

ΔΙΠΛΩΜΑΤΙΚΗ ΕΡΓΑΣΙΑ

ΚΟΤΣΑΚΟΥ ΙΑΚΩΒΙΝΑ ΑΕΜ:4158

ΕΠΙΒΛΕΠΩΝ ΚΑΘΗΓΗΤΗΣ: ΒΟΥΔΟΥΡΗΣ ΚΩΣΤΑΣ, Επίκουρος
καθηγητής Α.Π.Θ.

Η ΑΛΛΗΛΕΠΙΔΡΑΣΗ ΤΗΣ ΟΙΚΟΛΟΓΙΑΣ ΚΑΙ ΤΩΝ ΟΙΚΟΣΥΣΤΗΜΑΤΩΝ ΜΕ ΤΑ ΥΠΟΓΕΙΑ ΥΔΑΤΑ



Θεσσαλονίκη 2011



Στους γονείς μου και στην αδερφή μου

Πρόλογος	σελ.5
<u>1. Βασικές έννοιες της οικολογίας και της υδρογεωλογίας</u>	σελ.6
1.1 Επιστημονική προσέγγιση της σχέσης υπόγειου νερού-οικοσυστήματος	σελ.8
<u>2. Σχέση μεταξύ υδρογεωλογίας και οικολογίας του υπόγειου νερού</u>	σελ.10
2.1 Υπόγεια ζώα	σελ.13
2.1Α) Τόπος κατοικίας	σελ.14
2.1Β) Δυσμενείς συνέπειες για τον τόπο κατοικίας	σελ.17
2.2 Δειγματοληψία των υπόγειων υδάτων	σελ.27
2.2Α) Πληροφορίες για την ποιότητα των υδάτων	σελ.27
2.2Β) Τροφή και πηγές ενέργειας	σελ.29
2.2Γ) Διαλυμένο Οξυγόνο (DO)	σελ.35
<u>3.Πρώτες προσπάθειες για την οικολογική αξιολόγηση των οικοσυστημάτων των υπόγειων υδάτων</u>	σελ.38
3.1 Εισαγωγή	σελ.38
3.2 Οικολογική εκτίμηση στα οικοσυστήματα των υπόγειων υδάτων με βιολογικές μεταβλητές και οικολογικά κριτήρια	σελ.40
3.3 Σημεία δειγματοληψίας και παράμετροι που έχουν επιλεγθεί	σελ.44
3.3Α) Διερεύνηση περιοχής και δειγματοληψία υπόγειων υδάτων	σελ.44
3.3Β) Προετοιμασία των δειγμάτων για ανάλυση	σελ.46
3.3Γ) Αποτελέσματα της έρευνας	σελ.47
<u>4. Μικροβιακές κοινότητες στα καρστικά υπόγεια ύδατα και τυχόν χρήση τους για βιοπαρακολούθηση</u>	σελ.48
4.1 Αποδεικτικά στοιχεία για μια σταθερή κοινότητα ενδοκαρστικών μικροοργανισμών	σελ.51
4.2 Χρήση κοκκομετρικής κατανομής για τη βελτιστοποίηση της δειγματοληψίας	σελ.52
<u>5. Χρήση συγκεκριμένων υποκατάστατων για την αξιολόγηση της μικροβιακής κινητικότητας στα οικοσυστήματα του υπεδάφους</u>	σελ.53

5.1 Παράδειγμα πειράματος με τη βοήθεια ιχνηθέτη	σελ.57
<u>6. Κατηγορίες των πηγών σε σχέση με την παροχή ύδατος και με την ανάπτυξη οικοσυστημάτων σε αυτές</u>	σελ.65
6.1 Ανάλυση των επιμέρους κατηγοριών πηγών	σελ.66
6.1A) Το υπόβαθρο	σελ.66
6.1B) Περιοχή εκφόρτισης της πηγής	σελ.71
6.2 Κίνδυνοι των οικοσυστημάτων στις πηγές και τελικά συμπεράσματα	σελ.77
<u>7. Αποτελέσματα δειγμάτων υπόγειων υδάτων από ένα καθαρό κι ένα μολυσμένο δείγμα</u>	σελ.79
7.1 Καθαρό δείγμα από πηγάδι στη Νέα Γωνιά	σελ.79
7.2 Μολυσμένο δείγμα από το ρέμα Ανθεμούντα στη Θέρμη	σελ.83
<u>8. Γενικά Συμπεράσματα για την αλληλεπίδραση των υπόγειων υδάτων με τα οικοσυστήματα</u>	σελ.86
<u>Βιβλιογραφία</u>	σελ.89

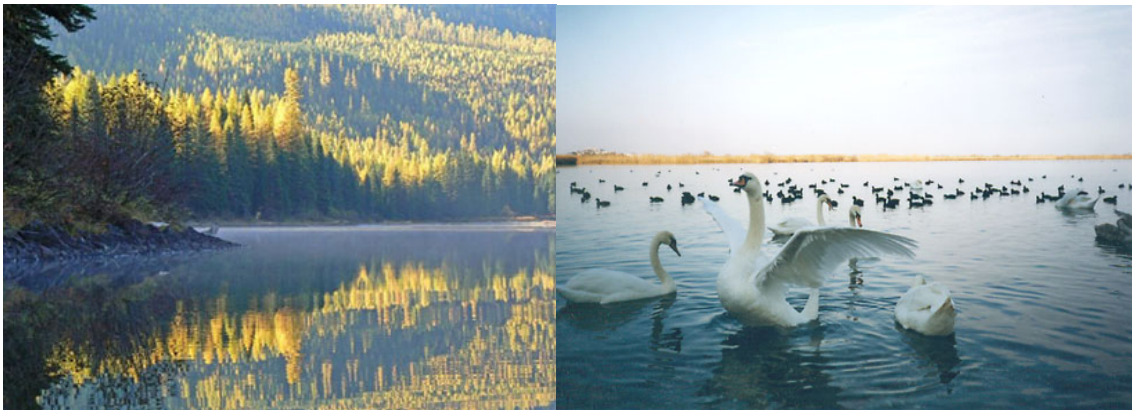
Το περιβάλλον χωρίζεται σε δύο κατηγορίες, στο αβιοτικό και στο βιοτικό. Στην πρώτη κατηγορία, ανήκουν όλοι οι γεωλογικοί παράγοντες, ενώ στη δεύτερη ανήκουν όλοι οι ζώντες οργανισμοί, οι οποίοι κατοικούν σε αυτό, συμπεριλαμβανομένου των οικοσυστημάτων. Οι δύο αυτοί κόσμοι, συμβιώνουν, συνεργάζονται και αλληλεπιδρούν καθορίζοντας ο ένας τη δράση του άλλου. Γέφυρα της συνεργασίας αυτής, είναι το νερό, είτε με άμεσο είτε με έμμεσο τρόπο και για το λόγο αυτόν, η αλληλεπίδραση του νερού με το περιβάλλον είναι διαχρονική.

Ειδικότερα, όσον αφορά τα υπόγεια ύδατα, έχει αναγνωρισθεί η σημαντικότητα τους, όχι μόνο λόγω της συμβατικής τους δράσης ως στοιχείο του περιβάλλοντος, αλλά και λόγω του γεγονότος ότι αποτελούν απαραίτητο στοιχείο για την ύπαρξη, την ανάπτυξη και την εξέλιξη των περισσότερων ζώντων οργανισμών. Η οικολογία των υπόγειων υδάτων, συμμετέχει στην τροφική αλυσίδα, γεγονός που αποτελεί μία σπουδαία περιβαλλοντική συμβολή. Αυτό ακριβώς είναι και το θέμα, το οποίο πραγματεύεται η διπλωματική αυτή εργασία, η οποία έγινε με σκοπό την απόκτηση πληροφοριών και γνώσεων σχετικά με την αλληλεπίδραση των υπόγειων υδάτων με το περιβάλλον και συγκεκριμένα με την οικολογία και τα οικοσυστήματα. Έτσι, η εργασία αυτή καλύπτει όλο το φάσμα της σχέσης των υπόγειων υδάτων με το περιβάλλον, όχι μόνο βιβλιογραφικά, αλλά και με την παράθεση αποτελεσμάτων, από δείγματα υδάτων που ελήφθησαν από το Νομό Θεσσαλονίκης και το Νομό Χαλκιδικής.

Στο σημείο αυτό, αισθάνομαι την ανάγκη να ευχαριστήσω τον Επίκουρο καθηγητή της Υδρογεωλογίας του Α.Π.Θ. Κώστα Βουδούρη για τη βοήθεια, τη συνεργασία και την επίβλεψη της διπλωματικής αυτής εργασίας, τον υποψήφιο διδάκτορα της Υδρογεωλογίας του Α.Π.Θ. Νεραντζή Καζάκη για τη λήψη των δειγμάτων των υπόγειων υδάτων. Επίσης, την Αν. καθηγήτρια στο τμήμα Βιολογίας του Α.Π.Θ. Μαρία Μουστάκα για τη συμβολή της στην ανάλυση των δειγμάτων από τα υπόγεια ύδατα, στο εργαστήριο του τομέα της Βοτανικής και τέλος, την υποψήφια διδάκτορα στο τμήμα της Βιολογίας Ματίνα Κατσιάπη για τη βοήθεια της στην ανάλυση των δειγμάτων.

1. Βασικές έννοιες της οικολογίας και της υδρογεωλογίας

Η οικολογία αποτελεί ένα σημαντικό κλάδο των βιολογικών επιστημών, ο οποίος περιλαμβάνει τη δυναμική των σχέσεων μεταξύ των οργανισμών συμπεριλαμβανομένου των μικροβίων, των ζώων, των φυτών και του ανθρώπου καθώς και τη σχέση τους με το περιβάλλον. Όσον αφορά το οικοσύστημα (εικόνα 1), αποτελεί μία θεμελιώδη έννοια της σύγχρονης οικολογίας, με την οποία υποδηλώνεται μία φυσική ενότητα που αποτελείται από διάφορα είδη οργανισμών, τα οποία βρίσκονται σε αλληλεπίδραση μεταξύ τους καθώς και με όλους τους φυσικούς παράγοντες σε μία συγκεκριμένη περιοχή.

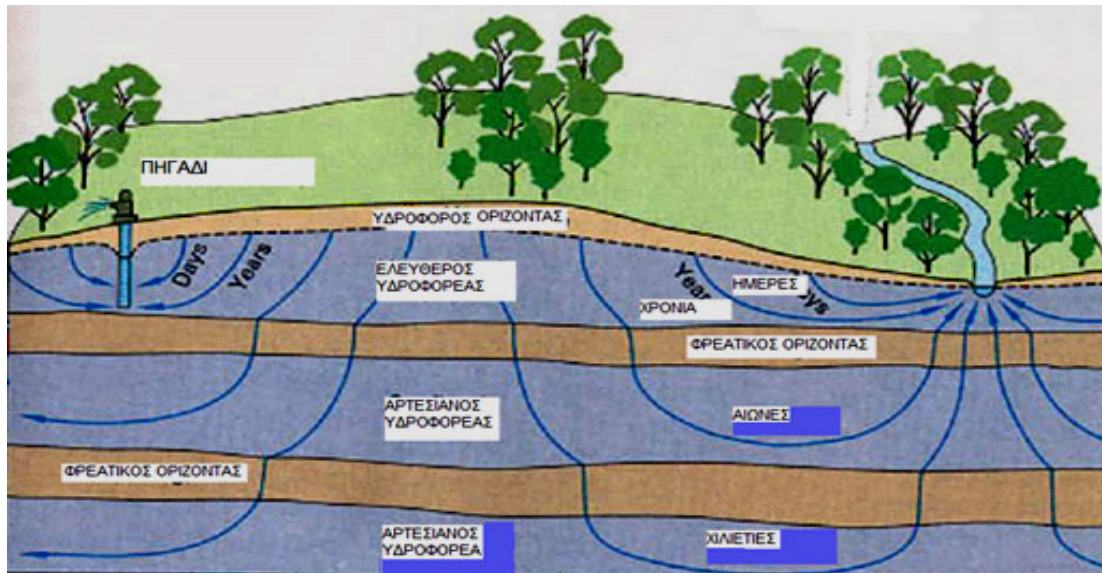


<http://www.swanecosystemcenter.org/waterquality.html> <http://www.vorioaigaio.gov.gr/imageupload/environment/enviroment.jpg>

Εικόνα 1: Οικοσυστήματα

Ακόμα και σήμερα δεν έχει διευκρινιστεί ο ρόλος του υπόγειου νερού στα οικοσυστήματα, ωστόσο η σημαντικότητά του είναι γνωστή. Το υπόγειο νερό (σχήμα 2) είναι αυτό που βρίσκεται κάτω από την επιφάνεια του εδάφους, ανεξαρτήτως κατάστασης, βάθους και προέλευσης. Τα υπόγεια νερά αποτελούν μέρος του υδρολογικού κύκλου και αντιστοιχούν σε 0,61% του συνολικού νερού στον πλανήτη. Η κυριότερη προέλευση τους είναι τα ατμοσφαιρικά κατακρημνίσματα (μετεωρικά νερά). Μικρό ποσοστό των υπόγειων νερών είναι μαγματικής ή κοσμικής προέλευσης, που εισέρχεται για πρώτη φορά στον υδρολογικό κύκλο. Το συγγενετικό είναι νερό που δεν

έχει έλθει σε επαφή με την ατμόσφαιρα για μεγάλο χρονικό διάστημα. Το μαγματικό και το μεταμορφωμένο νερό συνδέονται με την άνοδο του μάγματος και τις διαδικασίες της μεταμόρφωσης των πετρωμάτων, αντίστοιχα.



<http://www.kec.gr/perivallontiki/img/image47.jpg>

Εικόνα 2: Υπόγειοι υδροφορείς (Wikipedia Freeware)

Γνωρίζοντας λοιπόν, ότι η κύρια προέλευση του νερού είναι τα κατακρημνίσματα, σχεδόν σε όλους τους υδροφορείς, η επίδραση μίας μικρότερης κυκλοφορίας υπόγειου νερού, μπορεί να είναι αρκετή, για να μετατρέψει ένα οικολογικό μέρος σε έναν καινούριο τύπο υγροτόπου, όπως είναι το έλος. Επιπλέον, η εισροή του υπόγειου νερού σε λίμνες, ποτάμια και υγροτόπους, μπορεί να αλλάξει ολόκληρο το σύστημα των φυσικών και χημικών ιδιοτήτων, όπως είναι για παράδειγμα η θερμοκρασία και η αλμυρότητα, ενώ μπορεί να έχει πιο περίπλοκες επιδράσεις σε μικροπεριβάλλοντα καθώς και στα οικολογικά τους στοιχεία. Έπειτα, το φιλτράρισμα του επιφανειακού νερού των υδάτινων οικοσυστημάτων και της βροχόπτωσης επηρεάζει εξίσου σημαντικά έναν υδροφορέα, ειδικά όσον αφορά τα μικρόβια και τα επιφανειακά ασπόνδυλα. Επίσης, είτε το νερό ρέει μέσα ή έξω από έναν υδροφορέα, είτε κινείται από το ένα τμήμα του σε άλλο, είναι ο βαθμός και η ένταση της αλληλεπίδρασης, που συχνά καθορίζει την σημαντικότητα του στα οικοσυστήματα. Η ίδια τοποθεσία στο χώρο, μπορεί να περιέχει και τους τρεις τύπους ροής σε διαφορετικές χρονικές περιόδους. Επιπλέον, επιφανειακές οικολογικές διαδικασίες (όπως είναι η

εξατμισοδιαπνοή), μπορούν να επηρεάσουν σημαντικά τις υδρολογικές παραμέτρους καθώς και τη συνδεόμενη λειτουργία.

Η αναγνώριση της σημαντικότητας και της δύναμης της σχέσης του υπόγειου νερού και των οικοσυστημάτων, δεν ακολουθείται πάντα από αποτελεσματική διεπιστημονική έρευνα. Η οικολογική, υδρολογική και φυσικοχημική σχέση μεταξύ του υπόγειου νερού, του επιφανειακού νερού και των αντίστοιχων οικοσυστημάτων, δεν είναι πάντοτε πλήρως κατανοητή, επειδή ο χαρακτηρισμός και η συνετή διαχείριση απαιτεί μια πολυτομεακή προσέγγιση. Αυτή η προσέγγιση δηλαδή, απαιτεί από τη μία πλευρά την κατανόηση του χρονοδιαγράμματος και του μεγέθους της υπόγειας κυκλοφορίας του νερού από τους Βιολόγους, η οποία έχει μελετηθεί πρωτίστως από υδρογεωλόγους. Από την άλλη πλευρά, οι υδρογεωλόγοι οφείλουν να κατανοήσουν το βαθμό και το λόγο, για τους οποίους η υπόγεια κυκλοφορία του νερού επηρεάζει τις οικολογικές διαδικασίες, έτσι ώστε να αποκτήσουν εμπειρογνωμοσύνη σε κλίμακα ανάλογη με το οικολογικό ζήτημα της έρευνας. Η εκτέλεση αυτής της διεπιστημονικής προσέγγισης, πρέπει να βασίζεται σε βασικές αρχές, δηλαδή οι διαχειριστές των πόρων πρέπει να γνωρίζουν τις σχέσεις μεταξύ του υπόγειου νερού και του επίγειου ή υπόγειου οικοσυστήματος, έτσι ώστε να μπορούν να διαχειριστούν τα φυσικά συστήματα ολιστικά και να έχουν μία πλήρη αξιολόγηση των κινδύνων και των ευκαιριών. Μόνο τότε μπορούν να εξασφαλίσουν πραγματικά τη μακροπρόθεσμη βιωσιμότητα των υδατικών πόρων και των οικοσυστημάτων.

1.1 Επιστημονική προσέγγιση της σχέσης υπόγειου νερού-οικοσυστήματος

Όπως αναφέρθηκε παραπάνω, τα υπόγεια ύδατα, τα οποία συνδέονται με οικολογικές διαδικασίες, είναι κρίσιμης σημασίας για πολλά οικοσυστήματα επιφανειακών υδάτων. Είναι πολλοί οι επιστήμονες, οι οποίοι μελέτησαν κατά καιρούς τη σχέση υπόγειου νερού-οικοσυστήματος. Αρχικά ο Humphreys (2001), επισημαίνει ότι για τις μικροβιακές κοινότητες και τους ασπόνδυλους οργανισμούς, ο υδροφόρος ορίζοντας είναι το μέρος, όπου ζουν και τα υπόγεια ύδατα το μέσο, το οποίο τους παρέχει

οξυγόνο και τροφή. Επίσης, παρέχει μία εξαιρετική σύνοψη της αλληλεπίδρασης της επιστήμης της υδρογεωλογίας με την επιστήμη της βιολογίας, η οποία είναι σημαντική για τη διατήρηση της ποιότητας των υδάτων και των βιολογικών διεργασιών. Έπειτα, ο Steube et al. υποστήριξαν τη σημαντικότητα της χρήσης οικολογικών γνώσεων για τη διαχείριση των υπόγειων υδάτων και προσπάθησαν να ενσωματώσουν βιολογικά κριτήρια καθώς και φυσικοχημικές και υδρολογικές μεταβλητές, ενώ πρότειναν τη χρήση των μικροβίων ως βιολογικούς δείκτες, με βάση έρευνα τους, η οποία πραγματοποιήθηκε στην περιοχή της Cologne, στη Βορειοδυτική Γερμανία. Κατόπιν, οι Pronk et al. ανέπτυξαν τεχνικές αναγνώρισης των βακτηρίων από αποτυπώματα για να δείξουν πως οι αλλόχθονες ομάδες βακτηρίων εισήχθησαν σε πηγές, μέσω του υδροφόρου ορίζοντα, μετά τον εμπλουτισμό μίας τρύπας χελιδονιού. Μετά, για τη μελέτη της επιφανειακής διείσδυσης του ύδατος οι Sinreich et al. (2006), χρησιμοποίησαν κάποια διαλυτή ουσία και ιχνηθέτες σωματιδίων για την καλύτερη κατανόηση των συντελεστών μαζικής μεταφοράς σε επικαρστικό σύστημα, ενώ οι Bork et al. χρησιμοποιώντας τη μέθοδο GW-Fauna-Index και με αυτόν τον τρόπο μελέτησαν τις εισροές των επιφανειακών υδάτων σε προσχωσιγενή υδροφόρο ορίζοντα στη Νότια Κορέα. Ακολούθησαν και άλλοι επιστήμονες, οι οποίοι μελέτησαν τη σχέση του υπόγειου νερού και των οικοσυστημάτων, με πιο πρόσφατους τους Skalbeck et. Al., Loheide et. Al. και Lubczynski. Συγκεκριμένα, αυτοί οι επιστήμονες, έκαναν έρευνες σε ορισμένες κοινότητες με βάση τη φυσιολογία και το ρόλο των φυτών στο οικοσύστημα, αποδεικνύοντας έτσι, πως σε οποιαδήποτε μελέτη των υδρογεωλόγων, πρέπει να λαμβάνεται υπόψη η επίδραση των φυτών και ιδιαίτερα στα οικοσυστήματα όπου υπάρχει σχετική λειψυδρία.

Η ταξινόμηση των συστημάτων του υπόγειου νερού, έτσι ώστε να ενσωματωθούν στα πλαίσια της διαχείρισης, είναι ιδιαιτέρως σημαντική για την αειφόρο διαχείριση των υδάτινων πόρων. Αν και υπάρχουν ήδη περιφερειακά πλαίσια, σπάνια περιέχουν μεταβλητές σχετικές με την οικολογία.

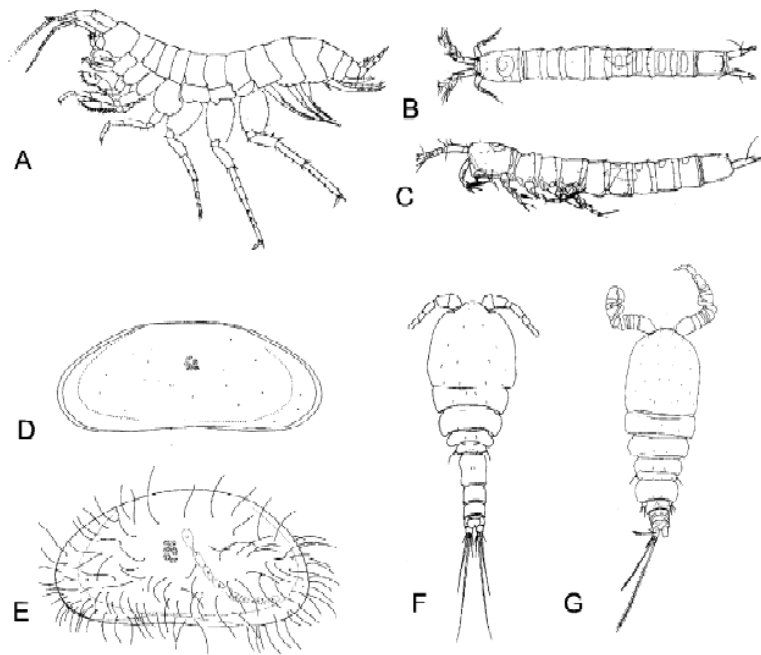
2. Σχέση μεταξύ υδρογεωλογίας και οικολογίας του υπόγειου νερού

Η σχέση μεταξύ της υδρολογίας και της οικολογίας, έχει ευρέως αναγνωριστεί από τους επιστήμονες, (Nachtnebel και Konar, 1991) οι οποίοι χρησιμοποιούν τον όρο **οικουδρολογία**. Όμως, παρ'όλο που επικρατεί η άποψη ότι, το υπόγειο νερό και το επιφανειακό νερό έχουν μία συνεχή σχέση, καθώς επίσης και ότι τα υπόγεια οικοσυστήματα είναι αναμενόμενο να παρέχουν σημαντικές περιβαλλοντικές υπηρεσίες, (Boulton et al. 2008) υπάρχει χαμηλή αντίληψη της επιρροής της επιφανειακής εισαγωγής ή της απόληψης στα υπόγεια οικοσυστήματα και δεν έχει αποσαφηνιστεί ο όρος της οικοϋδρογεωλογίας. Αυτό οφείλεται εν μέρει στο γεγονός ότι οι επιστήμονες, οι οποίοι απασχολούνται με τη μελέτη τόσο των υδροφορέων όσο και του επιφανειακού νερού, δε γνωρίζουν την οικολογική πολυπλοκότητα, τη βιοποικιλότητα και τον τοπικό ενδημισμό, τα οποία περιέχονται στα υπόγεια οικοσυστήματα. Έτσι, οφείλουν να μελετήσουν το υπόγειο τμήμα του κύκλου του νερού από τη σκοπιά της βιολογίας, εμπεριεχομένου των ασπόνδυλων οργανισμών που ζουν κατ'ανάγκη στα υπόγεια ύδατα καθώς επίσης και το μικροβιολογικό περιβάλλον που δημιουργούν. Η προσπάθεια διατήρησης της βιοποικιλότητας, επικεντρώνεται όλο και περισσότερο στην υπόγεια ζωή γενικά και στα είδη των υπόγειων υδάτων, διότι πολλά από αυτά απειλούνται ολοένα και περισσότερο υπό εξαφάνιση. Για το λόγο αυτό σε πολλές χώρες και συγκεκριμένα στην Ευρώπη, στην Αμερική και στην Αυστραλία έχουν δρομολογηθεί προγράμματα για την προστασία των υπόγειων υδάτων και των οργανισμών που ζουν εκεί, μετά από μελέτη της μεταξύ τους σχέσης.

Τα οικοσυστήματα των υπόγειων υδάτων μπορεί να επηρεάζονται άμεσα κατά τη διάρκεια του γεωλογικού χρόνου και αυτό αναγνωρίζεται από τα διάφορα τοπικά είδη οργανισμών που εμπεριέχονται σε αυτά (Humphreys 2008). Τα είδη που περιέχουν λοιπόν, μας δίνουν πληροφορίες για τις διάφορες κλιματικές αλλαγές που λαμβάνουν χώρα κατά τη διάρκεια του γεωλογικού χρόνου (Leys et al. 2003). Τέτοιες αλλαγές θεωρούνται για παράδειγμα, οι περίοδοι περιφερειακής ξηρασίας, οι περίοδοι των παγετώνων, τα ορογενετικά και τεκτονικά γεγονότα που συνέβησαν τόσο σε τοπική όσο και σε παγκόσμια κλίμακα καθώς και τα αποδεικτικά στοιχεία των μεγάλων επικλύσεων της θάλασσας και της έκτασης της Τηθύος. Με τον τρόπο αυτό, οι υπόγειοι

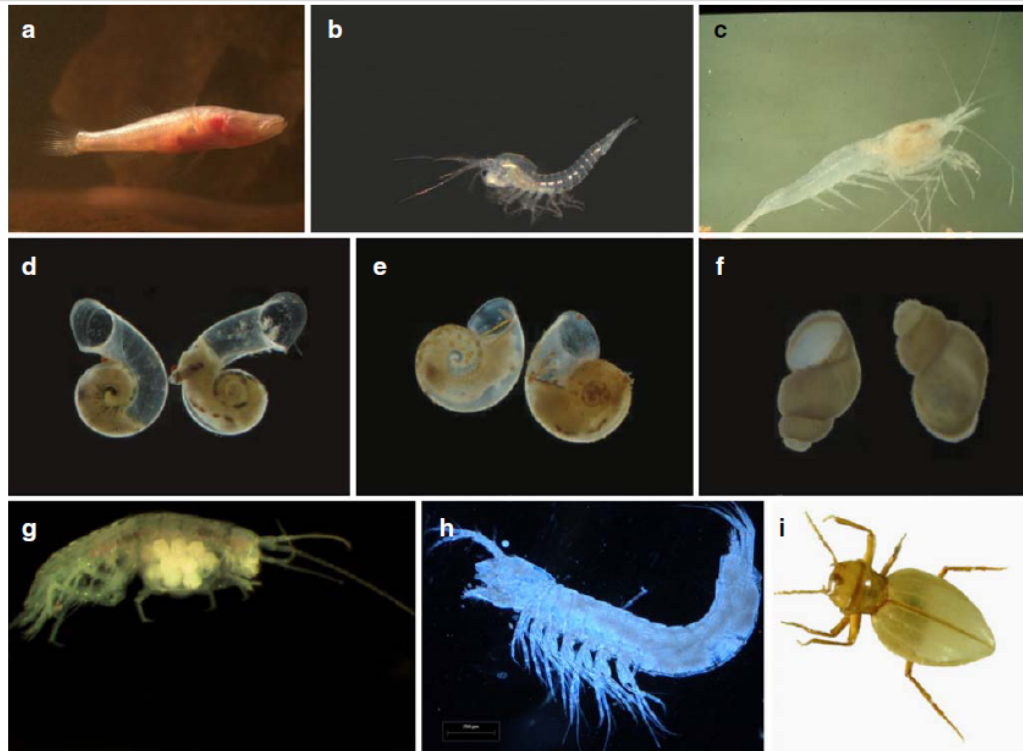
υδροφόροι ορίζοντες μπορεί να θεωρηθούν ως μουσεία, τα οποία περιέχουν δείγματα της καταγωγής των τοπικών οργανισμών από τις διάφορες γεωλογικές περιόδους (Rouch 1977, Gilbert et al. 1994). Πρόσφατα έχει αναγνωριστεί ότι τα ζώα που κατοικούν στα υπόγεια ύδατα, τα οποία είναι κατά πλειοψηφία συντριπτικά μαλακόστρακα (εικόνες 3 και 4), μπορούν να αποτελέσουν σημαντική συνιστώσα της περιφερειακής βιοποικιλότητας και ειδικά σε κατατετμημένα λειτουργικά οικοσυστήματα, διότι κατά την απουσία του φωτός, δεν υπάρχουν φωτοσυνθετικά φυτά. Η χρήση εισαγόμενης ή η επί τόπου παροχή ενέργειας στην υπόγεια πανίδα, συμβαίνει σε όλους τους τύπους των υδάτινων όγκων, οι οποίοι έχουν κοιλότητες με κατάλληλο μέγεθος για τη 'βιολογία ενός είδους' και συγκεκριμένα συμβαίνει στα επικαρστικά πετρώματα, στους κλασικούς καρστικούς ασβεστόλιθους, στα ψευδοκάρστ (όπως ψαμμίτης, λάβα ή λατερίτης) (Humphreys 2008), σε διασπασμένα πετρώματα, σε πισσόλιθους και σε προσχωσιγενείς υδροφορείς, αλλά όταν το μέγεθος των διάκενων μπορεί να περιορίσει τη κατανομή των διαφόρων ειδών.

Υπάρχει ολόένα και μεγαλύτερη έμφαση σχετικά με τη δυναμική των κοινοτήτων των υπόγειων υδάτων καθώς και ενημέρωση για τη σύνδεση και τη σταθερότητα των υπόγειων υδροφορέων, για την ανίχνευση νερού καθώς και για τις σημερινές ή τις παρελθοντικές αλληλεπιδράσεις (Buhay et al. 2006). Για παράδειγμα, στη Γερμανία διαπιστώθηκε ότι οι αλλαγές στη σύνθεση και στην πυκνότητα των υπόγειων υδάτων που κατοικούν τα διάφορα είδη πανίδας, είναι οι καλύτεροι δείκτες των επιπτώσεων της υπόγειας άντλησης σε μία υπόγεια επιφάνεια ενός εξαρτώμενου οικοσυστήματος. Αυτοί ήταν πολύ πιο ευαίσθητοι δείκτες από τις αλλαγές στην υδροχημεία ή από άλλους οικολογικούς δείκτες στα εξαρτώμενα υπόγεια οικοσυστήματα (Hahn 2007). Οι αλλαγές αυτές, απόδειξαν ότι το αντλούμενο νερό προερχόταν από τα διαβρωμένα πετρώματα του υδροφόρου ορίζοντα, τα οποία συνοδεύουν την κοιλάδα και όχι από τα προσχωσιγενή πετρώματα, τα οποία βρίσκονται κατά μήκος της κοιλάδας εκεί όπου ορίζονται τα πηγάδια. Οι διάφορες αυτές ιδιότητες λοιπόν, δείχνουν ότι τα υπόγεια ύδατα, μπορεί να είναι εξίσου ενδιαφέροντα για τους βιολόγους και τους υδρογεωλόγους και ότι οι δύο αυτές επιστήμες είναι αλληλένδετες.



Εικόνα 3: Γραμμικά σχέδια των διαφόρων υπόγειων ασπόνδυλων. A. *Chydaekata acuminata* Bradbury 2000 (Amphipoda, *Paramelitidae*), B-C. *Parastenocaris jane* Karanovic 2006 (Copepoda, *Parastenocarididae*), D. *Candonopsis* (*Abcandonopsis*) *indoles* Karanovic 2004. E. *Candonopsis* (*Candonopsis*) *sumatrana* Karanovic 2004, F. *Halicyclops* (*Rochacyclops*) *calm* Karanovic 2006 (Copepoda, *Halicyclopinae*), G. *Fierscyclops* (*Pilbaracyclops*) *frustration* Karanovic 2006 (Copepoda, *Cyclopinae*).

(W. F. Humphreys et al. 2009).



Εικόνα 4: Εικόνες των υπόγειων υδάτων με τα ζώα στην Αυστραλία-ενδεικτικά μήκους σε χιλιοστά-με
χλωμά ημιδιαφανή σώματα και απουσία ματιών, παρόμοια χαρακτηριστικά σε ζώα των υπόγειων
υδάτων, ανεξαρτήτως ταξινομικής ομάδας. a) Blind gudgeon, *Milyeringa veritas* (Eleotridae)-ενδεικτικό
μήκος 50 mm. b) *Halosbaena tulki* (Thermosbaenacea), 3 mm. c) *Stygiocaris styfilera* (Atyidae), 5 mm. d-f)
undescribed gastropods (Hydrobiidae), ca 4 mm. g) undescribed amphipod with eggs, 6 mm. h)
undescribed Bathynellacea 1 mm. i) *Nirriparti arachnoids* (Dytiscidae), 2.3mm. Εικόνες a-b D. Elford
Western Australia (WA) Museum. c-f W. Humphreys, WA Museum. g) E. Volschenk, WA Museum. h)
P. Hancock. i) C. Watts
(W. F. Humphreys et al. 2009).

2.1 Υπόγεια ζώα

Τα ζώα των υπόγειων υδάτων χαρακτηρίζονται stygobites, (εικόνες 3 και 4) τα οποία
συνήθως έχουν λευκό χρώμα και έλλειψη ματιών ή μπορεί να είναι διαφανή και να
έχουν σκωληκοειδή μορφή μεταξύ άλλων με προσαρμογές στην υπόγεια ζωή (Coineau
2000). Τυπικά στα ζώα αυτά, απουσιάζουν τα στάδια της ανάπτυξης και της

υδάτων, μπορεί να προκαλέσει την απόθεση της ίδιας της μήτρας, όπως στους ασβεστολίθους (Mann και Deutscher 1978, Arakel 1986, Morgan 1993) και στους πησολίθους, οι οποίοι για διαφορετικούς λόγους έχουν ανεστραμμένες χρονικά αλληλουχίες των αποθέσεων.

Τα υπόγεια νερά μπορούν να διαχωριστούν στα υπόγεια ύδατα και τα υποεπιφανειακά που βρίσκονται κάτω από τα κανάλια του ποταμού σε επικοινωνία με επιφανειακά ύδατα και τα οποία αποτελούν μία ευρέα ζώνη μετάβασης μεταξύ του επιφανειακού και του υπόγειου νερού (Jones και Mulholland 2000). Τα ζώα, στα οποία θα γίνει αναφορά για τον τόπο κατοικίας τους, εντοπίζονται τόσο στην υποεπιφανειακή ζώνη, όσο και στα πηγάδια. Αυτά, περιορίζονται κυρίως στα ανώτερα στρώματα των υπόγειων οικοσυστημάτων, με εξαίρεση τα καρστικά συστήματα, όπου υπάρχει πιθανότητα να βρεθούν αρχικά οι διάφορες ποικιλίες της stygofauna, έπειτα διάφορα σπονδυλωτά σε εκατοντάδες μέτρα αρτεσιανών υδροφορέων (Longley 1992) και τέλος ασπόνδυλα μέχρι το βάθος του 1km (Essafi et al. 1998).



http://geoscape.nrcan.gc.ca/h2o/gulf/images/water_for_ecosystems2_e.jpg

Εικόνα 5: Λειτουργία των οικοτόπων. Groundwater flow-Ροή υπόγειου ύδατος. Contaminants and sediment are filtered-Προσμείξεις και ιζήματα φιλτράρονται. Wildlife habitat-Άγρια ζωή των οικοτόπων. Cleaner water outflow-Καθαρισμός εισροής νερού. Slow release of stored water-Αργή απελευθέρωση του αποθηκευμένου νερού. Groundwater infiltration-Διείσδυση υπόγειων υδάτων. Saturated soil stores water-Κορεσμένο σε νερό έδαφος. Bacteria break down contaminants-Βακτήρια διασπούν τις προσμείξεις.

υδρολογικές συνθήκες, μετά την τελευταία μεσοπαγετώδη περίοδο (English et al. 2001, Hesse et al. 2004). Ο χρόνος παραμονής των υπόγειων υδάτων, αποτελεί σημαντικό παράγοντα για την υδρογεωχημική εξέλιξη των υπόγειων υδάτων, οι ιδιότητες των οποίων είναι σημαντικές για την οικολογία του υδροφόρου ορίζοντα, η οποία με τη σειρά της επηρεάζει την υδρογεωχημική εξέλιξη.

2.1B) Δυσμενείς συνέπειες για τον τόπο κατοικίας

Οι υδρογεωλόγοι, πολλές φορές μπορεί να είναι υπεύθυνοι για τις καταστροφές που προκαλούνται στο χώρο παραμονής της stygofauna, όπως είναι για παράδειγμα η αφαίρεση του ίδιου του μητρικού πετρώματος με εξόρυξη ορυκτών, όπου σε ανοικτά ορυχεία μετατρέπονται τα υπόγεια ύδατα σε επιφανειακά, ή η γενικευμένη απομάκρυνση των υπόγειων υδάτων με τη βιώσιμη άντληση του νερού, είτε αυτή είναι μηχανική είτε αφορά κάποια σχέδια εξόρυξης. Η επιρροή τέτοιων δραστηριοτήτων στη βιοποικιλότητα, θα εξαρτηθεί αρχικά από το εάν θα υπάρξει πτώση της στάθμης με τελικό αποτέλεσμα, την επίδραση στη ζώνη κάτω από τα κενά, η οποία είναι κατάλληλη ως χώρος διαβίωσης, ή επιπλέον, εάν ένα είδος περιορίζεται στην περιοχή των επιπτώσεων (Leys et al. 2003, Lefébure et al. 2006, Cooper et al. 2007-2008, Guzik et al. 2008). Παρ'όλο που οι επιρροές, των παραπάνω δραστηριοτήτων, στα υπόγεια οικοσυστήματα έχουν λάβει το απαραίτητο ενδιαφέρον, τόσο από τη δυτική Αυστραλία όσο και διεθνώς, η γνώση πάνω σε αυτές τις επιρροές είναι ελάχιστη. Συγκεκριμένα, δεν έχει γίνει λεπτομερής μελέτη των επιπτώσεων της άντλησης του νερού στους υδροφορείς των οικοσυστημάτων με αποτέλεσμα τα τοπικά είδη να μπορούν να εξαφανιστούν γρήγορα, μετά τη μόλυνση των υδροφορέων. Επίσης, στην πόλη Lyon της Γαλλίας, η ενίσχυση και η αύξηση της πυκνότητας του πληθυσμού καθώς και ο πλούτος των ειδών της stygofauna, αποφέρουν αποτελέσματα, τα οποία εξαρτώνται από το πάχος της ακόρεστης ζώνης και από την αυξημένη κατανάλωση ενέργειας (Datry et al. 2005). Τα παραπάνω αποτελέσματα, μπορούν να επιτρέψουν την επιτυχή εισβολή των διαφόρων μορφών της επιφάνειας σε ένα προηγούμενο ολιγοτροφικό περιβάλλον. Η κατανόηση αυτών των θεμάτων, εξαρτάται από την πρόσβαση σε εκτενείς

πληροφορίες, σχετικά με τη φύση και τη σύνθεση των stygofauna, καθώς και την πλήρη γνώση των υδρογεωλογικών χαρακτηριστικών του περιβάλλοντος.

Ειδικότερα, η **άντληση** θεωρείται υπερβολική, εάν καταλήγει σε υποβάθμιση της ποιότητας των υπόγειων υδάτων, ανεξάρτητα από το εάν υπάρχει ή δεν υπάρχει υπερβολική ανάληψη ύδατος. Σε περίπτωση που υπάρχει υπερεκμετάλλευση, εξαρτάται από τα χρησιμοποιούμενα κριτήρια, με εξαίρεση την επίδραση στα τοπικά είδη του υπόγειου νερού, η οποία δεν θεωρείται κατάλληλο κριτήριο.

Έχοντας λοιπόν, αρκετά στάδια οξείδωσης, η κινητικότητα του ουρανίου στο φυσικό περιβάλλον επηρεάζεται άμεσα από τις αλλαγές στη σύνθεση, στην οξειδοαναγωγή, στο pH και στην συγκέντρωση ορισμένων συμπλεκτικών παραγόντων. Αντιθέτως, το θόριο και το ράδιο, τα οποία έχουν ένα στάδιο οξείδωσης, επηρεάζονται λιγότερο από τις αλλαγές στην οξειδοαναγωγή, αλλά είναι πολύ ευαίσθητα στις αλλαγές του pH. Οι ιδιότητες αυτές, είναι μεταξύ εκείνων, οι οποίες επηρεάζουν την κλασμάτωση των βαρέων μετάλλων και την απόθεση των ασβεστολίθων των υπόγειων υδάτων στις ξηρές περιοχές της Αυστραλίας, οι οποίες αποτελούν σημαντικά υδροφόρα στρώματα και υποστηρίζουν κατά μεγάλο ποσοστό τη βιοποικιλότητα.

Η οικολογική κατανόηση των συνθηκών χαμηλής ροής, είναι υποτυπώδης, ακόμα και στα επιφανειακά ύδατα. Όμως, ενδείξεις από μελέτες στην επιφάνεια, αποδεικνύουν ότι οι επιπτώσεις της άντλησης είναι αρκετά περίπλοκες, ανάλογα με την ένταση και τη διάρκεια της αφαίρεσης ή της αλλαγής στη συχνότητα της ροής, ως αποτέλεσμα της αλλαγής στην πιεζομετρική στάθμη. Πράγματι, η πτώση της επιφάνειας των υδάτων για άρδευση είχε τόσο άμεσες όσο και έμμεσες συνέπειες, μερικές από τις οποίες σχετίζονται με τα υπόγεια ύδατα των οικοτόπων. Αρχικά, οι άμεσες επιπτώσεις, όπως η μειωμένη ταχύτητα ροής, το βάθος των οικοτόπων στα τοπικά είδη, ήταν ανάλογες της ποσότητας του νερού που αντλείται. Έπειτα, οι έμμεσες συνέπειες, όπως είναι η αυξημένη ηλεκτρική αγωγιμότητα και η θερμοκρασία, επιδρούν πάνω στη σχετική αφθονία των ειδών, αλλά όχι στις λειτουργικές ομάδες σίτισης, παρά μόνο όταν η απόσυρση υπερβαίνει το 85% του ατμοσφαιρικού επιπέδου.

Γενικότερα, υπάρχει κάποια εξοικείωση με τις επιπτώσεις της άντλησης στην επιφάνεια των υπόγειων νερών, η οποία εξαρτάται από τα οικοσυστήματα. Ωστόσο, παρ'όλο που η καθαρότητα των υπόγειων υδάτων εξαρτάται από το οικοσύστημα, οι πληροφορίες είναι λίγες σχετικά με τις επιπτώσεις της άντλησης του νερού εντός των

υδάτινων όγκων και ιδιαίτερα στα βαθιά υδροφόρα στρώματα. Οι διαφορές στη στάθμη των υπόγειων υδάτων, είναι αποτέλεσμα των περιφερειακών κλιματικών αλλαγών ή των συνθηκών αποστράγγισης, αλλά αυτές οι αργές αλλαγές δεν μπορούν να εξαλείψουν τη stygofauna. Αντιθέτως, η άντληση των υπόγειων υδάτων, μπορεί να οδηγήσει σε σχετικά γρήγορες αλλαγές στη στάθμη των υπόγειων υδάτων, όπως για παράδειγμα στο Τέξας της Αμερικής, όπου η stygofauna αφθονεί στο πολύ γνωστό αρτεσιανό υδροφόρο σύστημα, το οποίο ονομάζεται Edwards (εικόνες 6 και 7). Αυτή η κοινότητα, η οποία περιλαμβάνει τόσο σπονδυλωτά όσο και ασπόνδυλα stygobites, με θαλασσινού και γλυκού νερού συγγενείς, βρίσκονται υπό απειλή, λόγω της άντλησης, η οποία αποσύρει το σύνολο σχεδόν του φυσικού εμπλουτισμού.



<http://www.edwardsaquifer.net/sanmarcos.html>

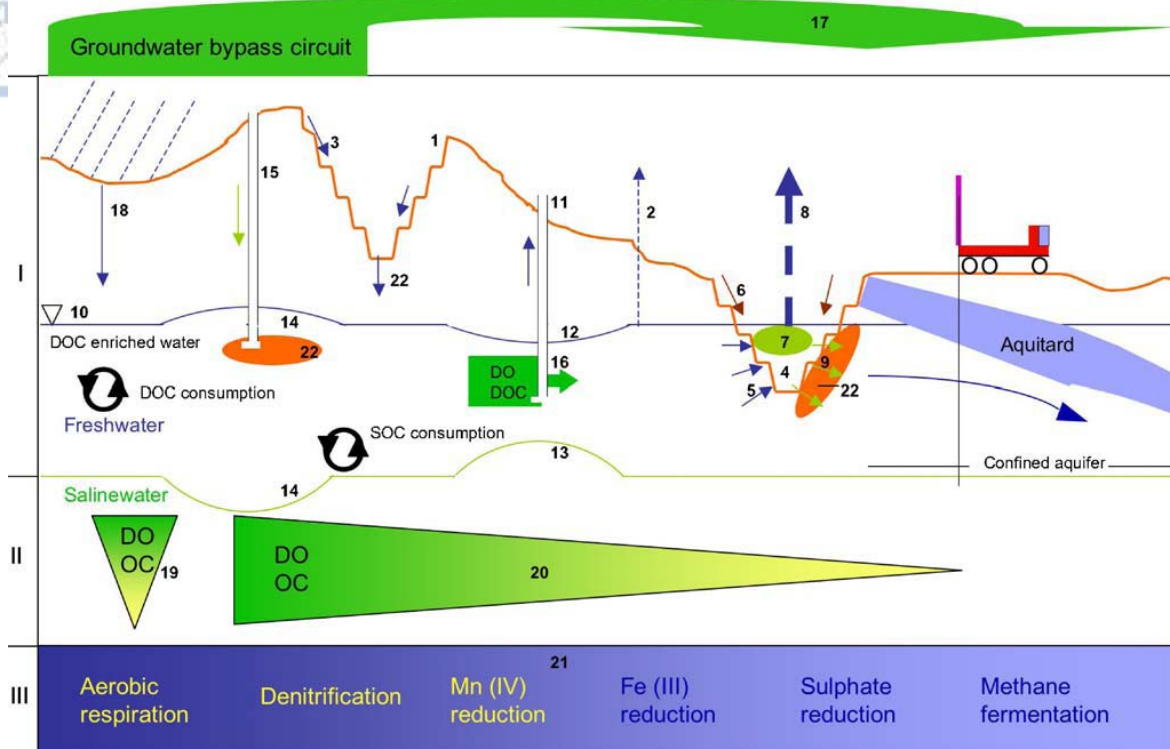
<http://www.edwardsaquifer.net/images/1-017.jpg>

Εικόνες 6 και 7 : Απεικόνιση του αρτεσιανού υδροφόρου συστήματος Edwards.

Οι αρνητικές συνέπειες προκαλούνται από την απώλεια των ροών από τις πηγές, την αφυδάτωση των τμημάτων και τη διείσδυση του αλμυρού νερού. Για παράδειγμα στη Γαλλία, πραγματοποιήθηκε μία σύντομη δοκιμή άντλησης για τρεις φορές και για περισσότερες από τέσσερις μέρες με αποτέλεσμα να μειωθεί το επίπεδο της στάθμης μέχρι και 21m κάτω από τον υδροφόρο ορίζοντα. Αυτό οδήγησε λοιπόν, σε αύξηση των μαλακοστράκων, ενώ η κοινότητα των οργανισμών που κατοικούσε στα καρστικά υπόγεια πετρώματα, δεν ανάκαμψε ούτε μετά από 1 χρόνο. Έπειτα, στη Γερμανία και συγκεκριμένα στην κοιλάδα Kolbental, οι αλλαγές στη σύνθεση και στην πυκνότητα των τοπικών ειδών των υπόγειων υδάτων, αξιολογήθηκαν με τις μεθόδους του Hahn (2006). Αυτές οι αλλαγές, συνέστησαν τους δείκτες των επιπτώσεων της άντλησης των υπόγειων υδάτων και ήταν πολλοί πιο ευαίσθητοι δείκτες από τις αλλαγές στην

υδροχημεία ή άλλων οικολογικών δεικτών, οι οποίοι εξαρτώνται από την επιφάνεια των υδάτων του υπόγειου οικοσυστήματος (Hahn 2007).

Η παραγωγικότητα των υπόγειων υδάτων αποσκοπεί συνήθως στο να μην εξαντληθεί εντελώς η πηγή και μπορεί να οδηγήσει μόνο σε τοπική πτώση της στάθμης με μικρή άμεση απώλεια της πανίδας και της χλωρίδας, παρ'όλο που οι ιδιότητες του οικοσυστήματος μπορεί να αλλάξουν ριζικά. Στο παρελθόν, στη λεκάνη του Λονδίνου, στο Ηνωμένο Βασίλειο, η αύξηση των υπόγειων υδάτων στους υδροφορείς, προκαλούσε σημαντικές αλλαγές στη χημεία των υπόγειων υδάτων, μέσω μιας σειράς φυσικών και χημικών διεργασιών. Επιπλέον, η εξόρυξη κάτω από τον υδροφόρο ορίζοντα, συχνά απαιτεί εκτεταμένες τεχνικές αποστράγγισης του χαλαρού στρώματος και του ετερογενούς υλικού που καλύπτει την επιφάνεια των βράχων. Έτσι, θα μειωθεί ο όγκος ή θα εξαλειφθούν τελείως οι διάφορες αποικίες των οργανισμών των υπόγειων υδάτων, όπως για παράδειγμα με την περιφερειακή αποστράγγιση του καρστικού δολομίτη, που υπερκαλύπτει τα χωράφια στο Gauteng της Νότιας Αφρικής. Λόγω της ειδικής φύσης της βιοποικιλότητας των υπόγειων υδάτων, ο Notenboom et al. (1994), κάνοντας αναφορές για τα ασπόνδυλα, έκρινε ότι υπήρχε μεγάλη πιθανότητα πλήρους εξαφάνισης κάποιων ειδών, ως αποτέλεσμα της άντλησης των υπόγειων υδάτων. Η άποψη αυτή ενισχύθηκε από τον παράγοντα, ο οποίος αναφέρθηκε και παραπάνω, ότι δηλαδή τα περισσότερα είδη των υπόγειων υδάτων καταλαμβάνουν πολύ περιορισμένες περιοχές. Πράγματι, πολλά εσωτερικά και υδρόβια isopods, τα οποία αποτελούν μικρό τμήμα του υπόγειου ενδημικού φάσματος, μπορούν πολύ γρήγορα να εξαφανιστούν από τα επιφανειακά ή από τα υπόγεια ύδατα εξ' αιτίας της ανθρώπινης εκμετάλλευσης των υδάτων.



Εικόνα 8: Σχηματικό διάγραμμα που απεικονίζει: (I) ορισμένες ανθρωπογενείς επιπτώσεις στη βιογεωχημική εξέλιξη της αλατότητας στα στρωματοποιημένα υπόγεια ύδατα (GW) κατά μήκος της φυσικής τροχιάς της ροής του ύδατος. (II) αλλαγές στο διαλυμένο οξυγόνο (DO), στα σωματίδια (POC) και στον περιεχόμενο διαλυμένο οργανικό άνθρακα (DOC), υποσύνολα του οργανικού άνθρακα (OC), και η οργανική ύλη αποτίθεται στα ιζήματα (SOC), σε βάθος και κατά μήκος της τροχιάς της ροής του ύδατος GW. (III) μεταβολές στη μεταβολική οδό κατά μήκος των κλίσεων της οξειδοαναγωγής (Eh)-οι οποίες μπορεί να είναι πολύ περίπλοκες (Chapelle 2001) σε χωρικές κλίμακες (10 -3 -10 6 m) μεταξύ των οριακών στρωμάτων και κατά μήκος των διαδρομών της ροής σε περιορισμένους υδροφόρους ορίζοντες. Σημειώστε ότι οι οριζόντιοι άξονες των ομάδων I, II, και III είναι ασύνδετοι. Επίπεδο του εδάφους (1): αλλαγές στην επιφάνεια του εδάφους επηρεάζουν κατά πολλούς τρόπους το GW. Απόσταση μεταξύ της επιφάνειας του εδάφους και των υδροφόρων, πίνακας (2), επηρεάζει την εξάτμιση του GW και επιδρά στην εξέλιξη κυρίως σε άνυδρες περιοχές (Arakel 1986). χαρακτηριστικό είναι το βάθος των 10 μέτρων των GW στους ασβεστολίθους (Jacobson και Arakel 1986) και για να αποφευχθεί η αλάτωση λόγω της άρδευσης (FAO 1967, που παρατίθενται στη McCrea και Balakumar 2004). Η αλλαγή της μορφολογίας της επιφάνειας επηρεάζει τη συχνότητα, την ποσότητα και την ποιότητα της ανατροφοδότησης. (3) : Η ανασκαφή κάτω από τον υδροφόρο ορίζοντα αφαιρεί τη μήτρα, εντός της οποίας βρίσκεται η οικολογία των GW, (4): σχηματισμός της επιφάνειας του νερού από την GW που μπορεί να ενεργεί ως φακός για τη ροή των GW, (5): μέσα από το κενό, όπως και στη ροή των GW μέσω των λιμνών (Nield et al. 1994), είναι το επίκεντρο της μόλυνσης (χρήση αποθέματος για το πότισμα απόθεμα, με αποτέλεσμα να μεταφέρονται στην άγρια πανίδα συμπυκνώματα ζωικών αποβλήτων της θάλασσας. (6): δεδομένων προσωπικού χαρακτήρα και συνθήκες ευτροφισμού, (7): αυτή η εισβολή είναι υπέρ των GW με τα είδη της επιφάνειας (Notenboom et al. 1994 Malard 1995) και αυξάνει την εξάτμιση.

(8): και την αλατότητα της ροής των κατάντη GW (9):Επιφάνεια υπόγειων υδάτων, (10): Αλλαγή στο επίπεδο των αποτελεσμάτων GW της εξάτμισης μεταβάλλοντας την απόσταση από την επιφάνεια του εδάφους (βλέπε σημείο 2), μπορεί να αυξηθεί η GW πάνω από την επιφάνεια των επιφανειακών υδάτων, αλλά, σε αντίθεση με το 2, χωρίς να μειώνει τα διαθέσιμα τοπικά είδη των GW. Μείωση της επιφάνειας των GW προκαλεί μείωση της εξάτμισης των GW και του όγκου του υδροφόρου ορίζοντα και στην περιοχή μπορεί να προκληθούν θραύσματα της πληρότητας των οργανισμών των GW ή να πέσει κάτω από το επίπεδο όπου η μήτρα του υδροφόρου ορίζοντα είναι κατάλληλη για τα ζώα των GW και έτσι χάνουν κάθε δυναμική συμβολή στην ποιότητα των υδάτων. Η άντληση (11) γεμίζει την επιφάνεια των GW με λακάκια της μορφής των ανεστραμμένων κώνων (12) και η αλατότητα των στρωματοποιημένων υδροφόρων οριζόντων, οι εισροές της διεπαφής του αλμυρού νερού (13) θα ενισχυθούν από την επίδραση των Ghyben-Herzberg (Chow 1964), η έκφραση αυτή αντιστρέφεται (14) στις παρακάτω τοποθεσίες του τεχνητού εμπλουτισμού (15). Η κάτω ροή ενός τόπου υδροληψίας (11), η ροή των DO και DOC μειώνεται (16), αλλά, αντιθέτως, οι ροές μπορεί να αυξήσουν τις κάτω ροές των χώρων αναπλήρωσης (15), ανάλογα με τη φύση του ταμιευτήρα. Ένα κύκλωμα παράκαμψης GW διαπερνά ένα λάκκο ορυχείου (17) εισάγει «καθαρό νερό» σε έναν υδροφόρο ορίζοντα που είναι σε μεταγενέστερο στάδιο της υδρογεωχημικής εξέλιξης και αποτελεί ενδεχομένως επιζήμιο για την υπάρχουσα οικολογία των GW. Οξυγόνο και οργανικός άνθρακας: Φυσικό αναπλήρωσης (18), DO και DOC που εισέρχονται στα GW έχουν εξαντληθεί από την αύξηση του μεταβολισμού με το βάθος (19) κατά μήκος της ροής των GW (20), μεταβάλλοντας την οξειδοαναγωγή (Eh) , τις προϋποθέσεις και τη συμβολή στη βιογεωχημική εξέλιξη (21) των GW. Αλλαγές στη ροή του φορέα κοντά και κατάντη της υδροληψίας (11) ,έγχυση σε πηγάδια (15), και απόφραξη των διαστημάτων των πόρων από ιζήματα, που κινητοποιήθηκαν με την εισροή των GW και των χωματογενικών (22), θα μεταβάλλουν την προμήθεια των αντιδρώντων και της δυναμικής της οικολογίας των GW (16, 19, 20, 21). (W. F. Humphreys et al. 2009).

Ωστόσο, ορισμένα συστήματα των υπόγειων υδάτων, μπορεί να είναι τοπικά ανθεκτικά σε σημεία των επιπτώσεων της πηγής, είτε λόγω της πτώσης της στάθμης είτε λόγω της ρύπανσης, διότι ο επαναποικισμός των καρστικών στο δίκτυο, μπορεί να προκύψει από τα καταφύγια δίπλα στον κύριο άξονα αποχέτευσης (Turguin 1981). Όμως, στην Pilbara της δυτικής Αυστραλίας, σύμφωνα με τον Finston et al. (2007), βρέθηκε ότι η χρήση των μοριακών μεθόδων στα υπόγεια ύδατα, μετάτρεψε τα παλαιοερμηικά παραποτάμια συστήματα, σε μία επεισοδιακή επιφανειακή ροή, η οποία περιέχει πληθυσμούς των αμφίποδων που έχουν διαχωριστεί για 2-8,9 εκατομμύρια χρόνια. Έτσι, αποδείχτηκε ότι αυτοί οι παραπόταμοι, χρησιμεύουν ως καταφύγια για τα είδη που κατοικούν στα παλαιοερμηικά συστήματα. Όμως, δεν είναι πλήρως αποδεδειγμένο, αν το παραπάνω ισχύει και για τους πρόσφατους παραποτάμους που δημιουργήθηκαν εντός της λεκάνης.

Κατόπιν, μπορεί να υπάρξουν κάποιες αλλαγές στα συστατικά των υπόγειων υδάτων και ειδικότερα, αλλαγές στη **βασική χημεία των υπόγειων υδάτων**. Οι αλλαγές στη σύνθεση των ειδών, μπορεί να έχει σημαντικές επιπτώσεις στη λειτουργία και κατά συνέπεια τις οικολογικές υπηρεσίες που μπορεί να παρέχει μια οικολογική κοινότητα. Σύμφωνα με τον Boulton et al. (2008), πολύ μικρές αλλαγές μπορούν να τροποποιήσουν την οικολογία των υπόγειων υδάτων. Επιπλέον, ενώ η αλατότητα, δεν αποτελεί πρωταρχικό παράγοντα της κατανομής διαφόρων ειδών, τόσο σε θαλάσσιο περιβάλλον όσο και στις εκβολές λιμνών υψηλής αλατότητας, ο ιοντικός λόγος, μπορεί να είναι ο καθοριστικός παράγοντας για τη διανομή των ειδών σε υφάλμυρο νερό. Αυτό σχετίζεται με τα ποσά των στοιχείων Ca^{2+} , Mg^{2+} , SO_4^{2-} και HCO_3^- στο διάλυμα και καθορίζει τον τρόπο με τον οποίο η καθίζηση ορυκτών προκαλεί σημεία ταπείνωσης στη διαλυτική ουσία, μέσα στα συστήματα εξάτμισης κατά την εξελικτική πορεία.

Ο παραπάνω παράγοντας, έχει εφαρμοστεί σε υπόγεια ύδατα και σε υφάλμυρες λίμνες με μεγάλη αποτελεσματικότητα, κυρίως χρησιμοποιώντας οστρακοειδή ως παλαιοκλιματολογικό δείκτη. Στην Pilbara, υπάρχει μεγάλη ποικιλομορφία οστρακόδερμων στα υπόγεια ύδατα, οι οποίες χαρακτηρίζονται από κελύφη ασβεστίου, ενώ η παρουσία τους καθορίζεται κυρίως από το pH και από την περιεκτικότητα σε άνθρακα. Στα ύδατα, με χαμηλό pH, με τιμές Eh, οι οποίες επιδεικνύουν μία μείωση των ειδών του περιβάλλοντος και με ολική συγκέντρωση αζώτου, η οποία δεν υπερβαίνει τα 10mg L^{-1} , σπάνια συναντώνται οστρακόδερμα (Reeves et al. 2007). Κατά συνέπεια, η μεταφορά των υπόγειων υδάτων διαφορετικής χημικής σύνθεσης, μεταξύ διάφορων υδροφόρων οριζόντων ή μεταξύ διαφορετικών τμημάτων του ίδιου υδροφόρου ορίζοντα, μπορεί να οδηγήσει σε αλλαγές στη δομή της κοινότητας και στις βασικές λειτουργίες του οικοσυστήματος. Τέτοιες ακατάλληλες μεταβιβάσεις υδάτων, μπορεί να προκύψουν τόσο από τις εμφανείς ενέργειες, όπως είναι η χρήση του νερού εντελώς διαφορετικών προελεύσεων όσο και από την ανακύκλωση των κοιτασμάτων πετρελαίου, τα οποία παράγονται από τον υδροφόρο ορίζοντα. Επίσης, οι μεταβιβάσεις αυτές των υδάτων μπορεί να προκληθούν από τη μείωση της πορείας της ροής, όπως για παράδειγμα όταν υπάρχει εκτροπή των υπόγειων υδάτων (δια μέσου σωλήνων), κατά μήκος ενός παλιού ορυχείου (εικόνα 8), έτσι ώστε να επιστρέφει στην προηγούμενη κατάσταση του υδροφόρου ορίζοντα, όπως ήταν δηλαδή στον υδρογεωχημικό κύκλο και να μεταβάλλεται έτσι και το οικοσύστημα των υπόγειων

υδάτων. Επιπλέον, αυτό μπορεί να οφείλεται και σε περισσότερες εμφανείς διαφορές, ιδιαίτερα της θερμοκρασίας, του pH, του Eh, του διαλυμένου οξυγόνου και του περιεχόμενου διαλυμένου οργανικού άνθρακα.

Η *διείσδυση του αλμυρού νερού* είναι ένα σημαντικό θέμα, ιδιαίτερης σημασίας για την υδρογεωλογία και προέρχεται κυρίως από δύο αιτίες. Αρχικά, από την υπερβολική άντληση των επιφανειακών υδάτων από τους υδροφορείς (εικόνα 8) με σημαντική ποσότητα αλατότητας, έτσι ώστε μέσω του αποτελέσματος Ghyben-Herzberg το αλμυρό νερό να ανεβαίνει προς τα πάνω με κωνοειδή μορφή. Έτσι γίνεται εκμετάλλευση ενός μέρους του υδροφόρου ορίζοντα ή ακόμα μπορεί να πραγματοποιηθεί ανάληψη ύδατος και μεταξύ διαφορετικών υδροφορέων. Δευτερευόντως, η υπερβολική άντληση των παράκτιων υδροφορέων ενισχύει τη διαδικασία διάδοσης των παράκτιων υδάτων προς το εσωτερικό, μολύνοντας έτσι τα εκμεταλλεύσιμα γλυκά ύδατα του υδροφόρου ορίζοντα, μερικές φορές ανεπανόρθωτα. Επειδή η μικροβιακή ζώνη συγκεντρώνεται σε φυσικές και χημικές διεπιφάνειες, όπως η ενέργεια και τα θρεπτικά υλικά έχουν μεγάλη διακύμανση, τα υπόγεια νερά των ποτάμιων εκβολών και η διεπιφάνεια γλυκού-αλμυρού νερού είναι περιοχές με μεγάλη βιογεωχημική δραστηριότητα. Συνεπώς, η μετακίνηση αυτής της ζώνης ('κουρτίνα σιδήρου-iron curtain' Charlette 2001) στον υδροφορέα, είτε πλευρικά είτε κατακόρυφα, επιδρά στην υδρογεωχημική εξέλιξη και τη βιογεωχημική δυναμική του υδροφορέα. Όσον αφορά τη stygofauna, τα πιο γνωστά είναι τα συστήματα anchialine, τα οποία είναι υπόγεια υδάτινα οικοσυστήματα που στερούνται της σύνδεσης της επιφάνειας με τη θάλασσα, αλλά επηρεάζονται από τις θαλάσσιες παλίρροιες και εμφανίζουν αισθητή φυσικοχημική διαστρωμάτωση, συγκεκριμένη αλατότητα και πολύπλοκη μικροβιολογία (Seymour et al. 2007). Επίσης, τα συστήματα αυτά, περιέχουν ένα μεγάλο αριθμό από τις ανώτερες ταξινομικές ομάδες των καρκινοειδών που κατοικούν μόνο στα anchialines, αλλά περιλαμβάνει τοπικά ενδημικά είδη που ανήκουν στην ευρύτερη κατηγορία των vicariant γενών. Έπειτα, οι ασβεστόλιθοι των υπόγειων υδάτων, που συνδέονται με τις υψηλής αλατότητας λίμνες, έχουν παρόμοιες ιδιότητες και περιέχουν σε αφθονία τοπικές ενδημικές ομάδες της stygofauna, διαφορετικής όμως προέλευσης. Όπως και με τους υγροτόπους, (Mc Donald et al. 1998) τα αποτελέσματα της διείσδυσης του αλμυρού νερού στις υπόγειες εκβολές των ποταμών (Moore 1999)

μεταβάλλονται με την πάροδο του φάσματος των χρονικών και χωρικών κλιμάκων, ακόμη και εντός του ίδιου συστήματος.

Οι υδρογεωλόγοι, μπορούν επιπλέον, να παρέχουν χρήσιμες συμβουλές σχετικά με άλλες ανθρώπινες δραστηριότητες, οι οποίες να έχουν πιθανώς, λιγότερο εμφανείς επιπτώσεις στα υπόγεια οικοσυστήματα. Τόσο στα υπορροϊκά συστήματα όσο και στα ρεύματα των σπηλαίων, η μετακίνηση των ιζημάτων, για παράδειγμα από εκσκαφές, λατομεία, αφαίρεση της βλάστησης, μπορεί να φράξει τα κενά των ιζημάτων και να κατακλύσει τις επιφάνειες. Τέτοιου είδους επιπτώσεις, αναμένεται να επηρεάσουν ομοίως τα οικοσυστήματα των υδροφόρων οριζόντων και την επακόλουθη διακοπή της υδρολογικής ανταλλαγής, η οποία μειώνει τη συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου και μπορεί να οδηγήσει στην εκρίζωση των πληθυσμών του γένους *stygol*. Η κίνηση και η σίτιση των *macrofauna* στα ιζήματα, έχει σοβαρότατες επιπτώσεις στην οικολογική δυναμική των ιζημάτων, διατηρώντας έτσι τα διάκενα και την υδραυλική αγωγιμότητα. Επίσης, στους πειραματικούς μικρόκοσμους, επιδρά στην ενίσχυση της οικολογικής λειτουργίας των υπορροϊκών συστημάτων (Nogaro et al. 2006), χωρίς να έχει διευκρινιστεί ακόμα αν αυτό συμβαίνει και σε βαθύτερους υδροφόρους ορίζοντες και εάν επηρεάζεται από την τοποθεσία (Danielopol et al. 2000).

Η πανίδα των υπόγειων υδάτων, είναι ευαίσθητη στα περιβαλλοντικά χαρακτηριστικά του νερού που κατοικούν, ενώ υπάρχουν ενδείξεις της χρήσης των διαφόρων γενών, ως δείκτες για την καθαρότητα των υπόγειων υδάτων. Πράγματι, ο έλεγχος της καθαρότητας του νερού, αντί να στηρίζεται σε υδροδυναμικά, φυσικοχημικά και μικροβιολογικά δεδομένα, μπορεί να στηριχθεί μόνο σε έρευνες της κατανομής της *stygofauna*. Έτσι, θα πρέπει να ενσωματωθεί ο παραπάνω παράγοντας, στην παρακολούθηση των υπόγειων υδάτων καθώς και στη διαχείριση και την προστασία των προγραμμάτων. Συγκεκριμένα, ο επιστήμονας Humphreys (2000), πρότεινε ότι η αποκατάσταση του οικοσυστήματος των υπόγειων υδάτων, θα έπρεπε να είναι το κριτήριο για την επιτυχή αποκατάσταση των ρυπασμένων τοποθεσιών του υπόγειου νερού. Η εστίαση λοιπόν σε ένα τέτοιο οικοσύστημα, θα επέτρεπε να δημιουργηθούν συνθήκες, υπό τις οποίες να μπορεί να γίνει αρχικά αποκατάσταση των ρύπων που αντενδίδκνται και έπειτα, να ερευνηθεί η κατάσταση των υπόγειων υδάτων ,όταν υπάρχουν προσμείξεις.(π.χ. ιοντική ισορροπία).

Κατόπιν, οι μολυσμένες με λύματα περιοχές, έχει αποδειχθεί ότι παρουσιάζουν μεγάλες αλλαγές στη σύνθεση και τη σχετική αφθονία των ειδών, σε σχέση με τις αμόλυντες περιοχές. Πράγματι, η μόλυνση από λύματα, η αστική απορροή για παράδειγμα στη Μοντάνα των ΗΠΑ, η συγκέντρωση μετάλλων και ανόργανων χημικών καθώς και τα φυτοφάρμακα, αποτελούν τις βασικές αιτίες μείωσης της πολυμορφίας των κοινοτήτων της stygofauna. Η ρύπανση από οργανικές ουσίες, μπορεί να εξαλείψει τους πληθυσμούς της stygofauna και να οδηγήσει στην αντικατάσταση τους από την πανίδα epigeal. Για παράδειγμα, η συγκέντρωση των σπητικών λυμάτων στο ρέμα του σπηλαίου Banners corner, αύξησε τα αποθέματα τροφής της stygofauna, καταστρέφοντας όμως το οικοσύστημα, ενώ οι επιστήμονες Simon et al. 2003 και Culver et al. 1992 κατέγραψαν την απώλεια των isopods και amphipods της σπηλιάς, στο συνδεδεμένο καρστικό σύστημα, ως αποτέλεσμα της οργανικής ρύπανσης.

Η **γεώτρηση**, είτε για υδρολογικό και γεωτεχνικό σκοπό είτε για ορυκτολογική εξόρυξη και παραγωγή, έχει σημαντικές επιπτώσεις πάνω στα υπόγεια ύδατα των οικοσυστημάτων. Συγκεκριμένα, η διαδικασία της άντλησης, επηρεάζει τα διάφορα χαρακτηριστικά του κάθε υδροφορέα. Για παράδειγμα, η άντληση του αέρα μπορεί να τροποποιήσει τα φυσικά, χημικά και βιολογικά χαρακτηριστικά του υπόγειου νερού στα μη συνεκτικά ιζήματα, τόσο σοβαρά, έτσι ώστε να συμβιβάσει τις περιοχές απεικονίζοντας τα διανοίγματα. Ένα τέτοιο διάνοιγμα, είτε είναι φανερό είτε όχι, μπορεί να λειτουργήσει ως οργανικής προέλευσης προϊόν για το υπόγειο νερό, είτε με την έννοια της παγίδας είτε με την αιτία της ανάπτυξης. Στις περιοχές παραγωγής του υπόγειου νερού, υπάρχουν συγκεκριμένες συνθήκες, οι οποίες αποσκοπούν στην αποφυγή της ανάμιξης των υδροφόρων οριζόντων, κάτι όμως που είναι ευρέως διαδεδομένο, κυρίως στην εξόρυξη ορυκτών από πηγές, όπου βέβαια είναι σύνηθες το φαινόμενο της ανάμιξης υδάτων διαφορετικής ποιότητας ή οικοσυστημάτων των υπόγειων υδάτων διαφορετικής προέλευσης. Όσον αφορά τη ρύπανση από μικρόβια, μεταξύ διαφορετικών υδροφόρων οριζόντων και σε ποικίλο βάθος, μπορεί να θεωρηθεί διεισδυτική και διαβρωτική, ενώ υπάρχει μεγάλος κίνδυνος μεταφοράς των μικροβίων μέσω του εξοπλισμού της άντλησης, μεταξύ διαφορετικών περιοχών. Τέλος, τέτοιου είδους μεταφορά των μικροβίων, μπορεί να συμβεί και μεταξύ των ηπείρων, αφού έχει αναγνωριστεί διεθνώς μεταξύ των επιστημόνων, ότι υπάρχουν μικρόβια μέσα σε βάθος

στη Γη (Amend and Teske 2004) και ότι η επικείμενη διεύδυση, λόγω της άντλησης της λίμνης Vostok, στην Ανταρκτική, συμβαίνει ακόμα (Walker 1999).

Τα **απόβλητα των ορυχείων**, αποτελούν, μία σημαντική πρόκληση, τόσο για τους υδρογεωλόγους όσο και για τους οικολόγους, οι οποίοι προσπαθούν να μετριάσουν ή να προλάβουν τις επιδράσεις από τις ανεπιθύμητες ενέργειες. Πράγματι, η stygofauna, μπορεί να εμφανίσει τόσο ποιοτικές όσο και ποσοτικές αλλαγές, οι οποίες συνδέονται με την αποστράγγιση λόγω της ελάττωσης των μεταλλικών σουλφιδίων, συμπεριλαμβάνοντας εκείνα που έχουν μόλυβδο, ψευδάργυρο και χαλκό. Αυτά τα τρία στοιχεία, είναι τοξικά για τα υδρόβια ζώα και επίσης, επιδρούν στην συμπεριφορά κάποιων ειδών, κάτι όμως που δεν είναι πάντα εμφανές. Μία περίπλοκη περίπτωση, αυτή των όξινων μετάλλων αποστράγγισης, τα οποία δεν παρουσιάζουν κάποιο θετικό στοιχείο ενώ έχουν περιβαλλοντικές επιπτώσεις, αναπτύσσεται στο Gauteng της Νότιας Αφρικής, όπου από μία μεγάλη καρστική έκταση, συγκεντρώθηκε όλη η ποσότητα του ύδατος, για να αποφευχθεί η ανάπτυξη χρυσωρυχείων. Ορισμένα ορυχεία, έχουν εγκαταλειφθεί και έχουν πλημμυρίσει, εξαιτίας των εκτεθειμένων θειούχων πετρωμάτων κι έτσι προκαλείται ο εμπλουτισμός σε ουράνιο και η οξεία αποστράγγιση των ορυχείων, δια μέσου των καρστικών σχηματισμών. Στις παλιές στοές των ορυχείων, διευσδύουν στην ηπειρωτική διαίρεση οι πλημμύρες και προκαλούν την οξεία αποστράγγιση των ορυχείων, με αποτέλεσμα το διαχωρισμό σε δύο πλευρές του χάσματος, όπου στη βορειανατολική πλευρά, υπάρχει η ανάπτυξη της πανίδας της stygofauna των υπόγειων υδάτων (S.Tasaki, 2007).

2.2 ΔΕΙΓΜΑΤΟΛΗΨΙΑ ΤΩΝ ΥΠΟΓΕΙΩΝ ΥΔΑΤΩΝ

2.2Α) Πληροφορίες για την ποιότητα των υδάτων

Συνήθως, στη βιβλιογραφία δε γίνεται αναφορά στα οικοσυστήματα των υπόγειων υδάτων, εκτός του πλαισίου της βιολογικής αποκατάστασης. Ωστόσο, οι υδρογεωλόγοι, ασχολούνται συχνά με τα υπόγεια ύδατα, τα οποία εξαρτώνται από οικοσυστήματα και έρχονται σε συνεννόηση με τους βιολόγους όσον αφορά το γενικευμένο σύστημα των υπόγειων υδάτων. Η ανάπτυξη προτάσεων, ίσως να περιλαμβάνει τις συνέπειες της

ανάληψης, της ροής των υπόγειων υδάτων, καθώς και τη ροή των υπόγειων υδάτων μέσω μιας παράκαμψης γύρω από ένα ορυχείο και απαιτείται η ενσωμάτωση των τοπικών περιοχών (π.χ. οικοσυστήματα σπηλαίων που εξαρτώνται από μια περιοχή βόρεια του Perth της Δυτικής Αυστραλίας). Στην ενότητα αυτή, εξετάζονται ζητήματα που σχετίζονται με κάποια βιολογικά χαρακτηριστικά, οι επιπτώσεις των οποίων δεν έχουν ευρέως εκτιμηθεί, αλλά δημιουργούν έντονη συζήτηση. Επιπλέον, υπό βιογεωχημικές συνθήκες, οι πολύ απότομες κλίσεις της συγκέντρωσης των χημικών που παρουσιάζονται και εκτείνονται σε τάξεις μεγέθους, (Boulton et al. 2002) μπορούν να προκύψουν μέσα από τη στήλη του νερού είτε, σε μικροσκοπική κλίμακα είτε φυσικά ή ακόμα και να προκληθούν από ανθρωπογενείς εισροές (Ronen et al. 1987). Μια τέτοια διαστρωμάτωση παρατηρείται επίσης και στα υψηλής αλατότητας στρωματοποιημένα ύδατα, (εικόνα 10), τόσο στα ηπειρωτικά καρστικά συστήματα όσο και στα συστήματα που βρίσκονται δίπλα στη θάλασσα καθώς και στις εκβολές των υπόγειων υδάτων. Αυτή η διάρθρωση, είναι γνωστό ότι έχει σημαντικές γεωχημικές και βιολογικές επιπτώσεις (Humphreys 1999b, Pohlman et al. 2000, Seymour 2007).

Η τακτική παρακολούθηση των υπόγειων υδάτων, πραγματοποιείται με δείγματα, τα οποία λαμβάνονται από καθαρά φρεάτια (3-5 καθαροί όγκοι νερού απομακρύνονται πριν από τη δειγματοληψία) (Harter 2003). Το δείγμα νερού που λαμβάνεται, αντιπροσωπεύει το σύνολο του ύδατος σε σχέση με το βάθος της ροής του υδροφόρου ορίζοντα και για το λόγο αυτό, τα μετρούμενα ποσοστά μπορεί να ποικίλλουν ανάλογα με το βάθος. Κατά συνέπεια, το αποτέλεσμα των μετρήσεων της ποιότητας του νερού είναι κατάλληλο μόνο για τον τελικό χρήστη του παραγόμενου νερού. Ωστόσο, σε κάποιον υδροφόρο ορίζοντα, το περιεχόμενο νερό μπορεί να μην έχει τα σωστά χαρακτηριστικά και η ενδεχόμενη παραπληροφόρηση μπορεί να καλύψει σημαντικές διαφορές, οι οποίες έχουν σημασία για τα οικοσυστήματα των υπόγειων υδάτων. Η εκκαθάριση αποτρέπει την καταγραφή της δομής της φυσικοχημικής στήλης του νερού, που παρέχει σημαντικά στοιχεία για την οικολογία των υπόγειων υδάτων (Humphreys 2002). Η απόκτηση των πληροφοριών για την ποιότητα των υπόγειων υδάτων, ώστε αυτό να μπορεί να χρησιμοποιηθεί, τόσο για την υδρογεωλογία όσο και για τα οικοσυστήματα, μπορεί να είναι ασύμβατη. Για το λόγο αυτό, είναι προτιμότερο να λαμβάνονται υπόψη τα φυσικοχημικά χαρακτηριστικά των υπόγειων υδάτων κι έτσι επιτυγχάνεται και η καλύτερη κατανόηση της οικολογίας αυτών. Οι έρευνες, στην

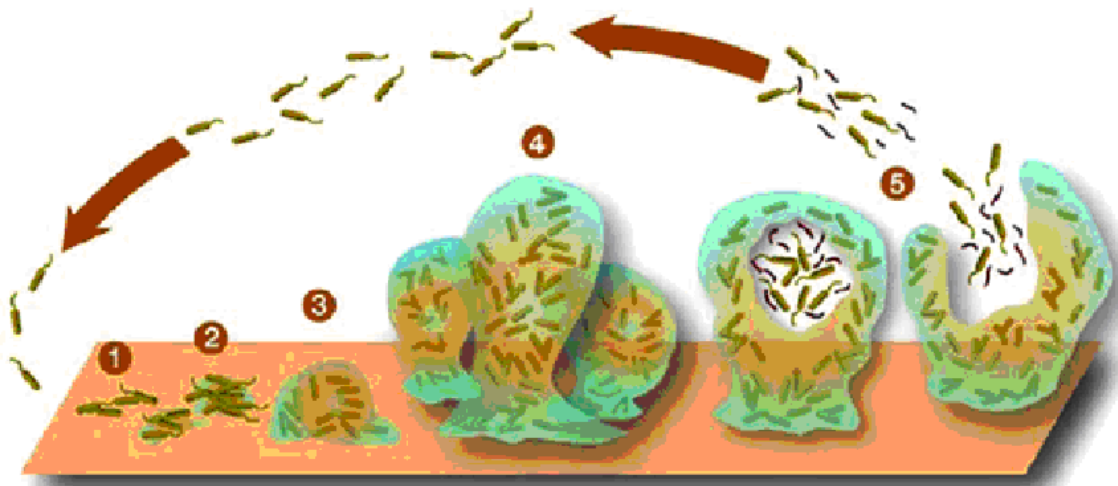
αρχική θέση, των βιολογικών και υδροχημικών συνθηκών, οι οποίες είναι κανονικές στην υπορροϊκή ζώνη, είναι πιο δύσκολες σε βαθύτερα υπόγεια ύδατα (Bou and Rouch 1967, Stocker and Williams 1972, Hahn 2002). Ωστόσο, υπάρχουν κάποιες τεχνικές για την επίτευξη των ερευνών σε μεγάλα βάθη, όπως το φιλτράρισμα στις εκροές του υδροφορέα, η άσηπτη δειγματοληψία και η κατά βάθος συγκεκριμένη δειγματοληψία του νερού και της πανίδας, (Schmidt et al.2007, Hahn 2007) που είναι και το επίκεντρο της μεγαλύτερης προσοχής.

2.2B) Τροφή και πηγές ενέργειας

Όσον αφορά την ενέργεια των οικοσυστημάτων των υπόγειων υδάτων, εξαρτάται κυρίως από την εισαγόμενη οργανική ύλη, με εξαίρεση την ειδική περίπτωση της χημικής ατροφίας, όπου υπάρχει κατήλωση της ενέργειας (Fisher and Likens 1973). Η ενέργεια αυτή, σε μεγάλο βαθμό προέρχεται από φωτοσυνθετικά σωματίδια ή από διαλυμένο οργανικό άνθρακα (DOC), τα οποία έφθασαν στον υδροφόρο ορίζοντα με καθοδική διέλευση από το υπερκείμενο στρώμα (ακόρεστη ζώνη) ή μεταφέρθηκαν πλευρικά μέσα στη ροή των υπόγειων υδάτων (φρεάτια ζώνη) (Fisher and Likens 1973). Οι διακυμάνσεις στη ροή της οργανικής ύλης των υπόγειων υδάτων, αποτελούν κινητήρια δύναμη της χωροχρονικής ανομοιογένειας στα οικοσυστήματα των υπόγειων υδάτων (Datry et al. 2005). Τα βακτήρια εξαρτώνται είτε από τη ροή του οργανικού άνθρακα και από τη διαθεσιμότητα των ασταθών οργανικών ενώσεων ή από την οργανική ύλη που χρησιμοποιείται για τη διάπλαση των ιζημάτων. Η περιεκτικότητα σε διαλυμένο οργανικό άνθρακα στα υπόγεια ύδατα είναι γενικά χαμηλή και συχνά περιορίζει τη μικροβιακή δραστηριότητα και το μεταβολισμό των οικοσυστημάτων, όπως για παράδειγμα στο Νέο Μεξικό των ΗΠΑ. Σε γενικές γραμμές, στα ιζηματογενή του οργανικού άνθρακα (SOC) περιέχονται πολύ χαμηλότερα επίπεδα ενέργειας. Όποια και αν είναι η πηγή ενέργειας, οι μικροοργανισμοί (κυρίως βακτήρια και μύκητες), συλλέγουν την ενέργεια δια μέσου ετεροτροφικών ή χημοτροφικών οδών και το επακόλουθο βιοφίλμ (εικόνες 9 και 10), που αποτελούν το θεμέλιο του υπόγειου οικοσυστήματος, από τα οποία τρέφονται τα υδρόβια ζώα (Burns and Walker 2000, Fenwick et al.2004). Τα παρακάτω σχήματα, απεικονίζουν χαρακτηριστικά βιοφίλμ και

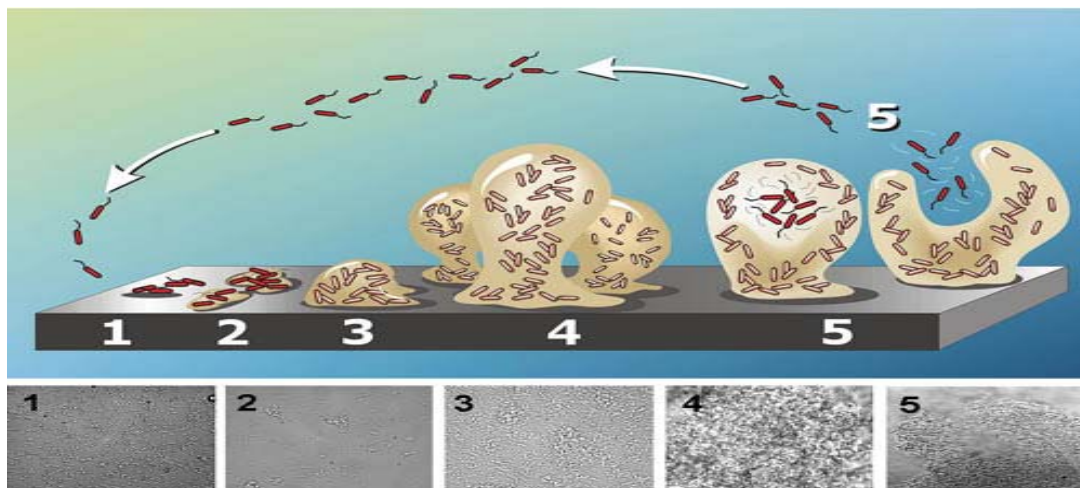
ειδικότερα το σχήμα 8, παρουσιάζει το βιοφίλμ της ομοταξίας *aeruginosa*. Συγκρίσιμες διεργασίες αναμένεται να υποστηρίξουν τις ταξινομικές ομάδες των υπόγειων υδάτων.

Κατά τα τελευταία 15 χρόνια, οι μικροβιακές κοινότητες έχουν βρεθεί σε μεγάλη ποικιλία καταστάσεων, συχνά στα βαθύτερα στρώματα της επιφάνειας της Γης, τα οποία εξαρτώνται από τις μη παραδοσιακές πηγές ενέργειας (Krumholz 2000). Τα παρακάτω σχήματα, απεικονίζουν χαρακτηριστικά βιοφίλμ και ειδικότερα η εικόνα 10, παρουσιάζει το βιοφίλμ της ομοταξίας *aeruginosa*.



<http://prometheus.mse.uiuc.edu/glossary/biofilms/lifecycle.png>

Εικόνα 9: Ο κύκλος ζωής του βιοφίλμ -1) μεμονωμένα κύτταρα που κατοικούν στην επιφάνεια, 2) Έχει παραχθεί το EPS και η κατάσχεση είναι αμετάκλητη, 3) -4) αρχιτεκτονική βιοφίλμ αναπτύσσεται και ωριμάζει, 5) μονά κύτταρα που εκλύονται από το βιοφίλμ.



<http://www2.binghamton.edu/biology/faculty/davies/images/biofilm.jpg>

Εικόνα 10: Πέντε στάδια της ανάπτυξης βιοφίλμ της ομοταξίας *Pseudomonas aeruginosa*. Κάθε αριθμός αντιπροσωπεύει τον αντίστοιχο αριθμό στη φωτομικρογραφία ενός πραγματικού βιοφίλμ *aeruginosa*.

Η **πανίδα** των υπόγειων υδάτων εξαρτάται τόσο από τον αερόβιο μεταβολισμό καθώς και από τις φωτοσυνθετικές διεργασίες μέσω των πηγών ενέργειας. Ωστόσο, υπάρχουν περιπτώσεις, όπου για να διατηρηθεί η υπάρχουσα ενέργεια, αντλείται ενέργεια από επιτόπιες μικροβιακές κοινότητες με την απελευθέρωση ενέργειας μέσω σημαντικών γεωχημικών διεργασιών. Αυτές, περιλαμβάνουν γαλακτική και οξική ζύμωση, μεθανογενή διαδικασία, μείωση θειικού άλατος καθώς και μείωση τρισθενούς σιδήρου και νιτρικών (Chapelle 2001). Οι Griebler και Lueders (2008), πραγματοποίησαν επανεξέταση των εμπλεκόμενων μικροβιακών κοινοτήτων, αποδεικνύοντας έτσι την μεγάλη ποικιλία αυτών. Αυτή η διαπίστευση δημοσιεύθηκε σε ένα έγγραφο και έγινε δεκτή. Ένα παράδειγμα ενός τέτοιου συστήματος παρέχεται από τους Lovley και Goodwin (1988) κατά μήκος μιας ροής υπόγειου νερού 170 χιλιομέτρων. Τα οικοσυστήματα των αρτεσιανών υδροφόρων στρωμάτων Edwards στο Τέξας (Longley 1992) και στο σπήλαιο Movile στη Ρουμανία (Sarbu 2000), είναι ανάλογα με εκείνα που συνδέονται με υδροθερμικούς και βαθέων ψυχρών υδάτων αεραγωγούς. (Gebruk et al. 1997). Επίσης, η χημική αυτοτροφία, έχει αποδειχθεί στο σπήλαιο Frasassi στην Ιταλία (Sarbu et al. 2000), ενώ εμπλέκονται έντονα σε συστήματα, τα οποία είναι άμεσα επηρεαζόμενα από το θαλασσινό νερό. Πιο πρόσφατα προτάθηκε μια σημαντική υποθετική περίπτωση, σύμφωνα με την οποία όλα αυτά τα χημικά αυτοτροφικά οικοσυστήματα συνδέονται παγκοσμίως, μέσω των γεωλογικών εποχών και συγκεκριμένα σε αυτό που αποκαλείται 'Ophel'. Αυτό ορίζει την μεγαλύτερη αύξηση και ανύψωση μίας περιοχής σε σχέση με το γύρω περιβάλλον της. Τέλος, όπου οι μικροβιολογικές μέθοδοι δεν συνοδεύονται από υψηλές θερμοκρασίες, τότε η χωρική και χρονική εξέλιξη των υπόγειων υδάτων στους περισσότερους υδροφόρους ορίζοντες, θα πρέπει αυστηρά να χαρακτηριστεί ως βιογεωχημική και όχι ως γεωχημική.

Τα βιοφίλμ που προέρχονται από αυτοτροφικές ή/και ετεροτροφικές διεργασίες, είναι συνήθως η πηγή της ενέργειας για τους ανώτερους οργανισμούς. Οι υδρογεωλόγοι πιο συχνά έχουν επίγνωση των οικοσυστημάτων των υπόγειων υδάτων, μέσω των μικροβιολογικών κριτηρίων στο πλαίσιο των αγωγών διάβρωσης και απόθεσης των ακαθαρσιών και ιδίως, εκείνες που απορρέουν από το φάσμα των βακτηρίων του σιδήρου και συνδέονται με την εξερεύνηση των υπόγειων υδάτων (Tyrrrel και Howsam 1997). Οι μικροβιακές διεργασίες λοιπόν, είναι ο πρωταρχικός παράγοντας καθορισμού της ποιότητας των υπόγειων υδάτων, σε παρθένους υδροφόρους ορίζοντες,

καθώς επίσης και το κύριο μέσο για την αποκατάσταση της ποιότητας των μολυσμένων υδροφόρων οριζόντων (Chapelle 2001). Επιπλέον, πρόσφατες μελέτες δείχνουν ότι η μεταβλητότητα των γεωχημικών και υδραυλικών συνθηκών του υπεδάφους επηρεάζουν τη δομή των υπόγειων μικροβιακών κοινοτήτων κατά τρόπο ανάλογο με εκείνο που βρέθηκε στις κοινότητες της stygofauna (Gilbert et al 1994b, Seymour et al. 2007, Boulton et al. 2008). Όσον αφορά τα βιοφίλμ λοιπόν, μπορεί να αποτελούν πολύπλοκες οικολογικά κοινωνίες, οι οποίες αποτελούνται από μία σύνθετη και δομημένη σειρά, δηλαδή από Αρχαία βακτήρια, πρωτεύοντα, ιούς και μύκητες, τα οποία εκθέτουν μία πλήρη σειρά οικολογικών διεργασιών. Για παράδειγμα οι διαφορετικές ταχύτητες σε κολύμπι της κοινότητας bacterivorous flagellates, μπορεί να οδηγήσει σε εξειδικευμένη διαφοροποίηση και στην ανάπτυξη διαφόρων υποσυνόλων της μικροβιακής κοινότητας, τα οποία ελέγχουν διαφορετικά τη βακτηριακή πυκνότητα και επηρεάζονται επίσης και τα ποσοστά της βιοδιάσπασης (Novarino et al. 1997). Ειδικότερα οι αμοιβάδες, οι οποίες αποτελούν αναπόσπαστο κομμάτι του βιοφίλμ, μπορεί να καταναλώσουν περίπου 3×10^4 κύτταρα και μπορεί να μειωθεί το πάχος του βιοφίλμ έως και 60% (Huws et al. 2005). Η δυνητική σημασία των πρωτόζων είναι αυξημένη, επειδή παραμένουν αποτελεσματικά καταναλωτικά βακτήρια, ακόμα και σε αναερόβιο περιβάλλον (Kota et al. 1999).

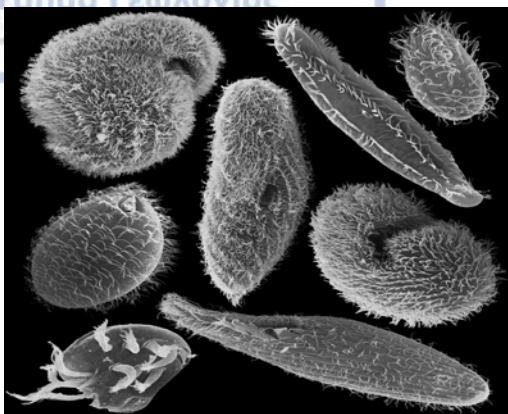
Η μικροβιολογία, συναντάται συχνότερα στα επιφανειακά και υπόγεια ύδατα, παρά στα ύδατα των ανοικτών επιφανειών, ενώ βρίσκεται σε τέτοια βιοφίλμ, όπου οι βιογεωχημικές συνθήκες είναι ιδιαιτέρως σημαντικές και μπορούν να ενισχυθούν από τις συνδεδεμένες οξειδοαναγωγικές κλίσεις. Οι κλίσεις αυτές, αναπτύσσονται σε χωρικές κλίμακες που κυμαίνονται σε διάφορες τάξεις μεγέθους, όπως για παράδειγμα για τα σωματίδια στα ιζήματα είναι της τάξης των (10^{-3} m), για την στήλη του νερού είναι της τάξης των (10^{-2} - 10^1 m) και τέλος για τους παρθένους υδροφορείς είναι της τάξης των (10^2 - 10^4 m). Έτσι, η υδρογεωχημεία των υπόγειων υδάτων παρέχει συνθήκες οξειδοαναγωγής, κατάλληλες για βιοφίλμ, τα οποία με τη σειρά τους αυξάνουν τις οξειδοαναγωγικές τιμές που συμβάλλουν στις υδρογεωχημικές διαδικασίες.

Κατόπιν, αλλαγές στο πορώδες των υδροφόρων οριζόντων, μπορούν να προκύψουν μέσα από μηχανικές, χημικές ή βιολογικές διεργασίες, οι τελευταίες εκ των οποίων πραγματοποιούνται κυρίως μέσω της παραγωγής του βιοφίλμ. Η δομή, η ποικιλία και η ποσότητα των βιοφίλμ, είναι σημαντικοί παράγοντες για τη λειτουργία των

οικολογικών συστημάτων (Boulton et al. 2008), ενώ η αλλαγή του πορώδους επηρεάζει το υδρολογικό σύστημα. Στα παρθένα υπόγεια ύδατα, μία σειρά από μικροευκαρυωτικούς οργανισμούς (protists), αποτελούν μία μικρή αλλά σημαντική συνιστώσα του οικοσυστήματος, διότι καθώς τρέφονται, βοηθούν στην ανάπτυξη της δομής του βιοφίλμ (Chapelle 2001). Ο αριθμός αυτών των μικροοργανισμών (protists), μπορεί να αυξηθεί κατά πολλές τάξεις μεγέθους στα μολυσμένα νερά και με τον τρόπο αυτό μπορεί να επηρεαστεί και η λειτουργία του βιοφίλμ (Brad 2007). Επίσης, στα υπόγεια ύδατα οι μικροοργανισμοί αυτοί, περιλαμβάνουν σε μεγάλο βαθμό μαστιγοφόρα (εικόνα 11) και σε μικρότερο βαθμό αμοιβάδες (εικόνα 12) και βλεφαριδοφόρα (εικόνα 13), ενώ θεωρείται ότι μπορούν να ελέγχουν τη βακτηριακή πυκνότητα και επιπλέον να επηρεάσουν τους ρυθμούς αποικοδόμησης των οργανικών ενώσεων, ως αποτέλεσμα της εξειδικευμένης διαφοροποίησης και της επιλεκτικής εκτροφής. Η συσσώρευση των βιοφίλμ, μπορεί να φράξει τους υδροφόρους ορίζοντες (Mac Donald et al. 1999), αλλά τα βακτήρια και οι αρχαίοι πληθυσμοί μπορεί να μειωθούν λόγω της θήρευσης των protists, συμβάλλοντας έτσι στη διατήρηση της υδραυλικής αγωγιμότητας στους υπόγειους υδροφόρους ορίζοντες. Με αυτόν τον τρόπο, διευκολύνεται τόσο η ανακύκλωση των θρεπτικών ουσιών όσο και η βακτηριακή αποκατάσταση (Mattison και Harayama 2005, Rockhold et al. 2002). Είναι γνωστό ότι οι κοινωνίες των μικροοργανισμών, ωφελούν την ανάλυση των ρύπων, κάτι που έχει αποδειχθεί ομοίως και για τη stygofauna, η οποία αλληλεπιδρά με βιοφίλμ και με άλλες εκφράσεις της μικροβιακής ποικιλότητας, προκειμένου να προωθήσουν ή να περιορίσουν την κοινή δράση και την ποικιλομορφία της κοινότητας (Boulton et al. 2008).



<http://www.microbeorganics.com/Flagellates%20multiple%20flagella%20text.jpg>
Εικόνα 12: Απεικόνιση αμοιβάδας



http://www.nsf.gov/od/lpa/news/03/images/fukami_morin1.jpg

Εικόνα 13: Απεικόνιση βλεφαριδοφόρων



<http://www.micrographia.com/specbiol/hprotis/homamoeb/amoe0100/amoeba13.jpg>

Εικόνα 11: Απεικόνιση μαστιγοφόρων

Οι έρευνες σε σχέση με τον εμπλουτισμό των υδροφόρων οριζόντων με λύματα, (Gerritse 1998) λόγω της υψηλής περιεκτικότητας του νερού σε οργανική ύλη, είναι αρκετά κατατοπιστικές για την ανταλλαγή ιδεών μεταξύ των βιολόγων και των υδρογεωλόγων. Έπειτα, η διαλυμένη οργανική ύλη (DOM), επηρεάζει τη διαλυτότητα των πυριτικών (Dove και Rimstidt 1994), ενώ μαζί με τη συγκέντρωση σε CO₂ επηρεάζει την κινητοποίηση των ανθρακικών αλάτων (Vengosh και Keren 1996). Επίσης, η διαλυμένη οργανική ύλη παγιδεύεται συνήθως στα βιοφίλμ, όπου μπορεί να ανακυκλωθεί σε τοπικό επίπεδο ή να εξαχθεί δια μέσου της κατανάλωσης από τη stygofauna. Επιπλέον, η μικροβιακή δραστηριότητα ενισχύεται, τόσο από τη διαδικασία της σίτισης όσο και από τις θρεπτικές ουσίες που αποβάλλονται από τα ασπόνδυλα. (Boulton 2000, Marshall and Hall 2004). Όσον αφορά την ομοταξία της stygofauna, είναι πιθανό να επικεντρωθεί σε πηγές υψηλής διαλυμένης οργανικής ύλης (Marshall and Hall 2004) όπου επιταχύνεται η επακόλουθη επεξεργασία της ύλης και αυξάνεται η αναπνοή, με τελικό αποτέλεσμα να μεταβληθούν οι οξειδοαναγωγικές συνθήκες κι έτσι να επηρεαστούν και οι τοπικές υδρογεωχημικές συνθήκες. Αντιθέτως, η αύξηση της οργανικής ύλης μπορεί να επιτρέψει εισβολή των επιφανειακών ειδών στα παρελθόντα ολιγοτροφικά υπόγεια ύδατα (Malard et al. 1996).

Στην Ισλανδία, κατά το Πλειστόκαινο, τα μαλακόστρακα ζώα, επέζησαν κάτω από το στρώμα πάγου, μέσα στο νερό, αφού είναι καλυφθεί από υγρό γεωθερμικής ενέργειας (Bjarni et al. 2007). Η διαπίστωση αυτή, ενισχύει την πιθανότητα της εύρεσης μίας μεγάλης ομάδας ζώντων οργανισμών, στις λίμνες κάτω από τα στρώματα πάγου της

Ανταρκτικής, όπως για παράδειγμα στη λίμνη Vostok (Walker 1999), όπου βρέθηκαν χερσαία αρθρόποδα, τα οποία επέζησαν σε συνθήκες ηπειρωτικού παγετώνα. Ωστόσο, η διάρκεια αυτή είναι σύντομη, σε σύγκριση με την επιβίωση της stygofauna στο βαθύ αρτεσιανό υδροφόρο ορίζοντα Edwards, στο Τέξας, το οποίο υποστηρίζει ότι περιλαμβάνει τόσο ασπόνδυλα όσο και σπονδυλωτά, τα οποία θεωρούνται λείψανα των κρητιδικών θαλάσσιων πλημμύρων. Η ομοταξία της stygofauna, επομένως, εμφανίζεται σε βάθος 1 km μέσα στα ύδατα στο καρστικό σύστημα Moroccan, (Essafi et al. 1998) σε βαθύ αρτεσιανό σύστημα στο Τέξας (Longley 1992) και σε αρκετά μέτρα κάτω από τις ερήμους της Αυστραλίας, (Humphreys 2001) όπου σε επάλληλα υδροφόρα στρώματα έχουν κατοικήσει για πολλά εκατομμύρια χρόνια. Αντιθέτως, στα Αππαλάχια όρη στις ΗΠΑ, τα αμφίποδα της κατηγορίας stygal, μπορεί να είναι οι τελευταίοι εισβολείς των σπηλαίων, ακόμα και αν υπήρχαν επανειλημμένες επιδρομές και αποχωρήσεις υπόγειας ζωής (Culver et al. 1995).

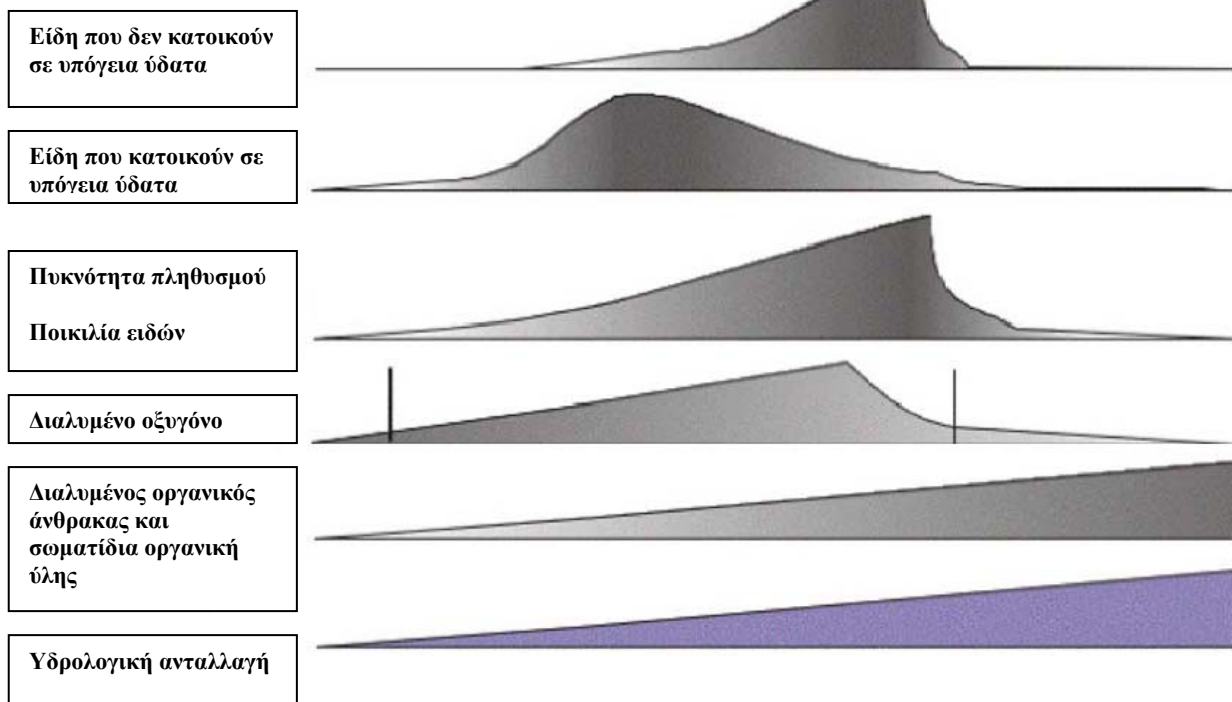
2.2Γ) Διαλυμένο Οξυγόνο (DO)

Το διαλυμένο οξυγόνο (DO) στα υπόγεια ύδατα, είναι ένας από τους πρωταρχικούς οικολογικούς παράγοντες που διέπουν την εμφάνιση και την χωροχρονική κατανομή των οργανικών ομάδων (Malard και Hervant 1999). Επιπλέον, η συγκέντρωση του στα υπόγεια ύδατα εξαρτάται από το ρυθμό της μεταφοράς οξυγόνου μέσω της ατμόσφαιρας, καθώς επίσης και από το ποσοστό της βιολογικής και χημικής κατανάλωσης μέσα σε αυτά. Η συγκέντρωση του λοιπόν, μειώνεται αισθητά με την αύξηση του βάθους στα υπόγεια ύδατα, διότι τείνει να καταναλωθεί με γρήγορο ρυθμό στα ανώτερα στρώματα, λόγω της ατελούς υποβάθμισης της ακόρεστης ζώνης. Αυτή η υποβάθμιση δημιουργείται λόγω της ασταθούς συγκέντρωσης του διαλυμένου οργανικού άνθρακα (Ronen et al. 1987). Επίσης, το διαλυμένο οξυγόνο, καταναλώνεται κατά μήκος της ροής των υπόγειων υδάτων, ιδιαίτερα σε υπό πίεση υδροφορείς, όπου η διαδικασία μπορεί να εξαρτάται από τον ιζηματογενή οργανικό άνθρακα και να καταναλώνεται σε περισσότερα από 10^1 με 10^4 χρόνια, ενώ η προκύπτουσα βαθμίδα του διαλυμένου οξυγόνου, μπορεί να διαφέρει κατά αρκετές τάξεις μεγέθους (Malard και Hervant 1999) (Σχήμα 6).

Η βιοποικιλότητα, από την άλλη, θεωρείται συχνά ότι περιορίζεται σε μεγάλο βαθμό από τη χαμηλή χωροχρονική ανομοιογένεια και τη χαμηλή προσφορά τροφίμων (Datry et al. 2005). Ωστόσο, η χωρική ετερογένεια, που εκφράζεται σε macro (km), μέσο (m) και micro (cm) κλίμακες, (Ronen et al. 1987), είναι μία αντανάκλαση τόσο της δομής όσο και της σύνθεσης του υδροφόρου ορίζοντα, καθώς επίσης και της ταχύτητας ροής των υπόγειων υδάτων, της οργανικής ύλης και τέλος της αφθονίας και της δραστηριότητας των μικροοργανισμών της stygofauna. Το φαινόμενο αυτό, μπορεί να έχει μία χρονική συνιστώσα, λόγω της διακύμανσης των συντελεστών του εμπλουτισμού για την αντιμετώπιση μετεωρολογικών και κλιματικών μεταβολών, με αποτέλεσμα να επηρεάζεται από τα ζώα της κατηγορίας stygal και να μειώνεται έτσι η ποσότητα διαλυμένου οξυγόνου ενώ αυτά μεταναστεύουν σε ζώνες με περισσότερο οξυγόνο. (Malard και Hervant 1999). Επειδή οι διαδικασίες στα οικοσυστήματα των υπόγειων υδάτων επιταχύνουν την οξείδωση της οργανικής ύλης, μπορεί να αποτελέσουν ένα βασικό καθοριστικό παράγοντα της οξειδοαναγωγικής εξέλιξης, που οδηγεί τελικά σε πολλές υδρογεωχημικές διαδικασίες. Υπό τις συνθήκες της συνεχιζόμενης οξείδωσης της οργανικής ύλης, χωρίς περαιτέρω συμβολή διαλυμένου οξυγόνου, στα υπόγεια ύδατα οι συνθήκες σταδιακά από αερόβιες, θα μετατραπούν σε αναερόβιες, δια μέσου τη μείωσης του οξυγόνου, των νιτρικών αλάτων, του μαγγανίου, του σιδήρου και των θεικών (Frenchel και Finlay 1995) (Εικόνα 8). Η διαθεσιμότητα στη ροή του οξυγόνου στα υπόγεια ύδατα, είναι πολύ μικρότερη σε σχέση με την αντίστοιχη στα επιφανειακά ύδατα, ενώ οι συγκεντρώσεις σε DO που είναι μικρότερες της μονάδας, είναι κοινές στα υπόγεια ύδατα (εικόνα 14). Πολλοί οργανισμοί, όμως, μπορούν να επιβιώσουν σε ύδατα με χαμηλή περιεκτικότητα σε οξυγόνο, ($0.2-2.0$, $\sim 0.3-2.9 \text{ mg l}^{-1}$ Tyson και Pearson 1991), για μεγάλο χρονικό διάστημα και μερικές φορές και μόνιμα. Τα είδη των stygal, μπορεί να εκμεταλλευτούν τις περιοχές που είναι φτωχές σε οξυγόνο και πλούσιες σε διαλυμένο οργανικό άνθρακα, λόγω της αποτελεσματικής χρήσης των τροφίμων (Malard και Hervant 1999). Μερικά από αυτά τα είδη, βρίσκονται ακόμη κάτω από στρώματα υδρόθειου (Sket 1996, Pohlman et al. 1997, Humphreys 1999, Iliffe 2000).

Η αναπνοή των ριζών των φυτών, βυθίζεται από την άνοδο των υπόγειων υδάτων (Bunn και Arthington 2004), ή ακόμη και αν έχουν διεισδύσει σε υδροφόρους ορίζοντες κάτω από πηγάδια, συνήθως για μεταλλευτικές έρευνες, θα αναμενόταν να

καταστρέφουν τοπικές ποσότητες διαλυμένου οξυγόνου, (Humphreys 2006) καθώς και την παροχή του άνθρακα, με τις συνακόλουθες αλλαγές στη βιογεωχημική και στη δυναμική βαθμίδα. Τυχόν επιπτώσεις στα οικοσυστήματα των υπόγειων υδάτων, αποτελούν άγνωστη και πρωτογενή έρευνα, η οποία όμως θα πρέπει να διεξαχθεί για να βρεθεί εάν και κατά πόσο η γεώτρηση των ορυκτών, επηρεάζει την ποιότητα των υδάτων και να εφαρμοστούν κάποιοι κανονισμοί (MPR 2002).



Εικόνα 14: Απεικονίζεται η ποιότητα των υπόγειων υδάτων και η παρουσία ή μη ειδών στα υπόγεια ύδατα, υπό διαφορετικά επίπεδα του υδρολογικού ισοζυγίου (όπως τροποποιήθηκε από τον Hahn το 2007). Η προτιμώμενη συγκέντρωση για την κατηγορία stygobites, βρίσκεται μεταξύ των δύο κάθετων γραμμών, το ύψος των οποίων αντιστοιχεί σε ποσότητα διαλυμένου οξυγόνου ίση με 1 mg L^{-1} . Το διαλυμένο οξυγόνο αυξάνεται με την αύξηση της ανταλλαγής με τα επιφανειακά ύδατα ενώ φτάνει και ξεπερνάει το 1 mg L^{-1} . Ωστόσο, δεδομένου ότι ο διαλυμένος οργανικός άνθρακας και τα αιωρούμενα σωματίδια της οργανικής ύλης μπορεί να εισαχθούν πλευρικά κατά τη ροή των υπόγειων υδάτων, η ποσότητα του οξυγόνου μπορεί στη συνέχεια να πάρει τιμές κάτω από 1 mg L^{-1} . Αυτό συμβαίνει λόγω της υψηλής συγκέντρωσης οργανικής ύλης μέσα στα υπόγεια ύδατα, η οποία αυξάνει και τη ζήτηση οξυγόνου μέσα στο νερό, από τα μικρόβια. (W. F. Humphreys et al. 2009).

παραμέτρους. Από βιολογικής άποψης, μόνο η βιολογική εξέταση με την πλάκα (plate test), ψάχνει για εντεροβακτήρια, τα οποία χρησιμεύουν ως δείκτες για την υγιεινή μόλυνση. Αυτό το σύνολο των παραμέτρων, καθοδηγείται κυρίως από νομικούς κανονισμούς. Για παράδειγμα, τον Οκτώβριο του 1998, η Ελβετική διάταξη για την προστασία του νερού, καθορίζει ότι, η βιοκοινότητα θα πρέπει να βρίσκεται σε φυσική κατάσταση προσαρμοσμένη όχι μόνο στις συνθήκες διαβίωσης στους οικοτόπους, αλλά και στα χαρακτηριστικά του νερού, ακόμη και αν αυτά είναι ελαφρώς μολυσμένα. (Goldscheider et al. 2006, Danielopol et al. 2007). Μέχρι τώρα όμως, κανένα από αυτά τα κριτήρια δεν έχει οριστεί. Ταυτόχρονα όμως, μία έκθεση, η οποία εκπονήθηκε από τον Bright et al. για το υπουργείο περιβάλλοντος της Νέας Ζηλανδίας, με θέμα «Περιβαλλοντικοί δείκτες απόδοσης για τα υπόγεια ύδατα», περιέχει μία πρώτη συζήτηση σχετικά με τη χρήση των ασπόνδυλων των υπόγειων υδάτων, ως βιοδείκτες. Κατόπιν, προς αυτήν την κατεύθυνση στράφηκε και ο Mösslacher (1998), ο οποίος θεωρεί ότι τα ασπόνδυλα, τα οποία κατοικούν στην επιφάνεια, είναι χρήσιμοι δείκτες για την υδραυλική ανταλλαγή, το καθεστώς του οξυγόνου και τις ιδιότητες των ιζημάτων του υδροφόρου ορίζοντα. Επιπλέον, στα επόμενα χρόνια, ο ίδιος συγγραφέας και οι συνεργάτες του, συζήτησαν τη δυνατότητα πραγματοποίησης οικοτοξικολογικών δοκιμών, πάνω στα ασπόνδυλα των υπόγειων υδάτων. Έπειτα, η Περιβαλλοντική Αρχή Προστασίας, δημοσίευσε κατευθυντήριες γραμμές για την εκτίμηση των περιβαλλοντικών παραγόντων, θεωρώντας ότι πρέπει να μελετηθεί η υπόγεια πανίδα στα υπόγεια ύδατα και τις σπηλιές, σε περίπτωση εκμετάλλευσης των υπόγειων υδάτων (EPA 2003). Η εστίαση αυτής της κατευθυντήριας γραμμής, είναι σαφώς η προστασία του περιβάλλοντος και η διατήρηση της πανίδας των υπόγειων υδάτων (stygo-) και των σπηλαίων (troglo-). Τέλος, στις αρχές του 2007, στη Γερμανία ξεκίνησε ερευνητικό έργο, το οποίο προορίζεται για την ανάπτυξη της αξιολόγησης της κατάστασης των οικοσυστημάτων των υπόγειων υδάτων, λαμβάνοντας υπόψη τις κοινότητες των μικροβίων και των ασπόνδυλων (UBA 2007, Biologische Bewertung von Grundwasserökosystem en).

3.2 Οικολογική εκτίμηση στα οικοσυστήματα των υπόγειων υδάτων με βιολογικές μεταβλητές και οικολογικά κριτήρια

Η χρήση των βιολογικών παραμέτρων που αφορούν την ποιότητα, έχει μία μακροχρόνια παράδοση στην παρακολούθηση των επιφανειακών υδάτων, έτσι ώστε να επιτευχθεί η αξιολόγηση της οικολογικής κατάστασης (Mauch 1976, Ghetti 1980, Extence και Ferguson 1989, Baur 1997). Οι κοινότητες των ασπόνδυλων οργανισμών, τα μακρόφυτα, τα φύκια (π.χ. διάτομα), ή/και τα ψάρια, αποτελούν ομάδες δεικτών και κατάλληλα πρωτόκολλα αξιολόγησης, τα οποία χρησιμοποιούνται σε επιμέρους εθνικές οδηγίες για τα ύδατα (Lafont et al. 2001). Ενώ οι επιστήμονες είναι απασχολημένοι με τη δημιουργία και την εναρμόνιση κατάλληλων συστημάτων παρακολούθησης και ταξινόμησης των επιφανειακών υδάτων, ωστόσο, είναι ακόμη πολύ νωρίς για να αναπτυχθούν παρόμοιες έννοιες και για τα οικοσυστήματα των υπόγειων υδάτων. Επιπλέον, λόγω της διαφορετικότητας των οργανισμών και των περιβαλλοντικών περιορισμών, τα πρωτόκολλα και οι δείκτες που εφαρμόζονται στα επιφανειακά ύδατα, δεν είναι δυνατόν απλώς να μεταφερθούν και να προσαρμοστούν στους υδροφόρους ορίζοντες, αλλά πρέπει να αναπτυχθούν και να συμπληρωθούν προσεκτικά.

Σε σύγκριση με τα επιφανειακά ύδατα, τα οικοσυστήματα των υπόγειων υδάτων, είναι σαφώς φτωχότερα σε οργανισμούς που αποτελούν βιοδείκτες, όπως είναι τα ασπόνδυλα ή μπορεί να έχουν και τελείως έλλειψη αυτών, όπως στην περίπτωση των μακρόφυτων και των φυκιών, ενώ τα μεμονωμένα συστήματα σπηλαίων μπορεί να αποτελούν το λιμάνι πολλών τυφλών ψαριών. Εξάλλου μέχρι σήμερα, η γνώση σχετικά με τα προγράμματα αποσπασματικής διανομής της πανίδας των υπόγειων υδάτων, είναι χαμηλή, γεγονός που περιορίζει την εξαγωγή ορθών συμπερασμάτων. Πέρα από αυτό, υπάρχει και έλλειψη επαρκών πληροφοριών, σχετικά με την ταξινόμηση της βιολογικής σχέσης των οργανισμών των υπόγειων υδάτων με το περιβάλλον του καθώς και της φυσιολογίας τους (π.χ. ευαισθησία ρύπων). Παρ' όλα αυτά, πολλοί συγγραφείς, έχουν ήδη υπογραμμίσει τη χρήση των ασπόνδυλων των υπόγειων υδάτων, για σκοπούς που ευνοούν τη βιοπαρακολούθηση καθώς και την εκτίμηση της οικολογικής κατάστασης (Bright et al. 1998, Mösslacher 1998, Matzke et al. 2005, Schmidt et al. 2007, Tomlinson et al. 2007).

Κατόπιν, σε αντίθεση με τους ασπόνδυλους οργανισμούς, οι μικροοργανισμοί συναντώνται παντού, τόσο στα υπόγεια ύδατα όσο και στους υδροφόρους ορίζοντες.

Ωστόσο, μέχρις στιγμής τα μικρόβια ή/και τα μικροβιακά χαρακτηριστικά, όπως είναι η μικροβιακή βιομάζα, η δραστηριότητα και η πολυμορφία, έχουν μελετηθεί ελάχιστα ως βιολογικοί δείκτες (Hunkeler et al. 2006, Goldscheider et al. 2006). Τα μικρόβια, συμμετέχουν σχεδόν σε όλες τις γεωχημικές διαδικασίες που συμβαίνουν στο υπέδαφος και συνεπώς, συνδέονται άμεσα με τις επικρατούσες αβιοτικές συνθήκες. Επίσης, χαρακτηρίζονται από σύντομους χρόνους παραγωγής και συγκριτικά υψηλές μεταβολικές τιμές κι επομένως παρέχουν γρήγορη αντίδραση στις περιβαλλοντικές αλλαγές. Έτσι, η βασική υπόθεση, είναι ότι σε οικοσυστήματα με χαμηλή δυναμική και σταθερές περιβαλλοντικές συνθήκες, όπως είναι οι μέτριες διακυμάνσεις της θερμοκρασίας, $\pm 5^\circ \text{C}$, η σταθερή κατάσταση μεταξύ των συνθηκών επαρκούς και μη επαρκούς οξυγόνου και η αναδιοργάνωση των ιζημάτων λόγω των πλημμυρών, οι μικροβιακές κοινότητες αντικατοπτρίζουν τις αντίστοιχες περιβαλλοντικές συνθήκες. Με αυτή την έννοια, η βιομάζα, η σύνθεση και η δομή των μικροβιακών κοινοτήτων και η φυσιολογική τους κατάσταση (δραστηριότητα), μπορεί να χρησιμεύσουν ως ευαίσθητα βιολογικά μέτρα, από τα οποία μπορούν να προκύψουν οικολογικά κριτήρια για την εκτίμηση της οικολογικής κατάστασης των οικοσυστημάτων των υπόγειων υδάτων (Goldscheider et al. 2006, Griebler et al. 2006). Η αναγνώριση των μικροβιακών παραμέτρων, που είναι ευαίσθητοι στις επιπτώσεις και στις αλλαγές των οικοσυστημάτων, είναι από τα κύρια σημεία του σχεδίου της UBA.

Από την άλλη, τα συστήματα των υπόγειων υδάτων, υπόκεινται σε συχνές και συνεχιζόμενες απειλές, που προέρχονται είτε από την εξόρυξη των υπόγειων υδάτων, την εισαγωγή των χημικών ουσιών, τη συγκέντρωση των θρεπτικών ουσιών και τους οργανισμούς, είτε από την επίδραση της θερμοκρασίας κατά την απαλλαγή θερμότητας των ψυχρών υδάτων (Sampat 2000). Η φυσική και χημική παρακολούθηση καθώς και οι αναλύσεις, καλύπτουν την πλειονότητα των σχετικών ρύπων, που είναι βλαβεροί για την ανθρώπινη υγεία. Ωστόσο, υπάρχει μία σειρά από επιχειρήματα, που στηρίζουν τη συμπληρωματική χρήση βιοδεικτών. Οι άνθρωποι όμως, δεν είναι οι μοναδικοί που εξαρτώνται από τα υπόγεια ύδατα. Πράγματι, οι οργανισμοί που βρίσκονται στα υπόγεια ύδατα, καθώς και τα εξαρτημένα από τα υπόγεια ύδατα οικοσυστήματα, εξαρτώνται από την καλή ποιότητα και ποσότητα των υπόγειων υδάτων (Boulton

2005). Κατά τη γνώμη των συντακτών, η αξιολόγηση ενός οικοσυστήματος καθώς και η εκτίμηση των υπηρεσιών του οικοσυστήματος, απαιτεί την εξέταση των οικολογικών κριτηρίων. Οι επιπτώσεις στην ποιότητα των υπόγειων υδάτων λόγω της υπερεκμετάλλευσης, έχουν εκτεταμένες συνέπειες στο περιβάλλον, την οικονομία και την κοινωνία (Herman et al. 2001, Bergkamp και Cross 2006).

Συνεπώς, η εκτίμηση της κατάστασης των υπόγειων υδάτων με βάση οικολογικά κριτήρια, δεν αποτελεί ένα εύκολο έργο. Εξ' αιτίας των παρακάτω λόγων, δηλαδή της δυσχερούς πρόσβασης στα οικοσυστήματα των υπόγειων υδάτων, την ανομοιογενή κατανομή της πανίδας, το μεγάλο αριθμό των ενδημικών ειδών με δυσκολία ταξινομίας αυτών, τα περιορισμένα στοιχεία για την πανίδα και τη μικροβιολογία καθώς και η απουσία των διαφόρων ομάδων οργανισμών, οι συνήθως δείκτες για τα επιφανειακά υδάτινα οικοσυστήματα, δεν μπορούν να μεταφερθούν άμεσα στα οικοσυστήματα των υπόγειων υδάτων (Tomlinson et al. 2007). Ωστόσο, στα βασικά στάδια για την ανάπτυξη ενός συστήματος αξιολόγησης των οικοσυστημάτων, θα πρέπει να εξετάζεται και η κατάσταση που επικρατεί στην επιφάνεια του υδάτινου περιβάλλοντος. Αναλυτικά, το πρόγραμμα σκοπεύει να αξιολογήσει την ταξινόμηση των διαφόρων τύπων του υδροφορέα, τον ορισμό της καλής οικολογικής κατάστασης και τέλος ένα πρώτο πρότυπο συστήματος αξιολόγησης.

Αρχικά, πρέπει κανείς να ελέγξει, κατά πόσο οι υδροφόροι ορίζοντες και οι οργανισμοί των υπόγειων υδάτων, μπορούν να διακριθούν κι έπειτα να ταξινομηθούν, για οικολογικούς σκοπούς. Οι ταξινομήσεις αυτές, είναι διαθέσιμες για τα περισσότερα μέρη του κόσμου. Επίσης, υπάρχουν ταξινομήσεις, οι οποίες βασίζονται αποκλειστικά σε αβιοτικά κριτήρια, όπως η πετρογραφική-γεωλογική δομή ή οι υδρογεωχημικές ιδιότητες (Health 1982, Wendland et al. 2007). Ιδίως στο πλαίσιο της Ευρωπαϊκής Ένωσης, όπου χρηματοδοτούνται ερευνητικά έργα, όπως το πρόσφατο σχέδιο BRIDGE (Muller et al. 2006), ενώ η ταξινόμηση και η τυπολογία των ευρωπαϊκών υδροφορέων έχουν επισπευσθεί κατά τα τελευταία χρόνια (Wendland et al. 2007).

Στη Γερμανία, ένα πρόσφατο σύστημα ταξινόμησης, από τον Kunkel et al. (2004), διακρίνει τα γερμανικά υπόγεια ύδατα σε 17 υδρογεωλογικές μονάδες ή «συστήματα των υπόγειων υδάτων». Αυτό το σύστημα ταξινόμησης, μπορεί να χρησιμεύσει ως σημείο εκκίνησης για τις οικολογικές έρευνες. Ωστόσο, για ορισμένες ομάδες των οργανισμών, ειδικά για τα ασπόνδυλα των υπόγειων υδάτων, είναι ήδη σαφές ότι η

κατανομή τους δεν θα συνδέεται μόνο με τη δομή και τις φυσικοχημικές ιδιότητες των υδροφόρων οριζόντων και των υπόγειων υδάτων, αλλά εξαρτάται και από βιογεωγραφικές συνθήκες. Στη Γερμανία όμως, σύμφωνα με τη γνώμη των ερευνητών, είναι απίθανο η βιογεωγραφία να συμβεί για τους μικροοργανισμούς στα ρηχά υπόγεια ύδατα. Ωστόσο, μέχρι στιγμής, δεν υπάρχουν διαθέσιμα στοιχεία. Επίσης, οι πρώτες μελέτες για την πανίδα των υπόγειων υδάτων δείχνουν ότι οι τοπικές και περιφερειακές ιδιομορφίες του υδροφορέα, όπως είναι η υδραυλική ανταλλαγή με τα επιφανειακά ύδατα και η εισαγωγή οργανικής ύλης, καθορίζουν τη σύνθεση της κοινότητας σε μεγαλύτερη κλίμακα, σε σχέση με τα γεωλογικά και υδρογεωχημικά πρότυπα (Hahn 2006). Στο πλαίσιο των εργασιών για το σχέδιο της UBA, οι έρευνες για τις βιολογικές και οικολογικές παραμέτρους, δίνουν έμφαση στις περιοχές που βρίσκονται σε τρία από τα συστήματα των υπόγειων υδάτων της Γερμανίας (Kunkel et al. 2004). Συγκεκριμένα, το πρώτο σύστημα αφορά τα χαλίκια και την άμμο του κάτω Ρήνου, το δεύτερο τον καολίνη της αλπικής ζώνης και το τρίτο τα χαλίκια και τις μορραίνες ηλικίας προαλπικής.

Ως δεύτερο βήμα, οι έρευνες επικεντρώθηκαν στη διακύμανση των ατομικών βιολογικών και οικολογικών παραμέτρων, εντός των επιλεγμένων περιοχών, καθώς επίσης και στη συσχέτιση με τις φυσικοχημικές παραμέτρους. Μέχρι στιγμή, 20-25 φρεάτια παρακολούθησης των υπόγειων υδάτων έχουν επιλεγεί για κάθε περιοχή της έρευνας, από τα οποία 5 είναι κατανεμημένα σε τοπικό επίπεδο και 15 ή περισσότερα κατανέμονται σε περιφερειακή κλίμακα km^2 . Εκτός από τη κατανομή τους, τα πηγάδια έχουν επιλεγεί βάσει των υφιστάμενων βάσεων δεδομένων, με την πρόθεση να αποφευχθούν πηγάδια με ισχυρή επίδραση από σημειακές πηγές ή εκτεταμένες χρήσεις Γης. Από αυτά τα πηγάδια, έχει γίνει δειγματοληψία δύο φορές, μία την άνοιξη και μία το φθινόπωρο του 2007. Η ανάλυση των δειγμάτων, είναι ακόμη σε εξέλιξη. Ο στόχος είναι να προσδιοριστεί μία φυσική, χημική και οικολογική κατάσταση αναφοράς για κάθε ένα από τα υδροφόρα στρώματα, που βρίσκονται υπό έρευνα.

Συνεπώς, η πρώτη αυτή εξέταση θα δείξει κατά πόσο η έννοια του πλέγματος των υδρογεωχημικών μεγάλων τοπίων των υπόγειων υδάτων, όπως προτείνεται από το Wendland et al. 2007, είναι επαρκής ή αλλιώς, θα πρέπει να βελτιωθεί περαιτέρω για οικολογικούς σκοπούς αξιολόγησης. Η φυσική διακύμανση των βιολογικών και οικολογικών παραμέτρων με το χώρο και το χρόνο μέσα στα τοπία των υπόγειων

υδάτων δεν είναι το μόνο στοιχείο που έχει αναλυθεί, αλλά ελέγχονται και τα μικροβιακά σύνολα και οι κοινότητες των ασπόνδυλων οργανισμών για τον εντοπισμό των οργανισμών που χρησιμεύουν ως δείκτες. Αυτοί οι οργανισμοί, εμφανίζονται είτε μεμονωμένα είτε σε ομάδες και συναντώνται σε συγκεκριμένους τύπους υδροφορέων ή είναι ευαίσθητοι σε διάφορες επιδράσεις. Από το σύνολο των παραμέτρων που ερευνούνται, οι επιστήμονες ελπίζουν να λάβουν ένα περιορισμένο αριθμό οικολογικών δεικτών, οι οποίοι συνδέονται άμεσα με την ποιότητα των υπόγειων υδάτων και την ύπαρξη ζωής στους υδροφορείς και τέλος, είναι χαρακτηριστικοί των διαφορετικών τύπων οικοσυστημάτων των υπόγειων υδάτων που ερευνούνται.

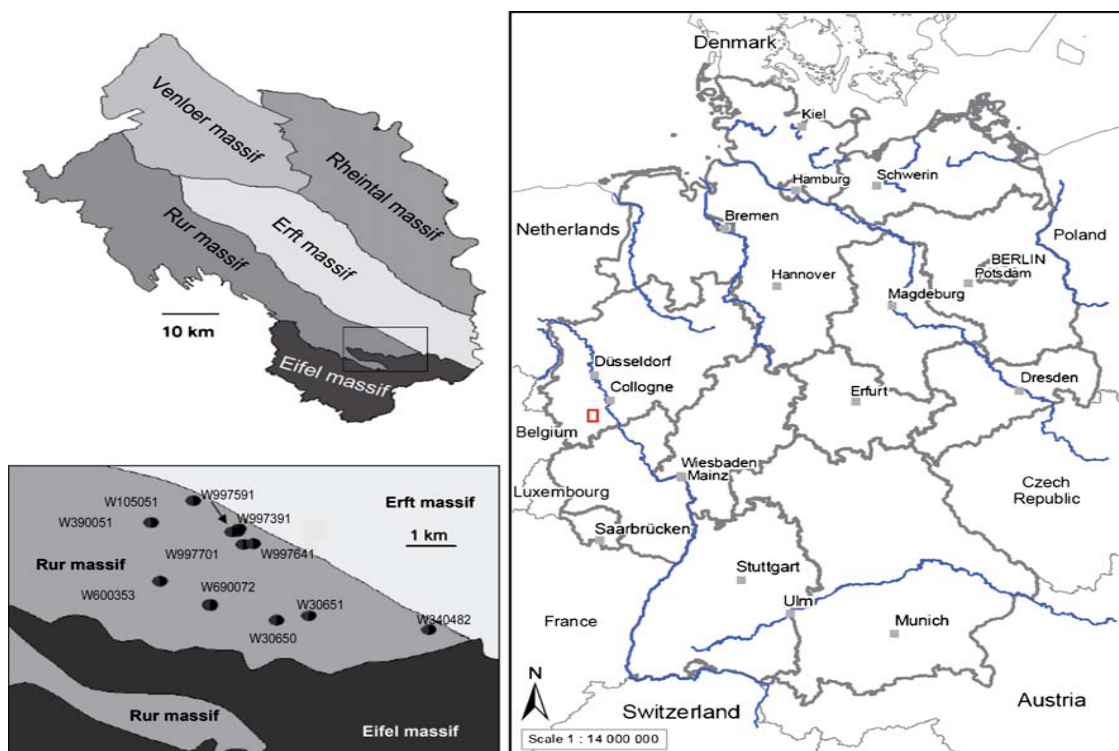
Το πρόγραμμα της UBA, σαν τελευταίο βήμα, περιλαμβάνει τα υπάρχοντα βιοτικά συστήματα αξιολόγησης των υπόγειων υδάτων, τα οποία πρέπει να συμπληρώνονται από τα νέα βιολογικά και οικολογικά κριτήρια, που οδηγούν σε μία κοινή έννοια της αξιολόγησης του οικοσυστήματος των υπόγειων υδάτων. Αυτή τη στιγμή, υπάρχουν τέσσερις διαφορετικοί άξονες, οι οποίοι συμβάλλουν στο προγραμματισμένο σύστημα αξιολόγησης. Οι άξονες αυτοί είναι: (1) τα φυσικοχημικά μέτρα, (2) τα βασικά μικροβιολογικά μέτρα, (3) τα μέτρα για τη δομή των μικροβιακών κοινοτήτων και οι οικολογικές παράμετροι και (4) η πανίδα των υπόγειων υδάτων. Οι δείκτες, οι οποίοι προέρχονται από αυτούς τους άξονες, μπορούν να εφαρμοστούν ανεξάρτητα για άλλες περιπτώσεις (Lafont et al. 2001, Rentier et al. 2006). Ωστόσο, μία λύση είναι να συνδυαστούν οι παραπάνω άξονες, μετά από τη στάθμιση των δεδομένων, την κανονικοποίηση και την ομαδοποίηση και να καθοριστεί τελικά ένας ολοκληρωμένος δείκτης για το κάθε οικοσύστημα των υπόγειων υδάτων.

3.3 Σημεία δειγματοληψίας και παράμετροι που έχουν επιλεχθεί

3.3Α) Διερεύνηση περιοχής και δειγματοληψία υπόγειων υδάτων

Όπως έχει ήδη αναφερθεί, οι υπομονάδες από τρία διαφορετικά τοπία των υπόγειων υδάτων, έχουν επιλεχθεί για τη διεκπεραίωση λεπτομερών ερευνών. Τα δεδομένα τα

οποία παρουσιάζονται εδώ, προέρχονται από την πρώτη δειγματοληπτική έρευνα, στην περιοχή του χωριού Euskirchen, κοντά στην Κολονία, στο βορειοδυτικό τμήμα της Γερμανίας (εικόνα 15). Η περιοχή της δειγματοληψίας, σύμφωνα με τον Kunkel et al.(2004), αποτελείται από άμμο και αμμοχάλικα του Κάτω Ρήνου. Αν και η περιοχή, αποτελεί τμήμα ενός τεράστιου τύπου υδροφόρου ορίζοντα, χωρίζεται σε διάφορους ορεινούς όγκους (εικόνα 15). Τα στοιχεία που παρουσιάζονται είναι αποκλειστικά και μόνο από τα φρεάτια, τα οποία διανέμονται στα νότια του ορεινού όγκου Rurscholle. Τα φρεάτια αυτά που επιλέχθηκαν, βρίσκονται στα ρηχά του Τεταρτογενούς υδροφόρου ορίζοντα. Η δειγματοληψία των υπόγειων υδάτων, διεξήχθη το Μάιο και το Νοέμβριο του 2007. Τα ύδατα αυτά, είχαν αποσυρθεί με τη βοήθεια υποβρύχιας αντλίας (MPI, Grundfos corp.), σύμφωνα με τη γερμανικό βιομηχανικό πρότυπο (DIN 38402-A 13, 1985), αφού πρώτα είχαν τοποθετηθεί σε κατάλληλες προκαθαρισμένες γυάλινες και πλαστικές φιάλες. Τα δείγματα ήταν φιλτραρισμένα και/ή διατηρημένα, σε ένα χώρο, για να γίνουν οι επόμενες αναλύσεις και αποθηκεύτηκαν σε συνθήκες ψύξης, των 4°C, μέχρι την περαιτέρω επεξεργασία.



Εικόνα 15: Τοποθεσία των θέσεων δειγματοληψίας και θέσεις των πηγαδιών που ανιχνεύθηκαν. (Christian Steube, Simone Richter, Christian Griebler 2009).

3.3B) Προετοιμασία των δειγμάτων για ανάλυση

Οι γενικές φυσικοχημικές παράμετροι, όπως η θερμοκρασία, η ηλεκτρική αγωγιμότητα, το pH, το οξειδοαναγωγικό δυναμικό (Eh) και το διαλυμένο οξυγόνο, μετρήθηκαν στα αντλημένα υπόγεια ύδατα, με τη χρήση αισθητήρων (WTW, Weilheim, Γερμανία). Τα δείγματα για την ανάλυση των ανιόντων και των κατιόντων, του διαλυμένου οργανικού άνθρακα και της συγκέντρωσης των φωσφορικών, είχαν αρχικά φιλτραρισθεί, μέσα από φίλτρο με πόρους μεγέθους 0,45μm (Millipore). Τα αποτελέσματα έδειξαν ότι ο διαλυμένος οργανικός άνθρακας δεν ήταν καθαρός και χαρακτηρίστηκε ως μη-καθαρός οργανικός άνθρακας σε τρία αντίτυπα του καθαρού O₂, που εξαερώθηκαν σε όξινα δείγματα, μέσω της καύσης σε υψηλή θερμοκρασία με την υπέρυθρη ανίχνευση του CO₂ (Shimadzu TOC-5050). Φθαλικό κάλλιο και υδρογόνο χρησιμοποιήθηκε ως πρότυπο άνθρακα στην περιοχή από 0.5-10mg L⁻¹. Ενώ το MQ-νερό χρησιμοποιήθηκε ως μία άλλη μέθοδος για πλήρωση των κενών.

Το φωσφορικό αναλύθηκε χρωματομετρικά, ως διαλύτης αντιδραστικού φωσφόρου μέσω της μεθόδου αμμωνίου-μολυβδαινίου, σύμφωνα με τους Murphy και Riley (1962). Τα δείγματα, έφτασαν τα 880nm σε φασματοφωτόμετρο. Μείζονα ανιόντα και κατιόντα, αναλύθηκαν σε 3 αντίτυπα ιόντων με χρωματογραφία. Τα δείγματα μετρήθηκαν με βάση τις διεθνείς προδιαγραφές.

Όπως περιγράφεται από τον Schmidt et al. (2006), για την πλάκα που μετρήθηκαν τα συνολικά μικροβιακά ή βακτηριακά κύτταρα, έγινε χρήση R2A agar. Οι πλάκες αυτές, επωάστηκαν στους 27°C για 7 ημέρες και στη συνέχεια αναλύθηκαν για την περίπτωση που αποτελούν μονάδες όπου σχηματίζονται αποικίες. Μόνο οι μονές αποικίες συνυπολογίστηκαν. Το σύνολο των βακτηρίων, καθορίστηκε από ένα μικροσκοπικό επιφθορισμού, της SYBR Green I (μοριακά αεροστόμια) και βάφτηκαν τα κύτταρα, με βάση ένα τροποποιημένο πρωτόκολλο του Griebler et al. (2001). Στη συνέχεια, το δείγμα διηθείται σε ένα μαύρο πολυανθρακικό φίλτρο και υπολογίζονται τα βακτήρια σε ένα μικροσκόπιο επιφθορισμού, το οποίο είναι εξοπλισμένο με κατάλληλο φίλτρο.

3.3Γ) Αποτελέσματα της έρευνας

Τα στοιχεία που προέκυψαν από την έρευνα αυτή, φανερώνουν τις δυσκολίες που συναντήθηκαν κατά τη μελέτη των οικοσυστημάτων των υπόγειων υδάτων και ταυτοχρόνως, αποτελούν σημαντικό εργαλείο για τη μελλοντική αξιολόγηση αυτών. Παρ'όλο που έγιναν προσπάθειες για να προεπιλεχθούν τα πηγάδια στον ορεινό όγκο Rur, τα οποία επηρεάζονται είτε λίγο είτε πολύ από τις ανθρωπογενείς δραστηριότητες, τα αποτελέσματα των δειγματοληψιών αυτών, δείχνουν ουσιώδεις αποκλίσεις των ατομικών φυσικών και χημικών παραμέτρων σε τοπικό και περιφερειακό επίπεδο, όπου βρίσκονται τα πηγάδια. Συγκεκριμένα, σύμφωνα με τον Kunkel et al. (2004), οι φυσικές τιμές του υποβάθρου ξεπεράστηκαν σε πολλές περιπτώσεις, κυρίως όσον αφορά τα νιτρικά άλατα και το διαλυμένο οργανικό άνθρακα, δείχνοντας έτσι έντονη επίδραση από τη γεωργία. Για παράδειγμα, εξ'αιτίας της διαρροής σε δεξαμενή λυμάτων μίας μονάδας παραγωγής ζάχαρης, τα ύδατα αυτής διείσδυσαν στον τοπικό υδροφόρο ορίζοντα και προκάλεσαν μεγάλη θολότητα των ρηχών υπόγειων υδάτων, εξάντληση του διαλυμένου οξυγόνου και αυξημένες συγκεντρώσεις σε νιτρικά και θειικά άλατα. Εκτός λοιπόν από τις αβιοτικές παραμέτρους, οι οποίες αναφέρθηκαν παραπάνω, η βακτηριακή αφθονία, δηλαδή μία βιοτική παράμετρος, επιβεβαίωσε το γεγονός αυτό, με αποτέλεσμα να μπορεί να αναφερθεί η μόλυνση του υδροφόρου ορίζοντα.

Η κατάταξη λοιπόν των πηγαδιών, έδειξε σημαντικούς συσχετισμούς μεταξύ ορισμένων χημικών μεταβλητών, αλλά ταυτόχρονα φανέρωσε αποκλίσεις ανάμεσα σε αβιοτικές και βιοτικές παραμέτρους, με μοναδική εξαίρεση τον αριθμό των βιώσιμων κυττάρων, ο οποίος καθορίζεται από τις ομάδες που σχηματίζουν αποικίες. Έπειτα, ακολούθησε η ανάλυση των δοκιμών, με αποτέλεσμα οι περισσότερες μεταβλητές να παρουσιάζουν ενδοσυσχετίσεις. Η αλλαγή στη θερμοκρασία και στη συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου (DO) δείχνουν τη συνολική επιρροή των αβιοτικών παραμέτρων. Από τα αποτελέσματα της έρευνας λοιπόν, διαπιστώνεται ότι οι υψηλές συγκεντρώσεις διαλυμένου οξυγόνου συνοδεύονται από υψηλή βακτηριακή παραγωγή άνθρακα. Ωστόσο, λόγω του χαμηλού αριθμού δειγμάτων, τα στοιχεία που έχουν συγκεντρωθεί δεν επαρκούν για να αποκτηθεί μία πλήρης εικόνα των αποτελεσμάτων της έρευνας.

4. Μικροβιακές κοινότητες στα καρστικά υπόγεια ύδατα και τυχόν χρήση τους για βιοπαρακολούθηση

Η **βιοπαρακολούθηση (biomonitoring)**, χρησιμοποιείται ευρέως για την αξιολόγηση της ποιότητας των επιφανειακών υδάτων και φαίνεται να είναι μία ενδιαφέρουσα προσέγγιση και για τα υπόγεια ύδατα. Η συλλογιστική αυτή, αντικατοπτρίζεται στο ελβετικό διάταγμα για την προστασία των υδάτων, σύμφωνα με το οποίο για να βελτιωθεί το νερό με βάση τις προδιαγραφές της ποιότητας, απαιτείται τα υπόγεια ύδατα να βρίσκονται σε φυσική κατάσταση και τα χαρακτηριστικά του νερού να μην είναι καθόλου ή να είναι ελαφρώς μολυσμένα.

Σε αντίθεση με τις χημικές αναλύσεις, η βιοπαρακολούθηση μπορεί να παράσχει ενδείξεις για τις προσμείξεις και τις άγνωστες ουσίες που συνήθως δεν αναλύονται και να παραδώσει προσωρινά, αλλά ολοκληρωμένα στοιχεία. Υπάρχουν δύο βασικές προσεγγίσεις για τα υπόγεια ύδατα: η ενεργή βιοπαρακολούθηση, όπου αφορά τυποποιημένους οργανισμούς, όπως οι πέστροφες και το καρκινοειδές daphnia, τα οποία εισάγονται στο νερό και η παθητική βιοπαρακολούθηση, η οποία χρησιμοποιεί φυσικούς οργανισμούς, όπως είναι τα ασπόνδυλα (Hahn και Friedrich 1999, Malard et al. 1996, Vervier και Gilbert 1991).

Οι υδροφορείς, θεωρούνται όλο και περισσότερο ως οικοσυστήματα, που συντηρούν τις ομάδες των οργανισμών που κατοικούν εκεί, (Danielopol et al. 2003, Griebler και Mösslacher 2003, Hancock et al. 2005) καθώς επίσης, τίθεται και ερώτημα για τη χρησιμότητα των μικροβιακών κοινοτήτων τους για τη βιοπαρακολούθηση (Goldscheider et al. 2006, Mösslacher et al. 2001). Η προσέγγιση αυτή, φαίνεται πολλά υποσχόμενη, καθώς τα βακτήρια είναι άφθονα, είναι παντού και μπορούν να αναπτυχθούν ακόμη και σε ακραίες συνθήκες διαβίωσης στους υδροφορείς, δηλαδή σε μολυσμένους, άνευ οξυγόνου ή θερμικούς υδροφόρους ορίζοντες.

Μέχρι σήμερα, οι περισσότερες μελέτες σχετικά με τη μικροβιολογία των καρστικών επικεντρώθηκε στις σπηλιές εντός της ακόρεστης ζώνης, (Barton και Northup 2007, Chelius και Moore 2004) στο νερό διήθησης με ακραίες χημικές συνθέσεις (Hose et al. 2000, Macalady et al. 2006, 2007) καθώς και στο ρόλο των βακτηρίων που βρέθηκαν σε γεωχημικές διεργασίες (Canaveras et al. 1999, Northup και Lavoie 2001). Ωστόσο,

λίγες μελέτες έχουν ερευνήσει τη δομή, την ποικιλία και τη δραστηριότητα των μικροβιακών κοινοτήτων σε αμιγείς καρστικούς υδροφόρους ορίζοντες.

Όσον αφορά τα καρστικά συστήματα, χαρακτηρίζονται από διαφορετικούς βακτηριακούς οικοτόπους (Goldscheider et al. 2006), οι οποίοι συμπεριλαμβάνουν και τις κοινότητες των βακτηρίων στη βλάστηση του εδάφους. Από εκεί αυτά μπορούν να φτάσουν στον υδροφόρο ορίζοντα, με διάφορους τρόπους, όπως με διάχυτη διήθηση ή μέσω των καταβοθρών (αλλόχθονη καταγωγή), μέσω της ακόρεστης ζώνης από ρωγμές και κοιλότητες, καθώς και μέσω της κορεσμένης ζώνης, όπου τα βακτήρια ζουν σε υπόγεια ύδατα, πάνω σε βραχώδεις επιφάνειες ή μέσα στα σωματίδια των ιζημάτων (αυτόχθονη προέλευση). Παρόλα αυτά, τα καρστικά συστήματα είναι σπανίως προσιτά, οπότε η έρευνα τους περιορίζεται συνήθως σε δείγματα του νερού που λαμβάνονται κατά την άνοιξη. Για το λόγο αυτό, αρκετές μελέτες έχουν αναφέρει ότι τα δείγματα από πορώδη υδροφόρα στρώματα, δεν αντικατοπτρίζουν πάντοτε επακριβώς τη μικροβιολογία των υδροφορέων, λόγω της υψηλής αναλογίας των επισυναπτόμενων σε σχέση με των αναστελλόμενων κυττάρων (Alfreider et al. 1997, Lehman 2007). Ωστόσο, η υψηλή μεταβλητότητα των ταχυτήτων ροής στα καρστικά συστήματα, προκαλεί την ανάπτυξη έντονων υδρολογικών διατμητικών τάσεων και οδηγεί στην έκπλυση και επαναιώρηση των αυτόχθονων ιζημάτων και των συναφών βακτηρίων. Η ύπαρξη καταγιίδας, δεν αποτελεί σημαντικό παράγοντα μόνο στις περιόδους έκπλυσης των βιοφίλμ των υδροφόρων οριζόντων, αλλά και στη μεταφορά των αλλόχθονων βακτηρίων του εδάφους στους καρστικούς υδροφορείς (Simon et al. 2001). Η διάκριση σε αυτόχθονα και αλλόχθονα συστήματα, γίνεται με βάση τις μετρήσεις της κοκκομετρικής κατανομής σε καρστικές πηγές. Για παράδειγμα, μία σχετική επικράτηση των μικρότερων σωματιδίων, δείχνει αλλόχθονη καταγωγή και συνδέεται συχνά με μόλυνση από κόπρανα (Pronk et al. 2007).

Οι Personne et al.(2004), είχαν μελετήσει το βακτηριακό αποικισμό που δημιουργούταν από την εισαγωγή υποστρωμάτων σε καρστικό υδροφορέα και κατέληξαν στο συμπέρασμα ότι τα βακτήρια, τα οποία προέρχονταν από περιοδική μόλυνση με λύματα, ήταν απίθανο να παραμείνουν στο σύστημα. Έπειτα, οι Rusterholtz και Mallory (1994), είχαν περιγράψει αναλυτικά τη βακτηριακή κοινότητα των ιζημάτων της σπηλιάς Mammoth στο Kentucky των ΗΠΑ και συγκεκριμένα, αναφέρθηκαν σε αυτήν, ως υψηλής ποικιλίας κοινότητα χωρίς καθόλου κύρια είδη.

Σύμφωνα με τη βακτηριακή λήψη των αποτυπωμάτων και της αλληλουχίας των βακτηρίων στα ύδατα αλπικών καρστικών πηγών, οι Farnleitner et al. (2005), έδωσαν μία πρώτη μαρτυρία για την ύπαρξη σταθερών και αυτόχθονων ενδοκαρστικών μικροβιακών κοινοτήτων. Οι περισσότερες από τις ανακτημένες αλληλουχίες των DNA των βακτηρίων, ήταν συνδεδεμένες με πρωτοβακτήρια και με την ομάδα Cytophaga-Flexibacter-Bacteroides. Ωστόσο, πάνω από το 95% των 28 ακολουθιών, δεν είχαν ομοιότητες με ήδη γνωστά βακτηρίδια και ως εκ τούτου, θεωρούνται ως νέα είδη.

Οι κύριοι στόχοι αυτής της μελέτης ήταν τρεις. Πρώτον, να διερευνήσει τη δομή, την ποικιλία και τη χρονική διακύμανση των μικροβιακών κοινοτήτων σε καρστικά υπόγεια ύδατα, δεύτερον να διαφοροποιήσει τα αλλόχθονα βακτήρια της επιφάνειας της γης, τα αυτόχθονα και τα ενδοκαρστικά βακτήρια, και τρίτον να χαρακτηριστεί η αυτόχθονη μικροβιακή κοινότητα με βάση τον εντοπισμό των πιο άφθονων βακτηριακών συστατικών. Για την επίτευξη των παραπάνω στόχων, διερευνήθηκε ένα καρστικό σύστημα σε σύντομη κλίμακα (καταιγίδες) καθώς και σε μακροπρόθεσμη κλίμακα (ετήσιος υδρολογικός κύκλος).

Όπως αναφέρθηκε, η βιοπαρακολούθηση, είναι ένα πολύτιμο συμπληρωματικό εργαλείο, για τον έλεγχο της ποιότητας των υπόγειων υδάτων, καθώς αποδίδει περισσότερο ολοκληρωμένη, αλλά λιγότερο ποσοτική, γνώση από τις χημικές αναλύσεις, γι' αυτό και έχει ιδιαίτερο ενδιαφέρον η δυναμική χρήση των υπόγειων υδάτων με τη βιοπαρακολούθηση. Τα βακτήρια, αποτελούν τους κυρίαρχους οργανισμούς στους υδροφόρους ορίζοντες, ενώ η εμφάνιση και η δραστηριότητα τους σχετίζεται με τις βιογεωχημικές συνθήκες. Οι δομές των μικροβιακών κοινοτήτων, των οργανισμών που χρησιμεύουν ως δείκτες ή ακόμη και των ειδικών λειτουργικών γονιδίων δείχνουν τη χρησιμότητα τους ως βιοδείκτες. Ωστόσο, υπάρχει συχνά μία περίπλοκη σχέση μεταξύ της ποιότητας του νερού και των μικροβιακών κοινοτήτων και η απάντηση τους σε συγκεκριμένες προσμείξεις είναι δυσνόητη. Βραχυπρόθεσμα, η μικροβιακή μόλυνση στις καρστικές πηγές, η οποία είναι παρόμοια με εκείνη που προκύπτει από τα γεγονότα της καταιγίδας, μπορεί εύκολα να εντοπιστεί από την επιτόπια παρακολούθηση των φυσικών και χημικών παραμέτρων. Ωστόσο, η μακροπρόθεσμη παρακολούθηση των αυτόχθονων ενδοκαρστικών μικροβιακών κοινοτήτων κατά τη διάρκεια ετών ή δεκαετιών, μπορεί να είναι μία ενδιαφέρουσα προσέγγιση για την αξιολόγηση της γενικής ποιότητας των υδάτων και για την

ανίχνευση πιθανών αλλαγών στο οικοσύστημα και λειτουργεί λόγω χρόνιας χαμηλής μόλυνσης είτε λόγω της αλλαγής του κλίματος. Η εφαρμογή της μοριακής μεθόδου, δεν έχει ακόμα την απαιτούμενη ανάλυση καθώς και την απόδοση για λόγους παρακολούθησης, αλλά είναι νέα ελπιδοφόρα τεχνική, η οποία συνεχώς αναπτύσσεται. (Chandler και Jarrell 2004, He et al. 2007, Roesch et al. 2007). Η εργασία αυτή, αποτελεί κατά συνέπεια μόνο ένα πρώτο βήμα προς την καλύτερη κατανόηση της μικροβιακής οικολογίας σε άριστους καρστικούς υδροφόρους ορίζοντες και μπορεί να χρησιμεύσει ως αφετηρία για την εκπόνηση εργαλείων βιοπαρακολούθησης.

4.1 Αποδεικτικά στοιχεία για μια σταθερή κοινότητα ενδοκαρστικών μικροοργανισμών

Η μέθοδος PCR-DGGE είναι μία τεχνική ταχείας λήψης αποτυπωμάτων των βακτηρίων, η οποία παρέχει μία απλουστευμένη εικόνα της δομής τους σε ένα δείγμα. Η μέθοδος λοιπόν αυτή, καθώς και η κλωνοποίηση/αλληλουχία, επέτρεψαν τη διερεύνηση της δομής, της διαφορετικότητας και της χρονικής διακύμανσης των μικροβιακών κοινοτήτων σε καρστικά υπόγεια ύδατα. Από τη μελέτη που αναφέρθηκε παραπάνω διαπιστώθηκε ότι η αυτόχθονη ενδοκαρστική μικροβιακή κοινότητα χαρακτηρίζεται από υψηλή βιοποικιλότητα με λίγα μόνο κύρια είδη και υψηλή χρονική σταθερότητα. Τα δ-Proteobacteria, Acidobacteria και τα Nitrospira, αποτελούν σημαντικά μέλη αυτής της κοινότητας, αλλά το υψηλό ποσοστό των αταξινόμητων ακολουθιών δείχνει ότι πολλές κοινότητες βακτηρίων στα καρστικά συστήματα, παραμένουν ακόμα άγνωστες. Επιπλέον, οι παρθένοι καρστικοί υδροφόροι ορίζοντες, δεν έχουν μελετηθεί ιδιαίτερα και οι αλληλουχίες από τα οικοσυστήματα του υπεδάφους, υποεκπροσωπούνται στις βάσεις δεδομένων.

Και οι δύο μοριακές τεχνικές, αποκαλύπτουν μία σαφή σχέση μεταξύ της βακτηριακής σύνθεσης μίας κοινότητας στο νερό ενός πηγαδιού και της συμβολής μίας θραύσης του εδάφους, μέσω της οποίας υπάρχει επικοινωνία με την πηγή. Κατά τη διάρκεια περιόδων υψηλής εισροής νερού από την παραπάνω θραύση του εδάφους, η αυτόχθονη

μικροβιακή κοινότητα επικάθεται πάνω στα αλλόχθονα βακτήρια. Κατά συνέπεια, η υψηλή μεταβλητότητα των βακτηριακών κοινοτήτων στα ύδατα της πηγής αντικατοπτρίζει τις υψηλές διακυμάνσεις που παρατηρήθηκαν λόγω της θραύσης του εδάφους. Ωστόσο, η μόλυνση των καρστικών υπόγειων υδάτων από τα αλλόχθονα βακτήρια είναι απίθανο να συνεχιστεί.

4.2 Χρήση κοκκομετρικής κατανομής για τη βελτιστοποίηση της δειγματοληψίας

Η στρατηγική της δειγματοληψίας σε καρστικούς υδροφορείς πρέπει να βασίζεται σε υδρολογικές συνθήκες και να επικεντρώνεται στις εκδηλώσεις θολότητας των υδάτων. Στις πηγές, η θολρότητα των αυτόχθονων κοινοτήτων είναι αποτέλεσμα της αύξησης της ροής στον υδροφόρο ορίζοντα. Λόγω των υψηλότερων διατμητικών τάσεων, οι οποίες επισυνάπτουν την ύπαρξη σωματιδίων και κελιών, απομακρύνεται η επιφάνεια του αγωγού ενώ τα ιζήματα που βρίσκονται στο εσωτερικό των καρστ επανακινητοποιούνται. Τα βακτηρίδια που συνδέονται με τα σωματίδια, μετατρέπονται στην υγρή φάση και μεταφέρονται έτσι μέσα στην πηγή. Οι μετρήσεις της κοκκομετρικής κατανομής επιτρέπουν τη διάκριση μεταξύ της θολρότητας των αυτόχθονων και των αλλόχθονων βακτηρίων και αντιπροσωπεύουν ένα σημαντικό εργαλείο για τον εντοπισμό των δειγμάτων νερού που φιλοξενούν μικροοργανισμούς των ενδοκάρστ.

5. Χρήση συγκεκριμένων υποκατάστατων για την αξιολόγηση της μικροβιακής κινητικότητας στα οικοσυστήματα του υπεδάφους

Οι μικροοργανισμοί είναι πάντοτε παρόντες στο περιβάλλον και ως εκ τούτου, είναι φυσικό να συναντώνται και στα οικοσυστήματα των υπόγειων υδάτων, όπως αναφέρθηκε και παραπάνω. Η ροή της ύλης του υπεδάφους, παρέχει φυσικά σημαντικές ενεργειακές και διατροφικές πηγές για τα οικοσυστήματα των υπόγειων υδάτων, καθώς επίσης, αποτελεί και ένα μέσο για την ανάπτυξη μικροβιακών αποικιών. (Goldscheider et al. 2006). Αντιθέτως, η διείδυση των ανθρωπογενών διαλυμάτων και των σωματιδιακών ρύπων, η οποία γίνεται από την επιφάνεια του εδάφους, μπορεί να τροποποιήσει τη φυσική σύνθεση των αυτόχθονων συναθροίσεων, των υπόγειων υδάτων. Η παραπάνω διαδικασία, μολύνει ουσιαστικά τα υπόγεια ύδατα και μπορεί να περιέχει αλλόχθονους παθογόνους μικροοργανισμούς, όπως είναι οι ιοί, τα βακτήρια και τα πρωτόζωα. Αυτά, μπορούν να έχουν αρνητικές επιπτώσεις στην ποιότητα των υπόγειων υδάτων και κατά συνέπεια και στην υγεία του ανθρώπου (MacIer και Merkle 2000). Πράγματι, σε περιοχές όπου η παροχή ύδατος γίνεται από καρστικά υπόγεια ύδατα, οι εν λόγω παθογόνοι μικροοργανισμοί θεωρούνται υπεύθυνοι για τη μετάδοση διαφόρων ασθενειών (Howard 2003). Η αλληλεπίδραση μεταξύ αυτόχθονων και αλλόχθονων μικροοργανισμών στο υπέδαφος, δεν έχει πλήρως σαφηνιστεί κι έτσι απαιτείται περαιτέρω έρευνα για να διευκρινιστούν οι επιπτώσεις των ανθρώπινων δραστηριοτήτων στα φυσικά οικοσυστήματα του βαθύτερου υπεδάφους (κάτω από τη ζώνη του εδάφους) και στην ποιότητα των υπόγειων υδάτων που πρέπει να αξιολογηθούν. Η γνώση των διεργασιών που λειτουργούν στη φρεάτια ζώνη των υπερκείμενων υδροφορέων, μπορεί να δώσει σημαντικές πληροφορίες για τον προσδιορισμό του ποσοστού των προσμείξεων μεταφοράς στα υπόγεια ύδατα.

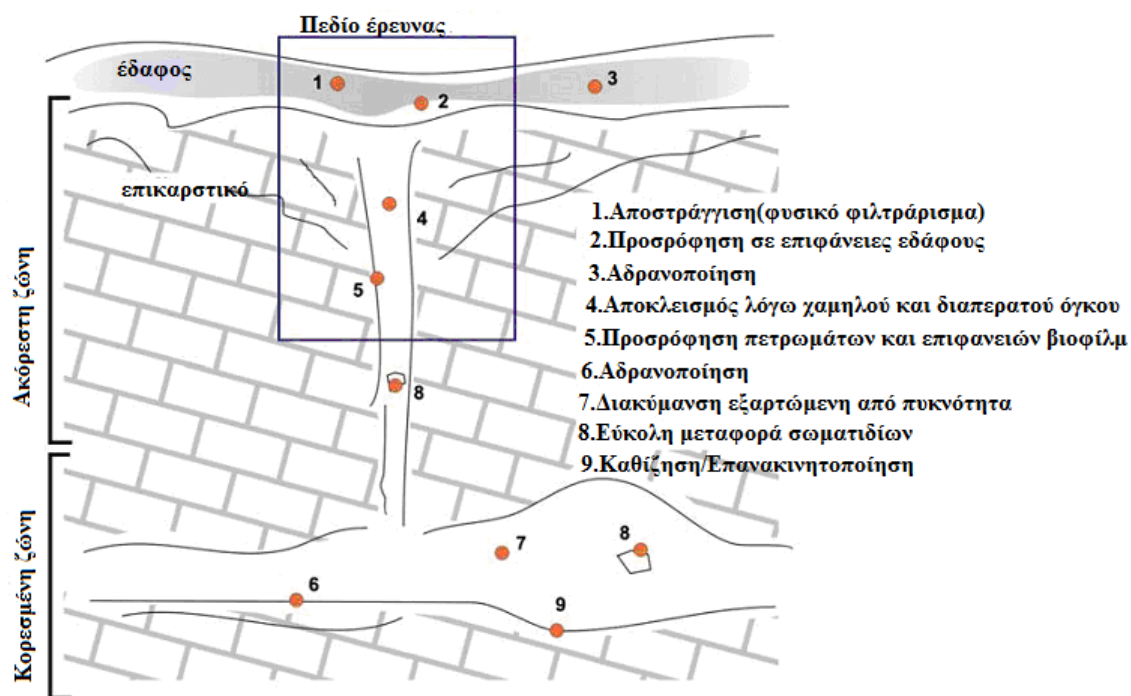
Ένας σημαντικός αριθμός ερευνών, που διερευνά τις θεμελιώδεις διαδικασίες ελέγχου για τη μικροβιακή μεταφορά, έχει πραγματοποιηθεί κατά την εργαστηριακή κλίμακα, χρησιμοποιώντας συχνά τις δυναμικές στήλες, οι οποίες γεμίζουν με πορώδη μέσα (Mills et al. 1994, Bengtsson και Lindqvist 1995, Flynn et al. 2004, Franklin και Mills 2005, Foppen et al. 2007).

Υπάρχουν καθιερωμένες θεωρίες για την εξήγηση και τη μοντελοποίηση της μεταφοράς των σωματιδίων μέσω των ομοιογενών πορώδων στρωμάτων (McDowell-Boyer et al. 1986, Murphy και Ginn 2000). Πολλές από αυτές, έχουν αναπτυχθεί περαιτέρω για διάφορες βιολογικές διεργασίες, όπως η κινητικότητα, η αδρανοποίηση καθώς και οι χρονικές μεταβολές στις βακτηριακές ιδιότητες της επιφάνειας (Ginn et al. 2002). Ωστόσο, τα αποτελέσματα που λαμβάνονται κάτω από ελεγχόμενες πειραματικές συνθήκες, δεν είναι πάντα εύκολο να προεκταθούν στο πεδίο. Οι διαφορές μπορεί να προκύψουν από τις εσωτερικές χωροχρονικές μεταβολές που ανέκυψαν από τις πέτρες και από το χώμα. Αυτό, μπορεί να προκαλέσει κρίσιμες διαδικασίες, όπως η προνομιακή ροή, η οποία επιτρέπει σε προσμείξεις να παρακάμψουν τα ιζήματα, ενώ σε κάποια άλλη περίπτωση θα μπορούσαν να τα μετριάσουν (Forpen και Schijven 2006). Τέτοιες διαδικασίες, έχουν αποδειχθεί ότι είναι θεμελιώδους σημασίας, επειδή επηρεάζουν την ποιότητα των υπόγειων υδάτων και κυρίως των ετερογενών καρστικών υδροφόρων οριζόντων, όπως φαίνεται και από την ταχεία εμφάνιση των κολοβακτηριδίων σε καρστικές πηγές, έπειτα από την εκδήλωση βροχοπτώσεων. (Personne et al. 1998, Auckenthaler et al. 2002, Shevenell και McCarthy 2002, Pronk et al. 2006).

Αν και η παθογόνος μόλυνση, αποτελεί ένα σημαντικό ζήτημα στην υδρογεωλογία των καρστικών υδροφορέων, (Drew και Hatzl 1999), πολύ λίγες μελέτες ασχολούνται με τη μικροβιακή μεταφορά και τις διαδικασίες εξασθένησης στο υπέδαφος. Έχει αποδειχθεί ότι τα βακτήρια έχουν μεγάλη κινητικότητα σε κορεσμένα καρστικοποιημένα μέσα μεταφοράς (Mahler et al. 2000), ενώ οι διεργασίες, οι οποίες επηρεάζουν την εξασθένηση που μπορεί να προκύψει στο υπερκείμενο έδαφος και στα επικαρστικά στρώματα, δεν έχουν πλήρως χαρακτηριστεί. Κατόπιν, η ετερογένεια και η πιθανή ταχεία επαναφόρτιση, προτείνουν περιβάλλοντα καρστικού τύπου και είναι δυνατόν να δεχθούν τόσο φυσικές όσο και ανθρωπογενείς μικροβιακές εισόδους. Κατά συνέπεια, η γνώση της μικροβιακής κινητικότητας στο υπέδαφος, έχει ιδιαίτερη σημασία για την καλύτερη κατανόηση της σύνθεσης και της λειτουργίας του οικοσυστήματος.

Τα υψηλά επίπεδα της ετερογένειας, τα οποία εμφανίζουν τα καρστικοποιημένα πετρώματα, συνιστούν την επιτόπια διερεύνηση των διαδικασιών μεταφοράς και εξασθένησης. Οι έρευνες για το πεδίο και την κλίμακα του, αποτελούν ένα μέσο για τη

μελέτη της σημασίας των χρονικών και χωρικών διακυμάνσεων σε ένα βράχο, της διαλυτής ουσίας καθώς και των σωματιδίων που μεταφέρονται μέσω της μάζας στο υπέδαφος (Harvey et al. 1993, Mailloux et al. 2003, Sinreich και Flynn 2006). Επιπλέον, οι δοκιμές αυτές είναι απαραίτητες για την αξιολόγηση της σημασίας των διαδικασιών, οι οποίες έγιναν κατά την εργαστηριακή κλίμακα, στο φυσικό περιβάλλον. Το παρακάτω σχήμα, (εικόνα 16), παρέχει μία επισκόπηση των σχετικών διεργασιών που λειτουργούν σε καρστικά περιβάλλοντα καθώς και την επίδραση αυτών στη μικροβιακή κινητικότητα. Αυτές οι διαδικασίες, οι οποίες καθορίζουν τη μεταφορά των παθογόνων βακτηρίων στο υπέδαφος μπορούν να ταξινομηθούν σε τρεις ομάδες (Ginn et al 2002, Forppen και Schijven 2006): Πρώτον, στην ομάδα των υδραυλικών ιδιοτήτων των μέσων ενημέρωσης, δεύτερον στην ομάδα της αβιοτικής αλληλεπίδρασης με τις επιφάνειες που έρχονται σε επαφή, και τρίτον σε αυτή των ειδικών βιολογικών διεργασιών για μικροοργανισμούς, π.χ., η αδρανοποίηση.



Εικόνα 16:Πιθανές διεργασίες που λειτουργούν στη φρεάτια και κορεσμένη ζώνη των καρστικών υδροφόρων οριζόντων, που μπορεί να επηρεάσουν την κινητικότητα των μικροοργανισμών. (Michael Sinreich, Raymond Flynn, Jakob Zopf 2009).

Οι τεχνητοί ιχνηθέτες, αποτελούν ένα χρήσιμο μέσο για τη διερεύνηση μαζικής μεταφοράς συντελεστών, σε εξαιρετικά ετερογενή συστήματα, συμπεριλαμβανομένων των καρστικοποιημένων βράχων, όπου τα διάφορα είδη ροής, μπορεί να οδηγήσουν σε ποσοστά που είναι συχνά υψηλότερων τάξεων μεγέθους, από εκείνα που φυσιολογικά επικρατούν σε πορώδη μέσα. Συγκριτικά, στα πειράματα με ιχνηθέτες, αντιπαρατίθενται οι αντιδράσεις των σωματιδίων των ιχνηθετών, οι οποίες ενεργούν ως μικροβιολογικά υποκατάστατα. Όταν αυτές οι αντιδράσεις, αφορούν μη ενεργά διαλυτές ουσίες, τότε επιτρέπουν τη μεταφορά των σωματιδίων στο υπέδαφος κι έτσι πρέπει να διερευνηθούν οι περαιτέρω λεπτομέρειες. Ωστόσο, λόγω του ελλιπούς χαρακτηρισμού ενός συστήματος, τα αποτελέσματα των δοκιμών με ιχνηθέτες, είναι συχνά περιορισμένα, ενώ όταν εξετάζονται μεμονωμένα αποτελούν αδιαμφισβήτητα δεδομένα. Από την άλλη μεριά, η σύγκριση αυτών των αποτελεσμάτων με εκείνα των ελεγχόμενων εργαστηριακών ερευνών, μπορεί να συμβάλλει τόσο στην καλύτερη εξήγηση των μη συντηρητικών αντιδράσεων των ιχνηθετών στο πεδίο, όσο και στον περιορισμό πιθανών μηχανισμών εξασθένησης.

Πολλοί συγγραφείς, έχουν αναγνωρίσει τα οφέλη που συνεπάγεται η χρήση σωματιδίων ιχνηθετών αντί των διαλυτών ουσιών, για την αξιολόγηση του κινδύνου μόλυνσης των σωματιδίων, τα οποία επηρεάζουν την ποιότητα των υπόγειων υδάτων σε μία σειρά από υδρογεωλογικά περιβάλλοντα (συμπεριλαμβανομένου του καρστικού), όπου τα μόνιμα φωσφορίζοντα μικροσφαιρίδια, χρησιμοποιούνται ευρέως ως υποκατάστατα των βακτηριδίων (Harvey et al. 1989, Harvey και Harms 2002, Auckenthaler et al. 2002) και των πρωτόζωων, (Renken et al. 2005) ανάλογου μεγέθους. Ωστόσο, αν και το μέγεθος των σωματιδίων είναι συχνά το κυρίαρχο κριτήριο επιλογής, όσον αφορά τα μικροσφαιρίδια, δεν έχουν βρεθεί πειστικά στοιχεία για την καταλληλότητά τους. Επιπλέον, προκύπτουν θέματα που αφορούν τη χρησιμότητα των μικροσφαιριδίων, λόγω της αδυναμίας τους να προσομοιώνουν βιολογικές διεργασίες, συμπεριλαμβανομένης της αδρανοποίησης, της αναπαραγωγής, της κινητικότητας και τις χρονικές διακυμάνσεις των ιδιοτήτων της επιφάνειας, ως απάντηση στις μεταβαλλόμενες συνθήκες του περιβάλλοντος. Προκειμένου, να μελετηθούν οι παραπάνω διαδικασίες, απαιτείται η χρήση των ζωντανών οργανισμών. Ωστόσο, πρέπει να πληρούνται αρκετές προϋποθέσεις, έτσι ώστε να χρησιμοποιηθούν

οι μικροοργανισμοί ως υδρολογικοί ιχνηθέτες, σε μελέτες πεδίου, χωρίς να υπάρξουν επιπτώσεις στο οικοσύστημα και στην ανθρώπινη υγεία. Ο Käss (1998), παρέχει λεπτομερή εικόνα των παραπάνω προϋποθέσεων (π.χ. απουσία παθογένεσης, περιορισμένο φυσικό περιβάλλον, ανιχνευσιμότητα, ανθεκτικότητα) και σημειώνει ότι οι μικροοργανισμοί, οι οποίοι ικανοποιούν τα κριτήρια για τη χρήση τους ως ιχνηθέτες, είναι πολύ λίγοι.

Συνεπώς, εξαιτίας των παραπάνω περιορισμών, ο αριθμός των στελεχών που απασχολούνται μέχρι σήμερα είναι περιορισμένος (Keswick et al. 1982, Hiltz et al. 1991, Harvey και Harms 2002, Ginn et al. 2002). Επιπλέον, η συνέχιση της χρήσης ορισμένων βακτηριακών ειδών μέχρι και σήμερα, έχει αμφισβητηθεί, λόγω των παθογόνων ιδιοτήτων κάποιων στελεχών. Συγκεκριμένα, το *serratia marcesens* έχει αναγνωριστεί ως βασικό αίτιο για τις νοσοκομειακές λοιμώξεις στα νοσοκομεία (Enciso-Moreno et al. 2004). Παρομοίως, τα στελέχη της *E. Coli* περιέχουν γονίδια για την ανοχή σε μέταλλο ή για την ανθεκτικότητα στα αντιβιοτικά, τα οποία δεν μπορούν να χρησιμοποιηθούν. Επίσης, θα πρέπει να αποφεύγεται η εισαγωγή γονιδίων στο περιβάλλον, τα οποία είναι ανθεκτικά στα αντιβιοτικά, ενώ η ελευθέρωση γενετικών τροποποιημένων οργανισμών δεν επιτρέπεται στις περισσότερες χώρες. Οι περιορισμοί αυτοί λοιπόν, υπογραμμίζουν την ανάγκη εξερεύνησης εναλλακτικών βακτηριακών κοινοτήτων, για την περαιτέρω χρήση τους ως ιχνηθέτες.

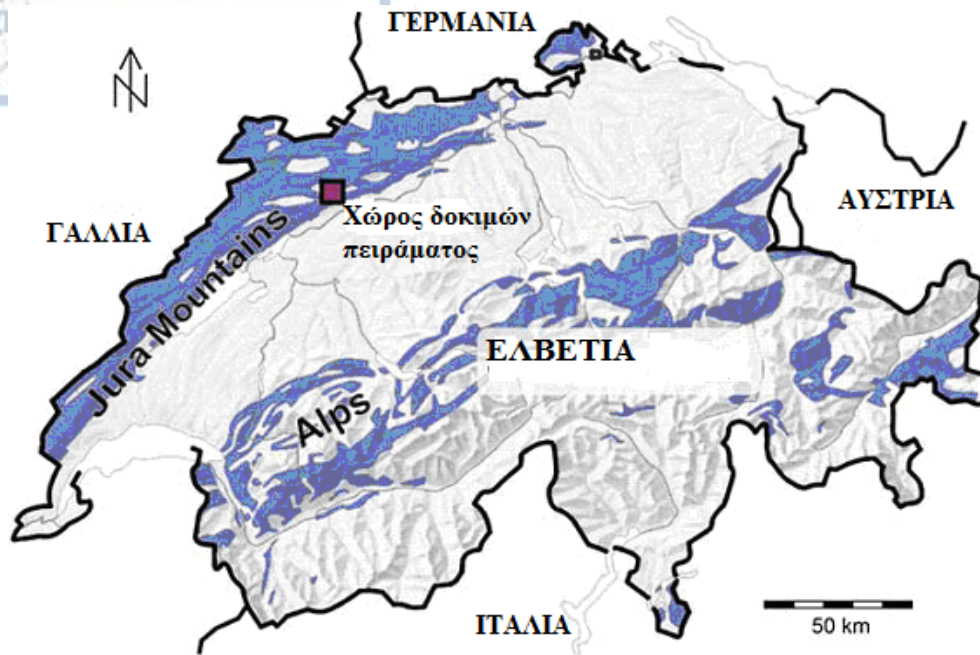
5.1 Παράδειγμα πειράματος με τη βοήθεια ιχνηθέτη

A) Το άρθρο αυτό των Michael Sinreich, Raymond Flynn, Jakob Zopf 2009, παρουσιάζει ένα παράδειγμα ενός πειράματος με ιχνηθέτη, το οποίο ολοκληρώθηκε μέσα στην ακόρεστη ζώνη ενός καρστικοποιημένου ασβεστόλιθου και χρησιμοποιεί μη ενεργά διαλυτή ουσία ιχνηθέτη, μικροσφαιρίδια φθορισμού και ένα ομοίου μεγέθους βακτηριακό στέλεχος, το *Ralstonia eutropha* H16. Αυτό το στέλεχος, χρησιμοποιήθηκε για πρώτη φορά ως μικροβιακός ιχνηθέτης στις υδρολογικές μελέτες. Ο συνδυασμός της εφαρμογής τόσο σε εργαστηριακή κλίμακα όσο και στο πεδίο κλίμακας για τα πειράματα, προσφέρει μία πιθανή προσέγγιση για την κατάρτιση πιο ολοκληρωμένων συμπερασμάτων, σχετικά με τη μεταφορά μικροβιακών διεργασιών, οι οποίες

λειτουργούν στο υπέδαφος. Συγκρίνοντας τους βακτηριακούς ιχνηθέτες και τα αντίστοιχα μικροσφαιρίδια με αυτά της διαλυτής ουσίας, παρέχεται ένα μέσο που επιτρέπει την κινητικότητα των αλλόχθονων μικροοργανισμών, που εισέρχονται στα οικοσυστήματα των υπόγειων υδάτων. Έτσι, πρέπει να αξιολογηθούν καλύτερα τα υπόγεια ύδατα, ενώ ταυτόχρονα επιτρέπεται ένας βαθμός προστασίας της ακόρεστης ζώνης, κατά τη διείσδυση των ρύπων, οι οποίοι πρέπει να εκτιμηθούν.

Τα υλικά λοιπόν, τα οποία χρησιμοποιήθηκαν για το παραπάνω πείραμα είναι οι βακτηριακοί ιχνηθέτες και οι ιχνηθέτες μικροσφαιριδίων.

- Βακτηριακοί ιχνηθέτες : Αυτή η μελέτη χρησιμοποιεί το στέλεχος *Ralstonia eutropha* (*R.eutropha*), ένα φυσικό Gram-αρνητικό β -Proteobacteria και H16 ως μικροβιακό ιχνηθέτη των υπόγειων υδάτων. Το *R.eutropha*, είναι ένας κάτοικος του εδάφους και του περιβάλλοντος σε γλυκό νερό, συμπεριλαμβανομένων και των υπόγειων υδάτων. Από την άλλη, το H16, έχει απομονωθεί από τη λάσπη και συναντάται κυρίως σε πηγές με γλυκό νερό. Για την παρούσα μελέτη, το *R.eutropha* που χρησιμοποιήθηκε, προερχόταν από καλλιέργειες των Knallgas βακτηρίων, με περιεκτικότητα της ατμόσφαιρας 80% H_2 , 15% CO_2 και 5% O_2 .
- Ιχνηθέτες μικροσφαιριδίων : Τα μικροσφαιρίδια αυτά, έχει αποδειχθεί ότι είναι αβλαβή και μπορούν εύκολα να χρησιμεύσουν ως ιχνηθέτες, για τη μελέτη της διαδικασίας μεταφοράς των σωματιδίων και τη διαδικασία εξασθένησης στα καρστικά συστήματα. Επίσης, μπορούν να εφαρμοσθούν για την ανίχνευση ορισμένων βακτηρίων (Kiss 1998). Έτσι, επιλέχθηκαν καρβοξυλικά μικροσφαιρίδια πολυστερίνης 1 μm , τα οποία ενεργούν ως αβιοτικά σωματίδια ιχνηθετών, παράλληλα με τη χρήση της *R.eutropha*. Η χρήση των μικροσφαιριδίων με παρόμοιο μέγεθος και πυκνότητα με αυτά της *R.eutropha*, επέτρεψε την επίδραση των αβιοτικών φυσικών ιδιοτήτων των σωματιδίων πάνω στις μεταφορές αυτών.



Εικόνα 17: Κατανομή των καρστικοποιημένων πετρωμάτων στην Ελβετία (FOEN 2008), με το χώρο δοκιμών του πειράματος στα Ελβετικά όρη Jura (Michael Sinreich, Raymond Flynn, Jakob Zopf 2009).

Κατόπιν, η **μεθοδολογία** του πειράματος βασίστηκε αρχικά στο πεδίο δράσης του πειράματος κι έπειτα, στα πειράματα, τα οποία έλαβαν χώρα σε εργαστηριακή κλίμακα.

- Πεδίο δράσης πειράματος: Τα πειράματα του πεδίου πραγματοποιήθηκαν στο χώρο δοκιμών Grenchen, στα Ελβετικά βουνά Jura και Canton του Solothurn (Εικόνα 17). Με τη βοήθεια μίας τεχνητής σήραγγας, γίνεται ανασκαφή σε βάθος 10 μέτρων, κάτω από την επιφάνεια του εδάφους, όπου υπάρχει πρόσβαση στην ακόρεστη ζώνη ενός σχιστοποιημένου και καρστικοποιημένου ασβεστόλιθου, ηλικίας Κρητιδικού (Εικόνα 18). Αυτή η περιοχή, προσφέρει μία σπάνια ευκαιρία, να διερευνηθεί η μεταφορά της μάζας διαμέσου του επικάρστ, υπό αυστηρά ελεγχόμενες και μη διαταραγμένες συνθήκες. Τα πειράματα, τα οποία διερευνούν τις μεταφορές μάζας μεταξύ της επιφάνειας της γης και της σήραγγας, πιστεύεται ότι αντικατοπτρίζουν τις συνθήκες, υπό τις οποίες λειτουργούν στην επικαρστική επαφή μεταξύ του εδάφους και των ασβεστολιθικών πετρωμάτων (Klimchouk

2004). Στο πεδίο δράσης, το πειραματικό πρωτόκολλο, αποτελούνταν ταυτόχρονα από την εφαρμογή μίας μη ενεργά διαλυτής ουσίας, ενός μικροσφαιριδίου και διαφόρων βακτηριακών ανιχνευτών, στην επιφάνεια του εδάφους, ακριβώς πάνω από τη σήραγγα. Η άρδευση με ιχνηθέτη, χωρίς την παρουσία νερού, πάνω σε οικόπεδο 12m^2 , με ρυθμό περίπου 20mm/h , επέτρεψε τον καθορισμό των σταθερών συνθηκών της ροής, λόγω των σταθερών ταχυτήτων ροής, οι οποίες επισημάνθηκαν κατά την παρακολούθηση σε διάφορα σημεία της σήραγγας. Συγκεκριμένα, η *R.eutropha* και τα μικροσφαιρίδια, είχαν αναμιχθεί σε ένα πλαστικό δοχείο 20L, μαζί με ιωδιούχο διάλυμα, το οποίο λειτούργησε ως συντηρητικό της διαλυτής ουσίας του ιχνηθέτη. Μόλις επιτεύχθηκαν συνθήκες σταθερής ροής, το παραπάνω διάλυμα με ιχνηθέτη, κατανεμήθηκε ομοιόμορφα σε όλη την επιφάνεια του πεδίου, όπου για 3,5 ώρες δεν έγινε καμία άρδευση ύδατος.

Η υπόγεια δειγματοληψία, άρχισε πριν από την εφαρμογή του ιχνηθέτη και συνεχίστηκε κατά την περίοδο άρδευσης, σε διάφορα σημεία διήθησης, κάτω από τη σήραγγα. Τα δείγματα συλλέχθηκαν σε πλαστικά δοχεία 500 mL, από τα οποία τα 50mL αφορούσαν κυρίως βακτήρια και αναλύσεις μικροσφαιριδίων. Κατόπιν, η διατήρηση των δειγμάτων, έγινε μέσα σε ειδικά κουτιά ψύξης, όπου πραγματοποιούνταν αναλύσεις κάθε 24 ώρες. Η διαδικασία αυτή, επέτρεπε στο *R.eutropha* να διατηρηθεί, λόγω των χαμηλών θερμοκρασιών και επομένως λόγω της διατήρησης των συγκεντρώσεων.

- Πειράματα σε εργαστηριακή κλίμακα: Τα πειράματα του έργου, πραγματοποιήθηκαν, με σκοπό να διερευνηθούν οι μηχανισμοί απορρόφησης των σωματιδίων, με περισσότερες λεπτομέρειες, αλλά και με ίδιες φυσικοχημικές συνθήκες με αυτές που ανέκυψαν κατά το πείραμα στο πεδίο. Ειδικότερα, οι δοκιμές αυτές επέτρεψαν την αξιολόγηση της χρονικής μεταβολής των συγκεντρώσεων των σωματιδίων, σε διαφορετικά υποστρώματα (Εικόνα 18). Με τη χρήση ειδικών πειραμάτων, χρησιμοποιήθηκαν κωνικές φιάλες των 200mL και πληρώθηκαν με 100mL νερό, το οποίο είχε υδροχημικά χαρακτηριστικά παρόμοια με αυτά του νερού άρδευσης, που υπήρχε στο πεδίο (χαμηλή οργανικότητα, ελαφρώς βασικό pH). Δύο από τις συλλογές των παρτίδων των δειγμάτων, χρησιμοποιήθηκαν, για τη διερεύνηση της ικανότητας εξασθένησης των τριών διαφορετικών υποστρωμάτων, με τα οποία ήρθαν σε επαφή οι ανιχνευτές των

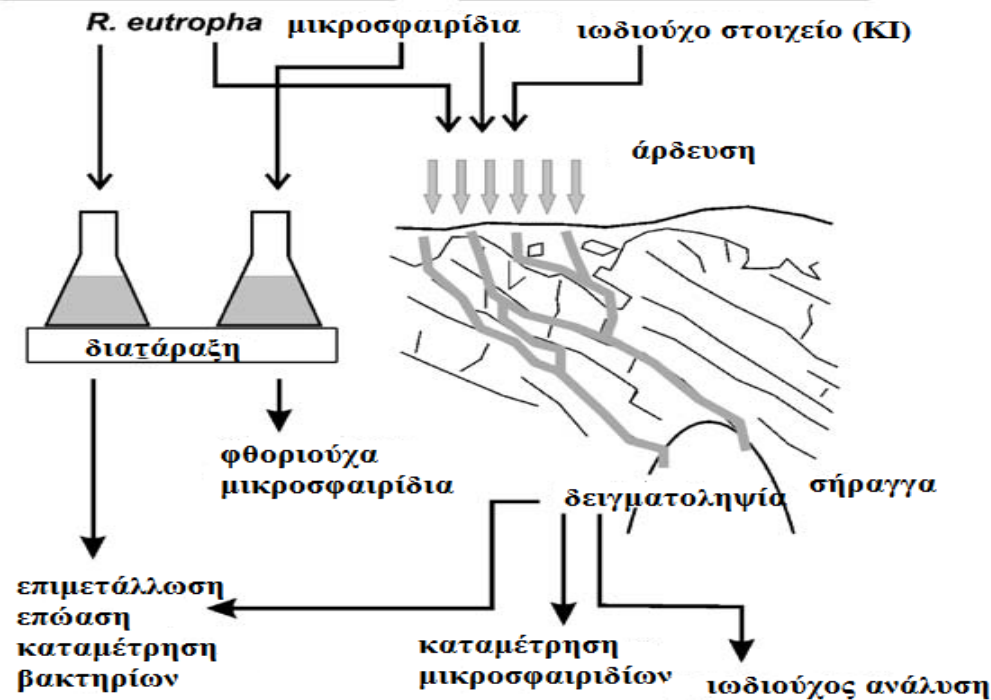
σωματιδίων, στον τομέα που βασίζεται το πείραμα. Το πρώτο υπόστρωμα αποτελείται από 5g πλούσιου οργανικού υλικού του εδάφους, (κλάσμα $< 2\text{mm}$), το οποίο προερχόταν από βάθος 10 εκατοστών, από την επιφάνεια του εδάφους και υπερκαλυπτόταν από το χώρο των δοκιμών.

Το δεύτερο υπόστρωμα, περιείχε 100g συνθλιμμένου ασβεστόλιθου με χαλίκια, νέας ηλικίας, με μέση διάμετρο 5mm, ο οποίος είχε κυψελωτή διάταξη πριν από την εφαρμογή, έτσι ώστε να αδρανοποιεί τη βιολογική ύλη. Τέλος, το τρίτο υπόστρωμα, περιείχε τον ίδιο συνθλιμμένο ασβεστόλιθο με χαλίκια, με αυτόν του δεύτερου υποστρώματος. Ωστόσο, πριν από τη χρήση, τα χαλίκια τοποθετήθηκαν σε ένα καρστικό υπόγειο ρεύμα για 1 έτος. Με την εξέταση των χαλικιών, μετά το πέρας του 1 έτους, αποκαλύφθηκε ότι είχε αναπτυχθεί ένα ευκρινές βιοφίλμ, το οποίο κάλυπτε τις επιφάνειες των κόκκων.

Έπειτα, εμπλουτίστηκαν φιάλες, είτε με *R.eutropha*, είτε με μικροσφαιρίδια, ενώ προστατεύθηκαν από την εξάτμιση, καλύπτοντας ερμητικά τα στόματα των φιαλών με parafilm και τελικά τοποθετήθηκαν πάνω σε περιστροφικούς αναδευτήρες. Τα πειράματα στα οποία χρησιμοποιήθηκαν μικροσφαιρίδια, διεξήχθησαν σε θερμοκρασία δωματίου, δηλαδή περίπου 21°C . Από την άλλη οι μελέτες βακτηρίων, διεξήχθησαν στους 12°C , προκειμένου να παρέχουν περιβαλλοντικές συνθήκες παρόμοιες με αυτές που προέκυψαν στο πεδίο και να αποφευχθούν έτσι τεχνικά σφάλματα, λόγω τη ανάπτυξης των βακτηριδίων σε υψηλές θερμοκρασίες. Οι υπολειμματικές συγκεντρώσεις του ιχνηθέτη, ελήφθησαν σε δείγματα κατά την αύξηση των χρονικών διαστημάτων, αρχίζοντας αμέσως μετά από την ανάλυση. Μία σειρά από πειράματα έλεγχου, είχε ολοκληρωθεί μετά από την προσέγγιση που περιγράφεται παραπάνω, αλλά χωρίς χόμα ή ασβεστόλιθο. Όλες οι αναλύσεις των παρτίδων, πραγματοποιήθηκαν τρεις φορές.

εργαστηριακό πείραμα

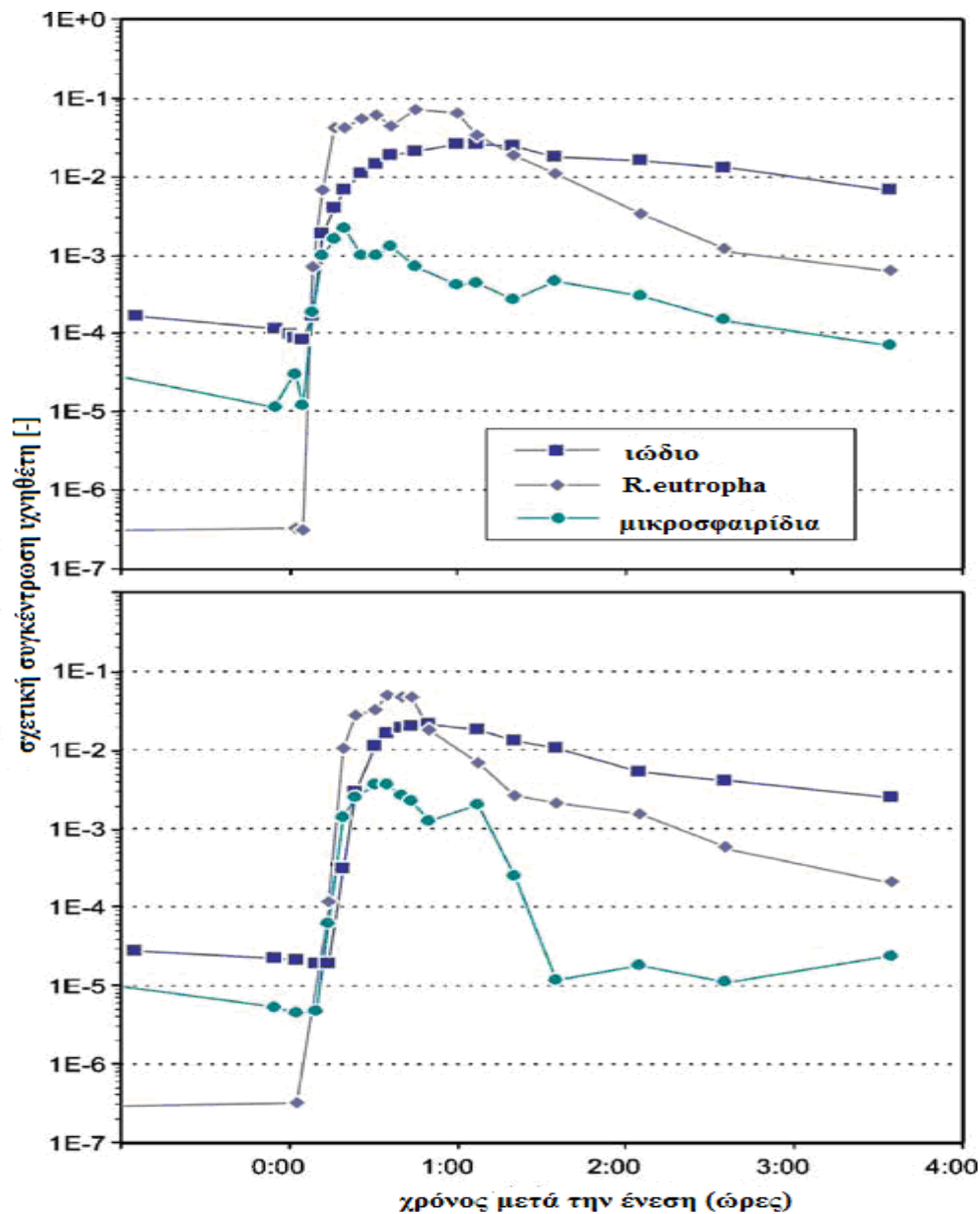
πείραμα πεδίου δράσης



Εικόνα 18: Διαδικασίες που γίνονται κατά τα εργαστηριακά και πεδίου δράσης πειράματα, με την εφαρμογή ιχνηθέτη και την ανάλυση των παραπάνω διεργασιών. (Michael Sinreich, Raymond Flynn, Jakob Zopfi, 2009).

Β) Τα **αποτελέσματα** του παραπάνω πειράματος, τα οποία προέκυψαν από τις αναλύσεις των δειγμάτων νερού, σε διάφορα σημεία διήθησης στη σήραγγα, έδειξαν ότι οι ιχνηθέτες ήταν παρόντες σε χαμηλές συγκεντρώσεις, πριν από την εφαρμογή των ιχνηθετών, τους οποίους χρησιμοποίησαν οι επιστήμονες. Οι συγκεντρώσεις του ιωδιούχου διαλύματος και των μικροσφαιριδίων, αντανakλούσαν υπολείμματα από προηγούμενα πειράματα με το *R.eutropha*, χωρίς την παρουσία ιχνηθετών, στο πεδίο του πειράματος. Επομένως, σε αυτή τη φάση του πειράματος, οι συγκεντρώσεις του *R.eutropha*, θεωρήθηκαν ως το φυσικό υπόβαθρο των αλλόχθονων βακτηρίων και διέρχονταν κάτω από το υπερκείμενο έδαφος. Στο παρακάτω σχήμα (εικόνα 19), παρουσιάζονται οι θεαματικές καμπύλες τόσο για το ιώδιο και το *R.eutropha*, όσο και για τα 1μm φθορίζοντα μικροσφαιρίδια, που παράγονται από τα αποτελέσματα των αναλύσεων των δειγμάτων, τα οποία συλλέχθηκαν σε δύο σημεία διήθησης τις σήραγγας. Τα σωματίδια των ιχνηθετών, έχουν έντονες αντιθέσεις με τα αντίστοιχα τις διαλυτής ουσίας. Ωστόσο, και στα δύο σημεία δειγματοληψίας, καθώς και τις

παρατηρήσεις σε άλλα σημεία τις σήραγγας, διαπιστώθηκε ότι υπάρχει συνοχή μεταξύ των βακτηριακών αναλύσεων με τις αναλύσεις των μικροσφαιριδίων.



Εικόνα 19: Θεαματικές πειραματικές καμπύλες εντός του πεδίου για το *R.eutropha*, τα 1μm μικροσφαιρίδια και το ιώδιο, ως συντηρητικά διαλυτής ουσίας ιχνηθέτη σε 2 διαφορετικά αντιπροσωπευτικά σημεία. (Michael Sinreich, Raymond Flynn, Jakob Zopfi, 2009.).

Επιπλέον, οι θεαματικές καμπύλες των ιχνηθετών, οι οποίοι παράχθηκαν για το *R.eutropha*, δείχνουν ότι αυτό φθάνει πρώτο στη σήραγγα, με συγκεντρώσεις πάνω από τα επίπεδα του υποβάθρου και περίπου 10 λεπτά μετά την ένεση ιχνηθετών. Στη συνέχεια, τα επίπεδα αυξήθηκαν, φτάνοντας σε διάφορα σημεία και τις μέγιστες συγκεντρώσεις, με την πάροδο 30-60 λεπτών, μετά την ένεση. Ταυτόχρονα, ο ενέσιμος ιχνηθέτης της διαλυτής ουσίας, εμφανίστηκε με μία παρατεταμένη χρονικά, θεαματική καμπύλη και σε μικρότερη μέγιστη σχετική συγκέντρωση από ότι το *R.eutropha*. Επίσης, τα βακτήρια παρουσίασαν μεγαλύτερη ανάκαμψη σε σχέση με το ιώδιο, κατά τη διάρκεια της δοκιμής.

Η αρχική ανίχνευση των μικροσφαιριδίων, συνέβη ταυτόχρονα με την αντίστοιχη του *R.eutropha*. Ωστόσο, τα επίπεδα των μικροσφαιριδίων, κορυφώθηκαν νωρίτερα, ενώ είχαν μέγιστα 15-30 φορές χαμηλότερα από αυτά των βακτηρίων. Και οι δύο ανιχνευτές είχαν παρόμοια ποσοστά πτώσης, όπως φαίνεται από τις ουρές των θεαματικών καμπύλων, στο πιο πρόσφατο μέρος του πειράματος. Από την άλλη, η ανάκτηση της μάζας των μικροσφαιριδίων είναι περίπου 2% σε σχέση με το *R.eutropha*. Οι συγκεντρώσεις, οι οποίες έχουν παρατηρηθεί κατά τη λήξη της περιόδου παρακολούθησης σε επίπεδα παρόμοια με εκείνα που σημειώθηκαν πριν από την ένεση του ιχνηθέτη, αποδεικνύουν ότι η σημαντική ανακάλυψη των σωματιδίων ιχνηθετών, είχε επιτυχώς ολοκληρωθεί.

6. Κατηγορίες των πηγών σε σχέση με την παροχή ύδατος και με την ανάπτυξη οικοσυστημάτων σε αυτές

Οι πηγές, αποτελούν τα οικοσυστήματα, στα οποία τα υπόγεια ύδατα, φθάνουν στην επιφάνεια της Γης, είτε κοντά είτε ακριβώς στην επαφή ξηράς-ατμόσφαιρας ή στην επαφή ξηράς-νερού. Στο χώρο ανάβλυσής τους, το φυσικό γεωμορφολογικό πρότυπο, επιτρέπει την ανάπτυξη, σε κάποιες πηγές, ορισμένων μικρών οικοτόπων, καθώς και την ανάπτυξη μεγάλων υδρόβιων οικοσυστημάτων, υγροτόπων και χερσαίων φυτικών και ζωικών ειδών. Επίσης, τα οικοσυστήματα τα οποία αναπτύσσονται στις πηγές, είναι πολύ διαφορετικά από τα υπόλοιπα υδρόβια και παρόχθια οικοσυστήματα (Stevens et al.2005). Οι υδρογεωλόγοι, έχουν ταξινομήσει κατά παράδοση, τις φυσικές παραμέτρους των πηγών, μέχρι το σημείο εκροής αυτών, (Bryan 1919, Meinzer 1923) ενώ αντιθέτως, έχουν ασχοληθεί ελάχιστα με το τι συμβαίνει μετά το σημείο εκροής των πηγών, το οποίο όμως είναι σημαντικό για τους οικολόγους και τους βιολόγους. Τα συστήματα ταξινόμησης, τα οποία παρεμπιπτόντως περιλαμβάνουν τις πηγές, δημιουργήθηκαν για τα επιφανειακά ύδατα (Hynes 1970), τους υγροβιότοπους (Euliss et al. 2004), τα εξαρτώμενα υπόγεια οικοσυστήματα (Eamus και Froed 2006), και τα παρόχθια συστήματα μετά από το σημείο εκροής (Warner και Hendrix 1984, Rosgen 1996). Έτσι, ένα ολοκληρωμένο σύστημα ταξινόμησης πηγών θα πρέπει να περιλαμβάνει τις κυριότερες φυσικές, βιολογικές και κοινωνικό-πολιτισμικές παραμέτρους. Ένα τέτοιο σύστημα ταξινόμησης, επιτρέπει την αξιολόγηση της κατανομής διαφορετικών ειδών οικοσυστημάτων των πηγών, βελτιώνοντας έτσι την απογραφή των πόρων και την ανάπτυξη, τη συντήρηση και την αποκατάσταση των μεθόδων (Sada και Vinyard 2002, Perla και Stevens 2008).

Στον παρακάτω πίνακα, παραθέτονται 12 περιοχές εκφόρτισης των πηγών, σύμφωνα με τον Springer et al.(2008) και περιγράφονται αρκετά λεπτομερώς. Έτσι, σε αυτόν τον πίνακα, περιλαμβάνονται ένα κείμενο, ένα σκίτσο και μία φωτογραφία του κάθε είδους, όπως επίσης και μία συζήτηση για το πώς κάθε είδος πηγής ονομάζεται στη γλώσσα των οικολόγων, των επιστημόνων που ασχολούνται με τους υγροτόπους και τις παρόχθιες περιοχές και γενικότερα κάθε ειδικού που ασχολείται με τις πηγές. Για τις περιοχές εκφόρτισης των πηγών, όπως είναι γνωστό, υπάρχει μία περιγραφή, με την οποία φαίνεται πώς δημιουργούνται μικροί οικότοποι, οι οποίοι οδηγούν σε πλούσια

και ποικίλα οικοσυστήματα. Κάθε είδος, συνδέεται με το εννοιολογικό μοντέλο πηγών, το οποίο δημιούργησαν οι Stevens και Springer (2004), καθώς και με τα οικολογικά συστήματα. Η επιτυχία μίας μελλοντικής και ολοκληρωμένης συνολικής ταξινόμησης των πηγών, θα εξαρτηθεί από μία συλλογική και περιγραφική διαδικασία ανάλυσης των παροχών ύδατος, σε συνδυασμό πάντα με τους ασπόνδυλους υδρόβιους οργανισμούς ή/και τη βλάστηση. Ωστόσο, ο ανεπαρκής αριθμός των φυσικών, βιολογικών και πολιτιστικών αποθεμάτων των οικοσυστημάτων των πηγών, γίνονται η αιτία για την οποία δεν καθορίζονται στατιστικά αυτές οι σχέσεις.

6.1 Ανάλυση των επιμέρους κατηγοριών πηγών

6.1Α) Το υπόβαθρο

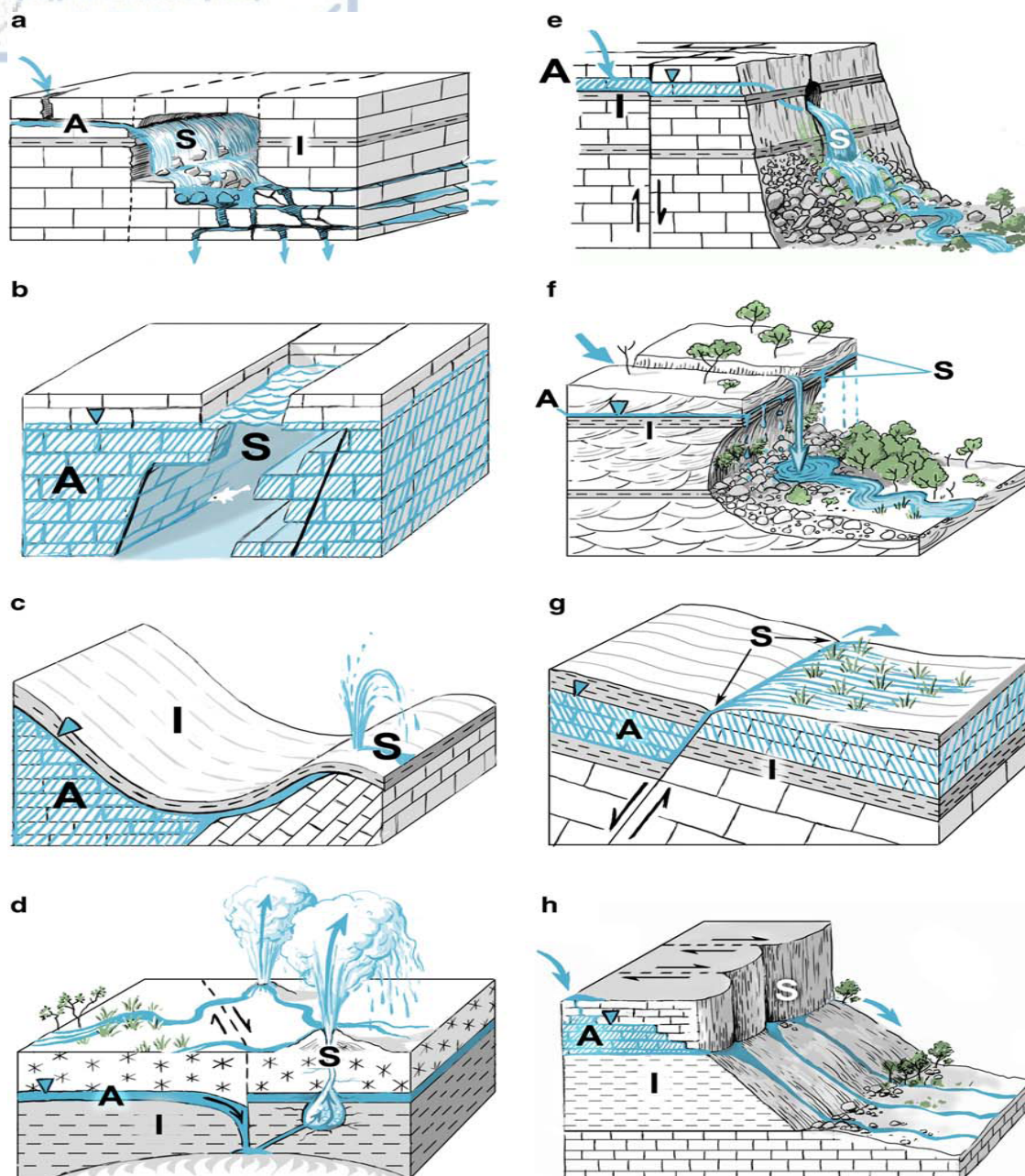
Εννοιολογικά μοντέλα και συστήματα ταξινόμησης βοηθούν στην οργάνωση και στην κατηγοριοποίηση των πολύπλοκων φυσικών συστημάτων. Έτσι, διάφορα συστήματα ταξινόμησης έχουν δημιουργηθεί, για διάφορους τύπους υδρολογικών συστημάτων. Ο Eulis et al. (2004), δημιούργησαν ένα εννοιολογικό πλαίσιο, το οποίο ονόμασαν υγρότοπο και περιλαμβάνει παράγοντες, οι οποίοι περιγράφουν την επίδραση του κλίματος και της υδρολογικής ρύθμισης στις βιολογικές κοινότητες των υγροτόπων. Το σύστημα τους αυτό, έχει εφαρμογή σε πηγές που βρίσκονται σε υγροτόπους, ενώ αντιθέτως, δεν εφαρμόζεται στις πηγές που δεν βρίσκονται σε υγροτόπους, οι οποίες και είναι οι περισσότερες. Επίσης οι πηγές, οι οποίες έχουν παροχή μόνο από τα υπόγεια ύδατα, η έννοια του υγροτόπου του Eulis et al. (2004) όσον αφορά τον εμπλουτισμό, δεν ισχύει σε αυτές. Επομένως, η εμφάνιση των πηγών σε ορισμένες γεωμορφικές ρυθμίσεις, είναι περισσότερο πολύπλοκη σε σχέση με τους υγροτόπους όταν βρίσκονται στις ίδιες συνθήκες. Έτσι σχηματίζονται ορισμένες μεγάλες ομάδες οργανισμών, οι οποίες εμφανίζονται μόνο στις πηγές και καθόλου στους υγροτόπους.

Κατόπιν, κάτι εξίσου σημαντικό στο σύστημα ταξινόμησης, όσον αφορά τις πηγές, αποτελεί η σχέση μεταξύ υπόγειων υδάτων και οικοσυστημάτων, τα οποία μάλιστα είναι και εξαρτώμενα από αυτά. Στη βιβλιογραφία αναφέρονται ως Groundwater Dependent Ecosystems, δηλαδή οικοσυστήματα εξαρτώμενα από τα υπόγεια ύδατα. Συγκεκριμένα, έχουν προταθεί 3 κατηγορίες GDE, με την πρώτη να περιλαμβάνει τον υδροφορέα και τα συστήματα των σπηλαίων, τη δεύτερη να περιέχει όλα τα

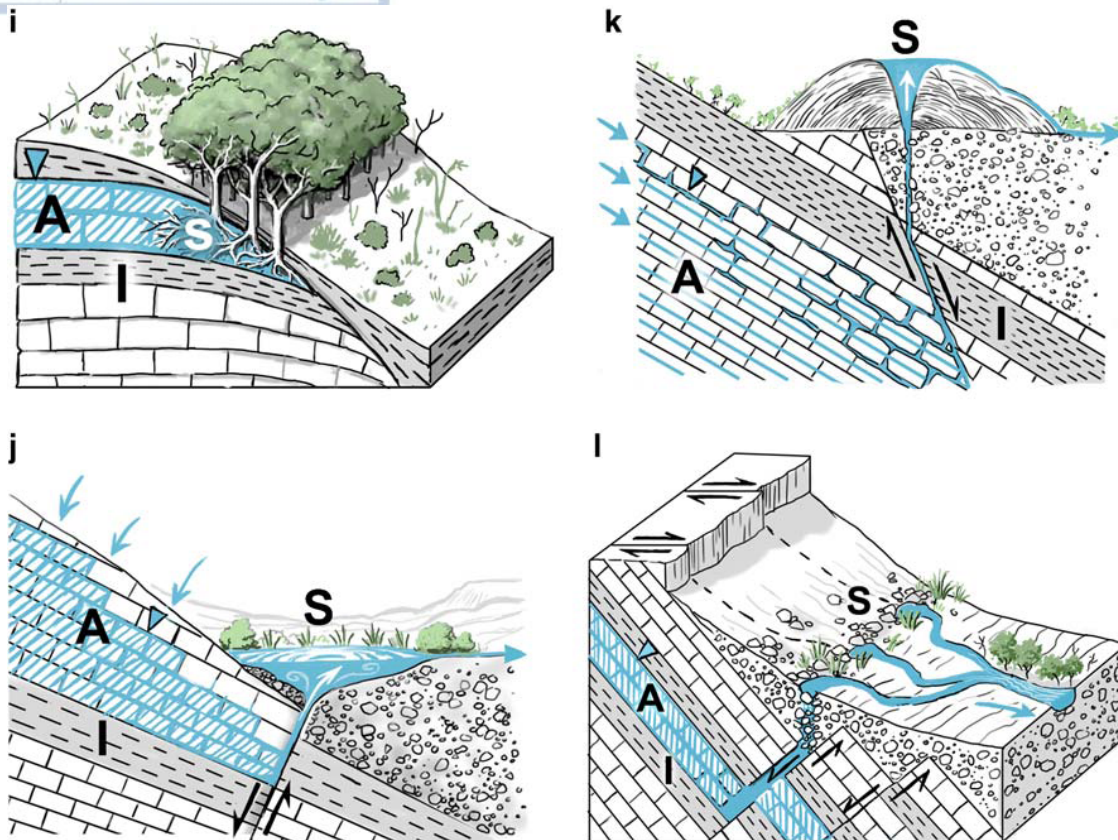
οικοσυστήματα, τα οποία εξαρτώνται από την επιφανειακή έκφραση της ροής και τέλος, την τρίτη που περιλαμβάνει όλα τα οικοσυστήματα εκείνα που εξαρτώνται από την παρουσία των υπόγειων υδάτων. (Eamus και Froend 2006).

Πίνακας 20: Παροχή ύδατος και τύποι πηγών (τροποποιημένα από τον Springer et al. 2008), με παραδείγματα γνωστών πηγών καθώς και αναφορές των περιγραφών παροχής ύδατος. (Abraham E. Springer, Lawrence E. Stevens, 2009).

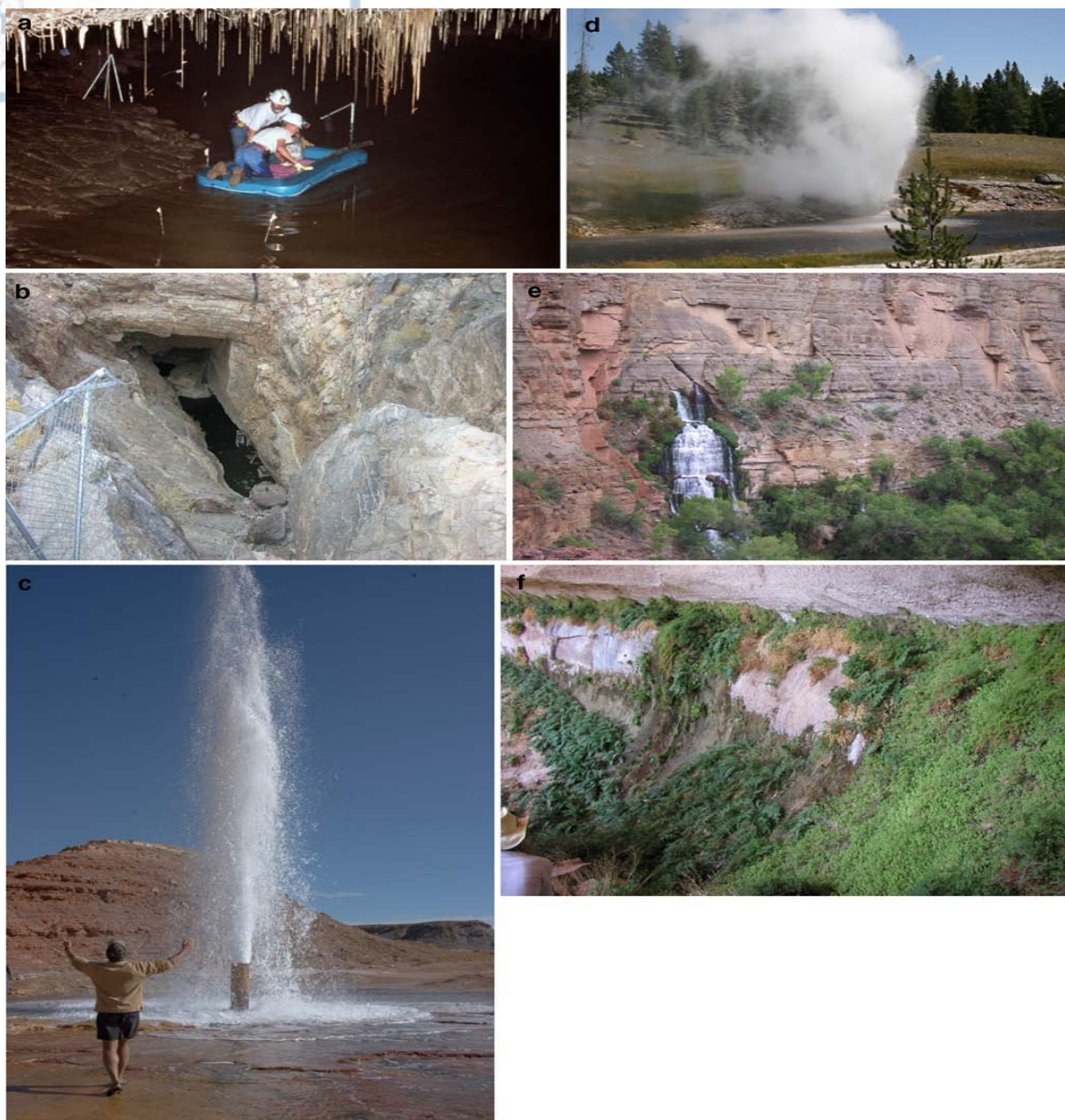
Είδος πηγής	Εμφάνιση και υδρογεωλογία	Παράδειγμα	Αναφορά
Σπηλιά	Εμφάνιση της σπηλιάς με καρστικού τύπου πετρώματα και μεγάλους αγωγούς	Kartchner Caverns	Springer et al.(2008)
Πηγές που αποκαλύπτονται στην επιφάνεια της Γης	Σπηλιά, βραχοσκεπείς σχηματισμοί ή καταβόθρες όπου απέραντος υδροφορέας βρίσκεται κοντά στην επιφάνεια της γης	Devils Hole, Ash Meadows, NV	Springer et al.(2008)
Πηγή με μορφή Συντριβανιού	Αρτεσιανό συντριβάνι με πεπιεσμένο CO ₂ σε ένα περιορισμένο υδροφορέα	Crystal Geyser, UT	Springer et al. (2008)
Πίδακας	Εκρηκτικό ρεύμα ζεστού νερού σε περιορισμένο υδροφορέα	Riverside Geyser, WY	Springer et al. (2008)
Ανάβλυση από βράχο	Διακριτή ροή πηγής που αναβλύζει από ένα βράχο	Thunder River, Grand Canyon, AZ	Springer et al. (2008)
Κρεμαστός κήπος	Εμφάνιση ροής που κινείται συνήθως οριζόντια κατά μήκος μίας γεωλογικής επαφής ή ενός πετρώματος ενός απέραντου υδροφορέα	Poison Ivy Spring, Arches NP, UT	Woodbury(1993) Welsh(1989) Spence(2008)
Πηγή με ιδιαίτερη πανίδα	Προκύπτει από χαμηλή κλίση εδάφους των υγροτόπων, εμφάνιση ακαθόριστων ή πολλαπλών πηγών και ρηχών υδροφόρων στρωμάτων	Soap Holes, Elk Island NP, AB, Canada	Meinzer (1923), Hynes (1970), Grand Canyon Wildlands Council (2002)
Πηγή που βρίσκεται στην κατωφέρεια λόφου	Προκύπτει από περιορισμένα ή επάλληλα υδροφόρα στρώματα με κλίση 30°-60° και συχνά δυσδιάκριτες ή πολλαπλές πηγές	Ram Creek Hot Spring, BC, Canada	Springer et al. (2008)
Πηγή κάτω από το έδαφος	Πρόκειται για θαμμένη πηγή, όπου η ροή της δε φτάνει στην επιφάνεια του εδάφους, λόγω χαμηλής παροχής ύδατος, υψηλής εξάτμισης ή διαπνοής	Mile 70L Spring, Grand Canyon, AZ	Springer et al. (2008)
Λιμνοπηγή	Εμφανίζεται από περιορισμένους ή απέραντους υδροφορείς σε μία ή περισσότερες δεξαμενές	Grassi Lakes, AB, Canada	Meinzer (1923), Hynes (1970)
Μορφή αναχώματος με ανθρακικά ορυκτά	Προκύπτει από ορυκτοποιημένο ανάχωμα, συχνά σε μαγματικά συστήματα	Montezuma Well, AZ Dalhousie Springs, Australia	Springer et al. (2008), Zeidler and Ponder (1989)
Πηγή που απορρέει απευθείας από το έδαφος και σχηματίζει ρεύμα	Απορρέουσα πηγή, εμφανίζεται σε μία ή περισσότερες αύλακες ρεύματος	Pheasant Branch, WI,US	Meinzer (1923), Hynes (1970)



Εικόνα 21: Εικόνες των κατηγοριών παροχής ύδατος από τις πηγές, όπου α) σπήλαιο, β) πηγές που αποκαλύπτονται στην επιφάνεια της Γης, γ) πηγή με μορφή συντριβανιού, δ) πίδακας, ε) ανάβλυση, ς) κρεμαστός κήπος, γ) πηγές με ιδιαίτερη πανίδα, η) κατωφέρεια λόφου, ι) πηγή κάτω από το έδαφος, j) λιμνοπηγή, k) μορφή αναχώματος με ανθρακικά ορυκτά, l) πηγή που απορρέει απευθείας από το έδαφος και σχηματίζει ρεύμα. Έπειτα, όπου Α: υδροφορέας, Ι: αδιαπέρατο στρώμα, S: κοιλότητα πηγής. Το ανεστραμμένο τρίγωνο αντιπροσωπεύει ή τον υδροφόρο ορίζοντα ή την πιεζομετρική επιφάνεια. Οι γραμμές ρήγματος εμφανίζονται, όπου κρίνεται απαραίτητο. (Abraham E. Springer, Lawrence E. Stevens 2009).



Εικόνα 21: (συνέχεια). Για επεξήγηση βλέπε σελ.68 τη λεζάντα της εικόνας 21. (Abraham E. Springer, Lawrence E. Stevens, 2009).



Εικόνα 22: Φωτογραφίες από πηγές σε σχέση με την παροχή ύδατος, όπου α) πηγή σπηλαιίου Kartchner Caverns, Arizona, US, b) πηγή που αποκαλύπτεται στην επιφάνεια της Γης, Devil's Hole, Ash Meadows National Wildlife Refuge, Nevada, US, c) πηγή με μορφή συντριβανιού Crystal Geyser, Utah, US- η φωτογραφία είναι του Joel Barnes, d) πίδακας, Riverside Geyser, Yellowstone National Park, Wyoming, US, e) πηγή που αναβλύζει από βράχο, Thunder River Spring, Grand Canyon National Park, Arizona, US, f) κρεμαστός κήπος, Poison Ivy Spring, Arches National Park, Utah, US, g) πηγές με ιδιαίτερη πανίδα, soap hole, Elk Island National Park, Alberta, Canada, h) κατωφέρεια λόφου, Ram Creek Hot Spring, British Columbia, Canada, i) πηγή κάτω από έδαφος, 70R mile spring, Grand Canyon National Park, Arizona, US, j) λιμνοπηγή, Grassi Lakes, Alberta, Canada, k) πηγή που προκύπτει από μορφή αναχώματος με ανθρακικά ορυκτά, Montezuma Well, Arizona, US, l) πηγή που απορρέει απευθείας από το έδαφος και σχηματίζει ρεύμα, Pheasant Branch Spring, Wisconsin, US. (Abraham E. Springer, Lawrence E. Stevens, 2009).



Εικόνα 22: (συνέχεια). Για επεξήγηση βλέπε σελ.70 τη λεζάντα της εικόνας 22.(Abraham E. Springer, Lawrence E. Stevens, 2009).

6.1B) Περιοχή εκφόρτισης της πηγής

Ο όρος περιοχή εκφόρτισης της πηγής (sphere of discharge), αναφέρεται στο χώρο μέσα στον οποίο ο υδροφορέας πληρώνεται με νερό, όπως έχει περιγραφεί από τον Meinzer (1923) και έπειτα κατηγοριοποιήθηκε από τον Hynes (1970), σε 3

διαφορετικές ομάδες. Οι ομάδες αυτές ήταν πρώτα η πηγή που απορρέει απευθείας από το έδαφος, έπειτα η λιμνοπηγή και τέλος η πηγή που έχει ιδιαίτερη πανίδα. Κατόπιν, ο Springer et al. (2008) επέκτεινε αυτές τις 3 κατηγορίες, δημιουργώντας έτσι 12 περιοχές εκφόρτισης της πηγής. Αυτές είναι οι εξής : (1)- πηγές που εμφανίζονται σε σπήλαια, (2)-πηγές οι οποίες αποκαλύπτονται στην επιφάνεια της Γης, (3)-πηγές με τη μορφή συντριβανιού από αρτεσιανό υδροφορέα, (4)- πίδακες, (5)- πηγές ανάβλυσης από βράχο, (6)- κρεμαστοί κήποι που βρίσκονται σε επαφή, (7)- πηγές με ιδιαίτερη πανίδα και υγρό κλίμα, (8)- πηγές που σχηματίζονται σε κατωφέρεια λόφου, (9)- πηγές που βρίσκονται θαμμένες κάτω από το έδαφος, (10)- λιμνοπηγές με τη μορφή στάσιμων υδάτων σε επιφανειακές δεξαμενές, (11)- πηγές υπό μορφή αναχώματος με ανθρακικά ορυκτά, (12)- πηγές που πηγάζουν απευθείας από το έδαφος δημιουργώντας κανάλια κατά τον άξονα ροής του ύδατος, λόγω της ύπαρξης ρευμάτων (πίνακας 20, εικόνα 21, εικόνα 22). Επιπλέον, υπάρχει ο όρος παλαιοπηγή, που αναφέρεται σε πηγές, οι οποίες ήταν ενεργές στους προϊστορικούς χρόνους, αλλά δεν είναι πλέον (Haynes 2008). Τελικά, τα συστήματα ταξινόμησης, τόσο του Meinzer (1923), όσο και του Hynes (1970), είναι πολύπλοκα, όταν υπάρχουν περισσότερο από μία περιοχές εκφόρτισης της πηγής ή ακόμη και όταν η ίδια η πηγή δημιουργεί περισσότερες, λόγω της υψηλής και ποικίλλουσας συχνότητας παροχής. Για παράδειγμα, μία πηγή που βρίσκεται υπό μορφή αναχώματος, μπορεί να μετατραπεί σε λιμνοπηγή με τη μορφή δεξαμενής. Στο σύστημα του Springer et al. (2008), κάθε περιοχή εκφόρτισης της πηγής, θα πρέπει να περιγράφεται με μία και μόνο πηγή.

Παρακάτω, θα αναλυθεί κάθε κατηγορία πηγής, από αυτές που αναφέρθηκαν ξεχωριστά :

- **Πηγές σπηλαίου (cave springs):** Η κατηγορία αυτή, αφορά τις πηγές που εμφανίζονται εξολοκλήρου μέσα στο περιβάλλον των σπηλαίων, δεν έχουν άμεση σχέση με την επιφανειακή ροή, ενώ συχνότερα εμφανίζονται σε καρστικά εδάφη. Αν και υπάρχουν πολλοί διαφορετικοί τύποι καρστικών χαρακτηριστικών (Ford και Williams 2007), οι γεωλόγοι μηχανικοί έχουν προτείνει ένα σύστημα ταξινόμησης, το οποίο περιλαμβάνει περιγραφές των καρστικών τάξεων, των καρστικών φρεάτων, του μεγέθους των σπηλαίων και του ανάγλυφου του υποβάθρου (Waltham και Fookes 2003). Σύμφωνα με τους Waltham και Fookes, ο τύπος της πηγής αυτής, είναι πιθανότερο να εμφανιστεί σε ώριμες και ακραίες

εδαφικές συνθήκες, όπου οι αγωγοί είναι αρκετά μεγάλοι κι επιτρέπεται η εμφάνιση των τύπων καρστικών πηγών με ελεύθερη αποστράγγιση. Τα οικοσυστήματα σε αυτούς τους τύπους των πηγών, οι οποίες είναι βιολογικά ενεργές, περιέχουν χαρακτηριστικά είδη και κατοίκους (Elliott 2007).

- **Πηγές που αποκαλύπτονται στην επιφάνεια της Γης (exposure springs):** Προτάθηκαν από τον Springer et al. (2008) και αποτελούν μία νέα κατηγορία πηγών. Είναι εκείνες λοιπόν οι πηγές, στις οποίες τα υπόγεια ύδατα εκτίθενται στην επιφάνεια αλλά χωρίς να έχουν ροή (Εικόνα 21b και εικόνα 22b). Ουσιαστικά, οι πηγές αυτές εμφανίζονται όταν καταστρέφονται τα καρστικά φρέατα (Waltham και Fookes 2003), αλλά μπορούν να σχηματιστούν και σε άλλα είδη κάθετων αγωγών, μέσα σε έναν υδροφόρο ορίζοντα. Ένα σημαντικό παράδειγμα τέτοιας πηγής αποτελεί η Devil's Hole in Ash Meadows National Wildlife Refuge in Nevada. Η πηγή αυτή, έχει πολύ συγκεκριμένες μικροκοινωνίες, με κυριότερη μία γνωστή ομάδα σκαθαριών και άλλη μία ομάδα ψαριών (Cyprinodontidae : *Cyprinodon diabolis*) (Deacon και Williams 1991, Schmude 1999). Για αυτό το λόγο, η συγκεκριμένη πηγή βρίσκεται κάτω από ειδική προστασία.
- **Πηγές με τη μορφή συντριβανιού (fountain springs):** Αποτελούν αρτεσιανές πηγές με δροσερό νερό, οι οποίες αναγκάζονται να ανέλθουν στην επιφάνεια της γης εξαιτίας της δημιουργίας στρωματογραφικής κεφαλής, η οποία οφείλεται σε υψηλή πίεση ή υψηλή συγκέντρωση CO₂ (εικόνα 21c και εικόνα 22c). Έτσι, η παροχή ύδατος σε αυτές τις πηγές δεν επηρεάζεται από θερμικές διεργασίες, όπως συμβαίνει με τις πηγές τύπου geyser, αλλά εξακολουθεί να απαιτεί την ύπαρξη ενός υδροφόρου στρώματος με ύδατα υπό πίεση, λόγω όμως της συγκέντρωσης CO₂ και όχι λόγω της θερμότητας. Ένα παράδειγμα τέτοιας πηγής, αποτελεί η Crystal geyser καθώς και μία πηγή που βρίσκεται στον κόλπο του Μεξικού.
- **Πίδακες (geyser springs):** Είναι σπάνιες γεωθερμικές πηγές, οι οποίες εμφανίζονται με τη μορφή θερμοπίδακα και συνήθως αναδύονται στην επιφάνεια με εκρηκτικό τρόπο και με αστάθεια (εικόνα 21d και εικόνα 22d). Ο επιστήμονας Bryan (1995), εξέφρασε την εξής ερμηνεία για αυτές τις πηγές : ' Μία πηγή τύπου geyser, αποτελεί μία θερμή πηγή, η οποία χαρακτηρίζεται από διαλείπουσα

παροχή υδάτων και διαταρασσύμενη ροή, ενώ καταλήγει σε μία φάση ατμού. Παγκοσμίως, υπάρχουν περισσότερες από 1000 πηγές, από τις οποίες σχεδόν οι μισές βρίσκονται στο Yellowstone National Park, WY στις Ηνωμένες Πολιτείες της Αμερικής (Bryan 1995). Συγκεκριμένα, στο Yellowstone National Park, εντοπίζονται 600 τέτοιες πηγές, από τις οποίες οι 300 αναδύονται από το εσωτερικό του εδάφους πολύ συχνά. Επιπλέον, στο Yellowstone National Park, βρίσκονται και 10000 πηγές, οι οποίες δεν είναι τύπου geyser, αλλά αποτελούν λιμνοπηγές καθώς και πηγές με ιδιαίτερη πανίδα. Επίσης, στη Ρωσία και ειδικότερα στο μέρος Kamchatka Peninsula, υπάρχουν σχεδόν 200 πηγές τύπου Geyser (Bryan 1995). Τέλος, τα θερμά νερά των πηγών αυτών, χαρακτηρίζονται από μοναδικές κοινότητες βακτηρίων (Brock 1994).

- **Πηγές που αναβλύζουν από βράχο (gushet springs):** Οι πηγές αυτές λοιπόν, αναβλύζουν από κάποια πλευρά ενός βράχου και προτάθηκαν ως καινούριες και μοναδικές περιοχές εκφόρτισης της πηγής, από τον Springer et al. (2008). (εικόνα 21e και εικόνα 22e). Συνήθως προκύπτουν από αιωρούμενο και επάλληλο υδροφόρο ορίζοντα, καθώς επίσης και λόγω της διάλυσης και δημιουργίας σχισμών σε διάφορους σχηματισμούς. Στις πηγές αυτές, εντοπίζονται 13 μικροκοινωνίες, οι οποίες οδηγούν σε ποικιλότροπα οικοσυστήματα. Παρ'όλο που αυτές οι κοινωνίες, εμφανίζονται σε περιοχές με απότομη τοπογραφία, υπάρχει πιθανότητα να εμφανιστούν και σε περιοχές με μία μέτρια τοπογραφία, όπως για παράδειγμα στο Wisconsin των Ηνωμένων Πολιτειών της Αμερικής, εφόσον βέβαια η τοπογραφία επιτρέπει την ελεύθερη πτώση της ροής.
- **Κρεμαστός κήπος (hanging garden):** Αποτελούν πολύπλοκες πηγές με διαφόρων ειδών οικοτόπους, οι οποίες αναδύονται κατά μήκος των γεωλογικών επαφών και (εικόνα 21f και εικόνα 22f). Στις νοτιοδυτικές Ηνωμένες Πολιτείες της Αμερικής, οι πηγές αυτές προκύπτουν από αιωρούμενος, απέραντους υδροφορείς σε αιολικές μονάδες ψαμμίτη. Κατόπιν, οι υδρογεωλογικές εργασίες, οι οποίες οδηγούν σε αυτά τα μοναδικά οικοσυστήματα, ελέγχουν τις γεωμορφολογικές διεργασίες, οι οποίες με το μέρος τους διαμορφώνουν το βράχο ή τα συνδεδεμένα φαράγγια. Στις Ηνωμένες Πολιτείες της Αμερικής, οι κρεμαστοί κήποι, περιέχουν συναθροίσεις υγροτόπων καθώς και παρόχθια φυτά καθώς και φυτά που αναπτύσσονται στην έρημο.

- **Πηγές με ιδιαίτερη πανίδα (helocrene springs):** Συνήθως εμφανίζονται σε μία περιοχή, σε ελώδες και βαλτώδες περιβάλλον με υγρά λιβάδια (εικόνα 21g και εικόνα 22g). Ο Hynes (1970), διαχώρισε αυτόν τον τύπο πηγής από τις λιμνοπηγές, τις οποίες είχε πρώτα αναφέρει ο Bornhauser (1913). Παραδείγματα αυτών των πηγών, θεωρούνται οι λασποπηγές στην Alberta, οι οποίες αποτελούν ένα τμήμα της εδαφικής επιφάνειας της γης που χαρακτηρίζεται από τοπική αδυναμία (local weakness) περιορισμένης έκτασης, υποκείμενη ενός μίγματος άμμου, ιλύος, αργίλου και νερού (Toth 1966). Ο σχηματισμός αυτών των πηγών, είναι παρόμοιος με εκείνον της κινούμενης άμμου. Στις ημι-άνυδρες περιοχές της Alberta του Καναδά, όπου εντοπίζονται αυτές οι πηγές, η παροχή των υπόγειων υδάτων γίνεται από αλυκές και οδηγείται έτσι στην ύπαρξη αλόφυτων. Αντιθέτως, κάποιες άλλες πηγές, είναι πιθανό να περιέχουν δροσερό νερό κι επομένως να έχουν χαμηλές συγκεντρώσεις οξυγόνου με αποτέλεσμα να εντοπίζονται σε αυτές είδη, χαρακτηριστικά των οικοτόπων ή μπορεί ακόμη να έχουν θερμά ύδατα κι έτσι να βρίσκονται σε αυτές διάφορα βακτήρια. Κατόπιν, μπορεί να υπάρξουν και πηγές με υπεραλμυρά ύδατα, οι οποίες περιλαμβάνουν συγκεκριμένες θαλάσσιες ομάδες, που κανονικά βρίσκονται κοντά στις ηπείρους και μακριά από τους ωκεανούς (Grasby και Londry 2007). Ο Euliss et al. (2004), προβλέπει περαιτέρω ταξινόμηση των πηγών με ιδιαίτερη πανίδα.
- **Πηγές που βρίσκονται στην κατωφέρεια λόφου (hillslope springs):** Οι πηγές αυτές, εμφανίζονται τόσο σε περιορισμένους όσο και σε απέραντους υδροφόρους ορίζοντες, σε πλαγιές με κλίση 30° - 60° και συνήθως αποτελούν ακαθόριστες ή πολλαπλές πηγές (εικόνα 21h και εικόνα 22h). Οι πηγές αυτές, θεωρήθηκαν ξεχωριστές από τον Springer et al. (2008), εξαιτίας της ποικιλίας μικροκοινωνιών που περιλαμβάνουν. Κατόπιν, η ποικιλομορφία τους αυτή, θεωρείται ότι δε σχετίζεται με την κλίση των λόφων στις οποίες βρίσκονται, ωστόσο επηρεάζονται έντονα από την ύπαρξη πτυχών.
- **Πηγές που βρίσκονται κάτω από το έδαφος (hypocrene springs):** Χαρακτηρίζονται από το γεγονός ότι, η στάθμη των υπόγειων υδάτων φτάνει κοντά, αλλά δεν πλησιάζει την επιφάνεια του εδάφους (εικόνα 21i και εικόνα 22i). Η παροχή από τις πηγές αυτές, είναι αρκετά χαμηλότερη από την εξάτμιση ή τη διαπνοή καθώς επίσης, δεν υπάρχει επιφανειακή έκφραση του νερού. Σε

έναν υγρότοπο, με βάση το πρότυπο του Euliss et al. (2004), οι πηγές αυτές αντιπροσωπεύουν μία περιοχή με τη χαμηλότερη δυνατή παροχή ύδατος και τις λιγότερες εισόδους του ατμοσφαιρικού ύδατος. Τέλος, η έρευνα των τύπων αυτών των πηγών, έδειξε ότι συχνότερα εμφανίζονται τα είδη εκείνα των φυτών, τα οποία αντέχουν σε συνθήκες ξηρασίας και τα οποία καταναλώνονται από ορισμένα φυτοφάγα ασπόνδυλα.

- **Λιμνοπηγές (limnocrene springs):** Οι πηγές αυτές δημιουργούνται, όταν η παροχή των υδάτων γίνεται από περιορισμένους ή απέραντους υδροφορείς, οι οποίοι όμως εμφανίζονται ως μία ή περισσότερες δεξαμενές (εικόνα 21j και εικόνα 22j). Ο όρος αυτός, χρησιμοποιήθηκε πρώτα από τον Bornhauser (1913) κι έπειτα τελειοποιήθηκε από τον Hynes (1970). Αυτές τις πηγές λοιπόν, τις συναντάμε τόσο σε υγροτόπους του τύπου του Euliss (2004) όσο και στα συστήματα ταξινόμησης GDE, που αναφέρθηκαν παραπάνω. Παρ'όλο που οι λιμνοπηγές, περιέχουν λίμνες και υδρόβια είδη, η σχετικά ομοιόμορφη θερμοκρασία και η χημεία τους, μπορεί να προκαλέσει την εμφάνιση διαφορετικών ειδών, σε σχέση με την παρακείμενη επιφάνεια του νερού. Για παράδειγμα η πηγή Montezuma well, στην κεντρική Αριζόνα, εμφανίζεται ως μία συμπυκνόμενη ανθρακική πηγή, όπου λόγω της σκληρότητας του ύδατος, συναντούνται τα περισσότερα ενδημικά είδη, από οποιοδήποτε άλλο σημείο της βόρειας Αμερικής (Stevens 2007).
- **Πηγές σε μορφή αναχώματος με την παρουσία ανθρακικών ορυκτών (mound form springs):** Εμφανίζονται συνήθως από αναχώματα ιζημάτων ή αναχώματα της τύρφης (εικόνα 21k και εικόνα 22k). Οι πηγές αυτές λοιπόν, είναι ευρέως γνωστές και συναντώνται αρχικά στην κεντρική Αυστραλία, όπου υπάρχει η μεγάλη αρτεσιανή λεκάνη καθώς επίσης και στη δυτική Αυστραλία και στη Βόρεια Αμερική (Knott και Jasinska 1998, Springer et al. 2008). Όταν οι πηγές αυτές, σχηματίζονται με βάση τον τραβερτίνη, βρίσκονται συχνά σε ενεργά μαγματικά συστήματα, όπου τα ύδατα είναι συνήθως θερμά. Στην περίπτωση των υπερθερμικών υδάτων, τα συστήματα αυτά εκπέμπουν μεγάλες ποσότητες CO₂, από τις ενδογενείς πηγές νερού (Crossey et al. 2008). Τέλος, οι πηγές αυτές, συνήθως υποστηρίζουν υψηλό αριθμό ενδημικών ειδών, λόγω της ποιότητας των υδάτων ή ακόμη και εξ'αίτίας της παρουσίας τους σε ερημικές περιοχές κι

επομένως αποτελούν σημαντικό παράγοντα για την ύπαρξη των διαφόρων ειδών (Knott και Jasinska 1998, Blinn 2008).

- **Πηγές που απορρέουν απευθείας από το έδαφος σχηματίζοντας ρεύμα (rheocrene springs):** Ο ορισμός αυτών των πηγών, επινοήθηκε αρχικά από τον Bornhauser (1913) και χρησιμοποιήθηκε για την περιγραφή των πηγών των οποίων η παροχή, εμφανίζεται με τη μορφή ρεόντων ρευμάτων (εικόνα 211 και εικόνα 221). Έπειτα, ο όρος συνεχίστηκε από τον Hynes (1970), σα χαρακτηρισμός των τρεχόμενων υδάτων, εξ' αιτίας της σχετικά ομοιογενούς θερμοκρασίας και της μη οξυγόνωσης στη συμβολή των υπόγειων υδάτων και του ρεύματος. Κατόπιν, ο Springer et al. (2008), αναγνώρισε ότι υπάρχει μία ομοιογένεια μεταξύ των καναλιών, από όπου πηγάζουν οι πηγές και εκείνων που κυριαρχούνται από την επιφανειακή απορροή. Αυτές οι διαχρονικές αλλαγές στη διαταραχή των πλημμύρων, στην ποιότητα των υδάτων και στη γεωμορφολογία, οδηγούν άμεσα σε εξελικτικές διεργασίες. Οι διαφορετικοί τύποι καναλιών, κατά μήκος των υδροτόπων που υπάρχουν σε αυτές τις πηγές, επηρεάζουν τις διάφορες μικροκοινωνίες που κατοικούν εκεί (Griffiths et al. 2008).

6.2 Κίνδυνοι των οικοσυστημάτων στις πηγές και τελικά συμπεράσματα

Τα οικοσυστήματα των πηγών, θεωρούνται τα πιο απειλούμενα από κάθε άλλο οικοσύστημα (Stevens και Meretsky 2008). Οι πρωτοβάθμιες ανθρωπογενείς επιπτώσεις στα οικοσυστήματα αυτά, περιλαμβάνουν την εξάντληση και τη ρύπανση των υπόγειων υδάτων, την αλλοίωση της γεωμορφολογίας της περιοχής από όπου πηγάζει η πηγή και τέλος την εκτροπή των καναλιών από όπου διαφεύγει η ροή των υδάτων. Παραδείγματα απειλούμενων οικοσυστημάτων πηγών, λόγω της υπερβολικής άντλησης, υπάρχουν κυρίως στις Ηνωμένες Πολιτείες της Αμερικής,

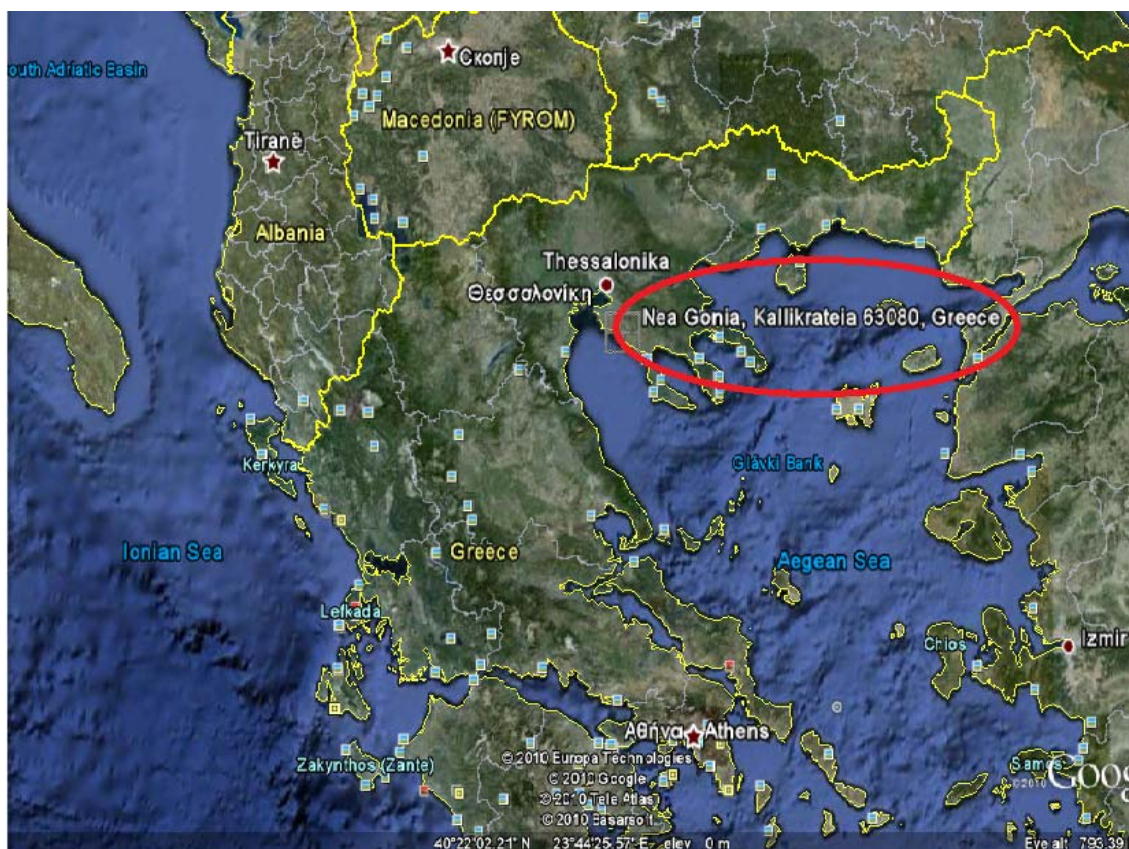
καθώς επίσης και λόγω της μόλυνσης των υδάτων, όπου εκεί αφορά κυρίως τις λιμνοπηγές. Η Υπηρεσία Περιβαλλοντικής Προστασίας απαιτεί τα υπόγεια ύδατα που χρησιμοποιούνται για τη χρήση από τον άνθρωπο, ως πόσιμο νερό δηλαδή, να μην εκτίθενται στην ατμόσφαιρα. Αυτό αποτελεί μία στρατηγική διαχείρισης, η οποία έχει ως αποτέλεσμα τον περιορισμό των πηγών και την τελική εξάλειψη της περιοχής της πηγής.

Από όλα τα παραπάνω συμπεραίνουμε ότι η μελέτη των πηγών, αποτελεί μία δύσκολη περίπτωση, επειδή περιλαμβάνουν τη μετάβαση από τα υπόγεια στα επιφανειακά ύδατα (Brune 2002). Επειδή κατά κανόνα, η μελέτη των πηγών γίνεται μόνο από ερευνητές μίας ειδικότητας και σε μία κάθε φορά περιοχή, έχει αυξηθεί ο πολλαπλασιασμός των διαφορετικών και των μεταβαλλόμενων συστημάτων κατάταξης καθώς επίσης και η περιγραφή των πηγών με βάση την τοποθεσία τους. Έτσι, οι 12 κατηγορίες των πηγών, οι εικόνες τους και οι περιγραφές τους, επιτρέπουν σε επιστήμονες από διαφορετικούς κλάδους, να επικοινωνήσουν σε μία κοινή γλώσσα, με σκοπό την απλοποίηση της εικόνας των διαφόρων πηγών. Επίσης, η μελέτη των πηγών από διαφορετικούς κλάδους, μπορεί να οδηγήσει στην διεξοδικότερη ανάλυση του προτεινόμενου συστήματος και με την πάροδο του χρόνου να επέλθει και η πιθανή βελτίωση του. Τέλος, θα μπορέσει να δοθεί έμφαση στη μελέτη των πηγών, οι οποίες βρίσκονται περισσότερο σε κίνδυνο, έτσι ώστε να προστατευθούν και τα υπάρχοντα οικοσυστήματα.

7. Αποτελέσματα δειγμάτων υπόγειων υδάτων από ένα καθαρό κι ένα μολυσμένο δείγμα

7.1 Καθαρό δείγμα από πηγάδι στη Νέα Γωνιά

Το καθαρό δείγμα της μελέτης, πάρθηκε από ένα πηγάδι της Νέας Γωνιάς, από τον Επίκουρο καθηγητή της Υδρογεωλογίας του Α.Π.Θ. Κώστα Βουδούρη και τον υποψήφιο διδάκτορα της Υδρογεωλογίας του Α.Π.Θ. Νεραντζή Καζάκη όπως φαίνεται και στο χάρτη παρακάτω. Η ανάλυση του δείγματος, έγινε στο εργαστήριο της Βοτανικής του τμήματος Βιολογίας του Α.Π.Θ., με υπεύθυνη την Αν. καθηγήτρια Μαρία Μουστάκα καθώς και με τη βοήθεια της υποψήφιας διδάκτορας του τμήματος Βιολογίας του Α.Π.Θ. Ματίνα Κατσιάπη.

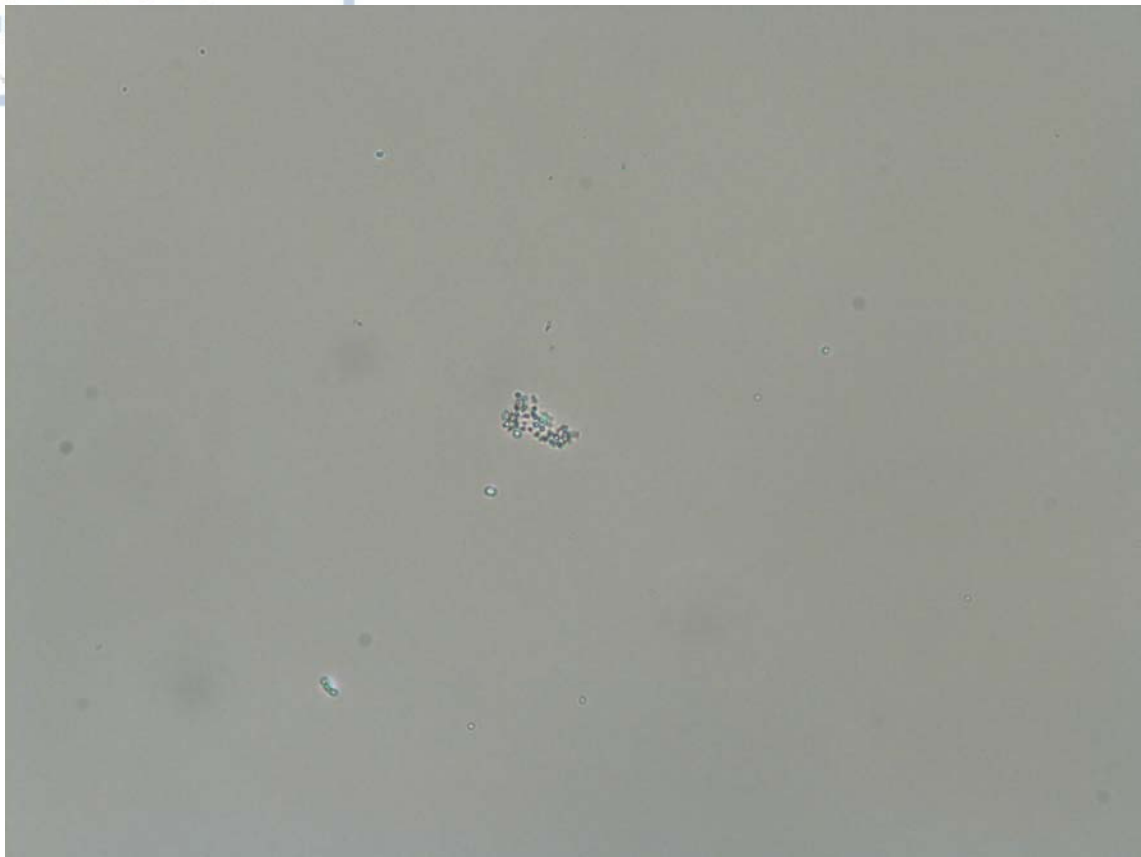


Εικόνα 23: Ο χάρτης προέρχεται από το Google earth και απεικονίζει την Ελλάδα, ενώ μέσα σε κόκκινο κύκλο βρίσκεται η περιοχή από όπου πάρθηκε το δείγμα.

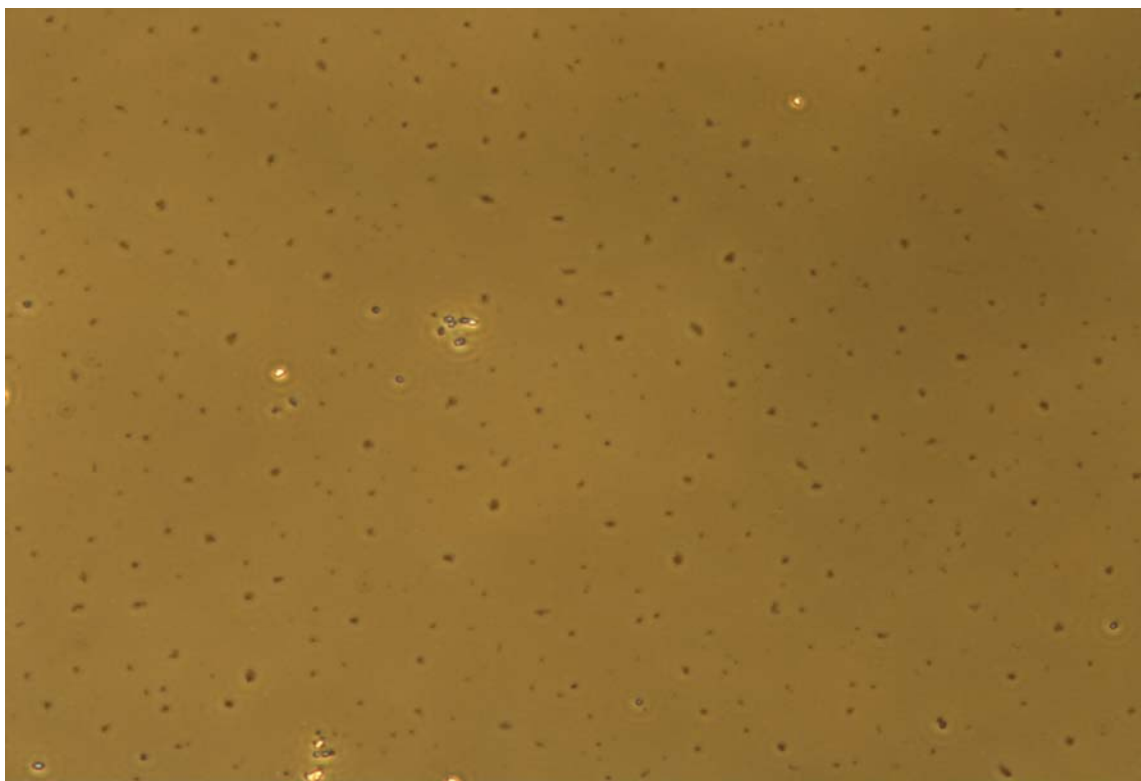
Στο δείγμα αυτό, δε βρέθηκαν μικροοργανισμοί, όπως για παράδειγμα φύκη και πρωτόζωα, όμως βρέθηκαν μόνο λίγα σωματίδια του αέρα, όπως είναι ο γυρεόκοκκος. Ωστόσο, υπάρχουν κάποιοι κόκκοι μέσα στο δείγμα, οι οποίοι δεν μπορούν να προσδιοριστούν. Πιθανόν, να πρόκειται για κόκκους γεωλογικής ή ανόργανης προέλευσης, κάτι που μπορεί να αναγνωριστεί με τη μέθοδο του DNA. Κατόπιν, βρέθηκαν και κάποια άλλα κοκκοειδή σωματίδια, διαμέτρου $1\mu\text{m}$ τα οποία είναι άφθονα και πιθανότατα να είναι βακτήρια, αλλά για να επιβεβαιωθεί αυτό, χρειάζεται είτε να γίνει μοριακή ανάλυση DNA είτε χρώση DNA. Τέλος, υπάρχει πιθανότητα τα βακτήρια αυτά, να είναι παθογόνα. Παρακάτω παραθέτονται 6 εικόνες από το καθαρό δείγμα της περιοχής, όπου φαίνονται αυτά που αναλύθηκαν παραπάνω.



Εικόνα 24: Φωτογραφία από μικροσκόπιο όπου εντοπίζονται κόκκοι σωματιδίων



Εικόνα 25: Φωτογραφία από μικροσκόπιο όπου εντοπίζονται κόκκοι σωματιδίων



Εικόνα 26: Φωτογραφία από μικροσκόπιο όπου εντοπίζονται πιθανά βακτήρια



Εικόνα 27: Φωτογραφία από μικροσκόπιο όπου εντοπίζονται κόκκοι σωματιδίων



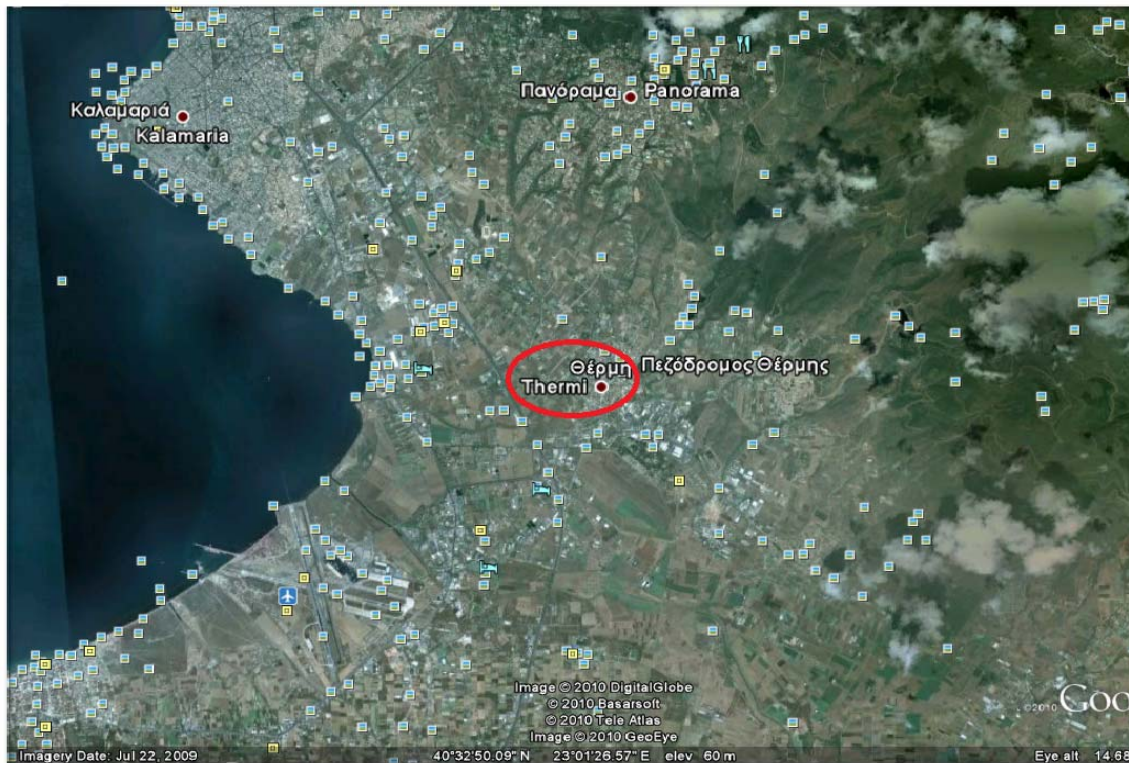
Εικόνα 28: Φωτογραφία από μικροσκόπιο όπου εντοπίζονται πιθανά βακτήρια



Εικόνα 29: Φωτογραφία από μικροσκόπιο όπου εντοπίζονται κόκκοι σωματιδίων

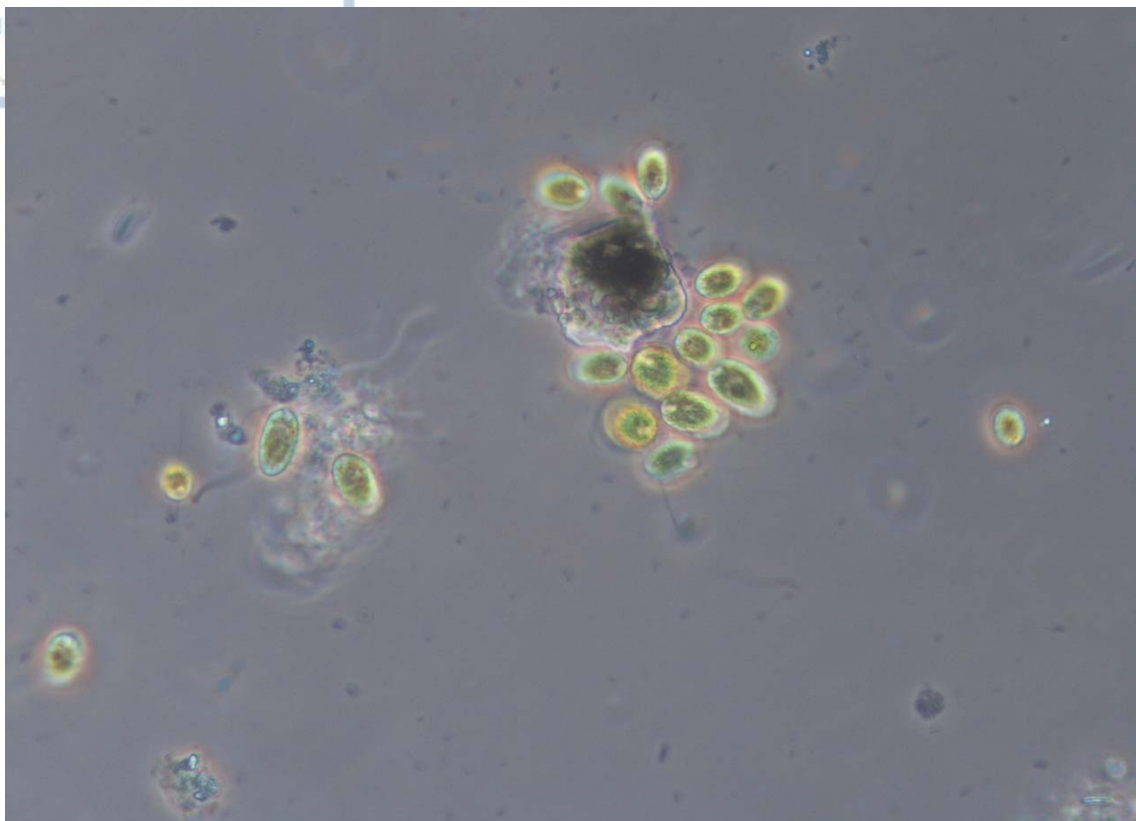
7.2 Μολυσμένο δείγμα από το ρέμα Ανθεμούντα στη Θέρμη

Το μολυσμένο δείγμα της μελέτης, πάρθηκε από τον Επίκουρο καθηγητή της Υδρογεωλογίας του Α.Π.Θ. Κώστα Βουδούρη και τον υποψήφιο διδάκτορα της Υδρογεωλογίας του Α.Π.Θ. Νεραντζή Καζάκη, από το ρέμα Ανθεμούντα, το οποίο βρίσκεται στην περιοχή της Θέρμης, στη Θεσσαλονίκη, όπως φαίνεται και στο χάρτη παρακάτω. Η ανάλυση του δείγματος, έγινε στο εργαστήριο της Βοτανικής του τμήματος Βιολογίας του Α.Π.Θ., με υπεύθυνη την Αν. καθηγήτρια Μαρία Μουστάκα καθώς και με τη βοήθεια της υποψήφιας διδάκτορας του τμήματος Βιολογίας του Α.Π.Θ. Ματίνα Κατσιάπη.

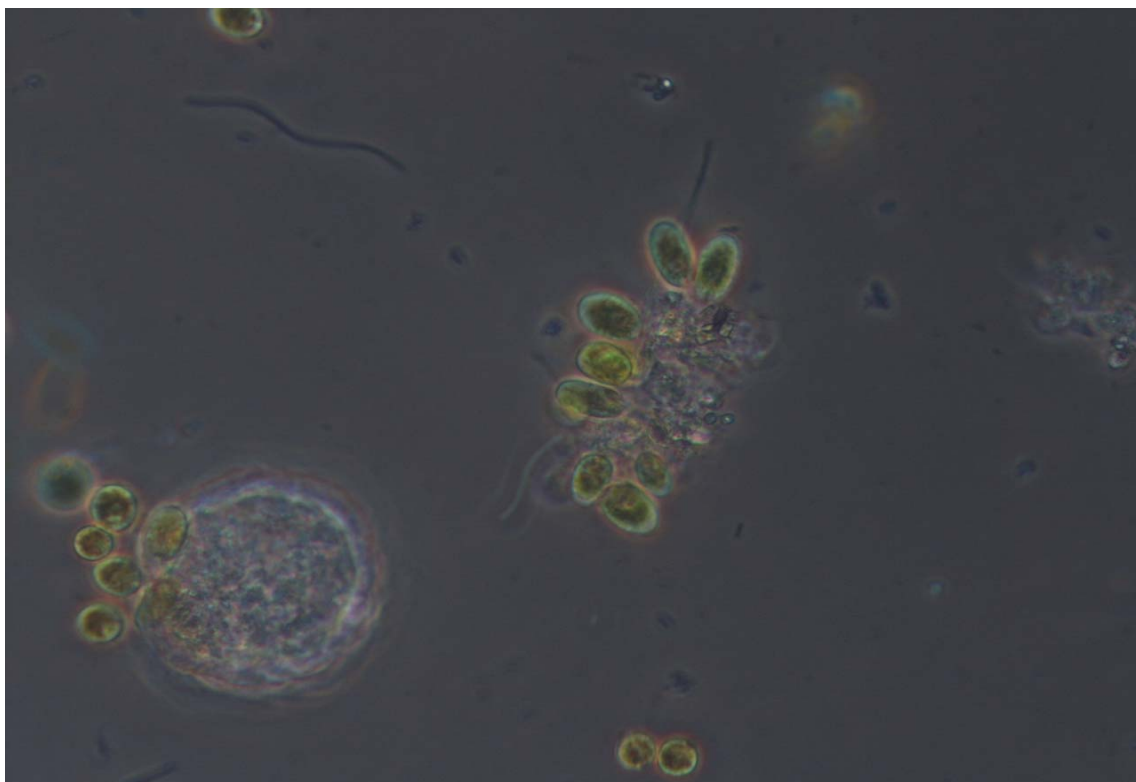


Εικόνα 30: Ο χάρτης προέρχεται από το Google earth και απεικονίζει την περιοχή της Θέρμης στη Θεσσαλονίκη, μέσα σε κόκκινο κύκλο όπου βρίσκεται και το ρέμα Ανθεμώντα από όπου πάρθηκε το δείγμα.

Στις εικόνες που ακολουθούν, φαίνονται τα αποτελέσματα του μολυσμένου δείγματος με τα λύματα. Οι μικροοργανισμοί που απεικονίζονται στις παρακάτω εικόνες, είναι άγνωστα νανομαστιγοφόρα. Τα μαστιγοφόρα, αποτελούν μία κλάση των πρωτόζωων, τα άτομα της οποίας έχουν διάμετρο 1nm και αποτελούνται από ένα ή περισσότερα μαστίγια στην κύρια φάση τους. Μπορεί να είναι αμοιβαδοειδή, αλλά συνήθως έχουν κάλυμμα ή εφυμενίδα. Συχνά είναι παρασιτικά, αλλά σπάνια είναι ενδοκυτταρικά και δεν έχουν μακροπυρήνα. Η αναπαραγωγή γίνεται στα περισσότερα με επιμήκη δυαδική διαίρεση και η διατροφή τους μπορεί να είναι ολοφυτική, σαπροφυτική και ολοζωική.



Εικόνα 31: Φωτογραφία από μικροσκόπιο όπου εντοπίζονται νανομαστιγοφόρα



Εικόνα 32: Φωτογραφία από μικροσκόπιο όπου εντοπίζονται νανομαστιγοφόρα

8. Γενικά Συμπεράσματα για την αλληλεπίδραση των υπόγειων υδάτων με τα οικοσυστήματα

1. Τα οικοσυστήματα εμφανίζουν διαφοροποιήσεις, ανάλογα με την ύπαρξη ή μη των υπόγειων υδάτων.
2. Τα υπόγεια οικοσυστήματα, εξαρτώνται από τα διάκενα των πετρωμάτων (πορώδες), τα οποία μπορεί να είναι λιγότερο ή περισσότερο πληρωμένα με νερό.
3. Οι ιδιότητες των υπόγειων υδάτων (pH, θερμοκρασία κλπ.), είναι σημαντικές για την οικολογία των διαφόρων υδροφόρων οριζόντων.
4. Ο χρόνος παραμονής των υπόγειων υδάτων σε ένα οικοσύστημα, αποτελεί σημαντικό παράγοντα για την υδρογεωχημική εξέλιξη των υπόγειων υδάτων.
5. Το υπόγειο τμήμα του κύκλου του νερού στα οικοσυστήματα, μελετάται από τη σκοπιά της βιολογίας, έτσι ώστε να εξακριβωθεί το περιβάλλον το οποίο δημιουργείται για τους οργανισμούς.
6. Τα υπόγεια ύδατα, αποτελούν το μέσο, το οποίο παρέχει οξυγόνο και τροφή στις μικροβιακές κοινότητες και στους ασπόνδυλους οργανισμούς, ενώ ο υδροφόρος ορίζοντας είναι το μέρος όπου ζουν.
7. Ο τόπος κατοικίας, η ενέργεια και το οξυγόνο των διαφόρων οργανισμών, που κατοικούν σε κάθε οικοσύστημα, επηρεάζονται από διάφορες δραστηριότητες, τις οποίες ελέγχουν οι υδρογεωλόγοι και οι οποίες επιδρούν στη διαχείριση των υπόγειων υδάτων.
8. Τα είδη των οργανισμών που περιέχουν τα οικοσυστήματα, μας δίνουν πληροφορίες για τις διάφορες κλιματικές αλλαγές κατά τη διάρκεια του γεωλογικού χρόνου.
9. Στα υπόγεια ύδατα σε μεγαλύτερο ποσοστό συναντάται η πανίδα γνωστή με την ονομασία stygofauna, ασπόνδυλοι οργανισμοί (μαλακόστρακα κλπ.) καθώς και ένα πλήθος μικροβιακών κοινοτήτων.

10. Σε κάθε οικοσύστημα, επικρατεί μία ιεραρχία προσαρμογής των οργανισμών, αναλόγως με το χρόνο και την απόσταση από την επιφάνεια του υδροφορέα.
11. Για την αξιολόγηση της ποιότητας των επιφανειακών υδάτων, χρησιμοποιείται ευρέως, η μέθοδος της βιοπαρακολούθησης. Αυτή διακρίνεται στην ενεργή βιοπαρακολούθηση, η οποία χρησιμοποιεί τυποποιημένους οργανισμούς και στην παθητική βιοπαρακολούθηση, η οποία αφορά φυσικούς οργανισμούς.
12. Τα συστήματα αξιολόγησης των υπόγειων υδάτων, εκτός από τα προϋπάρχοντα κριτήρια, πρέπει να περιλαμβάνουν τόσο βιολογικά όσο και οικολογικά κριτήρια.
13. Η ανεπεξέργαστη διάθεση λυμάτων και βιομηχανικών αποβλήτων από τις ανθρώπινες δραστηριότητες και σωματιδιακών ρύπων, η οποία γίνεται από την επιφάνεια του εδάφους, μπορεί να τροποποιήσει τη φυσική σύνθεση των υπόγειων υδάτων και κατ'επέκταση να επηρεάσει και τα οικοσυστήματα που συνδέονται με αυτά.
14. Οι πηγές διακρίνονται σε διάφορες κατηγορίες με αποτέλεσμα να περιέχουν διαφορετικών τύπων οικοσυστήματα.
15. Τα οικοσυστήματα των πηγών, θεωρούνται τα πιο απειλούμενα από κάθε άλλο οικοσύστημα, ενώ οι πρωτοβάθμιες ανθρωπογενείς επιπτώσεις στα οικοσυστήματα αυτά, περιλαμβάνουν την εξάντληση και τη ρύπανση των υπόγειων υδάτων, την αλλοίωση της γεωμορφολογίας της περιοχής από όπου πηγάζει η πηγή και τέλος την εκτροπή των καναλιών από όπου διαφεύγει η ροή των υδάτων.
16. Για την αξιολόγηση του κινδύνου της μόλυνσης που επηρεάζει την ποιότητα των υπόγειων υδάτων, χρησιμοποιούνται διάφοροι ιχνηθέτες αντί για διαλυτές ουσίες.
17. Στο δείγμα νερού, που πάρθηκε από πηγάδι της περιοχής Νέα Γωνιά Καλλικράτειας του Νομού Χαλκιδικής, διαπιστώθηκε η παρουσία μικροοργανισμών, όπως πρωτόζωα και φύκη, η ύπαρξη κόκκων γεωλογικής ή ανόργανης προέλευσης, καθώς και η ύπαρξη βακτηρίων.

18. Στο δείγμα που πάρθηκε από την εκροή του βιολογικού καθαρισμού της Θέρμης στο Νομό Θεσσαλονίκης εντοπίστηκαν κάποιοι μικροοργανισμοί στα λύματα, οι οποίοι αποτελούν μία κλάση των πρωτόζωων και είναι άγνωστα νανομαστιγοφόρα.

Από τα ανωτέρω συνάγεται η αλληλεπίδραση και αλληλεξάρτηση των υπόγειων νερών (Υδρογεωλογία) και των οικοσυστημάτων (Οικολογίας). Οι δύο αυτές επιστήμες, είναι στενά συνδεδεμένες μεταξύ τους, καθώς τα οικοσυστήματα εξαρτώνται άμεσα από τα υπόγεια ύδατα. Συγκεκριμένα, είναι πολύ σημαντική η περιεκτικότητα των υπόγειων υδάτων σε διάφορα θρεπτικά συστατικά, τα οποία είναι απαραίτητα για την ύπαρξη των διάφορων οργανισμών. Επίσης, η μόλυνση των υπόγειων υδάτων, εξ' αιτίας των ανθρωπογενών δραστηριοτήτων, οδηγεί σε καταστρεπτικές συνέπειες, τόσο της ποιότητας των υπόγειων υδάτων όσο και της ύπαρξης των διαφόρων οργανισμών που κατοικούν στα ύδατα αυτά. Για το λόγο αυτό απαιτείται η συνεργασία των επιστημόνων, υδρογεωλόγων και οικολόγων, με σκοπό τη βιώσιμη διαχείριση και προστασία των υπόγειων υδροφορέων και των συνδεδεμένων με αυτά οικοσυστημάτων. Επιπλέον, απαιτείται η συνεχής και συστηματική παρακολούθηση (monitoring) της ποσοτικής και ποιοτικής κατάστασης των υπόγειων, πηγαίων και επιφανειακών νερών, καθώς και των οικοσυστημάτων που εξαρτώνται από αυτά (biomonitoring). Με τη συνεργασία λοιπόν αυτή, εφαρμόζονται μελέτες και προγράμματα, τα οποία βοηθούν στην κατανόηση της σχέσης των δύο αυτών επιστημών καθώς και στη διατήρηση της σχέσης των υδάτων με τους οργανισμούς.

- Βουδούρης Κ. (2009) :Υδρογεωλογία Περιβάλλοντος Υπόγεια νερά και Περιβάλλον. Εκδόσεις Τζιόλα Θεσσαλονίκη.
- Δερμιτζάκης Μ. (1994): Γλωσσάριο Γεωλογικών Εννοιών.
- Μαλλιάρης Παιδεία/ Oxford University Press (2001): Λεξικό της Βιολογίας.
- Σούλιος Γ. (1986) :Γενική Υδρογεωλογία. Εκδόσεις University Studio Press Θεσσαλονίκη.
- Abraham E. Springer, Lawrence E. Stevens, Spheres of discharge of springs, Hydrogeology Journal 2009, 17: 83-93.
- Alfreider A, Krössbacher M, Psenner R (1997) Groundwater samples do not reflect bacterial densities and activity in subsurface systems. Water Res 31(4):832–840.
- Amend JP, Teske AA (2004) Expanding frontiers in deep subsurface microbiology. Paleogeogr Paleoclim Paleocol 219:131–155.
- Arakel AV (1986) Evolution of calcrete in palaeodrainages of the Lake Napperby area, Central Australia. Paleogeogr Paleocli Paleocol 54:283–303.
- Auckenthaler A, Raso G, Huguenberger P (2002) Particle transport in a karst aquifer: natural and artificial tracer experiments with bacteria, bacteriophages and microspheres. Water Sci Technol 46(3):131–138.
- Barton HA, Northup DE (2007) Geomicrobiology in cave environments: past, current and future perspectives. J Caves Karst Stud 69(1):163–178.
- Baur WH (1997) Gewässergüte bestimmen und beurteilen [Water quality: assessment and judgement], 3rd edn. 209 pp.
- Bengtsson G, Lindqvist R (1995) Transport of soil bacteria controlled by density-dependent sorption kinetics. Water Resour Res 31(5):1247–1256.
- Bergkamp G, Cross K (2006) Groundwater and ecosystems services: towards their sustainable use. In: International Symposium on Groundwater Sustainability (ISGWAS), Alicante, Spain, January 2006. <http://aguas.igme.es/igme/isgwas/ing/defaultc.htm>. Cited 12 June 2007.
- Bjarni K, Kristjánsson BK, Svavarsson J (2007) Subglacial refugia in Iceland enabled groundwater amphipods to survive glaciations. Am Nat 170:292–296.

- Blinn DW (2008) The extreme environment, trophic structure, and ecosystem dynamics of a large fishless desert spring: Montezuma Well, Arizona. In: Stevens LE, Meretsky VJ (eds) Aridland springs in North America: ecology and conservation. University of Arizona Press, Tucson.
- Bornhauser K (1913) Die Tierwelt der Quellen in der Umgebung Basels [The fauna of the springs in the vicinity of Basel, Switzerland]. Int Revue ges Hydrobiol Hydrogr Suppl 5(3):1–90.
- Bou C, Rouch R (1967) Un nouveau champ de recherches sur la faune aquatique souterraine [A new research field on subterranean aquatic fauna]. C R Sci Ser III Sci Vie Acad Sci Paris 265D:369–370.
- Boulton AJ (2001) 'Twixt two worlds: taxonomic and function biodiversity at the surface water/groundwater interface. Rec West Aust Mus Supp 64:1–13.
- Boulton AJ (2005) Chances and challenges in the conservation of groundwaters and their dependent ecosystems. Aquatic Conserv 15:319–323.
- Boulton AJ, Fenwick GD, Hancock PJ et al (2008) Biodiversity, functional roles and ecosystem services of groundwater invertebrates. Invertebr Syst 22:103–116.
- Brad T (2007) Subsurface landfill leachate: home to complex and dynamic eukaryotic communities. PhD Thesis, Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Bright J, Bidwell V, Robb C, Ward J (1998) Environmental performance indicators for groundwater. Technical Paper No. 38, Freshwater, Ministry for the Environment, Wellington, New Zealand.
- Brock TD (1994) Life at high temperatures. Yellowstone Association for Natural Science, History and Education, Yellowstone National Park, WY.
- Brune G (2002) Springs of Texas. Texas A&M University Press, College Station, TX.
- Bryan K (1919) Classification of springs. J Geol 27:522–561.
- Bryan TS (1995) Geysers of Yellowstone. University Press of Colorado, Niwot, CO.
- Buhay JE, Moni G, Mann N, Crandall KA (2006) Molecular taxonomy in the dark: evolutionary history, phylogeography, and diversity of cave crayfish in

the subgenus *Aviticambarus*, genus *Cambarus*. *Mol Phylogen Evol* 42:435–448.

- Bunn SE, Arthington AH (2004) Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environ Manage* 30:492–507.
- Canaveras JC, Hoyos M, Sanchez-Moral S, Sanz-Rubio E, Bedoya J, Soler V, Groth I, Schumann P, Laiz L, Gonzales I, Sainz- Jimenez C (1999) Microbial communities associated with hydromagnesite and needle-fiber aragonite deposits in a karstic cave (Altamira, northern Spain). *Geomicrobiol J* 16(1):9–25.
- Chandler DP, Jarrell AE (2004) Automated purification and suspension array detection of 16S rRNA from soil and sediment extracts by using tunable surface microparticles. *Appl Environ Microbiol* 70(5):2621–2631.
- Chapelle FH (2001) *Ground-water microbiology and geochemistry*, 2nd edn. Wiley, New York.
- Charette M (2001) Submarine groundwater discharge creates “Iron Curtain”. *Woods Hole Oceanogr Inst Ann Rep* 2001:23–24.
- Chelius MK, Moore JC (2004) Molecular phylogenetic analysis of archaea and bacteria in Wind Cave, South Dakota. *Geomicrobiol J* 21(2):123–134.
- Chow VT (ed)(1964) *Handbook of applied hydrology*. Oxford University Press, Oxford.
- Christian Steube, Simone Richter, Christian Griebler, First attempts towards an integrative concept for the ecological assessment of groundwater ecosystems, *Hydrogeology Journal* 2009, 17: 23-35.
- Coineau N (2000) Adaptations to interstitial groundwater life. In: Wilkens, H, Culver, DC, Humphreys, WF (eds) *Ecosystems of the world*, vol. 30: subterranean ecosystems. Elsevier, Amsterdam, pp 189–210.
- Cooper SJB, Bradbury JH, Saint KM et al (2007) Subterranean archipelago in the Australian arid zone: mitochondrial DNA phylogeography of amphipods from central Western Australia. *Mol Ecol* 16:1533–1544.

- Cooper SJB, Saint KM, Taiti S et al (2008) Subterranean archipelago II: mitochondrial DNA phylogeography of stygobitic isopods (Oniscidea: Haloniscus) from the Yilgarn region of Western Australia. *Invertebr Syst* 22:195–203.
- Crossey LJ, Karlstrom KE, Springer AE, Newell D, Hilton DR, Fischer T (2008) Degassing of mantle-derived CO₂ and ³He from springs in the southern Colorado Plateau region: flux rates, neotectonic connections, and implications for groundwater systems. *Geol Soc Am Bull* (in press).
- Culver DC, Jones WK, Holsinger JR (1992) Biological and hydrological investigations of the Cedars, Lee County, Virginia: an ecologically significant and threatened karst area. In: Stanford JA, Simons JJ (eds) *Proc First Int Conf Groundw Ecol. AmWater Resour Assoc Bethesda, MD, USA*, pp 281–290.
- Culver DC, Kane TC, Fong DW (1995) *Adaptation and natural selection in caves: the evolution of Gammarus minus*. Harvard University Press, Cambridge, MA.
- Danielopol DL, Pospisil P, Rouch R (2000) Biodiversity in groundwater: a large-scale view. *Trends Ecol Evol* 15:223–224.
- Danielopol DL, Griebler C, Gunatilaka A, Notenboom J (2003) Present state and future prospects for groundwater ecosystems. *Environ Conserv* 30:104–130.
- Danielopol D, Griebler C, Gunatilaka A, Hahn HJ, Gibert J, Mermillod-Blondin G, Messana G, Notenboom J, Sket B (2007) Incorporation of groundwater ecology in environmental policy. In: *Groundwater science and policy*. The Royal Society of Chemistry, London, pp 671–689.
- Datry T, Malard F, Gibert J (2005) Response of invertebrate assemblages to increased groundwater recharge rates in a phreatic aquifer. *J N Am Benthol Soc* 24:461–477.
- Deacon JE, Williams CD (1991) Ash Meadows and the legacy of the Devils Hole pupfish. In: Minckley WL, Deacon JE (eds) *Battle against extinction: native fish management in the American West*. Univ. of Arizona Press, Tucson, AZ, pp 69–87.

- Dole-Olivier M-J, Marmonier P, Creuzé des Châtelliers M, Martin D (1994) Interstitial fauna associated with the alluvial floodplains of the Rhône River (France). In: Gibert J, Danielopol DL, Stanford JA (eds) Groundwater ecology. Academic, London, pp 313–346.
- Dove PM, Rimstidt JD (1994) Silica-water interactions. Rev Mineral 29:259–308.
- Drew D, Hötzl H (eds) (1999) Karst hydrogeology and human activities: impacts, consequences and implications. Intern Contr to Hydrogeology 20, Balkema, Rotterdam, 322 pp.
- Eamus D, Froend R (2006) Groundwater-dependent ecosystems: the where, what and why of GDEs. Aust J Bot 54:91–96.
- Elliott WR (2007) Zoogeography and biodiversity of Missouri caves and karst. J Cave Karst Stud 69:135–162.
- Enciso-Moreno JA, Pernas-Buitrón N, Ortiz-Herrera M, Coria-Jiménez R (2004) Identification of *Serratia marcescens* populations of nosocomial origin by RAPD-PCR. Arch Med Res 35 (1):12–17.
- English P, Spooner NA, Chappell J et al (2001) Lake Lewis basin, central Australia: environmental evolution and OSL chronology. Quat Int 83–85:81–101.
- Euliss NH, LaBaugh JW, Fredrickson LH, Mushet DM, Laubhan MK, Swanson GA, Winter TC, Rosenberry DO, Nelson RD (2004) The wetland continuum: a conceptual framework for interpreting biological studies. Wetlands 24:448–458.
- Extence CA, Ferguson AJD (1989) Aquatic invertebrate surveys as a water quality management tool in the Anglian Water region. Regul Riv 4:139–146.
- EPA (2003) Guidance for the assessment of environmental factors: consideration of subterranean fauna in groundwater and caves during environmental impact assessment in Western Australia. Report No. 54, Environmental Protection Authority, Perth, Australia.
- Essafi K, Mathieu J, Berrady I et al (1998) Qualité de l'eau et de la faune au niveau de forages artésiens dans la Plaine de Fès et la Plaine des Beni-Sadde:

premiers résultats [Water quality and fauna from artesian bores in the Plain of Fès and the Plain of Blessed-Sadden]. *Mém Biospéol* 25:157–166.

- Farnleitner AH, Wilhartitz I, Ryzinska G, Kirschner AKT, Stadler H, Burtscher MM, Hornek R, Szewzyk U, Herndl G, Mach RL (2005) Bacterial dynamics in spring water of alpine karst aquifers indicates the presence of stable autochthonous microbial endokarst communities. *Environ Microbiol* 7(8):1248–1259.
- Fenchel T, Finlay BJ (1995) Ecology and evolution in anoxic worlds. Oxford University Press, Oxford.
- Fenwick GD, Thorpe HR, White PA (2004) Groundwater systems. In: Harding J, Mosely P, Pearson C, Sorrell B (eds) *Freshwaters of New Zealand*. New Zealand Hydrological Society and New Zealand Limnological Society, Christchurch, New Zealand, pp 29.1–29.18.
- Finston TL, Johnson MS, Humphreys WF et al (2007) Cryptic speciation in two widespread subterranean amphipod genera reflects historical drainage patterns in an ancient landscape. *Mol Ecol* 16:355–365.
- Fisher SG, Likens GE (1973) Energy flow in Bear Brook New Hampshire: an integrative approach to stream ecosystem metabolism. *Ecol Monogr* 43:421–439.
- Flynn R, Cornaton F, Hunkeler D, Rossi P (2004) Bacteriophage transport through a fining-upwards sedimentary sequence: laboratory experiments and simulation. *J Cont Hydr* 74(1–4):231–252.
- Foppen JWA, Schijven JF (2006) Evaluation of data from the literature on the transport and survival of *Escherichia coli* and thermotolerant coliforms in aquifers under saturated conditions. *Water Res* 40(3):401–426
- Foppen JW, van Herwerden M, Schijven J (2007) Measuring and modeling straining of *Escherichia coli* in saturated porous media. *J Cont Hydr* 93(1–4):236–254.
- Ford DC, Williams PF (2007) *Karst geomorphology and hydrology*. Wiley, Hoboken, NJ.

- Franklin RB, Mills AL (2005) Structural and functional responses of a sewage microbial community to dilution-induced reductions in diversity. *Microb Ecol* 52(2):280–288.
- Gebruk AV, Galkin SV, Vereshchaka AL et al (1997) Ecology and biogeography of the hydrothermal vent fauna of the Mid-Atlantic Ridge. *Adv Mar Biol* 32:93–130.
- Ggetti PF (1980) Biological indicators of the quality of running waters. *Boll Zool* 47:381–390.
- Gibert J, Danielopol DL, Stanford JA (eds)(1994) *Groundwater ecology*. Academic, London.
- Gibert J (ed) (2004) *World subterranean biodiversity*. Proceedings of an international symposium, Villeurbanne, France, 8–10 December 2004.
- Gibert J, Deharveng L (2002) Subterranean ecosystems: a truncated functional biodiversity. *BioSci* 52:473–481.
- Ginn TR, Wood BD, Nelson KE, Scheibe TD, Murphy EM, Clement TB (2002) Processes in microbial transport in the natural subsurface. *Adv Water Resour* 25(8–12):1017–1042.
- Goldscheider N, Hunkeler D, Rossi P (2006) Review: Microbial biocenoses in pristine aquifers and an assessment of investigative methods. *Hydrogeol J* 14:926–941.
- Grasby SE, Londry KL (2007) Biogeochemistry of hypersaline springs supporting a mid-continent marine ecosystem: an analogue for Martian Springs. *Astrobiology* 7:662–683.
- Griebler C, Lueders T (2008) Microbial biodiversity in groundwater ecosystems. *Freshw Biol* (in press). doi:10.1111/j.1365–2427.2008.02013.x.
- Griebler C, Lueders T (2008) Towards a conceptual understanding of microbial biodiversity in groundwater ecosystems. *Freshw Biol* (in press). doi:10.1111/j.1365-2427-2008.02013.x.
- Griebler C, Mindl B, Slezak D (2001) Combining DAPI and SYBR Green II for the enumeration of total bacterial numbers in aquatic sediments. *Int Rev Hydrobiol* 86:453–465.

- Griebler C, Lueders T, Liebich J (2006) Development of an Aquifer DNA microarray for the biological assessment of groundwater ecosystems. European Groundwater Conference, Vienna, 22–23 June 2006, pp 130–131.
- Griebler C, Mösslacher F (2003) Grundwasser-Ökologie [Groundwater ecology]. Facultas UTB, Vienna.
- Griffiths RE, Springer AE, Anderson DE (2008) The morphology and hydrology of small spring-dominated channels. *Geomorphology* (in press).
- Guzik MT, Cooper SJB, Humphreys WF et al (2008) Phylogeography of the ancient Parabathynellidae (Crustacea: Bathynellacea) from the Yilgarn region of Western Australia. *Invertebr Syst* 22:205–216.
- Hahn HJ, Friedrich E (1999) Brauchen wir ein faunistisch begründetes Grundwassermonitoring und was kann es leisten? [Do we need a fauna-based groundwater monitoring, and what is its potential?]. *Grundwasser* 4:147–154.
- Hahn HJ (2002) Distribution of the aquatic meiofauna of the Marbling Brook catchment (Western Australia) with reference to land use and hydrogeological features. *Arch Hydrobiol Suppl* 139:237–263.
- Hahn HJ (2006) The GW-fauna-index: a first approach to a quantitative ecological assessment of groundwater habitats. *Limnologia* 36:119–139.
- Hahn HJ (2007) Ökologische Bewertungsansätze für ein faunistisch begründetes Grundwassermonitoring: Bedeutung des hydrologischen Austauschs [Preliminary ecological evaluation for faunistically justified groundwater monitoring: Interpreting the hydrologic exchange]. Proc. DWA Seminar “Grundwasserökologie: Praxis und Forschung” Fulda, Germany, November 2007.
- Hancock PJ (2002) Human impacts on the stream-groundwater exchange zone. *Environ Manage* 29:763–781.
- Hancock PJ, Boulton AJ, Humphreys WF (2005) Aquifers and hyporheic zone: towards an ecological understanding of groundwater. *Hydrogeol J* 13(1):98–111.
- Harter T (2003) Groundwater sampling and monitoring. FWQP Reference Sheet 11.4, Agriculture and Natural Resources Publication 8085, University of California, Davis, CA.

- Harvey RW, George LH, Smith RL, LeBlanc DR (1989) Transport of microspheres and indigenous bacteria through a sandy aquifer: results of natural- and forced-gradient tracer experiments. *Environ Sci Technol* 23(1):51–56
- Harvey RW, Harms H (2002) Tracers in groundwater – use of microorganisms and microspheres. In: Bitton G (ed) *Encyclopedia of environmental microbiology* 6. Wiley, New York, pp 3194–3202
- Harvey RW, Kimmer NE, MacDonald D, Metge DW, Bunn A (1993) Role of physical heterogeneity in the interpretation of small-scale laboratory and field observations of bacteria, microbial-sized microsphere, and bromide transport through aquifer sediments. *Water Resour Res* 29(8):2713–2721.
- Hatton T (2001) Land use and catchment water balance. CSIRO Land and Water Tech Rep 18/01, Canberra, Australia.
- Haynes V (2008) Quaternary cauldron springs as paleoecological archives. In: Stevens LE, Meretsky VJ (eds) *Aridland springs in North America: ecology and conservation*. University of Arizona Press, Tucson, AZ.
- He Z, Gentry TJ, Schadt CW, Wu L, Liebich J, Chong SC, Huang Z, Wu W, Gu B, Jardine P, Criddle C, Zhou J (2007) GeoChip: a comprehensive microarray for investigating biogeochemical, ecological and environmental processes. *ISME J* 1(1):67–77.
- Herman JS, Culver DC, Salzmann J (2001) Groundwater ecosystems and the service of water purification. *Stanford Environ Law J* 20:479–495.
- Hesse PP, Magee JW, van der Kaars S (2004) Late quaternary climates of the Australian arid zone: a review. *Quat Int* 118–119:87–102.
- Hose LD, Palmer AN, Palmer MV, Northup DE, Boston PJ, DuChene HR (2000) Microbiology and geochemistry in a hydrogen-sulphide-rich karst environment. *Chem Geol* 169(3–4):399–423.
- Hötzl H, Käss W, Reichert B (1991) Application of microbial tracers in groundwater studies. *Water Sci Technol* 24(2):295–300.
- Howard K (2003) Bacteria transmission in fissured carbonates: fatal consequences in Walkerton, Ontario. In: Krásný J, Hrkál Z, Bruthans J (eds) *Groundwater in fractured rocks*. Prague, pp 347–348.

- Humphreys WF (1999a) Relict stygofaunas living in sea salt, karst and calcrete habitats in arid northwestern Australia contain many ancient lineages. In: Ponder W, Lunney D (eds) The other 99%: the conservation and biodiversity of invertebrates. Trans R Zool Soc New South Wales, Sydney, pp 219–227.
- Humphreys WF (1999b) Physico-chemical profile and energy fixation in Bundera Sinkhole: an anchialine remiped habitat in north-western Australia. J Roy Soc West Aust 82:89–98.
- Humphreys WF (2001) Groundwater calcrete aquifers in the Australian arid zone: the context to an unfolding plethora of stygal biodiversity. In: Humphreys WF, Harvey MS (eds) Subterranean biology in Australia 2000. Rec West Aust Mus Supp 64:63–83.
- Humphreys WF (2002) Keynote address: groundwater ecosystems in Australia: an emerging understanding. Proceedings of the International Groundwater Conference, Balancing the Groundwater Budget. Int Assoc Hydrogeol, Darwin, Australia, 12–17 May 2002, CD-ROM.
- Humphreys WF (2006) Aquifers: the ultimate groundwater-dependent ecosystems. Aust J Bot 54:115–132.
- Humphreys WF (2008) Rising from down under: developments in subterranean biodiversity in Australia from a groundwater fauna perspective. Invert Syst 22(Spec pub):85–101.
- Huws SA, McBain AJ, Gilbert P (2005) Protozoan grazing and its impact upon population dynamics in biofilm communities. J Appl Microbiol 98:238–244.
- Hydrogeology Journal 2009
- Hynes HBN (1970) The ecology of running waters. University of Toronto Press, Toronto.
- Iliffe TM (2000) Anchialine cave ecology. In: Wilkens H, Culver DC, Humphreys WF (eds) Ecosystems of the world, vol 30: subterranean ecosystems. Elsevier, Amsterdam, pp 59–76.

- Jacobson G, Arakel AV (1986) Calcrete aquifers in the Australian arid zone. Proc Int Conf Groundwater Systems Under Stress, Austr Water Resour Counc, Brisbane, pp 515–523.
- Jones B, Mulholland PJ (2000) Streams and ground waters. Academic, San Diego, CA.
- Käss W (1998) Tracing technique in geohydrology. Balkema, Rotterdam 581 pp.
- Keswick BH, Wang DS, Gerba CP (1982) The use of microorganisms as ground-water tracers: a review. Ground Water 20 (2):142–149.
- Klimchouk AB (2004) Towards defining, delimiting and classifying epikarst: Its origin, processes and variants of geomorphic evolution. Speleogenesis and Evolution of Karst Aquifers 2(1), <http://www.speleogenesis.info>.
- Knott B, Jasinska EJ (1998) Mound springs of Australia. In: Botosaneanu L (ed) Studies in crenobiology: the biology of springs and springbrooks. Backhuys, Leiden, The Netherlands.
- Kota S, Borden RC, Barlaz MA (1999) Influence of protozoan grazing on contaminant biodegradation. FEMS Microbiol Ecol 29:179–189.
- Krumholz LR (2000) Microbial communities in the deep subsurface. Hydrogeol J 8:4–10.
- Kunkel R, Wendland F, Voigt HJ, Hannappel S (2004) Die natürliche, ubiquitär überprägte Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland [The natural, ubiquitary determined composition of groundwaters], Band/vol 47. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment, Jülich, Germany.
- Lafont M, Camus JC, Fournier A, Sourp E (2001) A practical concept for the ecological assessment of aquatic ecosystems: application on the River Dore in France. Aquat Ecol 35:195–205.
- Lefébure T, Douady CJ, Gouy M et al (2006) Phylogeography of a subterranean amphipod reveals cryptic diversity and dynamic evolution in extreme environments. Mol Ecol 15:1797–1806.
- Lehman RM (2007) Understanding of aquifer microbiology is tightly linked to sampling approach. Geomicrobiol J 24(3–4):331–341.

- Leys R, Watts CHS, Cooper SJB et al (2003) Evolution of subterranean diving beetles (Coleoptera: Dytiscidae: Hydroporini, Bidessini) in the arid zone of Australia. *Evolution* 57: 2819–2834.
- Longley G (1992) The subterranean aquatic ecosystem of the Balcones Fault Zone Edwards Aquifer in Texas: threats from overpumping. In: Stanford JA, Simons JJ (eds) *Proc First Int Conf groundwater ecology*. Am Water Resour Assn, Bethesda, MD, pp 291–300.
- Lovley DR, Goodwin S (1988) Hydrogen concentrations as an indicator of the predominant terminal electron-accepting reactions in aquatic sediments. *Geochim Cosmochim Acta* 52:2993–3003.
- Macalady JL, Lyon EH, Koffman B, Albertson LK, Meyer K, Galdenzi S, Mariani S (2006) Dominant microbial populations in limestone-corroding stream biofilms, Frasassi cave system, Italy. *Appl Environ Microbiol* 72(8):5596–5609
- Macalady JL, Jones DS, Lyon EH (2007) Extremely acidic, pendulous cave wall biofilms from the Frasassi cave system, Italy. *Environ Microbiol* 9(6):1402–1414.
- Macler BA, Merkle JC (2000) Current knowledge on microbial pathogens and their control. *Hydrog J* 8(1):29–40.
- Mahler BJ, Personné J-C, Lods GF, Drogue C (2000) Transport of free and particulate-associated bacteria in karst. *J Hydrol* 238(3–4):179–193.
- Mailloux BJ, Fuller ME, Onstott TC, Hall J, Dong H, DeFlaun MF, Streger SH, Rothmel RK, Green M, Swift DJP, Radke J (2003) The role of physical, chemical, and microbial heterogeneity on the field-scale transport and attachment of bacteria. *Water Resour Res* 39(6):1142.
- Malard F (1995) Contribution à l'étude biologique de la qualité des eaux souterraines karstiques: application à un site atelier Nord- Montpelliérain (bassin de la source du Lez) [Contribution to the biological study of water quality of subterranean karstic waters: application to a study site at North-Montpellier (basin at the source of Lez)]. PhD Thesis, Université Claude Bernard, France.

- Malard F, Hervant F (1999) Oxygen supply and the adaptations of animals in groundwater. *Freshw Biol* 41:1–30.
- Malard F, Plenet S, Gibert J (1996) The use of invertebrates in groundwater monitoring: a rising research field. *Ground Water Monit Remediat* 16(2):103–113.
- Mann AW, Deutscher RL (1978) Hydrogeochemistry of a calcrete-containing aquifer near Lake Way, Western Australia. *J Hydrol* 38:357–377.
- Marshall MC, Hall RO (2004) Hyporheic invertebrates affect N cycling and respiration in stream sediment microcosms. *J N Am Benthol Soc* 23:416–428.
- Mattison RG, Harayama S (2005) The soil flagellate *Heteromita globosa* accelerates bacterial degradation of alkylbenzenes through grazing and acetate excretion in batch culture. *Microb Ecol* 49:142–150.
- Matzke D, Hahn HJ, Ramstöck A, Rother K (2005) Bewertung von Altlasten im Grundwasser anhand der Meiofaunagemeinschaften: erste Ergebnisse [Assessment of waste deposits in groundwater based on meio fauna communities: first results]. *Grundwasser* 1:25–34.
- Mauch D (1976) Leitformen der Saprobität für die biologische Gewässeranalyse [Key elements of the saprobity for the biological assessment of waters]. Courier Forschungsinstitut Seckenberg 21, Frankfurt am Main, Germany, Issues 1–5.
- McDonald RJ, Russill NRW, Miliorizos M et al (1998) A geophysical investigation of saline intrusion and geological structure beneath areas of tidal coastal wetland at Langstone Harbour, Hampshire, UK. In: Robbins NS (ed) *Groundwater pollution: aquifer recharge and vulnerability*. Geol Soc Lond Spec Pub 130:77–94.
- McDowell-Boyer LM, Hunt JR, Sitar N (1986) Particle transport through porous media. *Water Resour Res* 22(13):1901–1921.
- Meinzer OE (1923) Outline of ground-water hydrology, with definitions. US Geol Surv Water Suppl Pap 114 494.
- Michael Sinreich, Raymond Flynn, Jakob Zopfi, Use of particulate surrogates for assessing microbial mobility in subsurface ecosystems, *Hydrogeology Journal* 2009, 17: 49-59.

- Mills AL, Herman JS, Hornberger GM, DeJesús TH (1994) Effect of solution ionic strength and iron coatings on mineral grains on the sorption of bacterial cells to quartz sand. *Appl Environ Microbiol* 60(9):3300–3306.
- Moore WS (1999) The subterranean estuary: a reaction zone of ground water and sea water. *Mar Chem* 65:111–125.
- Morgan KH (1993) Development, sedimentation and economic potential of palaeoriver systems of the Yilgarn Craton of Western Australia. *Sediment Geol* 85:637–656.
- Mösslacher F (1998) Subsurface dwelling Crustaceans as indicators of hydrological conditions, oxygen concentrations, and sediment structure in an alluvial aquifer. *Int Rev Hydrobiol* 83:349– 364.
- Mösslacher F, Griebler C, Notenboom J (2001) Biomonitoring of groundwater systems: methods, applications and possible indicators among the groundwater biota. In: Griebler C, Danielopol DL, Gibert J, Nachtnebel HP, Notenboom J (eds) *Groundwater ecology: a tool for management of water resources*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- MPR (2002) Guidelines for the protection of surface and groundwater resources during exploration drilling. Department of Minerals and Energy, Perth, Australia.
- Müller D, Blum A, Hart A, Hookey J, Kunkel R, Scheidleder A, Tomlin C, Wendland F (2006) Final proposal for a methodology to set up groundwater threshold values in Europe. Specific targeted EU, research project BRIDGE, report D 18, European Commission, Brussels.
- Murphy EM, Ginn TR (2000) Modeling microbial processes in porous media. *Hydrog J* 8(1):142–158.
- Murray BR, Zeppel MJB, Hose GC, Eamus D (2003) Groundwaterdependent ecosystems in Australia: it's more than just water for rivers. *Ecol Manage Restor* 4(2):110–113.
- Murray B, Hose GC, Eamus D, Licari D (2006) The valuation of roundwater-dependent ecosystems: a functional methodology incorporating ecosystem services. *Aust J Bot* 54:221–229.

- Mylroie JE, Carew JL (1995) Karst development on carbonate islands. In: Budd DA, Saller AH, Harris PA (eds) Unconformities in carbonate strata: their recognition and the significance of associated porosity. AAPG Memoir 63, AAPG, Tulsa, OK, pp 55–76.
- Nachtnebel HP, Kovar K (1991) Hydrological basis of ecological sound management of soil and groundwater. International Association of Hydrological Sciences Publication 202, Wallingford, UK.
- Nogaro G, Mermillod-Blondin F, Francois-Carcaillet F et al (2006) Invertebrate bioturbation can reduce the clogging of sediment: an experimental study using infiltration sediment columns. *Freshw Biol* 51:1458–1473.
- Northup DE, Lavoie KH (2001) Geomicrobiology of caves: a review. *Geomicrobiol J* 18(3):199–222.
- Notenboom J, Plénet S, Turquin M-J (1994) Groundwater contamination and its impact on groundwater animals and ecosystems. In: Gibert J, Danielopol DL, Stanford JA (eds) Groundwater ecology. Academic, London, pp 477–504.
- Novarino G, Warren A, Butler H et al (1997) Protistan communities in aquifers: a review. *Microbiol Rev* 20:261–275.
- Perfit MR, Cann JR, Fornari DJ et al (2003) Interaction of sea water and lava during submarine eruptions at mid-ocean ridges. *Nature* 426:62–65.
- Perla BS, Stevens LE (2008) Biodiversity and productivity at an undisturbed spring in comparison with adjacent grazed riparian and upland habitats. In: Stevens LE, Meretsky VJ (eds) Aridland springs in North America: ecology and conservation. University of Arizona Press, Tucson.
- Personné J-C, Poty F, Vaute L, Drogue C (1998) Survival, transport and dissemination of *Escherichia coli* and *Enterococci* in a fissured environment. Study of a flood in a karstic aquifer. *J Appl Microbiol* 84(3):431–438.
- Personné JC, Poty F, Mahler BJ, Drogue C (2004) Colonization by aerobic bacteria in karst: laboratory and in situ experiments. *Ground Water* 42(4):526–533.

- Plénet S, Marmonier P, Gibert J, Stanford JA, Bodergat A-M, Schmidt CM (1992) Groundwater hazard evaluation: a perspective for the use of interstitial and benthic invertebrates as sentinels of aquifer metallic contamination. In: Stanford JA, Simons JJ (eds) Proc. First Int. Conf. groundwater ecology. Am Water Resour Assn, Bethesda, MD, pp 319–329.
- Pohlman JW, Iliffe TM, Cifuentes LA (1997) A stable isotope study of organic cycling and the ecology of an anchialine cave ecosystem. *Mar Ecol Prog Ser* 155:17–27.
- Pohlman JW, Cifuentes LA, Iliffe TM (2000) Food web dynamics and biogeochemistry of anchialine caves: a stable isotope approach. In: Wilkens H, Culver DC, Humphreys WF (eds) *Ecosystems of the world, vol 30: subterranean ecosystems*. Elsevier, Amsterdam, pp 345–357.
- Pronk M, Goldscheider N, Zopfi J (2006) Dynamics and interaction of organic carbon, turbidity and bacteria in a karst aquifer system. *Hydrog J* 14(4):473–484.
- Pronk M, Goldscheider N, Zopfi J (2007) Particle-size distribution as indicator for fecal bacteria contamination of drinking water from karst springs. *Environ Sci Technol* 41(24):8400–8405.
- Renken RA, Cunningham KJ, Zygnerski MR, Wacker MA, Shapiro AM, Harvey RW, Metge DW, Osborn CL, Ryan JN (2005) Assessing the vulnerability of a municipal well field to contamination in a karst aquifer. *Environ Eng Geosci* 11 (4):319–331.
- Rentier C, Delloye F, Brouyère S, Dassargues A (2006) A framework for an optimised groundwater monitoring network and aggregated indicators. *Environ Geol* 50:194–201.
- Rockhold ML, Yarwood RR, Niemet MR et al (2002) Considerations for modeling bacterial-induced changes in hydraulic properties of variably saturated porous media. *Adv Water Res* 25:477–495.
- Roesch LF, Fulthorpe RR, Riva A, Casella G, Hadwin AKM, Kent AD, Daroub SH, Camargo FAO, Farmerie WG, Triplett EW (2007) Pyrosequencing enumerates and contrasts soil microbial diversity. *ISME J* 1(4):283–290.

- Ronen D, Magaritz M, Almon E et al (1987a) Anthropogenic anoxification ('Eutrophication') of the water table in a deep phreatic aquifer. *Water Resour Res* 23:1554–1560.
- Ronen D, Magaritz M, Gvirtzman H et al (1987b) Microscale chemical heterogeneity in groundwater. *J Hydrol* 92:173–178.
- Rosgen D (1996) Applied river morphology. Wildland Hydrology, Pagosa Springs, CO.
- Rouch R (1977) Considerations sur l'écosystème karstique [Considerations on the karstic ecosystem]. *CR Acad Sci Paris, Série D* 284:1101–1103.
- Rusterholtz KJ, Mallory LM (1994) Density, activity, and diversity of bacteria indigenous to a karstic aquifer. *Microb Ecol* 28(1): 79–99.
- Sada DW, Vinyard GL (2002) Anthropogenic changes in historical biogeography of Great Basin aquatic biota. In: Great Basin aquatic systems history. Smithsonian Contributions to Earth Science 33, Smithsonian Institute, Washington, DC, pp 227–293.
- Sampat P (2000) Deep trouble: the hidden threat of groundwater pollution. World Watch Paper No. 154, World Watch, Washington, DC, 55 pp.
- Sarbu SM, Galdenzi S, Menichetti M et al (2000) Geology and biology of Frasassi Caves in Central Italy: an ecological multidisciplinary study of a hypogenic underground karst system. In: Wilkens H, Culver DC, Humphreys WF (eds) *Ecosystems of the world, vol 30: subterranean ecosystems*. Elsevier, Amsterdam, pp 359–378.
- Schmidt M, Priemé A, Stougaard, P (2006) Bacterial diversity in permanently cold and alkaline ikaite columns from Greenland. *Extremophiles* 10(6):551–562. doi:10.1007/s00792-006-0529-9.
- Schmidt SI, Hahn HJ, Hatton T, Humphreys WF (2007) Do faunal assemblages reflect the exchange intensity in groundwater zones? *Hydrobiologia* 583:1–19.
- Schmude KL (1999) Riffle beetles in genus *Stenelmis* (Coleoptera:Elmidae) from Warm Springs in southern Nevada: new species, new status and a key. *Entomol News* 110:1–12.

- Seymour JR, Humphreys WF, Mitchell JG (2007) Stratification of the microbial community inhabiting an anchialine sinkhole. *Aquatic Micro Ecol* 50:11–24.
- Shevenell L, McCarthy JF (2002) Effects of precipitation events on colloids in a karst aquifer. *J Hydrol* 255(1–4):50–68.
- Simon KS, Gibert J, Petitot P, Laurent R (2001) Spatial and temporal patterns of bacterial density and metabolic activity in a karst aquifer. *Arch Hydrobiol* 151(1):67–82.
- Simon KS, Benfield EF, Macko SA (2003) Food web structure and the role of epilithic biofilms in cave streams. *Ecology* 84:2395–2406.
- Sinreich M, Flynn R (2006) Comparative tracing experiments to investigate epikarst structural and compositional heterogeneity. *Proc 8th Conf Limestone Hydrogeology*, Presses universitaires de Franche-Comté, Besançon, pp 253–258.
- Sket B (1996) The ecology of anchihaline caves. *Trends Ecol Evol* 1:221–255.
- Springer AE, Stevens LE, Anderson DE, Parnell RA, Kreamer DK, Levin L, Flora S (2008) A comprehensive springs classification system: integrating geomorphic, hydrogeochemical, and ecological criteria. In: Stevens LE, Meretsky VJ (eds) *Aridland springs in North America: ecology and conservation*. University of Arizona Press, Tucson, AZ.
- Stevens L (2007) Water and biodiversity on the Colorado Plateau. *Plateau J* 4:48–55.
- Stevens LE, Meretsky VJ (eds) (2008) *Aridland springs in North America: ecology and conservation*. University of Arizona Press, Tucson, AZ.
- Stevens LE, Springer AE (2004) A conceptual model of springs ecosystem ecology. National Park Service, Flagstaff, AZ. <http://www1.nature.nps.gov/im/units/scpn/phase2.htm>. July 2008.
- Stevens LE, Stacey PB, Jones A, Duff D, Gourley C, Caitlin JC (2005) A protocol for rapid assessment of southwestern streamriparian ecosystems. In: van Riper C III, Mattson DJ (eds) *Fifth conference on research on the Colorado Plateau*. University of Arizona Press, Tucson, AZ, pp 397–420.

- Stocker ZSJ, Williams DD (1972) A freeze core method for describing the vertical distribution of sediments in a stream bed. *Limnol Oceanogr* 17:136–138.
- Tomlinson M, Boulton AJ, Hancock PJ, Cook PG (2007) Deliberate omission or unfortunate oversight: Should stygofaunal surveys be included in routine groundwater monitoring programs? *Hydrogeol J* 15(7):1317–1320.
- Toth J (1966) Mapping and interpretation of field phenomena for groundwater reconnaissance in a prairie environment, Alberta, Canada. *Bull Int Assoc Sci Hydrol* 9:20–68.
- Turguin MJ (1981) La pollution des eaux souterraines: incidence sur les biocénoses souterraines [The pollution of subterranean water: incidence in underground biocenoses]. In: *Actes Colloq Nat Prot Eaux Souterraines* 1(1980):341–347.
- Tyrrel SF, Howsam P (1997) Aspects of the occurrence and behaviour of iron bacteria in boreholes and aquifers. *Q J Eng Geol Hydrogeol* 30:161–169.
- Tyson RV, Pearson TH (1991) Modern and ancient continental shelf anoxia: an overview. *Geol Soc Lond Spec Pub* 58:1–24.
- UBA (2007) German Federal Environmental Agency, Biologisch Bewertung von Grundwasserökosystemen“(Biological assessment of groundwater ecosystems), UBA (Umweltbundesamt)- project, funded for the period 2007–2009, UBA, Dessau, Germany.
- Vengosh A, Keren R (1996) Chemical modifications of groundwater contaminated by recharge of treated sewage effluent. *J Contamin Hydrol* 23:347–360.
- Vervier P, Gibert J (1991) Dynamics of surface-water groundwater ecotones in a karstic aquifer. *Freshw Biol* 26(2):241–250.
- Walker G (1999) Lake of dreams. *New Scientist* 4 Dec 1999:34–37.
- Waltham AC, Fookes PG (2003) Engineering classification of karst ground conditions. *Q J Eng Geol Hydrogeol* 36:101–118
- Warner RE, Hendrix KM (1984) California riparian systems: ecology, conservation, and productive management. Univ. California Press, Berkeley, CA.

- Wendland F, Blum A, Coetsiers M, Gorova R, Griffioen J, Grima J, Hinsby K, Kunkel R, Marandi A, Melo T, Panagopoulos A, Pauwels H, Ruisi M, Traversa P, Vermooten JSA, Walraevens K (2007) European aquifer typology: a practical framework for an overview of major groundwater composition at European scale. Environ Geol. doi:10.1007/s00254-007-0966-5.
- W. F. Humphreys, Hydrogeology and groundwater ecology: Does each inform the other?. Hydrogeology journal 2009 17: 5-21.

ΔΙΑΔΙΚΤΥΑΚΕΣ ΠΗΓΕΣ:

- <http://www.swanecosystemcenter.org/waterquality.html>
- <http://www.vorioaigaio.gov.gr/imageupload/environment/environment.jpg>
- <http://www.kee.gr/perivallontiki/img/image47.jpg>
- http://geoscape.nrcan.gc.ca/h2o/gulf/images/water_for_ecosystems2_e.jpg
- <http://www.edwardsaquifer.net/sanmarcos.html>
- <http://www.edwardsaquifer.net/images/1-017.jpg>
- <http://prometheus.mse.uiuc.edu/glossary/biofilms/lifecycle.png>
- <http://www2.binghamton.edu/biology/faculty/davies/images/biofilm.jpg>
- <http://www.microbeorganics.com/Flagellates%20multiple%20flagella%20text.jpg>
- <http://www.micrographia.com/specbiol/protis/homamoeb/amoe0100/amoeba13.jpg>
- http://www.nsf.gov/bd/lpa/lnews/03/images/fukami_morin1.jpg
- GOOGLE EARTH