ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ ΠΑΤΡΩΝ ΠΟΛΥΤΕΧΝΙΚΗ ΣΧΟΛΗ ΤΜΗΜΑ ΠΟΛΙΤΙΚΩΝ ΜΗΧΑΝΙΚΩΝ ΕΡΓΑΣΤΗΡΙΟ ΤΕΧΝΟΛΟΓΙΑΣ ΤΟΥ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ

ΑΔΡΑΝΟΠΟΙΗΣΗ ΚΑΙ ΜΕΤΑΦΟΡΑ ΒΙΟΚΟΛΛΟΕΙΔΩΝ ΣΕ ΠΟΡΩΔΗ ΜΕΣΑ

Διδακτορική Διατριβή που υποβλήθηκε στο Τμήμα Πολιτικών Μηχανικών

Από την **ΒΑΣΙΛΙΚΗ Η. ΣΥΓΓΟΥΝΑ**

Περιβαλλοντολόγο

ПАТРА 2012



Η παρούσα έρευνα έχει συγχρηματοδοτηθεί από την Ευρωπαϊκή Ένωση (Ευρωπαϊκό Κοινωνικό Ταμείο - ΕΚΤ) και από εθνικούς πόρους μέσω του Επιχειρησιακού Προγράμματος «Εκπαίδευση και Δια Βίου Μάθηση» του Εθνικού Στρατηγικού Πλαισίου Αναφοράς (ΕΣΠΑ) – Ερευνητικό Χρηματοδοτούμενο Έργο: Ηράκλειτος ΙΙ. Επένδυση στην κοινωνία της γνώσης μέσω του Ευρωπαϊκού Κοινωνικού Ταμείου. "Η επιστήμη ανακαλύπτει αυτά που υπάρχουν. Η τεχνολογία μετατρέπει αυτή τη γνώση σε πράγματα που δεν υπήρχαν ποτέ." Theodore Von Karman (1881-1963)

προλογος

Η παρούσα διατριβή, με τίτλο «Αδρανοποίηση και μεταφορά βιοκολλοειδών σε πορώδη μέσα», εκπονήθηκε στο σύνολό της στο Εργαστήριο Τεχνολογίας του Περιβάλλοντος του Τμήματος Πολιτικών Μηχανικών, κατά τα ακαδημαϊκά έτη 2005-2012, υπό την επίβλεψη του Καθηγητή του Τμήματος Πολιτικών Μηχανικών, κ. Κωνσταντίνου Χρυσικόπουλου. Στα αρχικά στάδια η έρευνα αυτή συνάντησε σημαντικές δυσκολίες κυρίως σε υποδομή, εξοπλισμό και αναλώσιμα, τα οποία δεν προϋπήρχαν στο χώρο του εργαστηρίου. Η ολοκλήρωση αυτού του έργου επιτεύχθηκε με πολύχρονη, εξαντλητική προσπάθεια και προσωπική αφιέρωση στο αντικείμενο της έρευνας. Επιθυμώ να ευχαριστήσω όλους όσους συνέβαλαν στην ολοκλήρωση της, και συγκεκριμένα:

 Τον επιβλέποντα καθηγητή κ. Κωνσταντίνο Χρυσικόπουλο, για την εμπιστοσύνη που έδειξε στο πρόσωπό μου κατά την επταετή μας συνεργασία, για την ιδέα της διδακτορικής διατριβής, τη συνεχή επίβλεψη και καθοδήγηση αλλά και την υπομονή και κατανόηση κατά τη διάρκεια της εκπόνησής της.

 Τον Αν. Καθηγητή του Τμήματος Πολιτικών Μηχανικών κ. Στυλιανό Τσώνη και τη Λέκτορα του Τμήματος Χημείας κα. Χρυσή-Κασσιανή Καραπαναγιώτη, οι οποίοι δέχθηκαν απρόσκοπτα την πρόσκλησή μου να μετέχουν στη τριμελή συμβουλευτική επιτροπή και ήταν πρόθυμοι να μου παρέχουν βοήθεια όποια στιγμή τους τη ζητούσα.

 Τα υπόλοιπα μέλη του Εργαστηρίου Τεχνολογίας του Περιβάλλοντος, τον Λέκτορα κ. Ιωάννη Μαναριώτη και τον Επίκουρο Καθηγητή κ. Παναγιώτη Γιαννόπουλο του Τμήματος Πολιτικών Μηχανικών αλλά και την κα Κωνσταντίνα Κοράκη, για την πολύτιμη συνεργασία και αρωγή τους κατά τη διάρκεια της φοίτησής μου στο Εργαστήριο.

Τον Καθηγητή του Τμήματος Διαχείρισης Περιβάλλοντος και Φυσικών Πόρων
 Πανεπιστημίου Δυτικής Ελλάδας, κ. Δημήτριο Βαγενά για την πίστη που έδειξε στο
 πρόσωπό μου και την παρότρυνσή του να ξεκινήσω αυτή τη Διδακτορική Διατριβή.

 Τον Επίκουρο Καθηγητή του Τμήματος Ιατρικής, κ. Απόστολο Βανταράκη για την πολύτιμη συνεργασία και βοήθεια που μου παρείχε όποια στιγμή και αν του τη ζητούσα.

 Τον Υποψήφιο Διδάκτορα του Τμήματος Βιολογίας κ. Ιωάννη Τσιρώνη, για την ανιδιοτελή προσφορά βοήθειας και πολύτιμων συμβουλών πάνω στο αντικείμενο της μικροβιολογίας τα πρώτα χρόνια της διατριβής, οι οποίες υπήρξαν καθοριστικές για την πραγματοποίησή της.

Την Υποψήφια Διδάκτορα του Τμήματος Χημείας κα. Μαρία Κόλια, προσωπικό του Εργαστηρίου Ηλεκτρονικής Μικροσκοπίας και Μικροανάλυσης της Σχολής Θετικών Επιστημών, για την ανεκτίμητη βοήθειά της στις τεχνικές ηλεκτρονικής μικροσκοπίας και την κρυσταλλογραφία.

Τον Ε.Λ.Κ.Ε του Πανεπιστημίου Πατρών για τη χρηματοδότηση της
 Διδακτορικής μου Διατριβής υπό τη μορφή υποτροφίας μέσω των προγραμμάτων
 «Κ. Καραθεοδωρή» (2007-2010) και «ΗΡΑΚΛΕΙΤΟΣ ΙΙ» (2010-2012). Τα χρήματα που έλαβα ήταν ένα σημαντικό βοήθημα για εμένα.

Τους φίλους, μεταπτυχιακούς φοιτητές και υποψήφιους διδάκτορες που συνάντησα στο Τμήμα κατά τη διάρκεια των διδακτορικών μου σπουδών, Άγγελο Δημακόπουλο, Αλέξανδρο Ζιώγα, Μάκη Κολοκυθά, Τάσο Αντωνίου, Φωτεινή Παπανούση, Ξένια Μητροπούλου, Ελένη Αθανασιάδη, Σταύρο Μπαλιούκο, Κωνσταντίνα Γαλάνη, Φανή Κουτρουβέλη, Κυριακή Σιαμπή, Βασίλη Κατζουράκη, για τη συνεργασία και την καλή τους παρέα. Η στήριξη, η βοήθεια, μα πάνω από όλα η φιλία τους, ήταν διαρκής και ουσιαστική.

Τον κ. Μιχάλη Σπυράτο, για την πολύτιμη βοήθειά του στην επεξεργασία γραφικών.

Το Γιάννη, για τη συντροφιά, την κατανόηση, την υπομονή και την ενθουσιώδη υποστήριξή του.

Την αδερφή μου, Δώρα, για την υπομονή της και τη στήριξη που μου παρείχε, με
 κάθε τρόπο κατά διάρκεια των διδακτορικών μου σπουδών.

Τους γονείς μου, Ηλία και Βούλα, που μου παρείχαν τη δυνατότητα να συνεχίσω
 τις σπουδές μου, στέκονται συνέχεια στο πλευρό μου, πιστεύουν σε εμένα, με στηρίζουν
 ηθικά και με μαθαίνουν να έχω επιμονή και υπομονή.

ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Τα υπόγεια νερά μπορούν να μολυνθούν με παθογόνα βιοκολλοειδή (ιοί, βακτήρια και πρωτόζωα) από νερό κοπρανώδους μόλυνσης, π.χ. από σηπτικές δεξαμενές ή αποχετευτικούς σωλήνες που εμφανίζουν διαρροή. Το επιφανειακό νερό μολύνεται με παθογόνους μικροοργανισμούς, που οφείλονται κυρίως στη διάθεση υγρών αποβλήτων και στην απορροή λιπασμάτων από τα γεωργικά εδάφη. Αυτά τα παθογόνα μπορούν να προκαλέσουν ένα εύρος γαστροεντερικών και άλλων σοβαρών ασθενειών. Τα υπόγεια και επιφανειακά νερά μπορούν να προστατευθούν από τη μόλυνση με παθογόνους μικροοργανισμούς μέσω των λύσεων που προσφέρει η εφαρμοσμένη μηχανική. Οι κατάλληλες στρατηγικές για την επίτευξη ασφαλούς πόσιμου νερού στηρίζονται στη γνώση των πιθανών διαδικασιών και συνθηκών μεταφοράς των παθογόνων βιοκολλοειδών. Για το σκοπό αυτό και λόγω μερικών περιορισμών, όπως η περιορισμένη ευαισθησία μεθόδων μέτρησης παθογόνων ιών και βακτηρίων, είναι λογικό να χρησιμοποιηθούν υποκατάστατα. Συγκεκριμένα, στη παρούσα Διδακτορική Διατριβή, οι βακτηριοφάγοι χρησιμοποιούνται ως υποκατάστατα για τους παθογόνους ιούς. Η μετακίνηση κολλοειδών στα πορώδη μέσα είναι επίσης ανησυχητική λόγω της διευκολυμένης από το κολλοειδές μεταφοράς των παθογόνων ιών που προσροφούνται πάνω σε αυτά τα σωματίδια και μετακινούνται σε μεγάλες αποστάσεις. Ειδικότερα, η εστίαση αυτής της έρευνας είναι στη μεταφορά των βιοκολλοειδών (βακτηριοφάγων και βακτηρίων) και των παραγόντων που επιδρούν σε αυτή μέσω των κορεσμένων πορωδών μέσων.

Αρχικά ένα εύρος στατικών και δυναμικών πειραμάτων πραγματοποιήθηκε σε δύο διαφορετικές θερμοκρασίες (4 και 25 °C) για να ερευνηθεί η επίδραση της θερμοκρασίας και της ανάδευσης στην προσρόφηση των ιών (βακτηριοφάγων) πάνω στις αργίλους οι οποίες βρίσκονται συχνά στα φυσικά νερά και τα υγρά απόβλητα. Κατάλληλες ισόθερμες προσρόφησης προσδιορίστηκαν. Τα ηλεκτροκινητικά χαρακτηριστικά των βακτηριοφάγων και των αργίλων ποσοτικοποιήθηκαν για διαφορετικό pH και ιοντική ισχύ (IS). Επιπλέον, οι ενέργειες αλληλεπίδρασης μεταξύ των ιών και των αργίλων υπολογίστηκαν για τις πειραματικές συνθήκες αλλά και για διαφορετικές φυσικοχημικές συνθήκες με την εφαρμογή της θεωρίας DLVO.

Στη συνέχεια εξετάστηκε η μεταφορά τριών υδατογενών μικροοργανισμών (*Escherichia coli*, MS2, και ΦΧ174), δεικτών κοπρανώδους μόλυνσης, σε εργαστηριακές

στήλες με πληρωτικό υλικό καθαρή χαλαζιακή άμμο. Εξετάστηκαν τρία διαφορετικά μεγέθη κόκκων και τρείς ενδοπορώδεις ταχύτητες. Η συμπεριφορά σύνδεσης των *Escherichia coli*, MS2, και ΦΧ174 πάνω στην άμμο αναλύθηκε περαιτέρω. Ο συνολικός συντελεστής σύλληψης η₀ και ο συντελεστής απόδοσης συγκρούσεων α, υπολογίστηκαν χρησιμοποιώντας την κλασσική θεωρία διήθησης κολλοειδών (CFT).

Επίσης διερευνήθηκε η αλληλεπίδραση των ιών (βακτηριοφάγων MS2 και ΦΧ174) με τα κολλοειδή αργίλων (καολινίτη KGa-1b και μοντμοριλλονίτη STx-1b) σε πειράματα προσκόλλησης διαλείποντος έργου αλλά και κατά την ταυτόχρονη μεταφορά τους σε κορεσμένες στήλες με πληρωτικό υλικό σφαιρίδια γυαλιού. Επιπλέον εξετάστηκε η επίδραση τριών ενδοπορωδών ταχυτήτων U στη μεταφορά των ιών, όπως επίσης και στη συμμεταφορά τους με τα κολλοειδή αργίλων. Εκτεταμένοι-DLVO υπολογισμοί της ενέργειας αλληλεπίδρασης εξηγούν ότι η προσκόλληση των ιών στα κολλοειδή αργίλων κατά κύριο λόγο προκαλείται από υδρόφοβες αλληλεπιδράσεις. Η παρουσία κολλοειδών είχε σημαντική επίδραση στην κατάσταση και το μέγεθος της μη αναστρέψιμης απόθεσης των ιών στα σφαιρίδια γυαλιού στις συνθήκες που ερευνήθηκαν.

Η θεωρία DLVO και η υδροδυναμική εφαρμόστηκε στα πειραματικά δεδομένα σε μια προσπάθεια ποσοτικής περιγραφής των συνθηκών που απαιτούνται για την έναρξη της αποκόλλησης των κολλοειδών από τα πορώδη μέσα (διαφορετικούς συλλέκτες) κάτω από διαφορετικές φυσικοχημικές συνθήκες (ταχύτητα και ιοντική ισχύ).

Τέλος, πειράματα σε κατακόρυφα και διαγώνια τοποθετημένες στήλες με πληρωτικό υλικό σφαιρίδια γυαλιού πραγματοποιήθηκαν για τη μεταφορά και συγκράτηση ιών και κολλοειδών αργίλων αλλά και τη συμμεταφορά αυτών με την κατεύθυνση της ροής προσανατολισμένη ενάντια στη βαρύτητα (προς τα πάνω) αλλά και με κατεύθυνση ροής προς την ίδια κατεύθυνση με τη βαρύτητα (προς τα κάτω). Προβλέψεις των μοντέλων μοναδιαίων κελιών διαφορετικής γεωμετρίας συγκρίθηκαν με τα πειραματικά αποτελέσματα.

 \setminus

ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΑ

ΠΡΟΛΟΓΟΣ	vii
ΠΕΡΙΛΗΨΗ ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΑ	ix
	xi
ΚΑΤΑΛΟΓΟΣ ΣΧΗΜΑΤΩΝ	XV
ΚΑΤΑΛΟΓΟΣ ΠΙΝΑΚΩΝ	xxi

1. ΑΔΡΑΝΟΠΟΙΗΣΗ ΚΑΙ ΜΕΤΑΦΟΡΑ ΒΙΟΚΟΛΛΟΕΙΔΩΝ ΣΕ ΠΟΡΩΔΗ	
ΜΕΣΑ: ΕΙΣΑΓΩΓΙΚΕΣ ΕΝΝΟΙΕΣ	2
ΕΙΣΑΓΩΓΗ	2
1.1 ΜΟΛΥΝΣΗ ΥΠΟΓΕΙΩΝ ΥΔΑΤΩΝ ΑΠΟ ΒΙΟΚΟΛΛΟΕΙΔΗ - ΕΠΙΠΤΩΣΕΙΣ ΣΤΗΝ ΥΓΕΙΑ	3
1.2 ΠΗΓΕΣ ΒΙΟΚΟΛΛΟΕΙΔΩΝ ΤΟΥ ΕΔΑΦΟΥΣ	7
1.3 ΚΟΛΛΟΕΙΔΕΙΣ ΙΔΙΟΤΗΤΕΣ ΤΩΝ ΙΩΝ	. 10
1.4 ΤΥΧΗ ΚΑΙ ΜΕΤΑΦΟΡΑ ΤΩΝ ΒΙΟΚΟΛΛΟΕΙΔΩΝ ΣΤΑ ΠΟΡΩΔΗ ΜΕΣΑ	. 11
1.4.1 Μεταγωγή, Διασπορά και Διάχυση	. 12
1.4.2 Διηθήσεις	. 14
1.4.3 Βιολογικές διαδικασίες	. 18
1.5 ΠΑΡΑΓΟΝΤΕΣ ΠΟΥ ΕΠΗΡΕΑΖΟΥΝ ΤΗ ΜΕΤΑΦΟΡΑ ΚΑΙ ΕΠΙΒΙΩΣΗ	. 19
1.6 ΟΙ ΒΑΚΤΗΡΙΟΦΑΓΟΙ ΩΣ ΔΕΙΚΤΕΣ	. 29
1.6.1 Σωματικοί κολιφάγοι	. 30
1.6.2 Male-specific βακτηριοφάγοι	. 31
1.6.3 <i>B. fragilis</i> φάγοι	. 33
1.7 ΣΚΟΠΟΣ ΚΑΙ ΣΤΟΧΟΙ	. 35
1.8 ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ	. 37
2. ΑΛΛΗΛΕΠΙΔΡΑΣΗ ΜΕΤΑΞΥ ΙΩΝ ΚΑΙ ΑΡΓΙΛΩΝ ΣΕ ΣΤΑΤΙΚΑ ΚΑΙ ΔΥΝΑΜΙΚΑ ΣΥΣΤΗΜΑΤΑ ΔΙΑΛΕΙΠΟΝΤΟΣ ΕΡΓΟΥ	. 60

ΥΝΑΝΊΚΑ ΖΥΖΤΗΜΑΤΑ ΔΙΑΛΕΠΙΟΝΤΟΣ ΕΡΙ ΟΥ	
2.1 ΕΙΣΑΓΩΓΗ	
2.2 ΥΛΙΚΑ ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΟΙ	
2.2.1 . Βακτηριοφάγοι	
2.2.2.1 Χαρακτηρισμός των βακτηριοφάγων	62

2.2.1.2. Προετοιμασία και ποσοτικός προσδιορισμός	65
2.2.2 Άργιλοι	66
2.2.3 Πειράματα Διαλείποντος Έργου	67
2.2.4 Ηλεκτροκινητικές Μετρήσεις	69
2.3 ΘΕΩΡΗΤΙΚΟΙ ΥΠΟΛΟΓΙΣΜΟΙ	74
2.3.1 Μελέτη της Προσρόφησης	74
2.3.2 . Αλληλεπιδράσεις Ιών-Αργίλων (Σταθερότητα κολλοειδών)	74
2.4 ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ ΚΑΙ ΣΥΖΗΤΗΣΗ	77
2.5 ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ	89
3. ΜΕΤΑΦΟΡΑ ΒΙΟΚΟΛΛΟΕΙΔΩΝ ΣΕ ΚΟΡΕΣΜΕΝΕΣ ΣΤΗΛΕΣ Α ΕΠΙΔΡΑΣΗ ΤΟΥ ΜΕΓΕΘΟΥΣ ΤΩΝ ΚΟΚΚΩΝ ΚΑΙ ΤΗΣ ΕΝΔΟΠΟΡ ΤΑΧΥΤΗΤΑΣ	ΜΜΟΥ. ΩΔΟΥΣ 98
3.1 ΕΙΣΑΓΟΓΗ	00
3.2 ΥΛΙΚΑ ΚΑΙ ΜΕΘΩΛΟΙ	
3.2.1 Αιφοήματα βακτηρίων και βακτηριοφάγων	100
3.2.2 Ανάλυση γλωριόντων	
3.2.3. Υλικό πλήρωσης της στήλης	
3.2.4. Πειράματα ροής σε στήλες (Πειράματα PBS)	102
3.3 ΘΕΩΡΙΑ	103
3.3.1 Προσομοίωση μεταφοράς	103
3.3.2 Χρονικές ροπές	105
3.3.3 Θεωρία Διήθησης Κολλοειδών	106
3.3.4 Θεωρητικός συντελεστής απόδοσης συγκρούσεων	109
3.4 ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ	111
3.4.1 Πειράματα μεταφοράς	111
3.4.2 Υπολογισμός των τιμών των παραμέτρων	116
3.5 ΠΕΡΙΛΗΨΗ ΚΑΙ ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ	126
3.6 ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ	
4. ΠΡΟΣΚΟΛΛΗΣΗ ΙΩΝ ΣΕ ΚΟΛΛΟΕΙΔΗ ΑΡΓΙΛΩΝ: ΠΕΙΡΛ	АМАТА
ΔΙΑΛΕΙΠΟΝΤΟΣ ΕΡΓΟΥ ΠΕΙΡΑΜΑΤΑ ΣΥΜΜΕΤΑΦΟΡΑΣ	Σ ΣΕ

4.1 ΕΙΣΑΓΩΓΗ	141

4.2 ΥΛΙΚΑ ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΟΙ	
4.2.1 Βακτηριοφάγοι και ποσοτικός προσδιορισμός	
4.2.2 Άργιλοι	144
4.2.3 Ηλεκτροκινητικές μετρήσεις	
4.2.4 Πειράματα Διαλείποντος Έργου	
4.2.5 Πειράματα ροής σε στήλες	
4.3 ΘΕΩΡΗΤΙΚΟΙ ΥΠΟΛΟΓΙΣΜΟΙ	
4.3.1 Ανάλυση Δεδομένων Μεταφοράς	
4.3.2 Αλληλεπιδράσεις ιών-κολλοειδών αργίλων	
4.3.2.1. Γεωμετρία σωματιδίων σφαίρας- επίπεδης επιφάνειας	156
4.3.2.2. Γεωμετρίες σωματιδίων σφαίρα-σφαίρα	156
4.3.3 Εκτεταμένη θεωρία DLVO της σταθερότητας των κολλοειδών	
4.4 ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ ΚΑΙ ΣΥΖΗΤΗΣΗ	
4.4.1 Πειράματα Διαλείποντος Έργου	
4.4.2 Πειράματα Ροής στις Στήλες	
4.4.2.1. Πειραματα Μεταφορας	162
4.4.2.2. Πειράματα Συμμεταφοράς	166
4.4.3 Υπολογισμοί των αλληλεπιδράσεων ιών-αργίλων	
4.4.4 XDLVO υπολογισμοί 4.4.5 Συσσωματώματα Σωματιδίων	
4.5 ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ	
4.6 ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ	
5. ΘΕΩΡΗΤΙΚΗ ΔΙΕΡΕΥΝΗΣΗ ΑΠΟΚΟΛΛΗΣΗΣ ΤΩΝ ΚΟΛΛΟΕΙΔΩ ΚΟΡΕΣΜΕΝΑ ΠΟΡΩΔΗ ΜΕΣΑ	2N АПО 186
5.1 ΕΙΣΑΓΩΓΗ	
5.2 ΘΕΩΡΙΑ	
5.2.1 Θεωρητικό υπόβαθρο	
5.2.2 Δυνάμεις και Ροπές	
5.3 ΥΛΙΚΑ ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΟΙ	
5.4 .ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ ΚΑΙ ΣΥΖΗΤΗΣΗ	
5.4.1 Παράμετροι ροής	
5.4.2 Ενέργεια αλληλεπίδρασης DLVO	
5.4.3 Δυνάμεις και ροπές προσκόλλησης και οπισθέλκουσας	
5.4.4 Προβλέψεις αποκόλλησης	

5.5 ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ	
6. Ο ΡΟΛΟΣ ΤΗΣ ΒΑΡΥΤΗΤΑΣ ΣΤΗΝ ΑΠΟΘΕΣΗ ΙΩΝ ΚΑ	Ι ΚΟΛΛΟΕΙΔΩΝ
ΑΡΓΙΛΩΝ ΣΕ ΚΟΡΕΣΜΕΝΑ ΠΟΡΩΔΗ ΜΕΣΑ: ΡΟΕΣ ΠΡΟΣ	Σ ΤΑ ΠΑΝΩ ΚΑΙ
ΠΡΟΣ ΤΑ ΚΑΤΩ	
6.1 ΕΙΣΑΓΩΓΗ	
6.2 ΠΕΙΡΑΜΑΤΙΚΗ ΠΡΟΣΕΓΓΙΣΗ	
6.2.1 . Επιλογή και προετοιμασία ιών και κολλοειδών αργίλων.	
6.2.2 Πειράματα ροής σε στήλη	
6.3 ΘΕΩΡΗΤΙΚΟΙ ΥΠΟΛΟΓΙΣΜΟΙ	
6.3.1 Χρονικές ροπές	
6.3.2 Ηλεκτροστατικές δυνάμεις	
6.3.3 Θεωρία Διήθησης φορτισμένων κολλοειδών σε φορτισμέν	νη κλίνη διήθησης. 234
6.3.4 Θεωρία Διήθησης Κολλοειδών CFT. Χρήση μοντέ γεωμετριών	λων διαφορετικών 236
6.3.5 Προσομοιώσεις	
6.3.6 Ταχύτητα καθίζησης των κολλοειδών	
6.4 ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ	
6.4.1 Πειράματα Μεταφοράς	
6.4.2 Πειράματα Συμμεταφοράς	
6.4.3 Ο ρόλος της βαρυτικής καθίζησης στην κινητική απόθεση	ς των κολλοειδών. 253
6.4.4 Σύγκριση των πειραματικών αποτελεσμάτων συγκράτησ με τις προσομοιώσεις των μοντέλων M1, M2, M3 και M4	ης των κολλοειδών 255
6.5 ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ	
6.6 ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ	

KATAΛΟΓΟΣ ΣΧΗΜΑΤΩΝ

Σχήμα 1.1: Μεταφορά και επιβίωση ιών στο υπέδαφος	9
Σχήμα 1.2: Απεικόνιση των τριών κύριων μηχανισμών μεταφοράς αιωρούμενων	
κολλοειδών στην επιφάνεια ενός συλλέκτη	14
Σχήμα 1.3: Συλλέκτες του πορώδους μέσου που δείχνουν τα μηχανικά διηθημένα,	
παρεμποδιζόμενα συγκρατημένα και ανασχημένα κολλοειδή	16
Σχήμα 3.1: Άμμοι διαφορετικής κοκκομετρίας (πληρωτικό υλικό)	. 102
Σχήμα 3.2: Σχηματική απεικόνιση της πειραματικής διάταξης	. 103
Σχήμα 3.3: Πειραματικά δεδομένα συγκέντρωσης του ιχνηθέτη (σύμβολα) και	
προσαρμοσμένες προβλέψεις του μαθηματικού μοντέλου (συνεγείς καμπύλες) για τις	
ειδικές παροχές (a) 0.16, (b) 0.31, και (c) 0.51 cm/min σε κορεσμένες στήλες	
χονδρόκοκκης άμμου	. 112
Σχήμα 3.4: Πειραματικά δεδομένα συγκέντρωσης του <i>E. coli</i> CN13 (σύμβολα) και	
προσαρμοσμένες προβλέψεις του μαθηματικού μοντέλου (συνεγείς καμπύλες) για τις	
ειδικές παροχές 0.16 cm/min (ανοιχτά σύμβολα), 0.31 cm/min (γεμισμένα σύμβολα),	
και 0.51 cm/min (κλειστά σύμβολα) σε κορεσμένες στήλες με νερό γεμισμένες με	
χονδρόκοκκη (κύκλοι), μεσόκοκκη (ρόμβοι) και λεπτόκοκκη (τετράγωνα) άμμο	. 113
Σχήμα 3.5: Πειραματικά δεδομένα συγκέντρωσης του MS2 (σύμβολα) και	
προσομοιωμένες προβλέψεις του μαθηματικού μοντέλου (συνεχείς καμπύλες) για τις	
ειδικές παροχές 0.16 cm/min (ανοιχτά σύμβολα), 0.31 cm/min (γεμισμένα σύμβολα),	
και 0.51 cm/min (κλειστά σύμβολα) σε κορεσμένες στήλες με νερό γεμισμένες με	
χονδρόκοκκη (κύκλοι), μεσόκοκκη (ρόμβοι) και λεπτόκοκκη (τετράγωνα) άμμο	. 114
Σχήμα 3.6: Πειραματικά δεδομένα συγκέντρωσης του ΦΧ174 (σύμβολα) και	
προσομοιωμένες προβλέψεις του μαθηματικού μοντέλου (συνεχείς καμπύλες) για τις	
ειδικές παροχές 0.16 cm/min (ανοιχτά σύμβολα), 0.31 cm/min (γεμισμένα σύμβολα),	
και 0.51 cm/min (κλειστά σύμβολα) σε κορεσμένες στήλες με νερό γεμισμένες με	
χονδρόκοκκη (κύκλοι), μεσόκοκκη (ρόμβοι) και λεπτόκοκκη (τετράγωνα) άμμο	. 115
Σχήμα 3.7: Προβλεπόμενοι συντελεστές σύλληψης μοναδιαίου συλλέκτη για τον	
MS2 (κύκλος), ΦΧ174 (ρόμβος) and E. coli (τετράγωνο) βασισμένοι στις	
πειραματικές συνθήκες για (a) q=0.51 cm/min, (b) 0.31 cm/min, και (c) 0.16 cm/min.	
Οι γενικευμένες καμπύλες πρόβλεψης βασίζονται σε πυκνότητα σωματιδίου	
$\rho_{\rm p} = 1050 \text{ kg/m3}$ και μέσες τιμές πορώδους θ	. 117
Σχήμα 3.8: Πειραματικοί συντελεστές απόδοσης συγκρούσεων σαν συνάρτηση του	
μεγέθους των κόκκων άμμου και της ειδικής παρογής για τα (a) MS2. (b) ΦΧ174.	
$\kappa \alpha_1$ (c) <i>E. coli</i>	. 119
Σγήμα 3.9: Λόγος συντελεστή ρυθμού προσκόλλησης ως προς το συντελεστή	
απόδοσης συγκρούσεων (σύμβολα) σαν συνάρτηση της διαμέτρου του συλλέκτη και	
της ειδικής παρογής για (a) MS2 (b) Φ X174 και (c) E coli. Οι γενικεριμένες	
καμπύλες πρόβλενως βασίζονται σε μέσες τιμές θ και U	121
Σγήμα 3.10: Υπολογισμένα προφίλ συνολικής ενέργειας αλληλεπίδρασης (a) MS2	1
(b) $\Phi X 174$ kgi (c) E coli kgi salogasión kókkon guldékan gan gundorngn and	
$a\pi \delta \sigma \tau a \sigma n c \delta a \gamma \omega \delta \sigma \sigma \omega \delta n \alpha \tau a \tau$	122
Σχήμα 3.11: Πειοαματικοί και θεωοητικοί συντελεστές απόδοσης συνκοούσεων (a)	. 122
$MS2$ (b) $\Phi X 174$ km (c) F coli	124
$1102, (0) \neq 1117, \text{Kut}(0) L. 0011$. 1 <i>4</i> -f

Σχήμα 3.12: Σύγκριση μεταξύ των πειραματικών και των θεωρητικών συντελεστών	
απόδοσης συγκρούσεων για την Ε. coli χρησιμοποιώντας τις προβλέψεις της	
προσέγγισης (a) IFBL, (b) MA1 και (c) MA2	125
Σχήμα 3.13: Εξάρτηση από το μέγεθος των σωματιδίων των (a) προβλέψεων του	
μοντέλου Maxwell και (b) προβλέψεων του μοντέλου IFBL σαν συνάρτηση της	
ιοντικής ισχύος για κολλοειδή διαφόρων μεγεθών: (1) 2000nm, (2) 1000nm, (3)	
200nm, (4) 100nm, (5) 50nm, (6) 20nm (q=0.51cm/min, A_{123} = 7.5 x 10 ⁻²¹ J,	
T=298K, $\Psi_p = \Psi_c = 40$ mV για όλες τις τιμές ιοντικής ισχύος IS=0.001M, 0.003M,	
0.005M, 0.007M, 0.01M, 0.02M)	126
Σχήμα 4.1: Καμπύλες βαθμονόμησης συγκέντρωσης για (a) KGa-1b, και (b) STx-1b	145
Σχήμα 4.2: Εικόνες ηλεκτρονικού μικροσκοπίου διέλευσης (ΤΕΜ) και περίθλασης	
ηλεκτρονίων για τους (a) KGa-1b, και (b) STx-1b	146
Σχήμα 4.3: Περίθλαση ακτίνων-Χ του (a) KGa-1b, και (b) STx-1	146
Σχήμα 4.4: Μικρογραφίες ηλεκτρονικής σάρωσης των (a) KGa-1b, και (b) STx-1b.	
Στο δεξί τμήμα απεικονίζεται παράδειγμα στοιχειακού φάσματος EDS	148
Σχήμα 4.5: Δυναμικά ζήτα ως συνάρτηση του pH του διαλύματος για τα KGa-1b	
(τρίγωνα), STx-1b (ρόμβοι), MS2 (τετράγωνα), και ΦΧ174 (κύκλοι) στο ddH2O	
στους 25 °C	150
Σχήμα 4.6: Αδρανοποίηση των (a) MS2, και (b) $Φ$ X174 με παρουσία του KGa-1b	
(κύκλοι), STx-1b (τετράγωνα), και τα δεδομένα ελέγχου ελλείψει των αργίλων	
(ρόμβοι)	151
Σχήμα 4.7: Μια σχηματική απεικόνιση της πειραματικής διάταξης. Το ένθετο σχήμα	
αναδεικνύει τη συμμεταφορά των ιών και των κολλοειδών αργίλων	152
Σ χημα 4.8: Απεικονιση των εξι συστατικών του συστηματός συμμεταφοράς (C_c , C_v ,	1 7 4
$C_{vc}, C_c^*, C_v^*, C_{vc}^*$) και κατανομή τους στις δυο φασεις.	154
2χ ημα 4.9: Ισοθερμες τυπου Freundlich για την προσκολληση των (a) Ψ XI /4 πανω	
GTOV KGa-10, (b) MIS2 GTOV KGa-10, (c) $\Psi X1/4 \pi \alpha v \omega$ GTOV S1X-10, Kal (d) MIS2	
otov S1X-10 oc pH /,0 kai 25 C. Ot avtiotoizot napaµetpot Fleunanch K_f kai m	161
	101
$\Delta \chi_{1}$ $\mu \alpha$ 4.10. The help up that the bold of th	
(1510) (ανοικία σύμμολα) και των μακτηριόψυγων MS2 (κολλοι) και ΦΛ1/4 (τετράγωνα) σε ενδοπορώδεις τανύτητες (σες με(a, b) 0.38 (c, d) 0.74 και (e, f)	
1.21 cm/min	163
Σχήμα 4.11: Τα πειοαματικά δεδομένα (σύμβολα) για τη μεταφορά και των αργίλων	105
KGa-1b (τ_0) kgi STx-1b (σ_0) kgi STx-1b (σ_0) be evonomodel to the function of the second se	
0.38 (c d) 0.74 km (e f) 1.21 cm/min	163
Σχήμα 4.12: Τα πειοαματικά δεδομένα συνολικής συνκέντοωσης (κλειστά	105
$- \frac{1}{2}$ $- \frac$	
συγκέντοωσης (ανοιγτά σύμβολα) των ιών για τη συμ-μεταφορά του $\Phi X174$ με τα	
κολλοειδή KGa-1b (a. c. e) και STx-1b (b. d. f) σε ενδοπορώδεις ταχύτητες ίσες	
μ :(a, b) 0.38, (c, d) 0.74, $\kappa\alpha$ (e, f) 1.21 cm/min	166
Σχήμα 4.13: Τα πειραματικά δεδομένα συνολικής συγκέντρωσης (κλειστά	
σύμβολα), αιωρούμενης συγκέντρωσης (γεμάτα σύμβολα) και προσκολλημένης	
συγκέντρωσης (ανοιχτά σύμβολα) των ιών για τη συμ-μεταφορά του MS2 με τα	
κολλοειδή KGa-1b (a, c, e) και STx-1b (b, d, f) σε ενδοπορώδεις ταγύτητες ίσες	
με:(a, b) 0.38, (c, d) 0.74, και (e, f) 1.21 cm/min	167
Σχήμα 4.14: Υπολογισμένες τιμές M _r με βάση τις C _{Total-v} (συμπαγείς στήλες), C _v	
(γεμάτες στήλες), C_{vc} (ανοικτές στήλες) και C_c (διαγώνια σκιασμένες στήλες) για τη	
συμμεταφορά (α) ΦΧ174 με KGa-1b, (b) MS2 με KGa-1b, (c) ΦΧ174 με STx-1b	

και (d) MS2 με STx-1b στη χαμηλή (U=0.38.cm/min), μεσαία (U=0.74cm/min) και υψηλή (U=1.21cm/min) ενδοπορώδη ταχύτητα Σχήμα 4.15: Προβλεπόμενα DLVO προφίλ ενέργειας αλληλεπίδρασης για (α) MS2	168
με KGa-1b, (β) ΦΧ174 με KGa-1b, (γ) MS2 με S1x-1b, και (δ) ΦΧ174 με S1x-1b ως συνάρτηση της απόστασης διαχωρισμού για τις πειραματικές συνθήκες, χρησιμοποιώντας και τις δύο προσεγγίσεις σφαίρας-επιφάνειας και σφαίρας- σφαίρας	171
Σχήμα 4.16: Προβλεπόμενα προφίλ ενέργειας αλληλεπίδρασης για σφαίρα-επίπεδη επιφάνεια Φ _{DLVO} , Φ _{AB} , και Φ _{XDLVO} για (α) MS2 και KGa-1b, (β) MS2 και STx-1b, (γ) ΦX174 και KGa-1b, και (δ) ΦX174 και STx-1b ως συνάρτηση της απόστασης διαχωρισμού, για τις πειραματικές συνθήκες	173
Σχήμα 4.17: Προβλεπόμενα προφίλ ενέργειας αλληλεπίδρασης για σφαίρα-επίπεδη επιφάνεια Φ _{DLVO} , Φ _{AB} , και Φ _{XDLVO} για (a) MS2 και γυάλινα σφαιρίδια, (b) ΦX174 και γυάλινα σφαιρίδια, (c) KGa-1b και γυάλινα σφαιρίδια, και (d) STx-1b και γυάλινα σφαιρίδια ως συνάρτηση της απόστασης διαχωρισμού, για τις πειραματικές συνθήκες μεταφοράς	175
Σχήμα 4.18: Προβλεπόμενα προφίλ ενέργειας αλληλεπίδρασης σφαίρα-σφαίρα Φ _{DLVO} , και Φ _{XDLVO} για (a) KGa-1b-KGa-1b, (b) STx-1b - STx-1b, (c) MS2-MS2, και (d) ΦX174-ΦX174 ως συνάρτηση της απόστασης διαχωρισμού, για τις πειραματικές	176
Σχήμα 5.1: Το σχηματικό διάγραμμα του μοντέλου συμπιεσμένου σωλήνα που αντιπροσωπεύει το κενό χώρο σε μια κλίνη με πληρωτικό υλικό. Τα βέλη δείχνουν το παραβολικό πορφίλ ταχύτητας ορής κατά το μήκος του πόρου (z-άξονα)	. 170
Σχήμα 5.2: Σχηματικό διάγραμμα των δυνάμεων και των ροπών που ενεργούν σε ένα προσκολλημένο κολλοειδές	190
Σχήμα 5.3 : Η διάμετρος των πόρων ως συνάρτηση του μήκους κατά μήκος του πόρου, z	198
Σ_{χ} ήμα 5.4: Τοροσυναμική σιατμήση ως συναρτήση της αποστασης από το κεντρο του πόρου Σχήμα 5.5: Εφαριμοζόμενη υδροδυναμική διάτμηση στο τοίχωμα του πόρου.	198
συναρτήσει της παροχής για διαφορετικούς συλλέκτες Σγήμα 5.6: Εφαρμοζόμενη υδροδυναμική διάτμηση συναρτήσει της διαμέτρου των	200
κόκκων του πληρωτικού υλικού για διαφορετικές παροχές Σχήμα 5.7: Δυνάμεις και ροπές προσκόλλησης που ασκούνται στο βακτήριο <i>E. coli</i>	200
σφαιρίδια (b,d) σε διαφορετικές τιμές ιοντικής ισχύος Σχήμα 5.8: Υδροδυναμικές δυνάμεις που ασκούνται στα προσκολλημένα κολλοειδή (a) MS2, (b) ΦΧ174 (c) <i>E. coli</i> , (d) KGa-1b (e) STx-1b στο δευτεροταγές ελάχιστο	205
στις τρεις παροχες σε συναρτηση με το μεγεθος του πληρωτικου υλικουΣχήμα 5.9: Δυνάμεις προσκόλλησης και οπισθέλκουσας που ασκούνται στα (a) MS2, ΦΧ174, (b) <i>E. coli</i> , (c) KGa-1b, (d) STx-1b που βρίσκονται προσκολλημένα στα γυάλινα σφαιρίδια στο δευτεροταγές ελάχιστο για διάφορες τιμές ιοντικής	208
Σχήμα 5.10: Ροπές προσκόλλησης και οπισθέλκουσας (υδροδυναμικές) που ασκούνται στα (a) MS2, ΦΧ174, (b) <i>E. coli</i> , (c) KGa-1b, (d) STx-1b που βρίσκονται προσκολλημένα στα γυάλινα σφαιρίδια στο δευτεροταγές ελάχιστο για διάφορες τιμές ιοντικής ισχύος.	210

Σχήμα 5.11: Σύγκριση των δυνάμεων και των ροπών προσκόλλησης και	
οπισθέλκουσας που ασκούνται στα προσκολλημένα βακτήρια Ε. coli στη ψιλόκοκκη	
άμμο στο πρωτοταγές (a,c) και δευτεροταγές (b,d) ενεργειακό ελάχιστο	. 211
Σχήμα 5.12: Οριακές τιμές υδροδυναμικής διάτμησης που πρέπει να ξεπεραστούν	
για να αποσπαστούν τα προσκολλημένα κολλοειδή MS2, ΦΧ174, E.coli, KGa-1b	
και STx-1b από το Φmin2 από τα γυάλινα σφαιρίδια, χονδροκοκκη, μεσόκοκκη και	
ψιλόκοκκη άμμο με κύλιση σε διαφορετικές τιμές ιοντικής ισχύος(a) 0.0001M, (b)	
0.002M, (c) 0.01M και (d) 0.2M.	. 213
Σχήμα 5.13: Οριακή τιμή υδροδυναμικής διάτμησης που απαιτείται για κύλιση των	
βιοκολλοειδών MS2 (κύκλοι), ΦΧ174 (τετράγωνα), Ε. coli (διπλά αντιστραμμένα	
τρίγωνα) και κολλοειδών KGa-1b (τρίγωνα), STx-1b (ρόμβοι) και σε ποια απόσταση	
από το κέντρο του πόρου επιτυγχάνεται σε πληρωτικό υλικό (a) γυάλινα σφαιρίδια,	
(b) χονδρόκοκκη, (c) μεσόκοκκη και (d) λεπτόκοκκη άμμο.	
Σχήμα 6.1: Σχηματική απεικόνιση της διάταξης της στήλης για τα πειράματα σε	
κατακόρυφες και διαγώνιες στήλες με ροή (Α) προς τα πάνω και (Β) προς τα κάτω	
υπό κορεσμένες συνθήκες	. 228
Σχήμα 6.2: Πειραματικά δεδομένα συγκέντρωσης του ιχνηθέτη (σύμβολα) και	
προσαρμοσμένες προβλέψεις του μαθηματικού μοντέλου (συνεχείς καμπύλες) για	
κορεσμένη (a) οριζόντια, (b) κατακόρυφη προς τα κάτω και (c) κατακόρυφη προς τα	
πάνω μεταφορά σε στήλη	. 242
Σχήμα 6.3: Πειραματικά δεδομένα συγκέντρωσης των MS2 (a,c,e,g,i) και ΦΧ174	
(b,d,f,h,j) για κορεσμένες κατακόρυφες (a,b,c,d-τετράγωνα), διαγώνιες (e,f,g,h-	
κύκλοι) και οριζόντιες (i,j-ρόμβοι) συνθήκες ροής. Με κλειστά σύμβολα είναι τα	
αποτελέσματα για την προς τα πάνω ροή (a,b,e,f) και με ανοιχτά σύμβολα τα	
αποτελέσματα για την προς τα κάτω ροή (c,d,g,h).	243
Σχήμα 6.4: . Πειραματικά δεδομένα συγκέντρωσης του KGa-1b (a,c,e,g,i) και STx-	
1b (b,d,f,h,j) για κορεσμένες κατακόρυφες (a,b,c,d-τετράγωνα), διαγώνιες (e,f,g,h-	
κύκλοι) και οριζόντιες (i,j-ρόμβοι) συνθήκες ροής. Με κλειστά σύμβολα είναι τα	
αποτελέσματα για την προς τα πάνω ροή (a,b,e,f) και με ανοιχτά σύμβολα τα	
αποτελέσματα για την προς τα κάτω ροή (c,d,g,h).	. 245
Σχήμα 6.5: Τα πειραματικά δεδομένα συνολικής συγκέντρωσης C _{Total-v} (κλειστά	
σύμβολα), αιωρούμενης συγκέντρωσης C _v (γεμάτα σύμβολα) και προσκολλημένης	
συγκέντρωσης C_{vc} (ανοιχτά σύμβολα) των ιών για τη συμμεταφορά του $\Phi X174$ με	
τα κολλοειδή KGa-1b (a, c, e) και STx-1b (b, d, f) σε κατακόρυφη ροή προς τα πάνω	
(a, b), σε κατακόρυφη ροή προς τα κάτω (c, d) και οριζόντια ροή (e, f) με U= 0.74	
cm/min	. 248
Σχήμα 6.6: Τα πειραματικά δεδομένα συνολικής συγκέντρωσης C _{Total-v} (κλειστά	
σύμβολα), αιωρούμενης συγκέντρωσης C _v (γεμάτα σύμβολα) και προσκολλημένης	
συγκέντρωσης Cvc (ανοιχτά σύμβολα) των ιών για τη συμμεταφορά του MS2 με τα	
κολλοειδή KGa-1b (a, c, e) και STx-1b (b, d, f) σε κατακόρυφη ροή προς τα πάνω (a,	
b), σε κατακόρυφη ροή προς τα κάτω (c, d) και οριζόντια ροή (e, f) με U= 0.74	
cm/min.	. 249
Σχήμα 6.7: Υπολογισμένες τιμές M_r με βάση τις $C_{Total-v}$ (συμπαγείς στήλες), C_v	
(γεμάτες στήλες), C_{vc} (ανοικτές στήλες) και C_c (διαγώνια σκιασμένες στήλες) για τη	
συμμεταφορά (α) Φ X174 με KGa-1b, (b) Φ X174 με STx-1b, (c) MS2 με KGa-1b,	
και (d) MS2 με STx-1b στην οριζόντια ροή, κατακόρυφη προς τα πάνω και	a - -
κατακόρυφη προς τα κάτω για ενδοπορώδη ταχύτητα U=0.74cm/min	250
Σχήμα 6.8: Οι τιμές του συντελεστή απόδοσης συγκρούσεων α_{Total} για τα	
πειράματα μεταφοράς του ΦΧ174 (τετράγωνα), MS2 (κύκλοι), KGa-1b (τρίγωνα)	

και STx-1b (ρόμβοι) για (a) κατακόρυφες προς τα πάνω και προς τα κάτω ροές, και	
(b) διαγώνιες προς τα πάνω και προς τα κάτω ροές	. 251
Σχήμα 6.9: Οι τιμές του συντελεστή απόδοσης συγκρούσεων, (a) $\alpha_{\text{Total-v}}$ και (b) α_v	
τους KGa-1b (συνεγείς νοαμμές) και STx-1b (διακεκουμένες νοαμμές) νια τις τοεις	
κατευθύνσεις ροής	. 252
Σχήμα 6.10: Οι πειραματικές τιμές της σταθεράς ρυθμού απόθεσης k _c , για τους	
ΦΧ174 (τετράγωνα), MS2 (κύκλοι), KGa-1b (τρίγωνα), STx-1b (ρόμβοι) για τις	
προς τα πάνω και προς τα κάτω ροές στις κατακόρυφα (κλειστά σύμβολα) και	
διαγώνια τοποθετημένες στήλες (ανοιχτά σύμβολα)	. 254
Σχήμα 6.11: Οι τιμές σταθερών ρυθμού απόθεσης k _c των (a) ΦΧ174 (τετράγωνα),	
MS2 (κύκλοι) και (b) KGa-1b (τρίγωνα), STx-1b (ρόμβοι) για ευνοϊκές συνθήκες	
απόθεσης (κλειστά σύμβολα) και δυσμενείς συνθήκες (ανοιχτά σύμβολα) που	
υπολογίστηκαν με τη χρήση των μοντέλων μαζί με τις προβλέψεις των μοντέλων	
M1, M2, M3 και M4 για ένα ευρύ φάσμα μεγέθους κολλοειδών	. 256
Σχήμα 6.12: Σύγκριση της πειραματικής τιμής της σταθεράς ρυθμού απόθεσης k _c	
των ΦΧ174 (τετράγωνα), MS2 (κύκλοι), KGa-1b (τρίγωνα) και STx-1b (ρόμβοι) με	
τις προβλεπόμενες τιμές από τα μοντέλα (α) Μ1, (β) Μ2, (γ) Μ3 και (δ) Μ4	. 257
Σχήμα 6.13: Ο συντελεστής απόδοσης συγκρούσεων α με χρήση των συντελεστών	
σύλληψης μοναδιαίου συλλέκτη η ₀ , των μοντέλων Μ1, Μ2, Μ3 και Μ4 για την	
απόθεση των ΦΧ174 (τετράγωνα), MS2 (κύκλοι), KGa-1b (τρίγωνα) και STx-1b	
(ρόμβοι) στις κατακόρυφες (a) προς τα πάνω και (b) προς τα κάτω ροές	. 258

ΚΑΤΑΛΟΓΟΣ ΠΙΝΑΚΩΝ

Πίνακας 1.1: Βιοκολλοειδή (Παθογόνοι μικροοργανισμοί) στο υπέδαφος	6
Πίνακας 1.2: Κατά προσέγγιση μεγέθη επιλεγμένων μικροοργανισμών	11
Πίνακας 1.3: Επίδραση σημαντικών παραγόντων στην επιβίωση και τη	
μετανάστευση των μικροοργανισμών του υπεδάφους	20
Πίνακας 1.4: Συντελεστές ρυθμού αδρανοποίησης παθογόνων ιών, βακτηριοφάγων	
και βακτηρίων στο υπόγειο νερό	22
Πίνακας 1.5: Παράγοντες που επηρεάζουν τη μεταφορά και εξασθένηση των	
μικροοργανισμών στα υπόγεια νερά	29
Πίνακας 1.6: Συλλογή μελετών στις οποίες οι βακτηριοφάγοι έχουν χρησιμοποιηθεί	
ως δείκτες και συγκεντρώσεις αυτών σε διάφορες πηγές	34
Πίνακας 2.1: Χαρακτηριστικά των βακτηριοφάγων MS2 και ΦΧ174	62
Πίνακας 2.2: Ηλεκτροκινητικές ιδιότητες των βακτηριοφάγων και των αργίλων, και	
υπολογισμένες παράμετροι αλληλεπίδρασης DLVO	85
Πίνακας 2.3: Σύνοψη των τιμών των παραμέτρων που χρησιμοποιήθηκαν στους	
υπολογισμούς των προφίλ της συνολικής ενέργειας αλληλεπίδρασης για	
διαφορετικές τιμές pH	86
Πίνακας 3.1: Υπολογισμένες τιμές παραμέτρων	118
Πίνακας 3.2: Τιμές παραμέτρων που χρησιμοποιήθηκαν για τον υπολογισμούς των	
$η_0$, α, και k_c	120
Πίνακας 3.3: Μετρημένα δυναμικά ζήτα, και υπολογισμένες τιμές Φ_{max1} και Φ_{min2}	123
Πίνακας 4.1: Χημική σύσταση των δειγμάτων αργίλου (% κ.β., μη	
συμπεριλαμβανομένων των Η2Ο)	148
Πίνακας 4.2: Τιμές των παραμέτρων των ισόθερμων Freundlich	161
Πίνακας 4.3: Αποτελέσματα ανάλυσης δεδομένων των πειραμάτων Μεταφοράς και	
Συμμεταφοράς	164
Πίνακας 4.4: Υπολογισμένες $Φ_{max1}$, $Φ_{min1}$ και $Φ_{min2}$ τιμές για τα μοντέλα σφαίρας-	
επίπεδης επιφάνειας και σφαίρας-σφαίρας χρησιμοποιώντας DLVO και XDLVO	
θεωρία στις πειραματικές συνθήκες (pH=7, I_s =10 ⁻⁴ M)	171
Πίνακας 4.5: Οι υπολογισμένες τιμές της $\Phi_{AB(h=ho)}$ με βάση την εμπειρική	
προσέγγιση Yoon et al. (1997).	173
Πίνακας 4.6: Υπολογισμένες τιμές $Φ_{max1}$, $Φ_{min1}$, $Φ_{min2}$ και $Φ_{AB(h=ho)}$	
χρησιμοποιώντας τόσο θεωρία DLVO όσο και XDLVO	175
Πίνακας 5.1:Ιδιότητες του πορώδους μέσου	197
Πίνακας 5.2: Ενδοπορώδεις ταχύτητες, αριθμοί Reynold, μέγιστοι και ελάχιστοι	
συντελεστές υδροδυναμικής διάτμησης	199
Πίνακας 5.3: Υπολογισμένα μέγιστα ενεργειακά φράγματα (Φ_{max}), βάθη και	
αποστάσεις πρωτοταγούς- (Φ_{min1}) και δευτεροταγούς-ελαχίστου (Φ_{min2}) για	
βιοκολλοειδή και κολλοειδή αργίλων για δάφορες τιμές ιοντικής ισχύος (IS) και	
συλλέκτες	203
Πίνακας 5.4: Εφαρμοσμένη δύναμη προσκόλλησης (N) και ροπή (Nm) των	
βιοκολλοειδών και κολλοειδών αργίλων στο δευτεροταγές ελάχιστο για διάφορες	
τιμές ιοντικής ισχύος και διάφορους συλλέκτες	206
Πίνακας 5.5: Εφαρμοσμένες δυνάμεις άνωσης και οπισθέλκουσας (Ν) και ροπές	
στρέψης (Nm) των βιοκολλοειδών και κολλοειδών αργίλων στο δευτεροταγές	_
ελάχιστο για διαφορετικούς ρυθμούς ροής και συλλέκτες	207

Πίνακας 5.6: Υδροδυναμική διάτμηση που απαιτείται για την έναρξη κύλισης και ολίσθησης (s ⁻¹) των βιοκολλοειδών και των κολλοειδών αργίλων στο δευτεροταγές ελάχιστο σε διάφορες τιμές ιοντικής ισχύος και διάφορους συλλέκτες.	214
Πίνακας 5.7: Υδροδυναμική διάτμηση που απαιτείται για την έναρξη κύλισης στο	
δευτεροταγές ελάχιστο για τις μεγαλύτερες τιμές ιοντικής ισχύος 0.01 και 0.2 Μ, σε	
ποια παροχή επιτυγχάνεται και σε ποια απόσταση από το κέντρο του πόρου	215
Πίνακας 6.1: Αδιάστατες παράμετροι για τις διάφορες ηλεκτροστατικές δυνάμεις	
(τροποποίηση από Shapiro et al. 1988)	233
Πίνακας 6.2: Περίληψη των πειραματικών συνθηκών που ερευνώνται και	
παρατηρούμενες τιμές ανάκτησης μάζας και χρονικών ροπών για τις συγκεντρώσεις των ΦΧ174. MS2. KGa-1b και STx-1b στην έξοδο της στήλης για τα πειράματα	
μεταφοράς	241
Πίνακας 6.3: Περίληψη των πειραματικών συνθηκών που ερευνώνται και παρατηρούμενες τιμές ανάκτησης μάζας και χρονικών ροπών για τις συγκεντρώσεις των ΦΧ174 MS2 KGa-1b και STx-1b στην έξοδο της στήλης για τα πειράματα	
συμμεταφοράς	247
Πίνακας 6.4: Ταχύτητες καθίζησης των σωματιδίων V_s και τιμές των παραμέτρων που χρησιμοποιήθηκαν για τον υπολογισμό τους	253

] ΑΔΡΑΝΟΠΟΙΗΣΗ ΚΑΙ ΜΕΤΑΦΟΡΑ ΒΙΟΚΟΛΛΟΕΙΔΩΝ ΣΕ ΠΟΡΩΔΗ ΜΕΣΑ: ΕΙΣΑΓΩΓΙΚΕΣ ΕΝΝΟΙΕΣ

1. ΑΔΡΑΝΟΠΟΙΗΣΗ ΚΑΙ ΜΕΤΑΦΟΡΑ ΒΙΟΚΟΛΛΟΕΙΔΩΝ ΣΕ ΠΟΡΩΔΗ ΜΕΣΑ: ΕΙΣΑΓΩΓΙΚΕΣ ΕΝΝΟΙΕΣ

ΕΙΣΑΓΩΓΗ

Ο όρος Πορώδη Μέσα αναφέρεται σε μια σταθερή κλίνη κοκκώδους υλικού που περιέχει πόρους μέσω των οποίων μπορεί να ρέει ένα ρευστό (McDowell-Boyer et al., 1986). Τα ρευστά στα πορώδη μέσα περιέχουν συχνά μικρά αιωρούμενα σωματίδια γνωστά ως κολλοειδή που αλληλεπιδρούν με τις επιφάνειες των πορωδών μέσων. Αυτές οι αλληλεπιδράσεις μπορεί να οδηγήσουν στην σταθεροποίηση του κολλοειδούς στα πορώδη μέσα. Προσωρινές αλληλεπιδράσεις μπορούν επίσης να εμφανιστούν, οι οποίες δεν οδηγούν σε μόνιμη προσκόλληση στην επιφάνεια των πορωδών μέσων αλλά επιβραδύνουν, ή καθυστερούν τη μεταφορά του κολλοειδούς σε σύγκριση με το υγρό. Υπάρχουν πολλοί παράγοντες που επηρεάζουν τη μεταφορά και συγκράτηση των κολλοειδών στα πορώδη μέσα, οι οποίοι συζητούνται στη συνέχεια του Κεφαλαίου 1.

Κολλοειδή είναι μικρά σωματίδια με διάμετρο στην περιοχή από 1 nm έως 10 μm (Sirivithayapakorn and Keller, 2003; Bradford et al, 2002; Sim and Chrysikopoulos, 2000) που βρίσκονται σε αιώρηση σε ένα κινούμενο ρευστό. Οργανικά, ανόργανα και μικροβιολογικά κολλοειδή υπάρχουν στα φυσικά συστήματα υπόγειων νερών, συμπεριλαμβανομένων των χουμικών υλικών, ιζημάτων ορυκτών, οξειδίων σιδήρου και αργιλίου, πυριτικών αργίλων, ιών και βακτηρίων. Όταν τα κολλοειδή που μελετώνται ως προς τη συγκράτηση είναι βακτήρια, ιοί ή πρωτόζωα αναφέρονται ως βιοκολλοειδή . Τα βιοκολλοειδή έχουν πολλά χαρακτηριστικά που μπορούν να διευκολύνουν ή να εμποδίσουν τη σύλληψη όπου ένα αδρανές κολλοειδές δεν διαθέτει. Η καλύτερη κατανόηση των μηχανισμών που ευθύνονται για τη μεταφορά των κολλοειδών και τη σύλληψη είναι αναγκαία για την εκτίμηση της εξάπλωσης των ρύπων των υπογείων νερών, την εφαρμογή λύσεων βιοαποκατάστασης, και την προστασία των αποθεμάτων πόσιμου νερού και του περιβάλλοντος των επιφανειακών νερών.

Η μεταφορά αυτών των παθογόνων βιοκολλοειδών θέτει σε μεγάλο κίνδυνο τους υδάτινους πόρους και έχει προκαλέσει μεγάλα κρούσματα υδατογενών ασθενειών. Οι διαδικασίες μεταφοράς βιοκολλοειδών μέσω κορεσμένων και ακόρεστων πορωδών μέσων είναι σημαντικού ενδιαφέροντος, για την προστασία των αποθεμάτων υπόγειων νερών από

τη μόλυνση, για την εκτίμηση κινδύνου από παθογόνους μικροοργανισμούς στα υπόγεια νερά και για το σχεδιασμό καλύτερων συστημάτων επεξεργασίας νερού για την αφαίρεση των βιοκολλοειδών από τις παροχές πόσιμου νερού. Στο Κεφάλαιο 1 γίνεται μια προσπάθεια να συγκεντρωθεί ένας μεγάλος όγκος των εργασιών που έχουν γίνει ήδη και της προόδου που έχει σημειωθεί προς την κατανόηση των διάφορων βασικών πολυδιαδικασιών πάνω στην πρόβλεψη της μεταφοράς των βιοκολλοειδών σε κορεσμένα και ακόρεστα πορώδη μέσα. Υπάργουν διάφορες βασικές διαδικασίες, όπως φυσικές, γημικές και βιολογικές που είναι σημαντικές στη μεταφορά των βιοκολλοειδών. Οι φυσικές διαδικασίες όπως η μεταγωγή, η διασπορά, η διάγυση, η παρεμποδιζόμενη συγκράτηση (straining), η φυσική διήθηση, η προσρόφηση και οι βιολογικές διαδικασίες, όπως οι διαδικασίες αύξησης / αποσύνθεσης επηρεάζονται έντονα στη μεταφορά των βιοκολλοειδών στα κορεσμένα και ακόρεστα πορώδη μέσα. Η ακόρεστη ζώνη μπορεί να διαδραματίσει σημαντικό ρόλο στην προστασία των υδροφόρων στρωμάτων από τη μόλυνση από βιοκολλοειδή με τη διατήρησή τους στη στερεά φάση κατά τη διάρκεια της μεταφοράς τους μέσω της ζώνης. Τέλος, δίνεται έμφαση στην ερευνητική κατεύθυνση που ακολουθήθηκε, βάσει της βιβλιογραφικής ανασκόπησης της μεταφοράς βιοκολλοειδών στα κορεσμένα και ακόρεστα πορώδη μέσα.

1.1 ΜΟΛΥΝΣΗ ΥΠΟΓΕΙΩΝ ΥΔΑΤΩΝ ΑΠΟ ΒΙΟΚΟΛΛΟΕΙΔΗ - ΕΠΙΠΤΩΣΕΙΣ ΣΤΗΝ ΥΓΕΙΑ

Η διευκολυμένη από τα κολλοειδή μεταφορά μολυσματικών παραγόντων και η μεταφορά των βιοκολλοειδών στα πορώδη μέσα έχουν αναγνωριστεί ως σημαντικά περιβαλλοντικά ζητήματα (Keller and Auset 2007; Lazouskaya and Jin 2008; Sen and Khilar 2009; Vasiliadou and Chrysikopoulos, 2011). Υπάρχουν ποικίλα κολλοειδή σωματίδια: ανόργανα, οργανικά και μικροβιολογικά στα φυσικά συστήματα του υπεδάφους (Auset and Keller, 2004). Αυτά περιλαμβάνουν τις πυριτικές αργίλους, τα οξείδια σιδήρου και αργιλίου, τα ορυκτά ιζήματα, τα χουμικά υλικά, τους ιούς και τα βακτήρια (Sen και Khilar 2006). Αυτά τα κολλοειδή σωματίδια έχουν εύρος μεγέθους από 1 nm έως 10 μm και γενικά έχουν ηλεκτρικό φορτίο στις επιφάνειές τους (Sen και Khilar 2006). Τα βιοκολλοειδή ανήκουν σε αυτό το εύρος μεγέθους. Οι υδατογενείς ιοί περιλαμβάνουν τους εντεροϊούς, τον ιό Coxsackie, τον echo- ιό, τον ροταϊό, τον Noro ιό και τους ιούς της ηπατίτιδας Α και Β. Βακτήρια ανησυχίας είναι κυρίως τα

εντεροπαθογενή *E. coli*, Salmonella και Shigella ssp, Campylobacter jejuni και Aeromonas hydrophila, μεταξύ άλλων. Τα κύρια πρωτόζωα που έχουν μεταφερθεί με τα υπόγεια νερά είναι τα Cryptosporidium parvum και Giardia lamblia (Macler and Merkle 2000). Τα βακτήρια είναι μικροσκοπικοί (1 - 6 μm στο μέγεθος) μονοκύτταροι οργανισμοί με έναν πυρήνα, οι ιοί είναι υπομικροσκοπικοί (20 - 200 nm στο μέγεθος) βιολογικοί παράγοντες που αποτελούνται από μόρια νουκλεϊκών οξέων και ενός πρωτεϊνικού φακέλου (Nevecherya et al. 2005).

Η μικροβιακή μόλυνση του νερού οδηγεί συχνά σε μεγάλα κρούσματα υδατογενών ασθενειών (Macler and Merkle, 2000). Σχεδόν οι μισές από τις εκδηλώσεις υδατογενών ασθενειών που αναφέρονται κάθε χρόνο συνδέονται με τα υπόγεια νερά τα οποία μολύνονται με μικροοργανισμούς που προέρχονται από διαδικασίες σίτισης ζώων, αποκεντρωμένα συστήματα επεξεργασίας υγρών αποβλήτων (π.χ. σηπτικές δεξαμενές), τους έχοντες διαρροή σωλήνες λυμάτων, τις επεξεργασμένες ιλύς καθαρισμού λυμάτων (biosolids), και την τεχνητή επαναφόρτιση υδροφόρων στρωμάτων με επεξεργασμένα απόβλητα (Morris and Foster 2000; Anders and Chrysikopoulos, 2005; Gerba and Smith, 2005; Masciopinto et al., 2008; Chrysikopoulos et al., 2010). Κατά τη διάρκεια των τυπικών διαδικασιών επεξεργασίας υγρών αποβλήτων, οι περισσότεροι από τους μικροοργανισμούς αφαιρούνται. Εντούτοις, μερικά παθογόνα είναι συχνά ανθεκτικά στη χλωρίωση (Gerba, 1996) και μπορεί να είναι παρόντα στα απόβλητα εκροής, τα οποία μπορούν να μολύνουν τις παροχές πόσιμου νερού (Rose et al., 1996).

Μεταξύ όλων των κατηγοριών υδατογενών παθογόνων, οι ιοί μπορούν να προκαλέσουν ένα ευρύ φάσμα ασθενειών και συμπτωμάτων. Στη βιβλιογραφία έχει αναφερθεί ένας μεγάλος αριθμός επιδημιών που προκαλούνται από τους ιούς (Yao 1989; Kukkula et al., 1997; Kapikian and Chanock, 1996). Ο ιός της ηπατίτιδας A, οι calici- ιοί, οι αδενο-ιοί, ο ροταϊός, και οι έντερο-ιοί έχουν τη μέγιστη επίδραση στη δημόσια υγεία. Πολυάριθμες μελέτες έχουν δείξει την παρουσία εντερο-ιών στο ακατέργαστο και επεξεργασμένο πόσιμο νερό (Keswick et al., 1984; Keswick et al., 1982), στα υγρά απόβλητα (Payment, 1981, 1998; Vantarakis and Papapetropoulou, 1998b), και στην ιλύ (Craun, 1984), όπως και την παρουσία εντερο-ιών και αδενο-ιών στο νερό της θάλασσας (Tsai et al., 1993; Girones et al., 1993; Abbaszadegan et al., 1993; Puig et al., 1994; Enriquez et al., 1995; Enriquez and Gerba, 1995; Vantarakis and Papapetropoulou, 1998a). Οι ροταϊοί έχουν ανιχνευθεί στα λύματα (Mehnert and Stewien 1993; Gajardo et al., 1995),

4

στο νερό ποταμών (Gilgen et al., 1997), στα υπόγεια νερά (Abbaszadegan et al., 1999), και στο πόσιμο νερό (Jothikumar et al., 1995; Gratacap-Cavallier et al., 2000).

Οι Bradford et al. (2002) ανέφεραν ότι αυτά τα σωματίδια κολλοειδών μπορούν να απελευθερωθούν στο διάλυμα του εδάφους και τα υπόγεια νερά μέσω ποικίλων υδρολογικών, γεωχημικών και μικροβιολογικών διαδικασιών. Οι κύριες διαβάσεις και οι μηχανισμοί για τη μεταφορά των μολυσματικών παραγόντων μπορούν να διαφέρουν στην ακόρεστη (vadose) και στην κορεσμένη ζώνη, λόγω των διαφορετικών συνθηκών. Η ακόρεστη ζώνη περιλαμβάνει το περιβάλλον του υπεδάφους, που τοποθετείται μεταξύ της επιφάνειας του εδάφους και της κορεσμένης ζώνης του υπεδάφους (υπόγεια νερά). Η ακόρεστη ζώνη είναι το πρώτο περιβάλλον του υπεδάφους που συναντάται από τους μολυσματικούς παράγοντες που απελευθερώνονται μέσω ανθρώπινων δραστηριοτήτων. Γενικά, η ακόρεστη ζώνη χαρακτηρίζεται από την παρουσία οξυγόνου, την παρουσία μιας διεπιφάνειας αέρα - νερού, και την παρουσία σχετικά υψηλών συγκεντρώσεων μοριακής οργανικής ουσίας και υψηλής μικροβιακής δραστηριότητας. Οι χημικές συνθήκες ποικίλλουν σημαντικά με το χρόνο και το χώρο, λόγω των μεγάλων οριζόντιων και κατακόρυφων διακυμάνσεων στη σύνθεση της στερεάς φάσης.

Η μεταφορά των μολυσματικών παραγόντων στην ακόρεστη ζώνη είναι κυρίως κατακόρυφη (Sen and Khilar, 2006). Η κορεσμένη ζώνη αφ' ετέρου χαρακτηρίζεται γενικά από πολύ χαμηλότερο περιεχόμενο οργανικής ουσίας, πολύ χαμηλότερη περιεκτικότητα σε οξυγόνο και μια χαμηλότερη ικανότητα προσρόφησης της στερεάς φάσης. Σε σύγκριση με την ακόρεστη ζώνη, οι χημικές συνθήκες είναι λιγότερο μεταβλητές στο χρόνο και στο χώρο επειδή γενικά, η επιρροή της διάλυσης και της εξατμισοδιαπνοής θα είναι αμελητέα. Η μεταφορά των μολυσματικών παραγόντων στην κορεσμένη ζώνη είναι κυρίως οριζόντια (Sen and Khilar, 2006) και αυτό έχει ιδιαίτερη σημασία για τη μεταφορά ανόργανων μολυσματικών παραγόντων. Οι διαδικασίες μεταφοράς βιοκολλοειδών μέσω των κορεσμένων και ακόρεστων πορωδών μέσων είναι σημαντικού ενδιαφέροντος για την προστασία των αποθεμάτων υπόγειων νερών από τη μόλυνση (Redman et al., 2001; Surampalli et al., 1997; Sim and Chrysikopoulos, 2000; Bolster et al., 2001; Anders and Chrysikopoulos 2006,2009; Torkzaban et al., 2008), την εκτίμηση κινδύνου στα υπόγεια νερά από τα παθογόνα (π.χ. Bitton and Gerba, 1984; Bruens et al., 2000; Goyal et al., 1989; Morris and Foster, 2000; Nola et al., 2001; Rose et al., 2000; Scandura and Sobsey, 1997; Taylor et al., 2004; Yates and Yates, 1988) και για το σχεδιασμό καλύτερων συστημάτων επεξεργασίας νερού για την αφαίρεση των βιοκολλοειδών από τις παροχές πόσιμου νερού (π.χ. Gerba and Goyal, 1985; Macler and Merkle, 2000; Schijven and Hassanizadeh, 2001).

Επειδή τα βιοκολλοειδή είναι έμβιοι οργανισμοί, η μεταφορά τους στο υπέδαφος είναι πιο σύνθετη απ' ότι στην περίπτωση μεταφοράς κολλοειδών διαλυτών ουσιών (Sen and Khilar, 2006; Sen and Khilar, 2009). Όχι μόνο υπόκεινται στα ίδια φυσικοχημικά φαινόμενα όπως τα κολλοειδή (Sen et al., 2004), αλλά υπάρχει επίσης ένας αριθμός αυστηρών βιολογικών διαδικασιών που έχουν επιπτώσεις στη μεταφορά τους. Η πολυπλοκότητα έχει προκαλέσει διάφορες ασυνέπειες και αβεβαιότητες, σχετικά με τη μεταφορά βιοκολλοειδών ή μικροβίων λόγω των διακυμάνσεων στις μικροβιακές ιδιότητες όπως στο μέγεθος, στη μορφή, στην υδροφοβικότητα και στο ηλεκτροστατικό φορτίο (Ginn et al., 2002). Διάφορες φυσικές, βιολογικές και ηλεκτροστατικές/χημικές διαδικασίες διέπουν τη μεταφορά βιοκολλοειδών και τη μόλυνση των υπόγειων νερών. Ένας μεγάλος αριθμός μικροβιακών παθογόνων είναι γνωστός ό,τι μολύνει ή μπορεί να μολύνει τα υπόγεια νερά (Benenson, 1995; Kramer et al., 1996; Macler and Merkle, 2000). Οι Macler and Merkle (2000) παρουσίασαν κάποια λίστα βιοκολλοειδών οργανισμών και τις επιπτώσεις στην υγεία που σχετίζονται με αυτούς στον Πίνακα 1.1.

Οργανισμοί	Συσχετιζομενες επιπτωσεις στην υγεια		
Ιοί			
Coxsackie	Πυρετός, φαρυγγίτιδα (πονόλαιμος), εξάνθημα, ασθένεια του αναπνευστικού, διάρροια, αιμορραγική επιπεφυκίτιδα, περικαρδίτιδα, ασηπτική μηνιγγίτιδα, εγκεφαλίτιδα, αντιδραστικός εξαρτώμενος από ινσουλίνη διαβήτης, ασθένειες χεριών, ποδιών και στόματος		
Echo	Πάθηση του αναπνευστικού, πυρετός με εξάνθημα		
Norwalk	Γαστρεντερίτιδα (πυρετός, έμετος, διάρροια)		
Hepatitis A	Πυρετός, ναυτία, ηπατική ανεπάρκεια		
Hepatitis E	Πυρετός, ναυτία, ίκτερος, θάνατος		
Rota	Γαστρεντερίτιδα (πυρετός, έμετος, διάρροια)		
Enteric adeno	Πάθηση του αναπνευστικού, γαστρεντερίτιδα		
Calici	Γαστρεντερίτιδα		
Βακτήρια			
Escherichia coli	Γαστρεντερίτιδα (διάρροια)		

Πίνακας 1.1: Βιοκολλοειδή (Παθογόνοι μικροοργανισμοί) στο υπέδαφος (Macler and Merkle 2000)

Οργανισμοί	Συσχετιζόμενες επιπτώσεις στην υγεία		
Salmonella spp.	Εντεροκολίτιδα (πυρετός, διάρροια, έμετος), ενδοκαρδίτιδα, μηνιγγίτιδα, περικαρδίτιδα, αντιδραστική αρθρίτιδα, πνευμονία		
Shigella spp.	Γαστρεντερίτιδα, αντιδραστική αρθρίτιδα		
Campylobacter jejuni	Γαστρεντερίτιδα (διάρροια, πυρετός, έμετος)		
Yersinia spp.	Διάρροια, αντιδραστική αρθρίτιδα		
Vibrio cholera	Διάρροια, έμετος, θάνατος		
Πρωτόζωα			
Cryptosporidium parvum	Διάρροια		
Giardia lamblia	Χρόνια διάρροια		

1.2 ΠΗΓΕΣ ΒΙΟΚΟΛΛΟΕΙΔΩΝ ΤΟΥ ΕΔΑΦΟΥΣ

Ανησυχία και ενδιαφέρον έχει δημιουργηθεί στην ερευνητική κοινότητα για τις πηγές, τη μεταφορά και την τύχη των υδατογενών μικροοργανισμών σε σχέση με τα υδροφόρα στρώματα και τα υπόγεια νερά. Η μόλυνση των υπόγειων νερών με παθογόνους μικροοργανισμούς θεωρείται γενικά σαν αποτελέσμα της μεταφοράς, ή της εισαγωγής κοπρανώδους υλικού στο υπέδαφος (Macler and Merkle, 2000).

Μεταξύ των παθογόνων μικροοργανισμών, οι ιοί προκαλούν μεγαλύτερη ανησυχία επειδή είναι μικρότεροι από τα βακτήρια και τα πρωτόζωα και πολύ πιο ευκίνητοι στο περιβάλλον του υπεδάφους (Torkzaban et al., 2006). Επιπλέον, είναι σταθερότεροι και φέρουν αρνητικό επιφανειακό φορτίο (Schijven and Hassanizadeh, 2001). Οι ιοί μπορούν να θεωρηθούν κρισιμότεροι στην ποιότητα υπόγειων νερών από τα παθογόνα *E. coli*, λόγω του μικρότερου μεγέθους, της σταθερότητας και του αρνητικού φορτίου τους, της ευκολότερης μεταφοράς τους σε μεγαλύτερες αποστάσεις στο έδαφος και λόγω της μολυσματικότητάς τους, με αποτέλεσμα να αποτελούν σημαντική απειλή της δημόσιας υγείας (Schijven and Hassanizadeh, 2001). Συνεπώς, είναι αρκετά σημαντικό να ελεγχθεί ο βαθμός παρουσίας ιών στα υπόγεια νερά και τα υδρόβια συστήματα. Ο έλεγχος παρουσίας ιών στα περιβαλλοντικά συστήματα πραγματοποιείται συχνά με τη χρήση βακτηρίωνδεικτών (κοπρανώδη κολοβακτηρίδια, *Escherichia coli*, και κοπρανώδεις στρεπτόκοκκοι), τα οποία υιοθετούνται ως μόνοι δείκτες της κοπρανώδους μόλυνσης.

Έχει αναφερθεί στη βιβλιογραφία ότι οι ιοί που είναι παρόντες στα διάφορα υδρόβια συστήματα επιζούν συχνά περισσότερο από τα κοπρανώδη βακτήρια-δείκτες (Wheeler, 1990; Melnick and Gerba, 1980; Enriquez et al., 1995; Wellings et al., 1975; Shaffer et al.,

7

1980; Craun, 1992; Metcalf et al., 1995). Επιπλέον, υπάρχουν ενδείξεις ότι μερικοί ιοί μπορούν να είναι ανθεκτικότεροι στις ακραίες περιβαλλοντικές συνθήκες και στις διαδικασίες επεξεργασίας νερού, από τα κολοβακτηρίδια (Havelaar et al., 1993; Merret et al., 1989; Wellings et al., 1975; Berg et al., 1978; Payment et al., 1985, 1993; Jofre et al., 1995; Gantzer et al., 2002). Συνεπώς, η αναξιοπιστία των πρότυπων μικροοργανισμώνβακτηρίων (Berg and Metcalf, 1978; Griffin et al., 2001; Melnick and Gerba, 1982; Nwachuku et al., 2002; Payment et al., 1985; Rose et al., 1986; Noble and Fuhrman, 2001; Harwood et al., 2005) οδήγησε στην αναζήτηση εναλλακτικών λύσεων. Διάφορες ομάδες βακτηριοφάγων, όπως οι σωματικοί κολιφάγοι, F^+ specific (male-specific), RNA βακτηριοφάγοι (Havelaar, 1993), και οι βακτηριοφάγοι του *Bacteroides fragilis* (Tartera and Jofre, 1987) έχουν προσδιοριστεί ως ελπιδοφόροι υποψήφιοι δείκτες κοπρανώδους μόλυνσης προερχόμενης από την παρουσία ιών.

Οι Sen and Khilar (2006) και οι Ryan and Elimelech (1996) υπογράμμισαν διάφορες πηγές αβιοτικών κολλοειδών σωματιδίων που περιλαμβάνουν την επιτόπια μετακίνηση των σωματιδίων που είναι φυσικά παρόντα και το σχηματισμό κολλοειδών σωματιδίων από την κατακρήμνιση από τα υπέρκορα διαλύματα και την άμεση εισαγωγή των κολλοειδών σωματιδίων στο υπέδαφος μέσω διαδικασιών διαχείρισης αποβλήτων, όπως οι διαδικασίες που περιγράφονται παραπάνω. Η μεταφορά βιοκολλοειδών στο υπέδαφος μπορεί να περιλαμβάνει μερικές από τις διαδικασίες μετακίνησης που συνδέονται με τα αβιοτικά κολλοειδή και αναφέρονται από τους Sen and Khilar (2009). Εντούτοις, επειδή τα βιοκολλοειδή ή τα μικρόβια είναι έμβιοι οργανισμοί, η μεταφορά τους είναι πιο σύνθετη. Διάφορες φυσικές, βιολογικές και ηλεκτροστατικές/χημικές διαδικασίες διέπουν τη μικροβιακή μεταφορά.



Σχήμα 1.1: Μεταφορά και επιβίωση ιών στο υπέδαφος (τροποποίηση από Keswick and Gerba, 1980)

Ιδιαίτερη έρευνα έχει διεξαχθεί για την εκτίμηση και τη προσομοίωση των διαδικασιών που διέπουν την αφαίρεση των παθογόνων μικροοργανισμών από το έδαφος (δείτε τη Βιβλιογραφική Ανασκόπηση από Schijven and Hassanizadeh, 2000). Μόλις γίνουν κατανοητές η τύχη και η μεταφορά των παθογόνων στα πορώδη μέσα, είναι εύλογη μια καλύτερη και ακριβής εκτίμηση των αποστάσεων εξασθένησης που απαιτούνται για την παραγωγή ασφαλούς πόσιμου νερού από τα υπόγεια νερά. Εντούτοις, λόγω μερικών περιορισμών, όπως της περιορισμένης ευαισθησίας των μεθόδων μέτρησης παθογόνων ιών και βακτηρίων, είναι λογικό να χρησιμοποιηθούν υποκατάστατα. Συγκεκριμένα, οι βακτηριοφάγοι χρησιμοποιούνται ως υποκατάστατα για τους παθογόνων βακτηρίων. Θεωρείται ότι οι διαδικασίες που καθορίζουν τη μεταφορά των υποκατάστατων κολλοειδών σωματιδίων (βακτηριοφάγων και μικροσφαιρών - κολλοειδών) κατά τη διάρκεια της μεταφοράς στο έδαφος είναι αντιπροσωπευτικές των παθογόνων μικροοργανισμών (Gerba, 1984).

Εκτός από την ανάγκη γνώσης της μεταφοράς και της τύχης των κολλοειδών ως υποκατάστατα των παθογόνων μικροοργανισμών, μια ακριβής γνώση μεταφοράς των κολλοειδών είναι ζωτικής σημασίας για την ανάπτυξη αποδοτικών στρατηγικών βιοαποκατάστασης (Rittman et al., 1992; Wilson and Jones, 1993; Kalogerakis et al., 2005) και για την κατανόηση των εδαφικών σχηματισμών (McDowell-Boyer et al., 1986). Η μετακίνηση κολλοειδών στα πορώδη μέσα είναι επίσης ανησυχητική, λόγω της

διευκολούμενης από το κολλοειδές μεταφοράς ενός εύρους ανόργανων (βαρέα μέταλλα και ραδιονουκλεϊδια) και οργανικών (φυτοφάρμακα, αρωματικοί υδρογονάνθρακες, και φαρμακευτικά είδη) μολυσματικών παραγόντων που προσροφούνται πάνω σε αυτά τα σωματίδια και μετακινούνται σε μεγάλες αποστάσεις (de Jonge et al., 1998; Ryan et al., 1998; McGechan and Lewis, 2002). Ως εκ τούτου, η περιεκτική γνώση της μεταφοράς των κολλοειδών γενικά, και των βιοκολλοειδών ιδιαίτερα (π.χ. ιοί, βακτήρια) στο περιβάλλον του υπεδάφους είναι ουσιαστική για την πρόβλεψη της τύχης των παθογόνων και χημικών μολυσματικών παραγόντων. Η μεταφορά κολλοειδών στα πορώδη μέσα εξαρτάται από διάφορες φυσικές και χημικές διαδικασίες συμπεριλαμβανομένης της μεταγωγής, της διασποράς, της μεταφοράς μάζας στην ενδιάμεση φάση, και των βιογεωχημικών αντιδράσεων. Οι βιολογικές διαδικασίες, όπως η αύξηση ή την αφαίρεση των μικροοργανισμών στα πορώδη μέσα (e.g. Dowd and Pillai, 1997; Gordon and Toze, 2003). Πολλές από αυτές τις βιολογικές διαδικασίες επηρεάζονται επίσης από τις φυσικές καταστάσεις των χημικών (Nasser et al., 1993).

1.3 ΚΟΛΛΟΕΙΔΕΙΣ ΙΔΙΟΤΗΤΕΣ ΤΩΝ ΙΩΝ

Οι ιοί είναι τα μικρότερα γνωστά ενδοκυτταρικά παράσιτα. Είναι κολλοειδείς στο μέγεθος και γενικά με εύρος από 20 έως 200 nm (Bitton, 1975) (Πίνακας 1.2). Δεδομένου ότι το νουκλεϊνικό οξύ τους είναι σε ένα καψίδιο, συμπεριφέρονται ως επαμφοτερίζοντα κολλοειδή στα οποία το επιφανειακό φορτίο καθορίζεται από τον ιονισμό της χημικής λειτουργικής ομάδας. Τα χημικά χαρακτηριστικά της επιφάνειας των ιών και η συμπεριφορά των φορτίων τους είναι πολύ σημαντικά για τον καθορισμό της μεταφοράς τους στο περιβάλλον του υπεδάφους.

Το επιφανειακό φορτίο των ιών καθορίζεται από τη σύλληψη και αποβολή πρωτονίων των λειτουργικών ομάδων αμινοξέων των πολυπεπτιδίων που περιλαμβάνονται στο καψίδιο του ιού. Η πλειοψηφία των λειτουργικών ομάδων είναι του καρβοξυλικού και αμινο τύπου (Taylor et al., 1981). Το επιφανειακό φορτίο των ιών δημιουργείται από τις ακόλουθες αντιδράσεις οξέος-βάσεως (Taylor et al., 1981):

$$COOH \Leftrightarrow COO^- + H^+ \tag{1.1}$$

$$NR_{2}H^{+} \Leftrightarrow NR_{2} + H^{+}$$
(1.2)

$$pH - OH \Leftrightarrow pH - O^{-} + H^{+}$$
(1.3)

Το συνολικό φορτίο σε οποιοδήποτε pH εξαρτάται από τη συγκέντρωση στην επιφάνεια των ιονιζόμενων ομάδων και των σταθερών διάστασής τους. Το pH στο οποίο ένας ιός έχει μηδενικό καθαρό φορτίο, το ισοηλεκτρικό σημείο, ποικίλλει με τη σύνθεση του καψιδίου. Σε χαμηλότερο pH, η σύλληψη πρωτονίων (protonation) των ιονιζόμενων ομάδων παράγει θετικό φορτίο, ενώ σε υψηλό pH κυριαρχεί η αποβολή πρωτονίων (deprotonation) δίνοντας ένα καθαρό αρνητικό φορτίο.

Κατηγορία	Μικροοργανισμός	Μέγεθος
Ιός	Βακτηριοφάγος	0.02-0.2 μm διάμετρος
	Ιός της πολιομυελίτιδας	0.03 μm διάμετρος
Βακτήρια	Βακτηριακά σπόρια (<i>Bacillus,</i> κλωστρίδια)	1 μm
	E. coli	0.5 μm x 1.0 μm x 2.0 μm
	Salmonella typhi	0.6 μm x 0.7 μm x 2.5 μm
	Shigella spp.	0.4 μm x 0.6 μm x 2.5 μm
Πρωτόζωα	Cryptosporidium ωοκύστες	4.0-6.0 μm διάμετρος
	Giardia	7.0-14.0 μm διάμετρος
	Enteroamoeba histolitica	20-25 μm διάμετρος

Πίνακας 1.2: Κατά προσέγγιση μεγέθη επιλεγμένων μικροοργανισμών

1.4 ΤΥΧΗ ΚΑΙ ΜΕΤΑΦΟΡΑ ΤΩΝ ΒΙΟΚΟΛΛΟΕΙΔΩΝ ΣΤΑ ΠΟΡΩΔΗ ΜΕΣΑ

Η προστασία και η αποκατάσταση των υπόγειων νερών απαιτούν κατανόηση των διάφορων διαδικασιών που έχουν επιπτώσεις στην τύχη και στη μεταφορά των μολυσματικών παραγόντων στο περιβάλλον του υπεδάφους. Το βιοκολλοειδή μεταφέρονται ως ελεύθερα κύτταρα ή συνδέονται με άλλα κολλοειδή, όπως τα σωματίδια του εδάφους ή το λίπασμα. Οι φυσικές διαδικασίες, όπως η μεταγωγή, η διασπορά, η διάχυση, η παρεμποδιζόμενη συγκράτηση και η φυσική διήθηση, η προσρόφηση και οι βιολογικές διαδικασίες, όπως οι διαδικασίες αύξησης / αποσύνθεσης που περιλαμβάνουν την ενεργή προσκόλληση / αποκόλληση, η επιβίωση και ο χημειοτακτισμός επηρεάζονται έντονα στη μεταφορά των βιοκολλοειδών στα κορεσμένα και ακόρεστα πορώδη μέσα. Αν και υπάρχει ένα μεγάλο μέρος δημοσιευμένης έρευνας για τη μεταφορά βιοκολλοειδών

στο υπέδαφος, ένα μεγάλο τμήμα αυτής εστιάζει στη μεταφορά στην κορεσμένη ζώνη (Bales et al., 1989; Chu et al., 2000,2001; Fontes et al., 1991; Harvey, 1997; Hornberger et al., 1992; McCarthy and McKay, 2004; McKay et al., 1993; Sen and Khilar 2006; Sen and Khilar, 2009; Sen et al., 2004) παρά στη μεταφορά στην ακόρεστη ζώνη.

Στα ακόρεστα πορώδη μέσα πρόσθετοι μηχανισμοί (έναντι της κορεσμένης ζώνης) για τη μεταφορά κολλοειδών αναφέρονται, όπως κολλοειδή που συγκρατούνται στη διεπιφάνεια υγρού - αέρα (Crist et al., 2004, 2005; Gao et al., 2008; Zevi et al., 2005), κολλοειδή που συγκρατούνται λόγω της παρεμποδιζόμενης συγκράτησης (Wan and Tokunaga, 1997; Bradford et al., 2006), κολλοειδή που συγκρατούνται στη διεπιφάνεια στερεού-υγρού-αέρα (Williams and Berg, 1992; Abdel-Fattah and El-Genk, 1998; Sirivithayapakorn and Keller, 2003; Lazouskaya and Jin, 2006) και αποθήκευση κολλοειδών στην ακίνητη ζώνη (Cherrey et al., 2003; Gamerdinger and Kaplan, 2001; Gao et al., 2006), αντίστοιχα.

1.4.1 Μεταγωγή, Διασπορά και Διάχυση

Διάχυση είναι η φυσική τάση των διαλυμένων και αιωρούμενων ουσιών να κινούνται από περιοχές μεγαλύτερης συγκέντρωσης προς εκείνες μικρότερης συγκέντρωσης. Ο ρυθμός αλλαγής στη συγκέντρωση περιγράφεται για τα συστήματα υπόγειων νερών από τον πρώτο και δεύτερο νόμο του Fick (Freeze and Cherry, 1979; Logan, 2001). Οι διαδικασίες διάχυσης είναι ένα άμεσο αποτέλεσμα της τυχαίας μετακίνησης των σωματιδίων (κίνηση Brown), που συνδέεται με την κινητική ενέργεια των μορίων. Γενικά, η ταχύτητα των σωματιδίων αυξάνεται με τη μείωση της μάζας των σωματιδίων, με συνέπεια να παρατηρούνται υψηλότερουι ρυθμοί διάχυσης στα μικρότερα σωματίδια. Ο Shaw (1998) συνόψισε τις μελέτες που δείχνουν τους ρυθμούς διάχυσης για κολλοειδή σωματίδια διαμέτρου 1 nm οι οποίοι είναι τρία μεγέθη υψηλότεροι από εκείνους των κολλοειδών διαμέτρου 1 μm $(2.1 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}}$ έναντι $2.1 \times 10^{-13} \text{ m}^2/\text{s}$). Οι ρυθμοί μεταφοράς βιοκολλοειδών λόγω της διάχυσης είναι χαρακτηριστικά πολύ χαμηλότεροι από εκείνους που παρατηρούνται στα συστήματα υπόγειων νερών, λόγω της ροής υπόγειων νερών (Fetter, 1999).

Η διασπορά προκαλείται με μοριακή διάχυση και υδροδυναμική μίξη αντίστοιχα. Η μεταγωγή καθορίζεται από τη μεταφορά ενός μη-αντιδρώντος, συντηρητικού ιχνηθέτη σε

μια μέση ταχύτητα υπόγειων νερών. Στη μεταγωγή, τα αιωρούμενα σωματίδια μετακινούνται, μέσω ενός υδροφόρου στρώματος, με τα ρέοντα υπόγεια νερά. Βασικά, τα κολλοειδή, συμπεριλαμβανομένων των βιοκολλοειδών, και οι διαλυτές ουσίες υποβάλλονται σε μεταγωγή κινούμενες με το νερό των πόρων του οποίου η ταχύτητα εξαρτάται από την κλίση της υδραυλικής πίεσης, την κατανομή του πορώδους και τη διαπερατότητας (Keller and Auset, 2007; Ginn et al., 2002; Logan 2001). Η επίλυση των εξισώσεων Navier-Stokes στην κλίμακα των πόρων δείχνει ότι ακόμη και για αρκετά σύνθετη γεωμετρία πόρων, το τοπικό προφίλ ταχύτητας είναι σχεδόν παραβολικό με τις μεγαλύτερες ταγύτητες να παρατηρούνται στο κέντρο των λαιμών των πόρων, και τις πιο αργές κατά μήκος των διεπιφανειών στερεού - νερού (SWI) ή/και αέρα - νερού (AWI) (de Marsily, 1986; Baumann and Werth, 2004). Κατά συνέπεια, οι διαλυτές ουσίες και τα κολλοειδή που ξεκινούν τη μεταφορά τους κοντά στο κέντρο του πόρου, στους μεγαλύτερους πόρους, είναι σε ένα αρκετά υψηλότερο ρυθμό ταχύτητας από εκείνα κατά μήκος των SWI και των AWI και άλλων περιοχών χαμηλής ταχύτητας (π.χ. αδιέξοδοι πόροι). Αυτό το φαινόμενο δημιουργεί τη διασπορά των κολλοειδών σε πορείες μέσω των πορωδών μέσων, λόγω των διακυμάνσεων στο πεδίο ταχυτήτων του ρευστού και του δαιδαλώδους των πόρων (Auset and Keller, 2004). Η μεταγωγή στα πορώδη μέσα συνδέεται, επίσης, με την υδροδυναμική διασπορά, τη διαδικασία μίξης που προκύπτει από το δαιδάλωδες των πόρων των πορειών μεταγωγής που αποτελείται από τη μοριακής κλίμακας (διάχυση) ή τη σωματιδιακής - κλίμακας (Brownian) ανάμιξη (Ginn et al., 2002). Η μεταφορά των βιοκολλοειδών στα πορώδη μέσα μπορεί να περιγραφεί γενικά από την εξίσωση μεταγωγής - διασποράς - προσρόφησης (ADS) (de Marsily, 1986). Διάφορες εκφράσεις της εξίσωσης ADS έχουν χρησιμοποιηθεί για τη μεταφορά των κολλοειδών, γενικά, και των βιοκολλοειδών πιο συγκεκριμένα (Corapcioglu and Haridas, 1984, 1985; Murphy and Ginn, 2000; Pang et al., 2003; Powelson and Mills, 2001; Schijven and Hassanizadeh, 2001; Sen et al., 2005; Yao et al., 1971; Sim and Chrysikopoulos, 1995).



Σχήμα 1.2: Απεικόνιση των τριών κύριων μηχανισμών μεταφοράς αιωρούμενων κολλοειδών στην επιφάνεια ενός συλλέκτη (Μετά από τους O'Melia and Tiler, 1993)

1.4.2 Διηθήσεις

Η συγκράτηση των κολλοειδών/βιοκολλοειδών σε κορεσμένα πορώδη μέσα διέπεται από τρεις κύριους μηχανισμούς απόθεσης: (α) μηχανική διήθηση (επιφάνειας), (β) διήθηση παρεμπόδισης (straining) και (γ) σύνδεση (φυσική-χημική διήθηση) (McDowell-Boyer et al., 1986). Ποσοτικές λεπτομερείς περιγραφές των διάφορων μηχανισμών διήθησης έχουν συζητηθεί σε μια βιβλιογραφική ανασκόπηση από τους Logan (2001).

Μηχανική διήθηση. Η μηχανική διήθηση συμβαίνει όταν τα αιωρούμενα σωματίδια στο διάλυμα είναι πάρα πολύ μεγάλα για να εισαχθούν στα κανάλια των πόρων του πορώδους μέσου όπως φαίνεται στην Σχήμα 1.3 και οδηγεί στο σχηματισμό ενός επιφανειακού στρώματος από την πλευρά του κόλπου του λαιμού των πόρων. Δεδομένου ότι το επιφανειακό στρώματος πυκνώνει από την προσθήκη περισσότερων κολλοειδών, η απώλεια υδραυλικής κλίσης κατά μήκος αυτού του στρώματος αυξάνει και η διαπερατότητα μειώνεται, με συνέπεια μια μείωση στο ρυθμό ροής.

Παρεμποδιζόμενη Συγκράτηση (Straining). Αυτός είναι ένας από τους πιο σημαντικούς μηχανισμούς που διέπουν τη μεταφορά των βιοκολλοειδών/κολλοειδών στα πορώδη μέσα. Ο μηχανισμός παρεμποδιζόμενης συγκράτησης περιλαμβάνει το φυσικό φράξιμο της μετακίνησης μέσω των πόρων που είναι μικρότεροι από τους ιούς-βακτήρια (Corapcioglu and Haridas, 1984; Ginn et al., 2002; Stevik et al., 2004). Η εμφανέστερη διαδικασία αποκλεισμού εμφανίζεται όταν η διάμετρος των κολλοειδών είναι μεγαλύτερη
ή ίση με το λαιμό των πόρων που εισάγονται, με συνέπεια είτε τον αποκλεισμό (το κολλοειδές δεν περνά στην άλλη πλευρά του πόρου), είτε τη παρεμπόδιση με τη σύνδεση των κολλοειδών στη διεπιφάνεια στερεού-νερού. Το κρίσιμο μέγεθος πόρων για τη δημιουργία "παρεμποδιζόμενης συγκράτησης" εξαρτάται από το μέγεθος του κολλοειδούς και την κατανομή του μεγέθους των πόρων του μέσου (McDowell-Boyer et al., 1986; Bradford et al., 2002, 2003). Η "παρεμποδιζόμενη συγκράτηση" έχει αποδειχθεί να εμφανίζεται στην επιφάνεια του εδάφους ή στο όριο δύο διαφορετικών εδαφικών δομών όπου τα κολλοειδή αντιμετωπίζουν ένα νέο δίκτυο πόρων (Bradford et al., 2003). Η λύση των εξισώσεων Navier-Stokes στην κλίμακα των πόρων δείχνει μια υψηλότερη μέση ενδοπορώδη ταχύτητα να εμφανίζεται στους μεγαλύτερους πόρους απ' ότι στους μικρότερους πόρους. Στη σύνθετη γεωμετρία των φυσικών πορωδών μέσων υπάρχουν πολλές περιοχές που είναι σχεδόν στάσιμες, όπως οι μικροί πόροι που διαμορφώνονται κοντά στα σημεία επαφής κόκκου-κόκκου και τους αδιέξοδους πόρους. Επομένως, αυτές οι περιοχές είναι επιρρεπείς στην "παρεμποδιζόμενη συγκράτηση" των κολλοειδών (Cushing and Lawler, 1998). Όμως η φυσικοχημική διήθηση πραγματοποιείται όπου τα σωματίδια είναι πολύ μικρά σχετικά με τα μεγέθη των πόρων και αφαιρούνται από τις φυσικές και γημικές δυνάμεις μεταξύ των σωματιδίων και των μέσων.

Λόγω των μεγεθών τους, η μεταφορά των βακτηρίων και των πρωτοζώων μέσω των πορωδών μέσων μπορεί να ελέγχεται και από την παρεμποδιζόμενη συγκράτηση και από τη φυσικοχημική διήθηση. Εντούτοις, επειδή είναι ουσιαστικά μικρότεροι, η μεταφορά των ιών μέσω των πορωδών μέσων θεωρείται ότι διέπεται κυρίως από τη φυσικοχημική διήθηση. Το μέγεθος της συγκράτησης των κολλοειδών/βιοκολλοειδών από την παρεμπόδιση εξαρτάται και από τις ιδιότητες των κολλοειδών/βιοκολλοειδών και από τις ιδιότητες του πορώδους μέσου. Ο βαθμός στον οποίο εμφανίζεται η παρεμπόδιση εξαρτάται από την αναλογία της διαμέτρου του κολλοειδούς/βιοκολλοειδούς (dp) και του συλλέκτη ή του μέσου (d_c). Αυτή η αναλογία ορίζεται ως d_p/d_c για τα φίλτρα ομοιογενούς μέσου ή ως dp/dc για τα φίλτρα ετερογενούς μέσου με την dc να αναφέρεται στο μέγεθος κόκκων. Οι Bradford et al. (2002) πρότειναν ότι η παρεμπόδιση πρέπει να εξετάζεται όταν $d_p/d_c>0.0017$ και ότι αυτή είναι σημαντική όταν $d_p/d_c>0.005$ (Bradford et al., 2005). Η παρεμπόδιση είναι επίσης ένα φαινόμενο εξαρτώμενο από το βάθος με τη μέγιστη παρεμπόδιση να παρατηρείται στον κολπίσκο (εσωτερικό τμήμα) στα πορώδη μέσα ή στην υφή της διεπιφάνειας μέσα στα πορώδη μέσα όπου το μεσαίο μέγεθος κόκκου μειώνεται (Bradford et al., 2005).



Σχήμα 1.3: Συλλέκτες του πορώδους μέσου που δείχνουν τα μηχανικά διηθημένα, παρεμποδιζόμενα συγκρατημένα και ανασχημένα κολλοειδή (τροποποίηση από Grabinski, 2007)

Το μέσο μέγεθος κόκκων του πορώδους μέσου είναι ένας σοβαρός παράγοντας στον καθορισμό της μεταφοράς των βακτηρίων (Fontes et al., 1991; Sharma and McInerney, 1994). Το μεγαλύτερο μέρος της δημοσιευμένης έρευνας για την παρεμποδιζόμενη συγκράτηση εστιάζει στο ρόλο των φυσικών παραγόντων, όπως το σχετικό μέγεθος του κολλοειδούς και του πορώδους μέσου, ενώ λιγότερη προσοχή έχει δοθεί στην πιθανότητα επιρροής της χημείας του διαλύματος και της υδροδυναμικής (Bradford et al., 2007). Οι γενικοί παράγοντες που επηρεάζουν την παρεμποδιζόμενη συγκράτηση και τελικά σημαντικά διέπουν τη μετακίνηση των βακτηρίων είναι το μέγεθος των κόκκων των πορωδών μέσων (Ausland et al., 2002; Fontes et al., 1991; Sharma and McInerney, 1994; Arturo and Auset, 2007; Ginn et al., 2002), το μέγεθος των βακτηριακών κυττάρων και το σχήμα (Ginn et al., 2002; Lawrence and Hendry, 1996), ο βαθμός κορεσμού σε νερό (Smith et al., 1985; Stevik et al., 2004; Arturo and Auset, 2007) και το φράξιμο των μέσων των φίλτρων (Sen et al., 2005, 2004; Stevik et al., 2004). Τέλος, τα βιοκολλοειδή μπορούν να έχουν επιφανειακά φορτία τετοια που να οδηγούν σε άπωση από τις επιφάνειες των κόκκων, κατά συνέπεια αποκλείοντάς τα από ορισμένες περιοχές πόρων (Scheibe and Wood, 2003).

Σύνδεση-Προσκόλληση (φυσικοχημική διήθηση). Είναι κοινώς αποδεκτό ότι η μεταφορά των βακτηρίων και ιών στο υπέδαφος εξαρτάται από την έκταση της συγκράτησής τους στα σωματίδια του εδάφους και της επιβίωσής τους. Σε αναλογία με τα μοριακά συστήματα, η σύνδεση των σωματιδίων συμπεριλαμβανομένων και των

βιοκολλοειδών μπορεί να οριστεί ως μια διαδικασία που οδηγεί σε σημαντική αύξηση της συγκέντρωσης που εμφανίζεται σε ένα λεπτό στρώμα δίπλα σε μια διεπιφάνεια, συνήθως υγρού-στερεού ή υγρού-αέρα (ακόρεστη ζώνη), αντίστοιχα. Τα βακτήρια και οι ιοί μπορούν να προσροφηθούν από τα γεωλογικά υλικά, ανόργανα και οργανικά. Οι κινητήριες δυνάμεις της προσρόφησης είναι οι μικρού εύρους αλληλεπιδράσεις μεταξύ των σωματιδίων και των διεπιφανειών, πρώτιστα η διασπορά και οι ηλεκτροστατικές αλληλεπιδράσεις που εμφανίζονται παγκοσμίως σε όλα τα πολικά μέσα. Η μη αντιστρεπτή προσρόφηση αναφέρεται ως απόθεση ή προσκόλληση, που εμφανίζεται όταν δημιουργείται χημικού-τύπου επαφή μεταξύ ενός σωματιδίου και μιας διεπιφάνειας (Adamczyk et al., 2005).

Η θεωρία Derjaguin-Landau-Verwey-Overbeek (DLVO) εξετάζει τη σταθερότητα των κολλοειδών με βάση την καμπύλη της ολικής δυναμικής ενέργειας με την απόσταση μεταξύ των κολλοειδών σωματιδίων. Στην ολική αυτή ενέργεια υπάρχουν δύο κύριες συμβολές: μια ηλεκτροστατική (συνήθως) άπωση, λόγω της επικάλυψης των διάχυτων διπλοστοιβάδων, και μια διασωματιδιακή (συνήθως) έλξη, λόγω διαμοριακών δυνάμεων van der Waals. Η θεωρία DLVO έχει χρησιμοποιηθεί ευρέως για την κατανόηση της απόθεσης των ανόργανων κολλοειδών (Sen and Khilar, 2006), βακτηρίων (Sen et al., 2005) και ιών (Penrod et al., 1996; Syngouna and Chrysikopoulos, 2010). Συνολικά, αυτή η θεωρία παρέχει τις σχετικές συνεισφορές των χημικών και φυσικών συνθηκών σε ένα σύστημα στη γενική αλληλεπίδραση των κολλοειδών με τις επιφάνειες του συλλέκτη. Η εφαρμογή της θεωρίας DLVO για την εξήγηση της προσκόλλησης βιοκολλοειδών σε στερεό υπόστρωμα είναι επιτυχής μόνο για έναν περιορισμένο αριθμό στελεχών και ειδών (Poortinga et al., 2001, 2002; Baygents et al., 1998; Truesdail et al., 1998). Σε μερικές περιπτώσεις, έχουν γίνει προσπάθειες να γεφυρωθούν οι αποκλίσεις μεταξύ των προβλέψεων DLVO και των παρατηρήσεων με τη συμπερίληψη μη DLVO δυνάμεων, όπως οι αλληλεπιδράσεις οξέων-βάσεων Lewis, στους αποκαλούμενους εκτεταμένους υπολογισμούς DLVO (Jeremy et al., 2004; Azerdo et al., 1999). Η προσρόφηση ή η απελευθέρωση των ιών από τα σωματίδια εδάφους οφείλεται στην επαμφοτερίζουσα φύση των εξωτερικών πρωτεϊνών των ιών. Κατά συνέπεια, και η ιοντική ισχύς και το pH έχουν σημαντικές επιπτώσεις στη διαδικασία προσρόφησης (Duboise et al., 1976).

1.4.3 Βιολογικές διαδικασίες

Υπάρχουν πρόσθετες βιολογικές διαδικασίες που έχουν επιπτώσεις στη μεταφορά των βιοκολλοειδών στα κορεσμένα και ακόρεστα πορώδη μέσα. Αυτές είναι η διαδικασία αύξησης/αποσύνθεσης, η ενεργή προσκόλληση/αποκόλληση, η επιβίωση, η αδρανοποίηση και ο χημειοτακτισμός (για τα βακτήρια). Η παρουσία παθογόνων μικροοργανισμών στα υπόγεια νερά καθορίζεται σε μεγάλο βαθμό από την επιβίωσή τους. Υπάρχουν διάφοροι παράγοντες που επηρεάζουν την επιβίωση των εντερικών μικροοργανισμών μέσα στις μήτρες των υπόγειων νερών. Αυτοί περιλαμβάνουν την υγρασία, τη θερμοκρασία, την αλατότητα, το pH, το μικροβιακό μέγεθος, τον ανταγωνισμό, τη διαθεσιμότητα μετάλλων/θρεπτικών και τη μικροβιακή αύξηση και τον τύπο του εδάφους. Το διαλυμένο οξυγόνο και η θερμοκρασία είναι από τους πιο σημαντικούς παράγοντες που σχετίζονται με την απώλεια της μολυσματικότητας των εντερικών ιών και της βακτηριακής δραστηριότητας.

Στην πλειοψηφία της βιβλιογραφίας εμφανίζεται να υπάρχει μια αντίστροφη σχέση μεταξύ της θερμοκρασίας και της βακτηριακής θνησιμότητας (Jamieson et al., 2002) με τις υψηλότερες θερμοκρασίες να μειώνουν τους χρόνους επιβίωσης των κοπρανωδών βακτηρίων. Η βιβλιογραφική ανασκόπηση των Reddy et al. (1981) διαπίστωσε ότι οι ρυθμοί θνησιμότητας περίπου διπλασιάστηκαν με μια αύξηση 10°C στη θερμοκρασία. Οι Jamieson et al. (2002) αναφέρουν ότι πολλοί ερευνητές έχουν δείξει ότι ο κύριος παράγοντας που έχει επιπτώσεις στην επιβίωση των εντερικών βακτηρίων στα εδαφικά συστήματα είναι η θέση της υγρασίας που συνδέεται επίσης με την κατανομή του μεγέθους των σωματιδίων του εδάφους και το περιεχόμενο οργανικής ουσίας. Ο Tate (1978) παρατήρησε ότι η επιβίωση του *Ε. coli* σε ένα οργανικό έδαφος κατά τη διάρκεια μιας περιόδου οκτώ ημερών μετά από την εφαρμογή λιπάσματος ήταν τρεις φορές μεγαλύτερη απ' ότι σε ένα αμμώδες έδαφος. Αυτό αποδόθηκε εν μέρει στην αυξημένη δυνατότητα του οργανικού εδάφους να συγκρατεί υγρασία. Τα εντερικά βακτήρια έχουν μικρότερη χρονική περίοδο επιβίωσης στο έδαφος με χαμηλό pH (Jamieson et al., 2002), με το pH 6 έως 7 να είναι βέλτιστο για τη βακτηριακή επιβίωση (Reddy et al., 1981).

Διαπιστώνεται ότι στη πραγματικότητα, ο ρυθμός θνησιμότητας των ιών αναφέρεται ως ρυθμός αδρανοποίησης, αποσύνθεσης, ή επιβίωσης και αναφέρεται στη διαδικασία από την οποία οι ιοί χάνουν τη ικανότητα τους να αναπαραχθούν (Azadpour-Keeley and Ward, 2005). Έχουν πραγματοποιηθεί πολλές μελέτες αδρανοποίησης φάγων για τα επιφανειακά νερά, αλλά τέτοιες πληροφορίες για το υπέδαφος και τα υπόγεια νερά είναι περιορισμένες μέχρι πρόσφατα.

Η αδρανοποίηση των ιών στο νερό και το υπέδαφος έχει περιγραφεί συνήθως σαν πρώτης τάξης αντίδραση (Hurst et al., 1980; Reddy et al., 1981; Vilker, 1981; Chrysikopoulos and Sim, 1996; Hejkal and Gerba, 1982; Yates et al., 1985). Μη γραμμικές καμπύλες επιβίωσης παρατηρούνται στην περίπτωση παρουσίας συσσωματωμάτων ιών. Ο συντελεστής αδρανοποίησης μικροοργανισμών περιγράφεται από μια πρώτης τάξης αντίδραση η οποία εκφράζεται ως εξής:

$$C_{t} = C_{0}e^{-\lambda t} \, \dot{\eta} \, \ln\left(\frac{C_{t}}{C_{0}}\right) = -\lambda t \, \dot{\eta} \, \log_{10}\left(\frac{C_{t}}{C_{0}}\right) = -\frac{\lambda}{2.3}t \tag{1.4}$$

όπου το C_t είναι η συγκέντρωση των μικροοργανισμών μετά από χρόνο t, C_0 είναι η αρχική συγκέντρωση σε χρόνο t=0 και λ ο συντελεστής ρυθμου αδρανοποίησης (T^{-1}).

1.5 ΠΑΡΑΓΟΝΤΕΣ ΠΟΥ ΕΠΗΡΕΑΖΟΥΝ ΤΗ ΜΕΤΑΦΟΡΑ ΚΑΙ ΕΠΙΒΙΩΣΗ

Οι μηχανισμοί μέσω των οποίων τα βιοκολλοειδή μπορούν να υποστούν μεταφορά και εξασθένηση στην κορεσμένη και ακόρεστη ζώνη έχουν περιγραφεί στις προηγούμενες παραγράφους. Ακολουθεί τώρα μια περιγραφή των παραγόντων που ελέγχουν το βαθμό των επιπτώσεων των μηχανισμών αυτών. Η πιθανότητα παθογόνοι μικροοργανισμοί (βιοκολλοειδή) της κοπριάς, των κοπράνων και των λυμάτων να μολύνουν το υπόγειο νερό εξαρτάται από μια σειρά παράγοντες όπως τα φυσικά χαρακτηριστικά της περιοχής (π.χ. υφή του εδάφους), τις υδραυλικές συνθήκες (π.χ. ρυθμός εφαρμογής λυμάτων ή κοπριάς, κύκλοι ύγρανσης/ξήρανσης), τις τοπικές περιβαλλοντικές συνθήκες (π.χ. βροχή, θερμοκρασία) και τα χαρακτηριστικά των ειδικών παθογόνων που ζουν στο νερό. Οι παράγοντες που επηρεάζουν τη μεταφορά και εξασθένηση των παθογόνων στο υπέδαφος έχουν αποτελέσει το αντικείμενο πολλών αναφορών και συνοψίζονται στον Πίνακα 1.3. (Vaughn et al., 1983; Yates et al., 1985; Yates and Yates, 1988; Bitton and Harvey, 1992; Robertson and Edberg, 1997; Schijven and Hassanizadeh, 2000). Μερικοί από τους σημαντικότερους παράγοντες που επηρεάζουν τη μεταφορά των παθογόνων και την εξασθένηση περιγράφονται με περισσότερες λεπτομέρειες στη συνέχεια.

Πίνακας 1.3: Επίδραση σημαντικών παραγόντων στην επιβίωση και τη μετανάστευση των μικροοργανισμών του υπεδάφους (Vaughn et al, 1983; Yates et al, 1985; Yates and Yates, 1988; Bitton and Harvey, 1992; Robertson and Edberg, 1997; Schijven and Hassanizadeh, 2000)

Παράγοντας	Ιοί		Βακτήρια	
	Επιβίωση	Μεταφορά	Επιβίωση	Μεταφορά
Θερμοκρασία	Μεγαλύτερη παραμονή σε χαμηλές θερμοκρασίες	Άγνωστο	Μεγαλύτερη παραμονή σε χαμηλές θερμοκρασίες	Άγνωστο
Μικροβιακή δραστηριότητα	Ποικίλλει: ορισμένοι ιοί αδρανοποιούνται πιο εύκολα με την παρουσία ορισμένων μικροοργανισμών, μπορεί να συμβαίνει και το αντίθετο, ή ενδέχεται να μην υπάρχει επίπτωση	Άγνωστο	Η παρουσία γηγενών μικροοργανισμών φαίνεται να αυξάνει το ρυθμό αδρανοποίησης των εντερικών βακτηρίων, πιθανή συνέργεια με κάποια πρωτόζωα μπορεί να μειώσει τους ρυθμούς αδρανοποίησης	Άγνωστο
Περιεχόμενο υγρασίας	Οι περισσότεροι ιοί επιβιώνουν περισσότερο σε υγρά εδάφη και ακόμη περισσότερο κάτω από κορεσμένες συνθήκες, το ακόρεστο έδαφος μπορεί να αδρανοποιήσει τους ιούς στη διεπιφάνεια αέρα-νερού.	Η μεταφορά του ιού συνήθως αυξάνει σε κορεσμένες συνθήκες ροής	Τα περισσότερα βακτήρια επιβιώνουν περισσότερο σε υγρά εδάφη απ' ότι σε ξηρά εδάφη	Η μεταφορά των βακτηρίων συνήθως αυξάνεται σε κορεσμένες συνθήκες ροής
рН	Οι περισσότεροι εντερικοί ιοί είναι σταθεροί σε ένα εύρος pH 3 έως 9, ωστόσο, η επιβίωση είναι δυνατόν να παρατίνεται κοντά σε ουδέτερες τιμές pH	Χαμηλές τιμές pH αυξάνουν την προσρόφηση του ιού στα εδάφη, υψηλές τιμές pH προκαλούν εκρόφηση διευκολύνοντας τη μεγαλύτερη μεταφορά	Τα περισσότερα εντερικά βακτήρια επιβιώνουν περισσότερο χρόνο κοντά στο ουδέτερο pH	Το χαμηλό pH ενισχύει την προσρόφηση στο έδαφος και τη μήτρα του υδροφόρου ορίζοντα, η τάση των μικροβίων να συνδέονται με επιφάνειες μπορεί να μείωσει την αποκόλληση σε υψηλό pH
Είδη αλάτων και συγκέντρωση	Ορισμένα κατιόντα μπορούν να παρατείνουν την επιβίωση ανάλογα με τον τύπο του ιού	Η αύξηση της ιοντικής ισχύος του περιβάλλοντος μέσου γενικά αυξάνει την προσρόφηση	Άγνωστο	Η αύξηση της ιοντικής ισχύος του περιβάλλοντος μέσου γενικά αυξάνει την προσρόφηση
Σύνδεση με το έδαφος	Η σύνδεση με το έδαφος γενικά αυξάνει την επιβίωση, παρόλο που η προσκόλληση σε συγκεκριμένες επιφάνειες ορυκτών μπορεί να προκαλέσει αδρανοποίηση	Η μετακίνηση των ιών μέσω του εδάφους περιορίζεται για τους ιούς που αλληλεπιδρούν με τα σωματίδια του εδάφους	Η προσρόφηση στις επιφάνειες των στερεών μειώνει τους ρυθμούς αδρανοποίησης, η συγκέντρωση των βακτηρίων στις επιφάνειες μπορεί να είναι πολλές τάξεις μεγέθους μεγαλύτερη από τη συγκέντρωση στην υδατική φάση	Περιορίζεται η μετακίνηση διαμέσω της εδαφικής μήτρας των βακτηρίων που αλληλεπιδρούν με τα σωματίδια του έδαφος

Παράγοντας	Ιοί		Βακτήρια		
	Επιβίωση	Μεταφορά	Επιβίωση	Μεταφορά	
Ιδιότητες του εδάφους	Πιθανώς σχετίζεται με το βαθμό προσρόφησης του ιού	Μεγαλύτερη μετακίνηση σε χονδρόκοκκα εδάφη, εδάφη με φορτισμένες επιφάνειες, όπως η άργιλος, προσροφούν ιούς	Πιθανώς σχετίζεται με το βαθμό προσρόφησης των βακτηρίων	Μεγαλύτερη μετακίνηση σε χονδρόκοκκα εδάφη, εδάφη με φορτισμένες επιφάνειες, όπως η άργιλος, προσροφούν βακτήρια	
Τύπος βακτηρίου/ιού	Διαφορετικοί τύποι ιών διαφέρουν ως προς τους ευαισθησία τους στην αδρανοποίηση από φυσικούς, χημικούς και βιολογικούς παράγοντες	Η προσρόφηση σε εδάφη σχετίζεται με τη φυσικοχημική διαφορά στη δευτερογενή και τριτογενή δομή της επιφάνειας του καψιδίου και την αλληλουχία των αμινοξέων	Διάφορα είδη βακτηρίων ποικίλλουν ως προς την ευαισθησία τους στην αδρανοποίηση από φυσικούς, χημικούς και βιολογικούς παράγοντες	Μερικά είδη βακτηρίων είναι πιο ικανά να δεσμευτούν στις επιφάνειες, διαφορά επίσης μπορεί να παρατηρηθεί μεταξύ στελεχών του ίδιου είδους βακτηρίου	
Οργανική ουσία	Η οργανική ουσία μπορεί να παρατείνει την επιβίωση λόγω ανταγωνισμού δέσμευσης στις διεπιφάνειες αέρα-νερού όπου μπορεί να συμβεί αδρανοποίηση	Διαλυμένη οργανική ουσία ανταγωνίζεται με τους ιούς για την προσρόφηση στα σωματίδια του εδάφους, το οποίο μπορεί να οδηγήσει σε αύξηση της μετακίνησης του ιού	Η παρουσία οργανικής ουσίας μπορεί να λειτουργήσει ως πηγή θρεπτικών για τα βακτήρια, προάγοντας την ανάπτυξη και την επέκταση της επιβίωσης	Η οργανική ουσία μπορεί να κάθεται στις στερεές επιφάνειες και να προωθεί την προσρόφηση των βακτηρίων	
Υδραυλικές συνθήκες	Άγνωστο	Η μετακίνηση του ιού γενικά αυξάνεται σε υψηλότερα υδραυλικά φορτία και παροχές	Άγνωστο	Η μετακίνηση των βακτηρίων γενικά αυξάνεται σε υψηλότερα υδραυλικά φορτία και παροχές	

Θερμοκρασία

Η θερμοκρασία είναι ίσως ο σημαντικότερος παράγοντας που επηρεάζει την αδρανοποίηση των βακτηρίων και των ιών στο περιβάλλον. Εργαστηριακές μελέτες έδειξαν αρνητική συσχέτιση μεταξύ της θερμοκρασίας του νερού και της επιβίωσης των κολοβακτηριδίων και εντερικών ιών, αν και το μέγεθος της επίδρασης ποικίλλει μεταξύ των διαφόρων στελεχών. Χονδρικά, ο ρυθμός αδρανοποίησης των ιών μπορεί να είναι μία τάξη μεγέθους μεγαλύτερος σε θερμοκρασία 25 °C από ότι στους 5 °C (Πίνακας 1.4). Ομοίως, αυτό μπορεί να συμβεί για τα εντερικά βακτήρια, όπως η *E. coli*. Η επίδραση της θερμοκρασίας στη μετακίνηση των βακτηρίων και των ιών είναι προς το παρόν άγνωστη.

Μικροοργανισμός	Θερμοκρασία (°C)	Αλλες συνθήκες	Συντελεστής ρυθμού αδρανοποίησης λ (d ⁻¹)	Αναφορές
Iός Coxsackie A9	10	Αποστειρωμένες	0.019	190
	10		0.027	
Iός Coxsackie B1	10	Απιονισμένες	0.031	190
	10	Αποστειρωμένες	0.012	
	10		0.019	
	10	Απιονισμένες	0.04	
Ióς Coxsackie B3	3-15		0.49	168
Ióς Coxsackie B4	5		0.079	267
Echo-ιός 1	12		0.24	334
	13		0.25	
	17		0.28	
	18		0.35	
	23		0.94	
Echo-ιός 7	10	Αποστειρωμένες	0.032	190
	10		0.019	
	10	Απιονισμένες	0.038	
Ιός Ηπατίτιδας Α	10		0.1	217
	20		0.41	
	25		0.082	295
	25		0.33	
	30		0.054	217
Polio-ιός 1	3-15		0.48	168
	4		0.016	201
	5		0.16	267
	10	Αποστειρωμένες	0.01	190
	10		0.013	
	10	Απιονισμένες	0.032	
	10		0.025	216
	12		0.18	334
	13		0.2	
	14	70 Εβδομάδες	0.16	201
	17		0.19	334
	18		0.43	
	20		0.038	217
	22		0.1	27
	23		1.2	334
	24		0.046	27

Πίνακας 1.4: Συντελεστές ρυθμού αδρανοποίησης παθογόνων ιών, βακτηριοφάγων και βακτηρίων στο υπόγειο νερό

	Θερμοκρασία (°C)	Αλλες συνθήκες	Συντελεστής ρυθμού αδρανοποίησης λ (d ⁻¹)	Αναφορές
	25	4 Εβδομάδες	0.11	201
	30		0.12	217
Simian ροταϊός	3-15		0.83	267
ФХ174	5		0.012	268
F-specific RNA	10		0.025	216
βακτηριοφάγοι	20		0.0077	217
	30		0.031	
MS2	2-5		0.03	269
	4		0.037	201
	4		0.063	334
	5		0.064	269
	5		0.082	268
	7		0.0058-0.1	330
	12		0.1	270
	12		0.024	
	12		0.16	334
	13		0.22	
	14		0.45	201
	17		0.17	334
	18		0.19	
	23		0.58-1.3	330
	23		0.73	334
	25		0.41	201
PRD1	5		0.0094	269
	5		0.044	268
	7		0.010-0.10	330
	12		0.054	270
	23		0.12-0.30	330
E. coli	12		0.083	270
	20		0.044	216
	22		0.36	27
	3-15		0.74	267
<i>E. coli</i> O157:H7	20		0.32	248
Faecal coliforms	12-20		0.83	267
Faecal streptococci	22		0.066	27
	3-15		0.53	267
<i>Klebsiella</i> spp.	?		0.031	73
Salmonella spp.	?		0.19	73
Salmonella typhimurium	22		0.3	27
Salmonella typhimurium	9-13		0.5	193

Shigella dysentariae	9-13	1.7	193
Shigella flexeri	9-13	1.4	193
Shigella sonnei	9-13	1.6	193
Vibrio cholerae	9-13	5.3	193

Τα δεδομένα του Πίνακα 1.4. καθιστούν σαφές ότι η βακτηριακή αδρανοποίηση εξαρτάται σε μεγάλο βαθμό από το είδος του μικροοργανισμού καθώς και από τη θερμοκρασία. Σε πολλές περιπτώσεις η αδρανοποίηση των βακτηρίων είναι πιο γρήγορη από ότι των ιών, πράγμα που σημαίνει ότι οι ιοί είναι πιο κρίσιμοι για την προστασία των υπόγειων υδάτων από ότι τα βακτήρια.

Μικροβιακή δραστηριότητα

Υπάρχουν πολλές αντικρουόμενες αναφορές σχετικά με την επίδραση των γηγενών πληθυσμών μικροοργανισμών στην επιβίωση των εντερικών βακτηρίων και των ιών, που κυμαίνονται από την αύξηση του ρυθμού αδρανοποίησης μέχρι τη μη επίδραση και τη μείωση του ρυθμού αδρανοποίησης. Συνολικά, ωστόσο, το κύριο πόρισμα από εργαστηριακές μελέτες είναι ότι η μικροβιακή δραστηριότητα στο έδαφος και τα υπόγεια νερά αυξάνει το ρυθμό αδρανοποίησης των εντερικών βακτηρίων και ιών. Αξιολογώντας το ρόλο της μικροβιακής δραστηριότητας συνεπάγεται κατά κανόνα η σύγκριση των τιμών αδρανοποίησης σε αποστειρωμένα και μη αποστειρωμένα περιβάλλοντα. Ανάλογα με τις συνθήκες του περιβάλλοντος και τον πειραματικό σχεδιασμό, η αδρανοποίηση του ιού είναι είτε αμετάβλητη, είτε επιταχύνεται παρουσία των υπαρχόντων βακτηρίων. Οι Hurst et al. (1980) έδειξαν ότι ο ρυθμός αδρανοποίησης δύο στελεχών εντεροϊών ήταν ταχύτερος σε μη-αποστειρωμένα, αερόβια περιβάλλοντα σε σχέση με αυτόν σε αποστειρωμένα περιβάλλοντα. Αντίθετα, οι Matthess et al. (1988) δεν διαπίστωσαν σημαντική διαφορά μεταξύ των ρυθμών αδρανοποίησης ιών σε αποστειρωμένα και μη αποστειρωμένα υπόγεια ύδατα. Μελέτες με θερμοανθεκτικά κολοβακτηρίδια, και την E. coli συγκεκριμένα, έδειξαν ότι η συγκέντρωση των υπό δοκιμή οργανισμών μπορεί να αυξηθεί γρήγορα σε αποστειρωμένα περιβάλλοντα, αλλά παραμένει στατική, ή θα μειωθεί σε μη αποστειρωμένα περιβάλλοντα (Gerba and McLeod, 1976).

Περιεκτικότητα του εδάφους σε υγρασία

Αν και μερικοί ερευνητές έχουν παρατηρήσει ότι δεν υπάρχει διαφορά μεταξύ των ρυθμών της αδρανοποίησης ιών στα αποξηραμένα και κορεσμένα εδάφη (Lefler and Kott, 1974), η πλειονότητα των αναφορών έχει δείξει ότι η περιεκτικότητα του εδάφους σε υγρασία επηρεάζει την επιβίωση των ιών στο υπέδαφος. Για παράδειγμα, οι Hurst et al. (1980) διαπίστωσαν ότι το ποσοστό υγρασίας επηρέασε την επιβίωση του ιού της πολιομυελίτιδας σε αργιλώδη άμμο. Ο ρυθμός αδρανοποίησης του ιού πολιομυελίτιδας μειώθηκε καθώς η περιεκτικότητα σε υγρασία αυξήθηκε από 5 έως 15 %. Ωστόσο, η περαιτέρω αύξηση της περιεκτικότητας σε υγρασία του εδάφους αύξησε το ρυθμό αδρανοποίησης του ιού. Διαπιστώθηκε ότι ο ρυθμός αδρανοποίησης κορυφώθηκε κοντά στην περιεκτικότητα σε υγρασία (5-15 %). Η εδαφική υγρασία έχει αναφερθεί ότι επηρεάζει την τύχη των βακτηρίων (Robertson and Edberg, 1997), αλλά το μέγεθος της επίδρασης δεν έχει περιγραφεί.

pН

Η επίδραση του pH στην επιβίωση των παθογόνων οργανισμών στο περιβάλλον δεν έχει μελετηθεί εκτενώς και οι επιπτώσεις μπορούν να εξαχθούν από εργαστηριακές έρευνες των χαρακτηριστικών της φυσιολογίας των βακτηρίων και της επίδρασης στην ακεραιότητα της δομής των ιών. Σε γενικές γραμμές, κάθε είδος βακτηρίου έχει ένα στενό εύρος pH που είναι βέλτιστο για την ανάπτυξή του. Ανάλογα με το φυσικό περιβάλλον του οργανισμού, το pH μπορεί να κυμαίνεται από πολύ όξινο έως ιδιαίτερα αλκαλικό: για πολλά ανθρώπινα παθογόνα βακτήρια το βέλτιστο pH είναι κοντά στο ουδέτερο. Παρά την προτίμηση σε ένα στενό εύρος τιμών του pH, τα περισσότερα είδη βακτηρίων μπορούν να ανεχτούν μια σύντομη έκθεση σε ένα ευρύτερο φάσμα τιμών pH. Εκτός των ορίων αυτών οι οργανισμοί σκοτώνονται γρήγορα. Είναι πιθανό ότι το pH επηρεάζει την επιβίωση των ιών με την αλλαγή της δομής της πρωτεϊνικής κάψας. Μερικοί συγγραφείς έχουν δείξει ότι το pH επηρεάζει έμμεσα την επιβίωση των παθογόνων ελέγχοντας την προσρόφηση τους σε σωματίδια εδάφους και στη μήτρα του υδροφόρου ορίζοντα. Η προσρόφηση σε επιφάνειες είναι αυτή που μειώνει τελικά το ρυθμό αδρανοποίησης των παθογόνων. Σε γενικές γραμμές, τα βακτήρια και οι ιοί έχουν αρνητικά επιφανειακά φορτία που παράγονται από το βαθμό ιονισμού των καρβοξυλικών και αμινο-ομάδων που είναι ένα από τα σημαντικά συστατικά των πρωτεϊνών της επιφάνειας. Καθώς το pH του μέσου αλλάζει, θα αλλάξει τον ιονισμό των δύο ομάδων, προκαλώντας μια μετατόπιση του καθαρού σθένους και της πολικότητας του επιφανειακού φορτίου. Σε ένα συγκεκριμένο

pH, το οποία καθορίζεται από τη μοριακή δομή της πρωτεΐνης, το καθαρό φορτίο θα είναι μηδέν - αυτό καλείται ισοηλεκτρικό σημείο του μορίου (pH_{IEP}). Το ισοηλεκτρικό σημείο έχει καθοριστεί για πολλές διαφορετικές πρωτεΐνες και για ένα εύρος στελεχών ιών. Σε τιμές pH κάτω από το ισοηλεκτρικό σημείο ένας ιός θα έχει καθαρό θετικό φορτίο, ενώ το φορτίο θα είναι αρνητικό σε τιμές pH πάνω από το ισοηλεκτρικό σημείο. Εντός του εύρους pH των πιο ρυπασμένων υπογείων νερών τόσο η επιφάνεια της μήτρας όσο και οι επιφάνειες των μικροοργανισμών φέρουν καθαρό αρνητικό φορτίο. Υπό αυτές τις συνθήκες, οι μικροοργανισμοί θα απωθούνται από τις περισσότερες επιφάνειες των κόκκων των ορυκτών. Σε χαμηλές τιμές pH το επιφανειακό φορτίο των μικροοργανισμών θα μετατραπεί σε θετικό, γεγονός που θα ευνοήσει την προσρόφηση τους στο έδαφος και στη μήτρα του υδροφόρου ορίζοντα από την ηλεκτροστατική έλξη. Η επίδραση του pH του διαλύματος στη σύνδεση/αποσύνδεση και τη μεταφορά ιών και βακτηρίων έχει επιβεβαιωθεί από πολλούς ερευνητές (Sobsey, 1983; Gerba and Bitton, 1984; Bales et al., 1991, 1993; Bitton and Harvey, 1992; Grant et al, 1993; Loveland et al, 1996; Penrod et al., 1996; Redman et al., 1997, 2004; Ryan et al., 1999; Kinoshita et al., 1993; Guan et al., 2003).

Υπάρχουν πολλοί παράγοντες που μπορούν να επηρεάσουν τους μηγανισμούς που συζητήθηκαν παραπάνω. Ο ένας είναι ότι ένας δεδομένος ιός μπορεί να έχει περισσότερα από ένα ισοηλεκτρικά σημεία και οι παράγοντες που είναι υπεύθυνοι για το πέρασμα του επιφανειακού φορτίου από αρνητικό σε θετικό είναι άγνωστοι προς το παρόν. Άλλοι παράγοντες, όπως κατιόντα, χουμικά και φουλβικά οξέα, μπορούν επίσης να επηρεάσουν το καθαρό επιφανειακό φορτίο του οργανισμού. Ενώ οι μεταβολές στο pH μπορούν να επηρεάσουν την κινητικότητα των μικροοργανισμών στο υπέδαφος, η σημασία αυτού του παράγοντα για ένα συγκεκριμένο υδροφορέα είναι αβέβαιη. Οι Robertson and Edberg (1997) σημειώνουν ότι το pH των πιο ρυπασμένων υπόγειων νερών είναι γενικά πολύ σταθερό, και κατά την εμπειρία τους εμπίπτει κοντά στην ουδέτερη περιοχή από 6.5 έως 8.5. Υπάργουν εξαιρέσεις όπως στις αφρικανικές χώρες όπου στο υπέδαφος μπορεί να υπάρχουν όξινοι γνεύσιοι και γρανίτες και το pH είναι πιθανό να είναι πολύ χαμηλότερο, συχνά στην περιοχή 5.5 έως 6.5. Επιπλέον, γεωλογικά υλικά που περιλαμβάνουν οι περισσότεροι υδροφορείς έχουν σημαντική ρυθμιστική ικανότητα που βοηθά στη διατήρηση ενός σχετικά σταθερού pH. Οι Robertson and Edberg (1997) συμπέραναν ότι είναι απίθανο σημαντικές αλλαγές στην κινητικότητα των μικροβίων να προκληθούν από την εν λόγω ήσσονος σημασίας αλλαγή του pH. Αυτή η υπόθεση μπορεί να ισχύει για πολλά σταθερά συστήματα υπόγειων νερών, αλλά σε υπόγεια νερά που εκτίθενται σε κίνδυνο μόλυνσης από διάφορες πηγές, που μπορεί να είναι άγνωστες και μεταβλητής ποιότητας, τα λύματα για παράδειγμα, το pH μπορεί να προκύψει ως κυρίαρχος παράγοντας στην κινητικότητα των παθογόνων.

Συγκέντρωση αλάτων

Οι τύποι και οι συγκεντρώσεις των αλάτων στο περιβάλλον μπορούν να έχουν σημαντική επίδραση στην έκταση της μεταφοράς των παθογόνων στο υπέδαφος. Κατιόντα (θετικά φορτισμένα ανόργανα είδη), και ιδίως πολυσθενή κατιόντα όπως το μαγνήσιο (Mg^{2+}) και το ασβέστιο (Ca^{2+}) , μπορούν να αποτελέσουν μια γέφυρα μεταξύ της επιφάνειας των στερεών και του οργανισμού και να ενισχύσουν την προσρόφηση. Είναι σαφές ότι η συγκέντρωση αλάτων είναι επίσης σημαντική, γιατί επηρεάζει τον αριθμό των τοποθεσιών που είναι διαθέσιμες για δέσμευση καθώς και τον αριθμό των γεφυρών που μπορούν να σχηματιστούν μεταξύ των δύο επιφανειών. Αρκετές μελέτες μεταφοράς των ιών και βακτηρίων μέσω προσομοίωσης συστημάτων υπόγειων νερών επιβεβαίωσαν αυτήν την υπόθεση (Taylor et al., 1981; Sobsey, 1983; Bitton and Harvey, 1992; Simoni et al., 2000). Η μείωση της συγκέντρωσης αλάτων ή της ιοντικής ισχύος του εδαφικού νερού, όπως παρατηρείται κατά τη διάρκεια βροχόπτωσης, μπορεί να προκαλέσει εκρόφηση των ιών και των βακτηρίων από το τα σωματίδια του εδάφους (Gerba and Bitton, 1984). Η ιοντική ισχύς έχει επιπτώσεις στο πάχος της ηλεκτρικής διπλοστιβάδας που περιβάλει τους ιούς καθώς επίσης και τα σωματίδια του εδάφους. Μια αύξηση στην ιοντική ισχύ συρρικνώνει το διπλό στρώμα και παράγει μια πιο στενή εγγύτητα μεταξύ των ιών και της στερεάς επιφάνειας και επομένως ενισχύει τη σύνδεση των ιών και καθυστερεί τη μεταφορά (Penrod et al., 1996). Τα δισθενή κατιόντα βρέθηκε να είναι αποτελεσματικότερα από τα μονοσθενή κατιόντα στην ενίσχυση της προσρόφησης των ιών στα εδαφικά υλικά και τα στερεά υγρών αποβλήτων (Lance and Gerba, 1984). Ανιόντα όπως τα NO_3^- , SO_4^{2-} και $H_2PO_4^-$ είναι αποτελεσματικότερα από το Cl^- στην ενίσχυση της προσρόφησης των ιών (Lance and Gerba, 1984). Επιπλέον, υπάρχουν δεδομένα που δείχνουν ότι μόνο μικρές αλλαγές στη συγκέντρωση αλάτων μπορεί να επηρεάσουν δραματικά την κινητοποίηση ορισμένων οργανισμών στα συστήματα υπόγειων νερών (Redman et al., 1999). Το αποτέλεσμα αυτής της συζήτησης είναι ότι η συγκέντρωση αλάτων στο σύστημα των υπογείων υδάτων μπορεί να έχει μεγαλύτερη σημασία για τη μεταφορά των παθογόνων από ότι το pH, αν και είναι σημαντικό να ληφθεί υπόψη ότι κάθε παράγοντας δε θα ενεργήσει μεμονωμένα.

Οργανική ύλη

Υπάρχουν αντικρουόμενες πληροφορίες σχετικά με την επίδραση της οργανικής ύλης στην επιβίωση και μεταφορά των μικροοργανισμών στο υπέδαφος, με διαφορετικές αντιδράσεις να σημειώνονται για τα βακτήρια και τους ιούς, καθώς και για τα διάφορα είδη και στελέχη κάθε ομάδας. Η επίδραση της οργανικής ύλης για την επιβίωση του ιού δεν έχει οριστεί σταθερά. Σε μερικές μελέτες διαπιστώθηκε ότι πρωτεϊνούχο υλικό που παρουσιάζεται στα λύματα ενδέχεται να έχει προστατευτική επίδραση επί των ιών, ωστόσο, σε άλλες μελέτες δεν έχει παρατηρηθεί επίδραση. Ενώ, ανάλογες παρατηρήσεις έχουν γίνει από βακτηριακή επιβίωση στην παρουσία του οργανική ύλη, εξακολουθεί να υπάρχει μια πρόσθετη ανησυχία ότι εντερικών βακτηρίων, ιδίως του παθογόνοι παράγοντες και κοπράνων οργανισμών-δεικτών, μπορεί να είναι σε θέση να υποστούν ένα ορισμένο επίπεδο της ανάπτυξης στο περιβάλλον, εφόσον οι συνθήκες είναι κατάλληλες. Υπάρχει κάποια υποστήριξη γι' αυτή την υπόθεση, λίγες αναφορές που έχουν δημοσιευτεί αποδεικνύουν ανάπτυξη βακτηρίων, δεικτών των κοπράνων, σε βιολογικά πλούσια τροπικά επιφανειακά νερά, αλλά τα δεδομένα είναι ακόμη ανεπαρκή για να επιβεβαιώνουν ότι ισχύει για τα περισσότερα εντερικά βακτήρια στα υπόγεια νερά. Διαλυμένη οργανική ύλη έχει γενικά βρεθεί ότι μειώνει την προσρόφηση των ιών λόγω ανταγωνισμού ως προς τις θέσεις δέσμευσης στα σωματίδια του εδάφους και της μήτρας του υδροφόρου ορίζοντα. Η συνέπεια αυτής της παρατήρησης είναι ότι η οργανική ύλη αυξάνει την κινητικότητα των ιών της υπεδάφους (Powelson et al., 1991). Ωστόσο, σε σχετικά χαμηλές συγκεντρώσεις οργανικών, το αποτέλεσμα μπορεί να αντιστραφεί, προκαλώντας αυξημένη προσρόφηση του ιού και σημαντικά μειωμένη κινητικότητα στο υπέδαφος (Robertson and Edberg, 1997). Γενικά, τα βακτήρια μπορούν να αντιδρούν διαφορετικά. Η σύνδεση με επιφάνειες είναι ένα χαρακτηριστικό του κύκλου ανάπτυξης των περισσοτέρων, αν όχι όλων των ειδών βακτηρίων. Σε αντίθεση με την παθητική διαδικασία που χαρακτηρίζει την προσκόλληση των ιών σε επιφάνειες, η βακτηριακή προσκόλληση προϋποθέτει ενέργεια. Η έναρξη αυτής της προσκόλλησης ευνοείται από τον σχηματισμό μιας ταινίαςζώνης οργανικών μορίων που επικάθονται στην στερεά επιφάνεια (Bitton and Harvey, 1992; Wimpenny, 1996). Έτσι, η παρουσία οργανικής ύλης μπορεί να περιορίσει τη διασπορά των βακτηρίων στο υπέδαφος, αλλά μειώνει το ρυθμό αδρανοποίησης στο σημείο της προσκόλλησης.

Πίνακας 1.5: Παράγοντες που επηρεάζουν τη μεταφορά και εξασθένηση των μικροοργανισμών στα υπόγεια νερά (προσαρμοσμένο από West et al., 1998)

Χαρακτηριστικά του μικροοργανισμού	Ιδιότητες του υδροφορέα / εδάφους (περιβάλλοντος)
Μέγεθος	Ταχύτητα ροής υπόγειων υδάτων
Σχήμα	Διασπορά
Πυκνότητα	Μέγεθος πόρων (διακρυσταλλικό ή ρηγματόδες)
Ρυθμός αδρανοποίησης (die-off)	Κινηματικό / ενεργό πορώδες
(Μη) αναστρέψιμη προσρόφηση	Περιεκτικότητα σε οργανικό άνθρακα (στερεό)
Φυσική διήθηση	Θερμοκρασία
	Χημικές ιδιότητες των υπογείων υδάτων (pH, κ.λπ.)
	Ορυκτή σύσταση του υδροφόρου ορίζοντα / εδαφικού υλικού
	Επιθετική μικροχλωρίδα (βακτήρια, μύκητες, φύκη, κλπ.)
	Περιεχομενό υγρασιας
	Πίεση

1.6 OI BAKTHPIO Φ AFOI $\Omega\Sigma \Delta$ EIKTE Σ

Οι βακτηριοφάγοι υιοθετούνται όλο και περισσότερο στις διάφορες περιβαλλοντικές εφαρμογές ως οργανισμοί-δείκτες των ανθρώπινων παθογόνων ιών επειδή έχουν όλα τα στοιχεία των αληθινών ιών και επιτρέπουν εύκολη, γρήγορη και ανέξοδη απομόνωση. Τρεις τύποι βακτηριοφάγων, δηλαδή: οι σωματικοί κολιφάγοι, οι F^+ specific RNA βακτηριοφάγοι, και οι βακτηριοφάγοι του *Bacteroides fragilis* έχουν χρησιμοποιηθεί στις περιβαλλοντικές δειγματοληψίες νερού ως συγκεκριμένοι δείκτες μόλυνσης από ανθρώπινους εντεροιούς. Για όλες αυτές τις ομάδες βακτηριοφάγων ο Διεθνής Οργανισμός Προτυποποίησης (ISO) έχει συστήσει κατάλληλες διαδικασίες για την ανίχνευσή τους στο νερό. Επιπλέον, πολυάριθμες μελέτες δείχνουν ότι αυτοί οι βακτηριοφάγοι είναι αξιόπιστοι δείκτες (Simkova and Cervenka, 1981; IAWPRC 1983, 1991; Grabow et al., 1984; Snowdon and Cliver, 1989; Borrego et al., 1990; Moriniigo et al., 1992; Havelaar et al., 1986; Gerba, 1985; Havelaar, 1993; Hsu et al., 2002; Cole et al., 2003; Endley et al., 2003; Hot et al., 2003). Ο Πίνακας 1.6. παρουσιάζει μια περιεκτική συλλογή των μελετών όπου οι βακτηριοφάγοι έχουν χρησιμοποιηθεί επιτυχώς ως δείκτες καθώς και τις συγκεντρώσεις αυτών σε διάφορες πηγές.

1.6.1 Σωματικοί κολιφάγοι

Οι σωματικοί κολιφάγοι είναι βακτηριοφάγοι που συνδέονται άμεσα με τους λιποσακχαρίτες του *E. coli* και ορισμένα στενά σχετιζόμενα μέλη της οικογένειας βακτηρίων Enterobacteriacea (Hayes, 1968; Grabow, 2001). Οι σωματικοί κολιφάγοι έχουν αποδειχθεί ακριβείς κοπρανώδεις δείκτες. Τα λύματα ελλιμενίζουν συνήθως υψηλούς αριθμούς σωματικών κολιφάγων. Έχουν ανιχνευθεί επίσης στο νερό θυελλώνκαταιγίδων (Davies et al., 2003), στα δείγματα «greywater» (π.χ. υγρά απόβλητα από το ντους, την κουζίνα, και το πλυντήριο αλλά χωρίς εισαγωγή από τις τουαλέτες) (Otosson and Stenstrom, 2003) και στις διαδικασίες εκτροφής ζώων (Espinosa and Pillai, 2002), όπως και στα σφαγεία (Muniesa et al., 1999; Blanch et al., 2004), στα υγρά απόβλητα νοσοκομείων (Osawa et al., 1981; Havelaar, 1986) και στα βιοαεροζόλ γύρω από τις εγκαταστάσεις επεξεργασίας υγρών απόβλητων (Dowd et al., 1997; Brooks et al., 2005; Pillai, 2007). Οι σωματικοί κολιφάγοι έχουν βρεθεί γενικά να ξεπερνούν αριθμητικά τους F-RNA βακτηριοφάγους στα υγρά απόβλητα και στις πηγές ανεπεξέργαστου νερού (Grabow et al., 1993; Sundram et al., 2002; Zhang and Farahbakhsh, 2007).

Οι σωματικοί κολιφάγοι παρουσιάζουν μερικά μειονεκτήματα, ένα από τα οποία είναι η ετερογένειά τους (υψηλή προσαρμοστικότητα στις περιβαλλοντικές συνθήκες), ενώ και οι F⁺ specific RNA (Havelaar and Hogeboom, 1983) και οι βακτηριοφάγοι του *B. fragilis* (Jofre et al., 1986) είναι πιο ομοιογενείς. Οι σωματικοί κολιφάγοι ταξινομούνται σε τέσσερις ομάδες με σημαντικές γενετικές διαφορές: *Myoviridae* [DNA], *Siphoviridae* [DNA], *Podoviridae* [DNA], and *Microviridae* [DNA]. Επίσης, οι F-specific RNA βακτηριοφάγοι υποδιαιρούνται σε δύο κύριες ομάδες: *Leviviridae* [RNA], and *Inoviridae* [DNA]. Δεν παρουσιάζουν όλες οι ομάδες βακτηριοφάγων την ίδια συμπεριφορά στα υδρόβια και περιβαλλοντικά συστήματα. Για τις εφαρμογές ποιότητας νερού, συστήνονται οι ομοιογενείς βακτηριοφάγοι. Σημαντικά μειονεκτήματα των σωματικών κολιφάγων είναι η δυνατότητα πολλαπλασιασμού τους στο νερό εκβολών ποταμών (Vaughn and Metcalf, 1975; Borrego et al., 1990) και η παρουσία αυτοχθόνων (εγγενών ή γηγενών) βακτηριοφάγων στο αμόλυντο νερό (Seeley and Primrose, 1980; Cornax et al., 1991). Εντούτοις, οι Muniesa and Jofre (2004) έδειξαν ότι ο μοναδικός συνδυασμός της παρουσίας σωματικών κολιφάγων, πυκνοτήτων βακτηρίων ξενιστών και οι φυσιολογικοί συνθήκες βακτηρίων που απαιτούνται για τον πολλαπλασιασμό των φάγων αναμένονται σπάνια να βρεθούν στα περιβάλλοντα των φυσικών νερών. Επιπλέον, στα δείγματα νερού που συλλέγονται μακριά από μια πηγή μόλυνσης ή στα δείγματα νερού που λαμβάνονται στη συνέχεια στη διαδικασία της χημικής απολύμανσης, οι κυρίαρχοι βακτηριοφάγοι μπορεί να είναι διαφορετικοί από τους βακτηριοφάγους που ανιχνεύονται στα λύματα και σε πρόσφατα μολυσμένα νερά (Dee and Fogleman, 1992; Lasobras et al., 1997).

Οι σωματικοί κολιφάγοι είναι ανιχνεύσιμοι από τις σχετικά απλές, ανέξοδες, και γρήγορες μεθόδους πλακών (Grabow et al., 1998; Green et al., 2000). Οι σωματικοί κολιφάγοι συνδέονται με το κυτταρικό τοίχωμα των βακτηρίων και υπό βέλτιστες συνθήκες προκαλούν «λύση» του κυττάρου του ξενιστή εντός μιας περιόδου 20-30 λεπτών. Παράγουν πλάκες ευρέως διαφορετικών μεγεθών και μορφολογίας. Η μεθοδολογία για την ανίχνευση των σωματικών κολιφάγων είναι πολύ απλή και τα αποτελέσματα μπορούν να επιτευχθούν μέσα σε 4-6 ώρες. Οι πρότυπες μέθοδοι για την ανίχνευση των σωματικών κολιφάγων είναι εύκολα διαθέσιμες στη βιβλιογραφία (Standard Methods, 2001; ISO, 2000; USEPA, 1989).

1.6.2 Male-specific βακτηριοφάγοι

Ot F^+ specific βακτηριοφάγοι είναι κολιφάγοι που μολύνουν το βακτήριο *E. coli* μέσω του φύλου- pilus του βακτηρίου, τα γονίδια για το οποίο βρίσκονται στο F - πλασμίδιο, το οποίο παράγεται μόνο σε θερμοκρασίες κοντά στους 37°C ή υψηλότερες (Havelaar et al., 1984; Havelaar and Hogeboom, 1988; Rhodes and Kator, 1991). Ot F^+ κολιφάγοι μπορεί να έχουν περιεχόμενο RNA (βακτηριοφάγοι FRNA) ή DNA (βακτηριοφάγοι FDNA). Ot Ballester et al. (2005) ανέφεραν ότι παράγοντες που σχετίζονται με την περιοχή, που δεν έχουν γίνει κατανοητοί ακόμα, επηρεάζουν την αξιοπιστία των κολιφάγων ως οργανισμούς δείκτες. Ως εκ τούτου, μέχρι αυτοί οι παράγοντες να ερευνηθούν λεπτομερώς, η χρήση ενός βακτηριοφάγου F^+ specific σαν δείκτη πρέπει να εξεταστεί προσεκτικά για τις συγκεκριμένες συνθήκες κάθε ιδιαίτερου πειράματος. Οι κολιφάγοι FRNA είναι ταξινομημένοι σε τέσσερις ορολογικούς τύπους: serogroups I, II, III, IV. Τα κόπρανα, και ειδικότερα τα ανθρώπινα κόπρανα, δεν φαίνεται να αποτελούν σημαντική πηγή F^+ specific βακτηριοφάγων (Dhillon et al., 1976; Osawa et

al., 1981; Havelaar and Hogeboom 1983, 1984; Havelaar, et al., 1986, 1990, 1993; Gersberg et al., 1987; Sobsey, 1989; Anon, 1991; IAWPRC, 1991). Εντούτοις, τα ζωικά και ανθρώπινα κόπρανα περιέχουν διαφορετικούς ορότυπους RNA κολιφάγων, δείχνοντας ότι αυτοί οι βακτηριοφάγοι μπορούν να χρησιμοποιηθούν για την πρόβλεψη της πηγής κοπρανώδους μόλυνσης (Scott et al., 2002; Savichtcheva and Okabe, 2006). Τα μέλη των F^+ specific RNA κολιφάγων συνδέονται ιδιαίτερα με την κοπρανώδη μόλυνση από τις διαφορετικές πηγές ή/και τα εσωτερικά λύματα (Rozen and Belkin 2001; Scott et al., 2002). Επομένως, η παρουσία F^+ specific βακτηριοφάγου στο νερό υποδεικνύει συχνά την ύπαρξη της ρύπανσης από λύματα.

Η φυσική δομή, η σύνθεση, και η μορφολογία των F-RNA κολιφάγων, αλλά και η αποτυχία πολλαπλασιασμού τους στα υδάτινα περιβάλλοντα μοιάζει πολύ με αυτές πολλών ανθρώπινων εντερικών ιών (Shah and McCamish, 1972; Duran et al., 2003; Shin and Sobsey, 2003; Hansen et al., 2007). Πολλά πειράματα επιβεβαίωσαν την ανθεκτικότητα των F-RNA κολιφάγων σε δυσμενείς συνθήκες (παρουσία διάφορων χημικών ουσιών, θερμική επεξεργασία, χλωρίωση) και σε διαδικασίες απολύμανσης μοιάζει ή υπερβαίνει αυτή των περισσότερων ανθρώπινων εντερικών ιών (Grabow, 1990; IAWPRC, 1991; Havelaar et al., 1993). Επιπλέον, έχει αναφερθεί στη βιβλιογραφία ότι οι βακτηριοφάγοι F-RNA είναι ανθεκτικοί στις διάφορες χημικές ουσίες (Kott et al., 1974; Shah and McCamish, 1972; Bitton, 1987; Snead et al., 1980), στη θερμική επεξεργασία (Burge et al., 1981), στην ηλιακή ακτινοβολία (Kapuscinski and Mitchell, 1983), στο υπεριώδες φως (Harm, 1980; Havelaar et al., 1990), στη χλωρίωση (Grabow et al., 1983; DeBartolomeis and Cabelli, 1991), και στις τυπικές διαδικασίες επεξεργασίας νερού (Grabow, 1990; Olivieri et al., 1999; Grabow, 2001; Sinton et al., 2002).

Η ανίχνευση των F-RNA κολιφάγων με τις μεθόδους πλακών δεν είναι τόσο απλή όσο για την περίπτωση των σωματικών κολιφάγων. Ο λόγος είναι ότι τα F fimbriae με τις περιοχές-δέκτες για τους βακτηριοφάγους παράγονται μόνο από τα βακτήρια ξενιστές στη λογαριθμική φάση αύξησης (ο λογάριθμος της πυκνότητας πληθυσμού αυξάνεται γραμμικά με το χρόνο). Αυτό υπονοεί ότι η προετοιμασία των αποικιών του ξενιστή για τις μεθόδους πλακών πρέπει να είναι χρονομετρημένη προσεκτικά, προκειμένου να υπάρξουν τα βακτήρια-ξενιστές στη λογαριθμική φάση αύξησης. Ακόμα και τότε, οι πλάκες είναι σχετικά μικρές και θολές επειδή πολλά βακτήρια στην περιοχή της πλάκας μπορεί να μην έχουν λυθεί. Έχουν διατυπωθεί επιτυχείς διαδικασίες μεθόδου πλακών για τους F-RNA κολιφάγους . Εντούτοις, είναι σημαντικότερο να ακολουθούνται πιστά οι οδηγίες αυτών των διαδικασιών (Havelaar and Hogeboom, 1984; ISO, 1995; Grabow et al., 1998).

1.6.3 B. fragilis φάγοι

Το Bacteroides fragilis είναι ένα υποχρεωτικό αναερόβιο βακτήριο (μπορεί μόνο να επιζήσει ελλείψει του μοριακού οξυγόνου) που βρίσκεται σε υψηλές συγκεντρώσεις στα ανθρώπινα κόπρανα. Ως εκ τούτου, η παρουσία βακτηριοφάγων που μολύνουν αυτά τα βακτήρια θεωρείται ενδεικτική της ανθρώπινης κοπρανώδους μόλυνσης. Το γένος Bacteroides βρίσκεται στο ανθρώπινο γαστροεντερικό κομμάτι σε μεγάλους αριθμούς (πάνω από 10⁹-10¹⁰/g κοπράνων), έναντι των κολοβακτηρίων, τα οποία κυμαίνονται από 10⁶ έως 10⁸/g κοπράνων (Geldreich, 1978; Salyers, 1984). Πρέπει να σημειωθεί ότι η δυσκολία ανάκτησης των βακτηριοφάγων B. fragilis από τα νερά με χαμηλά επίπεδα κοπρανώδους μόλυνσης περιορίζουν τη χρήση τους ως κοπρανώδεις δείκτες.

Οι Sun et al. (1997) πρότειναν τους βακτηριοφάγους του *B. fragilis* ως καλύτερους δείκτες για την βακτηριολογία του νερού από τους κλασσικούς βακτηριολογικούς δείκτες που χρησιμοποιούνται στην επεξεργασία νερού. Επίσης *οι* βακτηριοφάγοι *B. fragilis* είναι ανθεκτικότεροι στην αδρανοποίηση από το χλώριο από ότι άλλοι πρότυποι μικροοργανισμοί όπως ο poliovirus τύπου 1 και το *E. coli* (Bosch et al., 1989). Έναντι των κολιφάγων και των εντερικών ιών, οι βακτηριοφάγοι του *B. fragilis* αποδείχθηκαν σχετικά ανθεκτικοί στις δυσμενείς συνθήκες, τουλάχιστον σε ορισμένα υδάτινα περιβάλλοντα (Tartera et al., 1988, 1989; Jofre et al., 1989, 1995; Mocé-Llivina et al., 2003; Sidhu and Toze, 2009).

Οι μέθοδοι πλακών για τους βακτηριοφάγους του *B. fragilis* είναι πιο περίπλοκες, ακριβές, απαιτητικές και χρονοβόρες από εκείνες για τους σωματικούς και για τους F-RNA κολιφάγους. Απαιτούνται αρκετά σύνθετα μέσα αύξησης που συμπληρώνονται με αντιβιοτικά, και τα τριβλία πρέπει να επωαστούν υπό αυστηρά αναερόβιες συνθήκες. Λεπτομέρειες πάνω στις μεθόδους πλακών για τους βακτηριοφάγους του *B. fragilis* έχουν αναφερθεί από τους Tartera et al. (1992) and ISO (1998b). Μια μοριακή διαδικασία βασισμένη στην τεχνική αλυσιδωτής αντίδρασης πολυμεράσης (PCR) μπορεί να είναι πιο ευαίσθητη για την ανίχνευση των *B. fragilis* HSP40 βακτηριοφάγων από τις μεθόδους πλακών (Puig et al., 2000).

Κατηγορίες βακτηριοφάγα (συσχέτιση με παθογόνους) [αναφορές]	Δείκτες των: [αναφορές] ον	Βακτηριοφάγοι συχνά χρησιμοποιούμενοι ως δείκτες [αναφορές]	Πηγές (αριθμοί) [αναφορές]
Σωματικοί			
κολιφάγοι (Ναι/όγι)			
[34, 77, 46, 22 297, 229, 288]	0, Κοπρανώδης μόλυνση [139, 171, 323, 9, 207, 30, 184]	T2, T4, T6 (T even phages), T-odd, λ, T5, T7, T3, ΦX174, S13, PRD4 [41, 309, 187, 292, 154, 68, 116, 7, 55]	Οικιακά απόβλητα $(10^3-10^4$ PFU/mL) [71, 145, 85, 128, 20] Νερό θύελλας $(10^0-10^3$ PFU/100mL) [64] Δείγματα ιζήματος greywater $(10^4-10^6$ PFU/g) [226] Πρωτοβάθμια ιλύς $(10^5-10^8$ PFU/100g) [175, 204, 152, 205, 218] Ενεργή ιλύς $(10^5-10^7$ PFU/100g) [175, 204 Ιλύς πάχυνσης (πρωτοβάθμια+ενεργή ιλύς $(10^4-10^7$ PFU/100g) [155] Ανεπεξέργαστα δημοτικά απόβλητα $(10^3$ έως 10^6 PFU/mL) [325, 212] Κόπρανα ανθρώπων, βοοειδών, χοίρων, κοτόπουλων και άλλων ζώων $(10^0-10^6$
Mala spasific H	21		PF 0/g) [/0, 223, 127, 129, 247, 215]
φάγοι (Ναι)	+		
[171, 229, 286]			
	Μόλυνση από λύματα		
	[225, 126, 9]		Νερο θυελλας (10°-10°PFU/100mL) [64]
Serogroup I	Ζωική κοπρανώδης μόλυνση	MS2, f2, R17, JP501	Δείγματα ιζήματος greywater (10 ⁸ -10 ⁹ PFU/g) [226]
Serogroup II	Ανθρώπινη κοπρανώδης μόλυνση	GA,DS,TH1,BZ13, KU1,JP34	Πρωτοβάθμια ιλύς (10 ³ -10 ⁸ PFU/100g) [175, 204, 152, 205, 218]
Serogroup III	Ανθρώπινη κοπρανώδης μόλυνση	Qβ, VK, ST, TW17	Δευτεροταγή ιλύς (10 ² -10 ⁵ PFU/100g) [175, 204]
Serogroup IV	Ζωική κοπρανώδης μόλυνση [87, 225, 86, 125, 41, 142, 116, 136, 314, 271, 54, 186, 181]	SP, FI, TW19, TW26, MX1, ID2 [5, 41,309, 292, 154, 242, 72, 269, 155, 153, 268, 202, 267, 336, 339, 166, 199, 6, 138, 181, 7]	Ιλύς πάχυνσης (πρωτοβάθμια+ενεργή ιλύς) (10 ² -10 ³ PFU/100g) [155] Ανεπεξέργαστα λύματα (10 ² to 10 ⁵ PFU/mL) [263, 272, 52, 53, 175, 156, 325, 212]
			Κόπρανα ανθρώπων, βοοειδών, χοίρων, κοτόπουλων και άλλων ζώων -(10 ⁰ -10 ⁵ PFU/g) [45, 247, 213, 262, 104, 107]
B. fragilis			
<i>φαγοί</i> (Ναι) [77, 303, 229]	Ανθρώπινη κοπρανώδης μόλυνση [215, 167, 32, 161, 158, 303, 46, 157, 33, 58, 52,	phages using Bacteroides fragilis strain HSP38 phages using	Πρωτοβάθμια ιλύς (10 ² -10 ⁵ PFU/100g) [175, 204] Ενεργή ιλύς (10 ³ PFU/100g) [175, 204]
	76, 185]	Bacteroides fragilis strain RYC20	Ιλύς πάχυνσης (πρωτοβάθμια+ενεργή ιλύς) (10 ³ PFU/100g) [155] Κόπρανα ανθρώπων, βοοειδών, χοίρων,

Πίνακας 1.6: Συλλογή μελετών στις οποίες οι βακτηριοφάγοι έχουν χρησιμοποιηθεί ως δείκτες και συγκεντρώσεις αυτών σε διάφορες πηγές

1.7 ΣΚΟΠΟΣ ΚΑΙ ΣΤΟΧΟΙ

Στόχος αυτής της Διατριβής ήταν να αποκτηθεί μια θεμελιώδης κατανόηση των μηχανισμών που ελέγχουν την τύχη και τη μεταφορά των βιοκολλοειδών στα πορώδη μέσα του υπεδάφους. Συγκεκριμένα, αυτή η έρευνα έχει εστιάσει στις αλληλεπιδράσεις που εμφανίζονται μεταξύ των κολλοειδών και της διεπιφάνειας υγρού-στερεού (SWI) υπό διάφορες φυσικοχημικές συνθήκες. Ο γενικός στόχος ήταν να συσχετιστούν οι κινητικές της προσρόφησης κολλοειδών με τις φυσικές και χημικές ιδιότητες του συστήματος.

Συγκεκριμένοι στόχοι

1. Η εξέταση της προσρόφησης των ιών πάνω σε διάφορα αργιλικά ορυκτά σε πειράματα διαλείποντος έργου σε δύο διαφορετικές θερμοκρασίες υπό στατικές και δυναμικές συνθήκες. Καμία προηγούμενη μελέτη δεν έχει ερευνήσει τη συνδυασμένη επίδραση της θερμοκρασίας και της ανάδευσης στην προσρόφηση των ιών πάνω στις αργίλους (ΚΕΦΑΛΑΙΟ 2).

2. Η έρευνα της μεταφοράς τριών υδατογενών μικροοργανισμών (*Escherichia coli*, MS2, και ΦΧ174), ευρέως χρησιμοποιούμενων δεικτών κοπρανώδους μόλυνσης, σε εργαστηριακές στήλες με πληρωτικό υλικό καθαρή χαλαζιακή άμμο. Εξέταση της συνδυασμένης επίδρασης του μεγέθους των κόκκων και της ενδοπορώδους ταχύτητας χρησιμοποιώντας τρία διαφορετικά μεγέθη και τρείς ενδοπορώδεις ταχύτητες (ΚΕΦΑΛΑΙΟ 3).

3. Η πειραματική διερεύνηση της επίδρασης της παρουσίας διαφορετικών κολλοειδών αργίλων στη μεταφορά ιών σε κορεσμένα πορώδη μέσα. Η διερεύνηση των αλληλεπιδράσεων μεταξύ ιών και αργίλων κατά τη διάρκεια ταυτόχρονης μεταφοράς τους σε στήλη με πληρωτικό υλικό γυάλινα σφαιρίδια, αλλά και της επίδρασης της ενδοπορώδους ταχύτητας στη συγκράτηση και στη διευκολυμένη από τα κολλοειδή μεταφορά των ιών. Επίσης ο χαρακτηρισμός της προσκόλλησης των ιών στα κολλοειδή αργίλων σε πειράματα διαλείποντος έργου αλλά και των ιδιοτήτων των επιφανειών των ιών και των αργίλων με μέτρηση της ηλεκτροφορητικής κινητικότητας για την παρασκευή των προφίλ DLVO και XDLVO της δυναμικής ενέργειας αλληλεπίδρασης μεταξύ των κολλοειδών και των επιφανειών του συλλέκτη (ΚΕΦΑΛΑΙΟ 4).

4. Η θεωρητική διερεύνηση του ρόλου της χημείας του διαλύματος και της υδροδυναμικής στην αποκόλληση των κολλοειδών από τα πορώδη μέσα στις συνθήκες των εργαστηριακών πειραμάτων. Η πρόβλεψη της αποκόλλησης των κολλοειδών από την επιφάνεια του συλλέκτη με τη χρήση ενός μοντέλου που ενσωματώνει την κατανομή της ενέργειας αλληλεπίδρασης και τη φυσική του συστήματος με εφαρμογή ισορροπιών δυνάμεων και ροπών για τον προσδιορισμό των κριτηρίων απομάκρυνσης/αποκόλλησης των κολλοειδών μέσω της κύλισης (rolling) και της ολίσθησης (sliding) (ΚΕΦΑΛΑΙΟ 5).

5. Η σύγκριση της κινητικής απόθεσης βιοκολλοειδών και κολλοειδών αργίλων σε ανοδική και καθοδική κατεύθυνση ροής υπό τις ίδιες συνθήκες ροής, χημείας διαλύματος και υδροδυναμικές συνθήκες σε πειράματα μεταφοράς σε κατακόρυφα και διαγώνια τοποθετημένες εργαστηριακές στήλες με πληρωτικό υλικό γυάλινα σφαιρίδια. Ανάλυση και σύγκριση των αποτελεσμάτων με τα αποτελέσματα της μελέτης απόθεσης σε οριζόντια τοποθετημένη στήλη. Επίσης προβλέψεις με χρήση μοντέλων μοναδιαίων κελιών διαφορετικών γεωμετριών Happel sphere-in-cell (σφαίρα σε κελί-M1, M3) και hemispheres-in-cell (ημισφαίρια σε κελί-M2, M4) μοντέλα με τα M1, M2 να αφορούν ευνοϊκές συνθήκες απόθεσης και τα M3, M4 δυσμενείς συνθήκες απόθεσης (ύπαρξη απωστικών ενεργειακών φραγμάτων) και συγκρίθηκαν με τα πειραματικά αποτελέσματα (ΚΕΦΑΛΑΙΟ 6).

Η καινοτομία σε αυτήν την έρευνα είναι η μελέτη διαφορετικών μηχανισμών που έχουν επιπτώσεις στη συγκράτηση των βιοκολλοειδών (ιών) στα πορώδη μέσα με τον έλεγχο των χημικών και φυσικών συνθηκών του συστήματος.

1.8 ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

[1] Abbaszadegan M., M.S. Huber, C.P. Gerba and I.L. Pepper (1993), "Detection of Enteroviruses in Groundwater with the Polymerase Chain Reaction", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 59, pp.1318-1324.

[2] Abbaszadegan M., Stewart P. and LeChevallier M. (1999), "A strategy for detection of viruses in groundwater by PCR", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 65, pp. 444–449.

[3] Abdel-Fattah A. I. and EL-Genk M. S. (1998), "On colloidal particle sorption onto a stagnant air-water interface", *Advances in Colloid and Interface Science*, Vol. 78, pp. 237–266.

[4] Adamczyk Z., Jaszczolt K. and Siwelk B. (2005), "Irreversible adsorption of colloid particles on heterogeneous surfaces", *Applied Surface Science*, Vol. 252, pp. 723–729.

[5] Adams M.H. (1959), "Enumeration of bacteriophage particles in Bacteriophages", *New York: Interscience*, pp. 27–30.

[6] Anders R. and Chrysikopoulos C.V. (2005), "Virus fate and transport during artificial recharge with recycled water", *Water Resources Research*, Vol. 41, W10415, doi: 10.1029/2004WR003419.

[7] Anders R. and Chrysikopoulos C.V. (2006), "Evaluation of the factors controlling the time-dependent inactivation rate coefficients of bacteriophage MS2 and PRD1", *Environmental Science Technology*, Vol. 40, pp. 3237-3242.

[8] Anders R. and Chrysikopoulos C.V. (2009), "Transport of viruses through saturated and unsaturated columns packed with sand", *Transport in Porous Media*, Vol. 76, pp. 121-138.

[9] IAWPRC Study Group on Health Related Water Microbiology (1991), "Bacteriophages as model viruses in water quality control", *Water Research*, Vol. 25, pp. 529-545.

[10] Arturo A. K. and Auset M. (2007), "A review of visualization technique of biocolloid transport processes at the pore scale under saturated and unsaturated conditions", *Advances in Water Resources*, Vol. 30, pp. 1392–1407.

[11] Auset M. and Keller A. A. (2004), "Pore-scale processes that control dispersion of colloids in saturated porous media", *Water Resources Research*, Vol. 40, W03503, doi: 10.1029/2003WR002800.

[12] Ausland G., Stevik T. K., Hanssen J. F., Kohler J. C. and Jenssen P. D. (2002), "Intermittent filtration of wastewater—removal of fecal coliforms and fecal streptococci", *Water Research*, Vol. 36, pp. 3507–3516.

[13] Azadpour-Keeley A and Ward CH. (2005), "Transport and Survival of Viruses in the Subsurface-Processes, Experiments and Simulation Models", *Remediation Journal*, Vol. 15 (3), pp. 23-51.

[14] Azerdo J., Visser J. and Oliveira R. (1999), "Exopolymers in bacterial adhesion: interpretation in terms of DLVO and XDLVO theories", *Colloids and Surfaces B*, Vol. 14, pp. 141–148.

[15] Bales R. C., Gerba C. P., Grondrn G. H. and Jensen S. L. (1989), "Bacteriophase transport in sandy soil and fractured tuff", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 55, pp. 2061–2067.

[16] Bales R. C., Hinkle S. R. and Kroeger T.W. (1991), "Bacterophase adsorption during transport through porous media: chemical perturbations and reversibility", *Environmental Science and Technology*, Vol. 25, pp. 2088–2095.

[17] Bales R. C., Li S., Maguire K. M., Yahya M. T.and Gerba C. P. (1993), "Ms-2 and poliovirus transport in porous media: hydrophobic effects and chemical perturbations", *Water Resources Research*, Vol. 29, pp. 957–963.

[18] Baumann T. and C. J. Werth (2004), "Visualisation and modelling of polystyrol colloid transport in a silicon micromodel", *Vadose Zone*, Vol. 3, pp. 434-443.

[19] Baygents J. D., Glynn J. R., Albinger O., Biesemeyer B. K., Ogden K. L. and Arnold R. G. (1998), "Variation of surface charge density in monoclonal bacterial populations: implications for transport through porous media", *Environmental Science and Technology*, Vol. 32 (11), pp. 1596–1603.

[20] Beekwilder J., Nieuwenhuizen R., Havelaar A.H. and Van Duin J. (1996), "An oligonucleotide hybridization assay for the identification and enumeration of F-specific RNA phages in surface water", *Journal of Applied Bacteriology*, Vol. 80, pp. 179–186.

[21] Benenson A. S. (1995), "*Control of communicable diseases manual"*, Washington: American Public Health Association (16th Ed.).

[22] Berg G., Dahling D.R., Brown G.A. and Berman D. (1978), "Validity of faecal coliforms, total coliforms, and faecal streptococci as indicators of viruses in chlorinated primary sewage effluent", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 36, pp. 880-884.

[23] Berg G. and Metcalf T. (1978), *Indicators of viruses in water*. In Indicators of Viruses in Water and Food, ed. Berg G., Ann Arbor: Ann Arbor Science Publishers, pp. 267-296.

[24] Bitton G. (1987), Fate of bacteriophages in water and wastewater treatment plants, In: "*Phase Ecology*", (Goyal S.M., Gerba C.P. and Bitton G. eds.), pp. 181-195, John Wiley, New York.

[25] Bitton G. (1975), "Adsorption of viruses onto surfaces in soil and water", *Water Resources*, Vol. 9, pp. 473–484.

[26] Bitton G. and Gerba C. P. (1984), "Groundwater pollution microbiology: the emerging issue", Wiley, New York.

[27] Bitton G., Farrah S.R., Ruskin R.H., Butner J. and Chou Y.J. (1983), "Survival of pathogenic and indicator organisms in groundwater", *Ground Water*, Vol. 21, pp. 405-410.

[28] Bitton G. and Harvey R.W. (1992), Transport of pathogens through soils and aquifers, In: "*Environmental Microbiology*", (Mitchell R. Ed.), pp. 103 – 124, Wiley-Liss, New York.

[29] Blanch A.R., L. Belanche-Munoz, X. Bonjoch, J. Ebdon, C. Gantzer, F. Lucena, J. Ottoson, C. Kourtis, A. Iversen, I. Kuhn, L. Moce, M. Muniesa, J. Schwartzbrod, S. Skraber, G. Papageorgiou, H.D. Taylor, J. Wallis and J. Jofre (2004), "Tracking the origin of faecal pollution in surface water: an ongoing project within the European Union research programme", Journal of Water and Health, Vol. **2** (4), pp. 249–260.

[30] Blanch A.R., L. Belanche-Muñoz, X. Bonjoch, J. Ebdon, C. Gantzer, F. Lucena, J. Ottoson, C. Kourtis, A. Iversen, I. Kühn, L. Moce, M. Muniesa, J. Schwartzbrod, S. Skraber, G. Papageorgiou, H.D. Taylor, J. Wallis and J. Jofre (2006), "Integrated analysis of established and novel microbial and chemical methods for microbial source tracking", *Applied Environmental Microbiology*, Vol. 72, pp. 5915–5926.

[31] Bolster C.H., Mills A.L., Hornberger G.M., Herman J.S. (2001), "Effect of surface coatings, grain size, and ionic strength on the maximum attainable coverage of bacteria on sand surfaces", *Journal of Contaminant Hydrology*, Vol. 50, pp. 287-305.

[32] Booth S.J., van Tassell R.L., Johnson J.L. and Wilkins T.D. (1979), "Bacteriophages of Bacteroides", *Reviews of Infectious Disease*, Vol.1, pp. 325–336.

[33] Borrego J.J. and R. Cornax (1990), "Coliphages as an indicator of faecal pollution in water: Their survival and productive infectivity in natural aquatic environments", *Water Resources*, Vol. 24(1), pp.111-116.

[34] Borrego J.J., Morinigo M.A., Devicente A., Cornax R. and Romero P. (1987), "Coliphages as an indicator of faecal pollution in water: Its relationship with indicator and pathogenic microorganisms", *Water Research*, Vol. 21, pp. 1473–1480.

[35] Bosch A., Tartera C., Gajardo R., Diez J. M. and Jofre J. (1989), "Comparative resistance of bacteriophages active against Bacteroides fragilis to inactivation by chlorination or ultraviolet radiation", *Water Science Technology*, Vol. 21, pp. 221–226.

[36] Bradford S. A., Simunek J. and Walker S. L. (2006), "Transport and straining of E. coli in saturated porous media", *Water Resources Research*, Vol. 42, W12S12, 1–12, doi: 10.1029/2005WR004805.

[37] Bradford S. A., Simunek M., Bellahar M. T., Van G. and Yates S. R. (2003), "Modelling colloid attachment, straining and exclusion in saturated porous media", *Environmental Science and Technology*, Vol. 37, pp. 2242–2250.

[38] Bradford S. A., Simunek T., Bettahar M., Tadassa Y. F., van Genuchten M. T.and Yates S. R. (2005), "Straining of Water Air Soil Pollut colloids at textural interface", Water Resources Research, Vol. 41, W10404, 1–17, doi: 10.1029/2004WR003675.

[39] Bradford S. A., Torkzaban S. and Walker S. L. (2007), "Coupling of physical and chemical mechanisms of colloid straining in saturated porous media", *Water Research*, Vol. 41, pp. 3012–3024.

[40] Bradford S. A., Yates S. R., Bettahar M. and Simunek J. (2002), "Physical factors affecting the transport and fate of colloids in saturated porous media", *Water Resources Research*, Vol. 38, pp.1327.

[41] Bradley D.E. (1967), "Ultrastracture of phages and bacteriocins", *Bact. Rev.*, Vol. 31, pp. 230-314.

[42] Brooks J.P., Tanner B.D., Josephson K.L., Gerba C.P. and Pepper I.L. (2005), "A national study on the residential impact of biological aerosols from the land application of biosolids", Journal of Applied Microbiology, Vol. 99, pp. 310–322.

[43] Bruens M. R., Kapil S. and Oehme F. W. (2000), "Pseudomonas picleettic: a common soil and groundwater aerobic bacteria with pathogenic and biodegradation properties", *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Vol. 47 (2), pp. 105–111.

[44] Burge W.D., Colacicco D. and Cramer W.N. (1981), "Criteria for achieving pathogen destruction during composting", Journal of the Water Pollution Control Federation, Vol. 53, pp. 1683-1690.

[45] Calci K.R., Burkhardt W. III, Watkins W.D. and Rippey S.R. (1998), "Occurrence of male-specific bacteriophages in feral domestic animal wastes, human feces, and human-associated wastewaters", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 64.

[46] Castillo G., R. Thiers, B.J. Dutka and A.H. El Shaarawi (1988), "Coliphage association with coliform indicators: A case study i n Chile", Toxicity Assessment, Vol. 5, pp. 535-550.

[47] Cherrey K. D., Flury M. and Harsh J. B. (2003), "Nitrate and colloid transport through coarse Hanford sediments under steady state variably saturated flow", *Water Resources Research*, Vol. 39 (6), 1165, doi: 10.1029/2002WR001944.

[48] Chrysikopoulos C. V. and Sim Y. (1996), "One-dimentional virus transport in homogeneous porous media with time dependent distribution coefficient", *Journal of Hydrology*, Vol. 185, pp. 199–219.

[49] Chrysikopoulos C.V., Masciopinto C., La Mantia R. and Manariotis I.D. (2010), "Removal of biocolloids suspended in reclaimed wastewater by injection in a fractured aquifer model", *Environmental Science Technology*, Vol. 44, pp. 971-977.

[50] Chu Y., Jin Y. and Yates M. V. (2000), "Virus transport through saturated sand columns as affected by different buffer solutions", *Journal of Environmental Quality*, Vol. 29, pp. 1103–1110.

[51] Chu Y., Jin Y., Flurry M. and Yates M. V. (2001), "Mechanisms of virus removal during transport in unsaturated porous media", *Water Resources Research*, Vol. 37, pp. 253–263.

[52] Chung H. and Sobsey M.D. (1993), "Comparative survival of indicator viruses and enteric viruses in seawater and sediment", *Water Science and Technology*, Vol. 27, pp. 425-429.

[53] Chung H., L.A. Jaykus, G. Lovelace and M.D. Sobsey (1998), "Bacteriophages and bacteria as indicators of enteric viruses in oysters and their harvest waters", *Water Science and Technolgy*, Vol. 38, pp. 37-44.

[54] Cole D., Long S.C. and Sobsey M.D. (2003), "Evaluation of F+ RNA and DNA coliphages as source-specific indicators of faecal contamination in surface waters", *Applied Environmental Microbiology*, Vol. 69, pp. 6507–6514.

[55] Collins W.D., V. Ramaswamy, M.D. Schwarzkopf, Y. Sun, R.W. Portmann, Q. Fu, S.E.B. Casanova, J.-L. Dufresne, D.W. Fillmore, P.M.D. Forster, V.Y. Galin, L.K. Gohar, W.J. Ingram, D.P. Kratz, M.-P. Lefebvre, J. Li, P. Marquet, V. Oinas, Y. Tsushima, T. Uchiyama, and W.Y. Zhong (2006), "Radiative forcing by well-mixed greenhouse gases: Estimates from climate models in the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Fourth Assessment Report (AR4)", *Journal of Geophysical Research*, Vol. 111, D14317, doi:10.1029/2005JD006713.

[56] Corapcioglu M. Y. and Haridas A. (1984), "Transport and fate of microorganisms in porous media: a theoretical investigation", *Journal of Hydrology*, Vol. 72, pp. 149–169.

[57] Corapcioglu M. Y. and Haridas A. (1985), "Microbial transport in soils and groundwater: a numerical model", *Advances in Water Resources*, Vol. 8, pp. 188–200.

[58] Cornax R., Morinigo M. A., Balebona M. C., Castro D. and Borrego J. J. (1991), "Significance of several bacteriophages groups as indicators of sewage pollution in marine waters", *Water Resources*, Vol. 25, pp. 673–678.

[59] Craun G.F. (1992), "Waterborne disease outbreaks in the United States of America: causes and prevention", *World Health Stat* Q, 45:192–199.

[60] Craun G.F. (1984), Health aspects of groundwater pollution, In: "*Groundwater Pollution Microbiology*", (G. Bitton and C.P. Gerba Eds.), pp. 135-17, John Wiley and Sons Inc., New York

[61] Crist J. T., McCarthy J. F., Zevi Y., Baveye P., Throop J. A. and Steenhuis T. S. (2004), "Pore-scale visualization of colloid transport and retention in partially saturated porous media", *Vadose Zone Journal*, Vol. 3, pp. 444–450.

[62] Crist J. T., Zevi Y., McCarthy J. F., Throop J. A. and Steenhuis T. S. (2005), "Transport and retention mechanisms of colloid in partially saturated porous media", *Vadose Zone Journal*, Vol. 4, pp. 184–195.

[63] Cushing R. S. and D. F. Lawler (1998), "Depth filtration: Fundamental investigation through three-dimensional trajectory analysis, *Environmental Science Technology*, Vol. 32, pp. 3793 – 3801.

[64] Davies C. M., Yousefi Z. and Bavor H. J. (2003), "Occurrence of coliphages in urban stormwater and their fate in stormwater management systems", *Letters in Applied Microbiology*, Vol. 37, pp. 299–303.

[65] de Jonge H., Jacobsen O.H., de Jonge L.W. and Moldrup P (1998), "Particle-facilitated transport of prochloraz in undisturbed sandy loam soil columns", *Soil Science Society of America Journal*, Vol. 27, pp. 1495–1503.

[66] de Marsily G. (1986), "Quantitative hydrogeology", San Diego (CA): Academic.

[67] Debartolomeis J and Cabelli VJ (1991), "Evaluation of an Escherichia coli host strain for enumeration of F male-specific bacteriophages", *Applied Evironmental Microbiology*, Vol. 57, pp. 1301-1305.

[68] DeBorde D.C., Woessner W.W., Lauerman B. and Ball P.N. (1998), "Virus occurrence in a school septic system and unconfined aquifer", Ground Water, Vol. 36, pp. 825 – 834.

[69] Dee S.W. and Fogleman J.C. (1992), "Rates of inactivation of waterborne coliphage by monochloramine", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 58, pp. 3136-3141.

[70] Dhillon T. S., Dhillon E. K. S., Chau H. C., Li W. K. and Tsang A. H. C. (1976), " Studies on bacteriophage distribution: virulent and temperate bacteriophage content of mammalian feces", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 32, pp.68-74.

[71] Dhillon T.S., Chang Y.S., Sun S.M. and Chau W.S. (1970), "Distribution of coliphages in Hong Kong sewage", *Applied Microbiogy*, Vol. 20, pp. 187-191.

[72] Dowd S.E., Pillai S.D., Wang S.Y. and Corapcioglu M.Y. (1998), "Delineating the specific influence of virus isoelectric point and size on virus adsorption and transport through sandy soils", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 64 (2), pp. 405-410.

[73] Dowd S.E. and Pillai S.D. (1997), "Survival and transport of selected bacterial pathogens and indicator viruses under sandy aquifer conditions", *Journal of Environmental Science and Health*, Vol. 32 (A), pp. 2245–2258.

[74] Dowd S.E., Widmer K.W. and Pillai S.D. (1997), "Thermotolerant clostridia as an airborne pathogen indicator during land application of biosolids", *Journal of Environmental Quality*, Vol. 26, pp. 194–199.

[75] Duboise S. M., Moore B. E. and Sagik B. P. (1976), "Poliovirus survival and movement in a sandy forest soil", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 31 (4), pp. 536–543.

[76] Duran A. E., Muniesa M., Moce-Llivina L., Campos C., Jofre J. and Lucena F. (2003), "Usefulness of different groups of bacteriophages as model micro-organisms for evaluating chlorination", J. *Applied Microbiogy*, Vol. 95, pp. 29–37.

[77] Dutka B. J., El-Shaarawi A., Martins M. T. and Sanchez P. S. (1987), "North and South American studies on the potential of coliphage as a water quality indicator", *Wat. Res*, Vol. 21, pp. 1127-1135.

[78] Endley S., Lu L., Vega E., Hume M.E. and Pillai S.D. (2003), "Male-specific coliphages as an additional fecal contamination indicator for screening fresh carrots", *Journal of Food Protection*, Vol. 66, pp. 88–93.

[79] Enriquez C. E. and Gerba C. P. (1995), "Concentration of enteric adenoviruses 40 from tap, sea, and wastewater", *Water Resources*, Vol. 29, pp. 2554–2560.

[80] Enriquez C. E., Hurst C. J. and Gerba C. P. (1995), "Survival of the enteric adenoviruses 40 and 41 in tap, sea, and wastewater", *Water Resources*, Vol. 29, pp. 2548–2553.

[81] Espinosa, I. Y., and S.D. Pillai. (2002). Impaction-based sampler for detecting male-specific bacteriophages in bioaerosols. *Journal of Rapid Methods and Automation in Microbiology* 10: 117-127.

[82] Fetter C. W. (1999), *Contaminant hydrology*, New Jersey: Prentice-Hall (2nd Ed.)

[83] Fontes D. E., Mills A. L., Hornberger G. M. and Herman J. S. (1991), "Physical and chemical factors influencing transport of microorganisms through porous media", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 57, pp. 2473–2481.

[84] Freeze, R. A., & Cherry, J. A. (1979). Groundwater. New York: Prentice-Hall.

[85] Furuse K., Ando A., Osawa S. and Watanabe I. (1981), "Distribution of ribonucleic acid coliphages in raw sewage from treatment plants in Japan", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 41, pp. 1139-1143.

[86] Furuse K., Osawa S., Kawashiro J., Tanaka R., Ozawa A., Sawamura S., Yanagawa Y., Nagao T. and Watanabe I. (1983), "Bacteriophage distribution in human faeces. Continuous survey of healthy subjects and patients with internal and leukaemic diseases", *Journal of General Virology*, Vol. 64, pp. 2039-2043.

[87] Furuse K., T. Aoi, T. Shiba, T. Sakurai, T. Miyake and I. Watanabe (1973), "Isolation and grouping of RNA phages. IV. A survey in Japan", *Journal of The Keio Medical Society*, Vol. 50, pp. 363-376.

[88] Gajardo R., N. Bouchriti, R. M. Pintó and A. Bosch (1995), "Genotyping of rotaviruses isolated from sewage", *Applied Environmental Microbiology*, Vol. 61, pp. 3460-3462.

[89] GamerdingerA. P. and Kaplan D. I. (2001),"Physical and chemical determinants of colloid transport and deposition in water-unsaturated sand and Yucca mountain tuff material", *Environmental Science and Technology*, Vol. 35, 2497–2504.

[90] Gantzer J., Henny and L. Schwartzbrod (2002), "Bacteroides fragilis and Escherichia coli bacteriophages in human faeces", *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, Vol 205 (4), pp. 325–328.

[91] Gao B., Saiers J. E. and Ryan J. N. (2006), "Pore-scale mechanisms of colloid deposition and mobilization during steady and transient flow through unsaturated granular", *Water Resources Research*, Vol. 42, W01410, doi: 10.1029/2005WR004233.

[92] Gao B., Steenhuis T. S., Zevi Y., Morales V. L. et al. (2008), "Capillary retention of colloids in unsaturated porous media", *Water Resources Research*, Vol. 44, W04504, doi:10.1029/2006WR005332.

[93] Geldreich E.E. (1978), Bacterial populations and indicator concepts in faeces, sewage, stormwater and solid wastes, In: *"Indicators of Viruses in Water and Food"*, (Berg G. Ed.), pp. 51-97, Ann Arbor Science Publishers Inc., Mich.

[94] Gerba C. P. and J. E. Smith (2005), "Sources of pathogenic microorganisms and their fate during land application of wastes", *Journal of Environmental Quality*, Vol. 34, pp. 42-48.

[95] Gerba C. P. and J. S. McLeod (1976), "Effect of sediments on the survival of Escherichia coli in marine waters", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 32, pp. 114-120.

[96] Gerba C. P. and Bitton G. (1984), Microbial pollutants: their survival and transport pattern to groundwater, In: "*Groundwater Pollution Microbiology*", (G. Bitton and C. P. Gerba Eds.), Wiley Interscience, New York.

[97] Gerba C. P. and Goyal S. M. (1985), "Pathogen removal from wastewater during groundwater recharges artificial recharge of groundwater", Butterworth Publishers, Boston.

[98] Gerba C.P. (1984), Microorganisms as ground water tracers, In: "Ground Water Pollution Microbiology", (G. Bitton and C.P. Gerba Eds.), pp. 225-233, John Wiley and Sons, N.Y.

[99] Gerba C.P. (1985), "Microbial contamination of the subsurface (Chapter 5). In: C. H. Ward, W. Giger and P. L. McCarty (eds.), Ground Water Quality. John Wiley & Sons, NY.

[100] Gerba C.P. (1996), Pathogens in the environment", In: "Pollution Science", (I.L. Pepper, C.P. Gerba and M.L. Brusseau Eds), pp. 279-299. John Wiley, NY.

[101] Gersberg R. M., Lyon S. R., Brenner R. and Elkins B. V. (1987), "Fate of viruses e artificial wetlands", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 53, pp. 731–736.

[102] Gilgen M., D. Germann, J. Luthyand P. H. Hübner (1997), "Three-step isolation method for sensitive detection of enterovirus, rotavirus, hepatitis A virus, and small round structured viruses in water samples", *International Journal of Food Microbiology*, Vol. 37, pp. 189-199.

[103] Ginn T. R., Wood B. D., Nelson K. E., Scheibe T. D., Murphy E. M. and Clement T. P. (2002), "Processes in microbial transport in the natural subsurface", *Advances in Water Resources*, Vol. 25(8–12), pp. 1017–1042.

[104] Gino E., Starosvetsky J. and Armon R. (2007), "Bacteriophage ecology in a small community sewer system related to their indicative role in sewage pollution of drinking water", *Environmental Microbiology*, Vol. 9, pp. 2407–2416.

[105] Girones R., Allard A., Wadell G. and Jofre J.(1993), "Application of PCR to the detection of adenoviruses in polluted waters", *Water Science Technology*, Vol. 27, pp. 235–241.

[106] Gordon C. and Toze S. (2003), "Influence of groundwater characteristics on the survival of enteric viruses", *Journal of Applied Microbiology*, Vol. 95(3), pp. 536-544.

[107] Gourmelon M., Caprais M.P., Segura R., Le Mennec C., Lozach S., Piriou .Y. and Rince A. (2007), "Evaluation of two library-independent Microbial Source Tracking methods to identify sources of fecal contamination in French estuaries", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 73, pp. 4857-4866.

[108] Goyal S. M., Amundson D. A., Robinson R. A. and Gerba C. P. (1989), "Viruses and drug resistant bacteria in groundwater of southestern Minnesota Journal of the Minnesota", *Academy of Science*, Vol. 55(1), pp. 58–62.

[109] Grabinski K. J. (2007), "Pathogen transport and capture in a porous media biofilm reactor", Master of Science Thesis, Bozeman, Montana: Montana State University.

[110] Grabow W.O.K., Holtzhausen C.S. and de Villiers J.C. (1993), "Research on Bacteriophages as Indicators of Water Quality", WRC Report No 321/1/93.

[111] Grabow W.O.K., P. Coubrough, E.M. Nupen and B.W. Bateman (1984), "Evaluation of coliphages as indicators of the virological quality of sewage-polluted water", *Wat. SA*, Vol. 10, pp. 7–14.

[112] Grabow WOK (1990), "*Microbiology of drinking water treatment: reclaimed wastewater*", In: McFeters GA (ed.) Drinking Water Microbiology - Progress and Recent Developments, Springer Verlag, New York, pp.185-203.

[113] Grabow WOK, Gauss-Muller V, Prosesky OW and Deinhardt F (1983), "Inactivation of Hepatitis A virus and indicator organisms in water by free chlorine residual", *Applied Environmental Microbiology*, Vol. 46, pp. 619-624.

[114] Grabow W. (2001), "Bacteriophages: Update on application as models for viruses in water", *Water SA.*, Vol. 27(2), pp. 251-268.

[115] Grabow W.O.K., Neubrech T.E., Holtzhausen C.S. and Jofre J. (1995), "Bacteroides fragilis and Escherichia coli bacteriophages: excretion by humans and animals", *Water Science Technology*, Vol. 5–6, pp. 223–230.

[116] Grabow, W.O.K., Vrey, A., Uys, M. and De Villiers, J.C. (1998) Evaluation of the Application of Bacteriophages as Indicators of Water Quality. WRC Report no. 540/1/98. Pretoria: Water Research Commission

[117] Grant S.B., List E.J. ans Lidstrom M.E. (1993), "Kinetic analysis of virus adsorption and inactivation in batch experiments", *Water Resources Research*, Vol. 29(7), pp. 2067 – 2085.

[118] Gratacap-Cavallier B., Genoulaz O., Brengel-Pesce K., Soule H., Innocenti-Francillar P., Bost M., Gofti L., Zmirou D. and Seigneurin J.M. (2000), "Detection of human and animal rotavirus sequences in drinking water ", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 66 (6), pp. 2690–2692.

[119] Green K.Y., Ando T., Balayan M.S., Berke T., Clarke I.N., Estes M.K., Matson D.O., Nakata S., Neill J.D., Studdert M.J. and Thiel H.J. (2000), "Taxonomy of the caliciviruses", *Journal of Infectious Diseases*, Vol. 181(Suppl 2), pp. S322 - S330.

[120] Griffin D.W., Garrison V.H., Herman J.R. and Shinn E.A. (2001), "African desert dust in the Caribbean atmosphere: microbiology and public health", *Aerobiologia*, Vol. 17, pp. 203–213.

[121] Hansen V.M., Rosenquist H., Baggesen D.L., Brown, S. and Christensen B.B. (2007), "Characterization of Campylobacter phages including analysis of host range by selected Campylobacter Penner serotypes", *BMC Microbiology*, Vol. 7, pp. 90.

[122] Harm W (1980), "*Biological Effects of Ultraviolet Radiation*", Cambridge University Press, Cambridge, Mass.

[123] Harvey R. W. (1997), "Microorganisms as tracers in groundwater injection and recovery experiments: a review", *FEMS Microbiology Reviews*, Vol. 20, pp. 461–472.

[124] Harwood V.J., Levine A.D., Scott T.M., Chivukula V., Lukasik J., Farrah S.R. and Rose J.B. (2005), "Validity of the indicator organism paradigm for pathogen reduction in reclaimed water and public health protection", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 71 (6), pp. 3163-3170.

[125] Havelaar A. H. and Hogeboom W. M. (1984) A method for the enumeration of male-specific bacteriophages in sewage. J. appl. Bact. 56, 439-447.

[126] Havelaar A. H. and Nieuwstad Th. J. (1985), "Bacteriophages and faecal bacteria as indicators of chlorination efficiency of biologically treated wastewater", *Journal of the Water Pollution Control Federation*, Vol. 57, pp. 1084-1088.

[127] Havelaar A. H., Furuse K. and Hogeboom W. M. (1986), "Bacteriophages and indicator bacteria in human and animal faeces", *Journal of Applied Bacteriology*, Vol. 60, pp. 255-262.

[128] Havelaar A. H., Hogeboom W. M. and Pot R. (1984), "F specific RNA bacteriophages in sewage: Methodology and occurrence", *War. Sci. Technol*, Vol. 17 (45), pp. 645-655.

[129] Havelaar A. H., Pot-Hogeboom W. M., Furuse K., Pot R. and Hormann M. P. (1990), "F-specific RNA bacteriophages and sensitive host strains in faeces and wastewater of human and animal origin", *Journal of Applied Bacteriology*, Vol. 69, pp. 30-37.

[130] Havelaar A.H. (1986), "F-specific RNA bacteriophages as model viruses in water treatment processes", Rijkimstitaut voor Volksgezonheid en Milieuhygiëne, Bilthoven, The Netherlands pp. 240.

[131] Havelaar A.H. (1993), "Bacteriophages as models of human enteric viruses in the environment", ASM News, Vol.59, pp. 614-619.

[132] Havelaar A.H. and Hogeboom W.M. (1983), "Factors affecting the enumeration of coliphages in sewage and sewage polluted waters", *Antonie van Leeuwenhoek*, Vol. 49, pp.387-397.

[133] Havelaar A.H. and Pot-Hogeboom W.M. (1988), "F-specific RNAbacteriophages as model viruses in water hygiene: ecological aspects", *Water Science and Technology*, Vol. 20, pp. 399-407.

[134] Havelaar A.H., van Olphen M. and Drost Y.C. (1993), "F-specific RNA bacteriophages are adequate model organisms for enteric viruses in fresh water", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 59, pp. 2956-2962.

[135] Hayes W. (1968), "The Genetics of Bacteria and their Viruses", 2nd Ed., Blackwell Scientific Publications Ltd., London, UK.

[136] Hayward K. (1999), "Phages gain ground as water quality indicators", *Water* 21, 36–37.

[137] Hejkal T.W., Gerba CP and Rao VC (1982), "Reduction of cytotoxicity in virus concentrates from environmental samples", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 43 (3), pp. 731–733.

[138] Hijnen W. A. M., Beerendonk E. and Medema G. J. (2005), "Elimination of microorganisms by drinking water treatment processes", 2nd Ed., Kiwa NV, Nieuwegein, The Netherlands, pp. 101.

[139] Hilton M.C. and Stotzky G. (1973), "Use of coliphages as indicators of water pollution", *Canadian Journal of Microbiology*, Vol. 19, pp. 747-751.

[140] Hornberger G. M., Mills A. L. and Herman J. S. (1992), "Bacterial transport in porous media: evaluation of a model using laboratory observations", *Water Resources Research*, Vol. 28, pp. 915–938.

[141] Hot D., Legeay O., Jacques J., Gantzer C., Caudrelier Y., Guyard K., Lange M. and Andreoletti L. (2003), "Detection of somatic phages, infectious enteroviruses and enterovirus genomes as indicators of human enteric viral pollution in surface water" *Water Resources*, Vol. 37, pp. 4703–4710.

[142] Hsu F.-C., Y.S.C. Shieh, J. van Duin, M.J. Beekwilder and M.D. Sobsey (1995), " Genotyping male-specific coliphages by hybridization with oligonucleotide probes", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol.61, pp. 3960–3966.

[143] Hsu, F.C., Chieh, C.Y.S. and Sobsey, M.D., 2002. Enteric bacteriophages as potential fecal indicators in ground beef and poultry meat. J. Food Prot. 65, 93-99.

[144] Hurst C.J., Gerba C.P. and Cech I. (1980), "Effects of environmental variables and soil characteristics on virus survival in soil", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 40, pp. 1067-1079.

[145] Ignazzitto G., Volterra L., Aulicino F. A. and d'Angelo A. M. (1980), "Coliphages as indicators in a treatment plant", *Wat. Air Soil Pollut*. Vol. 13, pp. 391-398.

[146] ISO (1995), Water Quality - Detection and Enumeration of Bacteriophages, Part 1: *"Enumeration of F-specific RNA Bacteriophages"*, pp.15, ISO 10705-1:1995. International Organization for Standardization, Geneva.

[147] ISO (1998a), Water quality - Detection and Enumeration of Bacteriophages, Part 2: *"Enumeration of Somatic Coliphages"*, pp. 17, ISO/DIS 10705-2.2, International Organization for Standardization, Geneva.

[148] ISO (1998b), Water quality - Detection and Enumeration of Bacteriophages, Part 4: *"Enumeration of Bacteriophages Infecting Bacteroides fragilis"*, pp. 29, ISO/CD 10705-4, International Organization for Standardization, Geneva.

[149] ISO (1999), Water Quality-Detection and Enumeration of Bacteriophages, Part 2: "*Enumeration of Somatic Coliphages*", ISO/DIS 1075-2, International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland.

[150] Jamieson R. C., Gordon R. J., Sharples K. E., Stratton G. W. and Madani A. (2002), "Movement and persistence of fecal bacteria in agricultural soils and subsurface drainage water: a review", *Canadian Biosystems Engineering*, Vol. 44, pp. 1.1–1.9.

[151] Jeremy A. R., Sharon W. L. and Elimelech M. (2004), "Bacterial adhesion and transport in porous media: role of the secondary energy minimum", *Environmental Science and Technology*, Vol. 38, pp. 1777–1785.

[152] Jiménez B., C. Maya, E. Sanchez, A. Romero, L. Lira and J.A. Barrios (2002), "Comparison of the quantity and quality of the microbiological content of sludge in countries with low and high content of pathogens", *Water Science and Technology*, Vol. 46, pp. 17–24.

[153] Jin Y. and M. Flury (2002), "Fate and transport of viruses in porous media ", *Advances in Agronomy*, Vol. 77, pp. 39–102.

[154] Jin Y., M. V. Yates, S. S. Thompson and W. A. Jury (1997), "Sorption of viruses during flow through saturated sand columns", Environmental Science Technology, Vol. 31, pp. 548–555

[155] Jin Y., Y. and Chu and Y. Li. (2000), "Virus removal and transport in saturated and unsaturated sand columns", *Journal of Contaminant Hydrology*, Vol. 43, pp. 111–128.

[156] Jofre J. (2002), "*Bacteriophage as indicators*", In G. Bitton (ed.), Encyclopedia of Environmental Microbiology, John Wiley & Sons Inc., New York, NY, Vol. 1, pp. 354-363.

[157] Jofre, J., Blasi, M., Bosch, A. and Lucena, F.: 1989, Occurrence of bacteriophages infecting Bacteroides fragilis and other virus in polluted marine sediments, Wat. Sci. Tech. 21, 15–19.

[158] Jofre J., Bosch A., Lucena F., Girones R. and Tartera C. (1986), "Evaluation of Bacteroides fragilis bacteriophages as indicators of the virological quality of water", *Water Science and Technology*, Vol. 18 (10), pp. 167–173.

[159] Jofre J., Olle E., Ribas F., Vidal A. and Lucena F. (1995), "Potential usefulness of bacteriophages that infect Bacteroides fragilis as model organisms formonitoring virus removal in drinking water treatment plants", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 61, pp. 3227–3231.

[160] Jothikumar N., P. Khanna, R. Paulmurugan, S. Kamatchiammal and P. Padmanabhan (1995), "A simple device for the concentration and detection of enterovirus, hepatitis E virus and rotavirus from water samples by reverse transcription-polymerase chain reaction", *Journal of Virological Methods*, Vol. 55, pp. 401–415.

[161] Kai M., Wantarnabe S., Furuse K. and Osawa A. (1985), "Bacteroides bacteriophges isolated from human faeces", *Microbiology and Immunology*, Vol. 29, pp. 895–899.

[162] Kalogerakis N.; Alvarez P. and Psillakis E, (2005), "Special issue: recent advances in bioremediation", *Environment International*, Vol. 31 (2), pp.147.

[163] Kapikian A.Z. and R.M. Chanock (1996), "Rotaviruses Field's Virology. Microbiological observation made on spontaneous cases of acute neonatal calf diarrhea", *Canadian Journal of Comparative Medicine*, Vol. 40, pp. 228-240.

[164] Kapuscinski R.R. and Mitchell R. (1983), "Sunlight-induced mortality of viruses and Escherichia coli in coastal seawater", *Environmental Science and Technology*, Vol. 17, pp. 1-6.

[165] Keller A. A. and Auset, M. (2007), "A review of visualization techniques of biocolloid transport processes at the pore scale under saturated and unsaturated conditions", *Advances in Water Resources*, Vol. 30, pp. 1392–1407.

[166] Keller A. A., S. Sirivithayapakorn and C. V. Chrysikopoulos (2004), "Early breakthrough of colloids and bacteriophage MS2 in a water-saturated sand column", *Water Resources* Research, Vol. 40, W08304, doi: 10.1029/2003WR002676.

[167] Keller R. and Traub N. (1974), "The characterization of Bacteroides fragilis bacteriophage recovered from animal sera: observations on the nature of Bacteroides phage carrier cultures", *Journal of General Virology*, Vol. 24, pp.179-189.

[168] Keswick B. H., Gerba C. P., Secor S. L. and Cech I. (1982), "Survival of enteric viruses and indicator bacteria in groundwater", *Journal of Environmental Sciences and Health*, Vol. A1 (7), pp. 903-912.

[169] Keswick B.H. and C.P. Gerba (1980), "Viruses in groundwater", *Environmental Science Technoogy*, Vol. 14, pp. 1290–1297

[170] Keswick B. H., Gerba C. P., Dupont H. L. and Rose J. B. (1984), "Detection of enteroviruses in treated drinking water", *Applied Environmental Microbiology*, Vol. 47, pp. 1290–1294.

[171] Kott Y., Roze N., Sperber S. and Betzer N. (1974), "Bacteriophages as viral pollution indicators", Water Resources, Vol. 8, pp. 165–171.

[172] Kramer M. H., Herwaldt B. L., Craun G. P., Calderon R. L. and Juranek D. D. (1996), "Surveillance for waterborne disease outbreaks", Morbidity and Mortality Weekly Report, 1993–1994., 45(SS-1), 1–33, United States.

[173] Kukkula M, Arsila P, Klossner L, Marnuale L, Bonsdorff CH, Jaatinen P (1997). Waterborne Outbreak of Viral Gastroenteritis. Scandinavian Infect. Dis., 29: 415-418.

[174] Lance J. C. and Gerba C. P. (1984), "Virus movement in soil during saturated and unsaturated flow", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 47 (2), pp. 335–337.

[175] Lasobras J., Dellunde J., Jofre J. and Lucena F. (1999), "Occurrence and levels of phages proposed as surrogate indicators of enteric viruses in different types of sludges", *Journal of Applied Microbiology*, Vol. 86, pp. 273-281.

[176] Lasobras J., Muniesa M., Frias J., Lucena F. and Jofre J. (1997), "Relationship between the morphology of bacteriophages and their persistence in the environment", *Water Science and Technology*, Vol. 35, pp. 129–132.

[177] Lawrence J. R. and Hendry M. J. (1996), "Transport of bacteria through geologic media", *Canadian Journal of Microbiology*, Vol. 42, pp. 410–422.

[178] Lazouskaya V. and Jin Y. (2006), "Interfacial interactions and colloid retention under steady flows in a capillary channel", *Journal of Colloid and Interface Science*, Vol. 303, pp. 171–184.

[179] Lazouskaya V. and Jin Y. (2008), "Colloid retention at air-water interface in a capillary channel", *Colloids and Surfaces A*, Vol. 325, pp. 141–151.

[180] Lefler E. and Y. Kott (1974), "Enteric virus behavior in sand dunes", *Israel Journal of Technology*, Vol. 12, pp. 298–304.

[181] Lodder W. J. and A. M. de Roda Husman (2005), "Presence of noroviruses and other enteric viruses in sewage and surface waters in the Netherlands", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 71, pp.1453–1461.

[182] Logan D. (2001), "Transport modelling in hydrogeochemical systems", New York: Springer.

[183] Loveland J.P., Ryan J.N., Amy G.L. and Harvey R.W. (1996), "The reversibility of virus attachment to mineral surfaces", Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects, Vol. 107, pp. 205 – 221.

[184] Lucena F., F. Ribas, A.E. Duran, S. Skraber, C. Gantzer, C. Campos, A. Moron, E. Calderon and J. Jofre (2006), "Occurrence of bacterial indicators and bacteriophages infecting enteric bacteria in groundwater in different geographical areas", *Journal of Applied Microbiology*, Vol. 101 (1), pp. 96–102.

[185] Lucena F., Mendez X., Moron A. et al. (2003), "Occurrence and densities of bacteriophages proposed as indicators and bacterial indicators in river waters from Europe and South America", Journal of Applied Microbiology, Vol. 94, pp. 808–815.

[186] Luther K. and R. Fujioka (2004), "Usefulness of monitoring tropical streams for male-specific RNA coliphages", *Journal of Water and Health 02*, pp. 171-181.

[187] Lytle C.D. and L.B. Routson (1995), "Minimised virus binding for test barrier materials", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 6, pp. 643–649.

[188] Macler B. A. and Merkle J. C. (2000), "Current knowledge on groundwater microbial pathogens and their control", *Hydrogeology Journal*, Vol. 8(1), pp. 29–40.

[189] Masciopinto C., La Mantia R., Chrysikopoulos C.V. (2008), "Fate and transport of pathogens in a fractured aquifer in the Salento area, Italy", Water Resources Research, Vol. 44, W01404, doi: 10.1029/2006WR005643.

[190] Matthess G., Pekdeger A. and Schroeter J. (1988), "Persistence and transport of bacteria and viruses in groundwater: a conceptual evaluation", Journal of Contaminant Hydrogeology Vol. 2, pp. 171–188.

[191] McCarthy J. F. and McKay L. D. (2004), "Colloid transport in the subsurface: past, present and future challenges", *Vadose Zone Journal*, Vol. 3, pp. 326–337.

[192] McDowell-Boyer L. M., Hunt J. R. and Sitar N. (1986), "Particle transport through porous media", *Water Resources Research*, Vol. 22, pp. 1901–1921.

[193] McFeters G.A., Bissonnette G.K., Jezeski J., Thomson C.A. and Stuart D.G. (1974), "Comparative survival of indicator bacteria and enteric pathones in well water", *Journal of Applied Microbiology*, Vol. 27, pp. 823-829.

[194] McGechan M.B. and D.R. Lewis (2002), "Transport of particulate and colloidsorbed contaminants through soil", *Part 1: General Principles Biosystems Engineering*, *Vol. 83, pp.* 255–273.

[195] McKay L. D., Cherry J. A., Bales R. C., Moyasar Y. T. and Gerba C. P. (1993), "Field example of bacteriophase as tracers of fracture flow", Environmental Science and Technology, Vol. 27, pp. 1075–1079.

[196] Mehnert D. U. and K. E. Stewien (1993), "Detection and distribution of rotavirus in raw sewage and creeks in São Paulo, Brazil", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 59, pp. 140-143.

[197] Melnick J. L. and Gerba C. P. (1980), "The ecology of enteroviruses in natural waters", *CRC Critical Reviews in Environmental Science and Technology* Vol. 10, pp. 65–93.

[198] Melnick J. L. and Gerba C. P. (1982), "Viruses in surface and drinking waters", Environ. Int. Vol. 7, pp. 3 – 7.

[199] Mendez J., Audicana A., Isern A., Llaneza J., Moreno B., Tarancón M.L., Jofre J. and Lucena F. (2004), "Standardised evaluation of the performance of a simple membrane filtration-elution method to concentrate bacteriophages from drinking water", *Journal of Virological Methods*, Vol. 117, pp. 19–25.

[200] Merrett H., C. Pattinson, C. Stackhouse and S. Cameron (1989), The incidence of enteroviruses around the Welsh Coast—a three year intensive survey, In: *"The Future for Water Quality in Europe"*, (D. Wheeler, L.M. Richardson and J. Bridges, Eds.), pp. 345–352, Vol. II, Pergamon Press, Oxford.

[201] Meschke J.S. (2001), "Comparative Adsorption, Persistence, and Mobility of Norwalk virus, Poliovirus type 1, and F+RNA Coliphages in Soil and Groundwater" Ph.D. thesis, School of Public Health, University of North Carolina, Chapel Hill, North Carolina.

[202] Meschke J.S. and M.D. Sobsey (2003), "Comparative Reduction of Norwalk Virus, Poliovirus Type 1, F+ RNA Coliphage MS2, and Escherichia coli In Miniature Soil Columns", *Water Science and Technology*, Vol. 47(3), pp. 85-90.

[203] Metcalf T.G., Melnick J.L. and Estes M.K. (1995), "Environmental virology; detection of virus in sewage and water – a trip of over 50 years", *Annual Review of Microbiology*, Vol. 49, pp. 461–487.

[204] Mignotte B., Maul A. and Schwartzbrod L. (1999), "Comparative study of techniques used to recover viruses from residual urban sludge", *Journal of Virological Methods*, Vol. 78, pp. 71–80.

[205] Mignotte-Cadiergues, C. Gantzer and L. Schwartzbrod (2002), "Evaluation of bacteriophages during the treatment of sludge", *Water Science Technology*, Vol. 46, pp. 189–194.

[206] Moce-Llivina L., M. Muniesa, H. Pimenta-Vale, F. Lucena and J. Jofre (2003), "Survival of bacterial Indicator species and bacteriophagesafter thermal treatment of sludge and sewage", *Applied Environmental Microbiology*, Vol. 69 (3), pp. 1452–1456.

[207] Morinigo M. A., Wheeler D., Berry C., Jones C., Mufioz M. A., Cornax R. and Borrego J. J. (1992), "Evaluation of different bacteriophage groups as faecal indicators in contaminated natural waters in southern England", *Water Research*, Vol.26, pp. 267-271.

[208] Morinigo M.A. (1992)," Evaluation of different bacteriophage groups as faecal indicators in contaminated natural waters in Southern England", *Water Resources*, Vol. 26(3), pp. 267.

[209] Morris B. L. and Foster S. S. D. (2000). "Cryptos' poridium contamination hazard assessment and risk management for british groundwater sources", *Water Science and Technology*, Vol. 41(7), pp. 67–77.

[210] Muniain-Mujika I., M. Calvo, F. Lucena and R. Girones (2003), "Comparative analysis of viral pathogens and potential indicators in shellfish", *International Journal of Food Microbiology*, Vol. 83(1), pp. 75-85.

[211] Muniesa M and Jofre J (2004), "Factors influencing the replication of somatic coliphages in the water environment", *Antoine van Leeuvenhoek*, Vol. 86, pp. 65–76.

[212] Muniesa M. and J. Jofre (2007), "The contribution of induction of temperate phages to the numbers of free somatic coliphages in waters is not significant", *FEMS Microbiology Letters*, Vol. 270, pp. 272–276

[213] Muniesa M., F. Lucena and J. Jofre (1999), "Study of the potential relationship between the morphology of infectious somatic coliphages and their persistence in the environment", *Journal of Applied Microbiology*, Vol. 87, pp. 402–409.

[214] Murphy E.M. and Ginn T. R. (2000), "Modelingmicrobial processes in porous media", *Hydrogeology Journal*, Vol. 8, pp. 142–158.

[215] Nacescu N., H. Brandis and H. Werner (1972), "Isolation of two Bacteroides fragilis phages from sewage and detection of lysogenic B. fragilis strains", *Zentralbl. Bakteriol. Parasitenkd. Infektionskr. Hyg. Abt. 1 Orig. Reihe A, Vol.* 219, pp. 522-529.

[216] Nasser A.M. and Oman S.D. (1999), "Quantitative assessment of the inactivation of pathogenic and indicator viruses in natural water sources", *Water Resources*, Vol. 33, pp.1748-1752.

[217] Nasser A.M., Adin A., Fattal B. (1993), "Adsorption of poliovirus 1 and F+ bacteriophages onto sand", *Water Science and Technology*, Vol. 27(7–8), pp. 331–338.

[218] Nelson K.L., B. Jimenez Cisneros, G. Tchobanoglous and J. L. Darby (2004), "Sludge accumulation, characteristics, and pathogen inactivation in four primary waste stabilization ponds in central Mexico", *Water Research*, Vol. 38, pp. 111–127

[219] Nevecherya I. K., Shestakov V. M., Mazaev V. T. and Shlepnina T. G. (2005), "Survival rate of pathogenic bacteria and viruses in groundwater", *Water Resources*, Vol. 32 (2), pp. 209–214.

[220] Nieuwstad T. J., E. P. Mulder, A. H. Havelaar and M. van Olphen (1988), "Elimination of micro-organisms from wastewater by tertiary precipitation and simultaneous precipitation followed by filtration", *Water Resources*, Vol. 22, pp. 1389-1397.

[221] Noble R. T. and J. A. Fuhrman (2001), "Enteroviruses detected in the coastal waters of Santa Monica Bay, CA: Low correlation to bacterial indicators", *Hydrobiologia*. Vol. 460, pp. 175-184.

[222] Nola M., Njine T., Sikati V. F. and Djuikom E. (2001), "Distribution of pseudomonas aeruginosa and aeromonas hydrophila in groundwater in equatorial zone in Camerun and relationship with some environmental chemical factors", *Rev Sci Eau/J Water Sci*, Vo. 14(1), pp. 35–53.

[223] Nwachuku N., Craun C. F. and Calderon R. L. (2002), "How effective is the TCR in assessing outbreak vulnerability", *J. AWWA*, Vol. 94, pp. 88–96.

[224] Olivieri A., Eisenberg D., Soller J., Eisenberg J., Cooper R., Tchobanoglous G., Trussell R, and Gagliardo P. (1999), "Estimation of pathogen removal in an advanced water treatment facility using Monte Carlo simulation", *Water Scince and Technology*, Vol. 40, pp. 223-233.

[225] Osawa S., Furuse K. and Watanabe I. (1981), "Distribution of ribonucleic acid coliphages in animals", *Applied Environmental Microbiology*, Vol. 41, pp. 164-168.

[226] Ottosson and T.A. Stenström (2003), "Growth and reduction of microorganisms in sediments collected from a greywater treatment system", *Letters in Applied Microbiology*, Vol. 36, pp. 168–172.

[227] Pang L., Close M., Goltz M., Sinton L. and Davies H. (2003), "Estimation of septic tank setback distances based on transport of E. coli and F-RNA phases", *Environment International*, Vol. 29, pp. 907–921.

[228] Payment P (1981), "Isolation of viruses from drinking water at the Point-Viau water treatment plant", *Canadian Journal of Microbiology*, Vol. 27, pp. 417–420.

[229] Payment P. (1998), "Water borne viruses and parasites: resistance to treatment and disinfections", OCED, Workshop Molecular Methods for Safe Drinking Water, Interlaken, Vol. 98, pp. 1-11.

[230] Payment P., Franco E. and Siemiatycki J. (1993), "Absence of relationship between health effects due to tap water consumption and drinking water quality parameters", *Water Science and Technology*, Vol. 27, pp. 137-143.

[231] Payment P., Trudel M. and Planto R. (1985), "Elimination of viruses and indicator bacteria at each step of treatment during preparation of drinking water at seven water treatment plants", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 49, pp. 1418–1428.

[232] Penrod S. L., Olsen T. M. and Grant S. B. (1996), "Deposition kinetics of two viruses in packed bed of quartz granular media", *Langmuir*, Vol. 12, pp. 5576–5587.

[233] Pillai S.D. (2007), "Bioaerosols from land-applied biosolids: issues and needs", *Water Environ Re.*, Vol. 79, pp. 270-8.
[234] Poortinga A. T., Bos R., Norde W. and Busscher H. J. (2002), "Electric double layer interactions in bacterial adhesion to surfaces", *Surface Science Reports*, Vol. 47, pp. 3–32.

[235] Poortinga A. T., Smit J., vander Mei H. C. and Busscher H. J. (2001), *Biotechnology and Bioengineering*, Vol. 76 (4), pp. 395–399.

[236] Powelson D. K. and Mills A. L. (2001), "Transport of Escherichia coli in sand columns with constant and changing water contents", *Journal of Environmental Quality*, Vol. 30, pp. 238–245.

[237] Powelson D.K., Simpson J.R. and Gerba C.P. (1991), "Effects of organic matter on virus transport in unsaturated flow", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 57, pp. 2192-2196.

[238] Puig A., Queralt N., Jofre J. and Araujo R. (1999), "Diversity of Bacteroides fragilis strains in their capacity to recover phages from human and animal wastes and from fecally polluted wastewater", *Applied Environmental Microbiology*, Vol. 65, pp. 1772-1776.

[239] Puig M, Pina S, Lucena F, Jofre J and Girones R (2000), "Description of a DNA amplification procedure for the detection of bacteriophages of Bacteroides fragilis HSP40 in environmental samples", *Journal of Virological Methods*, Vol. 89, pp.159-166.

[240] Puig M., J. Jofre, F. Lucena, A. Allard, G. Wadell and R. Girones (1994), "Detection of Adenoviruses and Enteroviruses in Polluted Waters by Nested PCR Amplification", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 60, pp. 2963-2970.

[241] Reddy K. R., Khaleel R. and Overcash M. R. (1981), "Behavior and transport of microbial pathogen and indicator organisms in soils treated with organic wastes", *Journal of Environmental Quality*, Vol. 10, pp. 255–266.

[242] Redman J.A., S.B. Grant, T.M. Olson, M.E. Hard and M.K. Estes (1997), "Filtration of recombinant Norwalk virus particles and bacteriophage MS2 in quartz sand: importance of electrostatic interactions", *Environmental Science and Technology*, Vol. 31 (12), pp.3378-3383.

[243] Redman J. A., Grant S. B., Olson T. M. and Estes M. K. (2001), "Pathogen filtration, heterogeneity and potable reuse of wastewater", *Environmental Science and Technology*, Vol. 35 (9), pp. 1798–1805.

[244] Redman J. A., Walker S. L. and Elimelech M. (2004), "Bacterial adhesion and transport in porous media: Role of the secondary energy minimum", *Environmental Science and Technology*, Vol. 38, pp. 1777–1785.

[245] Redman J.A., Grant S.B., Olson T.M., Amkins J.M., Jackson L., Castillo M.S. and Yanko W.A. (1999), "Physiochemical mechanisms responsible for the filtration and mobilisation of filamentous bacteriophage in quartz sand", *Water Resources*, Vol. 33(1), pp. 43-52.

[246] Rhodes M.W. and Kator H.I. (1991), "Use of SaLnionelia fyphimurium WG49 to enumerate male-specific coliphages in an estuary and watershed subject to nonpoint pollution", *Water Research*, Vol. 25, pp. 1315-1323.

[247] Ricca D.M .and J.J. Cooney (1998), "Coliphages and indicator bacteria in birds around Boston Harbor", *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*, Vol. 21, pp. 28–30.

[248] Rice E.W., Johnson C.H., Wild D.K. and Reasoner D.J. (1992), "Survival of Escherichia coli O157:H7 in drinking-water associated with a waterborne disease outbreak of hemorrhagic colitis", *Letters in Applied Microbiology*, Vol. 13, pp. 38-40.

[249] Rittmann B.E., Valocchi A.J., Seagren E.; Ray C. and Wrenn B. (1992), "Critical review of in situ bioremediation", Topical report GRI-92/0322, Gas Research Inst.,

Chicago IL. and Department of Energy, Morgantown, WV, Morgantown Energy Technology.

[250] Robertson J.B. and Edberg S.C. (1997), "Natural protection of spring and well drinking water against surface microbial contamination", *Critical Reviews in Microbiology*, Vol. 23(2), pp. 143-178

[251] Rose J. B., Cifrino A., Madore M. S., Gerba C. P., Sterling C. R. and Arrowood M. J. (1986), "Detection of Cryptosporidium from wastewater and fresh water environments", *Water Science and Technology*, Vol. 18, pp. 233–239.

[252] Rose J. B., Vasconcelos G. J., Harris S. I., Klonicki P. T., Sturbaum G. D. and Moulton-Hancock C. (2000), "Giardea and cryptosporidium occurrence in groundwater", *Journal of the American Water Works Association*, Vol. 92 (9), pp. 117–123.

[253] Rose J., Dickson L., Farrah S. and Carnahan R. (1996), "Removal of pathogenic and indicator microorganisms by a full-scale water reclamation facility", Water Resource, Vol. 30 (11), pp. 2785–2797.

[254] Rozen Y. and Belkin S. (2001), "Survival of enteric bacteria in seawater", FEMS Microbiology Reviews, Vol. 25, pp. 513–529.

[255] Ryan J. N. and Elimelech M. (1996), "Colloidal mobilization and transport in groundwater", Colloid and Surfaces A, Vol. 107, pp. 1–56.

[256] Ryan J. N., Elimelech M., Arid R. A., Harvey R. W. and Johnson P. R. (1999), "Bacteriophase PRD1 and silica colloid transport and recovery in an iron oxide coated sand aquifer", *Environmental Science and Technology*, Vol. 33, pp. 63–73.

[257] Ryan J.N., T.H. Illangasekare, M.I. Litaor and R. Shannon (1998), "Particle and plutonium mobilization in macroporous soils during rainfall simulations", *Environmental Science and Technoogy*, Vol. 32, pp. 476–482.

[258] Salyers AA (1984), "Bacteroides of the human lower intestinal tract", *Annual review of microbiology*, Vol. 38, pp.293-313.

[259] Savichtcheva O.and Okabe S (2006), "Alternative indicators of fecal pollution: relations with pathogens and conventional indicators, current methodologies for direct pathogen monitoring and future application perspectives", *Water Research*, Vol. 40 (13), pp. 2463-76.

[260] Scandura J. E.and Sobsey M. D. (1997), "Viral and bacterial contamination of groundwater from on-site sewage pre-treatment systems", *Water Science and Technology*, Vol. 38 (12), pp. 141–146.

[261] Schaffer P.T.B, T.G Metcalf and O.J Sproul (1980), "Chlorine resistance of poliovirus isolants recovered from drinking water", *Applied and Environmental Microbiology*., Vol. 40 pp. 1115–1121.

[262] Schaper M., J. Jofre, M. Uys and W.O.K. Grabow (2002), "Distribution of genotypes of F-specific RNA bacteriophages in human and non-human sources of faecal pollution in South Africa and Spain", *Journal of Applied Microbiology*, Vol. 92, pp. 657–667.

[263] Schaub S. A. and Sorber C. A. (1977), "Virus and bacteria removal from wastewater by rapid infiltration through soil", Applied and Environmental Microbiology, Vol. 33, pp. 609-619.

[264] Scheibe T. D. and Wood B. D. (2003), "A particle-based model of size or anion exclusion with application to microbial transport in porous media", *Water Resources Research*, Vol. 39 (4), 1080, doi: 10.1029/2001WR.

[265] Schijven J. F. and Hassanizadeh S. M. (2000), "Removal of viruses by soil passage: overview of modeling, processes and parameters", *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, Vol. 30, pp. 49-127.

[266] Schijven J. F. and Hassanizadeh S. M. (2001), "Virus removal by soil passage at field scale and groundwater protection of sandy aquifers", *Second world water congress: environmental monitoring, contaminants and pathogens, Water Science and Technology*, Vol. 46 (3), pp. 123–129.

[267] Schijven J. F., P. Berger and I. Miettinen (2003), "Removal of pathogens, surrogates, indicators and toxins using riverbank filtration, in Bank Filtration for Water Supply", edited by C. Ray, G. Melin, and R. B. Linsky, Springer, New York.

[268] Schijven J.F., Hassanizadeh S.M. and de Bruin H.A.M. (2002), "Two-site kinetic modeling of bacteriophages transport through columns of saturated dune sand", *Journal of Contaminant Hydrology*, Vol. 57, pp. 259–279.

[269] Schijven J.F., Hoogboezem W., Hassanizadeh S.M. and Peters J.H. (1999), "Modelling removal of bacteriophages MS2 and PRD1 by dune infiltration at Castricum, the Netherlands", *Water Resources Research*, Vol. 35, pp.1101–1111.

[270] Schijven J.F., Medema G., Vogelaar A.J. and Hassanizadeh S.M. (2000), "Removal of microorganisms by deep well injection", *Journal of Contaminant Hydrology*, Vol. 44, pp. 301-327.

[271] Scott T.M., J.B. Rose, T.M. Jenkins, S.R. Farrah and J. Lukasik (2002), "Microbial source tracking: current methodology and future directions", Applied and Environmental Microbiology, Vol. 68, pp. 5796–5803.

[272] Seeley N. D. and Primrose S. B. (1980), "The effect of temperature on the ecology of aquatic bacteriophages", *Journal of General Virology*, Vo. 46, pp.87-95.

[273] Sen T. K. and Khilar K. C. (2006), "Review on subsurface colloids and colloidassociated contaminant transport in saturated porous media", *Advances in Colloid and Interface Science*, Vol. 119, pp. 71–96.

[274] Sen T. K. and Khilar K. C. (2009), "Mobile subsurface colloids and colloidmediated transport of contaminants in subsurface soil", In K. S. Birdi (Ed.), Handbook of surface and colloid chemistry (3rd Ed.). CRC Press: London.pp.107-130.

[275] Sen T. K., Das D., Khilar K. C. and Suraishkumar G. K. (2005), "Bacterial transport in porous media: new aspects of the mathematical model", *Colloids and Surfaces A*, Vol. 260, pp. 53–62.

[276] Sen T. K., Mahajan S. P. and Khilar K. C. (2002), "Colloid associated contaminant transport in porous media: Experimental study", *AIChE Journal*, Vol. 48 (10), pp. 2366–2375.

[277] Sen T. K., Shanbag S and Khilar K. C. (2004), "Subsurface colloids in groundwater contamination: a mathematical model", *Colloid and Surfaces A*, Vol. 232, pp. 29–38.

[278] Shah P. C. and McCamish J. (1972), "Relative chlorine resistance of poliovirus I and coliphages f2 and T2 in water", *Applied Microbiology*, Vol. 24, pp. 658-9.

[279] Sharma P. K. and McInerney M. J. (1994), "Effect of grain size on bacterial penetration and reproduction and metabolic activity in porous glass bead chambers", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 60, pp. 1481–1486.

[280] Shaw D. J. (1998), "Colloid and Surface Chemistry" (4th Ed.). Oxford: Butterworth Heinemann.

[281] Shin G. A. and Sobsey M. D. (2003), "Reduction of Norwalk Virus, Poliovirus 1, and Bacteriophage MS2 by Ozone Disinfection of Water", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 69 (7), pp. 3975-3978.

[282] Sidhu J. P.S., S.G. Toze (2009), "Human pathogens and their indicators in biosolids: A literature review", *Environment International*, 35187–201, doi: 10.1016/j.envint.2008.07.006

[283] Sim Y. and Chrysikopoulos C.V. (2000), "Virus transport in unsaturated porous media", *Water Resources Research*, Vol. 36, pp. 173-179.

[284] Simkova and J. Cervenka (1981), "Coliphages as ecological indicators of enteroviruses in various water systems", Bulletin - World Health Organization, Vol. 59, pp. 611–618.

[285] Simoni S.F., Bosma T.N.P., Harms H. and Zehnder A.J.B. (2000), "Bivalent cations increase both the subpopulation of adhering bacteria and their adhesion efficiency in sand columns", *Environmental Science Technology*, Vol. 34 (6), pp. 1011-1017.

[286] Sinton L. W., Hall C. H., Lynch P. A. and Davies-Colley R. J. (2002), "Sunlight inactivation of fecal indicator bacteria and bacteriophages from waste stabilization pond effluent in fresh and saline waters", *Applied Environmental Microbiology*, Vol. 68 (3), pp. 1122–1131.

[287] Sirivithayapakorn S. and Keller A. (2003), "Transport of colloids in unsaturated porous media: a pore-scale observation of processes during the dissolution of air-water interface", *Water Resources Research*, Vol. 39, pp. 1346, doi: 10.1029/2003WR002487.

[288] Skraber S., B. Gassilloud and C. Gantzer (2004), "Comparison of coliforms and coliphages as tools for assessment of viral contamination in river water", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 70 (6), pp. 3644–3649.

[289] Smith M. S., Thomas G. W., White R. E. and Ritonga D. (1985), "Transport of E. coli through intact and disturbed columns", *Journal of Environmental Quality*, Vol.14, pp. 87–91.

[290] Snead M.C.V., Olivieri P., Kawata K and Kruse CW (1980) "The effectiveness of chlorine residuals in inactivation of bacteria and viruses introduced by post-treatment contamination", *Water Resources*, Vol.14. pp. 403-408.

[291] Snowdon J.A. and D.O. Cliver (1989), "Coliphage as indicators of human enteric viruses in ground water", *CRC Critical Reviews in Environmental Control*, Vol. 19, pp. 231-249.

[292] Sobsey M.D., R.M. Hall and R.L. Hazard (1995), "Comparative reductions of hepatitis A virus, enteroviruses and coliphage MS2 in miniature soil columns", *Water Science and Technology*, Vol.31, pp. 203–209.

[293] Sobsey M.D., "Transport and fate of viruses in soils, Microbial Health Considerations of Soil Disposal of Domestic Wastewaters", U.S. Environmental Protection Agency.

[294] Sobsey M. D. (1989), "Inactivation of Health-related Microorganisms in Water by Disinfection Processes", *Water Science and Technology*, Vol. 21, pp. 179-195.

[295] Sobsey M.D., Shields P.A., Hauchman F.H., Hazard R.L. and Canton L.W. (1986), "Survival and transport of hepatitis A virus in soils, groundwater and wastewater", *Water Science Technology*, Vol. 18, pp. 97-106.

[296] Stevik T. K., Aa. K. Ausland G. and Hanssen, J. F. (2004), "Retention and removal of pathogenic bacteria in wastewater percolating through porous media: a review", *Water Research*, Vol. 38, pp. 1355–1367.

[297] Suan S.T., H.Y. Chuen and K. Sivaborvorn (1988), "Southeast Asian Experiences with the Coliphage Test", *Toxicity Assessment: An International Journal* Vol. 3, pp. 551 - 564.

[298] Sun Z., Levi Y., Kiene L., Dumoutier N. and Lucena F. (1997), "Quantification of bacteriophages of Bacteroides fragilis in environmental water samples of Seine river", *Water, air and soil pollution*, Vol. 96, pp. 175-183.

[299] Sundram A., L. Donnelly, M.M. Ehlers, A. Very, W., Grabow and I.W. Bailey (2002), "Evaluation of F-RNA coliphages as indicators of viruses and the source of fecal

pollution", *Water Institute of Southern Africa (WISA)* Proceedings, Water SA Special Edition, pp. 86–91.

[300] Surampalli R. Y., Lin K. L., Banerji S. K. and Sievers D. M. (1997), "Impact of long term land application of biosolids on groundwater quality and surface soils", *Journal of Environmental Systems*, Vol. 26 (3), pp. 305–324.

[301] Syngouna V.I. and Chrysikopoulos C.V. 2010, "Interaction between viruses and clays in static and dynamic batch systems", Environmental Science and Technology, Vol. 44, pp. 4539-4544.

[302] Tartera C., Lucena F. and Jofre J. (1989), "Human origin of Bacteroides fragilis bacteriophages present in the environment", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 55, pp. 2696-2701.

[303] Tarter C. and Jofre J. (1987), "Bacteriophages active against Bacteroides fragilis in sewage-polluted waters", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 53, pp. 1632—1637.

[304] Tartera C., Araujo R., Michel T. and Jofre J. (1992), "Culture and decontamination methods affecting enumeration of phages infecting Bacteroides fragilisin sewage", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 58, pp. 2670–2673.

[305] Tartera C., Bosch A. and Jofre J. (1988), "The inactivation of bacteriophages infecting Bacteroides fragilis by chlorine treatment and UV-radiation", *FEMS Microbiology Letters*, Vol. 56, pp. 303–316.

[306] Tate R. L. (1978), "Cultural and environmental factors affecting the longevity of Escherichia coli in histosols", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol.35, pp. 925–929.

[307] Taylor D.H., Moore R.S., Sturman L.S. (1981), "Influence of pH and electrolyte composition on adsorption of poliovirus by soils and minerals", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 42, pp. 976–984.

[308] Taylor R., Cronin A., Pedley S., Barker J. and Atkinson T. (2004), "The implications of groundwater velocity variations on microbial transport and wellhead protection review of field evidence", *FEMS Microbialogy Ecology*, Vol. 49 (1), pp. 17–26.

[309] Tomoeda M., Inuzuka M. and Date T. (1975), "Bacterial sex pili", *Progress in Biophysics and Molecular Biology* Vol. 30, pp. 23-56.

[310] Torkzaban S., Bradford S. A., van Genuchten M. T. and Walker S. L. (2008), "Colloid transport in unsaturated porous media: The role of water content and ionic strength on particle straining", *Journal of Contaminant Hydrology*, Vol. 96, pp. 113–127.

[311] Torkzaban S., Hassanizadeh S. M., Schijven J. F. and de Roda Husman, A. M. (2006), "Virus transport in saturated and unsaturated sand columns", *Vadose Zone Journal*, Vol. 5, pp. 877–885.

[312] Truesdail S. E., Lukasik J., Farrah S. R., Shah D. O. and Dickinson R. B. (1998)," Analyses of bacterial deposition on metal oxide-coated sand filter media", *Journal of Colloid and Interface Science*, Vol. 203, pp. 369–378.

[313] Tsai Y., M. D. Sobsey, L. R. Sangermano and C. J. Palmer (1993), "Simple method of concentrating enteroviruses and hepatitis A virus from sewage and ocean water for rapid detection by reverse transcriptase polymerase chain reaction "*Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 59, pp. 3488–3491.

[314] Uys M. (1999), "Molecular charcterisation of F-specific RNA phages in South Africa", PhD thesis, University of Pretoria, Pretoria, South Africa.

[315] Vantarakis A. and Papapetropoulou M. (1998a), "Detection of Enteroviruses Adenoviruses in Coastal Waters in SW Greece", Water Resources", Vol. 32 (8), pp. 2365.

[316] Vantarakis A. and Papapetropoulou M. (1998b), "Detection of Enteroviruses, Adenoviruses and Hepatitis A Viruses in Raw Sewage and Treated Effluents by Nested-PCR", Water, Air and Soil Pollution, Vol. 114 (1-2), pp. 85-93, DOI: 10.1023/A: 1005065326395.

[317] Vasiliadou I.A., Chrysikopoulos C.V. (2011), "Cotransport of Pseudomonas putida and kaolinite particles through water saturated columns packed with glass beads", *Water Resources Research*, Vol. 47, doi: 10.1029/2010WR009560.

[318] Vaughn J.M., E.F. Landry and M.Z. Thomas (1983), "Entrainment of viruses from septic tank leach fields through a shallow, sandy soil aquifer", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 45, pp. 1474–1480.

[319] Vaughn J.M., Landr E.F. and Thomas M.Z. (1983), "Entrainment of viruses from septic tank leach fields through a shallow, sandy soil aquifer", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 45, pp. 1474-1480.

[320] Vilker V.L. (1981), "Simulating virus movement in soils", *Applied and Environmental Microbiology*, In: *"Modeling Waste Renovation; Land Treatment"*, (Iskandar I.K. Ed.), pp. 223-253, John Wiley, New York.

[321] Wan J. and Tokunaga T. K. (1997), "Film straining of colloids in unsaturated porous media: conceptual model and experimental testing", *Environmental Science and Technology*, Vol. 31, pp. 2413–2420.

[322] Wellings F.M., Lewis A.L., Mountain C.W. and Pierce L.V. (1975), "Demonstration of viruses in groundwater after effluent dishcarge onto soil", *Applied Microbiology*, Vol. 29, pp. 751–757.

[323] Wentsel R.S., O'Neil P.E. and Kitchens J.F. (1982), "Evaluation of coliphage detection as a rapid indicator of water quality", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 45, pp. 430–443.

[324] West J.M., Pedley S., Baker S.J., Barrott L., Morris B., Storey A., Ward R.S. and Barrett M. (1998), "A Review of the Impact of Microbiological Contaminants in Groundwater", R and D Technical Report P139, UK Environment Agency, Bristol.

[325] Westrell T., Schonning C., Stenstrom T.A. and Ashbolt N.J. (2004), "QMRA (quantitative microbial risk assessment) and HACCP (hazard analysis and critical control points) for management of pathogens in wastewater and sewage sludge treatment and reuse", Water Science and Technology, Vol. 50, pp. 23–30.

[326] Wheeler D. (1990), "The real risks of bathing in water contaminated by sewage", *Environmental Health*, Vol. 98 (10), pp. 285–287.

[327] Williams D. F. and Berg J. C. (1992), "The aggregation of colloidal particles at the air-water interface ", *Journal of Colloid and Interface Science*, Vol. 152, pp. 218–229.

[328] Wilson SC; Jones KC (1993), "Bioremediation of soil contaminated with polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs): A review. Environmental Pollution", Vol. 81 (3), pp. 229-249.

[329] Wimpenny J.W.T. (1996), "Ecological determinants of biofilm formation", *Biofouling*, Vol. 10(1-3), pp. 43-64.

[330] Yahya M.T., Galsomies L., Gerba C.P. and Bales R.C. (1993), "Survival of bacteriophages MS2 and PRD1 in groundwater", *Water Science and Technology*, Vol. 27, pp. 409-412.

[331] Yao G. B. (1989), "Clinical and natural history of hepatitis A in an epidemic in Shanghai", *In Proceedings of the 1988 International Symposium on Viral Hepatitis and Liver Disease*.

[332] Yao K. M., Habibian M. T. and O'Melea C. R. (1971), "Water and waste water filtration. Concepts and applications", *Environmental Science Technology*, Vol. 5, pp. 1105–1112.

[333] Yates M. V. and Gerba C. P. (1985), "Factors controlling the survival of viruses in groundwater", *Water Science and Technology*, Vol. 17, pp. 681–687.

[334] Yates M.V., Gerba C.P. and Kelley L.M. (1985), "Virus persistence in groundwater", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 49 (4), pp. 778-781.

[335] Yates M.V. and Yates S. R. (1988), "Modelling microbial fate in the subsurface environment", *Critical Reviews in Environmental Control*, Vol. 17, pp. 307–344.

[336] You Y., G. F. Vance, D.L. Sparks, J. Zhuang, and Y. Jin. (2003), "Sorption of MS2 Bacteriophage to Layered Double Hydroxides: Effects of Reaction Time, pH, and Competing Anions", *Journal of Environmental Quality*, Vol. 32, pp. 2046–2053.

[337] Zevi Y., Dathe A., McCarthy J. F., Richards B. K. and Steenhuis T. S. (2005), "Distribution of colloidal particles onto interface in partially saturated sand", *Environmental Science and Technology*, Vol. 39, pp. 7055–7064.

[338] Zhang K. and K. Farahbakhsh (2007), "Removal of native coliphages and coliform bacteria from municipal wastewater by various wastewater treatment processes: implications to water reuse", *Water Resources*, Vol. 4, pp. 2816–2824.

[339] Zhuang J. and Y. Jin (2003), "Virus Retention and Transport as Influenced by Different Forms of Soil Organic Matter", *Journal of Environmental Quality*, Vol. 32, pp. 816–823.

•

2 Αλληλεπιαράση μεταξύ ιων και αργιλών σε στατικά και δύναμικα συστηματά διαλειποντός έργου

Syngouna, V.I.; Chrysikopoulos, C.V. Interaction between Viruses and Clays in Static and Dynamic Batch Systems. *Environ. Sci. Technol.* **2010**, *44*, 4539-45

2. ΑΛΛΗΛΕΠΙΔΡΑΣΗ ΜΕΤΑΞΥ ΙΩΝ ΚΑΙ ΑΡΓΙΛΩΝ ΣΕ ΣΤΑΤΙΚΑ ΚΑΙ ΔΥΝΑΜΙΚΑ ΣΥΣΤΗΜΑΤΑ ΔΙΑΛΕΙΠΟΝΤΟΣ ΕΡΓΟΥ

ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Οι βακτηριοφάγοι MS2 και ΦΧ174 χρησιμοποιήθηκαν ως υποκατάστατα ανθρώπινων ιών προκειμένου να ερευνηθεί η αλληλεπίδραση μεταξύ των ιών και των σωματιδίων αργίλου. Οι επιλεγμένες φυλλοπυριτικές άργιλοι ήταν ο καολινίτης και ο μπετονίτης (>90% μοντμοριλλονίτης). Ένα εύρος στατικών και δυναμικών πειραμάτων πραγματοποιήθηκε σε δύο διαφορετικές θερμοκρασίες (4 και 25 °C) για να ερευνηθεί η επίδραση της θερμοκρασίας και της ανάδευσης (δυναμικά πειράματα) στην προσρόφηση των ιών πάνω στις αργίλους. Κατάλληλες ισόθερμες προσρόφησης προσδιορίστηκαν. Τα βακτηριοφάγων ηλεκτροκινητικά χαρακτηριστικά των και των αργίλων ποσοτικοποιήθηκαν για διαφορετικό pH και ιοντική ισχύ (IS). Επιπλέον, οι ενέργειες αλληλεπίδρασης μεταξύ των ιών και των αργίλων υπολογίστηκαν για τις πειραματικές συνθήκες (pH=7 και IS=2mM) αλλά και για διαφορετικές φυσικοχημικές συνθήκες με την εφαρμογή της θεωρίας DLVO. Τα πειραματικά αποτελέσματα έδειξαν ότι η προσρόφηση των ιών αυξάνει γραμμικά με τη συγκέντρωση αιωρούμενων ιών. Ο παρατηρούμενος συντελεστής κατανομής (K_d) ήταν υψηλότερος για τον MS2 από ότι για τον ΦX174. Οι παρατηρηθείσες τιμές K_d ήταν υψηλότερες στα δυναμικά από ότι στα στατικά πειράματα, και αυξήθηκαν με τη θερμοκρασία. Τα αποτελέσματα αυτής της μελέτης παρέχουν βασικές πληροφορίες για την αποτελεσματικότητα των αργίλων στην αφαίρεση των ιών από υδάτινα διαλύματα μέσω της προσρόφησης. Καμία προηγούμενη μελέτη δεν έχει ερευνήσει τη συνδυασμένη επίδραση της θερμοκρασίας και της ανάδευσης στην προσρόφηση των ιών πάνω στις αργίλους.

2.1 ΕΙΣΑΓΩΓΗ

Οι ιοί στα φυσικά νερά και τα υγρά απόβλητα βρίσκονται συχνά προσκολλημένοι πάνω στην άμμο, στις αργίλους, στα βακτηριακά κύτταρα, τα φυσικά εμφανιζόμενα αιωρούμενα κολλοειδή, τα σωματίδια λάσπης, τους βούρκους και τα ιζήματα (Bitton, 1975; Meschke and Sobsey, 1998). Η επιβίωση και η ανθεκτικότητα των ιών που προσροφώνται πάνω στις αργίλους στους φυσικούς βιότοπους είναι μεγαλύτερες από αυτή των αιωρούμενων ιών (Babich and Stotzky, 1980; Ripp and Miller, 1995; Sim and Chrysikopoulos, 1996; Chrysikopoulos and Sim, 1996). Οι μηχανισμοί που συνδέονται με την προσρόφηση των ιών πάνω στις αργίλους δεν γίνονται απόλυτα κατανοητοί, και διαφορετικοί ιοί εμφανίζονται να έχουν διαφορετικές τάσεις προσκόλλησης για διάφορες αργίλους (Schiffenbauer and Stotzky, 1982; Lipson and Stotzky, 1983).

Η προσρόφηση των ιών πάνω στις επιφάνειες των ορυκτών ελέγχεται πρώτιστα από το ηλεκτροστατικό επιφανειακό φορτίο (Ryan et al., 2002; Zhuang and Jin, 2003), την υδροφοβικότητα (Chattopadhyay and Puls, 1999; Aronino et al., 2009), και την υδατική χημεία (Zhuang and Jin, 2003; Chu et al., 2000). Πολύ λίγες μελέτες έχουν υπολογίσει τα ηλεκτροκινητικά χαρακτηριστικά των βακτηριοφάγων για διαφορετικό pH και ιοντική ισχύ (Aronino et al., 2009; Yuan et al., 2008). Οι ηλεκτροκινητικές μετρήσεις μπορεί να επηρεάζονται από το στάδιο συσσωμάτωσης των αιωρούμενων ιών (Langlet et al., 2007,2008). Εντούτοις, οι ηλεκτοκινητικές ιδιότητες των ιών δεν γίνονται κατανοητές πλήρως (Ohshima, 1995; Duval et al., 2006; Schaldach et al., 2006).

Οι ετερογένειες του επιφανειακού φορτίου των ορυκτών αργίλου επηρεάζουν τις αλληλεπιδράσεις των σωματιδίων στα αιωρήματα ορυκτών αργίλων (van Olphen, 1963; Zhao et al., 1991; Schroth and Sposito, 1997), το οποίο μπορεί να έχει επιπτώσεις στην προσρόφηση κολλοειδών, βιοκολλοειδών και μολυσματικών παραγόντων. Αν και πολλοί ερευνητές έχουν εξετάσει τις ηλεκτροκινητικές ιδιότητες των αργίλων (Gu and Li, 2000; Grundl and Reese, 1997) και έχουν μελετήσει την προσρόφηση των βακτηριοφάγων και των παθογόνων ιών πάνω στις αργίλους και άλλα ορυκτά (Lipson and Stotzky, 1983; Ryan et al., 2002; Chattopadhyay and Puls, 1999; Schaldach et al., 2006; Loveland et al., 1996; Vilker and Fong, 1983), η αλληλεπίδραση μεταξύ των ιών και των αργίλων δεν είναι πλήρως κατανοητή.

Σε αυτήν την εργασία, για να ερευνηθεί η προσρόφηση των ιών πάνω στα διάφορα ορυκτά αργίλων πραγματοποιήθηκαν πειράματα διαλείποντος έργου σε δύο διαφορετικές θερμοκρασίες υπό στατικές και δυναμικές συνθήκες. Από ό,τι ξέρουμε, καμία προηγούμενη μελέτη δεν έχει ερευνήσει τη συνδυασμένη επίδραση της θερμοκρασίας και της ανάδευσης στην προσρόφηση των ιών πάνω στις αργίλους. Οι ιδιότητες της επιφάνειας των ιών και των αργίλων εκτιμήθηκαν από μετρήσεις ηλεκτροφορητικής κινητικότητας σε ένα εύρος pH και ιοντικής ισχύος. Για να ερευνηθούν οι αλληλεπιδράσεις μεταξύ των επιφανειών των ιών και των ορυκτών, τα προφίλ δυναμικής ενέργειας Derjaguin–Landau– Verwey–Overbeek (DLVO) κατασκευάστηκαν για τις πειραματικές συνθήκες προσομοιώνοντας τους ιούς ως κολλοειδή σωματίδια και χρησιμοποιώντας τις μετρήσεις του δυναμικού ζήτα.

2.2 ΥΛΙΚΑ ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΟΙ

2.2.1 . Βακτηριοφάγοι

2.2.2.1 Χαρακτηρισμός των βακτηριοφάγων

Οι βακτηριοφάγοι MS2 και ΦΧ174 χρησιμοποιήθηκαν σε αυτήν την μελέτη ως υποκατάστατα των ανθρώπινων ιών. Ο MS2 είναι ένας F-specific βακτηριοφάγος, μονόκλωνου RNA με περιεκτικότητα σε νουκλεϊκό οξύ 31%, του οποίου το βακτήριοξενιστής είναι το *E. coli* ATTC 15597-B1; ενώ ο ΦΧ174 είναι ένας εικοσαεδρικός, μονόκλωνου DNA βακτηριοφάγος με περιεκτικότητα σε νουκλεϊκό οξύ 26%, του οποίου το βακτήριο-ξενιστής είναι το *E. coli* ATTC 13706-B1. Η διάμετρος των σωματιδίων MS2 κυμαίνεται από 24 έως 26 nm, ενώ η διάμετρος ενός σωματιδίου ΦΧ174 κυμαίνεται από 25 έως 27 nm. Ο MS2 έχει υδρόφοβη πρωτεϊνική κάψα, ενώ ο ΦΧ174 έχει υδρόφιλη πρωτεϊνική κάψα (Shields, 1986).

	MS2	ФХ174
Οικογένεια ³¹	Leviviridae	Microviridae
Γένος ³¹	Levivirus	Microvirus
Είδος ³¹ Νουκλεινικό Οξύ ³¹ Ξενιστής ³⁵	Φάγος εντεροβακτηρίων MS2 ssRNA <i>E.coli</i> , F-Specific	Φάγος εντεροβακτηρίων ΦX174 ssDNA <i>E. coli, Salmonella</i> <i>typhimurium</i> , somatic
Μέγεθος Έκρηξης * ² (Burst Size)	100-20,000	73-441
Μορφολογία ³¹	Χωρίς περίβλημα, Εικοσαεδρικός d=25nm	Χωρίς περίβλημα, Εικοσαεδρικός d=26nm
Μοριακό Βάρος ^{45, 61} (Mega Dalton) ΙΕΡ (Μέση Τιμή ± Τυπική Απόκλιση) ⁴¹	3.6 3.5±0.6	6.2 6.2±1.6

Πίνακας 2.1: Χαρακτηριστικά των βακτηριοφάγων MS2 και ΦΧ174

[^]Μέγεθος Έκρηξης: Ένα μέτρο του ιικού πολλαπλασιασμού που εκφράζεται ως μολυσματικές μονάδες που παράγονται ανά μολυσμένο κύτταρο ξενιστή. Για παράδειγμα, ένα μέγεθος έκρηξης 1000 θα σήμαινε ότι 1000 ιοί απόγονοι προήλθαν από κάθε αρχικά μολυσμένο κύτταρο ξενιστή.

Οι βακτηριοφάγοι-υποκατάστατα χαρακτηρίστηκαν ως προς τη μορφολογία τους, χρησιμοποιώντας το Ηλεκτρονικό Μικροσκόπιο Διέλευσης (ΤΕΜ) του Εργαστηρίου Ηλεκτρονικής Μικροσκοπίας και Μικροανάλυσης της Σχολής Θετικών Επιστημών του Πανεπιστημίου Πατρών. Εικόνες ελήφθησαν σε 100 keV χρησιμοποιώντας ένα JEOL JEM-2100 μικροσκόπιο. Τα δείγματα προετοιμάστηκαν για εξέταση με TEM χρησιμοποιώντας τη «μέθοδο άμεσης εφαρμογής», μια τυπική διαδικασία για αρνητική χρώση (Doane, 1987). Μια σταγόνα 5-μL αιωρήματος ιού τοποθετήθηκε απευθείας πάνω σε ένα πλέγμα χαλκού με επικάλυψη άνθρακα με μέγεθος 200 mesh για 2 min χωρίς ξήρανση. Στη συνέχεια, πραγματοποιηθηκε αρνητική χρώση με προσθήκη μιας σταγονας 10-μL υδατικού διαλύματος 2% φωσφοβολφραμικού οξέος (PTA) (pH 7) απευθείας πάνω στα σταγονίδια του δείγματος. Η χαμηλή αντίθεση του πρωτεϊνούχου υλικού του ιού στο ΤΕΜ απαιτεί τέτοια αρνητική χρώση, κατά την οποία λαμβάνει χώρα συσσώρευση βαρέων μετάλλων (π.χ. βολφράμιο) στην επιφάνεια του ιού και επιτρέπει έτσι την εξέταση των μικροοργανισμών με ΤΕΜ. Μετά από 30 sec, τυχόν περίσσεια του υγρού χρώσης και των σταγονιδίων του δείγματος αφαιρέθηκε από το πλέγμα χρησιμοποιώντας διηθητικό χαρτί, αφήνοντας ένα λεπτό στρώμα του δείγματος με χρώση στην επιφάνεια του πλέγματος, το οποίο αφήνεται να στεγνώσει για 1 min. Μόλις στέγνωσαν, τα δείγματα εξετάστηκαν και φωτογραφήθηκαν με ΤΕΜ σε τάση επιτάχυνσης 100 keV. Στο παρακάτω Σχήμα 2.1. απεικονίζεται ο βακτηριοφάγος MS2 σε TEM. Η χρώση με φωσφοβολφραμικό οξύ δε φάνηκε να είναι κατάλληλη για το βακτηριοφάγο ΦΧ174. Σημειώστε ότι το μέγεθος του ιού που παρατηρήθηκε με ηλεκτρονική μικροσκοπία ΤΕΜ είναι σύμφωνο με το πραγματικό μέγεθος του ιού που αναφέρεται στη βιβλιογραφία.



Σχήμα 2.1: ΤΕΜ εικόνα του MS2. Η δομή του ιού φαίνεται φωτεινή στο σκούρο φόντο του ξηρού διαλύματος βαρέος μετάλλου (2% φωσφοβολφραμικού οξεος)

Ηλεκτρονικό Μικροσκόπιο Διέλευσης (ΗΜΔ, TEM, Transmission Electron Microscope).

Το ΗΜΔ αποτελείται απο μια πηγή ηλεκτρονίων όπου σε αυτή εφαρμόζεται μια διαφορά δυναμικού (συνήθως της τάξης των 60-100 kV) η οποία επιταχύνει τα ηλεκτρόνια. Η πορεία των ηλεκτρονίων ρυθμίζεται από τους ηλεκτρομαγνητικούς φακούς στους οποίους αλλάζοντας την ένταση του ρεύματος που τους διαπερνάει, μπορούμε να μεταβάλλουμε την ένταση του μαγνητικού πεδίου τους (δηλαδή την εστιακή τους απόσταση) και επομένως να εστιάσουμε τη δέσμη των ηλεκτρονίων πάνω στο παρασκεύασμα (δείγμα).

Η εικόνα σχηματίζεται πάνω σε μια οθόνη επικαλυμμένη με φωσφορίζουσα ουσία η οποία διεγείρεται από τα ηλεκτρόνια που πέφτουν επάνω της, αφού αυτά διαπεράσουν το παρασκεύασμα. Τα σημεία του παρασκευάσματος που δεν είναι διαπερατά από τα ηλεκτρόνια, μας δίνουν σκοτεινές περιοχές (ηλεκτρονιόφιλες, ηλεκτρονιακά πυκνές, electron dense) ενώ αντίθετα τα διαπερατά σημεία (ηλεκτρονιακά διαφανή, electron lucent) μας δίνουν φωτεινές περιοχές. Αυτή η διαφοροποίηση επιτυγχάνεται με την εκλεκτική «χρώση» του παρασκευάσματος.

Φυσικά αυτές τις εικόνες εκτός του ότι μπορούμε να τις παρατηρήσουμε απ' ευθείας στην οθόνη του μικροσκοπίου, μπορούμε και να τις απεικονίσουμε με τις ειδικές φωτογραφικές μηχανές που είναι πάντα ενσωματωμένες στα μικροσκόπια. Τα πιο σύγχρονα μικροσκόπια διαθέτουν ενσωματωμένη ψηφιακή κάμερα και μικροϋπολογιστή και έτσι μπορεί να γίνει απευθείας ψηφιοποίηση και αποθήκευση της εικόνας.

Επειδή τα ηλεκτρόνια δε μπορούν να ταξιδέψουν στον αέρα, το όλο σύστημα, πηγή ηλεκτρονίων, φακοί, παρασκεύασμα, οθόνη και σύστημα φωτογράφησης πρέπει να βρίσκονται σε υψηλό κενό της τάξης των 10-4 Torr τουλάχιστο.

Ο τρόπος που λειτουργεί το ηλεκτρονικό μικροσκόπιο, μας θέτει πολλούς περιορισμούς ως προς τη φύση των δειγμάτων που μπορούμε να παρατηρήσουμε. Έτσι ένα δείγμα για να είναι δυνατό να παρατηρηθεί με το κλασσικό ΗΜΔ και με τις κλασσικές μεθόδους θα πρέπει να έχει τις παρακάτω ιδιότητες:

α. να αντέχει σε υψηλό κενό,

β. να είναι σταθερό στο βομβαρδισμό ηλεκτρονίων,

γ. να είναι αρκετά λεπτό για να μπορούν να το διαπερνούν τα ηλεκτρόνια, και

δ. να επιτρέπει τη διαφορική σκέδαση των ηλεκτρονίων.

Αυτές οι ιδιότητες που πρέπει να έχει ένα παρασκεύασμα, μας περιορίζουν στο να μπορούμε να εξετάσουμε μόνο μονιμοποιημένα δείγματα (νεκρά), αφυδατωμένα, κομμένα σε πολύ λεπτές τομές (πάχος 50-100 nm) και «χρωματισμένα» με «χρωστικές» που περιέχουν βαριά μέταλλα. (Κ. Φασσέας, 2011)

Αρνητική χρώση (Negative staining).

Ορισμένες κατηγορίες κυττάρων, μικροοργανισμών ή μεγαλομορίων των οποίων δε μας ενδιαφέρει άμεσα η εσωτερική τους δομή (βακτήρια, ιοί, πρωτεϊνικά μόρια, νουκλεϊκά οξέα κ.λπ.) μπορούν να παρατηρηθούν με το ΗΜΔ με αρνητική χρώση. Με αυτή τη μέθοδο συνήθως το παρασκεύασμα δε χρειάζεται να μονιμοποιηθεί, παρά μόνο να τοποθετηθεί και απλωθεί πάνω στα πλέγματα (grids) που είναι καλυμμένα με μια πολύ λεπτή μεμβράνη από πλαστικό ή άνθρακα. Στη συνέχεια γίνεται η χρώση με ένα διάλυμα που περιέχει ένα βαρύ μέταλλο, όπως για παράδειγμα το φωσφοβολφραμικό οξύ (PTA), το μολυβδαινικό αμμώνιο, το οξικό ουρανύλιο, η βολφραμική μεθυλαμίνη, το μυρμηκικό ουρανύλιο ή συνδυασμούς τους.

2.2.1.2. Προετοιμασία και ποσοτικός προσδιορισμός

Η προετοιμασία του αποθέματος (stock) και ο καθαρισμός των βακτηριοφάγων έγιναν σύμφωνα με τη διαδικασία της ATCC (American Type Culture Collection), όπως αυτή περιγράφεται από τον Adams (1959). Και οι δύο βακτηριοφάγοι μετρήθηκαν με τη μέθοδο επικάλυψης διπλού-στρώματος (Adams, 1959) (βλ. Σχήμα 2.2), όπου 0.1 mL του κατάλληλου βακτηρίου-ξενιστή και 0.1 mL του δείγματος διαλύματος αιωρούμενων ιών αναμίχθηκαν σε ένα δοκιμαστικό σωλήνα φυγοκέντρησης. Στο μίγμα προστέθηκε λειωμένο μαλακό θρεπτικό μέσο-άγαρ (4.5 mL) διατηρημένο στους 45 °C και στη συνέχεια το μίγμα χύθηκε επάνω σε ένα τρυβλίο Πέτρι (petri) που περιείχε στερεό θρεπτικό μέσο-άγαρ. Τα τρυβλία σταθεροποιήθηκαν για 10 min και επωάστηκαν ολονύκτια στους 37 °C. Οι συγκεντρώσεις των ζωντανών ιών προσδιορίστηκαν με τον υπολογισμό του αριθμού πλακών σε κάθε στρώση ξενιστή και εκφράστηκαν σε μονάδες πλάκες ανά ml (PFU/mL). Μόνο τα διαλύματα-δείγματα που οδήγησαν σε μετρήσιμες πλάκες (εύρος πλακών 20–300) ανά τρυβλίο έγιναν αποδεκτά για τον προσδιορισμό της συγκέντρωσης (βλ. Σχήμα 2.3). Όλες οι συγκεντρώσεις των ιών αντιπροσωπεύουν το μέσο όρο δύο φορές απλωμένου δείγματος σε τρυβλία.



Σχήμα 2.2: Απεικόνιση της επικάλυψης διπλού-στρώματος σε ένα τρυβλίο

Με την μέθοδο των πλακών (Plaque Assay) προσδιορίζεται ο ακριβής αριθμός των βιρίων του καλλιεργήματος ενός ιού. Παρασκευάζονται συνήθων διαδοχικές υποδεκαπλάσιες (λογαριθμικές) αραιώσεις του ιού και ενοφθαλμίζονται σε κυτταροκαλλιέργειες, οι οποίες έχουν αναπτυχθεί σε τρυβλία. Μετά τον ενοφθαλμισμό, η κυτταρική μονοστοιβάδα καλύπτεται με θρεπτικό υλικό και άγαρ. Τα βίρια, μετά από επώαση ορισμένου χρόνου, σχηματίζουν εστίες κυτταρικών αλλοιώσεων, οι οποίες ονομάζονται πλάκες. Αυτές είναι συνήθως κυκλικές, με διάμετρο 1-5 mm, ανάλογα με το είδος του ιού και σχηματίζονται εκεί όπου υπάρχουν μολυσμένα κύτταρα, τα οποία ελευθερώνουν περιμετρικά τους ιούς, καταστρέφοντας έτσι γειτονικά τους κύτταρα κ.ο.κ. Η κάθε πλάκα σχηματίζεται θεωρητικά από ένα βίριο ή μάζα βιρίων. Συνεπώς, ο ολικός αριθμός των πλακών που αναπτύχθηκαν, όταν πολλαπλασιαστεί με την αραίωση του ιού που ενοφθαλμίστηκε, δίνει τον αριθμό των βιρίων του αρχικού καλλιεργήματος.



Σχήμα 2.3:.Μέθοδος αραίωσης και προσδιορισμός της συγκέντρωσης των ιών με τη μέθοδο των πλακών

2.2.2 Άργιλοι

Οι άργιλοι που χρησιμοποιήθηκαν σε αυτήν την έρευνα ήταν οι κρυσταλλικοί αργιλοπυριτικοί: καολινίτης (03584 Kaolinite, Fluka, χημική σύνθεση: Al₂O₃ ~37.6%, SiO₂ ~47.3%, Fe₂O₃ ~0.5%, TiO₂ ~0.4%, K₂O ~1.8%, Na₂O ~0.1%, απώλεια κατά την πύρωση ~12%) και μπετονίτης (18609 Bentonite, Riedel de Haen, > 90% μοντμοριλλονίτης, χημική σύνθεση: SiO₂ 59.2%, Al₂O₃ 18.5%, Fe₂O₃ 5.6%, CaO 2.0%, MgO 4.0%, Na₂O 0.2%, K₂O 0.9%, απώλεια βάρους κατά την ανάφλεξη 8.7%). Τα κύρια δομικά στοιχεία των ορυκτών αργίλου είναι δισδιάστατες σειρές τετραέδρων –οξυγόνου-πυριτίου (τετραεδρικό φύλλο πυριτίου) και αυτών του αργιλίου - ή του μαγνησίου – οκτάεδρα οξυγόνου-υδροξυλίου (οκταεδρικό, φύλλο αργιλίου ή μαγνησίου). Η κατανομή των ατόμων οξυγόνου μεταξύ των φύλλων πυριτίου και αργιλίου οδηγεί στα ορυκτά (TO) δύο-στρωμάτων ή στα ορυκτά τριών-στρωμάτων (TOT) (van Olphen, 1963; Schulze, 2002). Ο καολινίτης είναι μία άργιλος δύο-στρωμάτων ή TO, ενώ, ο μοντμοριλλονίτης, το κυρίαρχο αργιλικό ορυκτό στο μπεντονίτη, είναι μία άργιλος τριών-στρωμάτων ή ένα TOT (βλ. Σχήμα 2.4). Ο μοντμοριλλονίτης έχει τη δυνατότητα να απορροφά μόρια νερού στις

επιφάνειες των ενδιάμεσων στρωμάτων του δικτυωτού πλέγματος αργίλου. Επίσης, ο μοντμοριλλονίτης έχει υψηλότερη ικανότητα ανταλλαγής κατιόντων από ότι ο καολινίτης. Επιπλέον, τα δύο ορυκτά διαφέρουν στην ειδική επιφάνεια BET, η οποία ορίζεται ως το εμβαδό της εξωτερικής επιφάνειας ανά μονάδα μάζα (καολινίτης: ~9 m²/g, μπετονίτης: ~80 m²/g, όπως μετρήθηκε από τον παρασκευαστή). Το κλάσμα κολλοειδών αργίλων < 2 μm που χρησιμοποιήθηκε για τις μετρήσεις υδροδυναμικών διαμέτρων και δυναμικού ζήτα ελήφθησε με ανάδευση 0.5 g αργίλου σε 50 mL απιονισμένου νερού (DI) για μια περίοδο 12-h σε pH=7. Το διάλυμα σταθεροποιήθηκε για τις μετρήσεις (Alkan et al., 2005).



Σχήμα 2.4:. Διαγραμματικό σκίτσο της δομής του (α) Καολινίτη και (β) Μοντμοριλλονίτη (τροποποίηση από Grim, 1962)

2.2.3 Πειράματα Διαλείποντος Έργου

Η συμπεριφορά προσρόφησης των MS2 και ΦΧ174 στον καολινίτη και στο μπεντονίτη μελετήθηκε σε δύο διαφορετικές ελεγχόμενες θερμοκρασίες (4 και 25 °C), υπό στατικές και δυναμικές συνθήκες διαλείποντος έργου. Δοκιμαστικοί σωλήνες ελέγχου, ελλείψει της αργίλου, χρησιμοποιήθηκαν για να ελεχθεί η αδρανοποίηση των ιών εξαιτίας παραγόντων εκτός της προσρόφησης στις αργίλους (π.χ. αδρανοποίηση ή προσρόφηση πάνω στα τοιχώματα των σωλήνων). Η μέθοδος ισορροπίας διελείποντος έργου που χρησιμοποιήθηκε αποτελείται από την προσθήκη ενός διαλύματος stock ιών σε έναν 50 mL γυάλινο σωλήνα φυγοκέντρησης που περιέχει 0.5 g αργίλου σε μια συγκέντρωση 10 mg αργίλου ανά mL διαλύματος PBS (αναλογία στερεού:διαλύματος 1:100). Γυάλινοι δοκιμαστικοί σωλήνες χρησιμοποιήθηκαν προκειμένου να ελαχιστοποιηθεί η

αδρανοποίηση των ιών (Thompson et al., 1998; Thompson and Yates, 1999). Διαφορετικές συγκεντρώσεις ιών χρησιμοποιήθηκαν οι οποίες κυμαίνονται από 10^3 έως 10^9 PFU/mL. Κάθε συγκέντρωση αποκτήθηκε από το ίδιο stock διάλυμα ιών με αραίωσή του με ένα ρυθμιστικό διάλυμα φωσφορικών (PBS) χαμηλής ιοντικής ισχύος σε pH=7, όπως προτείνεται από διάφορους ερευνητές (Thompson and Yates, 1999; Zhao et al., 2008; Jin et al., 2000; Chu et al., 2003). Το διάλυμα PBS παρασκευάστηκε με 1.2 mM NaCl, 0.027 mM KCl, και 0.010 mM φωσφορικών αλάτων σε UV-αποστειρωμένο αποσταγμένο νερό με μια ειδική αγωγιμότητα 17.8 μS/cm. Η ειδική αγωγιμότητα του αιωρήματος ιών ήταν 212 μS/cm, η οποία αντιστοιχεί σε IS 2 mM. Οι δοκιμαστικοί σωλήνες ελέγχου μεταγειρίστηκαν με τον ίδιο τρόπο όπως οι δοκιμαστικοί σωλήνες-αντιδραστήρες. Μόνο για τα δυναμικά πειράματα διαλείποντος έργου οι δοκιμαστικοί σωλήνες-αντιδραστήρες και οι δοκιμαστικοί σωλήνες ελέγχου συνδέθηκαν με έναν μικρό περιστρεφόμενο αναδευτήρα πάγκου (βλ. Σχήμα 2.5). Τόσο για τα στατικά όσο και για τα δυναμικά πειράματα διαλείποντος έργου, τα δείγματα συλλέγονταν κάθε 24 h για μια περίοδο 7 d και υποβάλλονταν σε φυγοκέντρηση στις $2000 \times g$ (6000 rpm/min) για 30 min σε μια Cole Palmer mini μικροφυγόκεντρο. Αυτό το χρονικό διάστημα 7 d φάνηκε να είναι επαρκές για το σύστημα βακτηριοφάγου-αργίλου να φθάσει σε ισορροπία. Άλλες μελέτες που εστιάζουν στην προσρόφηση των βακτηριοφάγων πάνω στο έδαφος έδειξαν ότι οι συγκεντρώσεις ιών στους δοκιμαστικούς σωλήνες ελέγχου είναι χαμηλότερες από αυτές στους δοκιμαστικούς σωλήνες-αντιδραστήρες (Poletika et al., 1995).



Σχήμα 2.5: Απεικόνιση της πειραματικής διάταξης των (α) δυναμικών και (β) στατικών πειραμάτων διαλείποντος έργου

2.2.4 Ηλεκτροκινητικές Μετρήσεις

Ένα όργανο zetasizer (Nano ZS90, Malvern Instruments, Southborough, MA) (βλ. Σγήμα 2.6) γρησιμοποιήθηκε για τη μέτρηση της υδροδυναμικής διαμέτρου και του δυναμικού ζήτα των σωματιδίων των βακτηριοφάγων και αργίλων στο διάλυμα PBS σε pH=7 και IS=2 mM στους 25 °C, προκειμένου να εξασφαλιστεί ότι τα πειράματα προσρόφησης εκτελέσθηκαν με μονοδιάσπαρτους ιούς. Όλα τα δυναμικά ζήτα και οι υδροδυναμικές διάμετροι λήφθηκαν εις τριπλούν. Για τον προσδιορισμό των ηλεκτροκινητικών χαρακτηριστικών (δυναμικού ζήτα) των βακτηριοφάγων και των αργίλων σε ένα εύρος τιμών ιοντικής ισχύος (1 έως 200 mM), ο ηλεκτρολύτης που χρησιμοποιήθηκε ήταν το KCl, επειδή το PBS αποδείχθηκε ότι προκαλεί συσσωμάτωση. Η συσσωμάτωση των ιών σε PBS έχει παρατηρηθεί επίσης σε άλλες μελέτες (Yuan et al., 2008; Langlet et al., 2008), και είναι γνωστό ότι επηρεάζει τις ηλεκτροκινητικές μετρήσεις (Langlet et al., 2007, 2008). Επιπλέον, το ισοηλεκτρικό σημείο (IEP), το pH όπου η ηλεκτροφορητική κινητικότητα αλλάζει από θετική σε αρνητική, του MS2, του ΦΧ174, και των σωματιδίων αργίλου προσδιορίστηκε με αραίωση του stock των βακτηριοφάγων και των κολλοειδών αργίλου σε DI νερό και τη διακύμανση του pH από 2.5 έως 11 με 0.1M NaOH και 0.1M HNO₃. Σημειώστε ότι οι μετρήσεις πραγματοποιήθηκαν σε νερό DI επειδή το pH_{IEP} για τον MS2 αποθηκευμένο σε PBS είναι χαμηλότερο από αυτό για τον MS2 αποθηκευμένο σε DI νερό (Yuan et al., 2008), πιθανώς λόγω της σύνδεσης των φωσφορικών στη λυσίνη της επιφάνειας του MS2, η οποία οδηγεί σε θετικά φορτισμένες περιογές.



Σχήμα 2.6: Συσκευή μέτρησης δυναμικού ζ (Zetasizer)

Το μέγεθος των σωματιδίων των αιωρούμενων ιών και αργίλων ερευνήθηκε με Δυναμική Σκέδαση Φωτός (DLS), με την οποία μπορεί να προσδιοριστεί η υδροδυναμική διάμετρος (d_{Hvdro}). Το μέγεθος των ιών και των αργίλων στο νερό μπορεί να διαφέρει από αυτό στην ξηρή κατάσταση, το οποίο μπορεί να ερευνηθεί με ηλεκτρονική μικροσκοπία (TEM/SEM). Με τη χρήση ενός Zetasizer Nano ZS90 (Malvern Instruments, Southborough, MA), το διάχυτο φως λέιζερ (He-Ne, $\lambda = 633$ nm) του φωτιζόμενου δείγματος καταγράφηκε από έναν ανιχνευτή φωτοδιόδου που βρίσκεται 173° σε σχέση με την πηγή λέιζερ, ώστε η διάχυση να είναι εξασφαλισμένη. Χάρη στην κίνηση Brown των σωματιδίων, η ένταση του διάχυτου φωτός εμφανίζει διακυμάνσεις με το χρόνο. Ο εξοπλισμός αυτός DLS καταγράφει μια καμπύλη συσγέτισης της έντασης από την οποία θα μπορούσε να υπολογιστεί ο συντελεστής διάχυσης (2), καθώς και η κατανομή του. Οι μετρήσεις πραγματοποιήθηκαν με το Λογισμικό Τεχνολογίας Διασποράς (Dispersion Technology Software Version 5.03), το οποίο έδωσε τις κατανομές του μεγέθους των σωματιδίων (PSD) εκφρασμένες σαν ποσοστιαίο κλάσμα της έντασης ως συνάρτηση του μεγέθους των σωματιδίων. Επιπλέον, το λογισμικό υπολόγισε την υδροδυναμική ακτίνα d_{Hvdro} βασισμένο στην Εξίσωση Stokes-Einstein:

$$\mathcal{D} = \frac{k_{\rm B}T}{3\pi\mu d_{\rm Hydro}} \tag{2.1}$$

όπου μ
 το ιξώδες του υγρού αιώρησης, k_B (J/K) είναι η σταθερά Boltzmann, και T (K) είναι η θερμοκρασία.

Το δυναμικό ζήτα ζ (η διαφορά του ηλεκτρικού δυναμικού μεταξύ της φορτισμένης επιφάνειας και του υδατικού ηλεκτρολυτικού διαλύματος ίσο με το δυναμικό στη θέση της επιφάνειας διάτμησης του ενδιάμεσου διπλού στρώματος) καθορίστηκε με τη χρήση ενός συστήματος μικροηλεκτροφόρησης το οποίο είναι ενσωματωμένο στο Zetasizer Nano ZS90 (Malvern Instruments, Southborough, MA). Η κίνηση των φορτισμένων σωματιδίων σε ένα εναλλασσόμενο ηλεκτρικό πεδίο καθορίστηκε από τη μετατόπιση συχνότητας μεταξύ μιας ακτίνας λέιζερ αναφοράς και του φωτός που σκεδάζεται από τα φορτισμένα σωματίδια (Doppler Effect). Με βάση την αλλαγή συχνότητας, θα μπορούσε να προσδιοριστεί η ταχύτητα του σωματιδίου (ν). Η ηλεκτροφορητική κινητικότητα,U_E, (η ταχύτητα ενός σωματιδίου που εξαρτάται από το μέγεθος του ηλεκτρικού πεδίου) των σωματιδίων υπολογίστηκε λαμβάνοντας υπόψη το εφαρμοζόμενο ηλεκτρικό πεδίο (Ε) και μετατράπηκε σε δυναμικό ζ με τη βοήθεια της εξίσωσης Helmholtz-Smoluchowski (Giese and van Oss, 2002):

$$U_{\rm E} = \frac{v}{\rm E} = \frac{\varepsilon \zeta}{4\pi\mu} \tag{2.2}$$

όπου ε=ε_rε₀ είναι η διηλεκτρική σταθερά του υγρού, ε_r είναι η αδιάστατη σχετική διηλεκτρική σταθερά του υγρού (μέσου αιώρησης) και ε₀ είναι η ηλεκτρική διηλεκτρική σταθερά ή διαπερατότητα του κενού.

Το επιφανειακό δυναμικό, Ψ, των βακτηριοφάγων και των αργίλων προσδιορίζεται χρησιμοποιώντας τις μετρήσεις του δυναμικού ζήτα (ζ<60 mV) ως εξής (van Oss et al., 1990):

$$\Psi = \zeta \left(1 + \frac{z}{r_{\rm p}} \right) e^{\kappa z} \tag{2.3}$$

όπου z ~ 3 έως 5 Å, είναι η απόσταση μεταξύ της φορτισμένης επιφάνειας των σωματιδίων και της επιφάνειας διάτμησης, r_p (Å) η υδροδυναμική ακτίνα του σωματιδίου και κ (1/m) είναι το αντίστροφο του πάχους της διάχυτου στρώματος (διάχυτης στιβάδας), γνωστή ως παράμετρος Debye- Hückel το οποίο δίνεται από (Ruckenstein and Prieve, 1976):

$$\kappa = \left[\frac{2 I_{s} N_{A} 1000 e^{2}}{\varepsilon_{r} \varepsilon_{0} k_{B} T}\right]^{1/2}$$
(2.4)

όπου I_s (mol/L) είναι η ιοντική ισχύς, N_A (1/mol) είναι ο αριθμός Avogadro και e (C) είναι το στοιχειώδες ηλεκτρικό φορτίο.



Σχήμα 2.7: Σχηματική απεικόνιση της δομής του ηλεκτρικού διπλού στρώματος σε μια επίπεδη επιφάνεια

Ωστόσο, η χρήση της Εξίσωσης (2.2) περιορίζεται από τις ακόλουθες απαιτήσεις. Πρώτα απ' όλα, το πάχος του διπλού στρώματος (που χαρακτηρίζεται συνήθως από την παράμετρο 1/κ) θα πρέπει να είναι μικρό σε σύγκριση με τις διαστάσεις των σωματιδίων ($\kappa r_p >> 1$). Δεύτερον, η ουσία ενός σωματιδίου δε θα πρέπει να άγει το ηλεκτρικό ρεύμα, και η επιφανειακή αγωγιμότητα στο περιβάλλον θα πρέπει να είναι τόσο μικρή που θα επηρεάσει ελάχιστα την κατανομή του εξωτερικού ηλεκτρικού πεδίου. Η εξίσωση Helmholtz-Sinoluchowski ίσχυε για καιρό για όλες τις περιπτώσεις, ανεξάρτητα από το αν οι παραπάνω απαιτήσεις πληρούνται ή όχι. Όμως, το 1924, ο Hückel, βάσει μιας νέας θεωρίας ηλεκτρολυτών, έδωσε μια άλλη εξίσωση που διέφερε από την Εξίσωση (2.2) κατά τον αριθμητικό συντελεστή 2/3:

$$U_{E} = \frac{v}{E} = \frac{\varepsilon \zeta}{6\pi\mu}$$
(2.5)

Ο Henry το 1931 έδειξε ότι και οι δύο Εξισώσεις (2.2) και (2.5) ήταν έγκυρες σε μεμονωμένες περιπτώσεις. Στην Εξίσωση (2.2), ελήφθη υπόψη η παραμόρφωση του ηλεκτρικού πεδίου που προκαλείται από μη αγώγιμα σωματίδια, και στην Εξίσωση (2.5), θεωρήθηκε ότι τα μη αγώγιμα σωματίδια δεν επηρεάζουν το πεδίο στο διπλό στρώμα και στον όγκο του υγρού. Η τελευταία υπόθεση είναι έγκυρη μόνο όταν η ηλεκτρική αγωγιμότητα των σωματιδίων είναι ίση με εκείνη του μέσου ή όταν οι διαστάσεις των σωματιδίων είναι τόσο μικρές σε σύγκριση με το πάχος του διπλού στρώματος (κr_p<<1) όπου παραμόρφωση στο μεγαλύτερο μέρος του διπλού στρώματος είναι αμελητέα.

Προσεκτικά εξετάζοντας την Εξίσωση από μαθηματική άποψη και λαμβάνοντας υπόψη την παραμόρφωση του εξωτερικού πεδίου, ο Henry έδειξε ότι ο βαθμός ηλεκτροφόρησης μπορεί, σε όλες τις περιπτώσεις, να εκφράζεται από την εξίσωση:

$$U_{E} = \frac{v}{E} = \frac{\varepsilon \zeta}{\pi \mu} f(\kappa r_{p})$$
(2.6)

όπου f είναι συνάρτηση της ποσότητας κ
r_p (συνάρτηση Henry, f (κr_p))

Η τιμή της ποσότητας f εξαρτάται από το σχήμα των σωματιδίων και τον προσανατολισμό τους στο χώρο. Για μη αγώγιμα κυλινδρικά σωματίδια των οποίων ο άξονας είναι στην ίδια κατεύθυνση με το πεδίο, f=1/4. Για κυλινδρικά σωματίδια που ο άξονας είναι κάθετος προς την κατεύθυνση του πεδίου, f=1/8 σε χαμηλές τιμές κr_p και f=1/4 στις υψηλές τιμές του κr_p. Για σφαιρικά σωματίδια, f = 1/6 σε χαμηλές τιμές κr_p και f=1/4 στις υψηλές τιμές του κr_p, όπως στην Εξίσωση (2.2).

Ο Henry ανέλυσε επίσης την εξάρτηση της ποσότητας f από την ηλεκτρική αγωγιμότητα της διεσπαρμένης φάσης, που αλλάζει εντελώς την κατανομή του ηλεκτρικού πεδίου κοντά στα σωματίδια. Η κατανομή του πεδίου δεν επηρεάζει την ποσότητα f όταν το ηλεκτρικό διπλό στρώμα είναι πολύ παχύ. Όταν το πάχος του μειώνεται, ο συντελεστής μειώνεται και πλησιάζει το μηδέν.

Το Σχήμα 2.8. απεικονίζει την αρχή του συστήματος ηλεκτροφόρησης και υπενθυμίζει εν συντομία τη δομή της ηλεκτρικής διπλοστοιβάδας EDL κατά τη θεωρία Stern. O Stern πρότεινε ένα μοντέλο στο οποίο η διπλοστοιβάδα χωρίζεται σε δύο μέρη με ένα διαχωριστικό επίπεδο (το επίπεδο Stern), το οποίο είναι τοποθετημένο παράλληλα προς την επιφάνεια και σε μια απόσταση περίπου ίση με την ακτίνα των ενυδατωμένων ιόντων (Σχήμα 2.8). Το στρώμα Stern είναι το εσωτερικό μη διάχυτο μέρος της διπλοστοιβάδας που μπορεί να περιέχει ειδικά προσροφημένα ιόντα. Ειδικά προσροφημένα ιόντα είναι εκείνα τα ιόντα τα οποία είναι προσκολλημένα (αν και παροδικά) στην επιφάνεια με ηλεκτροστατικές δυνάμεις ή δυνάμεις van der Waals, οι οποίες είναι αρκετά ισχυρές ώστε να υπερνικούν τη θερμική κίνηση (επομένως την εύκολη μεταφορά και διάχυση των ιόντων στο διάλυμα). Λέγονται ειδικά προσροφημένα ιόντα επειδή η προσρόφηση οφείλεται κατά κύριο λόγο στην ειδική χημική φύση του προσροφημένου ιόντος και όχι στο φορτίο του. Ιόντα με κέντρα πέραν του επιπέδου Stern δημιουργούν το διάχυτο μέρος της διπλοστοιβάδας στο οποίο η ηλεκτρική-ουδετερότητα των σωματιδίων έχει αποκατασταθεί.



Σχήμα 2.8: Απεικόνιση του πειραματικού προσδιορισμού του δυναμικού ζήτα (ζ)

2.3 ΘΕΩΡΗΤΙΚΟΙ ΥΠΟΛΟΓΙΣΜΟΙ

2.3.1 Μελέτη της Προσρόφησης

Η χρονικά εξαρτώμενη συγκέντρωση των ιών που προσροφήθηκαν πάνω στην άργιλο, C* (PFU/mg αργίλου), υπολογίστηκε με βάση τη σχέση (Thompson et al., 1998):

$$C^{*}(t) = \frac{C_{o}(t) - C(t)}{M}$$
(2.7)

όπου C_o (PFU/mL) είναι η συγκέντρωση των αιωρούμενων ιών στο χρόνο t στο σωλήνα ελέγχου, C (PFU/mL) είναι η συγκέντρωση αιωρούμενων ιών στο χρόνο t στους δοκιμαστικούς σωλήνες-αντιδραστήρες με την άργιλο, και M (mg αργίλου/mL) είναι η μάζα της αργίλου που προστίθεται ανά όγκο αιωρήματος ιών. Σημειώστε ότι οι ρυθμοί αδρανοποίησης για τους αιωρούμενους και προσροφημένους ιούς μπορούν να είναι διαφορετικοί (Hurst et al., 1980; Gerba, 1984; Yates and Yates, 1998; Sim and Chrysikopoulos, 1995, 1996, 1998). Εντούτοις, τα προκαταρκτικά αποτελέσματα έχουν δείξει ότι υπό τις πειραματικές συνθήκες αυτής της μελέτης οι ρυθμοί αδρανοποίησης των ιών στους δοκιμαστικούς σωλήνες ελέγχου και στους αντιδραστήρες είναι παρόμοιοι.

2.3.2 . Αλληλεπιδράσεις Ιών-Αργίλων (Σταθερότητα κολλοειδών)

Οι Ρώσοι Derjaguin και Landau και οι Ολλανδοί Verwey και Overbeek έχουν παρουσιάσει, ανεξάρτητα οι μεν από τους δε, μια ποσοτική θεωρία για τη σταθερότητα των κολλοειδών, η οποία στηρίζεται στη μεταβολή της δυναμικής ενέργειας, που λαμβάνει χώρα καθώς δύο κολλοειδή σωματίδια προσεγγίζουν μεταξύ τους. Στην ολική αυτή ενέργεια υπάρχουν δύο συμβολές: μια ηλεκτροστατική (συνήθως) άπωση λόγω της επικάλυψης των διάχυτων διπλοστοιβάδων και μια διασωματιδιακή (συνήθως) έλξη λόγω διαμοριακών δυνάμεων van der Waals. Η θεωρία DLVO εξετάζει την σταθερότητα των κολλοειδών με βάση ακριβώς την καμπύλη της ολικής αυτής δυναμικής ενέργειας με την απόσταση μεταξύ των σωματιδίων. Αναλυτικοί θεωρητικοί υπολογισμοί έχουν γίνει για δύο κλασικές περιπτώσεις με παρόμοια συμπεράσματα:

α) δύο παράλληλες φορτισμένες πλάκες (επίπεδες επιφάνειες) απείρου εμβαδού και πάχους και

β) δύο φορτισμένες σφαίρες (Παναγιώτου, 1998).

Η συνολική ενέργεια αλληλεπίδρασης μεταξύ κολλοειδών σωματιδίων είναι το αλγεβρικό άθροισμα της ενέργειας van der Waals και της ενέργειας που οφείλεται στην παρουσία της ηλεκτρικής διπλοστοιβάδας. Ο γενικός χαρακτήρας της προκύπτουσας καμπύλης δυναμικής ενέργειας ως προς την απόσταση μπορεί να συναχθεί από τις ιδιότητες των δύο σωματιδίων που αλληλεπιδρούν. Για την αλληλεπίδραση μεταξύ σωματιδίων του ίδιου υλικού, η απωστική ενέργεια λόγω της ηλεκτρικής διπλοστοιβάδας είναι, κατά προσέγγιση, μία εκθετική συνάρτηση της διασωματιδιακής απόστασης με μία εμβέλεια της τάξης του πάχους της ηλεκτρικής διπλοστοιβάδας, 1/κ, ενώ η ελκτική ενέργεια van der Waals μειώνεται με το αντίστροφο της διασωματιδιακής απόστασης υψωμένης σε μια δύναμη. Σε πολύ μικρές αποστάσεις λόγω επικάλυψης των ηλεκτρονιακών νεφών υπερισχύει η απωστική ενέργεια van der Waals. Σε ενδιάμεσες καταστάσεις μπορεί να υπερισχύει πάλι η ηλεκτροστατική άπωση λόγω των ηλεκτρικών διπλοστοιβάδων. Σε μεγαλύτερες αποστάσεις υπερισχύει και πάλι η ελκτική ενέργεια van der Waals.

Η καμπύλη δυναμικής ενέργειας στο Σχήμα 2.9 παρουσιάζει ένα βαθύ πρωτοταγές ελάχιστο Φ_{min1} το οποίο εμφανίζεται σε πολύ μικρές αποστάσεις και ένα μέγιστο απωστικής ενέργειας Φ_{max} (ενεργειακό φράγμα προσκόλλησης-αποκόλλησης) όπου αν είναι μεγάλο σε σχέση με τη θερμική ενέργεια k_BT των σωματιδίων, το σύστημα αναμένεται να είναι σταθερό, δηλαδή να ανθίσταται στη συσσωμάτωση και προσκόλληση των κολλοειδών. Το ενεργειακό φράγμα εξαρτάται από το μέγεθος του επιφανειακού δυναμικού Ψ (ή ζ) και από την εμβέλεια των απωστικών δυνάμεων (δηλαδή του λόγου 1/κ). Ένα άλλο σημαντικό χαρακτηριστικό γνώρισμα της καμπύλης συνολικής δυναμικής ενέργειας αλληλεπίδρασης μεταξύ των σωματιδίων του κολλοειδούς είναι η παρουσία ενός δευτεροταγούς ελαχίστου Φ_{min2} σε σχετικά μεγάλες διασωματιδιακές αποστάσεις. Αν το ελάχιστο αυτό παρουσιάζει ένα μέτριο βάθος σε σχέση με την θερμική ενέργεια k_BT, θα πρέπει να οδηγεί σε μια εύκολα αντιστρέψιμη προσκόλληση ή θρόμβωση των κολλοειδών.



Separation Distance

Σχήμα 2.9: Επεξηγηματικό διάγραμμα της συνολικής ενέργειας αλληλεπίδρασης, Φ_{tot}, ως προς την απόσταση σωματιδίου-συλλέκτη, δείχνοντας το πρωτοταγές ελάχιστο, Φ_{min1} (βαθύ ενεργειακό "πηγάδι" που τοποθετείται κοντά στην επιφάνεια του συλλέκτη), το πρωτοταγές μέγιστο, Φ_{max1} (ενεργειακό φράγμα προσκόλλησης-αποκόλλησης), και το δευτεροταγές ελάχιστο, Φ_{min2} (ρηχό ενεργειακό "πηγάδι" που τοποθετείται σε κάποια απόσταση από την επιφάνεια του συλλέκτη)

Για ένα σωματίδιο με ακτίνα r_p (ιός) και μια επίπεδη επιφάνεια (συλλέκτης-άργιλος με ακτίνα r_c και $r_p < r_c$) που διαχωρίζονται με μια απόσταση, h, η δυναμική ενέργεια της διεπιφάνειας Φ_{tot} είναι το άθροισμα των δυναμικών ενεργειών van der Waals, Φ_{vdW} , διπλοστοιβάδας Φ_{dl} και ενέργειας Born, Φ_{Born} σε απόσταση διαχωρισμού, h (m), μεταξύ των επιφανειών που έρχονται σε επαφή (Loveland et al., 1996):

$$\Phi_{tot}(\mathbf{h}) = \Phi_{vdW}(\mathbf{h}) + \Phi_{dl}(\mathbf{h}) + \Phi_{Born}(\mathbf{h})$$
(2.8)

Η $Φ_{vdW}$ (J) για την περίπτωση αλληλεπιδράσεων σφαίρας-επίπεδης επιφάνειας υπολογίστηκε με την ακόλουθη σχέση (Gregory, 1981):

$$\Phi_{\rm vdw}(h) = -\frac{A_{123}r_{\rm p}}{6h} \left[1 + \left(\frac{14h}{\lambda}\right)\right]^{-1}$$
(2.9)

όπου A₁₂₃ (J) είναι η σύνθετη σταθερά Hamaker, και $\lambda \approx 10^{-7}$ m είναι το χαρακτηριστικό μήκος κύματος της αλληλεπίδρασης σφαίρας-επιφάνειας. Αυτή η έκφραση είναι αρκετά ακριβής για μικρές αποστάσεις (μέχρι 20% της ακτίνας των σωματιδίων). Η σύνθετη σταθερά Hamaker για τα μέσα αλληλεπίδρασης (βακτηριοφάγος-νερό-άργιλος) τέθηκε ίση με A₁₂₃=7.5×10⁻²¹ J (Murray and Parks, 1978) και για τα δύο υδατικά συστήματα ΦΧ174άργιλος και MS2- άργιλος. Η Φ_{dl} για τη γεωμετρία σφαίρας-επίπεδης επιφάνειας υπολογίστηκε με βάση τη σχέση (Hogg et al., 1966):

$$\Phi_{dl}(\mathbf{h}) = \pi \varepsilon_{r} \varepsilon_{0} r_{p} \left[2\Psi_{p} \Psi_{c} ln \left(\frac{1 + e^{-\kappa h}}{1 - e^{-\kappa h}} \right) + \left(\Psi_{p}^{2} + \Psi_{c}^{2} \right) ln \left(1 - e^{-2\kappa h} \right) \right]$$
(2.10)

όπου Ψ_p (V) είναι το επιφανειακό δυναμικό του ιού, και Ψ_c (V) είναι το επιφανειακό δυναμικό της αργίλου. Σημειώστε ότι η εξίσωση (2.10) ισχύει για επιφανειακά δυναμικά <60 mV. Η Φ_{Born} (J) προσδιορίστηκε ως εξής (Ruckenstein and Prieve, 1976):

$$\Phi_{\rm Born}(h) = \frac{A_{123}\sigma^6}{7560} \left[\frac{8r_{\rm p} + h}{(2r_{\rm p} + h)^7} + \frac{6r_{\rm p} - h}{h^7} \right]$$
(2.11)

όπου σ (m) είναι Born παράμετρος σύγκρουσης. Για τη συνήθως χρησιμοποιούμενη τιμή σ=5 Å (Ruckenstein and Prieve, 1976), η προκύπτουσα αποδεκτή ελάχιστη απόσταση διαχωρισμού υπολογίζεται να είναι h≈2.5 Å, η οποία συγκρίνεται καλά με την h=4-10 Å που έχει υπολογιστεί από άλλους ερευνητές (Frens and Overbeek, 1972; Kallay et al., 1986). Σημειώστε ότι η Φ_{Born} μπορεί εύκολα να αγνοηθεί για h>1 nm.

2.4 ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ ΚΑΙ ΣΥΖΗΤΗΣΗ

Για κάθε πείραμα κινητικής απόθεσης λήφθηκε η τιμή προσρόφησης ισορροπίας. Τα δεδομένα προσρόφησης ισορροπίας από τα στατικά και δυναμικά πειράματα της προσρόφησης των ιών πάνω στον καολινίτη και στον μπετονίτη σε δύο διαφορετικές θερμοκρασίες παρουσιάζονται στο Σχήμα 2.10 για τον ΦΧ174 και στο Σχήμα 2.11 για τον MS2. Τα δεδομένα προσρόφησης ισορροπίας περιγράφονται καλά με μια γραμμική ισόθερμη:

$$C^* = K_d C_{eq}$$
(2.12)

όπου C_{eq} (PFU/mL) είναι η συγκέντρωση των ιών στην ισορροπία, και K_d (mL/mg sorbent) είναι ο συντελεστής κατανομής.

Τα Σχήματα 2.10 και 2.11 δείχνουν ότι για τις περισσότερες από τις περιπτώσεις που εξετάστηκαν η προσρόφηση και των δύο ιών ΦΧ174 και MS2 αυξανόταν με την αύξηση της θερμοκρασίας, εκτός από τα στατικά πειράματα του ΦΧ174 με τον μπετονίτη και του MS2 με τον καολινίτη, και αυτή ήταν υψηλότερη για τις δυναμικές από ότι για τις στατικές συνθήκες εκτός από την περίπτωση του ΦΧ174 με τον καολινίτη στους 25°C. Λόγω της ανάδευσης, ο αριθμός των προσιτών/ευνοϊκών για προσκόλληση-σύνδεση περιοχών είναι πολύ υψηλότερος στα δυναμικά από ότι στα στατικά πειράματα. Η ανάδευση βελτιώνει την επαφή των σωματιδίων με το υγρό και μειώνει την αντίσταση στη μεταφορά μάζας (Moore et al., 1981). Επομένως, οι ρυθμοί προσκόλλησης είναι γαμηλότεροι για τις στατικές συνθήκες. Αυτή η εύρεση έχει παρατηρηθεί επίσης σε προηγούμενες μελέτες (Anders and Chrysikopoulos, 2006). Γενικά, οι υδροφοβικές αλληλεπιδράσεις είναι σταθερότερες σε υψηλότερες θερμοκρασίες (Kauzmann, 1959). Επιπλέον, εάν η προσρόφηση ελέγχεται από τη σύνδεση του υδροφοβικού τμήματος ενός βακτηριοφάγου πάνω σε ένα σωματίδιο αργίλου, η διαδικασία προσρόφησης αναμένεται να αυξηθεί με τη θερμοκρασία (Bales et al., 1991). Τα πειραματικά δεδομένα δείχνουν ότι, με εξαίρεση τον καολινίτη στους 25 ° C στα στατικά πειράματα, η προσρόφηση πάνω και στις δύο αργίλους είναι μεγαλύτερη για τον MS2 από ότι για τον ΦΧ174, το οποίο αποδίδεται στην υψηλότερη υδροφοβικότητα του MS2. Επιπλέον, η προσρόφηση των ιών ήταν υψηλότερη πάνω στον μπετονίτη από αυτή στον καολινίτη και για τους δυο ιούς MS2 και ΦΧ174, με τη μόνη εξαίρεση του ΦΧ174 πάνω στον καολινίτη στους 25 °C. Σημειώστε ότι οι βακτηριοφάγοι και οι άργιλοι που χρησιμοποιήθηκαν σε αυτήν τη μελέτη ήταν φορτισμένοι αρνητικά στο pH=7 των πειραμάτων. Αν και, η προσρόφηση βακτηριοφάγων πάνω στις αργίλους αποδίδεται συχνά στη μεγάλη ειδική επιφάνεια και την υψηλή ικανότητα ανταλλαγής κατιόντων των αργίλων (Chu et al., 2003), σε αυτήν την μελέτη δεν είναι τετριμμένο να συσχετιστεί η παρατηρηθείσα προσρόφηση των ιών με τις ιδιότητες της αργίλου. Εντούτοις, έχει αναφερθεί στη βιβλιογραφία ότι η προσρόφηση των ιών πάνω στα ορυκτά αργίλου και στα οργανικά σωματίδια συμβαίνει είτε με φυσικό τρόπο, είτε ως αποτέλεσμα των δυνάμεων van der Waals και του δεσμού υδρογόνου (Schaub and Sagik, 1975), είτε μέσω του σχηματισμού μιας γέφυρας κατιόντων μεταξύ των καθαρά αρνητικά φορτισμένων ιών και των καθαρά αρνητικά φορτισμένων αργίλων (Carlson et al., 1968). Οι μηγανισμοί και οι περιοχές της προσρόφησης διαφέρουν για διαφορετικούς ιούς και επηρεάζονται από την ικανότητα ανταλλαγής ανιόντων και κατιόντων των αργίλων (Schiffenbauer and Stotzky, 1982).



Σχήμα 2.10: Στοιχεία προσρόφησης ισορροπίας (ισόθερμες) σε δύο διαφορετικές θερμοκρασίες για τον ΦΧ174 στον: (a, b, c, d) Καολινίτη, και (e, f, g, h) στον Μπετονίτη. Τα γεμάτα σύμβολα δείχνουν τις στατικές και ανοικτά σύμβολα δυναμικές συνθήκες. Τα τετράγωνα αντιπροσωπεύουν τον Καολινίτη και τα τρίγωνα τον Μπετονίτη. Οι συνεχείς γραμμές είναι προσαρμοσμένες γραμμές με κλίση ίση με το K_d και το R^2 σε εύρος 0.615-0.989.



Σχήμα 2.11: Στοιχεία προσρόφησης ισορροπίας (ισόθερμες) σε δύο διαφορετικές θερμοκρασίες για τον MS2 στον: (a, b, c, d) Καολινίτη, και (e, f, g, h) στον Μπετονίτη. Τα γεμάτα σύμβολα δείχνουν τις στατικές και ανοικτά σύμβολα δυναμικές συνθήκες. Τα τετράγωνα αντιπροσωπεύουν τον Καολινίτη και τα τρίγωνα τον Μπετονίτη. Οι συνεχείς γραμμές είναι προσαρμοσμένες γραμμές με κλίση ίση με το K_d και το R^2 σε εύρος 0.812-0.999.

Το δυναμικό ζήτα των MS2, ΦX174, καολινίτη, και μπετονίτη σε διάλυμα PBS (pH=7, IS=2 mM) βρέθηκε να είναι -40.4±3.7, -31.78±1.25 -49.5±0.75, και -29.5±0.8 mV, αντίστοιχα. Ο MS2 σε διάλυμα PBS φάνηκε να είναι συσσωματωμένος επειδή η μετρούμενη υδροδυναμική ακτίνα του ήταν r_p =80.35 nm, η οποία είναι πολύ μεγαλύτερη από την ακτίνα ενός μεμονωμένου σωματιδίου MS2 (~12 nm). Σε pH=6.0, τα φωσφορικά αναμένεται να δεσμεύονται στη θετικά φορτισμένη λυσίνη, ένα υπόλειμμα αμινοξέος που βρέθηκε στις επιφάνειες του MS2 (Golmohammadi et al., 1993), και ενώνει τα σωματίδια

του MS2 δημιουργώντας συσσωματώματα μέχρι 300-400 nm (Yuan et al., 2008). Επίσης, ο ΦΧ174 εμφανίστηκε να είναι συσσωματωμένος στο διάλυμα PBS επειδή η μετρούμενη υδροδυναμική ακτίνα του ήταν r_p =151.3 nm, η οποία είναι πολύ μεγαλύτερη από την ακτίνα ενός σωματιδίου ΦΧ174 (~13 nm). Συσσωματώματα των MS2 και ΦΧ174 έχουν παρατηρηθεί επίσης από άλλους ερευνητές (Aronino et al., 2009). Για την επιβεβαίωση των μετρήσεων του zetasizer, συστήνεται η χρήση μιας άλλης μεθόδου για την επαλήθευση των συσσωματωμάτων των ιών.

Το μέσο μέγεθος των σωματιδίων του καολινίτη και του μπεντονίτη στο pH=7 βρέθηκε να είναι r_c =350 nm και 400 nm, αντίστοιχα. Σημειώστε ότι για pH<4, τα σωματίδια αργίλου συσσωματώνονται επειδή οι επιφάνειές τους, προσώπου και ακρών, είναι φορτισμένες αντίθετα, ευνοώντας το σχηματισμό των συσσωματωμάτων (Duran et al., 2000).

Η επίδραση της ιοντικής ισχύος στο δυναμικό ζήτα των βακτηριοφάγων και των αργίλων παρουσιάζονται στο Σχήμα 2.12a. Για εύρος ιοντικής ισχύος από 0.001 έως 0.2 Μ σε pH=7, το δυναμικό ζήτα όλων των επιφανειών είναι αρνητικό. Το δυναμικό ζήτα, για όλες τις επιφάνειες εκτός από τον μπεντονίτη, γίνεται λιγότερο αρνητικό με την αύξηση της ιοντικής ισχύος λόγω της συμπίεσης της ηλεκτροστατικής διπλοστοιβάδας και της κατανομής του επιφανειακού φορτίου (de Kerchove and Elimelech, 2005). Το δυναμικό ζήτα των σωματιδίων μπεντονίτη δεν αλλάζει σημαντικά με την ιοντική ισχύ. Το Σχήμα 2.12b δείχνει ότι το δυναμικό ζήτα και για τα σωματίδια καολινίτη και για τα σωματίδια μπεντονίτη που αιωρούνταν σε DI νερό ήταν αρνητικό για το εύρος τιμών pH που εξετάστηκε. Ο καολινίτης είναι πιο ευαίσθητος στις αλλαγές pH από ότι ο μπεντονίτης. Αυτά τα συμπεράσματα είναι σύμφωνα με εκείνα που αναφέρονται από άλλους (Duran et al., 2000; Sondi et al., 1997). Η παρατηρούμενη ασήμαντη επίδραση της ιοντικής ισχύος και του pH στο δυναμικό ζήτα για τον μπεντονίτη αποδίδεται στις ανταλλαγές κατιόντων που συμβαίνουν στις εσωτερικές περιοχές ανταλλαγής κατιόντων του μοντμοριλλονίτη, οι οποίες αφήνουν τις περισσότερες από τις εξωτερικές pH εξαρτώμενες περιοχές ανεπηρέαστες. Το IEP του MS2 και του Φ X174 στο DI νερό βρέθηκε pH_{IEP}=4.1 and 4.4, αντίστοιχα. Το IEP για τον MS2 σε διάλυμα PBS (pH_{IEP}=2.2) είναι χαμηλότερο από αυτό του MS2 σε DI νερό (pH_{IEP}=3.3), πιθανώς λόγω της σύνδεσης των φωσφορικών στη λυσίνη της επιφάνειας του MS2, το οποίο προκαλεί την κάλυψη των θετικά φορτισμένων περιοχών από τα φωσφορικά (Yuan et al., 2008). Σημειώστε ότι τα αποτελέσματα στο Σχήμα 2.12b είναι βασισμένα σε αιωρήματα σε DI νερό, και μπορεί να είναι κάπως διαφορετικά για άλλα διαλύματα. Εντούτοις, η πειραματική μας τιμή IEP για τον MS2 συγκρίνεται καλά με τις αναφερόμενες τιμές pH_{IEP}=3.5 (Langlet et al., 2007; Penrod et al., 1996; Overby et al., 1966), και 3.8 (Schaldach et al., 2006). Επίσης, η πειραματική μας τιμή IEP για τον ΦX174 είναι μέσα στο εύρος των αναφερόμενων τιμών pH_{IEP}=2.6 (Aronino et al., 2009) έως 6.6 (Dowd et al., 1998). Μια αποδεκτή εξήγηση αυτής της απόκλισης θα μπορούσε να είναι ενδεχομένως η διαφορετική ιοντική ισχύς και τα υποσύνολα του πληθυσμού του ΦX174. Επίσης, η έννοια του δυναμικού ζήτα αναπτύχθηκε για συμπαγή σωματίδια. Συνεπώς, οι τιμές των δυναμικών ζήτα που προήλθαν από τις μετρούμενες τιμές της U_E χρησιμοποιώντας την εξίσωση Smoluchowski (Εξίσωση 2.2) μπορεί να μην αντιπροσωπεύουν ακριβώς το επιφανειακό δυναμικό των βακτηριοφάγων (Langlet et al., 2007).



Σχήμα 2.12: Δυναμικά ζήτα των MS2, ΦΧ174, καολινίτη, και μπετονίτη, μετρημένα σε απιονισμένο νερό ως συνάρτηση: (a) IS, και (b) pH. Οι προβλεφθείσες τιμές pH_{IEP} για τους ΦΧ174 και MS2 είναι 4.4 και 4.1, αντίστοιχα.

Το Σχήμα 2.13 επεξηγεί τις καμπύλες της συνολικής δυναμικής ενέργειας αλληλεπίδρασης, σύμφωνα με τη θεωρία DLVO, ως συνάρτηση της απόστασης μεταξύ των ιών και των αργίλων για τις πειραματικές συνθήκες (διάλυμα PBS: pH=7, IS=2 mM). Οι τιμές Φ_{dl} υπολογίστηκαν από την Εξίσωση 2.10 με τα Ψ υπολογισμένα από την Εξίσωση 2.3 για τις μετρούμενες τιμές των δυναμικών ζήτα και μετρούμενες τιμές r_p $(r_p=80.35 \text{ nm}$ για τον MS2 και $r_p=151.3 \text{ nm}$ για τον ΦX174), και κ υπολογισμένο από την Εξίσωση 2.4 με T=298 K, N_A =6.022×10²³ mol⁻¹, e=-1.602×10⁻¹⁹ C, k_B =1.381×10⁻²³ J/K and $A_{123}=7.5 \times 10^{-21}$ J. Για τις πειραματικές συνθήκες, η απωστική δυναμική ενέργεια είναι υψηλή και η συνολική δυναμική ενέργεια παραμένει θετική για μεγάλες αποστάσεις διαχωρισμού. Σαφώς, αυτό το αιώρημα είναι πολύ σταθερό και δυσμενή στην απόθεση. Μόνο στα δευτεροταγή ελάχιστα των καμπυλών της δυναμικής ενέργειας (Σχήμα 2.13 ένθετο h~70 nm) τα σωματίδια MS2 και ΦΧ174 μπορούν να φτάσουν πιο κοντά και να προσκολληθούν στα σωματίδια αργίλου. Το ένθετο στο Σχήμα 2.13 τονίζει το μέγεθος των υπολογισμένων δευτερευόντων ενεργειακών ελάχιστων και δείχνει ότι τα σωματίδια των MS2 και ΦΧ174 είναι αδύναμα προσκολλημένα πάνω και στις δύο αργίλους. Τα σωματίδια των βακτηριοφάγων ανίκανα να υπερνικήσουν το ενεργειακό φράγμα μπορούν να παραμείνουν προσκολλημένα πάνω στις αργίλους μέσα στα δευτερεύοντα ενεργειακά ελάχιστα, εκτός αν έχουν ικανοποιητική ενέργεια για να δραπετεύσουν (Redman et al., 2004; Won et al., 2007; Hahn and O'Melia, 2004).



Σχήμα 2.13: Υπολογισμένα προφίλ συνολικής ενέργειας αλληλεπίδρασης για MS2 και ΦΧ174 με τον Καολινίτη και το Μπετονίτη ως συνάρτηση της απόστασης διαχωρισμού για τις πειραματικές συνθήκες (pH=7, IS=2 mM). Το ένθετο Σχήμα δίνει έμφαση στα αντίστοιχα δευτεροταγή ενεργειακά ελάχιστα

Σαφώς, υπάρχει δυσμενής σύνδεση (οι ιοί προσκολλώνται στις επιφάνειες αργίλων στα δευτεροταγή ενεργειακά ελάχιστα) στο pH 7 και IS=2 mM για τους MS2 και ΦX174 πάνω και στις δύο αργίλους (βλ. Σχήμα 2.13). Οι απωστικές κορυφές υπό τις δυσμενείς συνθήκες είναι υψηλότερες για τον MS2 (32.7 k_BT) από ότι τον ΦX174 (23.4 k_BT) για τον Kαολινίτη. Για τον μπεντονίτη, χαμηλότερα ενεργειακά φράγματα παρατηρούνται και για τους δύο ιούς (17.4 k_BT για τον MS2 και 14.5 k_BT για τον ΦX174).

Το Σχήμα 2.14 απεικονίζει τις καμπύλες της συνολικής ενέργειας αλληλεπίδρασης, σύμφωνα με τη θεωρία DLVO, ως συνάρτηση της απόστασης μεταξύ του MS2 και του καολινίτη για ιοντική ισχύ IS=0.001, 0.01 και 0.1M. Για IS= 0.001 M, η απωστική δυναμική ενέργεια είναι υψηλή και η συνολική ενέργεια παραμένει θετική για μεγάλη απόσταση διαχωρισμού. Σαφώς, αυτό το αιώρημα είναι πολύ σταθερό και δυσμενές για απόθεση. Για ιοντική ισχύ IS=0.01M, η συνολική δυναμική ενέργεια παραμένει υψηλή για μικρές αποστάσεις διαχωρισμού. Μόνο στο δευτεροταγές ελάγιστο (βλ. ένθετο Σγήμα 2.14 σε h~28 nm) σωματίδια MS2 μπορούν να πλησιάσουν σωματίδια καολινίτη για να σχηματίσουν ομάδες. Για όλες τις άλλες τιμές απόστασης διαχωρισμού h, ισχυρές απωστικές δυνάμεις κρατούν τα σωματίδια χωριστά. Για IS=0.1M, το απωστικό ενεργειακό φράγμα είναι πολύ αδύναμο ($\approx 0.7 k_B T$ σε h $\approx 1 nm$), το οποίο αποσταθεροποιεί το σύστημα και οδηγεί σε απόθεση του MS2 στον καολινίτη. Το προφίλ της ενεργειακής αλληλεπίδρασης που παρουσιάζεται στο Σχήμα 2.14 δείχνει μια σαφή τάση αύξησης της απόθεσης με αύξηση της IS, και το ένθετο Σχήμα 2.14 τονίζει το μέγεθος των υπολογισμένων δευτεροταγών ενεργειακών ελαχίστων που δείχνουν ότι ο MS2 είναι ασθενώς προσκολλημένος στον καολινίτη. Τα σωματίδια των βακτηριοφάγων που δεν είναι σε θέση να ξεπεράσουν το ενεργειακό φράγμα μπορεί να παραμένουν προσκολλημένα πάνω στον καολινίτη εντός του δευτεροταγούς ενεργειακού ελαχίστου, εκτός εάν έχουν επαρκή ενέργεια για να αποδράσουν (Hogg et al., 1966; Frens and Overbeek, 1972; Kallay et al., 1986). Παρόμοια ενεργειακά προφίλ Φ_{tot} δημιουργήθηκαν (δεν παρουσιάζονται) για τον MS2 με το μπεντονίτη καθώς και τον ΦΧ174 με καολινίτη και μπεντονίτη. Οι ηλεκτροκινητικές ιδιότητες των βακτηριοφάγων και των αργίλων που χρησιμοποιούνται σε αυτή τη μελέτη μαζί με τις υπολογισμένες παραμέτρους DLVO αλληλεπίδρασης παρατίθενται στον Πίνακα 2.2.



Σχήμα 2.14: Υπολογισμένα προφίλ συνολικής ενέργειας αλληλεπίδρασης μεταξύ MS2 και καολινίτη ως συνάρτηση της απόστασης διαχωρισμού για τρεις διαφορετικές τιμές ιοντικής ισχύος. Το ένθετο σχήμα αναδεικνύει το δευτεροταγές ενεργειακό ελάχιστο

Ιοντική Ισχύς (mM)	Δυναμικό Ζήτα (ζ) (mV)		Ενεργειακό φράγμα (k _b T)	Βάθος δευτεροταγούς ενεργειακού ελαχίστου (k _B T)	Απόσταση δευτεροταγούς ενεργειακού ελαχίστου (nm)
	MS2	Καολινίτης			
1	-30.33	-44.98	20	0.0016	112
10	-35.23	-47.37	21.8	0.022	28
100	-18.87	-24.5	0.7	0.39	4
	MS2	Μπετονίτης			
1	-30.33	-13.7	4.27	0.0021	96
10	-35.23	-20.7	6.89	0.028	24
100	-18.87	-19	0.171	0.44	4
	ФХ174	Καολινίτης			
1	-30.7	-44.98	21.2	0.0017	112
10	-28.73	-47.37	16.6	0.024	27
100	-17.43	-24.5	0.38	0.42	4
	ФХ174	Μπετονίτης			
1	-30.7	-13.7	4.46	0.0022	96
10	-28.73	-20.7	5.79	0.031	23
100	-17.43	-19	n/a ^a	0.48	3

Πίνακας 2.2: Ηλεκτροκινητικές ιδιότητες των βακτηριοφάγων και των αργίλων, και υπολογισμένες παράμετροι αλληλεπίδρασης DLVO

^aΔεν υπάρχει ενεργειακό φράγμα στην απόθεση

Το Σχήμα 2.15 παρουσιάζει τα ενεργειακά προφίλ Φ_{tot} για τους ΦΧ174 και MS2 με τον καολινίτη και τον μπεντονίτη σε διάφορα pH και χαμηλή ιοντική ισχύ που υπολογίζονται χρησιμοποιώντας τα μετρούμενα δυναμικά ζήτα που φαίνονται στο Σχήμα 2.12b και τις τιμές r_p που αναφέρονται στη βιβλιογραφία (σε pH= 4, r_p = 50 nm για τον MS2 και r_p =180 nm για ΦΧ174, και σε pH=7 και 10, r_p =26 nm για MS2 και r_p =15 nm για ΦΧ174 (Arkhangelsky and Gitis, 2008)). Σαφώς, υπάρχουν ευνοϊκές συνθήκες προσκόλλησης (ισχυρή ελκτική δύναμη μεταξύ των ιών και των αργίλων) σε pH 4 και δυσμενείς συνθήκες (οι ιοί προσκολλώνται στην επιφάνεια των αργίλων στα δευτεροταγή ενεργειακά ελάχιστα) σε pH 7 και 10. Τα απωστικά ενεργειακά φράγματα κάτω από τις δυσμενείς συνθήκες είναι υψηλότερα για τον MS2 (> 24.5 k_BT) από ό,τι τον ΦΧ174 (> 14.3 k_BT) και υψηλότερα για τον καολινίτη (> 24.5 k_BT) από ό,τι τον μπεντονίτη (> 15.2 k_BT), και το ελκτικό δευτεροταγές ενεργειακό ελάχιστο είναι περίπου -0.00159 k_BT. Ως εκ τούτου, όπως αναμενόταν, η αύξηση του pH του διαλύματος οδηγεί σε μεγαλύτερη ηλεκτροστατική άπωση μεταξύ των ιών και αργίλων.

Παράμετροι		Τιμές				Σημειώσεις
Ακτίνα	r _p (m)	MS2 1.25 x 10 ⁻⁸	ΦΧ174 1.30 x 10 ⁻⁸	Καολινίτης	Μπετονίτης	
Δείκτης Διάθλασης	n	1.06	1.06	1.55	1.55	(Blanc et al., 2000; Malvern
Επιφανειακό Δυναμικό (pH 7)	Ψ(V)	-0.035	-0.025	-0.050	-0.031	Αυτή τη μελέτη (Εξ. (2.3))
Επιφανειακό Δυναμικό (pH 4)	$\Psi\left(V ight)$	0.000	0.025	-0.037	-0.026	Αυτή τη μελέτη (Εξ. (2.3))
Επιφανειακό Δυναμικό (pH 10)	Ψ(V)	-0.047	-0.037	-0.058	-0.033	Αυτή τη μελέτη (Εξ. (2.3))
Δυναμικό ζήτα (pH 7)	ζ(V)	-0.033	-0.023	-0.048	-0.029	Aυτή τη μελέτη (Zetasizer Nano ZS90)
Δυναμικό ζήτα (pH 4)	ζ(V)	0.000	0.010	-0.035	-0.025	Αυτή τη μελέτη (Zetasizer Nano ZS90)
Δυναμικό ζήτα (pH 10)	ζ(V)	-0.044	-0.035	-0.056	-0.032	Αυτή τη μελέτη (Zetasizer Nano ZS90)
Σχετική Διηλεκτρική σταθερά του γερού	ε _r	78.4				2070)
Δείκτης διάθλασης του γερού	n	1.33				
Διηλεκτρική σταθερά ή διαπερατότητα του κενού	$\stackrel{\epsilon_0}{(C^2 J^{\text{-1}} m^{\text{-1}})}$	8.85 x 10 ⁻¹²				
Σταθερά π		3.14				

Πίνακας 2.3: Σύνοψη των τιμών των παραμέτρων που χρησιμοποιήθηκαν στους υπολογισμούς των προφίλ της συνολικής ενέργειας αλληλεπίδρασης για διαφορετικές τιμές pH
Παράμετροι			Σημειώσεις			
Ηλεκτρονικό φορτίο	e, C	MS2 -1.602 x 10 ⁻¹⁹	ФХ174	Καολινίτης	Μπετονίτης	
Σταθερά Boltzmann	k, J K ⁻¹	1.381 x 10 ⁻²³				
Απόλυτη θερμοκρασία Τ (25°C)	К	298				
Αριθμός Avogandro	$N_A (mol^{-1})$	6.022 x 10 ²³				
Απόσταση μεταξύ της επιφάνειας του φορτισμένου σωματιδίου και της επιφάνειας διάτυματης	z (Å) (3- 5)	4				
Αντίστροφο του μήκους Debye για υπερκαθαρό νερό (25°C)	$\kappa (m^{-1})$	103317512				Αυτή τη μελέτη (Εξ. (2.4))
Σ ύνθετη σταθερά Hamaker A ₁₂₃	J	7.5 x 10 ⁻²¹				Murray and Parks, 1978
Χαρακτηριστικό μήκος κύματος	λ (m)	10 ⁻⁷				



Σχήμα 2.15: Υπολογισμένα προφίλ της συνολικής ενέργειας αλληλεπίδρασης για: (a) ΦΧ174 και καολινίτη, (b) ΦΧ174 και μπεντονίτη, (c) MS2 και καολινίτη και (d) MS2 και μπεντονίτη ως συνάρτηση της απόστασης διαχωρισμού για τρεις διαφορετικές τιμές pH. Τα ένθετα σχήματα εμφανίζουν τα αντίστοιχα δευτεροταγή ενεργειακά ελάχιστα

Οι προβλέψεις των ενεργειακών φραγμάτων και των δευτεροταγών ενεργειακών ελάχιστων εξαρτώνται έντονα από το μοντέλο που επιλέγεται για τους υπολογισμούς ηλεκτροστατικής διπλοστοιβάδας. αλληλεπίδρασης Πιθανώς, της το μοντέλο αλληλεπίδρασης σταθερού δυναμικού που χρησιμοποιείται σε αυτήν την μελέτη να μη συλλαμβάνει πλήρως τις αλληλεπιδράσεις της ηλεκτροστατικής διπλοστοιβάδας μεταξύ των βακτηριοφάγων και των αργίλων. Οι αλληλεπιδράσεις μεταξύ στερεών επιφανειών στο νερό μπορούν να περιγραφούν καλά από το μοντέλο DLVO για τα περισσότερα συστήματα για h ≥10 nm. Για μικρότερες τιμές h, μη-DLVO δυνάμεις παράγουν συχνά ισχυρές δυνάμεις αλληλεπίδρασης που μπορούν να αποτρέψουν το σχηματισμό πρωτοταγούς ελαχίστου στην καμπύλη της δυναμικής ενέργειας όταν οι επιφάνειες έχουν το ίδιο φορτίο. Σημειώστε ότι οι ιοί είναι «μαλακά» σωματίδια που αποτελούνται από μια πρωτεϊνική κάψα που εσωκλείει το νουκλεϊκό οξύ, και δεν είναι ιδανικά σφαιρικά σωματίδια. Επομένως, η θεωρία DLVO μπορεί μόνο να προβλέψει ποιοτικά την τάση της απόθεσης των ιών πάνω στις αργίλους.

2.5 ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

Ξένη Βιβλιογραφία

[1] Adams M. H (1959), "Bacteriophages", Interscience, New York. pp. 450-454.

[2] Ackermann H. W. and DuBow M. S. (1987), "Viruses of prokaryotes volume 1: General properties of bacteriophages", CRC-Press.

[3] Alkan M., Karadas M., Doğan M. and Demirbas O. (2005), "Electrokinetic properties of kaolinite in mono- and multivalent electrolyte solutions", *Colloid and Surfaces A*, Vol. 83, pp. 51-59.

[4] Anders R. and Chrysikopoulos C. V. (2006), "Evaluation of the factors controlling the time-dependent inactivation rate coefficients of bacteriophage MS2 and PRD1, *Environmental Science and Technology*, Vol. 40 (10), pp. 3237–3242.

[5] Arkhangelsky E. and Gitis V. (2008), "Effect of transmembrane pressure on rejection of viruses by ultrafiltration membranes", *Separation and Purification Technology*, Vol. 62, pp. 619-628.

[6] Aronino R., Dlugy C., Arkhangelsky E., Shandalov S., Oron G., Brenner A. and Gitis V. (2009), "Removal of viruses from surface water and secondary effluents by sand filtration", *Water Research*, Vol. 43, pp. 87-96.

[7] Babich H. and Stotzky G. (1980), "Reductions in inactivation rates of bacteriophages by clay minerals in lake water", *Water Res*ources, Vol. 14, pp. 185-187.

[8] Bales R. C., Hinkle S. R., Kroeger T.W., Stocking K. and Gerba C P. (1991), "Bacteriophage Adsorption during Transport through Porous Media: Chemical Perturbations and Reversibility", *Environmental Science and Technology*, Vol. 25, pp. 2088-2095.

[9] Bitton G. (1975), "Adsorption of viruses onto surfaces in soil and water", *Water Resources*, 1975, Vol. 9 (5–6), pp. 473–484.

[10] Carlson G. F. Jr., Woodard F. E., Wentworth D. F. and Sproul O. J. (1968), "Virus inactivation on clay particles in natural waters", *Journal of the Water Pollution Control Federation*, Vol. 40, pp. R89–R106.

[11] Chattopadhyay S. and Puls R. W. (1999), "Adsorption of bacteriophages on clay minerals", *Environmental Science and Technology*, Vol. 33, pp. 3609-3614.

[12] Chrysikopoulos C. V. and Sim Y (1996), "One-dimensional virus transport in homogeneous porous media with time-dependent distribution coefficient", *Journal of Hydrology*, Vol. 185, pp. 199-219.

[13] Chu Y., Jin, Y., Baumann T. and Yates M.V. (2003), "Effect of soil properties on saturated and unsaturated virus transport through columns", *Journal of Environmental Quality*, Vol. 32, pp. 2017–2025.

[14] Chu Y., Jin Y. and Yates M. V. (2000), "Virus transport through saturated sand columns as affected by different buffer solutions", *Journal of Environmental Quality*, Vol. 29, pp. 1103–1110.

[15] de Kerchove A. J. and Elimelech M. (2005), "Relevance of electrokinetic theory for 'soft' particles to bacterial cells: Implications for bacterial adhesion", *Langmuir*, Vol. 21, pp. 6462–6472.

[16] Doane F.W. (1987), "*Electron Microscopy in Diagnostic Virology*". Cambridge University Press, Cambridge, UK.

[17] Dowd S. E., Pillai S. D., Wang S. and Corapcioglu M. Y. (1998), "Delineating the specific influence of virus isoelectric point and size on virus adsorption and transport through sandy soils", *Applied and Environmental Microbiology*., Vol. 64 (2), pp. 405-410.

[18] Duran J. D. G., Ramos-Tejada M. M., Arroyo F. J. and Gonzalez-Caballero F. (2000), "Rheological and electrokinetic properties of sodium montmorillonite suspensions", *Journal of Colloid and Interface Science*, Vol. 229, pp. 107-117.

[19] Duval J.F.L. and Ohshima H. (2006), "Electrophoresis of diffuse soft particles", *Langmuir*, Vol. 22, pp. 3533–3546.

[20] Frens, G. and Overbeek J. Th. G. (1972), "Repeptization and the theory of electrocratic colloids", *Journal of Colloid and Interface Science*, Vol. 38, pp. 376-387.

[21] Gerba C. P. (1984), "Applied and theoretical aspects of virus adsorption to surfaces", *Advances in Applied Microbiology*, Vol.30, pp. 133-168.

[22] Giese R. F. and Van Oss C. J. (2002), "*Colloid and surface properties of clays and related minerals*", Marcel Dekker Inc., New York, pp. 119–139.

[23] Golmohammadi R., Valegard K., Fridborg K. and Liljas L. (1993), "The refined structure of bacteriophage MS2 at 2.8 A resolution", *Journal of Molecular Biology*, Vol. 234 (3), pp. 620–639.

[24] Gregory J. (1981), "Approximate expressions for Retarded van der Waals Interaction", *Journal of Colloid and Interface Science*, Vo. 83 (1), pp. 138–145. [25] Grundl T. and Reese C. (1997), "Laboratory study of electrokinetic effects in complex natural sediments", *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 55, pp. 187-201.

[26] Gu Y. and Li D. (2000), "The ζ-potential of glass surface in contact with aqueous solutions", *Journal of Colloid and Interface Science*, Vol. 226, pp. 328–339.

[27] Grim RE. (1962), "Applied Clay Mineralogy", McGraw-Hill Book Company.

[28] Hahn M. W. and O'Melia C. R. (2004), "Deposition and reentrainment of brownian particles in porous media under unfavorable chemical conditions: Some concepts and applications", *Environmental Science and Technology*, Vol. 38, pp. 210–220.

[29] Hogg R., Healy T. W. and Fuerstenau D. W. (1966), "Mutual coagulation of colloidal dispersions", *Transactions of the Faraday Society*, Vol. 62, pp. 1638–1651.

[30] Hurst C. J., Gerba C. P. and Cech I. (1980), "Effects of Environmental variables and soil characteristics on virus survival in soil", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 40, pp. 1067-1079.

[31] ICTVdB-The Universal Virus Database (2009).

http://www.ncbi.nlm.nih.gov/ICTVdb/ICTVdB/index.htm

[32] Jin Y., Chu Y. and Li Y. (2000), "Virus removal and transport in saturated and unsaturated sand columns", *Journal of Contaminant Hydrology*, Vol. 43, pp. 111–128.

[33] Kallay N., Bigkup B., Tomid M. and Matijevid E. (1986), "Particle adhesion and removal in model systems: X. The effect of electrolytes on particle detachment", *Journal of Colloid and Interface Science*, Vol. 114 (2), pp. 357-362.

[34] Kauzmann W. (1959), "Some factors in the interpretation of protein denaturation", *Advances in Protein Chemistry*, Vol. 14, pp. 1-63.

[35] Leclerc H., Edberg S., Pierzo V. and Delattre J. M. (2000), "Bacteriophages as indicators of enteric viruses and public health risk in groundwaters", *Journal of Applied Microbiology*, Vol .88, pp. 5-21.

[36] Langlet J., Gaboriaud F., Duval J. F. L. and Gantzer C. (2008), "Aggregation and surface properties of F-specific RNA phages: implication for membrane filtration processes", *Water Resources*, Vol. 42, pp. 2769-2777.

[37] Langlet J., Gaboriaud F. and Gantzer C. (2007), "Effects of pH on plaque forming unit counts and aggregation of MS2 bacteriophage", *Journal of Applied Microbiology*, Vol. 103, pp. 1632–1638.

[38] Lipson S. M. and Stotzky G. (1983), "Adsorption of reovirus to clay minerals: Effects of cation-exchange capacity, cation saturation, and surface area", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 46, pp. 673-682.

[39] Loveland J. P., Ryan J. N., Amy G. L. and Harvey R. W. (1996), "The reversibility of virus attachment to mineral surfaces", *Colloids and Surfaces A*, Vol. 107, pp. 205–221.

[40] Meschke J. S. and Sobsey M. D. (1998), "Comparative adsorption of Norwalk virus, poliovirus 1 and F+ RNA coliphage MS2 to soils suspended in treated wastewater", *Water and Science Technology*, Vol. 38 (12), pp. 187-189.

[41] Michen B. and Graule T. (2010), "Isoelectric points of viruses", *Journal of Applied Microbiology*, Vol. 109 (2), pp. 388-397.

[42] Moore R.S., Taylor D.H., Sturman L.S., Reddy M.M. and Fuhs G.W. (1981), "Poliovirus adsorption by 34 minerals and soils", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 42, pp. 963–975.

[43] Murray J. P. and Parks G. A. (1978), Particulates in water: characterization, fate, effects and removal, In: *"Advances in Chemistry "*, (Kavanaugh M.C. and Leckie J.O. Eds.), Vol. 189, American Chemical Society, Washington, DC.

[44] Ohshima H (1995), "Electrophoresis of soft particles", *Advances in Colloid and Interface Science*, Vol. 62, pp. 189–235.

[45] Overby L. R., Barlow G. H., Doi R. H., Jacob M. and Spiegelman S. (1966), "Comparison of two serologically distinct ribonucleic acid bacteriophages. I. Properties of the viral particles", *Journal of Bacteriology*, Vol. 91 (1), pp. 442–448.

[46] Penrod S. L., Olson T. M. and Grant S. B. (1996), "Deposition kinetic of two viruses in packed beds of quartz granular media", *Langmuir*, Vol. 12, pp. 5576-5587.

[47] Poletika N. N., Jury W. A. and Yates M. V.(1995), "Transport of bromide, simazine, and MS-2 coliphage in a lysimeter containing undisturbed, unsaturated soil", *Water Resources Research*, Vol. 31, pp. 801–810.

[48] Redman J. A., Walker S. L. and Elimelech M. (2004), "Bacterial adhesion and transport in porous media: Role of the secondary energy minimum", *Environmental Science and Technology*, Vol. 38, pp. 1777-1785.

[49] Ripp S. and Miller R. V. (1995), "Effect of suspended particulates on the frequency of transduction among *Pseudomonas aeruginosa* in a freshwater environment", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 61, pp. 1214-1219.

[50] Ruckenstein E. and Prieve D. C. (1976), "Adsorption and desorption of particles and their chromatographic separation", *AIChE Journal*, Vol. 22, pp. 276-283.

[51] Ryan J. N., Harvey R. W., Metge D., Elimelech M., Navigato T. and Pieper A.P. (2002), "Field and laboratory investigations of inactivation of viruses (PRD1 and MS2) attached to iron oxide-coated quartz sand", *Environmental Science and Technology*, Vol. 36 (11), pp. 2403–2413.

[52] Schaldach C. M., Bourcier W. L., Shaw H. F., Viani B. E. and Wilson W. D. (2006), "The influence of ionic strength on the interaction of viruses with charged surfaces under environmental conditions", *Journal of Colloid and Interface Science*, Vol. 294, pp. 1-10.

[53] Schaub S. A. and Sagik B. P. (1975), "Association of enteroviruses with natural and artificially introduced colloidal solids in water and infectivity of solids-associated virions". *Applied Microbiology*, Vol. 30, pp. 212-222.

[54] Schiffenbauer M. and Stotzky G. (1982), "Adsorption of coliphages T1 and T7 to clay minerals", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 43, pp. 590-596.

[55] Schroth B. K. and Sposito G. (1997), "Surface charge properties of kaolinite", *Clays Clay Miner*, Vol. 45, pp. 85-91.

[56] Schulze D. G. (2002), "Soil mineralogy with environmental applications", SSSA Book Series, Vol. 7.

[57] Shields P. A. (1986), "Factors influencing virus adsorption to solids", Ph.D. Dissertation, University of Florida, Gainesville, FL.

[58] Sim Y. and Chrysikopoulos C. V. (1996), "Analytical models for one-dimensional virus transport in saturated porous media", *Water Resources Research*, Vol. 31 (5), pp. 1429-1437. (Correction *Water Resources Research* 1996, Vol. 32 (5), pp. 1473.)

[59] Sim Y. and Chrysikopoulos C. V. (1996), "One-dimensional virus transport in porous media with time dependent inactivation rate coefficients", *Water Resources Research*, Vol. 32, pp. 2607-2611.

[60] Sim Y. and Chrysikopoulos C. V. (1998), "Three-dimensional analytical models for virus transport in saturated porous media", *Transport in Porous Media*, Vol. 30(1), pp. 87-112.

[61] Sinsheimer R.L. (1959), "Purification and properties of bacteriophage PhiX174", *Journal of Molecular Biology*, Vol. 1, pp. 37-42.

[62] Sondi I., Milat O. and Pravdic V. (1997), "Electrokinetic potentials of clay surfaces modified by polymers", *Journal of Colloid and Interface Science*, Vol. 189, pp. 66-73.

[63] Thompson S. S., Flury M., Yates M. V. and Jury W. A. (1998), "Role of the airwater-solid interface in bacteriophage sorption experiments", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 64, pp. 304–309.

[64] Thompson S. S. and Yates M. V. (1999), "Bacteriophage Inactivation at the Air-Water-Solid Interface in Dynamic Batch Systems", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 65, pp. 1186–1190.

[65] Van Olphen H. (1963), "An introduction to clay colloid chemistry", Interscience, New York, 1963.

[66] van Oss C. J., Giese R. F. and Costanzo P. M. (1990), "DLVO and NON-DLVO interactions in hectorite", *Clays and Clay Minerals*, Vol. 38 (2), pp. 151-159.

[67] Vilker V. L., Fong J. C. and Seyed-Hoseyni M. (1983), "Poliovirus adsorption to narrow particle size fractions of sand and montmorillonite clay", *Journal of Colloid and Interface Science*, Vol. 92, pp. 422-435.

[68] Won J., Kim J.-W., Kang S. and Choi H. (2007), "Transport and adhesion of *Escherichia coli* JM109 in soil aquifer treatment (SAT): One-dimensional column study", *Environmental Monitoring and Assessment*, Vol. 129, pp. 9-18.

[69] Yates M.V. and Yates S. R. (1988), "Modeling microbial fate in the subsurface environment", *Critical Reviews in Environmental Control*, Vol. 17 (4), pp. 307-344.

[70] Yuan B., Pham M. and Nguyen T. H. (2008), "Deposition kinetics of bacteriophage MS2 on a silica surface coated with natural organic matter in a radial stagnation point flow cell", *Environmental Science and Technology*, Vol. 42, pp. 7628-7633.

[71] Zhao B., Zhang H., Zhang J. and Jin Y. (2008), "Virus adsorption and inactivation in soil as influenced by autochthonous microorganisms and water content", *Soil Biology and Biochemistry*, Vol. 40, pp. 649–659.

[72] Zhao H, Low P. F. and Bradford J. M. (1991), "Effects of pH and electrolyte concentration on particle interaction in three homoionic sodium soil clay suspensions", *Soil Science Society of America Journal,* Vol. 151, pp. 196-207.

[73] Zhuang J. and Jin Y. (2003), "Virus retention and transport as influenced by different forms of soil organic matter", *Journal of Environmental Quality*, Vol. 32 (3), pp. 816–823.

Ελληνική Βιβλιογραφία

[74] Φασσέας Κ. (2011). «Σημειώσεις Εργαστηρίου Ηλεκτρονικής Μικροσκοπίας», Τμήμα Γεωπονικής Βιοτεχνολογίας, Τομέας Βιολογίας Φυτών, Γεωπονικό Πανεπιστήμιο Αθηνών

[75] Παναγιώτου Κ. (1998), «Διεπιφανειακά Φαινόμενα και Κολλοειδή Συστήματα», Εκδόσεις Ζήτη, Θεσσαλονίκη, Β' Έκδοση.

3 Μεταφορά βιοκολλοείδων σε κορέσμενες στηλές Αμμού. Επιδράση του μεγέθους των κοκκών και της ενδοπορωδούς ταχύτητας

Vasiliki I. Syngouna and Constantinos V. Chrysikopoulos. Transport of biocolloids in water saturated columns packed with sand: Effect of grain size and pore water velocity. *Journal of Contaminant Hydrology*. 126 (2011)301-314

3. ΜΕΤΑΦΟΡΑ ΒΙΟΚΟΛΛΟΕΙΔΩΝ ΣΕ ΚΟΡΕΣΜΕΝΕΣ ΣΤΗΛΕΣ ΑΜΜΟΥ. ΕΠΙΔΡΑΣΗ ΤΟΥ ΜΕΓΕΘΟΥΣ ΤΩΝ ΚΟΚΚΩΝ ΚΑΙ ΤΗΣ ΕΝΔΟΠΟΡΩΔΟΥΣ ΤΑΧΥΤΗΤΑΣ

ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Η προστασία υπόγειων νερών από τη μικροβιακή μόλυνση απαιτεί κατανόηση των παραγόντων που ελέγχουν τη μετακίνηση και τη συγκράτηση των παθογόνων οργανισμών (βιοκολλοειδών) στο υπέδαφος. Παρόλο που τα κολοβακτηρίδια και οι κολιφάγοι χρησιμοποιούνται παγκοσμίως σαν δείκτες κοπρανώδους μόλυνσης των υπόγειων νερών, η συμπεριφορά της μεταφοράς τους δεν είναι πλήρως κατανοητή. Το Κεφάλαιο 3 εστιάζει στη μεταφορά τριών υδατογενών μικροοργανισμών (Escherichia coli, MS2, και ΦΧ174), δεικτών κοπρανώδους μόλυνσης, σε εργαστηριακές στήλες με πληρωτικό υλικό καθαρή χαλαζιακή άμμο. Εξετάστηκαν τρία διαφορετικά μεγέθη κόκκων και τρείς ενδοπορώδεις ταχύτητες. Η συμπεριφορά σύνδεσης των Escherichia coli, MS2, και ΦΧ174 πάνω στην άμμο αναλύθηκε περαιτέρω. Η ανάκτηση μάζας των βιοκολλοειδών που εξετάστηκαν βρέθηκε να είναι υψηλότερη για το Escherichia coli και χαμηλότερη για τον MS2. Εντούτοις, καμία ευδιάκριτη σχέση μεταξύ της ανάκτησης μάζας και της ταχύτητας του νερού ή του μεγέθους των κόκκων δε θα μπορούσε να εξαχθεί από τα πειραματικά αποτελέσματα. Οι παρατηρηθείσες μέσες τιμές για τη διαμήκη τάση διασποράς (α_L) για κάθε μέγεθος κόκκων άμμου ήταν μικρότερες για τα βακτήρια από ότι τους κολιφάγους, αλλά υψηλότερες για τον MS2 από ό,τι τον ΦΧ174. Ο συνολικός συντελεστής σύλληψης η₀ και ο συντελεστής απόδοσης συγκρούσεων (κλάσμα των συγκρούσεων με σύλληψη σωματιδίου ως προς το ολικό αριθμό συγκρούσεων α, υπολογίστηκαν γρησιμοποιώντας την κλασσική θεωρία διήθησης κολλοειδών (CFT). Επιπλέον, ο θεωρητικός συντελεστής απόδοσης συγκρούσεων υπολογίστηκε από τις προσεγγίσεις οριακού στρώματος δυνάμεως αλληλεπίδρασης (Interaction Force Boundary Layer, IFBL) και Maxwell. Αποδείχθηκε ότι οι προσεγγίσεις Maxwell συμφωνούν καλά με τους πειραματικούς συντελεστές απόδοσης συγκρούσεων, δείχνοντας ότι το δευτεροταγές ενεργειακό ελάχιστο διαδραματίζει σημαντικό ρόλο στην απόθεση των βιοκολλοειδών ακόμη και για τα μικρότερα κολλοειδή σωματίδια (π.χ. κολιφάγοι).

3.1 ΕΙΣΑΓΩΓΗ

Τα υπόγεια νερά μπορούν να μολυνθούν με μολυσματικούς ανθρώπινους εντερικούς ιούς από ανθρώπινα και ζωικά λύματα μέσω της απορροής υγρών αποβλήτων, υγειονομικής ταφής απορριμμάτων-Χ.Υ.Τ.Α., χώρων σηπτικών δεξαμενών, και γεωργικών εφαρμογών (Sim and Chrysikopoulos, 2000) ή από την τεχνητή επαναφόρτιση υπόγειων νερών, η οποία χρησιμοποιείται συχνά για την αποκατάσταση της γρήγορης μείωσης των υδροφόρων στρωμάτων (Anders and Chrysikopoulos, 2005; Masciopinto et al., 2008; Chrysikopoulos et al., 2010). Για την πρόβλεψη της παρουσίας παθογόνων στο νερό και τα υγρά απόβλητα ελέγχεται η παρουσία μικροοργανισμών γνωστών ως οργανισμοί δείκτες (π.χ. κολοβακτηρίδια Escherichia coli, και οι κολιφάγοι MS2 και ΦΧ174), που σχετίζονται συνήθως με την κοπρανώδη μόλυνση. Πολλές μελέτες έχουν πραγματοποιηθεί για την εξέταση της αλληλεπίδρασης των μικροοργανισμών με το έδαφος, την άμμο, το αμμοχάλικο ή άλλα κοκκώδη υλικά χρησιμοποιώντας στήλες εργαστηριακής κλίμακας υπό καλάελεγχόμενες περιβαλλοντικές συνθήκες (Jin et al., 1997; Ryan et al., 1999; Keller et al., 2004; Hijnen et al., 2005). Θεωρητικές και πειραματικές μελέτες έχουν εξετάσει την επίδραση της χημείας του διαλύματος του νερού των πόρων (Bolster et al., 2001), της ταχύτητας του ρευστού (Chrysikopoulos and Sim, 1996; Hendry et al., 1999), της περιεκτικότητας σε υγρασία της στερεάς μήτρας, της θερμοκρασίας, του μεγέθους των кокком (Sim and Chrysikopoulos, 2000; Bolster et al., 2001; Anders and Chrysikopoulos, 2006, 2009; Torkzaban et al., 2008) και της παρουσίας επιφανειακών επιστρωμάτων (Bolster et al., 2001; Ryan et al. 1999) στη μεταφορά των μικροοργανισμών και τη συγκράτησή τους στα πορώδη μέσα. Χαλαζιακή άμμος, καθαρή ή επικαλυμμένη, καθώς επίσης και γυάλινα σφαιρίδια, έχουν χρησιμοποιηθεί ως πρότυπα κοκκώδη υλικά σε τέτοιες μελέτες. Επίσης, μερικοί ερευνητές ερεύνησαν τη μεταφορά μικροοργανισμών μέσω στηλών με πληρωτικό υλικό ανασκαμμένα εδάφη ή πυρήνες αδιατάραχου εδάφους, και παρείχαν πολύτιμες πληροφορίες σχετικά με την επίδραση της εδαφικής χημείας και της δομής της μήτρας στη μεταφορά των μικροβίων και τη συγκράτησή τους (Banks et al., 2003; Walshe et al., 2010). Αν και έχει δημοσιευθεί ένας μεγάλος αριθμός μελετών για τη μεταφορά μικροβίων κατά τη διάρκεια των προηγούμενων δύο δεκαετιών, η δυνατότητά μας να προβλέψουμε τη μετακίνηση των βακτηρίων, των ιών ή των πρωτοζωών στα φυσικό περιβάλλον του υπεδάφους παραμένει σχετικά περιορισμένη.

Οι στόχοι της μελέτης αυτού του Κεφαλαίου ήταν να χαρακτηριστεί η μεταφορά και η αφαίρεση των *E. coli*, MS2, και ΦΧ174 σε εργαστηριακές στήλες με πληρωτικό υλικό καθαρή κορεσμένη χαλαζιακή άμμο, και να εξεταστεί η επίδραση του μεγέθους των κόκκων και της ενδοπορώδους ταχύτητας. Οι συντελεστές απόδοσης συγκρούσεων των τριών βιοκολλοειδών που εξετάστηκαν υπολογίστηκαν θεωρητικά και πειραματικά και συζητήθηκαν οι παράγοντες που ελέγχουν την απόθεση τους.

3.2 ΥΛΙΚΑ ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΟΙ

3.2.1 Αιωρήματα βακτηρίων και βακτηριοφάγων

Το βακτηριακό στέλεγος Escherichia (Ε.) coli (ATCC 13706-B1) είναι καλάγαρακτηρισμένο, Gram-αρνητικό, αντιπροσωπευτικό των κολοβακτηριδίων. Τα κύτταρα του E. coli είναι motile ράβδοι με διαστάσεις περίπου 0.6 μm σε πλάτος και 2 μm σε μήκος (Maki et al., 2000), ή με μια ισοδύναμη σφαιρική διάμετρο 1.21 μm. Για την παροχή ομοιόμορφης έγχυσης σε κάθε πείραμα, απόθεμα καλλιέργειας δημιουργήθηκε σε 50 mL tryptic θρεπτικού μέσου σόγιας για 6h στην πρόωρη στάσιμη φάση, συλλέχθηκε με φυγοκέντρηση για 10 min σε 5000×g και ξεπλύθηκε δύο φορές με αποστειρωμένο ρυθμιστικό διάλυμα φωσφορικών αλάτων (PBS) (1.2 mM NaCl, 0.027 mM KCl, και 0.10 mM Na₂HPO₄) για την αφαίρεση των θρεπτικών ουσιών. Τέλος, Η παλέτα (ίζημα) αραιωνόταν σε διάλυμα PBS κατά τρόπο παρόμοιο με αυτόν που περιγράφεται από τους Foppen and Schijven (2005) και αποθηκευόταν στους 4 °C μέχρι τη χρήση της. Δείγματα λήφθηκαν για τη μέτρηση της συγκέντρωσης των βακτηρίων. Η συγκέντρωση των βακτηρίων στο PBS pH=7 ήταν $1.94\pm 0.06 \times 10^8$ αποικίες ανά μιλιλίτρο (CFU/mL). Η συγκέντρωση του E. coli καθορίστηκε χρησιμοποιώντας τις μετρήσεις οπτικής πυκνότητας (στα 410 nm) με φασματοφωτόμετρο UV-ορατού (UV-1100, Hitachi). Οι συγκεντρώσεις βακτηριακών κυττάρων (αποικίες τριβλίων) καθορίστηκαν χρησιμοποιώντας μια πρότυπη καμπύλη βαθμονόμησης του φασματοφωτομέτρου.

Ο κολιφάγος MS2 είναι ένας F-specific φάγος, μονόκλωνου RNA με περιεκτικότητα σε νουκλεϊκό οξύ 31%, του οποίου το βακτήριο-ξενιστής είναι το *E. coli* ATTC 15597-B1; ενώ, ο ΦΧ174 είναι ένας εικοσαεδρικός, μονόκλωνου DNA κολιφάγος με περιεκτικότητα σε νουκλεϊκό οξύ 26%, του οποίου το βακτήριο-ξενιστής είναι το *E. coli* ATTC 13706-B1. Η διάμετρος των σωματιδίων MS2 κυμαίνεται από 24 έως 26 nm, ενώ, ενώ η διάμετρος ενός σωματιδίου ΦΧ174 κυμαίνεται από 25 έως 27 nm. Ο MS2 έχει υδρόφοβη πρωτεϊνική κάψα, ενώ, ο ΦΧ174 έχει υδρόφιλη πρωτεϊνική κάψα (Shields, 1986). Η προετοιμασία του αποθέματος (stock) και ο καθαρισμός των βακτηριοφάγων έγιναν σύμφωνα με τη διαδικασία της ΑΤCC όπως αυτή περιγράφεται από τον Adams (1959). Και οι δύο βακτηριοφάγοι μετρήθηκαν με τη μέθοδο επικάλυψης διπλού-στρώματος (Adams, 1959), όπου 0.1 mL του κατάλληλου βακτηρίου-ξενιστή και 0.1 mL του δείγματος διαλύματος αιωρούμενων ιών αναμίχθηκαν σε ένα δοκιμαστικό σωλήνα φυγοκέντρησης. Στο μίγμα προστέθηκε λειωμένο μαλακό θρεπτικό μέσο-άγαρ (4.5 mL) διατηρημένο στους 45 °C και στη συνέχεια το μίγμα χύθηκε επάνω σε ένα petri τρυβλίο που περιείχε στερεό θρεπτικό μέσο-άγαρ. Τα τρυβλία σταθεροποιήθηκαν για 10 min και επωάστηκαν ολονύκτια στους 37 °C. Οι συγκεντρώσεις των ζωντανών ιών προσδιορίστηκαν με τον υπολογισμό του αριθμού πλακών σε κάθε στρώση ξενιστή και εκφράστηκαν σε μονάδες πλάκες ανά μιλιλίτρο (PFU/mL). Μόνο τα διαλύματα-δείγματα που οδήγησαν σε εύρος πλακών 20-300 ανά τρυβλίο έγιναν αποδεκτά για τον προσδιορισμό της συγκέντρωσης. Όλες οι συγκεντρώσεις των ιών αντιπροσωπεύουν το μέσο όρο δύο φορές απλωμένου δείγματος σε τρυβλία. Οι κολιφάγοι, MS2 και ΦΧ174, αραιώθηκαν στο διάλυμα PBS pH=7 σε συνκεντρώσεις 10³-10⁶ PFU/mL.

3.2.2 Ανάλυση χλωριόντων

Το χλώριο, υπό μορφή χλωριούχου καλίου, επιλέχτηκε ως αντιδρών ιχνηθέτης για τα πειράματα μεταφοράς σε στήλες. Το διάλυμα του ιχνηθέτη παρασκευάστηκε με 0.01M KCl σε διάλυμα PBS. Πρέπει να σημειωθεί ότι τα αλκαλικά αλογόνα είναι τα πιο συχνά χρησιμοποιούμενα άλατα την παρακολούθηση των ρευστών του υπεδάφους εξαιτίας της ελάχιστης επίδρασης της ιοντικής ισχύος του διαλύματος (Chrysikopoulos, 1993). Οι συγκεντρώσεις χλωρίου μετρήθηκαν χρησιμοποιώντας ιοντική χρωματογραφία (ICS-1500, Dionex Corp., Sunnyvale, CA).

3.2.3. Υλικό πλήρωσης της στήλης

Χαλαζιακή άμμος διάφορων μεγεθών χρησιμοποιήθηκε ως πληρωτικό υλικό στις πειραματικές στήλες. Η άμμος αγοράστηκε από τον κατασκευαστή (Filcom Filterzand & Grind) και κοσκινίθηκε σε διάφορα μεγέθη. Σε αυτή τη μελέτη χρησιμοποιήθηκαν τρεις κατανομές μεγέθους: (α) χονδρόκοκκη (1.18-1.7 mm ή κόσκινο No 16), (β) μεσόκοκκη (0.425-0.600 mm ή κόσκινο No 40), και (γ) λεπτόκοκκη (0.150-0.212 mm ή κόσκινο No 100). Οι διάφοροι συντελεστές ομοιομορφίας, $Cu=d_{60}/d_{10}$, υπολογίστηκαν να είναι Cu=1.19, 1.21, 1.2 για τη λεπτόκοκκη, μεσόκοκκη, χονδρόκοκκη άμμο, αντίστοιχα. Η χημική σύσταση της άμμου όπως αναφερόταν από τον κατασκευαστή ήταν: 96.2% SiO₂, 0.15% Na₂O, 0.11% CaO, 0.02% MgO, 1.75% Al₂O₃, 0.78% K₂O, 0.06% SO₃ και 0.46% Fe₂O₃, 0.03% P₂O₅, 0.02% BaO, και 0.01% Mn₃O₄. Η περιεκτικότητα σε ολικό οργανικό άνθρακα (% TOC), που μετριέται με τη μέθοδο Walkley-Black (δηλ., χημική οξείδωση του οργανικού μέρους) (Black, 1965) και βρέθηκε ίση με $0.08 \pm 0.04\%$ για τη χονδρόκοκκη, και $0.1 \pm 0.1\%$ και για τη μεσόκοκκη και λεπτόκοκκη άμμο. Πριν από κάθε πείραμα, η άμμος καθαριζόταν με 0.1 M HNO₃ (70%) για 3h για την αφαίρεση των επιφανειακών προσμίξεων (π.χ., υδροξείδια σιδήρου και οργανικές επικαλύψεις) που θα μπορούσαν να ενισχύσουν τη φυσικοχημική απόθεση των βιοκολλοειδών, ξεπλενόταν με απιονισμένο νερό, και εμβαπτιζόταν σε 0.1 M NaOH για 3h, και ξεπλενόταν πάλι με απιονισμένο νερό. Μετά από τα βήματα καθαρισμού, η άμμος ξηραινόταν σε φούρνο στους 105 °C, και έπειτα αποθηκευόταν σε αποστειρωμένα δοχεία μέχρι τη χρήση της στα πειράματα.



Σχήμα 3.1: Άμμοι διαφορετικής κοκκομετρίας (πληρωτικό υλικό)

3.2.4. Πειράματα ροής σε στήλες (Πειράματα PBS)

Γυάλινες στήλες (διαμέτρου 2.5 cm και μήκους 30 cm) γεμίζονταν υγρές με άμμο υπό δόνηση για την ελαχιστοποίηση της παγίδευσης αέρα και της στρωματοποίησης. Το πορώδες της στήλης άμμου καθοριζόταν σε κάθε πείραμα. Πριν από κάθε πείραμα, η πληρωμένη με άμμο στήλη εξισορροπούσε με άντληση 10 όγκων πόρων (PV) διαλύματος PBS μέσω της στήλης με σταθερή ογκομετρική παροχή Q=2.5, 1.5 και 0.8 mL/min, που αντιστοιχεί σε ταχύτητες ροής Darcy q=0.51, 0.31 και 0.16 cm/min, αντίστοιχα. Αιώρημα βιοκολλοειδών σε διάλυμα PBS περνούσε τη στήλη για 3 όγκους πόρων με ίδια Q και ακολουθούσαν 5 όγκοι πόρων διαλύματος PBS χωρίς βιοκολλοειδή. Η διάταξη που χρησιμοποιήθηκε για τα πειράματα μεταφοράς βιοκολλοειδών παρουσιάζονται στο Σχήμα 3.2.



Σχήμα 3.2: Σχηματική απεικόνιση της πειραματικής διάταξης

3.3 ΘΕΩΡΙΑ

3.3.1 Προσομοίωση μεταφοράς

Η μονοδιάστατη μεταφορά βιοκολλοειδών σε ομοιογενή, κορεσμένα πορώδη μέσα με πρώτης τάξης προσκόλληση (ή διήθηση) και αδρανοποίηση διέπεται από την ακόλουθη μερική διαφορική εξίσωση (Sim and Chrysikopoulos, 1995):

$$\frac{\partial C(t,x)}{\partial t} + \frac{\rho}{\theta} \frac{\partial C^*(t,x)}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C(t,x)}{\partial x^2} - U \frac{\partial C(t,x)}{\partial x} - \lambda C(t,x) - \lambda^* \frac{\rho}{\theta} C^*(t,x)$$
(3.1)

όπου C είναι η συγκέντρωση των βιοκολλοειδών σε αιώρηση, C* είναι η συγκέντρωση βιοκολλοειδών που προσκολλώνται στα στερεά, D είναι ο συντελεστής υδροδυναμικής διασποράς (Bear, 1979):

$$\mathbf{D} = \boldsymbol{\alpha}_{\mathrm{L}} \mathbf{U} + \boldsymbol{\partial}_{\mathrm{e}} \tag{3.2}$$

όπου α_L είναι η διαμήκης τάση διασποράς, $\mathcal{Q}_e^{=/\tau^*}$ είναι ο συντελεστής αποτελεσματικής μοριακής διάχυσης (τ*≥1 είναι το δαιδαλώδες των πόρων, και D ο συντελεστής μοριακής διάχυσης), U είναι η ενδοπορώδης ταχύτητα, ρ είναι το φαινόμενο ειδικό βάρος της στερεάς μήτρας, λ είναι ο συντελεστής μετασχηματισμού των αιωρούμενων βιοκολλοειδών (π.χ., αδρανοποίηση των αιωρούμενων ιών), λ* είναι ο συντελεστής μετασχηματισμού των προσκολλημένων βιοκολλοειδών, θ είναι το πορώδες του πορώδους μέσου και t είναι ο χρόνος. Ο ρυθμός προσκόλλησης των βιοκολλοειδών πάνω στη στερεά μήτρα περιγράφεται από την ακόλουθη πρώτης τάξης εξίσωση (Sim and Chrysikopoulos, 1998, 1999):

$$\frac{\rho}{\theta} \frac{\partial C^*(t, x)}{\partial t} = k_c C(t, x) - k_r \frac{\rho}{\theta} C^*(t, x) - \lambda^* \frac{\rho}{\theta} C^*(t, x)$$
(3.3)

όπου k_c είναι ο συντελεστής ρυθμού προσκόλλησης, και k_r είναι ο συντελεστής ρυθμού αποκόλλησης.

Για ένα ημιάπειρο μονοδιάστατο πορώδες μέσο παρουσία μιας συνεχούς πηγής βιοκολλοειδών, οι κατάλληλες αρχικές και οριακές συνθήκες είναι:

$$C(0, x) = 0$$
 (3.4)

$$-D\frac{\partial C(t,0)}{\partial x} + UC(t,0) = \begin{cases} UC_0 & 0 < t \le t_p \\ 0 & t > t_p \end{cases}$$
(3.5)

$$\frac{\partial C(t,\infty)}{\partial x} = 0 \tag{3.6}$$

όπου C_0 είναι η συγκέντρωση της πηγής και t_p είναι η διάρκεια έγχυσης του διαλύματος των βιοκολλοειδών/ ιχνηθέτη. Η συνθήκη (3.4) καθορίζει ότι δεν υπάρχει καμία αρχική συγκέντρωση βιοκολλοειδών μέσα στο μονοδιάστατο πορώδες μέσο. Η οριακή συνθήκη σταθερής ροής (3.5) εκφράζει την ασυνέχεια συγκέντρωσης βιοκολλοειδών.

Η κατάντη οριακή συνθήκη (3.6) εκφράζει την ασυνέχεια συγκέντρωσης για ένα ημιάπειρο σύστημα. Η αναλυτική λύση της εξίσωσης που διέπει τη μεταφορά βιοκολλοειδών (3.1) από κοινού με την εξίσωση (3.3), υπό τις συνθήκες (3.4) - (3.6) έχει παραχθεί από τους Sim and Chrysikopoulos (1995) ως εξής:

$$C(t, x) = \begin{cases} \Omega(t, x) & 0 < t \le t_p \\ \Omega(t, x) - \Omega(t - t_p, x) & t > t_p \end{cases}$$
(3.7)

όπου

$$\begin{split} \Omega(t,x) &= \frac{C_{0}U}{D^{1/2}} \exp\left[\frac{U_{x}}{2D}\right] \left\{ \int_{0}^{t} \int_{0}^{\tau} He^{-H\tau} J_{0} \left[2(B\xi(\tau-\xi))^{1/2} \right] \right. \\ &\left. \cdot \left\{ \frac{1}{(\pi\xi)^{1/2}} \exp\left[\frac{-x^{2}}{4D\xi} + \left(H - A - \frac{U^{2}}{4D}\right)\xi\right] \right. \\ &\left. - \frac{U}{2D^{1/2}} \exp\left[\frac{Ux}{2D} + (H - A)\xi\right] \right] \\ &\left. \cdot \operatorname{erfc}\left[\frac{x}{2(D\xi)^{1/2}} + \frac{U}{2}\left(\frac{\xi}{D}\right)^{1/2}\right] \right\} d\xi d\tau \\ &\left. + e^{-Ht} \int_{0}^{t} J_{0} \left[2(B\xi(t-\xi))^{1/2} \right] \\ &\left. \cdot \left\{ \frac{1}{(\pi\xi)^{1/2}} \exp\left[\frac{-x^{2}}{4D\xi} + \left(H - A - \frac{U^{2}}{4D}\right)\xi\right] \right] \\ &\left. - \frac{U}{2D^{1/2}} \exp\left[\frac{Ux}{2D} + (H - A)\xi\right] \right] \\ &\left. - \operatorname{erfc}\left[\frac{x}{2(D\xi)^{1/2}} + \frac{U}{2}\left(\frac{\xi}{D}\right)^{1/2}\right] \right\} d\xi \right\}. \end{split}$$
(3.8)

όπου A=k_c+ λ, B=k_ck_rθ/ρ, H= (k_cθ/ρ)+λ* (Sim and Chrysikopoulos, 1998, p.92), J₀ είναι η συνάρτηση Bessel πρώτου είδους μηδενικής τάξης, και ξ και τ είναι πλαστές (dummy) μεταβλητές ολοκλήρωσης. Σημειώστε ότι οι διάφορες παράμετροι του μοντέλου μπορούν να υπολογιστούν με προσαρμογή της αναλυτικής λύσης της Εξίσωσης (3.7) στα πειραματικά δεδομένα με το πρόγραμμα μη γραμμικής συσχέτισης ελαχίστων τετραγώνων COLLOIDFIT (Sim and Chrysikopoulos, 1995).

3.3.2 Χρονικές ροπές

Τα δεδομένα συγκέντρωσης βιοκολλοειδών στη θέση x=L αναλύθηκαν με τις απόλυτες χρονικές ροπές (absolute temporal moments):

$$m_n(x) = \int_0^\infty t^n C_i(x, t) dt$$
 (3.9)

όπου ο δείκτης n=0, 1, 2,... δείχνει την τάξη της στιγμής, και ο δείκτης i δείχνει τα βιοκολλοειδή *E.coli*, MS2, και ΦΧ174. Η απόλυτη χρονική στιγμή μηδενικής τάξης, m₀, υπολογίζει τη συνολική μάζα στη καμπύλη συγκέντρωσης, η απόλυτη στιγμή πρώτης τάξης, m₁, περιγράφει το μέσο χρόνο παραμονής και η απόλυτη χρονική στιγμή δεύτερης τάξης, m₂, περιγράφει το βαθμό διάδοσης της καμπύλης συγκέντρωσης. Επίσης, οι κανονικοποιημένες χρονικές στιγμές ορίζονται ως:

$$M_{n}(x) = \frac{m_{n}(x)}{m_{0}(x)} = \frac{\int_{0}^{\infty} t^{n} C_{i}(x, t) dt}{\int_{0}^{\infty} C_{i}(x, t) dt}$$
(3.10)

Η πρώτη κανονικοποιημένη χρονική στιγμή, M_1 , χαρακτηρίζει το κέντρο της μάζας της καμπύλης συγκέντρωσης και καθορίζει το μέσο χρόνο ή τη μέση ταχύτητα. Η δεύτερη κανονικοποιημένη χρονική στιγμή, M_2 , χαρακτηρίζει τη διάδοση της καμπύλης συγκέντρωσης. Είναι άξιο να σημειωθεί ότι ο λόγος $M_{1(i)}/M_{1(t)}$ δείχνει το βαθμό ενίσχυσης της ταχύτητας του βιοκολλοειδούς σχετικά με το συντηρητικό ιχνηθέτη. Εάν αυτός ο λόγος είναι μικρότερος από το ένα (1), υπάρχει επιτάχυνση της ταχύτητας της μεταφοράς του βιοκολλοειδούς. Εάν αυτός ο λόγος είναι μεγαλύτερος από ένα υπάρχει επιβράδυνση της ταχύτητας.

Επιπλέον, η ανάκτηση μάζας, M_r, του ιχνηθέτη ή των αιωρούμενων σωματιδίων υπολογίζεται από την ακόλουθη έκφραση:

$$M_{r}(L) = \frac{m_{0}(L)}{C_{i_{0}}t_{p}} = \frac{\int_{0}^{\infty} C_{i}(L,t)dt}{\int_{0}^{t_{p}} C_{i}(0,t)dt}$$
(3.11)

όπου L είναι το μήκος του πορώδους μέσου

3.3.3 Θεωρία Διήθησης Κολλοειδών

Η κλασσική θεωρία διήθησης κολλοειδών (CFT) χρησιμοποιήθηκε για την ποσοτική σύγκριση της προσκόλλησης των ιών και των βακτηρίων στη χαλαζιακή άμμο. Η CFT υποθέτει ότι η αφαίρεση των σωματιδίων περιγράφεται από πρώτης τάξης κινητικές με ένα χωρικά και χρονικά σταθερό ρυθμό απόθεσης σωματιδίων, και οι συγκεντρώσεις των αιωρούμενων και συγκρατημένων σωματιδίων μειώνονται logγραμμικά με την απόσταση. Εντούτοις, πρόσφατες μελέτες (Tufenkji and Elimelech, 2004; Tong and Johnson, 2007) έχουν δείξει ότι η συγκράτηση κολλοειδών μειώνεται υπερ-εκθετικά με την απόσταση, που σημαίνει ότι ο συντελεστής ρυθμού προσκόλλησης δεν είναι σταθερός. Ελλείψει της εμποδιζόμενης συγκράτησης (straining), που ορίζεται ως η παγίδευση των σωματιδίων στους πόρους που είναι πάρα πολύ μικροί ώστε να τους διαπεράσουν, αυτή η υπερ-εκθετική απόκλιση από την CFT θα μπορούσε να αποδοθεί στην ταυτόχρονη ύπαρξη ευνοϊκών και δυσμενών αλληλεπιδράσεων των κολλοειδών με τις επιφάνειες του συλλέκτη (Tufenkji and Elimelech, 2004). Ο αδιάστατος συντελεστής απόδοσης συγκρούσεων, α (ο λόγος των συγκρούσεων που έχουν ως αποτέλεσμα την προσκόλληση ως προς τον συνολικό αριθμό των συγκρούσεων μεταξύ των σωματιδίων και των κόκκων του συλλέκτη), υπολογίστηκε από κάθε καμπύλη συγκέντρωσης των βιοκολλοειδών από το μοντέλο Rajagopalan and Tien (1976):

$$\alpha = -\frac{2d_c \ln(RB)}{3(1-\theta)\eta_0 L}$$
(3.12)

όπου d_c είναι η μέση διάμετρος των κόκκων συλλέκτη, η₀ είναι ο αδιάστατος συντελεστής σύλληψης μοναδιαίου συλλέκτη για ευνοϊκή απόθεση, και RB είναι ο λόγος ανάκτησης μάζας του βιοκολλοειδούς, $M_{r(i)}$,στην εκροή σε σχέση με αυτή του ιχνηθέτη, $M_{r(t)}$:

$$RB = \frac{M_{r(i)}}{M_{r(i)}}$$
(3.13)

Πρέπει να σημειωθεί ότι η CFT ισχύει για διήθηση σε καθαρή κλίνη όπου υποτίθεται ότι τα αποτιθέμενα βιοκολλοειδή δεν επηρεάζουν την επόμενη απόθεση βιοκολλοειδών. Η σχέση μεταξύ k_c και d_c ορίζεται ως εξής (Harvey and Garabedian, 1991):

$$\frac{\mathbf{k}_{c}}{\alpha} = \frac{3(1-\theta)}{2d_{c}} U\eta_{0}$$
(3.14)

όπου η ενδοπορώδης ταχύτητα ορίζεται ως

$$U = \frac{q}{\theta}$$
(3.15)

Ο συντελεστής σύλληψης μοναδιαίου συλλέκτη για ευνοϊκή απόθεση, η₀, υπολογίστηκε από τον ακόλουθη σχέση (Tufenkji and Elimelech, 2004):

$$\eta_{0} = 2.4 A_{s}^{1/3} N_{R}^{-0.081} N_{Pe}^{-0.715} N_{vdW}^{0.052} + 0.55 A_{s} N_{R}^{1.675} N_{A}^{0.125} + 0.22 N_{R}^{-0.24} N_{G}^{1.11} N_{vdW}^{0.053}$$
(3.16)

όπου A_s είναι μια εξαρτώμενη από το πορώδες παράμετρος ροής:

$$A_{s} = \frac{2\left(1 - \varepsilon_{\theta}^{5}\right)}{2 - 3\varepsilon_{\theta} + 3\varepsilon_{\theta}^{5} - 2\varepsilon_{\theta}^{6}}$$
(3.17)

όπου $\varepsilon_{\theta} = (1-\theta)^{1/3}$.

 N_R ο όρος που αφορά το σχετικό μέγεθος:

$$N_{R} = \frac{d_{p}}{d_{c}}$$
(3.18)

N_{Pe} είναι ο αριθμός Peclet:

$$N_{Pe} = \frac{d_e q}{2}$$
(3.19)

 N_{vdW} είναι ο αριθμός van der Waals:

$$N_{vdW} = \frac{A_{123}}{k_B T}$$
(3.20)

Ν_A ο αριθμός έλξης:

$$N_{A} = \frac{N_{vdw}}{N_{R}N_{Pe}}$$
(3.21)

 N_G ο όρος που αφορά τη βαρύτητα:

$$N_{G} = \frac{d_{p}^{2}(\rho_{p} - \rho_{f})g}{18\mu_{w}q}$$
(3.22)

Όπου ο συντελεστής διάχυσης 2 περιγράφεται από την εξίσωση Stokes-Einstein ως:

$$\mathcal{D} = \frac{k_{\rm B}T}{3\pi\mu_{\rm w}d_{\rm p}} \tag{3.23}$$

A₁₂₃= 7.5×10⁻²¹ (kg m²/s²) είναι η σύνθετη σταθερά Hamaker των μέσων που αλληλεπιδρούν (βιοκολλοειδές-νερό-άμμος) (Murray and Parks, 1978), k_B=1.38 × 10⁻²³ (kg m²)/(s²K) είναι η σταθερά Boltzman, T=298 K είναι απόλυτη θερμοκρασία του ρευστού, d_p είναι η διάμετρος των σωματιδίων (2.5 10⁻⁸ m για τον MS2, 2.6 10⁻⁸ m για τον ΦX174 και 1.2 10⁻⁶ m για το *E. coli*), ρ_p είναι η πυκνότητα των σωματιδίων (1420 kg/m³ για τον MS2 (Walshe et al., 2010), 1600 kg/m³ για τον ΦX174 (Feng et al., 2006), και 1080 kg/m³ για το *E. coli* (Klaus et al., 1997)), ρ_f =999.7 kg/m³ είναι η πυκνότητα του ρευστού, μ_w = 8.91 10⁻⁴ kg/(m s) είναι το απόλυτο ιξώδες του ρευστού, και g= 9.81 m/s² είναι η επιτάχυνση λόγω βαρύτητας.

3.3.4 Θεωρητικός συντελεστής απόδοσης συγκρούσεων

Δύο προσεγγίσεις είναι διαθέσιμες για την εκτίμηση του θεωρητικού συντελεστή απόδοσης συγκρούσεων, α_{th}. Η πρώτη μέθοδος χρησιμοποιεί την προσέγγιση δύναμης αλληλεπίδρασης του οριακού στρώματος (IFBL), που υποθέτει ότι τα βιοκολλοειδή είναι προσκολλημένα στο αρχικό (πρωτοταγές) ελάχιστο, Φ_{min1}, και ότι ο α_{th} εξαρτάται από την πιθανότητα των βιοκολλοειδων να διασχίσουν το αρχικό μέγιστο, Φ_{max1}, της δυναμικής ενέργειας αλληλεπίδρασης των επιφανειών, Φ_{tot} (βλ. Σχήμα 2.9, Κεφάλαιο 2) (Spielman and Friedlander, 1974):

$$\alpha_{\rm th} = \left(\frac{\beta}{\beta+1}\right) S(\beta) \tag{3.24}$$

όπου το S(β) είναι μια ελαφρώς μεταβαλλόμενη μονοτονική αδιάστατη συνάρτηση που περιγράφει τη συλλογή των Brownian σωματιδίων πάνω σε έναν σφαιρικό συλλέκτη (μια ταξινόμηση σε πίνακα των τιμών S(β) δίνεται από τους Spielman and Friedlander (1974)), και το β είναι μια αδιάστατη παράμετρος προσκόλλησης που δίνεται από:

$$\beta = \frac{1}{3} (2)^{1/3} \Gamma \left(\frac{1}{3}\right) A_{\rm s}^{-1/3} \left(\frac{\cancel{2}}{qr_{\rm p}}\right)^{1/3} \left(\frac{\lambda_{\beta} r_{\rm p}}{\cancel{2}}\right)$$
(3.25)

όπου Γ είναι η συνάρτηση γάμμα, r_p είναι η ακτίνα των σωματιδίων, και λ_{β} είναι ο συντελεστής ρυθμού αντίδρασης της επιφάνειας που περιγράφει την προσκόλληση και δίνεται από το λόγο του του ρυθμού διάχυσης της μεταφοράς των σωματιδίων πάνω στην επιφάνεια του συλλέκτη ως προς το συνολικό ρυθμό προσκόλλησης λαμβάνοντας υπόψη τη μείωση της κινητικότητας των βιοκολλοειδών λόγω των υδροδυναμικών αλληλεπιδράσεων (Dahneke, 1975):

$$\lambda_{\beta} = \frac{2}{\int_{0}^{\infty} \left[\left(1 + \frac{r_{p}}{h} \right) e^{\Phi_{tot}/k_{B}T} - 1 \right] dh}$$
(3.26)

όπου h είναι η απόσταση διαχωρισμού σωματιδίου-συλλέκτη. Σημειώστε ότι στο όριο $\beta \rightarrow \infty$, η τιμή του συντελεστή ρυθμού αντίδρασης της επιφάνειας εξαφανίζεται, S(β) \rightarrow 1. Για ένα σωματίδιο με ακτίνα r_p και μια επίπεδη επιφάνεια (συλλέκτης με ακτίνα r_c και r_p< r_c) που διαχωρίζονται με μια απόσταση, h, η απαιτούμενη μεταβλητή Φ_{tot} είναι

το άθροισμα των δυναμικών ενεργειών van der Waals, Φ_{vdW} , διπλοστοιβάδας Φ_{dl} και Born, Φ_{Born} και υπολογίζεται από την Εξίσωση 2.8 (βλ. Κεφάλαιο 2)

Η δεύτερη μέθοδος για τον υπολογισμό του α_{th} είναι βασισμένη στην υπόθεση ότι τα βιοκολλοειδή αποτίθενται στο δευτεροταγές ελάχιστο, Φ_{min2} (σημειώστε ότι η ενέργεια στο δευτεροταγές ελάχιστο είναι αρνητική, βλ. Σχήμα 2.9), και μπορούν να κινηθούν πίσω στο υγρό εάν η θερμική ενέργειά τους (λόγω κίνησης Brown) είναι αρκετά υψηλή (Hahn and O Melia, 2004). Υποθέστε ότι οι ταχύτητες των βιοκολλοειδών σωματιδίων σε ένα υγρό στη θερμική ισορροπία ακολουθούν κατανομή Maxwell, ο α_{th} σχετίζεται άμεσα με την κατανομή των κινητικών ενεργειών Maxwell-Boltzmann ως εξής (Simoni et al., 1998)

$$\alpha_{\text{th(min2)}} = 1 - \int_{-\Phi_{\text{min2}}}^{\infty} f(\mathbf{E}_{k}) d\mathbf{E}_{k}$$

$$= \int_{0}^{-\Phi_{\text{min2}}} f(\mathbf{E}_{k}) d\mathbf{E}_{k}$$
(3.27)

όπου E_k είναι η κινητική ενέργεια ενός βιοκολλοειδούς:

$$E_{k} = \frac{1}{2}m_{p}v_{p}^{2}$$
(3.28)

όπου m_p είναι η μάζα ενός βιοκολλοειδούς σωματιδίου, v_p είναι η ταχύτητα του βιοκολλοειδούς στο δευτεροταγές ελάχιστο, και η συνάρτηση κατανομής Maxwell-Boltzmann είναι ακριβώς ένας μετασχηματισμός της συνάρτησης κατανομής της ταχύτητας Maxwell που περιγράφει πώς τα σωματίδια κατανέμονται όσον αφορά τις κινητικές ενέργειές τους (Bueche, 1975):

$$f(E_k)dE_k = 2\left[\frac{E_k}{\pi(k_BT)^3}\right]^{1/2} \exp\left[-\frac{E_k}{k_BT}\right]dE_k$$
(3.29)

Οι Shen et al. (2007) υπέθεσαν ότι τα κολλοειδή στο δευτεροταγές ελάχιστο με κινητικές ενέργειες μεγαλύτερες από το συνολικό ενεργειακό φράγμα (Φ_{max1} - Φ_{min2}) μπορούν επίσης να αποτεθούν στο πρωτοταγές ελάχιστο, Φ_{min1} (βλ. Σχήμα 2.7), και εξέφρασαν το α_{th} με εξέταση της απόθεσης και στο πρωτοταγές και στο δευτεροταγές ελάχιστο:

$$\alpha_{\rm th} = \alpha_{\rm th(min1)} + \alpha_{\rm th(min2)}$$

= $\int_{\Phi_{\rm max1}-\Phi_{\rm min2}}^{\infty} f(E_{\rm k}) dE_{\rm k} + \int_{0}^{-\Phi_{\rm min2}} f(E_{\rm k}) dE_{\rm k}$
= $1 - \int_{-\Phi_{\rm min2}}^{\Phi_{\rm max1}-\Phi_{\rm min2}} f(E_{\rm k}) dE_{\rm k}$ (3.30)

Παρακάτω, η εκτίμηση του α_{th} από την Εξίσωση (3.24) και την Εξίσωση (3.27) θα αναφέρεται ως ΜΑ1 και ΜΑ2, αντίστοιχα.

3.4 ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ

3.4.1 Πειράματα μεταφοράς

Τα αποτελέσματα κανονικοποιημένης συγκέντρωσης των χλωριόντων για τη χονδρόκοκκη άμμο και τρεις διαφορετικές ειδικές παροχές q παρουσιάζονται στο Σχήμα 3.3. Παρόμοια αποτελέσματα παρατηρήθηκαν (δεν παρουσιάζονται) για τη μεσόκοκκη και λεπτόκοκκη άμμο. Ο συντελεστής διασποράς υπολογίστηκε για κάθε στήλη άμμου με προσαρμογή της αναλυτικής λύσης της Εξίσωσης (3.7) με $k_c=k_r=\lambda=\lambda^*=0$ στις πειραματικά αποτελέσματα συγκεντρώσεων των χλωριόντων. Οι προσομοιωμένοι συντελεστές διασποράς και οι αντίστοιχες διαμήκεις τάσεις διασποράς που υπολογίζονται σύμφωνα με την Εξίσωση (3.2), χρησιμοποιώντας $\mathcal{P}=1 10^{-9}$ m²/s για τα ιόντα χλωρίου στους 25 °C (Robinson and Stokes, 1959), παρατίθεται στον Πίνακα 3.1.

Τα δεδομένα κανονικοποιημένης συγκέντρωσης του *E. coli* παρουσιάζονται στο Σχήμα 3.4 μαζί με τις προβλέψεις του μοντέλου. Οι παράμετροι D, kr, λ και λ^* υπολογίστηκαν με την προσαρμογή της αναλυτικής λύσης της Εξίσωσης (3.7) στις πειραματικές συγκεντρώσεις του *E. coli* χρησιμοποιώντας τις τιμές των U, ρ, θ, που παρουσιάζονται στον Πίνακα 3.1 και τις τιμές k_c που υπολογίζονται από την Εξίσωση (3.14). Η πρώτη κανονικοποιημένη χρονική στιγμή (μέση ταχύτητα), M_{1(i)}, υπολογίστηκε χρησιμοποιώντας την Εξίσωση (3.10) για κάθε καμπύλη συγκέντρωσης. Επιπλέον, ο λόγος της κανονικοποιημένης χρονικής στιγμής πρώτης τάξης του *E. coli* ως προς αυτή του Cl υπολογίστηκε για κάθε καμπύλη συγκέντρωσης και τα αποτελέσματα παρατίθενται στον Πίνακα 3.1. Για όλες τις εξεταζόμενες περιπτώσεις ο λόγος M_{1(i)}/M_{1(t)} ήταν μικρότερος από το ένα, το οποίο δείχνει ότι η ταχύτητα του *E. coli* ενισχύεται από 7%-15%. Πρόωρη ανάκτηση μάζας των κολλοειδών έχει αναφερθεί σε πολυάριθμες θεωρητικές και πειραματικές μελέτες (Abdel-Salam and Chrysikopoulos, 1995; Sinton et al., 2000; Keller et al., 2004; Vasiliadou and Chrysikopoulos, 2011). Ο τιμές M_r , που παρουσιάζονται στον Πίνακα 3.1, υπολογίστηκαν χρησιμοποιώντας την Εξίσωση (3.11) και έδειξαν ότι δεν υπήρξε καμία σημαντική συγκράτηση του *E. coli* από στη στήλη. Μικρή προσκόλληση του *E. coli* πάνω στην χαλαζιακή άμμο παρατηρήθηκε στη μικρότερη q. Εντούτοις, καμία ευδιάκριτη σχέση μεταξύ του M_r ή $M_{1(i)}/M_{1(t)}$ και q ή d_c δε μπορεί να εξαχθεί από τα δεδομένα του Πίνακα 3.1.



Σχήμα 3.3: Πειραματικά δεδομένα συγκέντρωσης του ιχνηθέτη (σύμβολα) και προσαρμοσμένες προβλέψεις του μαθηματικού μοντέλου (συνεχείς καμπύλες) για τις ειδικές παροχές (a) 0.16, (b) 0.31, και (c) 0.51 cm/min σε κορεσμένες στήλες χονδρόκοκκης άμμου.



Σχήμα 3.4: Πειραματικά δεδομένα συγκέντρωσης του Ε. coli CN13 (σύμβολα) και προσαρμοσμένες προβλέψεις του μαθηματικού μοντέλου (συνεχείς καμπύλες) για τις ειδικές παροχές 0.16 cm/min (ανοιχτά σύμβολα), 0.31 cm/min (γεμισμένα σύμβολα), και 0.51 cm/min (κλειστά σύμβολα) σε κορεσμένες στήλες με νερό γεμισμένες με χονδρόκοκκη (κύκλοι), μεσόκοκκη (ρόμβοι) και λεπτόκοκκη (τετράγωνα) άμμο.

Το Σχήμα 3.5 παρουσιάζει τα δεδομένα κανονικοποιημένης συγκέντρωσης του MS2 μαζί με τις προσαρμοσμένες προβλέψεις του μοντέλου. Με εξαίρεση την περίπτωση της λεπτόκοκκης άμμου σε q=0.51 cm/min, όλες οι τιμές ανάκτησης μάζας M_r που φαίνονται στον Πίνακα 3.1 ήταν αρκετά χαμηλές, δείχνοντας ότι τα σωματίδια MS2 συγκρατήθηκαν στη στήλη είτε μη αντιστρεπτά προσκολλημένα πάνω στους κόκκους άμμου είτε αδρανοποιημένα. Στην πιο μικρή ειδική παροχή (q=0.16 cm/min) η ανάκτηση μάζας M_r μειώνεται με μείωση του μεγέθους των κόκκων άμμου εντούτοις, για τις άλλες δύο ειδικές παροχές δεν υπήρξε καμία σαφής τάση. Ως εκ τούτου, η προσκόλληση του MS2 δε μπορεί να αποδοθεί στις διακυμάνσεις του d_e, αλλά στις πιθανές φυσικοχημικές ετερογένειες των κόκκων της άμμου. Με εξαίρεση την περίπτωση της μεσόκοκκης άμμου με q=0.31 cm/min, όπου παρατηρήθηκε μικρή επιβράδυνση (M_{1(i)}/M_{1(t)} =1.05> 1), όλοι οι υπολογισμένοι λόγοι M_{1(i)}/M_{1(t)} ήταν μικρότεροι από το ένα (δείτε Πίνακα 3.1), δείχνοντας ότι η ταχύτητα του MS2 ενισχύεται από 2%-19% έναντι αυτής του ιχνηθέτη.



Σχήμα 3.5: Πειραματικά δεδομένα συγκέντρωσης του MS2 (σύμβολα) και προσομοιωμένες προβλέψεις του μαθηματικού μοντέλου (συνεχείς καμπύλες) για τις ειδικές παροχές 0.16 cm/min (ανοιχτά σύμβολα), 0.31 cm/min (γεμισμένα σύμβολα), και 0.51 cm/min (κλειστά σύμβολα) σε κορεσμένες στήλες με νερό γεμισμένες με χονδρόκοκκη (κύκλοι), μεσόκοκκη (ρόμβοι) και λεπτόκοκκη (τετράγωνα) άμμο.

Το Σχήμα 3.6 παρουσιάζει τα δεδομένα κανονικοποιημένης συγκέντρωσης του ΦX174 μαζί με τις προσαρμοσμένες προβλέψεις του μοντέλου. Οι υπολογισμένες τιμές M_r που φαίνονται στον Πίνακα 3.1 δείχνουν ότι δεν υπήρξε καμία σημαντική συγκράτηση του ΦX174 στην πληρωμένη στήλη. Επιπλέον, όλοι οι υπολογισμένοι λόγοι $M_{1(i)}/M_{1(t)}$ ήταν μικρότεροι από το ένα (δείτε Πίνακα 3.1), δείχνοντας ότι η ταχύτητα του ΦX174 ενισχύεται από 4%-18% έναντι αυτής του ιχνηθέτη. Εντούτοις, πρέπει να σημειωθεί ότι καμία ευδιάκριτη σχέση μεταξύ του M_r ή $M_{1(i)}/M_{1(t)}$ και q ή d_c δε μπορεί να εξαχθεί από τα δεδομένα του Πίνακα 3.1.



Σχήμα 3.6: Πειραματικά δεδομένα συγκέντρωσης του ΦΧ174 (σύμβολα) και προσομοιωμένες προβλέψεις του μαθηματικού μοντέλου (συνεχείς καμπύλες) για τις ειδικές παροχές 0.16 cm/min (ανοιχτά σύμβολα), 0.31 cm/min (γεμισμένα σύμβολα), και 0.51 cm/min (κλειστά σύμβολα) σε κορεσμένες στήλες με νερό γεμισμένες με χονδρόκοκκη (κύκλοι), μεσόκοκκη (ρόμβοι) και λεπτόκοκκη (τετράγωνα) άμμο.

Οι μέσες τιμές των τιμών α_L για κάθε μέγεθος κόκκου άμμου που παρουσιάζονται στον Πίνακα 3.1 ήταν μικρότερες για τα βακτήρια (*E.coli*) από ότι τους κολιφάγους (MS2, ΦX174), αλλά υψηλότερες για τον MS2 από ότι τον ΦX174. Οι παρατηρηθείσες διαφορές μεταξύ των μέσων τιμών α_L MS2 και ΦX174 αποδίδονται κυρίως στις διαφορετικές πρωτεϊνικές κάψες (υδρόφοβη για τον MS2 και υδρόφιλη για τον ΦX174). Επιπλέον, οι παρατηρηθείσες διαφορές μεταξύ των μέσων τιμών α_L των βακτηρίων και των κολιφάγων αποδίδονται στη διαφορά μεγέθους (η d_p του *E.coli* είναι περίπου δύο τάξεις μεγέθους μεγαλύτερη από αυτή των MS2 και ΦΧ174). Η διαμήκης τάση διασποράς των κολλοειδών είναι γνωστό ότι μειώνεται με αύξηση του μεγέθους των σωματιδίων (Keller et al., 2004; Vasiliadou and Chrysikopoulos, 2011). Άξιο να σημειωθεί είναι ότι η ανάκτηση μάζας M_r του ΦΧ174 ήταν υψηλότερη από αυτή του MS2 για όλες τις περιπτώσεις που εξετάστηκαν σε αυτό το Κεφάλαιο. Αυτό το αποτέλεσμα είναι σε συμφωνία με τη μελέτη των Dowd et al. (1998). Η υψηλότερη προσκόλληση που παρατηρείται για τον MS2 συγκρινόμενη με αυτή του ΦΧ174 αποδίδεται στις διαφορές της πρωτεϊνικής κάψας (Shields, 1986). Επιπλέον, η συγκράτηση των κολιφάγων ήταν μεγαλύτερη από αυτή των βακτηρίων, που δείχνει ότι η απόθεση είναι μικρότερη για τα μεγαλύτερα σωματίδια, το οποίο είναι σε συμφωνία με τα αποτελέσματα άλλων ερευνητών (Gupta et al., 2009; Harvey and Garabedian, 1991). Εντούτοις, για συγκεκριμένες πειραματικές συνθήκες έχει αναφερθεί στη βιβλιογραφία μεγαλύτερη αφαίρεση βακτηρίων από ότι ιών (Hijnen et al., 2005; van der Wielen et al., 2008). Η παρεμποδιζόμενη συγκράτηση (παγίδευση σωματιδίων στους λαιμούς των πόρων που είναι πάρα πολύ μικροί για να επιτρέψουν τη μετάβαση των σωματιδίων) και η ενσφήνωση (η προσκόλληση των σωματιδίων πάνω στις επιφάνειες δύο ή περισσότερων κόκκων συλλέκτη που βρίσκονται σε επαφή) δεν θεωρούνται σημαντικοί μηχανισμοί της απώλειας μάζας στο πληρωτικό υλικό των στηλών που εξετάζονται σε αυτό το Κεφάλαιο επειδή ο λόγος της διαμέτρου του βιοκολλοειδούς προς τη διάμετρο του συλλέκτη (d_p/d_c) ήταν αρκετά κάτω από την προτεινόμενη κατώτατη τιμή 0.004 (Johnson et al., 2010) ή 0.003 (Bradford and Bettahar, 2006) για όλες τις περιπτώσεις που εξετάστηκαν εκτός από την περίπτωση της E.coli με τη λεπτόκοκκη άμμο όπου $d_p/d_c=0.0067$. Επιπλέον, επειδή οι στήλες πληρώθηκαν με λεπτομερώς καθαρισμένη χαλαζιακή άμμο και τα πειράματα πραγματοποιήθηκαν χρησιμοποιώντας χαμηλής ιοντικής ισχύος διαλύματος PBS (και τα δύο μέτρα ελαχιστοποιούν την προσκόλληση των κολλοειδών), η παρατηρηθείσα συγκράτηση των βιοκολλοειδών θα μπορούσε να επηρεάζεται από την παρεμποδιζόμενη συγκράτηση (Xu et al., 2006; Shen et al., 2008). Εντούτοις, άλλοι παράγοντες (π.γ. ετερογένεια της επιφάνειας του συλλέκτη) μπορεί να έχουν συμβάλει στην παρατηρηθείσα συγκράτηση των βιοκολλοειδών.

3.4.2 Υπολογισμός των τιμών των παραμέτρων

Ο συντελεστής σύλληψης μοναδιαίου συλλέκτη για ευνοϊκή απόθεση, η₀, υπολογίστηκε χρησιμοποιώντας την Εξίσωση (3.16) και τιμές των παραμέτρων του Πίνακα 3.2, για τα βιοκολλοειδή MS2, ΦΧ174 και *Ε. coli*, τρία μεγέθη άμμου (χονδρόκοκκη, μεσόκοκκη και λεπτόκοκκη), και τρεις ειδικές παροχές. Οι υπολογισμένες τιμές η₀ παρατίθενται στον Πίνακα 3.1. Επίσης, το Σχήμα 3.7 παρουσιάζει τις προβλεφθείσες τιμές η₀ για τα τρία βιοκολλοειδή για τις πειραματικές συνθήκες (σύμβολα), μαζί με τις γενικευμένες προβλέψεις ως συνάρτηση του μεγέθους

των σωματιδίων (καμπύλες). Οι γενικευμένες καμπύλες πρόβλεψης αντιστοιχούν σε μια χαρακτηριστική πυκνότητα σωματιδίου και τις υπολογισμένες μέσες τιμές του πορώδους που φαίνονται στον Πίνακα 3.1.



Σχήμα 3.7: Προβλεπόμενοι συντελεστές σύλληψης μοναδιαίου συλλέκτη για τον MS2 (κύκλος), ΦΧ174 (ρόμβος) and *E. coli* (τετράγωνο) βασισμένοι στις πειραματικές συνθήκες για (a) q=0.51 cm/min, (b) 0.31 cm/min, και (c) 0.16 cm/min. Οι γενικευμένες καμπύλες πρόβλεψης βασίζονται σε πυκνότητα σωματιδίου ρ_p =1050 kg/m3 και μέσες τιμές πορώδους θ.

	Πίνακας 3.1: Υπολογισμένες τιμές παραμέτρων											
q	рН	dc	Co PFU/mL	Рь						Mr		
(cm/min)		(mm)	(ιοί) CEU/mI	(g/cm ³)						(%)		
			(βακτήρια)									
			mmol/mL		Α	U (cm/min)	\mathbf{D}	a. (cm)	M/M		n	~
			(נצאווטצנווק)		0	ΦX174	(cm/mn)	u _L (em)	1 v1 1(i)/1 v1 1(t)		I	u
0.51	7.2	1409	4.4 x 10 ³	1.69	0.43	1.17	0.51	0.44	0.83	100	0.046	0.0001
0.51	7.2	512.5	$3.4 \ge 10^3$	1.69	0.42	1.21	0.29	0.24	0.92	100	0.089	0
0.51	7.2	181	4.1 x 10 ³	1.69	0.39	1.31	0.53	0.51	0.87	82.7	0.172	0.0007
0.31	7.02	1409	2.6 x 10 ⁶	1.72	0.41	0.76	0.3	0.42	0.96	100	0.053	0.0001
0.31	6.9	512.5	1.8 x 10 ⁶	1.72	0.4	0.78	0.16	0.21	0.84	88.2	0.103	0.0023
0.31	7.07	181	1.7 x 10 ⁶	1.69	0.41	0.76	0.08	0.11	0.93	100	0.196	0
0.16	7.43	1409	2.4×10^3	1.72	0.43	0.39	0.11	0.26	0.82	95.4	0.082	0.0032
0.16	7	512.5	2.8 x 10 ³	1.72	0.4	0.4	0.03	0.08	0.86	100	0.166	0
0.16	6.99	181	2.2×10^3	1.69	0.41	0.39	0.34	0.79	0.83	100	0.314	0
0.51	7 10	1409	4.2×10^5	1.60	0.4	1.3	1 33	1 20	0.88	88.0	0.040	0.0107
0.51	7.19	512.5	4.2×10^{5}	1.09	0.4	1.5	1.55	1.29	0.88	71.6	0.049	0.0056
0.51	7.08	181	4.7×10^{5}	1.72	0.42	1.21	1.00	0.93	0.98	100	0.090	0.0050
0.31	7.22	1/09	7.3×10^3	1.05	0.30	0.76	0.49	0.93	1.05	87	0.105	0.0135
0.31	6.89	512.5	7.3×10^3	1.72	0.30	0.70	0.42	0.05	0.87	96.5	0.055	0.0006
0.31	7 23	181	7.3×10^3	1.72	0.43	0.72	0.21	0.4	0.94	91.9	0.194	0.0003
0.16	7.18	1409	7.3×10^3	1.00	0.45	0.72	0.71	1.48	0.81	70.2	0.09	0.0205
0.16	74	512.5	2×10^4	1.72	0.42	0.38	0.67	1.10	0.98	65.4	0.164	0.0051
0.16	6.99	181	3.25×10^3	1.69	0.4	0.20	0.5	1.46	0.92	13.5	0.331	0.0017
<u>0.10</u> 0.99 181 3.23 X 10 1.09 0.4 0.4 0.5 1.46 0.92 43.5 0.331 0.0017 <i>E. coli</i>												
0.51	7.08	1409	1.9 x 10 ⁸	1.71	0.39	1.31	0.67	0.56	0.93	100	0.003	0.0216
0.51	7.21	512.5	1.94 x 10 ⁸	1.77	0.39	1.31	0.42	0.32	0.93	95.3	0.005	0.0149
0.51	7.19	181	1.88 x 10 ⁸	1.72	0.41	1.24	0.44	0.36	0.89	100	0.009	0.0001
0.31	6.99	1409	1.88 x 10 ⁸	1.7	0.39	0.79	0.18	0.23	0.93	100	0.004	0.0015
0.31	7.15	512.5	1.97 x 10 ⁸	1.72	0.43	0.72	0.07	0.09	0.86	100	0.006	0.0004
0.31	7.23	181	$2 \ge 10^8$	1.69	0.44	0.71	0.04	0.06	0.88	100	0.011	0.0001
0.16	7.32	1409	1.98 x 10 ⁸	1.73	0.39	0.41	0.09	0.22	0.85	95.9	0.006	0.0357
0.16	7.24	512.5	$2 \ge 10^8$	1.76	0.39	0.41	0.03	0.08	0.91	94.5	0.01	0.0103
0.16	7.19	181	1.88 x 10 ⁸	1.71	0.39	0.41	0.12	0.29	0.88	96.2	0.02	0.0013
0.51	7.02	1400	0.01	1 76	0.42	1 21	0.2	0.167		00.7		
0.51	6.81	512.5	0.01	1.70	0.42	1.21	0.2	0.107		99.7 100		
0.51	0.01	512.5 191	0.01	1.72	0.45	1.2	0.21	0.173		00 7		
0.31	7.00	101	0.01	1.72	0.39	0.74	0.24	0.18		99.7 100		
0.31	6.04	512.5	0.01	1.70	0.42	0.74	0.10	0.209		100		
0.31	6.91	12.5	0.01	1.72	0.45	0.72	0.15	0.10		100		
0.16	6.80	1//00	0.01	1.72	0.39	0.79	0.15	0.19		00 5		
0.16	7 12	512.5	0.01	1.70	0.42	0.30	0.08	0.197		99.5 00 Q		
0.16	6.76	181	0.01	1.72	0.45	0.37	0.08	0.193		100		

Το Σχήμα 3.8 παρουσιάζει τους συντελεστές απόδοσης συγκρούσεων, α, για τα MS2, ΦΧ174 και E. coli για τις πειραματικές συνθήκες αυτής της μελέτης, όπως προβλέπονται από την Εξίσωση (3.12) χρησιμοποιώντας τις προηγουμένως υπολογισμένες τιμές η₀ και τις τιμές των παραμέτρων του Πίνακα 3.1. Οι υπολογισμένες τιμές α (δείτε τον Πίνακα 3.1) παρουσιάζουν κάποια μεταβλητότητα επειδή εξαρτώνται από ποικίλες παραμέτρους συμπεριλαμβανομένης της φύσης της επιφάνειας των κόκκων (Mills et al., 1994), της ιοντικής ισχύος του διαλύματος (Jewett et al., 1995), της παρουσίας φυσικής οργανικής ουσίας (Johnson and Logan, 1996), και των ιδιοτήτων της επιφάνειας του βιοκολλοειδούς (Jin et al., 1997). Οι τιμές του α που υπολογίζονται σε αυτήν την μελέτη (δείτε τον Πίνακα 3.1) είναι παρόμοιες με τις τιμές που αναφέρονται στη βιβλιογραφία για MS2 (α =0.004 (Deborde et al., 1999), 0.0027 και 0.0046 (Anders and Chrysikopoulos, 2005), 0.00027-0.0014 (Schijven et al., 1999), 0.00045-0.0422 (Chu et al., 2003)), yta Φ X174 (α =0.00077-0.0162 (Chu et al., 2003)), και για το E. coli ($\alpha = 0.008 - 0.875$ (Foppen et al., 2007), 0.026-0.937 (Foppen and Schijven, 2005)). Είναι εμφανές από το Σχήμα 3.8 ότι περισσότερο ευνοϊκές συνθήκες προσκόλλησης υπήρξαν για τον MS2 απ' ό, τι για το ΦΧ174. Αυτό είναι ένα αναμενόμενο αποτέλεσμα επειδή η πρωτεϊνική κάψα του MS2 είναι υδρόφοβη ενώ η πρωτεϊνική κάψα του ΦΧ174 είναι υδρόφιλη (Shields, 1986).



Σχήμα 3.8: Πειραματικοί συντελεστές απόδοσης συγκρούσεων σαν συνάρτηση του μεγέθους των κόκκων άμμου και της ειδικής παροχής για τα (a) MS2, (b) ΦΧ174, και (c) *E. coli*.

Η ακριβής προσομοίωση των πειραματικών δεδομένων της συγκέντρωσης των MS2, ΦX174 και *E. coli* αυτής της μελέτης απαιτούσε τη γνώση των διάφορων τιμών k_c , οι οποίες υπολογίστηκαν με τη χρησιμοποίηση της Εξίσωσης (3.14) και των προηγουμένως υπολογισμένων τιμών η_0 και α. Οι υπολογισμένες τιμές k_c παρατίθενται στον Πίνακα 3.1 υπό μορφή λόγου του συντελεστή ρυθμού προσκόλλησης ως προς το συντελεστή απόδοσης συγκρούσεων, k_c/α . Επίσης, ο λόγος k_c/α παρουσιάζεται στο Σχήμα 3.9 για τα MS2, ΦX174 και *E. coli*, τρία μεγέθη άμμου (χονδρόκοκκη, μεσόκοκκη και λεπτόκοκκη), και τρεις ειδικές παροχές, μαζί με τις γενικευμένες προβλέψεις ως συνάρτηση του d_c . Οι καμπύλες πρόβλεψης βασίστηκαν στις υπολογισμένες τιμές του πορώδους και τις ενδοπορώδεις ταχύτητες που ελήφθησαν από τις αντίστοιχες τιμές του Πίνακα 3.2. Είναι εμφανές από το Σχήμα 3.9 ότι οι τιμές k_c/α για το *E. coli* είναι χαμηλότερες από τις τιμές για τους MS2 και ΦX174.

Παράμετρος	Τιμή (Μονάδες)		
Μήκος στήλης	0.3 (m)		
Διάμετρος στήλης	0.025 (m)		
Διάμετρος κόκκων άμμου (d _c)			
Χονδρόκοκκη	1.41 (mm)		
Μεσόκοκκη	0.513 (mm)		
Λεπτόκοκκη	0.181 (mm)		
Δ ιάμετρος σωματιδίων (d _p)			
MS2	0.025 (μm)		
ΦΧ174	0.026 (µm)		
E. coli	1.21 (µm)		
Πυκνότητα σωματιδίων (ρ _p)			
MS2	1420 (kg/m ³)		
ΦΧ174	1600 (kg/m ³)		
E. coli	1080 (kg/m ³)		
Απόλυτη θερμοκρασία του υγρού (Τ)	298 (K)		
Πυκνότητα του υγρού (ρ _f)	999.7 (kg/m ³)		
Ιξώδες του υγρού (μ)	$8.91 \times 10^{-4} (\text{kg/(m·s)})$		
Σύνθετη σταθερά Hamaker (A ₁₂₃)	7.5×10 ⁻²¹ (J)		
Σταθερά Boltzman (k_B)	$1.38 \times 10^{-23} (\text{kg m}^2)/(\text{s}^2 \text{ K})$		

Πίνακας 3.2: Τιμές παραμέτρων που χρησιμοποιήθηκαν για τον υπολογισμούς των $η_0$, α, και k_c



Σχήμα 3.9: Λόγος συντελεστή ρυθμού προσκόλλησης ως προς το συντελεστή απόδοσης συγκρούσεων (σύμβολα) σαν συνάρτηση της διαμέτρου του συλλέκτη και της ειδικής παροχής για (a) MS2, (b) ΦΧ174, και (c) *E. coli*. Οι γενικευμένες καμπύλες πρόβλεψης βασίζονται σε μέσες τιμές θ και U.

Ο υπολογισμός των θεωρητικών συντελεστών απόδοσης συγκρούσεων, α_{th}, απαιτούσε τις τιμές για Φ_{max1} και Φ_{min2}, που ελήφθησαν άμεσα από τις καμπύλες συνολικής ενέργειας αλληλεπίδρασης, Φ_{tot}, που υπολογίστηκαν σύμφωνα με τη θεωρία Derjaguin-Landau-Verwey-Overbeek (DLVO) της σταθερότητας κολλοειδών χρησιμοποιώντας τις Εξισώσεις (3.27) - (3.30). Τα υπολογισμένα προφίλ Φ_{tot} για τα MS2, ΦΧ174 και Ε. coli που πλησιάζουν τους διάφορους κόκκους άμμου (χονδρόκοκκη, μεσόκοκκη και λεπτόκοκκη) παρουσιάζονται στο Σχήμα 3.10. Σημειώστε ότι όταν τα κύτταρα E. coli προσεγγίζουν τους κόκκους άμμου αντιμετωπίζουν ένα ενεργειακό φράγμα της τάξης αρκετών 100 k_BT, ενώ χαμηλότερα ενεργειακά φράγματα αρκετών 10 k_BT αντιμετωπίζονται από τους κολιφάγους (δείτε το Σχήμα 3.10). Οι υπολογισμένες τιμές Φ_{max1} και Φ_{min2} παρατίθενται στον Πίνακα 3.3 μαζί με τα αντίστοιχα δυναμικά ζήτα. Σε αυτήν την μελέτη, τα βιοκολλοιειδή θεωρήθηκαν ό,τι ακολουθούν τις αρχές της χημείας των κολλοειδών, παρά το γεγονός

ότι είναι πιο σύνθετα από τα αβιοτικά κολλοειδή (van Loosdrecht et al., 1989). Για τους υπολογισμούς Φ_{dl}, ηλεκτροκινητικά δυναμικά ζήτα χρησιμοποιήθηκαν αντί των επιφανειακών δυναμικών. Τα δυναμικά ζήτα των διαφόρων σωματιδίων βιοκολλοειδών και των κόκκων άμμου που αιωρούνταν σε διάλυμα PBS μετρήθηκαν με ένα Zetameter (Malvern Instruments) με διαδικασία που περιγράφηκε από τους Syngouna and Chrysikopoulos (2010), και παρατίθενται στον Πίνακα 3.3. Σημειώστε ότι τα κύτταρα του βακτηρίου *E. coli* αντιμετωπίστηκαν ως σφαιρικά βιοκολλοειδή επειδή οι ηλεκτροφορητικές κινητικότητες (Delgado and Gonzalez-Caballero, 1998) και τα δυναμικά ζήτα (Salerno et al., 2006) δεν επηρεάζονται από τη μορφή σωματιδίων των κολλοειδών. Επιπλέον, οι Liu et al. (2010) έδειξαν ότι οι τιμές ηλεκτροφορητικής κινητικότητας την προσέγγιση Hückel.



Σχήμα 3.10: Υπολογισμένα προφίλ συνολικής ενέργειας αλληλεπίδρασης (a) MS2, (b) ΦΧ174 και (c) *E. coli* και επιφανειών κόκκων συλλέκτη σαν συνάρτηση της απόστασης διαχωρισμού για τα τρία μεγέθη άμμου.
	Δυναμικό Ζήτα (mV)	Χονδρόκοκκη άμμος (ζ=-53.03±2.13 mV)		Μεσόκοκκη άμμος (ζ=-62.25±3.45 mV)		Λεπτόκοκκη άμμος (ζ=-64.72±3.12 mV)	
		Φ _{max1}	$\Phi_{\min 2}$	Φ _{max1}	$\Phi_{\min 2}$	Φ _{max1}	$\Phi_{\min 2}$
		(k _B T)	(k _B T)	(k _B T)	(k _B T)	(k _B T)	(k _B T)
MS2	-33.5±1.8	25.06	-0.00349	28.09	-0.00334	27.97	-0.00335
Φ X174	-31.15±0.25	23.13	-0.00368	25.83	-0.00353	25.63	-0.00353
E. coli	-18.46±3.66	395.55	-0.19217	412.82	-0.18341	428.47	-0.00194

Πίνακας 3.3: Μετρημένα δυναμικά ζήτα, και υπολογισμένες τιμές Φ_{max1} και Φ_{min2}

Το Σχήμα 3.11 παρουσιάζει τους πειραματικούς και θεωρητικούς συντελεστές απόδοσης συγκρούσεων που υπολογίζονται από την προσέγγιση IFBL (Εξισώσεις (3.24) - (3.26)) και MA1 (προσέγγιση Maxwell, Εξίσωση (3.27)) σαν συνάρτηση του d_c για τρεις ειδικές παροχές υπό τις πειραματικές συνθήκες αυτής της μελέτης. Σαφώς, οι τιμές α_{th}, που υπολογίζονται με βάση την προσέγγιση IFBL είναι μικρότερες σε μέγεθος από τις πειραματικά καθορισμένες τιμές α. Αυτές οι διαφορές αυξάνονται με αύξηση του μεγέθους των κολλοειδών σωματιδίων (συγκρίνετε τα Σχήματα 3.11a και 3.11b για τα μικρότερα MS2 και ΦΧ174 με το Σχήμα 3.11c για το μεγαλύτερο E. coli), που πιθανά οφείλεται στα υψηλότερα ενεργειακά φράγματα των συστημάτων βακτηρίου-άμμου (δείτε το Σχήμα 3.10). Εντούτοις, οι τιμές α_{th} που υπολογίζονται με βάση τη ΜΑ1 προσέγγιση είναι σε σχετικά καλή συμφωνία με τις πειραματικά καθορισμένες τιμές α. Σημειώστε ότι η ΜΑ1 δε λαμβάνει υπόψη τις υδροδυναμικές επιπτώσεις. Αν και, το Σχήμα 3.8 δείχνει ότι το μέγεθος κόκκων άμμου έχει επιπτώσεις στον πειραματικό συντελεστή απόδοσης συγκρούσεων των κολιφάγων, οι θεωρητικοί συντελεστές απόδοσης συγκρούσεων δεν επηρεάζονται σημαντικά από το μέγεθος των κόκκων άμμου, το οποίο θα μπορούσε να αποδοθεί στα παρόμοια ενεργειακά προφίλ αλληλεπίδρασης που ελήφθησαν για όλα τα μεγέθη κόκκων (δείτε το Σχήμα 3.11).



Σχήμα 3.11: Πειραματικοί και θεωρητικοί συντελεστές απόδοσης συγκρούσεων (a) MS2, (b) ΦΧ174, και (c) *E. coli*.

Σημειώστε ότι για τις πειραματικές συνθήκες της εν λόγω μελέτης οι παραπάνω προσεγγίσεις που συζητήθηκαν για την εκτίμηση του θεωρητικού συντελεστή απόδοσης συγκρούσεων μπορούν να εφαρμοστούν μόνο για την *E. coli*, διότι, με βάση τα αποτελέσματα του Σχήματος 3.10, οι MS2 και ΦΧ174 δεν παρουσιάζουν Φ_{min1} και παρουσιάζουν πολύ μικρό βάθος Φ_{min2} (μικρότερο από τη μέση κινητική ενέργεια Brown της τάξης του 1.5 k_BT). Το Σχήμα 3.12 παρουσιάζει τις τιμές log(α_{th}/α) για την *E. coli* για τρεις διαφορετικές τιμές q και d_c σε μία προσπάθεια να παρασχεθεί μια επεξηγηματική σύγκριση του α_{th} που υπολογίζεται από την MA1 (προσέγγιση Maxwell, Εξίσωση (3.31)) και MA2 (προσέγγιση Maxwell, Εξίσωση (3.34)) με τους πειραματικούς συντελεστές απόδοσης συγκρούσεων. Οι πειραματικοί συντελεστές απόδοσης συγκρούσεων που μετριούνται για την *E. coli* είναι σε σχετικά καλή συμφωνία με τις προβλέψεις MA1 και MA2 (εντός 0-2 τάξεις μεγέθους) αλλά όχι με τις

προβλέψεις IFBL. Αποκλίσεις μεταξύ του α_{th} και α εντός 1-1.5 τάξεων μεγέθους έχουν αναφερθεί επίσης στη βιβλιογραφία από άλλους ερευνητές (Shen et al., 2007). Σημειώστε ότι οι υπολογισμοί α_{th} που παρουσιάζονται εδώ υποθέτουν ότι οι επιφάνειες άμμου και βιοκολλοειδών είναι φορτισμένες ομοιόμορφα. Εντούτοις, είναι πιθανό ότι και οι κόκκοι άμμου και τα βιοκολλοειδή να παρουσιάζουν κάποια ετερογένεια στα επιφανειακά φορτία (Camesano and abu-Lail, 2002; Song et al., 1994; Walker et al., 2004). Η παρουσία ετερο-περιοχών ελκυστικού επιφανειακού φορτίου είναι γνωστό ότι ενισχύει τη συγκράτηση των κολλοειδών παρουσία των ενεργειακών φραμάτων (Elimelech and O'Melia, 1990; Auset and Keller, 2006).



Σχήμα 3.12: Σύγκριση μεταξύ των πειραματικών και των θεωρητικών συντελεστών απόδοσης συγκρούσεων για την *E. coli* χρησιμοποιώντας τις προβλέψεις της προσέγγισης (a) IFBL, (b) MA1 και (c) MA2

Το Σχήμα 3.13 απεικονίζει την εξάρτηση των θεωρητικών συντελεστών απόδοσης συγκρούσεων από το μέγεθος των σωματιδίων ως συνάρτηση της ιοντικής ισχύος IS, που εκτιμήθηκε με τα μοντέλα Maxwell (Εξισώσεις 3.27 – 3.30) και IFBL (Εξισώσεις 3.24 έως 3.26). Το Σχήμα 3.13a δείχνει ότι οι προβλεπόμενες τιμές του θεωρητικού συντελεστή απόδοσης συγκρούσεων με το μοντέλο Maxwell αυξάνονται με αύξηση του μεγέθους των σωματιδίων για μια δεδομένη ιοντική ισχύ, σε αντίθεση με αυτό που προβλέψει το μοντέλο IFBL (Σχήμα 3.13b). Το μοντέλο Maxwell προβλέπει, επίσης, πολύ μεγαλύτερες τιμές α από αυτές που υπολογίσθηκαν από το IFBL σε όλες τις τιμές ιοντικής ισχύος για διαφορετικά μεγέθη σωματιδίων. Επιπλέον, το μοντέλο Maxwell προβλέπει λιγότερο σημαντική εξάρτηση του α από το μέγεθος των σωματιδίων από ότι το IFBL. Συγκεκριμένα, οι διαφορές των προβλεπόμενων συντελεστών απόδοσης συγκρούσεων μεταξύ των μεγάλων και των μικρών κολλοειδών από το IFBL μοντέλο είναι έως και αρκετές τάξεις μεγέθους σε χαμηλές τιμές ιοντικής ισχύος αλλά είναι γενικά μέσα σε 0-2 τάξεις μεγέθους με το μοντέλο Maxwell.



Σχήμα 3.13: Εξάρτηση από το μέγεθος των σωματιδίων των (a) προβλέψεων του μοντέλου Maxwell και (b) προβλέψεων του μοντέλου IFBL σαν συνάρτηση της ιοντικής ισχύος για κολλοειδή διαφόρων μεγεθών: (1) 2000nm, (2) 1000nm, (3) 200nm, (4) 100nm, (5) 50nm, (6) 20nm (q=0.51cm/min, A_{123} = 7.5 x 10⁻²¹ J, T=298K, Ψ_p = Ψ_c =40 mV για όλες τις τιμές ιοντικής ισχύος IS=0.001M, 0.003M, 0.005M, 0.007M, 0.01M, 0.02M)

3.5 ΠΕΡΙΛΗΨΗ ΚΑΙ ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ

Ένας μεγάλος αριθμός πειραμάτων σε στήλες πραγματοποιήθηκε προκειμένου να ερευνηθούν οι επιδράσεις της ταχύτητας νερού και του μεγέθους των κόκκων άμμου στη μεταφορά βιοκολλοειδών. Τα αποτελέσματα αυτής της μελέτης έδειξαν ότι αν και

η ανάκτηση μάζας των βιοκολλοειδών και ο βαθμός ενίσχυσης της ταχύτητας επηρεάστηκαν από το μέγεθος κόκκων άμμου και την ενδοπορώδη ταχύτητα, καμία σαφής τάση δεν θα μπορούσε να καθοριστεί. Διαπιστώθηκε ότι οι τιμές των διαμηκών τάσεων διασποράς για τον MS2 ήταν υψηλότερες από εκείνες που ελήφθησαν για τον ΦΧ174, το οποίο θα μπορούσε να αποδοθεί στην υψηλότερη ηλεκτροστατική άπωση μεταξύ MS2 και κόκκων άμμου (υψηλότερα ενεργειακά φράγματα) και στην υδροφοβική πρωτεϊνική κάψα του MS2. Επιπλέον, όπως αναμενόταν, οι τιμές των διαμηκών τάσεων διασποράς για τους μικρότερους κολιφάγους βρέθηκαν να είναι μεγαλύτερες από αυτές των μεγαλύτερων βακτηρίων. Ο συντελεστής σύλληψης μοναδιαίου συλλέκτη για ευνοϊκή απόθεση αποδείχθηκε ότι επηρεάζεται από το μέγεθος κόκκων άμμου και την ταχύτητα νερού. Γενικά, τα πειραματικά αποτελέσματα έδειξαν ότι οι συντελεστές σύλληψης μοναδιαίου συλλέκτη για ευνοϊκή απόθεση αυξήθηκαν με μείωση της ταχύτητας του νερού και του μεγέθους των κόκκων άμμου για όλα τα βιοκολλοειδή που εξετάστηκαν. Επιπλέον ο λόγος του συντελεστή ρυθμού προσκόλλησης ως προς το συντελεστή απόδοσης συγκρούσεων αυξήθηκε με μείωση της ταχύτητας νερού και του μεγέθους κόκκων άμμου.

Οι πειραματικοί συντελεστές απόδοσης συγκρούσεων έδειξαν ότι περισσότερο ευνοϊκές συνθήκες προσκόλλησης υπήρξαν για τον κολιφάγο MS2 απ' ό,τι για τον ΦΧ174. Εντούτοις δεν παρατηρήθηκε καμία σημαντική επίδραση του μεγέθους των κόκκων άμμου και της ενδοπορώδους ταχύτητας στον συντελεστή απόδοσης συγκρούσεων. Είναι δυνατό παράγοντες όπως η περιοχή της επιφάνειας των κόκκων, η ύπαρξη γωνιών και η τραχύτητα μπορεί να έχουν συμβάλει στη φυσικοχημική διήθηση και συγκράτηση των βιοκολλοειδών. Οι θεωρητικοί συντελεστές απόδοσης συγκρούσεων υπολογίστηκαν χρησιμοποιώντας τις προσεγγίσεις IFBL και Maxwell. Για την προσέγγιση IFBL, η διαφωνία μεταξύ των πειραματικών και θεωρητικών τιμών αυξήθηκε εμφανώς με αύξηση του μεγέθους των σωματιδίων, λόγω των υψηλότερων ενεργειακών φραγμάτων που προβλέφθηκαν για τα βακτηρία από ό,τι τους ιούς. Αντίθετα, η προσέγγιση Maxwell παρήγαγε α_{th} καλά συγκρινόμενα με τις πειραματικές τιμές α. Για την ελαχιστοποίηση των παρατηρημένων αποκλίσεων, οι υπολογισμοί του α_{th} πρέπει επίσης να περιλαμβάνουν την επίδραση των ετερογενειών της επιφάνειας, της τραγύτητας της επιφάνειας, και των υδροδυναμικών δυνάμεων που ασκούνται στα κολλοιειδή.

Ευχαριστίες

Αυτή η έρευνα συγχρηματοδοτήθηκε από την Ευρωπαϊκή Ένωση (Ευρωπαϊκό Κοινωνικό Ταμείο-ΕΚΤ) και Ελληνικούς εθνικούς πόρους μέσω του Επιχειρησιακού Προγράμματος «Εκπαίδευση και Δια Βίου Μάθηση» του Εθνικού Στρατηγικού Πλαισίου Αναφοράς-Ερευνητικό Πρόγραμμα: Ηράκλειτος ΙΙ. «Επενδύοντας στο μέλλον σας».

Ονοματολογία

 A_{123} σύνθετη σταθερά Hamaker για το σύστημα βιοκολλοειδές-νερό-άμμος, (M L^2)/t².

As παράμετρος ροής εξαρτώμενη από το πορώδες, που ορίζεται στην Εξίσωση
 (3.17).

C συγκέντρωση των αιωρούμενων βιοκολλοειδών, M/L³.

 C^{*} συγκέντρωση των βιοκολλοειδή των προσκολλημένων στη στερεά μήτρα, $M/L^{3}.$

C₀ αρχική συγκέντρωση των βιοκολλοειδών M/L³.

 d_c μέση διάμετρος συλλέκτη, L.

dp μέση διάμετρος βιοκολλοειδούς, L.

- D συντελεστής υδροδυναμικής διασποράς, L^2/t .
- D συντελεστής μοριακής διάχυσης, L^2/t .
- \mathcal{D}_{e} συντελεστής αποτελεσματικής μοριακής διάχυσης, L^2/t .
- E_k κινητική ενέργεια, J.

erfc[·] συμπληρωματική συνάρτηση σφάλματος.

G επιτάχυνση λόγω βαρύτητας, L/t^2 .

h απόσταση διαχωρισμού βιοκολλοειδούς σωματιδίου-συλλέκτη.

- i δείκτης που δείχνει το βιοκολλοειδές: Ε. coli, MS2, και ΦΧ174
- J_0 συνάρτηση Bessel πρώτου είδους μηδενικής τάξης

 k_B σταθερά Boltzman, (M·L²)/(t² K).

 k_c σταθερά ρυθμού προσκόλλησης, t⁻¹.

 k_r σταθερά ρυθμού αποκόλλησης, t^{-1} .

L μήκος του πορώδους μέσου, L.

- m_n απόλυτη χρονική στιγμή, που ορίζεται στην Εξίσωση (3.9).
- M_n κανονικοποιημένη χρονική στιγμή, που ορίζεται στην Εξίσωση (3.10).
- m_p μάζα ενός σωματιδίου, M.
- M_r ανάκτηση μάζας που ορίζεται στην Εξίσωση (3.11).
- n δείκτης που δείχνει την τάξη της στιγμής.
- N_A αριθμός έλξης, που ορίζεται στην Εξίσωση (3.21).
- N_G αριθμός βαρύτητας, που ορίζεται στην Εξίσωση (3.22).
- N_{Pe} αριθμός Peclet, που ορίζεται στην Εξίσωση (3.19).
- N_R αριθμός σχετικού μεγέθους, που ορίζεται στην Εξίσωση (3.18).
- N_{vdW} αριθμός van der Waals, που ορίζεται στην Εξίσωση (3.20).
- q ειδική παροχή ή ταχύτητα Darcy, L/t.
- Q ογκομετρική παροχή, L^{3}/t .
- r_c μέση ακτίνα συλλέκτη, L.
- r_p μέση διάμετρος βιοκολλοειδούς σωματιδίου, L.
- RB κανονικοποιημένη ανάκτηση μάζας, που ορίζεται στην Εξίσωση (3.13)
- S(β) συνάρτηση που περιγράφη τη συλλογή Brownian σωματιδίων πάνω σε ένα συλλέκτη, (-).
- t χρόνος, t.
- t_p διάρκεια έγχυσης διαλύματος, t.
- Τ απόλυτη θερμοκρασία, Kelvin.
- U ενδοπορώδης ταχύτητα, L/t.
- v_p ταχύτητα του σωματιδίου στο δευτεροταγές ελάχιστο, L/t.
- x χωρική συντεταγμένη στην οριζόντια διεύθυνση, L.
- α αδιάστατος συντελεστής απόδοσης συγκρούσεων, (-).
- α_{th} θωρητικός συντελεστής απόδοσης συγκρούσεων, (-).
- α_L διαμήκης τάση διασποράς, L/t.
- β αδιάστατη παράμετρος προσκόλλησης, που ορίζεται στην Εξίσωση (3.25).
- Γ συνάρτηση Γαμμα
- ε διηλεκτρική σταθερά του υγρού αιώρησης, $C^2/(J \cdot m)$.
- $ε_r$ σχετική διηλεκτρική σταθερά του υγρού αιώρησης, (-).
- $ε_0$ διαπερατότητα του κενού χώρου, $C^2/(J \cdot m)$.
- $ε_{\theta}$ ίσο με $(1-\theta)^{1/3}$
- ζ ηλεκτροκινητικά δυναμικά ζήτα των βιοκολλοειδών και των κόκκων άμμου, V.

η αδιάστατος συντελεστής σύλληψης μοναδιαίου συλλέκτη, (-).

η₀ αδιάστατος συντελεστής σύλληψης μοναδιαίου συλλέκτη για ευνοική απόθεση,

(-).

 θ πορώδες του εδάφους (όγκος υγρού/όγκος πορώδους μέσου), L^3/L^3 .

λ συντελεστής μετασχηματισμού των αιωρούμενων βιοκολλοειδών, t^{-1} .

 λ^* συντελεστής μετασχηματισμού των προσκολλημένων ιών, t⁻¹.

λ_β συντελεστής ρυθμού επιφανειακής αντίδρασης που περιγράφει την προσκόλληση, ορίζεται στην Εξίσωση (3.26).

 λ_w χαρακτηριστικό μήκος κύματος της αλληλεπίδρασης σφαίρας-επιφάνειας, L.

ξ ψεύτικη μεταβλητή ολοκλήρωσης.

ρ φαινόμενη πυκνότητα της στερεάς μήτρας (μάζα στερεών/όγκος στήλης), M/L^3 .

- $ρ_f$ πυκνότητα του ρευστού, M/L^3 .
- $ρ_p$ πυκνότητα του βιοκολλοειδούς σωματιδίου, M/L^3 .
- σ παράμετρος σύγκρουσης Born, L.
- τ ψεύτικη παράμετρος ολοκλήρωσης.
- τ* δαιδαλώδες των πόρων (-).

 $Φ_{Born}$ δυναμική ενέργεια Born, J.

 Φ_{dl} δυναμική ενέργεια διπλοστιβάδας ή διπλού στρώματος, J.

- $Φ_{max1}$ ενεργειακό μέγιστο (φράγμα) της $Φ_{tot}$, J.
- $Φ_{min1}$ πρωτοταγές ενεργειακό ελάχιστο της $Φ_{tot}$, J.
- $Φ_{min2}$, δευτεροταγές ενεργειακό ελάχιστο της $Φ_{tot}$, J.
- Φ_{tot} συνολική δυναμική ενέργεια αλληλεπίδρασης, J.
- $Φ_{vdW}$ δυναμική ενέργεια van der Waals, J.
- Ψ_{c} επιφανειακό δυναμικό του συλλέκτη (άμμος), V.
- Ψ_p επιφανειακό δυναμικό του βιοκολλοειδούς σωματιδίου, V.

3.6 ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

[1] Abdel-Salam A., Chrysikopoulos C.V. (1995), "Modeling of colloid and colloid-facilitated contaminant transport in a 2-dimensional fracture with spatially-variable aperture", *Transport in Porous Media*, Vol. 20, pp. 197-221.

[2] Adams M.H. (1959), *Bacteriophages*, Interscience Pubishers, New York, pp 450-454.

[3] Anders R. and Chrysikopoulos C.V. (2005), "Virus fate and transport during artificial recharge with recycled water", *Water Resources Research*, Vol. 41, W10415, doi: 10.1029/2004WR003419.

[4] Anders R. and Chrysikopoulos C.V. (2006), "Evaluation of the factors controlling the time-dependent inactivation rate coefficients of bacteriophage MS2 and PRD1", *Environmental Science and Technology*, Vol. 40, pp. 3237-3242.

[5] Anders R. and Chrysikopoulos C.V. (2009), "Transport of viruses through saturated and unsaturated columns packed with sand", *Transport in Porous Media*, Vol. 76, pp. 121-138.

[6] Auset M. and Keller A. (2006), "Pore-scale visualization of colloid straining and filtration in saturated porous media using micromodels", *Water Resources Research*, Vol. 42, W12S02, doi:10.1029/2005WR004639.

[7] Banks M.K., Yu W. and Govindaraju R.S. (2003), "Bacterial adsorption and transport in saturated soil columns", *Journal of Environmental Science Health A*, Vol. 38, pp. 2749-2758.

[8] Bear J. (1979), Hydraulics of Groundwater, McGraw-Hill.

[9] Black C.A. (Eds.) (1965), *Methods of Soil Analysis. Part 2: Chemical and Microbiological Properties*, American Society of Agronomy, Madison.

[10] Bolster C.H., Mills A.L., Hornberger G.M. and Herman J.S. (2001), "Effect of surface coatings, grain size, and ionic strength on the maximum attainable coverage of bacteria on sand surfaces", *Journal of Contamintant Hydrology*, Vol. 50, pp. 287-305.

[11] Bradford S.A. and Bettahar M. (2006), "Concentration dependent transport of colloids in saturated porous media", *Journal of Contaminant Hydrology*, Vol. 82, pp. 99-117.

[12] Bueche F.J. (1975), Introduction to physics for scientists and engineers, 2nd Edition, McGraw-Hill, pp. 870.

[13] Camesano T.A. and Abu-Lail N.I. (2002), "Heterogeneity in bacterial surface polysaccharides, probed on a single-molecule basis", *Biomacromolecules*, Vol. 3, pp. 661-667.

[14] Chrysikopoulos C.V. (1993), "Artificial tracers for geothermal reservoir studies", *Environmental Geology*, Vol. 22, pp. 60-70.

[15] Chrysikopoulos C.V. and Sim Y (1996), "One-dimensional virus transport homogeneous porous media with time dependent distribution coefficient", *Journal Hydrology*, Vol. 185, pp. 199-219.

[16] Chrysikopoulos C.V., Masciopinto C., La Mantia R. and Manariotis I.D. (2010), "Removal of biocolloids suspended in reclaimed wastewater by injection in a fractured aquifer model", *Environmental Science and Technology*, Vol. 44, pp. 971-977.

[17] Chu Y., Jin Y., Baumann T. and Yates M.V. (2003), "Effect of soil properties on saturated and unsaturated virus transport through columns", *Journal of Environmental Quality*, Vol. 32, pp. 2017–2025.

[18] Dahneke B. (1975), "Resuspension of Particles", *Journal of Colloid Interface Science*, Vol. 50, pp. 194-196.

[19] Delgado A.V. and Gonzalez-Caballero F. (1998), "Inorganic Particles as Colloidal Modela. Effects of size and Shape on the Electrokinetics of Hematite (a-Fe₂O₃)", *Croatica Chemica Acta*, Vol. 71, pp. 1087-1104.

[20] Deborde D.C., Woessner W.W., Kiley Q.T. and Ball P. (1999), "Rapid transport of viruses in a floodplain aquifer", *Water Resources*, Vol. 33, pp. 2229-2238.

[21] Elimelech M. and O'Melia C.R. (1990), "Effect of particle size on collision etliciency in the deposition of Brownian particles with electrostatic energy barriers", *Langmuir*, Vol. 6, pp. 1153-1163.

[22] Feng H., Yu Z. and Chu P.K. (2006), *Materials Science and Engineering: R: Reports,* Vol. 54, pp. 49-120.

[23] Foppen J.W.A. and Schijven J.F. (2005), "Transport of *E. coli* in columns of geochemically heterogeneous sediment", *Water Resources*, Vol. 39, pp. 3082-3088.

[24] Foppen J.W., van Herwerden M. and Schijven J. (2007), "Transport of *Escherichia coli* in saturated porous media: Dual mode deposition and intra-population heterogeneity", *Water Resources*, Vol. 41, pp. 1743–1753.

[25] Gregory J. and Wishart A.J. (1980), "Deposition of latex particles on alumina fibers", *Colloids and Surfaces*, Vol. 1, pp. 313-334.

[26] Gregory J. (1981), "Approximate expressions for retarded van der Waals interaction", *Journal of Colloid Interface Science*, Vol. 83, pp. 138-145.

[27] Gupta V., Johnson W.P, Shafieian P., Ryu H., Alum A., Abbaszadegan M., Hubbs S.A. and Rauch-Williams T. (2009), "Riverbank filtration: Comparison of Pilot Scale Transport with Theory", *Environmental Science and Technology*, Vol. 43, pp. 669-676.

[28] Hahn M.W. and O'Melia C.R. (2004), "Deposition and reentrainment of Brownian particles in porous media under unfavorable chemical conditions: Some concepts and applications", *Environmental Science and Technology*, Vol. 38, pp.210-220.

[29] Harvey R.W. and Garabedian S.P. (1991), "Use of colloid filtration theory in modelling movement of bacteria through a contaminated sandy aquifer", *Environmental Science and Technology*, Vol. 25, pp.178-185.

[30] Hendry M., Lawrence J. and Maloszewski P. (1999), "Effects of velocity on the transport of two bacteria through saturated sand", *Ground Water*, Vol. 37, pp. 103-112.

[31] Hijnen W.A., Brouwer-Hanzens A.J., Charles K.J. and Medema G.J. (2005), "Transport of MS2 phage, Escherichia coli, Clostridium perfringens, Cryptosporidium parvum, and Giardia intestinalis in a gravel and a sandy soil", *Environmental Science and Technology*, Vol. 39, pp. 7860-7868.

[32] Hogg R., Healy T.W. and Fuerstenau D.W. (1966), "Mutual coagulation of colloidal dispersions", *Transactions of the Faraday Society*, Vol.62, pp. 1638-1651.

[33] Jewett D.G., Hilbert T.A., Logan B.E., Arnold R.G. and Bales R.C. (1995), "Bacterial transport in laboratory columns and filters: influence of ionic strength and pH on collision efficiency", *Water Resources*, Vol. 29, pp. 1673-1680.

[34] Jin Y., Yates M.V., Thompson S.S. and Jury W.A. (1997), "Sorption of viruses during flow through saturated sand columns", *Environmental Science and Technology*, Vol. 31, pp. 548-555.

[35] Johnson W.P., Pazmino E. and Ma H. (2010), "Direct observations of colloid retention in granular media in the presence of energy barriers, and implications for inferred mechanisms from indirect observations", *Water Resources*, Vol. 44, pp. 1158-1169.

[36] Johnson W.P. and Logan B.E. (1996), "Enhanced transport of bacteria in porous media by sediment-phase and aqueous-phase natural organic matter", *Water Resources*, Vol. 30, pp. 923–931.

[37] Keller A.A., Sirivithayapakorn S. and Chrysikopoulos C.V. (2004), "Early breakthrough of colloids and bacteriophage MS2 in a water saturated sand column", *Water Resources Research*, Vol. 40, W08304, doi: 1029/2003WR002676.

[38] Klaus D., Simske S., Todd P. and Stodieck, L. (1997), "Investigation of space flight effects on Escherichia coli and a proposed model of underlying physical mechanisms", *Microbiology*, Vol. 143, pp. 449-455.

[39] Liu Q., Lazouskaya V., He Q. and Jin Y. (2010), "Effect of Particle Shape on Colloid Retention and Release in Saturated Porous Media", *Journal of Environmental Quality*, Vol. 39, pp. 500-508.

[40] Loveland J.P., Ryan J.N., Amy G.L. and Harvey R.W. (1996), "The reversibility of virus attachment to mineral surfaces", *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, Vol. 107, pp. 205-221.

[41] Maki N., Gestwicki J.E., Lake E.M., Kiessling L.L. and Adler J. (2000), "Motility and Chemotaxis of Filamentous Cells of *Escherichia coli*", *Journal of Bacteriology*, Vol. 182, pp. 4337-4342.

[42] Masciopinto C., La Mantia R. and Chrysikopoulos C.V. (2008), "Fate and transport of pathogens in a fractured aquifer in the Salento area, Italy", *Water Resources Research*, Vol. 44, W01404, doi: 10.1029/2006WR005643.

[43] Mills A.L., Herman J.S., Hornberger G.M. and De Jesús T.H. (1994), "Effect of solution ionic strength and iron coatings on minerals grains on the sorption of bacterial cells to quartz sand", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 60, pp. 3300-3306.

[44] Murray J.P., Parks G.A. in Kavanaugh, M.C. and Leckie J.O. (Eds.) (1978), "Particulates in water: characterization, fate, effects and removal", Adv. Chem. Ser. 189, American Chemical Society, Washington, DC.

[45] Rajagopalan R. and Tien C. (1976), "Trajectory analysis of deep-bed filtration with the sphere-in-cell porous media model", *AIChE J.*, Vol. 22, pp. 523-533.

[46] Robinson R.A. and Stokes R.H. (1959), Electrolyte solutions. The Measurement and Interpretation of Conductance, Chemical Potential and Diffusion in Solutions of Simple Electrolytes. 2nd edn. Butterworths, London, 559 pp.

[47] Ruckenstein E. and Prieve D.C. (1976), "Adsorption and desorption of particles and their chromatographic separation", *AIChE Journal*, Vol. 22, pp. 276-283.

[48] Ryan J.N., Elimelech M., Ard R.A., Harvey R.W. and Johnson P.R. (1999), "Bacteriophage PRD1 and silica colloid transport and recovery in an iron oxide-coated sand aquifer", *Environmental and Science Technology*, Vol. 33, pp. 63-73.

[49] Salerno M.B., Flamm M., Logan B.E. and Velegol D. (2006), "Transport of rodlike colloids through packed beds", *Environmental and Science Technology*, Vol. 40, pp. 6336-6340.

[50] Schijven J.F., Hoogenboezem W., Hassanizadeh S.M. and Peters J.H. (1999), "Modeling removal of bacteriophages MS2 and PRD1 by dune recharge at Castricum, Netherlands", *Water Resources Research*, Vol.35, pp. 1101-1111.

[51] Shen C., Li B., Huang Y. and Jin Y. (2007), "Kinetics of coupled primary- and secondary-minimum deposition of colloids under unfavorable chemical conditions", *Environmental Science and Technology*, Vol. 41, pp. 6976-6982.

[52] Shen C., Huang Y., Li B. and Jin Y. (2008), "Effects of solution chemistry on straining of colloids in porous media", *Water Resources Research*, Vol.44, W05419, doi: 10.1029/2007WR006580.

[53] Shields P.A. (1986), "Factors inffuencing virus adsorption to solids", Ph.D. Dissertation, University of Florida, Gainesville, FL.

[54] Sim Y. and Chrysikopoulos C.V. (1995), "Analytical models for one-dimensional virus transport in saturated porous media", *Water Resources Research*, Vol.31, pp. 1429-1437 (Correction, Water Resour. Res., 32, 1473, 1996).

[55] Sim Y. and Chrysikopoulos C.V. (1998), "Three-dimensional analytical models for virus transport in saturated porous media", *Transport in Porous Media*, Vol. 30, pp. 87-112.

[56] Sim Y. and Chrysikopoulos C.V. (1999), "Analytical solutions for solute transport in saturated porous media with semi-infinite or finite thickness", *Advances in Water Resources*, Vol. 22, pp. 507-519.

[57] Sim Y. and Chrysikopoulos C.V. (2000), "Virus transport in unsaturated porous media", *Water Resources Research*, Vol. 36, pp. 173-179.

[58] Simoni S.F., Harms H., Bosma T.P. and Zehnder A.J. (1998)," Population heterogeneity affects transport of bacteria through sand columns at low flow rates", *Environmental Science and Technology*, Vol. 32, pp. 2100-2105.

[59] Sinton L.W., Noonan M.J., Finlay R.K., Pang L. and Close M.E. (2000), "Transport and attenuation of bacteria and bacteriophage in an alluvial gravel aquifer", *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, Vol. 34, pp. 175-186. [60] Song L.F., Johnson P.R. and Elimelech M. (1994), "Kinetics of colloid deposition onto heterogeneously charged surfaces in porous media," *Environmental Science and Technology*, Vol. 28, pp. 1164-1171.

[61] Spielman L.A. and Friedlander S.K. (1974), "Role of electric double layer in particle deposition by convective diffusion", *Journal of Colloid and Interface Science*, Vol. 46, pp. 22-31.

[62] Syngouna V.I. and Chrysikopoulos C.V. (2010), "Interaction between viruses and clays in static and dynamic batch systems", *Environmental Science and Technology*, Vol. 44, pp. 4539-4544.

[63] Tong M. and Johnson W.P. (2007), "Colloid population heterogeneity drives hyper-exponential deviation from classic filtration theory", *Environmental Science and Technology*, Vol. 41, pp. 493-499.

[64] Torkzaban S., Bradford S.A., van Genuchten M.Th. and Walker S.L. (2008), "Colloid transport in unsaturated porous media: the role of water content and ionic strength on particle straining", *Journal of Contaminant Hydrology*, Vol. 96, pp 113-127.

[65] Tufenkji N. and Elimelech M. (2004), "Correlation equation for predicting singlecollector efficiency in physicochemical filtration in saturated porous media", *Environmental Science and Technology*, Vol. 38, pp. 529-536.

[66] van der Wielen P.W.J.J., Senden W.J.M.K. and Medema G. (2008), "Removal of bacteriophages MS2 and ΦX174 during transport in a sandy anoxic aquifer", *Environmental Science and Technology*, Vol. 42, pp. 4589-4594.

[67] van Loosdrecht M.C.M., Lyklema J., Norde W. and Zehnder A.J.B. (1989), "Bacterial adhesion: a physicochemical approach", *Microbial Ecology*, Vol. 17, pp. 1-15.

[68] Vasiliadou I.A. and Chrysikopoulos C.V. (2011),"Cotransport of *Pseudomonas putida* and kaolinite particles through water saturated columns packed with glass beads", *Water Resources Research*, Vol. 47, doi: 10.1029/2010WR009560.

[69] Walker S.L., Redman J.A. and Elimelech M. (2004), "Role of cell surface lipopolysaccharides (LPS) in *Escherichia coli* K12 adhesion and transport", *Langmuir*, Vol. 20, pp. 7736-7746.

[70] Walshe G.E., Pang L., Flury M., Close M.E. and Flintoft M. (2010),"Effects of pH, ionic strength, dissolved organic matter, and flow rate on the co-transport of MS2

bacteriophages with kaolinite in gravel aquifer media", *Water Resources*, Vol. 44, pp. 1255-1269.

[71] Xu S., Gao B. and Saiers J.E. (2006), "Straining of colloidal particles in saturated porous media", *Water Resources Research*, Vol. 42, W12S16, doi: 10.1029/2006WR004948.

4

ΠΡΟΣΚΟΛΛΗΣΗ ΙΩΝ ΣΕ ΚΟΛΛΟΕΙΔΗ ΑΡΓΙΛΩΝ: ΠΕΙΡΑΜΑΤΑ ΔΙΑΛΕΙΠΟΝΤΟΣ ΕΡΓΟΥ ΠΕΙΡΑΜΑΤΑ ΣΥΜΜΕΤΑΦΟΡΑΣ ΣΕ ΚΟΡΕΣΜΕΝΑ ΠΟΡΩΔΗ ΜΕΣΑ

Syngouna V I.; Chrysikopoulos C.V. Cotransport of clay colloids and viruses in saturated porous media. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*. Submitted 2012

Chrysikopoulos C. V.; Syngouna V.I. Attachment of bacteriophages MS2 and Φ X174 onto kaolinite and montmorillonite: extended-DLVO interactions. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*. 92 (2012) 74–83

4. ΠΡΟΣΚΟΛΛΗΣΗ ΙΩΝ ΣΕ ΚΟΛΛΟΕΙΔΗ ΑΡΓΙΛΩΝ: ΠΕΙΡΑΜΑΤΑ ΔΙΑΛΕΙΠΟΝΤΟΣ ΕΡΓΟΥ ΠΕΙΡΑΜΑΤΑ ΣΥΜΜΕΤΑΦΟΡΑΣ ΣΕ ΚΟΡΕΣΜΕΝΑ ΠΟΡΩΔΗ ΜΕΣΑ

ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Η μελέτη του Κεφαλαίου 4 είχε ως στόχο να αποκτηθούν οι γνώσεις σχετικά με την αλληλεπίδραση των ιών με κολλοειδή αργίλων σε πειράματα προσκόλλησης διαλείποντος έργου αλλά και κατά την ταυτόχρονη μεταφορά τους σε κορεσμένες στήλες με πληρωτικό υλικό σφαιρίδια γυαλιού. Οι βακτηριοφάγοι MS2 και ΦΧ174 χρησιμοποιήθηκαν σαν ιοί-μοντέλα και οι καολινίτης (KGa-1b) και μοντμοριλλονίτης (STx-1b) ως κολλοειδή-μοντέλα. Τα πειραματικά δεδομένα που ελήφθησαν από πειράματα διαλείποντος έργου δείχνουν ότι η προσκόλληση των ιών MS2 και ΦΧ174 στον KGa-1b και STx-1b περιγράφεται επαρκώς από την εξίσωση ισόθερμης Freundlich. Και οι δύο, MS2 και ΦΧ174 συνδέθηκαν σε μεγαλύτερες ποσότητες στον KGa-1b από ότι στον STx-1b με τον MS2 έχοντας μεγαλύτερη προσκόλληση από ό,τι ο ΦΧ174 και για τις δύο αργίλους. Επιπλέον, επεκταμένοι-DLVO υπολογισμοί της ενέργειας αλληλεπίδρασης δείχνουν ότι η προσκόλληση των ιών στα κολλοειδή αργίλων κατά κύριο λόγο προκαλείται από υδρόφοβες αλληλεπιδράσεις. Τα θεωρητικά και πειραματικά αποτελέσματα αυτής της μελέτης διαπιστώθηκε ότι ήταν σε καλή συμφωνία με προηγούμενα ευρήματα (Bλ. Κεφάλαιο 2).

Επιπλέον εξετάστηκε η επίδραση τριών ενδοπορωδών ταχυτήτων U στη μεταφορά των ιών, όπως επίσης και στη συμμεταφορά τους με κολλοειδή αργίλων. Τα αποτελέσματα έδειξαν ότι η ανάκτηση μάζας των ιών και των κολλοειδών αργίλων μειωνόταν καθώς μειωνόταν η ενδοπορώδης ταχύτητα ενώ δεν παρατηρήθηκε σαφής τάση στα πειράματα συμμεταφοράς. Χρησιμοποιήθηκαν οι εκφράσεις των χρονικών ροπών που εκφράζουν τις παραμέτρους του μοντέλου σε όρους ροπών των κατανομών της μετρούμενης συγκέντρωσης των ιών. Στην περίπτωση απουσίας των αργίλων, ο βακτηριοφάγος MS2 κινούνταν ταχύτερα από το συντηρητικό ιχνηθέτη μόνο στη μεγαλύτερη ενδοπορώδη ταχύτητα. Η ίδια τάση παρατηρήθηκε και στον ΦΧ174. Στις άλλες δύο ταχύτητες μικρή επιβράδυνση παρατηρήθηκε και για τους δύο ιούς. Τα αποτελέσματα έδειξαν ότι η παρουσία κολλοειδών είχε σημαντική επίδραση στην κατάσταση και το μέγεθος της μη αναστρέψιμης απόθεσης των σωματιδίων στα σφαιρίδια γυαλιού στις συνθήκες που ερευνήθηκαν.

MS2 και ΦΧ174 ήταν μεγαλύτερη παρουσία KGa-1b από ότι STx-1b και μεγαλύτερη για τον MS2 από ότι τον ΦΧ174.

4.1 ΕΙΣΑΓΩΓΗ

Οι παθογόνοι ιοί που υπάρχουν στα υπόγεια νερά προέρχονται από πηγές ρύπανσης, όπως πηγάδια έγχυσης, λεκάνες επαναφόρτισης, άρδευση, χώρους υγειονομικής ταφής, χωματερές, νεκροταφεία, ρωγμές αγωγών αποχέτευσης, διαρροές σηπτικών δεξαμενών, και αστικές απορροές (Yates et al., 1985; Anders and Chrysikopoulos, 2005; Hunt et al., 2010). Τα αργιλικά ορυκτά είναι τα μικρότερα ανόργανα συστατικά στα εδάφη και ιζήματα και εμφανίζονται φυσικά στα υπόγεια νερά. Τα αργιλικά ορυκτά έχουν μια πολύ μεγάλη ειδική επιφάνεια και μεγάλη τάση σύνδεσης με προσμείξεις και βιοκολλοειδή (ιούς και βακτήρια) (Schiffenbauer and Stotzky, 1982; Jiang et al., 2007; Rong et al., 2008; Syngouna et al., 2010). Ως εκ τούτου, αιωρούμενα αργιλικά ορυκτά παίζουν ουσιαστικό ρόλο στη μετακίνηση των ρύπων και των βιοκολλοειδών, ενώ τα τελευταία προσροφώνται ή συνδέονται στην επιφάνεια τους (Walshe et al., 2010; Vasiliadou and Chrysikopoulos, 2011).

Η μεταφορά των ιών στο περιβάλλον του υπεδάφους διέπεται από πολλούς παράγοντες όπως την αδρανοποίηση των ιών, τη θερμοκρασία, τη χημεία του νερού, και την παρουσία αιωρούμενων και προσκολλημένων στη στερεά μήτρα κολλοειδών (Walshe et al., 2010; Jin et al., 1997; Sim and Chrysikopoulos, 1996, 1999; Harvey and Ryan, 2004, Sen 2011). Η μεταφορά των ιών σε πορώδη μέσα και ρωγμές έχει ερευνηθεί εκτενώς θεωρητικά (Sim and Chrysikopoulos, 1995, 1998, 2000; Chrysikopoulos and Sim, 1996; Schijven and Simunek, 2002; Chrysikopoulos and Vogler, 2004) καθώς και πειραματικά σε εργαστήρια (Sirivithayapakorn and Keller, 2003; Keller et al., 2004; Torkzaban et al., 2006; Anders and Chrysikopoulos, 2009; Attinti et al., 2010; Chrysikopoulos et al., 2010; Sadeghi et al., 2011; Syngouna and Chrysikopoulos, 2011) $\kappa\alpha\iota \sigma\epsilon \pi\epsilon\delta\iota$ (Anders and Chrysikopoulos, 2005; Schijven et al., 1999, 2000; Woessner et al., 2001; Maxwell et al., 2003; Masciopinto et al., 2008). Επιπλέον, πολυάριθμες μελέτες έχουν δώσει ενδείξεις ότι ρύποι καθώς και προσροφώνται ή συνδέονται σε αιωρούμενα βιοκολλοειδή κολλοειδή και μετακινούνται σημαντικά μακρύτερα από ό, τι σε περίπτωση απουσίας αιωρούμενων Chrysikopoulos κολλοειδών (Vasiliadou and 2011: Abdel-Salam and Chrysikopoulos, 1995; Tatalovich et al., 2000; Saiers, 2002; Corapcioglu and Jiang,

1993; Grolimund and Borcovec, 2005; Bekhit and Hassan, 2005, 2007; James et al., 2005; Simunek et al., 2006; Massoudieh and Ginn, 2007, Flury and Qiu, 2008; Natarajan et al., 2010; Nair and Thampi, 2011). Αν και η προσκόλληση των ιών σε αργιλικά ορυκτά έχει εξεταστεί από έναν αριθμό ερευνητών (Syngouna and Chrysikopoulos, 2010; Lipson and Stotzky, 1983; Loveland et al., 2003; Chattopadhyay and Puls, 1999), χρειάζεται περισσότερη δουλειά προκειμένου να κατανοηθούν πλήρως και να προσδιοριστούν με ακρίβεια οι βασικοί μηχανισμοί που διέπουν την προσκόλληση των ιών σε διάφορα ορυκτά αργίλου που βρίσκονται συνήθως στα υπόγεια νερά.

Η σταθερότητα των κολλοειδών συχνά προβλέπεται από τη θεωρία Derjaguin-Landau-Verwey-Overbeek (DLVO) (Derjaguin and Landau, 1941; Verwey and Overbeek, 1948), η οποία αναπτύχθηκε για ομοιογενή σωματίδια με ιδανικές γεωμετρίες. Ωστόσο, η πλειοψηφία των κολλοειδών που βρίσκονται στο υπέδαφος έχουν ακανόνιστες γεωμετρίες με τραχιές επιφάνειες και ετερογενή σύνθεση. Παρά την επιτυχία της θεωρίας DLVO, πολλοί ερευνητές έχουν τροποποιήσει τη θεωρία DLVO ώστε να συμπεριλάβουν παράγοντες που δεν υπήρχαν στο μοντέλο DLVO. Η εκταμένη-DLVO (XDLVO) θεωρία περιλαμβάνει το μέγεθος της Lewis οξεοβασικής αλληλεπίδρασης (van Oss, 1993; Yoon et al., 1997). Η θεωρία XDLVO αυτή τη στιγμή είναι το αντικείμενο πολλών ερευνών και συζητήσεων (Attinti et al., 2010; Dorobantu et al., 2009).

Στην παρούσα μελέτη, η εκταμένη-DLVO προσέγγιση χρησιμοποιείται για την αξιολόγηση της προσκόλλησης των βακτηριοφάγων MS2 και ΦΧ174 στον καλά κρυσταλλικό καολινίτη (KGa-1b) και μοντμοριλλονίτη (STx-1b) (κολλοειδές κλάσμα <2 μm). Πειράματα διαλείποντος έργου διεξήχθησαν για τον χαρακτηρισμό της προσκόλλησης των ιών σε κολλοειδή αργίλων με επέκταση των ερευνητικών προσπαθειών από τους Syngouna and Chrysikopoulos (2010) (Βλ. Κεφάλαιο 2), οι οποίοι μελέτησαν την επίδραση της θερμοκρασίας και της ανάδευσης στις αλληλεπιδράσεις των MS2 και ΦΧ174 με ανεπεξέργαστα, "άμεσα διαθέσιμα" αργιλικά ορυκτά καολινίτη και μπεντονίτη (90% ορυκτό μοντμοριλλονίτη) κάτω από εντελώς πειραματικές και αναλυτικές διαφορετικές διαδικασίες από εκείνες που χρησιμοποιούνται εδώ. Επιπλέον στη μελέτη αυτού του Κεφαλαίου διερευνήθηκε η συμμεταφορά ιών και κολλοειδών αργίλων σε κορεσμένες στήλες με πληρωτικό υλικό γυάλινα σφαιρίδια. Πειράματα μεταφοράς πραγματοποιήθηκαν για τη διερεύνηση των αλληλεπιδράσεων μεταξύ ιών και αργίλων κατά τη διάρκεια ταυτόχρονης μεταφοράς τους στη στήλη, αλλά και της επίδρασης της ενδοπορώδους ταχύτητας στη συγκράτηση και στη διευκολυμένη από τα κολλοειδή μεταφορά των ιών σε πορώδη μέσα. Επιπλέον, οι ιδιότητες της επιφάνειας των ιών, των αργίλων και των γυάλινων σφαιριδίων χρησιμοποιήθηκαν για την κατασκευή των DLVO και XDLVO προφίλ της δυναμικής ενέργειας.

4.2 ΥΛΙΚΑ ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΟΙ

4.2.1 Βακτηριοφάγοι και ποσοτικός προσδιορισμός

Ο βακτηριοφάγος MS2 (F-specific μονόκλωνου φάγος RNA με ενεργή διάμετρο που κυμαίνεται από 24 έως 26 nm) και ο ΦΧ174 (σωματικός φάγος μονόκλωνου DNA με ενεργή διάμετρο που κυμαίνεται από 25 έως 27 nm), χρησιμοποιήθηκαν σε αυτή τη μελέτη ως υποκατάστατα για τους ανθρώπινους ιούς. Και οι δύο βακτηριοφάγοι μολύνουν το βακτήριο *E. coli*, και αναλύθηκαν με τη μέθοδο επικάλυψης διπλού στρώματος (Adams, 1959), όπως περιγράφεται από τους Syngouna and Chrysikopoulos (2010, 2011) (Bλ. Κεφάλαιο 2).

Για το διαχωρισμό των ιών που είναι προσροφημένοι στα κολλοειδή αργίλων από τους αιωρούμενους ιούς στην υγρή φάση, στα 2 mL δείγματος προστίθεται 0.3 mL αντιδραστηρίου Histodenz για διαχωρισμό με βάση την κλίση της πυκνότητας (60% κ. β., AXIS-SHIELD PoC AS Company, Νορβηγία) (Jiang et al., 2007; Rong et al., 2008; Vasiliadou and Chrysikopoulos, 2011). Το μίγμα υποβαλλόταν σε φυγοκέντρηση στα 2000 x g για 30 min, έτσι ώστε το υπερκείμενο να είναι απαλλαγμένο από τα κολλοειδή αργίλων. Οι βέλτιστες συνθήκες διαγωρισμού προσδιορίστηκαν πειραματικά. Το αιώρημα των μη προσκολλημένων ιών στο υπερκείμενο εξαγόταν με πιπέτα και η συγκέντρωση των αιωρούμενων ιών προσδιοριζόταν με τη μέθοδο επικάλυψης διπλού στρώματος (Adams, 1959). Η απουσία κολλοειδών αργίλων στο υπερκείμενο επαληθευόταν από μετρήσεις στο φασματοφωτόμετρο UV-VIS (UV-1100, Hitachi) σε μήκος κύματος 280 nm. Η συγκέντρωση των ιών που είναι προσκολλημένοι προσδιορίστηκε αφαιρώντας τη συγκέντρωση των ιών που παρέμεινε στο αιώρημα από την αρχική συγκέντρωση των ιών σε κάθε δείγμα. Επιπλέον, προκαταρκτικά πειράματα ελέγχου διεξήχθησαν, όπως περιγράφεται από τους Vasiliadou and Chrysikopoulos (2011), για να βεβαιωθούμε ότι το Histodenz δεν επηρεάζει τις μετρήσεις συγκέντρωσης του ιού.

4.2.2 Άργιλοι

Οι άργιλοι που χρησιμοποιούνται στην παρούσα μελέτη είναι ο καολινίτης (KGalb, ένας καλά-κρυσταλλικός καολίνης από την κομητεία Ουάσιγκτον, Γεωργία (Pruett and Webb, 1993)) και ο μοντμοριλλονίτης (STx-1b, ένας πλούσιος σε ασβέστιο Caμοντμοριλλονίτης, λευκός, από την κομητεία Gonzales, Τέξας), που αγοράστηκαν από την Εταιρεία Αργιλικών Ορυκτών (CMS, Clay Minerals Society), Columbia, ΗΠΑ. Ο KGa-1b έχει μια ειδική επιφάνεια 10.1 m²/g, όπως εκτιμάται από την Brunauer-Emmet-Teller (BET) μέθοδο, και μια ικανότητα ανταλλαγής κατιόντων ίση με 2.0 meq/100g (van Olphen and Fripiat, 1979). Ο STx-1b έχει μια ειδική επιφάνεια 82.9 m²/g (Sanders et al., 2010), και υποθέτοντας ότι τα χαρακτηριστικά του STx-1b είναι συγκρίσιμα με εκείνα του STx-1, που είναι η προηγούμενη παρτίδα εξόρυξης από την ίδια περιοχή, η ικανότητα ανταλλαγής κατιόντων είναι 84.4 meq/100 g (van Olphen and Fripiat, 1979).

Πενήντα γραμμάρια κάθε αργιλικού ορυκτού αναμίχθηκαν με 100 mL αποσταγμένο απιονισμένο νερό (ddH₂O) σε ποτήρι 2 L. Επαρκής υπεροξείδιο του υδρογόνου (30%, διάλυμα) προστέθηκε για την οξείδωση όλων των οργανικών ουσιών. Το pH του αιωρήματος του ορυκτού ρυθμιζόταν στην τιμή 10 με διάλυμα 0.1 M NaOH και αναδευόταν με υπερήχους για 20 min. Το αιώρημα ήταν αραιωμένο σε 2 L και το κολλοειδές κλάσμα <2 μm διαχωριζόταν με καθίζηση. Το διαχωριζόμενο αιώρημα κολλοειδός συσσωματωνόταν με την προσθήκη διαλύματος 0.5 M CaCl₂. Τα κολλοειδή σωματίδια πλένονταν με ddH₂O και αιθανόλη για την απομάκρυνση των ιόντων Cl-και στη συνέχεια ξηραίνονταν στους 60 °C (Rong et al., 2008). Η οπτική πυκνότητα των κολλοειδών αργίλων μετριόταν σε μήκος κύματος 280 nm από ένα UVvis φασματοφωτόμετρο, και οι αντίστοιχες συγκεντρώσεις αργίλων (οι οποίες βασίζονται σε ξηρό βάρος) που βαθμονομήθηκαν με τις πρότυπες καμπύλες οπτικής πυκνότητας των αργίλων παρουσιάζονται στο Σχήμα 4.1.

Χρησιμοποιώντας τις καμπύλες βαθμονόμησης (Σχήμα 4.1), κάθε μέτρηση απορρόφησης KGa-1b, A_(KGa-1b) [-], μετατράπηκε σε συγκέντρωση KGa-1b, C_(KGa-1b) [g/L], χρησιμοποιώντας τη σχέση:

$$C_{(KGa-1b)} = 0.314 A_{(KGa-1b)} + 0.026$$
(4.1)

Ομοίως, κάθε μέτρηση απορρόφηση STx-1b, $A_{(STx-1b)}[-]$, μετατράπηκε σε συγκέντρωση STx-1b, $C_{(STx-1b)}[g/L]$, χρησιμοποιώντας τη σχέση

$$C_{(STx-1b)} = 0.326 A_{(STx-1b)} - 0.007$$
(4.2)

Σημειώστε ότι η απορρόφηση είναι ένας αδιάστατος αριθμός όπως καταγράφεται από το φασματοφωτόμετρο.



Σχήμα 4.1: Καμπύλες βαθμονόμησης συγκέντρωσης για (a) KGa-1b, και (b) STx-1b

Η Ηλεκτρονική Μικροσκόπια Διέλευσης (ΤΕΜ) από το JEOL (JEM-2100 σύστημα, το οποίο λειτουργεί στα 200 kV) έγινε με αραίωση κάθε κολλοειδούς κλάσματος αργίλου <2 μm σε ddH₂O, τοποθέτηση αυτού σε λουτρό υπερήχων για 10 min, και ξήρανση με αέρα σε ένα επιχρισμένο με άνθρακα πλέγμα χαλκού (200 mesh). Εικόνες μικρογραφίας που καταγράφηκαν από την Erlangshen CCD Camera (Model 782 ES500W). Δύο αντιπροσωπευτικές εικόνες φαίνονται στο Σχήμα 4.2. Οι αναλύσεις ΤΕΜ δείχνουν ότι ο KGa-1b κυριαρχείται από εξαγωνικά επίπεδα σωματίδια καολινίτη με διαστάσεις που κυμαίνονται από περίπου 0.2 μm σε πάνω από 1 μm (βλ. Σχήμα 4.2a) και μόνο σε σπάνιες περιπτώσεις εντοπίζονται σωματίδια ανατάση. Επίσης, ότι ο STx-1b κυριαρχούνταν από ακανόνιστα λεπτά φύλλα σωματιδίων μοντμοριλλονίτη με μέση διάσταση της τάξης του 0.5 μm (βλέπε Σχήμα 4.2b).



Σχήμα 4.2: Εικόνες ηλεκτρονικού μικροσκοπίου διέλευσης (TEM) και περίθλασης ηλεκτρονίων για τους (a) KGa-1b, και (b) STx-1b.



Σχήμα 4.3: Περίθλαση ακτίνων-Χ του (a) KGa-1b, και (b) STx-1

Η ορυκτολογική σύσταση των KGa-1b και STx-1b, «όπως αυτά διατίθενται στην αγορά» (ή μη επεξεργασμένα), προσδιορίστηκε με περίθλαση ακτίνων X (XRD) χρησιμοποιώντας ένα προηγμένο περιθλασιόμετρο Bruker D8, με Ni-φιλτραρισμένη ακτινοβολία CuKα και ανιχνευτή LynxEye. Τα γραφήματα XRD ελήφθησαν σε ένα εύρος 2θ που κυμαίνεται από 2° έως 70°, σαρώνοντας σε διάστημα γωνίας σάρωσης των 0.015 ° με χρονικό βήμα 0.3 s. Τα γραφήματα XRD φαίνονται στο Σχήμα 4.3 και δείχνουν ότι ο KGa-1b είναι πολύ καθαρός καολινίτης με κάποια ίχνη ανατάση και ιλλίτη (μαρμαρυγία) (βλ. Σχήμα 4.3a), και ο STx-1b περιέχει ως επί το πλείστον μοντμοριλλονίτη (σμεκτίτη) με κάποια ίχνη από χαλαζία και ιλλίτη (μαρμαρυγία) (βλέπε Σχήμα 4.3b).

Η περίθλαση των ακτίνων X (XRD) είναι μία από τις πιο σημαντικές εξελίξεις της επιστήμης. Η περίθλαση μελετάται περισσότερο στην κρυσταλλογραφία, κι αυτό γιατί τα μήκη κύματος των ακτίνων X είναι περίπου ίσα με τις αποστάσεις μεταξύ των ατόμων μέσα στον κρύσταλλο. Ο William L. Bragg έδειξε ότι οι ακτίνες X συμπεριφέρονται σαν δημιουργοί της απεικόνισης της κρυσταλλικής δομής, όταν αυτές περιθλώνται σε έναν κρύσταλλο. Η διασπορά από ένα μέσο συνεχές σε δύο διαστάσεις, όπως ένα επίπεδο ατόμων σε μια δομή κρυστάλλου, καλείται ανάκλαση. Εντούτοις, οι όροι περίθλαση και ανάκλαση μπορούν να χησιμοποιηθούν αδιακρίτως και οι δύο. Έτσι αν ακτίνες X πέσουν σε ένα επίπεδο ατόμων με γωνία πρόσπτωσης θ, οι ακτίνες θα διαπεράσουν τα στρώματα των ατόμων και θα δώσουν την απεικόνιση τους. Αυτές οι ακτίνες όμως βρίσκονται σε φάση. Οι περιθλώμενες ακτίνες που βρίσκονται σε φάση πρέπει να ικανοποιούν τον νόμο του Bragg :

 $n\lambda = 2dsin\theta$

όπου:

n ακέραιος αριθμός,

λ το μήκος κύματος των ακτίνων Χ,

Οι παράμετροι λοιπόν που βρίσκονται στην διάθεση ενός πειραματικού ερευνητή είναι το μήκος κύματος λ της ακτινοβολίας και η γωνία θ. Ζητούμενο είναι τα διαφορετικά d. Έτσι τυπικά μπορεί κανείς να μεταβάλλει είτε το μήκος κύματος της ακτινοβολίας με σταθερή γωνία είτε τη γωνία με σταθερό μήκος κύματος μέχρι να πάρει σύμφωνη σκέδαση. Έτσι είτε:

κρατούμε σταθερό το θ και μεταβάλλουμε το λ (Μέθοδος Laue)

• κρατούμε σταθερό το λ και μεταβάλλουμε τη γωνια θ (Μέθοδοι κόνεως και περιστροφής).

Η πιο σημαντική βιομηχανική και εργαστηριακή (ερευνητική) χρήση της περίθλασης των ακτίνων Χ είναι μέσω της τεχνικής της μεθόδου κόνεως την οποία και εφαρμόσαμε. Βεβαίως το δείγμα δεν πρέπει απαραίτητα να βρίσκεται σε μορφή σκόνης για να εξετασθεί. Απλώς οι κόκκοι οι οποίοι το αποτελούν πρέπει να είναι μικρού μεγέθους της τάξεων ολίγων μικρών (μm). Με πολλή ευκολία και καλά αποτελέσματα εξετάζονται και δείγματα σε μορφή ελασμάτων.

Ηλεκτρονικό Μικροσκόπιο Σάρωσης (SEM) σε συνδυασμό με φασματόμετρο διασποράς ενέργειας (EDS), επίσης, χρησιμοποιήθηκαν για τη μορφολογία και τη χημική σύσταση των αργίλων. Αποξηραμένα δείγματα αργίλου (κολλοειδές κλάσμα <2 μm) με επικάλυψη χρυσού για την μορφολογική παρατήρηση και με επικάλυψη άνθρακα για τη χημική ανάλυση SEM (JEOL-6300 μικροσκόπιο) με EDS ανάλυση (OXFORD, Link PentaFet) έγινε στα 20 kV. Η EDS είναι μια αναλυτική τεχνική που χρησιμοποιεί τις ακτίνες X που εκπέμπονται από το δείγμα, όταν βομβαρδίζεται από δέσμη ηλεκτρονίων για τον προσδιορισμό της χημικής σύστασης του δείγματος. Τα μικρογραφήματα ηλεκτρονικής σάρωσης φαίνονται στο Σχήμα 4.4 και η χημική σύσταση των αργίλων παρατίθενται στον Πίνακα 4.1 μαζί με τη χημική σύσταση που αναφέρθηκαν από τους van Olphen and Fripiat (1979) για τις KGa-1 και STx-1. Σαφώς, η χημική σύσταση για τις KGa-1b και STx-1b που λαμβάνονται σε αυτή τη μελέτη είναι παρόμοιες με εκείνες που αναφέρθηκαν από τους van Olphen and Fripiat (1979) για τις KGa-1 και STx-1, αντίστοιχα.



Σχήμα 4.4: Μικρογραφίες ηλεκτρονικής σάρωσης των (a) KGa-1b, και (b) STx-1b. Στο δεξί τμήμα απεικονίζεται παράδειγμα στοιχειακού φάσματος EDS.

	KGa-1b [†] (wt. %)	KGa-1 [‡] (wt. %)	STx-1b [†] (wt. %)	STx-1 [‡] (wt. %)
SiO ₂	45.41	44.2	72.92	70.1
Al_2O_3	38.79	39.7	15.34	16.0
TiO ₂	0.28	1.39	0.13	0.22
Fe ₂ O ₃	0.21	0.13	0.75	0.65
FeO	-	0.08	-	0.15
MnO	-	0.002	0.17	0.009
MgO	0.01	0.03	3.69	3.69
CaO	-	n.d.	1.61	1.59
Na ₂ O	0.21	0.013	0.29	0.27
K ₂ O	0.2	0.05	0.10	0.078
P_2O_5	-	0.034	0.05	0.026
F			-	0.084
S			0.05	0.04

Πίνακας 4.1: Χημική σύσταση των δειγμάτων αργίλου (% κ.β., μη συμπεριλαμβανομένων των H2O)

[†]EDS ανάλυση (από αυτή τη μελέτη)

[‡]van Olphen and Fripiat (1979)

Ηλεκτρονική Μικροσκοπία Σάρωσης (SEM). Η τεχνική αυτή χρησιμοποιεί το ηλεκτρονικό μικροσκόπιο σάρωσης ένα όργανο που λειτουργεί όπως περίπου και ένα οπτικό μικροσκόπιο μόνο που χρησιμοποιεί δέσμη ηλεκτρονίων υψηλής ενέργειας αντί για φως, για να εξετάσει αντικείμενα σε λεπτομερή κλίμακα. Τα ηλεκτρόνια λόγω της κυματικής τους φύσης μπορούν να εστιαστούν όπως και τα φωτεινά κύματα αλλά σε πολύ μικρότερη επιφάνεια (π.χ. κόκκος υλικού). Η δέσμη ηλεκτρονίων σαρώνει την επιφάνεια του δείγματος με το οποίον αλληλεπιδρά. Από την αλληλεπίδραση αυτή πορκύπτουν πληροφορίες σε σχέση με τα άτομα των στοιχείων που απαρτίζουν το

κυματικής τους φύσης μπορούν να εστιαστούν όπως και τα φωτεινά κύματα αλλά σε πολύ μικρότερη επιφάνεια (π.χ. κόκκος υλικού). Η δέσμη ηλεκτρονίων σαρώνει την επιφάνεια του δείγματος με το οποίον αλληλεπιδρά. Από την αλληλεπίδραση αυτή προκύπτουν πληροφορίες σε σχέση με τα άτομα των στοιχείων που απαρτίζουν το εξεταζόμενο υλικό. Από τα άτομα των στοιχείων εκπέμπονται κυρίως δευτερογενή (secondary) και οπισθοσκεδαζόμενα (backscattered) ηλεκτρόνια καθώς και ακτίνες X. Η ένταση των εκπεμπομένων ηλεκτρονίων επηρεάζεται από τα χαρακτηριστικά της επιφάνειας. Ετσι το SEM δίνει πληροφορίες που αφορούν κυρίως στη μορφολογία και στη σύσταση της επιφανείας. Εφαρμόζοντας ένα σύστημα ανίχνευσης της διασποράς των ενεργειών των ακτίνων X (X-ray Energy Dispersive Spectroscopy EDS) που δημιουργούνται στην επιφάνεια από την προσπίπτουσα δέσμη, μπορεί να γίνει ημιποσοτική στοιχειακή ανάλυση του υλικού. Επομένως το SEM χρησιμοποιείται για την εξέταση μικροδομής στερεών δειγμάτων και για να δίνει εικόνες υψηλού βαθμού διείσδυσης. Κατά την χρήση του SEM, η στήλη πρέπει να βρίσκεται υπό κενό για να μπορεί να παραχθεί και διατηρηθεί σταθερή η ακτίνα των ηλεκτρονίων. Ειδάλλως τα ηλεκτρόνια συγκρούονται με τα μόρια του αέρα και απορροφώνται. Το κενό επιτυγγάνεται με την γρήση δύο αντλιών και είναι της τάξης των $2 \cdot e^{-3}$ Pa.

4.2.3 Ηλεκτροκινητικές μετρήσεις

Το δυναμικό ζήτα των βακτηριοφάγων και των αργίλων που χρησιμοποιούνται στην παρούσα μελέτη μετρήθηκε σε pH 7 σε ddH2O από ένα όργανο Zetasizer (NanoZS90, Malvern Instruments, Southborough, MA). Τα δυναμικά ζήτα βρέθηκαν ίσα με -40.4 ± 3.7 mV για τον MS2, -31.78 ± 1.25 mV για τον Φ X174, -26.03 ± 2.77 mV για τον KGa-1b, και -20.5±0.8 mV για τον STx-1b. Το ισοηλεκτρικό σημείο (IEP), που αντιπροσωπεύει το pH όπου η ηλεκτροφορητική κινητικότητα αλλάζει από θετική σε αρνητική, για τους βακτηριοφάγους και τις αργίλους που χρησιμοποιούνται στην παρούσα μελέτη προσδιορίστηκε με αραίωση της αποθεματικής συγκέντρωσης των βακτηριοφάγων και των κολλοειδών αργίλων στο ddH_2O και τη διακύμανση του pH 2.5 - 11 με διαλύματα 0.1 MHNO3 και 0.1 MNaOH. Τα μετρούμενα δυναμικά ζήτα φαίνονται στο Σχήμα 4.5. Τα ισοηλεκτρικά σημεία ΙΕΡ των MS2, ΦΧ174, και KGa-1b σε ddH2O βρέθηκαν να είναι ίσα με pH_{IEP}=4.1, 4.4 και 2.1, αντίστοιχα. Επιπλέον, το Zetasizer χρησιμοποιήθηκε για τη μέτρηση των υδροδυναμικών διαμέτρων των σωματιδίων αργίλου, οι οποίες βρέθηκαν να είναι ίσες με 842.85±125.85 nm για τον KGa-1b, και 1187 \pm 380.81 nm για τον STx-1b. Όλα τα δυναμικά ζήτα και οι μετρήσεις υδροδυναμικής διαμέτρου ελήφθησαν εις τριπλούν.



Σχήμα 4.5: Δυναμικά ζήτα ως συνάρτηση του pH του διαλύματος για τα KGa-1b (τρίγωνα), STx-1b (ρόμβοι), MS2 (τετράγωνα), και ΦX174 (κύκλοι) στο ddH₂O στους 25 °C.

4.2.4 Πειράματα Διαλείποντος Έργου

Η προσκόλληση των MS2 και ΦΧ174 στα KGa-1b και STx-1b μελετήθηκε με πειράματα ισορροπίας διαλείποντος έργου που πραγματοποιήθηκαν κατά τη διάρκεια μιας περιόδου 7 h. Ο χρόνος αποκατάστασης της ισορροπίας επιλέχθηκε να είναι αρκετά μικρός, ώστε να συμβεί ελάχιστη ή και καθόλου αδρανοποίηση των ιών. Επιπλέον, προκαταρκτικά πειράματα έδειξαν ότι η ισορροπία επετεύχθη μέσα σε μόλις μια χρονική περίοδο 3h. Η μέθοδος αποτελείται από προσθήκη διαλύματος του ιού σε δοκιμαστικό σωλήνα των 50 ml που περιέχει μια επιλεγμένη συγκέντρωση κολλοειδούς αργίλου (113.579± 25 mg/L του KGa-1b ή 160±6.5 mg/L του STx-1b) σε ddH2O, με σφράγιση, και ελαφριά ανάδευση για 7 h σε θερμοκρασία 25°C. Χρησιμοποιήθηκαν διαφορετικές συγκεντρώσεις των ιών, που κυμαίνονται 10³ έως 10⁹ PFU/ mL. Υποδείγματα των 2 ml, αποσύρονταν από κάθε δοκιμαστικό σωλήνα σε τακτά χρονικά διαστήματα για τον προσδιορισμό της συγκέντρωσης των ιών που ήταν προσκολλημένοι στα κολλοειδή αργίλων. Επιπλέον, σωλήνες ελέγχου, ελλείψει των αργίλων, χρησιμοποιήθηκαν για την παρακολούθηση της αδρανοποίησης των δύο ιών. Τα πειραματικά δεδομένα φαίνονται στο Σγήμα 4.6 και δείγνουν ότι δεν υπάργει σημαντική αδρανοποίηση του ιού κατά τη διάρκεια της περιόδου του πειράματος. Οι σωλήνες ελέγχου περιείχαν μόνο διάλυμα ιού σε ddH2O και μεταχειρίζονταν με τον ίδιο τρόπο όπως και οι σωλήνες-αντιδραστήρες για τα πειράματα προσκόλλησης του ιού.



Σχήμα 4.6: Αδρανοποίηση των (a) MS2, και (b) ΦΧ174 με παρουσία του KGa-1b (κύκλοι), STx-1b (τετράγωνα), και τα δεδομένα ελέγχου ελλείψει των αργίλων (ρόμβοι)

4.2.5 Πειράματα ροής σε στήλες

Διεξήχθησαν πειράματα ροής με τη χρήση γυάλινης στήλης 30 cm (Chromaflex) γεμισμένης με γυάλινα σφαιρίδια διαμέτρου 2 mm (Fisher Scientific, New Jersey), υπό συγκεκριμένες πειραματικές συνθήκες. Πριν από κάθε πείραμα, τα σφαιρίδια καθαρίζονταν με 0.1 M HCl για 3 h την αφαίρεση των επιφανειακών προσμείξεων που θα μπορούσαν να ενισχύσουν τη φυσικοχημική απόθεση των κολλοειδών, ξεπλένονταν με ddH₂O, στη συνέχεια, εμποτίζονταν σε 0.1 M NaOH για 3 h και στη συνέχεια ξεπλένονταν πάλι με ddH₂O. Μετά τα βήματα καθαρισμού, τα σφαιρίδια ξηραίνονταν σε κλίβανο στους 105 °C και στη συνέχεια αποθηκεύονταν σε αποστειρωμένα δοχεία με βιδωτό καπάκι μέχρι τη χρήση τους στα πειράματα στήλης. Λίγα γυάλινα σφαιρίδια συντρίφθηκαν σε μια λεπτή σκόνη και στη συνέχεια αναμίχθηκαν με ddH₂O ώστε να σχηματισθεί ένα αρκετά σταθερό αιώρημα που θα μπορούσε να χρησιμοποιηθεί για τη μέτρηση του δυναμικού ζήτα (Stephan and Chase, 2001). Το δυναμικό ζήτα των γυάλινων σφαιριδίων σε ddH₂O με pH 7 βρέθηκε ίσο με -54.6 ± 2.4 mV.

Η στήλη γέμισε με γυάλινα σφαιρίδια υπό στεκούμενο (standing) ddH₂O ώστε να ελαχιστοποιηθεί ο εγκλωβισμός αέρα. Η υπολογισμένη ξηρή φαινόμενη πυκνότητα ήταν 1.61 g/cm³, και το πορώδες ήταν 0.42. Η στήλη τοποθετήθηκε οριζόντια ώστε να ελαχιστοποιηθούν οι επιπτώσεις της βαρύτητας. Καινούρια στήλη γέμιζε για κάθε πείραμα. Επίσης, 3 όγκοι πόρων (PV) αποστειρωμένου ddH₂O διαπερνούσαν τη στήλη,

πριν από κάθε πείραμα ροής. Το σύνολο της γεμισμένης στήλης, καθώς και όλα τα γυάλινα σκεύη και τα υλικά που χρησιμοποιούνται για τα πειράματα αποστειρώνονταν σε αυτόκλειστο στους 121 °C για 20 min. Η συνεχής ροή αποστειρωμένου ddH2O διαμέσου της γεμισμένης στήλης σε τρεις διαφορετικές παροχές των 2.5, 1.5 και 0.8 ml/min, που αντιστοιχούν σε ενδοπορώδεις ταχύτητες U=q/θ=1.21, 0.74 και 0.38 cm/min αντίστοιχα, διατηρήθηκε με περισταλτική αντλία. Ένα σύνολο πειραμάτων ροής έγιναν με τους ιούς και τα κολλοειδή αργίλων ξεγωριστά για την κατανόηση των χαρακτηριστικών της ατομικής μεταφορά τους και ένα άλλο σύνολο πειραμάτων συνμεταφοράς πραγματοποιήθηκαν με σκοπό να διερευνηθεί η επίδραση της παρουσίας του κολλοειδών αργίλων στη μεταφορά ιών. Για τα δύο σύνολα, 3 PV αιωρήματος κολλοειδών αργίλων ή /και ιών εγγέονταν στη γεμισμένη στήλη, ακολουθούμενοι από 3 PV ddH₂O. Όλα τα πειράματα πραγματοποιήθηκαν σε θερμοκρασία δωματίου (περίπου 25 ° C). Χλωριόντα, με τη μορφή χλωριούχου καλίου, επιλέχθησαν ως μη αντιδρών ιχνηθέτης για τα πειράματα μεταφοράς σε στήλη (Chrysikopoulos, 1993). Οι συγκεντρώσεις των χλωριόντων μετρήθηκαν με ιοντική χρωματογραφία (ICS-1500, Dionex Corp, Sunnyvale, CA). Η πειραματική διάταξη που χρησιμοποιήθηκε φαίνεται στο παρακάτω Σχήμα 4.7.



Σχήμα 4.7: Μια σχηματική απεικόνιση της πειραματικής διάταξης. Το ένθετο σχήμα αναδεικνύει τη συμμεταφορά των ιών και των κολλοειδών αργίλων.

4.3 ΘΕΩΡΗΤΙΚΟΙ ΥΠΟΛΟΓΙΣΜΟΙ

4.3.1 Ανάλυση Δεδομένων Μεταφοράς

Η κλασική θεωρία διήθησης κολλοειδών (CFT) χρησιμοποιήθηκε για την ποσοτική σύγκριση της προσκόλλησης των ιών στα γυάλινα σφαιρίδια. Ο αδιάστατος συντελεστής απόδοσης συγκρούσεων, α, υπολογίστηκε από κάθε καμπύλη κανονικοποιημένης συγκέντρωσης των ιών από το μοντέλο Rajagopalan and Tien (1976) (βλ. Εξίσωση 3.12, Κεφάλαιο 3)

Επιπλέον, η ανάκτηση μάζας, M_r, των συγκεντρώσεων του ιχνηθέτη ή των αιωρούμενων σωματιδίων (ιών και κολλοειδών αργίλων) υπολογίζεται από την Έκφραση 3.11 (βλ. Κεφάλαιο 3). Σημειώστε ότι στη μελέτη αυτή, η συγκέντρωση των αιωρούμενων κολλοειδών αργίλων συμβολίζεται με C_c. Επίσης, για τα πειράματα συμμεταφοράς η ολική συγκέντρωση των ιών, C_{Total-v}, θεωρείται ίση με το άθροισμα της συγκέντρωσης των αιωρούμενων ιών της εκροής, C_v, και της συγκέντρωσης των ιών προσκολλημένων στα αιωρούμενα κολλοειδή αργίλων, C_{vc}:

$$C_{\text{Total-v}} = C_{v} + C_{vc} \tag{4.3}$$

Οι αρχικές συγκεντρώσεις του ιχνηθέτη, των ιών και των αργίλων συμβολίζονται σαν C₁₀, C_{v0}, και C_{c0}, αντίστοιχα; όπου, η συγκέντρωση των κολλοειδών αργίλων που προσκολλώνται σε γυάλινα σφαιρίδια συμβολίζεται με C_{c*}. Σε αυτή τη μελέτη, χρησιμοποιώντας την έννοια του φαινόμενου συντελεστή απόδοσης συγκρούσεων που εισήγαγαν οι Walshe et al. (2010) υπολογίστηκαν δύο διαφορετικοί φαινόμενοι συντελεστές απόδοσης συγκρούσεων. Είναι άξιο να σημειωθεί ότι ο φαινόμενος συντελεστές απόδοσης συγκρούσεων αποδίδει μαζί πολλές διαδικασίες που συνδέονται με την προσκόλληση του ιών σε κολλοειδή αργίλων. Ο πρώτος συντελεστής απόδοσης συγκρούσεων αποδίδει μαζί πολλές διαδικασίες που συνδέονται με την προσκόλληση του ιών σε κολλοειδή αργίλων. Ο πρώτος συντελεστής απόδοσης συγκρούσεων αποδίδει μαζί πολλές διαδικασίες που συνδέονται με την προσκόλληση του ιών σε κολλοειδή αργίλων. Ο πρώτος συντελεστής απόδοσης συγκρούσεων αποδίδει μαζί πολλές διαδικασίες που συνδέονται με την προσκόλληση του ιών σε κολλοειδή αργίλων. Ο πρώτος συντελεστής απόδοσης συγκρούσεων, α_{τοtal-ν}, βασίζεται στη συγκέντρωση C_{τotal-ν} στην εκροή και αντριπροσωπεύει τη συγκέντρωση των C_ν και στα γυάλινα σφαιρίδια και στα ήδη προσκολλημένα κολλοειδή αργίλων C_{c*}. Ο δεύτερος συντελεστής απόδοσης συγκρούσεων, α_ν, βασίζεται στη συγκέντρωση των C_ν και των C_ν στην εκροή και αντριπροσωπεύει την προσκόλληση και των C_ν και των C_{νe}, στα γυάλινα σφαιρίδια, που συμβολίζονται ως C_v^{*} και C_{ve}^{*}, αντίστοιχα, όπως και την προσκόλληση των C_ν και στα C_e και στα C_e, που συμβολίζονται ως C_{ve} και C_{ve}^{*}, αντίστοιχα (βλέπε Σχήμα 4.8).



Σχήμα 4.8: Απεικόνιση των έξι συστατικών του συστήματος συμμεταφοράς $(C_c, C_v, C_{vc}, C_c^*, C_v^*, C_{vc}^*)$ και κατανομή τους στις δυο φάσεις.

Ο αδιάστατος συντελεστής απόδοσης συγκρούσεων, α, υπολογίστηκε για τους MS2 και ΦX174 για τις πειραματικές συνθήκες αυτής της μελέτης, όπως προβλέπεται από την Εξίσωση (3.12), οπου οι τιμές του συντελεστή σύλληψης μοναδιαίου συλλέκτη για ευνοϊκή απόθεση, η₀, υπολογίστηκαν από τη σχέση που αναπτύχθηκε από τους Tufenkji and Elimelech (2004) (βλ. Εξίσωση 3.16, Κεφάλαιο 3) με τις ακόλουθες τιμές των παραμέτρων για το σύστημα ιός-νερό-γυάλινα σφαιρίδια: σύνθετη σταθερά Hamaker των μέσων που αλληλεπιδρούν A_{123} = 7.5×10⁻²¹ (kg m²/s²) (Murray and Parks, 1978), σταθερά Boltzman k_B=1.38 × 10⁻²³ (kg m²)/(s²K), απόλυτη θερμοκρασία του ρευστού T=298 K, διάμετρο των σωματιδίων φ_p (1420 kg/m³ για τον MS2 (Walshe et al., 2010), 1600 kg/m³ για τον ΦX174 (Feng et al., 2006), 2650 kg/m³ για τα κολλοειδή αργίλων (Freeze and Cherry, 1979)), η πυκνότητα του ρευστού ρ_f =999.7 kg/m³, απόλυτο ιξώδες του ρευστού μ_w = 8.91 10⁻⁴ kg/(m s) και επιτάχυνση λόγω βαρύτητας g= 9.81 m/s².

Τα δεδομένα συγκέντρωσης ιών/κολλοειδών αργίλων στη θέση x=L αναλύθηκαν με τις κανονικοποιημένες χρονικές ροπές όπως ορίζονται από την Εξίσωση 3.10 (βλ. Κεφάλαιο 3). Η πρώτη κανονικοποιημένη χρονική ροπή, M₁, χαρακτηρίζει το κέντρο της μάζας της καμπύλης συγκέντρωσης και καθορίζει το μέσο χρόνο ή τη μέση ταχύτητα. Η δεύτερη κανονικοποιημένη χρονική ροπή, M₂, χαρακτηρίζει τη διάδοση της καμπύλης συγκέντρωσης. Είναι άξιο να σημειωθεί ότι ο λόγος M_{1(i)}/M_{1(t)} δείχνει το βαθμό ενίσχυσης της ταχύτητας του ιού/κολλοειδούς αργίλου σχετικά με το συντηρητικό ιχνηθέτη. Εάν αυτός ο λόγος είναι μικρότερος από το ένα (1), υπάρχει επιτάχυνση της ταχύτητας της μεταφοράς του. Εάν αυτός ο λόγος είναι μεγαλύτερος από ένα υπάρχει επιβράδυνση της ταχύτητας. Σε αυτή τη μελέτη, τέσσερις διαφορετικοί $M_{1(i)}/M_{1(t)}$ δείκτες υπολογίστηκαν με βάση τις συγκεντρώσεις εκροής: C_{Total-v}, C_c, C_v, και C_{vc}.

4.3.2 Αλληλεπιδράσεις ιών-κολλοειδών αργίλων

Η κλασική θεωρία DLVO υπολογίζει τη συνολική ενέργεια αλληλεπίδρασης ανάμεσα σε δύο λείες, ομοιογενείς επιφάνειες με ιδανικές γεωμετρίες ως το άθροισμα της ελκτικής ενέργειας λόγω δυνάμεων van der Waals, της ηλεκτροστατικής απωστικής ενέργειας που προκύπτει από την επικάλυψη της ηλεκτρικής διπλοστιβάδας, και σε πολύ μικρή απόσταση διαχωρισμού της απωστικής ενέργειας Born που οφείλεται στην επικάλυψη των τροχιακών ηλεκτρονίων των σωματιδίων. Κατά συνέπεια, με βάση την κλασική θεωρία DLVO, η συνολική ενέργεια αλληλεπίδρασης, Φ_{DLVO} ανάμεσα σε δύο επιφάνειες ισούται με το αριθμητικό άθροισμα των δυναμικών ενεργειών van derWaals, Φ_{vdW}, διπλού στρώματος, Φ_{dl}, και Born, Φ_{Born} (Loveland et al., 1996) (βλ. Εξίσωση 2.8, Κεφάλαιο 2).

4.3.2.1. Γεωμετρία σωματιδίων σφαίρας- επίπεδης επιφάνειας

Για την περίπτωση δύο προσεγγιζόμενων επιφανειών, η μια με σφαιρική και η άλλη με επίπεδη γεωμετρία (σφαίρα-επίπεδη επιφάνεια), η αλληλεπίδραση Φ_{vdw} [J] μπορεί να υπολογισθεί με την Έκφραση Gregory (1981) (βλ. Εξίσωση 2.9, Κεφάλαιο 2). Η Φ_{dl} για αλληλεπιδράσεις σφαίρας-επίπεδης επιφάνειας υπολογίστηκαν με την έκφραση Hogg et al. (1966) (βλ. Εξίσωση 2.10, Κεφάλαιο 2) και η Φ_{Born} [J] για σφαίρα-επίπεδη επιφάνεια υπολογίστηκε από τη σχέση Ruckestein and Prieve (1976) (βλ. Εξίσωση 2.11, Κεφάλαιο 2)

4.3.2.2. Γεωμετρίες σωματιδίων σφαίρα-σφαίρα

Για την περίπτωση της γεωμετρίας σωματιδίων σφαίρας-σφαίρας, η Φ_{vdW} [J] αλληλεπίδραση μπορεί να υπολογισθεί με την ακόλουθη έκφραση (Feke et al., 1984; Ryan and Gschwend, 1994)

$$\Phi_{vdW}(h) = -\frac{A_{123}}{12} \left\{ \frac{R_p}{\xi^2 + \xi R_p + \xi} + \frac{R_p}{\xi^2 + \xi R_p + \xi + R_p} + 2\ln\left[\frac{\xi^2 + \xi R_p + \xi}{\xi^2 + \xi R_p + \xi + R_p}\right] \right\}$$
(4.4)

όπου A_{123} [J] είναι η σύνθετη σταθερά Hamaker για μικροσκοπικούς φορείς με σύσταση"1" και "3" σε μέσο "2" [(1-κολλοειδές) - (2-νερό) - (3-συλλέκτης)] (σημειώστε ότι η A_{121} είναι η σύνθετη σταθερά Hamaker για τη συσσωμάτωση δύο κολλοειδών σωματιδίων σύστασης "1" που αιωρούνται σε ένα μέσο "2". Εάν το υπόστρωμα "2" είναι το νερό τότε η σύνθετη σταθερά Hamaker μπορεί να γραφτεί ως A_{1w1}). Η σύνθετη σταθερά Hamaker μπορεί να υπολογιστεί από τον ακόλουθο κανόνα που συνδυάζει τη χρήση σταθερών Hamaker των επιμέρους συστατικών του συστήματος ως εξής (Israelachvili, 1992):

$$A_{123} = \left(\sqrt{A_{11}} - \sqrt{A_{22}}\right)\left(\sqrt{A_{33}} - \sqrt{A_{22}}\right)$$
(4.5)

όπου A₁₁, A₂₂, και A₃₃ [J] είναι οι σταθερές Hamaker των τριών επιμέρους συνιστωσών. Επίσης, η σύνθετη σταθερά Hamaker για ασύμμετρες αλληλεπιδράσεις διασποράς, A₁₂₃, μπορεί να εκτιμηθεί από το συνδυαστικό κανόνα γεωμετρικού μέσου (Yoon et al., 1997):

$$A_{123} = \sqrt{A_{121} - A_{323}} \tag{4.6}$$

Σημειώστε ότι η σταθερά Hamaker είναι μια ιδιότητα του υλικού και στις περισσότερες περιπτώσεις, η τιμή της είναι αρκετά αβέβαιη (Norde, 2003). Στη μελέτη αυτή, η σύνθετη σταθερά Hamaker για το σύστημα ιός-νερό-ιός τέθηκε ίση με A_{1w1} = 7.5×10⁻²¹J (Valle-Delgado et al., 2004), για το σύστημα KGa-1b -νερό- KGa-1b ίση με A_{1w1} = 3.1×10⁻²⁰ J, και για το σύστημα STx-1b-νερό-STx-1b ίση με A_{1w1} = 2.2×10⁻²⁰J (Novich and Ring, 1984). Επίσης:

$$R_{p} = \frac{r_{p2}}{r_{p1}}$$
(4.7)

$$\xi = \frac{h}{r_{pl}} \tag{4.8}$$

 r_{p1} [m] είναι η ακτίνα του σφαιρικών κολλοειδών σωματιδίων 1, και r_{p2} [m] είναι η ακτίνα του σφαιρικού κολλοειδούς σωματιδίου 2 (συνήθως $r_{p1} \le r_{p2}$). Η Φ_{d1} [J] για αλληλεπιδράσεις σφαίρας-σφαίρας υπολογίστηκε με την έκφραση (Hogg et al., 1966)

$$\Phi_{dl}(h) = \pi \varepsilon_{r} \varepsilon_{0} \frac{r_{p1} r_{p2}}{(r_{p1} + r_{p2})} \left[2\Psi_{p1} \Psi_{p2} ln \left(\frac{1 + e^{-\kappa h}}{1 - e^{-\kappa h}} \right) + \left(\Psi_{p1}^{2} + \Psi_{p2}^{2} \right) ln \left(l - e^{-2\kappa h} \right) \right]$$
(4.9)

όπου Ψ_{p1} [V] είναι το επιφανειακό δυναμικό του κολλοειδούς (ιός ή άργιλος), και Ψ_{p2} [V] είναι το επιφανειακό δυναμικό της δεύτερης σφαίρας. Η Φ_{Born} [J] για αλληλεπιδράσεις σφαίρας-σφαίρας προσδιορίστηκε με τη σχέση (Feke et al., 1984; Ryan and Gschwend, 1994):

$$\Phi_{Bom}(h) = \frac{A_{123}}{7560\xi} \left(\frac{\sigma_{Bom}}{r_{p1}} \right)^2 \left[\frac{-4\xi^2 - 14(R_p - 1)\xi - 6(R_p^2 - 7R_p + 1)}{(2\xi - 1 + R_p)^7} + \frac{-4\xi^2 + 14(R_p - 1)\xi - 6(R_p^2 - 7R_p + 1)}{(2\xi + 1 - R_p)^7} + \frac{4\xi^2 + 14(R_p - 1)\xi + 6(R_p^2 + 7R_p + 1)}{(2\xi + 1 + R_p)^7} + \frac{4\xi^2 - 14(R_p - 1)\xi + 6(R_p^2 + 7R_p + 1)}{(2\xi - 1 - R_p)^7} \right]$$

$$(4.10)$$

4.3.3 Εκτεταμένη θεωρία DLVO της σταθερότητας των κολλοειδών

Η κλασική θεωρία DLVO δεν ήταν πάντα επιτυχής στην περιγραφή των αλληλεπιδράσεων των σωματιδίων (van Oss, 1993). Η απόκλιση μεταξύ των πειραματικών δεδομένων και της θεωρίας αποδίδεται συνήθως σε πρόσθετες ενέργειες, όπως: πίεση ενυδάτωσης, δυνάμεις δεσμού υδρογόνου, υδρόφοβες επιδράσεις, πίεση αποσύνδεσης και δυνάμεις οξέος-βάσεως κατά Lewis (Israelachvili, 1992; van Oss, 1994; Swanton 1995; Bergendahl and Grasso, 1999). Αυτές οι δυνάμεις είναι ελκτικές ή απωστικές και είναι γνωστό να είναι ευαίσθητες στην προσρόφηση των ιόντων ή μορίων στη διεπιφάνεια. Οι μη-DLVO μικρής εμβέλειας απωστικές δυνάμεις έχουν ονομαστεί δυνάμεις ενυδάτωσης, ενώ οι μεγαλύτερου βεληνεκούς ελκτικές δυνάμεις μεταξύ υδρόφοβων φορέων θεωρούνται υδρόφοβες αλληλεπιδράσεις. Ο van Oss (1993), υπολόγισε τις μη DLVO δυνάμεις που προκύπτουν από αλληλεπιδράσεις οξέοςβάσεως κατά Lewis δότη ηλεκτρονίων - δέκτη ηλεκτρονίων μεταξύ των επιφανειών, των προσροφημένων ειδών, και του διαλύτη. Η ενσωμάτωση των πρόσθετων ενεργειών αλληλεπίδρασης στο απλό μοντέλο DLVO είναι σήμερα γνωστή ως εκτεταμένη-DLVO ή XDLVO θεωρία.

Η υδροφοβικότητα της επιφάνειας χαρακτηρίζεται από την γωνία επαφής με το νερό, β [°]. Παραδοσιακά, τα υλικά χωρίζονται σε δύο κατηγορίες: βρεγμένα (β<90°) και μη-βρεγμένα (β> 90°). Είναι άξιο να σημειωθεί ότι οι υδρόφοβες αλληλεπιδράσεις μεταξύ των επιφανειών ισχύουν για β> 65° και οι υδρόφιλες αλληλεπιδράσεις για β <65°. Οι υδρόφοβες αλληλεπιδράσεις είναι ουσιαστικής σημασίας για τη συμπεριφορά σταθερότητας των ιών. Η υδρόφοβη συμπεριφορά των ιών εξαρτάται από τη σύσταση του πρωτεϊνικού καλύματος (καψίδιο). Τα καψίδια περιέχουν διάφορα υδρόφοβα αμινοξέα, τα οποία μπορεί να είναι είτε στο εξωτερικό ή στο εσωτερικό του καλύματος του ιού. Οι καολινίτες (π.χ., KGa-1b) και οι μοντμοριλλονίτες (π.χ., STx-1b) είναι μετρίως υδρόφιλες (van Oss and Giese, 2004; Wu, 2001) και έχουν μεγάλο αρνητικό δυναμικό ζήτα σε pH> 2 (βλέπε Σχήμα 4.5).

Σε αυτή τη μελέτη, σύμφωνα με τη θεωρία XDLVO, η συνολική ενέργεια αλληλεπίδρασης μεταξύ των επιφανειών θεωρείται ως το άθροισμα της κλασικής DLVO, Φ_{DLVO}, και οξέος-βάσεως κατά Lewis, Φ_{AB}, ενέργειας αλληλεπίδρασης σε μια απόσταση διαχωρισμού, h [m], ανάμεσα σε δύο προσεγγιζόμενες επιφάνειες (Bergendahl and Grasso, 1999):

$$\Phi_{\rm XDLVO}(h) = \Phi_{\rm DLVO}(h) + \Phi_{\rm AB}(h) \tag{4.11}$$

Η Lewis οξεοβασική ενέργεια αλληλεπίδρασης, $Φ_{AB}$, μειώνεται εκθετικά με την απόσταση (van Oss, 1994). Για την περίπτωση αλληλεπίδρασης σφαίρας-επίπεδης επιφάνειας η $Φ_{AB}$ [J] μπορεί να υπολογισθεί με την ακόλουθη σχέση (van Oss, 1994; van Oss and Giese, 2004):

$$\Phi_{AB}(h) = 2\pi r_{p} \lambda_{AB} \Phi_{AB(h=h_{o})} \exp\left[\frac{h_{0} - h}{\lambda_{AB}}\right]$$
(4.12)

Και για την περίπτωση της σφαίρας-σφαίρας με

$$\Phi_{AB}(h) = 2\pi \frac{r_{p1}r_{p2}}{r_{p1} + r_{p2}} \lambda_{AB} \Phi_{AB(h=h_o)} \exp\left[\frac{h_0 - h}{\lambda_{AB}}\right]$$
(4.13)
όπου [J/m²] είναι η ελεύθερη ενέργεια αλληλεπίδρασης οξέος-βάσεως κατά Lewis μεταξύ των δύο επιφανειών στην υπολογισμένη αποδεκτή ελάχιστη απόσταση διαχωρισμού h=h₀≈2,5 Å = 0.25 nm, (δηλαδή, σε «επαφή»), λ_{AB} [nm] είναι το μήκος (Debye) διάστασης του νερού, το οποίο έχει αναφερθεί να κυμαίνεται από 0.4 έως 32 nm (Yoon et al., 1997). Στη μελέτη αυτή, θεωρήθηκε ότι λ_{AB}= 1 nm (van Oss, 1993).

Επί του παρόντος, υπάρχουν δύο προσεγγίσεις για την εκτίμηση του. Η πρώτη προσέγγιση είναι θεωρητική, που αναπτύχθηκε από τον van Oss (1994) και βασίζεται στην επιφανειακή τάση των παραμέτρων δέκτη-ηλεκτρονίων και δότη-ηλεκτρονίων των επιμέρους υλικών. Ενώ, η δεύτερη προσέγγιση είναι εμπειρική, αναπτύχθηκε από τους Yoon et al. (1997) και βασίζεται στον προσδιορισμό του βαθμού υδροφοβικότητας χρησιμοποιώντας τις γωνίες επαφής με το νερό. Σε αυτή τη μελέτη, χρησιμοποιείται η προσέγγιση Yoon et al. (1997):

$$\Phi_{AB(h=h_{o})} = -\frac{K_{123}}{2\pi h_{0}\lambda_{AB}}$$
(4.14)

όπου K₁₂₃ [J] είναι η σταθερά υδρόφοβης δύναμης, η οποία μπορεί να προβλεφθεί από την ακόλουθη εμπειρική σχέση

$$\log K_{123} = -7.0 \left(\frac{\cos\beta_1 + \cos\beta_3}{2} \right) - 18.0$$
(4.15)

όπου β_1 [°] και β_3 [°] είναι οι γωνίες επαφής με το νερό των υλικών "1" και "3", αντίστοιχα. Οι Bergendahl and Grasso (1999) σύγκριναν τις δύο μεθόδους για την εκτίμηση της και διαπίστωσε ότι οδηγούν σε αρκετά παρόμοια αποτελέσματα. Σε αυτή τη μελέτη, χρησιμοποιήθηκαν οι ακόλουθες γωνίες επαφής: $\beta_{MS2} = 33\pm1^\circ$, $\beta_{\Phi X174} = 26$ ±1.7 (Attinti et al., 2010), $\beta_{KGa-1b} = 46.1$, $\beta_{STx-1b} = 20.5\pm2.8^\circ$ (Wu, 2001) και $\beta_{glass} = 32\pm5^\circ$ ° (Shahidzadeh et al., 2004).

4.4 ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ ΚΑΙ ΣΥΖΗΤΗΣΗ

4.4.1 Πειράματα Διαλείποντος Έργου

Τα πειραματικά δεδομένα από τα πειράματα προσκόλλησης ισορροπίας του MS2 και ΦΧ174 πάνω στον KGa-1b και στον STx-1b φαίνονται στο Σχήμα 4.9, και προσομοιώνονται με ισόθερμη τύπου Freundlich:

$$C_{eq}^* = K_f C_{eq}^m \tag{4.16}$$

όπου C_{eq}^{*} [(M ιών)/(M αργίλων)] είναι η συγκέντρωση του ιού που προσκολλάται στα κολλοειδή αργίλων σε ισορροπία σε μονάδες (PFU/μg αργίλου), C_{eq} [M/L³] είναι η συγκέντρωση των ιών στην υδατική φάση σε κατάσταση ισορροπίας σε μονάδες (PFU/mL), K_f [(L³/M)^m] είναι η σταθερά Freundlich σε μονάδες {(mL)^m/[(μg αργίλου)(PFU) m⁻¹]}, και m [-] είναι ο εκθέτης Freundlich. Οι παράμετροι K_f και m υπολογίστηκαν με γραμμική παλινδρόμηση των λογαριθμικά μετατρεπόμενων δεδομένων:

$$\log C_{eq}^* = \log K_f + m \log C_{eq}$$
(4.17)

όσο μεγαλύτερη είναι η τιμή του K_f, τόσο μεγαλύτερη είναι η έλξη των ιών για τα αργιλικά ορυκτά. Οι παράμετροι της ισόθερμου Freundlich για τα πειράματα προσκόλλησης που πραγματοποιήθηκαν στην παρούσα μελέτη παρουσιάζονται στον Πίνακα 4.2. Είναι άξιο να σημειωθεί ότι για όλες τις περιπτώσεις που εξετάζονται στην παρούσα μελέτη η τιμή του εκθέτη Freundlich m είναι κοντά στη μονάδα, γεγονός που υποδηλώνει ότι η γραμμικού τύπου ισόθερμη που χρησιμοποιείται σε άλλες μελέτες (Syngouna and Chrysikopoulos, 2010) θα μπορούσε επίσης να είναι ένα αποδεκτό μοντέλο. Τα πειραματικά αποτελέσματα έδειξαν ότι η τάση προσκόλλησης των δύο βακτηριοφάγων (ΦΧ174 και MS2) είναι μεγαλύτερη για τον KGa-1b από ό,τι τον STx-1b. Θα πρέπει να σημειωθεί ότι η παρατήρηση αυτή είναι σύμφωνη με την εργασία των Schiffenbauer and Stotzky (1982), οι οποίοι αναφέρουν ότι η προσκόλληση των κολιφάγων Τ7 και Τ1 είναι μεγαλύτερη στον καολινίτη από ό,τι στον μοντμοριλλονίτη. Επιπλέον, παρατηρήθηκε ότι η προσκόλληση του MS2 και στα δυο ορυκτά ήταν μεγαλύτερη από εκείνη του ΦΧ174. Τα αποτελέσματα αυτά είναι σύμφωνα με την εργασία των Syngouna and Chrysikopoulos, 2010, οι οποίοι παρατήρησαν ότι ο MS2 παρουσίασε μεγαλύτερη τάση προσκόλλησης στα σωματίδια αργίλου από ό,τι ο ΦΧ174. Ωστόσο, οι Lipson and Stotzky (1983) ανέφεραν ότι περισσότερα σωματίδια reo-ιού προσκολλήθηκαν στον μοντμοριλλονίτη από ό,τι στον καολινίτη, γεγονός που υποδηλώνει ότι οι μηγανισμοί προσκόλλησης διαφέρουν για διαφορετικούς ιούς.



Σχήμα 4.9: Ισόθερμες τύπου Freundlich για την προσκόλληση των (a) Φ X174 πάνω στον KGa-1b, (b) MS2 στον KGa-1b, (c) Φ X174 πάνω στον STx-1b, και (d) MS2 στον STx-1b σε pH 7,0 και 25°C. Οι αντίστοιχοι παράμετροι Freundlich K_f και m αναφέρονται στον Πίνακα 4.2.

Αντιδρώντα Κολλοειδή	$K_{f} (mL/\mu g)^{m}$	m
ФХ174 & KGa-1b	2.26×10 ⁻³	1.002
MS2 & KGa-1b	4.34×10 ⁻³	0.926
ΦX174 & STx-1b	2.71×10 ⁻⁴	1.118
MS2 & STx-1b	7.58×10 ⁻⁴	1.062

Πίνακας 4.2: Τιμές των παραμέτρων των ισόθερμων Freundlich

4.4.2 Πειράματα Ροής στις Στήλες

4.4.2.1. Πειράματα Μεταφοράς

Στο Σχήμα 4.10 παρουσιάζονται τα δεδομένα της κανονικοποιημένης συγκέντρωσης των MS2 και ΦΧ174 για τις τρεις ενδοπορώδεις ταχύτητες U=1.21, 0.74, 0.38 cm/min, μαζί με τις κανονικοποιημένες συγκεντρώσεις του ιχνηθέτη

γλωρίου. Οι αντίστοιχες τιμές ανάκτησης μάζας M_r % υπολογίστηκαν με γρήση της Εξίσωσης (3.11) και παρατίθενται στον Πίνακα 4.3. Οι συγκεντρώσεις κορυφής και η ανάκτηση μάζας αυξήθηκαν με αύξηση της U και για τους δύο ιούς. Με καμία εξαίρεση όλες οι υπολογισμένες τιμές ανάκτησης μάζας του MS2 ήταν χαμηλότερες από αυτές του ΦΧ174. Μόνο στη μικρότερη U παρατηρήθηκε μικρή συγκράτηση του ΦΧ174 στη στήλη. Βεβαίως, η προσκόλληση και η αδρανοποίηση του MS2 μπορεί να συνέβαλαν στις παρατηρούμενες χαμηλές τιμές Mr %. Με την αύξηση της παροχής, η προγενέστερη άφιξη των MS2 και ΦΧ174 στην εκροή της στήλης σε σύγκριση με το Cl- έγινε πιο εμφανής (Σχήμα 4.10). Αυτό φαίνεται και από τις χαμηλότερες τιμές M_{1(i)}/M_{1(t)} (Πίνακας 4.3). Στην περίπτωση των μικρότερων U παρατηρήθηκε μικρή επιβράδυνση $(M_{1(i)}/M_{1(t)}>1)$ και για τους δύο ιούς, ενώ μόνο στην υψηλότερη U υπολογίζεται λόγος $M_{1(i)}/M_{1(t)} < 1$ (βλέπε Πίνακας 4.10), γεγονός που υποδηλώνει ότι η μεταφορά του MS2 ενισχύεται κατά 13% και η μεταφορά του ΦΧ174 ενισχύεται κατά 5% σε σύγκριση με τον ιχνηθέτη. .Καθώς αυξάνεται η ταχύτητα ροής, η διάχυση είναι λιγότερο σημαντική για τη μεταφορά του ιού, και τα σωματίδια του ιού ταξιδεύουν κυρίως μέσω των καναλιών των μεγάλων πόρων στα πορώδη μέσα, όπου η ενδοπορώδης ταχύτητα είναι μεγαλύτερη (Keller et al, 2004; Syngouna and Chrysikopoulos, 2011; Walshe et al., 2010).

Στο Σχήμα 4.11 παρουσιάζονται τα δεδομένα της κανονικοποιημένης συγκέντρωσης των KGa-1b και STx-1b για τις τρεις ενδοπορώδεις ταχύτητες: U=1.21, 0.74, 0.38 cm/min. Ο λόγος της πρώτης κανονικοποιημένης χρονικής στιγμής του KGa-1b ως προς εκείνη του Cl⁻ υπολογίστηκε για κάθε καμπύλη συγκέντρωσης και τα αποτελέσματα παρατίθενται στον Πίνακα 4.3. Σημειώστε ότι για τις δύο μικρότερες τιμές U ο λόγος ήταν $M_{1(i)}/M_{1(i)}>1$, το οποίο δείχνει ότι ο KGa-1b καθυστερούσε 17-20% σε σύγκριση με τον ιχνηθέτη. Επίσης, παρατηρήθηκε σημαντική συγκράτηση του KGa-1b στη στήλη, ειδικά στις χαμηλότερες U. Μικρότερη προσκόλληση του KGa-1b στα γυάλινα σφαιρίδια παρατηρήθηκε στην υψηλότερη ενδοπορώδη ταχύτητα (βλ. Σχήμα 4.11). Για όλες τις περιπτώσεις που εξετάστηκαν για τον STX-1b $M_{1(i)}/M_{1(i)}>1$, το οποίο δείχνει ότι η μεταφορά του STX-1b, καθυστερούσε 1%-25% σε σχέση με τον ιχνηθέτη. Οι τιμές ανάκτησης μάζας M_r , που παρατίθενται στον Πίνακα 4.3, δείχνουν ότι δεν υπήρξε σημαντική επίδραση της U στη συγκράτηση του STX-1b από τη στήλη. Υψηλότερες τιμές M_r παρατηρήθηκαν για τον STX-1b από ότι τον KGa-1b στις μικρότερες U.



Σχήμα 4.10: Τα πειραματικά δεδομένα (σύμβολα) για τη μεταφορά του ιχνηθέτη χλωριόντα (ανοικτά σύμβολα) και των βακτηριοφάγων MS2 (κύκλοι) και ΦΧ174 (τετράγωνα) σε ενδοπορώδεις ταχύτητες ίσες με:(a, b) 0.38, (c, d) 0.74, και (e, f) 1.21 cm/min.



Σχήμα 4.11: Τα πειραματικά δεδομένα (σύμβολα) για τη μεταφορά και των αργίλων KGa-1b (τρίγωνα) και STx-1b (ρόμβοι) σε ενδοπορώδεις ταχύτητες ίσες με: (a, b) 0.38, (c, d) 0.74, και (e, f) 1.21 cm/min.

Πειράματα Μεταφοράς										
Αρχική		M _r (%)	M _r (%)	M _r (%)	$M_{1(i)}/M_{1(t)}$	$M_{1(i)}/M_{1(t)}$	M _{1(i)} /M _{1(t)}			
Συγκέντρωση		για τις Γ	για τη C _v	για τη C _{ve}	για τις	για τη C _v	για τη C _{ve}			
C _{t0} (mol/L),		C _{Total-v} , C _c			C _{Total-v} , C _c					
C _{v0} (PFU/mL),										
C _{c0} (mg/L)	U (cm/min)				~			a Total-v	a_{v}	
0.01 1/7	1.21	100		Trac	er Cl-					
0.01 mol/L	0.74	100			1					
0.01 mol/L	0.74	100			1					
0.01 mol/L	0.38	94.9		ФХ	1 (174					
3185 PFU/mL	1.21	100			0.95			0.00026		
8867 PFU/mL	0.74	100			1.08			0.00018		
12300 PFU/mL	0.38	96.2			1.06			0.0044		
282000				Μ	S2					
PFU/mL	1.21	74.2			0.87			0.075		
1350 PFU/mL	0.74	70.1			1.02			0.063		
6000 PFU/mL	0.38	49.7			1.09			0.077		
				KG	a-1b					
55.9 mg/L	1.21	87			0.9			0.116		
62.8 mg/L	0.74	53.5	1.17 0.312							
44.3 mg/L	0.38	39.8		CTT.	1.2			0.229		
101.0 //	1.01	56.1		515	<u>1 01</u>			0.1(2		
101.0 mg/L	0.74	50.1			1.01			0.163		
100.1 mg/L	0.74	58.0			1.14			0.257		
119.0 mg/L	0.38	60.2	П	ειράματα Σ	1.25 υμμεταφοράς			0.07		
				ФХ174-	KGa-1b					
12367 PFU/mL		57	29.8	22.3	0.86	0.87	0.85	0.146	0.314	
62.8 mg/L	1.21	21.3			1					
3238 PFU/mL		40.5	24.4	19.3	1.14	1.22	1.03	0.164	0.256	
57.5 mg/L	0.74	30.3			1.2					
1418 PFU/mL		65.5	45.8	17.8	1.1	1.06	1.17	0.048	0.088	
54.4 mg/L	0.38	13.9			1.12					
ΦX174-STx-1b										
84800 PFU/mL		48.9	37.3	11.7	0.91	0.93	0.89	0.186	0.256	
100.7 mg/L	1.21	36.2			0.96					
61667 PFU/mL		47.5	39.3	8.2	1.1	1.07	1.25	0.135	0.17	
78.5 mg/L	0.74	22.1			1.57					
40000 PFU/mL		42.6	37.8	10.6	1.07	1.06	1.1	0.097	0.11	
78.5 mg/L	0.38	31.2			1.29					
Πειράματα Συμμεταφοράς (Συνέχεια)										

Πίνακας 4.3: Αποτελέσματα ανάλυσης δεδομένων των πειραμάτων Μεταφοράς και Συμμεταφοράς

Αρχική		M_r (%)	M _r (%)	M _r (%)	$M_{1(i)}/M_{1(t)}$	$M_{1(i)}/M_{1(t)}$	$M_{1(i)}/M_{1(t)}$		
Συγκέντρωση		για τις		Cvc	για τις	για τη C_v	για τη C _{ve}		
C _{t0} (mol/L),		C _{Total} -v, C _c		C _{Total} -v, C _c					
C _{v0} (PFU/mL),	U								
C _{c0} (mg/L)	(cm/min)							a Total-v	αv
				MS2-K	Ga-1b				
4738 PFU/mL		65.7	8.95	55.4	0.87	1.03	0.84	0.106	0.61
63.8 mg/L	1.21	52			0.83				
2425 PFU/mL		28.2	6.6	21.4	1.14	1.25	1.09	0.223	0.468
69.1 mg/L	0.74	51.9			1.03				
51500 PFU/mL		76.8	50.09	26.3	1.14	1.16	1.09	0.029	0.074
62.8 mg/L	0.38	26			1.21				
				MS2-S	Tx-1b				
520333 PFU/mL		35.4	24.6	10.8	0.83	0.84	0.8	0.261	0.353
87. 7 mg/L	1.21	32.7			0.93				
181333 PFU/mL		43.8	17.9	25.6	1.08	1.12	1.06	0.145	0.303
91.3 mg/L	0.74	48			1.1				
406000 PFU/mL		47	33.1	13.9	1.13	1.16	1.04	0.083	0.121
115.4 mg/L	0.38	35.1			1.26				

4.4.2.2. Πειράματα Συμμεταφοράς

Το Σχήμα 4.12 παρουσιάζει τα δεδομένα της κανονικοποιημένης συγκέντρωσης του ΦΧ174 και των κολλοειδών αργίλων (KGa-1b, STx-1b) για τα πειράματα συμμεταφοράς για τις τρεις ενδοπορώδεις ταχύτητες U=1.21, 0.74, 0.38 cm/min. Οι αντίστοιχες τιμές ανάκτησης μάζας Mr, που βασίζονται στο C_{Total-v} του ΦΧ174 στην εκροή της στήλης και υπολογίζονται από την Εξίσωση (3.11), έχουν μειωθεί σημαντικά με την παρουσία των κολλοειδών αργίλων σε σύγκριση με εκείνες που λαμβάνονται στην περίπτωση απουσίας τους, όπως προκύπτει από τα δεδομένα της καμπύλης συγκέντρωσης (βλ. Πίνακα 4.3). Αυτό υποδηλώνει ότι κάποιοι ιοί προσκολλημένοι στα κολλοειδή αργίλων συγκρατήθηκαν στη στήλη λόγω της προσκόλλησης των κολλοειδών αργίλων στα γυάλινα σφαιρίδια. Επιπλέον, οι διάφοροι λόγοι M_{1(i)}/M_{1(t)} που βασίζονται στο $C_{Total-v}$ του $\Phi X174$ και παρατίθενται στον Πίνακα 4.3 δείχνουν ότι η μεταφορά της $C_{\text{Total-v}}$ του ΦX174 ενισχύεται (9 έως 14%) μόνο στην υψηλότερη U=1.21 cm/min σε σύγκριση με την κίνηση του ιχνηθέτη Cl, ενώ μόνο η μεταφορά του STx-1b ενισχύεται κατά 4% στην υψηλότερη U. Η μεταφορά του KGa-1b, καθυστερεί (0 έως 12%) σε σύγκριση με τα CI σε όλες τις περιπτώσεις που εξετάστηκαν. Επιπλέον οι λόγοι $M_{1(i)}/M_{1(t)}$, που βασίζονται στη C_v του ΦΧ174, έδειξαν ότι η μεταφορά της C_v

ενισχύθηκε 13% παρουσία του KGa-1b, και 7% παρουσία του STx-1b μόνο στην υψηλότερη U. Η ίδια τάση παρατηρήθηκε και για τους λόγους $M_{1(i)}/M_{1(t)}$ που βασίστηκαν στη C_{vc} του ΦX174. Αξίζει να σημειωθεί ότι, εκτός από την περίπτωση της U=0.74 cm/min παρουσία του KGa-1b, η μεταφορά της C_{vc} του ΦX174 καθυστερούσε περισσότερο από τη C_{Total-v} του ΦX174.



Σχήμα 4.12: Τα πειραματικά δεδομένα συνολικής συγκέντρωσης (κλειστά σύμβολα), αιωρούμενης συγκέντρωσης (γεμάτα σύμβολα) και προσκολλημένης συγκέντρωσης (ανοιχτά σύμβολα) των ιών για τη συμ-μεταφορά του ΦΧ174 με τα κολλοειδή KGa-1b (a, c, e) και STx-1b (b, d, f) σε ενδοπορώδεις ταχύτητες ίσες με:(a, b) 0.38, (c, d) 0.74, και (e, f) 1.21 cm/min.

Το Σχήμα 4.13 δείχνει τα δεδομένα της κανονικοποιημένης συγκέντρωσης του MS2 και των κολλοειδών αργίλων (KGa-1b, STx-1b) για τα πειράματα συμμεταφοράς για τις τρεις ενδοπορώδεις ταχύτητες: U=1.21, 0.74, 0.38 cm/min. Οι διάφορες τιμές του λόγου $M_{1(i)}/M_{1(t)}$ που που βασίζονται στο $C_{Total-v}$ του MS2 δείχνουν ότι η μεταφορά της $C_{Total-v}$ του MS2 ενισχύεται (13 έως 17%) σε σχέση με την κίνηση των Cl⁻ μόνο στην υψηλότερη U. Η ίδια τάση παρατηρήθηκε στην υψηλότερη U για τους λόγους $M_{1(i)}/M_{1(t)}$ που βασίστηκαν στις C_v και C_{vc} του MS2, εκτός της περίπτωσης της παρουσίας του KGa-1b, όπου παρατηρήθηκε μικρή καθυστέρηση της C_v του MS2.

Επίσης, η μεταφορά του KGa-1b ενισχύθηκε κατά 17% και του STx-1b κατά 7% σε σύγκριση με την κίνηση των Cl⁻ για την U=1.21 cm/min. Στις μικρότερες τιμές U, όλες οι συγκεντρώσεις (C_{Total-v}, C_v, C_{vc}, και C_c) καθυστέρησαν σημαντικά σε σχέση με τον ιχνηθέτη. Αξίζει να σημειωθεί ότι για όλες τις περιπτώσεις που εξετάστηκαν, η C_v του MS2 καθυστερούσε περισσότερο από την C_{Total-v} του MS2, και η C_{Total-v} του MS2 καθυστερούσε περισσότερο από τη C_{vc} του MS2 και για τις δυο αργίλους (KGa-1b, STx-1b). Ως εκ τούτου, ανάλογα με τις φυσικοχημικές συνθήκες, κολλοειδή σωματίδια μπορούν να διευκολύνουν ή να παρεμποδίζουν τη μεταφορά των ιών στα πορώδη μέσα.



Σχήμα 4.13: Τα πειραματικά δεδομένα συνολικής συγκέντρωσης (κλειστά σύμβολα), αιωρούμενης συγκέντρωσης (γεμάτα σύμβολα) και προσκολλημένης συγκέντρωσης (ανοιχτά σύμβολα) των ιών για τη συμ-μεταφορά του MS2 με τα κολλοειδή KGa-lb (a, c, e) και STx-lb (b, d, f) σε ενδοπορώδεις ταχύτητες ίσες με:(a, b) 0.38, (c, d) 0.74, και (e, f) 1.21 cm/min.

Οι τιμές ανάκτησης μάζας M_r για τα ΦX174, MS2, KGa-1b και STx-1b, όπως υπολογίστηκαν από την Εξίσωση (3.11), για τις τρεις U που εξετάστηκαν, παρουσιάζονται στον Πίνακα 4.3. Σημειώστε ότι η ανάκτηση μάζας M_r των ΦX174 και MS2, που βασίστηκε στη $C_{Total-v}$ στην εκροή ισοδυναμεί με το άθροισμα της ανάκτησης μάζας M_r που βασίστηκε στη C_v και την M_r που βασίστηκε στη C_{vc} . Με μόνη εξαίρεση

την περίπτωση της U=0.38 cm /min, οι τιμές M_r που βασίστηκαν στη C_{Total-y} του MS2 στην εκροή μειώθηκαν σε σχέση με αυτές απουσία κολλοειδών αργίλων. Παρουσία του KGa-1b, οι τιμές Mr που βασίστηκαν στη Cvc του MS2 ήταν αρκετά υψηλές (21.4 έως 55.4%). Παρουσία του STx-1b, οι τιμές M_r που βασίστηκαν στη $C_{\text{Total-v}}$ του MS2 ήταν μικρότερες από εκείνες παρουσία του KGa-1b. Επιπλέον, για τον ΦΧ174, παρουσία του KGa-1b, οι διάφορες τιμές Mr, που παρουσιάζονται στον Πίνακα 4.3, έδειξαν ότι αυξάνοντας τη U, η διαφορά μεταξύ C_{Total-v} και C_v του ΦΧ174 επίσης αυξήθηκε, γεγονός που υποδηλώνει ότι περισσότεροι ιοί προσκολλήθηκαν στα αιωρούμενα κολλοειδή KGa-1b. Το γεγονός αυτό αντανακλάται στην αύξηση της Mr που βασίζεται στη C_{vc} του ΦX174 (17.8 έως 22.3%). Αντίθετα, παρουσία του STx-1b, οι τιμές M_r που βασίστηκαν στη C_{vc} του ΦX174 ήταν αισθητά μικρότερες (8.2 έως 11.7%). Οι τιμές M_r και για τις δυο αργίλους KGa-1b και STx-1b βασισμένες στη C_c ήταν μικρότερες παρουσία του ΦΧ174, αλλά δεν παρατηρήθηκαν σημαντικές διαφορές μεταξύ των U (δείτε Πίνακα 4.6). Επιπλέον, παρόμοιες τιμές Mr βασισμένες στη Cc παρατηρήθηκαν για τα KGa-1b και STx-1b παρουσία του ίδιου ιού για κάθε U που εξετάστηκε. Οι διάφορες τιμές Mr για τα ΦΧ174, MS2, KGa-1b και STx-1b απεικονίζονται γραφικά **στο Σχήμα 4.14**.



Σχήμα 4.14: Υπολογισμένες τιμές M_r με βάση τις $C_{Total-v}$ (συμπαγείς στήλες), C_v (γεμάτες στήλες), C_v (ανοικτές στήλες) και C_c (διαγώνια σκιασμένες στήλες) για τη συμμεταφορά (α) ΦΧ174 με KGa-1b, (b) MS2 με KGa-1b, (c) ΦΧ174 με STx-1b και (d) MS2 με STx-1b στη χαμηλή (U=0.38.cm/min), μεσαία (U=0.74cm/min) και υψηλή (U=1.21cm/min) ενδοπορώδη ταχύτητα.

Οι τιμές του συντελεστή απόδοσης συγκρούσεων, α_{Total-v}, που βασίστηκαν στη $C_{\text{Total-v}}$ και οι τιμές α_v , που βασίστηκαν στη C_v , υπολογίστηκαν με την Εξίσωση (3.12) για τις τρεις U, και παρουσιάζονται στον Πίνακα 4.3. Οι α_{Total-v} περιέγουν πληροφορίες για την προσρόφηση της C_{Total-v} στα γυάλινα σφαιρίδια (πειράματα μεταφοράς) και της $C_{\text{Total-v}}$ των ιών και στα γυάλινα σφαιρίδια και στη C_c^* (πειράματα συμμεταφοράς). Οι τιμές α_{Total-v} για τον MS2 στα πειράματα μεταφοράς ήταν υψηλότερες από εκείνες του ΦΧ174 για όλες U (δείτε Πίνακα 4.3). Αυτό αποδίδεται στην πιο συντηρητική συμπεριφορά προσρόφησης του ΦΧ174 από αυτή του MS2, το οποίο είναι σε συμφωνία με προηγούμενα αποτελέσματα (Syngouna and Chrysikopoulos, 2011, 3). Επιπλέον, παρουσία των κολλοειδών αργίλων Κεφάλαιο (πειράματα συμμεταφοράς), οι τιμές α_{Total-v} ήταν υψηλότερες και για τους δυο ιούς για όλες τις περιπτώσεις που εξετάστηκαν, το οποίο δείχνει ότι περισσότερες περιογές προσκόλλησης ήταν διαθέσιμες στη στερεά μήτρα (γυάλινα σφαιρίδια και C_c^*). Παρουσία του STx-1b, οι τιμές α_{Total-v} μειώθηκαν με μείωση της U, ενώ παρουσία του KGa-1b καμιά σαφής τάση δεν παρατηρήθηκε. Επιπλέον οι σχετικά υψηλές τιμές του α_v (α_v>α_{Total-v}) (δείτε Πίνακα 4.3) έδειξαν ότι η παρουσία των κολλοειδών αργίλων αύξησε την προσκόλληση των ιών στα γυάλινα σφαιρίδια και στα κολλοειδή αργίλων. Σε όλες τις περιπτώσεις που εξετάστηκαν, οι τιμές α_ν μειώθηκαν με μείωση της U. Επιπλέον, υψηλότερες τιμές α_ν παρατηρήθηκαν για τον MS2 παρουσία και του KGa-1b και του STx-1b, το οποίο μπορεί να αποδοθεί στη μεγαλύτερη τάση προσκόλλησης του MS2 και στις δυο αργίλους (Πειράματα Διαλείποντος Έργου, Chrysikopoulos and Syngouna, 2012). Αξίζει να σημειωθεί ότι σε συμφωνία με τα πειράματα συμμεταφοράς, όπως θα δείτε στις επόμενες παραγράφους οι τιμές της Lewis οξεοβασικής ελεύθερης ενέργειας αλληλεπίδρασης Φ_{ΑΒ(h=h)} ήταν περισσότερο αρνητικές (ελκτικές) για τον MS2 από ότι τον ΦΧ174 και για τις δυο αργίλους που εξετάστηκαν.

4.4.3 Υπολογισμοί των αλληλεπιδράσεων ιών-αργίλων

Σε αυτή τη μελέτη, οι ιοί θεωρήθηκε ότι ακολουθούν τις αρχές της κολλοειδούς χημείας, παρά το γεγονός ότι είναι πιο περίπλοκοι από τα αβιοτικά κολλοειδή (van Loosdrecht et al., 1989). Θεωρητικά, όπως φαίνεται στο Σχήμα 3.3 (Κεφάλαιο 3), το προφίλ της ενέργειας αλληλεπίδρασης DLVO χαρακτηρίζεται από ένα βαθύ ενεργειακό "πηγάδι", το οποίο εμφανίζεται σε σχετικά μικρές αποστάσεις διαχωρισμού και είναι γνωστό ως το πρωτοταγές ελάχιστο, Φ_{min1} , το ενεργειακό φράγμα για την προσκόλληση και αποκόλληση γνωστό ως πρωτοταγές μέγιστο, Φ_{max1} , και ένα ρηχό ενεργειακό "πηγάδι" σε σχετικά μεγάλες αποστάσεις διαχωρισμού γνωστό ως δευτεροταγές ελάχιστο, Φ_{min2} . Τα προφίλ ενέργειας αλληλεπίδρασης για όλες τις πιθανές αλληλεπιδράσεις ιών-αργίλων υπολογίστηκαν με βάση την κλασική θεωρία DLVO και για τις δύο περιπτώσεις σφαίρας-επίπεδης επιφάνειας καθώς και σφαίρας-σφαίρας για τις πειραματικές συνθήκες (pH=7, $I_s=10^{-4}$ M). Τα αποτελέσματα παρουσιάζονται στο Σχήμα 4.15. Οι τιμές Φ_{dl} υπολογίστηκαν με χρήση της Εξίσωσης (2.10) για τις αλληλεπιδράσεις σφαίρας-επίπεδης επιφάνειας ή της Εξίσωσης (4.9) για τις αλληλεπιδράσεις σφαίρας-σφαίρας, και τα ηλεκτροκινητικά δυναμικά ζήτα αντί για τα επιφανειακά δυναμικά. Σε όλες τις περιπτώσεις που παρουσιάζονται στο Σχήμα 4.15, οι ενέργειες αλληλεπίδρασης DLVO είναι ιδιαίτερα απωστικές για σχετικά μεγάλες αποστάσεις διαγωρισμού. Τα προφίλ ενέργεια αλληλεπίδρασης για τους βακτηριοφάγους με τον KGa-1b δεν επιδεικνύουν Φ_{min1} , αλλά μόνο ένα ρηγό Φ_{min2} (βλ. Σγήμα 4.15a και b), δείγνοντας δυσμενείς συνθήκες προσκόλλησης (οι βακτηριοφάγοι προσκολλώνται στις επιφάνειες του KGa-1b στο δευτεροταγές ενεργειακό ελάχιστο). Ωστόσο, Φ_{min1} παρατηρήθηκε στο προφίλ της ενέργεια αλληλεπίδρασης των βακτηριοφάγων με τον STx-1b, γεγονός που υποδηλώνει ότι οι βακτηριοφάγοι θα μπορούσαν να προσκολληθούν σε άργιλο αν έχουν επαρκή κινητική ενέργεια ώστε να ξεπεράσουν το ενεργειακό φράγμα. Όλες οι υπολογιζόμενες τιμές Φ_{max1} , Φ_{min1} και Φ_{min2} παρατίθενται στον Πίνακα 4.4. Είναι άξιο να σημειωθεί ότι οι τιμές Φ_{max1} είναι ελαφρώς υψηλότερες για τις αλληλεπιδράσεις του MS2 από ό, τι του ΦΧ174 και με τα δύο ορυκτά, και υψηλότερες για το μοντέλο σφαίρας-επίπεδης επιφάνειας από ό,τι σφαίρας-σφαίρας (βλέπε Πίνακα 4.4). Παρά το γεγονός ότι, τόσο τα μοντέλα γεωμετρίας σφαίρας-επίπεδης επιφάνειας όσο και τα μοντέλα σφαίρας-σφαίρας των σωματιδίων οδηγούν σε συγκρίσιμα αποτελέσματα, δεδομένου ότι το μέγεθος των βακτηριοφάγων είναι τάξεις μεγέθους μικρότερο από το μέγεθος των ορυκτών που γρησιμοποιούνται στην παρούσα μελέτη, το μοντέλο σφαίρας-επιφάνειας θεωρείται πιο κατάλληλο μοντέλο.



Σχήμα 4.15: Προβλεπόμενα DLVO προφίλ ενέργειας αλληλεπίδρασης για (a) MS2 με KGa-1b, (b) ΦΧ174 με KGa-1b, (c) MS2 με STx-1b, και (d) ΦΧ174 με STx-1b ως συνάρτηση της απόστασης διαχωρισμού για τις πειραματικές συνθήκες, χρησιμοποιώντας και τις δύο προσεγγίσεις σφαίρας-επιφάνειας και σφαίρας-σφαίρας.

Πίνακας 4.4: Υπολογισμένες Φ_{max1} , Φ_{min1} και Φ_{min2} τιμές για τα μοντέλα σφαίρας-επίπεδης επιφάνειας και σφαίρας-σφαίρας χρησιμοποιώντας DLVO και XDLVO θεωρία στις πειραματικές συνθήκες (pH=7, $I_s=10^{-4}M$).

	KGa-1b						STx-1b					
	Σφαί	ρα-Επίπεδη Ε	πεδη Επιφάνεια Σφαίρα-Σφαίρα		Σφαί	ρα-Επίπεδη Ι	Επιφάνεια	Σφαίρα-Σφαίρα				
	Φ_{max1} (k _B T)	Φ_{min1} (k _B T)	Φ_{min2} (k _B T)	Φ_{max1} (k _B T)	$\Phi_{\min 1}$ (k _B T)	$\Phi_{\min 2}$ (k _B T)	Φ_{max1} (k _B T)	Φ_{min1} (k _B T)	Φ_{min2} (k _B T)	Φ_{max1} (k _B T)	Φ_{min1} (k _B T)	Φ_{min2} (k _B T)
						DL	vo					
MS2	14.7	na†	-1.2×10 ⁻⁴	13.8	na†	-0.013	9.8	-5.8	-1.3×10 ⁻³	9.2	-2.5	-0.015
ΦX 174	13.2	na†	-1.3×10 ⁻⁴	12.4	na†	-0.014	9.3	-2.4	-1.4×10 ⁻³	8.7	na†	-0.019
						XDI	LVO					
MS2	12.0	-7.3×10 ⁵	-1.2×10 ⁻⁴	11.4	- 7.14×10 ⁵	-0.013	9.3	-2.1×10 ⁴	-1.3×10 ⁻³	8.7	-2.1×10 ⁴	-0.015
ΦX 174	11.6	-3.7×10 ³	-1.3×10 ⁻⁴	10.9	- 3.62×10 ³	-0.014	9.1	-1.1×10 ²	-1.4×10 ⁻³	8.5	-1.0×10 ²	-0.019

 † Δε μπορεί να υπολογιστεί βάθος πρωτοταγούς ελαχίστου,
 $\Phi_{\min 1}.$

4.4.4 XDLVO υπολογισμοί

Προκειμένου να εκτιμηθεί η σχετική συμβολή της ενέργειας αλληλεπίδρασης οξέος-βάσεως κατά Lewis στην XDLVO, τα προφίλ Φ_{DLVO} , Φ_{AB} , και Φ_{XDLVO} υπολογίστηκαν για την περίπτωση της προσέγγισης σφαίρας-επίπεδης επιφάνειας και όλες τις πιθανές αλληλεπιδράσεις ιού-αργίλου στο πλαίσιο των πειραματικών συνθηκών της παρούσας μελέτης (pH=7, I_s=10⁻⁴M). Για την εκτίμηση της Φ_{AB(h=h.)} χρησιμοποιήθηκε η εμπειρική προσέγγιση (4.14) που προτείνεται από τους Yoon et al. (1997) με τις σταθερές της υδρόφοβης δύναμης που προβλέπονται από την εμπειρική σχέση (4.15). Οι διάφορες τιμές που υπολογίζονται παρατίθενται στον Πίνακα 4.5. Επιπλέον, τα προβλεπόμενα προφίλ ενέργειας αλληλεπίδρασης φαίνονται στο Σχήμα 4.16. Επίσης, οι διάφορες υπολογισμένες τιμές Φ_{max1} , Φ_{min1} και Φ_{min2} παρατίθενται στον Πίνακα 4.4. Είναι σαφές ότι, στις περισσότερες περιπτώσεις, τα προφίλ Φχρινο εμφανίζουν ένα βαθύ πρωτοταγές ενεργειακό ελάγιστο, γεγονός που υποδηλώνει ότι η ενέργεια αλληλεπίδρασης οξέος-βάσεως κατά Lewis παίζει σημαντικό ρόλο στη συνολική ενέργεια αλληλεπίδρασης, και ότι ενισχύει την προσκόλληση των MS2 και ΦΧ174 πάνω στα επιλεγμένα αργιλικά ορυκτά. Συγκρίνοντας τα βάθη των πρωτοταγών ελαχίστων για κάθε σύστημα ιού-νερόσυλλέκτη, τα μεγέθη των πρωτοταγών ενεργειακών ελαχίστων βρέθηκαν να είναι μεγαλύτερα για τον MS2 από ό, τι τον Φ X174. Επιπλέον, το Φ_{min1} και για τους δύο ιούς ήταν μεγαλύτερο για τον KGa-1b από ότι τον STx-1b. Συνολικά, το μέγιστο Φmin1 παρατηρήθηκε για την αλληλεπίδραση του MS2 με τον KGa-1b, το οποίο είναι σε συμφωνία με τα πειραματικά αποτελέσματα της μελέτης αυτής (βλ. Σχήμα 4.9 και Πίνακα 4.2). Επιπλέον, η σύγκριση των Φ_{DLVO} και Φ_{XDLVO} προφίλ ενέργειας αλληλεπίδρασης φαίνεται στο Σχήμα 4.16 δείχνοντας ότι, λαμβάνοντας υπόψη τη Lewis οξεοβασική ενέργεια αλληλεπίδρασης τα ενεργειακά φράγματα μειώνονται σε μεγαλύτερες αποστάσεις διαχωρισμού. Σημειώστε ότι οι υπολογισμένες τιμές Φ_{max1} είναι μικρότερες για την Φ_{XDLVO} από ό,τι την Φ_{DLVO} για όλες τις περιπτώσεις που εξετάστηκαν (βλέπε Πίνακα 4.4).

Σαφώς, τα προφίλ ενέργειας υδρόφοβης αλληλεπίδρασης Φ_{AB} επηρεάζουν σημαντικά τα προφίλ Φ_{XDLVO}. Είναι άξιο να σημειωθεί ότι οι τιμές είναι περισσότερο αρνητικές για τις αλληλεπιδράσεις του MS2 από ότι του ΦX174 με τις αργίλους και πιο αρνητικές για τις αλληλεπιδράσεις του KGa-1b από ότι του STx-1b και με τους δύο ιούς (βλ. Πίνακα 4.5). Τα ευρήματα αυτά είναι σε πλήρη συμφωνία με τα πειραματικά αποτελέσματα της μελέτης αυτής (βλ. Σχήμα 4.9 και Πίνακα 4.2), δείχνοντας ότι ο βαθμός της προσκόλλησης των ιών στον KGa-1b ήταν μεγαλύτερος από ότι στον STx-1b. Ως εκ τούτου, η θεωρία XDLVO μπορεί να εξηγήσει με επιτυχία την υδρόφοβη αλληλεπίδραση στην προσκόλληση των MS2 και ΦX174 σε KGa-1b και STx-1b.

Επιφάνεια κολλοειδούς	$\Phi_{AB(h=h_{o})}(\mathbf{mJ}/\mathbf{m}^2)$
	MS2
KGa-1b	-39044
STx-1b	-1122
	ΦΧ174
KGa-1b	-191
STx-1b	-5.48

Πίνακας 4.5: Οι υπολογισμένες τιμές της $Φ_{AB(h=ho)}$ με βάση την εμπειρική προσέγγιση Yoon et al. (1997)



Σχήμα 4.16: Προβλεπόμενα προφίλ ενέργειας αλληλεπίδρασης για σφαίρα-επίπεδη επιφάνεια $Φ_{DLVO}$, $Φ_{AB}$, και $Φ_{XDLVO}$ για (a) MS2 και KGa-1b, (b) MS2 και STx-1b, (c) ΦX174 και KGa-1b, και (d) ΦX174 και STx-1b ως συνάρτηση της απόστασης διαχωρισμού, για τις πειραματικές συνθήκες.

Το Σχήμα 4.17 απεικονίζει τα υπολογισμένα προφίλ Φ_{DLVO} , Φ_{AB} , και Φ_{XDLVO} της ενέργειας αλληλεπίδρασης για την περίπτωση της προσέγγισης σφαίρας-επίπεδης επιφάνειας και τις αλληλεπιδράσεις ιού-γυάλινων σφαιριδίων και κολλοειδών αργίλωνγυάλινων σφαιριδίων για τις πειραματικές συνθήκες των πειραμάτων μεταφοράς της παρούσας μελέτης (pH=7, $I_s = 10^{-4}$ M). Στις απωστικές δυνάμεις (ηλεκτροστατική άπωση και άπωση Born) δόθηκε συμβατικά θετικό πρόσημο και στις ελκυστικές δυνάμεις (van der Waals και Lewis οξεοβασικής) αρνητικό πρόσημο. Ω_{ζ} εκ τούτου, το Φ_{max} αντιπροσωπεύει το «ύψος» ενός ενεργειακού φράγματος, και το Φ_{min} το «βάθος» της ελάχιστης ενέργειας τόσο για τα DLVO όσο και για τα XDLVO προφίλ ενέργειας αλληλεπίδρασης. Οι υπολογισμένες τιμές Φ_{max1} , Φ_{min1} και Φ_{min2} αναφέρονται στον Πίνακα 4.6. Οι εκτιμώμενες τιμές για το πρωτοταγές ενεργειακό φράγμα (Φ_{max1}), το πρωτοταγές ελάχιστο (Φ_{min1}), και το δευτεροταγές ελάχιστο (Φ_{min2}) παρατίθενται στον Πίνακα 4.6, μαζί με τις διάφορες τιμές της ελεύθερης ενέργειας αλληλεπίδρασης οξέος βάσεως κατά Lewis ($\Phi_{AB(h=h_{0})}$). Χρησιμοποιώντας την κλασική θεωρία DLVO, η απωστική δυναμική ενέργεια είναι υψηλή και η συνολική δυναμική ενέργεια παραμένει θετική για μεγάλες αποστάσεις διαχωρισμού. Παρόμοια προφίλ Φ_{tot} παρήχθησαν τόσο για τους ιούς με τα γυάλινα σφαιρίδια όσο και για τα κολλοειδή αργίλων με γυάλινα σφαιρίδια, μόνο που στην περίπτωση των αργίλων παρουσιάζεται ένα βαθύ πρωτοταγές ελάχιστο. Σημειώστε ότι όταν τα κολλοειδή αργίλων προσεγγίζουν τα γυάλινα σφαιρίδια αντιμετωπίζουν ένα ενεργειακό φράγμα αρκετών 100 k_BT (Σγήμα 4.17 c,d), ενώ γαμηλότερα ενεργειακά φράγματα αρκετών 10 k_BT (Σχήμα 4.17 a,b) αντιμετωπίζουν οι ιοί. Για τον υπολογισμό της ενέργειας αλληλεπίδρασης οξέος βάσεως κατά Lewis η εμπειρική προσέγγιση (4.14) που προτείνεται από τους Yoon et al. (1997) χρησιμοποιήθηκε με τις σταθερές υδρόφοβης δύναμης που προβλέπονται από την εμπειρική σχέση (4.15). Οι διάφορες υπολογισμένες τιμές αναφέρονται στον Πίνακα 4.6. Επιπλέον, τα προβλεπόμενα προφίλ ενέργειας αλληλεπίδρασης Φ_{AB} και Φ_{XDLVO} φαίνονται στο Σχήμα 4.17. Ξεκάθαρα, στις περιπτώσεις των ιών, η Φ_{AB} ενέργεια αλληλεπίδρασης δεν επηρέασε σημαντικά τα προφίλ Φ_{XDLVO}, και την προσκόλληση του ιού στα γυάλινα σφαιρίδια. Αντίθετα, είναι σαφές ότι, στις περιπτώσεις των κολλοειδών αργίλων, τα προφίλ Φ_{XDLVO} επιδεικνύουν ένα βαθύ πρωτοταγές ενεργειακό ελάχιστο (υψηλότερο από τα υπολογισμένα ενεργειακά φράγματα), γεγονός που υποδηλώνει ότι η ενέργεια αλληλεπίδρασης οξέος βάσεως κατά Lewis παίζει σημαντικό ρόλο στη συνολική ενέργεια αλληλεπίδρασης κολλοειδών

αργίλων-σφαιριδίων γυαλιού, και ότι ενισχύει την προσκόλληση των κολλοειδών αργίλων στα γυάλινα σφαιρίδια. Συγκρίνοντας τις τιμές από τα βάθη των πρωτοταγών ενεργειακών ελαχίστων για κάθε σύστημα αργίλου-νερού- γυάλινων σφαιριδίων, τα μεγέθη των πρωτοταγών ελαχίστων βρέθηκαν να είναι μεγαλύτερα για τον KGa-1b από ότι τον STx-1b. Σημειώστε ότι οι υπολογισμένες τιμές Φ_{max1} είναι ελαφρώς μικρότερες στα Φ_{XDLVO} από ότι στα Φ_{DLVO} για όλες τις περιπτώσεις κολλοειδών αργίλων που εξετάστηκαν (βλ. Πίνακα 4.6). Είναι άξιο να σημειωθεί ότι τα αποτελέσματα των πειραμάτων συμμεταφοράς αυτής της μελέτης είναι σε συμφωνία με τα πειράματα διαλείποντος έργου όπου και οι δύο ιοί MS2 και ΦΧ174 φάνηκε να προσκολλώνται σε μεγαλύτερες ποσότητες στον KGa-1b από ό,τι στον STx-1b, με τον MS2 να παρουσιάζει μεγαλύτερη προσκόλληση από ο,τι ο ΦΧ174 και για τις δύο αργίλους, δείχνοντας ότι η Lewis οξεοβασική ενέργεια αλληλεπίδρασης λειτουργεί προς όφελος της προσκόλλησης των MS2 και ΦΧ174 στα επιλεγμένα αργιλικά ορυκτά.

Πίνακας 4.6: Υπολογισμένες τιμές Φ_{max1} , Φ_{min1} , Φ_{min2} και $\Phi_{AB(h=ho)}$ χρησιμοποιώντας τόσο θεωρία DLVO όσο και XDLVO.

Σφαιρίδια γυαλιού									
		Θεωρία DL	VO		1				
	$\mathbf{\Phi}_{max1}$	$\mathbf{\Phi}_{\min 1}$	$\mathbf{\Phi}_{\min 2}$	Φ _{max1}	$\Phi_{\min 1}$	$\Phi_{\min 2}$	$\Phi_{AB(b,b)}$		
	(k _B T)	(k _B T)	(k _B T)	(k _B T)	(k _B T)	(k _B T)	(mJ/m^2)		
MS2	33.5	n/a†	0.000108	32.95	n/a†	0.000108	-0.711		
ΦΧ174	23.3	n/a [†]	0.000112	23.3	n/a [†]	0.000117	-0.0035		
KGa-1b	1072	163	0.00388	1053	53700	0.00785	-42.20		
STx-1b	973.5	1438	0.00567	973.4	3604	0.00115	-1.21		

[†]Μη υπολογισμένο πρωτοταγές ελάχιστο, Φ_{min1} .



Σχήμα 4.17: Προβλεπόμενα προφίλ ενέργειας αλληλεπίδρασης $Φ_{DLVO}$, $Φ_{AB}$, και $Φ_{XDLVO}$ για (a) MS2, (b) ΦX174, (c) KGa-1b, και (d) STx-1b και γυάλινα σφαιρίδια ως συνάρτηση της απόστασης διαχωρισμού, για τις πειραματικές συνθήκες μεταφοράς.

4.4.5 Συσσωματώματα Σωματιδίων

Προκειμένου να ερευνηθεί η πιθανότητα συσσωμάτωσης των σωματιδίων, τα Φ_{DLVO} και Φ_{XDLVO} προφίλ ενέργειας αλληλεπίδρασης για την περίπτωση της προσέγγισης σφαίρα-σφαίρα, εφαρμόστηκαν για την αλληλεπίδραση ιού-ιού και αργίλου-αργίλου στις πειραματικές συνθήκες (ddH₂O και pH = 7) και φαίνονται στο Σχήμα 4.18. Σαφώς, η κλασική θεωρία DLVO δείχνει ότι, για όλες τις εξεταζόμενες περιπτώσεις, δεν αναμένεται να συμβεί συσσωμάτωση μεταξύ όμοιων σωματιδίων υπό τις πειραματικές συνθήκες. Ωστόσο, η θεωρία XDLVO προβλέπει ένα πρωτοταγές ενεργειακό ελάχιστο για τις περιπτώσεις KGa-1b-KGa-1b και MS2-MS2, δείχνοντας ότι οι υδρόφοβες αλληλεπιδράσεις μεταξύ των σωματιδίων MS2 ή KGa-1b θα μπορούσαν να οδηγήσουν σε αρχική συσσωμάτωση.



Σχήμα 4.18: Προβλεπόμενα προφίλ ενέργειας αλληλεπίδρασης σφαίρα-σφαίρα $Φ_{DLVO}$, και $Φ_{XDLVO}$ για (a) KGa-1b-KGa-1b, (b) STx-1b - STx-1b, (c) MS2-MS2, και (d) ΦX174-ΦX174 ως συνάρτηση της απόστασης διαχωρισμού, για τις πειραματικές συνθήκες.

4.5 ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ

Τα αποτελέσματά μας στα πειράματα διαλείποντος έργου έδειξαν ότι η προσκόλληση των MS2 και ΦX174 σε KGa-1b και STx-1b περιγράφεται ικανοποιητικά από την εξίσωση ισόθερμης Freundlich. Και οι δύο ιοί MS2 και ΦX174 προσκολλήθηκαν σε μεγαλύτερες ποσότητες KGa-1b από ότι στον STx-1b. Η Lewis οξεοβασική αλληλεπίδραση παίζει σημαντικό ρόλο στη συνολική ενέργεια αλληλεπίδρασης, και βεβαίως, μπορεί να εξηγήσει με επιτυχία τις υδρόφοβες αλληλεπιδράσεις μεταξύ των σωματιδίων MS2 ή KGa-1b θα μπορούσαν να οδηγήσουν σε αρχική συσσωμάτωση σε pH=7 και I_s=10⁻⁴M.

Η μεταφορά και συμμεταφορά των ιών και σωματιδίων κολλοειδών αργίλων μελετήθηκε με μια σειρά πειραμάτων εργαστηριακής στήλης με γυάλινα σφαιρίδια. Τα αποτελέσματα από τα πειράματα σε στήλες δείχνουν ότι τα αιωρούμενα κολλοειδή αργίλων διευκολύνουν τη μεταφορά των ιών, ιδίως υπό υψηλές ταχύτητες ροής, με αποτέλεσμα την ενισχυμένη ταχύτητα μεταφοράς των ιών. Εν τω μεταξύ, η ανάκτηση μάζας και το μέγεθος των συγκεντρώσεων των ιών ήταν σημαντικά μειωμένη, αναδεικνύοντας υποβοηθούμενη από το κολλοειδές εξασθένηση του ιού από την άποψη της συγκέντρωσης και της μάζας. Με την παρουσία των κολλοειδών, ένα κλάσμα των ιών συμμεταφέρεται με τα κολλοειδή και αυτό το κλάσμα (C_{vc}) αυξάνει με αύξηση της παροχής. Ο ρόλος των κολλοειδών στη μεταφορά των ιών παρουσιάζει ιδιαίτερο ενδιαφέρον, από την άποψη της προστασίας των αποθεμάτων των υπόγειων υδάτων από τη ρύπανση, της εκτίμησης κινδύνου από παθογόνους μικροοργανισμούς των υπογείων υδάτων και του σχεδιασμό καλύτερων συστημάτων επεξεργασίας νερού.

Ευχαριστίες

Η παρούσα έρευνα έχει συγχρηματοδοτηθεί από την Ευρωπαϊκή Ένωση (Ευρωπαϊκό Κοινωνικό Ταμείο - ΕΚΤ) και από εθνικούς πόρους μέσω του Επιχειρησιακού Προγράμματος «Εκπαίδευση και Δια Βίου Μάθηση» του Εθνικού Στρατηγικού Πλαισίου Αναφοράς (ΕΣΠΑ) – Ερευνητικό Χρηματοδοτούμενο Έργο: Ηράκλειτος ΙΙ. Επένδυση στην κοινωνία της γνώσης μέσω του Ευρωπαϊκού Κοινωνικού Ταμείου.

Ονοματολογία

- Α απορρόφηση, (-).
- A_{ii} σταθερά Hamaker για κάθε μεμονωμένο συστατικό, $M \cdot L^2/t^2$.
- A_{ijk} σύνθετη σταθερά Hamaker, $M \cdot L^2/t^2$.
- C_i αρχική συγκέντρωση των ειδών i στην υδατική φάση, M/L.
- C* συγκέντρωση των ιών που προσκολλώνται πάνω σε κολλοειδή αργίλων, (M viruses)/(M clay).
- e στοιχειακό φορτίο, C.
- h απόσταση διαχωρισμού μεταξύ δύο προσεγγιζόμενων επιφανειών, L.
- ho ελάχιστη απόσταση μεταξύ δύο προσεγγιζόμενων επιφανειών, L.
- i δείκτης που δείχνει τα διάφορα συστατικά που χρησιμοποιούνται στην παρούσα μελέτη.
- I_s ιοντική ισχύς, mol/L.
- k_B σταθερά Boltzman, M·L²/(t²·K).
- K_f σταθερά Freundlich, $(L^3/M)^m$.
- K_{123} σταθερά υδρόφοβης δύναμης (J), $M \cdot L^2/t^2$.
- m εκθέτης Freundlich, (-).
- N_A αριθμός Avogadro, 1/mol.
- r_p μέση ακτίνα κολλοειδούς σωματιδίου, L.
- Τ θερμοκρασία (K), Τ.
- $β_i$ γωνία επαφής του υλικού i, (°).
- ε διηλεκτρική σταθερά του υγρού του αιωρήματος, $C^2/(J \cdot m)$.
- $ε_0$ διαπερατότητα του κενού χώρου, $C^2/(J \cdot m)$.
- $ε_r$ σχετική διηλεκτρική σταθερά του υγρού του αιωρήματος, (-).
- θ διάστημα γωνίας σάρωσης XRD, (°).

λ χαρακτηριστικό μήκος κύματος της αλληλεπίδρασης μεταξύ δύο προσεγγιζόμενων επιφανειών, L.

- λ_{AB} μήκος διάστασης (Debye)του νερού, L.
- $σ_{Born}$ παράμετρος σύγκρουσης Born, L.
- $Φ_{AB}$ Lewis οξεοβασική δυναμική ενέργεια (J), $M \cdot L^2/t^2$.
- $Φ_{AB(h_o)}$ Lewis οξεοβασική ελεύθερη ενέργεια αλληλεπίδρασης σε h=h_o (J/m²), M/t².
- $Φ_{Born}$ δυναμική ενέργεια Born (J), M·L²/t².
- $Φ_{dl}$ δυναμική ενέργεια διπλού στρώματος (J), M·L²/t².
- $Φ_{max1}$ πρωτοταγές μέγιστο της $Φ_{tot}$ (J), M·L²/t².
- $Φ_{min1}$ πρωτοταγές ελάχιστο της $Φ_{tot}(J)$, $M \cdot L^2/t^2$.
- $Φ_{min2}$ δευτεροταγές ελάχιστο της $Φ_{tot}$ (J), M·L²/t².
- $Φ_{vdW}$ δυναμική ενέργεια van der Waals (J), M·L²/t².
- Ψ_p επιφανειακό δυναμικό του κολλοειδούς σωματιδίου, V.
- Ψ_s επιφανειακό δυναμικό της επιφάνειας του συλλέκτη, V.

4.6 ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

[1] Abdel-Salam A. and C.V. Chrysikopoulos (1995a), "Analysis of a model for contaminant transport in fractured media in the presence of colloids", *Journal of Hydrology*, Vol. 165, pp. 261–281.

[2] Abdel-Salam A. and C.V. Chrysikopoulos (1995b), "Modeling of colloid and colloid-facilitated contaminant transport in a 2-dimensional fracture with spatially-variable aperture", *Transport in Porous Media*, Vol. 20, pp. 197–221.

[3] Adams M.H., "Bacteriophages", Interscience, New York, 1959.

[4] Akbour R.A., J. Douch, M. Hamdani and P. Schmitz (2002), "Transport of kaolinite colloids through quartz sand: influence of humic acid, Ca²⁺, and Trace Metals", *Journal of Colloid and Interface Science*, Vol. 253, pp. 1-8.

[5] Anders R. and C.V. Chrysikopoulos (2006), "Evaluation of the factors controlling the time-dependent inactivation rate coefficients of bacteriophage MS2 and PRD1", *Environmental Science and Technology*, Vol. 40, pp. 3237-3242.

[6] Anders R. and C.V. Chrysikopoulos (2009), "Transport of viruses through saturated and unsaturated columns packed with sand", *Transport in Porous Media*, Vol. 76, pp. 121-138.

[7] Anders R. and C.V. Chrysikopoulos (2005), "Virus fate and transport during artificial recharge with recycled water", *Water Resources Research*, Vol. 41, W10415, doi: 10.1029/2004WR003419.

[8] Attinti R., J. Wei, K. Kniel, J.T. Sims and Y. Jin (2010), "Virus' (MS2, ΦX174, and aichi) attachment on sand measured by atomic force microscopy and their transport through sand columns", *Environmental Science and Technology*, Vol. 44, pp. 2426-2432.

[9] Auset M. and Keller A. (2004), "Pore scale processes that control dispersion of colloids in saturated porous media", *Water Resources Research*, Vol. 40, W03503, doi: 10.1029/2003WR002800.

[10] Bekhit H.M. and A.E. Hassan (2007), "Surface contaminant transport in the presence of colloids: Effect of nonlinear and nonequilibrium interactions", *Water Resources Research*, Vol. 43, W08409, doi: 1029/2006WR005418.

[11] Bekhit H.M. and A.E. Hassan (1999), "Two-dimensional modelling of contaminant transport in porous media in the presence of colloids", *Advances in Water Resources*, Vol. 28, pp. 1320–1335.

[12] Bergendahl J. and D. Grasso (1999), "Prediction of colloid detachment in a model porous media: Thermodynamics", *AIChE Journal*, Vol. 45 (3), pp. 475-484.

[13] Carlson G.F., F.E. Woodard, D.F. Wentworth and O.J. Sproul (1968), "Virus inactivation on clay particles in natural waters", *Journal of the Water Pollution Control Federation*, Vol. 40, pp. R89–R106.

[14] Chattopadhyay S. and R.W. Puls (1999), "Adsorption of bacteriophages on clay minerals", *Environmental Science and Technology*, Vol. 33, pp. 3609-3614.

[15] Chrysikopoulos C.V. and E.T. Vogler (2004), "Estimation of time dependent virus inactivation rates by geostatistical and resampling techniques: Application to virus transport in porous media", *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, Vol. 18(2), pp. 67-78.

[16] Chrysikopoulos C.V. and Y. Sim (1996), "One-dimensional virus transport homogeneous porous media with time dependent distribution coefficient", *Journal of Hydrology*, Vol. 185, pp. 199-219.

[17] Chrysikopoulos C.V., C. Masciopinto, R. La Mantia and I.D. Manariotis (2010), "Removal of biocolloids suspended in reclaimed wastewater by injection in a fractured aquifer model", *Environmental Science and Technology*, Vol. 44 (3), pp. 971-977.

[18] Chrysikopoulos C.V. (1993), "Artificial tracers for geothermal reservoir studies", *Environmental Geology*, Vol. 22, pp. 60-70.

[19] Chrysikopoulos C.V. and V.I. Syngouna (2011), Under review: "Attachment of bacteriophages MS2 and Φ X174 onto kaolinite and montmorillonite: extended DLVO interactions", *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*.

[20] Corapcioglu M.Y. and S.Y. Jiang (1993), "Colloid-facilitated groundwater contaminant transport", *Water Resources Research*, Vol. 29, pp. 2215-2226.

[21] Derjaguin B.V. and L. Landau (1941), "Theory of the stability of strongly charged lyophobic soils and of the adhesion of strongly charged particles in solution of electrolytes", *Acta Physicochim*. USSR, Vol. 14, pp. 633-662.

[22] Dorobantu L.S., S. Bhattacharjee, J.M. Foght and M.R. Gray (2009), "Analysis of force interactions between AFM tips and hydrophobic bacteria using DLVO", *Langmuir*, Vol. 25(12), pp. 6968-6976.

[23] Enfield C.G. and G. Bengtsson (1988), "Macromolecular transport of hydrophobic contaminants in aqueous environments", *Ground Water*, Vol. 26, pp. 64–70.

[24] Feke D.L., N.D. Prabhu, J.A. Mann, Jr. and J.A. Mann (1984), "A formulation of the short-range repulsion between spherical colloidal particles", *Journal of Physical Chemistry*, Vol. 8, pp. 5735-5739.

[25] Feng H., Yu Z. and Chu P.K. (2006), *Materials Science and Engineering: R: Reports*, Vol. 54, pp. 49-120.

[26] Flury M. and H. Qiu (2008), "Modeling colloid-facilitated contaminant transport in the vadose zone", *Journal of Vadose Zone*, Vol. 7 (2), pp. 682-697.

[27] Flury M., J.B. Mathison and J.B. Harsh (2002), "In situ mobilization of colloids and transport of cesium in Hanford sediments", Environmental Science and Technology, Vol. 3, pp. 5335–5341.

[28] Freeze R.A. and Cherry J.A. (1979), "*Groundwater*", Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, pp. 604.

[29] Frens G., J.T.G. Overbeek (1972), "Repeptization and the theory of electrocratic colloids", *Journal of Colloid and Interface Science*, Vol. 38, pp. 376-387.

[30] Gregory J. (1981), "Approximate expressions for retarded van der Waals interaction", *Journal of Colloid and Interface Science*, Vol. 83, pp. 138-145.

[31] Grolimund D. and M. Borkovec (2005), "Colloid-facilitated transport of strongly sorbing contaminants in natural porous media: Mathematical modelling and laboratory column experiments", *Environmental Science and Technology*, Vol. 39, pp. 6378-6386.

[32] Harvey R.W. and J.N. Ryan (2004), "Use of PRD1 bacteriophage in groundwater viral transport, inactivation, and attachment studies", *FEMS Microbiology Ecology*, Vol. 49, pp. 3-16.

[33] Hogg R., T.W. Healy and D.W. Fuerstenau (1966), "Mutual coagulation of colloidal dispersions", *Transactions of the Faraday Society*, Vol. 62, pp. 1638–1651.

[34] Hunt R.J., M.A. Borchard, K.D. Richards and S.K. Spencer (2010), "Assessment of sewer source contamination of drinking water wells using tracers and human enteric viruses", Environmental Science and Technology, Vol. 44, pp. 7956-7963.

[35] Israelachvili J.N., "Intermolecular and Surface Forces", 2nd Edition, Academic Press, London, 1992.

[36] James S.C., T.K. Bilezikjian and C.V. Chrysikopoulos (2005), "Contaminant transport in a fracture with spatially variable aperture in the presence of monodisperse

and polydisperse colloids", *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, Vol. 19, pp. 266–279.

[37] James S. C. and C. V. Chrysikopoulos (2003), "Effective velocity and effective dispersion coefficient for finite-sized particles flowing in a uniform fracture", *Journal of Colloid and Interface Science*, Vol. 263, pp. 288-295.

[38] James S.C. and Chrysikopoulos C.V. (2000), "Transport of polydisperse colloids in a saturated fracture with spatially variable aperture", *Water Resources Research*, Vol. 36 (6), pp. 1457–1465.

[39] James S.C. and Chrysikopoulos C.V. (2011), "Monodisperse and polydisperse colloid transport in water-saturated fractures with various orientations: Gravity effects", *Advances in Water Resources*, doi: 10.1016/j.advwatres.2011.06.001.

[40] Jiang D., Q. Huang, P. Cai, X. Rong and W. Chen (2007), "Adsorption of *Pseudomonas putida* on clay minerals and iron oxide", *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, Vol. 54, pp. 217–221.

[41] Jiang S.Y. and M.Y. Corapcioglu (1993), "A hybrid equilibrium-model of solute transport in porous-media in the presence of colloids", *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, Vol. 73, pp. 275–286.

[42] Jin Y., M.V. Yates, S.S. Thompson and W.A. Jury (1997), "Sorption of viruses during flow through saturated sand columns", *Environmental Science and Technology*, Vol. 31, pp. 548-555.

[43] Jin Y., Pratt E. and Yates M. (2000), "Effect of mineral colloids on virus transport through saturated sand columns", *Journal of Environmental Quality*, Vol. 29, pp. 532–540.

[44] Kallay N., B. Biskup, M. Tomic and E. Matijevic (1986), "Particle adhesion and removal in model systems X: The effect of electrolytes on particle detachment", *Journal of Colloid and Interface Science*, Vol. 114, pp. 357-362.

[45] Keller A.A., S. Sirivithayapakorn and C.V. Chrysikopoulos (2004), "Early breakthrough of colloids and bacteriophage MS2 in a water-saturated sand column", *Water Resources Research*, Vol. 40, W08304, doi: 10.1029/2003WR002676.

[46] Lipson S.M. and G. Stotzky (1983), "Adsorption of reovirus to clay minerals: Effects of cation-exchange capacity, cation saturation, and surface area", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 46, pp. 673-682.

[47] Loveland J.P., J.N. Ryan, G.L. Amy and R.W. Harvey (1996), "The reversibility of virus attachment to mineral surfaces", *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, Vol. 107, pp. 205-221.

[48] Loveland J.P., S. Bhattacharjee, J.N. Ryan and M. Elimelech (2003), "Colloid transport in a geochemically heterogeneous porous medium: Aquifer tank experiment and modelling", *Journal of Contaminant Hydrology*, Vol. 65, pp. 161-182.

[49] Masciopinto C., R. La Mantia and C.V. Chrysikopoulos (2008), "Fate and transport of pathogens in a fractured aquifer in the Salento area, Italy", Water Resources Research, Vol. 44, W01404, doi: 10.1029/2006WR005643.

[50] Massoudieh A. and T.R. Ginn (2007), "Modeling colloid-facilitated transport of multi-species contaminants in unsaturated porous media", *Journal of Contaminant Hydrology*, Vol. 92, pp. 162–183.

[51] Maxwell R.M., C. Welty and A.F.B. Tompson (2003), "Streamline-based simulation of virus transport resulting from artificial recharge in heterogeneous aquifer", *Advances in Water Resources*, Vol. 26, pp. 1075-1096.

[52] Mills W.B., S. Liu and F.K. Fong (1991), "Literature-review and model (Comet) for colloid metals transport in porous media", *Ground Water*, Vol. 29 (2), pp. 199–208.

[53] Moore R.S., D.H. Taylor, L.S. Sturman, M.M. Reddy and G.W. Fuhs (1981), "Poliovirus adsorption by 34 minerals and soils", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 42, pp. 963–975.

[54] Murray J.P. and G.A. Parks in M.C. Kavanaugh and J.O. Leckie (Eds.), Particulates in water: characterization, fate, effects and removal, Adv. Chem. Ser. 189, American Chemical Society, Washington, DC, 1978.

[55] Nair V.V. and S.G. Thampi (2011), "A triple continuum one-dimensional transport model for colloid facilitated contaminant migration in sets of parallel fractures with fracture skin", *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, Vol. 373, pp. 74-81.

[56] Natarajan N. and G.S. Kumar (2010), "Radionuclide and colloid co-transport in a coupled fracture-skin-matrix system", *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, Vol. 370, pp. 49-57.

[57] Norde W., "*Colloids and Interfaces in Life Sciences*", Marcel Dekker, New York, 2003.

[58] Novich B.E. and T.A. Ring (1984), "Colloid stability of clays using photon correlation spectroscopy", *Clays and Clay Minerals*, Vol. 32(5), pp. 400-406.

[59] Pruett R.J. and H.L. Webb (1993), "Sampling and analysis of KGa-1b wellchrystallized kaolin source clay", *Clays and Clay Minerals*, Vol. 41(4), pp. 514-519.

[60] Rajagopalan R. and Tien C. (1976), "Trajectory analysis of deep-bed filtration with the sphere-in-cell porous media model", *AIChE Journal*, Vol. 22, pp. 523-533.

[61] Rong X., Q. Huanga, X. He, H. Chen, P. Cai and W. Liang (2008), "Interaction of *Pseudomonas putida* with kaolinite and montmorillonite: A combination study by equilibrium adsorption, ITC, SEM and FTIR", *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, Vol. 64, pp. 49–55.

[62] Roy S.B. and D.A. Dzombak (1996), "Colloid release and transport processes in natural and model porous media", *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, Vol. 107, pp. 245-262.

[63] Ruckenstein E. and Prieve D. C. (1976), "Adsorption and desorption of particles and their chromatographic separation", *AIChE Journal*, Vol. 22, pp. 276-283.

[64] Ryan J.N. and M. Elimelech (1996), "Colloid mobilisation and transport in groundwater", *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, Vol. 107, pp. 1-56.

[65] Ryan J.N. and P.M. Gschwend (1994), "Effects of ionic strength and flow rate on colloid release: Relating kinetics to intersurface potential energy", *Journal of Colloid and Interface Science*, Vol. 164, pp. 21-34.

[66] Sadeghi G., J.F. Schijven, T. Behrends, S.M. Hassanizadeh, J. Gerritse and P.J. Kleingeld (2011), "Systematic study of effects of pH and ionic strength on attachment of phage PRD1", *Ground Water*, Vol. 49 (1), pp. 12-19.

[67] Saiers J.E. (2002), "Laboratory observations and mathematical modeling of colloid-facilitated contaminant transport in chemically heterogeneous systems", *Water Resources Research*, Vol. 38 (4), 110.1029/2001WR000320, 2002.

[68] Sanders R.L., Washton N.M. and Mueller K.T. (2010), "Measurement of the Reactive Surface Area of Clay Minerals Using Solid-State NMR Studies of a Probe Molecule", *The Journal of Physical Chemistry C*, Vol. 114, pp. 54-91.

[69] Schaub S.A. and B.P. Saglk (1975), "Association of enteroviruses with natural and artificially introduced colloidal solids in water and infectivity of solids-associated virions", *Applied Microbiology*, Vol. 30, pp. 212-222.

[70] Schiffenbauer M. and G. Stotzky (1982), "Adsorption of coliphages Ti and T7 to clay minerals", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 43, pp. 590-596.

[71] Schijven J.F. and J. Simunek (2002), "Kinetic modelling of virus transport at the field scale", *Journal of Contaminant Hydrology*, Vol. 55, pp. 113-135.

[72] Schijven J.F., G. Medema, A.J. Vogelaar and S.M. Hassanizadeh (2000), "Removal of microorganisms by deep well injection", *Journal of Contaminant Hydrology*, Vol. 44, pp. 301-327.

[73] Schijven J.F., W. Hoogenboezem, S.M. Hassanizadeh and J.H. Peters (1999), "Modeling removal of bacteriophages MS2 and PRD1 by dune recharge at Castricum, Netherlands", *Water Resources Research*, Vol. 35(4), pp. 1101-1111.

[74] Sen, T.K. (2011), "Processes in pathogenic biocolloidal contaminants transport in saturated and unsaturated porous media: A review", *Water, Air and Soil Pollution*, Vol. 216. pp. 239-256.

[75] Shahidzadeh-Bonn N., Tournié A., Bichon S., Vié P., Rodts S., Faure P., Bertrand F., and Azouni A. (2004), "Effect of Wetting on the Dynamics of Drainage in Porous Media", *Transport in Porous Media*, Vol. 56, pp. 209–224.

[76] Shields P.A. (1986), "Factors influencing virus adsorption to solids", Ph.D. Dissertation, University of Florida, Gainesville, FL.

[77] Sim Y. and C.V. Chrysikopoulos (1996), "One-dimensional virus transport in porous media with time dependent inactivation rate coefficients", *Water Resources Research*, Vol. 32(8), pp. 2607-2611.

[78] Sim Y. and C.V. Chrysikopoulos (1998), "Three-dimensional analytical models for virus transport in saturated porous media", *Transport in Porous Media*, Vol. 30, pp. 87-112.

[79] Sim Y. and C.V. Chrysikopoulos (2000), "Virus transport in unsaturated porous media", *Water Resources Research*, Vol. 36 (1), pp. 173-179.

[80] Sim Y. and C. V. Chrysikopoulos (1995), "Analytical models for onedimensional virus transport in saturated porous media", *Water Resources Research*, Vol. 31 (5), pp. 1429-1437. (Correction, Water Resour. Res., 32(5) (1996) 1473.)

[81] Simunek J., C.M. He, L.P. Pang and S.A. Bradford (2006), "Colloid-facilitated solute transport in variably saturated porous media: Numerical model and experimental verification", *Vadose Zone Journal*, Vol. 5, pp. 1035–1047.

[82] Sirivithayapakorn S. and A.A. Keller (2003), "Transport of colloids in saturated porous media: A pore-scale observation of the size exclusion effect and colloid acceleration", *Water Resources Research*, Vol. 39 (4), pp. 1109, doi: 10.1029/2002WR001583.

[83] Stephan E. A., and G. G. Chase (2001), "A preliminary examination of zeta potential and deep 797 bed filtration activity", *Separation and Purification Technology*, Vol. 21, pp. 219-226.

[84] Swanton S.W. (1995), "Modelling colloid transport in groundwater: The prediction of colloid stability and retention behaviour", *Advances in Colloid and Interface Science*, Vol. 54, pp. 129-208.

[85] Syngouna V.I. and C.V. Chrysikopoulos (2010), "Interaction between viruses and clays in static and dynamic batch systems", *Environmental Science and Technology*, Vol. 44, pp. 4539–4544.

[86] Syngouna V.I. and C.V. Chrysikopoulos (2011), "Transport of biocolloids in water saturated columns packed with sand: Effect of grain size and pore water velocity", *Journal of Contaminant Hydrology*, in press.

[87] Tatalovich M.E., K.Y. Lee and C.V. Chrysikopoulos (2000), "Modeling the transport of contaminants originating from the dissolution of DNAPL pools in aquifers in the presence of dissolved humic substances", *Transport in Porous Media*, Vol. 38 (1/2), pp. 93-115.

[88] Torkzaban S., S.M. Hassanizadeh, J.F. Schijven, H.A.M. de Bruin and A.M. de Roda Husman (2006), "Virus transport in saturated and unsaturated sand columns", *Vadose Zone Journal*, Vol. 5, pp. 877-885.

[89] Tufenkji N. and Elimelech M. (2004), "Correlation equation for predicting singlecollector efficiency in physicochemical filtration in saturated porous media", *Environmental Science and Technology*, Vol. 38, pp. 529-536.

[90] van Loosdrecht M.C.M., J. Lyklema, W. Norde and A.J.B. Zehnder (1989), "Bacterial adhesion: a physicochemical approach", *Microbial Ecology*, Vol. 17, pp. 1-15.

[91] van Olphen H. and J.J. Fripiat (1979), "Data Handbook for Clay Minerals and Other Non-metallic Minerals", Pergamon Press, Oxford, England.

[92] van Oss C.J. and R.F. Giese (2004), "Role of the properties and structure of liquid water in colloidal and interracial systems", *Journal of Dispersion Science and Technology*, Vol. 25 (5), pp. 631-655.

[93] van Oss C.J. (1993), "Acid-base interracial interactions in aqueous media", *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, Vol. 78, pp. 1-49.

[94] van Oss C.J. (1994), "Interfacial Forces in Aqueous Media", Marcel Dekker, New York.

[95] Vasiliadou I.A. and C.V. Chrysikopoulos (2011), "Cotransport of *Pseudomonas putida* and kaolinite particles through water-saturated columns packed with glass beads", *Water Resources Research*, Vol. 47, W02543, doi: 1029/2010WR009560.

[96] Vasiliadou I.A., D. Papoulis, C.V. Chrysikopoulos, D. Panagiotaras, E. Karakosta, M. Fardis and G. Papavassiliou (2011), "Attachment of *Pseudomonas putida* onto differently structured kaolinite minerals: A combined ATR-FTIR and ¹H NMR study", *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, Vol. 84 (2), pp. 354-359.

[97] Verwey E.J. and J.T.G. Overbeek (1948), "Theory of the stability of lyophobic colloids", Elsevier, Amsterdam.

[98] Vilks P. and Baik M.H. (2001), "Laboratory migration experiments with radionuclides and natural colloids in a granite fracture", *Journal of Contaminant Hydrology*, Vol. 47, pp. 197–210.

[99] Vilks P., L.H. Frost and D.B. Bachinski (1997), "Field-scale colloid migration experiments in a granite fracture", *Journal of Contaminant Hydrology*, Vol. 26, pp. 203–214.

[100] Walshe G.E., L. Pang, M. Flury, M.E. Close and M. Flintoft (2010), "Effects of pH, ionic strength, dissolved organic matter, and flow rate on the co-transport of MS2 bacteriophages with kaolinite in gravel aquifer media", *Water Resources*, Vol. 44, pp. 1255-1269.

[101] Woessner W.W., P.N. Ball, D.C. DeBorde and T.L. Troy (2001), "Viral transport in a sand gravel aquifer under field pumping conditions", *Ground Water*, Vol. 39 (6), pp. 886-894.

[102] Wu W. (2001), "Baseline studies of the clay minerals society source clays: Colloid and surface phenomena", *Clays Clay Minerals*, Vol. 49 (5), pp. 446-452.

[103] Yates M.V., C.P. Gerba and L.M. Kelly (1985), "Virus persistence in groundwater", *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 49, pp. 778-781.

[104] Yoon R.-H., D.H. Flin and Y.I. Rabinovich (1997), "Hydrophobic interactions between dissimilar surfaces", *Journal of Colloid and Interface Science*, Vol. 185, pp. 363-370.

5 Θεωρητική διερεύνηση αποκολλήσης των κολλοείδων από κορέσμενα πορωδή μεσα

5. ΘΕΩΡΗΤΙΚΗ ΔΙΕΡΕΥΝΗΣΗ ΑΠΟΚΟΛΛΗΣΗΣ ΤΩΝ ΚΟΛΛΟΕΙΔΩΝ ΑΠΟ ΚΟΡΕΣΜΕΝΑ ΠΟΡΩΔΗ ΜΕΣΑ

ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Το Κεφαλαίο 5 επικεντρώνεται στη μελέτη της φυσικής και της χημικής αποκόλλησης των κολλοειδών. Πιο συγκεκριμένα εξετάστηκε η αποκόλληση βιοκολλοειδών και κολλοειδών αργίλων, τα οποία είναι προσκολλημένα στο συλλέκτη σε πρωτοταγή ή δευτεροταγή ελάχιστα, σε μια στήλη με πληρωτικό υλικό γυάλινα σφαιρίδια ή χαλαζιακή άμμο (χονδρόκοκκη, μεσόκοκκη και ψιλόκοκκη). Είναι δυνατό ένα κλάσμα των προσκολλημένων κολλοειδών να αποσπάται μέσω της υδροδυναμικής διάτμησης. Η απομάκρυνση των κολλοειδών από την επιφάνεια του συλλέκτη προβλέφθηκε με τη χρήση ενός μοντέλου το οποίο ενσωματώνει την κατανομή της ενέργειας αλληλεπίδρασης και τη φυσική του συστήματος. Ισορροπίες δυνάμεων και ροπών εφαρμόστηκαν για τον προσδιορισμό των κριτηρίων για την αποκόλληση των κολλοειδών μέσω της κύλισης (rolling) και της ολίσθησης (sliding), καθώς και την κινητοποίηση των κολλοειδών κάτω από διαφορετικές φυσικοχημικές συνθήκες.

5.1 ΕΙΣΑΓΩΓΗ

Η προσκόλληση των σωματιδίων σε επιφάνειες πορωδών μέσων έχει λάβει σημαντική προσοχή στη βιβλιογραφία (Shen et al., 2010; Li et al., 2005; Johnson et al., 2007; Torkzaban et al., 2007). Η διαδικασία προσκόλλησης εννοιολογικά έχει χωριστεί σε δυο βήματα: στη μεταφορά (φυσική) και την προσκόλληση (χημική) (Yao et al., 1971). Ωστόσο, η διαταραχή αυτών των φυσικών και χημικών συνθηκών, η οποία τυπικά απαιτείται ώστε να αποσπαστεί από το υπόστρωμα η πλειονότητα των προσκολλημένων σωματιδίων, έχει λάβει λιγότερη προσοχή.

Η αποκόλληση των κολλοειδών και η μετέπειτα κινητοποίησή τους προκύπτει από τη ροή του υγρού μέσω των πορωδών μέσων και μπορεί να διευκολύνει τη μεταφορά μολυσματικών παραγόντων. Σε μηχανικά και φυσικά συστήματα που έχουν μελετηθεί, η κινητοποίηση των κολλοειδών έχει κατά κανόνα ποιοτικά εξηγηθεί μέσω της κλασικής θεωρίας σταθερότητας των κολλοειδών σωματιδίων (McDowell-Boyer, 1992). Η μελέτη των κύριων μηχανισμών και των συνθηκών που ευνοούν την αποκόλληση των σωματιδίων από επιφάνειες έχουν σημαντική πρακτική σημασία σε πολλούς τομείς.

Η αποκόλληση των σωματιδίων από συλλέκτες τόσο σε φυσικά όσο και πρότυπα συστήματα έχει μελετηθεί από πολλούς ερευνητές (Bergendahl and Grasso, 2000; Bergendahl and Grasso, 2003; Sharma et al., 1992; Bradford et al., 2011). Η πλειοψηφία των δεδομένων στη βιβλιογραφία δείχνουν ότι αποκόλληση εμφανίζεται όταν αυξάνεται το pH του διαλύματος, μειώνεται η ιοντική ισχύς, ή αυξάνεται η υδροδυναμική διάτμηση των σωματιδίων (McDowell-Boyer, 1992). Οι Batra et al. (2001) διερεύνησαν θεωρητικά την απομάκρυνση (αφαίρεση) των σωματιδίων από ένα υπόστρωμα και διαπίστωσαν ότι η υδροδυναμική δύναμη που απαιτείται για την αποκόλληση αυξανόταν με την αύξηση του ύψους της τραχύτητας. Ενώ η προσκόλληση των κολλοειδών σε κλίνες με πληρωτικό υλικό έχει προβλεφθεί με διάφορα μοντέλα διήθησης (Yao et al., 1971; Tufenkji and Elimelech, 2004), η αποκόλληση των κολλοειδών έχει λάβει λιγότερη προσοχή.

Σε αυτό το Κεφάλαιο, η θεωρία DLVO και η υδροδυναμική εφαρμόζονται σε δεδομένα που αναφέρονται στη βιβλιογραφία από τους Syngouna and Chrysikopoulos (2011, 2012) (Βλ. Κεφάλαια 3 και 4) για την ποσοτική περιγραφή των συνθηκών που απαιτούνται για την έναρξη της αποκόλλησης των κολλοειδών από πορώδη μέσα (διαφορετικούς συλλέκτες) κάτω από διαφορετικές φυσικοχημικές συνθήκες (διαφορετική ειδική παροχή και ιοντική ισχύ).

5.2 ΘΕΩΡΙΑ

5.2.1 Θεωρητικό υπόβαθρο

Η αποκόλληση των κολλοειδών από τις επιφάνειες των πορωδών μέσων μπορεί να προκύψει μέσω μιας από τις παρακάτω διαταραχές του συστήματος:

1. Μια φυσικοχημική αλλαγή που παράγει καθαρή απωστική επιφανειακή αλληλεπίδραση. Αυτές οι ενέργειες αλληλεπίδρασης των επιφανειών αποτελούνται από τις van der Waals, ηλεκτροστατικές, και άλλες μη-DLVO ενέργειες, και τα μεγέθη τους είναι συνάρτηση της υδατικής και της χημείας των επιφανειών. Αυτός ο μηχανισμός αποκόλλησης εξετάστηκε λεπτομερώς από τους Bergendahl and Grasso (1999).

Μια αύζηση στην υδροδυναμική διάτμηση των προσκολλημένων κολλοειδών.
 Η αποκόλληση των σωματιδίων με υδροδυναμική διάτμηση έχει γίνει το αντικείμενο

πολλών ερευνών, και έχει βρεθεί να εξαρτάται από τα χαρακτηριστικά της ροής του συστήματος καθώς και της ενέργειας αλληλεπίδρασης των επιφανειών.

Πολλοί ερευνητές μελέτησαν την κινητοποίηση των σωματιδίων από επίπεδα υποστρώματα (Cleaver and Yates, 1973; Hubbe, 1985). Οι Das et al. (1994) βρήκαν πλήρη αφαίρεση γυάλινων σωματιδίων και σωματιδίων πολυστυρενίου από επίπεδες γυάλινες επιφάνειες με υδροδυναμική διάτμηση. Ομοίως, οι Sharma et al. (1992) αναφέρουν ένα υψηλό ποσοστό κολλοειδών που απελευθερώνονται από επίπεδες επιφάνειες από γυαλί και από χαλκό με αύξηση της παροχής. Υψηλό pH και χαμηλές τιμές ιοντικής ισχύος συνέβαλαν επίσης στην αποκόλληση των σωματιδίων από τις επιφάνειες στις μελέτες αυτές. Ο Visser (1970, 1976) ανέφερε ότι η τοις εκατό (%) απομάκρυνση σωματιδίων αιθάλης από μια επίπεδη επιφάνεια σελοφάν αυξήθηκε καθώς η διατμητική τάση στο τοίχωμα και το pH αυξήθηκαν. Αν και ο μηχανισμός της αποκόλλησης είναι ακόμα κάπως ασύλληπτος, η αποτελεσματικότητα αφαίρεσης (removal efficiency) των σωματιδίων από τις επίπεδες επιφάνειες έχει συσχετιστεί με την υδροδυναμική διάτμηση στο τοίχωμα.

Ωστόσο, η αποκόλληση των σωματιδίων από σφαιρικά υποστρώματα σε πορώδη μέσα δεν έχει διερευνηθεί τόσο λεπτομερώς όσο για τις επίπεδες επιφάνειες. Η επιτόπια κινητοποίηση των κολλοειδών αναφέρθηκε από πολλούς ερευνητές. Οι Backhus et al. (1993) πραγματοποίησαν μετρήσεις της θολότητας στα υπόγεια ύδατα που αντλούνταν από πηγάδια δειγματοληψίας σε διαφορετικούς ρυθμούς άντλησης. Μια αύξηση της θολότητας παρατηρήθηκε με αύξηση του ρυθμού άντλησης. Υποτίθεται ότι είναι αποτέλεσμα της αποκόλλησης των σωματιδίων του εδάφους από τους κόκκους του εδάφους, ως αποτέλεσμα της υδροδυναμικής διάτμησης στον υδροφόρο ορίζοντα. Ο Fogler και οι συνεργάτες του (Khilar and Fogler, 1984; Kia et al. 1987; Mohan and Fogler, 1997) έχουν μελετήσει μειώσεις της διαπερατότητας σε πυρήνες ψαμμίτη με αλλαγές του pH και της ιοντικής ισχύος. Η μείωση της διαπερατότητας θεωρήθηκε λόγω της σύλληψης των κινητοποιημένων κολλοειδών σωματιδίων στους λαιμούς των πόρων και οι τάσεις εξηγήθηκαν με τη θεωρία DLVO.

Ο McDowell-Boyer (1992) διενέργησε πειράματα αποκόλλησης σωματιδίων με χαλαζιακή άμμο και άστριο (διάμετροι που κυμαίνονται από 350 έως 500 μm) σε εργαστηριακές στήλες με πληρωτικό υλικό. Ανέφερε επί τοις εκατό (%) αύξηση της κινητοποίησης σωματιδίων διαμέτρου 1.46 μm με αύξηση της παροχής, δείχνοντας ότι τα κολλοειδή μπορούν να αφαιρεθούν με υδροδυναμική διάτμηση. Ωστόσο, οι Ryan and Gschwend (1994) δε διαπίστωσαν καμία σημαντική επίδραση στη συνολική μάζα του κολλοειδούς που απελευθερωνόταν από κόκκους χαλαζία με αύξηση της παροχής, αν και ο ρυθμός αποκόλλησης ήταν μεγαλύτερος στις υψηλότερες παροχές. Οι Bai and Tien (1997) ανέφεραν υδροδυναμική αποκόλληση των σωματιδίων σε υψηλές υδραυλικές κλίσεις στα πορώδη μέσα. Στην περίπτωση που οι Payatakes et al. (1981) διενέργησαν οπτικά πειράματα σωματιδίων απόφραξης των πόρων και εκ νέου εγκλεισμού σε πορώδη μέσα, παρατήρησαν μεγάλο ποσοστό αποκόλλησης με αύξηση της υδροδυναμικής διάτμησης. Η αποκόλληση των σωματιδίων έχει επίσης αναφερθεί κατά τη διάρκεια διαδικασιών ανάμειξης διαλείποντος έργου (Bergendahl and Grasso, 1998).

5.2.2 Δυνάμεις και Ροπές

Διάφορες εξωτερικές δυνάμεις ασκούνται στα σωματίδια που προσκολλώνται σε πορώδη μέσα σε συστήματα ροής. Οι δυνάμεις αυτές μπορεί να διαφέρουν σε συνάρτηση με τη γεωμετρία του συστήματος (επίπεδη, σωληνοειδής, πορώδης, κ.λπ.). Η υδροδυναμική δύναμη οπισθέλκουσας από την κλίση πίεσης και η δύναμη της άνωσης από την κλίση ταχύτητας του υγρού παράλληλη στην επιφάνεια, που εμφανίζονται σε αυτά τα συστήματα συζητούνται σε διάφορες μονογραφίες (Saffman, 1965; Goldman et al., 1967; O'Neill, 1968; Wang, 1990; Tsai et al. 1991; Bergendahl and Grasso, 1998).

Οι δυνάμεις προσκόλλησης που πηγάζουν από τις ηλεκτροστατικές, van der Waals, και άλλες επιφανειακές αλληλεπιδράσεις διαδραματίζουν επίσης σημαντικό ρόλο σε αυτά τα συστήματα (Raveendran and Amirtharajah, 1995; Bergendahl, Butkus and Grasso, 1997; Bradford et al., 2011). Οι κλίνες με πληρωτικό υλικό κοκκώδη μέσα έχουν αναπαρασταθεί από πολλά μοντέλα διαφορετικής γεωμετρίας: σφαίρα-σε κελί (sphere-in-cell) (Happel, 1958; Payatakes et al. 1974), ημισφαίρια σε κελί (hemispheres in cell) (Ma et al., 2009), τριχοειδή σωλήνα (capillary tube) (Tien, 1989), και συμπιεσμένου σωλήνα (constricted tube) (Payatakes, Tien, and Turian, 1973). Για την εργασία αυτή, το μοντέλο συμπιεσμένου σωλήνα επιλέχτηκε ως η καλύτερη εκπροσώπηση του κενού χώρου μεταξύ του πληρωτικού υλικού των γυάλινων σφαιριδίων/κόκκων άμμου στη στήλη (Σχήμα 5.1). Το μοντέλο συμπιεσμένου σωλήνα είναι το μόνο μοντέλο που λαμβάνει υπόψη την κοινή επίδραση των γειτονικών κόκκων και του σχήματος και του μεγέθους των κόμβων σύνδεσης των πόρων του πορώδους μέσου. Οι λεπτομέρειες των μαθηματικών εξίσωσεων που περιγράφουν αυτό το μοντέλο συμπιεσμένου σωλήνα, παρέχονται από τον Payatakes (1973) και στο άρθρο βιβλιογραφικής ανασκόπησης των Tien and Payatakes (1979).



Σχήμα 5.1: Το σχηματικό διάγραμμα του μοντέλου συμπιεσμένου σωλήνα που αντιπροσωπεύει το κενό χώρο σε μια κλίνη με πληρωτικό υλικό. Τα βέλη δείχνουν το παραβολικό προφίλ ταχύτητας ροής κατά το μήκος του πόρου (z-άξονα).

Η μέση διάμετρος των στενώσεων στο μοντέλο πορωδών μέσων μπορεί να βρεθεί μέσω της σχέσης (Chan and Ng, 1988):

$$d_{c} = \frac{d_{g}}{2.5658}$$
(5.1)

με μια ενεργή διάμετρο πόρων ίση με (Chan and Ng, 1988)

$$d_e = \frac{d_e}{0.470} \tag{5.2}$$

Το μέγιστο μέγεθος πόρων μπορεί να εκτιμηθεί από (Payatakes et al., 1973):

$$d_{max} = d_c 2.141$$
 (5.3)

Η διάμετρος του πόρου αλλάζει κατά το μήκος του πόρου και περιγράφεται από ένα συμπιεσμένο σωλήνα παραβολικού σχήματος (Tien, 1989)

$$d_{z} = 2\left\{\frac{d_{\max}}{2} + \left[4\left(\frac{d_{c}}{2} - \frac{d_{\max}}{2}\right)\left(0.5 - \frac{z}{d_{f}}\right)^{2}\right]\right\}$$
(5.4)

Όπου d_f είναι το μήκος του πόρου όπου στη μελέτη αυτή το παίρνουμε ίσο με τη διάμετρο του συλλέκτη d_g .

Ο αριθμός των πόρων σε μια διατομή της κλίνης είναι απλά:

$$N_{pore} = \frac{A\theta}{(\pi/4)d_e^2}$$
(5.5)

Η ταχύτητα του υγρού σε κάθε σημείο κατά μήκος του πόρου είναι, στη συνέχεια,

$$U_{z} = \frac{Q/N_{pore}}{(\pi/4)d_{z}^{2}}$$
(5.6)

Θεωρώντας στρωτή ροή με παραβολικό προφίλ ροής, η ταχύτητα του υγρού σε κάθε προσκολλημένο κολλοειδές οπουδήποτε κατά μήκος του πόρου μπορεί να υπολογιστεί ως:

$$U_{p} = \frac{Q/N_{pore}}{(\pi/4)d_{z}^{2}} \left[1 - \left(\frac{d_{z}/2 - r_{p}}{d_{z}/2}\right)^{2} \right]$$
(5.7)

Η ταυτόχρονη διάτμηση που βιώνει ένα κολλοειδές στο τοίχωμα του πόρου είναι:

$$\frac{\partial U}{\partial r} = \frac{Q/N_{\text{pore}}}{(\pi/4)d_z^2} \frac{4(d_z/2 - r_p)}{(d_z/2)^2}$$
(5.8)

Εναλλακτικά, η πραγματική ενδοπορώδης ταχύτητα μπορεί να υπολογιστεί ως:

$$U_{\text{pore}} = \frac{Q/N_{\text{pore}}}{(\pi/4)d_{e}^{2}}$$
(5.9)

και ο αριθμός του Reynold, N_{Re} προσδιορίζεται ως (Dybbs and Edwards, 1984)

$$N_{Re} = \frac{\rho U_{pore} d_e}{\mu} \frac{\theta}{1 - \theta}$$
(5.10)

Η ενέργεια προσκόλλησης για την αλληλεπίδραση κολλοειδούς-νερούσυλλέκτη εκτιμήθηκε με τη θεωρία DLVO. Για τον προσδιορισμό της αλληλεπίδρασης μεταξύ των επιφανειών, μια συνολική καμπύλη ενέργειας αλληλεπίδρασης μπορεί να αναπτυχθεί, όπως φαίνεται στο Σχήμα 2.9 (δείτε Κεφάλαιο 2). Η συνολική ενέργεια αλληλεπίδρασης είναι συνάρτηση της απόστασης διαχωρισμού και είναι το άθροισμα των τριών συνιστωσών: ηλεκτροστατικών (Φ_d), van der Waals ($Φ_{vdW}$), απωστικών ($Φ_{Born}$), ενεργειών αλληλεπίδρασης (Loveland et al., 1996):

$$\Phi_{tot}(\mathbf{h}) = \Phi_{vdW}(\mathbf{h}) + \Phi_{dl}(\mathbf{h}) + \Phi_{Born}(\mathbf{h})$$
(5.11)

Η συνολική ενέργεια αλληλεπίδρασης προσδιορίζεται από την αντιμετώπιση του συστήματος κολλοειδές-συλλέκτη ως αλληλεπίδραση σφαίρας-επίπεδης επιφάνειας. Οι ηλεκτροστατικές αλληλεπίδράσεις της διπλοστοιβάδας προσδιορίστηκαν χρησιμοποιώντας τη σχέση αλληλεπίδρασης σταθερού επιφανειακού δυναμικού των Hogg et al. (1966) χρησιμοποιώντας τα δυναμικά ζήτα στη θέση των επιφανειακών δυναμικών. Η αλληλεπίδραση van der Waals υπολογίστηκε με την έκφραση του Gregory (1981). Η τιμή της σταθεράς Hamaker που χρησιμοποιήθηκε για το σύστημα κολλοειδές-νερό-συλλέκτης ήταν 7.5×10^{-21} J. Τα δυναμικά ζήτα των κολλοειδών και των συλλεκτών χρησιμοποιήθηκαν εκείνα που αναφέρονται από τους Syngouna and Chrysikopoulos (2011, 2012) (Βλ. Κεφάλαια 3 και 4).

Για να αποκτήσουμε τη δύναμη προσκόλλησης που επιδρά στο προσκολλημένο κολλοειδές σε όρους υπολογισμένης ενέργειας αλληλεπίδρασης, χρησιμοποιήθηκαν οι προσεγγίσεις Derjaguin and Langbein (Israelachvili, 1992). Συγκεκριμένα, η τιμή της δύναμης προσκόλλησης, F_A εκτιμήθηκε ως (Bradford et al., 2011):

$$F_{A} = \frac{2\pi r_{p} \Phi_{\min}}{A_{e}} = \frac{2\pi r_{p} \Phi_{\min}}{2\pi r_{p} h} = \frac{\Phi_{\min}}{h}$$
(5.12)

όπου Φ_{\min} [ML²T⁻²], είναι η απόλυτη τιμή του πρωτοταγούς ή δευτεροταγούς ελαχίστου της ενέργειας αλληλεπίδρασης, A_e [L²] είναι η ενεργή επιφάνεια αλληλεπίδρασης μεταξύ σφαίρας και μιας επίπεδης επιφάνειας και h [L] είναι η απόσταση διαχωρισμού μεταξύ των κολλοειδών και της στερεής επιφάνειας. Η εξίσωση αυτή ισχύει όταν h <<r_p.

Η αλληλεπίδραση προσκόλλησης του κολλοειδούς με τη διεπιφάνεια στερεούνερού SWI συμβαίνει σε μικρή απόσταση διαχωρισμού h [L], και μόνο ένα μέρος της προβολής του κολλοειδούς σχετικά με τη SWI συμβάλει ουσιαστικά στην F_A (Israelachvili, 1992). Αυτή η ζώνη επιρροής της προσκόλλησης (Duffadar and Davis, 2007) θα παράγει μια ροπή προσκόλλησης ή αντίστασης T_A, [ML²T⁻²] και μια αντίστοιχη δύναμη τριβής F_F, [MLT⁻²] η οποία δρα εφαπτομενικά στη διεπιφάνεια στερεού-νερού SWI προς την αντίθετη κατεύθυνση από τη δύναμη οπισθέλκουσας F_D (Bergendahl and Grasso, 1998; Duffadar and Davis, 2008) (Σχήμα 5.2). Οι τιμές των T_A και F_F ορίζονται ως (Bergendahl and Grasso, 1998; Lindeburg, 2001):.

$$T_A = l_x F_A \tag{5.13}$$

$$F_{\rm F} = \mu_{\rm f} F_{\rm A} \tag{5.14}$$



Σχήμα 5.2: Σχηματικό διάγραμμα των δυνάμεων και των ροπών που ενεργούν σε ένα προσκολλημένο κολλοειδές.

Όπου l_x [L] είναι ο μοχλοβραχίονας και μ_f είναι ο συντελεστής τριβής. Οι τιμές των l_x και μ_f συνδέονται μεταξύ τους μέσω (Lindeburg, 2001):

$$l_x = \mu_f r_p \tag{5.15}$$

Αυτή η μαθηματική περιγραφή (Εξισώσεις (5.13)-(5.15)) ισχύει για αντίσταση λόγω τόσο της παραμόρφωσης όσο και της τριβής (Lindeburg, 2001). Ωστόσο, σχετικά λίγες μέθοδοι υπάρχουν σήμερα για την εκτίμηση του l_x στη ζώνη επιρροής της προσκόλλησης. Η Θεωρία των Johnson, Kental, και Roberts (JKR) έχει αναπτυχθεί για τον υπολογισμό της αντίστασης που οφείλεται στην παραμόρφωση (Johnson et al., 1971), και η θεωρία αυτή έχει χρησιμοποιηθεί για την ποσοτικοποίηση του l_x υπό ευνοϊκές (Bergendahl και Grasso, 2000) και δυσμενείς (Bradford et al., 2007; Τοrkzaban et al, 2007) συνθήκες προσκόλλησης. Για αλληλεπίδραση στο πρωτοταγές ελάχιστο σε μια λεία επιφάνεια η τιμή του l_x δίνεται ως:

$$l_x = \left(\frac{4F_A r_p}{K}\right)^{1/3}$$
(5.16)

Εδώ το K $[ML^{-1} T^{-2}]$ αποτελεί το σύνθετο μέτρο ελαστικότητας του Young που λαμβάνει υπόψη την παραμόρφωση που δέχεται ένα σώμα σε επαφή με ένα άλλο, ως:

$$K = \frac{4}{3\pi \left(\frac{1-\kappa_1^2}{\pi E_1} + \frac{1-\kappa_2^2}{\pi E_2}\right)}$$
(5.17)

Όπου κ είναι ο λόγος του Poisson, Ε είναι το μέτρο ελαστικότητας του Young (N m⁻), και οι δείκτες 1 και 2, δηλώνουν τα υλικών 1 και 2, αντίστοιχα.

Για την αλληλεπίδραση σε απόσταση διαχωρισμού λόγω του δευτεροταγούς ελαχίστου ή της χημικής ετερογένειας νανοκλίμακας η τιμή του l_x δίνεται ως (Johnson et al., 1971):

$$l_x = \left(\frac{F_A r_p}{K}\right)^{1/3}$$
(5.18)

Εναλλακτικά, άλλοι έχουν αποδώσει το l_x στην τριβή που προκύπτει από την τραχύτητα της επιφάνειας, και θεώρησαν μια εμπειρική τιμή του $\mu_f = 1,3 \times 10^{-4}$ για προσομοιώσεις των τροχιών του κολλοειδούς πάνω από μια SWI έχοντας θετικά φορτισμένη ετερογένεια νανοκλίμακας (Duffadar and Davis, 2008).

Θα πρέπει να αναφερθεί ότι ορισμένοι ερευνητές έχουν αγνοήσει το l_x όταν τα κολλοειδή αλληλεπιδρούν με τη στερεή επιφάνεια σε απόσταση διαχωρισμού (π.χ., μέσω του δευτεροταγούς ελαχίστου ή ετερογένεια νανοκλίμακας), αλλά εμμέσως λαμβάνουν υπόψη το l_x με την παραδοχή ότι η ακινητοποίηση του κολλοειδούς συμβαίνει στο πρωτοταγές ελάχιστο όταν η απόσταση διαχωρισμού είναι μηδέν (Yang et al., 1998; Johnson et al., 2007b). Ωστόσο, πρέπει να σημειωθεί ότι στο υδάτινο περιβάλλον η απόσταση διαχωρισμού δεν είναι μηδέν, ακόμη και για την αλληλεπίδραση στο πρωτοταγές ελάχιστο εξαιτίας της παρουσίας της άπωσης Born και των απωστικών δυνάμεων ενυδάτωσης (Elimelech et al., 1995).
Η ροή του υγρού σε πορώδη μέσα έχει σαν αποτέλεσμα δυνάμεις άνωσης και οπισθέλκουσας στα κολλοειδή που είναι προσκολλημένα στα τοιχώματα των πόρων. Για στρωτή ροή, οι δυνάμεις άνωσης και οπισθέλκουσας μπορούν να εκτιμηθούν με τις ακόλουθες σχέσεις (Bergendahl and Grasso, 2000):

$$F_{\rm L} = \frac{81.2\mu r_{\rm p}^{3} (\partial U/\partial r)^{3/2}}{v^{1/2}}$$
(5.19)

(από Saffman, 1965). (Σημείωση: Η σχέση Saffman δε λαμβάνει υπόψη την τροποποίηση της ροής του υγρού ως αποτέλεσμα της επίδρασης των τοιχωμάτων). Όπου μ και ν είναι το δυναμικό και κινηματικό ιξώδες του υγρού αντίστοιχα.

Η δύναμη άνωσης F_L , [MLT⁻²] που δρα στο κολλοειδές κάθετα προς την SWI είναι αμελητέα όταν η ροή είναι στρωτή (Soltani and Ahmadi, 1994; Bradford et al., 2011). Αντίθετα, η δύναμη οπισθέλκουσας F_D , [MLT⁻²] που δρα στο κολλοειδές που εφαπτομενικά στη διεπιφάνεια σε απόσταση διαχωρισμού h, [L] είναι σημαντική και δίνεται ως (Goldman et al., 1967; O'Neill, 1968; Duffadar and Davis, 2008):

$$F_{\rm D} = 6\pi\mu (\partial U/\partial r) r_{\rm p} (r_{\rm p} + h) C_{\rm h}$$
(5.20)

Όπου C_h είναι μια αδιάστατη συνάρτηση που εξαρτάται από το h (Duffadar and Davis, 2008):

$$C_{h} = \frac{1.7007337 + 1.0221616(h/r_{p})}{1 + 1.0458291(h/r_{p}) - 0.0014884708(h/r_{p})^{2}}$$
(5.21)

Σε μια λεία επιφάνεια η τιμή της εφαρμοζόμενης υδροδυναμικής ροπής T_A , [M L^2T^{-2}] που δρα στο κολλοειδές σε απόσταση h δίνεται ως (Duffadar and Davis, 2008):

$$T_{applied} = r_{p}F_{D} + 4\pi\mu(\partial U/\partial r)r_{p}^{3}C_{2h}$$
(5.22)

Στην περίπτωση αυτή, η C_{2h} είναι μια δεύτερη αδιάστατη συνάρτηση που εξαρτάται από το h (Duffadar and Davis, 2008):

$$C_{2h} = 0.054651334 \{ 18.276952 - \exp[-1.422943(h/r_p)] \}$$
(5.23)

Όταν η r_p είναι πολύ μεγαλύτερη από ότι το h, η τιμή της T_A είναι πιο απλή και δίνεται ως (Goldmanet. al, 1967; O'Neill, 1968; Torkzaban et al., 2007):

$$T_{applied} = 14.287\pi\mu (\partial U/\partial r) r_{p}^{3}$$
(5.24)

Για υδροδυναμική αποκόλληση των προσκολλημένων κολλοειδών, η ανύψωση, η ολίσθηση ή η κύλιση είναι μηχανισμοί αποκόλλησης που αφαιρούν τα κολλοειδή από τις επιφάνειες. Ισορροπίες δυνάμεων και ροπών μπορούν να χρησιμοποιηθούν για να προσδιοριστούν τα κριτήρια αποκόλλησης των κολλοειδών μέσω της κύλισης και ολίσθησης, και ακινητοποίησης των κολλοειδών (Wang, 1990; Tsai et al., 1991; Bergendahl and Grasso, 1998; Bradford et al., 2011). Τα κολλοειδή θα κυλήσουν πάνω στην SWI όταν T_{applied}>T_A. Αυτή η ανισότητα θα μπορούσε να ξαναγραφεί με βάση μια κρίσιμη τιμή της υδροδυναμικής διάτμησης για την έναρξη της κύλισης $(\partial U/\partial r)_{cr}$, $[T^{-1}]$ χρησιμοποιώντας τις Εξισώσεις (5.13), (5.20), και (5.22) ως:

$$\left(\frac{\partial U}{\partial r}\right)_{cr} > \frac{l_{x}F_{A}}{\pi\mu\left[6r_{p}^{2}\left(r_{p}+h\right)C_{h}+4r_{p}^{3}C_{2h}\right]}$$
(5.25)

Αντιστρόφως, τα κολλοειδή θα ολισθήσουν πάνω από την SWI όταν $F_D > F_F$. Όπως και στην Εξίσωση (5.25), μπορούμε να καθορίσουμε μία κρίσιμη τιμή της υδροδυναμικής διάτμησης για την έναρξη της ολίσθησης $(\partial U/\partial r)_{cs}$, $[T^{-1}]$ χρησιμοποιώντας τις Εξισώσεις (5.14), (5.15), και (5.20) να ξαναγράψουμε αυτή την ανισότητα ως εξής:

$$\left(\frac{\partial U}{\partial r}\right)_{cs} > \frac{l_{x}F_{A}}{\pi\mu\left[6r_{p}^{2}\left(r_{p}+h\right)C_{h}\right]}$$
(5.26)

Η μόνη διαφορά στις Εξισώσεις (5.25) και (5.26) είναι ο επιπλέον όρος στον παρονομαστή στη δεξιά πλευρά της εξίσωσης (5.25), και αυτό δείχνει ότι η $\left(\frac{\partial U}{\partial r}\right)_{cr}$

θα είναι μικρότερη από την $\left(\frac{\partial U}{\partial r}\right)_{cs}$. Κατά συνέπεια, η κύλιση θα είναι ο κυρίαρχος μηχανισμός της υδροδυναμικής αποκόλλησης του κολλοειδούς από την SWI υπό συνθήκες στρωτής ροής, όπως έχει ήδη αναφερθεί (Tsai et al., 1991; Bergendahl and Grasso, 1998, 1999), και η ακινητοποίηση του κολλοειδούς συμβαίνει όταν T_{applied} \leq T_A. Αυτές οι σχέσεις ισχύουν, όταν κολλοειδή αλληλεπιδρούν με την SWI σε απόσταση διαχωρισμού (πρωτοταγή και δευτεροταγή ελάχιστα, και ετερογένεια νανοκλίμακας) και είναι ανεξάρτητες από την επιλεγμένη περιγραφή του μοχλοβραχίονα (με τη χρήση των εξισώσεων (5.16), (5.18), ή μια εμπειρική τιμή).

Για την πρόβλεψη της υδροδυναμικής διάτμησης που απαιτείται για την αποκόλληση των προσκολλημένων κολλοειδών: (1) το βάθος του πρωτοταγούς και δευτεροταγούς ελαχίστου, Φ_{min}, που υπολογίζεται από τη θεωρία DLVO (βλ. Σχήμα 2.9, Κεφάλαιο 2) και, (2) οι Εξισώσεις (5.25) και (5.26) χρησιμοποιήθηκαν για να εκτιμηθεί η απαραίτητη υδροδυναμική διάτμηση για να ξεπεραστούν τα Φ_{min}.

5.3 ΥΛΙΚΑ ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΟΙ

Τα πειραματικά αποτελέσματα για τη μεταφορά των κολλοειδών σε στήλη με πληρωτικό υλικό γυάλινα σφαιρίδια ή χαλαζιακή άμμο αναφέρονται στους (Syngouna and Chrysikopoulos, 2011; Syngouna and Chrysikopoulos, 2012) (βλ. Κεφάλαια 3 και 4). Οι φυσικές ιδιότητες της κλίνης με πληρωτικό υλικό γυάλινα σφαιρίδια/χαλαζιακή άμμο παρατίθενται στον Πίνακα 5.1. Περισταλτική αντλία χρησιμοποιήθηκε για την ένεση υδατικού διαλύματος διαφορετικής χημείας μέσα από την κλίνη γυάλινων σφαιριδίων διαμέτρου 2mm, χονδρόκοκκης χαλαζιακής άμμου μέσης διαμέτρου 1409 μm, μεσόκοκκης χαλαζιακής άμμου μέσης διαμέτρου 512.5 μm και ψιλόκοκκης χαλαζιακής άμμου μέσης διαμέτρου 181 μm. Τα κολλοειδή ήταν βιοκολλοειδή (βακτηριοφάγοι MS2 και ΦΧ174: διαμέτρου 2.5 10⁻⁸ και 2.6 10⁻⁸ m αντίστοιχα και βακτήρια *E.coli*: διαμέτρου 1.21 10⁻⁶ m) καθώς και κολλοειδή αργίλων (καολινίτης KGa-1b: 0.84 10⁻⁶ m, μοντμοριλλονίτης STx-1b: 1.19 10⁻⁶ m). Η γυάλινη στήλη είχε μια εσωτερική διάμετρο 2.5 cm και μήκος 30 cm. Το πορώδες προσδιορίστηκε μετά από υγρή πλήρωση της στήλης με σφαιρίδια γυαλιού ή χαλαζιακή άμμο. Η παροχή στη στήλη κυμάνθηκε από 0.8 – 2.5 mL min⁻¹.

Πίνακας 5.1:Ιδιότητες του πορώδους μέσου

Πορώδες	Εμβαδό διατομής κλίνης Α (cm²)	Μέση διάμετρος κόκκων d _g (μm)	Διάμετρος Στένωσης d _c (μm)	Μέγιστη διάμετρος πόρου d _{max} (μm)	Ενεργή διάμετρ ος πόρου d _e (μm)	Ν _{pore} στη διατομή κλίνης	Συλλέκτης
0.42	4.906	2000	779	1669	1658	95	Σφαιρίδια γυαλιού
0.41	4.906	1409	549	1176	1168	188	Χονδρόκοκκη άμμος
0.41	4.906	513	200	428	425	1419	Μεσόκοκκη άμμος
0.4	4.906	181	71	151	150	11097	Λεπτόκοκκη άμμος

5.4 .ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ ΚΑΙ ΣΥΖΗΤΗΣΗ

5.4.1 Παράμετροι ροής

Η διάμετρος των πόρων d_{z} , όπως αυτή υπολογίζεται από την Εξίσωση (5.4), κυμαίνεται από την ελάχιστη διάμετρο συμπίεσης (constriction), d_c (Εξίσωση 5.1) ως τη μέγιστη διάμετρο του πόρου, d_{max} (Εξίσωση 5.3) (οι τιμές για τους διαφορετικούς συλλέκτες παρουσιάζονται στον Πίνακα 5.1), και απεικονίζεται στο Σχήμα 5.3 ως συνάρτηση του μήκους κατά μήκος του πόρου, *z*.



Σχήμα 5.3: Η διάμετρος των πόρων ως συνάρτηση του μήκους κατά μήκος του πόρου, z.

Οι συντελεστές υδροδυναμικής διάτμησης σε συνάρτηση του μήκους από το κέντρο του πόρου, για διαφορετικές παροχές 0.8-50 mL/min και συλλέκτες: γυάλινα σφαιρίδια, ψιλόκοκκη, μεσόκοκκη και χονδρόκοκκη άμμο, παρουσιάζονται επίσης στο Σχήμα 5.4.



Σχήμα 5.4: Υδροδυναμική διάτμηση ως συνάρτηση της απόστασης από το κέντρο του πόρου.

Ο Πίνακας 5.2 συνοψίζει τις ενδοπορώδεις ταχύτητες (Εξίσωση 5.9), τους αριθμούς Reynold (Εξίσωση 5.10), τη μέγιστη και ελάχιστη τιμή υδροδυναμικής διάτμησης (Εξίσωση 5.8) που ασκείται σε ένα προσκολλημένο κολλοειδές (στο τοίχωμα του πόρου) για διάφορες παροχές (0.8, 1.5, 2.5, 5, 10, 25, 50 mL/min) και συλλέκτες. Όπως παρατηρείτε στο εύρος των παραπάνω τιμών παροχής, η ελάχιστη υδροδυναμική διάτμηση κυμαίνεται από 3.55-215.28 s⁻¹, 1.25-76.38 s⁻¹, 0.46-27.82 s⁻¹ και 0.36-19.60 s⁻¹ στη ψιλόκοκκη, μεσόκοκκη, χονδρόκοκκη άμμο και γυάλινα σφαιρίδια αντίστοιχα. Επιπλέον η μέγιστη υδροδυναμική διάτμηση (στο κέντρο του πόρου) κυμαίνεται από 34-2097 s⁻¹, 12-747 s⁻¹, 4-273 s⁻¹ και 3-192 s⁻¹ στη ψιλόκοκκη, μεσόκοκκη, χονδρόκοκκη, χονδρόκοκκη άμμο και γυάλινα σφαιρίδια αντίστοιχα.

Πορώδη μέ σ α	Παροχή Q (mL/min)	Αποτελεσματική Ενδοπορώδης Ταχύτητα, U _{pore} (mm/s)	Αριθμός Reynold N _{Re}	Μέγιστη Υδροδυναμική Διάτμηση (s ⁻¹)	Ελάχιστη Υδροδυναμική Διάτμηση (s ⁻¹)
	0.8	0.07	0.14	3	0.32
	1.5	0.13	0.25	6	0.60
	2.5	0.21	0.42	10	1.01
Σφαιρίδια	5	0.41	0.86	19	1.96
γυαλιου	10	0.83	1.73	38	3.92
	25	2.07	4.31	96	9.80
	50	4.14	8.63	192	19.60
	0.8	0.07	0.10	4	0.46
	1.5	0.13	0.18	8	0.86
	2.5	0.21	0.30	14	1.43
Χονδρόκοκκη	5	0.41	0.61	27	2.78
άμμος	10	0.83	1.22	55	5.56
	25	2.21	3.04	136	13.91
	50	4.14	6.08	273	27.82
	0.8	0.07	0.03	12	1.25
	1.5	0.13	0.07	22	2.35
	2.5	0.21	0.11	37	3.91
Μεσόκοκκη	5	0.41	0.22	75	7.64
άμμος	10	0.83	0.44	149	15.28
	25	2.07	1.11	374	38.19
	50	4.14	2.21	747	76.38
	0.8	0.07	0.01	34	3.55
	1.5	0.13	0.02	63	6.66
Ψιλάκοκτη	2.5	0.21	0.04	105	11.10
άμμος	5	0.41	0.08	210	21.53
F - F	10	0.83	0.16	419	43.06
	25	2.07	0.39	1048	107.64
	50	4.14	0.78	2097	215.28

Πίνακας 5.2: Ενδοπορώδεις ταχύτητες, αριθμοί Reynold, μέγιστοι και ελάχιστοι συντελεστές υδροδυναμικής διάτμησης.

Τα Σχήματα 5.5 και 5.6 συνοψίζουν το εύρος των τιμών τις υδροδυναμικής διάτμησης στα προσκολλημένα κολλοειδή σε εύρος παροχών 0.8-50 mL/min σε κάθε συλλέκτη.



Σχήμα 5.5: Εφαρμοζόμενη υδροδυναμική διάτμηση στο τοίχωμα του πόρου συναρτήσει της παροχής για διαφορετικούς συλλέκτες.



Σχήμα 5.6: Εφαρμοζόμενη υδροδυναμική διάτμηση συναρτήσει της διαμέτρου των κόκκων του πληρωτικού υλικού για διαφορετικές παροχές.

Για την μέγιστη παροχή των πειραμάτων (Κεφάλαια 3 και 4) 2.5 ml min⁻¹, η ελάχιστη υδροδυναμική διάτμηση πάνω στα προσκολλημένα κολλοειδή ήταν 1 s⁻¹, 1.43 s⁻¹, 3.91 s⁻¹ και 11.10 s⁻¹ ενώ η μέγιστη υδροδυναμική διάτμηση ήταν 10 s⁻¹, 14 s⁻¹, 37 s⁻¹ και 105 s⁻¹ για τα γυάλινα σφαιρίδια, χονδρόκοκκη άμμο, μεσόκοκκη άμμο και ψιλόκοκκη άμμο, αντίστοιχα (Πίνακας 5.2). Στις περιοχές του πόρου που αντιστοιχούν σε μικρότερες διαμέτρους του πόρου, βλ. Σχήμα 5.4), η διάτμηση είναι μεγαλύτερη λόγω της αύξησης της ταχύτητας του υγρού. Σε αυτές τις περιοχές υψηλότερης διάτμησης, τα κολλοειδή μπορεί να μεταφερθούν σε περιοχές χαμηλότερης διάτμησης. Όταν η ενέργεια που σχετίζεται με τη διάτμηση υπερνικά την ενέργεια προσκόλλησης, πραγματοποιείται αποκόλληση. Οι Bergendahl and Grasso (1998) ανέφεραν αφαίρεση των κολλοειδών από το υλικό της εδαφικής μήτρας σε δοκιμές έκπλυσης εδαφών με 55s⁻¹ ρυθμό υδροδυναμικής διάτμησης. Πράγματι, ρυθμοί υδροδυναμικής διάτμησης μεγαλύτεροι από 60 s⁻¹, συνήθως δεν συνιστάται για εργασίες κροκίδωσης λόγω της πιθανότητας να διαχωρίζονται οι κροκίδες (Amirtharajah and O'Melia, 1990).

5.4.2 Ενέργεια αλληλεπίδρασης DLVO

Τα βιοκολλοειδή (MS2, ΦΧ174, E. coli), τα κολλοειδή αργίλων (KGa-1b, STx-1b) και τα πληρωτικά υλικά/συλλέκτες (γυάλινα σφαιρίδια, γονδρόκοκκη, μεσόκοκκη και λεπτόκοκκη άμμος) που χρησιμοποιούνται στην παρούσα μελέτη έχουν τις ίδιες ιδιότητες με αυτά των Syngouna and Chrysikopoulos (2011, 2012) (βλ. Κεφάλαια 3 και 4). Οι ενέργειες αλληλεπίδρασης DLVO για όλα τα κολλοειδή υπολογίστηκαν με βάση τη θεωρία DLVO για διαφορετικές τιμές ιοντικής ισχύος: 0.0001, 0.002, 0.01, 0.2 Μ και pH 7. Τα δυναμικά ζήτα τόσο των κολλοειδών όσο και των συλλεκτών για το εύρος της ιοντικής που χρησιμοποιήθηκε υιοθετήθηκαν από τις μελέτες των Syngouna and Chrysikopoulos (2011, 2012). H tim
ή 7.5 \times 10^{-21} J επιλέχτηκε ως η σύνθετη σταθερά Hamaker (A123), για το σύστημα κολλοειδές-νερό-συλλέκτης. Τα δεδομένα που υπολογίζονται από την DLVO ενέργεια αλληλεπίδρασης (συμπεριλαμβανομένων των μέγιστων ενεργειακών φραγμάτων, καθώς και των βαθών και των αποστάσεων των πρωτοταγών και δευτεροταγών ελαγίστων) δίνονται στον Πίνακα 5.3.

Η θεωρία DLVO που χρησιμοποιήθηκε έλαβε υπόψη τις ενέργειες λόγω των δυνάμεων van der Waals, της ηλεκτρικής δυπλοστιβάδας και της άπωσης Born δίνοντας ένα πρωτοταγές ελάχιστο με πεπερασμένο βάθος που σε μερικές περιπτώσεις εξαφανιζόταν από τα προφίλ της ενέργειας, όπως φαίνεται στον Πίνακα 5.3. Η απόθεση των κολλοειδών στο πρωτοταγές ελάχιστο θεωρείται επίσης ως μια αντιστρέψιμη διαδικασία σε αυτή τη μελέτη, δηλαδή, τα κολλοειδή που προσκολλώνται στο πρωτοταγές ελάχιστο, όπως και εκείνα που έχουν προσκολληθεί στο δευτεροταγές ελάχιστο, μπορούν επίσης να επανακινηθούν λόγω της οπισθέλκουσας δύναμης του υγρού ή άλλων δυνάμεων. Πράγματι, έχει αποδειχθεί πειραματικά αποσύνδεση των κολλοειδών που συνδέονται με τις επιφάνειες του συλλέκτη μέσω του πρωτοταγούς ελαχίστου λόγω της αύξησης της ταχύτητας ροής Bergendahl and Grasso (2000). Άλλες μελέτες έχουν θεωρήσει επίσης το πρωτοταγές ελάχιστο με πεπερασμένο βάθος (Bergendahl and Grasso, 2003; Burdick et al., 2005; Ruckenstein and Prieve, 1976; Hoek and Agarwal, 2006).

		Φ					Φ_{\min}							$\Phi_{\min 2}$												
Συλλέκτης IS (M)		₩ max				Βάθος, k _B T				Απόσταση, nm			Βάθος, $k_B T$				Απόσταση, nm									
		MS2	ФХ174	E. coli	kGa1b	STx1b	MS2	ФХ174	E. coli	kGa1b	STx1b	MS2	ФХ174	E. coli	kGa1b	STx1b	MS2	ΦΧ174	E. coli	kGa1b	STx1b	MS2	ФХ174	E. coli	kGa1b	STx1b
	0.0001	33.5	23.3	411	545	492	n/a	n/a	1270	208	974	n/a	n/a	0.3	0.3	0.3	0.0001	0.0001	0.0059	0.0039	0.0057	459	443	428	444	435
Σφαιρίδια	0.002	30.4	21.3	382	505	455	n/a	n/a	685	n/a	470	n/a	n/a	0.3	n/a	0.3	0.0034	0.0036	0.194	0.125	0.186	77	75	70	72	71
γυαλιού	0.01	27.1	19	332	447	401	n/a	n/a	408	n/a	235	n/a	n/a	0.3	n/a	0.3	0.0211	0.0225	1.25	0.794	1.19	28	27	25	27	25
	0.2	16.9	10.2	99	210	145	n/a	n/a	106	n/a	11.5	n/a	n/a	0.3	n/a	0.3	0.435	0.473	26.8	16.6	24.6	4	4	3	4	3
	0.0001	32.8	23	410	542	490	n/a	n/a	1160	157	874	n/a	n/a	0.3	0.3	0.3	0.0001	0.0001	0.0059	0.0039	0.0057	460	451	429	439	434
Χονδρόκοκ	0.002	29.7	21	379	499	453	n/a	n/a	623	n/a	416	n/a	n/a	0.3	n/a	0.3	0.0034	0.0036	0.195	0.126	0.187	77	74	69	74	71
κη άμμος	0.01	26.4	18.6	328	440	396	n/a	n/a	371	n/a	205	n/a	n/a	0.3	n/a	0.3	0.0213	0.0227	1.26	0.799	1.2	28	27	25	27	25
	0.2	16.3	9.78	92.7	201	137	n/a	n/a	106	n/a	13.9	n/a	n/a	0.3	n/a	0.3	0.44	0.477	27.3	16.7	25.1	4	4	3	4	3
	0.0001	35.6	24.1	416	558	499	n/a	n/a	1910	517	1550	n/a	n/a	0.3	0.3	0.3	0.0001	0.0001	0.0057	0.0038	0.0056	466	458	429	441	441
Μεσόκοκκη	0.002	33	22.6	390	526	471	n/a	n/a	1040	119	785	n/a	n/a	0.3	0.3	0.3	0.0033	0.0035	0.188	0.122	0.18	79	77	72	75	73
άμμος	0.01	30	20.5	349	476	423	n/a	n/a	627	n/a	420	n/a	n/a	0.3	n/a	0.3	0.0205	0.0219	1.21	0.768	1.15	29	27	26	27	26
	0.2	19.9	12	128	250	180	n/a	n/a	121	n/a	11.5	n/a	n/a	0.3	n/a	0.3	0.412	0.454	24.9	16.1	23.9	4	4	4	4	4
	0.0001	36.1	24.3	417	561	501	n/a	1.68	2140	639	1770	n/a	n/a	0.3	0.3	0.3	0.0001	0.0001	0.0057	0.0038	0.0055	467	459	438	451	442
Λεπτόκοκκ	0.002	33.7	22.9	394	531	475	n/a	n/a	1180	181	906	n/a	n/a	0.3	0.3	0.3	0.0033	0.0035	0.186	0.121	0.179	79	77	72	75	73
η άμμος	0.01	30.8	20.9	354	484	428	n/a	n/a	711	n/a	493	n/a	n/a	0.3	n/a	0.3	0.0203	0.0216	1.19	0.76	1.14	29	28	26	27	26
	0.2	20.8	12.6	136	261	190	n/a	n/a	130	n/a	15.7	n/a	n/a	0.3	n/a	0.3	0.405	0.449	24.7	15.9	23.7	4	4	4	4	4

Πίνακας 5.3: Υπολογισμένα μέγιστα ενεργειακά φράγματα (Φ_{max}), βάθη και αποστάσεις πρωτοταγούς- (Φ_{min1}) και δευτεροταγούς-ελαχίστου (Φ_{min2}) για βιοκολλοειδή και κολλοειδή αργίλων για δάφορες τιμές ιοντικής ισχύος (IS) και συλλέκτες.

5.4.3 Δυνάμεις και ροπές προσκόλλησης και οπισθέλκουσας

Οι τιμές των δυνάμεων και των ροπών προσκόλλησης των βιοκολλοειδών και των κολλοειδών αργίλων σε διαφορετικές τιμές ιοντικής ισχύος (0.0001, 0.002, 0.01 και 0.2 M) παρουσιάζονται στον Πίνακα 5.4. Για τον υπολογισμό των δυνάμεων προσκόλλησης, χρησιμοποιήθηκαν οι τιμές των βαθών και των αποστάσεων των πρωτοταγών και δευτεροταγών ελαχίστων από τον Πίνακα 5.3. Οι δυνάμεις και οι ροπές προσκόλλησης στο πρωτοταγές ελάχιστο απουσιάζουν υπό ορισμένες συνθήκες, λόγω της απουσίας του πρωτοταγούς ελαχίστου σύμφωνα με τη θεωρία DLVO.

Όπως φαίνεται στον Πίνακα 5.4, και οι δυνάμεις και οι ροπές προσκόλλησης αυξάνονται με αύξηση της ιοντικής ισχύος και του μεγέθους των σωματιδίων. Για μια δεδομένη ιοντική ισχύ, τα κολλοειδή (βιοκολλοειδή και κολλοειδή αργίλων), που είχαν προσκολληθεί στο πρωτοταγές ελάχιστο δέχονται μεγαλύτερες δυνάμεις και ροπές προσκόλλησης σε σύγκριση με εκείνες στο δευτεροταγές ελάχιστο. Αυτό διαπιστώνεται εύκολα στο παρακάτω Σχήμα 5.7 όπου απεικονίζονται τα μεγέθη των δυνάμεων και των ροπών προσκόλλησης που ασκούνται στο βακτήριο E. coli που βρίσκεται προσκολλημένο στη ψιλόκοκκη άμμο (Σχήμα 5.7 a,c) και στα σωματίδια μοντμοριλλονίτη που είναι προσκολλημένα στα γυάλινα σφαιρίδια (Σχήμα 5.7 b,d) σε απόσταση διαχωρισμού ίση με την απόσταση εμφάνισης του πρωτοταγούς και ενεργειακού ελαχίστου. Όπως δευτεροταγούς παρατηρείτε, οι δυνάμεις προσκόλλησης διαφέρουν μέχρι και εννιά τάξεις μεγέθους στην πολύ μικρή ιοντική ισχύ (0.0001 M) ενώ στη μεγάλη ιοντική ισχύ (0.2 M) η διαφορά μειώνεται στις δύο τάξεις μεγέθους. Ως εκ τούτου, απαιτούνται πολύ μεγαλύτερες δυνάμεις ή ροπές απομάκρυνσης-αποκόλλησης των κολλοειδών από το πρωτοταγές ελάγιστο από ό, τι από το δευτεροταγές ελάχιστο.



Σχήμα 5.7: Δυνάμεις και ροπές προσκόλλησης που ασκούνται στο βακτήριο *E. coli* στη ψιλόκοκκη άμμο (a,c) και στα σωματίδια μοντμοριλλονίτη στα γυάλινα σφαιρίδια (b,d) σε διαφορετικές τιμές ιοντικής ισχύος.

Οι υδροδυναμικές δυνάμεις και ροπές οπισθέλκουσας που δρουν στα προσκολλημένα κολλοειδή στο δευτεροταγές ενεργειακό ελάχιστο στους διάφορους συλλέκτες στις τρεις διαφορετικές ειδικές παροχές παρουσιάζονται στον Πίνακα 5.5. Για μια δεδομένη ειδική παροχή, η ροπή οπισθέλκουσας έχει βρεθεί να είναι μικρότερη στα μπροστινά και πίσω σημεία στασιμότητας ροής (Σημεία 1 και 2 στο Σχήμα 5.1) και αυξάνει κατά μήκος της επιφάνειας του συλλέκτη φθάνοντας στη μεγαλύτερη τιμή της στην περιοχή του κεντρικού σημείου της επιφάνειας του συλλέκτη (Σημείο 3 στο Σχήμα 5.1) (Torkzaban et al., 2007). Όπως ήταν αναμενόμενο οι υδροδυναμικές δυνάμεις και ροπές που ασκούνται στα μεγαλύτερα κολλοειδή αργίλων και τα βακτήρια *E. coli* είναι 2-3 τάξεις μεγέθους μεγαλύτερες από αυτές που ασκούνται στους ιούς. Επίσης οι υδροδυναμικές δυνάμεις και ροπές που ασκούνται στα κολλοειδή αυξάνονται με μείωση του μεγέθους του πληρωτικού υλικού/συλλέκτη (βλ. Σχήμα 5.8).

					Δυνάμι	εις Προσκόλ	λησης F _A , F	' _F (N)				-	Ροπές πρ	οσκόλληση	ς T _A (N m)	
Συλλέκτης	IS (M)	М	S2	ФХ	174	E. (coli	kGa	a-1b	ST	x-1b	MS2	ФХ174	E. coli	kGa-1b	STx-1b
		FA	$\mathbf{F}_{\mathbf{F}}$	$\mathbf{F}_{\mathbf{A}}$	$\mathbf{F}_{\mathbf{F}}$	$\mathbf{F}_{\mathbf{A}}$	$\mathbf{F}_{\mathbf{F}}$	FA	$\mathbf{F}_{\mathbf{F}}$	FA	$\mathbf{F}_{\mathbf{F}}$	T _A	T _A	T _A	T _A	T _A
	1.00E-04	9.80E-19	1.28E-22	1.10E-18	1.37E-22	5.73E-17	7.45E-21	3.65E-17	4.74E-21	5.47E-17	7.11E-21	1.98E-30	2.20E-30	1.63E-27	4.94E-28	9.50E-28
Σφαιρίδια	0.002	1.80E-16	2.39E-20	2.00E-16	2.59E-20	1.16E-14	1.50E-18	7.24E-15	9.42E-19	1.09E-14	1.42E-18	2.12E-27	2.40E-27	1.93E-24	5.72E-25	1.11E-24
γυαλιού	0.01	3.10E-15	4.09E-19	3.50E-15	4.52E-19	2.09E-13	2.71E-17	1.23E-13	1.59E-17	1.99E-13	2.58E-17	9.35E-26	1.10E-25	9.15E-23	2.49E-23	5.30E-23
	0.2	4.50E-13	5.90E-17	4.90E-13	6.41E-17	3.73E-11	4.85E-15	1.73E-11	2.25E-15	3.42E-11	4.45E-15	7.07E-23	8.00E-23	9.21E-20	1.83E-20	5.08E-20
	1.00E-04	9.80E-19	1.27E-22	1.00E-18	1.36E-22	5.75E-17	7.47E-21	3.70E-17	4.81E-21	5.19E-17	6.75E-21	1.97E-30	2.20E-30	1.64E-27	5.03E-28	8.87E-28
Χονδρόκοκκη	0.002	1.80E-16	2.40E-20	2.00E-16	2.64E-20	1.18E-14	1.53E-18	7.10E-15	9.23E-19	1.02E-14	1.33E-18	2.14E-27	2.50E-27	1.98E-24	5.58E-25	1.02E-24
άμμος	0.01	3.20E-15	4.13E-19	3.50E-15	4.56E-19	2.10E-13	2.73E-17	1.23E-13	1.60E-17	1.83E-13	2.38E-17	9.46E-26	1.10E-25	9.25E-23	2.51E-23	4.75E-23
	0.2	4.60E-13	5.97E-17	5.00E-13	6.47E-17	3.80E-11	4.94E-15	1.74E-11	2.26E-15	2.47E-11	3.21E-15	7.18E-23	8.10E-23	9.44E-20	1.84E-20	3.30E-20
	1.00E-04	9.40E-19	1.22E-22	1.00E-18	1.31E-22	5.57E-17	7.24E-21	3.58E-17	4.65E-21	5.30E-17	6.89E-21	1.87E-30	2.10E-30	1.57E-27	4.81E-28	9.11E-28
Μεσόκοκκη	0.002	1.80E-16	2.29E-20	1.90E-16	2.46E-20	1.09E-14	1.42E-18	6.79E-15	8.82E-19	1.03E-14	1.34E-18	2.00E-27	2.20E-27	1.79E-24	5.25E-25	1.02E-24
άμμος	0.01	2.90E-15	3.83E-19	3.40E-15	4.40E-19	1.94E-13	2.52E-17	1.19E-13	1.54E-17	1.85E-13	2.40E-17	8.58E-26	1.00E-25	8.31E-23	2.38E-23	4.81E-23
	0.2	4.70E-13	6.16E-17	4.70E-13	6.16E-17	2.60E-11	3.38E-15	1.68E-11	2.18E-15	2.49E-11	3.24E-15	7.49E-23	7.60E-23	5.69E-20	1.76E-20	3.33E-20
	1.00E-04	9.40E-19	1.22E-22	9.91E-19	1.29E-22	5.45E-17	7.08E-21	3.49E-17	4.53E-21	5.19E-17	6.75E-21	1.86E-30	2.03E-30	1.53E-27	4.65E-28	8.87E-28
Ψιλόκοκκη	0.002	1.70E-16	2.25E-20	1.90E-16	2.44E-20	1.08E-14	1.40E-18	6.73E-15	8.75E-19	1.02E-14	1.33E-18	1.96E-27	2.20E-27	1.76E-24	5.19E-25	1.02E-24
άμμος	0.01	2.90E-15	3.80E-19	3.20E-15	4.18E-19	1.91E-13	2.48E-17	1.17E-13	1.53E-17	1.83E-13	2.38E-17	8.47E-26	9.80E-26	8.13E-23	2.35E-23	4.75E-23
	0.2	4.20E-13	5.49E-17	4.70E-13	6.09E-17	2.58E-11	3.35E-15	1.66E-11	2.16E-15	2.47E-11	3.21E-15	6.43E-23	7.50E-23	5.63E-20	1.73E-20	3.30E-20

Πίνακας 5.4: Εφαρμοσμένη δύναμη προσκόλλησης (N) και ροπή (Nm) των βιοκολλοειδών και κολλοειδών αργίλων στο δευτεροταγές ελάχιστο για διάφορες τιμές ιοντικής ισχύος και διάφορους συλλέκτες.

	Παρογή			2	Δυνάμεις Άνο	ωσης F _L και	Οπισθέλκο	υσας $F_D(N)$					Εφαρμο	οσμένες Ροτ	τές (N m)	
Συλλέκτης	Q	М	MS2		174	<i>E</i> . (coli	kG	a1b	ST	x1b	MS2	ФХ174	E. coli	kGa1b	STx1b
	(ml/min)	FL	FD	$\mathbf{F}_{\mathbf{L}}$	FD	$\mathbf{F}_{\mathbf{L}}$	F _D	$\mathbf{F}_{\mathbf{L}}$	FD	$\mathbf{F}_{\mathbf{L}}$	F _D	T _{applied}	T _{applied}	T _{applied}	Tapplied	T _{applied}
	0.8	2.60E-23	3.03E-17	2.90E-23	3.04E-17	3.13E-18	3.36E-15	9.83E-19	1.87E-15	2.74E-18	3.13E-15	3.85E-25	4.00E-25	2.84E-21	9.16E-22	2.56E-21
Σφαιρίδια γυαλιού	1.5	7.10E-23	5.96E-17	7.40E-23	5.71E-17	8.03E-18	6.30E-15	2.52E-18	3.51E-15	7.05E-18	5.86E-15	7.58E-25	7.60E-25	5.33E-21	1.72E-21	4.80E-21
1	2.5	1.40E-22	9.46E-17	1.60E-22	9.51E-17	1.61E-17	1.00E-14	5.43E-18	5.85E-15	1.52E-17	9.77E-15	1.20E-24	1.30E-24	8.47E-21	2.86E-21	7.99E-21
	0.8	4.50E-23	4.41E-17	5.10E-23	4.51E-17	5.09E-18	4.70E-15	1.72E-18	2.70E-15	4.81E-18	4.58E-15	5.61E-25	6.00E-25	3.94E-21	1.33E-21	3.72E-21
Χονδρόκοκκη άμμος	1.5	1.20E-22	8.27E-17	1.30E-22	8.45E-17	1.31E-17	8.70E-15	4.42E-18	5.87E-15	1.23E-17	8.58E-15	1.05E-24	1.10E-24	7.39E-21	2.50E-21	6.97E-21
-1-1 5	2.5	2.50E-22	1.38E-16	2.80E-22	1.41E-16	2.81E-17	1.50E-14	9.52E-18	8.45E-15	2.66E-17	1.43E-14	1.75E-24	1.90E-24	1.23E-20	4.16E-21	1.16E-20
	0.8	2.10E-22	1.23E-16	2.30E-22	1.26E-16	2.32E-17	1.30E-14	7.84E-18	7.45E-15	2.19E-17	1.26E-14	1.56E-24	1.70E-24	1.08E-20	3.66E-21	1.02E-20
Μεσόκοκκη άμμος	1.5	5.30E-22	2.30E-16	5.90E-22	2.36E-16	5.95E-17	2.40E-14	2.01E-17	1.40E-14	5.62E-17	2.35E-14	2.93E-24	3.10E-24	2.03E-20	6.86E-21	1.91E-20
-1-1 5	2.5	1.10E-21	3.84E-16	1.30E-21	3.93E-16	1.28E-16	4.00E-14	4.33E-17	2.33E-14	1.21E-16	3.92E-14	4.88E-24	5.20E-24	3.38E-20	1.14E-20	3.19E-20
	0.8	1.00E-21	3.57E-16	1.10E-21	3.66E-16	1.14E-16	3.72E-14	3.85E-17	2.18E-14	1.07E-16	3.63E-14	4.54E-24	4.80E-24	3.12E-20	1.06E-20	2.95E-20
Ψιλόκοκκη άμμος	1.5	2.60E-21	6.70E-16	2.90E-21	6.86E-16	2.92E-16	6.98E-14	9.90E-17	4.08E-14	2.75E-16	6.80E-14	8.52E-24	9.10E-24	5.85E-20	1.98E-20	5.52E-20
	2.5	5.60E-21	1.12E-15	6.30E-21	1.14E-15	6.28E-16	1.16E-13	2.13E-16	6.81E-14	5.93E-16	1.13E-13	1.42E-23	1.50E-23	9.75E-20	3.30E-20	9.21E-20

Πίνακας 5.5: Εφαρμοσμένες δυνάμεις άνωσης και οπισθέλκουσας (Ν) και ροπές στρέψης (Νm) των βιοκολλοειδών και κολλοειδών αργίλων στο δευτεροταγές ελάχιστο για διαφορετικούς ρυθμούς ροής και συλλέκτες.



Σχήμα 5.8: Υδροδυναμικές δυνάμεις που ασκούνται στα προσκολλημένα κολλοειδή (a) MS2, (b) ΦΧ174 (c) *E. coli*, (d) KGa-1b (e) STx-1b στο δευτεροταγές ελάχιστο στις τρεις παροχές σε συνάρτηση με το μέγεθος του πληρωτικού υλικού.

5.4.4 Προβλέψεις αποκόλλησης

Στο παρακάτω Σχήμα 5.9 απεικονίζονται η εφαρμοζόμενη δύναμη προσκόλλησης, F_A (Εξίσωση 5.12) και οπισθέλκουσας F_D (Εξισώσεις 5.20 και 5.21) που εφαρμόζονται στα βιοκολλοειδή (MS2, ΦΧ174, *E. coli*) και κολλοειδή αργίλων (KGa-1b, STx-1b) που είναι προσκολλημένα σε γυάλινα σφαιρίδια για διαφορετικές τιμές ιοντικής ισχύος (0.0001, 0.002, 0.01 και 0.2 M) και για τις τρεις παροχές 0.8, 1.5 και 2.5 mL/min. Όπως παρατηρείτε και από τις τιμές F_A και F_D των Πινάκων 5.4 και 5.5, οι δυνάμεις προσκόλλησης είναι μικρότερες από τις δυνάμεις οπισθέλκουσας μόνο στη μικρότερη τιμή ιοντικής ισχύος για όλα τα κολλοειδή που εξετάστηκαν. Μεγαλύτερες δυνάμεις προσκόλλησης και οπισθέλκουσας (έως δύο τάξεις μεγέθους) παρατηρούνται για τα μεγαλύτερα κολλοειδή.



Σχήμα 5.9: Δυνάμεις προσκόλλησης και οπισθέλκουσας που ασκούνται στα (a) MS2, ΦΧ174, (b) Ε. coli, (c) KGa-1b, (d) STx-1b που βρίσκονται προσκολλημένα στα γυάλινα σφαιρίδια στο δευτεροταγές ελάχιστο για διάφορες τιμές ιοντικής ισχύος.

Στο παρακάτω Σχήμα 5.10 απεικονίζονται, αντίστοιχα με το Σχήμα 5.9, η εφαρμοζόμενη ροπή προσκόλλησης T_A (Εξισώσεις 5.13, 5.15, 5.16) και οπισθέλκουσας T_{Applied} (Εξισώσεις 5.22-5.24) που εφαρμόζονται στα κολλοειδή που είναι προσκολλημένα σε γυάλινα σφαιρίδια για διαφορετικές τιμές ιοντικής ισχύος και για τις τρεις παροχές 0.8, 1.5 και 2.5 mL/min. Όπως παρατηρείτε, σε αντίθεση με το Σχήμα 5.9, εδώ οι ροπές προσκόλλησης είναι μεγαλύτερες από τις υδροδυναμικές ροπές μόνο στη μεγαλύτερη τιμή ιοντικής ισχύος (0.2 M) που σημαίνει ότι για τις μικρότερες τιμές ιοντικής ισχύος είναι δυνατή η αποκόλληση για όλα τα εξεταζόμενα κολλοειδή. Όπως φαίνεται και στους Πίνακες 5.4 και 5.5 οι ροπές προσκόλλησης και οπισθέλκουσας διαφέρουν μέχρι και πέντε τάξεις μεγέθους στη μικρότερη ιοντική ισχύ.



Σχήμα 5.10: Ροπές προσκόλλησης και οπισθέλκουσας (υδροδυναμικές) που ασκούνται στα (a) MS2, ΦΧ174, (b) *E. coli*, (c) KGa-1b, (d) STx-1b που βρίσκονται προσκολλημένα στα γυάλινα σφαιρίδια στο δευτεροταγές ελάχιστο για διάφορες τιμές ιοντικής ισχύος.

Στο παρακάτω Σχήμα 5.11 φαίνεται μια σύγκριση των δυνάμεων και των ροπών προσκόλλησης και οπισθέλκουσας που ασκούνται στα προσκολλημένα βακτήρια *Ε. coli* στη ψιλόκοκκη άμμο τόσο στο δευτεροταγές όσο και στο πρωτοταγές ενεργειακό ελάχιστο.



Σχήμα 5.11: Σύγκριση των δυνάμεων και των ροπών προσκόλλησης και οπισθέλκουσας που ασκούνται στα προσκολλημένα βακτήρια *Ε. coli* στη ψιλόκοκκη άμμο στο πρωτοταγές (a,c) και δευτεροταγές (b,d) ενεργειακό ελάχιστο

Στη συνέγεια με γρήση των Εξισώσεων (5.25) και (5.26) προβλέφτηκε η υδροδυναμική διάτμηση που πρέπει να ξεπεραστεί για να αποσπαστούν τα προσκολλημένα κολλοειδή MS2, ΦΧ174, E.coli, KGa-1b και STx-1b στο δευτεροταγές ελάχιστο από τα γυάλινα σφαιρίδια, χονδροκοκκη, μεσόκοκκη και ψιλόκοκκη άμμο με κύλιση και ολίσθηση σε διαφορετικές τιμές ιοντικής ισχύος (Πίνακας 5.6). Όπως παρατηρείτε, οι οριακές τιμές που απαιτούνται για ολίσθηση είναι λίγο μεγαλύτερες από αυτές που απαιτούνται για κύλιση. Στο Σχήμα 5.12 φαίνονται οι οριακές τιμές υδροδυναμικής διάτμησης (s^{-1}) που πρέπει να ξεπεραστούν σε διαφορετικές τιμές ιοντικής ισχύος για να έγουμε κύλιση. Στην περίπτωση της μικρότερης τιμής ιοντικής ισχύος 0.0001M, οι οριακές τιμές για τους ιούς (τα μικρότερα κολλοειδή) είναι μία τάξη μεγέθους μεγαλύτερες από αυτές των μεγαλύτερων κολλοειδών ενώ για τις μεγαλύτερες τιμές ιοντικής ισχύος έχουν 2 τάξεις μεγέθους διαφορά. Στην περίπτωση της μεγαλύτερης τιμής ιοντικής ισχύος 0.2M, οι τιμές για τους ιούς είναι πολύ μεγάλες (της τάξης της 3ης δύναμης του δέκα) γεγονός που καθιστά την υδροδυναμική αποκόλλησή τους πρακτικά αδύνατη.

Συλλέκτης	IS (M)	Υδροδυ	ναμική διάτι	μηση που απι κύλισης (s ⁻¹)	τείται για τη	Υδροδυναμική διάτμηση που απιτείται για την έναρξη ολίσθησης (s ⁻¹)							
	10 (11)	MS2	ФХ174	E. coli	kGa1b	STx1b	MS2	ФХ174	E. coli	kGa1b	STx1b		
	1.00E-04	1.50E-06	1.60E-06	1.44E-07	1.16E-07	8.82E-08	1.50E-06	1.63E-06	1.85E-07	1.45E-07	1.13E-07		
Σφαιρίδια γυαλιού	0.002	0.0077	0.0081	0.0002	0.0002	0.0001	0.0083	0.0088	0.0003	0.0002	0.0002		
	0.01	0.6275	0.6699	0.0104	0.0083	0.0064	0.7353	0.7900	0.0141	0.0113	0.0087		
	0.2	810.29	819.83	10.60	6.22	6.20	1075.72	1089.78	14.50	8.52	8.49		
Χονδρόκοκκη άμμος	1.00E-04	1.50E-06	1.55E-06	1.45E-07	1.91E-07	8.20E-08	1.50E-06	1.58E-06	1.85E-07	2.38E-07	1.05E-07		
	0.002	0.0077	0.0084	0.0002	0.0003	0.0001	0.0084	0.0091	0.0003	0.0004	0.0002		
	0.01	0.6355	0.6779	0.0105	0.0134	0.0057	0.7446	0.7993	0.0143	0.0182	0.0078		
	0.2	822.73	829.09	10.90	10.06	4.02	1092.24	1102.09	14.90	13.78	5.50		
	1.00E-04	1.40E-06	1.46E-06	1.39E-07	1.82E-07	8.43E-08	1.40E-06	1.49E-06	3.63E-07	2.27E-07	1.08E-07		
Μεσόκοκκη άμμος	0.002	0.0071	0.0074	0.0002	0.0003	0.0001	0.0077	0.0080	0.0000	0.0004	0.0002		
μιεοοκοκκή αμμος	0.01	0.5664	0.6462	0.0094	0.0127	0.0058	0.6618	0.7620	0.0000	0.0173	0.0079		
	0.2	857.82	776.22	6.55	9.59	4.06	1138.82	1031.81	0.00	13.10	5.56		
	1.00E-04	1.40E-06	1.42E-06	1.34E-07	1.09E-07	8.20E-08	1.40E-06	1.45E-06	1.72E-07	1.36E-07	1.05E-07		
Wal human human	0.002	0.0070	0.0073	0.0002	0.0002	0.0001	0.0076	0.0080	0.0003	0.0002	0.0002		
ι ινοκοκκή αμμος	0.01	0.5591	0.5942	0.0092	0.0078	0.0057	0.6532	0.6985	0.0126	0.0106	0.0078		
	0.2	736.65	764.84	6.48	5.87	4.02	977.96	1016.68	8.87	8.04	5.50		

Πίνακας 5.6: Υδροδυναμική διάτμηση που απαιτείται για την έναρξη κύλισης και ολίσθησης (s⁻¹) των βιοκολλοειδών και των κολλοειδών αργίλων στο δευτεροταγές ελάχιστο σε διάφορες τιμές ιοντικής ισχύος και διάφορους συλλέκτες.

Κεφάλαιο 5

Στις περιπτώσεις των μικρότερων τιμών ιοντικής ισχύος 0.0001M και 0.002M (που είναι και αυτές των πειραμάτων μας) έχουμε εύκολη αποκόλληση όλων των εξεταζόμενων κολλοειδών λόγω των πολύ μικρών οριακών τιμών που απαιτούνται (θυμηθείτε ότι είναι πολύ μικρότερες από τις ελάχιστες τιμές ρυθμού διάτμησης που υπολογίσαμε για τους συλλέκτες μας σε ένα εύρος παροχών).



Σχήμα 5.12: Οριακές τιμές υδροδυναμικής διάτμησης που πρέπει να ξεπεραστούν για να αποσπαστούν τα προσκολλημένα κολλοειδή MS2, ΦΧ174, *E.coli*, KGa-1b και STx-1b από το Φ_{min2} από τα γυάλινα σφαιρίδια, χονδροκοκκη, μεσόκοκκη και ψιλόκοκκη άμμο με κύλιση σε διαφορετικές τιμές ιοντικής ισχύος(a) 0.0001M, (b) 0.002M, (c) 0.01M και (d) 0.2M.

Οι Bergedahl and Grasso (2003) επιβεβαίωσαν ότι η διατμητική τάση μπορεί να ξεπεράσει μεγαλύτερες τιμές του Φ_{min1} (για δεδομένα μ_w, $\partial U/\partial r$, και K) για τα μεγαλύτερα κολλοειδή. Ένα μικρότερο κολλοειδές που προσκολλάται με την ίδια Φ_{min1} θα απαιτούσε μεγαλύτερη υδροδυναμική διάτμηση για την αποκόλλησή του (Bλ. Πίνακα 5.6, Σχήμα 5.12). Επιπλέον, αυτό μπορεί να επιδεινωθεί περαιτέρω λόγω της δυσκολίας αποκόλλησης μικρών κολλοειδών από πραγματικές επιφάνειες εξαιτίας ύπαρξης τραχυτήτων, όπου ενδέχεται να υπάρχουν περιοχές στις οποίες μικρότερα κολλοειδή μπορεί να δέχονται μειωμένη υδροδυναμική διάτμηση. Αυτό είναι ανάλογο με την επίδραση "σκιά" που ενδέχεται να παρεμποδίζει την προσκόλληση (Ko and Elimelech, 2000). Η δυσκολία υδροδυναμικής αποκόλλησης μικρότερων κολλοειδών έχει πρακτικές συνέπειες στην περίπτωση που είναι επιθυμητή η κινητοποίηση μικρών κολλοειδών. Ενώ μεγάλα και μικρά σωματίδια μπορούν να αποκολληθούν από τα κοκκώδη μέσα, μέσω θερμοδυναμικών και υδροδυναμικών αλλαγών στο σύστημα, τα μικρότερα κολλοειδή είναι λιγότερο πιθανό να αποκολληθούν μέσω υδροδυναμικής από ότι τα μεγάλα κολλοειδή. Χημικές διαταραχές μπορεί να είναι πιο αποτελεσματικές στην κινητοποίηση μικρών κολλοειδών. Αν και προβλέπεται να είναι πιο δύσκολο να αποκολληθούν υδροδυναμικά μικρά κολλοειδή, η κινητοποίηση εξαιτίας χημικής διαταραχής έχει μια μικρή εξάρτηση από το μέγεθος, λόγω της επίδρασης της χημείας στο Φ_{min1} (βλ. Grasso et al. 2002).

Με δεδομένο ότι η διατμητική δύναμη λόγω ροής, η δύναμη οπισθέλκουσας, που ασκείται στα προσκολλημένα κολλοειδή είναι ανάλογη της ακτίνας του κολλοειδούς, στην περίπτωση συσσωματωμάτων η ακτίνα είναι πολύ μεγαλύτερη από αυτή ενός μεμονωμένου κολλοειδούς και άρα η δύναμη οπισθέλκουσας που ασκείται πολύ μεγαλύτερη. Αυτό έχει σαν αποτέλεσμα ο ρυθμός διάτμησης να προκαλεί αποκόλληση πιο εύκολα στα συσσωματώματα άπ' ότι σε μεμονωμένα κολλοειδή.



Σχήμα 5.13: Οριακή τιμή υδροδυναμικής διάτμησης που απαιτείται για κύλιση των βιοκολλοειδών MS2 (κύκλοι), ΦΧ174 (τετράγωνα), *E. coli* (διπλά αντιστραμμένα τρίγωνα) και κολλοειδών KGa-1b (τρίγωνα), STx-1b (ρόμβοι) και σε ποια απόσταση από το κέντρο του πόρου επιτυγχάνεται σε πληρωτικό υλικό (a) γυάλινα σφαιρίδια, (b)χονδρόκοκκη, (c) μεσόκοκκη και (d) λεπτόκοκκη άμμο

Στο Σχήμα 5.13 απεικονίζονται με σύμβολα οι οριακές τιμές υδροδυναμικής διάτμησης για την αποκόλληση των κολλοειδών ενώ με συνεχείς γραμμές είναι οι τιμές υδροδυναμικής διάτμησης που ασκείται στα προσκολλημένα κολλοειδή κατά μήκος του πόρου z (ξεκινώντας από το κέντρο του) για διαφορετικές παροχές (> 0.8 mL/min) και διαφορετικούς συλλέκτες. Για τις πολύ μικρές τιμές ιοντικής ισχύος 0.0001 M και 0.002 M η αποκόλληση πραγματοποιείται με πολύ μικρές τιμές παροχής για όλα τα κολλοειδή. Με βάση τις οριακές τιμές υδροδυναμικής διάτμησης αποκόλλησης είναι δυνατό να εξαχθούν συμπεράσματα για την οριακή παροχή Q ή ταχύτητα Darcy που απαιτείται για την αποκόλλησή τους η οποία υπολογίστηκε με βάση το μοντέλο του συμπιεσμένου σωλήνα και φαίνεται στον Πίνακα 5.7.

Κολλοειδές	IS	Οριακή τ	ιμή υδροδυ (s	οναμικής δι ¹)	Οριακή τιμή παροχής Q (mL/min)							
		$\Sigma\Gamma^*$	XA [*]	MA [*]	ΨА [*]	$\Sigma\Gamma^*$	XA [*]	MA [*]	ΨА [*]			
MS2	0.0114	0.63	0.64	0.57	0.56	1.64	1.15	0.37	0.126			
ФХ174	0.01M	0.67	0.68	0.65	0.59	1.75	1.22	0.41	0.134			
MS2		810.29	819.83	857.82	736.65	2120	1475	560.3	172.2			
ФХ174		819.83	829.09	776.22	764.84	2142	1490	491.1	165.85			
E. coli	0.2M	10.6	10.9	6.55	6.48	28	19.6	4.29	1.47			
KGa-1b		6.22	10.06	9.59	5.87	16.3	18.1	6.28	1.33			
STx-1b		6.2	4.02	4.06	4.02	16.2	7.23	2.66	0.915			

Πίνακας 5.7: Υδροδυναμική διάτμηση που απαιτείται για την έναρξη κύλισης στο δευτεροταγές ελάχιστο για τις μεγαλύτερες τιμές ιοντικής ισχύος 0.01 και 0.2 M, σε ποια παροχή επιτυγχάνεται και σε ποια απόσταση από το κέντρο του πόρου.

ΣΓ: Σφαιρίδια γυαλιού, ΧΑ: Χονδρόκοκκη άμμος, ΜΑ: Μεσόκοκκη άμμος, ΨΑ: Ψιλόκοκκη άμμος

Τα παραπάνω αποτελέσματα οριακής τιμής υδροδυναμικής διάτμησης για την αποκόλληση των κολλοειδών αφορούν λείες επιφάνειες πληρωτικού υλικού/συλλέκτη. Οι πραγματικές επιφάνειες είναι τραχείς, και αυτή η τραχύτητα μπορεί να επηρεάσει την ενεργητικότητα της επιφάνειας. Ο Tabor (1977) μέτρησε μείωση της ενέργειας προσκόλλησης μεταξύ λείου ελαστικού και μιας σκληρής, επίπεδης επιφάνειας καθώς η τραχύτητα αυξανόταν, ενώ οι Batra et al. (2001) ανέφεραν ότι η υδροδυναμική δύναμη για την απόσπαση-αποκόλληση θεωρητικά αυξάνεται καθώς το μέγεθος επιφάνειας τραχύτητας πλησιάζει την απόσταση διαχωρισμού. Οι Bhattacharjee et al. (1998) μελέτησαν την επίδραση της τραχύτητας στην ενέργεια αλληλεπίδρασης, και διαπίστωσαν ότι μείωση του ενεργειακού φράγματος για προσκόλληση και του βάθους του πρωτοταγούς ελαχίστου με τυχαία τραχύτητα. Ενώ οι τραχύτητες της επιφάνειας σε μια κλίμακα πολύ μικρότερη από την ακτίνα του κολλοειδούς θα αποτρέψει ουσιαστικά τις επιφάνειες από την επίτευξη άμεσης επαφής για ολόκληρη την περιοχή επαφής, μεγαλύτερες τραχύτητες μπορούν να αυξήσουν την υδροδυναμική οπισθέλκουσα που απαιτείται για την απόσπασή με κύλιση (μεγαλύτερου στιγμιαίου βραχίονα) (Ryan and Elimelech, 1996). Οι συνέπειες αυτών των ευρημάτων για την αποκόλληση των σωματιδίων δεν είναι απολύτως σαφείς και απαιτούν περαιτέρω διερεύνηση.

5.5 ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ

Oi δυνάμεις και ροπές προσκόλλησης F_A , T_A που ασκούνται στα κολλοειδή που βρίσκονται προσκολλημένα στο δευτεροταγές ελάχιστο στους συλλέκτες που εξετάστηκαν ακολουθούν τη σειρά MS2< Φ X174<KGa-1b<STx-1b<*E.coli*. Oi δυνάμεις και ροπές προσκόλλησης F_A , T_A για τις πειραματικές συνθήκες των προηγούμενων κεφαλαίων (pH = 7, I_s = 0.0001M, 0.002M) ακολουθούν τη σειρά XA> $\Sigma\Gamma$ >MA> Ψ A για τα *E.coli*, KGa-1b, MS2, τη σειρά $\Sigma\Gamma$ >XA>MA> Ψ A για τον Φ X174 και τη σειρά $\Sigma\Gamma$ >MA> Ψ A για τον STx-1b. Oi δυνάμεις και ροπές οπισθέλκουσας, F_D , $T_{Applied}$ όπως αναμενόταν ακολουθούν τη σειρά Ψ A>MA>XA> $\Sigma\Gamma$ για όλα τα κολλοειδή σε όλες τις φυσικοχημικές συνθήκες.

Για τιμή ιοντικής ισχύος 0.01M η οριακή τιμή παροχής που πρέπει να ασκηθεί για να έχουμε αποκόλληση των MS2 και ΦX174 από τα γυάλινα σφαιρίδια είναι μία τάξη μεγέθους μεγαλύτερη από αυτή που απαιτείται για την αποκόλλησή τους από τη ψιλόκοκκη άμμο. Η αποκόλληση των *E.coli*, KGa-1b, STx-1b στο δευτεροταγές ελάχιστο από όλους τους εξεταζόμενους συλλέκτες απαιτεί αμελητέα οριακή τιμή παροχή Q γι αυτή την τιμή ιοντικής ισχύος. Για τη μέγιστη τιμή ιοντικής ισχύος 0.2M η αποκόλληση των MS2, ΦX174 απαιτεί πολύ μεγάλη παροχή Q πράγμα το οποίο είναι πρακτικά αδύνατο. Η αποκόλλησή τους μπορεί να πραγματοποιηθεί πιο εύκολα με μια χημική διαταραχή του συστήματος. Η αποκόλληση των *E.coli*, KGa-1b, STx-1b από τα γυάλινα σφαιρίδια είναι μία τάξη μεγέθους μεγαλύτερη από αυτή που απαιτείται για την αποκόλλησή τους από τη ψιλόκοκκη άμμο.

5.6 ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

[1] Amirtharajah, A., and O'Melia, C.R. (1990), "Coagulation processes: Destabilization, mixing, and flocculation", *Water quality and treatment*, F. W. Pontius, ed., McGraw-Hill, New York, 269–365.

[2] Backhus, D.A., Ryan, J.N., Groher, D.M., MacFarlane, J.K. and Gschwend, P.M.
 (1993), "Sampling colloids and colloid-associated contaminants in ground water".
 Groundwater, 31(3): 466-479.

[3] Bai, R., and C. Tien. (1997), "Particle detachment in deep bed filtration", *Journal of Colloid Interface Science.*, 186, 307 – 317, doi:10.1006/jcis.1996.4663.

[4] Batra, A.; Paria, S.; Manohar, C.; Khilar, K. C. (2001), "Removal of surface adhered particles by surfactants and fluid motions", *AIChE Journal*. 47, 2557-2565.

[5] Bergendahl, J. A., and D. Grasso. (2003), "Mechanistic basis for particle detachment from granular media", *Environmental Science and Technology*, 37(10), 2317–2322.

[6] Bergendahl, J., Butkus, M., & Grasso, D. (1997), Discussion on: "Role of shortrange forces in particle detachment during filter backwashing", *Journal of Environmental Engineering*, 122, 726-728.

[7] Bergendahl, J.; Grasso, D., "Colloid generation during batch leaching tests: Mechanics of disaggregation. *Colloids Surf., A: Physicochem. Eng. Aspects* 1998, 135, 193-205.

[8] Bergendahl, J.; Grasso, D, "Prediction of colloid detachment in a model porous media: Hydrodynamics", *Chemical Engineering Science*. 2000, 55, 1523-1532.

[9] Bergendahl, J.; Grasso, D.," Prediction of colloid detachment in a model porous media: Thermodynamics", *AIChE Journal*. 1999, 45 (3), 475-484.

[10] Bhattacharjee, S., C. H. Ko, and M. Elimelech. (1998), "DLVO interaction between rough surfaces", *Langmuir*, 14, 3365 – 3375.

[11] Bradford, S. A., S. Torkzaban, and J. Simunek.(2011), "Modeling colloid transport and retention in saturated porous media under unfavorable attachment conditions", *Water Resources Research.*, 47, W10503, doi:10.1029/2011WR010812.

[12] Bradford, S.A., S. Torkzaban, and S.L. Walker. (2007), "Coupling of physical and chemical mechanisms of colloid straining in saturated porous media", *Water Resources*. 41:3012–3024.

[13] Burdick, G. M., N. S. Berman, and S. P. Beaudoin. (2005), "Hydrodynamic particle removal from surfaces", *Thin Solid Films*, 488, 116–123.

[14] Chan, S. K., &Ng, K. M. (1988), "Geometrical characteristics of the pore space in a random packing of equal spheres", *Powder Technology*, 54, 147-155.

[15] Chrysikopoulos C. V.; Syngouna V.I., "Attachment of bacteriophages MS2 and ΦX174 onto kaolinite and montmorillonite: extended-DLVO interactions". *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*. 2012, 92, 74–83.

[16] Cleaver, J.W and Yates, B., "Mechanism of detachment of colloidal particles from a flat substrate in a turbulent flow", *Journal of Colloid and Interface Science*. 44 (3), 1973, 464–474.

[17] Das, S.K., R.S. Schechter, and M.M. Sharma. (1994), "The role of surface roughness and contact deformation on the hydrodynamic detachment of particles from surfaces", *Journal of Colloid and Interface Science*. 164:63–77.

[18] Duffadar, R.D., and J.M. Davis. (2007), "Interaction of micrometer-scale particles with nanotextured surfaces in shear flow", *Journal of Colloid and Interface Science*. 308:20–29.

[19] Duffadar, R.D., and J.M. Davis. (2008), "Dynamic adhesion behavior of micrometer-scale particles flowing over patchy surfaces with nanoscale electrostatic heterogeneity", *Journal of Colloid and Interface Science*. 326:18–27.

[20] Dybbs, A., & Edwards, R. V. (1984), A new look at porous media fluid mechanics Darcy to turbulent. In J. Bear, & M. Y. Corapcioglu, Fundamentals of transport phenomena in porous media (pp. 199-255). Dordrecht: Martinus Nijhoff.

[21] Elimelech, M., J. Gregory, X. Jia, and R. A. Williams. (1995), "Particle Deposition and Aggregation", *Elsevier*, New York.

[22] Goldman, A. J.; Cox, R. G.; Brenner, H., "Slow viscous motion of a sphere parallel to a plane wall - I motion through a quiescent fluid", *Chemical Engineering Science*. 1967, 22, 637-651.

[23] Grasso, D., K. Subramaniam, M. Butkus, K. Strevett, and J. Bergendahl. (2002), "A review of non-DLVO interactions in environmental colloidal systems", *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*. 1:17–38.

[24] Gregory, J., "Approximate expression for retarded van der Waals interaction", *Journal of Colloid and Interface Science*. 1981, 83, 138-145.

[25] Happel, J. (1958), "Viscous flow in multiparticle systems: slow motion of fluids relative to beds of spherical particles", *American Institute of Chemical Engineers Journal*, 4, 197-201.

[26] Happel, J., "Viscous flow in multiparticle systems: Slow motion of fluids relative to beds of spherical particles", *AIChE Journal*. 1958, 4, 197-201.

[27] Hoek, E. M. V., and G. K. Agarwal. (2006), "Extended DLVO interactions between spherical particles and rough surfaces", *Journal of Colloid and Interface Science.*, 298, 50–58.

[28] Hogg, R.; Healy, T. W.; Fuerstenau, D. W., "Mutual coagulation of colloidal dispersions", *Transactions of the Faraday Society*. 1966, 62, 1638-1651.

[29] Hubbe, M.A., "Detachment of colloidal hydrous oxide spheres from flat solids exposed to flow 2. Mechanism of release", *Colloids and Surfaces*. 16(3–4), 1985, Pages 249-270.

[30] Israelachvili, J. N.," Intermolecular and Surface Forces", 2nd ed.; *Academic Press*: London, England, 1992.

[31] Johnson, W. P.; Li, X.; Yal, G., "Colloid retention in porous media: Mechanistic confirmation of wedging and retention in zones of flow stagnation", *Environmental Science and Technology*. 2007, 41 (4), 1279-1287.

[32] Johnson, K.L.; Kendall, K.; Roberts , A.D., "Surface energy and the contact of elastic solids", *Proc. R. Soc. London, Ser. A* 1971, 324, 301-313.

[33] Khilar, K.C. and Fogler, H.S.(1984), "The existence of a critical salt concentration for particle release", *Journal of Colloid and Interface Science.*, 101: 214.

[34] Kia, S.F., Fogler, H.S. and Reed, M.G., 1987a, "Effect o f pH on colloidally induced fines migration", *Journal of Colloid and Interface Science.*, 118 (1): 158.

[35] Kia, S.F., Fogler, H.S., Reed, M.G. and Vaidya, R.N., 1987b, "Effect of salt composition on clay release in Berea Sandstones", S.P.E. 16254, *Production Engineering*, 277.

[36] Ko, C.-H., and Elimelech, M., "The Shadow Effect in Colloid Transport and Deposition Dynamics in Granular Porous Media: Measurements and Mechanisms", *Environmental Science and Technology*, Volume 34, September 2000, pages 3681-3689.

[37] Li, X.; Zhang, P.; Lin C.L; Johnson, W. P., "Role of Hydrodynamic Drag on Microsphere Deposition and Re-entrainment in Porous Media under Unfavorable Conditions", *Environmental Science and Technology*. 2005, 39, 4012-4020.

[38] Lindeburg, M.R. 2001., "Civil engineering reference manual for the PE exam", *Professional Publ.*, Belmont, CA.

[39] Loveland, J.P., J.N. Ryan, G.L. Amy, and R.W. Harvey. (1996), "The reversibility of virus attachment to mineral surfaces", *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects* 107, 205–221.

[40] McDowell-Boyer, L. M. (1992)," Chemical mobilization of micron-sized particles in saturated porous media under steady flow conditions", *Environmental Science and Technology*, 26, 586-593.

[41] McDowell-Boyer, L. M.; Hunt, J. R.; Sitar, N., "Particle transport through porous media", *Water Resources Research*. 1986, 22, 1901-1921.

[42] Mohan, K. K; Fogler, H. S. (1997), "Colloidally induced smectitic fines migration: Existence of microquakes", *AIChE Journal* 43(3): 565-576.

[43] O'Neill, M. E., "A sphere in contact with a plane wall in a slow linear shear flow", *Chemical Engineering Science*. 1968, 23, 1293-1298.

[44] Payatakes, A. C., Parks, H. Y., and Petrie, J .(1981), "A visual study of particle deposition and reentrainment during depth filtration of hydrosols with a polyelectrolyte", *Chemical Engineering Science*. 36, 1319.

[45] Payatakes, A. C., Rajagopalan, R., & Tien, C. (1974), "On the use of Happel's model for "Itration studies", *Journal of Colloid and Interface Science*, 49, 321-325.

[46] Payatakes, A. C.; Rajagopalan, R.; Tien, C., "On the use of Happel's model for filtration studies", *Journal of Colloid and Interface Science*. 1974, 49, 321.

[47] Payatakes, A. C.; Tien, C.; Turian, R. M., "A new model for granular porous media. Part I. Model formulation", *AIChE Journal*. 1973, 19, 58.

[48] Raveendran, P., & Amirtharajah, A. (1995), "Role of short-range forces in particle detachment during filter backwashing", *Journal of Environmental Engineering*, 121, 860-868.

[49] Ruckenstein, E., and D. C. Prieve. (1976), "Adsorption and desorption of particles and their chromatographic separation", *AIChE Journal.*, 22, 276–283.

[50] Ryan J.N. and Gschwend P.M. (1994), "Effect of solution chemistry on the detachment of clay colloids from an iron oxide-coated sand", *Environmental Science & Technology* 28, 1717-1726.

[51] Ryan, J. N.; Elimelech, M., "Colloid mobilization and transport in groundwater", *Colloids Surf., A: Physicochem. Eng. Aspects* 1996, 107, 1-56.

[52] Saffman, P. G., "The lift on a small sphere in a slow shear flow", *Journal of Fluid Mechanics*. 1965, 22, 385-400.

[53] Sharma, M. M., Chamoun, H., Sita Rama Sarma, D. S. H., & Schechter, R. S. (1992), "Factors controlling the hydrodynamic detachment of particles from surfaces", *Journal of Colloid and Interface Science*, 149, 121-134.

[54] Shen, C., Y. Huang, B. Li, and Y. Jin. (2010), "Predicting attachment efficiency of colloid deposition under unfavorable attachment conditions", *Water Resources Research.*, 46, W11526, doi:10.1029/2010WR009218.

[55] Soltani, M. and Ahmadi, G. (1994), "On Particle Adhesion and Removal Mechanisms Turbulent Flows", *Journal of Adhesion Science and Technology.*, Vol. 8, pp. 763-785.

[56] Syngouna V I.; Chrysikopoulos C.V. (2012), "Cotransport of clay colloids and viruses in water saturated columns packed with glass beads", *Environmental Science & Technology*. Under Review

[57] Syngouna, V.I; Chrysikopoulos, C.V., "Transport of biocolloids in water saturated columns packed with sand: Effect of grain size and pore water velocity", *Journal of Contaminant Hydrology*. 2011, 126, 301-314.

[58] Tien, C. (1989), "In Granular filtration of aerosols and hydrosols (1st ed.)", Boston: Butterworth.

[59] Tien, C., and Payatakes, A. C. (1979), "Advances in deep bed filtration", *AIChE Journal*. 25, 737.

[60] Torkzaban S., Bradford S. A., and Walker S. L., "Resolving the Coupled Effects of Hydrodynamics and DLVO Forces on Colloid Attachment in Porous Media", *Langmuir* 2007, 23, 9652-9660.

[61] Tsai, C. J.; Pui, D. Y. H.; Liu, B. Y. H., "Particle detachment from disk surfaces of computer disk drives", *Journal of Aerosol Science*. 1991, 22, 737-746.

[62] Tufenkji, N., and M. Elimelech. (2004), "Correlation equation for predicting single collector efficiency in physicochemical filtration in saturated porous media", *Environmental Science and Technology.*, 38(2), 529–536.

[63] Wang, H. C. (1990), "Effects of inceptive motion on particle detachment from surfaces", *Aerosol Science and Technology*, 13, 386-393.

[64] White, L., "The theory of van der Waals forces", *In Foundations of Colloid Science;* Hunter, R. J., Ed.; Clarendon Press: Oxford, U.K., 1987; Vol. 1.

[65] Yang, C., T. Dabros, D. Li, J. Czarnecki, and J.H. Masliyah. (1998), "Kinetics of particle transport to a solid surface from an impinging jet under surface and external force fields", *Journal of Colloid and Interface Science*. 208:226–240.

[66] Yao, K. M., M. T. Habibian, and C. R. O'Melia. (1971), "Water and waste water filtration: Concepts and applications", *Environmental Science and Technology.*, 5, 1105–1112

6

Ο ΡΟΛΟΣ ΤΗΣ ΒΑΡΥΤΗΤΑΣ ΣΤΗΝ ΑΠΟΘΕΣΗ ΙΩΝ ΚΑΙ ΚΟΛΛΟΕΙΔΩΝ ΑΡΓΙΛΩΝ ΣΕ ΚΟΡΕΣΜΕΝΑ ΠΟΡΩΔΗ ΜΕΣΑ: ΡΟΕΣ ΠΡΟΣ ΤΑ ΠΑΝΩ ΚΑΙ ΠΡΟΣ ΤΑ ΚΑΤΩ

6. Ο ΡΟΛΟΣ ΤΗΣ ΒΑΡΥΤΗΤΑΣ ΣΤΗΝ ΑΠΟΘΕΣΗ ΙΩΝ ΚΑΙ ΚΟΛΛΟΕΙΔΩΝ ΑΡΓΙΛΩΝ ΣΕ ΚΟΡΕΣΜΕΝΑ ΠΟΡΩΔΗ ΜΕΣΑ: ΡΟΕΣ ΠΡΟΣ ΤΑ ΠΑΝΩ ΚΑΙ ΠΡΟΣ ΤΑ ΚΑΤΩ

ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Πειράματα μεταφοράς των βιοκολλοειδών (βακτηριοφάγων: MS2 και ΦΧ174) και των κολλοειδών αργίλων (καολινίτη KGa-1b και μοντμοριλλονίτη STx-1b) πραγματοποιήθηκαν σε κατακόρυφα και διαγώνια τοποθετημένες εργαστηριακές στήλες με πληρωτικό υλικό γυάλινα σφαιρίδια, σε δυο κατευθύνσεις ροής: προς τα πάνω και προς τα κάτω. Η κινητική της απόθεσης ποσοτικοποιήθηκε σε αποσταγμένο απιονισμένο νερό (ddH2O) κάτω από ηλεκτροστατικά αντίξοες συνθήκες (ύπαρξη ενεργειακών φραγμάτων) και σε ενδοπορώδη ταχύτητα U=0.74 cm/min. Συγκρίνοντας την κινητική απόθεσης των βιοκολλοειδών και κολλοειδών στην ανοδική και καθοδική κατεύθυνση ροής υπό τις ίδιες συνθήκες ροής, χημείας διαλύματος, και υδροδυναμικές συνθήκες, τα αποτελέσματα έδειξαν σημαντικές διαφορές μεταξύ των δύο κατευθύνσεων για τα κολλοειδή αργίλων, γεγονός που υποδηλώνει ότι η βαρύτητα ήταν μια σημαντική κινητήρια δύναμη για τα αρχικά στάδια της απόθεσης των κολλοειδών αργίλων. Τα πειραματικά δεδομένα που λαμβάνονται για την απόθεση των βακτηριοφάγων και των κολλοειδών αργίλων στις προς τα κάτω και προς τα πάνω ροές αναλύθηκαν και συγκρίθηκαν με τις μελέτες απόθεσης με τη χρήση οριζόντιων κορεσμένων στηλών γεμάτων με γυάλινα σφαιρίδια (Βλ. Κεφάλαιο 4). Επίσης πραγματοποιήθηκαν προσομοιώσεις με μοντέλα μοναδιαίων κελιών διαφορετικής γεωμετρίας, Happel σφαίρα-σε-κελί (M1, M3) και ημισφαίρια-σε-κελί (M2, M4) μοντέλα, με τα M1, M2 να αφορούν σε ευνοϊκές συνθήκες απόθεσης και τα M3, M4 σε δυσμενείς συνθήκες απόθεσης, και συγκρίθηκαν με τα πειραματικά αποτελέσματα. Τα αποτελέσματα έδειξαν ότι η κατεύθυνση της ροής έχει σημαντική επίδραση στην κατάσταση και το μέγεθος της μη αναστρέψιμης απόθεσης των σωματιδίων στις συνθήκες που ερευνήθηκαν. Για την ίδια ταχύτητα διήθησης, ο ρυθμός απόθεσης σωματιδίων είναι μεγαλύτερος για τις ροές προς τα πάνω από αυτόν που προκύπτει από τις ροές προς τα κάτω.

6.1 ΕΙΣΑΓΩΓΗ

Η συμπεριφορά της μετακίνησης των κολλοειδών σε κορεσμένα πορώδη μέσα είναι σύνθετη. Περιλαμβάνει τη μεταφορά των κολλοειδών με την υγρή φάση του μέσου καθώς και τις αλληλεπιδράσεις των κολλοειδών σωματιδίων με τη στερεά φάση του μέσου. Οι παράγοντες που επηρεάζουν τη συμπεριφορά των σωματιδίων περιλαμβάνουν την πυκνότητα των σωματιδίων, το μέγεθος και τη χημεία της επιφάνειάς τους, τη χημεία του νερού, την ενδοπορώδη ταχύτητα, και τα γαρακτηριστικά του πορώδους μέσου. Η βαρυτική καθίζηση των κολλοειδών σωματιδίων από ρευστά αιωρήματα σε επιφάνειες συλλογής είναι ένας σημαντικός μηγανισμός που γρησιμοποιείται ευρέως σε πρακτικές εφαρμογές, όπως σε μονάδες επεξεργασίας νερού και λυμάτων, και άλλες εγκαταστάσεις κοκκώδους διήθησης. Η βαρύτητα είναι επίσης ένας ενδεχομένως σημαντικός παράγοντας συγκράτησης σε υπόγειους υδροφορείς για σωματίδια μεγαλύτερα από μερικά μm. Αυτός ο μηγανισμός απόθεσης έχει ενσωματωθεί στην ισορροπία δυνάμεων που διέπουν τη θεωρία διήθησης κολλοειδών (CFT), (Yao et al., 1971; Rajacopalan and Tien, 1976; Tufenkji and Elimelech, 2004; Nelson and Ginn, 2005; Ma et al., 2009), η οποία προβλέπει ότι η συγκράτηση των κολλοειδών σωματιδίων με διάμετρο > 2 μm σε κοκκώδη πορώδη μέσα καθοδηγείται κυρίως από τη βαρυτική καθίζηση.

Η κατεύθυνση ροής στις πειραματικές έρευνες είναι είτε προς τα κάτω (Tufenkji, 2006; Li et al. 2006; Xu et al., 2006; Schijven et al., 2002; Compere et al., 2001; Harter et al., 2000; Bolster et al., 1999; Simoni et al., 1998; Saiers et al., 1994; Anders and Chrysikopoulos, 2005, 2006, 2009; Chrysikopoulos et al., 2010; Masciopinto et al., 2008), είτε προς τα πάνω, ώστε να ελαχιστοποιηθεί ο εγκλωβισμός αέρα (Tong and Johnson, 2007; Bradford et al., 2006; Keller et al., 2004; Grolimund et al., 2001; Kretzschmar et al., 1997; Tan et al., 1994). Μερικές πειραματικές μελέτες δεν αναφέρουν την κατεύθυνση ροής με τη σιωπηρή παραδοχή ότι η βαρύτητα και η υδροδυναμική δεν επηρεάζουν τη διαδικασία απόθεσης που πραγματοποιείται στο πλαίσιο των ειδικών συνθηκών που ερευνώνται. Ωστόσο, πειραματικές παρατηρήσεις έχουν δείξει ότι η κατεύθυνση της ροής, μπορεί να έχει σημαντική επίδραση στην απόθεση σωματιδίων. Σε τεχνητά συστήματα διήθησης με άμμο η κατεύθυνση της ροής μπορεί να είναι είτε προς τα πάνω, είτε προς τα κάτω ανάλογα με το πώς έχει ρυθμιστεί το σύστημα. Σε φυσικά συστήματα η κατεύθυνση της ροής έχοι λόγο οριζόντια. Έτσι και στα δύο τεχνητά και φυσικά

συστήματα, η κατανόηση της επιρροής της κατεύθυνσης της ροής στην τύχη και μεταφορά των σωματιδίων έχει πρακτική σημασία.

Στην ανάπτυξη θεωριών διήθησης των κολλοειδών, μοντέλα μοναδιαίων κελιών χρησιμοποιούνται συχνά ως πλαίσια για να εκπροσωπηθούν τα πορώδη μέσα καθώς και το πεδίο ροής που αναπτύσσεται σε αυτά, για παράδειγμα το μοντέλο Happel σφαίρα σε κελί (Happel sphere-in-cell) (Rajacopalan and Tien, 1976; Tufenkji and Elimelech, 2004), το μοντέλο συμπιεσμένου σωλήνα (constricted tube) (Payatakes et al., 1973), το μοντέλο ημισφαίρια σε κελί (hemispheres-in-cell) (Ma et al., 2009), οι πυκνές κυβικές συσκευασμένες σφαίρες (dense cubic packed spheres) (Cushing and Lawler, 1998), οι απλές κυβικές συσκευασμένες σφαίρες (simple cubic packed spheres) (Johnson et al., 2007).

Παρά τη διαφορά στους προσανατολισμούς, τα αποτελέσματα που λαμβάνονται από πειράματα συχνά συγκρίνονται με τη CFT χωρίς να λαμβάνεται υπόψη το αποτέλεσμα της κατεύθυνσης της ροής σε σχέση με τη βαρύτητα στα πειράματα και τη θεωρία (Li et al., 2004; Tong and Johnson, 2006; Liu and Li, 2008; Kim et al., 2009). Σε πολλές περιπτώσεις, η βαρύτητα δεν είναι ισχυρή κινητήρια δύναμη της απόθεσης; ωστόσο, για του μεγάλου μεγέθους (π.χ. > 2 μm) ή / και μεγάλης πυκνότητας (π.χ. > 1.1 g/cm³) κολλοειδή, η βαρύτητα είναι συχνά η κύρια κινητήρια δύναμη της απόθεσης, και υπό αυτές τις συνθήκες ο προσανατολισμός της ροής σε σχέση με τη βαρύτητα μπορεί να έχει σημαντική επίδραση.

Στο Κεφάλαιο αυτό πραγματοποιήθηκαν πειράματα εργαστηριακής στήλης για τη μεταφορά και συγκράτηση ιών και κολλοειδών αργίλων αλλά και τη συμμεταφορά αυτών με την κατεύθυνση της ροής προσανατολισμένη αντίθετα στη βαρύτητα (προς τα πάνω) αλλά και με κατεύθυνση ροής ίδια με αυτή της βαρύτητας (προς τα κάτω) σε κατακόρυφα και διαγώνια τοποθετημένες στήλες. Ωστόσο, τα μοντέλα που διέπουν τη θεωρία διήθησης των κολλοειδών όπως το Happel σφαίρα σε κελί (μοντέλο M1) και το ημισφαίρια σε κελί (μοντέλο M2) συνήθως θέτουν τη ροή προς την ίδια κατεύθυνση με τη βαρύτητα (προς τα κάτω). Επίσης, τα μοντέλα αυτά αφορούν ευνοϊκές συνθήκες απόθεσης (απουσία ενεργειακών φραγμάτων μεταξύ κολλοειδών σωματιδίων-συλλέκτη). Στο Κεφάλαιο αυτό γίνεται μια προσπάθεια ενσωμάτωσης των ηλεκτροστατικών δυνάμεων μεταξύ φορτισμένων κολλοειδών σωματιδίων-φορτισμένου συλλέκτη τροποποιώντας τα μοντέλα M1 και M2 και παράγοντας τα μοντέλα M3 και M4 αντίστοιχα. Επιπλέον, πραγματοποιήθηκαν προσομοιώσεις με τα μοντέλα M1, M2, M3 και M4 και συγκρίθηκαν με τα πειραματικά αποτελέσματα, προκειμένου να διαπιστωθεί εάν τα υπάρχοντα θεωρητικά μοντέλα βασισμένα στις εξισώσεις συσχέτισης πρόβλεψης της συγκράτησης των κολλοειδών αρκούν για να περιγράψουν ικανοποιητικά τα πειραματικά αποτελέσματα κατακόρυφης προς τα κάτω και προς τα πάνω ροής. Το Κεφάλαιο 6 είναι οργανωμένο ως εξής. Η Παράγραφος 6.1 αφορά στο Εισαγωγικό μέρος, η Παράγραφος 6.2 παρουσιάζει μια επισκόπηση της πειραματικής προσέγγισης και η Παράγραφος 6.3 παρουσιάζει τη θεωρία για τη μεταφορά των σωματιδίων. Τα αποτελέσματα αναλύονται στην Παράγραφο 6.4. Τα συμπεράσματα εξάγονται στην Παράγραφο 6.5.

6.2 ΠΕΙΡΑΜΑΤΙΚΗ ΠΡΟΣΕΓΓΙΣΗ

6.2.1 . Επιλογή και προετοιμασία ιών και κολλοειδών αργίλων

Ο F-specific βακτηριοφάγος και ο σωματικός φάγος ΦΧ174 που μολύνουν το βακτήριο *E. coli* χρησιμοποιήθηκαν σε αυτή τη μελέτη ως υποκατάστατα για τους ανθρώπινους ιούς και αναλύθηκαν με τη μέθοδο επικάλυψης διπλού στρώματος (Adams, 1959), όπως περιγράφεται από τους Syngouna and Chrysikopoulos (2010) (Bλ. Κεφάλαιο 2). Οι άργιλοι KGa-1b και STx-1b που χρησιμοποιούνται στην παρούσα μελέτη καθώς και τα χαρακτηριστικά τους αναφέρονται στο Κεφάλαιο 4. Η οπτική πυκνότητα των κολλοειδών αργίλων μετριόταν σε μήκος κύματος 280 nm από ένα UV-vis φασματοφωτόμετρο, και οι αντίστοιχες συγκεντρώσεις αργίλων (οι οποίες βασίζονται σε ξηρό βάρος) βαθμονομήθηκαν με τις πρότυπες καμπύλες οπτικής πυκνότητας των αργίλων όπως περιγράφεται στο Κεφάλαιο 4. Ο διαχωρισμός των αιωρούμενων ιών από τους προσροφημένους στα κολλοειδή αργίλων, πραγματοποιήθηκε όπως στο Κεφάλαιο 4 (Chrysikopoulos and Syngouna, 2012; Syngouna and Chrysikopoulos, 2012). Τα δυναμικά ζήτα και οι υδροδυναμικές διάμετροι των βακτηριοφάγων και των κολλοειδών αργίλων είναι αυτά που αναφέρονται από τους Chrysikopoulos and Syngouna, 2012 (Bλ. Κεφάλαιο 4).

6.2.2 Πειράματα ροής σε στήλη

Διεξήχθησαν πειράματα ροής με τη χρήση γυάλινης στήλης 30 cm (Chromaflex) με πληρωτικό υλικό γυάλινα σφαιρίδια διαμέτρου 2 mm (Fisher

Scientific, New Jersey), υπό συγκεκριμένες πειραματικές συνθήκες. Πριν από κάθε πείραμα, τα σφαιρίδια καθαρίζονταν με τη διαδικασία που περιγράφηκε στο Κεφάλαιο 4. Η υπολογισμένη ξηρή φαινόμενη πυκνότητα ήταν 1.61 g/cm³, και το πορώδες ήταν 0.42. Η στήλη τοποθετήθηκε κατακόρυφα, διαγώνια (θ = 45°) και οριζόντια ώστε να μελετηθούν οι επιπτώσεις της βαρύτητας. Καινούρια στήλη γέμιζε για κάθε πείραμα. Επίσης, 3 όγκοι πόρων (PV) αποστειρωμένου ddH₂O διαπερνούσαν τη στήλη, πριν από κάθε πείραμα ροής. Η συνεχής ροή αποστειρωμένου ddH2O διαμέσου της πληρωμένης στήλης σε παροχή 1.5 ml/min, που αντιστοιχεί σε ενδοπορώδη ταχύτητα U=q/θ=0.74 cm/min αντίστοιχα, διατηρήθηκε με περισταλτική αντλία. Ένα σύνολο πειραμάτων ροής έγιναν με κατεύθυνση ροής προς τα πάνω και ένα σύνολο με κατεύθυνση ροής προς τα κάτω, με σκοπό να διερευνηθεί η επίδραση της κατεύθυνσης της ροής στη μεταφορά των κολλοειδών αργίλων και των ιών. Για τα δύο σύνολα, 3 PV αιωρήματος κολλοειδών αργίλων ή ιών εγχέονταν στην πληρωμένη στήλη, ακολουθούμενοι από 3 PV ddH₂O. Όλα τα πειράματα πραγματοποιήθηκαν σε θερμοκρασία δωματίου (περίπου 25 °C). Χλωριόντα, με τη μορφή χλωριούχου καλίου, επιλέχθησαν ως μη αντιδρών ιχνηθέτης για τα πειράματα μεταφοράς σε στήλη (Chrysikopoulos, 1993). Οι συγκεντρώσεις των γλωριόντων μετρήθηκαν με ιοντική γρωματογραφία (ICS-1500, Dionex Corp, Sunnyvale, CA). Ένα σχηματικό διάγραμμα της διάταξης των στηλών που χρησιμοποιήθηκαν σε αυτή τη μελέτη παρουσιάζεται στο Σχήμα 6.1.



Σχήμα 6.1: Σχηματική απεικόνιση της διάταξης της στήλης για τα πειράματα σε κατακόρυφες και διαγώνιες στήλες με ροή (A) προς τα πάνω και (B) προς τα κάτω υπό κορεσμένες συνθήκες.

6.3 ΘΕΩΡΗΤΙΚΟΙ ΥΠΟΛΟΓΙΣΜΟΙ

6.3.1 Χρονικές ροπές

Τα δεδομένα συγκέντρωσης των κολλοειδών αργίλων και των ιών στη θέση z=L αναλύθηκαν με τις απόλυτες και κανονικοποιημένες χρονικές ροπές όπως ακριβώς αναφέρονται στο Κεφάλαιο 3.

6.3.2 Ηλεκτροστατικές δυνάμεις

Οι ηλεκτροστατικές δυνάμεις προκύπτουν όταν η διήθηση του κολλοειδούς ενισχύεται από οποιοδήποτε από τα ακόλουθα (Shapiro et al., 1988).:

- (i) Ηλεκτρικό φορτίο των κολλοειδών σωματιδίων
- (ii) Ηλεκτρικό φορτίο των κόκκων του φίλτρου
- (iii) Εφαρμογή εξωτερικού ηλεκτροστατικού πεδίου στην κλίνη διήθησης.

Οι παραπάνω παράγοντες (χρησιμοποιούμενοι χωριστά ή από κοινού) παράγουν τις ακόλουθες ηλεκτροστατικές δυνάμεις που ενεργούν πάνω στα σωματίδια:

- (i) Δύναμη του Coulomb λόγω του φορτίου του συλλέκτη
- Δύναμη του Coulomb που οφείλεται σε εξωτερικά εφαρμοζόμενο ηλεκτροστατικό πεδίο
- (iii) Δύναμη Εικόνας- μια αλληλεπίδραση ανάμεσα σε ένα φορτισμένο σωματίδιο
 και ένα ουδέτερο συλλέκτη
- (iv) Διηλεκτροφορετικές δυνάμεις (που οφείλονται σε εξωτερικά εφαρμοζόμενο ηλεκτροστατικό πεδίο ή λόγω του φορτίου του συλλέκτη) – μία δύναμη που δρα σε ένα ουδέτερο σωματίδιο σε μη-ομογενές ηλεκτροστατικό πεδίο.
- (v) Επίδραση κενού-φορτίου- η σωρευτική δράση ενός σύννεφου φορτισμένων σωματιδίων στην περιοχή του ουδέτερου συλλέκτη.

Η επίδραση των ηλεκτροστατικών δυνάμεων στη συλλογή (σύλληψη) κολλοειδών είναι καλύτερα κατανοητή σε μια απλοποιημένη περίπτωση κατά την οποία τα σωματίδια συλλαμβάνονται από ένα μεμονωμένο συλλέκτη. Ο ρυθμός σύλληψης κολλοειδών από συλλέκτες διαφόρων γεωμετριών υπολογίστηκαν για διάφορους συνδυασμούς ηλεκτροστατικών δυνάμεων και μηχανισμούς μη ηλεκτροστατικής απόθεσης. Η θεωρία μοναδιαίου συλλέκτη έχει χρησιμοποιηθεί

ευρέως σε διάφορους τομείς συμπεριλαμβανομένων της δέσμευσης της ατμοσφαιρικής σκόνης από σταγόνες βροχής που πέφτουν, στην ανάπτυξη και συνένωση των σταγόνων, στη διήθηση αερολυμάτων σε ινώδη και κοκκώδη φίλτρα.

Ωστόσο, η άμεση εφαρμογή της εν λόγω θεωρίας στο πρόβλημα της σύλληψης κολλοειδών από πορώδη φίλτρα απέδωσε ικανοποιητικά αποτελέσματα. Είναι κατανοητό ότι ο ρυθμός σύλληψης σε κάθε στοιχείο του φίλτρου επηρεάζεται από την παρουσία των γειτονικών συλλεκτών. Αυτό ισχύει ιδιαίτερα για κοκκώδη φίλτρα στα οποία το πορώδες της κλίνης είναι συνήθως χαμηλό (0.35-0.7).

Τόσο θεωρητικές, όσο και πειραματικές μελέτες διήθησης σε κοκκώδεις κλίνες ελλείψει ηλεκτροστατικών επιδράσεων εξετάστηκαν από πολλούς. Ωστόσο, συνεχώς αυξανόμενο ενδιαφέρον υπάρχει για την ενσωμάτωση της ηλεκτροστατικής επίδρασης στις υπάρχουσες θεωρίες διήθησης κολλοειδών σε κοκκώδεις κλίνες. Οι μηχανισμοί σύλληψης κολλοειδών εξαρτώνται από τη διάμετρο των σωματιδίων. Τα μικρά σωματίδια με διάμετρο, d_p, κάτω από 0.2-0.5 μm φιλτράρονται κυρίως από τη διάχυση προς την επιφάνεια συλλέκτη. Τα μεγάλα κολλοειδή με διάμετρο άνω των 2-3 μm απομακρύνονται κυρίως με αδρανειακή πρόσκρουση στους συλλέκτες. Για κολλοειδή σωματίδια που βρίσκονται εντός του εύρους των ενδιάμεσων διαμέτρων $0.2\mu m < d_p < 2\mu m$ δύο από παραπάνω μηχανισμούς και οι τους είναι αναποτελεσματικοί. Οι μηχανισμοί που ευθύνονται για τη διήθηση του κολλοειδούς σε αυτό το φάσμα είναι η βαρύτητα και η ανάσχεση - γεωμετρικός διαχωρισμός σωματιδίων πεπερασμένου μεγέθους. Η αποδοτικότητα της διήθησης σε αυτήν την περιοχή είναι συνήθως χαμηλή. Οι ηλεκτροστατικές δυνάμεις είναι, επομένως, πολύ χρήσιμες για την αύξηση του ρυθμού σύλληψης.

Έξι τύποι ηλεκτροστατικής αλληλεπίδρασης διατυπώνονται με βάση τις πιο ουσιώδεις απλουστεύσεις που χρησιμοποιούνται στη θεωρία διήθησης. Το κολλοειδές σωματίδιο θεωρείται ότι είναι σφαιρικό και ότι αλληλεπιδρά με ένα μόνο κόκκο του φίλτρου σε μια στιγμή. Οποιαδήποτε άλλη επίδραση των γειτονικών κόκκων αγνοείται. Οι ηλεκτροστατικές αλληλεπιδράσεις μεταξύ των κολλοειδών σωματιδίων επίσης αγνοούνται, εκτός της επίδρασης του φορτίου του χώρου. Ο κόκκος του φίλτρου θεωρείται σφαιρικός. Όλες οι αλληλεπιδράσεις είναι ηλεκτροστατικές, δεν λαμβάνονται υπόψη δηλαδή φαινόμενα ηλεκτροδυναμικά που απορρέουν από την
κίνηση του φορτίου. Άλλες απλουστεύσεις-παραδοχές γίνονται για κάθε συγκεκριμένη δύναμη.

1. Δύναμη του Coulomb η οποία οφείλεται στο φορτίο του συλλέκτη

Αυτή είναι η έλξη ή άπωση μεταξύ ενός συλλέκτη ακτίνας r_c , φορτισμένου με ηλεκτροστατικό φορτίο Q (ζ_c), και ενός κολλοειδούς σωματιδίου φορτισμένου με φορτίο q (ζ_p), που διαχωρίζονται από μια απόσταση h. Όταν h >> r_c αυτή η δύναμη δίνεται από τη σχέση:

$$F_{c} = -\frac{qQ}{4\pi\varepsilon_{0}h^{2}}$$
(6.1)

όπου ε_0 είναι η διηλεκτρική σταθερά του κενού χώρου. Αν η δύναμη ασκείται σε άλλο μέσο και όχι στο κενό, το ε_0 στη Σχέση (6.1) αντικαθίσταται με το ε=ε_rε₀ τη διηλεκτρική σταθερά του υγρού όπου ε_r είναι η αδιάστατη σχετική διηλεκτρική σταθερά του υγρού (μέσου αιώρησης).

Για την εύρεση του φορτίου του συλλέκτη και των κολλοειδών σωματιδίων, πραγματοποιήθηκαν ηλεκτροκινητικές μετρήσεις (βλ. Κεφάλαιο 4)

2. Δύναμη Εικόνας

Αυτή είναι η αλληλεπίδραση ανάμεσα σε ένα φορτισμένο σωματίδιο ακτίνας r_p και ενός ουδέτερου συλλέκτη που πηγάζει από την πόλωση του φορτίου του τελευταίου. Η έκφραση για τη δύναμη της εικόνας μπορεί να γραφτεί στην παρακάτω φόρμα (Jackson, 1975)

$$F_{\rm M} = -\frac{\gamma_{\rm c}}{4\pi\varepsilon_0} q^2 \frac{r_{\rm c}^3}{h^3} \frac{2h^2 - r_{\rm c}^2}{\left(h^2 - r_{\rm c}^2\right)^2}$$
(6.2)

όπου $\gamma_c = (\epsilon_c - 1)/(\epsilon_c + 2)$ είναι ο συντελεστής πόλωσης του συλλέκτη και ϵ_c είναι η διηλεκτρική σταθερά του συλλέκτη.

3. Επίδραση του φορτίου του χώρου

Όταν ένας συλλέκτης βρίσκεται μέσα σε ένα ομογενές σύννεφο φορτισμένων σωματιδίων με πυκνότητα αριθμού n_{∞} , κάθε ένα από τα σωματίδια στην περιοχή του κόκκου συλλέκτη υπόκειται σε μια άνιση κατανομή φορτίων στο χώρο. Το τελευταίο έχει σαν αποτέλεσμα μια καθαρή απωστική δύναμη που ενεργεί σε κάθε ένα από τα

σωματίδια του νέφους προς τον κόκκο. Αυτό ονομάζεται επίδραση φορτίων του χώρου. Η έκφραση για τη δύναμη που οφείλεται στην επίδραση φορτίων χώρου δίνεται από (Strauss, 1975):

$$F_{s} = -\frac{q^{2}r_{c}^{3}n_{\infty}}{3\varepsilon_{0}h^{2}}$$
(6.3)

4. Δύναμη του Coulomb η οποία οφείλεται σε εξωτερικό ηλεκτροστατικό πεδίο

Αυτή είναι η δύναμη που υφίσταται ένα φορτισμένο κολλοειδές σωματίδιο σε περιοχή που γειτνιάζει με ένα αφόρτιστο συλλέκτη πολωμένο από εξωτερικό ηλεκτροστατικό πεδίο. Αυτή η δύναμη δίνεται από τη σχέση:

$$F_{\rm E} = -q\nabla\Phi \tag{6.4}$$

όπου $\Phi = -E_{\infty}h(1 - \gamma_{c}r_{c}^{3}/h^{3})\cos\theta$ είναι το ηλεκτροστατικό δυναμικό γύρω από ένα σφαιρικό συλλέκτη (Jackson, 1975) και r, θ είναι οι σφαιρικές συντεταγμένες.

5. Διηλεκτροφορητική δύναμη

Αυτή η δύναμη είναι παρούσα κάθε φορά που υπάρχει μία ανομοιογένεια στο ηλεκτρικό πεδίο. Ένα αφόρτιστο σωματίδιο, πολωμένο από ηλεκτροστατικό πεδίο, δέχεται δυνάμεις διαφορετικών προσήμων στους πόλους του. Όταν το πεδίο πόλωσης είναι ανομοιογενές, οι δυνάμεις αυτές είναι διαφόρων μεγεθών, καταλήγοντας σε μια καθαρή δύναμη που ενεργεί στο σωματίδιο. Η γενική έκφραση για τη διηλεκτροφορητική δύναμη που δρα σε ένα μικρό σφαιρικό διηλεκτρικό σωματίδιο σε ένα ηλεκτροστατικό πεδίο Ε δίνεται από τον Pohl (1973):

$$F_{\rm D} = 2\pi\varepsilon_0 r_{\rm p}^{3} \gamma_{\rm p} \nabla |\mathbf{E}|^2 \tag{6.5}$$

όπου $\gamma_p = (\epsilon_p - \epsilon_0)/(\epsilon_p + 2\epsilon_0)$ είναι ο συντελεστής πόλωσης των σωματιδίων. Στην περιοχή του συλλέκτη αυτή η δύναμη μπορεί να προκληθεί από μια ανομοιογένεια στο εξωτερικό πεδίο, ή από μια ανομοιογένεια του πεδίου που επάγεται από το φορτίο του συλλέκτη.

Τα συστατικά της διηλεκτροφορητικής δύναμης μπορούν να υπολογιστούν μέσω της αντικατάστασης της αντίστοιχης έκφρασης για το Ε στην εξίσωση (6.5) δίνοντας έτσι για την περίπτωση ενός εξωτερικά εφαρμοσμένου πεδίου E₀

$$F_{DE\theta} = -F_{D0} \left[(3\cos 2\theta + 5)\gamma_{c}r_{c}^{3}/h^{3} + 3\cos 2\theta + 1 \right]$$

$$F_{DEr} = -F_{D0} \left(2 + \gamma_{c}r_{c}^{3}/h^{3} \right) \sin 2\theta$$
(6.6)

Όπου $F_{\rm D0}=6\pi\gamma_c\gamma_p\epsilon_0E_02r_p3r_c^{~3}/h^4$. Η διηλεκτροφορητική δύναμη που προκαλείται από έναν συλλέκτη φορτίου Q εκφράζεται από τη σχέση:

$$F_{DQ} = -\gamma_{p} r_{p}^{3} Q^{2} / (2\pi\varepsilon_{0} h^{5})$$
(6.7)

Οι ηλεκτροστατικές δυνάμεις που περιγράφονται χρησιμεύουν ως πρόσθετοι μηχανισμοί σύλληψης των κολλοειδών που ενεργούν σε συνδυασμό με τους βασικούς μηχανισμούς διάχυσης ή ανάσχεσης που περιλαμβάνονται στην κλασική θεωρία διήθησης.

Πίνακας 6.1: Αδιάστατες	παράμετροι	για τις	διάφορες	ηλεκτροστατικές	δυνάμεις	(Nielsen,	1977;
Zebel, 1965) (τροποποίηση	από Shapiro	et al. 1	988)				

Δύναμη	Παράμετρος	Σφαιρικός Συλλέκτης	Κυλινδρικός Συλλέκτης
Δύναμη του Coulomb η οποία οφείλεται στο	K _C	$\frac{U_E Q q}{1 + 2 T T}$	$\frac{U_E Q_e q}{Q_E Q_E q}$
φορτίο του συλλέκτη		$4\pi\epsilon_0 r_c^2 U_{\infty}$	$2\pi\epsilon_0 r_c U_{\infty}$
Δύναμη Εικόνας	K _M	$\frac{U_{\rm E}\gamma_{s}q^{2}}{4\pi\epsilon_{0}r_{c}^{2}U_{\infty}}$	$\frac{U_{\rm E}\gamma_{\rm c}q^2}{16\pi\epsilon_{\rm 0}r_{\rm c}^{\ 2}U_{\infty}}$
Διηλεκτροφορητική δύναμη εξαιτίας του φορτίου του συλλέκτη	K _{DQ}	$\frac{U_{\rm E}\gamma_pQ^2r_p^{-3}}{2\pi\epsilon_0r_c^{-5}U_\infty}$	$\frac{U_{\rm E}\gamma_p Q_{e}^{\ 2}r_{p}^{\ 3}}{\pi\epsilon_0 r_{c}^{\ 3}U_{\infty}}$
Διηλεκτροφορητική δύναμη εξαιτίας εξωτερικά εφαρμοσμένου πεδίου	K _{DC}	$\frac{12\pi U_{\rm E}\gamma_{\rm s}\gamma_{\rm p}\epsilon_{\rm 0}r_{\rm p}^{-3}{E_{\infty}}^2}{r_{\rm c}U_{\infty}}$	$\frac{8\pi U_{\rm E}\gamma_s\gamma_p\epsilon_0 {r_p}^3 {E_{\infty}}^2}{r_c U_{\infty}}$
Δύναμη του Coulomb η οποία οφείλεται σε εξωτερικό ηλεκτροστατικό πεδίο	K _E	$\frac{U_{\rm E} q E_{\infty}}{U_{\infty}}$	$\frac{U_{E}qE_{\infty}}{U_{\infty}}$

<u>Σημείωση:</u> Όπου U_E είναι η ηλεκτροφορητική κινητικότητα του κολλοειδούς σωματιδίου (βλ. Εξίσωση (2.2) -Κεφάλαιο 2), U_x είναι η ταχύτητα στο πεδίο ροής μακριά από το συλλέκτη, γ_c , γ_p είναι ο συντελεστής πόλωσης του συλλέκτη και του κολλοειδούς σωματιδίου αντίστοιχα, όπως περιγράφηκαν παραπάνω.

Ο συντελεστής σύλληψης λόγω δύναμης Coulomb, η_c, ενός φορτισμένου κολλοειδούς από μια φορτισμένη μεμονωμένη σφαίρα για πρώτη φορά υπολογίζεται από τους Kraemer and Johnstone (1955). Για K_c <<-1 (ισχυρή ηλεκτροστατική δύναμη) και ένα ομοιόμορφο πεδίο ροής, ο συντελεστής σύλληψης απεδείχθη ίσος με -4K_c. Το αποτέλεσμα αυτό γενικεύτηκε από τους Dukhin and Deryagin (1958) για αυθαίρετο σταθερό αξονοσυμμετρικό πεδίο ροής και τους Levin (1959) and Knutson

(1976) για αυθαίρετες μορφές συλλέκτη. Ο Levin (1954) συμπεριέλαβε την επίδραση της ανάσχεσης σε πεδίο ροής Stokes. Οι Nielsen and Hill (1976a) υπολόγισαν τον η_c για αυθαίρετες τιμές του K_c. Παρόμοιες μελέτες έχουν πραγματοποιηθεί για κυκλικούς (Natanson, 1957; Pich, 1977) και ελλειπτικούς (Levin, 1954) κυλίνδρους.

Μια ομοιόμορφη κατανομή ηλεκτρικού φορτίου γύρω από την επιφάνεια ενός σφαιρικού συλλέκτη οδηγεί σε υψηλότερη τιμή συντελεστή σύλληψης από αυτή γύρω από την επιφάνεια ενός συλλέκτη σημειακού φορτίου (Pfeffer et al., 1981). Η επίδραση των γειτονικών συλλεκτών συμπεριλήφθηκε από τον Nielsen (1978a) για κυλινδρικούς συλλέκτες και από τους Nielsen and Hill (1981) για σφαίρες και σφαιροειδή.

6.3.3 Θεωρία Διήθησης φορτισμένων κολλοειδών σε φορτισμένη κλίνη διήθησης

Ο συντελεστής σύλληψης μοναδιαίου συλλέκτη, η, ορίζεται ως:

$$\eta = \eta_0 \alpha \tag{6.8}$$

όπου α είναι ο συντελεστής απόδοσης συγκρούσεων (βλ. Κεφάλαιο 3) και η₀ ο συνολικός συντελεστής σύλληψης, ο οποίος αποτελείται από το άθροισμα τριών διαφορετικών μηχανισμών μεταφοράς αιωρούμενων στο νερό σωματιδίων και ορίζεται από τη σχέση (Yao et al., 1971):

$$\eta_{o} = \eta_{D} + \eta_{I} + \eta_{G} \tag{6.9}$$

όπου η_D είναι ο συντελεστής σύλληψης που εξαρτάται μόνο από το μηχανισμό διάχυσης, η_I είναι ο συντελεστής σύλληψης που εξαρτάται μόνο από το μηχανισμό ανάσχεσης, και η_G είναι ο συντελεστής σύλληψης που εξαρτάται μόνο από το μηχανισμό καθίζησης λόγω βαρύτητας (Βλ. Σχήμα 1.2).

Για σφαιρικούς συλλέκτες που αποτελούν το πληρωτικό υλικό ενός φίλτρου (πορώδες μέσο) οι τρεις διαφορετικοί συντελεστές σύλληψης σωματιδίων εξαρτώνται από το πορώδες του φίλτρου και ορίζονται ως εξής (Elimelech et al., 1995, p. 352):

$$\eta_{\rm D} = 4.04 A_{\rm s}^{1/3} (\rm Pe)^{-2/3} \tag{6.10}$$

όπου A_s είναι η εξαρτώμενη από το πορώδες παράμετρος ροής (βλ. Εξίσωση 3.17) και Pe είναι ο αδιάστατος αριθμός Péclet (βλ. Εξίσωση 3.19).

d_c είναι η διάμετρος του σφαιρικού συλλέκτη, q είναι η επιφανειακή ταχύτητα (Darcian) του νερού, ίση με:

$$q = \frac{Q}{A} = U\theta \tag{6.11}$$

όπου Α είναι η επιφάνεια διατομής της κλίνης, U είναι η ενδοπορώδης ταχύτητα, δηλαδή η ταχύτητα με την οποία το νερό πλησιάζει το σφαιρικό συλλέκτη, θ είναι το πορώδες της κλίνης διήθησης, *D* είναι ο συντελεστής διάχυσης που δίνεται από την εξίσωση Stokes-Einstein (Bλ. Εξίσωση 3.23).

Ο συντελεστής η_I που εξαρτάται μόνο από το μηχανισμό ανάσχεσης ορίζεται (Yao et al., 1971)

$$\eta_{\rm I} = \frac{3}{2} \mathbf{A}_{\rm s} \left(\frac{\mathbf{d}_{\rm p}}{\mathbf{d}_{\rm c}}\right)^2 \tag{6.12}$$

όπου d_p είναι η διάμετρος του σφαιρικού αιωρούμενου στερεού.

Ο συντελεστής η_G, που εξαρτάται μόνο από το μηχανισμό καθίζησης, ισούται με τον όρο N_G που αφορά στη βαρύτητα και ορίζεται από την Εξίσωση 3.22 (βλ. Κεφάλαιο 3).

Όσο μεγαλύτερο είναι το μέγεθος των αιωρούμενων σωματιδίων, τόσο μεγαλύτερος είναι ο ρόλος των μηχανισμών μεταφοράς λόγω καθίζησης (η_G) και ανάσχεσης (η_I) και τόσο μικρότερη είναι η συνεισφορά του μηχανισμού μεταφοράς λόγω διάχυσης (η_D). Ο μηχανισμός διάχυσης επηρεάζει αιωρούμενα σωματίδια με μέγεθος μικρότερο από 1μm. Ο μηχανισμός ανάσχεσης επηρεάζει αιωρούμενα σωματίδια με μέγεθος μεγαλύτερο από ~10 μm. Ο μηχανισμός καθίζησης είναι ουσιαστικός για αιωρούμενα σωματίδια με διάμετρο μεγαλύτερη από 1μm. Θα πρέπει να σημειωθεί ότι το συνηθισμένο μέγεθος των αιωρούμενων κολλοειδών σωματιδίων κυμαίνεται μεταξύ 0.001 και 10 μm (Chrysikopoulos and Sim, 1996).

Στη μελέτη του Κεφαλαίου αυτού ο συντελεστής λόγω ηλεκτροστατικών δυνάμεων (δύναμης Coulomb), η_E ενσωματώθηκε στο συνολικό συντελεστή σύλληψης η_o, ο οποίος τώρα αποτελείται από το άθροισμα τεσσάρων διαφορετικών μηχανισμών μεταφοράς αιωρούμενων στο νερό σωματιδίων και ορίζεται από τη σχέση:

$$\eta_o = \eta_D + \eta_I + \eta_G + \eta_E \tag{6.13}$$

όπου ο συντελεστής σύλληψης λόγω ηλεκτροστατικών δυνάμεων (δύναμης Coulomb), η_E, ενός φορτισμένου κολλοειδούς από ένα σφαιρικό φορτισμένο συλλέκτη υπολογίστηκε από την παρακάτω σχέση:

$$\eta_{\rm E} = \eta_{\rm c} = -4K_{\rm c} = -\frac{U_{\rm E}Qq}{\pi\epsilon r_{\rm c}^2 U}$$
(6.14)

όπου ο συντελεστής ηλεκτοστατικής άπωσης, K_e για σφαιρικό συλλέκτη δίνεται στον Πίνακα 6.1. Ο κύριος μηχανισμός απόθεσης στην προκειμένη περίπτωση παρέχεται από τη δύναμη του Coulomb (Εξίσωση 6.1). Μαζί με τη δύναμη αυτή και άλλες δυνάμεις είναι παρούσες π.χ. εικόνας, διηλεκτροφορητικές και δυνάμεις επίδρασης του φορτίου του χώρου. Στις περισσότερες μελέτες οι δυνάμεις αυτές αγνοούνται, αφού συνήθως έχουν αμελητέα επίδραση σε σύγκριση με τη δύναμη του Coulomb. Για τα επιφανειακά φορτία χρησιμοποιήθηκαν οι τιμές των δυναμικών ζήτα του Κεφαλαίου 4, γνωρίζοντας επίσης από τη φυσική ότι: το ηλεκτρικό πεδίο είναι ένα διανυσματικό πεδίο με μονάδες SI (N C⁻¹) ή, ισοδύναμα, (V m⁻¹). Ένα φορτίο που αντιστοιχεί σε 1V είναι ίσο με το 1J/C. Στη φυσική, το ηλεκτρονιοβόλτ (σύμβολο eV) είναι μονάδα ενέργειας ίσης περίπου με 1.602×10⁻¹⁹ J. Εξ ορισμού, αυτό είναι το ποσό της ενέργειας που έχει αποκτηθεί από το φορτίο ενός ηλεκτρονίου που μετακινείται από μια διαφορά ηλεκτρικού δυναμικού ενός βολτ. Ένα Coulomb είναι το μέγεθος (απόλυτη τιμή) του ηλεκτρικού φορτίου σε 6.24150965 (16) × 10¹⁸ πρωτόνια ή ηλεκτρόνια.

6.3.4 Θεωρία Διήθησης Κολλοειδών CFT. Χρήση μοντέλων διαφορετικών γεωμετριών

Στο Κεφάλαιο αυτό, διερευνάται η επίδραση του προσανατολισμού της ροής σε σχέση με τη βαρύτητα (δηλαδή, προς τα πάνω και προς τα κάτω ροές σε κατακόρυφα και διαγώνια τοποθετημένες στήλες) στα πειραματικά αποτελέσματα και στις θεωρητικές προβλέψεις της συγκράτησης των κολλοειδών σε πορώδη μέσα, προκειμένου να διαπιστωθεί εάν τα υπάρχοντα θεωρητικά μοντέλα βασισμένα στις εξισώσεις συσχέτισης πρόβλεψης της συγκράτησης των κολλοειδών αρκούν για να εκπροσωπούν τα πειραματικά αποτελέσματα προς τα πάνω και προς τα κάτω ροής σε κατακόρυφα και διαγώνια τοποθετημένες στήλες.

Τα πειράματα πραγματοποιήθηκαν υπό συνθήκες δυσμενείς για απόθεση (ύπαρξη απωστικών ενεργειακών φραγμάτων) και οι θεωρητικές προβλέψεις πραγματοποιήθηκαν υπό συνθήκες α) ευνοϊκές για απόθεση (δηλαδή, απουσία άπωσης κολλοειδούς-συλλέκτη, μοντέλα M1 και M2) και β) δυσμενείς για απόθεση (ενσωμάτωση ηλεκτροστατικών δυνάμεων στη θεωρία διήθησης, μοντέλα M3 και M4). Οι θεωρητικές προβλέψεις αναπτύχθηκαν μέσω αριθμητικών προσομοιώσεων των Happel σφαίρα σε κελί (M1 και M3) και ημισφαίρια σε κελί (M2 και M4) μοντέλων.

Οι συντελεστές ρυθμού απόθεσης των κολλοειδών (k_c) μπορούν να ληφθούν από την ανάλυση των καμπυλών κανονικοποιημένης συγκέντρωσης των κολλοειδών σε σταθερή κατάσταση από τα πειράματα στις στήλες (Εξίσωση 6.15) και από το προφίλ της κατανομής των κολλοειδών που συγκρατούνται ως προς το βάθος της στήλης (κατακόρυφες ροές) ή μήκος της στήλης (οριζόντια ροή), S(x) (Εξίσωση 6.16).

$$k_{c} = -\frac{U}{L} ln \left(\frac{C}{C_{0}}\right)$$
σε σταθερή κατάσταση (6.15)

όπου U είναι η μέση ταχύτητα του νερού πόρων, L είναι το μήκος της στήλης, C₀ είναι η αρχική συγκέντρωση εισροής κολλοειδών σωματιδίων, και C είναι η συγκέντρωση σταθερής κατάστασης των κολλοειδών στην εκροή.

$$\ln S(x) = \ln \left(\frac{t_p \theta C_0}{\rho_b} k_c \right) - \frac{k_c}{U} x \ \mu \varepsilon \ x \in [0, L]$$
(6.16)

όπου θ είναι το πορώδες, t_p είναι η διάρκεια ένεσης των κολλοειδών σε συγκέντρωση C_0 (x = 0) και ρ_b είναι η πυκνότητα του πορώδους μέσου. Η Εξίσωση (6.15) χρησιμοποιήθηκε για τον προσδιορισμό των συντελεστών ρυθμού απόθεσης για όλα τα πειράματα.

6.3.5 Προσομοιώσεις

Αριθμητικές προσομοιώσεις των τροχιών των κολλοειδών σωματιδίων διεξήχθησαν με τα μοντέλα M1, M2, M3 και M4. Καλύτερες και λεπτομερείς περιγραφές αυτών των δύο γεωμετριών των δύο μοντέλων και των οριακών συνθηκών που χρησιμοποιήθηκαν αναφέρονται από πολλούς, για το μοντέλο M1 (Rajacopalan and Tien, 1976; Tien and Ramarao, 2007) και για το μοντέλο M2 (Ma et al., 2009; Ma and Johnson, 2010; Ma et al., 2010). Ο συνδυασμός των εν λόγω γεωμετριών των μοντέλων με αλγόριθμους ανάλυσης των τροχιών των σωματιδίων περιγράφεται λεπτομερώς σε προηγούμενες δημοσιεύσεις (Ma et al., 2009).

Οι προσομοιώσεις έγιναν για α) ευνοϊκές συνθήκες για απόθεση (δηλαδή, απουσία άπωσης κολλοειδούς-συλλέκτη, μοντέλα M1 και M2) και β) δυσμενείς για απόθεση (ενσωμάτωση ηλεκτροστατικών δυνάμεων στη θεωρία διήθησης κολλοειδών, μοντέλα M3 και M4). Το μέγεθος των κολλοειδών κυμάνθηκε 0.001 έως 2 μm σε διάμετρο για να παραχθεί μια συνεχής πρόβλεψη της συγκράτησης με το μέγεθος του κολλοειδούς.

Για το μοντέλο Μ1 (ευνοϊκές συνθήκες απόθεσης) :

$$k_{c} = \frac{3(1-\theta)^{1/3}}{2d_{c}}\eta_{0}U$$
(6.17)

όπου d_c η διάμετρος συλλέκτη. Ο αδιάστατος συντελεστής σύλληψης μοναδιαίου συλλέκτη υπό ευνοϊκές συνθήκες (η₀) για το μοντέλο M1 παρέχεται από τις εξισώσεις συσχέτισης για το η₀, για παράδειγμα, την Εξίσωση RT από τους Rajagopalan and Tien (1976) και την Εξίσωση TE από τους Tufenkji and Elimelech (2004) μεταξύ άλλων. Εδώ χρησιμοποιήθηκε η Εξίσωση συσχέτισης TE (Bλ. Κεφάλαιο 3-Εξίσωση 3.16).

Για το μοντέλο M2 (ευνοϊκές συνθήκες απόθεσης):

$$k_{c} = \frac{3(1-\theta)}{2dc} \eta_{0} U \left[\frac{3-\theta}{3-3\theta} - \frac{2(3-\theta)}{\pi(3-3\theta)} \cos^{-1} \left(\frac{3-3\theta}{3-\theta} \right)^{1/2} + \frac{2}{\pi} \sqrt{2 \left(\frac{3-\theta}{3-3\theta} \right)^{1/2} - 1} \right]$$
(6.18)

Για το μοντέλο M2 ο αδιάστατος συντελεστής σύλληψης μοναδιαίου συλλέκτη υπό ευνοϊκές συνθήκες (η₀) παρέχεται από την εξίσωση συσχέτισης MPFJ από τους Ma et al. (2009)(correction 10.1021/es1009373):

$$\eta_{0} = \gamma^{2} \begin{bmatrix} 2.3 A_{s}^{1/3} N_{R}^{-0.028} N_{PE}^{-0.66} N_{A}^{0.052} + 0.55 A_{s} N_{R}^{1.8} N_{A}^{0.15} + \\ + 0.2 N_{R}^{-0.047} N_{G}^{1.1} N_{A}^{0.053} N_{PE}^{0.053} \end{bmatrix}$$
(6.19)

Όπου $\gamma = (1 - \theta)^{1/3}$

Για το μοντέλο M3 (τροποποίηση μοντέλου M1-δυσμενείς συνθήκες απόθεσης):

Η σταθερά ρυθμού απόθεσης των κολλοειδών (k_c) υπολογίστηκε από τη Σχέση (6.17) όπου ο αδιάστατος συντελεστής σύλληψης μοναδιαίου συλλέκτη (η_0) είναι αυτός της Εξίσωσης (3.16) στην οποία λαμβάνεται υπόψη και ο μηχανισμός απόθεσης λόγω ηλεκτροστατικών δυνάμεων (δύναμης Coulomb) (Bλ. Εξίσωση 6.13).

Για το μοντέλο M4 (τροποποίηση μοντέλου M3-δυσμενείς συνθήκες απόθεσης):

Η σταθερά ρυθμού απόθεσης των κολλοειδών (k_c) υπολογίστηκε από την Εξίσωση (6.18) όπου ο αδιάστατος συντελεστής σύλληψης μοναδιαίου συλλέκτη (η_0) είναι αυτός της Εξίσωσης (6.19) στην οποία λαμβάνεται υπόψη και ο μηχανισμός απόθεσης λόγω ηλεκτροστατικών δυνάμεων (δύναμης Coulomb) (Bλ. Εξίσωση 6.13).

6.3.6 Ταχύτητα καθίζησης των κολλοειδών

Στην περίπτωση της κατακόρυφης μεταφοράς των κολλοειδών αργίλων, λόγω του μεγέθους τους, η καθίζηση λόγω βαρύτητας μπορεί να διαδραματίσει σημαντικό ρόλο. Η καθίζηση μπορεί να συμβεί όταν τα κολλοειδή σωματίδια έχουν πυκνότητα μεγαλύτερη από αυτή του νερού. Για τους ιούς και κάποια μικρά σε μέγεθος βακτήρια, η καθίζηση δεν είναι βασικός μηχανισμός μεταφοράς. Ωστόσο, για ορισμένα μεγαλύτερα βακτήρια αλλά και για τα κολλοειδή αργίλων, η βαρυτική καθίζηση δεν μπορεί να αγνοηθεί λόγω της πυκνότητας τους. Οι Corapcioglu and Haridas (1985) έλαβαν υπόψη τον όρο της καθίζησης στην ανάπτυξη του μοντέλου της μεταφοράς των βακτηρίων σε πορώδη μέσα. Οι Wan et al. (1995) τροποποίησαν το νόμο του Stokes και παρουσίασαν την ταχύτητα καθίζησης των βακτηρίων κολλοειδών σε κορεσμένα πορώδη μέσα, ν_s μπορεί να εκφραστεί ως (Wan et al., 1995):

$$v_{s} = \left[\frac{b + 0.67}{b + (0.93/\epsilon)}\right] \left[\frac{(\rho_{p} - \rho)gd_{p}^{2}}{18\mu_{w}}\right]$$
(6.20)

Όπου το b δείχνει το λόγο του μέσου μήκους τμήματος ελεύθερης καθίζησης ως προς την ακτίνα του κόκκου (b ≈ 1), το ε δηλώνει τον εμπειρικό συντελεστή διόρθωσης λαμβάνοντας υπόψη τις επιδράσεις των επιφανειών του κόκκου ($0 \le \epsilon \le 1$), ρ_p είναι η πυκνότητα του κολλοειδούς σωματιδίου, ρ είναι η πυκνότητα του νερού, g είναι η επιτάχυνση της βαρύτητας, μ_w είναι το ιξώδες του νερού, και d_p είναι η διάμετρος του κολλοειδούς. Οι Wan et al. (1995) θεώρησαν ότι σε πορώδη μέσα η ταχύτητα καθίζησης δεν επηρεάζεται πολύ από τις επιφάνειες του κόκκου και ότι σε καλά στρογγυλεμένα κοκκώδη πορώδη μέσα, όπου θεωρείται μόνο η επιρροή του δαιδαλώδους των πόρων (δηλαδή ε=1), η ταχύτητα καθίζησης είναι περίπου το 90% της ταχύτητας ελεύθερης καθίζησης.

6.4 ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ

6.4.1 Πειράματα Μεταφοράς

Τα πειράματα σε στήλες πραγματοποιήθηκαν για τη μελέτη της μεταφοράς των κολλοειδών αργίλων και των ιών σε κορεσμένες στήλες με πληρωτικό υλικό γυάλινα σφαιρίδια παρουσία ενεργειακού φράγματος. Τα δεδομένα συγκέντρωσης που λαμβάνονται από τα πειράματα στις στήλες χρησιμοποιήθηκαν για την ποσοτικοποίηση του αντίκτυπου της κατεύθυνσης (προς τα κάτω και προς τα πάνω ροές) σε κατακόρυφη και διαγώνια μεταφορά των σωματιδίων και συγκρίθηκαν με τα αποτελέσματα της οριζόντιας ροής. Ο Πίνακας 6.2 παρέχει μια περίληψη των πειραματικών αποτελεσμάτων και για τις δύο συνθήκες ροής (προς τα κάτω και προς τα πάνω) στις κατακόρυφες και διαγώνιες στήλες αλλά και την οριζόντια ροή.

Αρχική Συγκέντρωση	Ιδιότητες Στήλης	M _r (%)	$M_{1(i)}/M_{1(t)}$	$\alpha_{Total-v}/\alpha_{Total-c}$	
Cl ⁻ (mol/L): C _{t0} Άργιλοι (mg/L): C _{c0} Ιοί (PFU/mL): C _{v0}					
	Ιχνηθέτης Cl	-			
0.01 mol/L	Οριζόντια	100	1		
0.01 mol/L	Κατακόρυφη προς τα πάνω	100	1		
0.01 mol/L	Κατακόρυφη προς τα κάτω	100	1		
	ФХ174				
8867 PFU/mL	Οριζόντια	100	1.08	0.002	
5300 PFU/mL	Κατακόρυφη προς τα πάνω	100	0.94	0.002	
3817 PFU/mL	Κατακόρυφη προς τα κάτω	100	0.93	0.002	
2167 PFU/mL	Διαγώνια προς τα πάνω	100	0.98	0.002	
2833 PFU/mL	Διαγώνια προς τα κάτω	91.49	0.99	0.016	
	MS2				
1350 PFU/mL	Οριζόντια	70.05	1.02	0.063	
6450 PFU/mL	Κατακόρυφη προς τα πάνω	98.82	0.98	0.002	
4842 PFU/mL	Κατακόρυφη προς τα κάτω	100	1.03	0.002	
18733 PFU/mL	Διαγώνια προς τα πάνω	90.23	0.98	0.018	
11325 PFU/mL	Διαγώνια προς τα κάτω	100	1.07	0.002	
	KGa-1b				
62.838 mg/L	Οριζόντια	53.45	1.17	0.312	
50.27 mg/L	Κατακόρυφη προς τα πάνω	32.6	1.03	0.558	
67.551 mg/L	Κατακόρυφη προς τα κάτω	79.48	1.1	0.114	
56.554 mg/L	Διαγώνια προς τα πάνω	37.55	1.03	0.487	
65.980 mg/L	Διαγώνια προς τα κάτω	47.85	1.01	0.367	
	STx-1b				
100.051 mg/L	Οριζόντια	58.64	1.14	0.257	
105.918 mg/L	Κατακόρυφη προς τα πάνω	64.95	0.88	0.121	
102.33 mg/L	Κατακόρυφη προς τα κάτω	93.82	0.95	0.018	
75.935 mg/L	Διαγώνια προς τα πάνω	61.53	1.22	0.137	
82.453 mg/L	Διαγώνια προς τα κάτω	83.1	1.07	0.052	

Πίνακας 6.2: Περίληψη των πειραματικών συνθηκών που ερευνώνται και παρατηρούμενες τιμές ανάκτησης μάζας και χρονικών ροπών για τις συγκεντρώσεις των ΦΧ174, MS2, KGa-1b και STx-1b στην έξοδο της στήλης για τα πειράματα μεταφοράς.

Τα δεδομένα κανονικοποιημένης συγκέντρωσης για την οριζόντια αλλά και την προς τα κάτω και την προς τα πάνω κατακόρυφη ροή των χλωριόντων παρουσιάζονται στο Σχήμα 6.2.



Σχήμα 6.2: Πειραματικά δεδομένα συγκέντρωσης του ιχνηθέτη (σύμβολα) και προσαρμοσμένες προβλέψεις του μαθηματικού μοντέλου (συνεχείς καμπύλες) για κορεσμένη (a) οριζόντια, (b) κατακόρυφη προς τα κάτω και (c) κατακόρυφη προς τα πάνω μεταφορά σε στήλη.

Το Σχήμα 6.3 παρουσιάζει τα δεδομένα κανονικοποιημένης συγκέντρωσης των MS2 και ΦX174 τόσο για τις κατακόρυφες, όσο και για τις διαγώνιες προς τα πάνω και προς τα κάτω συνθήκες ροής μαζί με τα δεδομένα συγκέντρωσης οριζόντιας ροής. Οι αντίστοιχες τιμές ανάκτησης μάζας M_r που υπολογίζονται με τη χρήση της εξίσωσης (3.11) καταγράφονται στον Πίνακα 6.2. Οι συγκεντρώσεις κορυφής και η ανάκτηση μάζας μειώθηκαν στην προς τα πάνω ροή και στην οριζόντια ροή για τον MS2. Η ίδια τάση δεν παρατηρήθηκε όμως για τον ΦX174. Με εξαίρεση τις προς τα κάτω ροές όλες οι υπολογισμένες τιμές ανάκτησης μάζας του MS2 ήταν χαμηλότερες από αυτές του ΦX174. Βεβαίως, η προσκόλληση και η αδρανοποίηση του MS2 μπορεί να συνέβαλαν στις παρατηρούμενες χαμηλές τιμές M_r %. Μόνο στη διαγώνια ροή προς τα κάτω παρατηρήθηκε μικρή συγκράτηση του ΦX174 στη στήλη. Στην περίπτωση της οριζόντιας και των προς τα πάνω ροών παρατηρήθηκε μικρή επιβράδυνση ($M_{1(i)}/M_{1(i)}>1$) για τον MS2, ενώ μόνο στις προς τα κάτω ροές



Σχήμα 6.3: Πειραματικά δεδομένα συγκέντρωσης των MS2 (a,c,e,g,i) και ΦΧ174 (b,d,f,h,j) για κορεσμένες κατακόρυφες (a,b,c,d-τετράγωνα), διαγώνιες (e,f,g,h-κύκλοι) και οριζόντιες (i,j-ρόμβοι) συνθήκες ροής. Με κλειστά σύμβολα είναι τα αποτελέσματα για την προς τα πάνω ροή (a,b,e,f) και με ανοιχτά σύμβολα τα αποτελέσματα για την προς τα κάτω ροή (c,d,g,h).

Επιπλέον, η κίνηση του ΦX174 καθυστερεί μόνο στην οριζόντια ροή κατά 8% $(M_{1(i)}/M_{1(t)}>1)$, ενώ στις υπόλοιπες κατευθύνσεις ροής ενισχύεται κατά από 1-7% σε

σύγκριση με τον ιχνηθέτη ($M_{1(i)}/M_{1(t)}<1$). Αν και οι ρυθμοί αδρανοποίησης των βακτηριοφάγων που χρησιμοποιούνται είναι σχετικά μικροί, η αδρανοποίηση του MS2 είναι πάνω από δύο φορές μεγαλύτερη από εκείνη του ΦΧ174. Ως εκ τούτου, η διαφορά στους συντελεστές ρυθμού αδρανοποίησης συμβάλλει στη χαμηλότερη καμπύλη συγκέντρωσης του MS2 από ότι του ΦΧ174 (Syngouna and Chrysikopoulos, 2011, Κεφάλαιο 3).

Στο Σχήμα 6.4 παρουσιάζονται τα δεδομένα της κανονικοποιημένης συγκέντρωσης των KGa-1b και STx-1b τόσο για τις κατακόρυφες, όσο και για τις διαγώνιες προς τα πάνω και προς τα κάτω συνθήκες ροής μαζί με τα δεδομένα συγκέντρωσης οριζόντιας ροής για ενδοπορώδη ταχύτητα: U=0.74 cm/min. Ο λόγος της πρώτης κανονικοποιημένης χρονικής ροπής του KGa-1b ως προς εκείνη του Cl υπολογίστηκε για κάθε καμπύλη συγκέντρωσης και τα αποτελέσματα παρατίθενται στον Πίνακα 6.2. Σημειώστε ότι για όλες τις περιπτώσεις ροής ο λόγος ήταν $M_{1(i)}/M_{1(t)} > 1$, το οποίο δείχνει ότι η κίνηση του KGa-1b καθυστερούσε 1%-17% σε σύγκριση με τον ιχνηθέτη. Επίσης, παρατηρήθηκε σημαντική συγκράτηση του KGa-1b στη στήλη, ειδικά στις προς τα πάνω ροές. Μικρότερη προσκόλληση του KGa-1b στα γυάλινα σφαιρίδια παρατηρήθηκε στην κατακόρυφη προς τα κάτω ροή. Για την οριζόντια και τις διαγώνιες ροές για τον STx-1b $M_{1(i)}/M_{1(t)} > 1$, το οποίο δείχνει ότι η μεταφορά του STx-1b καθυστερούσε 7%-22% σε σχέση με τον ιχνηθέτη, ενώ στις κατακόρυφες ροές η μεταφορά του ενισχύθηκε κατά 5%-12%. Οι τιμές ανάκτησης μάζας M_r, που παρατίθενται στον Πίνακα 6.2, δείχνουν ότι δεν υπήρξε σημαντική συγκράτηση του STx-1b από τη στήλη στις προς τα κάτω ροές. Υψηλότερες τιμές M_r παρατηρήθηκαν για τον STx-1b από ότι τον KGa-1b σε όλες τις περιπτώσεις που εξετάστηκαν. Υψηλότερη συγκράτηση των κολλοειδών αργίλων παρατηρήθηκε κατά τη διάρκεια και κατακόρυφης και διαγώνιας ανοδικής ροής. Υποθέτουμε ότι ο μηχανισμός για την επιφανειακή διήθηση κατά τη διάρκεια των πειραμάτων ροής προς τα πάνω είναι η υδροδυναμική σύλληψη των σωματιδίων σε ζώνες αργής κίνησης ή τη στασιμότητας του υγρού που δημιουργούνται γύρω από τις κατάντη επιφάνειες του συλλέκτη (Yoon et al., 2006). Τα σωματίδια που εισέρχονται σε αυτές τις περιοχές αργής κίνησης πιστεύεται ότι θα συγκρατηθούν σε μια μικρή περιοχή στο πάνω μέρος του συλλέκτη με το συνδυασμό της τοπικής κυκλοφορίας του ρευστού και τις διαδικασίες καθίζησης. Οι παρατηρήσεις της διήθησης των σωματιδίων στην προς τα πάνω και προς τα κάτω ροή για την ίδια ταχύτητα διήθησης εμφανίζουν σημαντικά μεγαλύτερη διήθηση των σωματιδίων κατά τη διάρκεια της ανοδικής ροής. Αυτή η διαφορά είναι εντυπωσιακή, δεδομένου ότι η μόνη αξιοσημείωτη διαφορά μεταξύ των πειραμάτων ήταν η αλλαγή της κατεύθυνσης της ροής.



Σχήμα 6.4: . Πειραματικά δεδομένα συγκέντρωσης του KGa-lb (a,c,e,g,i) και STx-lb (b,d,f,h,j) για κορεσμένες κατακόρυφες (a,b,c,d-τετράγωνα), διαγώνιες (e,f,g,h-κύκλοι) και οριζόντιες (i,j-ρόμβοι) συνθήκες ροής. Με κλειστά σύμβολα είναι τα αποτελέσματα για την προς τα πάνω ροή (a,b,e,f) και με ανοιχτά σύμβολα τα αποτελέσματα για την προς τα κάτω ροή (c,d,g,h).

6.4.2 Πειράματα Συμμεταφοράς

Το Σχήμα 6.5 παρουσιάζει τα δεδομένα της κανονικοποιημένης συγκέντρωσης του ΦΧ174 και των κολλοειδών αργίλων (KGa-1b, STx-1b) για τα πειράματα συμμεταφοράς οριζόντιας και κατακόρυφης προς τα πάνω και προς τα κάτω ροής για ενδοπορώδη ταχύτητα U=0.74cm/min. Οι αντίστοιχες τιμές ανάκτησης μάζας Mr, που βασίζονται στο C_{Total-v} του ΦΧ174 στην εκροή της στήλης και υπολογίζονται από την Εξίσωση (3.11), έχουν μειωθεί σημαντικά με την παρουσία των κολλοειδών αργίλων σε σύγκριση με εκείνες που λαμβάνονται στην περίπτωση απουσίας τους, όπως προκύπτει από τα δεδομένα της καμπύλης συγκέντρωσης (βλ. Πίνακα 6.3). Επιπλέον οι τιμές M_r, που βασίζονται στο C_{Total-v} του ΦΧ174 είναι μικρότερες στην οριζόντια από ό,τι στις κατακόρυφες ροές και για τις δυο αργίλους. Αυτό υποδηλώνει την επίδραση της βαρύτητας στους ιούς που προσκολλήθηκαν στα κολλοειδή αργίλων και συγκρατήθηκαν στη στήλη. Επιπλέον, οι διάφοροι λόγοι M_{1(i)}/M_{1(t)} που βασίζονται στο C_{Total-v} του ΦΧ174 και παρατίθενται στον Πίνακα 6.3 δείχνουν ότι η μεταφορά της C_{Total-v} του ΦΧ174 ενισχύεται (12% έως 16%) μόνο στις κατακόρυφες προς τα πάνω και προς τα κάτω ροές σε σύγκριση με την κίνηση του ιχνηθέτη Cl⁻, ενώ στην οριζόντια ροή καθυστερεί 14% παρουσία του KGa-1b και 10% παρουσία του STx-1b. Η ίδια τάση παρατηρείται και για τη μεταφορά των αργίλων που ενισχύεται κατά 9%-13% για τον KGa-1b και 6%-23% για τον STx-1b σε σύγκριση με τα CI μόνο στις κατακόρυφες ροές. Η ίδια τάση παρατηρήθηκε και για τους λόγους M_{1(i)}/M_{1(t)} που βασίστηκαν στη C_v του ΦX174, οι οποίοι έδειξαν ότι η μεταφορά της C_v ενισχύθηκε 12-15% παρουσία του KGa-1b, και 16% παρουσία του STx-1b μόνο στις κατακόρυφες ροές. Η ίδια τάση δεν παρατηρήθηκε και για τους λόγους $M_{1(i)}/M_{1(t)}$ που βασίστηκαν στη Cvc του ΦΧ174. Αξίζει να σημειωθεί ότι, παρουσία του STx-1b, η μεταφορά της C_{vc} του ΦΧ174 καθυστερούσε σημαντικά (8%-72%) σε σύγκριση με τα Cl και περισσότερο από τη C_{Total-v} του ΦΧ174 για όλες τις περιπτώσεις που εξετάστηκαν.

Πίνακας 6.3: Περίληψη των πειραματικών συνθηκών που ερευνώνται και παρατηρούμενες τιμές ανάκτησης μάζας και χρονικών ροπών για τις συγκεντρώσεις των ΦΧ174, MS2, KGa-1b και STx-1b στην έξοδο της στήλης για τα πειράματα συμμεταφοράς.

Αρχική Συγκέντρωση Ιοί (PFU/mL): C _{v0} Άργιλοι (mg/L): C _{c0}		M _r (%) C _{Total-v} C _c	M _r (%) C _v	M _r (%) C _{vc}	$\begin{array}{c} M_{1(i)}/M_{1(t)} \\ C_{Total \cdot v} \\ C_c \end{array}$	$\frac{M_{1(i)}/M_{1(t)}}{C_v}$	$\frac{M_{1(i)}/M_{1(t)}}{C_{vc}}$	(a _{Total-v}	α _v	
			Φ	X174-KGa-	-1b					
Cv0=3238 PFU/mL		40.5	24.35	19.3	1.14	1.22	1.03	0.164	0.256	
C _{c0} =57.497 mg/L	 Οριζόντια 	30.3			1.2					
Cv0=3400 PFU/mL	Κατακόρυφη	57	37.53	23.69	0.84	0.88	0.93	0.102	0.178	
C _{c0} =93 mg/L	- προς τα πάνω	25.05			0.91					
Cv0=2767 PFU/mL	Κατακόρυφη	64.55	43.41	21.59	0.82	0.85	0.81	0.080	0.152	
C _{c0} =80.747 mg/L	- προς τα κάτω	27.2			0.87					
ΦX174-STx-1b										
C _{v0} =61667 PFU/mL	0 44	47.48	39.33	8.16	1.1	1.07	1.25	0.135	0.17	
C _{c0} =78.542 mg/L	- Οριζόντια	22.11			1.57					
Cv0=3850 PFU/mL	Κατακόρυφη	55.65	40.31	22.37	0.89	0.84	1.08	0.106	0.165	
C _{c0} =123.92 mg/L	- προς τα πάνω	41.19			0.94					
Cv0=4817 PFU/mL	Κατακόρυφη	71.85	43	27.22	0.79	0.84	1.72	0.060	0.153	
C _{c0} =122.213 mg/L	- προς τα κάτω	47.74			0.77					
			Μ	IS2-KGa-I	lb					
Cv0=2425 PFU/mL	0.44	28.2	6.6	21.4	1.14	1.25	1.09	0.223	0.468	
C _{c0} =69.122 mg/L	- Οριζοντια	51.87			1.03					
C _{v0} =18185 PFU/mL	Κατακόρυφη	40.85	29.99	10.86	0.77	0.81	0.81	0.158	0.213	
C _{c0} =70.693 mg/L	- προς τα πάνω	36.8			0.90					
Cv0=9767 PFU/mL	Κατακόρυφη	53.75	39.98	14.73	0.78	0.87	0.71	0.109	0.161	
Cc0=76.977 mg/L	- προς τα κάτω	31.41			0.85					
MS2-STx-1b										
Cv0=181333 PFU/mL	0 44	43.8	17.91	25.59	1.08	1.12	1.06	0.145	0.303	
C _{c0} = 91.252 mg/L	- Οριζόντια	47.95			1.1					
C _{v0} =9017 PFU/mL	Κατακόρυφη	73.18	51.59	21.01	0.82	0.82	0.85	0.055	0.117	
C _{c0} =114.065 mg/L	- προς τα πάνω	39.28			0.87					
C _{v0} =9500 PFU/mL	Κατακόρυφη	67.65	38.45	35.11	0.89	0.94	0.96	0.069	0.168	
C _{c0} =92.556 mg/L	- προς τα κάτω	42.88			0.85					



Σχήμα 6.5: Τα πειραματικά δεδομένα συνολικής συγκέντρωσης $C_{Total-v}$ (κλειστά σύμβολα), αιωρούμενης συγκέντρωσης C_v (γεμάτα σύμβολα) και προσκολλημένης συγκέντρωσης C_{vc} (ανοιχτά σύμβολα) των ιών για τη συμμεταφορά του ΦΧ174 με τα κολλοειδή KGa-1b (a, c, e) και STx-1b (b, d, f) σε κατακόρυφη ροή προς τα πάνω (a, b), σε κατακόρυφη ροή προς τα κάτω (c, d) και οριζόντια ροή (e, f) με U= 0.74 cm/min.

Το Σχήμα 6.6 δείχνει τα δεδομένα της κανονικοποιημένης συγκέντρωσης του MS2 και των κολλοειδών αργίλων (KGa-1b, STx-1b) για τα πειράματα συμμεταφοράς οριζόντιας και κατακόρυφης προς τα πάνω και προς τα κάτω ροής για ενδοπορώδη ταχύτητα: U=0.74 cm/min. Οι διάφορες τιμές του λόγου $M_{1(i)}/M_{1(t)}$ που που βασίζονται στο $C_{Total-v}$ του MS2 δείχνουν ότι η μεταφορά της $C_{Total-v}$ του MS2 ενισχύεται (18 έως 23%) σε σχέση με την κίνηση των Cl⁻ μόνο στις κατακόρυφες ροές και για τις δυο αργίλους. Η ίδια τάση παρατηρήθηκε στις κατακόρυφες ροές και για τους λόγους $M_{1(i)}/M_{1(t)}$ που βασίστηκαν στις C_v και C_{vc} του MS2. Επίσης, η μεταφορά του KGa-1b ενισχύθηκε κατά 10-15% και του STx-1b κατά 13-15% σε σύγκριση με την κίνηση των Cl⁻ για τις κατακόρυφες ροές. Στην οριζόντια ροή, όλες οι συγκεντρώσεις ($C_{Total-v}$, C_v , C_{vc} , και C_c) καθυστέρησαν σημαντικά σε σχέση με τον ιχνηθέτη. Αξίζει να σημειωθεί ότι στην οριζόντια ροή, η C_v του MS2 καθυστερούσε περισσότερο από τη C_{vc} του MS2 και για τις δυο αργίλους (KGa-1b, STx-1b).



Σχήμα 6.6: Τα πειραματικά δεδομένα συνολικής συγκέντρωσης $C_{\text{Total-v}}$ (κλειστά σύμβολα), αιωρούμενης συγκέντρωσης C_v (γεμάτα σύμβολα) και προσκολλημένης συγκέντρωσης C_{vc} (ανοιχτά σύμβολα) των ιών για τη συμμεταφορά του MS2 με τα κολλοειδή KGa-1b (a, c, e) και STx-1b (b, d, f) σε κατακόρυφη ροή προς τα πάνω (a, b), σε κατακόρυφη ροή προς τα κάτω (c, d) και οριζόντια ροή (e, f) με U= 0.74 cm/min.

Οι τιμές ανάκτησης μάζας M_r για τα ΦΧ174, MS2, KGa-1b και STx-1b, όπως υπολογίστηκαν από την Εξίσωση (3.11), για τις τρεις ροές που εξετάστηκαν, παρουσιάζονται στον Πίνακα 6.3. Σημειώστε ότι η ανάκτηση μάζας M_r των ΦΧ174 και MS2, που βασίστηκε στη $C_{Total-v}$ στην εκροή ισοδυναμεί με το άθροισμα της ανάκτησης μάζας M_r που βασίστηκε στη C_v και την M_r που βασίστηκε στη C_{vc} . Με καμία εξαίρεση, οι τιμές M_r που βασίστηκαν στη $C_{Total-v}$ του MS2 στην εκροή μειώθηκαν σε σχέση με αυτές απουσία κολλοειδών αργίλων. Παρουσία του KGa-1b, οι τιμές M_r που βασίστηκαν στη C_{vc} του MS2 ήταν 10.86 έως 21.4%. Παρουσία του STx-1b, οι τιμές M_r που βασίστηκαν στη $C_{Total-v}$ του MS2 ήταν μεγαλύτερες από εκείνες παρουσία του KGa-1b με υψηλότερες τιμές M_r της $C_{Total-v}$ για τις κατακόρυφες από ότι την οριζόντια ροή και τιμές M_r της C_v του MS2 από 21 έως 35%. Επιπλέον, για τον ΦΧ174, παρουσία του KGa-1b, οι διάφορες τιμές M_r , που παρουσιάζονται στον Πίνακα 6.3., έδειξαν ότι στις κατακόρυφες ροές, η διαφορά μεταξύ $C_{Total-v}$ και C_v του ΦΧ174 επίσης αυξήθηκε, γεγονός που υποδηλώνει ότι περισσότεροι ιοί προσκολλήθηκαν στα αιωρούμενα κολλοειδή KGa-1b. Το γεγονός αυτό αντανακλάται στην αύξηση της M_r που βασίζεται στη C_{vc} του ΦΧ174 (19.3 έως 23.69%). Ομοίως, παρουσία του STx-1b, οι τιμές M_r που βασίστηκαν στη C_{vc} του ΦΧ174 ήταν μεγαλύτερες στις κατακόρυφες ροές (22.37 και 27.22%). Οι τιμές M_r βασισμένες στη C_c για τον KGa-1b κυμάνθηκαν από 25.05% έως 30.3% παρουσία του ΦΧ174 και από 31.41% έως 51.87% παρουσία του MS2. Οι τιμές M_r βασισμένες στη C_c για τον STx-1b κυμάνθηκαν από 22.11% έως 47.74% παρουσία του ΦΧ174 και από 39.28% έως 47.95% παρουσία του MS2 (δείτε Πίνακα 6.3.). Οι διάφορες τιμές M_r για τα ΦΧ174, MS2, KGa-1b και STx-1b απεικονίζονται γραφικά στο Σχήμα 6.7.



Σχήμα 6.7: Υπολογισμένες τιμές M_r με βάση τις $C_{Total-v}$ (συμπαγείς στήλες), C_v (γεμάτες στήλες), C_v (ανοικτές στήλες) και C_c (διαγώνια σκιασμένες στήλες) για τη συμμεταφορά (α) ΦΧ174 με KGa-1b, (b) ΦΧ174 με STx-1b, (c) MS2 με KGa-1b, και (d) MS2 με STx-1b στην οριζόντια ροή, κατακόρυφη προς τα πάνω και κατακόρυφη προς τα κάτω για ενδοπορώδη ταχύτητα U=0.74cm/min.

Οι τιμές του συντελεστή απόδοσης συγκρούσεων, α_{Total-v}, που βασίστηκαν στη C_{Total-v} και οι τιμές α_v, που βασίστηκαν στη C_v, υπολογίστηκαν με την Εξίσωση (3.12) για τις διαφορετικές κατευθύνσεις ροής και ενδοπορώδη ταχύτητα U=0.74cm/min, και παρουσιάζονται στον Πίνακα 6.2 και Πίνακα 6.3. Οι α_{Total-v} περιέχουν πληροφορίες για την προσρόφηση της C_{Total-v} στα γυάλινα σφαιρίδια (πειράματα μεταφοράς) και της C_{Total-v} των ιών και στα γυάλινα σφαιρίδια και στη C_c^* (πειράματα συμμεταφοράς). Οι τιμές α_{Total-v} για τον MS2 και ΦX174 στα πειράματα μεταφοράς ήταν πολύ μικρές για όλες τις κατευθύνσεις και μικρότερες από τις α_{Total-c} για τους KGa-1b και STx-1b (δείτε Πίνακα 6.2, Σχήμα 6.8). Επίσης παρατηρήθηκαν μεγαλύτερες τιμές α_{Total-c} για τον KGa-1b απ' ότι τον STx-1b το οποίο αποδίδεται στη μεγαλύτερη τάση προσκόλλησης του KGa-1b στα γυάλινα σφαιρίδια (μεγαλύτερη ελκτική ελεύθερη ενέργεια αλληλεπίδρασης οξέος βάσεως κατά Lewis, βλ. Κεφάλαιο 4). Με μοναδική εξαίρεση την κατακόρυφη προς τα πάνω ροή του KGa-1b, οι τιμές α_{Total-c} και για τις δυο αργίλους είναι μεγαλύτερες στις διαγώνιες από αυτές στις κατακόρυφες στήλες. Βλέπουμε δηλαδή ότι η επίδραση της βαρύτητας στην κατακόρυφη μεταφορά δρα ενάντια στη συγκράτηση των κολλοειδών αργίλων στη στήλη. Αξίζει να σημειωθεί ότι οι τιμές α_{Total-c} και για τις δυο αργίλους είναι μικρότερες στις προς τα κάτω ροές απ' ότι στις προς τα πάνω, με μεγαλύτερη διαφορά να παρατηρείται στις κατακόρυφες από ότι στις διαγώνιες στήλες (βλ. Σχήμα 6.8).



Σχήμα 6.8: Οι τιμές του συντελεστή απόδοσης συγκρούσεων α_{Total} για τα πειράματα μεταφοράς του ΦΧ174 (τετράγωνα), MS2 (κύκλοι), KGa-1b (τρίγωνα) και STx-1b (ρόμβοι) για (a) κατακόρυφες προς τα πάνω και προς τα κάτω ροές, και (b) διαγώνιες προς τα πάνω και προς τα κάτω ροές.

Επιπλέον, παρουσία των κολλοειδών αργίλων (πειράματα συμμεταφοράς), οι τιμές α_{Total-v} ήταν υψηλότερες και για τους δυο ιούς για όλες τις περιπτώσεις που εξετάστηκαν, το οποίο δείχνει ότι περισσότερες περιοχές προσκόλλησης ήταν διαθέσιμες στη στερεά μήτρα (γυάλινα σφαιρίδια και C_c^*). Παρουσία του STx-1b αλλά και του KGa-1b, οι τιμές α_{Total-v} μειώθηκαν στις κατακόρυφες ροές σε σχέση με την οριζόντια με μεγαλύτερες τιμές για την προς τα πάνω ροή. Η ίδια τάση παρατηρήθηκε και για το α_v (δείτε Πίνακα 6.3, Σχήμα 6.9) δείχνοντας ότι η παρουσία των κολλοειδών αργίλων στην οριζόντια ροή οδηγεί σε μεγαλύτερη προσκόλληση των ιών στα γυάλινα σφαιρίδια και στα κολλοειδή αργίλων σε σχέση με τις κατακόρυφες ροές. Επιπλέον, υψηλότερες τιμές α_ν παρατηρήθηκαν για τον MS2 παρουσία και του KGa-1b και του STx-1b, το οποίο μπορεί να αποδοθεί στη μεγαλύτερη τάση προσκόλλησης του MS2 και στις δυο αργίλους (Πειράματα Διαλείποντος Έργου, Chrysikopoulos and Syngouna, 2012, Bλ. Κεφάλαιο 4).



Σχήμα 6.9: Οι τιμές του συντελεστή απόδοσης συγκρούσεων, (a) α_{Total-v} και (b) α_v για τα πειράματα συμμεταφοράς του ΦΧ174 (τετράγωνα) και του MS2 (κύκλοι) με τους KGa-1b (συνεχείς γραμμές) και STx-1b (διακεκομμένες γραμμές) για τις τρεις κατευθύνσεις ροής.

6.4.3 Ο ρόλος της βαρυτικής καθίζησης στην κινητική απόθεσης των κολλοειδών

Αγνοώντας την αλληλεπίδραση μεταξύ των κολλοειδών σωματιδίων και του συλλέκτη (Brown and Lawler, 2003), οι ταχύτητες των σωματιδίων που υπολογίζονται για κάθε σωματίδιο σε 1.5 mL/min παρουσιάζονται στον Πίνακα 6.4. Οι εκτιμώμενες ταχύτητες καθίζησης των σωματιδίων με χρήση της Εξίσωσης (6.7) είναι 8.34×10^{-7} , 1.29×10^{-6} , 0.004 και 0.007 cm/min για MS2, ΦX174, KGa-1b και STx-1b, αντίστοιχα. Για τα μεγαλύτερα σωματίδια (κολλοειδή αργίλων), οι εκτιμώμενες ταχύτητες καθίζησης είναι συγκρίσιμες με το ένα εκατοστό της μέσης ταχύτητας ροής κατά τη διάρκεια της πειραμάτων μεταφοράς προς τα πάνω. Ως εκ τούτου, ο ρόλος της καθίζησης στην απόθεση μεγαλύτερων σωματιδίων κατά τη διάρκεια των πειραμάτων ροής προς τα πάνω αναμένεται να είναι σημαντικός κυρίως σε περιοχές αργής κίνησης του ρευστού των πόρων.

Πίνακας 6.4: Ταχύτητες καθίζησης των σωματιδίων V_s και τιμές των παραμέτρων που χρησιμοποιήθηκαν για τον υπολογισμό τους

Παράμετροι	Μονάδες	MS2	ФХ174	KGa-1b	STx-1b
ρ _p Πυκνότητα σωματιδίων	kg/m ³	1420	1600	2650	2650
ρ _f Πυκνότητα υγρού	kg/m ³	999.7	999.7	999.7	999.7
d _p Διάμετρος σωματιδίων	m	2.50E-08	2.60E-08	8.43E-07	1.19E-06
g Επιτάχυνση της βαρύτητας	m/s^2	9.81	9.81	9.81	9.81
μ _w Απόλυτο ιξώδες του υγρού	kg/(ms)	8.91E-04	8.91E-04	8.91E-04	8.91E-04
В		1	1	1	1
Ε		1	1	1	1
Vs Ταχύτητα καθίζησης	cm/min	8.34E-07	1.29E-06	3.72E-03	7.38E-03

Επιπλέον, στο Σχήμα 6.10 οι υπολογισμένες τιμές k_c από τα πειραματικά αποτελέσματα της κανονικοποιημένης συγκέντρωσης με χρήση της Εξίσωσης (6.14) έδειξαν ότι για τα κολλοειδή αργίλων, οι τιμές των k_c στην προς τα πάνω ροή ήταν μεγαλύτερες από τις τιμές των k_c στην προς τα κάτω ροή και μεγαλύτερες στις διαγώνιες από αυτές στις κατακόρυφες στήλες, αποδεικνύοντας την επίδραση του προσανατολισμού της ροής σε σχέση με τη βαρύτητα στην απόθεση κολλοειδών. Ωστόσο, οι διαφορές μεταξύ των τιμών k_c των προς τα πάνω και προς τα κάτω ροών

ήταν περίπου ενός συντελεστή 2, το οποίο είναι της τάξης των σφαλμάτων σε πολλά από αυτά τα είδη των πειραμάτων. Οι Liu et al. (2008) ανέφεραν ότι κατά τις συνθήκες της προς τα πάνω και προς τα κάτω-ροής παρατηρήθηκε παρόμοια συμπεριφορά συγκράτησης για τα βακτήρια *Erwinia chrysanthemi* μεγέθους μm στις επιφάνειες των πορωδών μέσων που καλύπτονται από βιοφίλμ. Παρατηρείστε επίσης ότι οι τιμές των k_c είναι μεγαλύτερες για τον KGa-1b απ' ότι τον STx-1b και μεγαλύτερες για τον MS2 απ' ότι τον ΦX174 (Bλ. Σχήμα 6.10).



Σχήμα 6.10: Οι πειραματικές τιμές της σταθεράς ρυθμού απόθεσης k_c , για τους ΦΧ174 (τετράγωνα), MS2 (κύκλοι), KGa-1b (τρίγωνα), STx-1b (ρόμβοι) για τις προς τα πάνω και προς τα κάτω ροές στις κατακόρυφα (κλειστά σύμβολα) και διαγώνια τοποθετημένες στήλες (ανοιχτά σύμβολα).

Για τις συνθήκες της προς τα κάτω ροής, η βαρύτητα κινεί τα κολλοειδή προς την επιφάνεια της ανάντη πλευράς του συλλέκτη για προσκόλληση, η οποία μειώνει τον αριθμό των κολλοειδών που είναι κοντά στην επιφάνεια πριν τα κολλοειδή φτάσουν στην κατάντη πλευρά του συλλέκτη. Από την κατάντη πλευρά του συλλέκτη, η βαρύτητα οδηγεί τα κολλοειδή μακριά από την επιφάνεια. Ως αποτέλεσμα, η απόθεση των κολλοειδών περιορίζεται όλο και πιο πολύ στην ανάντη επιφάνεια του συλλέκτη με την αύξηση του μεγέθους των κολλοειδών (Ma et al., 2011).

Υπό τις συνθήκες της προς τα πάνω ροής, η βαρύτητα οδηγεί τα κολλοειδή μακριά από την επιφάνεια του συλλέκτη στην ανάντη πλευρά, αλλά προς την επιφάνεια του συλλέκτη στην κατάντη πλευρά. Οι δυνάμεις οπισθέλκουσας κυριαρχούν των δυνάμεων της βαρυτικής καθίζησης.

Παρά το γεγονός ότι είναι πιθανό να υπάρχει περιοχή ανακυκλοφορίας της ροής στην κατάντη πλευρά μιας στερεάς φάσης συλλέκτη (σφαιριδίου γυαλιού) κατά τη διάρκεια της ροής προς τα κάτω, οι ταχύτητες καθίζησης των σωματιδίων θα λειτουργήσουν ενάντια στην υδροδυναμική σύλληψη των σωματιδίων σε αυτή την περίπτωση. Έτσι, η διαφορά μεταξύ των μηχανισμών διήθησης κατά τη διάρκεια της προς τα κάτω και προς τα πάνω ροής προκαλείται από μια αλλαγή στη σχετική κατεύθυνση των διανυσμάτων της ταχύτητας διήθησης και της βαρύτητας. Ως εκ τούτου, προβλέπεται ότι η διήθηση επαφής θα είναι παρούσα σε όλες τις κατευθύνσεις ροής, συμπεριλαμβανομένης της οριζόντιας ροής, αλλά οι μηχανισμοί επιφανειακής διήθησης αναμένεται να αλλάζουν με την κατεύθυνση της ροής, δεδομένου ότι εξαρτώνται από την κατά τόπους ισορροπία δυνάμεων (υδροδυναμική αντίσταση, βαρυτική, και αλληλεπιδράσεις σωματιδίων-συλλέκτη).

6.4.4 Σύγκριση των πειραματικών αποτελεσμάτων συγκράτησης των κολλοειδών με τις προσομοιώσεις των μοντέλων M1, M2, M3 και M4

Στο Σχήμα 6.11 παρουσιάζονται οι τιμές σταθερών ρυθμού απόθεσης k_e που υπολογίστηκαν με τη χρήση των μοντέλων με τις προβλέψεις των μοντέλων M1, M2, M3 και M4 για ένα ευρύ φάσμα μεγέθους κολλοειδών 0.001 έως 2 μm (πυκνότητα 1.055 g/cm³) τόσο για προς τα πάνω και όσο και προς τα κάτω συνθήκες ροής σε ενδοπορώδη ταχύτητα U=0.74 cm/min, πορώδες θ=0.42, δυναμικό ζήτα κολλοειδούς -30 mV και -50 mV για το σφαιρικό συλλέκτη. Τα πειραματικά δεδομένα απεικονίζονται ως διακριτά σύμβολα. Η γραμμή τάσης του μοντέλου M1 προέρχεται από την Εξίσωση 6.16, όπου οι η₀ είχαν υπολογιστεί από την Εξίσωση TE (Εξίσωση 3.16). Η γραμμή τάσης του μοντέλου M2 προέρχεται από την Εξίσωση 6.17, όπου οι τιμές η₀ υπολογίστηκαν με βάση την εξίσωση MPFJ (Εξίσωση 6.18). Για τη γραμμή τάσης του μοντέλου M3 χρησιμοποιήθηκε η Εξίσωση (6.16) με τιμές η₀ υπολογισμένες για δυσμενείς συνθήκες απόθεσης (ενσωμάτωση ηλεκτροστατικών αλληλεπιδράσεων) και για τη γραμμή τάσης του μοντέλου M4 χρησιμοποιήθηκε η Εξίσωση (6.17) επίσης με τιμές η₀ για δυσμενείς συνθήκες απόθεσης.



Σχήμα 6.11: Οι τιμές σταθερών ρυθμού απόθεσης k_c των (a) ΦΧ174 (τετράγωνα), MS2 (κύκλοι) και (b) KGa-1b (τρίγωνα), STx-1b (ρόμβοι) για ευνοϊκές συνθήκες απόθεσης (κλειστά σύμβολα) και δυσμενείς συνθήκες (ανοιχτά σύμβολα) που υπολογίστηκαν με τη χρήση των μοντέλων μαζί με τις προβλέψεις των μοντέλων M1, M2, M3 και M4 για ένα ευρύ φάσμα μεγέθους κολλοειδών.

Στο Σχήμα 6.12 παρουσιάζεται ο δεκαδικός λογάριθμος του λόγου της προβλεπόμενης από τα μοντέλα M1, M2, M3 και M4 σταθεράς ρυθμού απόθεσης kc προς την υπολογισμένη τιμή από τα πειραματικά αποτελέσματα κανονικοποιημένης συγκέντρωσης σε μια προσπάθεια σύγκρισής τους και διερεύνησης της αποτελεσματικότητας πρόβλεψής τους. Είναι φανερό ότι τα μοντέλα M2 και M4, για ευνοϊκές και δυσμενείς συνθήκες απόθεσης αντίστοιχα, βασισμένα σε γεωμετρία πόρου ημισφαίρια σε κελί, δίνουν καλύτερα συγκριτικά αποτελέσματα μεταξύ των προβλέψεων και των πειραματικών τιμών kc (τιμές του λογαρίθμου του λόγου κοντά στο 0) απ' ότι τα μοντέλα M1 και M3, για ευνοϊκές και δυσμενείς συνθήκες απόθεσης αντίστοιγα, βασισμένα σε γεωμετρία πόρου σφαίρα σε κελί. Αξίζει να σημειωθεί ότι σχεδόν σε όλες τις περιπτώσεις οι προβλέψεις των τιμών k_c από τα μοντέλα M1, M2, M3 και M4 είναι μεγαλύτερες από τις πειραματικές τιμές k_c. Ενσωματώνοντας τις ηλεκτροστατικές αλληλεπιδράσεις στα μοντέλα M3 και M4 οι προβλεπόμενες τιμές k_c αυξάνονται ελαφρώς, οδηγώντας σε λίγο μεγαλύτερη απόκλιση από τις πειραματικές τιμές, εκτός από τις περισσότερες προβλέψεις του μοντέλου Μ4 για τα κολλοειδή αργίλων (Βλ. Σχήμα 6.12d). Για τη ροή προς τα πάνω, ο μηχανισμός της προσκόλλησης των σωματιδίων απαιτεί περαιτέρω πειραματική έρευνα για την καλύτερη ποσοτικοποίηση της επιρροής της υδροδυναμικής ροής στην απόθεση των σωματιδίων. Παρ' όλα αυτά, τα αποτελέσματα δείχνουν ότι η κατεύθυνση της ροής έχει σημαντική επίδραση στο μέγεθος της διήθησης των κολλοειδών αργίλων. Αξίζει να σημειωθεί ότι οι προβλεπόμενες τιμές k_c με τα μοντέλα M1, M2, M3 και M4 διαφέρουν από τις πειραματικές όλο και περισσότερο με μείωση του μεγέθους των κολλοειδών, μέχρι 2 τάξεις μεγέθους, τόσο στις προς τα πάνω όσο και στις προς τα κάτω συνθήκες ροής.



Σχήμα 6.12: Σύγκριση της πειραματικής τιμής της σταθεράς ρυθμού απόθεσης k_c των ΦΧ174 (τετράγωνα), MS2 (κύκλοι), KGa-1b (τρίγωνα) και STx-1b (ρόμβοι) με τις προβλεπόμενες τιμές από τα μοντέλα (a) M1, (b) M2, (c) M3 και (d) M4.

Στο Σχήμα 6.13 απεικονίζεται ο συντελεστής απόδοσης συγκρούσεων a_M , που υπολογίστηκε με χρήση της Εξίσωσης 3.16 και τους συντελεστές σύλληψης μοναδιαίου συλλέκτη η_0 , των μοντέλων M1, M2, M3 και M4 για την απόθεση των ΦΧ174, MS2, KGa-1b και STx-1b στις κατακόρυφες προς τα πάνω και προς τα κάτω ροές. Παρατηρούμε υψηλότερες τιμές συντελεστή απόδοσης συγκρούσεων a_M από τα μοντέλα M2 και M4. Με ενσωμάτωση των ηλεκτροστατικών αλληλεπιδράσεων παρατηρείται μια πτώση των τιμών του a_M της τάξης του 17%, 26%, 28% και 13% για τους ΦΧ174, MS2, KGa-1b και STx-1b αντίστοιχα και τα μοντέλα M1-M3 και της τάξης του 28%, 39%, 58% και 40% για τους ΦΧ174, MS2, KGa-1b και STx-1b αντίστοιχα και τα μοντέλο M2 στην πρόβλεψη του a_M με ενσωμάτωση των ηλεκτροστατικών αλληλεπιδράσεων δείχνει μεγαλύτερη ευαισθησία από ότι το μοντέλο M1 τόσο για τους ιούς όσο και για τα κολλοειδή αργίλων, με μεγαλύτερη για τον MS2 και KGa-1b οι οποίοι είναι και οι πιο αρνητικά φορτισμένοι (Bλ. Κεφάλαιο 4).



Σχήμα 6.13: Ο συντελεστής απόδοσης συγκρούσεων α με χρήση των συντελεστών σύλληψης μοναδιαίου συλλέκτη η₀, των μοντέλων M1, M2, M3 και M4 για την απόθεση των ΦΧ174 (τετράγωνα), MS2 (κύκλοι), KGa-lb (τρίγωνα) και STx-lb (ρόμβοι) στις κατακόρυφες (a) προς τα πάνω και (b) προς τα κάτω ροές.

Οι μηχανισμοί που ευθύνονται για τη συγκράτηση των σωματιδίων παρουσία ενεργειακού φράγματος πρέπει να διερευνηθούν περισσότερο, ιδίως η αλληλεπίδραση της κατεύθυνσης της ροής και του προσανατολισμού της βαρύτητας, το μέγεθος των σωματιδίων, καθώς και γεωμετρία των πόρων. Τα υπάρχοντα μοντέλα πρόβλεψης χαρακτηρίζονται από ελλιπή κατανόηση της διαδικασίας απόθεσης. Τα αποτελέσματά μας δείχνουν ότι οι βαρυτικές δυνάμεις μπορούν να έχουν σημαντική επίδραση στην απόθεση των κολλοειδών αργίλων αλλά όχι των ιών, όπως και αναμενόταν λόγω του πολύ μικρού μεγέθους.

6.5 ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ

Ο προσανατολισμός της ροής σε σχέση με τη βαρύτητα (προς τα πάνω και προς τα κάτω ροές) στα πειράματα μεταφοράς είχε μελητέα επίδραση στην προβλεπόμενη συγκράτηση/ ανάκτηση μάζας M_r των μικρότερων σε μέγεθος κολλοειδών (ιών MS2 και ΦΧ174), ενώ ο προσανατολισμός της ροής επηρεάσε την ανάκτηση μάζας M_r των μεγαλύτερων σε μέγεθος κολλοειδών (αργίλων KGa-1b και STx-1b). Σημειώστε ότι η απόθεση στην πίσω ζώνη στασιμότητας είναι ένας πιθανός μηχανισμός συγκράτησης παρουσίας ενεργειακών φραγμάτων (Johnson et al., 2007; Kuznar and Elimelech, 2007).

Στα πειράματα συμμεταφοράς οι αντίστοιχες τιμές ανάκτησης μάζας M_r , που βασίζονται στο $C_{Total-v}$ των MS2 και ΦΧ174 στην εκροή της στήλης έχουν μειωθεί σημαντικά με την παρουσία των κολλοειδών αργίλων. Η ανάκτηση μάζας των $C_{Total-v}$, C_v , C_{ve} ήταν μεγαλύτερη στις κατακόρυφες από ό,τι στην οριζόντια ροή και για τους δυο ιούς. Η ανάκτηση μάζας των $C_{Total-v}$, C_{ve} και για τους δυο ιούς ήταν μεγαλύτερη παρουσία του STx-1b απ'ότι παρουσία των KGa-1b (αυτό μπορεί να αποδοθεί στην μεγαλύτερη τάση προσκόλλησης των ιών στον KGa-1b, το οποίο οδηγεί σε συγκράτησή τους στη στήλη). Επίσης, μεγαλύτερη ανάκτηση μάζας της C_{ve} παρατηρήθηκε στις προς τα κάτω απ' ότι στις προς τα πάνω ροές. Η μεταφορά των $C_{Total-v}$, C_v , C_{ve} στις κατακόρυφες ροές ενισχυόταν σε σχέση με τον ιχνηθέτη ενώ στην οριζόντια ροή παρατηρήθηκε επιβράδυνση της μεταφοράς των $C_{Total-v}$, C_v , C_ve

Πολλές προηγούμενες έρευνες δεν έχουν λάβει υπόψη την επιρροή της κατεύθυνσης της ροής στην ερμηνεία των πειραμάτων εργαστηρίου ή πεδίου, οδηγώντας στη δημιουργία μοντέλων διήθησης σωματιδίων που πιστεύεται ότι είναι γενικά αλλά, αντ' αυτού, θα έπρεπε να εφαρμόζονται μόνο στις συγκεκριμένες συνθήκες ροής της πειραματικής μελέτης. Επειδή η φυσική ροή των υπογείων υδάτων είναι κατά κύριο λόγο οριζόντια, απαιτείται περαιτέρω έρευνα σχετικά με τις διαφορές μεταξύ της συμπεριφοράς των σωματιδίων υπό την οριζόντια και κατακόρυφη ροή. Για τις περιπτώσεις όπου οι μηχανισμοί διήθησης των σωματιδίων

επηρεάζονται σημαντικά από την κατεύθυνση της ροής, τα μοντέλα διήθησης μπορεί να χρειάζεται να συνδέουν τους ρυθμούς διήθησης με την κατεύθυνση της ροής, αντί να θεωρούν ανεξάρτητες τις δύο αυτές μεταβλητές.

Ευχαριστίες

Αυτή η έρευνα συγχρηματοδοτήθηκε από την Ευρωπαϊκή Ένωση (Ευρωπαϊκό Κοινωνικό Ταμείο-ΕΚΤ) και Ελληνικούς εθνικούς πόρους μέσω του Επιχειρησιακού Προγράμματος «Εκπαίδευση και Δια Βίου Μάθηση» του Εθνικού Στρατηγικού Πλαισίου Αναφοράς-Ερευνητικό Πρόγραμμα: Ηράκλειτος ΙΙ. «Επενδύοντας στο μέλλον σας»

6.6 ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

[1] Anders, R., Chrysikopoulos, C.V. (2006), "Evaluation of the factors controlling the time-dependent inactivation rate coefficients of bacteriophage MS2 and PRD1", *Environmental Science and Technology*. 40, 3237-3242.

[2] Anders, R., Chrysikopoulos, C.V. (2009), "Transport of viruses through saturated and unsaturated columns packed with sand", *Transport in Porous Media*. 76, 121-138.

[3] Bolster, C.H., Mills, A.L., Hornberger, G.M., Herman, J.S. (1999), "Spatial distribution of bacteria following miscible displacement experiments in intact cores", *Water Resources Research*. 35 6, 1797–1807.

[4] Bradford, S.A., J. Simunek, and S.L. Walker. (2006), "Transport and straining of E. coli O157:H7 in saturated porous media", *Water Resources Research.*, 42, W12S12, doi: 10.1029/2005WR004805.

[5] Brown PP, Lawler DF., "Sphere drag and settling velocity revisited", *Journal of Environmental Engineering-Asce*. (2003) Mar;129(3):222-31.

[6] Chrysikopoulos, C.V. (1993), "Artificial tracers for geothermal reservoir studies", *Environmental Geology*. 22, 60-70.

[7] Chrysikopoulos, C.V., Masciopinto, C., La Mantia, R., Manariotis, I.D. (2010), Removal of biocolloids suspended in reclaimed wastewater by injection in a fractured aquifer model, *Environmental Science and Technology* 44, 971–977.

[8] Chrysikopoulos C. V.; Syngouna V.I., "Attachment of bacteriophages MS2 and ΦX174 onto kaolinite and montmorillonite: extended-DLVO interactions", *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*. 2012, 92, 74–83

[9] Corapcioglu, M. Y., and A. Haridas., "Microbial transport in soils and groundwater: A numerical model", *Advances in Water Resources.*, 8, 188–200, 1985

[10] Cushing, R. S.; Lawler, D. F. Depth filtration: "Fundamental investigation through three dimensional trajectory analysis", *Environmental Science and Technology*. 1998, 32 (23) 3793–3801

[11] Dukhin, S. S. and Deryagin, B. V. (1958), "On the method of calculating the precipitation of disperse particles from a stream of an obstacle", Kolloid. Zh., Soy. Res. 20, 3, 326.

[12] Ginn, T. R., B. D. Wood, K. E. Nelson, T. D. Schiebe, E. M. Murphy, and T.

P. Clement. (2002), "Processes in microbial transport in the natural subsurface", *Advances in Water Resources.*, 25, 1017 – 1042.

[13] Grolimund D., Elimelech M., Borkovec M. "Aggregation and deposition kinetics of mobile colloidal particles in natural porous media", *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects* 191 (2001) 179–188.

[14] Jackson, J. D. (1975), "Classical Electrodynamics", John Wiley, New York.

[15] Johnson, W. P.; Li, X.; Yal, G., "Colloid retention in porous media: Mechanistic confirmation of wedging and retention in zones of flow stagnation", *Environmental Science Technology*., 2007, 41 (4)1279–1287

[16] Keller, A. A., S. Sirivithayapakorn, and C. V. Chrysikopoulos. (2004), "Early breakthrough of 721 colloids and bacteriophage MS2 in a water-saturated sand column", *Water Resources Research.*, 40, 722 W08304, doi:10.1029/2003WR002676.

[17] Khilar KC, Fogler HS. "Migration of Fines in Porous Media. Dordrecht, Boston, London": *Kluwer Academic Publishers*; 1998.

[18] Kim, H. N.; Bradford, S. A.; Walker, S. L., "Escherichia coli O157:H7 transport in saturated porous media: Role of solution chemistry and surface macromolecules", *Environmental Science Technology*. 2009, 43 (12) 4340–4347.

[19] Knutson, E. O. (1976), "Approximate formulas for electrostatic collection of aerosol particles by spheroids", *Journal of Colloid Interface Science*. 54, 453.

[20] Kraemer, M. F. and Johnstone, H. F. (1955), "Collection of aerosol particles in presence of electrostatic fields", *Industrial and Engngineering Chemistry*. 47, 12, 2426.

[21] Kretzschmar, R., Barmettler, K., Grolimund, D., Yan, Y.-D, Borkovec, M., and Sticker, H. (1997), "Experimental determination of colloid deposition rates and collision efficiencies in natural porous media", *Water Resources Research.*, 33:1129-1137.

[22] Kuznar, Z. A.; Elimelech, M., "Direct microscopic observation of particle deposition in porous media: Role of the secondary energy minimum Colloids Surf"., *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 2007, 294 (1–3) 156–162.

[23] Levin, L. M. (1954), " On coagulation of charged cloud droplets", *Dokl. AN* SSSR 94, 3, 467.

[24] Levin, L. M. (1959), "Electrostatic sedimentation of aerosol particles from the flow to large body". *lzv. AN SSSR*, set. Geophisicheskaja" 7, 1073.

[25] Li, X.; Li, Z.; Zhang, D., "Role of low flow and backward flow zones on colloid transport in pore structures derived from real porous media", *Environmental Science and Technology*. 2010, 44 (13) 4936–4942.

[26] Li, X.; Lin, C.-L.; Miller, I. D.; Johnson, W. P., "Pore-scale observation of microsphere deposition at grain-to-grain contacts over assemblage-scale porous media domains using x-ray microtomography", *Environmental Science and Technology*. 2006, 40 (12) 3762–3768.

[27] Li, X.; Scheibe, T. D.; Johnson, W. P., "Apparent decreases in colloid deposition rate coefficients with distance of transport under unfavorable deposition conditions: A general phenomenon", *Environmental Science and Technology*. 2004, 38 (21)5616–5625

[28] Liu, Y.; Li, J., "Role of Pseudomonas aeruginosa biofilm in the initial adhesion, growth and detachment of Escherichia coli in porous media", *Environmental Science and Technology*. 2008, 42 (2)443–449.

[29] Liu, Y.; Yang, C.-H.; Li, J., "Adhesion and retention of a bacterial phytopathogen Erwinia chrysanthemi in biofilm-coated porous media", *Environmental Science and Technology*. 2008, 42 (1) 159–165.

[30] Long, W.; Hilpert, M., "A correlation for the collector efficiency of Brownian particles in clean-bed filtration in sphere packings by a Lattice-Boltzmann method", *Environmental Science and Technology*.2009, 43(12) 4419–4424.

[31] Ma, H.; Johnson, W. P., "Colloid retention in porous media of various porosities: Predictions by the hemispheres-in-cell model", *Langmuir* 2010, 26 (3)1680–1687.

[32] Ma, H.; Pedel, J.; Fife, P.; Johnson, W. P., "Erratum: Hemispheres-in-cell geometry to predict colloid deposition in porous media", *Environmental Science and Technology*. 2010, 44(11)4383.

[33] Ma, H.; Pedel, J.; Fife, P.; Johnson, W. P., "Hemispheres-in-cell geometry to predict colloid deposition in porous media", *Environmental Science and Technology*. 2009, 43 (22) 8573–8579.

[34] Masciopinto, C., La Mantia, R., Chrysikopoulos, C.V. (2008), "Fate and transportof pathogens in a fractured aquifer in the Salento area, Italy", *Water Resources Research* 44, W01404. doi:10.1029/2006WR005643.

[35] Natanson, G. L. (1957), "Deposition of aerosol particles on the streamlined cylinder under the influence of electrostatic attraction", *Dokl. AN SSSR* 112, 4, 696.

[36] Nelson, K. E.; Ginn, T. R., "Colloid filtration theory and the happel sphere-in-cell model revisited with direct numerical simulation of colloids", *Langmuir*, 2005, 21
(6) 2173–2184.

[37] Nielsen, K. A. (1977), "Review of approximate equations for predicting electrostatic particle collection", *Proceedings of the Symposium on Novel Concepts, Methods and Advanced Technology in Particulate/Gas Separation*, Univ. of Notre Dame, Ind., April.

[38] Nielsen, K. A. (1978a), "Collection of finertialess particles on circular cylinders with electrical forces and gravitation", *Journal of Colloid Interface Science*. 64, 131.

[39] Nielsen, K. A. and Hill, J. C. (1976a), "Collection of inertialess particles on spheres with electrical forces", *Industrial and Engineering Chemical Fundamentals*. 15, 3, 149.

[40] Nielsen, K. A. and Hill, J. C. (1981), "Collection of inertialess particles on spheroids and spheres with electrical forces and gravitation", *Chemical Engineering Communication*. 12, 171.

[41] Payatakes, A. C.; Tien, C.; Turian, R. M., "A new model for granular porous media. II. Numerical solution of steady state incompressible Newtonian flow through periodically constricted tubes", *AIChE Journal*. 1973, 19(1) 67–76.

[42] Pfeffer, R., Tardos, G. I. and Pisman, L. M. (1981), "Capture of aerosols on a sphere in the presence of weak electrostatic forces", *Industrial and Engineering Chemical Fundamentals*. 20, 2, 168.

[43] Pich, J. (1977), "Analytical method for calculation of deposition of particles from flowing fluids and central force fields in aerosol filters", *Environmental Science and Technology*. 11, 608.

[44] Pohl, H. A. (1973), "Nonuniform field effects: dielectrophoresis", *In Electrostatics and Its Applications*, (Edited by Moore, A. D.), Wiley, New York.

[45] Rajagopalan, R.; Tien, C."Trajectory analysis of deep-bed filtration with the sphere-in-cell porous media model", *AIChE Journal*. 1976, 22(3) 523–533.

[46] Saiers, J.E., Hornberger, G.M., Liang, L. (1994), "First- and second-order kinetics approaches for modeling the transport of colloidal particles in porous media", *Water Resources Research*. 30 9, 2499–2506.

[47] Schijven, J.F; Hassanizadeh, S.M.; de Bruin H.A.M., "Column experiments to study nonlinear removal of bacteriophages by passage through saturated dune sand", *Journal of Contaminant Hydrology*, 58 (2002) 243 – 259.

[48] Shapiro M., C. Gutfinger and G. Laufer., "Electrostatic Mechanisms Of Aerosol Collection By Granular Filters: A Review", *Journal of Aerosol Science*, Vol. 19, No. 6, pp. 651-677, 1988.

[49] Simoni, S.F., Harms, H., Bosma, T.N.P., Zehnder, A.J.B. (1998), "Population heterogeneity affects transport of bacteria through sand columns at low flow rates", *Environmental Science and Technology*. 32 14, 2100–2105.

[50] Strauss, W. (1975), "Industrial Gas Cleaning", Pergamon Press, New York.

[51] Syngouna V I.; Chrysikopoulos C.V., "Cotransport of clay colloids and viruses in water saturated columns packed with glass beads", *Environmental Science and Technology*. 2012. Submitted

[52] Syngouna V.I., Chrysikopoulos, C.V., "Transport of biocolloids in water saturated columns packed with sand: Effect of grain size and pore water velocity", *Journal of Contaminant Hydrology*. 126 (2011), 301-314.

[53] Syngouna, V.; Chrysikopoulos, C., "Interaction Between Viruses and Clays in Static and Dynamic Batch Systems", *Environmental Science and Technology*. 2010, 44, 4539–4544.

[54] Tan, Y., Gannon, J.T., Baveye, P., Alexander, M. (1994), "Transport of bacteria in aquifer sand: experiments and model simulations", *Water Resources Research*. 12, 323 – 3252.

[55] Tien, C.; Ramarao, B. V., "Granular Filtration of Aerosols and Hydrosols", *Elsevier*: Oxford, U.K., 2007.

[56] Tong, M., and Johnson, W. (2007), "Colloid population heterogeneity drives hyper-exponential deviation from classic filtration theory", *Environmental Science and Technology.*, 41: 493-499.

[57] Tong, M.; Johnson, W. P., "Excess colloid retention in porous media as a function of colloid size, fluid velocity, and grain angularity", *Environmental Science and Technology*. 2006, 40 (24) 7725–7731.

[58] Tufenkji, N. (2006), "Application of a dual deposition mode model to evaluate transport of *Escherichia coli* D21 in porous media", *Water Resources Research* 42(12): doi: 10.1029/2005WR004851. issn: 0043-1397.

[59] Tufenkji, N.; Elimelech, M., "Correlation equation for predicting singlecollector efficiency in physicochemical filtration in saturated porous media", *Environmental Science and Technology*. 2004, 38 (2)529–536.

[60] Wan, J., Tokunaga, T. and Tsang, C. (1995), "Bacterial sedimentation through a porous medium", *Water Resources Research* 31(7): doi: 10.1029/95WR01255. issn: 0043-1397.

[61] Xu, S., Gao, B. and Saiers, J. (2006), "Straining of colloidal particles in saturated porous media", *Water Resources Research* 42(12): doi: 10.1029/2006WR004948. issn: 0043-1397.

[62] Yao, K. M.; Habibian, M. T. & O'Melia, C. R. (1971), "Water and waste water filtration: concepts and applications", *Environmental Science and Technology*, 5, 11, (Nov 1971), 1105–1112, ISSN: 0013-936X.

[63] Yao, K.-M.; Habibian, M. T.; O'Melia, C. R., "Water and waste water filtration: Concepts and applications", *Environmental Science and Technology*. 1971, 5 (11) 1105–1112.

[64] Yoon, J. S., J. T. Germaine, and P. J. Culligan. (2006), "Visualization of particle behavior within a porous medium: Mechanisms for particle filtration and retardation during downward transport", *Water Resources Research.*, 42, W06417, doi:10.1029/2004WR003660.

[65] Zebel, G. (1965), "Deposition of aerosol flowing past a cylindrical fiber in a uniform electric field", *Journal of Colloid Science*. 20, 522.
7

ΓΕΝΙΚΑ ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ ΚΑΙ ΜΕΛΛΟΝΤΙΚΗ ΕΡΕΥΝΑ

7. ΓΕΝΙΚΑ ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ ΚΑΙ ΜΕΛΛΟΝΤΙΚΗ ΕΡΕΥΝΑ

Η μεταφορά βιοκολλοειδών μέσω των πορωδών μέσων του υπεδάφους αποτελεί θέμα αυξανόμενης ανησυχίας σε πολλές περιβαλλοντικές διαδικασίες. Η ικανότητά μας να προσομοιώσουμε με ακρίβεια τη μεταφορά κολλοειδών/βιοκολλοειδών και τη συγκράτησή τους στα υδροφόρα στρώματα και ειδικά στην ακόρεστη ζώνη αυτή τη στιγμή περιορίζεται από την έλλειψη βασικής κατανόησης των κυρίαρχων διαδικασιών του υπεδάφους που ελέγχουν την προσκόλληση στην κλίμακα των πόρων.

Σε αυτή τη Διδακτορική Διατριβή έγινε μια προσπάθεια διερεύνησης, κατανόησης και συζήτησης των φυσικών, χημικών και βιολογικών μηχανισμών, παραγόντων της μεταφοράς των βιοκολλοειδών στο υπέδαφος, η οποία μπορεί να χρησιμοποιηθεί για το σχεδιασμό συστημάτων επεξεργασίας, την προστασία των αποθεμάτων νερού και την εκτίμηση κινδύνου μόλυνσης από παθογόνα βιοκολλοειδή. Γενικά συμπεράσματα έχουν ως εξής:

 Οι φυσικές διαδικασίες, όπως η μεταγωγή, διασπορά, διάχυση, παρεμποδιζόμενη συγκράτηση, φυσική διήθηση και προσρόφηση και οι βιολογικές διαδικασίες, όπως οι διαδικασίες θνησιμότητας/αδρανοποίησης επηρεάζονται σε μεγάλο βαθμό στη μεταφορά των βιοκολλοειδών στα κορεσμένα και ακόρεστα πορώδη μέσα.

 Η κατανόηση της συμπεριφοράς της μεταφοράς των παθογόνων βιοκολλοειδών είναι ιδιαίτερα σημαντική για την ακόρεστη ζώνη, διότι η πλειοψηφία των παθογόνων ρύπων προέρχεται από πηγές, όπως οι σηπτικοί βόθροι, η διάθεση ιλύος βιολογικού καθαρισμού, τα ζωικά απόβλητα και η διαρροή λυμάτων από τη γραμμή αποχέτευσης.

 Η συγκράτηση κολλοειδών/βιοκολλοειδών στα κορεσμένα πορώδη μέσα ελέγχεται από τρεις κύριους μηχανισμούς: (α) μηχανική διήθηση (β) διήθηση παρεμπόδισης και (γ) φυσικοχημική διήθηση.

 Λόγω των μεγεθών των βιοκολλοειδών, η μεταφορά βακτήριων και πρωτοζώων μέσω των πορωδών μέσων διέπεται τόσο από την παρεμποδιζόμενη συγκράτηση όσο και από τη φυσική και χημική διήθηση, ενώ η μεταφορά των ιών μέσω των πορωδών μέσων θεωρείται ότι είναι περιορισμένη λόγω κυρίως φυσικοχημικής διήθησης. Πολυάριθμες μελέτες έχουν δώσει ενδείξεις ότι τα βιοκολλοειδή προσροφώνται ή συνδέονται σε αιωρούμενα κολλοειδή και μετακινούνται σημαντικά μακρύτερα από ό,τι σε περίπτωση απουσίας αυτών. Ωστόσο δεν έχουν προσδιοριστεί με ακρίβεια οι βασικοί μηχανισμοί που διέπουν την προσκόλληση των βιοκολλοειδών στα διάφορα κολλοειδή που βρίσκονται συνήθως στα υπόγεια νερά αλλά και η επίδραση αυτών στη μεταφορά τους.

Η προσρόφηση των βακτηρίων / ιών εξαρτάται από φυσικούς (π.χ. φύση του πορώδους μέσου, παρουσία οργανικής ύλης, θερμοκρασία, ταχύτητα ροής του νερού, κλπ.), χημικούς ή χημεία του διαλύματος (π.χ. pH, ιοντική ισχύς, παρουσία κατιόντων /ανιόντων κλπ.) και βιολογικούς παράγοντες, όπως υδροφοβικότητα, χημειοτακτισμός, τύπος και επιφανειακό φορτίο των βιοκολλοειδών.

• Στα ακόρεστα πορώδη μέσα, οι επιπλέον μηχανισμοί σε σύγκριση με τα κορεσμένα πορώδη μέσα για τη μεταφορά κολλοειδών/βιοκολλοειδών είναι: (α) σύλληψη του βιοκολλοειδούς στη διεπιφάνεια νερού-αέρα, (β) σύλληψη λόγω παρεμπόδισης συγκράτηση, (γ) σύλληψη του βιοκολλοειδούς στην τριφασική επιφάνεια στερεού- νερού-αέρα και (δ) συγκράτηση κολλοειδών στη ζώνη ακινησίας. Προσκόλληση των βιοκολλοειδών στην AWI είναι ένας επιπλέον σημαντικός μηχανισμός στην ακόρεστη ζώνη. Όπως και με την προσκόλληση στην SWI, η προσκόλληση των βιοκολλοειδών στην AWI είναι συνάρτηση του pH, της ιοντικής ισχύος και των επιφανειακών ιδιοτήτων των βιοκολλοειδών όπως η υδροφοβικότητα και το επιφανειακό φορτίο.

Η θεωρία σταθερότητας των κολλοειδών DLVO ωστόσο, δε λαμβάνει υπόψη τις μη DLVO δυνάμεις όπως οι στερικές αλληλεπιδράσεις, υδρόφοβες και τριχοειδείς δυνάμεις που μπορεί επίσης να διαδραματίσουν σημαντικό ρόλο στην προσκόλληση των κολλοειδών/βιοκολλοειδών στην SWI και AWI. Προς το παρόν, η εκτεταμένη θεωρία DLVO (XDLVO) και οι μη DLVO αλληλεπιδράσεις παρουσιάζουν ελλιπή κατανόηση, είναι το αντικείμενο πολλών ερευνών και συζητήσεων αλλά μέχρι τώρα ποσοτική θεωρία δεν έχει αναπτυχθεί ή δεν είναι γενικά αποδεκτή.

Προφανώς, οι μηχανισμοί αφαίρεσης, μεταφοράς και απόθεσης των κολλοειδών συμπεριλαμβανομένων των βιοκολλοειδών, παραμένουν μια εύφορη περιοχή έρευνας, με πολλά ακόμη να διερευνηθούν και ευκαιρίες για πρόοδο τόσο σε επίπεδο θεωρίας όσο και πειραμάτων που ενδέχεται να έχουν σημαντικές επιπτώσεις στην πράξη στην τύχη και στη μεταφορά των κολλοειδών. Μερικές περιοχές μελλοντικής έρευνας έχουν ως εξής:

Οι φυσικοχημικές διεργασίες που επιδρούν στη μεταφορά έχουν μελετηθεί
εκτενώς και είναι αρκετά καλά κατανοητές. Ωστόσο, η προσέγγιση της θεωρίας
διήθησης των κολλοειδών αγνοεί την αποκόλληση και χρήζει περαιτέρω προσοχής.

 Η ετερογένεια της επιφάνειας πρέπει χαρακτηριστεί, το οποίο θα δώσει καλύτερες προβλέψεις πιθανότητας προσκόλλησης των μεταφερόμενων βιοκολλοειδών σε μια συγκεκριμένη επιφάνεια.

Χρειάζεται περαιτέρω έρευνα για την επίδραση των αλλαγών των φυσικών,
χημικών ή / και βιολογικών συνθηκών που οδηγούν σε αποκόλληση των
βιοκολλοειδών.

Οι βιολογικές διαδικασίες που αφορούν τη μεταφορά είναι λιγότερο κατανοητές. Μελέτες σχετικά με το άγχος επιβίωσης και ανάπτυξης για ενεργό προσκόλληση / αποκόλληση, μελέτες για την επίδραση της ετερογένειας μεταξύ των πληθυσμών των βιοκολλοειδών, των δυνάμεων αλληλεπίδρασης μεταξύ των βιοκολλοειδών και της επιφάνεια του εδάφους χρειάζονται περαιτέρω έρευνα.

 Τα ακόρεστα εδάφη θεωρούνται εξαιρετικά φίλτρα για την πρόληψη της μεταφοράς των παθογόνων βιοκολλοειδών στα υπόγεια ύδατα αλλά λίγα είναι γνωστά σχετικά με τους πραγματικούς μηχανισμούς συγκράτησης των βιοκολλοειδών σε αυτά.

ΜΕΛΛΟΝΤΙΚΕΣ ΚΑΤΕΥΘΥΝΣΕΙΣ ΤΗΣ ΕΡΕΥΝΑΣ

Αν και έχουν γίνει σημαντικές πρόοδοι στην κατανόηση της τύχης και μεταφοράς των βιοκολλοειδών σε κορεσμένα και ακόρεστα πορώδη μέσα με απεικονίσεις σε κλίμακα πόρου (pore scale visualizations), υπάρχει ένα εύρος από σημαντικά ερωτήματα που εξακολουθούν να μένουν αναπάντητα. Οι συνθήκες που έχουν ως αποτέλεσμα την προσκόλληση στην SWI πρέπει να κατανοηθούν καλύτερα σε αυτή την κλίμακα. Η ετερογένεια της επιφάνειας πρέπει να χαρακτηριστεί, έτσι ώστε να μπορούμε να κάνουμε καλύτερες προβλέψεις της πιθανότητας προσκόλλησης σε μια σε μια συγκεκριμένη επιφάνεια δεδομένου του βιοκολλοειδούς, της επιφάνειας προσκόλλησης και της χημείας του διαλύματος. Η αποκόλληση από την επιφάνεια δεν έχει μελετηθεί λεπτομερώς σε αυτή την κλίμακα, είτε πρόκειται για απευθείας από την επιφάνεια ή από ένα αυξανόμενο βιοφίλμ. Πρέπει να κατανοηθεί η επίδραση των αλλαγών στις φυσικές, χημικές ή / και βιολογικές συνθήκες που οδηγούν σε αποκόλληση των βιοκολλοειδών. Οι βιολογικές διαδικασίες που επηρεάζουν τα χαρακτηριστικά της επιφάνειας και της ετερογένειας αποτελούν επίσης στόχους για τη μελλοντική έρευνα σε αυτή την κλίμακα. Παρατηρήσεις σε κλίμακα πόρου μπορούν να συμβάλουν στην κατανόηση των μηχανισμών που διέπουν τις μακροσκοπικές εξισώσεις που χρησιμοποιούνται για την προσομοίωση της τύχης και της μεταφοράς των βιοκολλοειδών σε πορώδη μέσα.

ΒΙΟΓΡΑΦΙΚΟ ΣΗΜΕΙΩΜΑ

ΠΡΟΣΩΠΙΚΑ ΣΤΟΙΧΕΙΑ

Ονοματεπώνυμο:	Βασιλική Η. Συγγούνα
Διεύθυνση κατοικίας:	Ρόδου , 39, 26223, Πάτρα, Ελλάδα
Ηλεκτρονικό ταχυδρομείο:	kikisyg@yahoo.gr, kikisygouna@upatras.gr Web: v-syngouna.com
Υπηκοότητα:	Ελληνική
Ημερομηνία γέννησης:	01.01.1979

ΕΚΠΑΙΔΕΥΣΗ

2006-2012

Διδακτορικό Δίπλωμα (βαθμός: Άριστα)

Θέμα Διδακτορικής Διατριβής: «Αδρανοποίηση και Μεταφορά Βιοκολλοειδών σε Πορώδη Μέσα»

Ph.D. Επιβλέπων: Καθηγητής Κ.B. Χρυσικόπουλος (gios@upatras.gr)

ΠΜΣ Κατεύθυνση Υδατικών Πόρων και Περιβάλλοντος, Τμήματος Πολιτικών Μηχανικών, Πανεπιστήμιο Πατρών

2003-2005

Μεταπτυχιακό Δίπλωμα Ειδίκευσης (Μ.Δ.Ε.) (βαθμός: Άριστα 9,6)

Μ.Δ.Ε. στην «Αειφορική Διαχείριση Προστατευόμενων Περιοχών»

Τμήμα Διαχείρισης Περιβάλλοντος και Φυσικών Πόρων, Πανεπιστήμιο Ιωαννίνων

1998-2003

Πτυχίο (βαθμός: Λίαν Καλώς 8,06)

Τμήμα Διαχείρισης Περιβάλλοντος και Φυσικών Πόρων, Πανεπιστήμιο Ιωαννίνων

ΕΠΑΓΓΕΛΜΑΤΙΚΗ-ΕΡΕΥΝΗΤΙΚΗ ΕΜΠΕΙΡΙΑ

01/09/2010-16/07/2012

Ερευνητής- PhD

"Αδρανοποίηση και μεταφορά βιοκολλοειδών σε πορώδη μέσα"

Ερευνητικό Πρόγραμμα: Ηράκλειτος ΙΙ «Επενδύοντας στο μέλλον σας», Συγχρηματοδότηση έρευνας από την Ευρωπαϊκή Ένωση (Ευρωπαϊκό Κοινωνικό Ταμείο-ΕΚΤ) και Ελληνικούς εθνικούς πόρους μέσω του Επιχειρησιακού Προγράμματος «Εκπαίδευση και Δια Βίου Μάθηση» του Εθνικού Στρατηγικού Πλαισίου Αναφοράς-. ΕΛΚΕ Πανεπιστημίου Πατρών

1/05/2007-31/5/2010

Ερευνητής- PhD

"Μελέτη της μεταφοράς ιών (βακτηριοφάγων) σε κορεσμένους και ακόρεστους υδροφόρους" Πρόγραμμα Καραθεοδωρή, 2007-2010, ΕΛΚΕ Πανεπιστημίου Πατρών

01/01/2007-30/07/2008

Ερευνητής- Σύμβαση Έργου

"Όλοκληρωμένες δράσεις για την προστασία παράκτιων περιοχών από ανθρωπογενή ρύπανση και για την αποκατάσταση υπόγειων υδάτων περιορίζοντας τη διείσδυση αλμυρού νερού σε παράκτιους υδροφορείς"

INTERREG III Α ΕΛΛΑΔΑ-ΙΤΑΛΙΑ 2000-2006, Ερευνητικό Πρόγραμμα PRIMAC 2006-2008. ΕΛΚΕ Πανεπιστημίου Πατρών

01/01/2007-31/03/2008

Ερευνητής/Διαχειριστής- Σύμβαση Έργου

"Μελέτη της μόλυνσης του υπόγειου νερού από ιούς κατά τη διήθηση ανακυκλωμένου νερού: πειράματα εργαστηριακής κλίμακας και πεδίου"

Ερευνητικό Πρόγραμμα ΑΝΤΑΓΩΝΙΣΤΙΚΟΤΗΤΑ με φορέα τη Γ.Γ.Ε.Τ. του Υπουργείου Ανάπτυξης 2006-2008, ΕΛΚΕ Πανεπιστημίου Πατρών

01/10/2005-31/12/2006

Ερευνητής- Σύμβαση Έργου

"Μείωση περιβαλλοντικής ρύπανσης με χρήση ηλιακής ενέργειας για ξήρανση προϊόντων – Βελτίωση βιοχημικών διεργασιών και με ορθολογική εγκατάσταση των πηγών εκπομπής ρύπων"

Ερευνητικό Πρόγραμμα ΑΡΧΙΜΗΔΗΣ ΙΙ, Υπουργείο Εθνικής Παιδείας και Θρησκευμάτων. Ε.Π.Ε.Α.Ε.Κ ΙΙ, 2005-2007, ΕΛΚΕ ΑΤΕΙ ΠΑΤΡΑΣ

01/11/2005-31/12/2006

Ερευνητής- Σύμβαση Έργου "Ανάπτυξη Μεθοδολογιών Χαμηλού Κόστους για Ταχεία Πρόβλεψη και Παρακολούθηση Ρύπανσης Ποταμών"

Ερευνητικό Πρόγραμμα ΠΥΘΑΓΟΡΑΣ ΙΙ Υπουργείο Εθνικής Παιδείας και Θρησκευμάτων. Ε.Π.Ε.Α.Ε.Κ ΙΙ, 2005-2007, ΕΛΚΕ Πανεπιστημίου Πατρών

ΔΙΔΑΚΤΙΚΗ ΕΜΠΕΙΡΙΑ

1/10/2011 - 31/12/2011

Επικουρικό Διδακτικό Έργο (Σύμβαση έργου: 80 ώρες) Προπτυχιακό Μάθημα: Καθαρισμός Νερού (Χειμερινό Ε' Εξάμηνο) Τμήμα Πολιτικών Μηχανικών, Πανεπιστήμιο Πατρών

1/07/2010 - 31/12/2010

Επικουρικό Διδακτικό Έργο (Σύμβαση έργου: 210 ώρες) Προπτυχιακό Μάθημα: Καθαρισμός Νερού (Χειμερινό Ε' Εξάμηνο) Τμήμα Πολιτικών Μηχανικών, Πανεπιστήμιο Πατρών

1/1/2010 - 30/06/2010

Επικουρικό Διδακτικό Έργο (Σύμβαση έργου: 56 ώρες) Προπτυχιακό Μάθημα: Ειδικά Θέματα Τεχνολογίας Αντιρρύπανσης, Εαρινό Ι' Εξάμηνο) Τμήμα Πολιτικών Μηχανικών, Πανεπιστήμιο Πατρών

1/07/2009 - 31/12/2009

Επικουρικό Διδακτικό Έργο (Σύμβαση έργου: 154.9 ώρες) Προπτυχιακό Μάθημα: Καθαρισμός Νερού (Χειμερινό Ε' Εξάμηνο) Τμήμα Πολιτικών Μηχανικών, Πανεπιστήμιο Πατρών

1/2/2009 - 30/06/2009

Επικουρικό Διδακτικό Έργο (Σύμβαση έργου: 50 ώρες) Προπτυχιακό Μάθημα: Ειδικά Θέματα Τεχνολογίας Αντιρρύπανσης, Εαρινό Ι' Εξάμηνο) Τμήμα Πολιτικών Μηχανικών, Πανεπιστήμιο Πατρών

1/10/2008 -31/12/2008

Επικουρικό Διδακτικό Έργο (Σύμβαση έργου: 192 ώρες) Προπτυχιακό Μάθημα: Καθαρισμός Νερού (Χειμερινό Ε' Εξάμηνο) Τμήμα Πολιτικών Μηχανικών, Πανεπιστήμιο Πατρών

1/1/2008 - 30/06/2008

Επικουρικό Διδακτικό Έργο (Σύμβαση έργου: 30 ώρες) Προπτυχιακό Μάθημα: Ειδικά Θέματα Τεχνολογίας Αντιρρύπανσης, Εαρινό Ι' Εξάμηνο) Τμήμα Πολιτικών Μηχανικών, Πανεπιστήμιο Πατρών

1/10/2007 -31/12/2007

Επικουρικό Διδακτικό Έργο (Σύμβαση έργου: 87 ώρες) Προπτυχιακό Μάθημα: Καθαρισμός Νερού (Χειμερινό Ε' Εξάμηνο) Τμήμα Πολιτικών Μηχανικών, Πανεπιστήμιο Πατρών

ΔΗΜΟΣΙΕΥΣΕΙΣ ΣΕ ΔΙΕΘΝΗ ΠΕΡΙΟΔΙΚΑ ΜΕ ΚΡΙΤΕΣ

1. Syngouna V I.; Chrysikopoulos C.V. Cotransport of clay colloids and viruses in water saturated porous media. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects.* Submitted, 2012.

2. Chrysikopoulos C.V.; Syngouna V.I., Vasiliadou I.A.; Katzourakis V.E. Transport of *Pseudomonas putida* in a three-dimensional bench scale experimental aquifer. *Transport in Porous* Media. doi:10.1007/s11242-012-0015-z, 2012.

3. Chrysikopoulos C. V.; Syngouna V.I. Attachment of bacteriophages MS2 and Φ X174 onto kaolinite and montmorillonite: extended-DLVO interactions. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*. 2012, 92, 74–83.

4. Syngouna, V.I; Chrysikopoulos, C.V. Transport of biocolloids in water saturated columns packed with sand: Effect of grain size and pore water velocity. *Journal of Contaminant Hydrology*. 2011, 126, 301-314.

5. Syngouna, V.I; Chrysikopoulos, C.V Interaction Between Viruses and Clays in Static and Dynamic Batch Systems. *Environmental Science & Technology*. 2010, 44, 4539–4544.

ΑΝΑΚΟΙΝΩΣΕΙΣ/ΠΑΡΟΥΣΙΑΣΕΙΣ ΣΕ ΔΙΕΘΝΗ ΣΥΝΕΔΡΙΑ

Παρουσιάσεις Poster

1. Syngouna, V.I., and C.V. Chrysikopoulos, Virus attachment onto clay colloids: XDLVO interactions. (Full paper), *Proceedings of the international conference Protection and Restoration of the Environment XI. Thessaloniki, Greece*, 2012.

2. Syngouna, V.I.; Aravantinou A.F.; C.V. Chrysikopoulos, Effect of pore water velocity and grain size on biocolloid transport. (Full paper), *Proceedings of the international conference Protection and Restoration of the Environment XI. Thessaloniki*, Greece, 2012.

3. Syngouna, V.I., and C.V. Chrysikopoulos, Virus attachment onto clay colloids: Batch and Transport Experiments (Abstract). *Eurosoil 2012. Soil science for the benefit of mankind and environment. 4th international congress of the European Confederation of Soil Science Societies (ECSSS)*.S11.08-P-12. Bari-Italy, 2-6 July, 2012

4. Chrysikopoulos C.V. and V.I. Syngouna. Attachment of bacteriophages MS2 and PhiX174 onto kaolinite and montmorillonite: extended-DLVO interactions (Abstract), *EGU*, *European Geoscience Union General Assembly 2012 Vienna, Austria*, HS8.1.5/A155-EGU2012-1317, 2012.

5. Vasiliadou I.A., V.E. Katzourakis, V. I. Syngouna, C.V. Chrysikopoulos, Experimental and theoretical study of Pseudomonas putida transport in a three-dimensional model aquifer, (Abstract), *EGU*, *European Geoscience Union General Assembly 2012 Vienna, Austria*, HS8.1.5/A154-EGU2012-1616, 2012.

6. Manariotis I.D., V.I. Syngouna, C.V. Chrysikopoulos. MS2 and Φ X174 inactivation by high frequency ultrasound. (Abstract), *EGU*, *European Geoscience Union General Assembly 2012 Vienna*, *Austria*, HS8.1.5/A167-EGU2012-3462, 2012.

7. Chrysikopoulos C.V. and Syngouna, V.I. Attachment of bacteriophages MS2 and ΦX174 onto kaolinite and montmorillonite: non-DLVO interactions, (Abstract), *EOS*, *Transactions, American Geophysical Union*, San Francisco, USA, H53B-1390, 2011

8. Syngouna, V.I., and C.V. Chrysikopoulos, Transport and retention of biocolloids in water saturated porous media: effect of water velocity and grain size, (Abstract), EGU, *European Geoscience Union General Assembly 2011 Vienna*, Austria, HS8.1.7/A458-EGU2011-1003, 2011.

9. Syngouna, V.I., and C.V. Chrysikopoulos, Determination of experimental and theoretical collision efficiencies for biocolloids migrating in water saturated columns packed with sand, (Abstract), *EGU, European Geoscience Union General Assembly 2011 Vienna*, Austria, HS8.1.7/A459-EGU2011-1004, 2011.

10. Syngouna, V.I., and C.V. Chrysikopoulos, Biocolloid transport in water saturated columns packed with sand, (Abstract), *EOS, Transactions, American Geophysical Union*, San Francisco, USA, H51F-0956, 2010.

11. Syngouna, V.I., and C.V. Chrysikopoulos, Bacteriophage MS2 and Φ X174 sorption onto clays. (Full paper), *Proceedings of the international conference Protection and Restoration of the Environment X*. Corfu (Kerkyra) Greece, PRE1095ACT, 2010.

12. Syngouna, V.I., and C.V. Chrysikopoulos, Effect of aquatic chemistry on virus sorption onto kaolinite and bentonite, (Abstract), *EGU*, *European Geoscience Union General Assembly 2010 Vienna*, Austria, HS7.4/A320-EGU2010-6758, 2010.

13. Syngouna, V.I., and C.V. Chrysikopoulos, Experimental study of MS2 and Φ X174 interactions with clays, (Abstract), *EOS, Transactions, American Geophysical Union*, San Francisco, USA, H53A-0912, 2009.

14. Syngouna, V.I., and C.V. Chrysikopoulos, Interaction between viruses and clays in static and dynamic batch systems, (Abstract), *EGU*, *European Geoscience Union General Assembly 2009 Vienna*, Austria, HS3.5/A104-EGU2009-3242, 2009.

15. Yiannopoulos, A.Ch., V.I. Syngouna, A.A. Bloutsos, I.D. Manariotis, Yannopoulos, P.C., and C.V. Chrysikopoulos, Solar reactor for environmental applications: Preliminary design, *Proceedings of the international conference Protection and Restoration of the Environment VIII*, Chania, Crete, Greece, P064, 2006.

Προφορικές Παρουσιάσεις

1. Syngouna, V.I., and C.V. Chrysikopoulos, Grain size and water velocity combined and synergistic effects on biocolloid transport. *Eurosoil 2012. Soil science for the benefit of mankind and environment. 4th international congress of the European Confederation of Soil Science Societies (ECSSS).* S1108-2. Bari-Italy, 2-6 July, 2012.

2. Syngouna, V.I., and C.V. Chrysikopoulos. Transport of viruses in water saturated columns packed with sand: Effect of pore water velocity, sand grain size, and suspended colloids, *EGU*, *European Geoscience Union General Assembly 2012 Vienna, Austria*, HS8.1.5/EGU2012-37, 2012.

3. Syngouna, V.I., and C.V. Chrysikopoulos, Transport of Pathogens in water saturated sand columns. (Full paper), *Proceedings of the 9th international hydrogeological congress of Greece. 4th MEM Workshop on the Hydrology of fissured Rocks. Advances in the Research of Aquatic Environment*. Volume 2. pp 417-425. Kalavrita, October 5-8, 2011.

4. Syngouna, V.I., and C.V. Chrysikopoulos, Effect of aquatic chemistry on virus sorption onto clays, (Full paper) *Proceedings of the 2nd International Conference Hazardous and Industrial Waste Management*, Chania-Crete, Greece, 2010.

5. Syngouna, V.I., and C.V. Chrysikopoulos, Interaction between viruses and clays in static and dynamic batch systems, (Abstract), *IAHR International Groundwater Symposium*, Valencia, Spain, 2010.

ΑΝΑΚΟΙΝΩΣΕΙΣ/ΠΑΡΟΥΣΙΑΣΕΙΣ ΣΕ ΕΛΛΗΝΙΚΑ ΣΥΝΕΔΡΙΑ

1. Β.Η. Συγγούνα και Κ.Β. Χρυσικόπουλος. "Μεταφορά ιών σε κορεσμένα πορώδη μέσα: επίδραση διαφόρων φυσικοχημικών παραμέτρων (μέγεθος πορώδους μέσου, ενδοπορώδης ταχύτητα, παρουσία κολλοειδών" 2° Κοινό Συνέδριο, 12° της Ελληνικής Υδροτεχνικής Ένωσης (ΕΥΕ) & 8° της Ελληνικής Επιτροπής Διαχείρισης Υδατικών Πόρων (ΕΕΔΥΠ) «ΟΛΟΚΛΗΡΩΜΕΝΗ ΔΙΑΧΕΙΡΙΣΗ ΥΔΑΤΙΚΩΝ ΠΟΡΩΝ ΠΡΟΣ ΤΗΝ ΑΕΙΦΟΡΟ ΑΝΑΠΤΥΞΗ», 11-13 Οκτωβρίου, Πάτρα, 2012.

2. Β.Η. Συγγούνα και Κ.Β. Χρυσικόπουλος. "Αλληλεπίδραση βιοκολλοειδών (ιών) και πορωδών υλικών (αργίλων) υπό διαφορετικές περιβαλλοντικές συνθήκες" 40 ΠΑΝΕΛΛΗΝΙΟ ΣΥΜΠΟΣΙΟ ΠΟΡΩΔΩΝ ΥΛΙΚΩΝ, 22-23 Οκτωβρίου, Πάτρα, 2009.