

ΤΕΧΝΟΛΟΓΙΚΟ ΕΚΠΑΙΔΕΥΤΙΚΟ ΙΔΡΥΜΑ ΚΡΗΤΗΣ



ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ ΧΑΝΙΩΝ



ΤΜΗΜΑ ΔΙΑΧΕΙΡΙΣΗΣ ΦΥΣΙΚΩΝ ΠΟΡΩΝ &
ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ

ΤΟΜΕΑΣ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΙΚΗΣ ΤΕΧΝΟΛΟΓΙΑΣ

ΕΡΓΑΣΤΗΡΙΟ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΙΚΗΣ ΧΗΜΕΙΑΣ & ΒΙΟΧΗΜΙΚΩΝ
ΔΙΕΡΓΑΣΙΩΝ

ΠΤΥΧΙΑΚΗ ΕΡΓΑΣΙΑ

*Τριχλωριούχος σίδηρος ($FeCl_3$) σαν ρυθμιστικός παράγοντας για την
απομάκρυνση υδρόθειου (H_2S) από ανεπεξέργαστα υγρά απόβλητα*



ΑΣΛΑΝΙΔΟΥ ΣΩΤΗΡΙΑ

Επιβλέπουσα καθηγήτρια

Αναπλ. Καθ. ΕΛΕΥΘΕΡΙΑ ΚΑΤΣΙΒΕΛΑ

ΧΑΝΙΑ 2007

Τριχλωριούχος σίδηρος (FeCl₃) σαν ρυθμιστικός παράγοντας για την απομάκρυνση υδρόθειου (H₂S) από ανεπεξέργαστα υγρά απόβλητα

Ασλανίδου Σωτηρία

**Αφιερωμένο στον πατέρα μου
στον οποίο οφείλω τις σπουδές μου**

ΕΥΧΑΡΙΣΤΙΕΣ

Σε αυτό το σημείο θα ήθελα να ευχαριστήσω

Την Δρ. Ε. Κατσίβελα Αναπληρώτρια Καθηγήτρια του τμήματος Φυσικών Πόρων και Περιβάλλοντος του ΤΕΙ Κρήτης για την σημαντική βοήθεια στην επίβλεψη και διεκπεραίωση της πτυχιακής εργασίας.

Την Κα Χ. Κοτσιφάκη Χημικό Μηχανικό Υπεύθυνη του Εργαστηρίου Ελέγχου Ποιότητας Νερών και Λυμάτων στη Δ.Ε.Υ.Α.Χ.

Τον Κο Γ. Πιτσουλάκη, Τεχνολόγο Τροφίμων στο Εργαστήριο Ελέγχου Ποιότητας Νερών και Λυμάτων της Δ.Ε.Υ.Α.Χ. για την βοήθεια στην διεκπεραίωση των πειραμάτων.

Τον Κο Π. Μπολιουδάκη, συνεργάτη της Μ.Ε.Υ.Α της Δ.Ε.Υ.Α.Χ. για τις δειγματοληψίες λυμάτων.

Την Κα Μάρακα Παρασκευή, Χημικό στο Εργαστήριο Ελέγχου Ποιότητας Νερών και Λυμάτων της Δ.Ε.Υ.Α.Χ.

Τον Δρ. Λυδάκη Σημαντήρη Νίκο Καθηγητή Εφαρμογών του τμήματος Φυσικών Πόρων και Περιβάλλοντος του ΤΕΙ Κρήτης για την μέτρηση του σιδήρου με φασματοσκοπία ατομικής απορρόφησης και για τη βοήθεια του στην κατανόηση των προβλημάτων στη Χημεία.

Τον Καθηγητή Κο Περδινάτση και την Δρ. Κα Πεντάρη Δέσποινα Εργαστήριο Ανόργανης και Οργανικής Γεωχημείας και Οργανικής Πετρογραφία του τμήματος Ορυκτών Πόρων του Πολυτεχνείου Κρήτης για την παροχή δυνατότητας μέτρησης του σιδήρου με την φασματοσκοπία ατομικής απορρόφησης.

Την εταιρία FERI-TRI Α.Ε.Β.Ε. για προμήθεια $FeCl_3$ (Ferrisol 140) για την διεξαγωγή των πειραμάτων.

ΕΞΕΤΑΣΤΙΚΗ ΕΠΙΤΡΟΠΗ

1. Αναπλ. Καθ. Ελευθερία Κατσίβελα
2. Καθ. Εφαρμ. Νικόλαος Λυδάκης - Σημαντήρης
3. MSc. Δέσποινα Μαρουκλή

ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Η ύπαρξη θείου στα αστικά λύματα αποτελεί ένα σημαντικό πρόβλημα για κάθε εγκατάσταση επεξεργασίας υγρών αποβλήτων λόγω τόσο της δημιουργίας του οσμηρού και σε υψηλές συγκεντρώσεις τοξικού υδρόθειου (H_2S) όσο και της παραγωγής του διαβρωτικού θειικού οξέος (H_2SO_4). Το υδρόθειο παράγεται κατά τη αναερόβια μικροβιακή ζύμωση διαφόρων οργανικών θειούχων ουσιών, ιδιαίτερα στα ανεπεξέργαστα λύματα, π.χ. όταν αυτά παραμένουν για αρκετό χρονικό διάστημα εντός των αντλιοστασίων.

Στην παρούσα πτυχιακή εργασία, εξετάστηκε η προσθήκη τρισθενούς σιδήρου (Fe^{3+}), ως τριχλωριούχου σιδήρου ($FeCl_3$), για την πλήρη δέσμευση του διαλυμένου υδρόθειου σε ανεπεξέργαστα λύματα μετά την εσχάρωση.

Η μελέτη πραγματοποιήθηκε στο Εργαστήριο Ελέγχου Ποιότητας Νερών και Λυμάτων της Δημοτικής Επιχείρησης Ύδρευσης και Αποχέτευσης της πόλης των Χανίων (Δ.Ε.Υ.Α.Χ.). Για την πειραματική διαδικασία έγινε χρήση του προϊόντος με την εμπορική ονομασία Ferrisol 140 (διαθέσιμο από την εταιρία Ferri Tri, με έδρα τη Θεσσαλονίκη) με συγκέντρωση $FeCl_3$ 41% (w/v) και πυκνότητα 1.445 g/cm^3 . Η δέσμευση των διαλυμένων στα λύματα σουλφιδίων από το Ferrisol 140 κατά την πειραματική διαδικασία, μελετήθηκε μετά από 15 λεπτά ανάδευσης (προσομοίωση της διαδικασίας της εξάμωσης) και στη συνέχεια 3,5 ώρες καθίζησης (προσομοίωση της πρωτοβάθμιας καθίζησης). Ο $FeCl_3$ προστέθηκε σε λύματα μετά τη διεργασία της χοντρής ή/και ψιλής εσχάρωσης σε συγκεντρώσεις που κυμαινόταν από 5,87 έως 5.930 mg $FeCl_3$ /L λυμάτων. Η βέλτιστη συγκέντρωση απομάκρυνσης διαλυμένου υδρόθειου επιτεύχθηκε κατά την προσθήκη 296,5 mg $FeCl_3$ /L λυμάτων, η οποία συνετέλεσε στην οξίνιση των τιμών του pH των λυμάτων με διακύμανση από 4,7 έως 6.5. Κατά την προσθήκη υψηλότερων συγκεντρώσεων $FeCl_3$ από 296,5 mg/L λυμάτων παρατηρήθηκε μείωση της απόδοσης δέσμευσης του διαλυμένου H_2S . Αυτό οφείλεται πιθανώς στη μείωση του pH σε τιμές μικρότερες του 4 στα ανεπεξέργαστα λύματα. Η κατανομή του σιδήρου στο υπερκείμενο νερό (πρωτοβάθμια επεξεργασμένα απόβλητα) σε σχέση με αυτή στο ίζημα (πρωτοβάθμια λάσπη) υπολογίστηκε 85 :15 %.

ABSTRACT

The removal of sulfur from wastewater is an important feature for every Municipal Wastewater Treatment Plant. This is due to its microbial conversion under anaerobic conditions to hydrogen sulphide (H_2S) which at high concentrations is odorous and even toxic. In addition, H_2S is converted under aerobic microbial conditions to the corrosive sulfuric acid (H_2SO_4).

In the present study, the use of trivalent iron (Fe^{3+}), added as ferric chloride ($FeCl_3$), in untreated wastewater was investigated for the reduction of H_2S . The area under study was the Municipal Enterprise for Water and Sewage of Chania (DEYACH) (Crete, Greece). $FeCl_3$ was added into wastewater, passed before through the coarse and fine screens, in concentrations varied from 0.5 to 5.930 mg $FeCl_3$ per liter wastewater. For this purpose, the commercial available product "Ferrisol Cl 140" (Ferri Tri Company, Thessaloniki, Greece) with a concentration of 41% (w/v) $FeCl_3$ and a density of 1.445 g/cm³ was used. Experimental data from experiments that simulated the procedure of grit/oil removal for 15 minutes and the primary sedimentation for 3.5 hours indicated that the reduction of the dissolved H_2S was achieved up to nearly 100 % when the added concentration of $FeCl_3$ increased from 0 to 296.5 mg/L of wastewater. Thereby, the pH of the Fe^{3+} -treated wastewater at the concentration of 296.5 mg $FeCl_3$ / L reached values which varied between 4.7 and 6.5. A partition of iron at values close to 85% in the supernatant (primary treated wastewater) was achieved in comparison to 15% partition in the sediment (primary waste sludge). The measurements were performed using atomic adsorption spectroscopy. Unexpectedly, at concentrations higher than 296.5 mg $FeCl_3$ /L of wastewater the reduction of the dissolved H_2S in the wastewater was affected, probably, due to the resulted decrease of the wastewater pH at values lower than 3.

ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΑ

ΠΡΟΛΟΓΟΣ	9
ΠΙΝΑΚΑΣ ΣΥΝΤΟΜΟΓΡΑΦΙΩΝ	10
ΚΕΦΑΛΑΙΟ 1	
ΕΙΣΑΓΩΓΗ	11
ΚΕΦΑΛΑΙΟ 2	
ΝΟΜΟΘΕΤΙΚΟ ΠΛΑΙΣΙΟ	13
2.1. Νομοθεσία για τα υγρά απόβλητα	13
2.2. Άδεια διάθεσης αστικών λυμάτων της Μ.Ε.Υ.Α. του δήμου Χανίων ..	14
ΚΕΦΑΛΑΙΟ 3	
ΑΣΤΙΚΑ ΛΥΜΑΤΑ	17
3.1. Η φύση και η σύνθεση των λυμάτων	17
3.2. Ρυπαντές	18
3.2.1. Οργανικοί ρυπαντές	19
3.2.2. Ανόργανες ρυπαντικές ουσίες	19
3.2.3. Άλλες ρυπαντικές προσμίξεις	20
3.3. Μέθοδοι για την επεξεργασία των λυμάτων	20
ΚΕΦΑΛΑΙΟ 4	
ΟΣΜΕΣ	22
4.1. Χαρακτηριστικά υδρόθειου	22
4.2. Προέλευση του υδρόθειου	22
4.3. Κύκλος υδρόθειου	24
4.4. Επίδραση pH και θερμοκρασίας στην παραγωγή αερίου υδρόθειου ..	26
4.5. Επικινδυνότητα υδρόθειου	27
4.6. Μείωση της αποδοτικότητας	28
4.7. Διάβρωση υποδομών	28
4.8. Η αντιμετώπιση του προβλήματος	29
4.9. Αντιμετώπιση των οχλήσεων με την προσθήκη χημικών	30
4.9.1. Χλωρίωση	30
4.9.2. Υπεροξείδιο του υδρογόνου	31
4.9.3. Άλατα μετάλλων	31
4.9.3.1. Άλατα τρισθενούς σιδήρου	31
4.9.4. Νιτρικά άλατα	32
ΚΕΦΑΛΑΙΟ 5	
ΠΡΟΣΘΗΚΗ ΑΛΑΤΩΝ ΣΙΔΗΡΟΥ	34
5.1. Δισθενής (Fe ⁺²) και τρισθενής (Fe ⁺³) σίδηρος	35

5.2. Χλωριούχος και τριχλωριούχος σίδηρος	36
5.3. Ωφελιμότητα των αλάτων σιδήρου σε μια Μ.Ε.Υ.Α.	38
5.3.1. Καθαρισμός – Κροκίδωση	38
5.3.2. Απομάκρυνση των φωσφορικών ιόντων	39
5.3.3. Βελτίωση του βαθμού απόδοσης της εγκατάστασης	40
5.3.4. Επιπλέονσα λάσπη	40

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 6

ΜΕΛΕΤΗ ΠΕΡΙΠΤΩΣΗΣ – Δ.Ε.Υ.Α.Χ.	42
6.1. Τα βασικά τμήματα της εγκατάστασης	42
6.1.1. Αντλιοστάσιο Εισόδου Εγκατάστασης	42
6.1.2. Εγκατάσταση Υποδοχής Βοθρολυμάτων	42
6.1.3. Εσχάρωση	43
6.1.4. Εξάμωση – Αφαίρεση Λιπών	43
6.1.5. Πρωτοβάθμια Καθίζηση	43
6.1.6. Δεξαμενή Επιλογής	43
6.1.7. Δεξαμενές Αερισμού	44
6.1.8. Δεξαμενές Δευτεροβάθμιας Καθίζησης	44
6.1.9. Δεξαμενές Χλωρίωσης	44
6.1.10. Μηχανική Πάχυνση της Λάσπης	44
6.1.11. Προπάχυνση	44
6.1.12. Αναερόβιοι Χωνευτές	45
6.1.13. Μεταπάχυνση	45
6.1.14. Αφυδάτωση	45
6.1.15. Επιπλέον Κτηριακές Εγκαταστάσεις	45
6.1.16. Συγκρότημα Απόσμησης	45
6.2. Νιτρικά και άλατα τρισθενούς σιδήρου	46

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 7

ΠΕΙΡΑΜΑΤΙΚΟ ΜΕΡΟΣ	48
7.1. Πειράματα προσδιορισμού της βέλτιστης συγκέντρωσης μείωσης των σουλφιδίων στα λύματα	48
7.2. Αντιδραστήριο $FeCl_3$ (εμπορική ονομασία Ferrisol 140)	53
7.3. Διαδικασία μέτρησης των σουλφιδίων με τη φωτομετρική μέθοδο (Methylene Blue Method) στο φωτόμετρο HACK5	56
7.4. Υπολογισμός αναλογίας $FeCl_3$ στο προϊόν Ferrisol 140	58
7.5. Προσδιορισμός Δείκτη Όγκου Λάσπης (SVI)	58
7.6. Προσδιορισμός σιδήρου στο υπερκείμενο και στο ίζημα	59
7.6.1. Χώνευση ιζήματος πείραμα 23/11/06 και 17/11/06	60
7.6.2. Χώνευση υπερκείμενου πείραμα 27/11/06 και 18/11/06	60
7.6.3. Επεξεργασία υπερκείμενου χωρίς χώνευση (πείραμα 1/12/06)	60
7.7. Φασματοσκοπία Ατομικής απορρόφησης (AAS)	61

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 8

ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ.....	63
8.1. Παρουσίαση αποτελεσμάτων	63
8.1.1.Πειράματα προσδιορισμού βέλτιστης συγκέντρωσης $FeCl_3$ ανά λίτρο λυμάτων	63
8.1.2. Συνοπτική παρουσίαση των αποτελεσμάτων διερεύνησης της βέλτιστης συγκέντρωσης $FeCl_3$ ανά λίτρο λυμάτων	93
8.2. Πειράματα προσδιορισμού του Fe στο ίζημα και στο υπερκείμενο....	95
8.3. Προσδιορισμός δείκτη όγκου λάσπης (29/11/07 και 30/11/07).....	99

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 9

ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ.....	101
ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ	103
ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ.....	107

ΠΡΟΛΟΓΟΣ

Η παρούσα πτυχιακή εργασία με τίτλο «Τριχλωριούχος σίδηρος σαν ρυθμιστικός παράγοντας για την απομάκρυνση υδρόθειου από ανεπεξέργαστα υγρά απόβλητα» πραγματοποιήθηκε στο εργαστήριο Περιβαλλοντικής Χημείας και Βιοχημικών Διεργασιών του τμήματος Φυσικών Πόρων και Περιβάλλοντος. Το Πειραματικό μέρος διεκπεραιώθηκε στην εγκατάσταση Επεξεργασίας Υγρών Αποβλήτων της Δ.Ε.Υ.Α.Χ., ενώ ο προσδιορισμός του σιδήρου με φασματοσκοπία ατομικής απορρόφησης πραγματοποιήθηκε στο Εργαστήριο Ανόργανης και Οργανικής Γεωχημείας και Οργανικής Πετρογραφία του Πολυτεχνείου Κρήτης.

Στην παρούσα πτυχιακή εργασία γίνεται αναφορά στην επεξεργασία των υγρών αποβλήτων με την χρήση τριχλωριούχου σιδήρου $FeCl_3$ για την πλήρη δέσμευση του υδρόθειου H_2S .

Στο κεφάλαιο 1 γίνεται αναφορά στην ανάγκη προστασίας των υδατικών πόρων, ενώ στο κεφάλαιο 2 καταγράφονται οι κυριότερες οδηγίες και κυβερνητικές αποφάσεις που αφορούν την προστασία του περιβάλλοντος και την επεξεργασία των υγρών αποβλήτων.

Στο κεφάλαιο 3 δίνεται ο ορισμός των αστικών λυμάτων και η σύνθεσή τους. Επίσης γίνεται αναφορά στις μεθόδους επεξεργασίας των λυμάτων σε μια Μονάδα Επεξεργασίας Υγρών Αποβλήτων.

Στο κεφάλαιο 4 παρουσιάζεται το φαινόμενο της δημιουργίας του αερίου υδρόθειου (H_2S), ο κύκλος του θείου στη φύση, τα προβλήματα που δημιουργεί το H_2S σε μια Μ.Ε.Υ.Α. αλλά και οι τρόποι αντιμετώπισης των προβλημάτων αυτών.

Στη συνέχεια, στο κεφάλαιο 5 παρουσιάζονται οι εφαρμογές του σιδήρου και η ωφελιμότητά τους σε μια Μ.Ε.Υ.Α., ενώ στο κεφάλαιο 6 παρουσιάζεται η επεξεργασία λυμάτων στη Δ.Ε.Υ.Α.Χ., όπου έγιναν τα πειράματα της συγκεκριμένης πτυχιακής εργασίας.

Στο κεφάλαιο 7 καταγράφονται οι διαδικασίες για την διεξαγωγή των πειραμάτων, στο κεφάλαιο 8 καταγράφονται τα αποτελέσματα των πειραμάτων που πραγματοποιήθηκαν, ενώ στο κεφάλαιο 9 καταγράφονται τα συμπεράσματα τα οποία εξείχθησαν από το σύνολο των πειραμάτων αυτών.

Τέλος στο παράρτημα της πτυχιακής δίνεται ένας πίνακας όλων των πειραμάτων που πραγματοποιήθηκαν.

ΠΙΝΑΚΑΣ ΣΥΝΤΟΜΟΓΡΑΦΙΩΝ

AAS: Φασματοσκοπία Ατομικής Απορρόφησης (Atomic Absorption Spectroscopy)
BOD : Βιοχημικά απαιτούμενο οξυγόνο (Biochemical Oxygen Demand)
Ca (NO_3)₂ : Νιτρικό ασβέστιο
COD : Χημικά απαιτούμενο οξυγόνο (Chemical Oxygen Demand)
Δ.Ε.Υ.Α.Χ : Δημοτική Επιχείρηση Ύδρευσης Αποχέτευσης Χανίων
D.O. : Διαλυμένο Οξυγόνο (Dissolved Oxygen)
ΚΥΑ : Κοινή Υπουργική Απόφαση
Μ.Ε.Υ.Α : Μονάδα Επεξεργασίας Υγρών Αποβλήτων
 H_2S : Υδρόθειο
 HNO_3 : Νιτρικό οξύ
HCl : Υδροχλωρικό οξύ
Ι.Π. : Μονάδα Ισοδύναμου Πληθυσμού
LOI : Απώλεια ανάφλεξης (Loss On Ignition)
N : Άζωτο
 NH_4^+ : Κατιόν αμμωνίου
 NO_3^- : Νιτρικό ανιόν
 NO_2^- : Νιτρώδες ανιόν
P : Φώσφορος
 PO_4^{-3} : Φωσφορικό ανιόν
TOC : Ολικός οργανικός άνθρακας
TS : Ολικά στερεά
TSS : Ολικά αιωρούμενα στερεά
 S^{-2} : Σουλφίδια
SS : Αιωρούμενα στερεά
SVI : Δείκτης Όγκου Λάσπης (Sludge Volume Index)
 $FeCl_3$: Τριχλωριούχος σίδηρος
Φ.Ε.Κ : Φύλλο Εφημερίδας Κυβερνήσεως

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 1

ΕΙΣΑΓΩΓΗ

Το νερό είναι ένα από εκείνα τα συστατικά του περιβάλλοντος που είναι απαραίτητο για την ύπαρξη και την ποιότητα της ζωής μας.

Η αλόγιστη εκμετάλλευση των φυσικών πόρων και η καταστροφή των οικοσυστημάτων σκιαγραφούν τη θλιβερή καθημερινότητα του σήμερα και επιβάλλουν τη λήψη πρωτοβουλιών και πολυδιάστατης δράσης για τη διάσωση των φυσικών πόρων γενικά αλλά και την προστασία του υδάτινου φορέα συγκεκριμένα.

Η προστασία του περιβάλλοντος απαιτεί τόσο κοινή συστράτευση όσο και ατομική προσπάθεια. Μόνο μέσα από τη διαμόρφωση περιβαλλοντικής συνείδησης, που προϋποθέτει προβληματισμό, ανησυχία και κυρίως δράση από κάθε μεμονωμένο άτομο αλλά ταυτόχρονα και συνολική προσπάθεια της κοινωνίας να διαχειριστεί τους φυσικούς πόρους με ορθολογικό και περιβαλλοντικά φιλικό τρόπο, θα εξασφαλίσουμε ένα βιώσιμο μέλλον για τις επόμενες γενεές.

Στόχος όλων μας θα πρέπει να είναι η αειφόρος ανάπτυξη και η αποτελεσματική προάσπιση όλων εκείνων των παραμέτρων ενός υγιούς περιβάλλοντος από τους κινδύνους που συνεπάγεται η αμέλεια και η αδιαφορία που χαρακτηρίζει κάθε κοντόφθαλμη ωφελιμιστική δραστηριότητα. Καθώς ο χρόνος έχει ξεκινήσει να μετράει αντίστροφα η επιτυχής ολοκλήρωση των στόχων αυτών αποτελεί μονόδρομο **[1]**.

Αν και το διαθέσιμο νερό πάνω στη γη είναι πάρα πολύ, το σημαντικότερο ποσοστό αυτού είναι αλμυρό (θάλασσα 98,78%) και δεν προσφέρεται για τις περισσότερες χρήσεις, ενώ από το γλυκό (1,22%) το πιο πολύ (1,195%) είναι παγιδευμένο στα πολικά καλύμματα των πάγων. Το χημικά καθαρό νερό (αποσταγμένο) δεν υπάρχει στη φύση, γιατί είναι ισχυρό διαλυτικό μέσο και εμπλουτίζεται κατά την επαφή του με το περιβάλλον με διάφορες ουσίες, που διαλύονται ή παρασύρονται από αυτό.

Το φυσικό νερό παρουσιάζει ποικιλία ποιοτικών χαρακτηριστικών (φυσικά, χημικά, ραδιολογικά, βιολογικά-микροβιολογικά) ανάλογα με τις περιεχόμενες ξένες προσμίξεις. Έτσι, το πραγματικά διαθέσιμο για χρήση, γλυκό νερό είναι ασήμαντο ποσοστό 0,0014% του συνολικού.

Όταν αυτό το νερό χρησιμοποιείται τα χαρακτηριστικά του αλλοιώνονται και υποβαθμίζονται σημαντικά, καθιστώντας το ακατάλληλο για περαιτέρω χρήσεις και δημιουργώντας σοβαρά προβλήματα ρύπανσης στον τελικό αποδέκτη (θάλασσα, λίμνη, ποτάμι, έδαφος). Επομένως από την πλευρά της υδατικής οικονομίας, προκειμένου να προστατευτεί το υδατικό κεφάλαιο και παράλληλα η δημόσια υγεία και το περιβάλλον γενικότερα είναι ανάγκη τα υγρά απόβλητα να υποβληθούν στην απαραίτητη επεξεργασία καθαρισμού προτού φθάσουν στον τελικό αποδέκτη **[1]**.

Η ζωτική σημασία της προστασίας των υδάτων έχει πια αναγνωριστεί και αποτελεί μια από τις κυριότερες προτεραιότητες περιβαλλοντικής πολιτικής σε ευρωπαϊκό και εθνικό επίπεδο. Στο πλαίσιο αυτό εντάσσεται η Ευρωπαϊκή Οδηγία ΕΟΚ 271/91 για την αποδοτική και ολοκληρωμένη επεξεργασία των αστικών υγρών αποβλήτων. Για κάθε χρήση (άρδευση, ύδρευση, διαβίωση ψαριών κλπ) καθορίζεται ορισμένη διακύμανση των ποιοτικών χαρακτηριστικών

του νερού πράγμα που αναφέρεται ως πρότυπα ποιότητας (quality standards) [2].

Ο σκοπός της συγκεκριμένης πτυχιακής εργασίας είναι να βρεθεί η ιδανική ποσότητα $FeCl_3$ σε ανεπεξέργαστα εσχαιρισμένα λύματα που πρέπει να προστεθεί σε μια μονάδα επεξεργασίας υγρών αποβλήτων για την πλήρη δέσμευση του H_2S . Στην συγκεκριμένη περίπτωση οι μετρήσεις έγιναν στην Δ.Ε.Υ.Α.Χ. και η ποσότητα που βρέθηκε αναφέρεται στη προσθήκη τρισθενούς σιδήρου στην είσοδο της εξάμμωσης. Η απόδοση αναφέρεται στα πρωτοβάθμια επεξεργασμένα υγρά απόβλητα.

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 2

ΝΟΜΟΘΕΤΙΚΟ ΠΛΑΙΣΙΟ

Η διάθεση αστικών λυμάτων ή βιομηχανικών υγρών αποβλήτων σε επιφανειακά ύδατα ή στο έδαφος, επιτρέπεται μόνο κατόπιν προηγούμενης κατάλληλης επεξεργασίας και εφόσον αποφεύγονται μεταξύ άλλων, η « αλλοίωση των φυσικών, χημικών ή βιολογικών χαρακτηριστικών των υδάτων εν γένει, ώστε να παραβλάπτεται η εκάστοτε προβλεπόμενη χρήση αυτών » και η « παρακώλυση του φυσικού αυτοκαθαρισμού των υδάτων και του εδάφους» (άρθρο 2 § 1 Απόφαση Υπουργείου Εσωτερικών και Υγιεινής, ΦΕΚ, 138 Β'/1965) [3].

Βάσει της Ευρωπαϊκής Οδηγίας ΕΟΚ 271/91 προβλέπεται η εγκατάσταση Μονάδων επεξεργασίας Υγρών αποβλήτων σε όλες τις πόλεις με ισοδύναμο πληθυσμό μεγαλύτερο από 15.000 έως το 2000, ενώ σε όλες τις μικρότερες μέχρι το 2005 [4].

Παρακάτω παρουσιάζονται οι νομοθεσίες για τα υγρά απόβλητα, για τα στερεά (μη επικίνδυνα) απόβλητα και για τα επικίνδυνα απόβλητα. Επίσης παρατίθεται η ειδική άδεια διάθεσης αστικών λυμάτων στον βιολογικό καθαρισμό Χανίων, όπου αναφέρεται και η συγκεκριμένη πτυχιακή εργασία.

2.1. Νομοθεσία για τα υγρά απόβλητα

- **N. 1650/1986** (ΦΕΚ Α 160/16.10.86) «Για την προστασία του περιβάλλοντος» όπως τροποποιήθηκε με το Ν.3010/02
- **ΚΥΑ 59388/3363/1988** (ΦΕΚ Β 638/31.8.88) «Τρόπος, όργανα και διαδικασία επιβολής και είσπραξης των διοικητικών προστίμων του άρθρου 30 του Ν. 1650/1986»
- **ΚΥΑ 805668/4225/91** (ΦΕΚ Β 641/1991) «Μέθοδοι, όροι και περιορισμοί για την χρησιμοποίηση στην γεωργία της ιλύος που προέρχεται από την επεξεργασία οικιακών και αστικών λυμάτων»
- **ΚΥΑ 5673/400/1997** (ΦΕΚ Β 192/14.3.1997) « Μέτρα και όροι για την επεξεργασία αστικών λυμάτων»Εναρμόνιση της Ευρωπαϊκής Οδηγίας ΕΟΚ 271/91
- **N. 3010/2002** (ΦΕΚ Α 91/25.4.02) «Εναρμόνιση του Ν. 1650/86 με τις Οδηγίες 97/11/Ε.Ε. και 96/61 Ε.Ε., διαδικασία οριοθέτησης και ρυθμίσεις θεμάτων για τα υδατορέματα και άλλες διατάξεις»
- **ΚΥΑ 15393/2332/2002** (ΦΕΚ Β 1022/5.8.02) «Κατάταξη δημοσίων και ιδιωτικών έργων και δραστηριοτήτων σε κατηγορίες σύμφωνα με το άρθρο 3 του Ν. 1650/1986 όπως αντικαταστάθηκε με το άρθρο 1 του Ν.3010/2002 «Εναρμόνιση του Ν.1650/86 με τις οδηγίες 97/11/ΕΕ και 96/61/ΕΕ κ.ά (Α' 91)»

- **ΚΥΑ 25535/3281/02** (ΦΕΚ Β 1463/20.11.02) «Έγκριση περιβαλλοντικών όρων από το Γενικό Γραμματέα της Περιφέρειας των έργων και δραστηριοτήτων που κατατάσσονται στην υποκατηγορία 2 της Α' κατηγορίας σύμφωνα με την υπ'αρ. ΗΠ 15393/2332/2002 ΚΥΑ «Κατάταξη δημοσίων και ιδιωτικών έργων σε κατηγορίες κ.λ.π.»(Β'1022)»
- **ΚΥΑ 29407/3508/2002** (ΦΕΚ Β 1572/16.12.02) «Μέτρα και όροι για την υγειονομική ταφή των αποβλήτων»
- **ΚΥΑ 11014/703/Φ104/2003** (ΦΕΚ Β 332/20.3.03) «Διαδικασία Προκαταρκτικής Περιβαλλοντικής Εκτίμησης και Αξιολόγησης(ΠΠΕΑ) και Έγκριση Περιβαλλοντικών Όρων (ΕΠΟ) σύμφωνα με το άρθρο 4 του Ν.1650/1986 (Α' 160) όπως αντικαταστάθηκε με το άρθρο 2 του Ν.3010/2002 «Εναρμόνιση του Ν. 1650/86 με τις Οδηγίες 97/11/ΕΕ. και 96/61/ΕΕ»
- **ΚΥΑ 37111/2021/2003** (ΦΕΚ Β 1391/29.9.03) «Καθορισμός τρόπου ενημέρωσης και συμμετοχής του κοινού κατά τη διαδικασία έγκρισης περιβαλλοντικών όρων των έργων και δραστηριοτήτων σύμφωνα με την παράγραφο 2 του άρθρου 5 του Ν.1650/1986 όπως αντικαταστάθηκε με τις παραγράφους 2 και 3 του άρθρου 3 του Ν.3010/2002»
- **ΚΥΑ 22912/1117/2005** (ΦΕΚ Β 759/06.06.2005) «Μέτρα και όροι για την πρόληψη και τον περιορισμό της ρύπανσης του περιβάλλοντος από την αποτέφρωση των αποβλήτων»
- **ΚΥΑ οικ.145799/2005** (ΦΕΚ Β 1002/18.07.05) «Συμπλήρωση της υπ' αριθμ. Η.Π. 15393/2332/2002 (ΦΕΚ 1022/Β/5.8.2002) κοινής υπουργικής απόφασης, Κατάταξη δημοσίων και ιδιωτικών έργων και δραστηριοτήτων σε κατηγορίες, σύμφωνα με το άρθρο 3 του ν. 1650/1986 (Α' 160) όπως αντικαταστάθηκε με το άρθρο 1 του ν. 3010/2002 «Εναρμόνιση του ν. 1650/1986 με τις οδηγίες 97/11/ΕΕ και 96/61/ΕΕ κ.α. (Α'91)»
- **ΚΥΑ 4641/232/2006** (ΦΕΚ Β 168/13-02-06) «Καθορισμός τεχνικών προδιαγραφών μικρών χώρων υγειονομικής ταφής αποβλήτων σε νησιά και απομονωμένους οικισμούς, κατ' εφαρμογή του άρθρου 3 (παρ.4) σε συνδυασμό με το άρθρο 20 (παράρτημα Ι) της υπ' αριθμ. 29407/3508/2002 ΚΥΑ «Μέτρα και όροι για υγειονομική ταφή των αποβλήτων» (Β' 1572)»

2.2. Άδεια διάθεσης αστικών λυμάτων της Μ.Ε.Υ.Α. του δήμου Χανίων

Η άδεια διάθεσης αστικών λυμάτων στη δημοτική επιχείρηση ύδρευσης αποχέτευσης Χανίων με υπεύθυνο τον εκάστοτε Πρόεδρο για τις εγκαταστάσεις του Βιολογικού καθαρισμού του Δήμου Χανίων έχει δοθεί με τους παρακάτω όρους και προϋποθέσεις :

Α) Η επεξεργασία και η διάθεση των αστικών λυμάτων πρέπει να γίνεται σύμφωνα με την μελέτη σχεδιασμού και λειτουργίας της εγκατάστασης επεξεργασίας λυμάτων Χανίων, μετά από δευτεροβάθμια επεξεργασία και απολύμανση με διάλυμα υποχλωριώδους νατρίου με 15 % ενεργό χλώριο, με βαθμό επεξεργασίας τουλάχιστον 90 %.

Β) Τελικός αποδέκτης των επεξεργασμένων αστικών λυμάτων ορίζεται η θάλασσα, στη θέση Κουμπελή του Δήμου Χανίων. Τα επεξεργασμένα αστικά λύματα να διατίθενται με υποθαλάσσιο αγωγό συνολικού μήκους 110 μ. από την ακτογραμμή, από τα οποία τα 25 μ. αποτελούν τον διαχυτήρα, σε βάθος 19μ. περίπου. Το σημείο εκβολής των επεξεργασμένων αστικών λυμάτων θα απέχει τουλάχιστον 300μ. από τα όρια περιοχών που χρησιμοποιούνται για αλιεία οστρακόδερμων και τουλάχιστον 200μ. από τα όρια περιοχών που χρησιμοποιούνται για κολύμβηση.

Γ) Προκειμένου να προστατευτεί ικανοποιητικά ο υδάτινος αποδέκτης, να γίνεται συστηματική παρακολούθηση των νερών της περιοχής του διαχυτήρα με δειγματοληψίες και αναλύσεις στις παρακάτω παραμέτρους:

- ✓ Αναλύσεις θρεπτικών αλάτων (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{-3}) σε διάφορα βάθη μέχρι τον πυθμένα,
- ✓ Προσδιορισμός O_2 , θερμοκρασίας [$^{\circ}C$], θολότητας,
- ✓ Σύσταση ιζήματος, οργανική ιλύς, βαρέα μέταλλα
- ✓ Βενθική πανίδα

Οι ανωτέρω αναλύσεις θα γίνονται μια (1) φορά τον χρόνο, ενώ σε περίπτωση ουσιαστικής υποβάθμισης της ποιότητας του αποδέκτη, οι αναλύσεις θα πραγματοποιούνται μια (1) φορά ανά τρίμηνο.

Δ) Τα επεξεργασμένα προς διάθεση αστικά λύματα θα πληρούν τα παρακάτω όρια συγκέντρωσης :

Βιοχημικά απαιτούμενο οξυγόνο (BOD_5)	< 25 mgr O_2/L
Χημικά απαιτούμενο οξυγόνο (COD)	< 125 mgr O_2/L
Αιωρούμενα Στερεά	< 35 mgr/L
Καθιζάνοντα στερεά εντός 2 ωρών σε κώνο Imhoff	< 0,3 mgr/L
Αμμωνιακό άζωτο	< 2 mgr/L
Λίπη – Έλαια	< 0,1 mgr/L
Επιπλέοντα στερεά	απουσία
Διαλυμένο οξυγόνο	>5mgr/L μετρούμενο στην είσοδο του υποθαλάσσιου αγωγού.

Το 95% των λαμβανόμενων δειγμάτων θα πρέπει να βρίσκεται εντός των ανωτέρω ορίων ή να τηρούνται οι λεπτομερειακές ρυθμίσεις του παραρτήματος 1 της ΚΥΑ 5673/97.

Ε) Η Δημοτική Επιχείρηση Ύδρευσης και Αποχέτευσης Χανίων (Δ.Ε.Υ.Α.Χ.) ως υπεύθυνος φορέας για την λειτουργία του βιολογικού καθαρισμού έχει την υποχρέωση να φροντίζει για την καλή λειτουργία των εγκαταστάσεων και την συντήρηση του υποθαλάσσιου αγωγού, έτσι ώστε να εξασφαλίζεται η ελεύθερη και ανεμπόδιστη ροή των επεξεργασμένων αστικών λυμάτων και να μην δημιουργούνται υγειονομικά και περιβαλλοντικά

προβλήματα. Επίσης υποχρεούται να λαμβάνει όλα τα μέτρα για την αντιμετώπιση των οσμών που προκύπτουν από την λειτουργία των εγκαταστάσεων. Σε περίπτωση που εντοπίζονται οσμές παρατεταμένης χρονικής διάρκειας η Δ.Ε.Υ.Α.Χ. οφείλει να τις αντιμετωπίζει συνεργαζόμενη με πιστοποιημένους φορείς ή επιχειρήσεις.

Στ) Η Διεύθυνση Δημόσιας Υγείας σε συνεργασία με τις συναρμόδιες Υπηρεσίες, μπορεί να επιβάλλει τη λήψη συμπληρωματικών μέτρων σύμφωνα με τις ισχύουσες διατάξεις, έχοντας υπόψη τους όρους της παρούσας Απόφασης και τις ειδικές απαιτήσεις για την ανάπτυξη της περιοχής και την προστασία της Δημόσιας Υγείας και του Περιβάλλοντος [5].

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 3

ΑΣΤΙΚΑ ΛΥΜΑΤΑ

Τα λύματα δεν είναι ένα νέο φαινόμενο. Αιώνες πριν, στους παλαιότερους πολιτισμούς τα λύματα κατέληγαν στο έδαφος, στους δρόμους, στις θάλασσες, τα ποτάμια ή τις λίμνες ή στην καλύτερη περίπτωση μακριά από τους οικισμούς, σε τάφρους. Κατά συνέπεια οι ασθένειες όπως η χολέρα διαδίδονταν πολύ εύκολα σε μεγάλες πόλεις και η δυσωδία ήταν απερίγραπτη.

Το πρόβλημα των αποβλήτων έγινε αντιληπτό αρχικά από τους αρχαίους Έλληνες, οι οποίοι είχαν ένα εκτενές σύστημα ύδρευσης και αποχέτευσης, όπως φαίνεται σε πολλούς αρχαιολογικούς χώρους π.χ. στη νήσο Δήλο. Από τους Ρωμαίους περίπου το 400 π.Χ. δημιουργήθηκε ο πρώτος γνωστός υπόνομος με το όνομα Cloaca Maxima. Η δημιουργία αυτού του υπονόμου είχε ως σκοπό τη συγκέντρωση των αποβλήτων σε ένα κλειστό σύστημα για την προστασία των πόλεων από τις ασθένειες και τη διατήρηση της καθαριότητας του περιβάλλοντος. Υπάρχουν επιστολές που περιγράφουν την Ρώμη ότι μύριζε τόσο όμορφα όπως τα βουνά.

Γενικότερα η επεξεργασία των αποβλήτων είναι μία πρόσφατη επινοήση (στα τέλη του 19^{ου} αιώνα) λόγω τις υψηλής ανάπτυξης των βιομηχανιών και την ανάγκη για σωστή διάθεση στο περιβάλλον. Το ενδιαφέρον ωστόσο και γενικά η επεξεργασία των αστικών λυμάτων ξεκίνησε περίπου τη δεκαετία του 1930. Αρχικά η επεξεργασία γινόταν μόνο μηχανικά ενώ με την πάροδο του χρόνου οι μέθοδοι επεξεργασίας έγιναν πιο περίπλοκες. Έτσι σήμερα μπορούν να δεχθούν επεξεργασία τα απόβλητα σε οποιονδήποτε βαθμό απαιτείται [6].

Ο όρος αστικά λύματα είναι συνώνυμος των υγρών αποβλήτων, που δημιουργούνται στον οικιακό τομέα π.χ. κατά τις διαδικασίες καθαριότητας (χώροι υγιεινής, μαγειρεία, πλυντήρια κ.τ.λ.) σε μια κατοικημένη περιοχή. Κύριο συστατικό τους είναι το νερό με ορισμένες ξένες προσμίξεις, που το καθιστούν κατ' αρχήν ακατάλληλο για διάφορες χρήσεις και επηρεάζουν δυσμενώς τους τελικούς αποδέκτες.

Σκοπός της επεξεργασίας καθαρισμού των υγρών αποβλήτων είναι η επαναφορά του χρησιμοποιημένου νερού στη φύση ή σε κύκλωμα επαναχρησιμοποίησης π.χ. βιομηχανικής παραγωγής με αποδεκτά ποιοτικά χαρακτηριστικά, που θα είναι συμβατά με τις επιθυμητές χρήσεις. Στόχος είναι να προστατευτεί η δημόσια υγεία και τα φυσικά οικοσυστήματα, να διατηρηθεί το περιβάλλον καθαρό και να μην υποβαθμισθούν οι υδατικοί πόροι του πλανήτη, που παρά τη φαινομενική τους αφθονία δεν είναι ανεξάντλητοι μπροστά στο συνεχώς αυξανόμενο ανθρώπινο πληθυσμό και τις πολλαπλάσιες ανάγκες του [1].

3.1. Η φύση και η σύνθεση των λυμάτων

Τα λύματα γενικά μπορεί να προέρχονται από :

- Απόβλητα του ανθρώπινου μεταβολισμού,
- Εκκένωση σηπτικών δεξαμενών (βόθρων)
- Νερό μετά από πλύση (ρούχων, πιάτων κ.α.),

- Όμβρια από βροχοπτώσεις που παρασύρουν βρωμιές από στέγες, έδαφος, απορρίμματα, ζωικά περιττώματα, φυτοφάρμακα κ.α.
- Υπόγεια νερά που διεισδύουν στην αποχέτευση,
- Συγκεκριμένα βιομηχανικά απόβλητα (σφαγεία, οιοβιομηχανίες, γαλακτοκομεία, υφαντουργία, μεταλλουργία κ.α. που περιέχουν ποτά, λάδια, φυτοφάρμακα, χρώμα κ.α.) όπως ορίζονται από την νομοθεσία,
- Νερό της θάλασσας, ποταμών ή λίμνης [7].

Παρόλο που τα λύματα ποικίλουν ευρέως, η σύνθεση τους περίπου είναι η εξής :

- Παθογόνοι μικροοργανισμοί όπως είναι μερικά βακτήρια, ιοί, πρωτόζωα κ.α.
- Μη παθογόνα βακτήρια (> 100.000/ mL λυμάτων)
- Σωματίδια οργανικής προέλευσης όπως περιττώματα, ίνες χαρτιού, τρίχες, τρόφιμα κ.α.
- Διαλυτό οργανικό φορτίο (όπως η φρουκτόζη, διαλυτές πρωτεΐνες, φάρμακα, ουρία κ.α.
- Ανόργανα μόρια όπως άμμος, κεραμικά, μόρια μετάλλων κ.α.
- Διαλυτό ανόργανο υλικό όπως αμμωνία, άλατα, κυανίδιο, σουλφίδιο υδρογόνου κ.α.
- Ζώα όπως έντομα, μικρά ψάρια κ.α.
- Διάφορα ογκώδη στερεά που περνάνε την αποχέτευση του σπιτιού όπως πάνες, σερβιέτες, προφυλακτικά, νεκρά κατοικίδια, παιχνίδια κ.α.
- Αέρια όπως μεθάνιο, διοξείδιο του άνθρακα, υδρόθειο κ.α.
- Γαλακτώματα όπως χρώματα, κόλλες, μαγιονέζα, γάλα κ.α.
- Τοξικές ενώσεις από ζιζανιοκτόνα, δηλητήρια, φυτοφάρμακα κ.α. [7].

3.2. Ρυπαντές

Όπως φαίνεται και πιο πάνω, τα λύματα περιέχουν τις περισσότερες από τις ουσίες που βρίσκονται στο περιβάλλον. Οι σημαντικότεροι ρυπαντές μπορούν να διαιρεθούν σε :

- Αιωρούμενα στερεά
- Οργανικό φορτίο
- Αζωτούχες και φωσφορούχες ενώσεις
- Βακτηρίδια
- Ιοί
- Πρωτόζωα
- Βαρέα μέταλλα
- Περιβαλλοντικά επιβλαβείς ουσίες (τοξικές ενώσεις)

Αυτοί οι ρυπαντές μπορούν να ταξινομηθούν με βάση το μέγεθος των μορίων τους και την διαλυτότητα τους στα υγρά απόβλητα σε διαλυμένους, κολλοειδείς

και αδιάλυτους στο νερό ρυπαντές. Ένας άλλος τρόπος για να ταξινομηθούν είναι να τους διαχωρίσουμε σε οργανικούς και ανόργανους ρυπαντές. Προκειμένου να επιλεγθεί η καταλληλότερη διαδικασία επεξεργασίας, είναι πολύ σημαντικό να είναι γνωστό το μέγεθος των μορίων καθώς επίσης και η σύνθεση των αποβλήτων [6].

3.2.1. Οργανικοί ρυπαντές

Η πιο κοινή έκφραση για τη μέτρηση των ρυπαντικών ουσιών δίνεται ως το συνολικό περιεχόμενο των οργανικών ουσιών ανά μονάδα όγκου των αποβλήτων. Λόγω της πολύπλοκης σύστασης του οργανικού φορτίου και της χρήσης πολλών αναλυτικών μεθόδων, πολύ λίγες μελέτες έχουν πραγματοποιηθεί για να ταξινομήσουν λεπτομερώς τις οργανικές ουσίες στα αστικά απόβλητα. Έτσι η συγκέντρωση των οργανικών ουσιών σήμερα μετριέται ως :

Βιοχημικά απαιτούμενο οξυγόνο (BOD)
Χημικά απαιτούμενο οξυγόνο (COD)
Ολικός οργανικός άνθρακας (TOC)
Απώλεια ανάφλεξης (LOI) [6].

3.2.2. Ανόργανες ρυπαντικές ουσίες

Τα ανόργανα συστατικά των αποβλήτων είναι κυρίως διαλυμένα άλατα και καθορίζονται κατά ένα μεγάλο μέρος από την ιονική σύσταση και την περιεκτικότητα των αλάτων στο πόσιμο νερό. Δεν υπάρχει ουσιαστική ανάγκη να αφαιρεθούν αυτά τα άλατα. Οι διαδικασίες επεξεργασίας επικεντρώνονται στη μείωση των αιωρούμενων στερεών (SS), των ολικών στερεών (TS), του φωσφόρου (P), του αζώτου (N) και βαρέων μετάλλων.

Η αποτελεσματική μείωση των αιωρούμενων στερεών συνεπάγεται και τη μείωση των βακτηριδίων, των ιών, και άλλων μορίων που προκαλούν μόλυνση. Τα βαρέα μέταλλα διαχωρίζονται με τη λάσπη. Το άζωτο και ο φωσφόρος είναι θρεπτικά συστατικά, δηλαδή παρέχουν θρεπτικές ουσίες που ενθαρρύνουν την ανάπτυξη των μικροοργανισμών, όπως είναι η άλγη στον υδάτινο αποδέκτη. Αυτή η αύξηση μπορεί να προκαλέσει δευτερεύουσα παραγωγή οργανικής ουσίας και να οδηγήσει σε αρκετά υψηλότερη ζήτηση οξυγόνου από αυτή που απαιτείται αρχικά για τις οργανικές ουσίες που υπάρχουν στα λύματα και τελικά να οδηγήσει στον ευτροφισμό του υδατικού αποδέκτη.

Γενικά ισχύει ότι :

- 1 gr αζώτου (N) μπορεί να αυξήσει κατά 14 gr το απαιτούμενο οξυγόνο της οργανικής ύλης

και

- 1 gr φωσφόρου (P) μπορεί να αυξήσει κατά 100 gr το απαιτούμενο οξυγόνο της οργανικής ύλης [6].

3.2.3. Άλλες ρυπαντικές προσμίξεις

Τα ολικά στερεά (TS) είναι ένα άλλο μέτρο της συνολικής συγκέντρωσης των προσμίξεων στα λύματα και αποτελεί το σύνολο των στερεών και διαλυμένων ουσιών και εκφράζεται σε mg/L.

Τα αιωρούμενα στερεά (SS) είναι επίσης ένα μέτρο της συγκέντρωσης των στερεών μορίων στα λύματα και εκφράζεται σε mg/L.

Τα επίπεδα ρύπανσης στα λύματα παρουσιάζουν μεγάλες διακυμάνσεις στις διαφορετικές θέσεις μιας εγκατάστασης. Εξαρτώνται κυρίως από τον τύπο της τοπικής βιομηχανίας, από τον πληθυσμό που εξυπηρετούν οι εγκαταστάσεις, από τις καταιγίδες και τις διαρροές των υπόγειων νερών [6].

3.3. Μέθοδοι για την επεξεργασία των λυμάτων

Οι μέθοδοι επεξεργασίας των λυμάτων μπορεί να είναι μηχανικές / φυσικές διεργασίες, όπου κυριαρχούν οι φυσικές δυνάμεις και αυτές κατά τις οποίες η απομάκρυνση των ρυπογόνων ουσιών επιτυγχάνεται με χημικές και βιολογικές αντιδράσεις, γνωστές ως χημικές και βιολογικές διεργασίες.

Σήμερα οι φυσικές διεργασίες και οι χημικές και βιολογικές διεργασίες ομαδοποιούνται σε στάδια ώστε να παρέχουν διάφορους βαθμούς επεξεργασίας. Κάποια από αυτά τα στάδια είναι η προεπεξεργασία (προκαταρκτική επεξεργασία), η πρωτοβάθμια, η προχωρημένη πρωτοβάθμια, η δευτεροβάθμια (με ή χωρίς απομάκρυνση θρεπτικών συστατικών) και η προχωρημένη ή τριτοβάθμια επεξεργασία. Στην προεπεξεργασία, τα μεγάλα στερεά, όπως ογκώδη αντικείμενα, κουρέλια και χαλίκια – άμμος απομακρύνονται επειδή μπορεί να προκαλέσουν ζημιές στο μηχανολογικό εξοπλισμό. Στην πρωτοβάθμια επεξεργασία, ένα φυσικό φαινόμενο, συνήθως η καθίζηση χρησιμοποιείται για την απομάκρυνση υλικών που επιπλέουν ή καθιζάνουν. Στην προχωρημένη πρωτοβάθμια επεξεργασία προστίθενται χημικές ενώσεις, προκειμένου να βελτιωθεί η απομάκρυνση των αιωρούμενων στερεών και σε μικρότερο βαθμό των διαλυμένων στερεών. Στη δευτεροβάθμια επεξεργασία χρησιμοποιούνται βιολογικές και χημικές διεργασίες για την απομάκρυνση του μεγαλύτερου μέρους του οργανικού φορτίου. Στην προχωρημένη ή τριτοβάθμια επεξεργασία, χρησιμοποιούνται επιπλέον συνδυασμοί φυσικών, βιολογικών και χημικών διεργασιών για την απομάκρυνση του αζώτου και φωσφόρου, των υπολειπόμενων αιωρούμενων στερεών και άλλων συστατικών τα οποία δεν έχουν μειωθεί σημαντικά κατά τη συμβατική δευτεροβάθμια επεξεργασία καθώς και για την απολύμανση των επεξεργασμένων αποβλήτων [8].

Η επεξεργασία των λυμάτων αποβλέπει γενικότερα στην απομάκρυνση, εξουδετέρωση ή κατάλληλη τροποποίηση των επιβλαβών χαρακτηριστικών τους, ώστε να εξαλειφθούν ή να ελαττωθούν σε αποδεκτό επίπεδο οι δυσμενείς για τον τελικό αποδέκτη (έδαφος, επιφανειακά νερά κ.λ.π.) συνέπειες.

Τα αστικά λύματα, αν δεν περιέχουν μεγάλο ποσοστό βιομηχανικών αποβλήτων και είναι σχετικά σταθερής ποιότητας, μπορούν να υποβληθούν σε τυποποιημένες μεθόδους επεξεργασίας καθαρισμού με δοκιμασμένα ικανοποιητικά αποτελέσματα [1].

Ο πίνακας 3.1. παρουσιάζει κατά προσέγγιση χαρακτηριστικές συγκεντρώσεις ρυπαντών, εκφρασμένες σε γραμμάρια ανά ισοδύναμο πληθυσμό και ημέρα. (gr/i.π./d) [6].

Πίνακας 3.1. : Χαρακτηριστικές συγκεντρώσεις ρυπαντών στα λύματα [6].

Ρυπαντές	g/l.π./d
Χημικά απαιτούμενο οξυγόνο (COD)	120 έως 180
Βιοχημικά απαιτούμενο οξυγόνο (BOD_5)	60 έως 90
Φωσφόρος (P)*	2,0 έως 3,5
Άζωτο (N)	1 έως 10
Αιωρούμενα στερεά (SS)	70 έως 90
Ολικά στερεά (TS)	150 έως 250

***Σημείωση** : Τα επίπεδα φωσφόρου μπορεί να είναι χαμηλότερα σε πολλές χώρες όπου χρησιμοποιούνται απορρυπαντικά χωρίς φώσφορο [6].

Τα χαρακτηριστικά των επεξεργασμένων αποβλήτων και της παραγόμενης λάσπης για μια συγκεκριμένη Μ.Ε.Υ.Α. καθορίζονται συνήθως από Οδηγίες της Ευρωπαϊκής Ένωσης, Νομαρχιακές Αποφάσεις, Προεδρικά Διατάγματα ή άλλης μορφής νομοθετήματα, ανάλογα με τα χαρακτηριστικά του συγκεκριμένου αποδέκτη των λυμάτων και της λάσπης.

Συνοπτικά αναφέρεται ότι για την απόρριψη λυμάτων σε “ευαίσθητες περιοχές” θα πρέπει να γίνεται και τριτοβάθμια επεξεργασία, ώστε τα επεξεργασμένα λύματα να πληρούν τις προδιαγραφές που παρατίθενται στον πίνακα 3.2. [9].

Πίνακας 3.2. : Προδιαγραφές επεξεργασμένων αποβλήτων για διάθεση σε “ευαίσθητες περιοχές” [9].

Παράμετρος	Μέγιστη συγκέντρωση (mg/L)
BOD_5	25
COD	125
SS	35
Ολικό - N	10 μέχρι 15
Ολικό - P	1 μέχρι 2

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 4

ΟΣΜΕΣ

Ένα συνηθισμένο φαινόμενο ιδιαίτερα σε χώρες όπου το κλίμα είναι θερμό είναι οι οχλήσεις που προέρχονται από αποχετευτικούς αγωγούς αστικών λυμάτων. Τελευταία όμως το φαινόμενο αυτό παρουσιάζεται πολύ συχνά και σε πόλεις των χωρών της Βόρειας Ευρώπης.

Για τις οχλήσεις της δυσσομίας υπόλογο είναι κυρίως το αέριο υδρόθειο (H_2S) που παράγεται από τη βιοχημική διάσπαση διαφόρων θειούχων ουσιών που περιέχονται μέσα στα αστικά λύματα κάτω από αναερόβιες συνθήκες [10].

Το υδρόθειο σχηματίζεται από την αναερόβια αποσύνθεση οργανικού υλικού που περιέχει θείο και από την αποδόμηση των θειωδών και θειικών ιόντων. Δε σχηματίζεται παρουσία υψηλής συγκέντρωσης οξυγόνου, παρά μόνο απουσία αυτού. [8].

Η ύπαρξη υδρόθειου δε συνεπάγεται μόνο τις διαμαρτυρίες του πληθυσμού μιας πόλης για πολύ οχληρή δυσσομία αλλά ταυτόχρονα αποτελεί υψηλό κίνδυνο δηλητηρίασης και είναι πολύ διαβρωτικό για το σκυρόδεμα των αποχετευτικών αγωγών [10].

Η δημιουργία μαύρου χρώματος στα απόβλητα και τη λάσπη συχνά οφείλεται στη δημιουργία υδρόθειου που έχει αντιδράσει με τον υπάρχοντα σίδηρο για να σχηματίσει τον θειούχο σίδηρο (FeS).

Αν και το υδρόθειο είναι το πλέον σημαντικό αέριο που συμμετέχει στη δημιουργία οσμών, άλλα πτητικά συστατικά όπως οι ινδόλες, οι σκατόλες, οι μερκαπτάνες, τα οποία επίσης σχηματίζονται κατά την αναερόβια αποσύνθεση, μπορούν να δημιουργήσουν επίσης οσμές πολύ πιο δυσάρεστες από αυτή του υδρόθειου [8].

4.1. Χαρακτηριστικά υδρόθειου

Χημικός τύπος : H_2S

Φυσική κατάσταση : Αέριο

Χρώμα : Διαφανές

Οσμή : Δύσοσμο (με μυρωδιά χαλασμένου αυγού) σε χαμηλές συγκεντρώσεις (> 0,2 ppm) και μη ανιχνεύσιμο από την μυρωδιά σε υψηλές συγκεντρώσεις (>100ppm).

Σημείο βρασμού : $-82,30\text{ }^{\circ}\text{C}$

Πυκνότητα : 1,192 (βαρύτερο από τον αέρα)

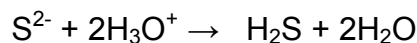
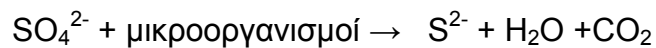
Εκρηκτικά όρια : Χαμηλότερο : 4%, Ανώτερο : όγκος 44% στον αέρα

Θερμοκρασία ανάφλεξης : $262,08\text{ }^{\circ}\text{C}$

Διαλυτότητα στο νερό : 2,9 όγκοι αερίου / όγκο νερού στους $262,08\text{ }^{\circ}\text{C}$

4.2. Προέλευση του υδρόθειου

Ο κυριότερος μηχανισμός δημιουργίας του H_2S στα λύματα παραμένει η αναγωγή των θειικών ριζών, η οποία επιτελείται μέσω βακτηριδίων, που δρουν σε αναερόβιες συνθήκες, κατά τις αντιδράσεις :



Τα βακτηρίδια αυτά είναι κυρίως δύο κατηγοριών :

- Αερόβια αφομοιωτικά θειοβακτήρια, που αφομοιώνουν το ανόργανο θείο μέσα στο πρωτόπλασμα τους και το ανάγουν προς θειούχες ρίζες S^{2-}
- Αναερόβια θειοαναγωγικά βακτηρίδια, που χρησιμοποιούν τις θειικές ρίζες ως πηγή οξυγόνου για τον μεταβολισμό τους και το οργανικό φορτίο των λυμάτων ως πηγή άνθρακα [11].

Τα περισσότερα προβλήματα οσμών εμφανίζονται στο σύστημα συλλογής, στις εγκαταστάσεις προεπεξεργασίας και στις εγκαταστάσεις επεξεργασίας της λυματολάσπης. Στις περισσότερες περιπτώσεις οι οσμές που συνδέονται με τα συστήματα συλλογής και τις εγκαταστάσεις προεπεξεργασίας παράγονται ως αποτέλεσμα μιας αναερόβιας ή σηπτικής κατάστασης, όπως προαναφέρθηκε. Αυτή η κατάσταση εμφανίζεται όταν περιορίζεται η μεταφορά οξυγόνου στα λύματα όπως σ' έναν κεντρικό αγωγό. Εκεί τα αναερόβια μικρόβια που υπάρχουν δεν έχουν διαλυμένο οξυγόνο διαθέσιμο για αναπνοή συνεπώς τους επιτρέπει εύκολα να αναπυυχθούν. Η διαδικασία αυτή είναι γνωστή ως «βακτηριακή ελάττωση άλατος θειικού οξέος». Αυτά τα βακτήρια εκμεταλλεύονται τα ιόντα του άλατος του θειικού οξέος (SO_4^{2-}) που βρίσκεται άφθονο στο νερό ως πηγή οξυγόνου για αναπνοή [12].

Το υδρόθειο (H_2S) προκύπτει μετά από βιοχημική αποικοδόμηση οργανικών και ανόργανων ενώσεων που περιέχουν θείο, κάτω από αναερόβιες συνθήκες. Το φαινόμενο γίνεται ιδιαίτερα έντονο, όταν ο χρόνος παραμονής των λυμάτων μέσα στους αγωγούς «εν ηρεμία» είναι παρατεταμένος και οι θερμοκρασίες υψηλές.

Το υδρόθειο ή οι θειούχες ενώσεις, βρίσκονται αρχικά μέσα στο λύμα σε διαλυτή μορφή, άρα σχετικά ακίνδυνα, στο χημικό τύπο H_2S , HS^- ή S^{2-} . Όσο πιο όξινο είναι το περιβάλλον τόσο μεταφέρεται η χημική ισορροπία της αντίδρασης προς τη δημιουργία του υδρόθειου, το οποίο πλέον σαν αέριο αποδεσμεύεται και διαφεύγει από το υγρό λύμα (αποθείωση) [13].

Το θείο είναι απαραίτητο στη σύνθεση των πρωτεϊνών και απελευθερώνεται κατά την αποικοδόμηση τους. Τα θειικά ιόντα διασπώνται βιολογικά, κάτω από αναερόβιες συνθήκες, σε θειούχα ιόντα, τα οποία με τη σειρά τους αντιδρούν με υδρογόνο και σχηματίζουν υδρόθειο [8].

Το υδρόθειο παράγεται κυρίως από την αναγωγή των θειικών ριζών (SO_4^{2-}) που περιέχονται στα λύματα. Η θειική ρίζα είναι από τα πλέον συνηθισμένα ανιόντα, που συναντώνται στα φυσικά νερά. Προέρχονται κυρίως από βροχοπτώσεις, ιδιαίτερα από αέριες μάζες που έχουν διασχίσει μεγάλες αστικές περιοχές. Η συγκέντρωση θειικών στα λύματα κυμαίνεται από λίγα μέχρι μερικές εκατοντάδες mg/L. Το υδρόθειο παράγεται στα λύματα κάτω από συνθήκες αναερόβιας ζύμωσης κατά την αποικοδόμηση ενώσεων που περιέχουν θειάφι. Στον πίνακα 4.1. καταγράφεται η περιεκτικότητα σε θειάφι σε μερικά τρόφιμα από τα οποία και αποδεσμεύεται αργότερα.

Το H_2S μπορεί να παράγεται επίσης από οργανικές θειούχες ενώσεις, οι οποίες προέρχονται από τις οικιακές αποχετεύσεις και καταλήγουν στους

αποχετευτικούς αγωγούς των αστικών λυμάτων και σε οξειδωμένη ή ανηγμένη μορφή αποτελούν μια δυνητική πηγή παραγωγής θειούχων ιόντων.

Μπορεί επίσης να παραχθεί και από ορισμένες πρωτεΐνες που συνευρίσκονται στα λύματα και οι οποίες αποτελούνται από αμινοξέα, που περιέχουν στο μόριο τους θείο, όπως π.χ. η κυστεΐνη, η κυστίνη και η μεθειονίνη.

Το H_2S παράγεται από αναερόβια αποικοδόμηση των αμινοξέων αυτών μέσω διαφόρων ειδών πρωτεολυτικών βακτηριδίων, π.χ. τα *Veilonela*, *Clostridia*, *Proteus*.

Το μεγαλύτερο ποσοστό H_2S , που παράγεται από ανόργανο θείο, οφείλεται στη δράση των θειοαναγωγικών βακτηριδίων, των οποίων ο κυριότερος εκπρόσωπος είναι το είδος *Desulfovibrio*. Τα βακτηρίδια αυτά συναντώνται στο πεπτικό σύστημα των ανθρώπων και των ζώων και στις λάσπες που περιέχουν οργανική ύλη και βρίσκονται φυσιολογικά στα αστικά λύματα [11].

Πίνακας 4.1. : Περιεκτικότητα θείου σε μερικά τρόφιμα [13].

Μπύρα	160mg S/kg
Τυροκομικά	250mg S/kg
Πατάτα	340mg S/kg
Κρεμμύδι	510mg S/kg
Καφές	600mg S/kg
Δημητριακά	800mg S/kg
Ρύζι	1000mg S/kg
Ψάρι	2300mg S/kg
Ζύμη	3000mg S/kg

4.3. Κύκλος του υδρόθειου

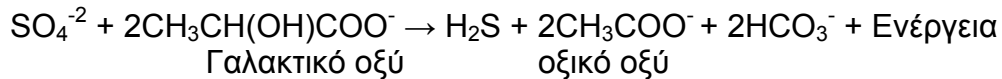
Όπως είναι γνωστό στη φύση το θείο ανακυκλώνεται όπως φαίνεται στην εικόνα 4.1. Τα περισσότερα φυτά αλλά και οι μικροοργανισμοί καλύπτουν τις ανάγκες τους σε θείο αφομοιώνοντας θειικά άλατα. Τα θειικά άλατα ενεργοποιούνται και ανάγονται σε θειούχες οργανικές ενώσεις. Σε τελική φάση το θείο βρίσκεται μέσα στα ζωντανά κύτταρα σαν ρίζες υδρόθειου ή δισουλφιδικών δεσμών π.χ. σε μορφή αμινοξέων που περιέχουν θείο όπως κυστεΐνη και μεθειονίνη.

Όταν οργανικές ουσίες που περιέχουν θείο αφεθούν για σήψη κάτω από αναερόβιες συνθήκες, τότε οι ομάδες αυτές διασπώνται από βακτήρια. Η διάσπαση αυτή οφείλεται στην ύπαρξη του ενζύμου που έχει την ικανότητα αυτή (δεσουλφουράζη). Έτσι παράγεται το H_2S . Η διεργασία του σχηματισμού του H_2S από οργανικές ενώσεις, κάτω από αναερόβιες συνθήκες, χαρακτηρίζεται ως «αποθείωση» (desulfuration).

Στην συνέχεια το H_2S που παράγεται οξειδώνεται ξανά κάτω από αερόβιες συνθήκες. Έτσι με την επίδραση του οξυγόνου του ατμοσφαιρικού αέρα και των θειοβακτηρίων γίνεται οξείδωση και παράγεται στοιχειακό θείο. Όταν μάλιστα υπάρχουν και κάποια συγκεκριμένα βακτηρίδια τότε η οξείδωση προχωρεί παραπέρα και προκύπτουν ξανά θειικά. Με τον τρόπο αυτό κλείνει ο βιολογικός κύκλος.

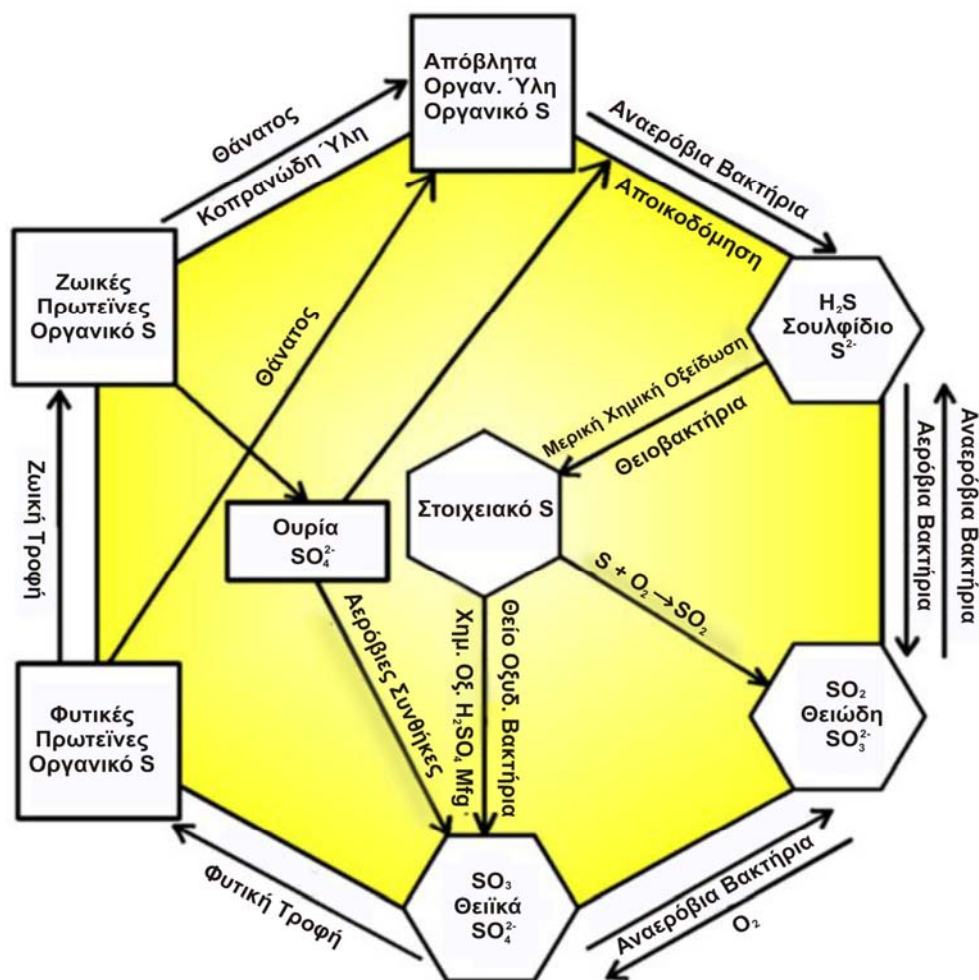
Υπάρχει όμως ακόμα ένας άλλος κύκλος θείου και ονομάζεται «αναπνοή θειικών». Τα θειικά μπορούν κάτω από αναερόβιες συνθήκες, να υποστούν αναγωγή κατ' ευθείαν, με τη βοήθεια των συγκεκριμένων βακτηριδίων, σε

υδρόθειο. Αυτή η διεργασία λαμβάνει χώρα συχνά στα απόνερα. Ως αποδεκτή κατά κανόνα τιμή μπορεί να θεωρηθεί ότι ένα κυβικό μέτρο απόνερων περιέχει 150gr θειικά. Μαζί με τα θειικά, οι μικροοργανισμοί της ομάδας *Desulfobrio* χρειάζονται οπωσδήποτε και οργανικές ενώσεις για τον μεταβολισμό τους όπως π.χ. οργανικά οξέα, όπως φαίνεται στην ακόλουθη αντίδραση :



[15].

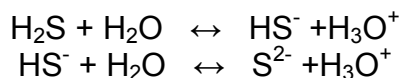
Ο κύκλος του θείου στη Φύση



Εικόνα 4.1. : Ο κύκλος του θείου στη φύση [14].

4.4. Επίδραση pH και θερμοκρασίας στην παραγωγή αερίου υδρόθειου

Το υδρόθειο όταν διαλυθεί στο νερό διίσταται σε δύο στάδια σύμφωνα με τις αντιδράσεις :

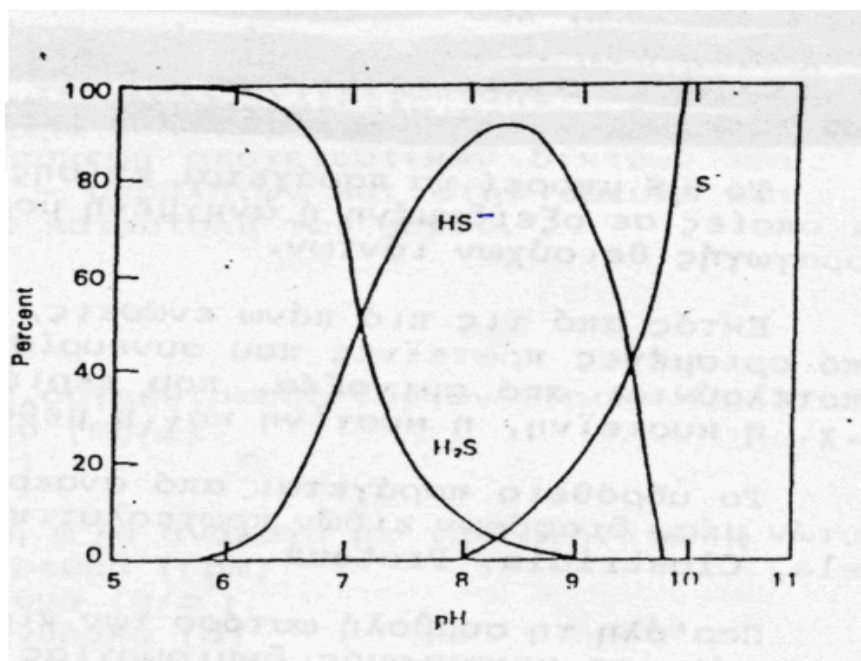


Η πιο πάνω αντίδραση διάστασης του υδρόθειου ευνοείται σε σχετικά υψηλές τιμές του pH, ενώ η διατήρηση του αδιάστατου μορίου H_2S ευνοείται σε χαμηλές τιμές του pH (όξινη περιοχή). Το φαινόμενο επομένως της δυσσομίας λόγω παρουσίας H_2S στα λύματα, που οφείλεται αποκλειστικά και μόνο στο μόριο H_2S και όχι σε ρίζες HS^- ή S^{2-} , ευνοείται σε χαμηλές τιμές pH.

Η επίδραση του pH στη συγκέντρωση του μορίου H_2S και των ριζών S^{2-} και HS^- παρουσιάζεται στην εικόνα 4.2. Όπως φαίνεται, το H_2S αρχίζει να διίσταται σε $pH \geq 5$, ενώ σε $pH \geq 9$ έχει πλέον διασταθεί πλήρως προς S^{2-} και HS^- .

Κατά συνέπεια η δυσσομία λόγω H_2S αρχίζει να εμφανίζεται από την τιμή $pH = 9$ και κάτω, ενώ λαμβάνει τη μέγιστη τιμή της για $pH = 5$ και κάτω.

Επίδραση στη συγκέντρωση του H_2S στο νερό και συνεπώς στη δημιουργία δυσσομίας παρουσιάζει εκτός από το pH και η θερμοκρασία. Το γεγονός αυτό οφείλεται στο ότι η διαλυτότητα του υδρόθειου στα λύματα μειώνεται αυξανόμενης της θερμοκρασίας οπότε ευνοείται η εξάτμιση του από τα λύματα και συνεπώς η εκπομπή οσμών [11].



Εικόνα 4.2. : Επίδραση του pH στη διάσταση του H_2S [11].

Εκτός των δύο προαναφερθέντων παραμέτρων (pH και θερμοκρασία) δημιουργίας και απελευθέρωσης από τα λύματα στην ατμόσφαιρα υδρόθειου, σημαντικό ρόλο παίζουν επίσης η συγκέντρωση του διαλυμένου στα λύματα οξυγόνου (D.O.), η συγκέντρωση ιόντων μετάλλων στα λύματα (π.χ. Fe, Zn, Cu, Pb, Ca) καθώς και η ταχύτητα και το βάθος ροής τους [15].

4.5. Επικινδυνότητα υδρόθειου

Το H_2S είναι από τα πλέον τοξικά αέρια και πρέπει να λαμβάνονται μέτρα ασφαλείας στην περίπτωση ύπαρξής του. Υψηλές συγκεντρώσεις μπορεί να καταστρέψουν τους αδένες όσφρησης, προκαλώντας έτσι απώλεια της όσφρησης [8].

Έχουν αναφερθεί διεθνώς πολλοί θάνατοι εργατών σε δίκτυα αποχέτευσης, οφειλόμενοι στο H_2S . Η τοξικότητα του αντιστοιχίζεται προς αυτή του υδροκυανίου. Το H_2S είναι βαρύτερο από τον αέρα και επομένως συναντάται στα κατώτερα σημεία των αγωγών και των φρεατίων των αποχετευτικών δικτύων. Είναι αέριο άχρωμο, που γίνεται όμως αντιληπτό σε πολύ χαμηλές συγκεντρώσεις, ήδη σε ελάχιστες συγκεντρώσεις της τάξης του 0,2 ppm γίνεται αντιληπτό από τη χαρακτηριστική του μυρωδιά, όπως προαναφέρθηκε.

Όσο πιο καθώς τα επίπεδα H_2S αυξάνουν (από συγκέντρωση 100 ppm και πάνω), αρχίζει να επέρχεται ταχύτερη απώλεια της αίσθησης της οσμής, πράγμα που σημαίνει ότι τα άτομα που θα βρεθούν απότομα εκτεθειμένα στη συγκέντρωση αυτή, είναι πιθανό να μη προλάβουν να ειδοποιηθούν για την παρουσία του. Μπορεί να επακολουθήσει πλήρης απώλεια των αισθήσεων, η οποία συμβαίνει ξαφνικά. Σε μεγαλύτερες συγκεντρώσεις αυξάνει ο κίνδυνος για την υγεία από το συγκεκριμένο αέριο με επαπειλούμενη θανατηφόρα δράση σε συγκέντρωση από περίπου 300 ppm. Τέτοιες συγκεντρώσεις μπορούν να υπάρξουν πρακτικά σε κλειστό χώρο, όπου επικρατούν έντονες συνθήκες ανάμιξης, και που η συγκέντρωση H_2S στα λύματα είναι $\geq 2\text{mg/L}$ σε $\text{pH} = 7$ [11].

Μελέτες έχουν δείξει ότι ανάλογα με την περιεκτικότητα στον αέρα έχουμε και τα παρακάτω αποτελέσματα:

- **10-20 ppm** : Ενόχληση στα μάτια
- **50-100 ppm** : Ελαφρά επιπεφυκίτιδα και ερεθισμός της αναπνευστικής οδού μετά από έκθεση 1 ώρας.
- **100-250 ppm** : Βήξιμο, ενόχληση ματιών, απώλεια αίσθησης της όσφρησης μετά από 2 -15 λεπτά. Αλλαγμένη αναπνοή, πόνος στα μάτια και υπνηλία μετά από 15-30 λεπτά. Μετά από 1 ώρα προστίθεται και ο πόνος στον λαιμό. Διάφορα συμπτώματα συνεχίζονται αναλόγως το διάστημα έκθεσης.
- **200-300 ppm** : Επιπεφυκίτιδα και αναπνευστικά προβλήματα μετά από 1 ώρα έκθεσης
- **500-700 ppm** : Απώλεια αισθήσεων και ενδεχομένως θάνατος σε διάστημα 30 λεπτών με 1 ώρα.

- **700-1000 ppm** : Γρήγορη απώλεια αισθήσεων, διακοπή της αναπνοής και θάνατος.
- **1000-2000 ppm** : Άμεση απώλεια αισθήσεων, άμεση διακοπή της αναπνοής και θάνατος σε λίγα λεπτά. Ο θάνατος μπορεί να επέλθει ακόμα και αν το άτομο απομακρύνεται προς καθαρό αέρα.

Η κανονική μέση συγκέντρωση στον καθαρό αέρα είναι περίπου 0,0001 – 0,0002 ppm [16].

Εκτός των άλλων το H_2S σχηματίζει επίσης εκρηκτικά μίγματα με τον αέρα, όταν βρεθεί σε συγκεντρώσεις μεταξύ 4,3%–45,5%. Η έκρηξη μπορεί να προκληθεί από έναν απλό σπινθήρα [11].

4.6. Μείωση της αποδοτικότητας

Οι αποχετευτικοί αγωγοί λειτουργούν ως βιολογικοί αντιδραστές πριν τη μονάδα επεξεργασίας, και η βιολογική δραστηριότητα μέσα στο δίκτυο είναι ένα πολύ σημαντικό τμήμα της όλης επεξεργασίας. Εάν αναπτυχθούν σηπτικές συνθήκες στο δίκτυο, τα αναερόβια βακτήρια και το υδρόθειο θα φτάσουν στη μονάδα επεξεργασίας. Το γεγονός αυτό θα μειώσει την αποδοτικότητα της επεξεργασίας διότι το υδρόθειο παρεμποδίζει τη δραστηριότητα τόσο των αερόβιων όσο και των αναερόβιων βακτηρίων στις διάφορες βιολογικές διεργασίες της επεξεργασίας.

Μελέτες έχουν δείξει ότι μια αξιοσημείωτη ποσότητα βιομάζας σε μια μονάδα επεξεργασίας με τη μέθοδο της ενεργού ιλύος μπορεί να δημιουργηθεί από τα ακατέργαστα απόβλητα μέσα στο δίκτυο. Σε βιολογικές μεθόδους επεξεργασίας, τα σηπτικά λύματα που περιέχουν αναερόβια βακτήρια θα έχουν απευθείας μια αρνητική επίδραση.

Το υδρόθειο επίσης ενθαρρύνει την ανάπτυξη συγκεκριμένων τύπων νηματοειδών βακτηρίων που προκαλούν αφρισμό, διόγκωση ιλύος και κακή καθιζησιμότητα.

Το υδρόθειο οξειδώνεται στις δεξαμενές αερισμού προς θειικά από αερόβια βακτήρια, οπότε θα αυξηθεί και η κατανάλωση οξυγόνου στις μονάδες βιολογικής επεξεργασίας. Στην περίπτωση της χημικής επεξεργασίας, το υδρόθειο οδηγεί στην αύξηση της κατανάλωσης των χημικών αντιδραστηρίων που προστίθενται και ειδικά των αλάτων του σιδήρου.

Η σηπτικότητα δημιουργεί σημαντικά προβλήματα. Ο καλύτερος τρόπος για την επίλυση τους είναι η παρεμπόδιση δημιουργίας των σηπτικών συνθηκών. Επομένως, όλες οι αρνητικές επιπτώσεις της σηπτικότητας: δυσσομία, κίνδυνος ζωής, διάβρωση και μείωση της αποδοτικότητας της μονάδας επεξεργασίας, μπορούν να αποφευχθούν με την παρεμπόδιση δημιουργίας αναερόβιων συνθηκών [17].

4.7. Διάβρωση υποδομών

Όλα τα αποχετευτικά συστήματα χρειάζονται συντήρηση. Ένα μεγάλο μέρος του κόστους συντήρησης προέρχεται από την αντικατάσταση των ελαττωματικών αγωγών. Οι ρωγμές στους αγωγούς είναι συχνές λόγω μηχανικής καταπόνησης, λόγω χαμηλής ποιότητας των υλικών κατασκευής ή λόγω της παρουσίας υδρόθειου στους αγωγούς που ευθύνεται τόσο για τη διάβρωση του

σκυροδέματος όσο και των μετάλλων. Εάν τα λύματα είναι σηπτικά, η κύρια αιτία για τις ρωγμές μπορεί να είναι η διάβρωση που οφείλεται στο υδρόθειο των σηπτικών λυμάτων.

Όταν υπάρχει διαρροή σε έναν υπόγειο αποχετευτικό αγωγό, είναι εύκολο να συμπεράνουμε ότι αυτό οφείλεται σε μηχανικές πιέσεις. Στην πραγματικότητα, όμως ο αγωγός μπορεί να καταστράφηκε λόγω διάβρωσής του από υδρόθειο. Η διάβρωση σταδιακά μειώνει τη μηχανική αντοχή του αγωγού μέχρις ότου να μη μπορεί να υποστεί το φορτίο σχεδιασμού και να καταρρεύσει.

Η διάβρωση στα αποχετευτικά δίκτυα είναι ένα καλά μελετημένο πρόβλημα. Υπάρχουν παραδείγματα που δείχνουν ότι στο πέρασμα του χρόνου, το υδρόθειο ευθύνεται για δαπανηρές φθορές στους αποχετευτικούς αγωγούς.

Στο Αμβούργο της Γερμανίας, ο ετήσιος ρυθμός διάβρωσης φτάνει τα 6 mm σε μερικούς μεγάλους αποχετευτικούς αγωγούς, και στο Ρότερνταμ της Ολλανδίας μέρος του συστήματος έχει αποδειχθεί ότι διαβρώνεται κατά 0,5 – 2 mm το χρόνο. Στη Μέση Ανατολή, αγωγοί από σκυρόδεμα έχουν καταρρεύσει τελείως μετά από μόλις 6 χρόνια.

Η διάβρωση ξεκινά όταν βακτήρια οξειδώνουν το υδρόθειο προς θειικό οξύ στην υγρή επιφάνεια των αγωγών και στατσιμεντένια τοιχώματα. Το σκυρόδεμα διαβρώνεται όταν η υδράσβεστος διαλύεται ώστε να εξουδετερώσει το θειικό οξύ, οπότε παράγεται θειικό ασβέστιο, που εκπλένεται. Αποτέλεσμα αυτού είναι η εμφάνιση του μεταλλικού σπλισμού και η διάβρωση του. Οι αγωγοί βαρύτητας και οι ανθρωποθυρίδες είναι πολύ επιρρεπείς σε τέτοιου είδους διάβρωση.

Επιπρόσθετα, το υδρόθειο προκαλεί διάβρωση στις ηλεκτρικές εγκαταστάσεις, στις μεταλλικές κατασκευές των μονάδων επεξεργασίας και στα αντλιοστάσια. Ο μηχανισμός της διάβρωσης των μετάλλων είναι μια χημική αντίδραση μεταξύ του υδρόθειου και των μετάλλων, με το σχηματισμό του αντίστοιχου θειούχου μετάλλου.

Η διάβρωση μεταφράζεται σε υψηλότερο κόστος για τη συντήρηση και πολλές φορές αντικατάσταση μέρους του αποχετευτικού δικτύου. Οι εισροές υπόγειων υδάτων στους κατεστραμμένους αγωγούς αραιώνουν τα λύματα και αυξάνουν το υδραυλικό φορτίο του συστήματος. Τα λύματα επίσης διαρρέουν των κατεστραμμένων αγωγών με σοβαρό κίνδυνο ρύπανσης των υπόγειων υδάτων. Η αντικατάσταση του κατεστραμμένου δικτύου είναι μια διεργασία αρκετά δαπανηρή και επίπονη. Σε κατοικημένες περιοχές τέτοιες συντηρήσεις αποτελούν επιπρόσθετο βάρος για τους περίοικους και τους οδηγούς [1].

4.8. Η αντιμετώπιση του προβλήματος

Ο έλεγχος του υδρόθειου είναι σημαντικός για τη διασφάλιση της αξιοπιστίας του συστήματος επεξεργασίας. Καθώς ο αστικός και βιομηχανικός ιστός επεκτείνονται με την πάροδο του χρόνου και προσεγγίζουν περισσότερο στις μονάδες επεξεργασίας, ο έλεγχος των οσμών καθίσταται ακόμα πιο σημαντική διαδικασία και περιβαλλοντική απαίτηση.

Κατάλληλες διατάξεις για τον έλεγχο των οσμών που περιλαμβάνουν καλύμματα για τις μονάδες επεξεργασίας, ειδικά συστήματα αερισμού και επεξεργασία των δύσοσμων αερίων απαιτείται να συμπεριληφθούν στο σχεδιασμό μιας εγκατάστασης επεξεργασίας υγρών αποβλήτων [8].

Ειδικότερα η αντιμετώπιση των οσμών του H_2S και κατά περίπτωση και των άλλων δύσοσμων ενώσεων, βασίζεται συνήθως σε τρεις ομάδες μεθόδων :

- α) στη βελτίωση του ισοζυγίου του οξυγόνου στα λύματα
- β) στην αναρρόφηση και εν συνεχεία διέλευση των οσμηρών ενώσεων μέσα από κατάλληλα συστήματα δέσμευσης (π.χ. απορροφητικά και προσροφητικά υλικά)
- γ) στην προσθήκη κατάλληλων χημικών ενώσεων.

Η πρώτη ομάδα εφαρμόζεται σχεδόν αποκλειστικά στους αγωγούς και τα φρεάτια ή αντλιοστάσια των αποχετευτικών δικτύων, η δεύτερη ομάδα εφαρμόζεται κυρίως στις εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων και η τρίτη εφαρμόζεται σε όλες τις περιπτώσεις [11].

Όπως έχει αναφερθεί το H_2S σχηματίζεται (αποδεσμεύεται) κάτω από αυστηρά αναερόβιες συνθήκες, κατά κανόνα η παροχέτευση με οποιοδήποτε τρόπο οξυγόνου θα απέτρεπε τον σχηματισμό θειούχων ενώσεων. Οποσδήποτε όμως θα έπρεπε και στην άκρη του καταθλιπτικού αγωγού λυμάτων να είναι εξασφαλισμένη η παροχή επαρκούς ποσότητας οξυγόνου.

Η χρήση μεθόδων δέσμευσης / απομάκρυνσής του H_2S σε λύματα είναι αναγκαία λόγω του ότι ο μικροβιακός σχηματισμός του δεν μπορεί να ελεγχθεί απόλυτα ακόμα και με τη μέθοδο της παροχής οξυγόνου. Σύμφωνα με μελέτες για καλύτερα αποτελέσματα απομάκρυνσής του H_2S απαιτείται η χρήση εξειδικευμένων χημικών προϊόντων [13].

4.9. Αντιμετώπιση των οχλήσεων με την προσθήκη χημικών

Με την προσθήκη ισχυρών οξειδωτικών ουσιών ή μεταλλικών αλάτων στα απόβλητα μπορεί να εξουδετερωθεί η κυριότερη δύσοσμη ουσία που είναι το υδρόθειο και να αποφευχθεί η έκλυσή του ως αέριο στην ατμόσφαιρα.

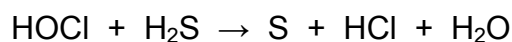
Η προσθήκη χημικών γίνεται συνήθως στις μονάδες προκαταρκτικής προεπεξεργασίας γιατί έχει αποδειχθεί πολύ καλύτερο σημείο σε σχέση με την προσθήκη των χημικών στο αποχετευτικό σύστημα ή σε άλλες θέσεις.

Οι οξειδωτικές ουσίες που συνήθως χρησιμοποιούνται είναι το χλώριο (Cl_2) και το υπεροξειδίο του υδρογόνου (H_2O_2), που οξειδώνουν το υδρόθειο σε στοιχειακό θείο και θειικά ιόντα. Ενώ τα άλατα μετάλλων, που χρησιμοποιούνται στους βιολογικούς καθαρισμούς, αντιδρούν με το υδρόθειο σχηματίζοντας αδιάλυτα θειικά άλατα, τα οποία καθιζάνουν [11].

4.9.1. Χλωρίωση

Παρόλο που η χλωρίωση είναι από τις παλαιότερες μεθόδους ελέγχου των οσμών, δεν ενδείκνυται για λύματα που θα δεχθούν βιολογική επεξεργασία. Το χλώριο είναι ισχυρή οξειδωτική ουσία και χρησιμοποιείται στις περισσότερες εγκαταστάσεις επεξεργασίας αστικών αποβλήτων για την απολύμανση των επεξεργασμένων αποβλήτων.

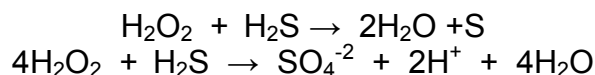
Το χλώριο αντιδρά με το υδρόθειο σύμφωνα με τις αντιδράσεις :



4.9.2. Υπεροξειδίο του υδρογόνου

Το υπεροξειδίο του υδρογόνου (H_2O_2) είναι ασθενές οξειδωτικό μέσο, αλλά επαρκούς ισχύος για να ελέγχεται ικανοποιητικά η έκλυση του υδρόθειου. Γενικά αποτελεί μία φιλική προς το περιβάλλον αντικατάσταση του χλωρίου στα υφαντουργία, στα μεταλλουργία κ.α. Τα τελικά προϊόντα που δίνει είναι στοιχειακό θείο, νερό και οξυγόνο [19].

Το H_2O_2 αντιδρά με το υδρόθειο σύμφωνα με τις αντιδράσεις :



Η μέθοδος αυτή είναι περισσότερο αποτελεσματική, αλλά και περισσότερο ακριβή σε σχέση με την χλωρίωση [11].

4.9.3. Άλατα μετάλλων

Τα άλατα πολλών μετάλλων αντιδρούν με τις θειούχες ρίζες προς θειούχα ιζήματα. Για αποτελεσματική απομάκρυνση των διαλυμένων θειούχων ριζών, πρέπει τα σχηματιζόμενα μεταλλικά θειούχα άλατα να είναι δυσδιάλυτα.

Τα μέταλλα, τα οποία σχηματίζουν δυσδιάλυτα θειούχα άλατα, είναι ο σίδηρος, ο ψευδάργυρος, ο μόλυβδος και ο χαλκός.

Η χρήση αλάτων μολύβδου και χαλκού δεν ενδείκνυται γενικά τόσο λόγω κόστους όσο και λόγω επιβλαβών επιδράσεων στις κατάντη εγκαταστάσεις βιολογικής επεξεργασίας, που ενδεχομένως ακολουθούν.

Τα άλατα του ψευδαργύρου έχουν χρησιμοποιηθεί με επιτυχία για τον έλεγχο των θειούχων ριζών. Καθώς μάλιστα ο θειούχος ψευδάργυρος είναι περισσότερο δυσδιάλυτος από τον θειούχο σίδηρο, μπορεί θεωρητικά να επιτύχει μείωση των S^{2-} σε συγκεντρώσεις κάτω του 0,1mg/l. Η στοιχειομετρική αναλογία Zn^{2+} προς S^{2-} είναι περίπου 2:1.

Παρόλα αυτά τα άλατα του σιδήρου είναι τα περισσότερο χρησιμοποιούμενα στην πράξη, κυρίως λόγω χαμηλότερου κόστους. Από τα άλατα αυτά το περισσότερο χρησιμοποιούμενο είναι ο θειικός σίδηρος ($FeSO_4$), ο οποίος προκύπτει σε μεγάλες ποσότητες και από βιομηχανικό καθαρισμό χαλύβδινων επιφανειών με θειικό οξύ πριν από διαδικασίες επιμεταλλώσεων ως παραπροϊόν κατά την παραγωγή του διοξειδίου του τιτανίου (TiO_2). Αναλυτικότερα παρουσιάζονται οι χρήσεις του σιδήρου παρακάτω στο κεφάλαιο 5 [11].

4.9.3.1. Άλατα τρισθενούς σιδήρου

Όταν τα ιόντα σιδήρου ενώνονται με το ιόν σουλφιδίου, το οποίο είναι το ανιόν του υδρόθειου σχηματίζουν άλατα με χαμηλή διαλυτότητα. Αυτό σημαίνει ότι αν δισθενές ή τρισθενές άλας σιδήρου προστεθεί στα λύματα θα αντιδράσει με το υδρόθειο και θα το αποτρέψει στο να μεταβεί στην αέρια φάση.

Αυτή η προσέγγιση διαφέρει από τα νιτρικά άλατα διότι στη περίπτωση αυτή το υδρόθειο αντιδρά πριν να δημιουργηθεί. Αν ο τρισθενής σίδηρος προστεθεί στα λύματα πριν το υδρόθειο δημιουργηθεί τότε θα λειτουργήσει προληπτικά, δεδομένου ότι τα βακτήρια προτιμούν τον τρισθενή σίδηρο από το θειικό άλας σαν αποδέκτη ηλεκτρονίων.

Τα πλεονεκτήματα του σιδήρου είναι το χαμηλό του κόστος και ότι η δόση δεν παίζει σημαντικό ρόλο μια και ο σίδηρος χρησιμοποιείται επιπλέον για τη μείωση των φωσφορικών αλλά και για την καλύτερη κροκίδωση (καθίζηση αιωρούμενων στερεών). Το μειονέκτημα του είναι ότι αυξάνει την παραγωγή λάσπης στις εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων [6].

4.9.4. Νιτρικά άλατα

Η βελτίωση του ισοζυγίου του οξυγόνου μπορεί να πραγματοποιηθεί με την προσθήκη νιτρικών αλάτων. Το νιτρικό άλας είναι ένας καλός αποδέκτης των ηλεκτρονίων όταν υπάρχει έλλειψη οξυγόνου. Η ύπαρξη νιτρικών αλάτων στα λύματα μειώνει δραστικά τον κίνδυνο σχηματισμού υδρόθειου. Η προσθήκη των νιτρικών αλάτων είναι μια προληπτική μέθοδος. Δεν μπορούν όμως να δεσμεύσουν το υδρόθειο που έχει παραχθεί σε σημεία πριν το σημείο της έγχυσης του.

Οπότε το σημείο που θα δοσιμετρηθεί το νιτρικό άλας θα πρέπει να μελετηθεί επιστάμενα, λαμβάνοντας υπόψη σημεία όπου γνωρίζουμε ότι λιμνάζουν τα λύματα μέσα στον αγωγό και μετρώντας το pH, το οξειδοαναγωγικό δυναμικό (Redox potential) και την συγκέντρωση του διαλυμένου υδρόθειου κατά μήκος του αποχετευτικού αγωγού. Είναι σημαντικό ωστόσο να προστεθεί τόση ποσότητα όση απαιτείται ώστε να έχει καταναλωθεί εντελώς μέχρι να φτάσει στις εγκαταστάσεις επεξεργασίας, διαφορετικά τα νιτρικά θα προστεθούν στο φορτίο αζώτου. Είναι συνεπώς απαραίτητος ο έλεγχος της δόσης αναλόγως τις απαιτήσεις της εγκατάστασης.

Τα πλεονεκτήματα των νιτρικών αλάτων είναι ότι δρουν προληπτικά, αυξάνουν το διαλυμένο οξυγόνο και το γεγονός ότι μειώνουν μερικώς το οργανικό φορτίο στις εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων. Ενώ τα μειονεκτήματα τους είναι ότι πολλές φορές παράγουν μεγάλες ποσότητες αερίου αζώτου (μπορεί να προκαλέσει πρόβλημα στην μεταφορά των αποβλήτων) και η ανεξέλεγκτη δόση μπορεί να αυξήσει το φορτίο αζώτου στις εγκαταστάσεις.

Τα νιτρικά άλατα που χρησιμοποιούνται για την καταπολέμηση του υδρόθειου είναι τα νιτρικά άλατα ασβεστίου, νατρίου, μαγνησίου, αλουμινίου και σιδήρου [6].

Τα νιτρικά και άλατα σιδήρου μπορούν να χρησιμοποιηθούν στα συστήματα υπονόμων, στις εγκαταστάσεις επεξεργασίας αποβλήτων και στην επεξεργασία λάσπης για τις παρακάτω εφαρμογές :

- 1) Σύστημα υπονόμων
 - Πλήρης έλεγχος οσμών
 - Πρόληψη των σηπτικών όρων
 - Αφαίρεση των σουλφιδίων

- Μειωμένη διάβρωση των υπονόμων
 - Ακριβής έλεγχος χορήγησης της δόσης
- 2) Εγκαταστάσεις κατεργασίας ύδατος αποβλήτων
- Βελτιωμένο BOD και βελτιωμένη αφαίρεση στερεών
 - Πρόσθετη αφαίρεση φωσφορικού άλατος
 - Έλεγχος οσμών
- 3) Επεξεργασία λάσπης
- Καταστολή μυρωδιών
 - Σουλφίδιο που αφαιρείται από το βιοαέριο
 - Βελτιωμένη παραγωγή βιοαερίου
 - Ενισχυμένη σταθερότητα λάσπης
 - Ενισχυμένη δυνατότητα απομάκρυνσης νερού (enhanced dewatering ability) [6].

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 5

ΠΡΟΣΘΗΚΗ ΑΛΑΤΩΝ ΣΙΔΗΡΟΥ

Ο σίδηρος είναι ένα λαμπερό, όγκιμο, ελατό, ασημένιο-γκρίζο μέταλλο, το οποίο ανήκει στην ομάδα VIII στον περιοδικό πίνακα. Υπάρχει σε τέσσερις ευδιάκριτες κρυσταλλικές μορφές. Ο σίδηρος οξειδώνεται στον αέρα, αλλά όχι στον ξηρό αέρα. Διαλύεται εύκολα στα αραιά οξέα. Ο σίδηρος είναι χημικά ενεργός και σχηματίζει δύο σημαντικές σειρές χημικών ενώσεων, του δισθενούς σιδήρου (II), ή σιδηρούχου, και του τρισθενούς σιδήρου (III), ή σιδηρικός.

Ο σίδηρος είναι το πιο χρησιμοποιούμενο μέταλλο και αποτελεί το 95% του όγκου των μετάλλων που παράγεται παγκοσμίως εξαιτίας του συνδυασμού χαμηλού κόστους και της υψηλής δύναμης του.

Θεωρείται το δέκατο αφθονότερο στοιχείο στον πλανήτη. Ο σίδηρος είναι επίσης το αφθονότερο στοιχείο (με μάζα, 34,6%) στο φλοιό της γής. Το μεγαλύτερο μέρος του σιδήρου βρίσκεται σε διάφορα οξειδία σιδήρου, όπως ο αιματίτης, μαγνητίτης και τακονίτης. Ο πυρήνας της γης θεωρείται ότι αποτελείται κατά ένα μεγάλο μέρος από ένα μεταλλικό κράμα σιδήρου-νικελίου. Η παγκόσμια παραγωγή του νέου σιδήρου είναι πάνω από 500 εκατομμύριο τόνοι ετησίως, ενώ ο ανακυκλωμένος σίδηρος προσθέτει άλλους 300 εκατομμύριο τόνους. Οι κύριες περιοχές μεταλλείας είναι Κίνα, Βραζιλία, Αυστραλία, Ρωσία και Ουκρανία, με αρκετά μεγάλα ποσά εξάγονται στις ΗΠΑ, τον Καναδά, τη Βενεζουέλα, στην Σουηδία και την Ινδία.

Ο σίδηρος είναι σχεδόν απαραίτητος για τους μικροοργανισμούς και τον άνθρωπο και αποτελεί ένα ουσιαστικό μέρος της αιμοσφαιρίνης, η οποία μεταφέρει το οξυγόνο στον οργανισμό μας. Ένας άνδρας χρειάζεται μια μέση καθημερινή εισαγωγή 7 mg σιδήρου και μια γυναίκα 11 mg. Ο άνθρωπος παίρνει σίδηρο κυρίως από το κρέας και τα διάφορα λαχανικά. Ο οργανισμός του ανθρώπου απορροφά τον σίδηρο από τα ζωικά προϊόντα γρηγορότερα απ' ότι από τα φυτικά.

Υπάρχει κυρίως σε υπόγεια νερά, που διέρχονται από πετρώματα πλούσια σε άλατα σιδήρου. Ο σίδηρος δίνει στο νερό γεύση που είναι ανιχνεύσιμη σε πολύ μικρές συγκεντρώσεις. Η παρουσία όμως σιδήρου στο νερό προκαλεί προβλήματα στα πλυντήρια και στα υφαντήρια (δημιουργούνται λεκέδες στα υφάσματα) και στους αγωγούς διανομής νερού (ευνοείται η ανάπτυξη βακτηριδίων και δημιουργούνται αποθέσεις). Επίσης η συνεχής κατανάλωση νερού με υψηλές συγκεντρώσεις σιδήρου, μπορεί να προκαλέσει στον άνθρωπο, και ιδιαίτερα στα παιδιά, βλάβες στους ιστούς (αιμοχρωμάτωση). Επίσης μπορεί να προκαλέσει την επιπεφυκίτιδα, φλεγμονή του χοριοειδή χιτώνα των οφθαλμών και την αμφιβληστροειδίτιδα εάν παραμένει στους ιστούς. Η χρόνια εισπνοή των υπερβολικών συγκεντρώσεων των καπνών ή των σκονών οξειδίων σιδήρου μπορεί να οδηγήσει στην ανάπτυξη μιας καλοήθους πνευμοκονίωσης, αποκαλούμενης σιδήρωσης. Καμία φυσική εξασθένηση της λειτουργίας των πνευμόνων δεν έχει συνδεθεί με τη σιδήρωση. Η εισπνοή των υπερβολικών συγκεντρώσεων του οξειδίου σιδήρου μπορεί όμως να ενισχύσει τον κίνδυνο ανάπτυξης καρκίνου των πνευμόνων στους εργαζομένους.

Ο τρισθενής σίδηρος μπορεί να γίνει επικίνδυνος για το περιβάλλον και ιδιαίτερη προσοχή πρέπει να δίνεται στις εγκαταστάσεις, τον αέρα και το νερό.

Επίσης ιδιαίτερη προσοχή πρέπει να δίνεται ώστε να μην πραγματοποιείται εμπλουτισμός του στο περιβάλλον.

Το νερό της θάλασσας περιέχει περίπου 1 – 3 ppm σίδηρο. Η περιεκτικότητα ποικίλει και διαφέρει στον Ατλαντικό και τον Ειρηνικό. Τα ποτάμια περιέχουν περίπου 0,5 – 1 ppm σίδηρο και τα υπόγεια νερά 100 ppm. Το πόσιμο νερό δεν πρέπει να περιέχει παραπάνω από 200 ppm σιδήρου.

Ο σίδηρος δεν αλλάζει ιδιαίτερα στο νερό ή στον ξηρό αέρα αλλά μπορεί να γίνει διαβρωτικός παρουσία νερού και οξυγόνου μαζί. Τότε το αργυροειδές χρώμα του αλλάζει σε ένα καφεκόκκινο [20].

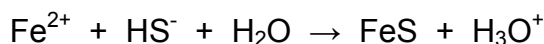
5.1. Δισθενής (Fe^{+2}) και τρισθενής (Fe^{+3}) σίδηρος

Σε αρκετές εγκαταστάσεις επεξεργασίας αστικών αποβλήτων γίνεται προσθήκη των αλάτων του δισθενούς (Fe^{+2}) ή του τρισθενούς σιδήρου (Fe^{+3}), συνήθως στις μονάδες προεπεξεργασίας.

Από την αντίδραση των ιόντων σιδήρου και των ιόντων του θείου παράγονται αδιάλυτες ουσίες (Fe_5S_6 , Fe_2S_3). Με την καθίζηση των αδιάλυτων ενώσεων τα ιόντα του θείου μειώνονται και κατά τη χημική ισορροπία της αντίδρασης είναι :



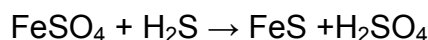
Η αντίδραση δέσμωσης των θειούχων από δισθενή άλατα του σιδήρου είναι :



Στην περίπτωση που χρησιμοποιείται μίγμα δισθενών και τρισθενών αλάτων σιδήρου, πιστεύεται ότι ακολουθείται η αντίδραση :



Η δέσμωση του υδρόθειου από τον θειικό σίδηρο γίνεται κατά την αντίδραση :

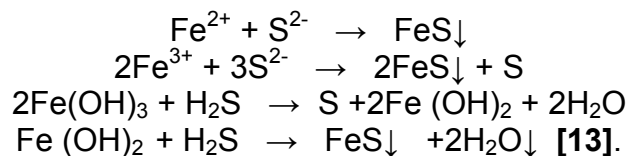


Σύμφωνα με την πιο πάνω αντίδραση, 1gr H_2S απαιτεί περίπου 4,5gr $FeSO_4$ για την οξειδωση του. Ενώ η τυπική απόδοση του $FeSO_4/L$ αποβλήτων κυμαίνεται μεταξύ 60%-95% [11].

Ο λόγος για τον οποίο το H_2S δεσμεύεται από τα άλατα σιδήρου είναι γιατί είναι πολύ ισχυρή η χημική συγγένεια των ιόντων του σιδήρου προς τα θειούχα. Ανεξάρτητα από το σθένος στο οποίο βρίσκεται ο σίδηρος, στη μορφή άλατος που προστίθεται, παράγεται παρουσία θειούχων, θειούχος (δισθενής) σίδηρος (FeS). Εξαιτίας της δυσδιαλυτότητας του άλατος του θειούχου σιδήρου αποκλείονται οι σχηματισμοί ανταγωνιστικών ενώσεων από αντιδράσεις του σιδήρου με άλλες ενώσεις που περιέχονται στα λύματα. Το άλας του θειούχου σιδήρου είναι ιδιαίτερα δυσδιάλυτο, γι' αυτό και όταν σχηματίζεται από την

αντίδραση του σιδήρου με τα θειούχα που περιέχονται στα υγρά απόβλητα καταλήγει στη λάσπη, καθιστώντας το έτσι εντελώς ακίνδυνο.

Οι χημικές αντιδράσεις κατακρήμνισης θειούχων ιόντων περιγράφονται ως ακολούθως [13] :



5.2. Χλωριούχος και τριχλωριούχος σίδηρος

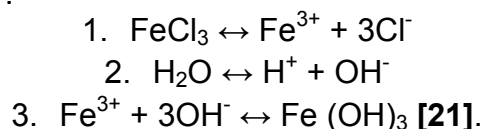
Διάφορες ενώσεις χλωρίου θεωρούνται ιδιαίτερα αποτελεσματικές για να καταστεί το νερό καθαρό. Μια από αυτές τις ενώσεις είναι ο χλωριούχος σίδηρος που έχει αναγνωριστεί ως ο πλέον κατάλληλος για απομάκρυνση του υδρόθειου και παράλληλα για κροκίδωση των αιωρούμενων στερεών.

Τα κροκιδωτικά είναι χημικές ουσίες που βοηθούν στο σχηματισμό μικροσκοπικών μορίων συμπαγών μαζών ώστε να αφαιρεθούν από το νερό. Ακόμα και αν τα μεγάλα κομμάτια απομακρυνθούν με τη χρήση φίλτρων, το νερό είναι γεμάτο με μικρά μόρια που δεν έχουν τη δυνατότητα να βυθιστούν και επιπλέουν στη δεξαμενή δίνοντας μια όχι διαυγή εμφάνιση. Προσθέτοντας τριχλωριούχο σίδηρο στη δεξαμενή (tank of brown cloudy water) αναγκάζονται πολλά μικρά μόρια να ενωθούν μεταξύ τους ώστε να γίνουν αρκετά μεγάλα για να καθιζάνουν στη δεξαμενή [12].

Ο τριχλωριούχος σίδηρος ($FeCl_3$) είναι μια χημική ένωση που αποτελείται από δύο στοιχεία, σίδηρο (Fe) και χλώριο (Cl) .Το «3» δίπλα στο χλώριο υποδηλώνει ότι για κάθε άτομο τρισθενούς σιδήρου υπάρχουν 3 άτομα χλωρίου [12].

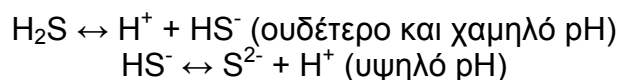
Ο τριχλωριούχος σίδηρος μπορεί να χρησιμοποιηθεί σε στερεά μορφή (ακατάλληλος για βιολογικούς καθαρισμούς λόγω της δημιουργίας τοξικών υδροχλωρικών καπνών όταν αναμιγνύεται με το νερό) ή σε υγρή, μετά από συγκεκριμένη αραίωση.

Όταν ο τριχλωριούχος σίδηρος διαλύεται στο νερό το διάλυμα γίνεται έντονα όξινο ως αποτέλεσμα της υδρόλυσης. Οι χημικές αντιδράσεις που πραγματοποιούνται είναι :

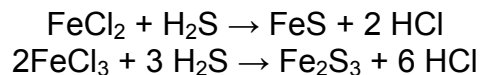


Ενώ όταν τα χλωρίδια σιδήρου ενώνονται με το διαλυμένο σουλφίδιο, σχηματίζουν ένα ίζημα σουλφιδίου σιδήρου.

Το υδρόθειο είναι ένα ασθενές οξύ και διίσταται σε υδατικό διάλυμα με αποτέλεσμα τον σχηματισμό διαλυμένου σουλφιδίου.

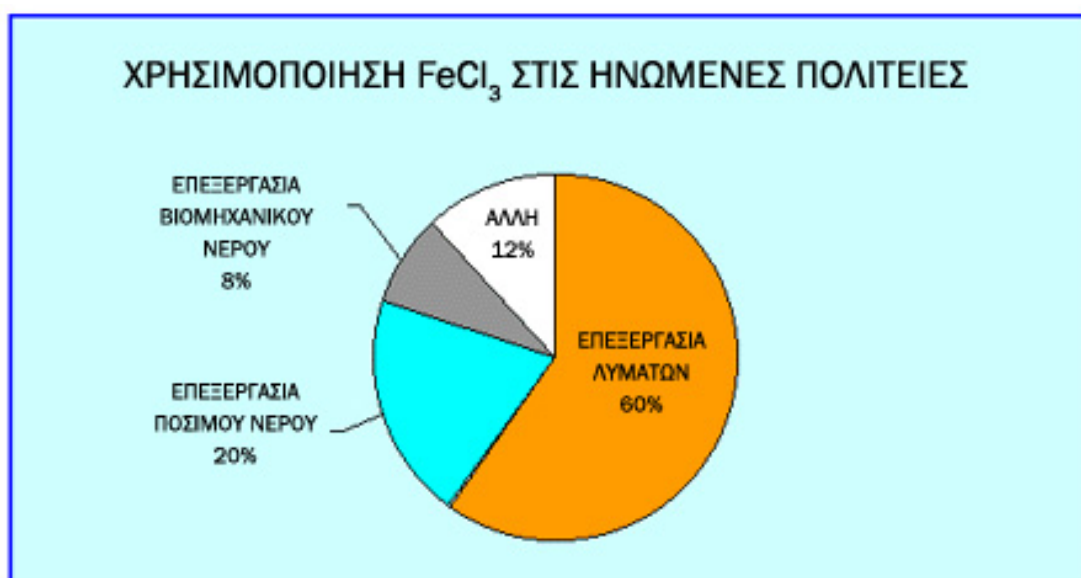


Ο δυσθενής και τρισθενής χλωριούχος σίδηρος αντιδρούν με τα διαλυμένα σουλφίδια όπως φαίνεται παρακάτω :



Το παραγόμενο ίζημα διαχωρίζεται στην πρωτοβάθμια καθίζηση αν το χλωρίδιο του σιδήρου έχει προστεθεί στις δεξαμενές της προεπεξεργασίας των υγρών αποβλήτων ή στους χωνευτές αν έχει προστεθεί στους χωνευτές [22].

Στην εικόνα 5.1. παρουσιάζονται οι σημαντικότερες χρήσεις του τριχλωριούχου σιδήρου στις Ηνωμένες Πολιτείες Αμερικής. Παρατηρείται ότι το 60 % του συνολικού χλωριούχου σιδήρου χρησιμοποιείται για την επεξεργασία λυμάτων [12].



Εικόνα 5.1. : Σημαντικότερες χρήσεις του $FeCl_3$ στις Ηνωμένες Πολιτείες Αμερικής [12].

Η απαιτούμενη δοσολογία τρισθενούς χλωριούχου σιδήρου για την απομάκρυνση του υδρόθειου έχει υπολογιστεί θεωρητικά ότι είναι :

$$3,1 \text{ gr } FeCl_3 \text{ (ξηρός)} / \text{ gr } H_2S.$$

Μια πιο ακριβής δοσολογία μπορεί να υπολογιστεί ακολουθώντας τα παρακάτω βήματα [22] :

1. Προσδιορίζουμε το διαλυμένο υδρόθειο στα λύματα.
2. Επιλέγουμε την επιθυμητή τελική τιμή συγκέντρωσης υδρόθειου στο κατεργασμένο νερό.
3. Προσδιορίζουμε σε ζυγαριά εργαστηρίου την απαιτούμενη δόση χλωριούχου σιδήρου για να επιτύχουμε την απομάκρυνση του υδρόθειου που θέλουμε.
4. Το δοκιμάζουμε σε πραγματικές συνθήκες στην εγκατάσταση.

5.3. Ωφελιμότητα των αλάτων σιδήρου σε μια Μ.Ε.Υ.Α.

Οι αλματωδώς αυξανόμενες ανάγκες σε βιομηχανικό νερό, νερό για ψύξη αλλά και πόσιμο νερό, δεν μπορούν να καλυφθούν πλέον εύκολα. Έτσι πολύ συχνά χρησιμοποιούνται επιφανειακά νερά από ποτάμια, λίμνες και φράγματα για την κάλυψη τους. Επειδή όμως τα νερά αυτά τις περισσότερες φορές έχουν ρυπανθεί από διάφορες δραστηριότητες του ανθρώπου, είναι απαραίτητο να υποστούν καθαρισμό πριν χρησιμοποιηθούν.

Ο καθαρισμός αυτός γίνεται με κροκίδωση στην οποία συνήθως ακολουθεί διήθηση. Για την αντιμετώπιση των προβλημάτων που παρουσιάζει η κατεργασία τέτοιας ποιότητας νερών, συνιστάται η χρήση διαλυμάτων τρισθενούς σιδήρου καθώς και αλάτων πολυαργιλικού υδροξειδίου, που αποδεικνύονται ως τα καταλληλότερα από κάθε άποψη (οικονομική, αποτελεσματική κ.α.) [23].

5.3.1. Καθαρισμός – Κροκίδωση

Χρησιμοποιώντας ανόργανα κροκιδωτικά, όπως π.χ. άλας θειικού σιδήρου (δισθενή) και διάλυμα άλατος χλωριούχου θειικού σιδήρου (τρισθενής), μπορεί με μικρή σχετικά δαπάνη, να μειωθεί τόσο η τιμή του BOD_5 όσο και του COD . Είναι εξακριβωμένο, ότι η διεργασία της κροκίδωσης επιτυγχάνεται τελειότερα όταν ο σίδηρος του κροκιδωτικού είναι τρισθενής.

Με την χρήση τρισθενούς σιδήρου αποσταθεροποιούνται τα σωματίδια των ακαθαρσιών και τα κολλοειδή συσσωματώνονται και καθιζάνουν. Πέρα από αυτό οι σχηματιζόμενες κροκίδες του υδροξειδίου του σιδήρου παρουσιάζουν και ιδιότητες επιφανειακής προσρόφησης (adsorption) οπότε καθιζάνουν με τα σωματίδια των ακαθαρσιών [23].

Επίσης κροκιδώνονται και καθιζάνουν ουσίες που δεν είναι βιολογικά αποικοδομήσιμες. Οι ουσίες αυτές μπορεί να είναι ακαθαρσίες ανόργανης ή και οργανικής προέλευσης, που κατά ένα μέρος μπορεί να προέρχονται από βιομηχανικά απόβλητα ή από τα πάσης φύσης αστικά λύματα στα οποία υπάρχουν βακτηρίδια, σπόροι, αυγά από σκουλήκια και ιοί. Μια δραστική μείωση των ουσιών αυτών είναι αδύνατο να επιτευχθεί πλήρως σε μια εγκατάσταση μόνο με βιολογικό καθαρισμό. Η δυνατότητα αυτή επιτυγχάνεται μόνο όταν εφαρμοσθεί και το στάδιο της χημικής κροκίδωσης και καθίζησης.

Όταν η κροκίδωση των ακατέργαστων λυμάτων διενεργείται στο στάδιο της προεπεξεργασίας των λυμάτων μπορεί να επιτευχθεί μείωση του φορτίου και των οργανικών προσμίξεων κατά περίπου 40 - 60 %. Όλες οι διεργασίες κροκίδωσης με άλατα σιδήρου συνεπάγονται ταυτόχρονα και απομάκρυνση των φωσφορικών.

Η έγχυση των κροκιδωτικών μπορεί να γίνει σε διάφορες θέσεις της εγκατάστασης επεξεργασίας των λυμάτων όπως [24] :

- στο στάδιο της προεπεξεργασίας
- στο στάδιο του βιολογικής επεξεργασίας
- στο στάδιο του τελικής καθίζησης.

Ο μηχανισμός δράσης των αλάτων σιδήρου ή αργιλίου κατά την κροκίδωση είναι ο παρακάτω :

Οι οργανικές ενώσεις που εμπεριέχονται στα απόβλητα αποτελούνται από αυτές που βρίσκονται διαλυμένες στο νερό και από αυτές που βρίσκονται σε μορφή σωματιδίων. Τις διαλυμένες στο νερό μπορεί κανείς να τις αποικοδομήσει μόνο με την εφαρμογή βιολογικών μεθόδων ενώ τα αδιάλυτα αιωρούμενα

σωματίδια μπορούν εκτός από βιολογικά να απομακρυνθούν και με την κροκίδωση.

Οι ουσίες που προσδίδουν τη θολότητα στα απόνερα είναι φορτισμένες αρνητικά και παραμένουν αιωρούμενες σ' αυτά εξαιτίας δυνάμεων απώθησης μεταξύ τους. Αν κανείς προσθέσει στα απόνερα άλατα σιδήρου ή αργιλίου, το σύστημα αποσταθεροποιείται και επακολουθεί μια συσσωμάτωση και συσώρευση των ουσιών που εμπεριέχονται στα απόνερα. Οι ουσίες που είναι υπεύθυνες για τη θολότητα των απόνερων δημιουργούν νιφάδες και μπορούν έτσι να διαχωριστούν με καθίζηση. Η κροκίδωση (σχηματισμός νιφάδων) είναι πολύ εύκολο να παρατηρηθεί οπτικά και έτσι να εκτιμηθεί τόσο η ταχύτητα σχηματισμού όσο και το μέγεθος και η ταχύτητα καθίζησης τους [25].

5.3.2. Απομάκρυνση των φωσφορικών ιόντων.

Μαζί με την απομάκρυνση των οργανικών και ανόργανων προσμίξεων που βρίσκονται μέσα στο νερό, είναι απαραίτητο να απομακρυνθούν από αυτό και όλες οι θρεπτικές ουσίες που εμπεριέχονται σε περίσσεια (φώσφορος και άζωτο), για να αποφευχθεί ο ευτροφισμός του τελικού αποδέκτη [24].

Τα ακατέργαστα αστικά λύματα είναι επιβαρυνμένα με περίπου 2 gr P/κάτοικο και ημέρα. Από την ποσότητα αυτή, στο συνηθισμένο στάδιο βιολογικού καθαρισμού, απομακρύνεται περίπου 20 – 30% του P. Έτσι τα λύματα στην έξοδο από τις περισσότερες εγκαταστάσεις επεξεργασίας αποβλήτων, εξακολουθούν να περιέχουν περίπου 1,5 gr P/ι.π.. (ισοδύναμο πληθυσμό).

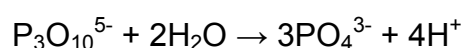
Το γεγονός αυτό έχει ως αποτέλεσμα οι περισσότεροι από τους φυσικούς αποδέκτες (ποτάμια, λίμνες, θάλασσες), που δέχονται τα νερά αυτά να γίνουν ευτροφικοί και έτσι να διατρέχει άμεσο κίνδυνο η ισορροπία των οικοσυστημάτων τους.

Προσθέτοντας άλατα σιδήρου στα αστικά λύματα, επιτυγχάνεται η απομάκρυνση των φωσφορικών στο μεγαλύτερο ποσοστό, έως 95%, που χωρίς αμφισβήτηση αποτελεί μια πολύ σπουδαία συνεισφορά στα μέτρα περιορισμού της ρύπανσης του περιβάλλοντος και ειδικότερα σε ότι αφορά τον ευτροφισμό των αποδεκτών [17].

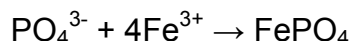
Η απομάκρυνση των φωσφορικών επιβάλλεται, αν σκεφτεί κανείς ότι σύμφωνα με μελέτες, τα επεξεργασμένα υγρά απόβλητα που καταλήγουν στον τελικό αποδέκτη, περιέχουν 1,5 gr φώσφορο ανά ισοδύναμο πληθυσμό και ημέρα. Έτσι για μια πόλη με 1.000.000 κατοίκους, ο τελικός αποδέκτης των κατεργασμένων υγρών αποβλήτων της θα επιβαρύνεται καθημερινά με 1,5 τόνο φώσφορο [26].

Τα φωσφορικά που περιέχονται στα υγρά απόβλητα βρίσκονται συνήθως στους τύπους των όρθο-, μέτα- και πολυφωσφορικών αλλά ακόμα και σαν οργανοφωσφορικές ενώσεις. Καθοδόν προς το σύστημα καθαρισμού και μέσα σ' αυτό, μετατρέπονται οι διάφοροι τύποι των φωσφορικών ενώσεων (συνολικά φωσφορικά), και κάτω από τις συνθήκες που επικρατούν εκεί, σχεδόν όλα πλήρως στον απλό χημικό τύπο των ορθοφωσφορικών ιόντων.

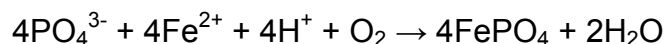
Η επίδραση μπορεί να περιγραφεί απλά με το παράδειγμα της υδρόλυσης των πολυφωσφορικών :



Τα ορθοφωσφορικά (και μόνο αυτά!) μπορούν να κατακρημνιστούν με τρισθενή σίδηρο κατά την αντίδραση :



Όταν χρησιμοποιούνται άλατα δισθενούς σιδήρου η έγχυση τους γίνεται στη δεξαμενή αερισμού, ή πριν απ' αυτήν, οπότε μεσολαβεί ταυτόχρονα και οξειδωση του σιδήρου κατά την αντίδραση :



Η οξειδωση επιτυγχάνεται σ' επαφή με την "ενεργό ιλύ" χωρίς να μπορεί να προσδιοριστεί η απαίτηση σε οξυγόνο και απαιτούμενο χρόνο αντίδρασης.

Ο σίδηρος, όταν στη θέση όπου γίνεται η προσθήκη του δεν έρθει σ' επαφή με φωσφορικά, καταλήγει ως υδροξειδίο του σιδήρου στο κύκλωμα της λάσπης. Εκεί έχει οπωσδήποτε επανειλημμένα την ευκαιρία να δράσει και να συμμετέχει στη δέσμευση των φωσφορικών.

Ο φωσφορικός σίδηρος και το υδροξειδίο του σιδήρου παραμένουν ως ανόργανο στερεό συστατικό στη λάσπη και τελικά απομακρύνονται από το σύστημα με την περίσσεια της λάσπης [26].

5.3.3. Βελτίωση του βαθμού απόδοσης της εγκατάστασης

Οι ποσότητες των αστικών λυμάτων αυξάνουν συνέχεια ενώ ταυτόχρονα μεγαλώνουν και τα φορτία των ακαθαρσιών που περιέχονται σε αυτά. Έτσι εγκαταστάσεις που θεωρούνταν επαρκείς, όσο αφορά το βαθμό απόδοσης τους, πιθανό είναι δυνατόν να μην μπορούν να ανταποκριθούν στην απότομη αύξηση των λυμάτων επειδή μειώνεται η βιοαποικοδομητική τους ικανότητα.

Το γεγονός αυτό οδηγεί αναπόφευκτα στην χειροτέρευση της ποιότητας των επεξεργασμένων υγρών αποβλήτων στην έξοδο της εγκατάστασης, που πολλές φορές παρατηρείται ότι δεν μπορούν πλέον να ανταποκριθούν στις επιταγές των προδιαγραφών. Ακριβώς στις περιπτώσεις αυτές επιβάλλεται η χρήση των κροκιδωτικών του σιδήρου, του διαλύματος τρισθενούς χλωριούχου θειικού σιδήρου, τριχλωριούχου σιδήρου ή του άλατος δισθενούς θειικού σιδήρου [24].

Η εκ των υστέρων προσθήκη αλάτων σιδήρου στην περίπτωση αυτή, βοηθά παρά πολύ στην επίτευξη ενός σημαντικά βελτιωμένου και πιο σταθερού βαθμού απόδοσης της εγκατάστασης.

Η προσθήκη μιας εγκατάστασης δοσιμέτρησης των αλάτων αυτών για την κροκιδωση δεν αποτελεί κανένα ιδιαίτερο πρόβλημα και ούτε έχει ιδιαίτερα μεγάλο κόστος [17].

5.3.4. Επιπλέουσα λάσπη

Η κατεργασία της λάσπης μιας εγκατάστασης επεξεργασίας αστικών λυμάτων αποτελεί συχνά το πιο προβληματικό και δαπανηρό τμήμα της. Η επιπλέουσα λάσπη έχει ως συνέπεια, εκτός από την αύξηση του δείκτη όγκου λάσπης και μια σειρά από άλλες δυσκολίες και προβλήματα που συχνά οδηγούν μέχρι και την πλήρη αδρανοποίηση (μηδενισμό) του βαθμού απόδοσης του συστήματος.

Κάποια από τα προβλήματα αυτά παρατίθενται παρακάτω :

1. Χαμηλή περιεκτικότητα ξηρής ουσίας της ενεργούς ιλύος, που συντελεί στην μεγάλη ευαισθητοποίηση σε φορτία αιχμής ή ακόμα και διαρκώς μειούμενη απόδοση βιοαποικοδόμησης του συστήματος.
2. Ελαττωματική συμπεριφορά συμπύκνωσης και αφυδάτωσης της λάσπης, οπότε προκύπτουν μεγαλύτεροι όγκοι λάσπης στη δεξαμενή καθίζησης, που ακολουθεί, στους χωνευτές, στο συμπυκνωτή λάσπης και στην αφυδάτωση της.
3. Άνοδος των νιφάδων λάσπης (ανύψωση της λάσπης) και διαφυγή τους από την δεξαμενή καθίζησης, συνεπώς και μείωση του βαθμού απόδοσης του συστήματος ή και υπέρβαση των οριακών τιμών των κανονισμών στην έξοδο του συστήματος.
4. Διαφυγή λάσπης με ορατή απώλεια βιομάζας και επομένως αμφισβήτηση της αποδοτικότητας της εγκατάστασης.

Ιδιαίτερα η ανύψωση της λάσπης προβληματίζει τα τελευταία χρόνια ιδιαίτερα τους υπεύθυνους λειτουργίας των συστημάτων κατεργασίας λυμάτων γιατί εξαιτίας της διαφυγής της λάσπης από το ανασήκωμα της στην δεξαμενή καθίζησης, προκύπτουν πολύ μεγάλες τιμές συγκέντρωσης αιωρούμενων στερεών στα απόβλητα **[30]**.

Η χρήση των αλάτων του σιδήρου για την επίτευξη των στόχων αυτών είναι σημαντική γιατί με την καθίζηση της λάσπης μπορεί να αποφευχθεί ο ανεπιθύμητος σχηματισμός επιπλέουσας λάσπης. Αυτό αποτελεί μια τεχνοτροπία για την ρύθμιση / έλεγχο της ξηρής μάζας της ενεργού ιλύος.

Όστόσο η δοσιμέτρηση του άλατος του σιδήρου δίνει στην εγκατάσταση επεξεργασίας λυμάτων ένα μέσο για να ρυθμίζει και να διατηρεί σε αυτήν τόση μάζα ενεργούς ιλύος όση είναι απαραίτητη για έναν σωστό βαθμό απόδοσης. Επίσης το διάλυμα του τρισθενούς χλωριούχου θειικού σιδήρου ή τριχλωριούχου σιδήρου βρίσκουν εφαρμογή στην βελτίωση τη υψής της λάσπης κατά την αφυδάτωση της υπό πίεση, ειδικά σε ταινιοφιλτρόπρεςες **[17]**.

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 6

ΜΕΛΕΤΗ ΠΕΡΙΠΤΩΣΗΣ - Δ.Ε.Υ.Α.Χ.

Η Δημοτική Επιχείρηση Ύδρευσης Αποχέτευσης Χανίων (Δ.Ε.Υ.Α.Χ.) είναι μια από τις πρώτες επιχειρήσεις που συστήθηκαν σε εφαρμογή του νόμου 1069/80, με απόφαση του Δημοτικού Συμβουλίου Χανίων στις 16/12/1980 και το Προεδρικό Διάταγμα 524 στις 14/05/1981, που δημοσιεύτηκε στο υπ' αρ. 137 φύλλο της εφημερίδας της Κυβέρνησης στις 27/05/1981. Είναι Νομικό Πρόσωπο Ιδιωτικού Δικαίου, με κοινωφελή – μη κερδοσκοπικό – χαρακτήρα, που σκοπό έχει: «τη μελέτη, κατασκευή, συντήρηση, εκμετάλλευση, διοίκηση και λειτουργία των δικτύων ύδρευσης και αποχέτευσης, ακαθάρτων και ομβρίων, καθώς και μονάδων επεξεργασίας υγρών αποβλήτων της περιοχής Χανίων», όπως ορίζει ο Νόμος 1069/80 [2].

Η δυναμικότητα της εγκατάστασης προβλέπεται για επεξεργασία λυμάτων που αντιστοιχούν σε 105.500 ισοδύναμους κατοίκους, βιομηχανικά απόβλητα που αντιστοιχούν σε 5.000 ισοδύναμους κατοίκους και βοθρολύματα που αντιστοιχούν σε 7.000 ισοδύναμους κατοίκους και παροχής 26.000 m^3/d . Η επεξεργασία των λυμάτων γίνεται με την μέθοδο της ενεργοποιημένης λάσπης και η επεξεργασία της λάσπης με την μέθοδο της αναερόβιας χώνευσης με παράλληλη αξιοποίηση του παραγόμενου βιοαερίου για την παραγωγή ηλεκτρικής ενέργειας.

Η εγκατάσταση έχει σχεδιαστεί για την απομάκρυνση του BOD5 κατά 96% και των αιωρούμενων στερεών κατά 95% [2].

6.1. Τα βασικά τμήματα της εγκατάστασης

6.1.1. Αντλιοστάσιο Εισόδου Εγκατάστασης

Τα λύματα αφού περάσουν μέσω δύο εσχάρων χονδρόκοκκων ανυψώνονται μέσω τεσσάρων αντλιών Αρχιμήδη (η μία είναι εφεδρική) κατά 5,60 μέτρα και από εκεί συνεχίζουν μέχρι την έξοδο με φυσική ροή. Η παροχή κάθε αντλίας είναι 830 m^3/h [2].

6.1.2. Εγκατάσταση Υποδοχής Βοθρολυμάτων

Η δεξαμενή βοθρολυμάτων αποτελείται από 2 θαλάμους συνολικού όγκου 420 m^3 .

Πριν τις δεξαμενές έχει εγκατασταθεί συγκρότημα προεπεξεργασίας των βοθρολυμάτων (εσχарισμός, εξάμμωση).

Αυτό δέχεται μέσω τριών στεγανών υποδοχών τα βοθρολύματα των κατοίκων που δεν είναι συνδεδεμένοι με το δίκτυο αποχέτευσης της πόλεως καθώς και τα βοθρολύματα όλου του υπόλοιπου Νομού, τα οποία στη συνέχεια οδηγούνται προς τις δεξαμενές βοθρολυμάτων [2].

6.1.3. Εσχάρωση

Είναι η πρώτη φυσική διεργασία που συναντάται σε εγκατάσταση επεξεργασίας υγρών αποβλήτων. Η εσχάρα είναι μια διάταξη με ανοίγματα, συνήθως με ομοιόμορφο μέγεθος, που έχει ως σκοπό την κατακράτηση των ογκωδών στερεών που υπάρχουν στα εισερχόμενα υγρά απόβλητα στην εγκατάσταση επεξεργασίας. Ο κύριος ρόλος της εσχάρωσης είναι η απομάκρυνση των σωματιδίων μεγάλου μεγέθους από την ροή, τα οποία θα μπορούσαν:

α. να προκαλέσουν ζημιά στον εξοπλισμό της εγκατάστασης σε επόμενα στάδια,

β. να ελαττώσουν τη συνολική αξιοπιστία και αποτελεσματικότητα της εγκατάστασης σε επόμενα στάδια της εγκατάστασης ή

γ. να προκαλέσουν ρύπανση των υδάτινων ρευμάτων. Σ έναν βιολογικό καθαρισμό υπάρχουν οι χοντρές σχάρες για να συγκρατούν τα μεγάλα αντικείμενα, με άνοιγμα οπής από 6 έως 150mm και οι μικροσχάρες που γενικά έχουν άνοιγμα οπής μικρότερο από 50mm, χρησιμοποιούνται κυρίως για την απομάκρυνση των λεπτά διαμερισμένων στερεών από την επεξεργασμένη εκροή [8].

6.1.4. Εξάμμωση - Αφαίρεση Λιπών

Λειτουργούν δύο δεξαμενές εξάμμωσης και αφαίρεσης λιπών. Ο συνολικός όγκος της κάθε δεξαμενής είναι $118m^3$ από τα οποία τα $75m^3$ είναι περιοχή εξάμμωσης και τα $43m^3$ ο όγκος της περιοχής αφαίρεσης λιπών.

Στα λύματα διοχετεύεται αέρας μέσω 11 κεραμικών διαχυτήρων. Με προβλεπόμενο χρόνο παραμονής των λυμάτων στην περιοχή εξάμμωσης μεγαλύτερο από 7min επιτυγχάνεται η αφαίρεση του 90% του αριθμού των σωματιδίων που έχουν διάμετρο μεταξύ 0,16 και 0,20 mm. Τα επιπλέοντα υλικά απομακρύνονται μέσω ειδικού μηχανισμού και συγκεντρώνονται σε φρεάτιο συλλογής. Επίσης λειτουργεί ειδική διάταξη έκπλυσης οργανικών και απομάκρυνσης της υγρασίας από την άμμο [2].

6.1.5. Πρωτοβάθμια Καθίζηση

Υπάρχουν δύο δεξαμενές, διαμέτρου 22 μέτρων η καθεμία. Τα λύματα εισέρχονται στο κέντρο της δεξαμενής και εξέρχονται ακτινικά μέσω υπερχειλιστών. Η κάθε δεξαμενή είναι εφοδιασμένη με περιστρεφόμενη γέφυρα και φέρει ξέστρο στον πυθμένα για να παρασύρει την λάσπη στο κεντρικό φρεάτιο. Η απόδοση της πρωτοβάθμιας καθίζησης είναι απομάκρυνση BOD5 κατά 33% και αιωρούμενων στερεών κατά 60% [2].

6.1.6. Δεξαμενή Επιλογής

Στην δεξαμενή που έχει όγκο $485 m^3$ αναμιγνύονται υπό ανοξικές συνθήκες τα πρωτοβάθμια λύματα με την ανακυκλοφορία από τις δεξαμενές δευτεροβάθμιας καθίζησης.

Η δεξαμενή έχει κατασκευαστεί για να εμποδίσει την ανάπτυξη ανεπιθύμητων νηματοειδών βακτηριδίων στα επόμενα στάδια της εγκατάστασης [2].

6.1.7. Δεξαμενές Αερισμού

Τα λύματα από την δεξαμενή επιλογής οδηγούνται μέσω μεριστών ροής στις τέσσερις δεξαμενές αερισμού που κάθε μία έχει διαστάσεις 60 μέτρα μήκος 8,4 μέτρα πλάτος και 4.50 μέτρα ωφέλιμο βάθος. Σε κάθε δεξαμενή υπάρχει ανοξική και αερόβια ζώνη. Τα λύματα οξυγονώνονται μέσω διαχυτήρων μεμβράνης λεπτής φυσαλλίδος που βρίσκονται στον πυθμένα των δεξαμενών. Παράλληλα με την αφαίρεση του οργανικού φορτίου πραγματοποιείται και νιτροποίηση. Η απομάκρυνση του αζώτου με μερική απονιτροποίηση λαμβάνει χώρα στην ανοξική ζώνη μέσω ανακυκλοφορίας των νιτροποιημένων εκροών. Ο συνολικός όγκος των δεξαμενών είναι 9.072 m^3 [2].

6.1.8. Δεξαμενές Δευτεροβάθμιας Καθίζησης

Υπάρχουν τρεις δεξαμενές διαμέτρου 33 μέτρων και όγκου 2.130 m^3 η μία. Η ροή εισόδου των λυμάτων έχει την ίδια μορφή με την πρωτοβάθμια ενώ για την εκροή οι δύο (παλαιότερες δεξαμενές) φέρουν περιμετρικούς επιφανειακούς υπερχειλιστές και η νεώτερη υποεπιφανειακούς ακτινικούς σωλήνες υπερχειλίσης. Η πλεονάζουσα ίλυς αντλείται προς την μηχανική πάχυνση και η ίλυς ανακυκλοφορίας αντλείται προς την δεξαμενή επιλογής [2].

6.1.9. Δεξαμενή Χλωρίωσης

Η απολύμανση των λυμάτων επιτυγχάνεται μέσω τροφοδοσίας διαλύματος υποχλωριώδους νατρίου με 15% ενεργό χλώριο. Η δεξαμενή χλωρίωσης έχει διαστάσεις 24 μέτρα μήκος, 10 μέτρα πλάτος και 2.5 μέτρα βάθος δίνοντας ωφέλιμο όγκο 600 m^3 . Ο χρόνος επαφής είναι 30 min.

Η συγκέντρωση των κοπρανωδών κολοβακτηριδίων μετά την απολύμανση είναι της τάξεως των 176/100 mL. Στο τέλος την δεξαμενής χλωρίου γίνεται και αποχλωρίωση των λυμάτων.

Ο υποθαλάσσιος αγωγός διάθεσης από πολυαιθυλένιο υψηλής πυκνότητας διαμέτρου 710 mm έχει μήκος 110 m και καταλήγει σε βάθος 16 m.

6.1.10. Μηχανική Πάχυνση της Λάσπης

Η δευτεροβάθμια λάσπη υφίσταται πάχυνση με δύο φυγόκεντρους δυναμικότητας κάθε μίας $25 \text{ m}^3/\text{h}$ και $175 \text{ kg}/\text{h}$ και ακολούθως οδηγείται στην προπάχυνση, ενώ υπάρχει δυνατότητα απ' ευθείας παροχέτευσης και στους χωνευτές ή στην μεταπάχυνση [2].

6.1.11. Προπάχυνση

Πρωτοβάθμια & Δευτεροβάθμια λάσπη τροφοδοτείται στο κέντρο δύο δεξαμενών διαμέτρου 8,50 μέτρα έκαστη. Η ίλυς κινούμενη ακτινικά προς την περιφέρεια της δεξαμενής καθιζάνει υποβοηθούμενη από μια περιστρεφόμενη γέφυρα που φέρει καθέτους ράβδους υπό μορφή κτένας. Ο κάθε προπαχυντής

έχει όγκο $200m^3$. Από τον πυθμένα των δεξαμενών η λάσπη τροφοδοτείται προς τους χωνευτές [2].

6.1.12. Αναερόβιοι Χωνευτές

Η παχυμένη ιλύς με δύο περιστροφικές ογκομετρικές αντλίες (Μοηνο) μέγιστης παροχής $22m^3/h$ και μανομετρικού 40m αντλείται προς τους δύο χωνευτές συνολικού όγκου $3.100m^3$ αφού θερμανθεί μέσω δύο εναλλακτών σε θερμοκρασία $35^{\circ}C$ (Μεσόφιλη ζώνη). Με την αναερόβια χώνευση επιτυγχάνεται η σταθεροποίηση της λάσπης με την αποσύνθεση των οργανικών ενώσεων απουσία αέρος. Παράλληλα το παραγόμενο αέριο (βιοαέριο) που περιέχει μεθάνιο σε ποσοστό περίπου 70% αφού υποστεί αποθείωση μεταφέρεται στο αεριοφυλάκιο μεταβλητού διαμέτρου 12,80 m και όγκου $650m^3$. Το βιοαέριο χρησιμοποιείται για την θέρμανση των χωνευτών και για την παραγωγή ηλεκτρικής ενέργειας που επαναχρησιμοποιείται για τις ανάγκες του έργου [2].

6.1.13. Μεταπάχυνση

Η σταθεροποιημένη ιλύς οδηγείται από τους χωνευτές σε δύο κυκλικές δεξαμενές διαμέτρου 11 m, οι οποίες λειτουργούν όπως οι δεξαμενές προπάχυνσης. Η λάσπη παχύνεται και στη συνέχεια οδηγείται προς αφυδάτωση. Η κάθε δεξαμενή έχει όγκο $300 m^3$ [2].

6.1.14. Αφυδάτωση

Λάσπη από την μεταπάχυνση τροφοδοτείται προς την αφυδάτωση. Η αφυδάτωση επιτυγχάνεται με δύο ταινιοφιλτρώπρεσες με πλάτος ιμάντα 2 m και μέγιστο ωριαίο φορτίο $848 kgSS/h$ μετά από κροκίδωση της λάσπης με πολυηλεκτρολύτη. Η συγκέντρωση στερεών της αφυδατωμένης λάσπης είναι περίπου 20% [2].

6.1.15. Επιπλέον Κτιριακές Εγκαταστάσεις

Το έργο περιλαμβάνει ακόμα κτίριο Διοίκησης Εργαστήριο Ελέγχου Ποιότητας Νερών και Λυμάτων, Φυλάκιο Εισόδου, Συνεργείο Επισκευών, κτίριο βιομηχανικού νερού και άλλα μικρότερα κτίρια [2].

6.1.16. Συγκρότημα Απόσμησης

Η μονάδα απόσμησης έχει δυναμικότητα $45.000 m^3/h$ με σκοπό την μείωση των οσμών που παράγονται από το έργο σε ποσοστό 99%. Η απόσμηση γίνεται με πλυντηρίδα τριών σταδίων με την χρήση χημικών. Η αμμωνία και το υδρόθειο απομακρύνονται από τον αέρα με την χρήση υδατικών διαλυμάτων θειικού οξέος, καυστικού νατρίου και υπεροξειδίου του υδρογόνου. Η απόσμηση εξυπηρετεί τα έργα εισόδου, τα φρεάτια και τις δεξαμενές λάσπης και την μονάδα αφυδάτωσης [2].

6.2. Νιτρικά και άλατα τρισθενούς σιδήρου

Υπάρχουν δύο σημαντικές ομάδες για τον έλεγχο των οσμών και γενικότερα για την καταπολέμηση της δημιουργίας του υδρόθειου, τα νιτρικά και τα άλατα τρισθενούς σιδήρου, τα οποία εφαρμόζονται στην Εγκατάσταση Επεξεργασίας Αστικών Υγρών Αποβλήτων των Χανίων

Τα νιτρικά άλατα χρησιμοποιούνται για την αποτροπή των σηπτικών καταστάσεων στους υπονόμους και προστίθενται σε αντλιοστάσια πριν την δημιουργία των σουλφιδίων. Ενώ το σιδηρικό που άλας κατακρημνίζει τα σουλφίδια αποτελεσματικά είτε προστεθεί πριν είτε μετά από την δημιουργία των σουλφιδίων προστίθεται μετά την εσχάρωση [6].

Στην συγκεκριμένη περίπτωση, του βιολογικού καθαρισμού της πόλης των Χανίων, χρησιμοποιείται νιτρικό ασβέστιο $Ca(NO_3)_2$ περιεκτικότητας 50% κ.β., η ταυτότητα του διαλύματος δίνεται στο παράρτημα.

Εμείς επιλέξαμε την διεξαγωγή των πειραμάτων με την χρήση διαλύματος τριχλωριούχου σιδήρου ($FeCl_3$), το οποίο εξετάστηκε ως Ferrisol 140 (εταιρία Ferri Tri, Θεσσαλονίκης, περιεκτικότητας $FeCl_3$ 40% κ.β., η ταυτότητα του οποίου δίνεται στο κεφάλαιο 7. Το συγκεκριμένο προϊόν Ferrisol140 χρησιμοποιήθηκε στην παρούσα πτυχιακή λόγω του ότι είναι το προϊόν που εφαρμόζεται στην Μ.Ε.Υ.Α. της Δ.Ε.Υ.Α.Χ.

Σημείωση : Το βέλτιστο είναι η εφαρμογή νιτρικού ασβεστίου κατάντη του αγωγού και η εφαρμογή δισθενούς σιδήρου ανάντη για την περίπτωση που υπάρχει διαλυμένο υδρόθειο στα λύματα μετά την πρώτη εφαρμογή, κάτι όμως που στοιχίζει αρκετά παραπάνω απ' ότι η χρησιμοποίηση μόνο του σιδήρου.

Στις παρακάτω εικόνες 6.1. και 6.2. φαίνεται τόσο η δεξαμενή αποθήκευσης του Ferrisol 140 όσο και το σημείο προσθήκης του πριν την δεξαμενή εξάμμωσης.



Εικόνα 6.1. : Δεξαμενή αποθήκευση του Ferrisol 140



Εικόνα 6.2. : Σημείο προσθήκης του Ferrisol 140 πριν την δεξαμενή εξάμωσης.

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 7

ΠΕΙΡΑΜΑΤΙΚΟ ΜΕΡΟΣ

7.1. Πειράματα προσδιορισμού της βέλτιστης συγκέντρωσης μείωσης των σουλφιδίων στα λύματα

Σε κάθε πείραμα ακολουθήσαμε την παρακάτω διαδικασία με στόχο την μελέτη για την μείωση του H_2S με την προσθήκη διαφορετικών ποσοτήτων $FeCl_3$ σε λύματα, τα οποία είχαν προεπεξεργαστεί ως επί το πλείστον μόνο με την διαδικασία της εσχάρωσης, μέχρι να βρεθεί η ιδανική τιμή για την πλήρη δέσμευση του. Τα χρησιμοποιηθέντα λύματα είχαν κατά την μεταφορά τους στο αποχετευτικό δίκτυο επεξεργαστεί με $Ca(NO_3)_2$ σε αναλογία περίπου 1 τόνου ανά ημέρα (προϊόν Nitrasbestol 50, βλέπε παράρτημα). Η μέση ημερήσια παροχή λυμάτων στην Μ.Ε.Υ.Α. της ΔΕΥΑΧ κατά τους μήνες που πραγματοποιήθηκαν οι μετρήσεις κυμαινότουσαν από 16.850 έως 18.890 m^3 λυμάτων ανά ημέρα.



Εικόνα 7.1. : Ψιλή εσχάρα, Μ.Ε.Υ.Α. της Δ.Ε.Υ.Α. Χανίων.



Εικόνα 7.2. : Χοντρή εσχάρα, Μ.Ε.Υ.Α. της Δ.Ε.Υ.Α. Χανίων.

Τα πειράματα από 10/05/06 έως 15/06/06 έχουν πραγματοποιηθεί μετά από παραλαβή δείγματος από την ψιλή εσχάρωση (βλ. εικόνα 7.1.) ενώ τα πειράματα από 22/06/06 έως 18/04/07 πραγματοποιήθηκαν μετά από παραλαβή δείγματος από την χοντρή εσχάρωση (βλ.εικόνα.7.2.). Εναλλακτικά το πείραμα από 15/04/07 πραγματοποιήθηκε με προεπεξεργασμένα βοθρολύματα (βλ. εικόνα 7.3.).



Εικόνα 7.3. : Σημείο έκχυσης βοθρολυμάτων στη δεξαμενή εξισορρόπησης, Μ.Ε.Υ.Α. της Δ.Ε.Υ.Α. Χανίων.

Παρακάτω περιγράφεται αναλυτικά η πειραματική διαδικασία που ακολουθήθηκε :

1. Δειγματοληψία 1L υγρών αποβλήτων με την χρήση μιας πλαστικής φιάλης.
2. Ακολουθούσε περαιτέρω επεξεργασία με όγκο λυμάτων των 200 mL ανά δείγμα σε ποτήρι ζέσεως με προσθήκη κατάλληλου όγκου διαλύματος Ferrisol 140 (βλ. εικόνα 7.5.) (η ταυτότητα της ουσίας υπάρχει στην επόμενη παράγρ. 6.6) περιεκτικότητας 14% $FeCl_3$ κατά βάρος (βλ. εικόνα 7.4.)
3. Παράλληλα ένα δοχείο με 200 mL λυμάτων τα οποία δεν περιείχαν καθόλου τριχλωριούχο σίδηρο ($FeCl_3$), όπως και 200 mL απιονισμένο H_2O με ίδιο όγκο Ferrisol 140 όπως το δείγμα, χρησιμοποιήθηκαν σαν μάρτυρες.
4. Στη συνέχεια γινόταν ανάδευση του κάθε δοχείου για 15 λεπτά με την χρήση μαγνητικού αναδευτήρα, χωρίς θέρμανση σε θερμοκρασία δωματίου 22 - 24°C (βλ. εικόνα 7.4.) και καθίζηση των δειγμάτων για 3,5 ώρες. Με αυτόν τον τρόπο προσομοιαζόταν η διαδικασία της αεριζόμενης εξάμωσης (15 λεπτά) και της πρωτοβάθμιας καθίζησης (3,5 ώρες) της Μ.Ε.Υ.Α. της Δ.Ε.Υ.Α.Χ.

5. Με την χρήση σιφωνίου των 10 mL προσθέταμε 30 mL από το εκάστοτε δείγμα στους σωλήνες της φυγοκέντρου με σκοπό την μέτρηση των σουλφιδίων στο διάλυμα. Η διαδικασία που περιγράφεται στη συνέχεια πραγματοποιούταν στον χρόνο 15 λεπτά και 3 ώρες και 45 λεπτά (βλ. εικόνα 7.6.).
6. Η φυγοκέντρηση διαρκούσε 10 λεπτά με ~ 2600 – 3000 στροφές το λεπτό (βλ. εικόνα 7.7.).
7. Έπειτα γινόταν μεταφορά 25 mL από το υπερκείμενο του κάθε δείγματος από τους σωλήνες της φυγοκέντρου στους σωλήνες του φωτόμετρου HACK (προσπαθώντας την αποφυγή παρουσίας ιζήματος λόγω της πιθανότητας λανθασμένων αποτελεσμάτων στις μετρήσεις του οργάνου του HACK) (βλ. εικόνα 7.8. και 7.10.).
8. Πριν την μέτρηση με το φωτόμετρο HACK (DR/2000 HACK) προσθέταμε στο μάρτυρα (απιονισμένο νερό με $FeCl_3$), τα αντιδραστήρια Bromine Water και Phenol Solution (βλ. εικόνα 7.11.). Η βαθμονόμηση του μηδενός πραγματοποιήθηκε με τον μάρτυρα με απιονισμένο H_2O και $FeCl_3$. Επιπλέον πολλές φορές πραγματοποιούταν πρόσθεση των αντιδραστηρίων Bromine water και Phenol Solution στον μάρτυρα με ανεπεξέργαστα λύματα και μέτρηση στο φωτόμετρο Hack με σκοπό τον προσδιορισμό της θετικής παρεμπόδισης της θολερότητας των λυμάτων.
9. Ενώ προσθέταμε σε όλα τα δείγματα τα αντιδραστήρια Sulfide 1 Reagent και Sulfide 2 Reagent (βλ. εικόνα 7.12.), (η διαδικασία προσδιορισμού σουλφιδίων στο φωτόμετρο HACK παρατίθεται στην παράγραφο 7.3.).
10. Παράλληλα στον χρόνο 0, μετά από 15' ανάδευσης και μετά τις 3,5 ώρες καθίζησης προσδιοριζόταν το pH και η θερμοκρασία των δειγμάτων.



Εικόνα 7.4. : Ανάδευση των δειγμάτων για 15 min, σε θερμοκρασία δωματίου ($22^{\circ}C - 24^{\circ}C$).



Εικόνα 7.5. : Διάλυμα Ferrisol 140, προϊόν της εταιρείας FERI-TRI ABEE χωρίς αραίωση.

7.2. Αντιδραστήριο $FeCl_3$ (εμπορική ονομασία FERRISOL 140)

Το εξετασθέν διάλυμα παραχωρήθηκε από την εταιρία FERI-TRI ABEE. Οι χημικές και φυσικές του ιδιότητες παρατίθενται πιο κάτω :

Εμπορική ονομασία : FERRISOL 140 (βλ.σχ. 7.5.)
Σύνθεση : Υδατικό διάλυμα τριχλωριούχου σιδήρου ($FeCl_3$) ~ 40,0% κ.β.
CAS No 7705-08-0 EINECS No 231-729-4

Φυσικές και χημικές ιδιότητες

Χημικός τύπος : $FeCl_3$
Συγκέντρωση $FeCl_3$: ~ 40% κ.β.
Περιεκτικότητα $FeCl_3$: ~ 593 g/L
Πυκνότητα : 1,445
Συγκέντρωση Fe^{3+} : 14,0 – 14,1% κ.β.
Φυσική κατάσταση : υγρό
Χρώμα Σκούρο καφέ
Οσμή : Σχεδόν άοσμο
Σημείο βρασμού : Δεν έχει προσδιοριστεί
Θερμοκρασία πήξης : $-12\text{ }^{\circ}C$
Εκρηκτικά όρια : Δεν εκρήγνυται
Θερμοκρασία ανάφλεξης : Δεν είναι αναφλέξιμο
Πυκνότητα : Στους $20\text{ }^{\circ}C$: $1,44 \pm 0,02\text{ g/cm}^3$
Διαλυτότητα στο νερό : Απεριόριστη
Τιμή pH : $\leq 1,00$
Ιξώδες : Στους $20\text{ }^{\circ}C$ ~ 25 mPas
Διαλυτικό περιεχόμενο : Νερό $\leq 59\%$ κ.β.

Το Ferrisol 140 δρα ερεθιστικά στο δέρμα και τις βλεννογόνες μεμβράνες. Σ' επαφή με τα μάτια παρουσιάζει ισχυρή καυστική δράση. Σε περίπτωση κατάποσης μπορεί να υπάρξει ισχυρή καυστική δράση στο στόμα και το φάρυγγα και υπάρχει κίνδυνος διάτρησης του οισοφάγου και του στομάχου [27].

Το προαναφερθέν αντιδραστήριο Ferrisol 140 χρησιμοποιείται για τη δέσμευση των διαλυμένων S^{2-} στα λύματα της Δ.Ε.Υ.Α.Χ. στην είσοδο της αεριζόμενης εξάμμωσης, όπως φαίνεται στην εικόνα 7.13.



Εικόνα 7.6. : Προσθήκη των δειγμάτων στους σωλήνες για την διαδικασία της φυγόκέντρωσης.



Εικόνα 7.7. : Απεικόνιση της φυγόκεντρου που χρησιμοποιήθηκε στη μονάδα επεξεργασίας υγρών αποβλήτων της Δ.Ε.Υ.Α.Χ.

Τριχλωριούχος σίδηρος ($FeCl_3$) σαν ρυθμιστικός παράγοντας για την απομάκρυνση υδρόθειου (H_2S) από ανεπεξέργαστα υγρά απόβλητα

Ασλανίδου Σωτηρία



Εικόνα 7.8. : Τα μπουκαλάκια του φωτόμετρου HACK όπου μεταφέρουμε το δείγμα μετά την φυγοκέντρηση για τον προσδιορισμό των σουλφιδίων (S^{2-}).



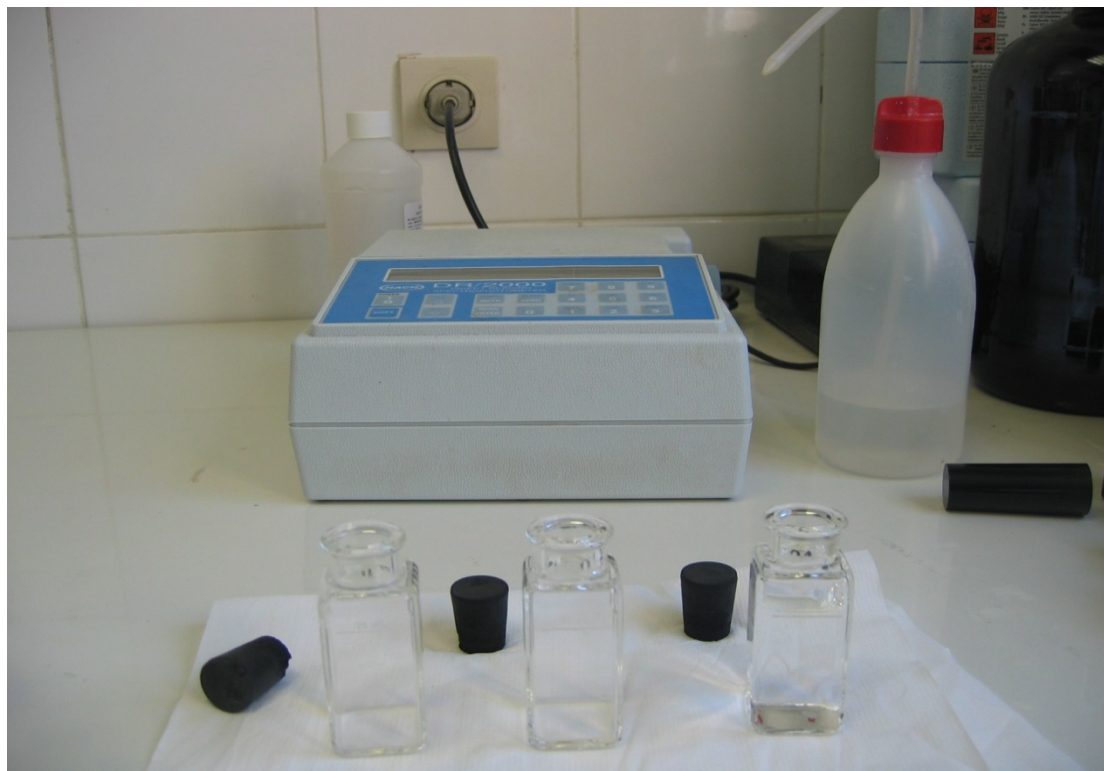
Εικόνα 7.9. : Μετρητής σουλφιδίων φωτόμετρο HACK.

7.3. Διαδικασία μέτρησης των σουλφιδίων με την φωτομετρική μέθοδο (Methylene Blue Method) στο φωτόμετρο HACK.

Στη συνέχεια περιγράφεται η διαδικασία μέτρησης σουλφιδίων σε υγρά διαλύματα με την χρήση του ειδικού φωτόμετρου DR//2000 της εταιρίας HACK. Η μέτρηση βασίζεται στη Methylene Blue μέθοδο, όπως περιγράφεται στο βιβλίο 'Standard Methods for Water and Wastewater [28].

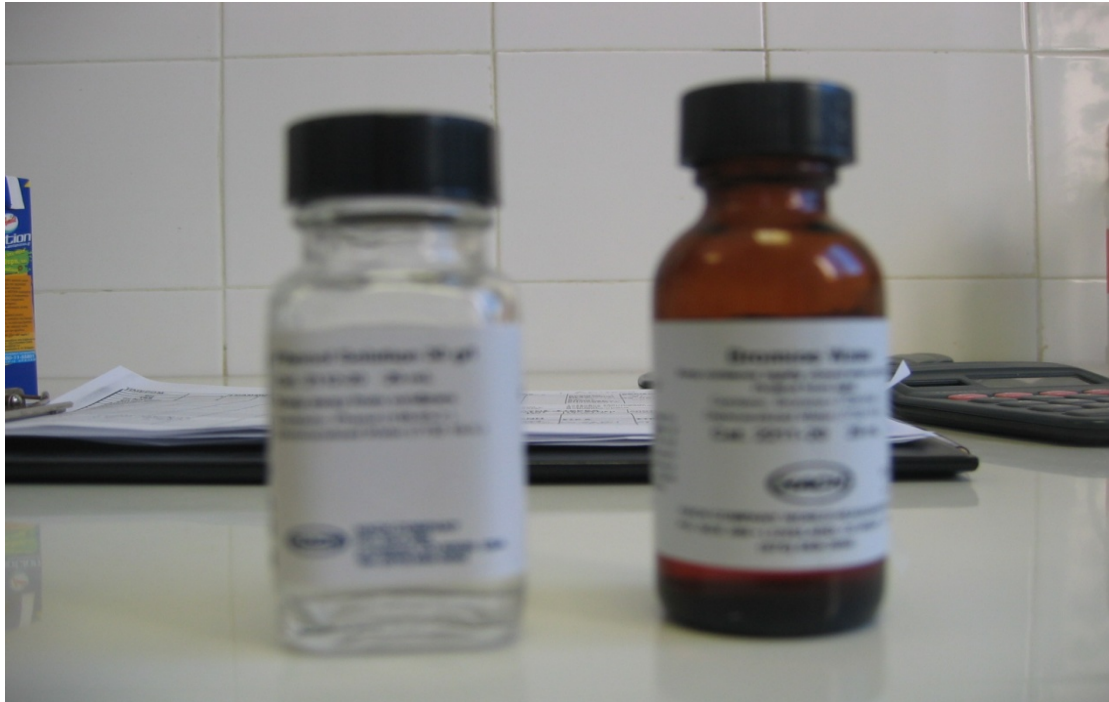
Τα βήματα είναι :

1. Εισάγουμε τον αποθηκευμένο αριθμό της μεθόδου για τον προσδιορισμό των σουλφιδίων (S^{2-}) και πατάμε το κουμπί READ /ENTER,
2. Γυρίζουμε το κουμπί που βρίσκεται στο πλάι της συσκευής μέχρι να έχουμε στην οθόνη του HACK την ένδειξη 665 nm,
3. Πατάμε το κουμπί READ /ENTER και στην οθόνη εμφανίζεται η ένδειξη mg/l S^{2-} ,
4. Παίρνουμε 2 σωλήνες του HACK, (βλ.εικόνα 7.10.) και προσθέτουμε στο ένα το δείγμα που θα προσδιορίσουμε και στο άλλο προσθέτουμε σαν τυφλό απιονισμένο νερό, που περιέχει την ίδια ποσότητα $FeCl_3$ όπως το δείγμα που εξετάζεται.



Εικόνα 7.10. : Σωλήνες του φωτόμετρου HACK για την μέτρηση σουλφιδίων.

5. Στον μάρτυρα (απιονισμένο νερό με $FeCl_3$) προσθέτουμε τα αντιδραστήρια: Bromine Water και Phenol Solution (εικόνα 7.11) για την πλήρη εξουδετέρωση σουλφιδίων που τυχόν υπάρχουν,



Εικόνα 7.11. : Αντιδραστήρια Bromine Water και Phenol Solution.



Εικόνα 7.12. : Αντιδραστήρια Sulfide 1 Reagent και Sulfide 2 Reagent.

6. Έπειτα στο κάθε μπουκαλάκι προσθέτουμε 1 mL Sulfide 1 Reagent και 1 mL Sulfide 2 Reagent,

7. Πατάμε τον κουμπί SHIFT/ TIMER ώστε να μετρήσει το φωτόμετρο HACK πέντε λεπτά που απαιτούνται για την αντίδραση των παραπάνω αντιδραστηρίων,

8. Όταν ο χρόνος έχει ολοκληρωθεί το φωτόμετρο HACK σφυρίζει και στην οθόνη εμφανίζεται η ένδειξη $mg/l S^{2-}$ τότε τοποθετούμε αρχικά τον μάρτυρα μας και πατάμε CLEAR /ZERO, όταν το διαβάσει θα πρέπει να εμφανίσει στην οθόνη την ένδειξη : 0,000 $mg/l S^{2-}$. Έπειτα τοποθετούμε στην ειδική θήκη για ανάγνωση το δείγμα μας και πατάμε READ /ENTER ώστε να διαβάσει το φωτόμετρο HACK τα αποτελέσματα [28].

7.4. Υπολογισμός αναλογίας $FeCl_3$ στο προϊόν Ferrisol 140

Για να βρούμε την αναλογία $mg FeCl_3$ σε mL του προϊόντος Ferrisol 140 (βλ. εικόνα 7.5.), χρησιμοποιούμε τον παρακάτω τύπο :

$$C_{\text{Ferrisol}} * V_{\text{Ferrisol}} = C_{\text{Διαλύματος}} * V_{\text{Διαλύματος}}$$

- Όπου C_{Ferrisol} είναι τα 593 $gr FeCl_3/L$,
- Όπου V_{Ferrisol} είναι τα mL Ferrisol 140 που προσθέτουμε
- Όπου $C_{\text{Διαλύματος}}$ είναι η ζητούμενη ολική συγκέντρωση του $FeCl_3/L$ λυμάτων,
- Όπου $V_{\text{Διαλύματος}}$ είναι ο όγκος των λυμάτων που επεξεργαστήκαμε για τα διαλύματα (200 mL ανά δείγμα).

Πιο συγκεκριμένα λόγω του ότι σε συγκεκριμένες συγκεντρώσεις ο όγκος του προϊόντος Ferrisol 140 που θα έπρεπε να χρησιμοποιηθεί ήταν πολύ χαμηλός, πραγματοποιήθηκε και χρησιμοποιήθηκε στο 1^ο πείραμα η αραιώση του Ferrisol 140 1:1000 με προσθήκη 1 mL σε ογκομετρική φιάλη 1000 mL και πλήρωση με 999 mL απιονισμένου νερού.

7.5. Προσδιορισμός Δείκτη Όγκου Λάσπη (SVI)

Ο δείκτης όγκου λάσπης (SVI - Sludge Volume Index) είναι η παράμετρος που εκφράζει τον όγκο σε mL που καταλαμβάνει 1 g λάσπης που καθίζανε στο σύνολο της μάζας των αποβλήτων μετά από 30 min χρόνο καθίζησης. Ο SVI εκφράζεται σε mL/g και χρησιμοποιείται συνήθως για την παρακολούθηση των χαρακτηριστικών της ενεργούς ιλύος (βιομάζας, λάσπης).

Η διαδικασία της προσδιορισμού του SVI περιλαμβάνει

- 1) την διαδικασία προσδιορισμού των ολικών αιωρούμενων στερεών και
- 2) τον προσδιορισμό του όγκου λάσπης που καθιζάνει σε 30 min.

Δείγμα εσχαρισμένων λυμάτων (1.000 mL) χωρίς προσθήκη Ferrisol 140 (μάρτυρας) μετά από αρχική χαμηλή ανάδευση μισής ώρας τοποθετήθηκε σε βαθμολογημένο κώνο Imhoff έτσι ώστε να καθιζάνει η λάσπη στην ίδια θερμοκρασία με αυτή των λυμάτων για χρονικό διάστημα 30 λεπτών. Μετά από 30 min καταγράφηκε ο όγκος του λάσπης που καθιζάνει σε mL/L. Όμοια διαδικασία πραγματοποιήθηκε και με το δείγμα των εσχαρισμένων λυμάτων (1.000 mL) που περιείχε προσθήκη Ferrisol 140 (296,5 $mg FeCl_3/L$). Η αρχική ανάδευση του δείγματος με Ferrisol 140 (χρόνος αντίδρασης του τριχλωριούχου σιδήρου) ήταν αναγκαία για μετέπειτα μέτρηση του όγκου λάσπης στο

βαθμολογημένο κώνο Imhoff. Σε αντίθετη περίπτωση η καθιζησιμότητα του όγκου λάσπης εμφάνιζε το πρόβλημα της ύπαρξης μιας επιπλέουσας καφέ φάσης, η οποία είχε όγκο 100-200 mL.

Ο προσδιορισμός των ολικών αιωρούμενων στερεών (TSS – Total Suspended Solids) στα προαναφερθέντα δείγματα πραγματοποιήθηκε με τον προσδιορισμό του ξηρού βάρους των στερεών σωματιδίων που παρακρατήθηκαν σε διηθητικό χαρτί με διάμετρο πόρων 1,00 μm (Glass Fiber Filter, 47 mm, Pall Corporation) μετά την ξήρανση του αντίστοιχου φίλτρου στους 105 °C και την ακόλουθη επαναφορά του φίλτρου σε θερμοκρασία δωματίου μέσα σε ειδικό ξηραντήρα που περιείχε υγροσκοπικό silica υλικό. Η ίδια διαδικασία είχε πραγματοποιηθεί προηγούμενα με κάθε ένα από τα καθαρά φίλτρα που χρησιμοποιήθηκαν για να προσδιοριστεί το ξηρό βάρος κάθε φίλτρου, του οποίου το βάρος και αφαιρέθηκε. Στη συνέχεια έγινε αναγωγή σε όγκο λυμάτων ενός λίτρου.

Ο όγκος λυμάτων που χρησιμοποιήθηκε για τον προσδιορισμό των TSS ήταν τόσο για τον μάρτυρα όσο και για το δείγμα με Ferrisol 50 mL.

Ο υπολογισμός του SVI προέκυψε από την εξίσωση:

$$SVI (ml g^{-1}) = \frac{V \times 1.000}{TSS}$$

όπου: SVI = ο δείκτης όγκου λάσπης σε mL/g.

V = ο όγκος του λάσπης που καθίζανε σε 30 min σε mL/ L.

TSS = η συγκέντρωση των ολικών αιωρούμενων στερεών σε mg/L [15].

7.6. Προσδιορισμός σιδήρου στο υπερκείμενο και στο ίζημα

Προσθήκη 296,5 mg $FeCl_3/L$ λυμάτων πραγματοποιήθηκε σε 5 διαφορετικές ημερομηνίες με σκοπό τον προσδιορισμό της συγκέντρωσης του Fe τόσο στο υπερκείμενο (πρωτοβάθμια επεξεργασμένα υγρά απόβλητα) όσο και στο ίζημα (πρωτοβάθμια λάσπη).

Κάθε μέρα από τις παραπάνω ημερομηνίες είχαμε ένα δείγμα που περιείχε 200 mL λυμάτων και ένα με 200 mL λυμάτων και 0,1 mL Ferrisol 140 = 296,5 mg $FeCl_3/L$. Το καθένα οξινίστηκε με ποσότητα πυκνού νιτρικού οξέος (HNO_3) περιεκτικότητας 65%, που προστέθηκε για να κατεβάσει το pH των διαλυμάτων κάτω από το 2.

Μετά την διεξαγωγή των πειραμάτων τις ημερομηνίες 16/11/2006, 20/11/2006 και 22/11/2006, τοποθετήσαμε τα δείγματα μας σε γυάλινα μπουκάλια των 330 mL και τα συντηρήσαμε στο ψυγείο (στους 4°C) μέχρι τις 23 /11/ 2006 που χρησιμοποιήσαμε το ίζημα του κάθε δείγματος για χώνευση και στις 27 /11/ 2006 που χρησιμοποιήσαμε το υπερκείμενο του κάθε δείγματος για χώνευση.

Το σύνολο των δειγμάτων που προσδιορίστηκε ο σίδηρος για κάθε ημερομηνία δειγματοληψίας ήταν 6, 2 με το ίζημα, 2 με το υπερκείμενο που υπέστη χώνευση και 2 για το υπερκείμενο που δεν υπέστη χώνευση.

Η διαδικασία της χώνευσης πραγματοποιήθηκε με σκοπό την εκχύλιση του σιδήρου από το ίζημα και το υπερκείμενο. Τα δείγματα αναλύθηκαν στη συνέχεια με φασματοσκοπία ατομικής απορρόφησης (AAS) (βλ. παράγραφο 7.7.).

7.6.1. Χώνευση ιζήματος (πείραμα 23/11/06 και 17/04/07)

Πήραμε τα 6 σωλήνες που περιείχαν 170 mL κάθε δείγματος (3 που περιείχαν μόνο λύματα των παραπάνω ημερομηνιών και 3 που περιείχαν λύματα με συγκέντρωση 296,5 $FeCl_3/L$) και κάναμε φυγοκέντρωση ώστε να διαχωρίσουμε το ίζημα με το υπερκείμενο.

Αρχικά προσδιορίσαμε το υγρό βάρος του ιζήματος του κάθε δείγματος μετά από ζύγιση των κενών και γεμάτων με ίζημα φιαλιδίων.

Η χώνευση του ιζήματος των δειγμάτων πραγματοποιήθηκε ως ακολούθως :

1. Παίρνουμε το ίζημα που είναι διαφορετικό στο κάθε δείγμα (4-6 mL) και το τοποθετούμε σε ποτηράκια ζέσεως,
2. Προσθέτουμε στο καθένα 2 mL πυκνού HNO_3 και 5mL HCl ,
3. Τα τοποθετούμε σε θερμαντική πλάκα στους $100^\circ C$ σε απαγωγό εστία μέχρι να εξατμιστεί το υγρό αλλά όχι πλήρως.
4. Επαναλαμβάνεται η διαδικασία αυτή της χώνευσης με 2 mL HNO_3 και 5mL HCl 3 φορές,
5. Έπειτα προσθέτουμε 1mL HCl και 5 mL δισαπιονισμένο νερό,
6. Τέλος με την χρήση φίλτρου τύπου Whatman 42, κάνουμε διήθηση για την συγκράτηση της υπάρχουσας λάσπης και παίρνουμε το τελικό δείγμα που αναλύθηκε στην φασματοσκοπία ατομικής απορρόφησης (AAS) για προσδιορισμό του Fe.

7.6.2. Χώνευση υπερκείμενου (πείραμα 27/11/06 και 18/04/07)

1. Παίρνουμε 100 mL υπερκείμενο από κάθε δείγμα και τα τοποθετούμε σε κωνικές φιάλες,
2. Προσθέτουμε στο καθένα 2 mL πυκνού HNO_3 και 5mL πυκνού HCl ,
3. Τα τοποθετούμε σε θερμαντική πλάκα στους $100^\circ C$ σε απαγωγό εστία ώστε να εξατμιστεί το υγρό αλλά όχι πλήρως,
4. Επαναλαμβάνεται η διαδικασία αυτή της χώνευσης με 2 mL HNO_3 και 5mL HCl 3 φορές,
5. Στο παραχθέν ξηρό υπόλειμμα τοποθετούμε αρχικά 2 mL απιονισμένο νερό και το ανακατεύουμε,
6. Έπειτα προσθέτουμε 1mL HCl και 5 mL απιονισμένο νερό,
7. Τέλος με την χρήση φίλτρου τύπου Whatman 42, διηθούμε το δείγμα για την συγκράτηση τυχόν σωματιδίων και παίρνουμε το τελικό δείγμα που αναλύθηκε στη φασματοσκοπία ατομικής απορρόφησης.

7.6.3. Επεξεργασία υπερκείμενου χωρίς χώνευση (πείραμα 1/12/06)

1. Παίρνουμε ~30 mL οξιτισμένου υπερκείμενου (που απέμεινε) χωρίς χώνευση,

2. Ακολουθεί διήθηση με την χρήση φίλτρου τύπου Whatman 42 για να κατακρατηθούν πιθανά υπολείμματα λάσπης,

3. Τα δείγματα τοποθετήθηκαν στους $4^\circ C$ μέχρι προσδιορισμού του περιεχόμενου σιδήρου με την μέθοδο της φασματοσκοπίας ατομικής απορρόφησης.

7.7. Φασματοσκοπία ατομικής απορρόφησης (AAS)

Η αρχή των ατομικών φασματοσκοπικών τεχνικών περιλαμβάνει την ατομοποίηση του δείγματος σε πολύ υψηλές θερμοκρασίες και τον προσδιορισμό της συγκέντρωσης των ατόμων με μέτρηση της απορρόφησης, της εκπομπής ή του φθορισμού στο χαρακτηριστικό μήκος κύματος του κάθε στοιχείου [29].

Οι διεργασίες που λαμβάνουν χώρα από τη στιγμή που φθάνει το δείγμα στη φλόγα είναι [29] :

1. Εξάτμιση του διαλύτη.
2. Εξάχνωση-Μετατροπή του στερεού σε αέρια κατάσταση.
3. Διάσταση των μορίων σε ουδέτερα άτομα ή ρίζες.
4. Θερμική διέγερση μέρους των ουδετέρων ατόμων λόγω συγκρούσεων ή ιονισμός τους.
5. Πιθανός σχηματισμός οξειδίων των μετάλλων που οδηγεί σε χημικές παρεμποδίσεις.

Στις μετρήσεις που πραγματοποιήθηκαν στα πλαίσια της παρούσας πτυχιακής εργασίας στην ατομική απορρόφηση χρησιμοποιήθηκε ως καύσιμο ακετυλένιο σε συνδυασμό με ατμοσφαιρικό αέρα για φλόγα που επιτυγχάνει θερμοκρασία $2400 - 2700^\circ C$, ώστε να σπάει τους δεσμούς των μετάλλων. Το δείγμα, το οξειδωτικό και το καύσιμο αέριο αναμιγνύονται πριν την εισαγωγή τους στη φλόγα. Έπειτα δημιουργείται εκνέφωση (το υγρό μετατρέπεται σε αερόλυμα) ώστε να δημιουργούνται τα σταγονίδια, από τα οποία τα μεγάλα φεύγουν προς τα κάτω στα απόβλητα ενώ τα υπόλοιπα είναι αυτά που θα μετρηθούν.

Ακολουθώντας την προαναφερθείσα διαδικασία της φασματοσκοπίας ατομικής απορρόφησης μετρήθηκε στις 05/12/06 στο εργαστήριο Οργανικής και Ανόργανης Γεωχημείας και Οργανικής Πετρογραφείας του Πολυτεχνείου Κρήτης η περιεκτικότητα του σιδήρου στα δείγματα από 16/11/06, 20/11/06, 22/11/06, που πήραμε από τον βιολογικό καθαρισμό Χανίων, τα οποία έχουν υποστεί την χώνευση που προαναφέρθηκε στο εργαστήριο Περιβαλλοντικής Χημείας και Βιοχημικών Διεργασιών του ΤΕΙ Κρήτης (βλ. παράγρ. 7.6.).

Εναλλακτικά μετρήθηκε η συγκέντρωση του σιδήρου στο υπερκείμενο χωρίς χώνευση.

Η ενέργεια της λυχνίας της ατομικής απορρόφησης είναι 53. Η γραμμικότητα είναι έως 6 ppm. Η μέθοδος που επιλέξαμε είναι σε μήκος κύματος 248,3nm σιδήρου. Η βαθμονόμηση έγινε με αρχική καμπύλη αναφοράς προτύπων 1ppm, 3ppm, 6ppm. Η επανάληψη έγινε 4 φορές ώστε η καμπύλη να περνάει από το 0. Είχαμε συντελεστή συσχέτισης 1,00.

Ανάλογα προσδιορίστηκε στις 23/04/07 και η περιεκτικότητα του σιδήρου στα δείγματα από 17/04/07, 18/04/2007 που πήραμε από τον βιολογικό καθαρισμό της Δ.Ε.Υ.Α. Χανίων, τα οποία έχουν υποστεί την επεξεργασία που προαναφέρθηκε στο ΤΕΙ Χανίων στις 23/11/06 και 27/11/06 (βλ. παράγρ. 7.5.1. και 7.5.2.).

Η ενέργεια της λυχνίας της ατομικής απορρόφησης ήταν σε αυτήν την ανάλυση 48. Η καμπύλη αναφοράς έχει συντελεστή συσχέτισης (R^2) ίσο με 0,9997.

Τα αποτελέσματα παρουσιάζονται στο κεφ. 8 (πίν. 8.21.έως 8.23., σχήμα 8.25. έως 8.27)

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 8

ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ

8.1. Παρουσίαση αποτελεσμάτων

Τα πειράματα 1-18 πραγματοποιήθηκαν στην Μ.Ε.Υ.Α. της Δ.Ε.Υ.Α.Χ., ενώ τα πειράματα χώνευσης και προσδιορισμού του σιδήρου (Fe) με τη μέθοδο της Φασματοσκοπίας Ατομικής Απορρόφησης πραγματοποιήθηκαν στο Εργαστήριο Περιβάλλοντος Χημείας και Βιοχημικών Διεργασιών του τμήματος Φυσικών Πόρων και Περιβάλλοντος του ΤΕΙ Κρήτης και στο Εργαστήριο Ανόργανης και Οργανικής Γεωχημείας και Οργανικής Πετρογραφίας του τμήματος Μηχανικών Ορυκτών Πόρων του Πολυτεχνείου Κρήτης.

8.1.1. Πειράματα προσδιορισμού βέλτιστης συγκέντρωσης $FeCl_3$ ανά λίτρο λυμάτων

Αρχικά εξετάστηκε το πιθανό θετικό σφάλμα του σιδήρου κατά την μέτρηση των S^{2-} στο φωτόμετρο Hack σε μάρτυρα-τυφλό απιονισμένο νερό με προσθήκη αντίστοιχης ποσότητας $FeCl_3$. Στον πίνακα 8.1. παρουσιάζονται τα αποτελέσματα της θετικής παρεμπόδισης του σιδήρου, τα οποία και αφαιρέθηκαν από τις αντίστοιχες μετρήσεις.

Πίνακας 8.1. : Προσδιορισμός συγκέντρωσης σουλφιδίων με προσθήκη Ferrisol 140 (αραιώσεις Ferrisol) στο απιονισμένο νερό με προσθήκη αντίστοιχης ποσότητας $FeCl_3$ (μάρτυρας-τυφλό ανάλυσης).

Προσθήκη mL Ferrisol 140 / 200 mL λυμάτων (Αραίωση Ferrisol)	Προσθήκη mg $FeCl_3$ / L λυμάτων	S^{2-} mg /L λυμάτων	pH
2 mL (1:1000)	5,87	0,001	4,2
4 mL (1:1000)	11,61	0,001	3,84
0,1 mL (1:11)	24,7	0,003	3,17
0,1 mL (1:10)	26,5	0,003	3,52
0,1 mL (1:5)	49,41	0,002	3,92
0,1 mL (1:4)	59,3	0,002	3,91
0,1 mL (1:1)	148,25	0,001	3,12
0,1 mL	296,5	0,002	2,78
0,2 mL ή 1 mL (1:4)	593	0,002	2,59
0,3 mL	889,5	0,004	2,48
1 mL (1:1) ή 0,5 mL	1482,5	0,004	2,38
4 mL (1:4)	2375	0,005	2,65
2 mL (1:1) ή 1 mL	2965	0,006	2,16
2 mL	5930	0,008	1,92

Όπως φαίνεται στον πίνακα 8.1. η θετική παρεμπόδιση του σιδήρου στην φωτομετρική μέθοδο προσδιορισμού σουλφιδίων ήταν χαμηλή και κυμαινόταν από 0,001 έως 0,008 mg/L.

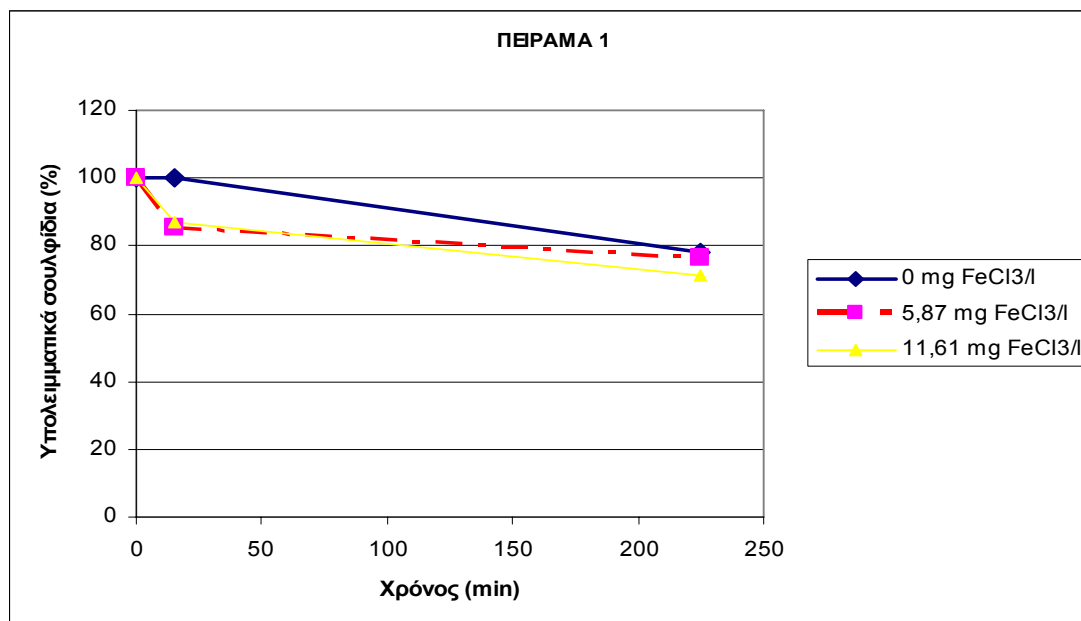
1^ο Πείραμα Ημερομηνία 10/05/06

Στο παρακάτω πείραμα εξετάστηκε η επίδραση του $FeCl_3$ στην απομάκρυνση των διαλυμένων S^{-2} στα λύματα μετά από 15' ανάδευσης και στη συνέχεια 3,5 h καθίζησης. Εξετάστηκαν οι τελικές συγκεντρώσεις 5,87 και 11,61 mg $FeCl_3/L$ λυμάτων. Στον πίνακα 8.2. φαίνεται τόσο η ποσότητα που προστέθηκε από το αραιωμένο αντιδραστήριο Ferrisol 140, όσο και η μείωση των S^{-2} που επιτεύχθηκε (Σχήμα 8.1.)

Πίνακας 8.2. : Αποτελέσματα μείωσης των σουλφιδίων με προσθήκη 5,87 και 11,61 mg $FeCl_3 /L$ λυμάτων.

Ferrisol 140 mL/200mL λυμάτων (αραίωση Ferrisol)	mg $FeCl_3/L$ λυμάτων	S^{-2} [mg/L] μετά από 15' ανάδευση	pH μετά από 15' ανάδευσης	°C μετά από 15' ανάδευσης	Μείωση (%) μετά από 15'
—	—	0,129	7,89	22	0%
1:1000 (2 mL)	5,87	0,11	7,83	22	14,72%
1:1000 (4 mL)	11,61	0,112	7,74	22	13,17%

Ferrisol 140 mL/200mL λυμάτων (αραίωση Ferrisol)	mg $FeCl_3/L$ λυμάτων	S^{-2} [mg/L] μετά από 3,5 ώρες καθίζησης	pH μετά από 3,5 ώρες καθίζησης	°C μετά από 3,5 ώρες καθίζησης	Μείωση (%) στις 3,5 ώρες καθίζησης
—	—	0,101	7,89	22	21.705%
1:1000 (2 mL)	5,87	0,099	7,83	22	23.25%
1:1000 (4 mL)	11,61	0,092	7,74	22	28.68%



Σχήμα 8.1. : Μείωση των διαλυμένων S^{-2} με προσθήκη 5,87 mg $FeCl_3/L$ και με 11,61 mg $FeCl_3/L$

Από το πείραμα αυτό παρατηρούμε ότι η μείωση των σουλφιδίων S^{-2} δεν είναι ιδιαίτερα ικανοποιητική με την προσθήκη των παραπάνω ποσοτήτων $FeCl_3$. Είναι πολύ μικρές οι συγκεκριμένες ποσότητες για να επιτύχουν την κατακρήμνιση του υδρόθειου (H_2S) που έχει παραχθεί. Επίσης το pH των λυμάτων παραμένει στην αλκαλική περιοχή (7,74 – 7,83).

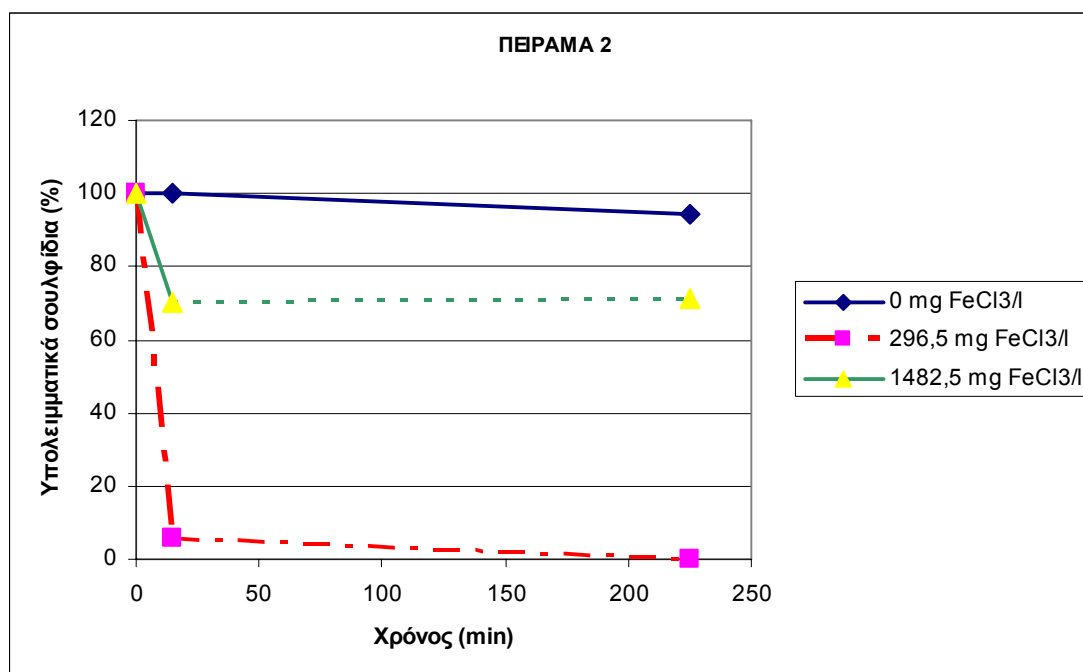
2^ο Πείραμα Ημερομηνία 12/05/06

Στο παρακάτω πείραμα εξετάστηκε η επίδραση του $FeCl_3$ στην απομάκρυνση των διαλυμένων S^{-2} στα λύματα μετά από 15' ανάδευσης και στη συνέχεια 3,5 h καθίζησης. Εξετάστηκαν οι τελικές συγκεντρώσεις 296,5 και 1482,5 mg $FeCl_3 /L$ λυμάτων. Στον πίνακα 8.3. φαίνεται τόσο η ποσότητα που προστέθηκε από το αντιδραστήριο Ferrisol 140, όσο και η μείωση των S^{-2} (Σχήμα 8.2.).

Πίνακας 8.3. : Αποτελέσματα μείωσης των σουλφιδίων με προσθήκη 296,5 και 1482,5 mg $FeCl_3 /L$ λυμάτων.

Ferrisol 140 mL/200mL λυμάτων	mg $FeCl_3/L$ λυμάτων	S^{-2} [mg/L] μετά από 15' ανάδευση	pH μετά από 15' ανάδευσης	°C μετά από 15' ανάδευσης	Μείωση (%) μετά από 15'
—	—	0,095	7,68	22,5	0%
0,1 mL	296,5	0,005	5,63	24,2	94,73%
0,5 mL	1482,5	0,043	2,32	26	54,73%

Ferrisol 140 mL/200mL λυμάτων	mg $FeCl_3$ /L λυμάτων	S^{-2} [mg/L] μετά από 3,5 ώρες καθίζησης	pH μετά από 3,5 ώρες καθίζησης	°C μετά από 3,5 ώρες καθίζησης	μείωση (%) στις 3,5 ώρες καθίζησης
—	—	0,079	7,55	23,4	16,84%
0,1 mL	296,5	0	5,53	24,2	100%
0,5 mL	1482,5	0,05	2,34	24	47,36%



Σχήμα 8.2. : Μείωση των S^{-2} με προσθήκη 296,5 mg $FeCl_3$ /L και με 1482,5 mg $FeCl_3$ /L

Από το πείραμα αυτό παρατηρούμε ότι η μείωση των σουλφιδίων S^{-2} στα λύματα ήταν ιδιαίτερα ικανοποιητική με την προσθήκη 296,5 mg $FeCl_3$ /L. Η ποσότητα αυτή του σιδήρου μπορεί να επιτύχει πλήρη δέσμευση του υδρόθειου (H_2S) που έχει παραχθεί μετά από καθίζηση 3,5 ωρών σε pH 5,53. Αντίθετα με την προσθήκη της υψηλότερης ποσότητας 1482,5 mg $FeCl_3$ /L η δέσμευση του υδρόθειου (H_2S) δεν είναι ικανοποιητική μια και δεσμεύει μόνο το 47,36% μετά από 3,5 ώρες καθίζησης.

3^ο Πείραμα

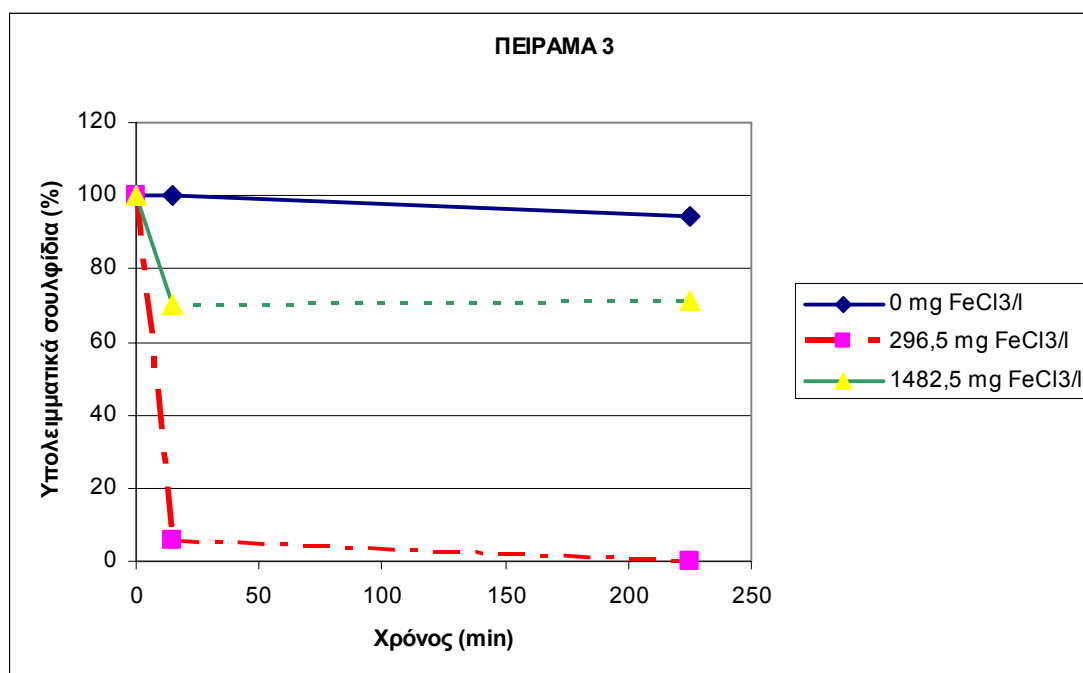
Ημερομηνία 17/05/06

Στο παρακάτω πείραμα επαναλήφθηκαν οι συνθήκες της 12/05/06. Έτσι εξετάστηκε η επίδραση του $FeCl_3$ στην απομάκρυνση των διαλυμένων S^{-2} στα λύματα μετά από 15' ανάδευσης και στη συνέχεια 3,5 h καθίζησης. Εξετάστηκαν οι τελικές συγκεντρώσεις 296,5 και 1482,5 mg $FeCl_3$ /L λυμάτων. Στο πίνακα 8.4. φαίνεται τόσο η ποσότητα που προστέθηκε από το αντιδραστήριο Ferrisol 140, όσο και η μείωση των S^{-2} που επιτεύχθηκε (Σχήμα 8.3.).

Πίνακας 8.4. : Αποτελέσματα μείωσης των σουλφιδίων με προσθήκη 296,5 και 1482,5 mg $FeCl_3/L$ λυμάτων.

Ferrisol 140 mL/200mL λυμάτων	mg $FeCl_3/L$ λυμάτων	S^{-2} [mg/L] μετά από 15' ανάδευση	pH μετά από 15' ανάδευσης	°C μετά από 15' ανάδευσης	Μείωση(%) μετά από 15'
—	—	0,083	8	22,2	0%
0,1 mL	296,5	0	5,45	22,4	100%
0,5 mL	1482,5	0,042	2,44	22,7	49,39%

Ferrisol 140 mL/200mL λυμάτων	mg $FeCl_3/L$ λυμάτων	S^{-2} [mg/L] μετά από 3,5 ώρες καθίζησης	pH μετά από 3,5 ώρες καθίζησης	°C μετά από 3,5 ώρες καθίζησης	Μείωση (%) στις 3,5 ώρες καθίζησης
—	—	0,064	7,78	23,1	22,89%
0,1 mL	296,5	0	5,53	23,1	100%
0,5 mL	1482,5	0,039	2,33	23,1	96,18%



Σχήμα 8.3. : Μείωση των S^{-2} με προσθήκη 296,5 mg $FeCl_3/L$ και με 1482,5 mg $FeCl_3/L$

Από το πείραμα αυτό παρατηρούμε ότι η ιδιαίτερα ικανοποιητική μείωση των σουλφιδίων S^{-2} στα λύματα με την προσθήκη 296,5 mg $FeCl_3/L$ είναι επαναλήψιμη. Η ποσότητα αυτή του σιδήρου μπορεί να επιτύχει πλήρης δέσμευση του υδρόθειου (H_2S) στα ανεπεξέργαστα λύματα που έχει παραχθεί μετά από καθίζηση 3,5 ωρών. Το pH των λυμάτων μεταβλήθηκε πάλι στην ελαφρά όξινη περιοχή (pH 5,53). Ενώ με την προσθήκη πενταπλάσιας

ποσότητας 1482,5 mg $FeCl_3/L$ η δέσμευση του υδρόθειου (H_2S) μετά από 15' ανάδευσης είναι μόνο 49,39%.

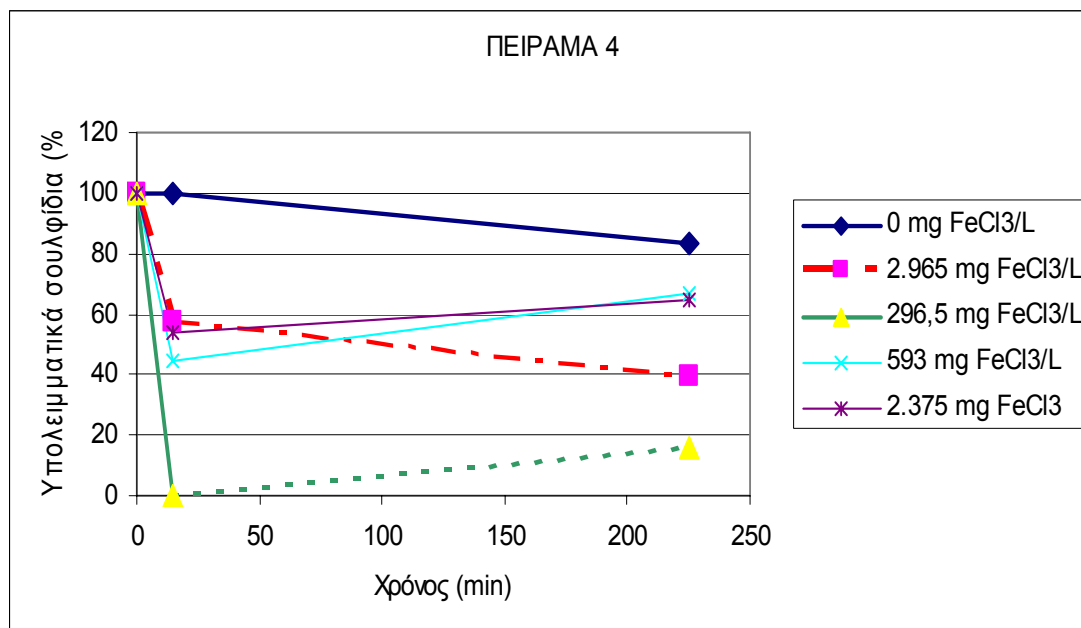
4^ο Πείραμα Ημερομηνία 19/05/06

Στο παρακάτω πείραμα εξετάστηκε η επίδραση του $FeCl_3$ στην απομάκρυνση των διαλυμένων S^{2-} στα λύματα μετά από 15' ανάδευσης και στη συνέχεια 3,5 h καθίζησης. Εξετάστηκαν οι τελικές συγκεντρώσεις 2965, 296,5, 593 και 2375 mg $FeCl_3/L$ λυμάτων. Στον πίνακα 8.5. φαίνεται τόσο η ποσότητα που προστέθηκε από το αραιωμένο ή μη αντιδραστήριο Ferrisol 140, όσο και η μείωση των S^{2-} που επιτεύχθηκε (Σχήμα 8.4.)

Πίνακας 8.5. : Αποτελέσματα μείωσης των σουλφιδίων με προσθήκη 2965 , 296,5 , 593 και 2375 $FeCl_3$ mg/L λυμάτων.

Ferrisol 140 mL/200mL λυμάτων (αραίωση Ferrisol)	mg $FeCl_3/L$ λυμάτων	S^{2-} [mg/L] μετά από 15' ανάδευση	pH μετά από 15' ανάδευσης	°C μετά από 15' ανάδευσης	Μείωση (%) μετά από 15'
—	—	0,097	7,72	22,8	0%
1 mL	2.965	0,041	2,33	23	57,73%
0,1 mL	296,5	0	5,02	23,1	100%
0,2 mL	593	0,054	2,9	23,9	44,32%
4 mL (1:4)	2.375	0,045	2,23	23,6	53,60%

Ferrisol 140 mL/200mL λυμάτων (αραίωση Ferrisol)	mg $FeCl_3/L$ λυμάτων	S^{2-} [mg/L] μετά από 3,5 ώρες καθίζησης	pH μετά από 3,5 ώρες καθίζησης	°C μετά από 3,5 ώρες καθίζησης	Μείωση (%) στις 3,5 ώρες καθίζησης
—	—	0,081	7,15	23,3	16,49%
1 mL	2.965	0,038	3,66	23,3	60,82%
0,1 mL	296,5	0,015	5,15	23,4	84,53%
0,2 mL	593	0,065	2,87	23,6	32,98%
4 mL (1:4)	2.375	0,064	2,15	23,6	34,02%



Σχήμα 8.4.: Μείωση των S^{-2} με προσθήκη 2965 mg $FeCl_3/L$, με 296,5 mg $FeCl_3/L$, με 593 mg $FeCl_3/L$ και με 2375 mg $FeCl_3/L$

Η δέσμευση του υδρόθειου στο παραπάνω πείραμα με την προσθήκη 296,5 mg $FeCl_3/L$ ήταν πλήρης ακόμα και μετά από τα 15' ανάδευσης, το αντιδραστήριο του Ferrisol 140 στο συγκεκριμένο πείραμα έδρασε ιδιαίτερα γρήγορα.

Μετά όμως την μέτρηση των 3,5 ωρών καθίζησης υπάρχει ένα μικρό ποσοστό σουλφιδίων 0,015 mg/l λυμάτων που ενδέχεται να μετρήθηκε παρόλα αυτά στο συγκεκριμένο δείγμα λυμάτων είχε πάλι την καλύτερη απόδοση. Η προσθήκη των άλλων συγκεντρώσεων δεν έχουν ικανοποιητικά αποτελέσματα δέσμευσης του διαλυμένου στα λύματα υδρόθειου.

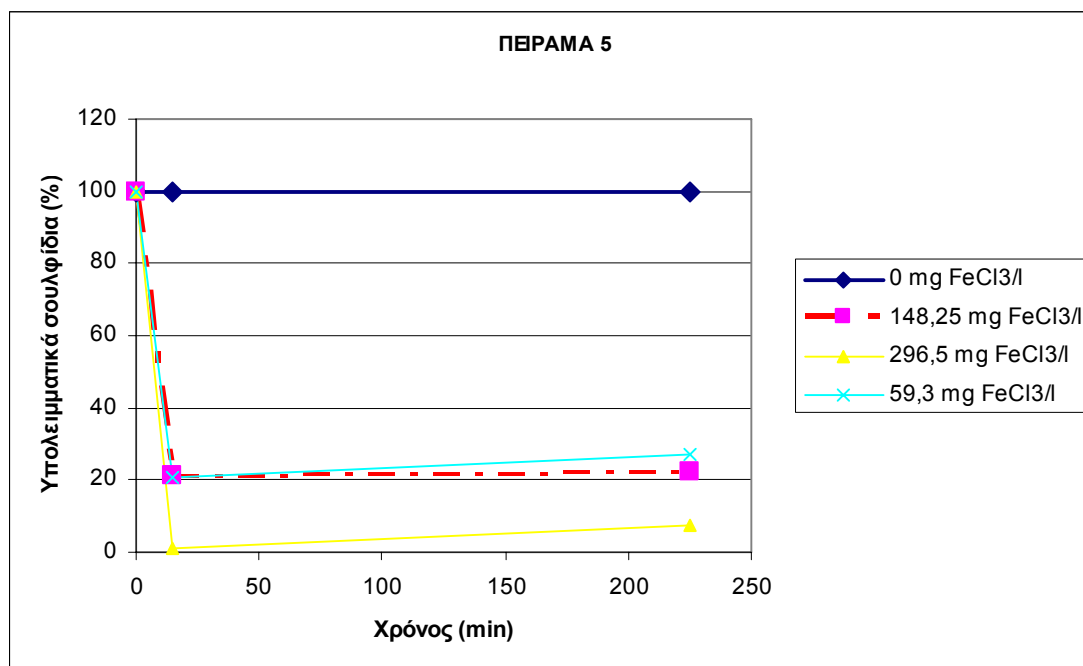
5^ο Πείραμα Ημερομηνία 24/05/06

Στο παρακάτω πείραμα εξετάστηκε η επίδραση του $FeCl_3$ στην απομάκρυνση των διαλυμένων S^{-2} στα λύματα μετά από 15' ανάδευσης και στη συνέχεια 3,5 h καθίζησης. Εξετάστηκαν οι τελικές συγκεντρώσεις 1482,5, 296,5 και 59,3 mg $FeCl_3/L$ λυμάτων. Στον πίνακα 8.6. φαίνεται τόσο η ποσότητα που προστέθηκε από το αραιωμένο αντιδραστήριο Ferrisol 140, όσο και η μείωση των S^{-2} που επιτεύχθηκε (Σχήμα 8.5.)

Πίνακας 8.6. : Αποτελέσματα μείωσης των σουλφιδίων με προσθήκη 148,25 , 296,5 και 59,3 $FeCl_3$ mg/L λυμάτων.

Ferrisol 140 mL/200mL λυμάτων (αραίωση Ferrisol)	mg $FeCl_3$ /L λυμάτων	S^{-2} [mg/L] μετά από 15' ανάδευση	pH μετά από 15' ανάδευσης	$^{\circ}C$ μετά από 15' ανάδευσης	Μείωση (%) μετά από 15'
—	—	0,121	7,8	22,4	0%
1 mL (1:1)	148,25	0,026	6,9	22,5	78,51%
0,1 mL	296,5	0,001	6,25	21,9	99,17%
0,1 mL (1:4)	59,3	0,025	6,91	23,1	79,33%

Ferrisol 140 mL/200mL λυμάτων (αραίωση Ferrisol)	mg $FeCl_3$ /L λυμάτων	S^{-2} [mg/L] μετά από 3,5 ώρες καθίζησης	pH μετά από 3,5 ώρες καθίζησης	$^{\circ}C$ μετά από 3,5 ώρες καθίζησης	Μείωση (%) στις 3,5 ώρες καθίζησης
—	—	0,13	7,69	24,2	0%
1 mL (1:1)	148,25	0,027	6,9	23,4	77,68%
0,1 mL	296,5	0,009	6,44	23,7	92,56%
0,1 mL (1:4)	59,3	0,033	7,1	24,4	72,72%



Σχήμα 8.5. : Μείωση των S^{-2} με προσθήκη 148,5 mg $FeCl_3/L$, με 296,5 mg $FeCl_3/L$ και με 59,3 mg $FeCl_3/L$

Με την προσθήκη των παραπάνω συγκεντρώσεων $FeCl_3$ (που είναι χαμηλότερες από αυτές του 296,5 mg $FeCl_3/L$) τα αποτελέσματα είναι ικανοποιητικότερα αυτών με μεγαλύτερη συγκέντρωση από 296,5 mg $FeCl_3/L$ λόγω του ότι πλησιάζουν δέσμευση του υδρόθειου της τάξης του 72% – 78% παρόλο που και σ' αυτό το πείραμα παρατηρείται ότι η τιμή 296,5 mg $FeCl_3/L$ είναι αυτή που δεσμεύει το περισσότερο υπάρχον υδρόθειο.

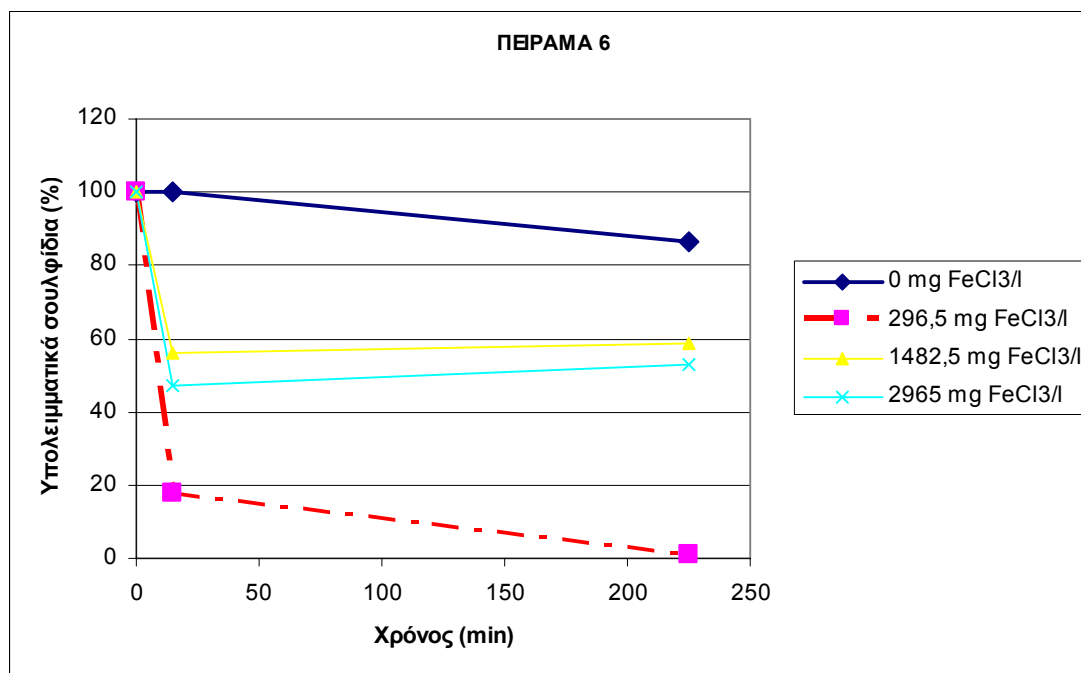
6^ο Πείραμα Ημερομηνία 30/05/06

Στο παρακάτω πείραμα εξετάστηκε η επίδραση του $FeCl_3$ στην απομάκρυνση των διαλυμένων S^{2-} στα λύματα μετά από 15' ανάδευσης και στη συνέχεια 3,5 h καθίζησης. Εξετάστηκαν οι τελικές συγκεντρώσεις 296,5, 1482,5 και 2965 mg $FeCl_3/L$ λυμάτων, οι οποίες είχαν επανεξεταστεί στα πειράματα 3 -5. Στον πίνακα 8.7. φαίνεται τόσο η ποσότητα που προστέθηκε από το αραιωμένο και μη αντιδραστήριο Ferrisol 140, όσο και η μείωση των S^{2-} που επιτεύχθηκε (Σχήμα 8.6.)

Πίνακας 8.7. : Αποτελέσματα μείωσης των σουλφιδίων με προσθήκη 296,5 , 1482,5 και 2965 $FeCl_3$ mg/L λυμάτων.

Ferrisol 140 mL/200mL λυμάτων (αραίωση Ferrisol)	mg $FeCl_3/L$ λυμάτων	S^{2-} [mg/L] μετά από 15' ανάδευση	pH μετά από 15' ανάδευσης	°C μετά από 15' ανάδευσης	Μείωση (%) μετά από 15'
—	—	0,087	7,73	21,6	0%
0,1 mL	296,5	0,013	5,58	22,5	82,05%
0,5 mL	1482,5	0,049	2,27	22	43,67%
2 mL (1:1)	2965	0,041	2,17	22,1	52,87%

Ferrisol 140 mL/200mL λυμάτων (αραίωση Ferrisol)	mg $FeCl_3/L$ λυμάτων	S^{2-} [mg/L] μετά από 3,5 ώρες καθίζησης	pH μετά από 3,5 ώρες καθίζησης	°C μετά από 3,5 ώρες καθίζησης	Μείωση (%) στις 3,5 ώρες καθίζησης
—	—	0,075	7,62	20,8	13,79%
0,1 mL	296,5	0,001	6,15	22,3	98,85%
0,5 mL	1482,5	0,051	2,19	20,6	41%
2 mL (1:1)	2965	0,046	2,11	21,1	47,12%



Σχήμα 8.6. : Μείωση των S^{-2} με προσθήκη 296,5 mg $FeCl_3/L$, με 1482,5 mg $FeCl_3/L$, και με 2965 mg $FeCl_3/L$

Στο πείραμα αυτό επιβεβαιώθηκαν τα αποτελέσματα των προηγούμενων πειραμάτων, δηλαδή ότι μόνο το δείγμα που περιέχει 296,5 mg $FeCl_3/L$ λυμάτων έχει την καλύτερη απόδοση. Αυτό το δείγμα τοποθετείται σε κώνο Imhoff (1.000 L) (βλ. εικόνες 8.7., 8.8.) για τον υπολογισμό του όγκου λάσπης SV. Ο όγκος λάσπης μετά τις 3,5 ώρες καθίζησης ήταν 53 mL/L.

Από το πείραμα αυτό παρατηρούμε ότι η μείωση των σουλφιδίων S^{-2} ήταν ιδιαίτερα ικανοποιητική με την προσθήκη 296,5 mg $FeCl_3/L$. Η ποσότητα αυτή του σιδήρου μπορεί να επιτύχει πλήρη δέσμευση του υδρόθειου (H_2S) που έχει παραχθεί μετά από καθίζηση 3,5 ωρών (98,85%). Ενώ με την προσθήκη των υπόλοιπων συγκεντρώσεων $FeCl_3$ η δέσμευση του υδρόθειου (H_2S) δεν είναι ικανοποιητική ούτε και μετά την καθίζηση των λυμάτων για 3,5 ώρες (41-47%).



Εικόνα 8.7. : 1L λυμάτων με 296,5 mg $FeCl_3$ /L σε κώνο Imhoff μετά από ~ 30 min καθίζηση.



Εικόνα 8.8. : 1L λυμάτων με 296,5 mg $FeCl_3$ /L σε κώνο Imhoff μετά από 3,5 ώρες καθίζησης.

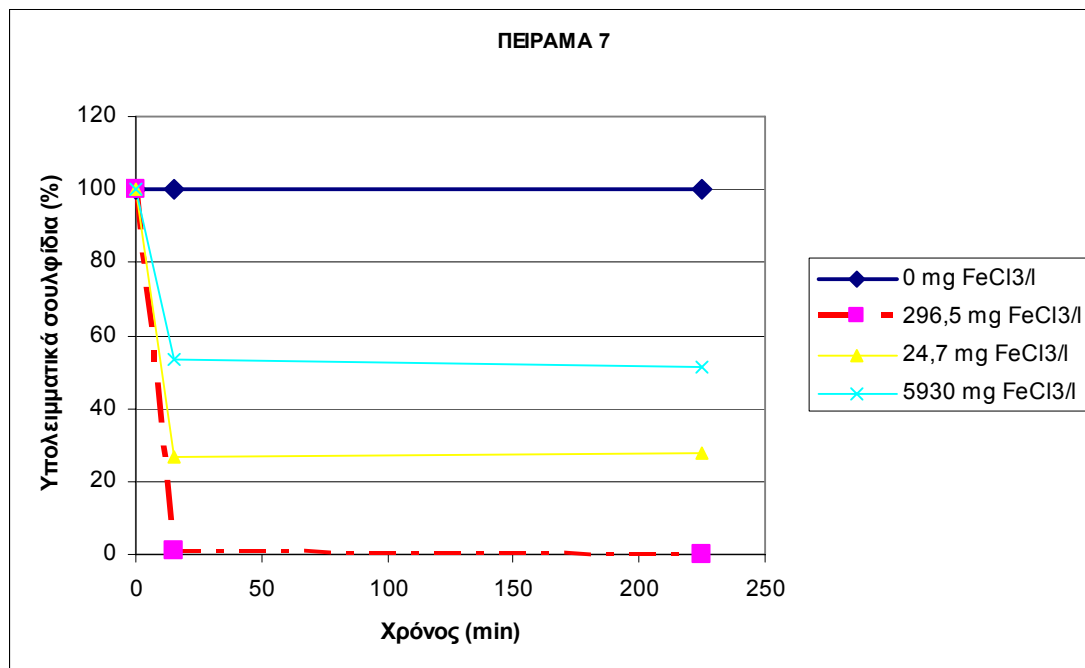
7^ο Πείραμα Ημερομηνία 06/06/06

Στο παρακάτω πείραμα εξετάστηκε η επίδραση του $FeCl_3$ στην απομάκρυνση των διαλυμένων S^{-2} στα λύματα μετά από 15' ανάδευσης και στη συνέχεια 3,5 h καθίζησης. Εξετάστηκαν οι τελικές συγκεντρώσεις 24,7, 296,5 και 5930 mg $FeCl_3/L$ λυμάτων. Στον πίνακα 8.8. φαίνεται τόσο η ποσότητα που προστέθηκε από το αραιωμένο και μη αντιδραστήριο Ferrisol 140, όσο και η μείωση των S^{-2} που επιτεύχθηκε (Σχήμα 8.9.)

Πίνακας 8.8. : Αποτελέσματα μείωσης των σουλφιδίων με προσθήκη 24,7, 296,5 και 5930 $FeCl_3$ mg/L λυμάτων.

Ferrisol 140 mL/200mL λυμάτων (αραίωση Ferrisol)	mg $FeCl_3/L$ λυμάτων	S^{-2} [mg/L] μετά από 15' ανάδευση	pH μετά από 15' ανάδευσης	°C μετά από 15' ανάδευσης	Μείωση (%) μετά από 15'
—	—	0,09	7,8	21,5	0%
0,1 mL	296,5	0,001	6,29	22,1	98,89%
0,1 mL (1:11)	24,7	0,024	7,16	21	73,33%
2 mL	5930	0,048	2,05	21,3	46,66%

Ferrisol 140 mL/200mL λυμάτων (αραίωση Ferrisol)	mg $FeCl_3/L$ λυμάτων	S^{-2} [mg/L] μετά από 3,5 ώρες καθίζησης	pH μετά από 3,5 ώρες καθίζησης	°C μετά από 3,5 ώρες καθίζησης	Μείωση (%) στις 3,5 ώρες καθίζησης
—	—	0,097	7,67	21	0%
0,1 mL	296,5	0	6,39	21,5	100%
0,1 mL (1:11)	24,7	0,025	7,19	21,3	72,22%
2 mL	5930	0,046	2,07	21,3	48,88%



Σχήμα 8.9. : Μείωση των S^{2-} με προσθήκη 24,7 mg $FeCl_3/L$, με 296,5 mg $FeCl_3/L$ και με 5939 mg $FeCl_3/L$

Στο πείραμα αυτό μόνο το δείγμα που περιέχει απόβλητα με 296,5 mg $FeCl_3/L$ τοποθετείται σε κώνο Imhoff (βλ. σχήμα 8.7., 8.8.). Ο όγκος λάσπης μετά τις 3,5 ώρες καθίζησης ήταν 47 mL/L λυμάτων.

Από το πείραμα αυτό επιβεβαιώνουμε και πάλι ότι η μείωση των σουλφιδίων S^{2-} ήταν 100% με την προσθήκη 296,5 mg $FeCl_3/L$. Η ποσότητα αυτή του σιδήρου μπορεί να επιτύχει πλήρη δέσμευση του υδρόθειου (H_2S) που έχει παραχθεί μετά από καθίζηση 3,5 ωρών. Επίσης με την προσθήκη 24,7 mg $FeCl_3/L$ η δέσμευση του υδρόθειου (H_2S) είναι αρκετά ικανοποιητική μια και το ποσοστό δέσμευσης του υδρόθειου είναι 72,22 %, ενώ η προσθήκη 5.930 mg $FeCl_3/L$ επιφέρει μόνο 48,88% μείωση των S^{2-} μετά την καθίζηση των λυμάτων για 3,5 ώρες.

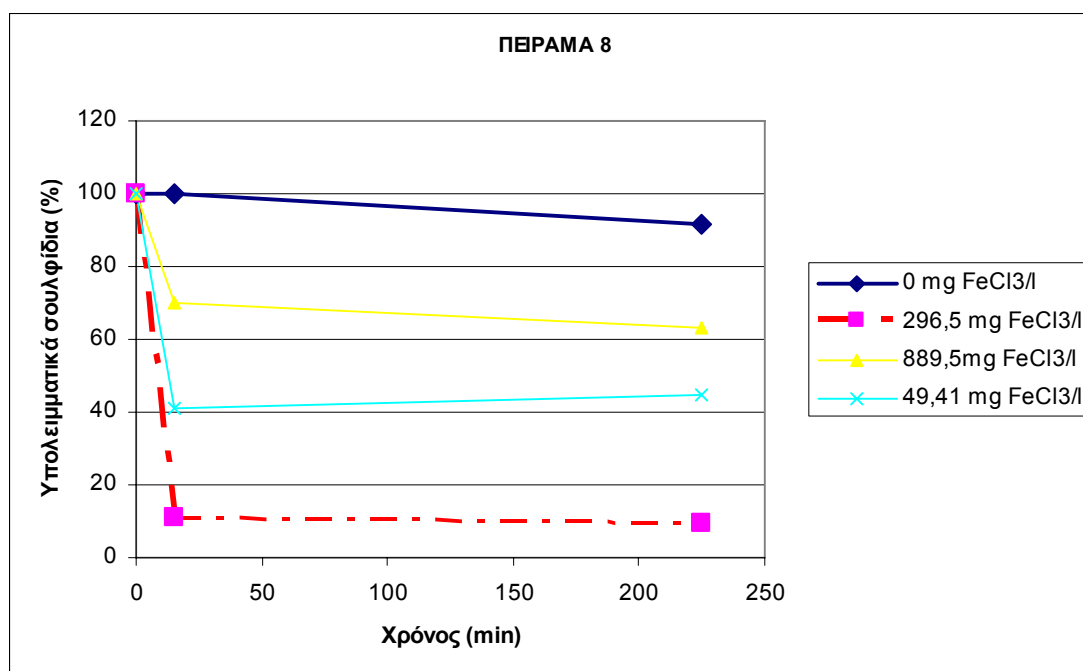
8^ο Πείραμα Ημερομηνία 15/06/06

Στο παρακάτω πείραμα εξετάστηκε η επίδραση του $FeCl_3$ στην απομάκρυνση των διαλυμένων S^{2-} στα λύματα μετά από 15' ανάδευσης και στη συνέχεια 3,5 h καθίζησης. Εξετάστηκαν οι τελικές συγκεντρώσεις 49,41, 296,5 και 889,5 mg $FeCl_3/L$ λυμάτων. Στον πίνακα 8.9. φαίνεται τόσο η ποσότητα που προστέθηκε από το αραιωμένο και μη αντιδραστήριο Ferrisol 140, όσο και η μείωση των S^{2-} που επιτεύχθηκε (Σχήμα 8.10.).

Πίνακας 8.9. : Αποτελέσματα μείωσης των σουλφιδίων με προσθήκη 296,5 , 889,5 και 49,1 $FeCl_3$ mg/L λυμάτων.

Ferrisol 140 mL/200mL λυμάτων (αραίωση Ferrisol)	mg $FeCl_3$ /L λυμάτων	S^{-2} [mg/L] μετά από 15' ανάδευση	pH μετά από 15' ανάδευσης	$^{\circ}C$ μετά από 15' ανάδευσης	Μείωση (%) μετά από 15'
—	—	0,127	7,71	22	0%
0,1 mL	296,5	0,014	6,85	22,4	88,98%
0,3 mL	889,5	0,089	2,46	21,6	29,92%
0,1 mL (1:5)	49,41	0,052	6,89	22,6	59,05%

Ferrisol 140 mL/200mL λυμάτων (αραίωση Ferrisol)	mg $FeCl_3$ /L λυμάτων	S^{-2} [mg/L] μετά από 3,5 ώρες καθίζησης	pH μετά από 3,5 ώρες καθίζησης	$^{\circ}C$ μετά από 3,5 ώρες καθίζησης	Μείωση (%) στις 3,5 ώρες καθίζησης
—	—	0,116	7,45	21,8	8,66%
0,1 mL	296,5	0,012	6,79	21,9	90,55%
0,3 mL	889,5	0,08	2,44	21,7	37,00%
0,1 mL (1:5)	49,41	0,057	6,94	21,8	55,11%



Σχήμα 8.10. : Μείωση των S^{-2} με προσθήκη 296,5 mg $FeCl_3/L$, με 889,5 mg $FeCl_3/L$ και με 49,41 mg $FeCl_3/L$

Στο πείραμα αυτό μετρήθηκε πάλι ο όγκος λάσπης στο δείγμα με 296,5 mg $FeCl_3/L$ σε κώνο Imhoff, ο οποίος ήταν μετά τις 3,5 ώρες καθίζησης 44 mL/L λυμάτων.

Και σε αυτό το πείραμα παρατηρούμε ότι η μείωση των σουλφιδίων S^{2-} ήταν ιδιαίτερα ικανοποιητική με την προσθήκη 296,5 mg $FeCl_3/L$. Σε αυτό το πείραμα η ποσότητα αυτή του σιδήρου μπορεί να επιτύχει δέσμευση του υδρόθειου (H_2S) που έχει παραχθεί μετά από καθίζηση 3,5 ωρών κατά ένα ποσοστό 90,5%. Ενώ με την προσθήκη των υπόλοιπων συγκεντρώσεων $FeCl_3$ η δέσμευση του υδρόθειου (H_2S) δεν είναι ιδιαίτερα ικανοποιητική ούτε και μετά την καθίζηση των λυμάτων για 3,5 ώρες, κυμαινόταν από 37%-55%.

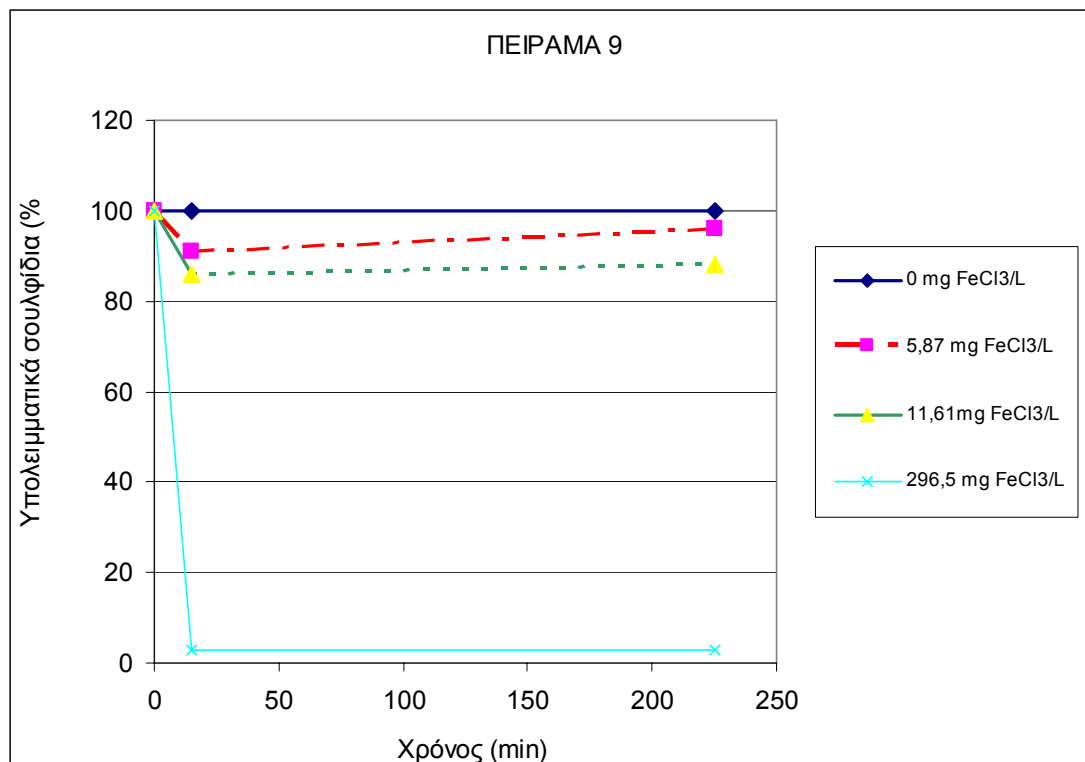
9^ο Πείραμα Ημερομηνία 23/06/2006

Στο παρακάτω πείραμα εξετάστηκε η επίδραση του $FeCl_3$ στην απομάκρυνση των διαλυμένων S^{2-} στα λύματα μετά από 15' ανάδευσης και στη συνέχεια 3,5 h καθίζησης. Εξετάστηκαν οι τελικές συγκεντρώσεις 5,87, 11,61 και 296,5 mg $FeCl_3 /L$ λυμάτων. Στον πίνακα 8.10. φαίνεται τόσο η ποσότητα που προστέθηκε από το αραιωμένο αντιδραστήριο Ferrisol 140, όσο και η μείωση των S^{2-} που επιτεύχθηκε (Σχήμα 8.11.)

Πίνακας 8.10. : Αποτελέσματα μείωσης των σουλφιδίων με προσθήκη 5,87 , 11,61 και 296,5 $FeCl_3$ mg/L λυμάτων.

Ferrisol 140 mL/200mL λυμάτων (αραίωση Ferrisol)	mg $FeCl_3/L$ λυμάτων	S^{2-} [mg/L] μετά από 15' ανάδευση	pH μετά από 15' ανάδευσης	°C μετά από 15' ανάδευσης	Μείωση (%) μετά από 15'
—	—	0,1	7,84	19,2	0%
2 mL (1:1000)	5,87	0,091	7,8	19,1	9%
4 mL (1:1000)	11,61	0,086	7,77	19,5	14%
0,1 mL	296,5	0,003	6,16	19,4	97%

Ferrisol 140 mL/200mL λυμάτων (αραίωση Ferrisol)	mg $FeCl_3/L$ λυμάτων	S^{2-} [mg/L] μετά από 3,5 ώρες καθίζησης	pH μετά από 3,5 ώρες καθίζησης	°C μετά από 3,5 ώρες καθίζησης	Μείωση (%) στις 3,5 ώρες καθίζησης
—	—	0,096	7,76	19,6	4%
2 mL (1:1000)	5,87	0,088	7,77	19,5	12,00%
4 mL (1:1000)	11,61	0,087	7,68	19,6	13,00%
0,1 mL	296,5	0,003	6,34	19,5	97,00%



Σχήμα 8.11. : Μείωση των S^{-2} με προσθήκη 5,87 mg $FeCl_3/L$, με 11,61 mg $FeCl_3/L$ και με 296,5 mg $FeCl_3/L$

Από το πείραμα αυτό παρατηρούμε ότι η μείωση των σουλφιδίων S^{-2} είναι ιδιαίτερα ικανοποιητική με την προσθήκη 296,5 mg $FeCl_3/L$ (97%). Αντίθετα με την προσθήκη των υπόλοιπων συγκεντρώσεων $FeCl_3$ η δέσμευση του υδρόθειου (H_2S) δεν είναι ικανοποιητική ούτε και μετά την καθίζηση των λυμάτων για 3,5 ώρες. Η μέγιστη κυμαινόμενη από 12-13%, ενώ στο πείραμα από 10/05/06 κυμάνθηκε από 23-28,7%.

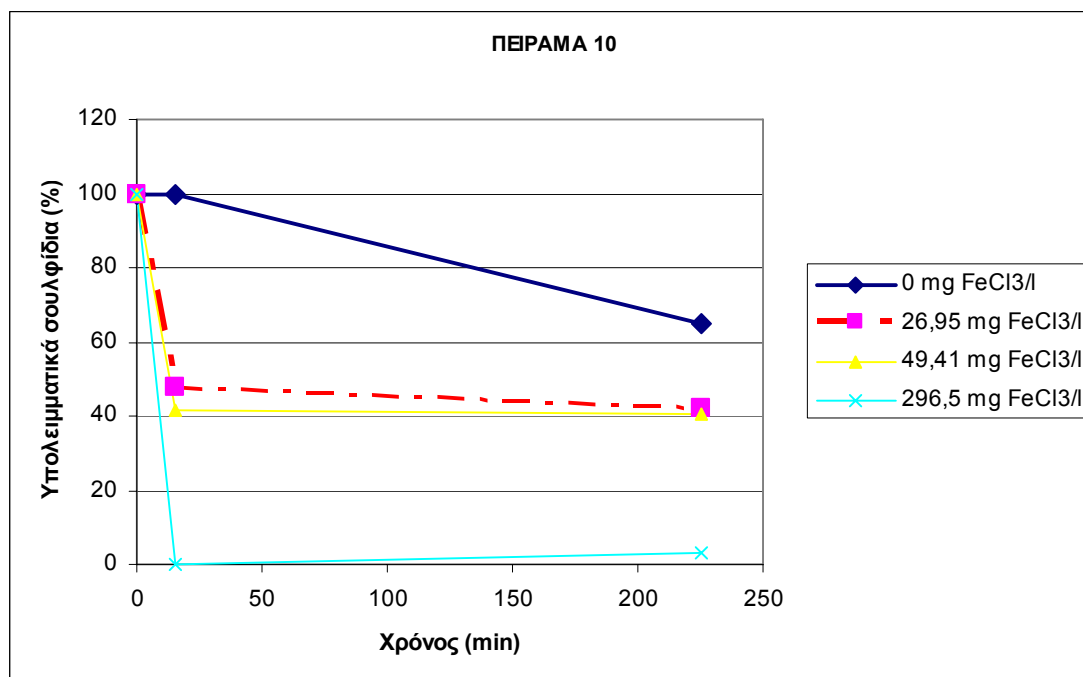
10^ο Πείραμα Ημερομηνία 27/06/2006

Στο παρακάτω πείραμα εξετάστηκε η επίδραση του $FeCl_3$ στην απομάκρυνση των διαλυμένων S^{-2} στα λύματα μετά από 15' ανάδευσης και στη συνέχεια 3,5 h καθίζησης. Εξετάστηκαν οι τελικές συγκεντρώσεις 26,95, 49,41 και 296,5 mg $FeCl_3 /L$ λυμάτων. Οι συγκεντρώσεις αυτές είχαν εν μέρει ελεγχθεί και σε προηγούμενα πειράματα. Στον πίνακα 8.11. φαίνεται τόσο η ποσότητα που προστέθηκε από το αραιωμένο και μη αντιδραστήριο Ferrisol 140, όσο και η μείωση των S^{-2} που επιτεύχθηκε (Σχήμα 8.12.)

Πίνακας 8.11. : Αποτελέσματα μείωσης των σουλφιδίων με προσθήκη 26,95 , 49,41 και 296,5 mg $FeCl_3/L$ λυμάτων.

Ferrisol 140 mL/200mL λυμάτων (αραίωση Ferrisol)	mg $FeCl_3/L$ λυμάτων	S^{-2} [mg/L] μετά από 15' ανάδευση	pH μετά από 15' ανάδευσης	$^{\circ}C$ μετά από 15' ανάδευσης	Μείωση (%) μετά από 15'
—	—	0,123	7,46	24	0%
0,1 mL (1:10)	26,95	0,059	7,33	23,6	52,03%
0,1 mL (1:5)	49,41	0,051	7,26	24,3	58,53%
0,1 mL	296,5	0	4,72	24	100%

Ferrisol 140 mL/200mL λυμάτων (αραίωση Ferrisol)	mg $FeCl_3/L$ λυμάτων	S^{-2} [mg/L] μετά από 3,5 ώρες καθίζησης	pH μετά από 3,5 ώρες καθίζησης	$^{\circ}C$ μετά από 3,5 ώρες καθίζησης	Μείωση (%) στις 3,5 ώρες καθίζησης
—	—	0,08	7,56	23,3	34,95%
0,1 mL (1:10)	26,95	0,052	7,53	23,1	58%
0,1 mL (1:5)	49,41	0,05	7,42	23,4	59,34%
0,1 mL	296,5	0,004	5,12	23,2	97%



Σχήμα 8.12. : Μείωση των S^{-2} με προσθήκη 26,95 mg $FeCl_3/L$, 49,41 mg $FeCl_3/L$ και με 296,5 mg $FeCl_3/L$

Στο πείραμα αυτό επιβεβαιώνεται ότι η μείωση των σουλφιδίων S^{-2} είναι ιδιαίτερα ικανοποιητική με την προσθήκη 296,5 mg $FeCl_3/L$ (97%). Αντίθετα με την προσθήκη των υπόλοιπων συγκεντρώσεων $FeCl_3$ η δέσμευση του υδρόθειου (H_2S) δεν είναι ικανοποιητική και μετά την καθίζηση των λυμάτων για 3,5 ώρες κυμαίνεται η μείωση σε 58-59%.

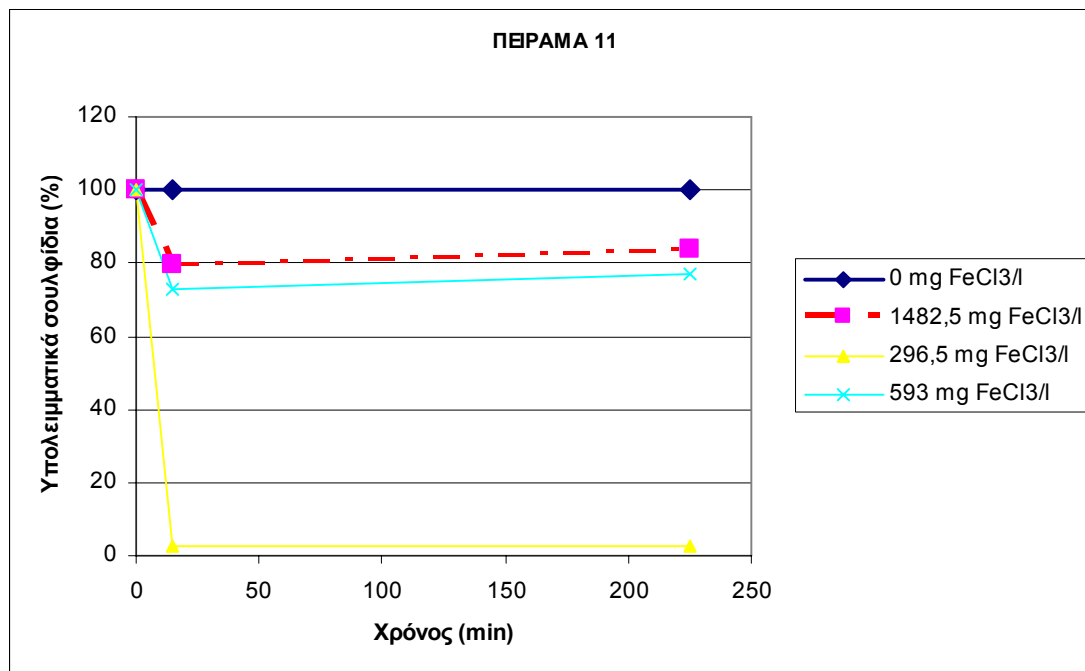
11^ο Πείραμα Ημερομηνία 24/10/2006

Στο παρακάτω πείραμα επαναλαμβάνεται η εξέταση της επίδρασης του $FeCl_3$ στην απομάκρυνση των διαλυμένων S^{-2} στα λύματα μετά από 15' ανάδευσης και στη συνέχεια 3,5 h καθίζησης. Εξετάστηκαν πάλι οι τελικές συγκεντρώσεις 1482,5, 296,5 και 593 mg $FeCl_3 /L$ λυμάτων. Στον πίνακα 8.12. φαίνεται τόσο η ποσότητα που προστέθηκε από το αντιδραστήριο Ferrisol 140, όσο και η μείωση των S^{-2} που επιτεύχθει (Σχήμα 8.13.)

Πίνακας 8.12. : Αποτελέσματα μείωσης των σουλφιδίων με προσθήκη 1482,5, 296,5 και 593 $FeCl_3$ mg/L λυμάτων.

Ferrisol 140 mL/200mL λυμάτων	mg $FeCl_3/L$ λυμάτων	S^{-2} [mg/L] μετά από 15' ανάδευση	pH μετά από 15' ανάδευσης	°C μετά από 15' ανάδευσης	Μείωση (%) μετά από 15'
—	—	0,074	7,5	23,4	0%
0,2 mL	593	0.06	2.6	25	26.92%
0,1 mL	296,5	0,002	2,3	26	97,43%
0,5 mL	1482,5	0,062	4,56	25,5	20,51%

Ferrisol 140 mL/200mL λυμάτων	mg $FeCl_3/L$ λυμάτων	S^{-2} [mg/L] μετά από 3,5 ώρες καθίζησης	pH μετά από 3,5 ώρες καθίζησης	°C μετά από 3,5 ώρες καθίζησης	Μείωση (%) στις 3,5 ώρες καθίζησης
—	—	0,078	7,55	26,5	0%
0.2 mL	593	0.057	2.57	25.2	22.97%
0,1 mL	296,5	0,002	2,29	24,7	97,29%
0,5 mL	1482,5	0,062	4,45	25,8	16,21%



Σχήμα 8.13.: Μείωση των S^{-2} με προσθήκη 1482,5 mg $FeCl_3/L$, με 296,5 mg $FeCl_3/L$ και 593 mg $FeCl_3/L$

Το πείραμα αυτό επιβεβαιώνει τα προηγούμενα αποτελέσματα. Η μείωση των σουλφιδίων S^{-2} με την προσθήκη 296,5 mg $FeCl_3/L$ ανέρχεται σε 97%. Ενώ με την προσθήκη της διπλάσιας και πενταπλάσιας συγκέντρωσης $FeCl_3$ η δέσμευση του υδρόθειου (H_2S) μειώνεται όπως και το pH και μετά την καθίζηση των λυμάτων για 3,5 ώρες η μείωση κυμαίνεται από 16-23%.

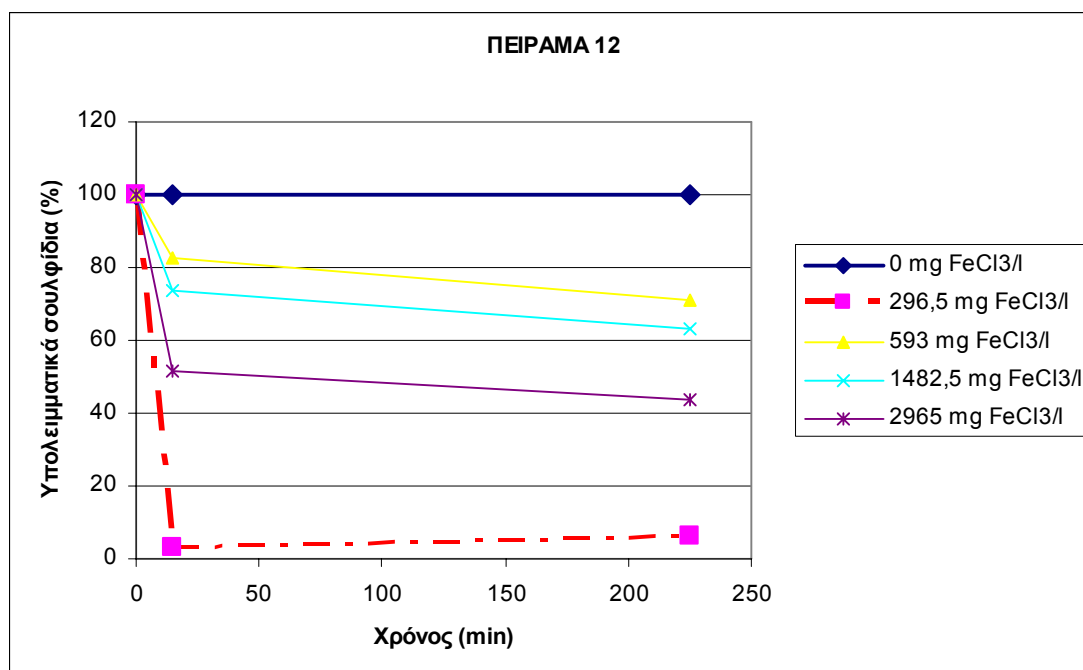
12^ο Πείραμα Ημερομηνία 30/10/2006

Στο παρακάτω πείραμα επανεξετάστηκε η επίδραση του $FeCl_3$ στην απομάκρυνση των διαλυμένων S^{-2} στα λύματα μετά από 15' ανάδευσης και στη συνέχεια 3,5 h καθίζησης. Εξετάστηκαν πάλι οι τελικές συγκεντρώσεις 296, 593, 1482,5 και 2965 mg $FeCl_3/L$ λυμάτων. Στον πίνακα 8.13. φαίνεται τόσο η ποσότητα που προστέθηκε από το αντιδραστήριο Ferrisol 140, όσο και η μείωση των S^{-2} που επιτεύχθηκε (Σχήμα 8.14.)

Πίνακας 8.13. : Αποτελέσματα μείωσης των σουλφιδίων με προσθήκη 296,5, 593 , 1482,5 και 2965 mg $FeCl_3/L$ λυμάτων.

Ferrisol 140 mL/200mL λυμάτων	mg $FeCl_3/L$ λυμάτων	S^{-2} [mg/L] μετά από 15' ανάδευση	pH μετά από 15' ανάδευσης	°C μετά από 15' ανάδευσης	Μείωση (%) μετά από 15'
—	—	0,062	7,63	23	0%
0,1 mL	296,5	0,002	5,02	21,3	96,87%
0,2 mL	593	0,053	2,93	21,6	17,19%
0,5 mL	1482,5	0,047	2,4	22	26,57%
1 mL	2965	0,033	2,34	22,3	48,43%

Ferrisol 140 mL/200mL λυμάτων	mg $FeCl_3/L$ λυμάτων	S^{-2} [mg/L] μετά από 3,5 ώρες καθίζησης	pH μετά από 3,5 ώρες καθίζησης	°C μετά από 3,5 ώρες καθίζησης	Μείωση (%) στις 3,5 ώρες καθίζησης
—	—	0,082	7,65	24,6	0%
0,1 mL	296,5	0,004	5,16	22,5	93,54%
0,2 mL	593	0,044	2,88	24,6	29,03%
0,5 mL	1482,5	0,039	2,36	24	37,09%
1 mL	2965	0,027	2,21	23,2	56,45%



Σχήμα 8.14. : Μείωση των S^{-2} με προσθήκη 296,5 mg $FeCl_3/L$, με 593 mg $FeCl_3/L$, με 1482,5 mg $FeCl_3/L$ και με 2965 mg $FeCl_3/L$

Από το πείραμα αυτό παρατηρούμε πάλι ότι η βέλτιστη μείωση των σουλφιδίων S^{-2} (93,5%) παρατηρήθηκε με την προσθήκη 296,5 mg $FeCl_3/L$. Αντίθετα με την προσθήκη των υπόλοιπων υψηλότερων συγκεντρώσεων $FeCl_3$ η δέσμευση του υδρόθειου (H_2S) δεν είναι ικανοποιητική ούτε και μετά την καθίζηση των λυμάτων για 3,5 ώρες και κυμαινόταν από 29 έως 56,5%.

13^ο Πείραμα Ημερομηνία 22/11/2006

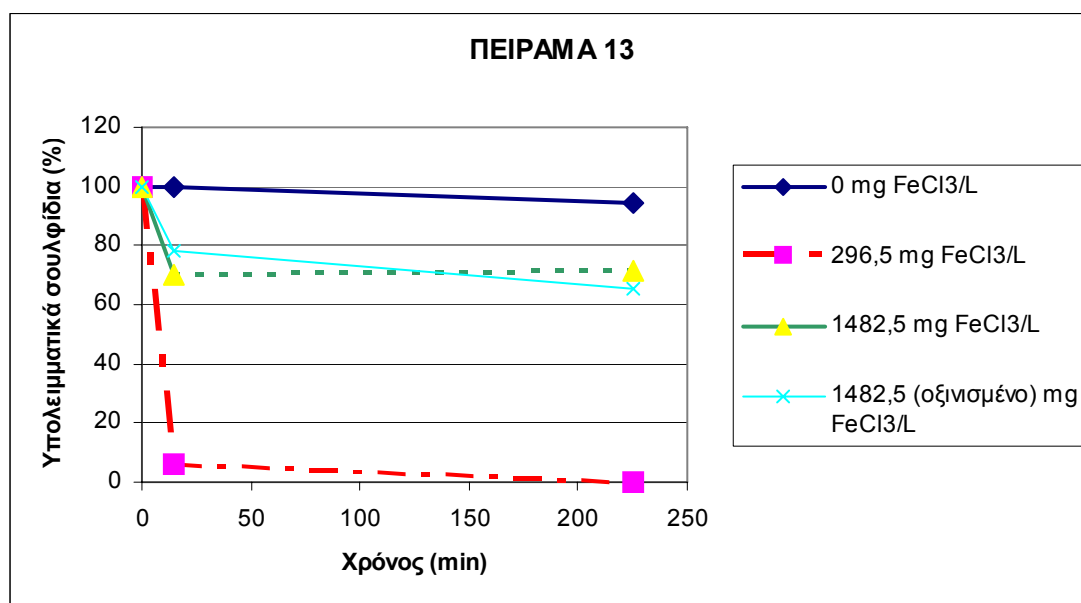
Στο παρακάτω πείραμα εξετάστηκε η επίδραση του $FeCl_3$ στην απομάκρυνση των διαλυμένων S^{-2} στα λύματα μετά από 15' ανάδευσης και στη συνέχεια 3,5 h καθίζησης. Εξετάστηκαν οι τελικές συγκεντρώσεις 296,5 και 1.482,5 mg $FeCl_3/L$ λυμάτων. Στον πίνακα 8.14. φαίνεται τόσο η ποσότητα που προστέθηκε από το αραιωμένο αντιδραστήριο Ferrisol 140, όσο και η μείωση των S^{-2} που επιτεύχθηκε (Σχήμα 8.15.)

Παράλληλα με το πείραμα αυτό εξετάστηκε η επίδραση του αρχικού pH των λυμάτων παίρνοντας 200 mL λύματα και προσθέτοντας 2mL HCl 2N μέχρι pH 2,05 και 0,5 mL Ferrisol 140 (1.482,5 mg $FeCl_3$ /L λυμάτων).

Πίνακας 8.14. : Αποτελέσματα μείωσης των σουλφιδίων με προσθήκη 296,5 και 1482,5 $FeCl_3$ mg/L λυμάτων.

Ferrisol 140 mL/200mL λυμάτων	mg $FeCl_3$ /L λυμάτων	S^{2-} [mg/L] μετά από 15' ανάδευση	pH μετά από 15' ανάδευσης	°C μετά από 15' ανάδευσης	Μείωση (%) μετά από 15'
—	—	0,087	7,77	19	0%
0,1 mL	296,5	0,005	4,4	19	94,25%
0,5 mL	1482,5	0,061	2,23	20,3	29,89%
0,5 mL (οξιμισμένο)	1482,5	0,068	1,93	20	21,83%

Ferrisol 140 mL/200mL λυμάτων	mg $FeCl_3$ /L λυμάτων	S^{2-} [mg/L] μετά από 3,5 ώρες καθίζησης	pH μετά από 3,5 ώρες καθίζησης	°C μετά από 3,5 ώρες καθίζησης	Μείωση (%) μετά από 15'
—	—	0,082	8,06	19	5,74%
0,1 mL	296,5	0	4,92	19,1	100%
0,5 mL	1482,5	0,062	2,37	19,7	28,73%
0,5 mL (οξιμισμένο)	1482,5	0,057	1,99	19,8	34,48%



Σχήμα 8.15. : Μείωση των S^{2-} με προσθήκη 296,5 mg $FeCl_3/L$, με 1482,5 mg $FeCl_3/L$ και με 1482,5 mg $FeCl_3/L$ μετά από οξίνιση με 2mL HCl 2N.

Από το πείραμα αυτό παρατηρούμε ότι η μείωση των σουλφιδίων S^{2-} ήταν ιδιαίτερα ικανοποιητική και σε αυτό το δείγμα λυμάτων με την προσθήκη 296,5 mg $FeCl_3/L$ (94,25%). Αντίθετα με την προσθήκη 1.482,5 mg $FeCl_3/L$ η

δέσμευση του υδρόθειου δεν είναι ικανοποιητική μια και δεσμεύει το H_2S μόνο κατά ένα ποσοστό 28,73% μετά από 3,5 ώρες καθίζησης. Παρόμοια χαμηλή απόδοση (ποσοστό μείωσης 21,83 % μετά από 15 λεπτά ανάδευσης και 34,48 % μετά από 3,5 ώρες καθίζησης) επιτεύχθηκε και στην περίπτωση των προσξιτισμένων λυμάτων προφανώς λόγω όμοιας συμπεριφοράς του pH των λυμάτων.

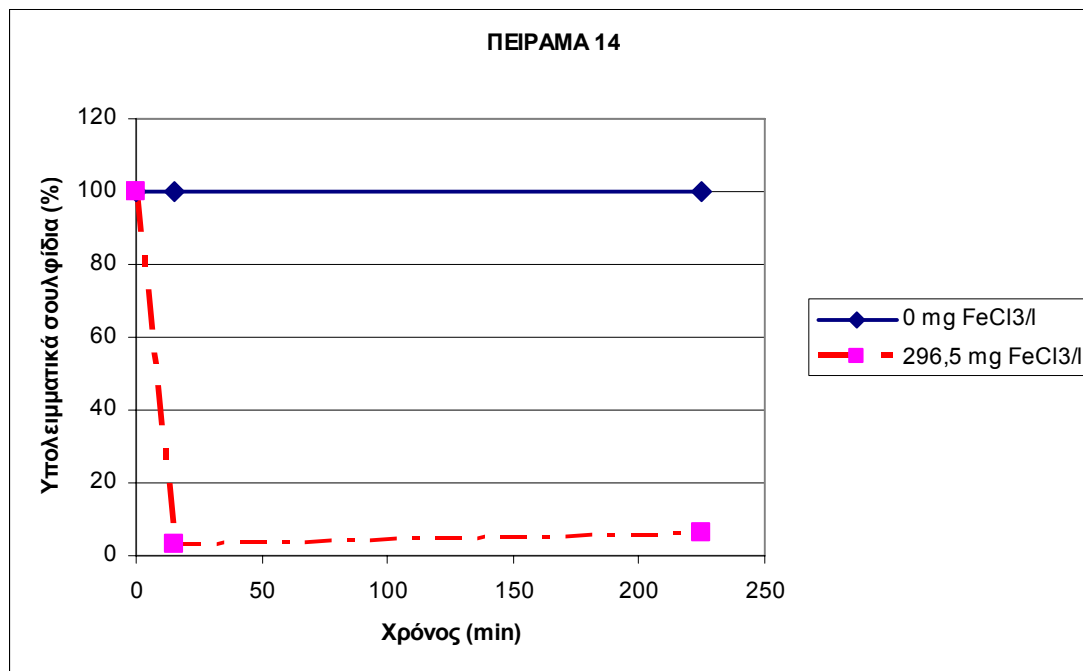
14^ο Πείραμα Ημερομηνία 17/04/2007

Στο παρακάτω πείραμα εξετάστηκε η επίδραση του $FeCl_3$ στην απομάκρυνση των διαλυμένων S^{2-} στα λύματα μετά από 15' ανάδευσης και στη συνέχεια 3,5 h καθίζησης. Ελέγχθηκε η τελική συγκέντρωση 296,5 mg $FeCl_3/L$ λυμάτων λόγω του ότι το δείγμα αυτό επανεξετάστηκε περαιτέρω με σκοπο την μέτρηση της κατανομής του Fe στο υπερκείμενο και στο ίζημα (βλ. παράγραφο 8.2.). Στον πίνακα 8.15. φαίνεται τόσο η ποσότητα που προστέθηκε από το αραιωμένο αντιδραστήριο Ferrisol 140, όσο και η μείωση των S^{2-} που επιτεύχθηκε (βλ. εικόνα 8.17.)

Πίνακας 8.15. : Αποτελέσματα μείωσης των σουλφιδίων με προσθήκη 296,5 mg $FeCl_3 /L$ λυμάτων.

Ferrisol 140 mL/200mL λυμάτων	mg $FeCl_3/L$ λυμάτων	S^{2-} [mg/L] μετά από 15' ανάδευση	pH μετά από 15' ανάδευσης	°C μετά από 15' ανάδευσης	Μείωση (%) μετά από 15 '
—	—	0,087	7,14	18,5	0%
0,1 mL	296,5	0,003	5,11	18,2	96,55%

Ferrisol 140 mL/200mL λυμάτων	mg $FeCl_3/L$ λυμάτων	S^{2-} [mg/L] μετά από 3,5 ώρες καθίζησης	pH μετά από 3,5 ώρες καθίζησης	°C μετά από 3,5 ώρες καθίζησης	Μείωση (%) στις 3,5 ώρες καθίζησης
—	—	0,086	7,32	19,3	1,14%
0,1 mL	296,5	0,001	5,1	19,2	98,85%



Σχήμα 8.16. : Μείωση των S^{2-} με προσθήκη 296,5 mg $FeCl_3/L$

Στο πείραμα αυτό επιβεβαιώθηκε πάλι ότι η μείωση των σουλφιδίων S^{2-} ήταν ιδιαίτερα ικανοποιητική με την προσθήκη 296,5 mg $FeCl_3/L$. Η ποσότητα αυτή του σιδήρου μπορεί να επιτύχει 98,85% δέσμευση του υδρόθειου που έχει παραχθεί μετά από καθίζηση 3,5 ωρών.



Εικόνα 8.17. : Δείγμα με 200mL λύματα χωρίς $FeCl_3$ (αριστερά), δείγμα με 200mL λύματα με προσθήκη 296,5 mg $FeCl_3$ (δεξιά) μετά από ανάδευση 15' και καθίζηση 3,5 ώρες.

15^ο Πείραμα Ημερομηνία 18/04/2007

Το παρακάτω πείραμα αποτελεί επανάληψη του προηγούμενου από 17/04/07 πειράματος. Εξετάστηκε η επίδραση του $FeCl_3$ στην απομάκρυνση των διαλυμένων S^{-2} στα λύματα μετά από 15' ανάδευσης και στη συνέχεια 3,5 h καθίζησης. Εξετάστηκε η τελική συγκέντρωση 296,5 mg $FeCl_3/L$ λυμάτων και στη συνέχεια μετρήθηκε η συγκέντρωση του Fe στο υπερκείμενο και στο ίζημα (βλ. παράγραφο 8.2.). Στον πίνακα 8.16. φαίνεται τόσο η ποσότητα που προστέθηκε από το αντιδραστήριο Ferrisol 140, όσο και η μείωση των S^{-2} που επιτεύχθηκε (βλ. εικόνα 8.18.)

Πίνακας 8.16. : Αποτελέσματα μείωσης των σουλφιδίων με προσθήκη 296,5 $FeCl_3$ mg/L λυμάτων.

Ferrisol 140 mL/200mL λυμάτων	mg $FeCl_3/L$ λυμάτων	S^{-2} [mg/L] μετά από 15' ανάδευση	pH μετά από 15' ανάδευσης	°C μετά από 15' ανάδευσης	Μείωση (%) μετά από 15 '
—	—	0,564	6,8	21	0%
0,1 mL	296,5	0,042	4,1	21,1	92,55%

Ferrisol 140 mL/200mL λυμάτων	mg $FeCl_3/L$ λυμάτων	S^{-2} [mg/L] μετά από 3,5 ώρες καθίζησης	pH μετά από 3,5 ώρες καθίζησης	°C μετά από 3,5 ώρες καθίζησης	Μείωση (%) στις 3,5 ώρες καθίζησης
—	—	>0,66	7,04	21	αύξηση
0,1 mL	296,5	0,001	4,1	20,8	100%



Εικόνα : 8.18. : Δοχεία που περιέχουν λύματα με $296,5 \text{ mg } FeCl_3 / L$ λυμάτων. (αριστερά) μετά από 1 h καθίζηση, (δεξιά) μετά από 15' ανάδευση.

Από το πείραμα αυτό παρατηρούμε ότι η μείωση των σουλφιδίων S^{2-} ήταν 100% με την προσθήκη $296,5 \text{ mg } FeCl_3/L$ παρόλο που η αρχική συγκέντρωση H_2S ήταν πολύ υψηλή λόγω μη προσθήκης $Ca(NO_3)_2$ στο αντλιοστάσιο λυμάτων. Η ποσότητα αυτή του σιδήρου μπορεί να επιτύχει πλήρη δέσμευση του υδρόθειου που έχει παραχθεί μετά από καθίζηση 3,5 ωρών.

16° Πείραμα **Ημερομηνία 22/06/06**

Το πείραμα αυτό πραγματοποιήθηκε με σκοπό την διαπίστωση της απόδοσης της προσθήκης της βέλτιστης συγκέντρωσης των $296,5 \text{ mg } FeCl_3$ ανά L σε λύματα με διαφορετική αρχική συγκέντρωση σουλφιδίων.

Στο παρακάτω πείραμα πραγματοποιήθηκε αραίωση των λυμάτων λόγω υψηλής αρχικής περιεκτικότητας σε S^{2-} .

Αραίωση 1:1 : 100mL H_2O και 100mL λυμάτων και 0,1 mL Ferrisol 140 ($296,5 \text{ mg } FeCl_3/L$ λυμάτων).

Αραίωση 1:4 : 150mL H_2O και 50mL και λυμάτων και 0,1 mL Ferrisol 140 ($296,5 \text{ mg } FeCl_3/L$ λυμάτων).

Αραίωση 1:10 : 180mL H_2O και 20mL και λυμάτων και 0,1 mL Ferrisol 140 ($296,5 \text{ mg } FeCl_3/L$ λυμάτων).

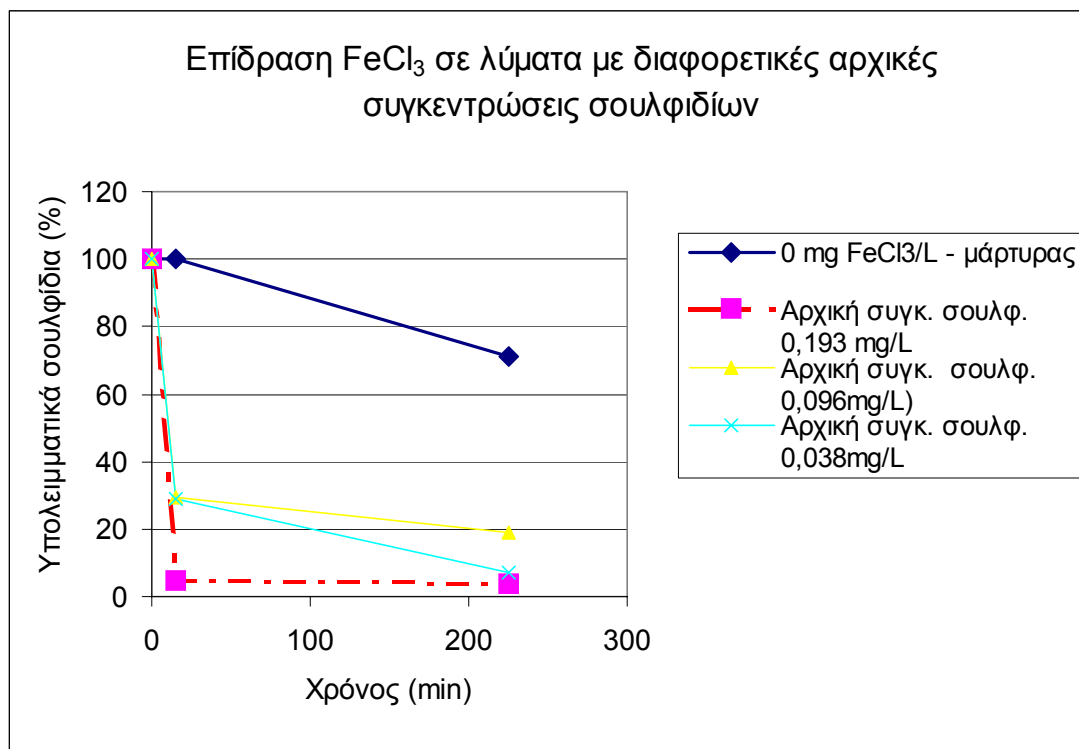
Η αρχική συγκέντρωση των S^{2-} στα λύματα χωρίς αραίωση ήταν μετά από 15' ανάδευσης $0,385 \text{ mg/L}$ ενώ μετά από 3,5 ώρες καθίζησης $0,11 \text{ mg/L}$.

Κάναμε ανάδευση για 15' και φυγοκέντρωση για 10' στις 3600 στροφές/min. Τα αποτελέσματα παρουσιάζονται παρακάτω στο (βλ. πίνακα 8.17 και σχήμα 8.19.)

Πίνακας 8.17. : Μείωση των S^{-2} με προσθήκη 296,5 mg $FeCl_3$ /L σε εσχαρισμένα λύματα διαφόρων συγκεντρώσεων διαλυμένων σουλφιδίων.

mg $FeCl_3$ /L λυμάτων	S^{-2} [mg/L] μετά από 15' ανάδευση	pH	Μείωση (%) μετά από 15'	S^{-2} μετά από 3,5h καθίζηση	pH	Μείωση (%) μετά από 3,5h καθίζηση
0	0,193	Δ.π.*	0	0,055	Δ.π.*	70,98
296,5	0,009	2,65	95,33	0,007	2,61	96,37
0	0,096	Δ.π.*	0	0,028	Δ.π.*	70,83
296,5	0,026	2,71	72,91	0,018	2,67	81,25
0	0,038	Δ.π.*	0	0,011	Δ.π.*	71,05
296,5	0,029	2,82	23,68	0,003	2,74	92,11

*Δεν προσδιορίστηκε



Σχήμα 8.19. : Μείωση των σουλφιδίων με την προσθήκη διαφορετικών αρχικών συγκεντρώσεων

Στο πείραμα αυτό, αλλά και λαμβάνοντας υπόψη τα αποτελέσματα από τα προηγούμενα πείραμα από 22/06/07. Παρατηρούμε ότι η προσθήκη 296,5 mg $FeCl_3$ /L λυμάτων κυμαίνεται από 80-100% ανεξαρτήτως αρχικής συγκέντρωσης διαλυμένων S^{-2} στα λύματα. Διαπιστώσαμε μάλιστα ότι η απόδοση της ήταν καλύτερη σε λύματα με πολύ υψηλές αρχικές συγκεντρώσεις διαλυμένων S^{-2} .

17ο Πείραμα Ημερομηνία 16/11/06

Στο παρακάτω πείραμα είχαμε ένα δείγμα που περιείχε 200 mL λυμάτων, ένα με 200mL λυμάτων και την προσθήκη των αντιδραστηρίων Bromine Water και Phenol Solution και ένα που περιείχε 200 mL λυμάτων με προσθήκη 0,1 mL Ferrisol 140 (296,5 mg $FeCl_3/L$ λυμάτων) και παρακολουθήσαμε την μείωση των S^{-2} σε μια χρονική ακολουθία.

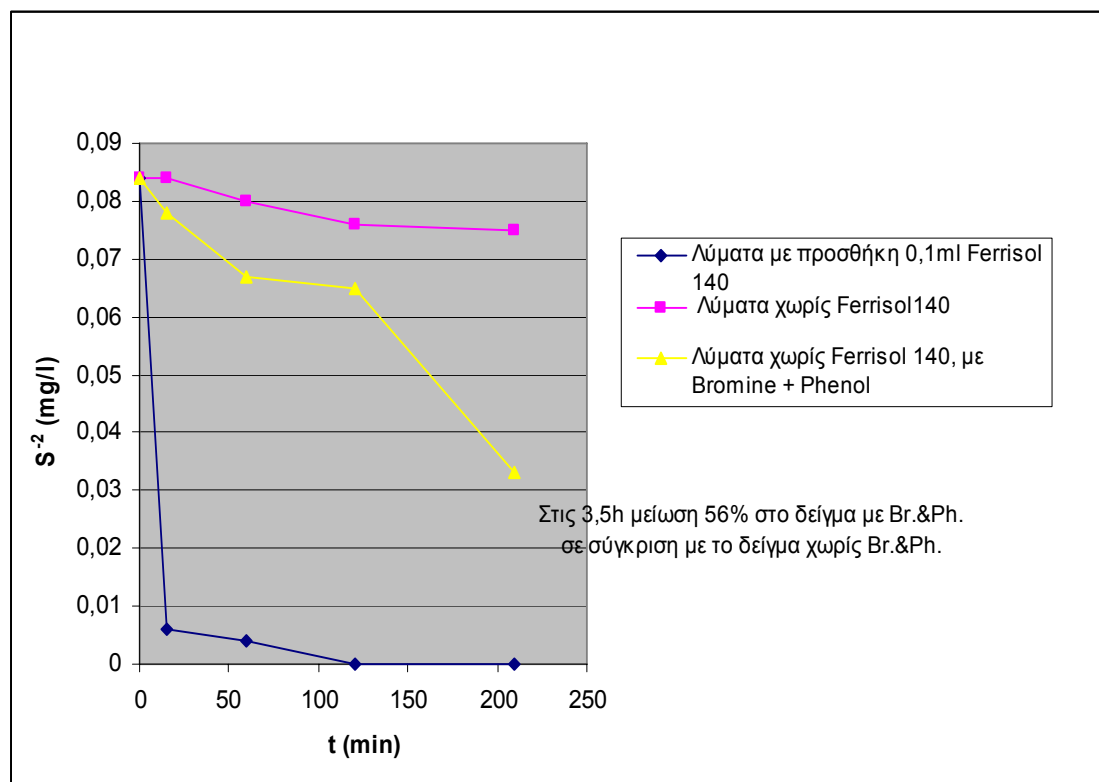
Αναδεύσαμε και τα τρία δείγματα καλά για 15 λεπτά και μετρήσαμε τα σουλφίδια που περιέχονταν μετά την ανάδευση, μετά από 1 ώρα, μετά από 2 ώρες και μετά από 3,5 ώρες καθίζησης.

Η προσθήκη των αντιδραστηρίων Bromine Water και Phenol Solution στα ανεπεξέργαστα λύματα χρησιμοποιήθηκε με σκοπό την μέτρηση της θετικής παρεμπόδισης που προξενεί η θολότητα των λυμάτων.

Τα αποτελέσματα παρουσιάζονται παρακάτω (βλ. πίνακας 8.18, σχήμα 8.20).

Πίνακας 8.18. Αποτελέσματα μείωσης S^{-2} με την πάροδο του χρόνου σε λύματα με ή χωρίς την προσθήκη Ferrisol 140.(βλ. σχήμα 8.20).

Δείγματα	Μέτρηση μετά από 15' ανάδευση	Μέτρηση μετά από 1h καθίζηση	Μέτρηση μετά από 2h καθίζηση	Μέτρηση μετά από 3,5h καθίζηση	Ολική μείωση μετά από τις 3,5h (%)
Δείγμα χωρίς Ferrisol	0,084 mL/l	0,08 mg/l	0,076 mg/l	0,075 mg/l	9,52
Δείγμα χωρίς Ferrisol + Bromine Water +Phenol Solution	0,078 mL/l	0,067 mg/l	0,065 mg/l	0,033 mg/l	39,28
Δείγμα με 0,1 mL Ferrisol (296,5 mg $FeCl_3/L$ λυμάτων)	0,006 mg/l	0,004 mg/l	0,000 mg/l	0,000 mg/l	100



Σχήμα 8.20. Αποτελέσματα μείωσης S^{2-} με την πάροδο του χρόνου σε λύματα με ή χωρίς την προσθήκη Ferrisol 140 (296,5 mg $FeCl_3/L$)

Στο πείραμα αυτό παρατηρούμε ότι με την πάροδο του χρόνου τα σουλφίδια που περιέχονται στο δείγμα με λύματα χωρίς την προσθήκη $FeCl_3$ μειώνονται ελαφρώς (9,52% μετά ανάδευση 15' και καθίζηση 3,5 ώρες). Ενώ στο δείγμα που περιέχει λύματα χωρίς την προσθήκη $FeCl_3$ αλλά με τα αντιδραστήρια Bromine Water και Phenol Solution η μείωση είναι μεγαλύτερη λόγω δέσμευσης ποσοστού σουλφιδίων από τα δύο αυτά αντιδραστήρια (39,28% μετά ανάδευση 15' και καθίζηση 3,5 ώρες). Στην περίπτωση όμως που στο δείγμα έχει προστεθεί $FeCl_3$ η μείωση είναι πλήρης (100% μετά ανάδευση 15' και καθίζηση 3,5 ώρες).

18^ο Πείραμα Ημερομηνία 25/04/07

Στο πείραμα αυτό εξετάστηκε δείγμα βοθρολυμάτων από το σημείο δειγματοληψίας που φαίνεται στην εικόνα 7.3. (όπου αδειάζουν τα βυτία μεταφοράς βοθρολυμάτων) με σκοπό να συγκριθεί η αποτελεσματικότητα της προσθήκης της βέλτιστης ποσότητας $FeCl_3$ που έχει βρεθεί (296,5 mg $FeCl_3/L$) σε βοθρολύματα. Έτσι εξετάσαμε στο 1^ο δείγμα μόνο βοθρολύματα χωρίς την προσθήκη Ferrisol 140 (μάρτυρας), στο 2^ο δείγμα προσθέσαμε 59,3 mg $FeCl_3/L$, ενώ το 3^ο δείγμα προσθέσαμε 296,5 mg $FeCl_3/L$. Τα αποτελέσματα παρουσιάζονται στον πίνακα 8.19. και στο σχήμα 8.21.).

Στο δείγμα που περιέχει μόνο λύματα κάναμε αραίωση 1:5 για να μπορέσει το φωτόμετρο HACK να μετρήσει τα σουλφίδια. Συγκεκριμένα

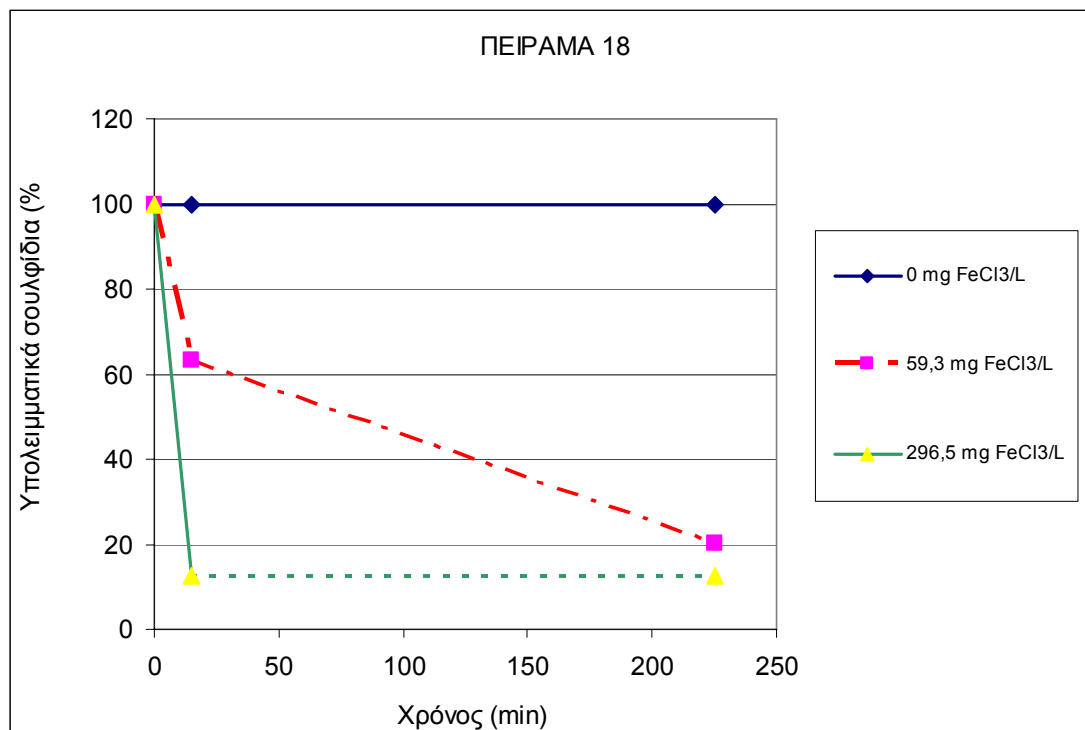
προσθέσαμε 6 mL από το δείγμα (μετά την φυγοκέντρηση) και 24mL απιονισμένο νερό.

Πίνακας 8.19. : Μείωση των σουλφιδίων σε βοθρολύματα με προσθήκη της ιδανικής συγκέντρωσης (296,5 mg $FeCl_3$ / L λυμάτων) και του ένα πέμπτου αυτής της ποσότητας.

mg $FeCl_3$ /L βοθρολύματα	S^{2-} [mg/L] μετά από 15' ανάδευση	Μείωση (%) μετά από 15'	pH μετά από 15' ανάδευσης
Χωρίς	0,119	0	Δ.π.*
59,3	0,073	36,66%	Δ.π.*
296,5	0,019	87,39%	Δ.π.*

mg $FeCl_3$ /L βοθρολυματα	S^{2-} [mg/L] μετά από 3,5 h καθίζησης	Μείωση (%) μετά από 3,5 h καθίζησης	pH μετά από 3,5 ώρες καθίζησης
Χωρίς	0,132	0%	7,06
59,3	0,024	79,83%	6,6
296,5	0,015	87,4%	6,18

*Δεν προσδιορίστηκε



Σχήμα 8.21. : Μείωση των S^{2-} σε βοθρολύματα με προσθήκη 59,3 mg $FeCl_3/L$ και με 296,5 mg $FeCl_3/L$

Πραγματοποιώντας το πείραμα με βοθρολύματα με περιεκτικότητα H_2S που κυμαίνονταν στο εύρος των λυμάτων παραδόξως στα βοθρολύματα (τα

οποία παραμένουν σταθερά και χωρίς οξυγόνο για πολύ ώρα) διαπιστώνουμε ότι και με το ένα πέμπτο ($59,3 \text{ mg } FeCl_3/L$) της ιδανικής ποσότητας που έχει βρεθεί για τα λύματα ($296,5 \text{ mg } FeCl_3 / L$ λυμάτων) η απόδοσή είναι αντίστοιχη αυτής της υψηλότερης βέλτιστης συγκέντρωσης (87%) μετά από τις 3,5 ώρες καθίζησης.

Και σε αυτό το πείραμα διαφαίνεται η θετική επίδραση της ελαφρώς μείωση του pH των βοθρολυμάτων (pH 6,18 αντί 6,6).

Στην εικόνα 8.22. φαίνονται τα δείγματα που επεξεργαστήκαμε μετά από ανάδευση 10' και 3,5 ώρες καθίζησης, όπως επίσης η δυνατότητα κροκίδωσης των δειγμάτων που περιέχουν $FeCl_3$ έναντι αυτού που περιέχει μόνο τα βοθρολύματα. Αυτό όμως που ελέγχουμε εμείς είναι η δέσμευση του H_2S , η οποία είναι της τάξης του 80 % μετά από 15' ανάδευσης και 3,5 ώρες καθίζησης είτε προσθέσουμε $296,5 \text{ mg } FeCl_3 / L$ λυμάτων είτε προσθέσουμε $59,3 \text{ mg } FeCl_3 / L$ λυμάτων παρόλο που η καθιζησιμότητα της λάσπης είναι καλύτερη στην υψηλότερη συγκέντρωση $FeCl_3$.



Εικόνα 8.22. : Το πρώτο από αριστερά μπουκάλι περιέχει 1Lr λυμάτων με $59,3 \text{ mg } FeCl_3 / L$ βοθρολυμάτων (0,1 mL/L Ferrisol 140), το μεσαίο μπουκάλι περιέχει 1Lr λυμάτων με $296,5 \text{ mg } FeCl_3 / L$ βοθρολυμάτων (0,5 mL/L Ferrisol 140) και το μπουκάλι στα δεξιά της φωτογραφίας περιέχει λύματα χωρίς Ferrisol 140. Η φωτογραφία είναι τραβηγμένη μετά από 10' ανάδευσης 3,5 ώρες καθίζησης.

8.1.2. Συνοπτική παρουσίαση των αποτελεσμάτων διερεύνησης της βέλτιστης συγκέντρωσης $FeCl_3$ ανά λίτρο λυμάτων

Στον πίνακα 8.20. παρουσιάζονται συνοπτικά τα αποτελέσματα των μετρήσεων που έγιναν στον βιολογικό καθαρισμό του δήμου Χανίων κατά το χρονικό διάστημα από 10/05/06 έως 18/04/07 (βλ. παράγραφο 8.1.1. και πίνακες 8.1. – 8.19).

Στην πρώτη στήλη δίνονται οι ποσότητες του διαλύματος Ferrisol 140 που χρησιμοποιήθηκαν στα πειράματα (σε παρένθεση είναι οι αραιώσεις). Στη δεύτερη στήλη δίνεται ο αριθμός των επαναλήψεων άνα πείραμα. Στην τρίτη στήλη δίνεται η συγκέντρωση του $FeCl_3$ στα λύματα, ενώ στην πέμπτη στήλη δίνεται ο μέσος όρος των τιμών του υπολειπόμενου H_2S στην υγρή φάση υπό μορφή S^{-2} . Στην πέμπτη στήλη φαίνεται το pH των δειγμάτων μετά την προσθήκη $FeCl_3$.

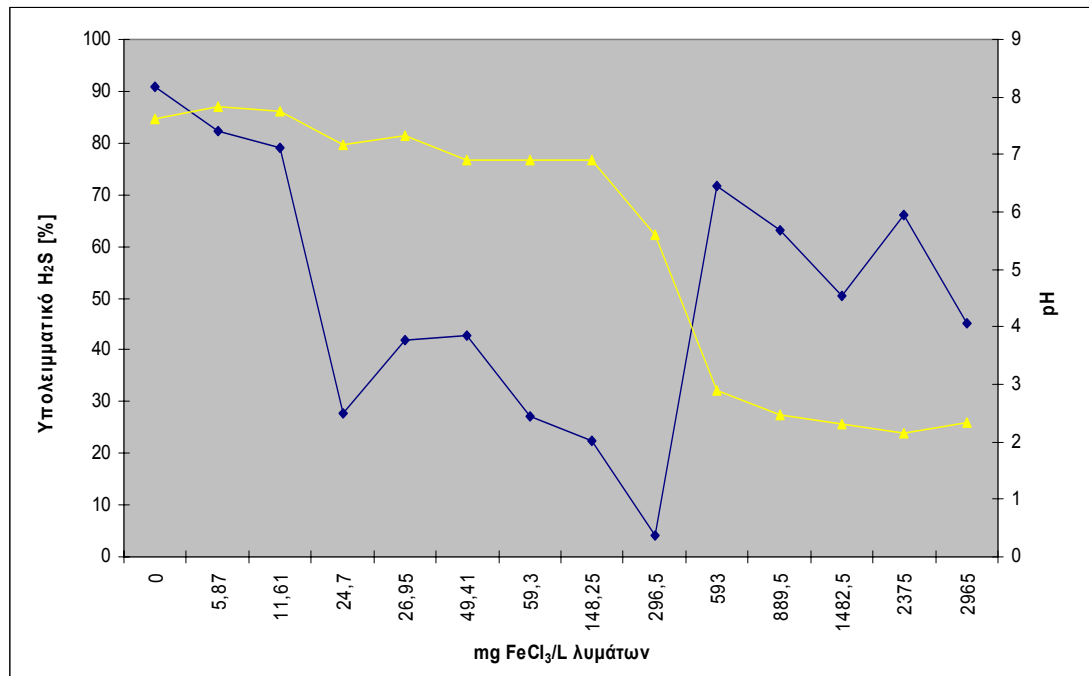
Παρακάτω στα σχήματα 8.23. και 8.24. φαίνεται η καμπύλη μείωσης του διαλυμένου H_2S με την προσθήκη διαφόρων ποσοτήτων $FeCl_3$, μέχρι την συγκέντρωση των 296,5 mg $FeCl_3/L$ λυμάτων που φαίνεται να είναι η μέγιστη. Η περαιτέρω αύξηση της προστιθέμενης ποσότητας $FeCl_3$ οδηγεί σε ελάττωση της απόδοσης δέσμησης του H_2S .

Πίνακας 8.20. Μέσοι όροι ποσοστού υπολειμματικών σουλφιδίων σε σχέση με την προσθήκη $FeCl_3$ ανά λίτρο λυμάτων.

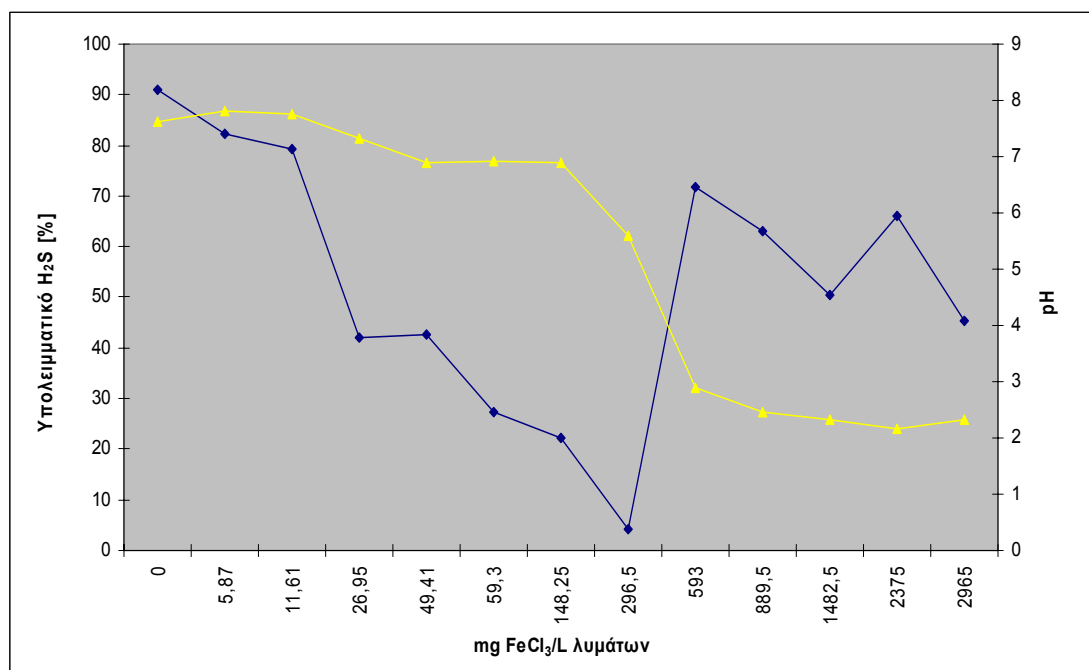
Προσθήκη mL Ferrisol 140 / 200 mL λυμάτων (αραίωση Ferrisol 140)	Επαναλήψεις	mg $FeCl_3/L$ λυμάτων	Υπολειπόμενο διαλυμένο H_2S (%)	pH μετά από 15' ανάδευσης και 3,5 ώρες καθίζησης (μέση τιμή)
0	16	0	90,86	7,63
2 mL (1:1000)	2	5,87	82,37	7,82
4 mL (1:1000)	2	11,61	79,16	7,76
0,1 mL (1:11)	1	24,7	27,78	7,16
0,1 mL (1:10)	1	26,95	42	7,33
0,1 mL (1:5)	2	49,41	42,77	6,89
0,1 mL (1:4)	1	59,3	27,28	6,91
0,1 mL (1:1)	1	148,25	22,32	6,9
0,1 mL	15	296,5	4,16	5,6 (4,7 -6,5)
0,2 mL ή 1 mL (1:4)	3	593	71,68	2,9
0,3 mL	1	889,5	63	2,46
1 mL (1:1) ή 0,5 mL	7	1482,5	50,52	2,32
4 mL (1:4)	1	2375	65,98	2,15
2 mL (1:1) ή 1 mL	3	2965	45,2	2,33
2 mL	1	5930	51,12	2,05

Παρατηρώντας τον συνοπτικό πίνακα 8.20 διαπιστώθηκε ότι η βέλτιστη συγκέντρωση $FeCl_3$ για την πλήρη δέσμηση του διαλυμένου υδρόθειου στα

εσαρισμένα ανεπεξέργαστα λύματα είναι 296,5 mg $FeCl_3/L$ λυμάτων. Επίσης παρατηρείται ότι το pH των λυμάτων με την προσθήκη 296,5 mg $FeCl_3/L$ είναι ελαφρά όξινο και κυμαίνεται από 4,7 έως 6,5. Μετά από προσθήκη υψηλότερων συγκεντρώσεων $FeCl_3$ το pH των λυμάτων μειώνεται εξαιρετικά και παίρνει τιμές μικρότερες από 4,5.



Σχήμα 8.23. Αποτελέσματα απομάκρυνσης S^{2-} από τα λύματα με την προσθήκη $FeCl_3$.



Σχήμα 8.24. Αποτελέσματα απομάκρυνσης S^{2-} από τα λύματα με προσθήκη $FeCl_3$ μετά την αφαίρεση δύο πιθανά εσφαλμένων μετρήσεων (τιμές 24,7 mg/L $FeCl_3$ και 5.930 mg/L $FeCl_3$ που μετρήθηκαν μόνο μια φορά).

Από τα αποτελέσματα των πειραμάτων (πίνακας 8.20.) που φαίνεται και στα διαγράμματα 8.23. και 8.24. συμπεραίνουμε ότι η ιδανική τιμή για την μείωση του H_2S είναι τα 296,5 $FeCl_3$ mg/L λυμάτων.

8.2. Πειράματα προσδιορισμού του Fe στο ίζημα και στο υπερκείμενο

Στους πίνακες 8.21. και 8.22. και στα σχήματα 8.25 – 8.28. παρουσιάζονται τα αποτελέσματα της φασματοσκοπίας ατομικής απορρόφησης που πραγματοποιήθηκαν στις 16/11/06, 20/11/06, 22/11/06, 17/04/07 και 18/04/07 και αναλύθηκαν στις 05/12/06 και 23/04/07 για να ελέγξουμε πόσος σίδηρος υπήρχε στα λύματα την συγκεκριμένη μέρα αλλά και πόσος παραμένει διαλυμένος στο υπερκείμενο και αδιάλυτος στο ίζημα με προσθήκη $FeCl_3$.

Πίνακας 8.21. : Αποτελέσματα φασματοσκοπίας ατομικής απορρόφησης από 05/12/06 για έλεγχο της κατανομής σιδήρου στα δείγματα που αναφέρονται.

Δείγματα	16/11/2006 (mg Fe/L)	20/11/2006 (mg Fe/L)	22/11/2006 (mg Fe/L)	Μέσος Όρος
Ίζημα από λύματα με 296,5 mg $FeCl_3$ /L	0,72	0,84	7,36	2,97
Ίζημα από λύματα χωρίς $FeCl_3$	0,23	0,159	0,24	0,2096
Υπερκείμενο από λύματα με 296,5 mg $FeCl_3$ /L	72,4	67,6	69,84	69,946
Υπερκείμενο από λύματα χωρίς $FeCl_3$	0,404	0,239	0,66	0,4343
Χωρίς χώνευση από λύματα με 296,5 mg $FeCl_3$ /L	82,8	81,6	88,7	84,36
Χωρίς χώνευση από λύματα χωρίς $FeCl_3$	0,203	0,147	0,296	0,215

Πίνακας 8.22. : Αποτελέσματα φασματοσκοπίας ατομικής απορρόφησης από 23/04/07 για έλεγχο της κατανομής σιδήρου στα δείγματα που αναφέρονται.

Δείγματα	17/04/2007 (mg Fe/L)	18/04/2007 (mg Fe/L)	Μέσος Όρος
Ίζημα από λύματα με 296,5 mg $FeCl_3$ /L	2,21	21,6	11,905
Ίζημα από λύματα χωρίς $FeCl_3$	0,95	0,22	0,585
Υπερκείμενο από λύματα με 296,5 mg $FeCl_3$ /L	84	82,72	83,36
Υπερκείμενο από λύματα χωρίς $FeCl_3$	36	1,04	36,52
Χωρίς χώνευση από λύματα με 296,5 mg $FeCl_3$ /L	99,6	97,1	98,35
Χωρίς χώνευση από λύματα χωρίς $FeCl_3$	38,3	1,07	19,685

Όπως φαίνεται από τα αποτελέσματα (πίνακες 8.21. και 8.22. καθώς και σχήματα 8.25. έως 8.28.) η περισσότερη ποσότητα σιδήρου παραμένει σε διαλυμένη μορφή στο υπερκείμενο (85% σε λύματα με $FeCl_3$ και 80% σε ανεπεξέργαστα λύματα). Το ποσοστό του σιδήρου που κατά μέσο όρο καθιζάνει στο ίζημα είναι 10% στα ανεπεξέργαστα λύματα και 15% στα λύματα με $FeCl_3$.

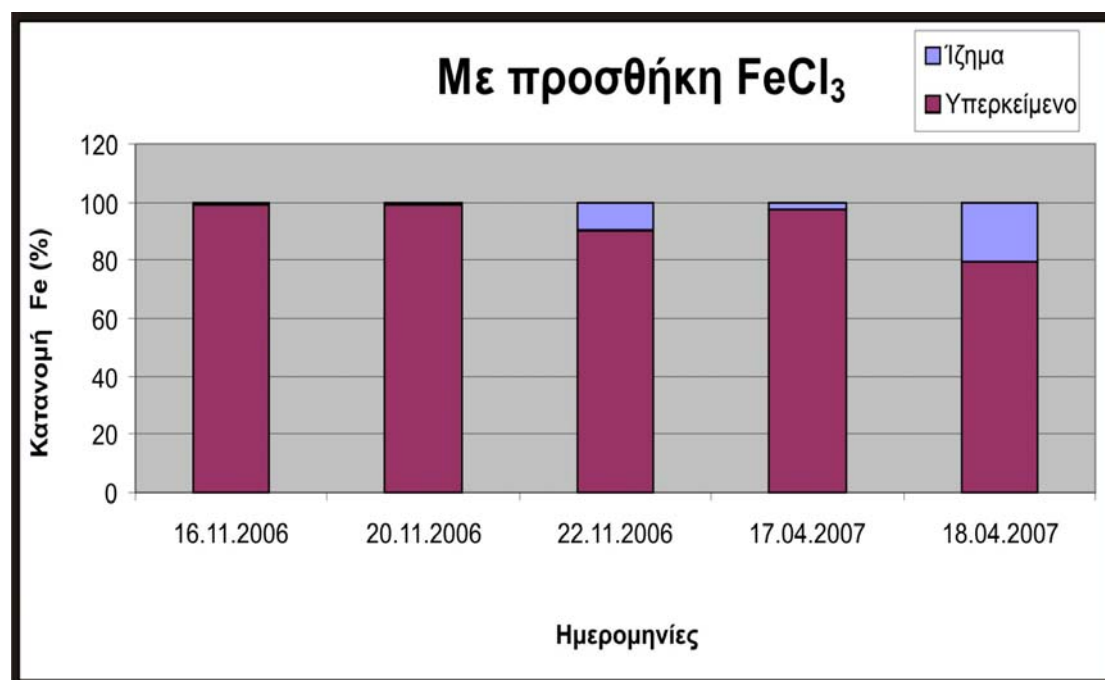
Η αρχική συγκέντρωση σιδήρου στα λύματα κυμαίνεται από 0,239 έως 36 mg/l. Αντίστοιχα η τελική συγκέντρωση του σιδήρου στα λύματα μετά την προσθήκη 296,5 mg $FeCl_3$ /L κυμαίνεται από 0,72 έως 21,6 mg/L στο ίζημα και από 67,6 έως 84 mg/L στο υπερκείμενο.

Από την σύγκριση των συγκεντρώσεων του σιδήρου στο χωνευμένο και αχώνευτο υπερκείμενο διαπιστώνουμε ότι λόγω της επεξεργασίας της χώνευσης παρατηρούνται απώλειες της τάξης του 15-20% στα δείγματα με προσθήκη $FeCl_3$. Αντίθετα τα ανεπεξέργαστα λύματα χωρίς χώνευση έδειξαν χαμηλότερες συγκεντρώσεις σιδήρου σε σχέση με αυτές με χώνευση. Το αρνητικό σφάλμα κυμαινόταν από 50 έως 54%.

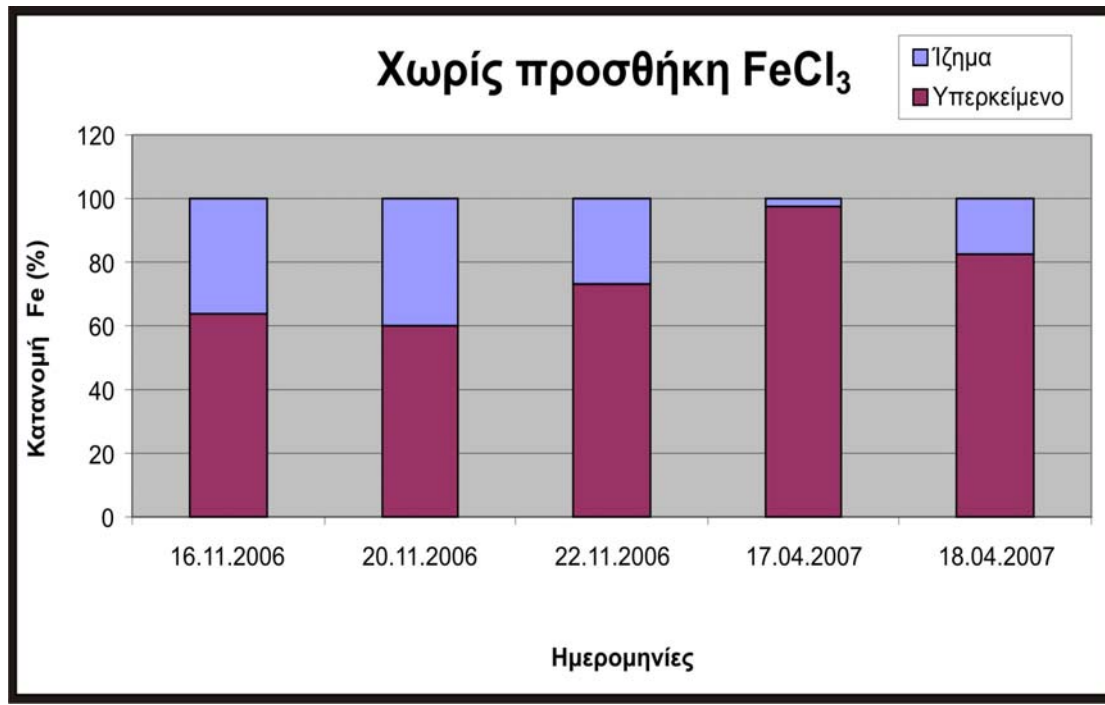
Πίνακας 8.23.: Συγκέντρωση ιζήματος σε g ιζήματος /L λυμάτων και συγκέντρωση σιδήρου στο παραγόμενο ίζημα σε mg Fe/g ιζήματος κατά τα πειράματα από 17/04/07 και 18/04/07.

	g Ιζήματος / L λυμάτων	mg Fe / g Ιζήματος
Ίζημα από λύματα από 17/04/07 με 296,5 mg $FeCl_3$ /L	1,71	0,876
Ίζημα από λύματα από 17/04/07 χωρίς $FeCl_3$	2,52	0,55
Ίζημα από λύματα από 18/04/07 με 296,5 mg $FeCl_3$ /L	5,9	3,65
Ίζημα από λύματα από 18/04/07 χωρίς $FeCl_3$	1,41	0,188

Όπως φαίνεται και από τον πίνακα 8.23 το ίζημα στα λύματα με προσθήκη $FeCl_3$ κυμαίνεται από 1,71 έως 5,9 g/L λυμάτων, ενώ στα ανεπεξέργαστα λύματα από 1,41 έως 2,52 g/L λυμάτων. Ο περιεχόμενος σίδηρος στο ίζημα κυμαίνεται αντίστοιχα από 0,876 έως 3,65 mg Fe/g Ιζήματος στα λύματα με προσθήκη $FeCl_3$, ενώ στα ανεπεξέργαστα λύματα από 0,188 έως 0,55 mg Fe/g Ιζήματος. Όπως λοιπόν είναι αναμενόμενο η περιεκτικότητα του σιδήρου στο επεξεργασμένο ίζημα είναι τουλάχιστον 4 φορές υψηλότερη από αυτή στο ανεπεξέργαστο.



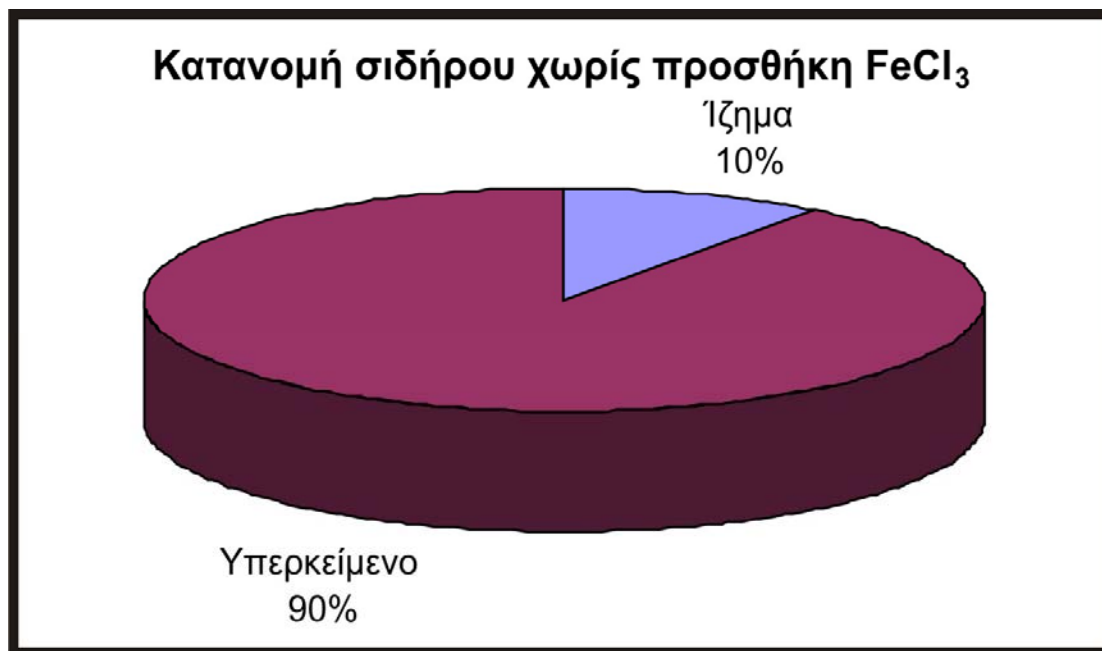
Σχήμα 8.25. : Αποτελέσματα κατανομή σιδήρου στα λύματα που περιείχαν $FeCl_3$, μετά από έλεγχο στην AAS.



Σχήμα 8.26. : Αποτελέσματα κατανομή σιδήρου στα λύματα χωρίς προσθήκη $FeCl_3$ μετά από έλεγχο στην AAS.



Σχήμα 8.27.: Μέση ποσοστιαία κατανομή σιδήρου σε λύματα μετά την προσθήκη 296,5 mg $FeCl_3/L$.



Σχήμα 8.28.: Μέση ποσοστιαία κατανομή σιδήρου σε ανεπεξέργαστα λύματα.

Μετά από την διεξαγωγή των πειραμάτων και τα αποτελέσματα της κατανομής σιδήρου στα λύματα (στο ίζημα και στο υπερκείμενο) παρατηρείται η κατανομή σιδήρου με ποσοστό (μέσο όρο των πειραμάτων) 87,5% στο υπερκείμενο και 12,5% στο ίζημα.

8.3. Προσδιορισμός δείκτη όγκου λάσπης (29/11/07 και 30/11/07)

Η διαδικασία προσδιορισμού του δείκτη όγκου λάσπης πραγματοποιήθηκε όπως περιγράφεται στην παράγραφο 7.5.

Ο δείκτης όγκου λάσπης στις 29/11/07 ήταν 333,3 mL/g για το δείγμα με $FeCl_3$ τριχλωριούχο σίδηρο ενώ για τα ανεπεξέργαστα λύματα ήταν πολύ χαμηλότερος 10,5 mL/g. Παρόμοιο αποτέλεσμα επιβεβαιώθηκε και με τα δείγματα από 30/11/07. Ο δείκτης όγκου λάσπης σε αυτή την περίπτωση ήταν 138,75 mL/g για το δείγμα με τριχλωριούχο σίδηρο, ενώ για τα ανεπεξέργαστα λύματα ήταν πολύ χαμηλότερος 7,02 mL/g. Στην εικόνα 8.29. διακρίνονται τα φίλτρα προσδιορισμού ξηρού βάρους των ολικών αιωρούμενων σωματιδίων.



Εικόνα 8.29.: Ολικά αιωρούμενα στερεά μετά από διήθηση 50 mL δείγματος λυμάτων που περιείχε 296,5 mg $FeCl_3/L$ (αριστερά) και ανεπεξέργαστου δείγματος λυμάτων χωρίς την προσθήκη $FeCl_3$ (δεξιά).

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 9

ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ

Η παρούσα πτυχιακή εργασία είχε σαν στόχο την μελέτη της εύρεσης της βέλτιστης συγκέντρωσης $FeCl_3$ που απαιτείται να προστεθεί στην μονάδα επεξεργασίας υγρών αποβλήτων του δήμου Χανίων ώστε να μειωθεί η συγκέντρωση του διαλυμένου στα λύματα H_2S σε μια συγκέντρωση 0 – 1 ppm (η οποία δεν είναι βλαβερή για τους ζωντανούς οργανισμούς).

Όπως προαναφέρθηκε, η μεταφορά του H_2S από τα λύματα στον αέρα αυξάνεται καθώς αυξάνει η θερμοκρασία και το pH σε αναερόβιες συνθήκες. Παρ' όλα αυτά, κατά τους καλοκαιρινούς κυρίως μήνες που πραγματοποιήθηκε σειρά πειραμάτων, οι τιμές του διαλυμένου στα λύματα H_2S χωρίς $FeCl_3$ ήταν πολύ χαμηλές, της τάξης του 0,1 – 0,66 mg/L διαλυμένων σουλφιδίων (S^{-2}). Αυτό οφείλεται στην προσθήκη νιτρικού ασβεστίου ($Ca(NO_3)_2$) σε ένα αντλιοστάσιο ακαθάρτων, που βρίσκεται σε απόσταση περίπου 5 Km πριν την έναρξη της επεξεργασίας των αποβλήτων, συνεπώς και των δειγματοληψιών μας.

Η αποτελεσματικότητα του νιτρικού ασβεστίου δεν μπορεί να αμφισβητηθεί λόγω του ότι πραγματοποιήθηκαν τουλάχιστο 20 μετρήσεις συνέχεια στην είσοδο της εγκατάστασης και οι τιμές του διαλυμένου H_2S είναι όντως πολύ χαμηλές.

Από την άλλη πλευρά όμως, το $Ca(NO_3)_2$ έχει κάποια μειονεκτήματα όπως είναι το σχετικά υψηλό κόστος του, την παραγωγή μεγάλων ποσοτήτων νιτρικών και το γεγονός της ανάγκης για ακριβή δοσολογία λόγω του κινδύνου της αύξησης του φορτίου αζώτου στις εγκαταστάσεις.

Αντίθετα η χρησιμοποίηση του $FeCl_3$ πλεονεκτεί στο χαμηλότερο κόστος, στην πολύ καλή κροκίδωση, στην απομάκρυνση φωσφόρου και σε άλλα που έχουν αναφερθεί στο κεφάλαιο 5.

Ο $FeCl_3$ χρησιμοποιείται ήδη στην Δ.Ε.Υ.Α.Χ., στην είσοδο της εξάμμωσης (βλ. σχήματα 6.1. και 6.2.), με σκοπό την κροκίδωση και απομάκρυνση του φωσφόρου και αζώτου. Όσον αφορά την απομάκρυνση του διαλυμένου H_2S έπρεπε στα πλαίσια της παρούσας πτυχιακής να διαπιστωθεί η βέλτιστη δοσολογία. Ιδιαίτερο ενδιαφέρον παρουσιάζει η πιθανότητα αντικατάστασης του νιτρικού ασβεστίου από τον τριχλωριούχο σίδηρο.

Έτσι μετά από μια σειρά πειραμάτων, συμπεράναμε ότι η συγκέντρωση των 296,5 mg $FeCl_3$ / L λυμάτων, είναι ιδανική για την πλήρη δέσμευση του διαλυμένου στα λύματα H_2S (βλ. σχήμα 8.23 και 8.24.). Επιπλέον, όπως φαίνεται και στα σχήματα 8.7. και 8.8., ο σίδηρος βελτιώνει την καθίζηση των αιωρούμενων σωματιδίων που περιέχονται στα λύματα. Ο όγκος δείκτη λάσπης μετά την προσθήκη 296,5 mg $FeCl_3$ /L ήταν 10 έως 33 φορές υψηλότερος σε σύγκριση με τον αντίστοιχα από τα ανεπεξέργαστα λύματα.

Η περαιτέρω αύξηση όμως της δοσολογίας (μεγαλύτερη από 296,5 $FeCl_3$ /L) διαπιστώσαμε ότι οδηγεί στην μείωση της απόδοσης προφανώς λόγω της οξίνισης των λυμάτων σε pH μικρότερο από 4,0, το οποίο ευνοεί τόσο την επαναδιάλυση των θειικών αλάτων όσο και παρεμποδίζει την

περαιτέρω βιολογική επεξεργασία με αποτέλεσμα την αναγκαιότητα ρύθμισης του pH.

Από τα πειράματα προσδιορισμού της κατανομής του Fe στο ίζημα (πρωτοβάθμια λάσπη) και στο υπερκείμενο (πρωτοβάθμια επεξεργασμένα λύματα) διαπιστώσαμε ότι το μεγαλύτερο μέρος του σιδήρου περιέχεται στο υπερκείμενο (85 % μέση τιμή), ενώ ένα μικρό μέρος μόνο βρίσκεται στο ίζημα (15 % μέση τιμή).

Όσον αφορά το πείραμα προσδιορισμού της βέλτιστης προσθήκης $FeCl_3$ στα βοθρολύματα διαπιστώσαμε ότι παρόλο που η απόδοση της μείωσης του διαλυμένου H_2S στα λύματα είναι παρόμοια και με το ένα πέμπτο της βέλτιστης συγκέντρωσης (59,3 mg $FeCl_3/L$ βοθρολυμάτων), η καθιζησιμότητα της λάσπης είναι καλύτερη στην υψηλότερη συγκέντρωση (296,5 mg $FeCl_3/L$ βοθρολυμάτων) (βλ. σχήμα 8.22.).

BIBLIOΓΡΑΦΙΑ

- [1]. Παναγ. Γρ. Μαρκαντωνάτος MSc, Πολιτικός Υγιεινολόγος Μηχανικός, Επεξεργασία και διάθεση υγρών αποβλήτων, Β' Έκδοση, Αθήνα 1990, Κεφ.1.
- [2]. Δημοτική Επιχείρηση Ύδρευσης Αποχέτευσης Χανίων, προσβάσιμο από: http://www.deyax.org.gr/index.php?option=com_content&task=view&id=32&Itemid=87 στις 19/08/2007. Τελευταία ανανέωση (Τετάρτη, 05 Ιούλιος 2006).
- [3]. Τάχος, Β. Σκούρη, Δίκαιο Προστασίας του Περιβάλλοντος, Εκδόσεις Σακκούλα, Θεσσαλονίκη 1998, Πέμπτη έκδοση / Νέα, Ειδικό διοικητικό δίκαιο, Τεύχος Πέμπτο.
- [4]. Ευρωπαϊκή Οδηγία ΕΟΚ 271/91
- [5]. Ελληνική Δημοκρατία περιφέρεια Κρήτης Νομός Χανίων Νομαρχιακή Αυτοδιοίκηση Χανίων Δ/ση Δημόσιας Υγείας. Αριθμός Πρωτοκόλλου 3428, Θέμα : « Άδεια Διάθεσης Αστικών Λυμάτων Του Βιολογικού Καθαρισμού Του Δήμου Χανίων ».
- [6]. "About water treatment" published by Kemira Kemwater Box 902, SE-251 09 Helsingborg, Sweden, Editor : Angneta Lindquist, Text : Lars Gillberg, Bengt Hansen, Ingemar Karlsson, Anders Nordstrom Enkel, Anders Palsson, 2003, προσβάσιμο από : www.Kemira.com, στις 24/09/07.
- [7]. Beychok, MiLon R. (1967). [Aqueous Wastes from Petroleum and Petrochemical Plants](#), 1st Edition, John Wiley & Sons. [LCCN](#) 67019834. Tchobanoglous, G., Burton, F.L., and Stensel, H.D. (2003). *Wastewater Engineering (Treatment Disposal Reuse) / Metcalf & Eddy, Inc.*, 4th Edition, McGraw-Hill Book Company. [ISBN 0-07-041878-0](#), προσβάσιμο από : <http://en.wikipedia.org/wiki/Wastewater> στις 17/09/07.
- [8]. Γ. Τσομπανόγλου, Franklin L. Burton, H. David Stensel, Μηχανική Υγρών Αποβλήτων, Εκδόσεις Τσιόλα, 2006, Τέταρτη έκδοση.
- [9]. Αναστάσιος Ι. Στάμου, Βιολογικός Καθαρισμός Αστικών αποβλήτων, Εκδόσεις Παπασωτηρίου, Αθήνα 1995, Copyright για την πρωτότυπη ελληνική έκδοση.
- [10]. Τεχνικό Φυλλάδιο της εταιρίας FERI-TRI ABEE. Πρόληψη δυσσομίας και καταπολέμησή της σε συλλεκτήριους αγωγούς και αντλιοστάσια αστικών λυμάτων – Πρακτικές εφαρμογές, προσβάσιμο από : http://www.feri-tri.gr/index.php?option=com_content&task=view&id=4&Itemid=7 στις 20/05/2007.

[11]. Καλούδης : Tech.Chron. – C, Greece, 1994, Vol. 14, No 2. Review article : Odor Problems from Sanitary Sewerage System and Waste – Water Treatment Plants."Το Πρόβλημα των Οσμών από τα Αποχετευτικά Δίκτυα και τις Εγκαταστάσεις Επεξεργασίας Λυμάτων – Αποβλήτων "Τεχνικά Χρονικά, - Γ, 1994, Τομ. 14, Τευχ. 2.

[12]. American Chemistry Council, Article: Ferric Chloride : Clearing the stuff out of water, September 2004. Kirschner, M. Ferric Chloride :September 8, 2003 - Chemical Profile - Industry Overview." *Chemical Market Reporter*. προσβάσιμο από : www.americanchemistry.com στις 20/05/07.

[13]. Τεχνικό Φυλλάδιο της εταιρίας FERI-TRI ABEE. Δέσμευση και απομάκρυνση του υδρόθειου από συλλεκτήριους αγωγούς λυμάτων με χρήση αλάτων σιδήρου, προσβάσιμο από : http://www.feri-tri.gr/index.php?option=com_content&task=view&id=4&Itemid=7 στις 20/05/2007.

[14]. Προσβάσιμο από : http://visalia.k12.ca.us/teachers/miller/classpage/APES/APES%20Review/APes_review.htm

[15]. Bowker, R.P.G., Smith, J.M., and Webster, N.A., "Design Manual, Odor and Corrosion Control in Sanitary Sewerage Systems and Treatment Plants", EPA 625/1-85/018, October, 1985. Center for Environmental Research Information, U.S. EPA, Office of Research and Development, Cincinnati, OH 45268

[16]. DEQ, Department of Environment Quality, «Water and Wastewater», προσβάσιμο από : www.michigan.gov/deq/0,1607,7-135-3311_4111_4231-9162--,00.html - 73k στις 05/06/07.

[17]. Τεχνικό Φυλλάδιο της εταιρίας FERI-TRI ABEE , Γενικές τεχνικές πληροφορίες (Χρήση αλάτων σιδήρου και αργιλίου για κατεργασία νερού (πόσιμοι, βιομηχανικού, κολυμβητηρίων), βιομηχανικών απόνερων, αστικών λυμάτων και λάσπης, προσβάσιμο από : http://www.feri-tri.gr/index.php?option=com_content&task=view&id=4&Itemid=7 στις 20/05/2007.

[18]. Τεχνικό Φυλλάδιο της εταιρίας FERI-TRI ABEE. Απομάκρυνση του υδρόθειου από απόνερα με προσθήκη αλάτων θειικού σιδήρου. Καταπολέμηση της δυσσομίας, προσβάσιμο από : http://www.feri-tri.gr/index.php?option=com_content&task=view&id=4&Itemid=7 στις 20/05/2007

[19]. Los Alamos National Laboratory — Iron. H. R. Schubert, *History of the British Iron and Steel Industry ... to 1775 AD* (Routledge, London, 1957). R. F. Tylecote, *History of Metallurgy* (Institute of Materials, London 1992). R. F.

Tylecote, 'Iron in the Industrial Revolution' in J. Day and R. F. Tylecote, *The Industrial Revolution in Metals* (Institute of Materials 1991), 200-60. Crystal structure of iron, προσβάσιμο από : <http://en.wikipedia.org/wiki/Iron>, στις 17/09/07

[20]. Beychok, MiLon R. (1967). [Aqueous Wastes from Petroleum and Petrochemical Plants](#), 1st Edition, John Wiley & Sons. LCCN 67019834. Tchobanoglous, G., Burton, F.L., and Stensel, H.D. (2003). Wastewater Engineering (Treatment Disposal Reuse) / Metcalf & Eddy, Inc., 4th Edition, McGraw-Hill Book Company. ISBN 0-07-041878-0. προσβάσιμο από : www.lenntech.com , στις 11/04/07 Τελευταία ανανέωση 20:58, 16 Σεπτεμβρίου 2007.

[21]. Ferric Chloride, Orca, Water Technologies LLLC, προσβάσιμο από : <http://artmondo.net/printworks/articles/ferric.htm>, στις 01/08/2007 Vol 4 No.2 Steve Hoskins, University of the West of England.

[22]. Ferric Chloride Copyright © 2005 Orca Water Technologies, LLC, προσβάσιμο από : www.orcawt.com στις 17/09/07.

[23]. Τεχνικό Φυλλάδιο της εταιρίας FERI-TRI ABEE. Αύξηση βαθμού απόδοσης καθαρισμού μιας εγκατάστασης επεξεργασίας υγρών αποβλήτων με χρήση κροκιδωτικού διαλύματος άλατος τρισθενούς χλωριούχου θειικού σιδήρου, . προσβάσιμο από : http://www.feri-tri.gr/index.php?option=com_content&task=view&id=4&Itemid=7 στις 20/05/2007.

[24]. Τεχνικό Φυλλάδιο της εταιρίας FERI-TRI ABEE. Χρήση αλάτων σιδήρου σε συστήματα επεξεργασίας αστικών λυμάτων, προσβάσιμο από : http://www.feri-tri.gr/index.php?option=com_content&task=view&id=4&Itemid=7 στις 20/05/2007.

[25]. Τεχνικό Φυλλάδιο της εταιρίας FERI-TRI ABEE. Κροκιδωση ελάφρυνση με χρήση αλάτων σιδήρου, προσβάσιμο από : http://www.feri-tri.gr/index.php?option=com_content&task=view&id=4&Itemid=7 στις 20/05/2007.

[26]. Τεχνικό Φυλλάδιο της εταιρίας FERI-TRI ABEE. Πρακτικές εφαρμογές απομάκρυνσης φωσφορικών εφαρμόζοντας τη μέθοδο της ταυτόχρονης καθίζησης με χρήση αλάτων σιδήρου, προσβάσιμο από : http://www.feri-tri.gr/index.php?option=com_content&task=view&id=4&Itemid=7 στις 20/05/2007.

[27]. Τεχνικό Φυλλάδιο της εταιρίας FERI-TRI ABEE "Ferrisol CI 140" Διάλυμα άλατος τριχλωριούχου σιδήρου ($FeCl_3$). Οδηγία ασφαλείας 91/155 EC, προσβάσιμο από :

http://www.feri-tri.gr/index.php?option=com_content&task=view&id=4&Itemid=7, ΣΤΙΣ 18/05/2007.

[28]. Οδηγίες χρήσης φωτόμετρου HACK για τον προσδιορισμό σουλφιδίων. Μέθοδος 8131 HACK, προσαρμοσμένη από το βιβλίο “Standard Methods for Examination of Water and Wastewater”.

[29]. Παπαδόπουλος και Β.Φ Σαμανίδου, Ενόργανη χημική ανάλυση, 2001, Πήγασος Θεσσαλονίκη σελ. 200, Κεφ.5.

[30]. Τεχνικό Φυλλάδιο της εταιρίας FERI-TRI ABEE. Πρακτικές εφαρμογές για την καταπολέμηση της επιπλεύουσας λάσπης με χρήση αλάτων σιδήρου, προσβάσιμο από :

<http://www.feri-tri.gr/index.php?option=comcontent&task=view&id=4&Itemid=7> ΣΤΙΣ 20/05/2007.

[31]. . Τεχνικό Φυλλάδιο της εταιρίας FERI-TRI ABEE “Nitrastestol 50” Υδατικό διάλυμα νιτρικού ασβεστίου [$Ca(NO_3)_2$]. Οδηγία 91/155 EC προσβάσιμο από :

http://www.feri-tri.gr/index.php?option=com_content&task=view&id=4&Itemid=7, ΣΤΙΣ 18/05/2007.

ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ

NITRASBESTOL 50

Το εξετασθέν διάλυμα $Ca(NO_3)_2$ εμπορεύεται η Δ.ΕΥ.Α.Χ. από την εταιρεία Feri -Tri ABEE. Οι χημικές και φυσικές του ιδιότητες παρατίθενται πιο κάτω :

Εμπορική ονομασία : NITRASBESTOL 50

Σύνθεση : Υδατικό διάλυμα νιτρικού ασβεστίου [$Ca(NO_3)_2$] ~ 50,0% κ.β.

NO_3 ~37,8 % κ.β.

Φυσικές και χημικές ιδιότητες

Χημικός τύπος : $Ca(NO_3)_2$

Φυσική κατάσταση : υγρό

Χρώμα : Διαυγές με ελαφρά κίτρινη απόχρωση

Οσμή : Σχεδόν άοσμο

Σημείο βρασμού : Περίπου $115\text{ }^\circ\text{C}$

Θερμοκρασία κρυστάλλωσης : $\leq -4\text{ }^\circ\text{C}$

Εκρηκτικά όρια : Δεν εκρήγνυται

Θερμοκρασία ανάφλεξης : Δεν είναι αναφλέξιμο

Πυκνότητα : Στους $20\text{ }^\circ\text{C}$: $1,46 \pm 0,02\text{ g/cm}^3$

Διαλυτότητα στο νερό : Απεριόριστη

Τιμή pH : 5-7.

Διαρροές προς πηγές ή δίκτυο πόσιμου νερού πρέπει να γνωστοποιηθούν αμέσως στις αρμόδιες αρχές. Διότι το διάλυμα του νιτρικού ασβεστίου ευνοεί την ανάπτυξη των αλγών **[31]**.