH₄-N, BOD₅/COD, TDS και αγωγιμότητας.(σχ 12,13, 14, 15 και 16)



Εικόνα 19:Απεικόνιση θέσεων των φρεατίων Φ1, Φ2 και Νέου Φρεατίου

Επιπλέον γίνεται χαρακτηρισμός του στραγγίσματος υπολογίζοντας τον δείκτη ρύπανσης LPI με τη μέθοδο DELPHI των Kumar & Alappat, 2005 (πίνακας 17) καθώς και την κατανομή των επιμέρους συστατικών του. (σχ. 17)

Πίνακας 16: Χαρακτηριστικά φυσικοχημικών παραμέτρων στραγγίσματος Εισόδου ΜΕΣ Φυλής (μ.ο. 2020)

| ΣΗΜΕΙΟ ΔΕΙΓΜΑΤΟΛΗΨΙΑΣ | ΕΙΣΟΔΟΣ ΜΕΣ ΦΥΛΗΣ | |
|-----------------------|-------------------|---------|
| | | |
| Παράμετρος | Μονάδες | Τιμές |
| pH | --- | 8,3 |
| Αγωγιμότητα | μS/cm | 34128,3 |

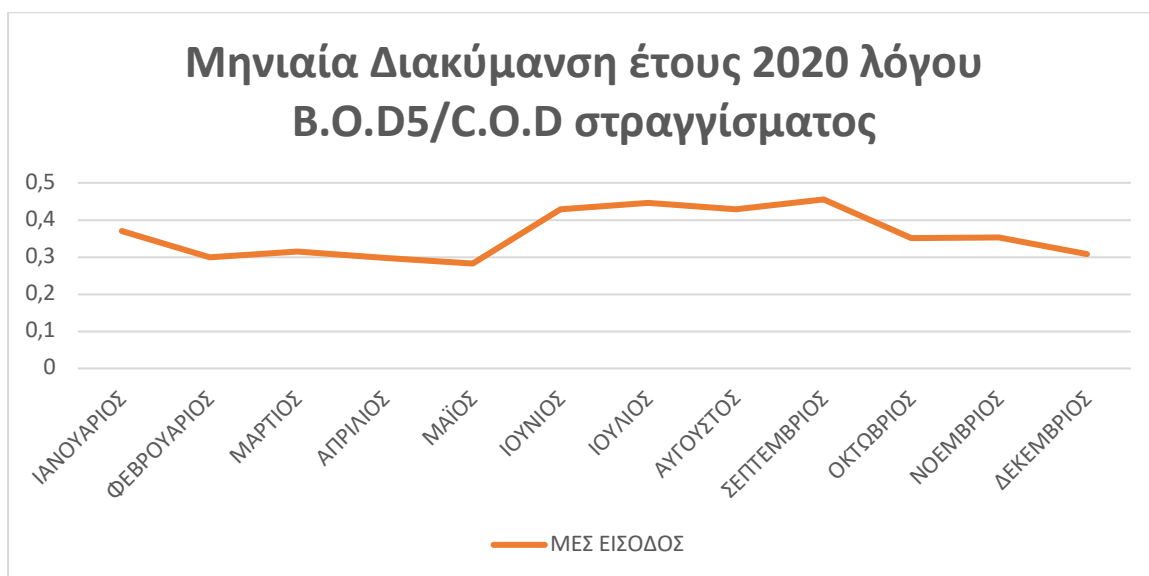
| | | |
|----------------------------------|-------------------------|---------|
| Θολερότητα | NTU | >251 |
| Θερμοκρασία | οC | 27,3 |
| Οσμή | TO units | >101 |
| B.O.D ₅ | mg O ₂ /l | 5341,7 |
| C.O.D. | mg O ₂ /l | 15155,0 |
| B.O.D ₅ /C.O.D | --- | 0,4 |
| Σκληρότητα Ολική | mg CaCO ₃ /l | 526,3 |
| (Γαλλικοί βαθμοί) | F° | 82,7 |
| (Γερμανικοί βαθμοί) | D° | 29,5 |
| Ολικά Στερεά (TS) | mg/l | 22387,5 |
| Ολικά Διαλελυμένα Στερεά (TDS) | mg/l | 22258,3 |
| Ολικά Αιωρούμενα Στερεά (TSS) | mg/l | 128,2 |
| Αμμωνιακά (N – NH ₄) | mg/l | 3380,8 |
| Ολικό Άζωτο (TN) | mg/l | 3774,2 |
| Αλκαλικότητα H | mg CaCO ₃ /l | 15504,2 |

| | | | |
|---|----------|-------|-----------|
| Πυριτικά (SiO ₂) | ολικά | mg/l | 37,0 |
| Φθοριούχα (F ⁻) | | mg/l | 5,742 |
| Χλωριούχα (Cl ⁻) | | mg/l | 4101,667 |
| Φωσφορικά (P – PO ₄ ⁻³) | | mg/l | 12,766 |
| Ολικός (P) | Φώσφορος | mg/l | 20,292 |
| Θειικά (SO ₄ ⁻²) | | mg/l | 177,250 |
| Κυανιούχα (CN ⁻) | | mg/ l | 0,024 |
| Φαινόλες Ολικές | | mg/l | 7,782 |
| Ορυκτά Έλαια –Υδρογονάνθρακες | | mg/l | MA |
| Ασβέστιο (Ca ⁺²) | | mg/l | 79,833 |
| Μαγνήσιο (Mg ⁺²) | | mg/l | 79,283 |
| Κάλιο (K ⁺) | | mg/l | 1720,000 |

| | | |
|---|------|----------|
| Νάτριο (Na ⁺) | mg/l | 2880,000 |
| Σίδηρος (Fe) | mg/l | 5,473 |
| Στρόντιο (Sr ⁺²) | mg/l | 0,448 |
| Αργίλιο (Al) | mg/l | 3,194 |
| Μαγγάνιο (Mn) | mg/l | 0,177 |
| Βόριο (B) | mg/l | 7,220 |
| Μόλυβδος (Pb) | mg/l | 0,060 |
| Ψευδάργυρος διαλυτός (Zn ⁺²) | mg/l | 0,294 |
| Ψευδάργυρος ολικός (Zn ⁺²) | mg/l | 0,339 |
| Νικέλιο διαλυτό (Ni) | mg/l | 0,094 |
| Νικέλιο ολικό (Ni) | mg/l | 0,934 |
| Χρώμιο διαλυτό (Cr) | mg/l | 0,045 |
| Χρώμιο ολικό (Cr) | mg/l | 0,439 |

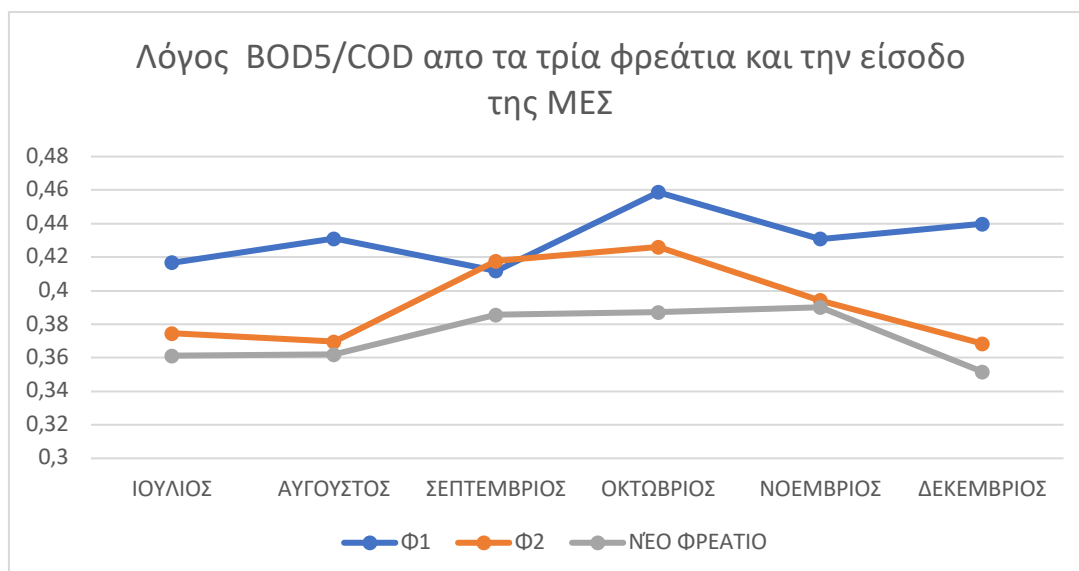
| | | | |
|--------------------|----------|------------|------------|
| Χαλκός (Cu) | διαλυτός | mg/l | 0,110 |
| Χαλκός (Cu) | ολικός | mg/l | 0,133 |
| Κάδμιο (Cd) | διαλυτό | mg/l | 0,008 |
| Κάδμιο (Cd) | ολικό | mg/l | 0,047 |
| Αρσενικό (As) | διαλυτό | mg/l | 0,020 |
| Αρσενικό (As) | ολικό | mg/l | 0,091 |
| Υδράργυρος (Hg) | διαλυτός | mg/l | 0,002 |
| Υδράργυρος (Hg) | ολικός | mg/l | 0,045 |
| Coliforms | | cfu/100 ml | 165769,167 |
| Escherichia Coli | | cfu/100 ml | 12813,333 |

Παρατηρούμε ότι οι τιμές είναι σύμφωνα με την βιβλιογραφία και εμφανίζουν χαρακτηριστικά μεσαίων προς νέων ΧΥΤΑ.



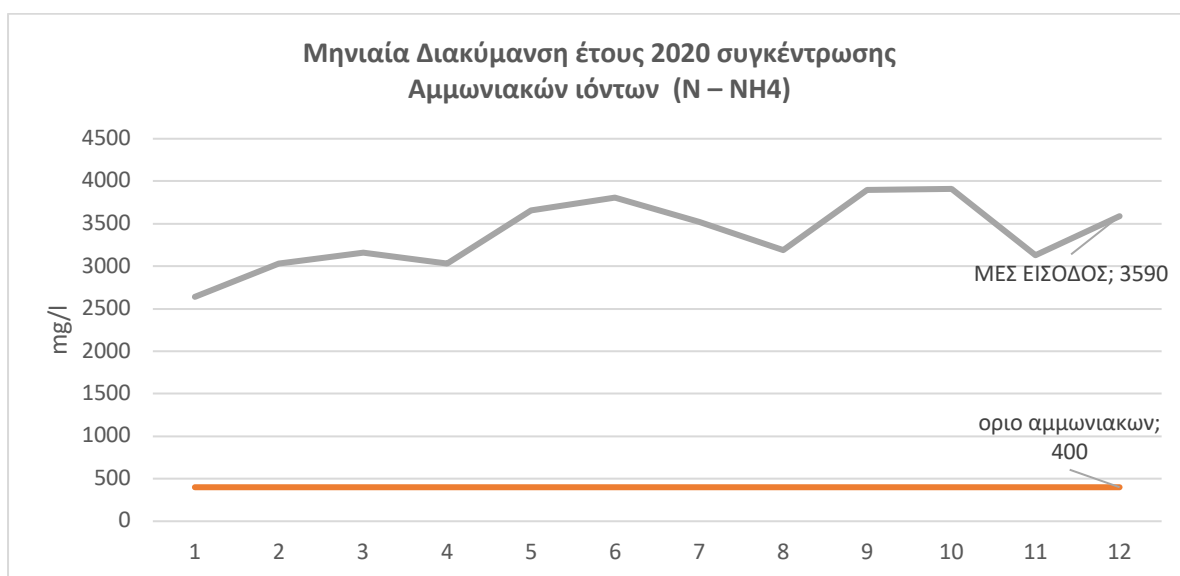
Σχήμα 12: Διακύμανση ανά μήνα του λόγου BOD₅/COD Εισόδου ΜΕΣ Φυλής

Το σχήμα 12 δείχνει τη μηνιαία διακύμανση του λόγου BOD₅/COD, ο οποίος δείχνει τη βιοδιασπασιμότητα των στραγγισμάτων. Η είσοδος της ΜΕΣ κυμαίνεται μεταξύ των τιμών 0,3-0,45 που δείχνουν ότι τα στραγγίσματα αφορούν μεσαίας προς νέας ηλικίας ΧΥΤΑ



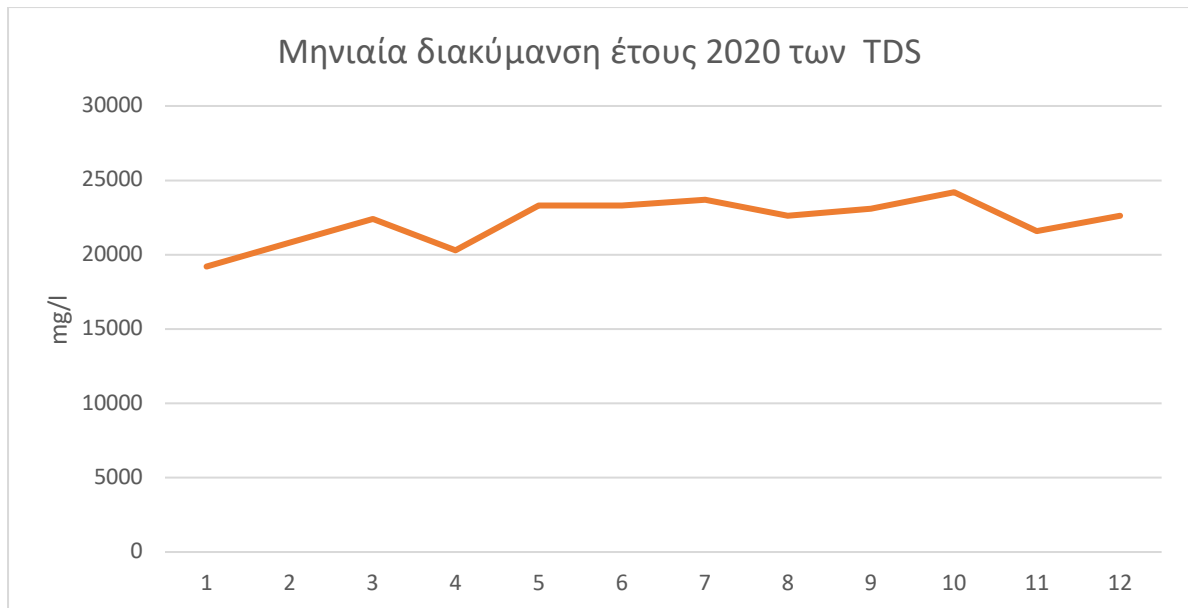
Σχήμα 13: Διακύμανση ανά μήνα του λόγου BOD₅/COD των Φ1,Φ2και ΝΦ

Το σχήμα 13 δείχνει τη μηνιαία διακύμανση του λόγου BOD_5/COD , από τα 3 φρεάτια των κυτάρων στα οποία καταλήγουν τα παραγόμενα στραγγίσματα. Και εδώ οι τιμές κυμαίνονται από 0,35 έως 0,45. Παρατηρούμε μια αύξηση στο λόγο BOD_5/COD σε κάποια σημεία, ίσως γιατί προστίθενται νέα στραγγίσματα από τα κύτταρα και συγκεκριμένα τον Οκτώβριο πιθανόν λόγω έναρξης βροχοπτώσεων. Επιπλέον το Φ1 φαίνεται να ξεπερνά τις τιμές των άλλων φρεατίων γιατί εκεί έρχεται το φρέσκο στράγγισμα από το νέο κύτταρο των 169 στρ της Α φάσης.



Σχήμα 14: Διακύμανση ανά μήνα του NH_4-N Εισόδου ΜΕΣ Φυλής

Το σχήμα 14 δείχνει τη μηνιαία διακύμανση του αμμωνιακού αζώτου. Παρατηρείται μια σχετική σταθερότητα υψηλών τιμών περίπου στις 3500mg/l. Και εδώ φαίνεται ότι οι τιμές ξεπερνούν κατά πολύ τα βιβλιογραφικά δεδομένα.



Σχήμα 15: Διακύμανση ανά μήνα TDS Εισόδου ΜΕΣ Φυλής

Η διακύμανση των ολικών διαλελυμένων στερεών παρουσιάζει μια σχετική σταθερότητα σε τιμές κοντά στις 2000-2500 mg/l.



Σχήμα 16: Διακύμανση ανά μήνα αγωγιμότητας Εισόδου ΜΕΣ Φυλής

Η αγωγιμότητα εμφανίζει αρκετά υψηλές τιμές με χαμηλότερη τιμή τα 30.100 $\mu\text{S/cm}$ και υψηλότερη τιμή τα 37.100 $\mu\text{S/cm}$. Οι τιμές αυτές ξεπερνούν τις προδιαγραφές των κατασκευαστών των οσμώσεων. Οι αποκλίσεις αυτές είχαν ως αποτέλεσμα να καθιστούν ουσιαστικά αδύνατη την επεξεργασία των στραγγισμάτων από τις υφιστάμενες μονάδες αντίστροφης όσμωσης με βάση

τις προδιαγραφές λειτουργίας τους. Για την προστασία του εξοπλισμού όσο και για την εξασφάλιση της απαιτούμενης εκροής, αφού αφενός μεν η τόσο υψηλή αγωγιμότητα είχε επιφέρει σοβαρά προβλήματα στις μεμβράνες αντίστροφης όσμωσης με εμφράξεις μη αναστρέψιμες, αφετέρου δε η τόσο υψηλή αμμωνία καθιστούσε αδύνατη την τήρηση των ορίων της νομοθεσίας για αμμωνιακό άζωτο στην τελική εκροή κρίθηκε άμεση η παράκαμψη της ΜΕΣ Φυλής αυτών των ιδιαίτερα επιβαρυνμένων ποσοτήτων με δυο τρόπους:

1. η απομάκρυνσή τους με βυτιοφόρα προς το ΚΕΛ Μεταμόρφωσης και
2. η λειτουργία βιολογικής βαθμίδας με τη μέθοδο βιοαντιδραστήρων μεμβρανών (MBR)

Παρομοίως και στο τμήμα αυτό υπολογίσαμε τον δείκτη ρύπανσης του στραγγίσματος της εισόδου της ΜΕΣ Φυλής, όπως φαίνεται στον Πίνακα 17.

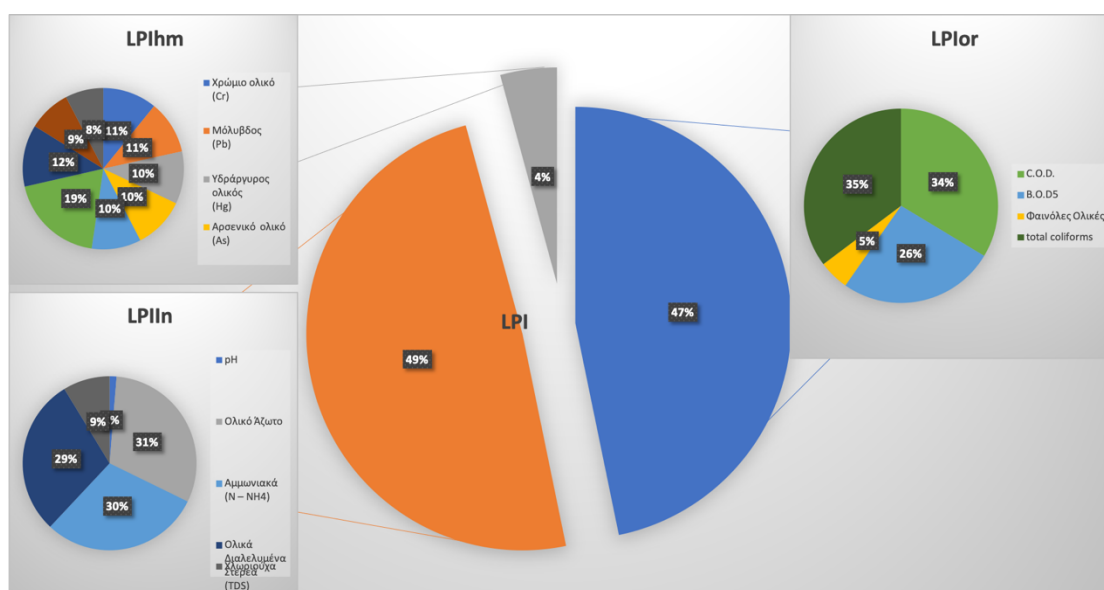
Πίνακας 17: Υπολογισμός των επιμέρους LPI και του συνολικού LPI για τη ΜΕΣ του ΧΥΤΑ Φυλής για το 2020

| Δείκτης | Παράμετρος | Συντελεστής βαρύτητας wi | Μέση συγκέντρωση mg/l | pi | piwi |
|-------------------------|-------------------------------------|--------------------------------|-----------------------------|-----|---------------|
| | C.O.D. | 0,267 | 15155,0 | 80 | 21,36 |
| LPI_{or} | B.O.D ₅ | 0,263 | 5341,7 | 63 | 16,569 |
| | Φαινόλες Ολικές | 0,246 | 7,8 | 13 | 3,198 |
| | total coliforms | 0,224 | 165769,2 | 100 | 22,4 |
| | LPI_{or} | | | | 63,527 |
| | pH | 0,214 | 8,3 | 4 | 0,856 |
| | Ολικό Άζωτο | 0,206 | 3774,2 | 100 | 20,6 |
| LPI_{in} | Αμμωνιακά (N – NH ₄) | 0,198 | 3380,8 | 100 | 19,8 |
| | Ολικά Διαλυμένα Στερεά (TDS) | 0,195 | 22258,3 | 100 | 19,5 |

| | | | | | |
|---|---|-------|--------|----|------------------|
| | Χλωριούχα | 0,187 | 4101,7 | 31 | 5,797 |
| | LPI _{In} | | | | 66,553 |
| | Χρώμιο ολικό (Cr) | 0,125 | 0,4 | 5 | 0,625 |
| | Μόλυβδος (Pb) | 0,123 | 0,1 | 5 | 0,615 |
| LPI_{hm} | Υδράργυρος ολικός (Hg) | 0,121 | 0,045 | 5 | 0,605 |
| | Αρσενικό ολικό (As) | 0,119 | 0,1 | 5 | 0,595 |
| | Κυανιούχα (CN ⁻) | 0,114 | 0,02 | 5 | 0,57 |
| | Ψευδάργυρος ολικός (Zn ⁺²) | 0,11 | 0,339 | 10 | 1,1 |
| | Νικέλιο ολικό (Ni) | 0,102 | 0,934 | 7 | 0,714 |
| | Χαλκός ολικός (Cu) | 0,098 | 0,1 | 5 | 0,49 |
| | Σίδηρος (Fe) | 0,088 | 5.4 | 5 | 0,44 |
| | LPI _{hm} | | | | 5,754 |
| LPI_{total} = 0,232LPI_{or} + 0,257 LPI_{In} + 0,511LPI_{hm} | | | | | 34,782679 |

Σύμφωνα με τους Abunama et al τιμές του δείκτη ρύπανσης 26,5, 23,6 και 17,5 δείχνουν υψηλή, ενδιάμεση και χαμηλή αντίστοιχα ρύπανση (Abunama et al, 2021).

Στην περίπτωση μας έχουμε τιμή 34,8, ξεπερνά αρκετά την τιμή της βιβλιογραφίας και υποδεικνύει υψηλό ρυπαντικό φορτίο που προέρχεται κυρίως από απορρίμματα με υψηλό οργανικό περιεχόμενο και από ανόργανα άλατα.



Σχήμα 17: Ποσοστό κ Ποσοστό κατανομής των συστατικών των (α) οργανικών LPIor, (β) ανόργανων LPIIn και (γ) βαρέων μετάλλων LPIhm για το εισερχόμενο στράγγισμα του ΧΥΤΑ Φυλής

Στο σχήμα 17 αποτυπώνεται το ποσοστό της κάθε κατηγορίας ρύπανσης στο στράγγισμα της ΜΕΣ Φυλής. Παρατηρούμε ότι το 47% καταλαμβάνουν τα οργανικά στοιχεία, το 49% τα ανόργανα και το 4% τα βαρέα μέταλλα.

4.3.5 Επεξεργασία Φρέσκου Στραγγίσματος ΜΕΣ Φυλής

Για την αντιμετώπιση των υψηλών ποσοτήτων αμμωνίας και τη μεγιστοποίηση της απομάκρυνσης του οργανικού φορτίου ξεκίνησε η λειτουργία βιολογικής βαθμίδας με τη μέθοδο βιοαντιδραστήρων μεμβρανών (MBR) η οποία συνίσταται από βιολογικές δεξαμενές και το σύστημα μεμβρανών υπερδιήθησης για τη διαύγαση του ανάμικτου υγρού.

Από τον Ιανουάριο 2020 έχουν εγκατασταθεί οι μονάδες βιολογικής επεξεργασίας με τη μέθοδο MBR και έχει ξεκινήσει η διαδικασία εκκίνησης της βιολογίας με τον εμβολιασμό των βιοαντιδραστήρων με ειδική βιομάζα και τη σταδιακή πλήρωση με ελεγχόμενες ποσότητες εισερχόμενων στραγγισμάτων. Κατά τη διαδικασία έναρξης (start up) της βιολογικής επεξεργασίας και ανάλογα με τα αποτελέσματα των μετρήσεων που λαμβάνουν χώρα, επαναπροσδιορίζονται συνεχώς οι λειτουργικές παράμετροι και οι ποσότητες των εισερχόμενων αποβλήτων μέχρι να φτάσει το σύστημα στη μέγιστη δυναμικότητά του των 400m³/day.

Είναι αναγκαία αυτή η χρονοβόρα διαδικασία για τον εγκλιματισμό της βιομάζας και τη σταδιακή προσαρμογή της στις δύσκολες συνθήκες των στραγγισμάτων ΧΥΤΑ διότι αν δεν τηρηθεί αυτή η διαδικασία εγκυμονεί ο κίνδυνος του τοξικού σοκ με συνεπακόλουθο να χαθεί το σύνολο της βιομάζας και να πρέπει να επανεκκινήσει από την αρχή η διαδικασία του start up.

Μέχρι το σύστημα βιολογικής επεξεργασίας να φτάσει τη μέγιστη δυναμικότητα του (η οποία αντιστοιχεί στη μέγιστη δυναμικότητα των δυο μονάδων Α.Ο. της ΜΕΣ Φυλής) οι μονάδες αντίστροφης όσμωσης της ΜΕΣ Φυλής επεξεργάζονται μίγμα εκροής βιολογίας και ανεπεξέργαστου στραγγίσματος προερχόμενο απευθείας από τα κύτταρα.

Πραγματοποιήθηκε δειγματοληψία από το σημείο της εισόδου και της εξόδου της mbr επεξεργασίας των στραγγισμάτων για όλους τους μήνες του λειτουργίας του. Παρακάτω παρουσιάζονται οι μετρήσεις:

Πίνακας 18: Αποτελέσματα MBR Μαΐου 2020

| <i>Μάιος 2020</i> | | | | |
|-------------------|----------------------|------------------------|-----------------------|-----------------------|
| Παράμετρος | Μονάδες | Αποτέλεσμα εισόδου MBR | Αποτέλεσμα Εξόδου MBR | Βαθμός επεξεργασίας % |
| pH | | 8,2 | 8 | 2,4 |
| Αγωγιμότητα, | mS/cm | 36,2 | 10 | 72,4 |
| B.O.D5 | mg O ₂ /l | 5200 | 350 | 93,3 |
| C.O.D. | mg O ₂ /l | 18400 | 1500 | 91,8 |

| | | | | |
|--------------------------------|-------------------------|-------|------|------|
| Ολικά Στερεά | mg/l | 23500 | 4500 | 80,9 |
| Ολικά Διαλελυμένα Στερεά (TDS) | mg/l | 23300 | 3500 | 85,0 |
| Ολικά Αιωρούμενα Στερεά (TSS) | mg/l | 215 | 100 | 53,5 |
| Αμμωνιακά | mg/l | 3660 | 50 | 98,6 |
| Ολικό Άζωτο | mg/l | 4080 | 100 | 97,5 |
| Φωσφορικά | mg/l | 12,9 | 5 | 61,2 |
| Αλκαλικότητα | mg CaCO ₃ /l | 17300 | 3500 | 79,8 |

Πίνακας 19: Αποτελέσματα MBR Ιουνίου 2020

| Ιούνιος 2020 | | | | |
|--------------------------------|----------------------|------------------------|-----------------------|-----------------------|
| Παράμετρος | Μονάδες | Αποτέλεσμα Εισόδου MBR | Αποτέλεσμα Εξόδου MBR | Βαθμός επεξεργασίας % |
| pH | | 8,3 | 7,8 | 6,0 |
| Αγωγιμότητα, | mS/cm | 36 | 9,6 | 73,3 |
| B.O.D5 | mg O ₂ /l | 4800 | 325 | 93,2 |
| C.O.D. | mg O ₂ /l | 11200 | 1450 | 87,1 |
| Ολικά Στερεά | mg/l | 23400 | 4200 | 82,1 |
| Ολικά Διαλελυμένα Στερεά (TDS) | mg/l | 23300 | 3010 | 87,1 |
| Ολικά Αιωρούμενα Στερεά (TSS) | mg/l | 97 | 85 | 12,4 |

| | | | | |
|--------------|----------------------------|-------|------|------|
| Αμμωνιακά | mg/l | 3810 | 45 | 98,8 |
| Ολικό Άζωτο | mg/l | 3460 | 100 | 97,1 |
| Φωσφορικά | mg/l | 10,4 | 4 | 61,5 |
| Αλκαλικότητα | mg CaCO ₃ /l | 14100 | 3200 | 77,3 |

Πίνακας 20:Αποτελέσματα MBR Ιουλίου 2020

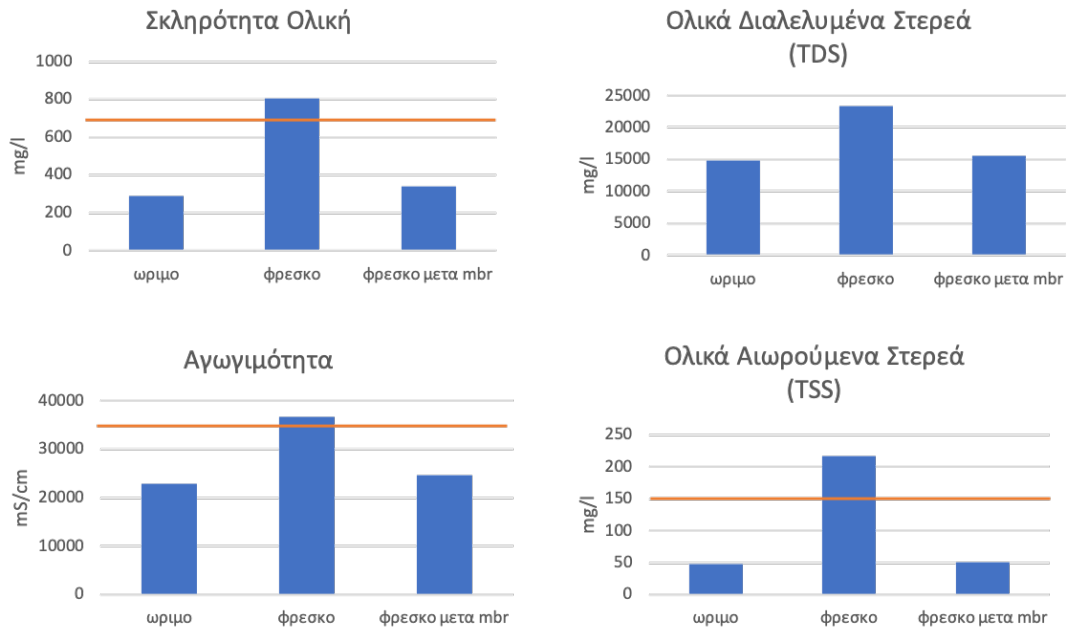
| Ιούλιος 2020 | | | | |
|--------------|----------------------|---------------------------|--------------------------|--------------------------|
| Παράμετρος | Μονάδες | Αποτέλεσμα Εισόδου MBR | Αποτέλεσμα Εξόδου MBR | Βαθμός επεξεργασίας % |
| pH | | 8,3 | 7,8 | 6,0 |
| Αγωγιμότητα, | mS/cm | 37,1 | 9,9 | 73,3 |
| B.O.D5 | mg O ₂ /l | 5400 | 343 | 93,6 |
| C.O.D. | mg O ₂ /l | 12100 | 1500 | 87,6 |
| Ολικά Στερεά | mg/l | 23800 | 4410 | 81,5 |

| | | | | |
|----------------------------------|----------------------------|-------|------|------|
| Ολικά Διαλυμένα Στερεά (TDS) | mg/l | 23700 | 3410 | 85,6 |
| Ολικά Αιωρούμενα Στερεά (TSS) | mg/l | 74 | 96 | 22,9 |
| Αμμωνιακά | mg/l | 3520 | 48 | 98,6 |
| Ολικό Άζωτο | mg/l | 3940 | 100 | 97,5 |
| Φωσφορικά | mg/l | 11,4 | 4 | 64,9 |
| Αλκαλικότητα | mg CaCO ₃ /l | 15200 | 3420 | 77,5 |

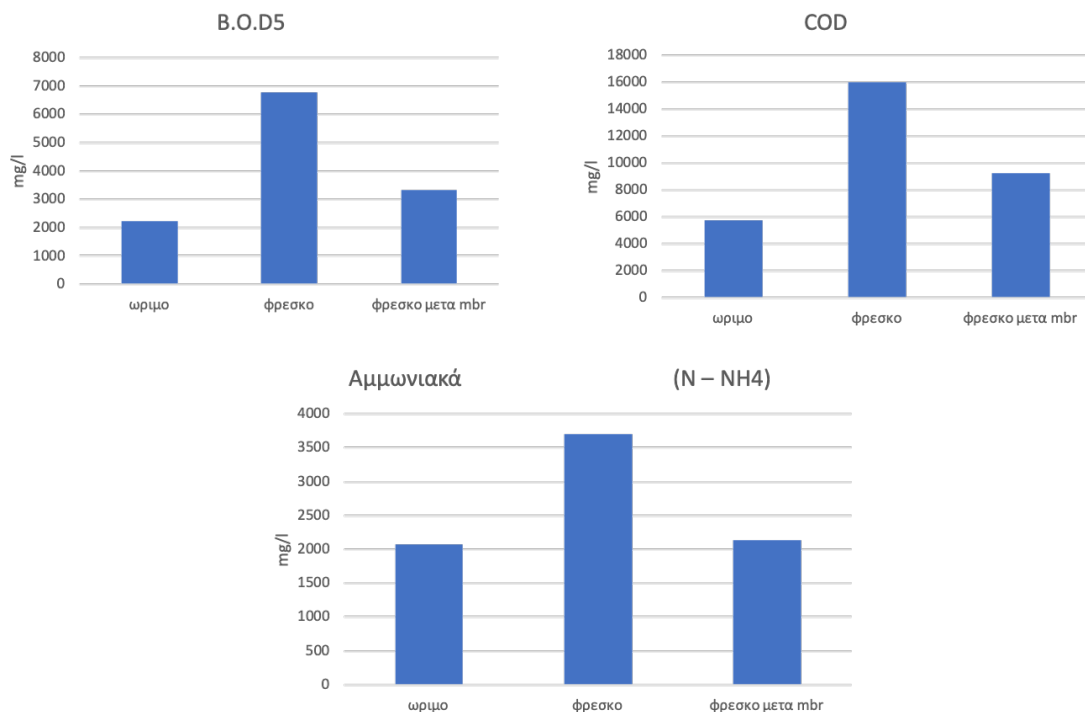
Από τους Πίνακες 18,19 και 20 βλέπουμε ότι η βιολογική επεξεργασία πέτυχε ικανοποιητική επεξεργασία για τους μήνες Μάιο – Ιούλιο 2020, της τάξης του 73% στην αγωγιμότητα, 93% στο BOD, 87% COD, 98% NH₄-N.

Παρακάτω παρουσιάζονται συγκριτικά αποτελέσματα σημαντικών παραμέτρων των τριών ειδών στραγγίσματος, δηλαδή του ώριμου του φρέσκου και του φρέσκου μετά από την επεξεργασία mbr και των προδιαγραφών των αντίστροφων οσμώσεων. (εικ 20 και εικ 21)

Οι κόκκινες γραμμές παρουσιάζουν τα όρια των προδιαγραφών για αγωγιμότητα, ολική σκληρότητα και ολικά αιωρούμενα στερεά

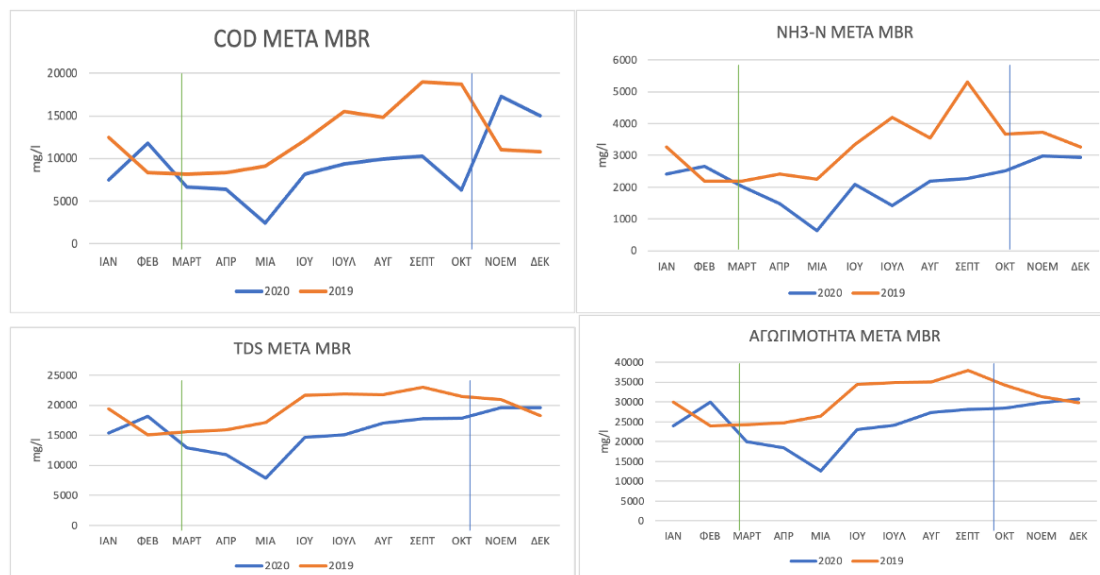


Εικόνα 20: Συγκριτική απεικόνιση μετρήσεων Ολικής σκληρότητας,αγωγιμότητας,TSS καιTDS ωριμου στραγγίσματος και φρέσκου στραγγίσματος πριν και μετά την επεξεργασία mbr. Οι οριζόντιες γραμμές υποδηλώνουν τα όρια προδιαγραφών των Α.Ο



Εικόνα 21 Συγκριτική απεικόνιση μετρήσεων BOD5, COD και αμμωνιακού αζώτου του ωριμου στραγγίσματος και φρέσκου στραγγίσματος πριν και μετά την επεξεργασία mbr

Παρουσιάζεται στην εικ. 22 μια σύγκριση των αποτελεσμάτων βασικών παραμέτρων του 2020 σε σχέση με το 2019, αφού ξεκίνησε η επεξεργασία με τη μεθοδο MBR.



Εικόνα 22: Συγκριτική απεικόνιση μετρήσεων COD,NH3,TDS και αγωγιμότητας σε μηνιαία βάση για τα έτη 2019 και 2020. Οι κατακόρυφες γραμμές υποδηλώνουν την περίοδο που το mbr ήταν λειτουργικό το 2020.

Παρατηρούμε ότι η βιολογική επεξεργασία με MBR το 2020 μείωσε τα ποσοστά των κρίσιμων παραμέτρων που απεικονίζονται σε αρκετά μεγάλο βαθμό, όχι όμως τόσο ώστε να πληροί τα όρια διάθεσης για το τελικό προϊόν. Λόγω τεχνικών περιορισμών η μέγιστη αποδοτικότητα του συστήματος ήταν κατά τους μήνες Μαιο ιουνιο και Ιούλιο .Από τον Οκτώβριο του 2020 διακόπηκε η λειτουργία του για διοικητικούς λόγους με απόφαση της διοίκησης του ΕΔΣΝΑ.

Για να μπορέσει να ικανοποιεί τα μεγάλα ποσοστά αφαίρεσης το τελικό προϊόν χρειάζεται περαιτέρω επεξεργασία και δη φυσικοχημική επεξεργασία η οποία πραγματοποιείται από τις αντίστροφες οσμώσεις, οι οποίες δεν επιφέρουν μεταβολή των ρύπων με βιολογικά μέσα, αλλά πραγματοποιούν ένα διαχωρισμό των ρύπων από το νερό.

Από την επεξεργασία των στραγγισμάτων με Α.Ο. προκύπτουν δυο προϊόντα.

Το καθαρό νερό άρδευσης και το συμπύκνωμα που συγκεντρώνει όλο το ρυπαντικό φορτίο, η επανομαζόμενη άλμη.

με τα εξής χαρακτηριστικά:

Πίνακας 21: Χαρακτηριστικά φυσικοχημικών παραμέτρων προϊόντος άρδευσης Φυλής (μ.ο. 2020)

| ΣΗΜΕΙΟ ΔΕΙΓΜΑΤΟΛΗΨΙΑΣ | ΔΕΞΑΜΕΝΗ ΑΡΔΕΥΣΗΣ | | |
|-------------------------|-------------------------|--------------|------------------------------|
| | | | |
| Παράμετρος | Μονάδες | Αποτελέσματα | Όρια |
| pH | --- | 7,6 | 6 -- 8,5 |
| Αγωγιμότητα (@ 20°C) | μS/cm | 244,7 | 700 - 1000 |
| Θολερότητα | NTU | 1,5 | 2 |
| Θερμοκρασία | οC | 26,7 | ΔΠ |
| Οσμή | TO units | 2,4 | ΔΠ |
| B.O.D ₅ | mg O ₂ /l | 5,0 | ≤10 για το 80% των δειγμάτων |
| C.O.D. | mg O ₂ /l | 33,7 | 125 |
| Σκληρότητα Ολική | --- | 63,8 | ΔΠ |
| (Γαλλικοί βαθμοί) | mg CaCO ₃ /l | 6,4 | ΔΠ |
| (Γερμανικοί βαθμοί) | F° | 3,6 | ΔΠ |
| Ολικά Στερεά (TS) | D° | 142,4 | ΔΠ |

| | | | |
|--|-------------------------|------------|--------|
| Ολικά Διαλυμένα Στερεά (TDS) | mg/l | 159,2 | ΔΠ |
| Ολικά Αιωρούμενα Στερεά (TSS) | mg/l | MA | 2 |
| Αμμωνιακά (N – NH ₄) | mg/l | 1,3 | 2 |
| Ολικό Άζωτο (TN) | mg/l | 13,8 | 15 |
| Αλκαλικότητα H | mg/l | 114,4 | ΔΠ |
| Όξινα ανθρακικά | mg CaCO ₃ /l | 138,9 | 90-250 |
| Πυριτικά ολικά (SiO ₂) | mg/l | 4,1 | ΔΠ |
| Φθοριούχα (F ⁻) | mg/l | 0,1 | 1 |
| Χλωριούχα (Cl ⁻) | mg/l | 14,8 | 100 |
| Φωσφορικά (P – PO ₄ ⁻³) | mg/l | MA | ΔΠ |
| Ολικός Φώσφορος (P) | mg/l | MA | ΔΠ |
| Θειικά (SO ₄ ⁻²) | mg/l | 18,0 | 10 |

| | | | |
|---|-------|-------------|------|
| Κυανιούχα (CN ⁻) | mg/ l | MA | ΔΠ |
| Φαινόλες Ολικές | mg/l | MA | ΔΠ |
| Ορυκτά Έλαια – Υδρογονάνθρακες | mg/l | MA | ΔΠ |
| Ασβέστιο (Ca ⁺²) | mg/l | 14,2 | ΔΠ |
| Μαγνήσιο (Mg ⁺²) | mg/l | 4,9 | ΔΠ |
| Κάλιο (K ⁺) | mg/l | 5,5 | ΔΠ |
| Νάτριο (Na ⁺) | mg/l | 7,3 | 70 |
| Σίδηρος (Fe) | mg/l | 0,0 | 2 |
| Στρόντιο (Sr ⁺²) | mg/l | MA | ΔΠ |
| Αργίλιο (Al) | mg/l | MA | 5 |
| Μαγγάνιο (Mn) | mg/l | MA | 0,2 |
| Βόριο (B) | mg/l | MA | 2 |
| Μόλυβδος (Pb) | mg/l | MA | 0,05 |
| Ψευδάργυρος διαλυτός (Zn ⁺²) | mg/l | MA | ΔΠ |

| | | | |
|---|------|----|-------|
| Ψευδάργυρος ολικός (Zn ⁺²) | mg/l | MA | 0,5 |
| Νικέλιο διαλυτό (Ni) | mg/l | MA | ΔΠ |
| Νικέλιο ολικό (Ni) | mg/l | MA | 0,05 |
| Χρώμιο διαλυτό (Cr) | mg/l | MA | ΔΠ |
| Χρώμιο ολικό (Cr) | mg/l | MA | 0,1 |
| Χαλκός διαλυτός (Cu) | mg/l | MA | ΔΠ |
| Χαλκός ολικός (Cu) | mg/l | MA | 0,1 |
| Κάδμιο διαλυτό (Cd) | mg/l | MA | ΔΠ |
| Κάδμιο ολικό (Cd) | mg/l | MA | 0,005 |
| Αρσενικό διαλυτό (As) | mg/l | MA | ΔΠ |
| Αρσενικό ολικό (As) | mg/l | MA | 0,05 |
| Υδράργυρος διαλυτός (Hg) | mg/l | MA | ΔΠ |
| Υδράργυρος ολικός (Hg) | mg/l | MA | 0,002 |

| | | | |
|--------------------------|------------|-----|--|
| Coliforms | cfu/100 ml | 0,0 | ≤2 για το 80% των δειγμάτων |
| Escherichia Coli | cfu/100 ml | 0,0 | και ≤20 για το 95% των δειγμάτων δειγμάτων |
| Διαλελυμένο Οξυγόνο (DO) | | 6,2 | >5,0 |

Βλέπουμε παρομοίως ότι και στην εγκατάσταση της Φυλής μετά από συνδυασμό βιολογικής και φυσικοχημικής επεξεργασίας, διότι τα χαρακτηριστικά του φρέσκου στραγγίσματος από τα κύτταρα ,όπως είδαμε και παραπάνω δεν πληρούσαν τις προδιαγραφές των αντίστροφων οσμώσεων έχει επιτευχθεί πλήρης απομάκρυνση όλων των ρύπων σε πολύ μεγάλο βαθμό σχεδόν 100% καθώς επίσης πληρούνται και όλα τα όρια της νομοθεσίας. Στον Πίνακα 22 υπολογίσαμε τον βαθμό επεξεργασίας για τους κυριότερους ρύπους ο οποίος αγγίζει το 100%.

Πίνακας 22: Συγκεντρώσεις και Ποσοστό απομάκρυνσης ρύπων μετά από επεξεργασία MBR και Α.Ο.

| Παράμετρος | Μονάδες | Αποτελέσματα εισόδου | Αποτελέσματα εξόδου MBR | Αποτελέσματα εξόδου RO | Βαθμός επεξεργασίας (%)MBR | Βαθμός επεξεργασίας (%)RO |
|-----------------------------|---------------------------|----------------------|-------------------------|------------------------|----------------------------|---------------------------|
| Αγωγιμότητα (@ 20°C) | μS/cm | 22985 | 9800 | 139,2 | 57,36 | 99,4 |
| B.O.D₅ | mg O₂/l | 2236,7 | 339 | 0 | 84,84 | 96,2 |
| C.O.D. | mg O₂/l | 5771,7 | 1483 | 18,7 | 74,31 | 98,7 |
| Ολικά Στερεά (TS) | mg/l | 14840 | 4370 | 4,7 | 70,55 | 99,5 |

| | | | | | | |
|---|-------------|--------|------|-----|-------|------|
| Αμμωνιακά (N – NH₄) | mg/l | 2071,8 | 47,7 | 1,2 | 97,70 | 95,3 |
|---|-------------|--------|------|-----|-------|------|

Παρατηρούμε ότι η βιολογική επεξεργασία με MBR μείωσε τα ποσοστά των κρίσιμων παραμέτρων με αερόβια διάσπαση και πραγματοποιώντας και απονιτροποίηση σε μεγάλο βαθμό 57% για την αγωγιμότητα, 84% για το BOD, 74% για το COD 70% TS και 98% για τα αμμωνιακά.

Η περαιτέρω επεξεργασία δηλ φυσικοχημική επεξεργασία η οποία πραγματοποιείται από τις αντίστροφες οσμώσεις επιφέρει πλήρη απομάκρυνση των ρύπο, με αποτέλεσμα τα ποσοστά καθαρισμού να αγγίζουν 100%(Πίν 22).

Τα χαρακτηριστικά της άλμης με συγκέντρωση του ρυπαντικό φορτίου από την επεξεργασία του στραγγίσματος με αντίστροφες οσμώσεις φαίνεται στον Πίνακα 23.

Πίνακας 23: Χαρακτηριστικά φυσικοχημικών παραμέτρων άλμης Φυλής (μ.ο. 2020)

| ΣΗΜΕΙΟ ΔΕΙΓΜΑΤΟΛΗΨΙΑΣ | ΔΕΞΑΜΕΝΗ ΑΛΜΗΣ | |
|------------------------------|-------------------------|----------------|
| Παράμετρος | Μονάδες | Τιμές |
| pH | --- | 7,8583 |
| Αγωγιμότητα | μS/cm | 64183 |
| Θολερότητα | NTU | >251 |
| Θερμοκρασία | οC | 29,758 |
| Οσμή | TO units | >101 |
| B.O.D ₅ | mg O ₂ /l | 11900 |
| C.O.D. | mg O ₂ /l | 27700 |
| Σκληρότητα Ολική | mg CaCO ₃ /l | 867,33 |

| | | |
|---------------------------------------|-------------------------|--------|
| (Γαλλικοί βαθμοί) | F° | 86,733 |
| (Γερμανικοί βαθμοί) | D° | 48,558 |
| Ολικά Στερεά (TS) | mg/l | 38377 |
| Ολικά Διαλελυμένα Στερεά (TDS) | mg/l | 38141 |
| Ολικά Αιωρούμενα Στερεά (TSS) | mg/l | 188,07 |
| Αμμωνιακά – NH ₄) (N | mg/l | 5719,2 |
| Ολικό Άζωτο (TN) | mg/l | 6313,3 |
| Αλκαλικότητα H | mg CaCO ₃ /l | 22883 |
| Πυριτικά ολικά (SiO ₂) | mg/l | 143,76 |
| Φθοριούχα (F ⁻) | mg/l | 9,2667 |
| Χλωριούχα (Cl ⁻) | mg/l | 8360,8 |

| | | |
|---|-------|--------|
| Φωσφορικά (P – PO ₄ ⁻³) | mg/l | 32,533 |
| Ολικός Φώσφορος (P) | mg/l | 41,233 |
| Θειικά (SO ₄ ⁻²) | mg/l | 4958,3 |
| Κυανιούχα (CN ⁻) | mg/ l | 0,0594 |
| Φαινόλες Ολικές | mg/l | 21,442 |
| Ορυκτά Έλαια –Υδρογονάνθρακες | mg/l | MA |
| Ασβέστιο (Ca ⁺²) | mg/l | 123,46 |
| Μαγνήσιο (Mg ⁺²) | mg/l | 135,63 |
| Κάλιο (K ⁺) | mg/l | 4362,5 |
| Νάτριο (Na ⁺) | mg/l | 5469,2 |
| Σίδηρος (Fe) | mg/l | 18,718 |
| Στρόντιο (Sr ⁺²) | mg/l | 0,9804 |
| Αργίλιο (Al) | mg/l | 7,8542 |

| | | |
|---|------|--------|
| Μαγγάνιο (Mn) | mg/l | 0,8041 |
| Βόριο (B) | mg/l | 13,867 |
| Μόλυβδος (Pb) | mg/l | 0,17 |
| Ψευδάργυρος διαλυτός (Zn ⁺²) | mg/l | 1,2108 |
| Ψευδάργυρος ολικός (Zn ⁺²) | mg/l | 1,2592 |
| Νικέλιο διαλυτό (Ni) | mg/l | 0,2925 |
| Νικέλιο ολικό (Ni) | mg/l | 1,8318 |
| Χρώμιο διαλυτό (Cr) | mg/l | 0,0797 |
| Χρώμιο ολικό (Cr) | mg/l | 1,1629 |
| Χαλκός διαλυτός (Cu) | mg/l | 0,1982 |
| Χαλκός ολικός (Cu) | mg/l | 0,2055 |

| | | |
|-----------------------------|------|--------|
| Κάδμιο διαλυτό (Cd) | mg/l | 0,014 |
| Κάδμιο ολικό (Cd) | mg/l | 0,127 |
| Αρσενικό διαλυτό (As) | mg/l | 0,0322 |
| Αρσενικό ολικό (As) | mg/l | 0,3703 |
| Υδράργυρος διαλυτός (Hg) | mg/l | 0,0052 |
| Υδράργυρος ολικός (Hg) | mg/l | 0,0917 |

4.3.6 Αποτελέσματα από την συνολική επεξεργασία

Συμπερασματικά λοιπόν από τα στοιχεία μας και την επεξεργασία τους διαχειρίστηκαν συνολικά περίπου 315.000m³ παραγόμενου στραγγίσματος και επεξεργάστηκαν πλήρως 3803002 kg COD , 1361417 kg BOD, 1057278 Kg TN, 929692 Kg NH₄-N

Πίνακας 24: Ποσότητες και Φορτίσεις ρύπων που επεξεργάστηκαν το 2020

| | Α.ΛΙΟΣΙΑ | | | ΦΥΛΗ | | |
|--------------------|-------------------------------|---------------------|--------------|---------------------------|---------------------|-----------------|
| ΠΑΡΑΜΕΤΡΟΣ | ΠΟΣΟΤΗΤΑ [m ³] | Συγκέντρωση mg/l | Φόρτιση kg/γ | ΠΟΣΟΤΗΤΑ[m ³] | Συγκέντρωση mg/l | Φόρτιση kg/γ |
| COD | 103.678,40 | 5771,67 | 598398 | 211.455,24 | 15155,0 | 3204604 |
| BOD | | 2236,67 | 231894 | | 5341,7 | 1129523 |
| TN | | 2500,08 | 259204 | | 3774,2 | 798074 |
| NH ₄ -N | | 2071,83 | 214804 | | 3380,8 | 714888 |

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 5 ΣΥΖΗΤΗΣΗ-ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ

Ένα από τα δυσκολότερα περιβαλλοντικά προβλήματα σε χώρους υγειονομικής ταφής απορριμμάτων είναι η επεξεργασία στραγγισμάτων και η προστασία του υπογείου υδροφόρου ορίζοντα από την πιθανή ρύπανσή του από αυτά. Ο εκσυγχρονισμός της υγειονομικής ταφής απορριμμάτων συνίσταται σε ένα μεγάλο βαθμό στην επιτυχή συλλογή και επεξεργασία των στραγγισμάτων που προκύπτουν από την αποσύνθεση των αποβλήτων. Προκειμένου να επιτευχθεί αυτός ο σκοπός θα πρέπει να εκτιμάται επιτυχώς, η ποσοτική και η ποιοτική σύσταση των παραγόμενων στραγγισμάτων και με βάση την σύστασή τους να υπόκεινται σε κατάλληλη επεξεργασία. Στην ΟΕΔΑ όπου διατίθενται τα απορρίμματα της Περιφέρειας Αττικής παράγονται στραγγίσματα η διαχείρισή των οποίων γίνεται σε δύο διαφορετικές μονάδες επεξεργασίας οι οποίες χρησιμοποιούν ξεχωριστές τεχνολογίες η κάθε μια, ανάλογα με την ηλικία/ποιοτική σύσταση των στραγγισμάτων. Σκοπός της παρούσης εργασίας ήταν η μελέτη της ποιοτικής και ποσοτικής σύστασης των στραγγισμάτων στις δυο ΜΕΣ καθώς και η αποτελεσματικότητα των τεχνολογιών επεξεργασίας αυτών.

Η σύσταση των στραγγισμάτων αντικατοπτρίζει ασφαλώς την σύσταση των αστικών αποβλήτων που εναποτίθενται στους χώρους ταφής. Γι'αυτό θεωρήσαμε σημαντικό να παραθέσουμε την σύσταση των απορριμμάτων στην Περιφέρεια Αττικής (Πίνακας 5). Το βασικό συστατικό των απορριμμάτων αυτών είναι το οργανικό υλικό, σε ποσοστό 43,6%. Συγκριτικά με τα αντίστοιχα ποσοστά στις χώρες της Ευρωπαϊκής Ένωσης (Σχ. 3), διαπιστώνουμε μία διαφορά της τάξεως του 10% στο οργανικό υλικό. Αυτό πιθανώς να οφείλεται σε μία υπερκαταναλωτική τάση του Έλληνα κατοίκου των αστικών κέντρων με αποτέλεσμα να αγοράζει είδη που καταλήγουν σε οργανικά και βιοαποδομήσιμα απόβλητα σε ποσότητες μεγαλύτερες απόσο χρειάζεται. Αποτέλεσμα αυτού είναι να απορρίπτει το πλεόνασμα το οποίο καταλήγει στο ΧΥΤΑ Φυλής, δεδομένου ότι μόνο ένα μικρό ποσοστό οδηγείται σε μονάδες διαχείρισης βιοαποβλήτων (ΕΜΑΚ).

Σε αντίθεση, στις περισσότερες Ευρωπαϊκές χώρες οι πολίτες αγοράζουν όσο καταναλώνουν και επιπλέον τα βιοαπόβλητα συλλέγονται σε ξεχωριστούς κάδους για να υποβληθούν σε περαιτέρω επεξεργασία. Αποτέλεσμα αυτού

του αυξημένου ποσοστού οργανικού υλικού είναι να επηρεάζεται ανάλογα και η σύσταση των στραγγισμάτων γεγονός που αποτυπώνεται στις υψηλές τιμές αγωγιμότητας (20.000-37.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$) και αμμωνιακού αζώτου (Πίνακες 6, 7, 8). Τα φυσικοχημικά χαρακτηριστικά των ελληνικών στραγγισμάτων παρουσίαζαν, εκτός από αυτές τις ιδιαιτερότητες που αναφέρθηκαν, χαρακτηριστικά σύμφωνα με τη διεθνή βιβλιογραφία. Λαμβάνοντας υπόψη ότι ο πρώτος ΧΥΤΑ (ΧΥΤΑ Α.Λιοσίων) κατασκευάστηκε το 1999 τα τότε στραγγίσματα παρουσίαζαν χαρακτηριστικά νέου ΧΥΤΑ (πίνακας 6). Κατά την πάροδο των χρόνων επίσης τα χαρακτηριστικά των στραγγισμάτων ακολουθούσαν την πορεία που συνοδεύονταν από τις φάσεις αποδόμησης που συμβαίνουν σε ένα ΧΥΤΑ. Για παράδειγμα αρχικά τα φρέσκα στραγγίσματα λόγω οξυγενεσης παρουσίαζαν όξινο $\text{pH} \sim 6$, έπειτα τα μεσαία στραγγίσματα $\text{pH} \sim 7,5$ λόγω μεθανογένεσης και τελικά τα πιο ώριμα $\text{pH} \sim 8$ που βρίσκονται στη χουμική φάση αποσύνθεσης. (πίνακας 7). Η αναμενόμενη αυτή πορεία (νεα-μεσαια-ώριμα) εμφανίστηκε και κατά το άνοιγμα των δυο φάσεων του ΧΥΤΑ Φυλής το 2008, όταν αποκαταστάθηκε ο ΧΥΤΑ Α.Λιοσίων. Ο ΧΥΤΑ Φυλής ξεκίνησε να λειτουργεί το 2008 σύμφωνα με το εγκεκριμένο περιφερειακό σχεδιασμό διαχείρισης στερεών αποβλήτων για το νομό Αττικής. Ωστόσο μέχρι σήμερα δεν υλοποιήθηκε κανένα άλλο έργο του ΠΕΣΔΑ για την διαχείριση στερεών αποβλήτων πέρα από την υγειονομική ταφή. Δυστυχώς αυτό εμπεριείχε τον κίνδυνο να περιορίζεται ο χρόνος ζωής του ΧΥΤΑ και έτσι άρχισαν να βρίσκονται έκτακτες τεχνικές λύσεις για κατασκευή νέων κυττάρων, ώστε να δεχτούν τα απορρίμματα. Για το λόγο αυτό το 2017 ανοίχθηκε σε αποκατεστημένο κύτταρο (B φάση) της Φυλής νέο ενδιάμεσο κύτταρο. Αυτό είχε ως αποτέλεσμα τα χαρακτηριστικά των στραγγισμάτων σε εκείνη τη φάση να εμφανίζουν ξανά τιμές φρέσκων στραγγισμάτων. (πίνακας 7)

Άλλη μία παρόμοια λύση το έτος 2020 ήταν η κατασκευή του νέου έκτακτου κυττάρου πάνω στον αποκατεστημένο ΧΥΤΑ της Φυλής με την τεχνολογία της βαθιάς εκσκαφής με συνέπεια να μεταβάλλεται και πάλι η ποιότητα των μέχρι τότε παραγόμενων σχετικά σταθεροποιημένων στραγγισμάτων (πίνακας 8).

Επιπλέον αποτέλεσμα των ενδιάμεσων τεχνικών λύσεων με κατασκευή κυττάρων το ένα πάνω στο άλλο ήταν να αυξάνεται και η ποσότητα των στραγγισμάτων που πρέπει να υποστούν επεξεργασία. (εικόνα 18)

Το πρόβλημα άρχισε να γίνεται οξύ το 2020 και ποιοτικά και ποσοτικά. Για το λόγο αυτό αποφασίστηκε η χρήση πρόσθετης τεχνολογίας για την απορρύπανση των στραγγισμάτων (MBR).

Γι'αυτό και στην εργασία αυτή επικεντρωθήκαμε στο έτος 2020 για την αντληση των δεδομένων μας.

Η παραγωγή της ποσότητας των στραγγισμάτων άρχισε να ξεπερνά τη δυναμικότητα της κάθε μονάδας. Οι υψηλές τιμές αγωγιμότητας και COD, διαλυμένων στερεών και αλκαλικότητας είχαν ως αποτέλεσμα να μην μπορούν να επεξεργαστούν από τις αντίστροφες οσμώσεις, γιατί ξεπερνούσαν τα όρια προδιαγραφών των οσμώσεων. Ως αποτέλεσμα η ποσότητα του φρέσκου στραγγίσματος να μεταφερθεί με βυτιοφόρα στο ΚΕΛ μεταμόρφωσης ήταν αναγκαία.(εικόνα 18)

Μέχρι τότε η επεξεργασία φρέσκου στραγγίσματος από ΧΥΤΑ γινονταν και πάλι με μεταφορά στο ΚΕΛ, αλλά πραγματοποιούνταν για μικρό χρονικό διάστημα μέχρι που οι τιμές των κρίσιμων φυσικοχημικών παραμέτρων μπορούσαν να οδηγηθούν στις οσμώσεις. Όταν το 2020 όμως η ΜΕΣ Φυλής δεν μπορούσε να διαχειριστεί το παραγόμενο στράγγισμα από τα κύτταρα και λόγω ποιότητας και λόγω ποσότητας ξεκίνησε η λειτουργία της τεχνολογίας MBR, παράλληλα πραγματοποιούνταν η μεταφορά μη διαχειρίσιμου στραγγίσματος στα ΚΕΛ, άλλα και μεταφορά από τη μια μονάδα (Φυλή) στην άλλη (Α.Λιοσίων).

Η μεταφορά από τη μια μονάδα στην άλλη για ανάμιξη φρέσκου με ώριμου εξυπηρετούσε την δημιουργία ενός νέου μίγματος στραγγισμάτων με χαρακτηριστικά μεσαίων ΧΥΤΑ, που μπορούσε να διαχειριστεί από Α.Ο. (σχήμα 5 και σχήμα 6)

Η μονάδα των Λιοσίων δεχεται το ώριμο στράγγισμα του αποκατεστημένου ΧΥΤΑ και η μονάδα της Φυλής το φρέσκο στράγγισμα των ενεργών κυττάρων. Το ίδιο μοτίβο ακολουθείται και στην ποσότητα του παραγόμενου στραγγίσματος του αποκατεστημένου των Α. Λιοσίων, η οποία είναι πολύ

μικρότερη από το παραγόμενο στραγγίσμα του ενεργού ΧΥΤΑ Φυλής, καθώς δεν δέχεται πλέον απορρίμματα. (εικ 18)

Ξεκινώντας με τη ΜΕΣ των Α.Λιοσίων τα στραγγίσματα δείχνουν να βρίσκονται σε φάση μεσαίας μεθανογένεσης σύμφωνα με το λόγο BOD5/COD, ο οποίος είναι μεσαίας βιοδιασπασιμότητας (σχήμα 7) περιέχουν σημαντικές ποσότητες οργανικής ύλης και βιοδιασπώμενη-BOD, αλλά και ανθεκτική στη βιοαποικοδόμηση-COD (πίνακας 8), καθώς και αμμωνίακο-άζωτο, βαρέα μέταλλα, χλωριωμένα οργανικά και ανόργανα άλατα. Ο λόγος του BOD5/COD στις ΜΕΣ Ανω Λιοσίων φαίνεται να είναι πιο σταθεροποιημένος και σε τιμές γύρω στο 0,4 και πάλι είναι υψηλός και δείχνει ότι περιέχει βιοαποικοδομήσιμες οργανικές ενώσεις. Επιπλέον παρουσιάζει κάποιες αυξομειώσεις αυτό οφείλεται στο γεγονός ότι φρέσκα στραγγίσματα με υψηλή συγκέντρωση οργανικού υλικού από τα ενεργά κύτταρα του ΧΥΤΑ και αναμιγνύονται με τα στραγγίσματα της ΜΕΣ Ανω Λιοσίων.

Πολλές έρευνες αναφέρουν συγκεντρώσεις αμμωνίας-αζώτου στην περιοχή των 500 έως 2000 mg/l, και καμία τάση μείωσης της συγκέντρωσης με την πάροδο του χρόνου, όπως και στην περίπτωση μας που έχουμε από 1600 έως 2600 mg/l.(σχήμα 8) Η Αμμωνία απελευθερώνεται από τα απόβλητα κυρίως με την αποσύνθεση πρωτεϊνών. Ο μόνος μηχανισμός με τον οποίο η συγκέντρωση αμμωνίας μπορεί να μειωθεί κατά τη διάρκεια της αποσύνθεσης των απορριμμάτων είναι η έκπλυση επειδή δεν υπάρχει μηχανισμός για την αποδόμηση της υπό μεθανογενείς συνθήκες. Για το λόγο αυτό, αρκετοί ερευνητές έχουν προσδιορίσει την αμμωνία ως το πιο σημαντικό μακροπρόθεσμα συστατικό του στραγγίσματος (Christensen et al., 1999). Η αγωγιμότητα των στραγγισμάτων από το ΧΥΤΑ Λιοσίων αρχικά είναι πιο χαμηλή και στη συνέχεια αυξάνεται λόγω ανάμιξης με φρέσκα στραγγίσματα και εμφανίζει αρκετά υψηλές τιμές 26000μS/cm, δείχνοντας έτσι το ποσοστό περιεκτικότητας σε διαλύτες ανόργανες και οργανικές ουσίες.(σχήμα 9) Την ίδια πορεία ακολουθούν και τα διαλελυμένα στερεά. (σχήμα 10). Οι συγκεντρώσεις των βαρέων μετάλλων κυμάνθηκαν σε χαμηλές σχετικά συγκεντρώσεις με εξαίρεση αυτή του σιδήρου του χαλκού και του βόριου. Στην φάση μεθανογένεσης τα απορρίμματα έχουν σημαντική προσροφητική ικανότητα κάτω που εξηγεί τις μικρές συγκεντρώσεις των μετάλλων

στράγγισμα. Οι υψηλές τιμές του σιδήρου οφείλεται στα οξείδια του σιδήρου που προέρχονται από τα σκουριασμένα αντικείμενα που βρίσκονται μέσα στην μάζα των απορριμμάτων

Ο δείκτης ρύπανσης του στραγγίσματος είναι σε υψηλή τιμή 26,5 δειχνοντας ότι με 40% του στραγγίσματος αποτελείται από οργανικές ουσίες, 55% από ανόργανες και 5% από βαρέα μέταλλα.(σχήμα 11)

Η απομάκρυνση οργανικών και ανόργανων υλικών και βαρέων μετάλλων από τα στραγγίσματα είναι βασική προϋπόθεση πριν από την χρησιμοποίηση τους προς άρδευση. Αυτό επετεύχθη σε ποσοστό 99% περίπου μόνο με την τεχνολογία Α.Ο καθαρίζοντας το στράγγισμα και οδεύοντας το επεξεργασμένο προϊόν προς χρήση.(πίνακας 13). Το παραπροϊόν της επεξεργασίας οδηγείται στον κρυσταλλοποιητή για περεταίρω επεξεργασία.

Όπως φαίνεται από τις μετρήσεις μας η φάση αποδόμησης των απορριμμάτων των στραγγισμάτων του ΧΥΤΑ Φυλής είναι η φάση της οξυγενεσης (φρέσκα).

Το pH των στραγγισμάτων αποτελεί ένα δείκτη για την φάση στην οποία βρίσκεται ο ΧΥΤΑ από από τον οποίο παράγονται. Το pH των στραγγισμάτων από νέους ΧΥΤΑ παρουσιάζεται όξινο και δείχνει ότι προέρχεται από την φάση της οξυγένεσης με τιμές να κυμαίνονται γύρω στο 5 με 6,5 Το pH των πιο ώριμων και σταθεροποιημένων στραγγισμάτων εμφανίζει τιμές γύρω στο 7,8 έως 8. Το pH των στραγγισμάτων της Φυλής αλλά και στις δύο μονάδες παρουσιάζεται αλκαλικό περίπου στα 8,2 αν και αναμενόταν όξινο, αλλά αυτό συμβαίνει διότι τα στραγγίσματα των διαφόρων φάσεων αναμιγνύονται, είτε στα κύτταρα λόγω των ενδιάμεσων τενικών κατασκευής είτε στις μονάδες (ΜΕΣ Α. Λιοσίων) (πίνακας 16)

Ο λόγος του BOD5/COD των στραγγισμάτων στις ΜΕΣ Φυλής παρουσιάζει μια ιδιαίτερη διακύμανση, ενώ έπρεπε λογικά να μειώνεται δείχνει ότι τον Μάιο αρχίζει να αυξάνεται και πάλι μέχρι τον Σεπτέμβριο, όπου βαίνει μειούμενο ξανά. (σχήμα 12). Αυτό εξηγείται από την ανάμιξη και των τριών ειδών στραγγισμάτων που παράγονται στα 3 φρεάτια των κυττάρων και οποία καταλήγουν στη ΜΕΣ Φυλής. Επειδή παρουσιάστηκε αύξηση στο BOD5/COD τους καλοκαιρινούς μήνες, μελετήσαμε τη σχετική συμμετοχή των τριών

φρεατίων από τον Ιούλιο και μετά.(εικόνα 19). Το Φ1 δείχνει να είναι η βασική πηγή. Επιπλέον το Φ1 φαίνεται να ξεπερνά τις τιμές των άλλων φρεατίων γιατί εκεί έρχεται το φρέσκο στράγγισμα από το νέο κύτταρο των 169 στρ της Α φάσης. (σχήμα 13)

Η πολύ υψηλή τιμή του λόγου έως 0,65 δείχνει ότι το στράγγισμα περιέχει υψηλές βιοαποικοδομήσιμες οργανικές ενώσεις και φαίνεται ότι είναι φρέσκα στραγγίσματα σε σχέση με τα στραγγίσματα του ΧΥΤΑ Λιοσίων. Επίσης η τιμή αυτή του λόγου επιτρέπει την βιολογική επεξεργασία.

Η αγωγιμότητα των στραγγισμάτων και στο ΧΥΤΑ Φυλής εμφανίζει αρκετά υψηλές τιμές σε όλες τις φάσεις ξεπερνώντας τις τιμές αγωγιμότητας της ΜΕΣ Λιοσίων δείχνοντας έτσι το ποσοστό περιεκτικότητας σε διαλύτες ανόργανες και οργανικές ουσίες και παραγωγή φρέσκων στραγγισμάτων.(σχημα 16)

Σχετικά με τα αμμωνιακά ιόντα φαίνεται και εδώ να διατηρούν μία σταθερή υψηλή τιμή και ανοδική . Οι τιμές τους και στις δυο μονάδες κυμαίνονται από 2000 mg/lit -4500 mg/lit . Οι συγκεντρώσεις της αμμωνίας δε μειώνονται με το πέρασμα του χρόνου και συνήθως αποτελούν το σημαντικότερο ρύπο μεγάλης διάρκειας στα στραγγίσματα (σχήμα 15)

Ο δείκτης ρύπανσης του στραγγίσματος είναι σε υψηλότερη τιμή από τη ΜΕΣ Λιοσίων σε τιμή 34,8, δειχνοντας ότι με 47% του στραγγίσματος αποτελείται από οργανικές ουσίες, 49% από ανόργανες και 4% από βαρέα μέταλλα.(σχήμα 17)

Για να αντιμετωπιστεί αυτή κατάσταση από τον Ιανουάριο του 2020 εκκίνησε η επεξεργασία με αντιδραστήρες μεμβρανών βιομάζας οι οποίες τοποθετήθηκαν στην μονάδα επεξεργασίας στραγγισμάτων της Φυλής και παρεμβλήθηκε των δυο μονάδων αντίστροφων οσμώσεων που προϋπήρχαν. Από τα αποτελέσματα της επεξεργασίας με MBR (πινακες 18-19-20) διαφαίνεται η αποτελεσματικότητα της βιολογικής επεξεργασίας σε απομάκρυνση υψηλού ποσοστού ρύπων, ώστε να μπορεί να καθαρίσει το στράγγισμα αλλά και να καταστεί επεξεργάσιμο από τις Α.Ο.

Η βιολογική επεξεργασία με MBR μείωσε τα ποσοστά των κρίσιμων παραμέτρων με αερόβια διάσπαση και πραγματοποιώντας και απονιτροποίηση σε μεγάλο βαθμό 57% για την αγωγιμότητα, 84% για το BOD, 74% για το COD 70% TS και 98% για τα αμμωνιακά.

Η περαιτέρω επεξεργασία δηλ φυσικοχημική επεξεργασία η οποία πραγματοποιείται από τις αντίστροφες οσμώσεις επιφέρει πλήρη απομάκρυνση των ρύπο, με αποτέλεσμα τα ποσοστά καθαρισμού να αγγίζουν 100%(Πίν 22).

Η μέγιστη δυναμικότητα και τον δυο μονάδων των ΜΕΣ ΟΕΔΑ Δυτικής Αττικής είναι 800m³/d.

Επειδή όμως η παραγωγή των στραγγισμάτων προέρχεται στο μεγαλύτερο ποσοστό από τα στραγγίσματα της Φυλής (ποιοτική σύσταση φρέσκου) μια ποσότητα μεταφέρεται στην ΜΕΣ Λιοσίων, όπου αναμιγνύεται με το σταθεροποιημένο στράγγισμα των Λιοσίων ώστε το προϊόν της ανάμιξης να έχει ποιοτικά χαρακτηριστικά αποδεκτά για τις Α.Ο

Πάρ'όλα αυτά όταν η παραγωγή στραγγίσματος από το ΧΥΤΑ Φυλής είναι εξαιρετικά υψηλή η ημερήσια παροχή ξεπέρασε κατά πολύ την μέγιστη δυναμικότητα των ΜΕΣ, λόγω βροχοπτώσεων αλλά και μεγάλης ποσότητας εισερχομένων απορριμμάτων, καθίσταται αναγκαίο η υπερβάλλουσα ποσότητα να μεταφέρεται με βυτιοφόρα στο ΚΕΛ μεταμόρφωσης για περαιτέρω επεξεργασία.(εικόνα 18 και σχήμα 6)

Με τη χρήση του ΜΒΡ τους μήνες Μάρτιο έως Οκτώβριο, αυτή η υπερβάλλουσα ποσότητα ελαττώθηκε σημαντικά.(σχήμα 6)

Είναι χαρακτηριστικό ότι η ελάττωση έγινε εμφανής από το Μάιο του 2020 και μετά, όπου και το ΜΒΡ μπήκε σε πλήρη χρήση.

Τελικά συμπεραίνουμε ότι τα στραγγίσματα που παράγονται στην Αττική παρουσιάζουν ιδιαίτερα χαρακτηριστικά, λόγω των αναγκαστικών λύσεων δηλαδή των συνεχόμενων αυξανόμενων κυττάρων, εξαιτίας μη εφαρμογής των ΠΕΣΔΑ. Τα στραγγίσματα γενικά είναι τριών ειδών από νεους μεσαιους και ώριμους ηλικιακά ΧΥΤΑ. Τα στραγγίσματα της Αττικής επειδή αναμιγνύονται οι διάφορες φάσεις αποδόμησης του ΧΥΤα παρουσιάζουν ανάμικτα χαρακτηριστικά με αποτέλεσμα να δυσχεραίνεται και η επεξεργασία. Γι'αυτό και επιλέχθηκε να γίνεται το εξής:

Στις δυο μονάδες επεξεργασίας στραγγισμάτων γίνεται επεξεργασία τελικά δυο ειδών στραγγισμάτων:

Α. Αυτών με χαρακτηριστικά νέων ηλικίας ΧΥΤΑ (εισερχόμενα στραγγίσματα από νεα ενεργά κύτταρα) και

Β. Αυτών με χαρακτηριστικά μέσης ηλικίας ΧΥΤΑ (εισερχόμενα στραγγίσματα από αποκατεστημένα και σταθεροποιημένα ενεργά κύτταρα) Πινακες

Στην περίπτωση μας η μονάδα επεξεργασίας στραγγισμάτων του ΧΥΤΑ φυλής περιλαμβάνει συνδυασμό βιολογικής και φυσικοχημικής διεργασίας, για το Α είδος στραγγίσματος που περιγράφηκε παραπάνω, ενώ η επεξεργασία στραγγισμάτων του ΧΥΤΑ Ανω Λιοσίων περιλαμβάνει φυσικοχημικής διεργασίας με αντίστροφες οσμώσεις, για το Β είδος στραγγίσματος που περιγράφηκε παραπάνω.

Κάθε διεργασία απομακρύνει διαφορετικά ρυπαντικά φορτία εξασφαλίζοντας έτσι την καλύτερη δυνατή απόδοση και την απαιτούμενη τελική ποιότητα εκροής

Από τις διαθέσιμες σύγχρονες τεχνολογίες επεξεργασίας για τα στραγγίσματα και με βάση τα αποτελέσματα μας προκύπτει ότι οι βιολογικές μέθοδοι επεξεργασίας και συγκεκριμένα οι δύο αντιδραστήρες μεμβρανών MBR προσφέρουν επεξεργασία στραγγισμάτων με υψηλό οργανικό φορτίο καθώς με την βιοαποικοδόμηση μέσω της βιολογικής διεργασίας απομακρύνονται οργανικές και αζωτούχες ουσίες με υψηλή αναλογία BOD/COD.

Η αποτελεσματικότητα απομάκρυνσης των βιολογικά αποικοδομήσιμων ρύπων στο MBR σχεδόν σε όλες τις κατηγορίες ξεπερνά το 80%(ποσοστιαίο διάγραμμα μεταβολής παραμέτρων MBR. Η μόνη κατηγορία που η αποτελεσματικότητα είναι πιο χαμηλή αφορά τα ολικά αιωρούμενα στερεά, διότι τα τελευταία δεν είναι βιολογικά αποικοδομήσιμα.

Επιπροσθέτως το MBR ελαττώνει τις τιμές των οργανικών ρίπων, ώστε το βιολογικά επεξεργασμένο στράγγισμα να είναι διαχειρίσιμο από τις Α.Ο και ουσιαστικά μετατρέπει την ποιοτική σύσταση ενός φρέσκου στραγγίσματος σε αυτήν ενός ώριμου.

Οι φυσικοχημικές μέθοδοι όπως στην περίπτωση μας η διεργασία με μεμβράνες αντίστροφων οσμώσεων, χρησιμοποιούνται με επιτυχία για την επεξεργασία στραγγισμάτων με μικρότερα οργανικά φορτία τα οποία περιέχουν ανόργανες ουσίες και δυσδιάλυτες οργανικές ουσίες βαρέα μέταλλα κλπ, που συνίστανται για επεξεργασία στραγγισμάτων από ΧΥΤΑ που βρίσκονται στην φάση της σταθεροποίησης και επιπλέον συνίστανται ως συμπληρωματικό στάδιο επεξεργασίας μετά από βιολογική μέθοδο.

Γενικά, τα χαρακτηριστικά των αποβλήτων υγειονομικής ταφής, όπως το COD, Ο λόγος BOD/COD και η ηλικία υγειονομικής ταφής απαιτούνται για να καθοριστεί η επιλογή των κατάλληλων τεχνολογιών επεξεργασίας. Ωστόσο, οι χημικές συνθέσεις των στραγγισμάτων από κύτταρα ΧΥΤΑ διαφέρουν σημαντικά, ακόμη και όταν έχουν την ίδια τιμή COD, με αποτέλεσμα διαφορές στην απόδοση κατά τη διαδικασία επεξεργασίας.

Η βιολογική επεξεργασία διαπιστώνεται να έχει υψηλή αποτελεσματικότητα ιδιαίτερα σε φρέσκα στραγγίσματα και ανίστοιχα η φυσικοχημική επεξεργασία σε πιο ώριμα. Μια λύση για βελτιστοποίηση του συστήματος θα αποτελούσε ο καλύτερος σχεδιασμός των μονάδων με επέκταση της βιολογικής επεξεργασίας διότι βοηθά και τις υπερβάλλουσες ποσότητες που παράγονται ειδικά σε περιόδους έντονων βροχοπτώσεων.

Η επιπλέον επιλογή για μεταφορά στο ΚΕΛ αποτελεί πάντα μια λύση ανάγκης. Τέλος μια προτεινόμενη λύση για την βελτίωση των χαρακτηριστικών των στραγγισμάτων που σύμφωνα με τον δείκτη LPI εμφανίζουν υψηλές τιμές ρύπανσης θα αποτελούσε η ανακύκλωση στην πηγή με ενημέρωση του κοινού, ώστε επείτα αυτό να αποτυπώνεται στη σύσταση των απορριμμάτων που καταλήγουν στο ΧΥΤΑ.

ΑΝΑΦΟΡΕΣ

Abbas, AA, Jingsong, G., Ping, LZ, Ya, PY, and Al-Rekabi, WS 2009. "Review on Landfill Leachate Treats." *American Journal of Applied Sciences* 6 (4): 672-684.

Abunama Taher, Moodley Tyrone, Abualqumboz Motasem, Kumari Sheena, Bux Faizal, Variability of leachate quality and polluting potentials in light of leachate pollution index (LPI) – A global perspective, *Chemosphere*, Volume 282, 2021

Ahmadian M. , Reshadat S. , Yousefi N. , Mirhossieni S.H. , Zare M.R. , Ghasemi S.R. , Rajabi N. Gilan, R. Khamutian, A. Fatehizadeh Municipal leachate treatment by Fenton process: effect of some variable and kinetics J. Environ. Public Health (2013)

Ahmed F.N. , Lan C.Q. Treatment of landfill leachate using membrane bioreactors: A review *Desalination*, 287 (2012), pp. 41-54

Agovino M, Ferrara M, Garofalo A (2016) An exploratory analysis on waste management in Italy: A focus on waste disposed in landfill. *Land Use Policy* 57: 669-681

Ahn WY, Kang MS, Yim SK, Choi KH (2002) Advanced landfill leachate treatment using an integrated membrane processes. *Desalination* 149:109–114

Altinbaş M, Yangin C, Ozturk I. Struvite precipitation from anaerobically treated municipal and landfill wastewaters. *Water Science and Technology*, 2002, 46(9): 271–278

Amaral M.C.S. I, Moravia W.G. , Lange L.C. , Zico M.R. , Magalhães N.C. , Ricci B.C. , Reis B.G. Pilot aerobic membrane bioreactor and nanofiltration for municipal landfill leachate treatment J. Environ. Sci. Health, Part A, 51 (2016), pp. 640-649

Amokrane, C. Comel, J. Veron, Landfill leachates pretreatment by coagulation–flocculation, *Water Res.* 31 (1997) 2775–2782

Ascher S, Watson I, Wang X, You S, Township-based bioenergy systems for distributed energy supply and efficient household waste re-utilisation: Techno-economic and environmental feasibility, *Energy*, Volume 181, 2019, Pages 455-467,

Baderna Diego, Caloni Francesca, Benfenati Emilio, Investigating landfill leachate toxicity in vitro: A review of cell models and endpoints, *Environment International*, Volume 122, 2019, Pages 21-30,

Banar M, Ozkan A, Kürkçüoğlu M. Characterization of the leachate in an urban landfill by physicochemical analysis and solid phase microextraction-GC/MS. *Environ Monit Assess.* 2006 Oct;121(1-3):439-59.

Bhalla B. , Saini M.S. , Jha M.K. Assessment of municipal solid waste landfill leachate treatment efficiency by leachate pollution index Assessment, 3 (2014), pp. 8447-8454

Bichet V, Grisey E, Aleya L (2016) Spatial characterization of leachate plume using electrical resistivity tomography in a landfill composed of old and new cells (Belfort, France). *Engineering Geology* 211: 61-73

Bonmati A. , Flotats X. Air stripping of ammonia from pig slurry: characterisation and feasibility as a pre- or post-treatment to mesophilic anaerobic digestion *Waste Manage.*, 23 (2003), pp. 261-272

Booth, S. D. J., Urfer, D., Pereira, G., and Cober, K. J. 1996. "Assessing the impact of landfill leachate on a Canadian wastewater treatment plant." *Water Environment Research* 68(7):1179.

Boonyaraj V. , Chiemchaisri C. , Chiemchaisri W. , Theepharaksapan S. , Yamamoto K. , Toxic organic micro-pollutants removal mechanisms in long-term operated membrane bioreactor treating municipal solid waste leachate *Bioresour. Technol.*, 113 (2012), pp. 174-180

Bozkurt S., Moreno L., Neretnieks I., Long-term processes in waste deposits, *Science of The Total Environment*, Volume 250, Issues 1–3, 2000, Pages 101-121,

Brennan R, Healy M, Morrison L, Hynes S, Norton D, Clifford E (2016) Management of landfill leachate: The legacy of European Union Directives. *Waste management* 55: 355-363

Calace N. , Liberatori A. , Petronio B.M. , Pietroletti M. Characteristics of different molecular weight fractions of organic matter in landfill leachate and their role in soil sorption of heavy metals *Environ. Pollut.*, 113 (2001), pp. 331-339

Çeçen, F. and Aktaş, Ö. 2004. "Aerobic Co-Treatment of Landfill Leachate with Domestic Wastewater." *Environmental Engineering Science* 21 (3):303-312.

CEWEP/EEA Graph on the treatment of municipal waste in Europe Confederation of European Waste-to-Energy Plants (2014) <http://www.cewep.eu>

Chapman, D. (1992) *Water Quality Assessment: A Guide to the Use of Biota, Sediment and Water in Environmental Monitoring*. WHO, Geneva, 585 p.

Chen Chen, Nikita Saha Turna, Felicia Wu, Risk assessment of dietary deoxynivalenol exposure in wheat products worldwide: Are new codex DON guidelines adequately protective?, *Trends in Food Science & Technology*, Volume 89, 2019, Pages 11-25,

Chen W. , Liu X.Y. , Huang B.C. , Wang L.F. , Yu H.Q. , Mizaikoff B. Probing membrane fouling via infrared attenuated total reflection mapping coupled with multivariate curve resolution *Chemphyschem*, 17 (2016), pp. 358-363

Christensen, T.H. and Kjeldsen, P., Landfill emissions and environmental impact: An introduction. in *SARDINIA '95, Fifth International Landfill Symposium, Proceedings, Volume III*, Christensen, T.H., Cossu, R., and Stegmann, R., Eds., CISA, Cagliari, Italy, 1995, 3

Christensen T.H. , Kjeldsen P. , Bjerg P.L. , Jensen D.L. , Christensen J.B. , . Baun A. , Albrechtsen H.-J, Heron G. Biogeochemistry of landfill leachate plumes *Appl. Geochem.*, 16 (2001), pp. 659-718

Chugh S. , Clarke W. , Pullammanappallil P. , Rudolph V. Effect of recirculated leachate volume on MSW degradation Waste Manag. Res., 16 (2016), pp. 564-573

Costa A.M. Alfaia, R.G.D.S. , Campos J.C. Landfill leachate treatment in Brazil - An overview J. Environ. Manage., 232 (2019), pp. 110-116

Dabaghian Z. , Peyravi M. , Jahanshahi M. , Rad AS, Potential of advanced nano-structured membranes for landfill leachate treatment: a review Chembioeng Rev. , 5 (2018) , σελ. 119 – 138

Damigos D, Menegaki M, Kaliampakos D (2016) Monetizing the social benefits of landfill mining: Evidence from a Contingent Valuation survey in a rural area in Greece. Waste Management 51: 119-129

Dalkey, N.C. (1968) DELPHI. The Rand Corporation

Das S. , Lee S. , Kumar P. , Kim K. , Lee S. , Bhattacharya S. Solid waste management: Scope and the challenge of sustainability, Journal of Cleaner Production, Volume 228,J. Cleaner Prod. , 228 (2019) , σελ. 658 – 678

De S. , Hazra T. , Dutta A. Sustainable treatment of municipal landfill leachate by combined association of air stripping, Fenton oxidation, and enhanced coagulation Environ. Monitor. Assess. (2019), p. 191

Dhir R., Brito J., Mangabhai R., Lye C. Sustainable Constr. Mater. (2016)

Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on waste and repealing certain directives. Off J Eur Union 2008:3–30.

El-Fadel M, Bou-Zeid E, Chahine W, Alayli B (2002) Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. Waste management 22: 269-282

EC - Regulation of issues of the Ministry of Environment E and CC. LAW NO. 4042 Criminal protection of the environment - Harmonization with directive 2008/99/EC - Framework for waste production and management - Harmonization with Directive 2008/98/. n.d..

Commission E Country factsheet for Greece support to member states in improving waste management based on assessment of member states' performance (2012), pp. 1-13.

European Commission The EU environmental implementation review country report – Greece (2017)

Eurostat. Municipal waste generation and treatment, by type of treatmentmethodn.d. <http://ec.europa.eu/eurostat/tgm/table.do?tab=table&init=1&language=en&pcode=tsdpc240&plugin=1> (accessed July 15, 2017)

Eurostat Βιώσιμη ανάπτυξη στην Ευρωπαϊκή Ένωση: Έκθεση παρακολούθησης της στρατηγικής της ΕΕ για τη βιώσιμη ανάπτυξη Στατιστικά βιβλία της Eurostat , Λουξεμβούργο (2015)

Eurostat (2019). Municipal waste statistics - Statistics Explained. [Accessed 10 Nov. 2019].

EPRS Towards a Circular Economy - Waste Management in the EU (2017)

Fernandes A. , Pacheco M.J. , Ciríaco L. , Lopes A. Review on the electrochemical processes for the treatment of sanitary landfill leachates: present and future Applied Catal., 176-177 (2015), pp. 183-200

Gautam P. , Kumar S. , Lokhandwala S. Advanced oxidation processes for treatment of leachate from hazardous waste landfill: a critical review J. Cleaner Product., 237 (2019)

Gotvajn A. , Tišler T. , Zagorc-Končan J. Comparison of different treatment strategies for industrial landfill leachate J. Hazard. Mater., 162 (2009), pp. 1446-1456

Joshi R. , Pant D. Landfill biodegradation process and leachate Waste Bioremediation, Springer (2018), pp. 233-247

Kargı F. , Pamukoglu M.Y. , Adsorbent supplemented biological treatment of pre-treated landfill leachate by fed-batch operation Bioresour. Technol., 94 (2004), pp. 285-291

Kalogirou E, Sakalis A. Overview of the waste management situation and planning in Greece (2016), pp. 107-116

Kjeldsen P. , Barlaz M.A. , Rooker A.P. , Baun A. , A. Ledin, Christensen T.H. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review Crit. Rev. Environ. Sci. Technol., 32 (2002), pp. 297-336

Kulikowska D. , Klimiuk E. The effect of landfill age on municipal leachate composition Bioresour. Technol., 99 (2008), pp. 5981-5985

Kumar, D., & Alappat, B. (2003). A technique to quantify landfill leachate. Proc. Ninth International Landfill Symposium, October 2003, (σ. Paper no. 400.). Cagliari, Italy.

Kumar, D., & Alappat, B. (2005). Analysis of leachate pollution index and formulation of sub-leachate pollution indices. Waste Management & Research(22), σσ. 230–239.

Kurniawan T.A. , G.Y.S. W. Chan Lo, Degradation of recalcitrant compounds from stabilized landfill leachate using a combination of ozone-GAC adsorption treatment J. Hazard. Mater., 137 (2006), pp. 443-455

Lam C., Ip A., Barford J., McKay G. Use of incineration MSW ash: A review Sustainability, 2 (7) (2010), pp. 1943-1968

Li, W., Ding, X., Liu, M. et al. Optimization of process parameters for mature landfill leachate pretreatment using MAP precipitation. Front. Environ. Sci. Eng. 6, 892–900 (2012). <https://doi.org/10.1007/s11783-012-0440-9>

Libra, J.A. , Ro K.S. , Kammann C. , Funke A. , Berge N.D. , Neubauer Y. , Titirici M.M. , Fühner C. , Bens O. , Kern J. , Emmerich K.H. Hydrothermal carbonization of biomass residuals: A comparative review of the chemistry, processes and applications of wet and dry pyrolysis *Biofuels*, 2 (2011), pp. 71-106, 10.4155/bfs.10.81

Lim C.K., Seow T.W., Neoh C.H., Nor M.H.M. M.Z. Ibrahim, Ware and S.H.M Sarip I. 3 *Biotech* 2(6)(2016) 195.

Lin D. , Bai L. , Gan Z. Zhao, J. , Li G. , Aminabhavi T.M. , Liang H. The role of ferric coagulant on gypsum scaling and ion interception efficiency in nanofiltration at different pH values: Performance and mechanism *Water Res.*, 175 (2020)

Liu Z. , Wu W. , Shi P. , Guo, J. , Cheng, J. Characterization of dissolved organic matter in landfill leachate during the combined treatment process of air stripping, Fenton, SBR and coagulation *Waste Manage.*, 41 (2015), pp. 111-118

Luo Y. , Li R. , Sun X. , Liu X. , Li D. The roles of phosphorus species formed in activated biochar from rice husk in the treatment of landfill leachate *Bioresource Technol.*, 288 (2019)

Lynn C., Dhir OBE R., Ghataora G. Municipal incinerated bottom ash characteristics and potential for use as aggregate in concrete *Constr. Build. Mater.*, 127 (2016), pp. 504-517
Maranon E, Castrillon L, Fernandez-Nava Y, Fernandez-Mendez A, Fernandez-Sanchez A (2008) Coagulation–flocculation as a pretreatment process at a landfill leachate nitrification–denitrification plant. *J Hazard Mater* 156:538–544

Metcalf & Eddy / Aecom. 2014. “Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery”, McGraw-Hill Education, Alexandria, Virginia, USA.

Mihelcic J.R. , . Zimmerman J.B, Auer M.T. *Environmental Engineering: Fundamentals, Sustainability, Design* Wiley, Hoboken, NJ (2014)

Milios L. *Municipal waste management in Greece* (2013)

Mohammad A. Al-Ghouti, Mariam Khan, Mustafa S. Nasser, Khalid Al-Saad, Oon Ee Heng, Recent advances and applications of municipal solid wastes bottom and fly ashes: Insights into sustainable management and conservation of resources, *Environmental Technology & Innovation*, Volume 21,2021

Moradi M. , Ghanbari F. Application of response surface method for coagulation process in leachate treatment as pretreatment for Fenton process: Biodegradability improvement *J. Water Process Eng.*, 4 (2014), pp. 67-73

Panigrahi S., Dubey B. A critical review on operating parameters and strategies to improve the biogas yield from anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste *Renew. Energy*, 143 (2019), pp. 779-797

Papastavrou C. , Mantzavinos D. , Diamadopoulos E. A comparative treatment of stabilized landfill leachate: coagulation and activated carbon adsorption vs. electrochemical oxidation *Environ. Technol.*, 30 (2009), pp. 1547-1553

Pires A, Martinho G, Chang N-B (2011) Solid waste management in European countries: A review of systems analysis techniques. *Journal of environmental management* 92: 1033-1050

Poblete R. , Oller I. , Maldonado M.I. , Cortes E. Improved landfill leachate quality using ozone, UV solar radiation, hydrogen peroxide, persulfate and adsorption processes *J. Environ. Manage.*, 232 (2019), pp. 45-51

Poerio, Teresa & Piacentini, Emma & Mazzei, Rosalinda. (2019). Membrane Processes for Microplastic Removal. *Molecules* (Basel, Switzerland). 24. 10.3390/molecules24224148.

Poitel D, Courant P, Primi C, Mandin JM (1999) Various leachate treatment plants in France. *Proceedings of The Seventh International Landfill Symposium, SARDINIA*, pp 135–142

Primo O. , Rueda A. , Rivero M.J., Ortiz I. , An integrated process, Fenton reaction-ultrafiltration, for the treatment of landfill leachate: pilot plant operation and analysis Ind. Eng. Chem. Res., 47 (2008), pp. 946-952

Quasim, SR and Chiang, W. 1994. Sanitary Landfill Leachate Generation, Control & Treatment. Lancaster, PA: Technomic Publishing Company, Inc.

Ramaswami S. , Behrendt J. , Otterpohl R. Comparison of NF-RO and RO-NF for the treatment of mature landfill leachates: a guide for landfill operators Membranes, 8 (2018), p. 17

Ravindran V. , Tsai H.H. , Williams M.D. , Pirbazari M. , Hybrid membrane bioreactor technology for small water treatment utilities: process evaluation and primordial considerations J. Membr. Sci., 344 (2009), pp. 39-54

Rautenbach R. , Linn T. , Eilers L. Treatment of severely contaminated waste water by a combination of RO and NF—potential and limits of the process J. Membr. Sci., 174 (2000), pp. 231-241

Renou. S , Givaudan J.G. , Poulain ,S., Dirassouyan F. , Moulin P., Landfill leachate treatment: Review and opportunity, J. Hazard. Mater. 150 (2008) 468–493.

Robinson H. The composition of leachates from very large landfills: an international review Commun. Waste Resour. Manag., 8 (2007), pp. 19-32

Rubio J. , Souza M.L. , Smith R.W. Overview of flotation as a wastewater treatment technique Miner. Eng., 15 (2002), pp. 139-155

Setiadi T. , Fairus S. Hazardous waste landfill leachate treatment using an activated sludge-membrane system Water Sci. Technol., 48 (2003), pp. 111-117

Schiopu, A.-M., Gavrilescu, M. 2010. “Options for the Treatment and Management of Municipal Landfill Leachate: Common and Specific Issues.” CLEAN – Soil, Air, Water 38 (12):1101–1110.

Spagni A., Marsili-Libelli S. (2009). Nitrogen removal via nitrite in a sequencing batch reactor treating sanitary landfill leachate. *Bioresour. Technol.* 100, 609–614.

Steensen M (1997) Chemical oxidation for the treatment of leachate—process comparison and results from full-scale plants. *Water Sci Technol* 35:249–256

Sun J. , Li X. , Feng J. , Tian X. , Oxone/Co²⁺ oxidation as an advanced oxidation process: Comparison with traditional Fenton oxidation for treatment of landfill leachate *Water Res.*, 43 (2009), pp. 4363-4369

Tatsi A.A, Zouboulis A.I, A field investigation of the quantity and quality of leachate from a municipal solid waste landfill in a Mediterranean climate (Thessaloniki, Greece), *Advances in Environmental Research*, Volume 6, Issue 3, 2002, Pages 207-219,

Teng Chunying, Zhou Kanggen, Peng Changhong, Chen Wei, Characterization and treatment of landfill leachate: A review, *Water Research*, Volume 203, 2021

Townsend T.G., Powell J., Jain P., Xu Q., Tolaymat T., and Reinhart D. 2015. “Leachate Control, Storage, and Treatment.” In *Sustainable Practices for Landfill Design and Operation*. Waste Management Principles and Practice. Springer, New York, NY.

Trankler J., Visvanathan C., Kuruparan P., Tubtimthai O., (2005) Influence of tropical seasonal variations on landfill leachate characteristics-Results from lysimeter studies. *Waste Manage* 25(10):1013-1020

Tchobanoglous G., Theisen H. and Vigil S. (1993). *Integrated Solid Waste Management*, McGraw-Hill, New York.

Ushikoshi K, Kobayashi T, Uematsu K, Toji A, Kojima D, Matsumo K (2002) Leachate treatment by the reverse osmosis system. *Desalination* 150:121–129

Wang H. , Cheng Z. , Sun Z. , Zhu N. , Yuan H. , Lou Z. , Chen X., Molecular insight into variations of dissolved organic matters in leachates along China's largest A/O-MBR-NF process to improve the removal efficiency Chemosphere., 243 (2020), p. 125354

Weiner R.F and Matthews R.A. Eds. Environmental Engineering, 4th Ed, (2003) Chapter 13 - Solid Waste Disposal. pp 263-271

Welikannage K., Liyanage B.C., (2009) Organic waste composing by low cost semi aerobic converted trench method at Central Province. Proceedings of Annual Academic Sessions, Open University of Sri Lanka

Westlake K. Sustainable landfill- possibility or pipe dream Waste Management & Research, 15 (1997), pp. 453-461

Wiszniewski J, Robert D, Surmacz-Gorska J, Miksch K, Weber J-V (2003) Photocatalysis of the organic compounds originated from landfill leachate – pilot plant experiments. Proceedings of the IHP Programme "Research results at "Plataforma Solar de Almeria" within the year 2002, Access Campaign". Serie Ponencias, Ciemat, Madrid, 2003, pp 43–50.

Wiszniewski J, Robert D, Surmacz-Gorska J, Miksch K, Weber J-V (2004) Solar photocatalytic degradation of humic acids as a model of organic compounds of landfill leachate in pilot plant experiments. Appl Catalysis: B Environ 53:127–137

Yan J. , Hu Y.Y. , Comparison of partial nitrification to nitrite for ammonium-rich organic wastewater in sequencing batch reactors and continuous stirred-tank reactor at laboratory-scale Water Sci. Technol., 60 (2009), pp. 2861-2868

Yang Z.Q. , Zhou S.Q. The biological treatment of landfill leachate using a simultaneous aerobic and anaerobic (SAA) bio-reactor system Chemosphere, 72 (2008), pp. 1751-1756

Yang X. , Meng L. , Meng F. Combination of self-organizing map and parallel factor analysis to characterize the evolution of fluorescent dissolved organic matter in a full-scale landfill leachate treatment plant Sci. Total Environ., 654 (2019), pp. 1187-1195

Xu B. , Iskander S.M. , He Z. Dominant formation of unregulated disinfection by-products during electrocoagulation treatment of landfill leachate Environ. Res., 182 (2020), Article 109006

Zouboulis A. , Jun W. , Katsoyiannis A. Removal of humic acids by flotation Colloids Surf. A: Physicochem. Eng. Aspects, 231 (2003), pp. 181-193

A. Ανδρεαδάκης (2000) “Έργα Διαχείρισης Στερεών Αποβλήτων”, 5ο κεφάλαιο του Τόμου Σχεδιασμός Έργων Υποδομής και Προστασίας του Περιβάλλοντος, Έκδοση Ελληνικού Ανοικτού Πανεπιστημίου, Αθήνα.

Αραβώσης 2019 <http://greenagenda.gr/διαχείριση-αποβλήτων-η-νέα-χρεοκοπία/>

Αγγελίδης Θ, (2006) «Μαθηματική Προσομοίωση Υδραυλικής Συμπεριφοράς Στραγγισμάτων σε ΧΥΤΑ». Μεταπτυχιακή Διπλωματική Εργασία. Διατμηματικό Μεταπτυχιακό, Εθνικό Μετσόβιο Πολυτεχνείο.

Βλυσίδης, Α., Γρηγοροπούλου, Ε., & Λυμπεράτος, Γ. Περιβαλλοντική Μηχανική- Αθήνα. (2018).

Λιόγκας Βασίλης, “Εθνική στρατηγική για Κυκλική οικονομία και Περιβάλλον,” presented at the Κανονιστική εναρμόνιση και πρότυπα για τη θέσπιση εθνικών πολιτικών, τεχνική νομοθέτηση και δημόσιες συμβάσεις, Εθνικό Κέντρο Τεκμηρίωσης (ΕΚΤ), 05-Dec-2018.

Νταρακάς, Ε. (2014). Διαχείριση στερεών αποβλήτων, Διδακτικές σημειώσεις, Τμ. Πολιτικών Μηχανικών, Α.Π.Θ.

Σκορδίλης Αδαμάντιος,(2001)«Ελεγχόμενη Εναπόθεση Στερεών μη Επικίνδυνων Αποβλήτων»,ΙΩΝ.σ. 281

ΤΕΡΖΗΣ Ε. - ΑΝΔΡΕΑΔΑΚΗΣ Α. Σημειώσεις του μαθήματος Διαχείριση Στερεών Αποβλήτων και Ιλύος ΕΘΝΙΚΟ ΜΕΤΣΟΒΙΟ ΠΟΛΥΤΕΧΝΕΙΟ ΔΠΜΣ ΕΠΙΣΤΗΜΗ ΚΑΙ ΤΕΧΝΟΛΟΓΙΑ ΥΔΑΤΙΚΩΝ ΠΟΡΩΝ ΚΟΙΝΟΤΙΚΗ ΠΟΛΙΤΙΚΗ ΚΑΙ ΔΙΑΧΕΙΡΙΣΗ ΑΠΟΡΡΙΜΜΑΤΩΝ ΣΤΗΝ ΕΛΛΑΔΑ (2013)

Χατζημπίρος Κ., Εκτίμηση Περιβαλλοντικών Επιπτώσεων. Διαθέσιμο στο δικτυακό τόπο:
<https://courses.arch.ntua.gr/fsr/107758/kef.5.pdf>

ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ

| ΣΗΜΕΙΟ ΔΕΙΓΜΑΤΟΛΗΨΙΑΣ | ΦΡΕΑΤΙΟ Φ1' | | | | | | | | | |
|-------------------------------|-----------------------------|-----------------|-------------|-------|---------|---------------|-----------------|---------------|---------------|----------------|
| Παράμετρος | Αναλυτική Μέθοδος | ΦΕΒΡΟ ΥΑΡΙΟΣ | ΜΑΡΤΙΟ Σ | ΜΑΪΟΣ | ΙΟΥΛΙΟΣ | ΑΥΓΟΥΣ ΤΟΣ | ΣΕΠΤΕΜ ΒΡΙΟΣ | ΟΚΤΩΒ ΡΙΟΣ | ΝΟΕΜΒ ΡΙΟΣ | ΔΕΚΕΜ ΒΡΙΟΣ |
| pH | SMEWW – 4500/H ⁺ | 8,3 | 8,1 | 8,3 | 8,2 | 8,4 | 8,4 | 8,3 | 8,3 | 8,4 |
| Αγωγιμότητα (@ 20°C) | SMEWW – 2510 | 35600 | 37900 | 39500 | 35100 | 36100 | 37500 | 39600 | 39700 | 39200 |
| Θολερότητα | SMEWW – 2130/B | >250 | >250 | >250 | >250 | >250 | >250 | >250 | >250 | >250 |
| Θερμοκρασία | Θερμόμετρο | 39,3 | 40,1 | 47,6 | 44,2 | 35,6 | 41,7 | 46,8 | 39,9 | 39,9 |
| Οσμή | SMEWW – 2150/B | >100 | >100 | >100 | >100 | >100 | >100 | >100 | >100 | >100 |
| B.O.D ₅ | SMEWW – 5210/B | 12400 | 13000 | 12800 | 13500 | 15000 | 11200 | 16100 | 13100 | 13500 |
| C.O.D. | SMEWW – 5220/B | 31500 | 32900 | 32200 | 32400 | 34800 | 27200 | 35100 | 30400 | 30700 |
| Σκληρότητα Ολική | SMEWW – 2340/B | 457 | 401 | 726 | 481 | 473 | 1130 | 1056 | 427 | 393 |
| (Γαλλικοί βαθμοί) | SMEWW – 2340/B | 45,7 | 401 | 72,6 | 48,1 | 47,3 | 113 | 105,6 | 42,7 | 39,3 |
| (Γερμανικοί βαθμοί) | SMEWW – 2340/B | 25,5 | 22,4 | 40,7 | 26,9 | 26,5 | 63,4 | 59,1 | 23,9 | 22,0 |
| Ολικά Στερεά (TSS) | SMEWW – 2540/B | 24200 | 24400 | 25350 | 24600 | 22900 | 25700 | 24300 | 26800 | 27200 |
| Ολικά Διαλυμένα Στερεά (TDS) | SMEWW – 2540/C | 23800 | 24100 | 25200 | 24200 | 22600 | 24700 | 24200 | 26700 | 25900 |
| Ολικά Αιωρούμενα Στερεά (TSS) | SMEWW – 2540/D | 392 | 302 | 143 | 425 | 305 | 1010 | 74 | 114 | 1270 |
| Αμμωνιακά (N – | MERCK 1.14752 | 3970 | 4090 | 4510 | 4190 | 4490 | 4200 | 4290 | 4330 | 3880 |

| | | | | | | | | | | |
|--|---|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| NH ₄) | | | | | | | | | | |
| Ολικό Άζωτο (TN) | ISO 11905-1:1997 | 4510 | 4600 | 5030 | 4690 | 4990 | 4690 | 4760 | 4810 | 4630 |
| Αλκαλικότητα H | SMEWW – 2320/B | 16200 | 17100 | 23000 | 18900 | 23100 | 20900 | 21800 | 20100 | 19300 |
| Πυριτικά ολικά (SiO ₂) | MERCK 1.14794 mod. | 39,5 | 36,5 | 46,9 | 33,1 | 29,5 | 64,3 | 53,2 | 49,5 | 53,3 |
| Φθοριούχα (F ⁻) | SMEWW – 4500 – F/E | 2,9 | 3,8 | 5,3 | 4,8 | 4,3 | 8,0 | 5,3 | 6,2 | 8,1 |
| Χλωριούχα (Cl ⁻) | SMEWW – 4500 – Cl ⁻ /B | 4130 | 4410 | 4870 | 4280 | 4510 | 5050 | 5230 | 5050 | 4840 |
| Φωσφορικά (P – PO ₄ ⁻³) | MERCK 1.14848 | 11,8 | 10,4 | 13,2 | 14,1 | 11,3 | 13,3 | 14,3 | 11,9 | 13,2 |
| Ολικός Φώσφορος (P) | MERCK 1.14848-SMEWW 4500 P/B | 14,9 | 15,9 | 21,4 | 15,6 | 17,9 | 18,6 | 18,2 | 19,8 | 18,5 |
| Θειικά (SO ₄ ⁻²) | SMEWW – 4500 – SO ₄ ⁻² /E | 108 | 78 | 101 | 109 | 101 | 50 | 65 | 79 | 105 |
| Κυανιούχα (CN ⁻) | ISO 6703-1 : 1984 | 0,031 | 0,024 | 0,028 | 0,019 | 0,021 | 0,020 | 0,033 | 0,024 | 0,038 |
| Φαινόλες Ολικές | MERCK 1.14551 | 7,11 | 6,53 | 7,86 | 8,93 | 8,07 | 6,90 | 7,69 | 7,33 | 9,12 |
| Ορυκτά Έλαια – Υδρογονάνθρακες | SMEWW – 5520/F | MA | MA | MA | MA | MA | MA | MA | MA | MA |
| Ασβέστιο (Ca ⁺²) | In house based on ASTM D 511-14 | 79,3 | 68,2 | 68,1 | 74,3 | 69,2 | 212 | 139 | 37,9 | 42,1 |
| Μαγνήσιο (Mg ⁺²) | In house based on ASTM D 511-14 | 62,8 | 55,9 | 135 | 71,6 | 72,8 | 147 | 172 | 80,6 | 69,9 |
| Κάλιο (K ⁺) | In house based on ISO 9964-3:1993 (E) | 2220 | 2490 | 2810 | 2280 | 2270 | 2660 | 2690 | 3110 | 2950 |
| Νάτριο (Na ⁺) | In house based on ASTM D 4191-15 & ASTM D 3561-11 | 3490 | 3990 | 4090 | 3810 | 4160 | 3190 | 3380 | 3280 | 3190 |
| Σίδηρος (Fe) | In house based on ISO 15586:2003 | 5,21 | 10,4 | 11,3 | 6,71 | 7,11 | 13,7 | 11,9 | 10,8 | 12,8 |
| Στρόντιο (Sr ⁺²) | SMEWW – 3500 – Sr/B | 0,82 | 0,46 | 0,78 | 0,69 | 0,61 | MA | 0,23 | 0,23 | 0,42 |
| Αργίλιο (Al) | ISO 15586:2003 | 2,11 | 3,27 | 4,69 | 4,47 | 8,06 | 18,6 | 2,36 | 3,98 | 19,8 |
| Μαγγάνιο (Mn) | ISO 15586:2003 | 0,178 | 0,208 | 0,278 | 0,318 | 0,407 | 0,163 | 0,208 | 0,185 | 0,263 |

| | | | | | | | | | | |
|---|--|---------------------------|---------------|---------------|---------------|---------------|----------------------|---------------|---------------|---------------|
| Βόριο (B) | MERCK 1.14839 | 4,33 | 5,66 | 6,03 | 6,39 | 6,13 | 7,0 | 7,5 | 7,9 | 10,5 |
| Μόλυβδος (Pb) | ISO 15586:2003 | 0,0417 | 0,0593 | 0,0614 | 0,107 | 0,115 | 0,179 | 0,188 | 0,132 | 0,143 |
| Ψευδάργυρος (Zn ⁺²) διαλυτός | In house based on ASTM D 1691-12 | 0,55 | 0,62 | 0,61 | 0,44 | 0,36 | 0,61 | 0,59 | 0,44 | 0,51 |
| Ψευδάργυρος (Zn ⁺²) ολικός | m.d. / In house based on ASTM D 1691-12 | 0,57 | 0,64 | 0,63 | 0,46 | 0,39 | 0,88 | 0,62 | 0,47 | 0,52 |
| Νικέλιο διαλυτό (Ni) | ISO 15586:2003 | 0,099 | 0,024 | 0,031 | 0,021 | 0,014 | 0,566 | 0,611 | 0,522 | 0,428 |
| Νικέλιο ολικό (Ni) | m.d. / ISO 15586:2003 | 0,804 | 0,911 | 1,09 | 1,72 | 1,19 | 0,639 | 0,729 | 0,791 | 0,804 |
| Χρώμιο διαλυτό (Cr) | ISO 15586:2003 | 0,0476 | 0,0244 | 0,0178 | 0,0113 | 0,0205 | 0,339 | 0,248 | 0,127 | 0,216 |
| Χρώμιο ολικό (Cr) | m.d. / ISO 15586:2003 | 0,272 | 0,298 | 0,283 | 0,194 | 0,268 | 0,710 | 0,817 | 0,755 | 0,809 |
| Χαλκός διαλυτός (Cu) | In house based on ASTM D 1688-12 | <LoQ (0,05) | 0,11 | 0,12 | 0,11 | 0,10 | <LoQ(0,08) | 0,12 | 0,10 | 0,11 |
| Χαλκός ολικός (Cu) | m.d. / In house based on ASTM D 1688-12 | <LoQ (0,06) | 0,11 | 0,13 | 0,11 | 0,12 | 0,10 | 0,13 | 0,14 | 0,12 |
| Κάδμιο διαλυτό (Cd) | ISO 15586:2003 | 0,0071 | 0,0111 | 0,0086 | 0,0045 | 0,0036 | 0,0096 | 0,0108 | 0,0203 | 0,0174 |
| Κάδμιο ολικό (Cd) | m.d. / ISO 15586:2003 | 0,0428 | 0,0631 | 0,0721 | 0,0808 | 0,0746 | 0,0227 | 0,0362 | 0,0477 | 0,0559 |
| Αρσενικό διαλυτό (As) | ASTM D 2972-03 | 0,0117 | 0,0176 | 0,0114 | 0,0069 | 0,0093 | 0,0027 | 0,0039 | 0,0571 | 0,0417 |
| Αρσενικό ολικό (As) | m.d. / ASTM D 2972-03 | 0,0923 | 0,103 | 0,0997 | 0,142 | 0,179 | 0,319 | 0,277 | 0,339 | 0,293 |
| Υδράργυρος (Hg) διαλυτός | ASTM D 3223:2000 | 0,0014 | 0,0029 | 0,0013 | 0,0014 | 0,0017 | 0,0059 | 0,0028 | 0,0054 | 0,0067 |
| Υδράργυρος (Hg) ολικός | m.d. / ASTM D 3223:2000 | 0,0173 | 0,0300 | 0,0423 | 0,0272 | 0,0362 | 0,1660 | 0,0811 | 0,1070 | 0,1090 |

| | | | | | | | | | | |
|------------------|-----------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|-------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|
| Coliforms | ISO 9308-1:2014 | 5,5*10⁴ | 3,3*10³ | 2,3*10³ | 3,9*10⁴ | 1,8*10⁴ | 1,4*10⁵ | >3,0*10⁵ | >3,0*10⁵ | >3,0*10⁵ |
| Escherichia Coli | ISO 9308-1:2014 | 1,9*10³ | 6,5*10² | 2,9*10² | 2,6*10² | 5,9*10² | 1,4*10⁵ | >3,0*10⁵ | >3,0*10⁵ | >3,0*10⁵ |

| ΣΗΜΕΙΟ ΔΕΙΓΜΑΤΟΛΗΨΙΑΣ | ΦΡΕΑΤΙΟ Φ2' | | | | | | | |
|----------------------------------|-----------------------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| Παράμετρος | Αναλυτική Μέθοδος | ΜΑΪΟΣ | ΙΟΥΛΙΟΣ | ΑΥΓΟΥΣΤΟΣ | ΣΕΠΤΕΜΒΡΙΟΣ | ΟΚΤΩΒΡΙΟΣ | ΝΟΕΜΒΡΙΟΣ | ΔΕΚΕΜΒΡΙΟΣ |
| pH | SMEWW – 4500/H ⁺ | 8,3 | 8,3 | 8,2 | 8,3 | 8,2 | 8,3 | 8,4 |
| Αγωγιμότητα (@ 20°C) | SMEWW – 2510 | 35400 | 35600 | 36600 | 36800 | 36900 | 35300 | 37600 |
| Θολερότητα | SMEWW – 2130/B | >250 | >250 | >250 | >250 | >250 | >250 | >250 |
| Θερμοκρασία | Θερμόμετρο | 48,1 | 47,6 | 43,8 | 46,9 | 41,4 | 39,7 | 40,8 |
| Οσμή | SMEWW – 2150/B | >100 | >100 | >100 | >100 | >100 | >100 | >100 |
| B.O.D ₅ | SMEWW – 5210/B | 4900 | 8800 | 9200 | 10400 | 4900 | 4100 | 4900 |
| C.O.D. | SMEWW – 5220/B | 13600 | 23500 | 24900 | 24900 | 11500 | 10400 | 13300 |
| Σκληρότητα Ολική | SMEWW – 2340/B | 370 | 359 | 342 | 310 | 330 | 276 | 296 |
| (Γαλλικοί βαθμοί) | SMEWW – 2340/B | 37,0 | 35,9 | 34,2 | 31,0 | 33,0 | 27,6 | 29,6 |
| (Γερμανικοί βαθμοί) | SMEWW – 2340/B | 20,7 | 20,1 | 19,2 | 17,3 | 18,5 | 15,5 | 16,6 |
| Ολικά Στερεά (TS) | SMEWW – 2540/B | 22300 | 23500 | 24500 | 24200 | 24150 | 23700 | 24900 |
| Ολικά Διαλυμένα Σ (TDS) | SMEWW – 2540/C | 22900 | 23300 | 24100 | 24100 | 24100 | 23600 | 24800 |
| Ολικά Αιωρούμενα Σ (TSS) | SMEWW – 2540/D | 402 | 173 | 392 | 51 | 52 | 53 | 59 |
| Αμμωνιακά (N – NH ₄) | MERCK 1.14752 | 4060 | 4110 | 4310 | 4090 | 3770 | 3450 | 3560 |
| Ολικό Άζωτο (TN) | ISO 11905-1:1997 | 4530 | 4610 | 4820 | 4630 | 4160 | 3960 | 4020 |
| Αλκαλικότητα H | SMEWW – 2320/B | 9450 | 17100 | 19600 | 17300 | 19400 | 17300 | 17900 |

| | | | | | | | | | |
|-------------------------------|--------------------------------------|--|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| Πυριτικά ολικά | (SiO ₂) | MERCK 1.14794 mod. | 29,3 | 28,4 | 24,8 | 64,3 | 55,1 | 52,8 | 49,7 |
| Φθοριούχα | (F ⁻) | SMEWW – 4500 – F/E | 5,1 | 3,8 | 4,5 | 8,8 | 7,6 | 6,9 | 7,9 |
| Χλωριούχα | (Cl ⁻) | SMEWW – 4500 – Cl/B | 4210 | 4410 | 4330 | 4660 | 4250 | 4340 | 4080 |
| Φωσφορικά | (P – PO ₄ ⁻³) | MERCK 1.14848 | 17,3 | 14,6 | 10,8 | 4,67 | 2,68 | 3,95 | 5,11 |
| Ολικός Φώσφορος | (P) | MERCK 1.14848-SMEWW | 26,4 | 15,9 | 19,4 | 26,8 | 28,3 | 24,9 | 29,3 |
| Θειικά | (SO ₄ ⁻²) | SMEWW – 4500 – SO ₄ ⁻² / | 108 | 121 | 263 | 40 | 80 | 94 | 85 |
| Κυανιούχα | (CN ⁻) | ISO 6703-1 : 1984 | 0,014 | 0,018 | 0,029 | 0,04 | 0,037 | 0,033 | 0,038 |
| Φαινόλες Ολικές | | MERCK 1.14551 | 4,39 | 5,55 | 6,04 | 11,9 | 10,7 | 9,68 | 11,2 |
| Ορυκτά Έλαια –Υδρογονάνθρακες | | SMEWW – 5520/F | MA | MA | MA | MA | MA | MA | MA |
| Ασβέστιο | (Ca ⁺²) | In house based on ASTM | 41,1 | 28,6 | 19,3 | 18,3 | 17,6 | 17,6 | 15,9 |
| Μαγνήσιο | (Mg ⁺²) | In house based on ASTM | 64,8 | 69,9 | 71,4 | 64,1 | 69,4 | 56,4 | 62,2 |
| Κάλιο | (K ⁺) | In house based on ISO 9 (E) | 1830 | 1740 | 1880 | 2530 | 2530 | 2090 | 2220 |
| Νάτριο | (Na ⁺) | In house based on ASTM & ASTM D 3561-11 | 3490 | 3720 | 3610 | 3690 | 3610 | 2960 | 3550 |
| Σίδηρος | (Fe) | In house based on ISO 1 | 4,69 | 3,95 | 3,06 | 5,27 | 6,20 | 5,42 | 5,92 |
| Στρόντιο | (Sr ⁺²) | SMEWW – 3500 – Sr/B | 0,51 | 0,62 | 0,59 | MA | 0,11 | 0,26 | 0,39 |
| Αργίλιο | (Al) | ISO 15586:2003 | 3,75 | 4,67 | 5,96 | 1,97 | 1,36 | 1,91 | 2,33 |
| Μαγγάνιο | (Mn) | ISO 15586:2003 | 0,106 | 0,133 | 0,113 | 0,0291 | 0,0449 | 0,0743 | 0,0986 |
| Βόριο | (B) | MERCK 1.14839 | 5,78 | 7,04 | 7,26 | 7,2 | 7,9 | 8,2 | 10,2 |
| Μόλυβδος | (Pb) | ISO 15586:2003 | 0,0709 | 0,0663 | 0,0617 | 0,139 | 0,0834 | 0,0576 | 0,0943 |
| Ψευδάργυρος διαλυτ | (Zn ⁺²) | In house based on ASTM | 0,12 | 0,14 | 0,15 | 0,20 | 0,21 | 0,19 | 0,21 |
| Ψευδάργυρος ολικός | (Zn ⁺²) | m.d. / In house based on 1691-12 | 0,13 | 0,14 | 0,16 | 0,24 | 0,23 | 0,22 | 0,23 |
| Νικέλιο διαλυτό | (Ni) | ISO 15586:2003 | 0,0249 | 0,0139 | 0,0085 | 0,490 | 0,278 | 0,179 | 0,227 |
| Νικέλιο ολικό | (Ni) | m.d. / ISO 15586:2003 | 0,333 | 0,991 | 1,06 | 0,550 | 0,603 | 0,538 | 0,638 |
| Χρώμιο διαλυτό | (Cr) | ISO 15586:2003 | 0,0173 | 0,0107 | 0,0221 | 0,380 | 0,196 | 0,127 | 0,117 |

| | | | | | | | | |
|-------------------------|----------------------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|
| Χρώμιο ολικό (Cr) | m.d. / ISO 15586:2003 | 0,193 | 0,271 | 0,177 | 0,450 | 0,387 | 0,288 | 0,241 |
| Χαλκός διαλυτός (Cu) | In house based on ASTM | MA | <LoQ (0,05) | MA | <LoQ(0,04) | MA | MA | MA |
| Χαλκός ολικός (Cu) | m.d. / In house based on 1688-12 | <LoQ(0,04) | <LoQ (0,05) | MA | <LoQ(0,05) | MA | MA | MA |
| Κάδμιο διαλυτό (Cd) | ISO 15586:2003 | 0,0031 | 0,0024 | 0,0021 | 0,0211 | 0,0285 | 0,0173 | 0,0116 |
| Κάδμιο ολικό (Cd) | m.d. / ISO 15586:2003 | 0,0234 | 0,0481 | 0,0243 | 0,0404 | 0,0524 | 0,0495 | 0,0578 |
| Αρσενικό διαλυτό (As) | ASTM D 2972-03 | 0,0094 | 0,0027 | 0,0062 | 0,0178 | 0,0339 | 0,0204 | 0,0146 |
| Αρσενικό ολικό (As) | m.d. / ASTM D 297 | 0,0307 | 0,0476 | 0,0307 | 0,496 | 0,418 | 0,278 | 0,204 |
| Υδράργυρος διαλυτό (Hg) | ASTM D 3223:2000 | MA | 0,00092 | 0,0014 | 0,0113 | 0,0253 | 0,0111 | 0,0095 |
| Υδράργυρος ολικός (Hg) | m.d. / ASTM D 3223 | 0,0150 | 0,0184 | 0,0199 | 0,1030 | 0,0907 | 0,0809 | 0,0693 |
| Coliforms | ISO 9308-1:2014 | 2,8*10 ³ | 3,3*10 ³ | 4,2*10 ⁵ | 4,0*10 ² | 6,3*10 ³ | 4,8*10 ⁴ | 4,4*10 ³ |
| Escherichia Coli | ISO 9308-1:2014 | 66 | 1,4*10 ² | 1,8*10 ³ | 1,0*10 ² | 1,8*10 ² | 2,9*10 ² | 66 |

| ΣΗΜΕΙΟ ΔΕΙΓΜΑΤΟΛΗΨΙΑΣ | ΝΕΟ ΦΡΕΑΤΙΟ ΜΕΣ ΦΥΛΗΣ | | | | | | | | | | | | |
|-----------------------|-----------------------|------------|-------------|---------|----------|-------|---------|---------|-----------|-------------|-----------|-----------|------------|
| Παράμετρος | Αναλυτική Μέθοδος | ΙΑΝΟΥΑΡΙΟΣ | ΦΕΒΡΟΥΑΡΙΟΣ | ΜΑΡΤΙΟΣ | ΑΠΡΙΛΙΟΣ | ΜΑΪΟΣ | ΙΟΥΝΙΟΣ | ΙΟΥΛΙΟΣ | ΑΥΓΟΥΣΤΟΣ | ΣΕΠΤΕΜΒΡΙΟΣ | ΟΚΤΩΒΡΙΟΣ | ΝΟΕΜΒΡΙΟΣ | ΔΕΚΕΜΒΡΙΟΣ |
| pH | SMEWW – 4500/H* | 8,3 | 8,2 | 8,2 | 8,3 | 8,3 | 8,2 | 8,4 | 8,2 | 8,2 | 8,2 | 8,3 | 8,2 |
| Αγωγιμότητα (@ 20°C) | SMEWW – 2510 | 36700 | 36300 | 36500 | 34100 | 37800 | 36900 | 37900 | 36500 | 37100 | 37000 | 37400 | 37500 |
| Θολρότητα | SMEWW – 2130/B | >250 | >250 | >250 | >250 | >250 | >250 | >250 | >250 | >250 | >250 | >250 | >250 |
| Θερμοκρασία | Θερμόμετρο | 40,3 | 42,5 | 40,4 | 40,2 | 49,6 | 44,9 | 48,3 | 42,8 | 43 | 40,1 | 38,9 | 45,3 |
| Οσμή | SMEWW – 2150/B | >100 | >100 | >100 | >100 | >100 | >100 | >100 | >100 | >100 | >100 | >100 | >100 |
| B.O.D ₅ | SMEWW – 5210/B | 8900 | 6300 | 6900 | 6900 | 6600 | 5100 | 5200 | 5500 | 5900 | 7200 | 7100 | 9600 |
| C.O.D. | SMEWW – 5220/B | 14000 | 12200 | 14100 | 14500 | 14200 | 14000 | 14400 | 15200 | 15300 | 18600 | 18200 | 27300 |

| | | | | | | | | | | | | | |
|--|-----------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Σκληρότητα Ολική | SMEWW – 2340/B | 574 | 509 | 569 | 524 | 481 | 775 | 773 | 869 | 375 | 418 | 302 | 331 |
| (Γαλλικοί βαθμοί) | SMEWW – 2340/B | 57,4 | 50,9 | 56,9 | 52,4 | 48,1 | 77,5 | 77,3 | 86,9 | 37,5 | 41,8 | 30,2 | 33,1 |
| (Γερμανικοί βαθμοί) | SMEWW – 2340/B | 32,1 | 28,5 | 31,9 | 29,3 | 26,9 | 43,4 | 43,3 | 48,7 | 21,0 | 23,4 | 16,9 | 18,5 |
| Ολικά Στερεά (T S) | SMEWW – 2540/B | 23400 | 22400 | 22550 | 21300 | 23300 | 23000 | 23300 | 23700 | 23950 | 24250 | 25700 | 25750 |
| Ολικά Διαλυμένα (TDS) Στερεά | SMEWW – 2540/C | 23300 | 22300 | 22500 | 21200 | 23100 | 22900 | 23200 | 23500 | 23900 | 24100 | 25600 | 25300 |
| Ολικά Αιωρούμενα (TSS) Στερεά | SMEWW – 2540/D | 66 | 82 | 29 | 73 | 188 | 135 | 68 | 173 | 44 | 138 | 86 | 450 |
| Αμμωνιακά (N – NH ₄) | MERCK 1.14752 | 3710 | 3380 | 3490 | 3390 | 3690 | 3410 | 3720 | 3790 | 4200 | 3690 | 3770 | 4240 |
| Ολικό Αζωτο (T N) | ISO 11905-1:1997 | 4220 | 4140 | 4290 | 4110 | 4280 | 3890 | 4390 | 4100 | 4510 | 4300 | 4390 | 4720 |
| Αλκαλικότητα H | SMEWW – 2320/B | 15600 | 14900 | 15600 | 16900 | 17800 | 15700 | 15300 | 16900 | 16000 | 18900 | 17100 | 17500 |
| Πυριτικά ολικά (SiO ₂) | MERCK 1.14794 mod. | 68,6 | 58,3 | 49,8 | 52,1 | 50,9 | 40,9 | 44,5 | 41,8 | 85,7 | 81,3 | 62,4 | 74,3 |
| Φθοριούχα (F -) | SMEWW – 4500 – F/E | 2,8 | 3,4 | 3,3 | 3,2 | 3,3 | 6,9 | 5,2 | 5,5 | 6,4 | 4,3 | 5,1 | 6,1 |
| Χλωριούχα (C l -) | SMEWW – 4500 – Cl/B | 4660 | 4440 | 4510 | 4390 | 4660 | 4700 | 4790 | 5560 | 5210 | 5060 | 4980 | 4990 |
| Φωσφορικά (P – PO ₄ ⁻³) | MERCK 1.14848 | 16,6 | 9,33 | 11,8 | 9,65 | 10,2 | 6,21 | 5,93 | 6,33 | 20 | 18,2 | 16,5 | 19,3 |
| Ολικός Φώσφορος (P) | MERCK 1.14848 SMEWW 4500 P/B | 27,9 | 26,5 | 28,2 | 25,4 | 26,4 | 21,5 | 18,9 | 19,6 | 26,7 | 27,1 | 32,8 | 31,1 |
| Θειικά (SO ₄ ⁻²) | SMEWW – 4500 – SO ₄ /E | 102 | 250 | 350 | 278 | 337 | 2810 | 2180 | 2080 | 610 | 1660 | 1750 | 1430 |
| Κυανιούχα (C N -) | ISO 6703-1 : 1984 | 0,027 | 0,044 | 0,039 | 0,027 | 0,032 | 0,029 | 0,031 | 0,034 | 0,033 | 0,041 | 0,029 | 0,046 |

| | | | | | | | | | | | | | |
|--|---|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|-------|
| Φαινόμενες Ολικές | MERCK 1.14551 | 10,90 | 11,20 | 12,40 | 10,60 | 11,80 | 8,21 | 10,10 | 12,10 | 11,60 | 11,90 | 14,20 | 13,8 |
| Ορυκτά Έλαια – Υδρογονάνθρακες | SMEWW – 5520/F | MA | MA | MA | MA | MA | MA | MA | MA | MA | MA | MA | MA |
| Ασβέστιο (Ca ²⁺) | In house based on ASTM D 511-14 | 31,9 | 33,9 | 34,9 | 33,2 | 24,2 | 109 | 113 | 122 | 15,2 | 14,2 | 13,7 | 13,3 |
| Μαγνήσιο (Mg ²⁺) | In house based on ASTM D 511-14 | 120 | 103 | 117 | 107 | 102 | 122 | 119 | 137 | 81,9 | 92,9 | 65,1 | 72,3 |
| Κάλιο (K ⁺) | In house based on ISO 9964-3:1993 (E) | 2280 | 2450 | 2290 | 2290 | 2310 | 1930 | 2390 | 1790 | 2690 | 2720 | 2510 | 2360 |
| Νάτριο (Na ⁺) | In house based on ASTM D 4191-15 & ASTM D 3561-11 | 3610 | 2990 | 3460 | 3170 | 3720 | 2960 | 3810 | 2030 | 3380 | 3310 | 3460 | 3660 |
| Σίδηρος (Fe) | In house based on ISO 15586:2003 | 7,67 | 5,33 | 6,24 | 6,91 | 7,15 | 8,37 | 7,69 | 9,33 | 7,86 | 9,05 | 8,59 | 8,84 |
| Στρόντιο (Sr ²⁺) | SMEWW – 3500 – Sr/B | 0,19 | 0,29 | 0,32 | 0,34 | 0,31 | 0,51 | 0,58 | 0,69 | 0,11 | 0,22 | 0,34 | 0,31 |
| Αργίλιο (Al) | ISO 15586:2003 | 0,824 | 1,85 | 0,773 | 0,937 | 1,08 | 3,66 | 2,96 | 5,11 | 6,03 | 7,92 | 4,97 | 10,9 |
| Μαγγάνιο (Mn) | ISO 15586:2003 | 0,0366 | 0,0924 | 0,111 | 0,104 | 0,122 | 0,508 | 0,417 | 0,572 | 0,0279 | 0,178 | 0,118 | 0,168 |
| Βόριο (B) | MERCK 1.14839 | 5,96 | 6,33 | 7,01 | 7,16 | 6,85 | 12,40 | 10,90 | 11,30 | 8,00 | 8,90 | 14,30 | 13,8 |
| Μόλυβδος (Pb) | ISO 15586:2003 | 0,0419 | 0,0621 | 0,0772 | 0,0616 | 0,0804 | 0,0829 | 0,1320 | 0,1090 | 0,0595 | 0,0817 | 0,0940 | 0,142 |
| Ψευδάργυρος (Zn ²⁺) διαλυτός | In house based on ASTM D 1691-12 | 0,72 | 0,69 | 0,79 | 0,59 | 0,52 | 0,33 | 0,44 | 0,41 | 0,51 | 0,49 | 0,48 | 0,39 |
| Ψευδάργυρος (Zn ²⁺) ολικός | m.d. / In house based on ASTM D 1691 12 | 0,75 | 0,72 | 0,81 | 0,61 | 0,56 | 0,36 | 0,46 | 0,49 | 0,83 | 0,93 | 0,51 | 0,41 |
| Νικέλιο διαλυτό (Ni ²⁺) | ISO 15586:2003 | 0,185 | 0,0396 | 0,0422 | 0,0712 | 0,0214 | 0,0173 | 0,0174 | 0,0739 | 0,74 | 0,389 | 0,496 | 0,326 |
| Νικέλιο ολικό (Ni ²⁺) | m.d. / ISO 15586:2003 | 0,72 | 0,638 | 0,659 | 0,7 | 0,622 | 0,992 | 1,09 | 1,62 | 0,782 | 0,844 | 1,17 | 2,08 |
| Χρώμιο διαλυτό (Cr ³⁺) | ISO 15586:2003 | 0,0238 | 0,0307 | 0,0193 | 0,0171 | 0,0149 | 0,0111 | 0,0082 | 0,0179 | 0,562 | 0,211 | 0,148 | 0,111 |

| | | | | | | | | | | | | | |
|-----------------------------|---|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|--------|
| Χρώμιο ολικό (Cr) | m.d. / ISO 15586:2003 | 0,952 | 0,618 | 0,729 | 0,701 | 0,648 | 0,317 | 0,307 | 0,396 | 1,02 | 0,962 | 0,597 | 0,627 |
| Χαλκός διαλυτός (Cu) | In house based on ASTM D 1688-12 | <LoQ (0,06) | <LoQ (0,07) | <LoQ (0,09) | 0,11 | 0,13 | 0,26 | 0,29 | 0,21 | <LoQ (0,06) | <LoQ (0,09) | 0,17 | 0,11 |
| Χαλκός ολικός (Cu) | m.d. / In house based on ASTM D 1688-12 | <LoQ (0,08) | <LoQ (0,09) | 0,1 | 0,12 | 0,13 | 0,27 | 0,29 | 0,26 | <LoQ (0,06) | 0,11 | 0,19 | 0,13 |
| Κάδμιο διαλυτό (Cd) | ISO 15586:2003 | 0,0102 | 0,00822 | 0,0058 | 0,0096 | 0,0084 | 0,0093 | 0,0076 | 0,0116 | 0,0266 | 0,0139 | 0,0085 | 0,0142 |
| Κάδμιο ολικό (Cd) | m.d. / ISO 15586:2003 | 0,0997 | 0,0583 | 0,0481 | 0,0345 | 0,0423 | 0,0964 | 0,0758 | 0,0693 | 0,033 | 0,0737 | 0,0618 | 0,0829 |
| Αρσενικό διαλυτό (As) | ASTM D 2972-03 | 0,0085 | 0,0112 | 0,0093 | 0,0022 | 0,0063 | 0,0104 | 0,0077 | 0,0063 | 0,0114 | 0,0246 | 0,0209 | 0,0144 |
| Αρσενικό ολικό (As) | m.d. / ASTM D 2972-03 | 0,109 | 0,0931 | 0,109 | 0,134 | 0,117 | 0,143 | 0,15 | 0,192 | 0,207 | 0,238 | 0,186 | 0,201 |
| Υδράργυρος διαλυτός (Hg) | ASTM D 3223:2000 | 0,0029 | 0,0045 | 0,0027 | 0,0025 | 0,0014 | 0,0042 | 0,0044 | 0,0031 | 0,0027 | 0,0017 | 0,0028 | 0,0016 |
| Υδράργυρος ολικός (Hg) | m.d. / ASTM D 3223:2000 | 0,0556 | 0,0469 | 0,0376 | 0,0299 | 0,0305 | 0,0526 | 0,0409 | 0,0506 | 0,0615 | 0,0409 | 0,0613 | 0,0904 |
| Coliforms | ISO 9308-1:2014 | 2,6*10 ⁴ | 3,9*10 ⁴ | 3,3*10 ³ | 3,4*10 ⁴ | 3,3*10 ³ | 3,3*10 ⁴ | 2,9*10 ⁵ | 1,4*10 ⁴ | 5,0*10 ² | 5,3*10 ² | 3,2*10 ² | 86 |
| Escherichia Coli | ISO 9308-1:2014 | 3,9*10 ³ | 2,8*10 ² | 1,4*10 ² | 5,9*10 ² | 2,9*10 ² | 1,3*10 ³ | 5,1*10 ³ | 1,9*10 ² | 5,0*10 ² | 78 | 44 | 32 |

Πίνακες για εύρεση συντελεστή ρ_i

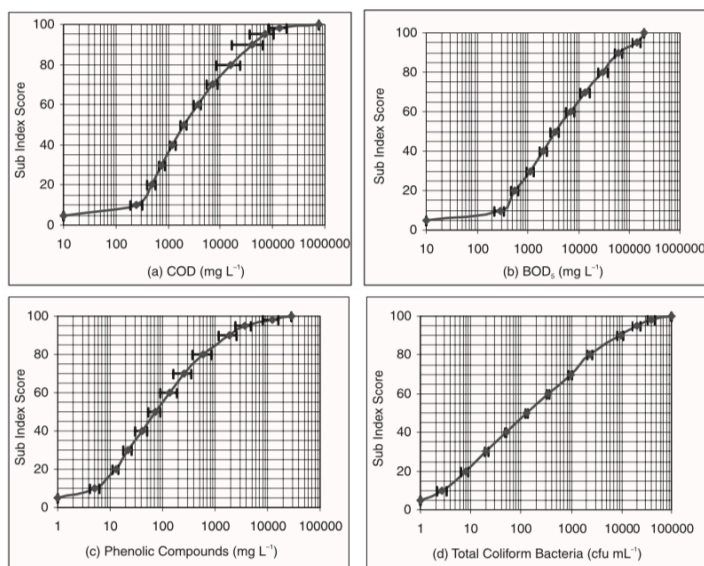


Fig. 1: LPI organic (LPI_{oi}) sub-index average curves with 90% confidence limit for (a) COD; (b) BOD₅; (c) phenolic compounds; and (d) total coliform bacteria.

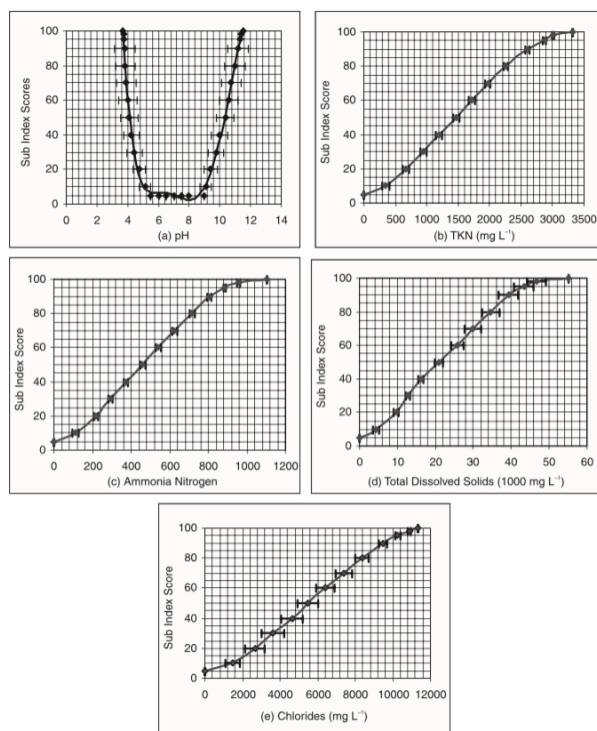


Fig. 2: LPI inorganic (LPI_{oi}) sub-index average curves with 90% confidence limit for (a) pH; (b) total Kjeldhal nitrogen; (c) ammonia nitrogen; (d) total dissolved solids; and (e) chlorides.

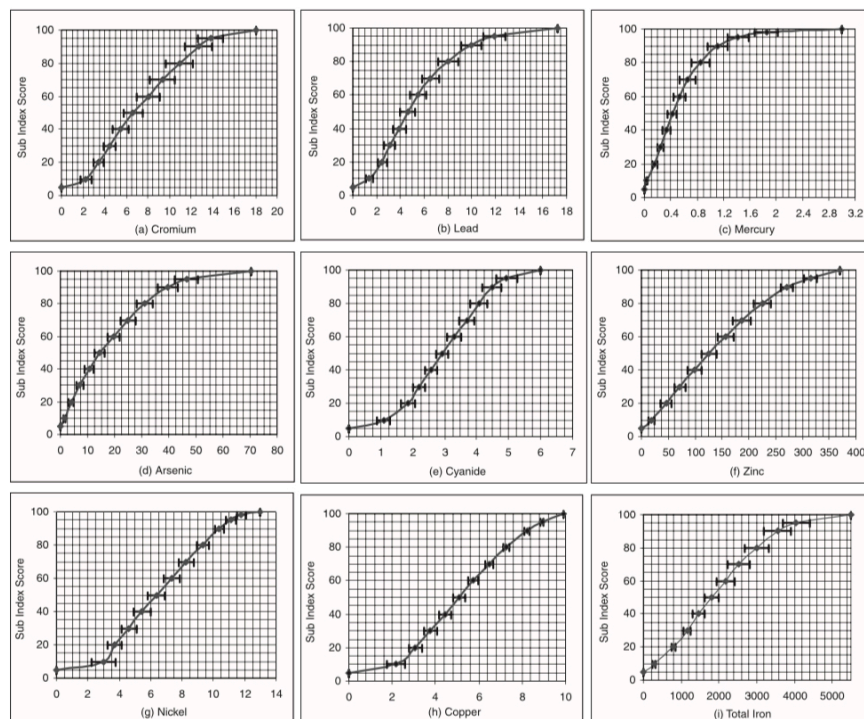


Fig. 3: LPI heavy metals (LPI_{hm}) sub-index average curves with 90% confidence limit for (a) chromium; (b) lead; (c) mercury; (d) arsenic; (e) cyanide; (f) zinc; (g) nickel; (h) copper; and (i) total iron (all concentrations in $mg\ L^{-1}$).