



ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ ΙΩΑΝΝΙΝΩΝ
ΣΧΟΛΗ ΘΕΤΙΚΩΝ ΕΠΙΣΤΗΜΩΝ
ΤΜΗΜΑ ΧΗΜΕΙΑΣ

ΟΙΚΟΤΟΞΙΚΟΤΗΤΑ ΚΑΙ ΕΠΙΔΡΑΣΕΙΣ
ΑΓΡΟΤΟΒΙΟΜΗΧΑΝΙΚΩΝ ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ ΣΤΗ
ΒΙΟΠΟΙΚΙΛΟΤΗΤΑ ΡΕΟΝΤΩΝ ΟΙΚΟΣΥΣΤΗΜΑΤΩΝ
ΣΕ ΔΙΑΦΟΡΕΤΙΚΑ ΒΙΟΛΟΓΙΚΑ ΕΠΙΠΕΔΑ ΟΡΓΑΝΩΣΗΣ



ΙΩΑΝΝΗΣ ΚΑΡΑΟΥΖΑΣ
ΒΙΟΛΟΓΟΣ

ΔΙΔΑΚΤΟΡΙΚΗ ΔΙΑΤΡΙΒΗ

ΙΩΑΝΝΙΝΑ 2011

Ημερομηνία αίτησης του κ. Ιωάννη Καραούζα : 15-02-2006.

Ημερομηνία ορισμού Τριμελούς Συμβουλευτικής Επιτροπής Γ.Σ.Ε.Σ.: 30-06-2006.
(Επιβλέπων: *Τριαντάφυλλος Αλμπάνης, Καθηγητής. Μέλη: Νικόλαος Σκουλικίδης
Ερευνητής Α', Αθανάσιος Καμαριανός, Αναπλ. Καθηγητής*)

Ημερομηνία ορισμού νέας Τριμελούς Συμβουλευτικής Επιτροπής Γ.Σ.Ε.Σ., όπως τροποποιήθηκε λόγω συνταξιοδότησης του Α. Καμαριανού και αντικατάστασης από την Ουρανία Γιαννάκου, η οποία συμμετείχε εξ αρχής ως εξωτερική σύμβουλος.: 1-4-2011

Μέλη Τριμελούς Συμβουλευτικής Επιτροπής:

Επιβλέπων:

Δρ. Τριαντάφυλλος Αλμπάνης, Καθηγητής, Τμήμα Χημείας, Πρότανης Πανεπιστημίου Ιωαννίνων

Μέλη:

Δρ. Νικόλαος Σκουλικίδης, Ερευνητής Α', ΕΛ.ΚΕ.Θ.Ε.

Δρ. Ουρανία Γιαννάκου, Επικ. Καθηγήτρια, Α-ΤΕΙ Θεσσαλονίκης

Ημερομηνία ορισμού θέματος: 30-06-2006

Θέμα: «Οικοτοξικότητα και επιδράσεις αγροτοβιομηχανικών αποβλήτων στη βιοποικιλότητα ρεόντων οικοσυστημάτων σε διαφορετικά βιολογικά επίπεδα οργάνωσης»

ΔΙΟΡΙΣΜΟΣ ΕΠΤΑΜΕΛΟΥΣ ΕΞΕΤΑΣΤΙΚΗΣ ΕΠΙΤΡΟΠΗΣ Γ.Σ.Ε.Σ.: 15-06-2011

1. Τριαντάφυλλος Αλμπάνης, Καθηγητής, Τμήμα Χημείας, Πανεπιστήμιο Ιωαννίνων
2. Νικόλαος Σκουλικίδης, Ερευνητής Α', ΕΛΚΕΘΕ
3. Ουρανία Γιαννάκου, Επικ. Καθηγήτρια, Α-ΤΕΙ Θεσσαλονίκης
4. Αναστάσιος Λεγάκις, Αναπλ. Καθηγητής, Τμήμα Βιολογίας, Ε.Κ. Πανεπιστήμιο Αθηνών
5. Ιωάννης Κωνσταντίνου, Αναπλ. Καθηγητής, Τμήμα Διαχείρισης Περιβάλλοντος και Φυσικών Πόρων, Πανεπιστήμιο Δυτικής Ελλάδας
6. Ιερόθεος Ζαχαρίας, Επικ. Καθηγητής, Τμήμα Διαχείρισης Περιβάλλοντος και Φυσικών Πόρων, Πανεπιστήμιο Δυτικής Ελλάδας
7. Βασίλειος Σακκάς, Λέκτορας, Τμήμα Χημείας, Πανεπιστήμιο Ιωαννίνων

Έγκριση Διδακτορικής Διατριβής με βαθμό «Άριστα» στις 24-06-2011

"Μην αμφιβάλλεις ποτέ ότι ένα μικρό σύνολο στοχαστικών,
αφοσιωμένων ανθρώπων μπορεί να αλλάξει τον κόσμο.
Στη πραγματικότητα είναι το μόνο πράγμα
που τον έχει μέχρι τώρα αλλάξει"
Margaret Mead (1901-1978)

ΠΡΟΛΟΓΟΣ

Η εκπόνηση της παρούσας διδακτορικής διατριβής πραγματοποιήθηκε σε τέσσερα εργαστήρια. Στα εργαστήρια Οικολογικής Ποιότητας, Υδροχημείας και Βιοχημείας του Ελληνικού Κέντρου Θαλασσίων Ερευνών και στο Εργαστήριο Αναλυτικής Χημείας του Πανεπιστημίου Ιωαννίνων. Ένα μεγάλο μέρος της έρευνας χρηματοδοτήθηκε από το Ευρωπαϊκό πρόγραμμα LIFE-Environment «Τεχνολογίες φιλικές προς το περιβάλλον για αγροτική ανάπτυξη» το οποίο και βραβεύτηκε ως ένα από τα πέντε καλύτερα προγράμματα LIFE για το 2009-2010.

Ολοκληρώνοντας τη συγγραφή της διατριβής μου, κλείνει ένας μεγάλος κύκλος σπουδών. Ταυτόχρονα ανοίγει όμως ένας νέος κύκλος προκλήσεων, νέοι ορίζοντες....

Σε όλη τη πορεία της έρευνας αυτής γνώρισα και συνεργάστηκα με ένα πλήθος ανθρώπων με διαφορετικά ερευνητικά αντικείμενα, που μου έδωσαν έτσι την ευκαιρία να μάθω πολλά και τους οποίους θέλω να ευχαριστήσω.

Κατ' αρχήν ευχαριστώ θερμά τον Πρύτανη Καθηγητή κ. Τριαντάφυλλο Αλμπάνη που ήταν ο επιβλέπων της διατριβής, για τη συνολική επίβλεψη της, καθώς και για την εμπιστοσύνη που μου έδειξε. Είναι τιμή μου που συνεργάστηκα μαζί του.

Την επίκουρη καθηγήτρια Ουρανία Γιαννάκου και τον αναπληρωτή καθηγητή Αθανάσιο Καμαριανό για την βοήθεια και συμπαράστασή τους και τις εύστοχες υποδείξεις τους καθώς και για την προθυμία τους να βοηθήσουν σε ότι χρειαζτώ ανά πάσα στιγμή.

Ιδιαίτερες ευχαριστίες και ευγνωμοσύνη οφείλω στον φίλο και συνάδελφο Νίκο Σκουλικίδη, διευθυντή ερευνών του Ινστιτούτου Εσωτερικών Υδάτων στο οποίο εργάζομαι από το 2002. Όλα αυτά τα χρόνια είχα την αμέριστη βοήθεια και στήριξη του, και συντέλεσε σημαντικά στη ολοκλήρωση της διατριβής με τις πολύτιμες συμβουλές, υποδείξεις και παρεμβάσεις του. Η συνεισφορά του όλα αυτά τα χρόνια είναι ανεκτίμητη.

Την συνάδελφο Έφη Κώτου για την πολύτιμη βοήθειά της στο τοξικολογικό μέρος της έρευνας. Χωρίς την βοήθειά της, η επιτυχής ολοκλήρωση των πειραμάτων θα ήταν αδύνατη.

Τον φίλο και συνάδελφο Κώστα Γκριτζαλη, ο οποίος με σύστησε στον μικρόκοσμο των ποταμών όταν έκανα τα πρώτα μου βήματα στην έρευνα, για τις χρήσιμες συζητήσεις και τη βοήθειά του.

Πολλές ευχαριστίες στους συνεργάτες μου Ηλία Μπερταχά και Σοφία Λάσχου για τη πολύτιμη βοήθεια τους στην χημική ανάλυση των δειγμάτων, την Εύα Κολόμπαρη για την ψηφιακή χαρτογράφηση και GIS και την Αγγελική Μεντζαβού για τη βοήθεια της στη τελική μορφοποίηση του κειμένου. Ευχαριστώ επίσης τον Διευθυντή του Ινστιτούτου Εσωτερικών Υδάτων Αριστείδη Διαπούλη και όλους τους συνεργάτες του Ινστιτούτου για την συμπαράσταση και το ενδιαφέρον τους. Ευχαριστώ θερμά τον Νίκο Νικολαΐδη υπεύθυνο του προγράμματος από το οποίο προήλθε η χρηματοδότηση της διατριβής καθώς επίσης και τον Βασίλη Παπαδουλάκη για τις χρήσιμες πληροφορίες τους για τα απόβλητα και τη περιοχή μελέτης.

Επίσης θέλω να ευχαριστήσω τη φίλη και συνάδελφο Δήμητρα Λαμπροπούλου, για το ενδιαφέρον και τη συνεργασία της και την πολύτιμη βοήθειά της στην ανάλυση των φυτοφαρμάκων.

Δεν θα μπορούσα να παραλείψω τους συνάδελφους και φίλους του Εργαστηρίου Αναλυτικής Χημείας του Πανεπιστημίου Ιωαννίνων, Γιάννη Ζιώρη, Κωνσταντίνα Καραμέτη, Γεωργία Καλαμπόκη, Χριστίνα Κοσμά, Δημήτρη Γαβρηλίδη, Χαρούλα Τσούτση, Αλεξία Βυλλιώτη και Αγάπη Βλάχου για την βοήθειά τους και άψογη φιλοξενία τους.

Τέλος, θα ήθελα να ευχαριστήσω τους γονείς μου Κατερίνα και Δημήτρη για την συμπαράσταση και εμπύχωσή τους καθ' όλη τη διάρκεια της διατριβής.

ΠΙΝΑΚΑΣ ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΩΝ

1. ΕΙΣΑΓΩΓΗ – ΓΕΝΙΚΕΣ ΕΝΝΟΙΕΣ	
1.1. Εισαγωγή: Το Νερό	15
1.2. Ρύπανση Ρεόντων Οικοσυστημάτων	16
1.3. Υδρόβια Μακροασπόνδυλα.....	20
1.4. Οικολογική κατάσταση, βιοδείκτες, βιομάρτυρες και ο ρόλος της Οδηγίας Πλαίσιο για τα Ύδατα	24
1.5. Τα Μεσογειακά Ρέοντα Οικοσυστήματα - Μόνιμης και Διακοπτόμενης ροής υδατορέματα	29
1.6. Πλαίσιο και στόχοι της έρευνας	30
1.6.1. Οργάνωση και διάρθρωση της διατριβής.....	32
2. ΥΓΡΑ ΑΠΟΒΛΗΤΑ ΕΛΑΙΟΥΡΓΕΙΩΝ ΚΑΙ ΧΥΜΟΠΟΙΕΙΩΝ	
2.1. Υγρά Απόβλητα Ελαιουργείων	
2.1.1. Ιστορική αναδρομή.....	37
2.1.2. Επεξεργασία ελαιόλαδου και παραγόμενα απόβλητα	39
2.1.3. Σύσταση και χαρακτηριστικά των υγρών αποβλήτων ελαιουργείων... ..	42
2.1.4. Μικροβιολογικά χαρακτηριστικά των ΥΑΕ.....	47
2.1.5. Το περιβαλλοντικό πρόβλημα των ΥΑΕ.....	48
2.2. Υγρά απόβλητα χυμοποιείων	
2.2.1. Ιστορική αναδρομή.....	50
2.2.2. Παραγωγή χυμού πορτοκαλιού και παραγόμενα απόβλητα	51
2.2.3. Σύνθεση και χαρακτηριστικά των υγρών αποβλήτων χυμοποιείων.....	54
2.2.4. Το περιβαλλοντικό πρόβλημα των ΥΕΧ.....	56
3. ΠΕΡΙΟΧΗ ΜΕΛΕΤΗΣ	
3.1. Περιοχή μελέτης	
3.1.1. Γενικά Χαρακτηριστικά	59
3.1.2. Ανθρωπογενείς δραστηριότητες και πιέσεις	60
3.1.3. Κριτήρια Επιλογής Θέσεων.....	63
3.1.4. Κριτήρια και καθορισμός συνθηκών αναφοράς ποταμών	64
3.2. Δίκτυο δειγματοληψίας.....	65
4. ΤΟΞΙΚΟΤΗΤΑ ΥΓΡΩΝ ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ ΕΛΑΙΟΥΡΓΕΙΩΝ ΚΑΙ ΧΥΜΟΠΟΙΕΙΩΝ ΣΤΑ ΥΔΡΟΒΙΑ ΜΑΚΡΟΑΣΠΟΝΔΥΛΑ	
4.1. Εισαγωγή	73
4.2. Υλικά και μέθοδοι	79
4.2.1. Δείγματα υγρών αποβλήτων.....	79
4.2.2. Βιοδοκιμές με Μακροασπόνδυλα.....	79
4.2.3. Προσδιορισμός οξείας τοξικότητας (24hrs-LC50)	80
4.2.4. Βιοχημικοί βιομάρτυρες	82
4.2.4.1. Προετοιμασία Δείγματος Βιοχημικών Βιομαρτύρων.....	83
4.2.4.2. Προσδιορισμός Ενζυμικής Δραστηριότητας της AChE.....	84
4.2.4.3. Προσδιορισμός Ενζυμικής Δραστηριότητας της GST	84

4.2.4.4.Προσδιορισμός πρωτεΐνης με τη μέθοδο Bradford	84
4.2.4.5.Επεξεργασία Δεδομένων	85
4.3. Αποτελέσματα	85
4.3.1.Βιοδοκιμές Οξείας τοξικότητας (LC50)	85
4.3.2.Βιοχημικοί Βιομάρτυρες	87
4.4. Συζήτηση και Συμπεράσματα	90
5. ΕΠΙΠΤΩΣΕΙΣ ΥΓΡΩΝ ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ ΕΛΑΙΟΥΡΓΕΙΩΝ ΚΑΙ ΧΥΜΟΠΟΙΕΙΩΝ ΣΤΙΣ ΜΑΚΡΟΑΣΠΟΝΔΥΛΕΣ ΒΙΟΚΟΙΝΩΝΙΕΣ	
<u>ΜΕΡΟΣ Α - ΕΠΙΠΤΩΣΕΙΣ ΥΓΡΩΝ ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ ΕΛΑΙΟΥΡΓΕΙΩΝ</u>	
5.1. Εισαγωγή	97
5.2. Υλικά και Μέθοδοι	99
5.2.1.Περιοχή Μελέτης	99
5.2.2.Μέθοδος Δειγματοληψίας Μακροασπόνδυλης Πανίδας	99
5.2.3.Ταξινόμηση Βιολογικής Κατάστασης.....	102
5.2.4.Ανάλυση Δεδομένων και Στατιστική Ανάλυση.....	104
5.3. Αποτελέσματα και Συζήτηση	108
5.3.1.Ρέμα Κοτιτσάνη (Σταθμοί 1 και 2)	108
5.3.2.Ρέματα Κριμπιά και Βορδονιάτη (Σταθμοί 3 και 4)	117
5.3.3.Ρέμα Σκατιά (Σταθμοί 5 και 6)	124
5.3.4.Ρέμα Γερακάρη (Σταθμοί 11 και 12)	130
5.3.5.Σύγκριση δομής βιοκοινωνιών ανάντη και κατάντη των ελαιουργείων.....	138
5.3.6.Συσχέτιση περιβαλλοντικών και βιολογικών δεδομένων	140
5.4. Συμπεράσματα	150
<u>ΜΕΡΟΣ Β - ΕΠΙΠΤΩΣΕΙΣ ΥΓΡΩΝ ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ ΧΥΜΟΠΟΙΕΙΩΝ</u>	
5.5. Εισαγωγή	159
5.6. Υλικά και Μέθοδοι	159
5.6.1.Περιοχή Μελέτης	159
5.6.2.Μέθοδος Δειγματοληψίας Μακροασπόνδυλης Πανίδας	159
5.6.3.Ταξινόμηση βιολογικής κατάστασης	159
5.6.4.Ανάλυση Δεδομένων και Στατιστική Ανάλυση.....	159
5.7. Αποτελέσματα και Συζήτηση	162
5.7.1.Σύνθεση και αφθονία της βενθικής πανίδας στο χώρο και στο χρόνο	162
5.7.2.Συσχέτιση περιβαλλοντικών και βιολογικών δεδομένων	169
5.8. Συμπεράσματα	172
6. ΕΠΙΠΤΩΣΕΙΣ ΥΓΡΩΝ ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ ΕΛΑΙΟΥΡΓΕΙΩΝ ΚΑΙ ΧΥΜΟΠΟΙΕΙΩΝ ΣΤΗΝ ΠΟΙΟΤΗΤΑ ΤΩΝ ΡΕΟΝΤΩΝ ΥΔΑΤΩΝ	
6.1. Εισαγωγή	177
6.2. Υλικά και Μέθοδοι	179
6.2.1.Χημικές - Φυσικοχημικές αναλύσεις επιφανειακού νερού.....	179
6.2.2.Μετρήσεις ταχύτητας νερού και παροχής.....	185

6.2.3.Προσδιορισμός Υπολειμμάτων Φυτοφαρμάκων σε Νερά και Ιζήματα	186
6.2.3.1.Δειγματοληψία – Συντήρηση Δειγμάτων	186
6.2.3.2.Προσδιορισμός υπολειμμάτων φυτοφαρμάκων στα υδατικά δείγματα	186
6.2.3.3.Προσδιορισμός υπολειμμάτων φυτοφαρμάκων στα ιζήματα	190
6.2.3.4.Χρωματογραφική ανάλυση με GS/MS	190
6.2.3.5.Έλεγχος καταλληλότητας των μεθόδων	176
6.2.3.6.Ποσοτικός προσδιορισμός – Όρια ανίχνευσης.....	177
6.2.3.7.Εκτίμηση Οικολογικού Κινδύνου	178
6.2.4.Βαρέα Μέταλλα.....	180
6.2.5.Ταξινόμηση Χημικής - Φυσικοχημικής Κατάστασης.....	181
6.2.6.Στατιστική Επεξεργασία.....	184
6.3. Αποτελέσματα και Συζήτηση	185
6.3.1.Χημικές - Φυσικοχημικές αναλύσεις επιφανειακού νερού	185
6.3.2.Επίπεδα Υπολειμμάτων Φυτοφαρμάκων στο Νερό και στο Ίζημα	193
6.3.2.1.Υδατικά δείγματα	197
6.3.2.2.Δείγματα ιζημάτων	199
6.3.2.3.Επίδραση βροχόπτωσης στην ανίχνευση και στα επίπεδα φυτοφαρμάκων	202
6.3.3.Εκτίμηση Οικολογικού Κινδύνου	203
6.3.4.Βαρέα Μέταλλα.....	205
6.3.5.Φυσικοχημική Κατάσταση	209
6.3.6.Στατιστική Επεξεργασία.....	211
6.4. Συμπεράσματα	215
7. ΕΠΙΠΤΩΣΕΙΣ ΑΓΡΟΤΟΒΙΟΜΗΧΑΝΙΚΩΝ ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ ΣΤΗΝ ΟΙΚΟΛΟΓΙΚΗ ΚΑΤΑΣΤΑΣΗ ΡΕΟΝΤΩΝ ΟΙΚΟΣΥΣΤΗΜΑΤΩΝ	
7.1. Εισαγωγή.....	219
7.2. Μεθοδολογία	219
7.2.1.Ταξινόμηση οικολογικής κατάστασης	219
7.2.2.Υδρομορφολογική κατάσταση	222
7.3. Αποτελέσματα και Συζήτηση	225
7.3.1.Υδρομορφολογική Κατάσταση	225
7.3.2. Οικολογική Κατάσταση	227
7.4. Συμπεράσματα	229
8. ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ	
8.1. Συμπεράσματα	232
ΔΙΕΘΝΗΣ ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ	239
ΕΘΝΙΚΗ ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ	260
ΠΕΡΙΛΗΨΗ	264
ABSTRACT	268
ΠΑΡΑΡΤΗΜΑΤΑ	

1

ΕΙΣΑΓΩΓΗ

ΓΕΝΙΚΕΣ ΕΝΝΟΙΕΣ

“Σε μια εποχή που ο άνθρωπος έχει ξεχάσει την προέλευσή του και είναι τυφλός ακόμα και στις πιο συριαστικές ανάγκες του για επιβίωση, το νερό μαζί με άλλους πόρους, έχει γίνει θύμα της αδιαφορίας του”
- Rachel Louise Carson (1907 - 1964) -

1.1. ΕΙΣΑΓΩΓΗ: ΤΟ ΝΕΡΟ

Το νερό είναι ένα από τα πιο σημαντικά στοιχεία της φύσης και αποτελεί τη βάση για όλες τις μορφές ζωής. Το 97 % του νερού της Γης βρίσκεται στους ωκεανούς ενώ από το υπόλοιπο 3 %, το μεγαλύτερο ποσοστό είναι δεσμευμένο σε καλύμματα πάγου (ice-caps) και παγετώνες (glaciers) ή είναι δεσμευμένο πολύ βαθιά στο εσωτερικό της Γης ώστε δεν είναι οικονομικά επωφελές για να αξιοποιηθεί. Μόνο το 0,3 % του συνολικού όγκου του νερού, το οποίο είναι κατανεμημένο στα ποτάμια, στις λίμνες και στα έλη είναι εκμεταλλεύσιμο και αξιοποιήσιμο. Οι λίμνες και τα ποτάμια, αποτελούν τις κύριες πηγές νερού για την κάλυψη των ανθρώπινων αναγκών, παρά ταύτα, ο άνθρωπος έχει καταφέρει να τα υποβαθμίσει σε τέτοιο βαθμό ώστε εκτός από τον ίδιο, να απειλούνται και οι υπόλοιπες μορφές ζωής.

Καθ' όλη την διάρκεια της ιστορίας του ανθρώπου, η ποιότητα καθώς και η ποσότητα του νερού, ήταν και είναι ζωτικής σημασίας παράγοντες που καθορίζουν την υγεία του και την υγεία των οικοσυστημάτων. Η ασταμάτητη όμως βιομηχανική, γεωργική και τεχνολογική ανάπτυξη, παράλληλα με τον αυξανόμενο πληθυσμό της γης, έχουν υποβαθμίσει σημαντικά το περιβάλλον και ιδιαίτερα τα υδατικά οικοσυστήματα, ακόμα και αυτά που βρίσκονται σε πολύ απομακρυσμένες περιοχές του πλανήτη. Ο άνθρωπος έχει εισάγει στο περιβάλλον αμέτρητες χημικές ουσίες, οι οποίες μπορούν να προκαλέσουν ανυπολόγιστες επιπτώσεις στους ζωντανούς οργανισμούς και να διαταράξουν τη λειτουργία των οικοσυστημάτων.

Ο Παγκόσμιος Οργανισμός Υγείας (ΠΟΥ) υπολόγισε το 2000 ότι 1,1 δισεκατομμύρια άνθρωποι στον πλανήτη δεν έχουν πρόσβαση σε ασφαλές πόσιμο νερό και 2,6 δισ. δεν έχουν αποχετευτικά συστήματα. Η ρύπανση των υδάτων αποτελεί μια από τις κύριες αιτίες θανάτων παγκοσμίως (Jury & Henry 2007) ενώ πολλές μεταδιδόμενες και θανατηφόρες ασθένειες οφείλονται στο μολυσμένο νερό. Εκτιμάται ότι κάθε μέρα περίπου 25.000 άνθρωποι πεθαίνουν παγκοσμίως εξαιτίας μολυσμένου πόσιμου νερού (Mason, 1996), ενώ πληθυσμοί ζώων εξαφανίζονται συνεχώς από τη ρύπανση και την μόλυνση των υδάτων. Τα μελλοντικά σενάρια για την δραματική μείωση και διαθεσιμότητα του γλυκού και πόσιμου νερού δεν είναι καθόλου ενθαρρυντικά, αντιθέτως θα μπορούσαν εύκολα να χαρακτηριστούν εφιαλτικά (Duba & El-Ashry, 2000; Shiva, 2002; Rijsberman, 2006).

Ειδικότερα, τα ποτάμια οικοσυστήματα έχουν γίνει προϊόν αλόγιστης εκμετάλλευσης και εκτιμάται ότι έχουν υποβαθμιστεί περισσότερο από κάθε άλλο υδατικό οικοσύστημα (Mason, 1996; Arthington & Welcomme 1995). Οι σημαντικότερες μορφές αλλοίωσής τους οφείλονται στην αλλαγή χρήσεων γης, στην οργανική και χημική ρύπανση (από αγροχημικά, στερεά και υγρά βιομηχανικά και αστικά απόβλητα), υπερεκμετάλλευση των υδάτινων πόρων (π.χ. απολήψεις νερού, αλιεία, χαλικο-αμμοληψίες), συρρίκνωση και αποψίλωση παρόχθιας βλάστησης και ακούσια και εκούσια εισαγωγή ξενικών ειδών. Τα επεισόδια ρύπανσης είναι καθημερινά και σε αρκετές περιπτώσεις οι επιπτώσεις τους στα οικοσυστήματα τρομακτικές.

Το νερό δεν είναι εμπορικό προϊόν αλλά αποτελεί κληρονομιά που πρέπει να προστατεύεται, να διαφυλάσσεται και να αντιμετωπίζεται με σεβασμό και περίσκεψη. Η συστηματική παρακολούθηση, ο έλεγχος, καθώς και η διαχείριση του επιφανειακού νερού, είναι ζωτικής σημασίας όχι μόνο για την ανθρώπινη υγεία αλλά και για τους οργανισμούς που ζουν σε αυτά τα οικοσυστήματα. Η κατανόηση των πηγών, των αλληλεπιδράσεων και των επιπτώσεων της ρύπανσης στο υδάτινο οικοσύστημα, είναι απαραίτητη για τον αποτελεσματικό έλεγχο της ρύπανσης σε περιβαλλοντικά ασφαλή και οικονομικά αποδεκτό τρόπο.

1.2. ΡΥΠΑΝΣΗ ΡΕΟΝΤΩΝ ΟΙΚΟΣΥΣΤΗΜΑΤΩΝ

Σε ένα αδιατάρακτο οικοσύστημα όπου δεν υπάρχει επίδραση από ανθρωπογενείς δραστηριότητες, οι φυσικοί παράγοντες είναι εκείνοι που επηρεάζουν χωρικά και χρονικά σε μεγάλο βαθμό τα αβιοτικά και βιοτικά χαρακτηριστικά του (Malmqvist & Mäki, 1994; Jacobsen et al., 1997; Sandin & Johnson, 2004; Skoulikidis et al., 2009). Η ρύπανση των υδάτων μπορεί να προκύψει μέσα από φυσικές διαδικασίες, όπως για παράδειγμα, από ιζήματα που προέρχονται από φυσική διάβρωση ή από ανθρωπογενείς δραστηριότητες. Για τον όρο "ρύπανση" έχουν διατυπωθεί πολλοί ορισμοί και μερικοί είναι αρκετά γενικευμένοι ώστε να χρησιμοποιούνται για όλες τις περιπτώσεις.

Η ρύπανση μπορεί να οριστεί ως *"Η εισαγωγή ουσιών ή ενέργειας από τον άνθρωπο στο περιβάλλον που ενδέχεται να θέσουν σε κίνδυνο την ανθρώπινη υγεία, να προκαλέσουν βλάβες στους βιολογικούς πόρους και στα οικολογικά συστήματα και να προκαλέσουν ζημιά*

στην δομή των έννομων χρήσεων του περιβάλλοντος", όπως αναφέρεται από τον Holdgate (1979).

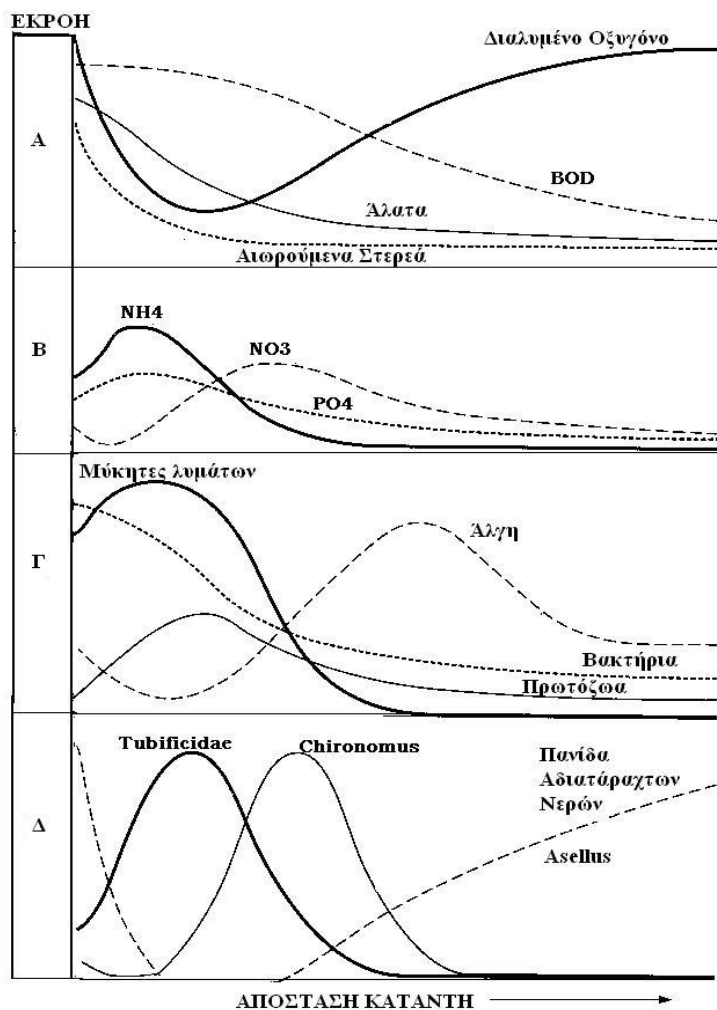
Ένας παρόμοιος, ωστόσο ιδιαίτερα ανθρωποκεντρικός ορισμός δίνεται από την Οδηγία Πλαίσιο για τα Ύδατα 2000/60/EC (ΟΠΥ): *"Ρύπανση είναι η άμεση ή έμμεση εισαγωγή, στον αέρα, στο νερό ή στο έδαφος, ουσιών ή θερμότητας εξαιτίας ανθρωπίνων δραστηριοτήτων που μπορούν να είναι επιζήμιες για την υγεία του ανθρώπου ή για την ποιότητα των υδατικών οικοσυστημάτων ή των χερσαίων οικοσυστημάτων που εξαρτώνται άμεσα από υδατικά οικοσυστήματα, συντελούν στη φθορά υλικής ιδιοκτησίας, ή επηρεάζουν δυσμενώς ή παρεμβαίνουν σε λειτουργίες αναψυχής ή σε λοιπές χρήσεις του περιβάλλοντος"*. Τα συστήματα επιφανειακών υδάτων είναι αποδέκτες ενός ευρέος φάσματος αποβλήτων που προέρχονται από ανθρωπογενείς δραστηριότητες. Τα απόβλητα είτε εισέρχονται στα επιφανειακά νερά μέσα από υπόνομους εργοστασίων (σημειακές πηγές ρύπανσης), είτε από εκροές γεωργικών και αστικών περιοχών κυρίως μετά από βροχοπτώσεις ή μπορούν να μεταφερθούν από ατμοσφαιρικές εναποθέσεις (πηγές της διάχυτης ρύπανσης).

Η κύρια αιτία υποβάθμισης των επιφανειακών νερών στην Ελλάδα οφείλεται στην οργανική ρύπανση (Skoulikidis, 2009), που προέρχεται κυρίως από αστικά λύματα, απόβλητα γεωργικών βιομηχανιών (υγρά και στερεά) και κτηνοτροφικών μονάδων, καθώς και από τις επιφανειακές εισροές των λιπασμάτων. Έντονο είναι επίσης και το φαινόμενο χημικής/τοξικής ρύπανσης από φυτοφάρμακα και πολλές άλλες χημικές ουσίες. Το πρόβλημα του ευτροφισμού είναι ιδιαίτερα έντονο στα Ελληνικά ποτάμια, και κατά κανόνα παρατηρείται τους θερινούς μήνες, όπου η παροχή του νερού είναι σημαντικά μειωμένη. Η ρύπανση των επιφανειακών υδάτων μπορεί να είναι είτε μόνιμη είτε περιοδική είτε επεισοδιακή. Λαμβάνοντας υπόψη το νομικό πλαίσιο κάθε νομαρχιακής αυτοδιοίκησης, η μόνιμη και περιοδική ρύπανση μπορεί θεωρητικά να ελεγχθεί και να μειωθεί έτσι ώστε οι επιπτώσεις στο υδατικό οικοσύστημα να είναι ελάχιστες ή τουλάχιστον αποδεκτές. Για παράδειγμα, στα ελληνικά ποτάμια και ρέματα, ιδιαίτερα σε εκείνα που βρίσκονται στην Νότια Ελλάδα, η οποία είναι η γη της παραγωγής ελαιόλαδου, η ρύπανση από την απευθείας διάθεση των υγρών αποβλήτων από τα ελαιοτριβεία είναι ετήσιο και εποχικό φαινόμενο, που θα μπορούσε να είχε αντιμετωπιστεί αποτελεσματικά. Ένα σημαντικό επίσης πρόβλημα είναι η επεισοδιακή ρύπανση που οφείλεται στο γεγονός

ότι μπορεί να είναι απρόβλεπτη τόσο σε χρόνο όσο και σε ποσότητα των ρύπων που απορρίπτονται.

Η οργανική ρύπανση μπορεί να επιφέρει σημαντικές επιπτώσεις στους ζωντανούς οργανισμούς τρεχούμενων νερών, οι οποίες μπορεί να είναι διαφορετικές από την στιγμή που η προέλευση των αποβλήτων και η σύνθεση τους είναι διαφορετικές. Όπου η οργανική ρύπανση είναι σημαντική, υποστηρίζεται η ανάπτυξη των μυκήτων των λυμάτων ή αποβλήτων (sewage fungus). Το οργανικό υλικό παρέχει ένα πλούσιο υπόστρωμα για τους μικροοργανισμούς, ειδικά τα βακτήρια, που πολλαπλασιάζονται και χρησιμοποιούν το διαλυμένο οξυγόνο με αποτέλεσμα να μειώνεται η διαθεσιμότητά του στους υπόλοιπους οργανισμούς. Η θολερότητα του νερού αυξάνεται, το φως που διατίθεται για φωτοσύνθεση μειώνεται και η υδρόβια πανίδα εξαφανίζεται. Σε τέτοιες καταστάσεις μόνο τα ιδιαίτερα ανθεκτικά βενθικά είδη απαντώνται, όπως είναι ο ολιγόχαιτος *Tubifex*, τα γαστερόποδα κυρίως της οικογένειας Physidae (Gastropoda) και τα δίπτερα Chironomidae και Simuliidae, καθώς και κάποιες βδέλλες. Η αμμωνία είναι συχνά αυξημένη και αυτό συμβάλει στην τοξικότητα των αποβλήτων. Οι επιπτώσεις της οργανικής ρύπανσης και οι αλλαγές που επιφέρει στα ποτάμια οικοσυστήματα μπορούν να διατυπωθούν στο παρακάτω σχήμα (Σχ. 1.1).

Το γράφημα Α του σχήματος 1.1, απεικονίζει την ραγδαία αύξηση του βιοχημικά απαιτούμενου οξυγόνου (BOD) και την πτώση του διαλυμένου οξυγόνου κατάντη του σημείου της εκροής των αποβλήτων μετά από την διάθεση αποβλήτων. Καθώς το ρυπαντικό φορτίο σταδιακά αραιώνεται και πραγματοποιούνται φυσικές διεργασίες αυτοκαθαρισμού, το BOD, τα θρεπτικά άλατα και τα αιωρούμενα στερεά μειώνονται ενώ το οξυγόνο αυξάνεται. Το γράφημα Β δείχνει ότι όταν τα επίπεδα αμμωνίας μειώνονται, τα νιτρικά άλατα αυξάνονται κατάντη της εκροής των αποβλήτων. Αυτό συμβαίνει επειδή γίνεται νιτροποίηση και η αμμωνία (NH_4) οξειδώνεται σε νιτρικά (NO_3). Το γράφημα Γ δείχνει ότι υπάρχει μια μεγάλη αύξηση στον αριθμό των βακτηρίων αμέσως κάτω από το σημείο απόρριψης. Οι αποικίες βακτηρίων σταδιακά ελαττώνονται, καθώς μειώνεται το υπόστρωμα τους. Παρομοίως, οι μύκητες λυμάτων αυξάνονται δραματικά και στη συνέχεια μειώνονται καθώς το νερό οξυγονώνεται προς τα κατάντη.



Σχήμα 1.1. Σχηματική αναπαράσταση των μεταβολών της ποιότητας των υδάτων και των οργανισμών κατάντη από σημειακή πηγή απόρριψης οργανικών αποβλήτων. (Προσαρμοσμένο από Mason, 1996). Α: φυσικές αλλαγές, Β: χημικές αλλαγές, Γ: αλλαγές στους μικροοργανισμούς, Δ: αλλαγές στη μακροασπόνδυλη πανίδα

Τα πρωτόζωα που τρέφονται με τα βακτήρια επίσης αυξάνονται αλλά μειώνονται παράλληλα με την μείωση των βακτηρίων. Τα φύκη, και ειδικά τα είδη του γένους *Cladophora* (νηματώδη πράσινα φύκια) αυξάνονται όταν ξεκινάει η αποκατάσταση του συστήματος και βελτιώνονται οι συνθήκες φωτισμού ενώ απελευθερώνονται θρεπτικές ενώσεις από την οξείδωση του οργανικού υλικού.

Τέλος, τα ευαίσθητα είδη μακροασπόνδυλων¹ που απαντώνται σε καθαρά νερά, όπως είναι τα πλεκόπτερα, εφημερόπτερα και τριχόπτερα, εξαφανίζονται και οι βενθικές κοινωνίες κυριαρχούνται από ανθεκτικά είδη. Τα σκουλήκια Tubificidae διαθέτουν αιμοσφαιρίνη και μπορούν έτσι να επιβιώσουν, όπου τα επίπεδα του οξυγόνου είναι χαμηλά. Καθώς τα επίπεδα οξυγόνου αυξάνονται τα Tubificidae μειώνονται και υπερισχύουν οι προνύμφες

¹ Βλέπε υποκεφάλιο 1.3

Chironomus (Δίπτερα). Οι περαιτέρω αυξήσεις οξυγόνου επιτρέπουν σταδιακά σε κάποια είδη, όπως το *Asellus* (Ισόποδα), *Gammarus* (οι γαρίδες του γλυκού νερού, Amphipoda) και *Hydropsyche* sp. (Trichoptera) να επιστρέψουν. Όταν το σύστημα έχει ανακάμψει πλήρως, συνήθως σε αρκετή απόσταση κατάντη της εκροής των λυμάτων, τα ευαίσθητα είδη επιστρέφουν (Γράφημα Δ, Σχ. 1.1).

Παρόμοιες αλλαγές πραγματοποιούνται και στην ιχθυπανίδα των τρεχούμενων νερών. Στις αδιατάρακτες ζώνες επικρατούν οι μπριάνες (*Barbus* spp.), οι πέστροφες (*Salmo* spp.) και οι πέρκες (*Perca fluviatilis*). Καθώς το ρυπαντικό φορτίο αυξάνεται και τα επίπεδα οξυγόνου πέφτουν, απαντώνται είδη σχετικά ανθεκτικά σε μέτρια επίπεδα ρύπανσης, όπως το κουνουπόψαρο (*Gambusia holbrooki*), η βελονίτσα (*Cobitis* spp.) και η σαλιάρα (*Salaria fluviatilis*). Στην ζώνη σήψης, όπου τα επίπεδα οξυγόνου έχουν μειωθεί δραματικά και οι μύκητες λυμάτων, το BOD, τα θρεπτικά άλατα και τα βακτήρια βρίσκονται σε μεγάλα επίπεδα, τα ψάρια απουσιάζουν ολοκληρωτικά. Τα ψάρια επανέρχονται σταδιακά παράλληλα με την αποκατάσταση των υδάτων (Mason, 1996).

1.3. ΥΔΡΟΒΙΑ ΜΑΚΡΟΑΣΠΟΝΔΥΛΑ

Ο όρος μακροασπόνδυλα δεν αποτελεί όρο της συστηματικής αλλά καθιερώθηκε για να περιγράψει μία μερίδα μόνο των ασπόνδυλων οργανισμών (Alba-Tercedor, 2006). Στα επιφανειακά νερά, τα μακροασπόνδυλα θα μπορούσαν να περιγραφούν ως οι οργανισμοί εκείνοι οι οποίοι μπορούν να συγκρατηθούν από δίχτυ με άνοιγμα ματιού 250 έως 1000 μm και γενικά είναι αντιληπτοί με γυμνό μάτι. Γενικά, το μέγεθος των περισσότερων μακροασπόνδυλων ξεπερνά το 1 χιλιοστό (Rosenberg & Resh 1993; Ghetti, 1997).

Τα μακροασπόνδυλα είναι οργανισμοί που περνούν κάποιο στάδιο ή και ολόκληρη τη ζωή τους στο πυθμένα ή στη στήλη ενός υδάτινου σώματος. Οι οργανισμοί αυτοί μπορούν κυριολεκτικά να βρεθούν παντού, ακόμη και στα πιο ρυπασμένα ή περιβαλλοντικά ακραία συστήματα (π.χ. υπόγεια νερά, αλπικές ζώνες), ένα χαρακτηριστικό που κάνει αυτή την ομάδα των ζώων να είναι εξαιρετικά σημαντική στην βιοπαρακολούθηση (biomonitoring) των επιφανειακών νερών. Τα περισσότερα είδη απαντώνται στις επιφάνειες των υποστρωμάτων του πυθμένα (π.χ. κροκάλες, χαλίκια, λάσπη, κλπ.) ή σε άλλες σταθερές

επιφάνειες (π.χ. ρίζες και κλαδιά παρόχθιας βλάστησης, υδρόβια βλάστηση, οργανικό υλικό, κλπ), ενώ κάποια είδη κινούνται και στην στήλη του νερού είτε ως κολυμβητές ή ως καταδύτες (π.χ. Κολεόπτερα, Ετερόπτερα). Επειδή όμως η συντριπτική πλειοψηφία των ασπόνδυλων αποικούν ενδιαιτήματα² του πυθμένα, αναφέρονται κοινώς ως βενθικά (ελληνικά: Benthos = βαθιά) μακροασπόνδυλα.

Τα μακροασπόνδυλα αποτελούνται κυρίως από αρθρόποδα (προνύμφες και νύμφες εντόμων, καρκινοειδή όπως ισόποδα, αμφίποδα και δεκάποδα), ανελίδες (ολιγόχαιτοι και βδέλλες), μαλάκια (γαστερόποδα, δίθυρα) και πλατυέλμινθες. Η πολυπληθέστερη και πιο πολυποίκιλη ομάδα μακροασπόνδυλων των τρεχούμενων νερών είναι τα υδρόβια έντομα και στις περισσότερες περιπτώσεις αποτελούν την κυρίαρχη ομάδα της βιοκοινωνίας. Περισσότερα από 10.000 είδη μακροασπόνδυλων έχουν καταγραφεί στην Ευρώπη (Schmidt-Kloiber et al., 2006; Fauna Europaea 2010) και η ποικιλομορφία αυτή τα καθιστά εξαιρετικούς δείκτες για τις μελέτες των αλλαγών στη βιοποικιλότητα.

Η σύνθεση των κοινωνιών τους αντανακλούν τις αλλαγές που έχουν συμβεί στο οικοσύστημα, είτε αυτές προέρχονται από φυσικά είτε από ανθρωπογενή αίτια. Για να κατανοηθούν αυτές οι αλλαγές, θα πρέπει η βενθική μακροασπόνδυλη πανίδα σε αδιατάρακτη και μη επιβαρυνόμενη από οποιουδήποτε ρύπους κατάσταση, να είναι μελετημένη ή γνωστή. Αυτό συμβαίνει γιατί οι βιοκοινωνίες τους αποτελούνται από πολλά είδη, τα οποία άλλα λιγότερο και άλλα περισσότερο, είναι ευαίσθητα στους ρύπους. Σε αγροτικές λεκάνες ποταμών για παράδειγμα, όσο η έκταση της καλλιεργούμενης γης αυξάνεται, αυξάνονται και οι εισροές των θρεπτικών αλάτων και των φερτών υλικών (Osborne & Wiley, 1988; Cooper, 1993). Σαν αποτέλεσμα, τα ρέματα που διασχίζουν γεωργικές λεκάνες υποστηρίζουν λιγότερα ευαίσθητα είδη μακροασπόνδυλων από εκείνα που διαρρέουν μέσα από δασικές εκτάσεις (Genito et al., 2002), ενώ η πανίδα τους εμφανίζει περιορισμένη ποικιλότητα, μεγάλη ανισοκατανομή, και αποτελείται κυρίως από ανθεκτικά και με ευρεία εξάπλωση είδη (generalists) που απαντώνται συχνά σε μεγάλες αφθονίες (DeLong & Brusven, 1998; Kay et al., 2001; Allan, 2004; Karaouzas et al., 2007). Κάποια είδη ζουν για αρκετό χρονικό διάστημα (π.χ. Οδοντόγναθα) και επομένως

² Ως **ενδιαιτήμα** (habitat) ορίζεται το φυσικό περιβάλλον στο οποίο ζει και συνήθως αναπαράγεται ένα είδος, ένας πληθυσμός ή μια βιοκοινωνία και χαρακτηρίζεται από συγκεκριμένες συνθήκες.

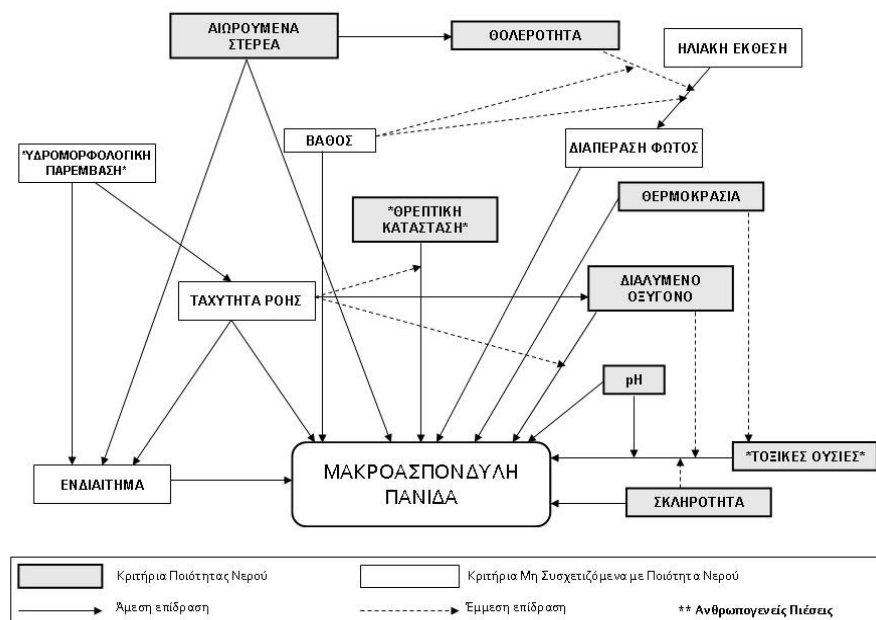
δέχονται και αντιδρούν στις τοπικές συνθήκες των ποτάμιων οικοσυστημάτων (π.χ. ενδιαίτημα, χημική και φυσική σύσταση του νερού, κ.α.) αλλά και σε ρύπους που προέρχονται από σημειακές και μη σημειακές πηγές ρύπανσης.

Σε αδιατάρακτες συνθήκες ή αλλιώς σε συνθήκες αναφοράς³ (reference) συναντιόνται κυρίως οι νύμφες των πλεκόπτερον και εφημερόπτερον και οι προνύμφες τριχόπτερον, που θεωρούνται ευαίσθητα στη ρύπανση, ενώ υπάρχει μια σχετική ισοκατανομή (evenness) των ειδών. Υπάρχουν όμως και μερικές οικογένειες και πολλά είδη των ομάδων αυτών που μπορούν να ζήσουν και σε σχετικά χαμηλά έως μέτρια επίπεδα ρύπανσης, όπως τα Beatidae, Caenidae, Ephemerellidae, Hydroptilidae, Hydropsychidae, κ.α. Αντιθέτως, οι προνύμφες των δίπτερον εντόμων (μύγες, κουνούπια, σκνίπες) και ειδικά αρκετά είδη των οικογενειών Chironomidae (π.χ. *Chironomus thummi*), Syrphidae (π.χ. *Eristalis* sp.), Anthomyiidae, Psychodidae και Simuliidae θεωρούνται γενικά ανθεκτικά στη ρύπανση, όπως επίσης και αρκετές οικογένειες ετερόπτερον (π.χ. Corixidae), γαστερόποδων (π.χ. Ancylidae, Planorbidae) και ολιγόχαιτων (π.χ. Tubificidae). Τα τάξα⁴ αυτά απαντώνται σε διάφορα αβιοτικά (π.χ. αργιλοαμμώδη, ψιλό χαλίκι) και βιοτικά (π.χ. νηματώδη άλγη, μακρόφυτα) ενδιαίτηματα. Ποσοστά όμως τέτοιων υποστρωμάτων υπάρχουν και σε καθαρά νερά, επομένως είδη αυτών των ομάδων και οικογενειών απαντώνται (π.χ. Chironomidae και Simuliidae) και εκεί, αλλά ποτέ σε μεγάλους αριθμούς. Το ίδιο συμβαίνει με τους ολιγόχαιτους, οι οποίοι βρίσκονται σε μεγάλους αριθμούς σε νερά με φτωχή ή κακή ποιότητα αλλά πάντα σε μικρούς αριθμούς στα καθαρά νερά. Επίσης απαντώνται αρκετά ευαίσθητα είδη των δίπτερον, ετερόπτερον, ολιγόχαιτων και βδελλών σε καθαρά νερά αλλά πάντα σε μικρούς πληθυσμούς.

³ Ως “**συνθήκες αναφοράς**” χαρακτηρίζονται οι συνθήκες πλήρους απουσίας (αδιατάρακτες συνθήκες) ή ελάχιστης παρουσίας ανθρωπογενών δραστηριοτήτων (ελάχιστα διαταραγμένες συνθήκες). Η συνθήκη αναφοράς πρέπει να αντανάκλα μια κατάσταση στο παρόν ή στο παρελθόν που αντιστοιχεί σε πολύ χαμηλή πίεση, χωρίς επιπτώσεις έντονης βιομηχανοποίησης, αστικοποίησης και εντατικοποιημένης γεωργίας, και με μόνο πολύ μικρή τροποποίηση της φυσικοχημείας, υδρομορφολογίας και βιολογίας.

⁴ **Τάξα** (taxa): Ταξινόμική βαθμίδα που αναφέρεται σε ένα συγκεκριμένο είδος ή υποείδος, γένος οικογένεια, τάξη κτλ.

Η σύνθεση των βιοκοινωνιών καθορίζεται από πολλούς αβιοτικούς και βιοτικούς παράγοντες που δρουν συνεργικά ή ανταγωνιστικά σε ένα ποτάμι (Σχήμα 1.2). Τα μακροασπόνδυλα επηρεάζονται επίσης σε μεγάλο βαθμό και από την παρόχθια βλάστηση, η οποία παρέχει τροφή και καταφύγιο (Naiman & Décamps, 1997). Πολλά είδη τρέφονται από τα νεκρά φύλλα και κλαδιά και τα προϊόντα που προέρχονται από την αποσύνθεσή τους. Στην ουσία, η παρόχθια βλάστηση θεωρείται η βασική διατροφή των μακροασπόνδυλων. Ωστόσο, υπάρχουν και πολλές ομάδες που είναι σαρκοφάγα ζώα όπως τα Οδοντόγναθα, τα Κολεόπτερα και τα Ετερόπτερα, ενώ κάποιες ομάδες όπως τα Αμφίποδα (π.χ. *Gammarus*) θεωρούνται παμφάγα (MacNeil et al., 2007). Επίσης, η παρόχθια βλάστηση διακατέχει ένα σημαντικό ρόλο στην ποικιλότητα της μακροασπόνδυλης πανίδας αφού αποτελεί τον βιότοπο των ενήλικων εντόμων. Η τροποποίηση και η διατάραξη ενός παρόχθιου βιότοπου σε μεγάλο βαθμό μπορεί να αποτελέσει αίτιο για την εξαφάνιση ενός ή περισσότερων ειδών. Τέλος, τα υδρόβια μακροασπόνδυλα αποτελούν τον θεμελιώδη κρίκο της τροφικής αλυσίδας μεταξύ της οργανικής ύλης (π.χ. φύλλα, φύκια) και των ψαριών, ενώ παίζουν σημαντικό ρόλο στην αποσύνθεση και την επεξεργασία των φερόμενων οργανικών υλών (Hynes, 1960; Vannote et al., 1980; Alba-Tercedor, 2006).



Σχήμα 1.2. Παράγοντες που καθορίζουν τη σύνθεση και αφθονία των βενθικών μακροασπόνδυλων και αιτιολογούν τον σημαντικό ρόλο τους στην χρήση τους ως βιολογικοί δείκτες κατάστασης των τρεχούμενων νερών. (Τροποποιημένο από τους Hawkes, 1979; De Pauw & Hawkes, 1993).

1.4. ΟΙΚΟΛΟΓΙΚΗ ΚΑΤΑΣΤΑΣΗ, ΒΙΟΔΕΙΚΤΕΣ, ΒΙΟΜΑΡΤΥΡΕΣ ΚΑΙ Ο ΡΟΛΟΣ ΤΗΣ ΟΔΗΓΙΑΣ ΠΛΑΙΣΙΟ ΓΙΑ ΤΑ ΥΔΑΤΑ

Η ανάγκη για την εκτίμηση της ποιότητας ή κατάστασης των ρεόντων υδάτων οδήγησε στην έρευνα και στην χρήση υδάτινων βιοκοινωνιών ως βιολογικοί δείκτες (biological indicators). Οι βιοκοινωνίες αντανακλούν την κατάσταση ενός βιότοπου αφού μια μικρή αλλαγή στο χημικό, φυσικό και υδρομορφολογικό καθεστώς του βιότοπου μπορεί να επηρεάσει την δομή των βιοκοινωνιών και να αποκαλύψουν επιδράσεις περιβαλλοντικών πιέσεων που ασκούνται για μεγάλα χρονικά διαστήματα, καθώς οι οργανισμοί που απαντώνται σε καθαρά νερά είναι διαφορετικοί από αυτούς που βρίσκονται σε ρυπασμένα νερά. Η φυσική πανίδα και χλωρίδα ενός ποτάμιου οικοσυστήματος είναι αποτέλεσμα εξελικτικών και βιογεωγραφικών διαδικασιών και αποτελεί μέρος ενός ολοκληρωμένου και ισορροπημένου συστήματος (Karr & Chu, 1999). Οι βιολογικές εκτιμήσεις θεωρούνται χρήσιμες στις μελέτες εκτίμησης της κατάστασης δεδομένου ότι έχουν σημαντικά πλεονεκτήματα έναντι ‘παραδοσιακών’ μεθόδων όπως οι χημικές μετρήσεις (Armitage et al., 1983; Wright et al., 1984; Hellawell, 1986; Rosemberg & Resh, 1993). Η υδροχημεία είναι μια απαραίτητη αλλά όχι επαρκής προϋπόθεση για την εκτίμηση της ποιότητας του νερού γιατί οι επιδράσεις της ρύπανσης δεν μπορούν να εκτιμηθούν σε βάθος χρόνου. Οι βιολογικές εκτιμήσεις μπορούν να εντοπίσουν διαταραχές, ενδεικτικές της μεταβολής της ποιότητας ενός βιότοπου, αλλά δεν είναι ικανές να εντοπίσουν τα ακριβή αίτια της τα οποία μπορεί να αναγνωριστούν με χημική ανάλυση ιδιαίτερα στη περίπτωση της τοξικής ρύπανσης. Έτσι με τη χρήση βιολογικών και υδροχημικών αναλύσεων και μεθόδων, επιτυγχάνεται η εκτίμηση της οικολογικής κατάστασης. Η οικολογική κατάσταση ή οικολογική ποιότητα όπως αλλιώς αναφέρεται πολλές φορές, είναι ένας όρος που καθιερώθηκε μέσα από την Ευρωπαϊκή Οδηγία Πλαίσιο για τα Ύδατα 2000/60/ΕΚ (ΟΠΥ).

Ως οικολογική κατάσταση ορίζεται η **ποιοτική έκφραση της διάρθρωσης και της λειτουργίας υδάτινων οικοσυστημάτων που συνδέονται με επιφανειακά ύδατα⁵** και αποτελεί μία από τις κυριότερες καινοτομίες της ΟΠΥ. Η ΟΠΥ ψηφίστηκε στο ευρωπαϊκό

⁵ **Επιφανειακά ύδατα** είναι τα εσωτερικά ύδατα, εκτός των υπόγειων υδάτων, τα μεταβατικά και τα παράκτια ύδατα.

κοινοβούλιο το έτος 2000 μετά από μακροχρόνιες διαβουλεύσεις, και προβλέπει τη θέσπιση πλαισίου κοινής κοινοτικής δράσης στον τομέα της πολιτικής των υδάτων. Η ΟΠΥ αποτελεί πιθανώς το πιο σημαντικό νομοθέτημα που θεσπίστηκε ποτέ προς όφελος των υδατικών οικοσυστημάτων και την ανθρώπινη κοινωνία, αφού η συνεχής υποβάθμιση των υδάτινων οικοσυστημάτων δεν ήταν πλέον ένα ζήτημα που αφορούσε μόνο την επιστημονική κοινότητα αλλά άρχισε σταδιακά να αναγνωρίζεται από τους πολιτικούς και τις κυβερνήσεις. Αποτελεί επίσης ένα καινοτόμο νομοθετικό πλαίσιο που έχει σκοπό την ορθή διαχείριση και προστασία των επιφανειακών, υπόγειων, μεταβατικών και παράκτιων υδάτων. Καταργεί άμεσα ή σε βάθος χρόνου διάφορες παλαιότερες Οδηγίες και επιβάλλει την εφαρμογή μέτρων συμβαδίζοντας με κάποιες άλλες, όπως αυτή για τα νερά κολύμβησης (76/160/ΕΟΚ), για τα πτηνά (79/409/ΕΟΚ), το πόσιμο νερό (98/83/ΕΚ), τους οικοτόπους (92/43/ΕΟΚ), τα προϊόντα φυτοπροστασίας (91/414/ΕΟΚ), την ολοκληρωμένη πρόληψη και τον έλεγχο ρύπανσης (96/61/ΕΚ), την εκτίμηση περιβαλλοντικών επιπτώσεων (85/337/ΕΟΚ), κ.ά.

Σύμφωνα με την ΟΠΥ, τα επιφανειακά νερά των Κρατών Μελών πρέπει να ταξινομηθούν σε πέντε κατηγορίες οικολογικής κατάστασης (υψηλή, καλή, μέτρια, φτωχή, κακή). Σημαντικός στόχος της ΟΠΥ είναι το ότι οι χώρες της Ευρωπαϊκής Ένωσης πρέπει αφενός να εμποδίσουν την περαιτέρω υποβάθμιση των υδάτων τους, και αφετέρου να τα προστατεύσουν και να τα αποκαταστήσουν με σκοπό να επιτύχουν τουλάχιστον **"καλή οικολογική κατάσταση"** σε όλα τα επιφανειακά υδάτινα σώματα μέχρι το 2015. Σε περίπτωση που η οικολογική κατάσταση είναι κατώτερη της καλής απαιτείται η εφαρμογή μέτρων αποκατάστασης τουλάχιστον στην καλή κατάσταση. Σύμφωνα με την ΟΠΥ, η **οικολογική κατάσταση** ενός υδάτινου σώματος προκύπτει από την κατάσταση που παρουσιάζουν τρεις ομάδες ποιοτικών στοιχείων (quality elements): τα βιοτικά (μακρόφυτα, διάτομα, μακροασπόνδυλα και ψάρια) και τα αβιοτικά στα οποία συμπεριλαμβάνονται τα υδρομορφολογικά και τα χημικά-φυσικοχημικά στοιχεία. Κάθε ομάδα ποιοτικών στοιχείων αποτελείται από τα επιμέρους ποιοτικά στοιχεία. Η ποιοτική κατάσταση που προκύπτει από την αξιολόγηση ενός υδάτινου συστήματος με βάση τα βιολογικά στοιχεία, ορίζεται ως **βιολογική κατάσταση**, η ποιοτική κατάσταση που προκύπτει από την αξιολόγηση ενός υδάτινου συστήματος με βάση τα φυσικοχημικά στοιχεία ως **φυσικοχημική κατάσταση** και αυτή που προκύπτει από την αξιολόγηση των υδρομορφολογικών στοιχείων, ως **υδρομορφολογική κατάσταση**.

Τα βιολογικά ποιοτικά στοιχεία (Biological Quality Elements) που χρησιμοποιούνται ως βιοδείκτες για την εκτίμηση της οικολογικής κατάστασης των επιφανειακών υδάτων είναι τα ψάρια, τα διάτομα, τα μακρόφυτα (υδρόβια και υδροχαρή φυτά) και τα βενθικά μακροασπόνδυλα. Τα τελευταία έχουν χρησιμοποιηθεί ευρέως και με βάση αυτά έχουν δημιουργηθεί πολλές μέθοδοι και συστήματα εκτίμησης της ποιότητας των ρεόντων υδάτων (Hellowell 1986; Metcalfe 1989; Rosenberg & Resh 1993; Ghetti, 1997) που είναι γνωστά ως βιολογικοί ή βιοτικοί δείκτες. Μερικοί από τους πιο γνωστούς δείκτες είναι ο BMWP (Biological Monitoring Working Party) και ASPT (Average Score per Taxon) που εφαρμόζονται στην Βρετανία, BBI (Belgium Biotic Index) του Βελγίου, DSFI (Danish Stream Fauna Index) της Δανίας, IBE (Extended Biotic Index) της Ιταλίας, IBMWP (Iberian Biological Monitoring Working Party) της Ισπανίας, οι δείκτες ποικιλότητας Shannon-Wiener, Margalef και Simpson καθώς και διάφοροι Σαπροβιοτικοί δείκτες όπως των Kolkwitz & Marsson (1902) ο οποίος τροποποιήθηκε από τους Zelinka & Marvan (1961) και Sladeczek (1973).

Στην Ελλάδα, η έρευνα και εκτίμηση της ποιότητας των ρεόντων υδάτων με τη χρήση μακροασπόνδυλων είναι σχετικά πρόσφατη και ξεκίνησε περίπου στις αρχές της δεκαετίας του 1990. Αρκετές μελέτες πραγματοποιήθηκαν σε διάφορα ποτάμια οικοσυστήματα αλλά χρησιμοποιώντας τις περισσότερες φορές ένα περιορισμένο αριθμό σταθμών και δειγματοληψιών (π.χ. εποχιακές/μηνιαίες δειγματοληψίες) ενώ ακόμα και σήμερα πολλά ποτάμια συστήματα δεν έχουν μελετηθεί. Επίσης, λόγω της έλλειψης ενός πρότυπου εθνικού συστήματος αξιολόγησης της βιολογικής κατάστασης, η μεθοδολογία καθώς και η χρήση των βιολογικών δεικτών από μελέτη σε μελέτη ήταν διαφορετική. Η Γιαννάκου (2000) δίνει μια αναλυτική περιγραφή των μελετών που έχουν πραγματοποιηθεί μέχρι το 2000 συμπεριλαμβάνοντας την περιοχή μελέτης, την μεθοδολογία και τους τρόπους αξιολόγησης και περιγράφει αναλυτικά τους πιο διαδεδομένους βιοτικούς δείκτες που έχουν αναπτυχθεί και χρησιμοποιούνται από διάφορες Ευρωπαϊκές χώρες. Λίγο αργότερα το Υπουργείο Ανάπτυξης (2003) σε συνεργασία με το Ελληνικό Κέντρο Θαλασσιών Ερευνών εξέδωσε μια τεχνική έκθεση στην οποία έχουν καταγραφεί όλες οι μελέτες εκτίμησης οικολογικής κατάστασης με τη χρήση μακροασπόνδυλων οργανισμών στην Ελλάδα έως το 2003.

Με την έκδοση της ΟΠΥ, οι μελέτες για την εκτίμηση και παρακολούθηση της οικολογικής κατάστασης αυξήθηκαν σημαντικά χρησιμοποιώντας επιστημονικά τεκμηριωμένες μεθόδους, όπως το AQEM (AQEM Consortium, 2002; Hering et al, 2003, 2004) που στη συνέχεια τροποποιήθηκε σε STAR/AQEM (STAR Consortium, 2003; Furse et al, 2006) και το RIVPACS (Wright et al., 1989, 2000). Ακολουθώντας αυτές τις μεθόδους, είτε στην πρωτότυπη μορφή τους είτε με μικρές τροποποιήσεις, δημιουργήθηκαν τρεις διαφορετικοί βιοτικοί δείκτες για την αξιολόγηση της οικολογικής κατάστασης των ποταμών της χώρας, από το Τμήμα Βιολογίας του Πανεπιστημίου Πατρών (Κάντζαρης, 2003), από το Ινστιτούτο Εσωτερικών Υδάτων του Ελληνικού Κέντρου Θαλασσιών Ερευνών (Skoulikidis et al. 2004) και από το Τμήμα Βιολογίας του Αριστοτέλειου Πανεπιστημίου Θεσσαλονίκης (Artemiadou & Lazaridou, 2005). Μέχρι σήμερα ωστόσο, κανένας δεν έχει υιοθετηθεί σε εθνικό ή τουλάχιστον περιφερειακό επίπεδο. Πρόσφατα μέσα από την άσκηση διαβαθμονόμησης (Intercalibration Exercise), η οποία αποσκοπούσε στην δημιουργία ενός κοινού συστήματος αξιολόγησης και ταξινόμησης της οικολογικής κατάστασης των τρεχούμενων νερών ανά οικοπεριοχή (π.χ. Μεσόγειος, Κεντρική Ευρώπη, Σκανδιναβία, Αλπικά ποτάμια, κ.τ.λ.), υιοθετήθηκε προσωρινά ένα σύστημα αξιολόγησης για την ταξινόμηση της οικολογικής κατάστασης με βάσει τα μακροασπόνδυλα (EC 2007). Ο δείκτης που ορίστηκε είναι ο STAR_ICMi (Buffagni, et al. 2007) ο οποίος προκύπτει από τον συνδυασμό 6 μετρικών και βιοτικών δεικτών (βλ. κεφάλαιο 5).

Στην Ευρώπη, καθώς και στην Αμερική και Αυστραλία, έμφαση έχει δοθεί κυρίως στην παρακολούθηση των μεταβολών των μακροασπόνδυλων στα ρέοντα ύδατα σε επίπεδο κοινωνιών ή πληθυσμών. Ένα πρόβλημα στην εκτίμηση της μεταβολής των βενθικών κοινωνιών ή πληθυσμών είναι ότι μόνο έμμεση εκτίμηση μπορεί να γίνει ως προς ποια είναι η ακριβής αιτία μεταβολής των βιοκοινωνιών. Ανεπιθύμητες ουσίες όπως φυτοφάρμακα, θρεπτικά άλατα, οργανικοί ρύποι, βαρέα μέταλλα, κ.α., μπορούν να προκαλέσουν αλλαγές σε όλα τα βιολογικά επίπεδα οργάνωσης (π.χ. μοριακό, κυτταρικό, οργανισμός, πληθυσμός).

Η ανάγκη ανίχνευσης τοξικών ουσιών στα υδάτινα οικοσυστήματα πριν αυτές οδηγήσουν σε ανεπιθύμητα αποτελέσματα, όπως μείωση πληθυσμών και εξαφάνιση ειδών, οδήγησε

στη χρήση των βιομαρτύρων⁶ (**biomarkers**) σε επίπεδο υπο-οργανισμού (οργανισμός → κυτταρικό → υποκυτταρικό → μοριακό). Τις τελευταίες τρεις δεκαετίες οι βιοχημικές, φυσιολογικές και ιστολογικές αναλύσεις άρχισαν να χρησιμοποιούνται με αυξημένους ρυθμούς στην εκτίμηση των επιπτώσεων των τοξικών ουσιών στην πανίδα υδατικών οικοσυστημάτων (McCarty & Shugart, 1990).

Η χρήση βιομαρτύρων γίνεται ολοένα και πιο δημοφιλής στην οικοτοξικολογική έρευνα γιατί προσφέρουν διάφορα πλεονεκτήματα έναντι των συνηθισμένων τοξικολογικών πειραμάτων, όπως για παράδειγμα η θνησιμότητα, η ανάπτυξη και αναπαραγωγή οργανισμών. Οι βιοχημικοί βιομάρτυρες αξιολογούν τις αρχικές αλλαγές ενός οργανισμού σε υποκυτταρικό επίπεδο που προκαλούνται από τοξικές ουσίες. Η τοξικότητα μιας χημικής ουσίας προκαλεί μια σειρά αντιδράσεων ξεκινώντας από το υποκυτταρικό επίπεδο που οδηγεί τελικά σε επιπτώσεις στα υψηλότερα βιολογικά επίπεδα οργάνωσης. Άρα οι επιπτώσεις που μετρούνται στα συνηθισμένα οικοτοξικολογικά τεστ είναι το τελικό αποτέλεσμα της συσσωρευμένης αλλοίωσης σε υποκυτταρικό επίπεδο. Οι πιο συνηθισμένοι βιοχημικοί βιομάρτυρες είναι τα ένζυμα ακετυλοχολινεστεράση (AChE), ATPάση και η γλουταθειόνη S-τρανσφεράση (GST) που χρησιμοποιούνται κυρίως για την ανίχνευση και τις επιπτώσεις εντομοκτόνων στους υδάτινους οργανισμούς (Day & Scott, 1990; Guilhermino et al. 1996; Fisher et al. 2000; Callaghan et al. 2001; Depledge & Fossi, 1994; Callaghan et al. 2002). Πρόσφατες έρευνες έδειξαν ότι οι βιομάρτυρες μπορούν να εφαρμοστούν και για πιο πολυσύνθετες ουσίες, όπως για παράδειγμα μίγμα ενώσεων προερχομένων από εκροές χωματερών (Noaksson et al., 2005).

⁶ Ως **βιομάρτυρας** χαρακτηρίζεται κάθε μεταβολή που μπορεί να παρατηρηθεί ή και να μετρηθεί σε βιοχημικό και κυτταρικό επίπεδο, καθώς και μεταβολές σε επίπεδο φυσιολογίας και συμπεριφοράς του οργανισμού, οι οποίες αποκαλύπτουν την έκθεση του ατόμου στο παρόν ή στο παρελθόν σε τουλάχιστο μία χημική ουσία με χαρακτηριστικά ρύπου (Adams 1990, Lagadic *et al.* 1994; Hyne & Maher. 2003). Βιολογικές αποκρίσεις σε ανώτερα επίπεδα οργάνωσης (πληθυσμού, βιοκοινότητας και οικοσυστήματος) ορίζονται ως βιοδείκτες (bioindicators) (Walker *et al.* 2001).

1.5. ΤΑ ΜΕΣΟΓΕΙΑΚΑ ΡΕΟΝΤΑ ΟΙΚΟΣΥΣΤΗΜΑΤΑ - ΜΟΝΙΜΗΣ ΚΑΙ ΔΙΑΚΟΠΤΟΜΕΝΗΣ ΡΟΗΣ ΥΔΑΤΟΡΕΜΑΤΑ

Από όλα τα επιφανειακά οικοσυστήματα, εκείνα που εμφανίζουν τις εντονότερες χωρικές και χρονικές διακυμάνσεις στα χαρακτηριστικά τους είναι τα ποτάμια (Ward, 1989; Alan, 1995). Ειδικά στις μεσογειακές κλιματικές ζώνες, οι έντονες εποχικές διακυμάνσεις της θερμοκρασίας και της βροχόπτωσης θεωρούνται οι παράγοντες που διαμορφώνουν τις φυτικές και ζωικές κοινωνίες και τα βιολογικά τους γνωρίσματα (Stamou, 1998; Gasith & Resh 1999). Τα διαφορετικά υδρολογικά και γεωμορφολογικά χαρακτηριστικά των μεσογειακών ποταμών, ευνοούν την δημιουργία ενός εξαιρετικά ποικίλου φυτικού και ζωικού κόσμου αποτελούμενου από πολλά ενδημικά είδη (Gasith & Resh, 1999; Blondel & Aronson, 1999; Malicky 2005; Bonada et al., 2007). Ωστόσο, αυτά τα οικοσυστήματα είναι ιδιαίτερα επιρρεπή στην απώλεια της βιοποικιλότητας, εξαιτίας των εποχικών διακυμάνσεων και του ξηροθερμικού μεσογειακού κλίματος.

Κατά συνέπεια, τα ρέοντα ύδατα της Μεσογείου είναι ιδιαίτερα ευάλωτα στις ανθρώπινες δραστηριότητες (Sabater et al., 1995; Gasith & Resh, 1999; Bonada, 2003; Prat & Munné, 2000; Skoulikidis et al., 2011) και οι συνέπειες είναι ιδιαίτερα ορατές αφού πουθενά αλλού στην κόσμο η υδρόβια πανίδα δεν μειώνεται με τόσο γρήγορους ρυθμούς από ότι στις περιοχές της Μεσογείου (Moyle & Leidy, 1992). Το γεγονός αυτό αποδίδεται σε πολλούς παράγοντες, όπως στην εισαγωγή μη ιθαγενών ειδών, στην υψηλή πυκνότητα του πληθυσμού, στην ανορθόδοξη διαχείριση και αλόγιστη σπατάλη νερού, στις αλλαγές χρήσεων γης και στην εντατική γεωργία. Η γεωμορφολογία της χώρας μας, η άνιση χωρική και εποχιακή κατανομή των υδατικών πόρων, αλλά και οι ανάγκες για άρδευση και πόσιμο νερό, η σοβαρή υποβάθμιση των υδατικών οικοσυστημάτων, και τέλος, το ανεπαρκές δίκτυο παρακολούθησης και καταγραφής της ποιότητας των νερών, είναι μερικά από τα σημαντικά χαρακτηριστικά που καθορίζουν την υφιστάμενη κατάσταση στην Ελλάδα.

Τα τρεχούμενα νερά σε αυτές τις ζώνες παρουσιάζουν υψηλή εποχική διακύμανση στην παροχή και ροή του νερού, με συχνές και προβλέψιμες φυσικές πιέσεις, όπως πλημμύρες και ξηρασίες (Gasith & Resh, 1999). Τρεις διαφορετικές γενικές κατηγορίες ρεόντων υδάτων μπορούν να διακριθούν με βάση την ροή: μόνιμα (διατηρούν ροή όλο το χρόνο),

διακοπτόμενης ροής (δεν διατηρούν νερό στην κοίτη τους κατά την θερινή περίοδο) και εφήμερα (ξηρά ρέματα κατά την μεγαλύτερη διάρκεια του χρόνου τα οποία εμφανίζουν νερό μετά από βροχερές περιόδους, χιονοπτώσεις κ.τ.λ.). Η εμφάνιση του νερού στην κοίτη ενός υδατορέματος διακοπτόμενης ροής ακολουθεί συνήθως δύο υδρολογικούς κύκλους. Έναν περιοδικό - προβλέψιμο υδρολογικό ρυθμό που εμφανίζεται κυρίως κατά τους φθινοπωρινούς και χειμερινούς μήνες ή ακολουθεί έναν απρόβλεπτο ρυθμό δηλαδή μετά από δυνατά ατμοσφαιρικά κατακρημνίσματα. Στα διακοπτόμενης ροής συστήματα κατά την θερινή περίοδο δημιουργούνται αρκετά συχνά απομονωμένα λιμνία/γούρνες (pools) που πολλές φορές μπορούν να διατηρηθούν ως στο τέλος του καλοκαιριού. Τα λιμνία αυτά λειτουργούν ως καταφύγια ζωής (refugia) και παίζουν καθοριστικό ρόλο στην επιβίωση των ζωικών ειδών.

Τα ποτάμια συστήματα διακοπτόμενης ροής είναι τα λιγότερα μελετημένα και δυστυχώς πολλές από τις γνώσεις μας σχετικά με τις επιπτώσεις της ξηρασίας στα συγκεκριμένα οικοσυστήματα είναι αποσπασματικές και συνήθως ευκαιριακές (Lake, 2000, 2003). Αυτό οφείλεται στο γεγονός ότι τα εφήμερα και διακοπτόμενης ροής ρέματα δεν ήταν μέχρι σήμερα οικονομικά εκμεταλλεύσιμα (π.χ. δεν έχουν ψάρια και νερό όλο το έτος) και θεωρούνται από πολλούς υποβαθμισμένες και περιθωριακές περιοχές, εξαιτίας της συνήθειας που υπάρχει να απορρίπτεται οτιδήποτε άχρηστο σε αυτά, να μπαζώνονται για να αποκτηθεί περισσότερη καλλιεργήσιμη γη και επίσης να χρησιμοποιούνται ως αγωγό αστικών και αγροτοβιομηχανικών λυμάτων και αποβλήτων.

1.6. ΠΛΑΙΣΙΟ ΚΑΙ ΣΤΟΧΟΙ ΤΗΣ ΕΡΕΥΝΑΣ

Ένα από τα μεγαλύτερα περιβαλλοντικά προβλήματα της χώρας μας είναι η απευθείας διάθεση των υγρών αποβλήτων ελαιουργείων, τα οποία αποτελούν και μία από τις πιο σημαντικές πηγές ρύπανσης των επιφανειακών υδάτων των Μεσογειακών χωρών. Ένα επίσης σημαντικό πρόβλημα είναι και η διάθεση υγρών αποβλήτων χυμοποιείων που παρατηρείται κυρίως σε περιοχές με μεγάλες εκτάσεις εσπεριδοειδών και συνεπώς βιομηχανικές μονάδες παραγωγής χυμών (π.χ. Νομό Λακωνίας και Άρτας). Ωστόσο, οι μελέτες για τις επιπτώσεις των συγκεκριμένων αποβλήτων στην οικολογική κατάσταση των επιφανειακών υδάτων και στους υδρόβιους οργανισμούς είναι ελάχιστες.

Όσο αφορά την επίδραση των αποβλήτων των χυμοποιείων στους μακροασπόνδουλους οργανισμούς και στην οικολογική κατάσταση επιφανειακών υδάτων, δεν έχει βρεθεί (τουλάχιστον μέχρι σήμερα) καμία επιστημονική αναφορά στην διεθνή βιβλιογραφία. Το ίδιο ισχύει και για τις επιδράσεις των ελαιουργικών αποβλήτων με εξαίρεση την διδακτορική διατριβή της Βορεάδου (1993) από το Πανεπιστήμιο Κρήτης που μελέτησε τις επιπτώσεις των αποβλήτων των ελαιουργείων σε χείμαρρους της Κρήτης με τη χρήση μακροασπόνδουλων οργανισμών. Επίσης, η τοξικότητα και οι τοξικολογικές επιπτώσεις των αποβλήτων αυτών στους μακροασπόνδουλους οργανισμούς σε χαμηλότερα βιολογικά επίπεδα οργάνωσης (π.χ. οργανισμός, υπο-κυτταρικό) δεν έχει εκτιμηθεί μέχρι σήμερα.

Η εφαρμογή των βιοχημικών βιομαρτύρων (biochemical biomarkers), που ανιχνεύουν τις βλάβες σε έναν οργανισμό σε υπο-κυτταρικό επίπεδο (π.χ. ενζυμική δραστηριότητα), έχει κυρίως επικεντρωθεί στην ανίχνευση και επίδραση των εντομοκτόνων σε ασπόνδουλους οργανισμούς και κυρίως σε κάποια είδη των Chironomidae και στην *Daphnia magna* ή *D. pulex*. (Depledge & Fossi, 1994; Hyne & Maher, 2003; Snyder, 2000). Μέχρι σήμερα, κανένας βιομάρτυρας δεν έχει χρησιμοποιηθεί αντίστοιχα στην περίπτωση υγρών αποβλήτων ελαιουργείων και χυμοποιείων.

Με γνώμονα τα παραπάνω, και την ανάγκη ολοκληρωμένης κατανόησης των επιπτώσεων των υγρών αποβλήτων ελαιουργείων και χυμοποιείων στα υδατικά οικοσυστήματα και στους υδρόβιους οργανισμούς, οι στόχοι της παρούσας έρευνας είναι:

α) να αποτιμηθεί η τοξικότητα των υγρών αποβλήτων ελαιουργείων και χυμοποιείων στα υδρόβια μακροασπόνδουλα χρησιμοποιώντας βιοδοκιμές οξείας τοξικότητας (24hrs-LC₅₀), **β)** να αποτιμηθούν οι επιπτώσεις των υποθανατηφόρων (sublethal) συγκεντρώσεων των υγρών αποβλήτων ελαιουργείων και χυμοποιείων στο βιοχημικό επίπεδο βιολογικής οργάνωσης των μακροασπόνδουλων οργανισμών, **γ)** να αποτιμηθούν οι επιδράσεις και οι επιπτώσεις των υγρών αποβλήτων ελαιουργείων και χυμοποιείων στην σύνθεση και αφθονία της μακροασπόνδυλης πανίδας στο χώρο και στο χρόνο και στην οικολογική κατάσταση των ρεόντων οικοσυστημάτων, και **δ)** στην περίπτωση των ελαιουργείων, να αποτιμηθούν οι επιπτώσεις τους σε διαφορετικούς τύπους ποτάμιων οικοσυστημάτων (π.χ. ορεινά – πεδινά), με στόχο να αξιολογηθεί η ικανότητα αυτοκαθαρισμού τους.

Για την συγκεκριμένη έρευνα επιλέχθηκε η λεκάνη απορροής του ποταμού Ευρώτα, που αντιμετωπίζει σημαντικά προβλήματα ρύπανσης από τα υγρά απόβλητα ελαιουργείων και χυμοποιείων. Ο ποταμός Ευρώτας καθώς και οι χείμαρροι και τα ρέματα που περιλαμβάνονται στο υδρολογικό του σύστημα μελετήθηκαν μόνο πρόσφατα ως προς την οικολογική κατάσταση και την μακροασπόνδυλη πανίδα (Σκουλικίδης και συν. 2008; Skoulikidis et al., 2010; Vardakas et al., 2010; Skoulikidis et al., 2011). Οι περισσότερες έρευνες και μελέτες που έχουν πραγματοποιηθεί στο παρελθόν αφορούν την γεωλογία και υδρολογία της λεκάνης απορροής του ποταμού και την χημική ποιότητά του (Υπουργείο Οικονομικών 1972; GWE 1972; MEDSPA 1993; Angelidis et al. 1995, 1996; Antonakos & Lambrakis, 2000; Mariolakos et al., 2007).

1.6.1. Οργάνωση και διάρθρωση της διατριβής

Η διατριβή αρχίζει με μια σύντομη εισαγωγή στη περιβαλλοντική ρύπανση και συγκεκριμένα στην οργανική ρύπανση, στους μακροασπόνδουλους οργανισμούς, στην οικολογική ποιότητα, στην Οδηγία Πλαίσιο για τα Ύδατα, καθώς και στα χαρακτηριστικά των Μεσογειακών ρεόντων οικοσυστημάτων. Η εισαγωγή ολοκληρώνεται με την περιγραφή του αντικειμένου της διατριβής και τους στόχους της. Ακολουθεί ένα κεφάλαιο που περιγράφει αναλυτικά τα χαρακτηριστικά και τη σύνθεση των υγρών αποβλήτων ελαιουργείων και χυμοποιείων που αποτελούν και το κύριο αντικείμενο της έρευνας. Στη συνέχεια ένα κεφάλαιο αφιερώνεται στην περιγραφή της περιοχής μελέτης και το δίκτυο παρακολούθησης βιολογικών (μακροασπόνδυλα) και περιβαλλοντικών παραμέτρων (φυσικοχημικά, μικρορύποι, μορφολογικά, κτλ.) που αναλύθηκαν, ενώ στο παράρτημα 1 περιγράφονται αναλυτικά τα χαρακτηριστικά των σταθμών δειγματοληψίας. Στα επόμενα τέσσερα κεφάλαια περιγράφονται τα αποτελέσματα της έρευνας, ξεκινώντας από τις επιπτώσεις των υγρών αποβλήτων στο χαμηλότερο επίπεδο βιολογικής οργάνωσης, δηλαδή σε επίπεδο βιοχημικό (υποκυτταρικό) και επίπεδο οργανισμού (Κεφάλαιο 4). Ακολουθεί στο κεφάλαιο 5 η αποτίμηση των επιπτώσεων των αποβλήτων στα ανώτερα βιολογικά επίπεδα οργάνωσης των μακροασπόνδουλων οργανισμών και συγκεκριμένα σε επίπεδο πληθυσμού και κοινωνίας, ενώ παράλληλα γίνεται εκτίμηση της βιολογικής κατάστασης των σταθμών δειγματοληψίας. Το πέμπτο κεφάλαιο χωρίζεται σε δύο μέρη, εκ των οποίων στο πρώτο (Μέρος Α) περιγράφονται οι επιπτώσεις των υγρών αποβλήτων

ελαιουργείων και στο δεύτερο (Μέρος Β) των υγρών αποβλήτων χυμοποιείων. Στη συνέχεια, στο κεφάλαιο 6, εξετάζονται οι επιπτώσεις των αποβλήτων στη φυσικοχημική κατάσταση των ρεόντων οικοσυστημάτων, περιλαμβάνοντας διάφορες φυσικοχημικές και χημικές παραμέτρους, όπως κύρια ιόντα, θρεπτικά και μικρορύπους όπως φυτοφάρμακα και βαρέα μέταλλα. Η ανίχνευση υπολειμμάτων φυτοφαρμάκων και ο προσδιορισμός των συγκεντρώσεων των βαρέων μετάλλων στοχεύει στην αποτίμηση τυχόν συνεργικών επιδράσεων με τα υγρά απόβλητα. Στο έβδομο κεφάλαιο γίνεται η εκτίμηση της οικολογικής κατάστασης των σταθμών δειγματοληψίας, συμπεριλαμβάνοντας εκτός από την βιολογική, τη φυσικοχημική κατάσταση και την υδρομορφολογική κατάσταση, ακολουθώντας έτσι τις απαιτήσεις της Οδηγίας Πλαίσιο. Τέλος, η διατριβή ολοκληρώνεται με το όγδοο κεφάλαιο όπου περιγράφονται τα συμπεράσματα.

2

ΥΓΡΑ ΑΠΟΒΛΗΤΑ ΕΛΑΙΟΥΡΓΕΙΩΝ ΚΑΙ ΧΥΜΟΠΟΙΕΙΩΝ

*Υπάρχει πολύ μικρή αναγνώριση από τον κόσμο
για το πόσο όλοι μας εξαρτόμαστε από τους αγρότες
ως διαχειριστές του εδάφους, των υδάτων μας
και της άγριας ζωής
- John F. Kennedy (1917 - 1963) -*

2.1 ΥΓΡΑ ΑΠΟΒΛΗΤΑ ΕΛΑΙΟΥΡΓΕΙΩΝ

2.1.1 Ιστορική Αναδρομή

Η ελιά (*Olea europaea* L.) ανήκει στην οικογένεια των Ελαιϊδών (Oleaceae) και στο γένος *Ελαία* (*Olea*) που απαριθμεί 40 είδη με 201 υποείδη/ποικιλίες. Από τα 40 είδη, μόνο το είδος *Olea europaea* παράγει ελαιόλαδο και βρώσιμη ελιά. Η ελιά είναι ένα μακρόβιο αειθαλές, θερμόφιλο και ανθεκτικό καρποφόρο δέντρο, ιθαγενές είδος της Μεσογείου που μπορεί να φτάσει και τα 20 μέτρα και η ύπαρξή της χρονολογείται από την περίοδο



Συγκομιδή ελαιόκαρπου, λεπτομέρεια από αμοφρέα του 6ου αι. π.Χ. Λονδίνο, Βρετανικό Μουσείο.

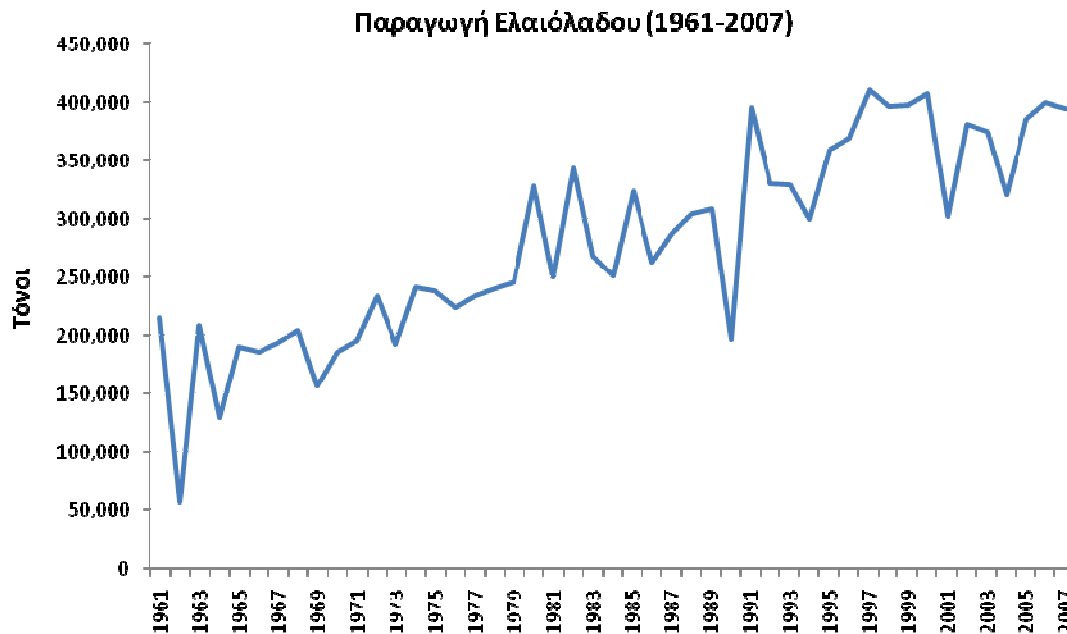
του Τεταρτογενούς. Παρά τις πολλές μελέτες, το αρχικό είδος της ελιάς, δεν έχει προσδιοριστεί με ακρίβεια καθώς και τόπος προέλευσής της. Τα αρχαιότερα ίχνη της ελιάς είναι απολιθωμένα φύλλα που βρέθηκαν πρόσφατα στην Σαντορίνη και στο Αιγαίο αρχιπέλαγος, τα οποία σύμφωνα με τις σύγχρονες μεθόδους χρονολόγησης φαίνεται να είναι ηλικίας 50.000 - 60.000 ετών (Rhizoroulou, 2007). Η επικρατέστερη θεωρία υποστηρίζει ότι η ελιά προέρχεται από το είδος *Olea sylvestris* Miller (= *O. europaea* ssp. *oleaster* - κοινή ονομασία: Άγρια Ελιά) που συναντάται σήμερα στην Μεσόγειο, ενώ μια άλλη θεωρία υποστηρίζει ότι προέρχεται από το είδος *Olea chrysophylla* Lam. ένα άγριο είδος με ευρεία εξάπλωση που καλύπτει εκτάσεις της νότιας, κεντρικής και βορειοδυτικής Αφρικής και φτάνει μέχρι την Δυτική Κίνα.

Η καλλιέργεια της ελιάς είναι γνωστή από τα αρχαία χρόνια και πιστεύεται ότι ξεκίνησε στις κοιλάδες του Ιορδάνη ποταμού (Zohery and Spiegel-Roy, 1975). Η ελιά στην Ελλάδα εικάζεται ότι προήλθε από τις περιοχές της Συρίας ενώ μια άλλη θεωρία υποστηρίζει ότι προήλθε από την Βόρεια Αφρική και συγκεκριμένα από την Αίγυπτο απ' όπου μετέπειτα μεταφέρθηκε στην Κρήτη. Η παρουσία της ελιάς στον Ελλαδικό χώρο τοποθετείται στην Νεολιθική εποχή (10.000 - 7.000 π.Χ) ενώ οι απαρχές της καλλιέργειας τοποθετούνται στο χρονικό ορίζοντα της Πρώιμης Χαλκοκρατίας δηλαδή την 3^η χιλιετία π.Χ. (Zohery and Spiegel-Roy, 1975). Αρχαιολογικά δε ευρήματα αποδεικνύουν ότι ελιά καλλιεργούνταν στην Κρήτη και στην Συρία από το 2.500 π.Χ. (Terral et al., 2004). Η ελιά αναφέρεται από τον Όμηρο ως υγρό χρυσάφι και ότι καλλιεργούνταν στην Ελλάδα παραπάνω από

10.000 χρόνια. Στα δύο έπη του Ομήρου, Ιλιάδα και Οδύσσεια, υπάρχουν αρκετές αναφορές για την χρήση ελαιόλαδου. Αποτελεί από τα αρχαία χρόνια την σπουδαιότερη δενδρώδη καλλιέργεια των Μεσογειακών χωρών ενώ για τους αρχαίους Έλληνες θεωρούνταν δέντρο ιερό και ήταν το σύμβολο της ειρήνης και της ευφορίας. Η ελιά με την πάροδο των χρόνων πέρασε στους Ιταλούς και κατόπιν στους Ισπανούς, οι οποίοι την διέδωσαν στην Αμερική μετά από την ανακάλυψή της. Σήμερα, η ελιά καλλιεργείται σε όλες τις χώρες με χαρακτηριστικά Μεσογειακού κλίματος, ενώ έχει εισαχθεί ακόμα και σε χώρες της Νοτίου Αφρικής και σε ορισμένες περιοχές της Κίνας που ευνοούν την καλλιέργεια της.

Από το ελαιόδεντρο λαμβάνονται δύο προϊόντα υψηλής θρεπτικής αξίας, το ελαιόλαδο και οι επιτραπέζιες ελιές. Ωστόσο, τα τελευταία χρόνια, έχει αναγνωριστεί και η αξία των φύλλων της ελιάς, λόγω των φαρμακευτικών και θεραπευτικών ιδιοτήτων τους (Le Tutour & Guedon, 1992). Παρά την παγκόσμια εξάπλωση του ελαιόδεντρου, το 75% της παραγωγής ελαιόλαδου, που αντιστοιχεί σε 2,5 εκατομμύρια τόνους το χρόνο, προέρχεται από τις μικρές, οικογενειακές επί το πλείστον επιχειρήσεις των Μεσογειακών χωρών. Η Ισπανία είναι η μεγαλύτερη παραγωγός ελαιόλαδου (36%) και ακολουθεί η Ιταλία (24%) και η Ελλάδα (17%). Άλλες χώρες που παράγουν ελαιόλαδο είναι η Συρία, Μαρόκο, Κύπρος, Λιβύη, Πορτογαλία, Τυνησία, Αυστραλία κ.α. (FAO, 2009).

Στην Ελλάδα, αλλά και παγκοσμίως, η καλλιέργεια της ελιάς έχει αυξηθεί σημαντικά γεγονός που οφείλεται αφενός μεν στην αύξηση του πληθυσμού αφετέρου δε στην εντατικοποίηση της καλλιέργειας με τη χρήση λιπασμάτων, φυτοφαρμάκων, άρδευση των ελαιώνων και στις νέες τεχνολογίες επεξεργασίας της ελιάς. Στην Ελλάδα, ο αριθμός των ελαιόδεντρων το 1961 υπολογιζόταν περίπου στα 75 εκατομμύρια ενώ το 2003 ο αριθμός τους έφτασε τα 137 εκατομμύρια, δηλαδή 82,6% αύξηση (πρωτογενή στοιχεία από Υπουργείο Αγροτικής Ανάπτυξης και Τροφίμων). Η παραγωγή ελαιόλαδου το 1961 ήταν περίπου 215.000 τόνους (Σχήμα 2.1) ενώ το 2007 η παραγωγή έφτασε τους 394.000 τόνους, είχε δηλαδή αύξηση 83%.



Σχήμα 2.1. Παραγωγή ελαιόλαδου (τόνοι) στην Ελλάδα από το 1961 μέχρι το 2007 σύμφωνα με στοιχεία του FAO (Παγκόσμιος Οργανισμός Τροφίμων και Γεωργίας) (FAO, 2009).

2.1.2 Επεξεργασία ελαιόλαδου και παραγόμενα απόβλητα

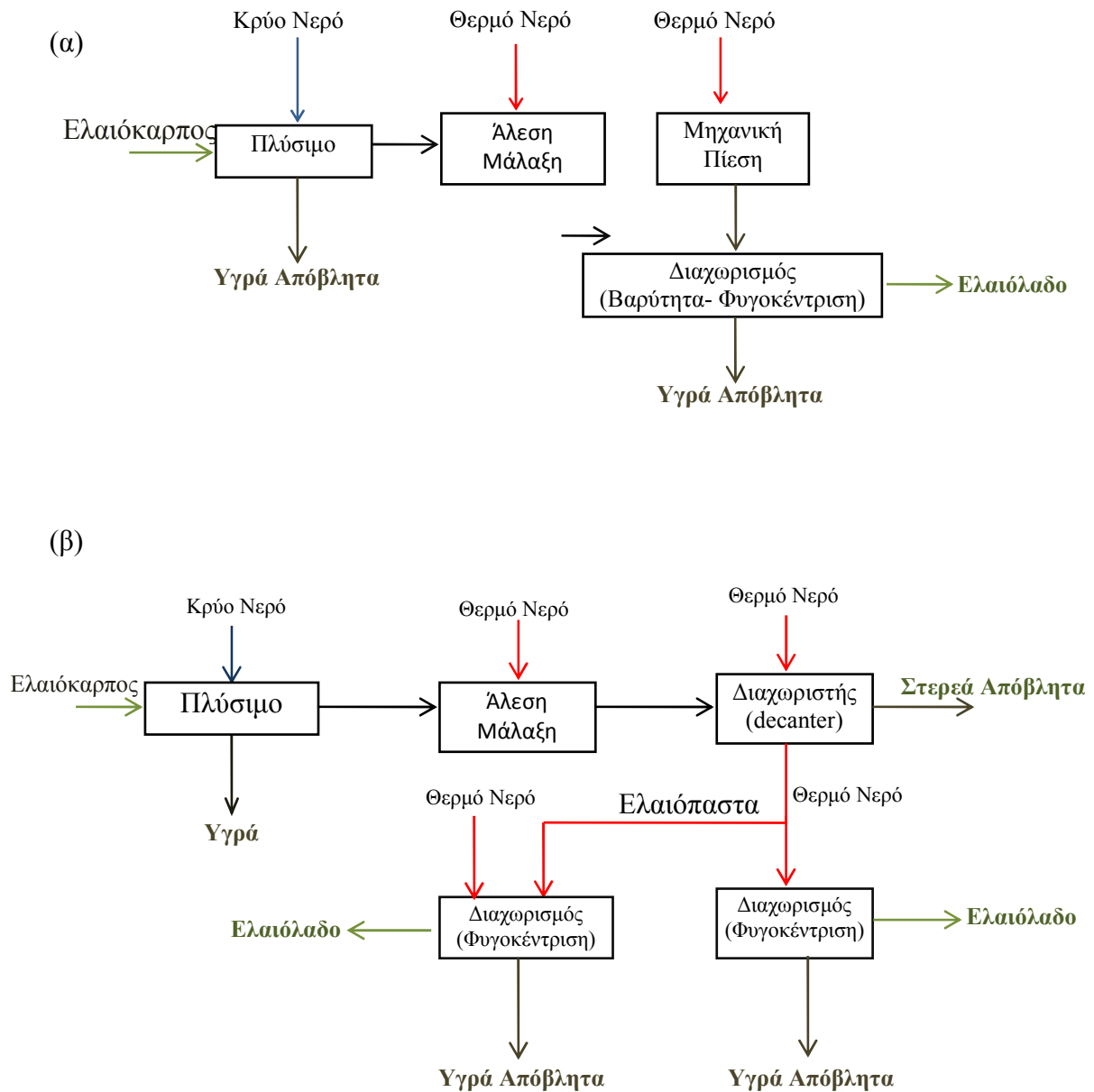
Η διαδικασία παραγωγής ελαιόλαδου περιλαμβάνει τα εξής στάδια: αποφύλλωση, πλύσιμο και άλεση του ελαιόκαρπου, μάλαξη της ελαιόπαστας και εξαγωγή του ελαιόλαδου από την ελαιόπαστα. Η εξαγωγή λαδιού επιτυγχάνεται με δύο τρόπους: με υδραυλική ή μηχανική πίεση (παραδοσιακά ελαιουργεία) και με φυγοκέντριση (φυγοκεντρικά ελαιουργεία) κατά την οποία γίνεται ο διαχωρισμός της υγρής και στερεάς φάσης. Τα φυγοκεντρικά συστήματα χωρίζονται στα διφασικά, των οποίων η χρήση τους ξεκίνησε από τις αρχές της δεκαετίας του 1990 και στα τριφασικά τα οποία εμφανίστηκαν τη δεκαετία του 1970. Από τα αρχαία χρόνια μέχρι και πριν από μερικές δεκαετίες, η παραγωγή ελαιόλαδου γινόταν με την πίεση στα παραδοσιακά ελαιοτριβεία όπου ο διαχωρισμός του λαδιού από την ελαιόπαστα επιτυγχάνονταν με ελαιοδιαφράγματα (Σχ. 2.2α). Οι περισσότερες παραδοσιακές μονάδες έχουν σήμερα αντικατασταθεί από τις φυγοκεντρικές και κυρίως τις τριφασικές που χρησιμοποιούνται εδώ και σχεδόν 4 δεκαετίες για την επεξεργασία του ελαιόλαδου (Roig et al., 2006). Στα ελαιοτριβεία τριών φάσεων, η ελαιόπαστα αφού αραιωθεί με θερμή ποσότητα νερού, μεταφέρεται σε έναν οριζόντιο φυγοκεντρικό διαχωριστήρα τριών φάσεων όπου χωρίζεται σε τρία κλάσματα:

ένα στερεό και δύο υγρά κλάσματα (Σχ. 2.2β). Το πρώτο υγρό κλάσμα αποτελείται κυρίως από το ελαιόλαδο και μέρος φυτικών υγρών ενώ το δεύτερο αποτελείται κυρίως από φυτικά υγρά και μέρος ελαιόλαδου. Ο διαχωρισμός του ελαιόλαδου από τα φυτικά υγρά πραγματοποιείται σε κάθετους φυγοκεντρικούς διαχωριστές. Τα φυτικά υγρά που απομένουν, είναι το τυπικό υγρό απόβλητο των ελαιουργείων που είναι γνωστά ως κατσίγαρος, λιόζουμα, απόνερα, μούργα, κ.α. Η διεργασία παρασκευής του ελαιόλαδου αποδίδει τρία κλάσματα: ελαιόλαδο (20%), στερεά (30%), και τα απομείναντα φυτικά υγρά που είναι τα υγρά απόβλητα των ελαιουργείων (50%).

Τα υγρά απόβλητα ελαιουργείων (ΥΑΕ) περιέχουν το νερό έκπλυσης των ελαιόκαρπων, το υδάτινο κλάσμα του ελαιόκαρπου, το νερό που προστίθεται κατά την μάλαξη της ελαιόπαστας και το νερό που προστίθεται στον φυγοκεντρικό διαχωριστήρα (decanter). Λόγω της προσθήκης μεγάλης ποσότητας νερού στο στάδιο του διαχωρισμού του ελαιόλαδου από την ελαιόπαστα στα φυγοκεντρικά ελαιοτριβεία τριών φάσεων (περίπου 50 λίτρα νερού για 100 κιλά ελαιόπαστας) ο όγκος του υγρού απόβλητου που παράγεται είναι τεράστιος. Για 100 κιλά ελαιοκάρπου, υπολογίζεται ότι παράγονται περίπου 20 λίτρα ελαιόλαδου και 80-150 λίτρα υγρών απόβλητων ενώ στα παραδοσιακά ελαιοτριβεία ο όγκος των αποβλήτων υπολογίζεται περίπου στα 40-55 λίτρα (Fiorentino et al., 2003). Ο όγκος των αποβλήτων επηρεάζεται από ποικίλους παράγοντες με αποτέλεσμα να διαφέρει σημαντικά. Βάσει στοιχείων που συγκεντρώθηκαν από διάφορες βιβλιογραφικές πηγές, η ποσότητα των ΥΑΕ που παράγονται από ένα παραδοσιακό ελαιοτριβείο για ένα τόνο ελαιόκαρπου κυμαίνεται από 0,5 – 1,5 m³ και για ένα φυγοκεντρικό τριών φάσεων από 1,5 – 5 m³ (Vlyssides et al., 1998; Alburquerque et al., 2004; Roig et al., 2006; Kapellakis et al., 2006). Στη τελευταία περίπτωση το 10 – 11 % των υγρών αποβλήτων προέρχεται από το στάδιο της πλύσης, το 84 – 85 % από το στάδιο του φυγοκεντρικού διαχωρισμού και το 4 – 5 % είναι υγρά απόβλητα απολάσπωσης.

Σε αντίθεση με τα τριφασικά ελαιουργεία, τα διφασικά υπερτερούν στο ότι η ποσότητα των υγρών απόβλητων που παράγονται είναι περίπου κατά 75% μικρότερη (Roig et al., 2006) γεγονός που τα χαρακτηρίζει ‘φιλικά’ προς το περιβάλλον. Στα διφασικά ελαιοτριβεία, δεν γίνεται προσθήκη νερού κατά την διαδικασία εξαγωγής του ελαιόλαδου και έτσι παράγονται δύο κλάσματα. Το υγρό κλάσμα, το οποίο είναι το ελαιόλαδο και το στερεό κλάσμα το οποίο περιέχει και το υγρό απόβλητο. Τα υγρά απόβλητα που

παράγονται, είναι κυρίως από το πλύσιμο του ελαιοκάρπου και το νερό που προστίθεται στο φυγοκεντρικό ελαιοδιαχωριστήρα για το διαχωρισμό του ελαιόλαδου από τα φυτικά υγρά. Το μειονέκτημα των διαφασικών ελαιουργείων είναι το στερεό απόβλητο υψηλής υγρασίας (υγρασία 50-70%) που προκύπτει, το οποίο δεν μπορεί να υποστεί επεξεργασία αυτοτελώς από τα συμβατικά πυρηνελαιουργεία.



Σχήμα 2.2. Σχηματική απεικόνιση παραδοσιακών (α) και τριφασικών ελαιοτριβείων (β)

Στην Ισπανία και στην Κροατία, τα τριφασικά ελαιουργεία έχουν πλέον αντικατασταθεί από τα διφασικά, γεγονός που δεν συνέβη και με τις υπόλοιπες χώρες λόγω αδυναμίας διαχείρισης του στερεού αποβλήτου που παράγεται. Το στερεό απόβλητο που παράγεται στα παραδοσιακά και τριφασικά ελαιουργεία, αποτελείται από τα στερεά συστατικά του ελαιοκάρπου (εξωκάρπιο, σαρκώδες μεσοκάρπιο και ενδοκάρπιο) και τα φύλλα που έχουν μεταφερθεί μαζί με το καρπό. Το στερεό απόβλητο ή ελαιοπυρήνας μεταφέρεται σε πυρηνελαιουργεία για την παραγωγή πυρηνέλαιου. Ο ελαιοπυρήνας μετά από ξήρανση στους 60°C, εξάγεται με διάλυμα εξανίου για την παραγωγή του πυρηνέλαιου που χρησιμοποιείται ως καύσιμο για τις ενεργειακές ανάγκες των ελαιουργείων, φούρνων, θερμοκηπίων κ.α.

2.1.3. Σύσταση και Χαρακτηριστικά των Υγρών Αποβλήτων Ελαιουργείων

Τα υγρά απόβλητα των ελαιουργείων προέρχονται κυρίως από μικρές, επί το πλείστον οικογενειακές, μονάδες οι οποίες είναι διασκορπισμένες σε πεδινές και ορεινές περιοχές. Η λειτουργία τους είναι εποχική και διαρκεί 3 - 4 μήνες (Νοέμβριο – Μάρτιο) ανάλογα με το έτος παραγωγής (η ελιά ακολουθεί ένα κύκλο 2 ετών, όπου το ένα έτος έχει μεγάλη παραγωγή, ενώ το άλλο έτος μειωμένη). Στην Ελλάδα, κατά τη διάρκεια λειτουργίας των ελαιοτριβείων, παράγονται περίπου 1,5 - 2 εκατ. τόνοι υγρών αποβλήτων ετησίως από 2.925 ελαιουργεία, ενώ στις Μεσογειακές χώρες ο όγκος αυτός εκτιμάται περίπου στα 30 εκατ. m³ (Hamdi, 1993). Από τα 2.925 ελαιουργεία, 1.100 βρίσκονται στην Πελοπόννησο, 700 στην Κρήτη, 400 στην Στερεά Ελλάδα, 380 στα νησιά του Ιονίου και 300 στα νησιά του Αιγαίου. Η Κρήτη είναι πρώτη σε παραγωγή υγρών αποβλήτων στον Ελλαδικό χώρο με 700.000 τόνους ανά έτος (Βουτυράκης, 2003) και ακολουθεί η Πελοπόννησος με 400.000 τόνους. Παρά το γεγονός ότι η Πελοπόννησος διαθέτει πολύ περισσότερες ελαιουργικές μονάδες από την Κρήτη, παράγει λιγότερες ποσότητες αποβλήτων διότι ένα μεγάλο μέρος της παραγωγής καταναλώνεται ως επιτραπέζιες ελιές. Ο νομός Λακωνίας έχει μέση ετήσια παραγωγή ελαιολάδου περίπου 30.000 τόνους ενώ η μέση ετήσια παραγωγή βρώσιμων ελιών είναι 7.000 τόνοι.

Τα φυτικά υγρά (πλην του ελαιόλαδου) που περιέχονται στον ελαιοκάρπο αποτελούν περίπου το 40-45% του βάρους του. Επιπλέον, περιέχουν 17% στερεά από τα οποία 15% είναι οργανικά και το υπόλοιπο 2% ανόργανα (Μιχελάκης και Κουτσαυτάκης 1989). Η

σύνθεση αυτή ποικίλει ανάλογα με την ποικιλία, την ωριμότητά του ελαιόκαρπου και την εποχή συγκομιδής του, τις κλιματικές συνθήκες και τις συνθήκες παραγωγής του όπως η άρδευση, η λίπανση, η χρήση φυτοφαρμάκων κ.α. Κατά συνέπεια, τα παραγόμενα απόβλητα ποικίλουν ανάλογα με τις προαναφερθείσες συνθήκες αλλά και με τον τρόπο επεξεργασίας του ελαιόκαρπου (παραδοσιακά ή φυγοκεντρικά ελαιοτριβεία).

Τα υγρά απόβλητα ελαιουργείων είναι λόγω της σύστασής τους από τα πιο επιβεβαρυσμένα οργανικά απόβλητα. Χαρακτηρίζονται από σκούρο χρώμα με διάφορες αποχρώσεις (σκούρο κόκκινο προς σκούρο καφέ-μαύρο), μεγάλη πυκνότητα και θολερότητα, χαρακτηριστική οσμή, είναι όξινα (pH 4-5), έχουν υψηλό οργανικό φορτίο (BOD: 25-100 g/L; COD: 45-220 g/L), υψηλή αγωγιμότητα, υψηλές συγκεντρώσεις φαινολών (Vlyssides et al., 1998; De Marco et al., 2007) και είναι πλούσια σε οργανικά και ανόργανα συστατικά διαλυμένα κυρίως στην υδάτινη φάση (Arienzo & Capasso, 2000). Επιπλέον, περιέχουν ένα υψηλό ποσοστό, διαλυμένων και αιωρούμενων στερεών, όπως τεμάχια μαλακών ιστών, κολλοειδή, κυτταρίνη κ.α. Αναλυτικότερα, η σύσταση και τα φυσικοχημικά χαρακτηριστικά των υγρών αποβλήτων παρουσιάζονται στους πίνακες 2.1, 2.2 και 2.3. Ενδεικτικά αναφέρεται ότι τα υγρά απόβλητα ενός ελαιουργείου μέσης δυναμικότητας συνολικού όγκου 50 m³ την ημέρα με BOD₅ 40 g O₂/L ισοδυναμούν, όσον αφορά την ρυπογόνο δύναμη, με τα αστικά λύματα (βοθρολύματα) ενός οικισμού 30.000 κατοίκων (Νταλής, 1989).

Πίνακας 2.1. Σύσταση των υγρών αποβλήτων ελαιουργείων από παραδοσιακά και φυγοκεντρικά ελαιουργεία (Πηγές: Μιχελάκης και Κουτσαυτάκης 1989; Vlyssides et al., 1998; Davies et al., 2004).

Συστατικά	Κλασικό	Φυγοκεντρικό
Υγρά Απόβλητα (1Kg Ελιές)	0,70 - 1,10	1,20 - 1,70
Στερεά Ολικά %	12	6
- οργανικά %	6,4 - 10,5	3,9 - 5,8
- ανόργανα %	0,6 - 1,3	0,5 - 0,75
Στερεά Αιωρούμενα %	0,1	0,9
Ολικά Σάκχαρα %	1,7 - 8	0,4 - 2,6
Οργανικά οξέα %	0,5 - 1	0,2 - 0,4
Πολυαλκοόλες %	1 - 1,8	0,3 - 1,1
Αζωτούχες ουσίες %	0,16-1,2	0,1-0,3
Φαινολικές ενώσεις %	2 - 2,4	0,3 - 0,8

Πίνακας 2.2. Σύσταση των υγρών αποβλήτων ελαιουργείων. Οι τιμές αντιπροσωπεύουν συγκεντρώσεις παραδοσιακών και φυγοκεντρικών (3-φάσεων) ελαιουργείων. (Πηγές: Balice et al., 1984; Ramos Cormezana 1986; Fiestas Ros de Ursinos & Borja Padilla, 1992; Zervakis and Balis, 1996; Vlyssides et al., 1998)

Παράμετρος	Συγκέντρωση (%)	Κύρια Συστατικά
Νερό	83 - 92	
Οργανικό κλάσμα	2 - 15	
Σάκχαρα	2 - 8	Γλυκόζη, Σακχαρόζη, Ξυλόζη, Φρουκτόζη, Ραφινόζη, Αραβινόζη, Μανόζη, Γαλακτόζη, Ραμνόζη
Αζωτούχες ενώσεις	0,4 - 2,4	Γλουταμίνη, Γλυκοζαμίνη, Γλουταμικό οξύ, Γλυκίνη, Λυσίνη, Ασπαρτικό οξύ, Ισολευκίνη, Λευκίνη, Τυροσίνη, Προλίνη, Αργινίνη, Ιστιδίνη, Μεθειονίνη, Φαινυλαλαίνη, Βαλίνη, Σερίνη, Αλανίνη, Θρεονίνη.
Πολυαλκοόλες	0,3 - 0,5	Γλυκερίνη, Μανιτόλη
Λίπη	0,5 - 2,3	Υπολείμματα ελαίου
Πηκτίνες-Τανίνες κ.α.	0,2 - 1,5	
Φαινολικές ενώσεις	0,3 - 2,4	ΦΑΙΝΟΛΕΣ: Υδροξυτυροσόλη, Τυροσόλη, π-κουμαρικό οξύ, Καφεϊκό οξύ, Βανιλικό οξύ, Κινναμικό οξύ, Πρωτοκατεχικό οξύ, Συριγλικό οξύ, Βερατρικό οξύ, Υδροξυβενζοϊκό οξύ, 2,6-διυδροξυβενζοϊκό οξύ. ΦΛΑΒΟΝΟΕΙΔΗ: Λουτεολίνη, Απεγινίνη, Ρουτίνη, Κερκετίνη. ΑΝΘΟΚΥΑΝΕΣ: Κυανιδίνη, Ελευρωπαίνη, Παιονιδίνη, Βερμπασκοσίδη.
Οργανικά οξέα	0,2 - 1	Τρυγικό, Οξαλικό, Μηλικό, Γαλακτικό, Φουμαρικό, Κιτρικό, Οξικό, Μηλονικό, Ταρταρικό οξύ.
Ανόργανο κλάσμα	1 - 1,8	K, P, Na, Ca, Mg, Fe, Mn, Zn, Cu, O, S, Ανθρακικά 21%, Φωσφορικά 14%, Άλατα Καλίου 47%, Άλατα Νατρίου 7%, Υπόλοιπα 11%

Η χαρακτηριστική κατά βάρος σύνθεση των ΥΑΕ, είναι 83-92% νερό, 2-15% οργανικές ενώσεις και 1-2% ανόργανα άλατα (Πίνακας 2.2). Το οργανικό κλάσμα αποτελείται κυρίως από λιπίδια, έλαια, υδατάνθρακες, σάκχαρα, κυτταρίνη, οργανικά οξέα και φαινολικές ενώσεις. Το μεγαλύτερο μέρος του οργανικού κλάσματος, καταλαμβάνουν τα σάκχαρα (μέχρι και 60% επί του συνολικού ξηρού βάρους) όπως γλυκόζη, φρουκτόζη, σακχαρόζη καθώς και κάποιες πεντόζες και πηκτίνες (Borja et al., 2006). Τα σημαντικότερα ποιοτικά συστατικά του οργανικού κλάσματος είναι οι φαινολικές ενώσεις στις οποίες οφείλονται κυρίως οι χαρακτηριστικές βιοτοξικές και αντιμικροβιακές ιδιότητες των ΥΑΕ και τα λίπη τα οποία προσδίνουν ανεπιθύμητες ιδιότητες (π.χ. μεγάλη διάρκεια παραμονής στο περιβάλλον).

Πίνακας 2.3. Φυσικοχημικά χαρακτηριστικά των ΥΑΕ από παραδοσιακά και τριών φάσεων φυγοκεντρικά ελαιουργεία. (Πηγές: Fiestas & Borja, 1992; Hamdi, 1993; Skerratt & Ammar, 1999; Vlyssides et al., 1998; Paixao et al., 1999; Davies et al., 2004; Roig et al., 2006)

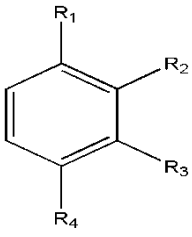
Παράμετροι	Μονάδες	Κλασικό	Φυγοκεντρικό (3-Φάσεων)
Πυκνότητα	(g/cm ³)	1 - 1,2	1 - 1,1
pH		4,2 - 5,3	4,6 - 5,2
Αλατότητα	mmhos/cm	8 - 16	8 - 16
Αγωγιμότητα	mmhos/cm	12 - 18	8 - 16
Στερεά Ολικά	g/l	70 - 173	45 - 103
Στερεά Αιωρούμενα	g/l	2 - 7	2,5 - 5
BOD ₅	g/l	60 - 100	25 - 50
COD	g/l	65 - 220	45 - 110
Ολικές Φαινόλες	g/l	12 - 19	6 - 10
Φαινολικά Οξέα	g/l	0,5 - 0,6	0,2 - 0,3
Υδροξυτυροσόλη	g/l	0,07 - 0,9	0,04 - 0,4
Τανίνες-Λιγνίνες	g/l	3 - 12	3 - 10
Τανίνες	g/l	4 - 9	2,5 - 5,5
Πηκτίνες	g/l	2 - 5	1,5 - 3
Λίπη και έλαια	g/l	1,5 - 3	0,5 - 1,64
Ολικά Σάκχαρα	g/l	17 - 32	11 - 21
Γλυκερόλη	g/l	0,1	0,062
Οργανικά οξέα	g/l	2 - 7	2 - 4
Πολυαλκοόλες	g/l	3 - 6	2 - 4
Ολικό άζωτο (κατά Kjeldahl)	g/l	1 - 1,5	0,7 - 0,9
Οργανικό άζωτο	g/l	0,1 - 1,1	0,1 - 1
Ολικές Πρωτεΐνες	g/l	20 - 37	11 - 23
Στάχτη	g/l	7 - 11	4 - 8
TOC	g/l	50 - 70	35 - 45
Ολικός Φώσφορος (P ₂ O ₅)	g/l	0,5 - 0,9	0,5 - 0,6
Νιτρικά (NO ₃)	mg/L	20 - 23	10 - 12
Χλώριο	mg/L	219,48	124
Θειικά (SO ₄)	mg/L	75-115	52-75
Σίδηρος (FeO)	mg/L	35-48	16-32
Κάλιο (K ₂ O)	g/l	2 - 3	2 - 2,5
Νάτριο (Na ₂ O)	mg/L	300 - 500	200 - 300
Ασβέστιο (CaO)	mg/L	350 - 380	120 - 270
Μαγνήσιο (MgO)	mg/L	74 - 200	48 - 50
Πυρίτιο (SiO ₂)	mg/L	24 - 31	16 - 22
Μαγγάνιο	mg/L	16 - 20	11 - 12
Ψευδάργυρος	mg/L	16 - 20	11 - 14
Χαλκός	mg/L	8 -10	6 - 9
Μόλυβδος	mg/L	0,5 - 2	0,4 - 0,7
Κοβάλτιο	mg/L	0,2 - 0,9	0,1 - 0,5
Νικέλιο	mg/L	0,5 - 1,5	0,3 - 1,5

Οι φαινολικές ενώσεις είναι τα υδροξυπαράγωγα των αρωματικών υδρογονανθράκων και αποτελούνται από ένα αρωματικό δακτύλιο ο οποίος περιέχει μία ή περισσότερες υδροξυλομάδες. Χωρίζονται σε δύο κατηγορίες, στις φαινολικές ενώσεις με μικρό μοριακό βάρος (τυροσόλη, καφεϊκό οξύ, υδροξυτυροσόλη, π-κουμαρικό οξύ, συριγκικό οξύ, πρωτοκατεχοϊκό οξύ, φερούλικό οξύ, κ.α.) και σε αυτές με υψηλό μοριακό βάρος (ανθοκυανίνες, κ.α.). Οι συγκεντρώσεις των φαινολών, όπως και τα φυσικοχημικά χαρακτηριστικά των ΥΑΕ, κυμαίνονται ανάλογα με την ποικιλία του ελαιόκαρπου και την μέθοδο επεξεργασίας του. Οι φαινόλες είναι σχετικά πολικές ενώσεις, πτητικές και οι περισσότερες είναι σχετικά διαλυτές στο νερό. Ενώ ο ελαιόκαρπος είναι πλούσιος σε φαινόλες, μόνο το 2% μεταφέρεται στο ελαιόλαδο, ενώ το 53% μεταφέρεται στο υγρό απόβλητο και το υπόλοιπο 45% στο στερεό (Rodis et al., 2002) που οφείλεται εν μέρει στην υδατοδιαλυτότητα των φαινολικών ενώσεων. Ένα σημαντικό ρόλο αποτελεί επίσης η θερμοκρασία και η ποσότητα νερού που προστίθεται κατά την επεξεργασία του ελαιόκαρπου. Όσο μεγαλύτερη είναι η θερμοκρασία του νερού τόσο μεγαλύτερος είναι ο διαμερισμός των φαινολών στο ελαιόλαδο, ενώ όσο μεγαλύτερη είναι η ποσότητα νερού τόσο μεγαλύτερη είναι και η μεταφορά τους στο υγρό απόβλητο (Rodis et al., 2002).

Οι φαινολικές ενώσεις των ΥΑΕ και του ελαιόλαδου χαρακτηρίζονται στην βιβλιογραφία ως πολυφαινόλες, ένας όρος που χρησιμοποιείται πολύ συχνά και έχει καθιερωθεί. Αυτό όμως δεν συνεπάγεται ότι όλες οι φαινόλες έχουν παραπάνω από ένα υδροξύλιο στον αρωματικό δακτύλιο. Οι φαινολικές ενώσεις των ΥΑΕ είναι τα φαινολικά οξέα (π.χ. ελαιικό, βανιλλικό, συριγκικό, καφεϊκό οξύ κ.α.), οι φαινολικές αλκοόλες (π.χ. τυροσόλη και υδροξυτυροσόλη), τα φλαβονοειδή και οι ανθοκυανίνες (Πίνακας 2.2). Οι κύριες πολυφαινόλες που συνθέτουν το φαινολικό κλάσμα των ΥΑΕ είναι η τυροσόλη και υδροξυτυροσόλη που οι συγκεντρώσεις τους μπορεί να φτάσουν μέχρι τα 145 mg/L και 20 mg/L αντίστοιχα, το καφεϊκό οξύ (έως 72 mg/L), τα παράγωγα του κινναμικού οξέος που φτάνουν μέχρι 120 mg/L (π.χ. π-κουμαρικό οξύ, σιναπικό οξύ, φερούλικό οξύ), η λουτεόλη (145 mg/L) και το βανιλλικό οξύ (198 mg/L) (DellaGreca et al., 2000; De Marco et al., 2007). Η πιο κοινή αλλά και πιο σημαντική πολυφαινόλη είναι η υδροξυτυροσόλη που χαρακτηρίζεται για τις αντιοξειδωτικές τις ιδιότητες (Visioli et al., 1999). Οι πολυφαινόλες που ευθύνονται για το σκούρο χρώμα του υγρού απόβλητου, έχουν χαμηλή τοξικότητα και βιοαποδομούνται πολύ δύσκολα ή καθόλου (Hamdi et al., 1992). Αντίθετα, οι απλές φαινόλες με μικρό μοριακό βάρος και οι τανίνες έχουν υψηλή τοξικότητα και

βιοαποδομούνται σχετικά εύκολα (Hamdi et al., 1992; Fiorentino et al., 2003). Οι κύριες πολυφαινόλες των ΥΑΕ παρουσιάζονται στον πίνακα 2.4 παρακάτω.

Πίνακας 2.4. Κύρια φαινολικά συστατικά των ΥΑΕ

Φαινολικά παράγωγα				
				
R1	R2	R3	R4	
-OH	-OH	-H	-CH ₂ CH ₂ OH	Υδροξυτυροσόλη
-H	-OH	-H	-CH ₂ CH ₂ O ₂ OH	Τυροσόλη
-OH	-OH	-H	-CH=CHCOOH	Καφεϊκό οξύ
-OH	-OCH ₃	-H	-COOH	Βανιλλικό οξύ
-H	-H	-H	-CH=CHCOOH	Κινναμικό οξύ
-H	-H	-OH	-CH=CHCOOH	Κουμαρικό οξύ
-OH	-OH	-H	-COOH	Πρωτοκατεχικό οξύ
-OCH ₃	-OCH ₃	-H	-COOH	Βερατρικό οξύ
-OH	-H	-H	-COOH	ρ-Υδροξυβενζοϊκό οξύ

Ένα επίσης σημαντικό μέρος του οργανικού κλάσματος των υγρών αποβλήτων από πλευράς φυτοτοξικότητας και αντιμικροβιακής δράσης, είναι τα μη-φαινολικά οργανικά οξέα (τρυγικό, οξαλικό, γαλακτικό, κιτρικό, μηλικό, φουμαρικό οξύ κ.α.) καθώς και τα λιπαρά οξέα μακριάς αλυσίδας (λινελαϊκό, λινολενικό, ελαϊκό οξύ κ.ά.). Όσο αφορά τις συγκεντρώσεις ανιόντων και κατιόντων, το κάλιο βρίσκεται σε υψηλές συγκεντρώσεις (Πίνακας 3), ενώ σημαντικές είναι και οι συγκεντρώσεις αζώτου (οργανικού), νατρίου, ασβεστίου και μαγνησίου.

2.1.4. Μικροβιολογικά χαρακτηριστικά των ΥΑΕ

Η συγκέντρωση των μικροοργανισμών στα υγρά απόβλητα είναι της τάξης των 10⁵/ml. Οι μικροοργανισμοί των ΥΑΕ αποτελούνται από βακτήρια, μύκητες και ζύμες (μούχλες). Οι πιο κοινοί μικροοργανισμοί είναι τα βακτήρια του γένους *Pseudomonas* ή μικροοργανισμοί που χαρακτηρίζονται από την ικανότητα τους να αποικοδομούν ή να μετασχηματίζουν δύσκολα διασπώμενα συστατικά, όπως μεγαλομοριακές λιπαρές ουσίες και φαινολικά συστατικά. Όσο αφορά τους μύκητες και τις ζύμες, έχουν απομονωθεί 12 διαφορετικά γένη

(*Acremonium*, *Alternaria*, *Aspergillus*, *Chalara*, *Fusarium*, *Lecytophora*, *Paecilomyces*, *Penicillium*, *Phoma*, *Phycomyces*, *Rhinochadiella* and *Scopulariopsis*) καθώς επίσης και στελέχη των *Fusarium*, *Paecilomyces*, *Penicillium* and *Scopulariopsis* που βοηθούν στην αποτοξίνωση του αποβλήτου εξαφανίζοντας σχεδόν ολοκληρωτικά τις αντιβακτηριδιακές του ιδιότητες (Millan et al., 2000). Τέλος, η παρουσία των φαινολικών συστατικών στα ΥΑΕ έχει σαν αποτέλεσμα την αντιμικροβιακή δραστηριότητα του αποβλήτου, πράγμα που επηρεάζει τις βιολογικές διαδικασίες επεξεργασίας του.

2.1.5. Το περιβαλλοντικό πρόβλημα των ΥΕΑ

Τα υγρά απόβλητα των ελαιοτριβείων αποτελούν ένα σημαντικό παράγοντα ρύπανσης και ένα δυσεπίλυτο πρόβλημα στο χώρο των γεωργικών βιομηχανιών. Το κυριότερο αίτιο του προβλήματος είναι το ιδιαίτερα υψηλό οργανικό φορτίο τους, το οποίο δεν βιοαποδομείται εύκολα, ενώ οι υψηλές συγκεντρώσεις πολυφαινολικών ενώσεων οδηγούν στην εμφάνιση βιοτοξικών φαινομένων και υποβάθμισης του φυσικού περιβάλλοντος. Λόγω της μεγάλης περιεκτικότητας πολυφαινολών στα απόβλητα, αλλά και λόγω του υψηλού οργανικού φορτίου, η αποτελεσματική διαχείριση και επεξεργασία των αποβλήτων έχει προβληματίσει τους επιστήμονες για παραπάνω από τρεις δεκαετίες. Είναι αξιοσημείωτο ότι μέχρι σήμερα έχουν δημοσιευθεί παραπάνω από 1000 επιστημονικές εργασίες όσον αφορά μεθόδους επεξεργασίας των ΥΑΕ (Niaounakis and Chalvadás, 2004; Mantzavinos and Kalogerakis, 2005; Kapellakis et al., 2006). Τα περισσότερα ελαιουργεία, τα οποία στην πλειονότητα τους είναι επιχειρήσεις οικογενειακές και μικρής δυναμικότητας, δεν μπορούν να αντέξουν στο κόστος εγκατάστασης συστημάτων επεξεργασίας, με αποτέλεσμα η διάθεση των υγρών αποβλήτων να γίνεται σε παρακείμενους υδάτινους αποδέκτες (χείμαρροι, ποτάμια, θάλασσα). Άλλωστε δεν είναι τυχαίο το γεγονός ότι τα περισσότερα ελαιουργεία είναι εγκατεστημένα δίπλα στις όχθες ρεμάτων.

Οι βασικοί αποδέκτες των υγρών αποβλήτων στον Ελλαδικό χώρο είναι οι χείμαρροι (58,3%), το έδαφος (19,8%), ποτάμια (6%), θάλασσα (5.3%) και λίμνες (0.038%) (Νταλής, 1989). Όταν τα απόβλητα διατίθενται σε υδάτινους αποδέκτες, προκαλούν με τα σάκχαρα τους την αύξηση του μικροβιακού φορτίου (βακτήρια) που καταναλώνουν σημαντικές ποσότητες οξυγόνου δημιουργώντας έτσι ανοξικές συνθήκες για την υδρόβια πανίδα. Επιπρόσθετα, όπως προαναφέρθηκε, οι βιοτοξικές ιδιότητες των φαινολικών

συστατικών του αποβλήτου προκαλούν σημαντικές επιπτώσεις στην πανίδα καθώς και σε κάποια φυτικά είδη των υδατικών οικοσυστημάτων.

Η διάθεση των ΥΑΕ στο έδαφος επηρεάζει σημαντικά τις ιδιότητες του εδάφους, όπως το pH και την αγωγιμότητα (Περδικάτσης και συν., 2004). Μπορεί να προκαλέσει αύξηση της αγωγιμότητας, αύξηση της περιεκτικότητας σε K, Mg, Na, οργανικό άνθρακα και ολικό άζωτο (Paredes et al., 1987). Πετρώματα που περιέχουν ιλλίτη ή διατομίτη εμφανίζουν σημαντική προσροφητική ικανότητα έναντι των φαινολών που περιέχουν τα ΥΑΕ. Αντίθετες ιδιότητες παρουσιάζουν σχιστολιθικοί σχηματισμοί οι οποίοι παρουσιάζουν πολύ μικρή προσροφητική ικανότητα. Τα ΥΑΕ διαλυτοποιούν τον ασβεστίτη που περιέχουν τα πετρώματα καθώς και τα ορυκτά σιδήρου (π.χ. αιματίτης και γκαιτίτης) αυξάνοντας αντίστοιχα την περιεκτικότητα των CaO και Fe₂O₃ (Περδικάτσης και συν., 2004). Επιπλέον, η εδαφική διάθεση, εμποδίζει τη βλάστηση διάφορων σπόρων και την ανάπτυξη διάφορων φυτών (DellaGreca et al., 2001; Kistner et al., 2004) και μπορεί να προκαλέσει την πτώση των φύλλων και των καρπών του φυτού.

Η διάθεση των ΥΑΕ, τόσο σε υδάτινους αποδέκτες όσο και σε εδάφη, μπορεί να επιφέρει προβλήματα όχι μόνο στους οργανισμούς που ζουν στο συγκεκριμένο οικοσύστημα, αλλά και στο υπόγειο νερό (Spandre and Dellomonaco, 1996) ειδικά σε ασβεστολιθικά πετρώματα τα οποία έχουν μεγάλη διαπερατότητα επηρεάζοντας και το πόσιμο νερό. Στη χώρα μας, σύμφωνα με το νόμο Υ2/2600/2001, το επιτρεπτό όριο για την περιεκτικότητα φαινολικών ενώσεων (πλην πενταχλωροφαινόλης) σε πόσιμο νερό είναι 0,5 μg/L, ενώ η συγκέντρωση των φαινολών στα ΥΕΑ, κυμαίνεται από 0,1 – 0,5 mg/L, γεγονός που πιστοποιεί ότι η απευθείας διάθεση του απόβλητου σε υδάτινους αποδέκτες, είναι επικίνδυνη, αφού ακόμη και μετά από μεγάλη αραίωση του αποβλήτου, το νερό παραμένει ακατάλληλο για πόση. Τα επιτρεπτά όρια που έχουν ορίσει Ευρωπαϊκές χώρες για τη διάθεση των υγρών αποβλήτων των ελαιουργείων σε διάφορους αποδέκτες παρουσιάζονται στον πίνακα 2.5.

Πίνακας 2.5. Όρια για τη διάθεση των ΥΕΑ σε υδάτινους αποδέκτες σε διάφορες Ευρωπαϊκές χώρες (πηγή: IMPEL Olive Oil Project 2003).

Παράμετρος	Διάθεση σε Επιφανειακά Νερά			Διάθεση στη Θάλασσα		Διάθεση στο αποχετευτικό δίκτυο		
	Ελλάδα	Ιταλία	Κροατία	Ελλάδα	Κροατία	Ελλάδα	Ιταλία	Κροατία
[mg/L]								
pH	6 - 9	5,5 - 9,5	6,5 - 8	6 - 9	6,5 - 8	6 - 9	5,5 - 9,5	5 - 9,5
BOD ₅	40	≤ 40	25	40	25	500	≤ 250	250
COD	120	≤ 160	125	120	125	1000	≤ 500	700
Ολικά Αιωρούμενα	40	≤ 80	35	50	35	500	≤ 200	80
Λίπη και Έλαια	5	-	25	5	25	40	100	-
Ολικές Φαινόλες	0,5	≤ 0,5	0,1	0,5	0,1	5	≤ 1	10

2.2. ΥΓΡΑ ΑΠΟΒΛΗΤΑ ΧΥΜΟΠΟΙΕΙΩΝ

2.2.1 Ιστορική Αναδρομή

Ορισμένοι ιστορικοί αναφέρουν ότι τα εσπεριδοειδή προήλθαν από τις χώρες της Νοτιοανατολικής Ασίας, από την περιοχή που περιλαμβάνει σήμερα την Νότια Κίνα, την Βορειοανατολική Ινδία, το Μπουτάν, Μυανμάρ (Βιρμανία) και τη Μαλαισία. Ο πρώτος καρπός της οικογένειας των εσπεριδοειδών



Οι Εσπερίδες και ο Λάδωνας, Αττική ερυθρόμορφη υδρία, 410-400 π.Χ. Βρετανικό Μουσείο.

που έκανε την εμφάνισή του στην Ευρώπη ήταν το κίτρο (*Citrus medica*), του οποίου η καλλιέργεια επεκτάθηκε στην Εγγύς Ανατολή και την Ευρώπη μετά από τις περσικές κατακτήσεις του Μεγάλου Αλεξάνδρου, ή κατά μια άλλη εκδοχή μετά την εκστρατεία του στην Ινδία (Webber et al., 1967). Το κίτρο ήταν γνωστό στους Έλληνες και τους Αιγύπτιους από τα αρχαία χρόνια. Ο Θεόφραστος το 310 π.Χ. περιγράφει με ακρίβεια τον καρπό, ενώ ο Διοσκουρίδης (1^{ος} αιών. μ.Χ.) το αναφέρει ως “περσικό μήλο”.

Το πορτοκάλι (*Citrus sinensis* L.) με ηλικία παραπάνω από 4.000 χρόνια, θεωρείται ως ένα από τα αρχαιότερα φρούτα και κατάγεται από την Κίνα, γεγονός που αιτιολογεί το δεύτερο συνθετικό της επίσημης λατινικής ονομασίας του. Η πορτοκαλιά, αν και διαδομένη ευρέως στην Κίνα και στην Ινδία, εμφανίζεται στην Ευρώπη περίπου το 1450 μ.Χ. από Πορτογάλους θαλασσοπόρους και πιθανολογείται ότι σε αυτούς οφείλεται η κοινή ονομασία της. Οι Πορτογάλοι εξερευνητές, αφού ανακάλυψαν το ακρωτήριο της Καλής

Ελπίδας και διάνοιξαν νέους εμπορικούς δρόμους, έφεραν τον καρπό από την Ινδία στην πατρίδα τους, από όπου εξαπλώθηκε αργότερα και στην υπόλοιπη Μεσόγειο. Η καλλιέργεια της και το εμπόριο πορτοκαλιών άρχισε όμως στην Ευρώπη πολύ αργότερα, κατά το 16ο αιώνα αφού μέχρι τότε χρησιμοποιούταν κυρίως για ιατρικούς σκοπούς. Το 1493, ο Κολόμβος στο δεύτερο ταξίδι στην Αμερική, μετέφερε σπόρους εσπεριδοειδών στην Αιτή και στην Καραϊβική, όπου μετέπειτα εξαπλώθηκε κυρίως από Ισπανούς εξερευνητές στην υπόλοιπη ήπειρο. Πρέπει ωστόσο να σημειωθεί, ότι ένα άλλο είδος εσπεριδοειδούς, το ξινό πορτοκάλι (*Citrus aurantium* L.) ή κοινώς η νεραντζιά, ήταν ήδη γνωστό στην Ν. Ευρώπη από τον 11^ο αιώνα μ.Χ., το οποίο είχαν μεταφέρει οι Άραβες από την Ινδία στην Αραβία πολλούς αιώνες νωρίτερα (Webber et al., 1967). Το νεράντζι το χρησιμοποιούσαν για φαρμακευτικούς και αρωματικούς σκοπούς.

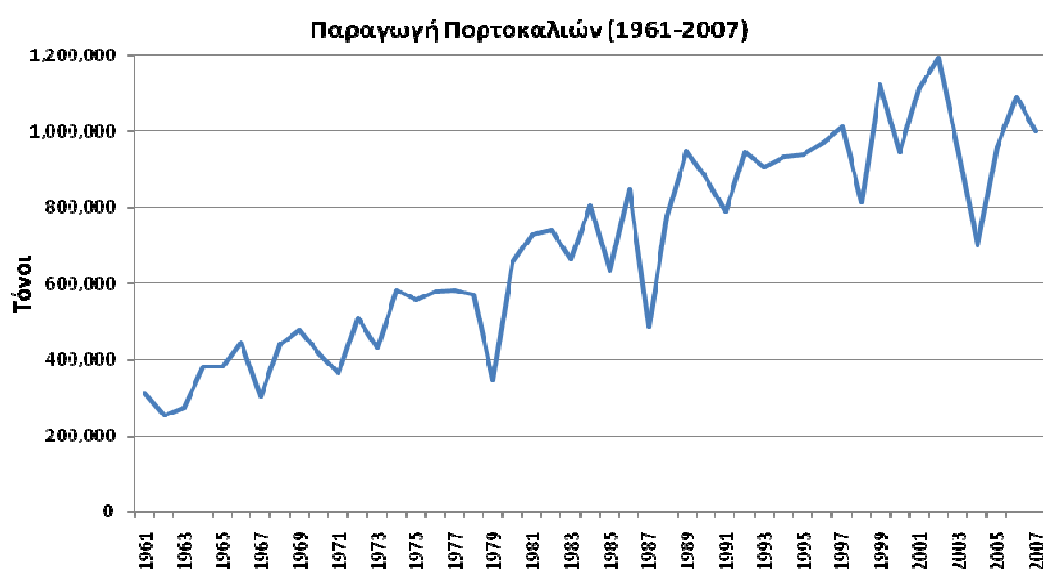
Το κίτρο το σινικό (*C. sinensis*), δηλαδή η πορτοκαλιά, είναι ένα αγγειόσπερμο, δικοτυλήδονο, αειθαλές φυτό και ανήκει στην τάξη Ταβερινθώδη (Sapindales) και στην οικογένεια Ρουτίδες (Rutaceae). Έχει μέτριο μέγεθος, φτάνει σε ύψος τα 8 μέτρα, έχει σφαιρική σχεδόν κόμη, τα άνθη της είναι λευκά και ο καρπός της (*εσπερίδιο*) είναι σφαιρικός, ευώδης και περιέχει άφθονο χυμό. Αντέχει σε πολύ χαμηλές θερμοκρασίες (-4°C), για το λόγο αυτό καλλιεργείται σε τροπικές, υποτροπικές και εύκρατες περιοχές με ήπιο χειμώνα. Οι πρώιμες ποικιλίες ωριμάζουν τους καρπούς τους από το μήνα Οκτώβριο, ενώ οι όψιμες τους καλοκαιρινούς μήνες. Υπάρχουν 160 περίπου ποικιλίες πορτοκαλιάς, οι πιο σημαντικές που καλλιεργούνται στην Ελλάδα είναι η Βαλέντσια (ωριμάζει από το Μάρτιο μέχρι τον Ιούνιο), Χίου (ωριμάζει από τα μέσα Νοεμβρίου), Άρτας (η ωρίμανση τους γίνεται κατά τον Ιανουάριο), Μέρλιν και Σαγκουίνι (πολύ πρώιμη ωρίμανση, Νοέμβριος).

2.2.2 Παραγωγή χυμού πορτοκαλιού και παραγόμενα απόβλητα

Η ετήσια παγκόσμια παραγωγή εσπεριδοειδών υπολογίζεται περίπου στους 106 εκατ. τόνων (FAO, 2009). Τα πορτοκάλια αντιπροσωπεύουν το 63% της παγκόσμιας παραγωγής εσπεριδοειδών. Η Βραζιλία και οι Ηνωμένες Πολιτείες Αμερικής παράγουν το 93% της παγκόσμιας παραγωγής χυμών πορτοκαλιού. Το Μεξικό είναι η τρίτη μεγαλύτερη χώρα παραγωγής παγκοσμίως, και ακολουθεί η Ισπανία, η Κίνα και η Ιταλία. Άλλες σημαντικές

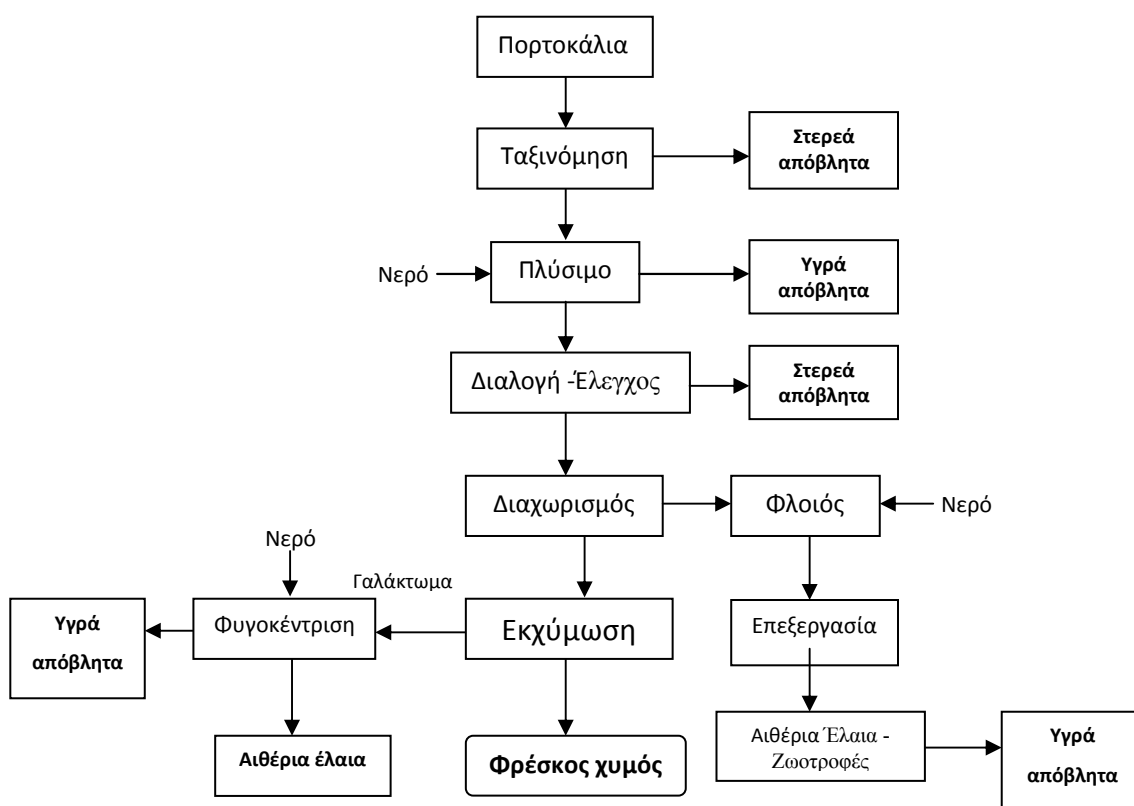
χώρες παραγωγής πορτοκαλιού είναι η Νότιος Αφρική, το Ισραήλ, η Αίγυπτος, το Ιράν, η Κούβα, η Κόστα Ρίκα, το Μπελίτζε, η Ιαπωνία και η Αυστραλία (Sprreen, 2000).

Σύμφωνα με στοιχεία του Υπουργείου Γεωργίας, το σύνολο της παραγωγής εσπεριδοειδών στην Ελλάδα κάθε χρόνο, είναι περίπου 1 εκ. τόνοι, από τους οποίους περίπου το 1/3 προωθείται προς χυμοποίηση. Από αυτές τις ποσότητες, το 80% αφορούν πορτοκάλια, το 12.4% λεμόνια, το 6.2% μανταρίνια και περίπου 1% γκρέιπφρουτ (Ισραηλίδης, 2001). Οι καλλιεργούμενες εκτάσεις εσπεριδοειδών στην Ελλάδα είναι περίπου 53.000 εκτάρια. Εξ αυτών, τα 40.000 εκτάρια είναι καλλιέργειες πορτοκαλιών (FAO, 2009). Οι καλλιεργούμενες εκτάσεις και ακολούθως η παραγωγή πορτοκαλιών έχουν αυξηθεί σημαντικά τις τελευταίες δεκαετίες. Το 1961 υπήρχαν 17.700 εκτάρια πορτοκαλαιόδεντρων που απόδιδαν 321.000 τόνους πορτοκαλιών ενώ σήμερα καλλιεργούνται 40.000 εκτάρια που αποδίνουν 1 εκ. τόνους εσπερίδων (Σχ. 2.3). Οι ελληνικές βιομηχανίες επεξεργασίας εσπεριδοειδών εντοπίζονται κυρίως στους νομούς Αργολίδος, Άρτας, Λακωνίας και Χανίων. Στο νομό Λακωνίας παράγονται κατά μέσο όρο ετησίως 240.000 τόνοι, από τους οποίους οδηγούνται στην εξαγωγή 60.000 τόνοι και στη χυμοποίηση 70.000 τόνοι. Οι υπόλοιποι 110.000 τόνοι διατίθενται στην απόσυρση και την εσωτερική κατανάλωση.



Σχήμα 2.3. Παραγωγή πορτοκαλιών (τόνοι) στην Ελλάδα από το 1961 μέχρι το 2007 σύμφωνα με στοιχεία του FAO (Παγκόσμιος Οργανισμός Τροφίμων και Γεωργίας) (FAO, 2009).

Για την μεταποίηση του πορτοκαλιού ακολουθούνται διάφορες διαδικασίες που απεικονίζονται διαγραμματικά στο σχήμα 2.4. Η μεταποίηση του πορτοκαλιού δίνει περίπου 45 % φρέσκο χυμό και 50 % στερεά συστατικά που αποτελούνται από την πούλπα και τον φλοιό του πορτοκαλιού. Το υπόλοιπο 5% αποτελείται από σύνολο κυττάρων, αιθέρια έλαια, οργανικά οξέα και λιμονίνη. Στο κλάσμα του χυμού και της πούλπας βρίσκονται διάφορες ενώσεις φλαβονοειδών, όπως η εσπεριδίνη, νεοεσπεριδίνη, ρουτίνη, ναριουρίνη, διοσμίνη και η νομπιλετίνη.



Σχήμα 2.4. Σχηματική απεικόνιση της διαδικασίας παραγωγής χυμού πορτοκαλιού (Προσαρμοσμένο από DiMauro et al., 2000).

Από τις ποσότητες που προωθούνται προς χυμοποίηση, το 70% περίπου είναι απόβλητα, εκ των οποίων το 75-80% είναι στερεά και το 20-25% υγρά (Ισραηλίδης, 2001). Τα στερεά απόβλητα αποτελούνται από το φλοιό και την πούλπα, ενώ τα υγρά απόβλητα προέρχονται από την πλύση των καρπών και από τη παραγωγή των διαφόρων παραπροϊόντων (Σχ. 2.4). Υπολογίζεται ότι για ένα τόνο πορτοκάλια παράγονται 1.5 εκ. λίτρα υγρών αποβλήτων. Στα περισσότερα εργοστάσια παραγωγής χυμών εσπεριδοειδών,

τα υγρά απόβλητα υφίστανται επεξεργασία με βιολογικό καθαρισμό, κάτι που δεν συμβαίνει με τα στερεά απόβλητα. Τα στερεά απόβλητα μαζί με το πρόσθετο φορτίο εσπεριδοειδών για απόσυρση, μεταφέρονται στους Χώρους Υγειονομικής Ταφής (ΧΥΤΑ). Συχνό φαινόμενο αποτελεί η απόρριψη των στερεών αποβλήτων σε παράνομες χωματερές και σε απότομους γκρεμούς, όπως επίσης η ανεξέλεγκτη διάθεση των στερεών αποβλήτων (πούλπα και τεμαχισμένος φλοιός) σε χείμαρρους και ποτάμια αφού πρώτα αναμειχθούν με τα υγρά απόβλητα.

2.2.3 Σύνθεση και Χαρακτηριστικά των Υγρών Αποβλήτων Χυμοποιείων

Η σύνθεση καθώς και τα φυσικοχημικά χαρακτηριστικά των υγρών αποβλήτων χυμοποιείων (YAX) διαφέρουν σημαντικά ανάλογα με την ποικιλία, την ωριμότητα του πορτοκαλιού, τις συνθήκες παραγωγής του και ίσως το πιο σημαντικό, από τον τρόπο και το στάδιο επεξεργασίας του πορτοκαλιού. Για παράδειγμα, το BOD του υγρού απόβλητου που προέρχεται από την πλύση των καρπών κυμαίνεται από 15 – 119 mg/L, ενώ κατά το στάδιο παραγωγής χυμού το BOD κυμαίνεται από 500 – 1500 mg/L (Long, 1968; Crandall & Kesterson, 1980). Τα YAX είναι ιδιαίτερα ρυπογόνα λόγω της υψηλής συγκέντρωσης των οργανικών ουσιών που περιέχουν έλαια και φαινολικές ενώσεις, των υδατανθράκων (κορεσμένους και ακόρεστους), καθώς επίσης σάκχαρα, ίνες και κυτταρινικές ενώσεις που αυξάνουν το COD και BOD των λυμάτων (Πίν. 2.6.) Οι φαινολικές ενώσεις περιλαμβάνουν φαινολικά οξέα και φλαβονοειδή όπως γλυκοζίτες των φλαβονονών (ναριγκίνη, εσπεριδίνη, διδυμίνη, εριοσιτρίνη και ναριρουτίνη).

Το κύριο συστατικό του αιθέριου ελαίου που προέρχεται από τον φλοιό του πορτοκαλιού είναι η λιμονίνη, η οποία βρίσκεται συνήθως σε συγκεντρώσεις περίπου 90-95% (Parish et al., 1986). Η λιμονίνη έχει αντιμικροβιακές ιδιότητες και επηρεάζει τις βιολογικές διαδικασίες επεξεργασίας του αποβλήτου (Parish et al., 1986). Τα απόβλητα των χυμοποιείων, μπορούν με τον κατάλληλο εξοπλισμό να αξιοποιηθούν αποτελεσματικά και ολοκληρωτικά προσφέροντας πολλά παραπροϊόντα. Η ξήρανση των στερεών αποβλήτων, της πούλπας και του φλοιού συγκεκριμένα, μετά την παραλαβή των αιθερίων ελαίων, εξυπηρετεί ως λίπασμα για φυτά και ως ζωοτροφή κυρίως για αγελάδες. Ένα άλλο μέρος αποξηραίνεται και πωλείται στο εξωτερικό για παραγωγή πηκτίνης και εσπεριδίνης, λόγω

του μεγάλου κόστους παραγωγή πηκτίνης στην Ελλάδα. Στην Ελλάδα μόνο μία μονάδα, η Λακωνία, ξηραίνει τους φλοιούς και συνήθως τους πουλάει χροιά παρά χροιά. Από την επεξεργασία του φλοιού και των υγρών αποβλήτων εκχυλίζονται αιθέρια έλαια (π.χ. λιμονίνη, που χρησιμοποιείται στην παραγωγή συνθετικής ρητίνης και κόλλας, πλαστικών, κ.α.), πηκτίνες (που χρησιμοποιείται στην παραγωγή μαρμελάδας), έλαια για αποθητικά εντόμων και φλαβονοειδείς και φαινολικές ενώσεις.

Πίνακας 2.6. Σύνθεση και φυσικοχημικά χαρακτηριστικά των YAX (Πηγές: Koo 1973; Parish et al., 1986; Hawash et al., 1988; Zafiris et al., 2000; Di Mauro et al., 2000; Burton et al., 2007)

Παράμετροι	Μονάδες	YAX
pH		4 - 6,5
Οξύτητα (κιτρικό οξύ)	g/l	0,1 - 0,2
Οξύτητα (κιτρικό οξύ)	%	0,2 - 1
Αγωγιμότητα	μS/cm	500 - 3700
BOD ₅	mg/L	409 - 4000
COD	mg/L	435 - 13650
Στερεά Ολικά	mg/L	640 - 840
Στερεά Αιωρούμενα	mg/L	300 - 2800
Στερεά Διαλυμένα	mg/L	540
Αλκαλικότητα (CaCO ₃)	mg/L	800 - 815
Στάχτη	mg/L	424
Στάχτη	%	5,3
Ολικά Σάκχαρα	g/l	6 - 30
Ολικές Φαινόλες	mg/L	1,5 - 8
Λιμονίνη	mg/L	50 - 200
D-Λιμονίνη	%	0,02 - 0,5%
Οργανικά	%	94,7
Εσπεριδίνη	mg/L	1000 - 3000
Πηκτίνη [mg/L]	mg/L	1200 - 9000
Λίπη και έλαια [mg/L]	mg/L	2045
Ξηρή Μάζα (DM) [g/Kg]	g/kg	110
Πρωτεΐνες [g/Kg DM]	g/kg	53,8
Ίνες [g/Kg DM]	g/kg	164
Νιτρώδη (NO ₂)	mg/L	1 - 3
Οργανικό άζωτο [g/l]	g/l	7,28
Κάλιο [mg/L]	mg/L	1578
Μαγγάνιο [mg/L]	mg/L	0,3 - 0,7
Σίδηρος [mg/L]	mg/L	0,33 - 3,9
Ολικός Φώσφορος [mg/L]	mg/L	188
Φώσφορος (P)	mg/L	0,4 - 2,4
Ασβέστιο	mg/L	30 - 60
Χλωριόντα	mg/L	80 - 160
Νάτριο	mg/L	135 - 205

2.2.4. Το περιβαλλοντικό πρόβλημα των ΥΕΧ

Τα υγρά απόβλητα των χυμοποιείων αποτελούν ένα σημαντικό παράγοντα ρύπανσης στις χώρες παραγωγής εσπεριδοειδών. Το κυριότερο αίτιο του προβλήματος είναι το ιδιαίτερα υψηλό οργανικό φορτίο τους, το οποίο δεν βιοαποδομείται εύκολα, ενώ οι συγκεντρώσεις πολυφαινολικών ενώσεων οδηγούν στην εμφάνιση βιοτοξικών φαινομένων και υποβάθμισης του φυσικού περιβάλλοντος.

Οι βασικοί αποδέκτες των υγρών αποβλήτων χυμοποιείων στον Ελλαδικό χώρο είναι οι χείμαρροι, τα ποτάμια, οι λιμνοθάλασσες, η θάλασσα και οι λίμνες. Όταν τα απόβλητα διατίθενται σε υδάτινους αποδέκτες, προκαλούν με τα σάκχαρά τους την αύξηση του μικροβιακού φορτίου (βακτήρια) που καταναλώνουν σημαντικές ποσότητες οξυγόνου δημιουργώντας έτσι ανοξικές συνθήκες για την υδρόβια πανίδα.

3

ΠΕΡΙΟΧΗ ΜΕΛΕΤΗΣ ΣΤΑΘΜΟΙ ΔΕΙΓΜΑΤΟΛΗΨΙΑΣ

*"Ξεχνάμε ότι ο κύκλος του νερού
και ο κύκλος της ζωής είναι ένα"
- Jacques Cousteau (1910 - 1997) -*

3.1. ΠΕΡΙΟΧΗ ΜΕΛΕΤΗΣ

3.1.1. Γενικά Χαρακτηριστικά

Η περιοχή μελέτης που επιλέχθηκε για τους σκοπούς της έρευνας αυτής είναι ο ποταμός Ευρώτας, ο οποίος έχει ενταχθεί στις πιλοτικές λεκάνες της Ευρώπης υπό τη σκοπιά της αγροτικής πολιτικής για την πλήρη εφαρμογή της Οδηγίας Πλαίσιο για τα Ύδατα. Ο Ευρώτας (ή Ίρις όπως ονομαζόταν στα αρχαία χρόνια) έχει μήκος περίπου 90 χλμ. και διαρρέει τους νομούς Αρκαδίας και Λακωνίας από βορρά προς νότο και εκβάλλει στο Λακωνικό κόλπο. Ανήκει σε μια μεσαίου μεγέθους, μεσαίου υψομέτρου Μεσογειακή λεκάνη απορροής (Λ.Α) που βρίσκεται στο νότιο άκρο της Πελοποννήσου και έχει συνολική έκταση 2.420 χλμ². Η κύρια έκταση της λεκάνης του βρίσκεται στο Ν. Λακωνίας και το υψόμετρο κυμαίνεται από 0 έως 2.404 m. Οι ορεινοί όγκοι που οριοθετούν τη λεκάνη είναι ο Ταΰγετος (2.404 m) στα δυτικά και ο Πάρνωνας (1.936 m) στα ανατολικά. Οι δύο οροσειρές χωρίζονται από την πεδιάδα του Ευρώτα, η οποία αποτελεί το 1/3 της συνολικής έκτασης της λεκάνης (25,6%). Το πεδινό τμήμα της Λ.Α. καλύπτεται από τις πεδιάδες της Σπάρτης και της Σκάλας οι οποίες χωρίζονται από το φαράγγι του Βρονταμά. Το υπόλοιπο τμήμα της λεκάνης το οποίο είναι και το μεγαλύτερο, είναι ορεινό (36,6%) και ημιορεινό (37,8%).

Στον ποταμό συμβάλλουν μια σειρά από παραπόταμοι διακοπτόμενου και εφήμερου κυρίως χαρακτήρα, ενώ τροφοδοτείται και από μία σειρά πηγών διαλείπουσας ή σταθερής παροχής, πολλές από τις οποίες βρίσκονται κατά μήκος της κοίτης του. Οι πηγές τροφοδοτούνται από διάφορα καρστικά συστήματα (Σκορτσίνου-Δυρραχίου, κεντρικού Ταΰγέτου, κεντρικού Πάρωνα κλπ.). Από τις σταθερής παροχής πηγές, σημαντικότερες είναι αυτές του Σκορτσίνου (Αρκαδία) από όπου πηγάζει ο Ευρώτας, του Βιβαρίου (στην κοιλάδα της Σελλασίας) και αυτές της Κονιδίτσας (κοντά στο ομώνυμο χωριό). Χαρακτηριστικό του Ευρώτα είναι η ύπαρξη μεγάλων τμημάτων κατά μήκος του, που στερεύουν το καλοκαίρι λόγω της υπεράντλησης του νερού για αρδευτικούς λόγους (Σκουλικίδης και συν., 2008). Σχεδόν όλοι οι παραπόταμοι του Ευρώτα στερεύουν την θερινή περίοδο ενώ αρκετοί από αυτούς διατηρούν νερό μόνο στα ορεινά τμήματά τους.

Η Λ.Α. του Ευρώτα παρουσιάζει τυπικό μεσογειακό κλίμα με θερμά καλοκαίρια και ψυχρούς χειμώνες, με μέση ετήσια θερμοκρασία που φτάνει περίπου τους 16 °C. Το

πλείστο των βροχοπτώσεων παρουσιάζεται κατά τους μήνες Οκτώβριο/Νοέμβριο ως και Μάρτιο, με πιο υγρό μήνα το Δεκέμβριο και πιο ξηρό τον Ιούνιο. Η μέση υπερετήσια δυναμική εξατμισοδιαπνοή κατά Thornthwaite έχει εκτιμηθεί σε 668 mm. Η ορεινή περιοχή παρουσιάζει βαρύ χειμώνα, μεγάλες διακυμάνσεις θερμοκρασίας μεταξύ θερμής και ψυχρής περιόδου και μεταξύ ημέρας και νύχτας, εμφάνιση παγετών από Οκτώβριο ως Απρίλιο και βροχοπτώσεις κατανεμημένες σε όλη τη διάρκεια του έτους. Οι άνεμοι που επικρατούν είναι βορειοανατολικοί και σπανιότερα νοτιοδυτικοί. Η μέση υπερετήσια βροχόπτωση στην Λ.Α του Ευρώτα κυμαίνεται μεταξύ 1339 mm (Καστόρι, 1964-2007) στις ορεινές περιοχές του Ταυγέτου και 414 mm (Βρονταμάς, 1953-2001) στις πεδινές περιοχές. Το 2007 ήταν ένα από τα ξηρότερα έτη της τελευταίας 35-ετίας με περιορισμένες βροχοπτώσεις και χιονοπτώσεις με αποτέλεσμα τον μικρό εμπλουτισμό των υδροφόρων οριζώντων (Σκουλικίδης και συν., 2008; Skoulikidis et al., 2011).

Υδροχημικά, ο κύριος ρους του Ευρώτα ανήκει στα διτανθρακικά ασβεστούχα νερά ($\text{Ca} - \text{HCO}_3$), που είναι η πλέον αντιπροσωπευτική υδροχημική ομάδα για τον ελλαδικό χώρο και στον πλέον αντιπροσωπευτικό υδροχημικό τύπο: $\text{Ca} > \text{Mg} > \text{Na} > \text{K} - \text{HCO}_3 > \text{SO}_4 > \text{Cl}$ (σε meq/l) (Skoulikidis et al., 2006). Στην ίδια υδροχημική ομάδα ανήκουν σχεδόν όλοι οι παραπόταμοι του Ευρώτα (Σκουλικίδης και συν., 2008).

Η ευρύτερη περιοχή της λεκάνης απορροής του Ευρώτα θεωρείται γεωλογικά από τα πιο απομονωμένα τμήματα της Ελληνικής χερσονήσου με αποτέλεσμα να παρουσιάζει υψηλή βιοποικιλότητα με ένα μεγάλο αριθμό ενδημικών ειδών χλωρίδας και πανίδας. Η περιοχή έχει ιδιαίτερη σημασία όχι μόνο για τα μεμονωμένα είδη, αλλά και για διακριτές κοινωνίες ειδών (βιοκοινωνίες) που δημιουργούν συναθροίσεις που δεν υπάρχουν πουθενά αλλού.

3.1.2 Ανθρωπογενείς δραστηριότητες και πιέσεις

Όσο αφορά τις χρήσεις γης της Λ.Α του Ευρώτα, το 61% καλύπτεται από φυσικές επιφάνειες (π.χ. δάση, λειμώνες, θαμνώδεις εκτάσεις), το 38% από καλλιεργήσιμη γη και το 0,7% αποτελείται από αστικές επιφάνειες. Οι κυριότερες καλλιέργειες στην περιοχή είναι η ελιά, ακολουθούν τα πορτοκάλια και έπειτα τα σιτηρά, τα λαχανικά, τα αμπέλια κ.α. Η εντατική καλλιέργεια της γης που ανέρχεται σε 912 km², εκτός από την αποψίλωση της παρόχθιας βλάστησης, έχει οδηγήσει στη χρήση μεγάλων ποσοτήτων λιπασμάτων και

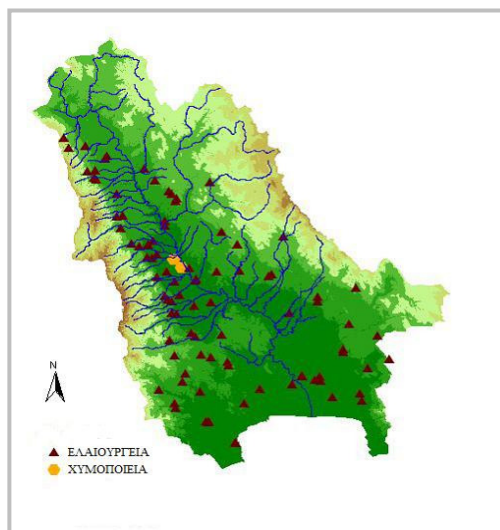
φυτοπροστατευτικών, τα οποία αποτελούν τις σημαντικότερες διάχυτες (μη-σημειακές) πηγές ρύπανσης στη Λ.Α του Ευρώτα. Στην περιοχή της Σπάρτης καταναλώνονται σύνθετα και αμμωνιακά λιπάσματα τα οποία χρησιμοποιούνται στους πορτοκαλεώνες, καθώς επίσης και σύνθετα λιπάσματα με ιχνοστοιχεία. Οι καλλιέργειες ελιάς που βρίσκονται στην ευρύτερη περιοχή καταναλώνουν αμμωνιακά και σύνθετα λιπάσματα (MEDPSA, 1993; Προσωπική επικοινωνία σε Δήμους).

Οι σημαντικότερες σημειακές πιέσεις που δέχεται η Λ.Α. του Ευρώτα προέρχονται κυρίως από τα υγρά βιομηχανικά απόβλητα των ελαιουργείων και χυμοποιείων, από αστικά λύματα, σφαγεία και τυροκομεία καθώς και απόβλητα από ένα εργοστάσιο παραγωγής αλλαντικών. Στα περίχωρα της Σπάρτης, βρίσκεται μια Μονάδα Επεξεργασίας Αστικών Λυμάτων (ΜΕΑΛ) στην οποία καταλήγει το αποχετευτικό δίκτυο που εξυπηρετεί το μεγαλύτερο μέρος του δήμου, όπως και τα απόβλητα του δημοτικού σφαγείου. Η μέθοδος επεξεργασίας που εφαρμόζεται είναι της ενεργούς ιλύος (παρατεταμένος αερισμός) με πλήρη αερόβια σταθεροποίηση της ιλύος και με βιολογική αφαίρεση του φωσφόρου και απονιτροποίηση. Οι επεξεργασμένες εκροές από τη μονάδα, μετά την απολύμανσή τους με χλωρίωση, διατίθενται στον ποταμό Ευρώτα. Σε ένα μεγάλο μέρος των οικισμών της περιοχής, δεν υπάρχουν αποχετευτικά δίκτυα και εξυπηρετούνται από βόθρους και σηπτικές δεξαμενές οι οποίες πολλές φορές είναι πρόχειρα κατασκευασμένες, χωρίς να ακολουθούνται οι απαραίτητες προδιαγραφές. Τα βοθρολύματα είτε μεταφέρονται στον υδροφόρο ορίζοντα μέσω απορροφητικών βόθρων είτε απορρίπτονται περιοδικά ακόμη και σήμερα σε κάποια υδατορέματα (άδειασμα στεγανών βόθρων).

Στην ευρύτερη περιοχή του νομού Λακωνίας λειτουργούν 129 ελαιουργεία, εκ των οποίων τα 79 βρίσκονται στην Λ.Α του ποταμού Ευρώτα (Εικόνα 3.1), όπως προκύπτει από στοιχεία που παραχώρησε η Νομαρχία Λακωνίας. Τα ελαιουργεία του Νομού Λακωνίας οφείλουν να διαθέτουν τα υγρά απόβλητα σε υδατορέματα μόνο μετά από επεξεργασία. Αυτή περιλαμβάνει εξουδετέρωση των αποβλήτων και χημική κατακρήμνιση με προσθήκη υδρασβέστου και στη συνέχεια καθίζηση για την κατακράτηση της παραγόμενης λάσπης. Τα υπερκείμενα υγρά διατίθενται σε ρέματα ενώ η λάσπη μπορεί να αποτίθεται σε παρακείμενους αγρούς. Ωστόσο, αρκετά από τα ελαιουργεία, αν όχι τα περισσότερα, διαθέτουν τα απόβλητα τους ανεπεξέργαστα στα ρέματα ή και απευθείας στον ποταμό

Ευρώτα προκαλώντας έτσι σημαντικά προβλήματα ρύπανσης στον ποταμό και στον υπόγειο υδροφόρα.

Ιδιαίτερα σημαντική πηγή ρύπανσης αποτελούν και οι δύο μονάδες παραγωγής χυμών πορτοκαλιού που βρίσκονται λίγα χιλιόμετρα νότια της Σπάρτης και λειτουργούν εποχιακά (Νοέμβριος – Μάιος). Το χυμοποιείο «Λακωνία» βρίσκεται στην περιοχή Αμυκλών, 8 km νότια της Σπάρτης και είναι η μεγαλύτερη μονάδα παραγωγής χυμού πορτοκαλιού στην Ελλάδα. Μπορεί να επεξεργαστεί έως 20 τόνους πορτοκάλια ανά ώρα. Ο όγκος των υγρών αποβλήτων που παράγονται κατά τη μέγιστη λειτουργία του



Εικόνα 3.1. Κατανομή ελαιουργείων και χυμοποιείων στην λεκάνη απορροής του Ευρώτα Ποταμού (Σκουλικίδης και συν.2008)

εργοστασίου είναι $100 \text{ m}^3/\text{h}$. Το χυμοποιείο «Λακωνία» διαθέτει μονάδα επεξεργασίας υγρών αποβλήτων και έτσι ένα μεγάλο μέρος του οργανικού φορτίου και των στερεών απομακρύνεται. Ωστόσο, προβλήματα δημιουργούνται από το χρώμα και τις οσμές που παραμένουν στην εκροή της μονάδας επεξεργασίας των αποβλήτων. Επίσης, όπως διαπιστώθηκε από επισκέψεις στην περιοχή (Αγ. Κυριακή), αρκετές φορές τα απόβλητα διατίθενται χωρίς καμία επεξεργασία στο ρέμα Μυλοπόταμος που καταλήγει στον Ευρώτα. Το χυμοποιείο «Σπάρτη Α.Ε.» έχει δυνατότητα παραγωγής 15 τόνων/ώρα χυμό πορτοκαλιού και ο όγκος των υγρών αποβλήτων που παράγεται είναι $78 \text{ m}^3/\text{h}$. Τα απόβλητα της μονάδας αυτής, όπως παρατηρήθηκε από τις πολλαπλές επισκέψεις στην περιοχή (Ριβιώτισσα) και όπως μαρτυρούν οι κάτοικοί της, ρίχνονται, χωρίς καμία επεξεργασία στο ρέμα Τυφλό το οποίο καταλήγει και αυτό στον κύριο ρου του Ευρώτα.

Εκτός από τις αγροτοβιομηχανικές πηγές ρύπανσης, το υδρογραφικό δίκτυο του Ευρώτα υπόκειται σε σημαντικές μορφολογικές τροποποιήσεις που οφείλονται στα αντιπλημμυρικά έργα και στην οικοδομική δραστηριότητα με εκβαθύνσεις, σημαντικές απολήψεις αδρανούς υλικού από την κοίτη για αντιπλημμυρική προστασία και χρήση του ως οικοδομικού υλικού, διευθετήσεις της κοίτης, εγκιβωτισμοί σε μεγάλα τμήματα και καταστροφή της παρόχθιας βλάστησης με παράλληλη επέκταση των καλλιεργειών μέχρι

τις όχθες του ποταμού. Οι μορφολογικές τροποποιήσεις καταστρέφουν τα φυσικά ενδιαίτηματα, αλλοιώνουν τις φυσικές διεργασίες, και επιδεινώνουν τη χημική και ιδιαίτερα τη βιολογική κατάσταση του ποτάμιου συστήματος.

3.1.3. Κριτήρια Επιλογής Θέσεων

Αρχικά, για την επιλογή των θέσεων δειγματοληψίας, μελετήθηκε όλη η υδρολογική λεκάνη του Ευρώτα ποταμού ώστε να αποκτηθεί μία συνολική εικόνα του ποτάμιου συστήματος, να εντοπιστούν οι παραπόταμοι όπου γίνεται η διάθεση των αποβλήτων ελαιουργείων και χυμοποιείων, καθώς και τα αδιατάρακτα τμήματά τους και να καταγραφούν τα υδρομορφολογικά χαρακτηριστικά τους, οι πηγές ρύπανσης και οι χρήσεις γης. Επιπλέον, πραγματοποιήθηκαν πρόχειρες εκτιμήσεις (rapid assessment) μακροασπόνδυλης πανίδας στους υποψήφιους σταθμούς δειγματοληψίας για να εκτιμηθεί η βιολογική τους κατάσταση πριν την τελική τους επιλογή.

Για τους σκοπούς της έρευνας αυτής, επιλέχθηκαν σταθμοί δειγματοληψίας ανάντη και κατόντη των αγροτοβιομηχανικών μονάδων. Οι επιπτώσεις των υγρών αποβλήτων στις βενθικές μακροασπόνδυλες βιοκοινωνίες και συνολικά στην οικολογική κατάσταση των ρεόντων υδάτων θα αξιολογηθούν μελετώντας την απόκλιση των βιολογικών (μακροασπόνδυλη πανίδα) και φυσικοχημικών χαρακτηριστικών των κατόντη σταθμών που δέχονται τα υγρά απόβλητα σε σχέση με τα χαρακτηριστικά των ανάντη σταθμών. Επιπλέον, ο εποχικός χαρακτήρας των υγρών αποβλήτων ελαιουργείων και χυμοποιείων, θα επιτρέψει και την αξιολόγηση της ικανότητας αυτοκαθαρισμού του κάθε ρέματος καθώς και την ικανότητα ανάκαμψης της μακροασπόνδυλης βιοκοινωνίας και της οικολογικής κατάστασης.

Τα κριτήρια επιλογής των σταθμών δειγματοληψίας ήταν:

1) Οι ανάντη και κατόντη σταθμοί να ανήκουν στο ίδιο ρέμα/ποτάμι και να έχουν παρόμοια αβιοτικά και βιοτικά χαρακτηριστικά. Σε περίπτωση όμως που αυτό δεν είναι εφικτό (π.χ. αδύνατη προσβασιμότητα), ο ανάντη σταθμός που θα επιλεγεί από διαφορετικό ρέμα πρέπει να είναι ίδιας τυπολογίας με τον κατόντη και να μοιράζονται τα ίδια αβιοτικά (υδρομορφολογικά και υδροχημικά χαρακτηριστικά) και βιοτικά χαρακτηριστικά (π.χ. υδρόβια βλάστηση).

2) Οι κατάντη σταθμοί δειγματοληψίας να δέχονται μόνο μία πηγή ρύπανσης (π.χ. υγρά απόβλητα ελαιουργείων), ώστε να αποφευχθούν πιθανά συνεργικά φαινόμενα από άλλες ανθρωπογενείς πιέσεις. Ωστόσο, αυτό ήταν αναπόφευκτο για τα ρέματα που δέχονται τα υγρά απόβλητα χυμοποιείων αφού τα χυμοποιεία είναι εγκατεστημένα σε πεδινές και γεωργικά εντατικοποιημένες περιοχές με συνέπεια οι εισροές λιπασμάτων και φυτοφαρμάκων από τις παρακείμενες αγροτικές εκτάσεις να είναι πολύ πιθανές. Έτσι, οι σταθμοί που θα επιλεγθούν ανάντη των μονάδων μεταποίησης των πορτοκαλιών θα πρέπει να έχουν τις ίδιες χρήσεις γης ούτως ώστε να μπορεί να διαχωριστεί η επίπτωση των υγρών αποβλήτων χυμοποιείων από εκείνη των διάχυτων πηγών ρύπανσης.

3) Οι επιπτώσεις των διάχυτων πηγών ρύπανσης από τις καλλιέργειες δεν πρέπει να επιτείνουν ή να ξεπεράσουν τις επιπτώσεις των υγρών απόβλητων.

4) Οι ανάντη σταθμοί να είναι αδιατάρακτοι δηλαδή σταθμοί αναφοράς. Ένας σταθμός για να χαρακτηριστεί ως σταθμός αναφοράς πρέπει να πληροί διάφορες απαραίτητες προϋποθέσεις (βλ. 3.1.4). Αν αυτό δεν είναι εφικτό (βλ. 2^ο κριτήριο), τότε πρέπει ο σταθμός αναφοράς που θα επιλεγεί σε άλλο ρέμα να ανήκει στον ίδιο τύπο ποταμού και να έχουν παρόμοια αβιοτικά (χρήσεις γης, υδρομορφολογία, υπόστρωμα, κ.α.) και βιοτικά χαρακτηριστικά.

5) Το υψόμετρο, η κλίση, η παροχή και ο χρόνος παραμονής του νερού στην κοίτη ενός υδατορέματος, είναι παράμετροι που επηρεάζουν σημαντικά την σύνθεση και αφθονία, την ποικιλότητα και τον κύκλο ζωής των βενθικών βιοκοινωνιών (Stazner & Higler, 1986; Stazner et al., 1988; Alan, 1995; Jacobsen et al., 1997; Skoulikidis et al., 2009). Έτσι για να αποκτηθεί μια πλήρης εικόνα των επιπτώσεων των υγρών αποβλήτων ελαιουργείων επιλέχθηκαν ορεινοί, ημιορεινοί και πεδινοί σταθμοί δειγματοληψίας. Αυτό δεν εφαρμόστηκε για την περίπτωση των υγρών αποβλήτων των χυμοποιείων αφού τα δύο ρέματα που δέχονται τα απόβλητα αυτά βρίσκονται στην πεδιάδα της Σπάρτης.

3.1.4. Κριτήρια και καθορισμός συνθηκών αναφοράς ποταμών

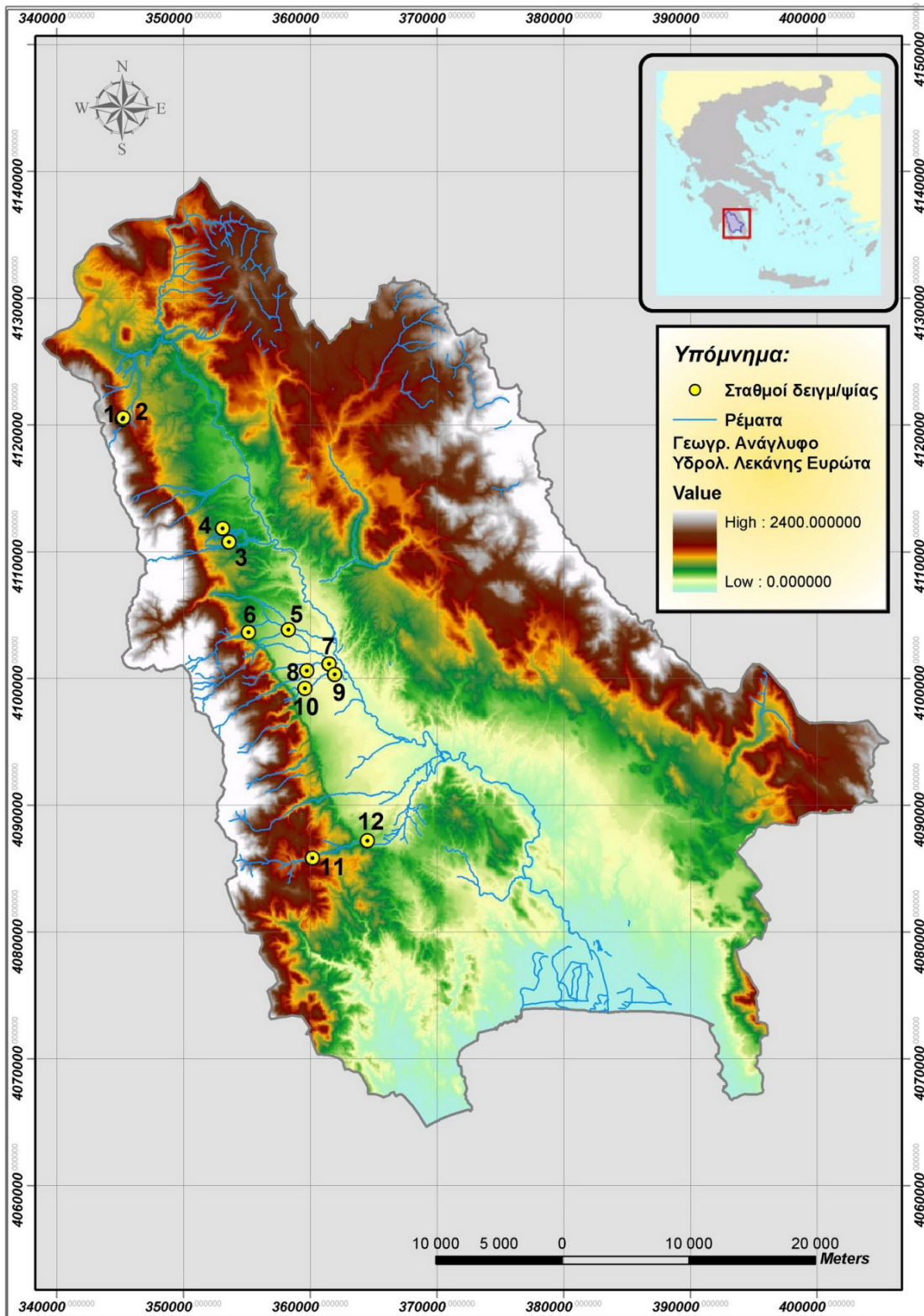
Μέτρο για την εκτίμηση της οικολογικής κατάστασης αποτελεί ο καθορισμός συνθηκών αναφοράς. Με βάση την Οδηγία, συνθήκες αναφοράς καθορίζονται για όλα τα ποιοτικά

στοιχεία που εξετάζονται. Αρχική και βασική προϋπόθεση που αφορούν τα κριτήρια για τον καθορισμό των συνθηκών αναφοράς, είναι ότι, το ιδανικό ποτάμι-ρέμα αναφοράς θα πρέπει να πληροί όλες τις απαραίτητες προϋποθέσεις που επιτρέπουν την εγκατάσταση και ανάπτυξη απόλυτα αδιατάρακτης χλωρίδας και πανίδας. Συνεπώς, οι σταθμοί αναφοράς δεν αρκεί να χαρακτηρίζονται μόνο από χημικώς καθαρό νερό αλλά και από τη συνύπαρξη φυσικών και αδιατάρακτων γεωμορφολογικών χαρακτηριστικών στη λεκάνη απορροής και τον τύπο του ποταμού. Αν και είναι σχετικά αδύνατο σήμερα να βρεθούν ποτάμια σε τόσο αδιατάρακτες περιοχές, θα πρέπει, όπου υπάρχει δυνατότητα, να εφαρμόζονται συγκεκριμένα κριτήρια σε περιοχές που μπορούν σε “πραγματικές συνθήκες” να χαρακτηριστούν σταθμοί αναφοράς.

Σε πολλές περιπτώσεις, όπως ορισμένοι τύποι πεδινών ρεμάτων ή μεγαλύτερα ποτάμια, δεν υπάρχουν σταθμοί αναφοράς που να ικανοποιούν όλα τα παραπάνω κριτήρια. Για αυτούς τους τύπους, οι “καλύτερες διαθέσιμες” από τις υπάρχουσες θέσεις που ικανοποιούν τα περισσότερα κριτήρια πρέπει απλώς να αποτελούν ένα αρχικό σημείο εκκίνησης. Η περιγραφή της βιοκοινωνίας αναφοράς πρέπει να συμπληρώνεται με την εκτίμηση ιστορικών δεδομένων και πιθανώς στοιχείων που αφορούν στη σύνθεση της χλωρίδας και πανίδας συγκρίσιμων οικοσυστημάτων, π.χ. ποταμών με παρόμοιο μέγεθος που βρίσκονται σε διαφορετικές οικοπεριοχές. Κριτήρια για την θέσπιση συνθηκών αναφοράς έχουν προταθεί από διάφορες επιστημονικές ομάδες, κυρίως μέσα από τα πλαίσια Ευρωπαϊκών προγραμμάτων που εφαρμόζουν την ΟΠΥ (AQEM Consortium, 2002; REFCOND, 2003).

3.2. ΔΙΚΤΥΟ ΔΕΙΓΜΑΤΟΛΗΨΙΑΣ

Με βάση τα παραπάνω κριτήρια και τους σκοπούς της έρευνας αυτής επιλέχθηκαν 12 σταθμοί από 7 παραπόταμους του Ευρώτα ποταμού (Χάρτης 3.1, Πίνακας 3.2). Οι χάρτες 3.2 και 3.3 παρουσιάζουν τις λεκάνες απορροής των σταθμών δειγματοληψίας και τις χρήσεις γης τους, αντίστοιχα. Τα χαρακτηριστικά του κάθε σταθμού δειγματοληψίας περιγράφονται αναλυτικά στο Παράρτημα I.



Χάρτης 3.1. Το δίκτυο των 12 σταθμών δειγματοληψίας υδρομορφολογικών, χημικών-φυσικοχημικών παραμέτρων και μακροασπόνδλων.

Πίνακας 3.2. Σταθμοί δειγματοληψίας φυσικοχημικών, βιολογικών (μακροασπόνδυλα) και υδρομορφολογικών δεδομένων. Οι σκιαγραφημένοι σταθμοί αντιπροσωπεύουν τους κατάντη σταθμούς δειγματοληψίας στους οποίους γίνεται η διάθεση των υγρών απόβλητων. Επιπλέον παρουσιάζεται ο υδρολογικός χαρακτήρας του κάθε σταθμού καθώς και οι σημειακές και πιθανές διάχυτες (μη-σημειακές) πηγές ρύπανσης τους.

<i>Αριθμός Σταθμού</i>	<i>Όνομα Σταθμού</i>	<i>Όνομα Ποταμού /Χειμάρρου</i>	<i>Πηγή Ρύπανσης</i>	<i>Πιθανή μη-σημειακή πηγή ρύπανσης</i>	<i>Υδρολογικός Χαρακτήρας</i>
1	Κοιτισάνης Α.	Κοιτισάνης			Μόνιμης ροής
2	Κοιτισάνης Κ.	Κοιτισάνης	ΥΑΕ		Μόνιμης ροής
3	Κριμπιάς	Κριμπιάς			Διαλείπουσας ροής
4	Βορδονιάτης	Βορδονιάτης	ΥΑΕ	Καλλιέργειες	Διαλείπουσας ροής
5	Παλαιολόγιο	Σκατιάς	ΥΑΕ	Καλλιέργειες	Διαλείπουσας ροής
6	Μυστράς	Σκατιάς			Διαλείπουσας ροής
7	Ριβιώτισσα	Τυφλό ¹	ΥΑΧ	Καλλιέργειες	Διαλείπουσας ροής
8	Καλάμι	Ξεριάς		Καλλιέργειες	Διαλείπουσας ροής
9	Αγία Κυριακή	Μυλοπόταμος	ΥΑΧ	Καλλιέργειες	Διαλείπουσας ροής
10	Γούναρι	Μυλοπόταμος		Καλλιέργειες	Διαλείπουσας ροής
11	Γοράνοι	Γερακάρης			Μόνιμης ροής*
12	Ποταμιά	Γερακάρης	ΥΑΕ		Διαλείπουσας ροής**

¹ Το ρέμα Τυφλό είναι η συνέχεια του ρέματος Ξεριά.

* Διατηρεί λιμνία (pools) για μερικά μέτρα κατάντη των πηγών κατά την θερινή περίοδο (Αύγουστο - Οκτώβριο) .

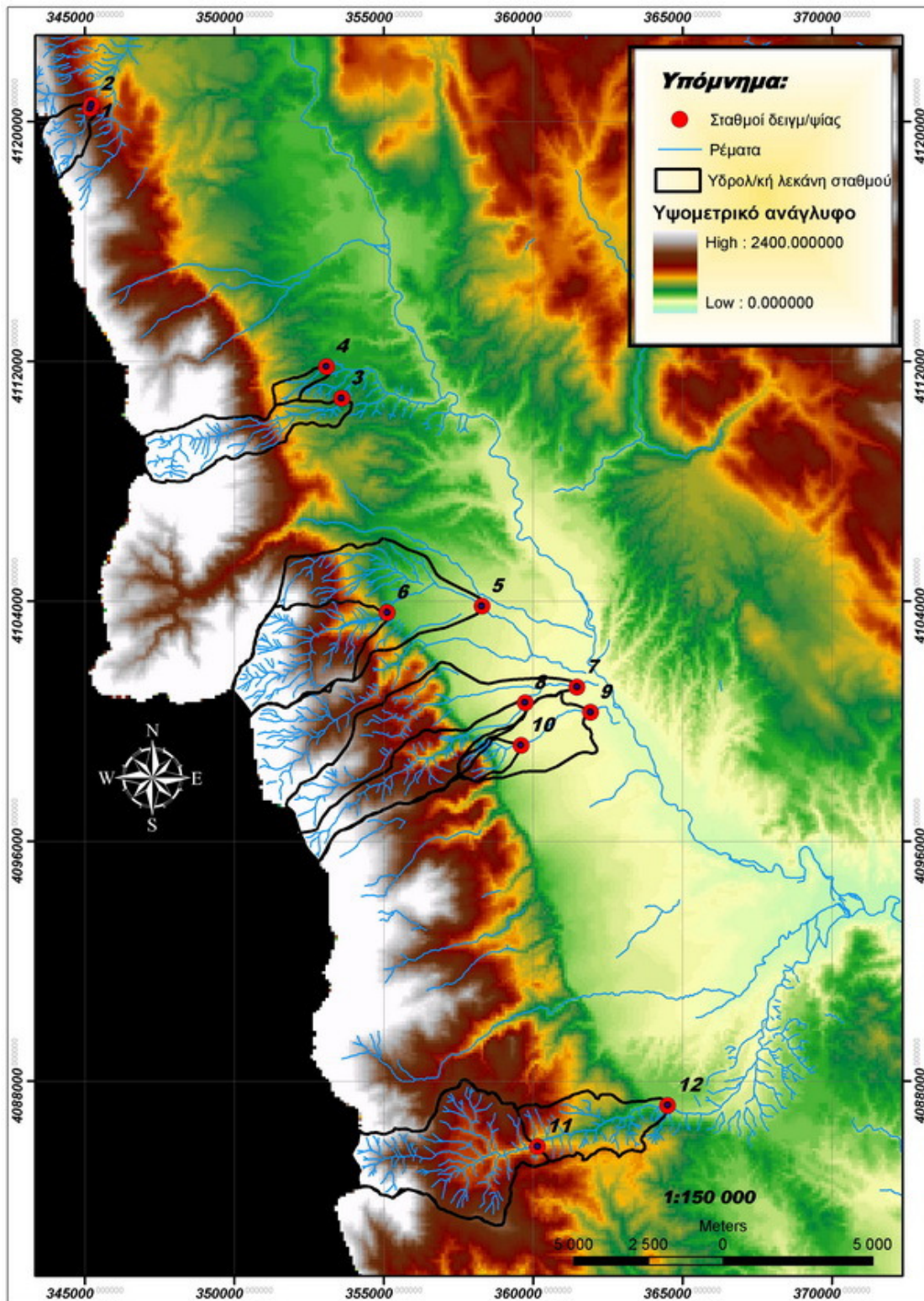
** Σε καλές υδρολογικές περιόδους (χειμώνες με πολλές βροχοπτώσεις και χιονοπτώσεις) διατηρεί ροή ακόμα και τους θερινούς μήνες στο τμήμα αυτό.

Πίνακας 2.3. Τοπογραφικά χαρακτηριστικά και χρήσεις γης των σταθμών δειγματοληψίας.

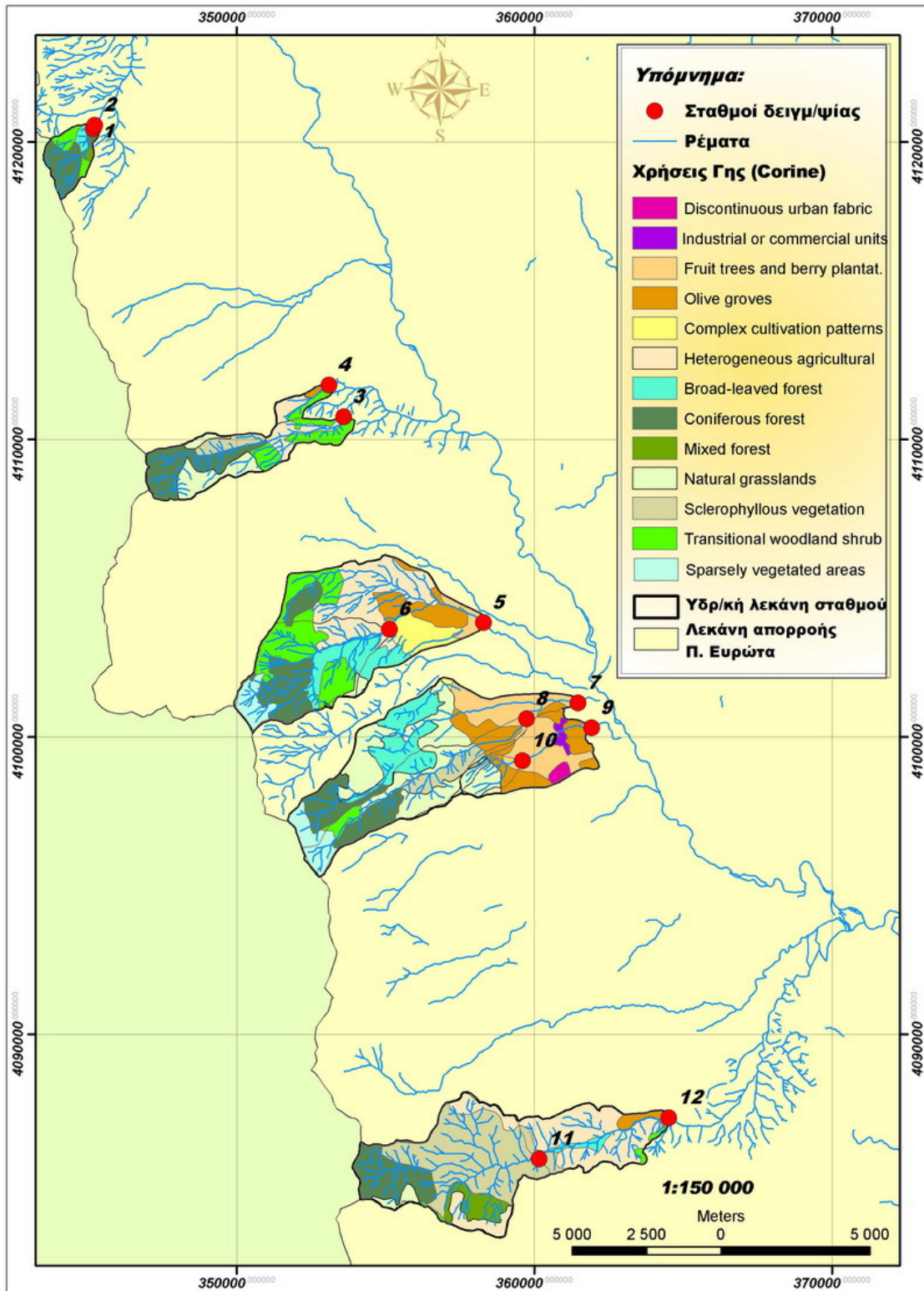
Αριθμός Σταθμού	1	2	3	4	5	6
Όνομα Σταθμού	Κοιτισάνης Α.	Κοιτισάνης Κ.	Κριμπιάς	Βορδόνια	Παλαιολόγιο	Μυστράς
Όνομα Ποταμού	Κοιτισάνης	Κοιτισάνης	Κριμπιάς	Βορδονιάτης	Σκατιάς	Σκατιάς
Μήκος ποταμού [χλμ]	6,8	6,8	8,2	3,2	5	5
Γεωγραφικό μήκος	37 13 13 N	37 13 17 N	37 08 04 N	37 08 38 N	37 04 22 N	37 04 13 N
Γεωγραφικό πλάτος	22 15 24 E	22 15 26 E	22 21 12 E	22 20 51 E	22 24 27 E	22 22 19 E
Έκταση Λεκάνης Απορροής (χλμ ²)	2,7	2,7	8,7	1,1	25,6	11,9
Υψόμετρο [μ]	759,3	736,6	360,0	349,2	221,3	350,7
Μέσο υψόμετρο λεκάνης απορροής [μ]	1116,0	1116,0	1132,8	475,8	798,9	1123,8
Κλίση σταθμού [%]	23,7	32,8	2,7	7,6	2,0	38,6
Κλίση λεκάνης απορροής [%]	52,6	52,6	55,0	23,8	42,1	59,4
Απόσταση από την πηγή (χλμ)	0,8	0,9	2,5	0,6	3,3	0,1
Απόσταση από τον Ευρώτα (χλμ)	5,9	5,8	3,1	2,7	2,6	5,0
Χρήσεις γης λεκάνης απορροής [%]						
Φυλλοβόλο αυτόχθονο δάσος	10	10			10	20
Κωνοφόρο αυτόχθονο δάσος	60	60	40		20	30
Μικτό αυτόχθονο δάσος	10	10				
Λειμώνες-Θαμνότοποι			20			
Μακία βλάστηση	20	20	30	40	20	30
Καλλιεργούμενες εκτάσεις				10	20	10
Ετερογενείς καλλιεργούμενες εκτάσεις			10	50	30	10
Αστικές περιοχές						
Χρήσεις γης στην πλημμυρική επιφάνεια [%]						
Φυλλοβόλο αυτόχθονο δάσος						
Κωνοφόρο αυτόχθονο δάσος						
Μικτό αυτόχθονο δάσος	100	100	80			70
Λειμώνες-Θαμνότοποι			20	20	10	10
Μακία βλάστηση						20
Καλλιεργούμενες εκτάσεις				70	20	
Ετερογενείς καλλιεργούμενες εκτάσεις				10	10	
Αστικές περιοχές (οικισμοί-βιομηχανίες)					60	

Πίνακας 2.3. (συνέχεια)

Αριθμός Σταθμού	7	8	9	10	11	12
Όνομα Σταθμού	Ριβιώτισσα	Καλάμι	Αγ. Κυριακή	Γούναρι	Γοράνοι	Ποταμιά
Όνομα Ποταμού	Τυφλό	Ξεριάς	Μυλοπόταμος	Μυλοπόταμος	Γερακάρης	Γερακάρης
Μήκος ποταμού [χλμ]	1	4,3	4,2	4,2	11,5	11,5
Γεωγραφικό μήκος	37 02 56 N	37 02 38 N	37 02 29 N	37 01 52 N	36 54 38 N	36 55 25 N
Γεωγραφικό πλάτος	22 26 38 E	22 25 28 E	22 26 57 E	22 25 23 E	22 25 55 E	22 28 50 E
Έκταση Λεκάνης Απορροής (χλμ ²)	23,8	9,1	7,3	1,5	17,2	25,1
Υψόμετρο [μ]	180,0	200,0	176,5	201,4	527,8	260,9
Μέσο υψόμετρο λεκάνης απορροής [μ]	788,0	874,2	280,2	443,7	890,2	779,7
Κλίση σταθμού [%]	0,0	0,0	2,2	2,7	25,5	3,3
Κλίση λεκάνης απορροής [%]	44,2	54,1	14,7	43,0	49,0	45,0
Απόσταση από την πηγή (χλμ)	4,3	2,0	3,7	1,0	0,0	5,1
Απόσταση από τον Ευρώτα (χλμ)	0,5	2,3	0,8	3,3	11,4	8,5
Χρήσεις γης λεκάνης απορροής [%]						
Φυλλοβόλο αυτόχθονο δάσος	20	10				10
Κωνοφόρο αυτόχθονο δάσος	10	20			20	10
Μικτό αυτόχθονο δάσος					10	10
Λειμώνες-Θαμνότοποι	30	30	20	60		
Μακία βλάστηση	10	20			60	40
Καλλιεργούμενες εκτάσεις	30	20	70	40		
Ετερογενείς καλλιεργούμενες εκτάσεις					10	30
Αστικές περιοχές			10			
Χρήσεις γης στην πλημμυρική επιφάνεια [%]						
Φυλλοβόλο αυτόχθονο δάσος						
Κωνοφόρο αυτόχθονο δάσος						
Μικτό αυτόχθονο δάσος					60	70
Λειμώνες-Θαμνότοποι	10		10	20		20
Μακία βλάστηση					40	
Καλλιεργούμενες εκτάσεις	40	70	80	80		
Ετερογενείς καλλιεργούμενες εκτάσεις	10	10	10			10
Αστικές περιοχές (οικισμοί-βιομηχανίες)	40	20				



Χάρτης 3.2. Υδρολογικές λεκάνες απορροής των σταθμών δειγματοληψίας.



Χάρτης 3.3. Χρήσεις γης με βάση το σύστημα CORINE των λεκανών απορροής των σταθμών δειγματοληψίας.

4

ΤΟΞΙΚΟΤΗΤΑ ΥΓΡΩΝ ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ ΕΛΑΙΟΥΡΓΕΙΩΝ ΚΑΙ ΧΥΜΟΠΟΙΕΙΩΝ ΣΤΑ ΥΔΡΟΒΙΑ ΜΑΚΡΟΑΣΠΙΟΝΔΥΛΑ

*“Κάθε είδος είναι ένα αριστούργημα,
μια δημιουργία που έχει συναρμολογηθεί
με ιδιαίτερη επιμέλεια και ευφυΐα”
- Edward O. Wilson -*

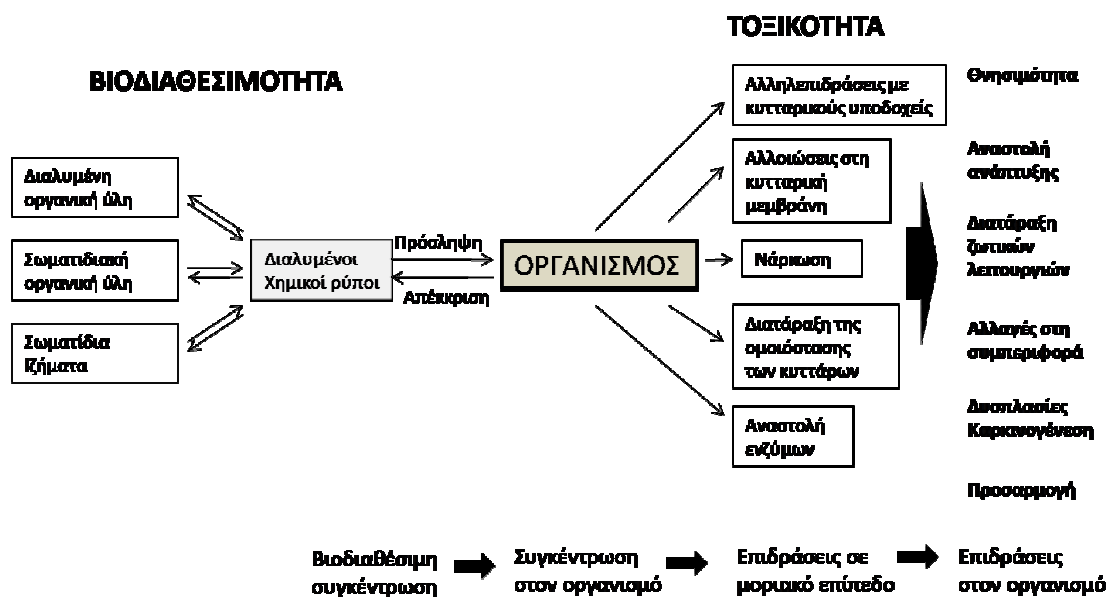
4.1. ΕΙΣΑΓΩΓΗ

Η περιβαλλοντική τοξικολογία⁷ και οικοτοξικολογία⁸ είναι επιστημονικοί τομείς που αναπτύχθηκαν τις τελευταίες δεκαετίες για την αξιολόγηση των τοξικών επιδράσεων των χημικών ουσιών στο περιβάλλον και στους ζωντανούς οργανισμούς. Μέσω της τοξικολογικής έρευνας μπορούν να κατανοηθούν οι δυσμενείς επιδράσεις των ξеноβιοτικών ουσιών στους ζωντανούς οργανισμούς και κατά επέκταση στα οικοσυστήματα. Ο Παράκελσος (1493-1541) που θεωρείται ο πατέρας της τοξικολογίας (Deichmann et al., 1986) διατύπωσε την ιστορική φράση ‘Τι είναι εκείνο που δεν είναι δηλητήριο; Όλες οι ουσίες είναι δηλητήρια και καμία δεν είναι. Μόνο η δόση καθορίζει εάν μία ουσία είναι δηλητήριο’. Συνεπώς όλες οι ουσίες μπορούν να μεταβάλλουν ή να παρέμβουν στις φυσιολογικές λειτουργίες των ζωντανών οργανισμών και να προκαλέσουν βλάβες ή θνησιμότητα ανάλογα με την έκθεση, τη χρονική διάρκεια και τον τρόπο εισόδου στον οργανισμό (Βαλαβανίδης, 2007).

Μια χημική ουσία μπορεί να εισέλθει στο εσωτερικό ενός οργανισμού είτε απευθείας από το περιβάλλον είτε από την τροφή. Ορισμένοι ρύποι έχουν αυξημένη ικανότητα για βιοσυσσωρευση στους ιστούς των οργανισμών και κατά συνέπεια στην τροφική αλυσίδα. Η βιοσυσσωρευση μιας ουσίας είναι ανάλογη με την βιοδιαθεσιμότητα της, αφού όσο περισσότερο βιοδιαθέσιμη είναι, τόσο μεγαλύτερη είναι η βιοσυσσωρεύσή της και συνεπώς πιο ισχυρή η τοξική της επίδραση. Οι χημικές ουσίες μπορούν να προκαλέσουν διάφορες βλάβες στους οργανισμούς (Σχ. 4.1) ανάλογα με την συγκέντρωσή τους (Βλαχογιάννη και Βαλαβανίδης, 2010). Αρχικά μια τοξική ουσία επιδρά στα χαμηλότερα επίπεδα βιολογικής οργάνωσης (π.χ. γενετικό υλικό) και στη συνέχεια επεκτείνεται σε ανώτερα επίπεδα βιολογικής οργάνωσης (π.χ. κύτταρο, ιστό).

⁷ Η περιβαλλοντική τοξικολογία μελετά την έκθεση, τις τοξικοκινητικές και τοξικοδυναμικές μεταβολές, και τις αρνητικές επιπτώσεις των επικίνδυνων χημικών παραγόντων σε ζωντανούς οργανισμούς στα περιβαλλοντικά διαμερίσματα (Βλαχογιάννη και Βαλαβανίδης, 2010).

⁸ Η οικοτοξικολογία μελετά τις επιδράσεις των τοξικών χημικών ουσιών στο οικοσύστημα και βασίζεται στην επιστημονική έρευνα που χρησιμοποιεί τόσο εργαστηριακές μεθόδους όσο και μελέτες πεδίου. Γενικά η οικοτοξικολογία λαμβάνει υπόψη της, τις οικολογικές διαστάσεις και την πολυπλοκότητα των αλληλεπιδράσεων μεταξύ των βιολογικών οργανισμών όπως και μεταξύ των οργανισμών και του φυσικού περιβάλλοντος μέσα στο οποίο αναπτύσσονται. Η οικοτοξικολογία βασίζεται στην επιστήμη της τοξικολογίας και στις βασικές αρχές των τοξικολογικών δοκιμών, με έμφαση όμως στο επίπεδο των πληθυσμών, κοινωνιών ή οικοσυστημάτων. (Βλαχογιάννη και Βαλαβανίδης, 2010).



Σχήμα 4.1. Απεικόνιση της βιοδιαθεσιμότητας των χημικών ουσιών και οι επιπτώσεις τους στους υδρόβιους οργανισμούς (Προσαρμοσμένο από τους Βλαχογιάννη και Βαλαβανίδη, 2010).

Τον τελευταίο αιώνα με την βιομηχανική επανάσταση και την αλματώδη τεχνολογική ανάπτυξη, ο άνθρωπος έχει εισάγει χιλιάδες χημικές ενώσεις στο περιβάλλον με αποτέλεσμα την έντονη ατμοσφαιρική ρύπανση, την εκτεταμένη ρύπανση υδατινών πόρων, την έλλειψη καθαρού πόσιμου νερού, τη διάβρωση και ρύπανση των εδαφών, τη δραματική μείωση της βιοποικιλότητας και την υποβάθμιση οικοσυστημάτων (Duda, & El-Ashry, 2000; Bright et al., 2003; Thomas et al., 2004; Tockner et al., 2009; Rabalais et al., 2009). Ιδιαίτερα τις τελευταίες δεκαετίες, με την τρομακτική αύξηση του πληθυσμού της Γης, έμφαση έχει δοθεί στην γεωργία για να καλυφθούν οι ανάγκες για τροφή.

Ένα από τα μεγαλύτερα προβλήματα που αντιμετωπίζουν κυρίως οι Μεσογειακές χώρες είναι τα αγροτοβιομηχανικά οργανικά απόβλητα που παράγονται από την μεταποίηση της ελιάς και των εσπεριδοειδών. Τα υγρά απόβλητα που προέρχονται από τα ελαιουργεία (ΥΑΕ) και τα χυμοποιεία (ΥΑΧ) είναι ιδιαίτερα ρυπογόνα λόγω του μεγάλου οργανικού φορτίου τους. Επιπλέον, τα απόβλητα των βιομηχανιών αυτών περιέχουν διάφορες τοξικές χημικές ενώσεις, όπως για παράδειγμα φαινολικές ενώσεις, που μπορούν να προκαλέσουν βλάβες στα υδατικά οικοσυστήματα και στους ζωντανούς οργανισμούς.

Αρκετές μελέτες έχουν αξιολογήσει την τοξικότητα του πολυφαινολικού κλάσματος των ΥΑΕ (Paredes et al., 1986; Yesilada & Sam, 1998; Yesilada et al., 1999; DellaGreca et al., 2001; Fiorentino et al., 2003; Kistner et al., 2004; Mekki et al., 2008). Η τοξικότητα των ΥΑΕ έχει αξιολογηθεί με καθιερωμένες δοκιμές οξείας τοξικότητας σε μικροασπόνδυλα όπως στα καρκινοειδή *Daphnia pulex*, *Daphnia magna* (Κλαδοκεραιωτά) και *Thamnocephalus platyurus* (Ανόστρακα) (Paixão et al., 1999; Fiorentino et al., 2003; Aggelis et al., 2003; Rouvalis et al., 2004). Τα είδη αυτά ανήκουν σε μια κατηγορία δοκιμών τοξικότητας (toxicity tests) που ονομάζονται μικροβιοδοκιμές (microbiotests) ή ToxkitsTM. Επίσης πολύ διαδομένη και με ευρεία εφαρμογή είναι και η μέτρηση της αναστολής της φωταύγειας του βακτηρίου *Vibrio fischeri* (Paixão et al., 1999; Gotsi et al., 2005). Παρά το γεγονός ότι η τοξικότητα του πολυφαινολικού κλάσματος των ΥΑΕ είναι σχετικά μελετημένη, ελάχιστες είναι οι μελέτες που έχουν αξιολογήσει την τοξικότητα του συνολικού κλάσματος των αποβλήτων αυτών στους ζωντανούς οργανισμούς.

Η τοξικότητα των ΥΑΕ στους υδρόβιους μακροασπόνδυλους οργανισμούς (π.χ. έντομα, αμφίποδα, κ.λπ.), δεν έχει μελετηθεί στο παρελθόν και συνεπώς οι επιπτώσεις τους στους οργανισμούς αυτούς είναι άγνωστες, παρά το γεγονός ότι οι οργανισμοί αυτοί αποτελούν ίσως το πιο σημαντικό βιολογικό ποιοτικό στοιχείο για την παρακολούθηση και την αξιολόγηση των επιφανειακών υδάτων (Hellawell, 1986; Rosenberg και Resh, 1993).

Σε αντίθεση με τα ΥΑΕ, πολύ λιγότερη έμφαση έχει δοθεί στα ΥΑΧ αφού οι μονάδες μεταποίησης εσπεριδοειδών είναι πολύ λίγες στην Ελλάδα και έτσι το περιβαλλοντικό πρόβλημα των αποβλήτων χυμοποιείων δεν είναι έντονο. Όπως και τα ΥΑΕ, τα ΥΑΧ έχουν υψηλό οργανικό φορτίο και μπορεί να είναι τοξικά εξαιτίας της υψηλής συγκέντρωσης των οργανικών ενώσεων και της λιμονίνης. Η τοξικότητα της λιμονίνης σε ζωντανούς οργανισμούς είναι καλά τεκμηριωμένη (Kassir et al., 1989; Tripathi et al., 2003), ωστόσο, η τοξικότητα και η επίδραση των ΥΑΧ στους υδρόβιους οργανισμούς παραμένει άγνωστη.

Οι τοξικές επιδράσεις των ΥΑΕ και ΥΑΧ σε χαμηλότερα βιολογικά επίπεδα οργάνωσης των υδρόβιων ασπόνδυλων είναι άγνωστες. Συνήθως οι αλλαγές σε κυτταρικό επίπεδο μπορεί να ανιχνεύονται και με τη βοήθεια βιοχημικών βιομαρτύρων (biochemical biomarkers). Οι βιοχημικοί βιομάρτυρες αντικατοπτρίζουν τις υποθανατηφόρες (sublethal)

βιοχημικές αλλαγές ενός οργανισμού που εκτίθεται σε ξενοβιοτικές ουσίες και μπορούν να χρησιμοποιηθούν ως πρόωρα συστήματα προειδοποίησης (early warning systems), δεδομένου ότι μπορούν να εντοπίσουν τις αλλαγές σε επίπεδο υπο-οργανισμού (δηλαδή κυτταρικό, μοριακό, κ.λπ.) πριν γίνουν εμφανής και σε υψηλότερα επίπεδα της βιολογικής οργάνωσης. Οι βιοχημικοί βιομάρτυρες χρησιμοποιούνται στην βιολογική αξιολόγηση των κινδύνων (hazard and risk assessments) των υδατικών οικοσυστημάτων, κυρίως για τα επίπεδα χρόνου έκθεσης και συγκέντρωσης των φυτοφαρμάκων (Hyne & Maher, 2003; Rickwood & Galloway, 2004; Varo et al., 2008), ενώ η εφαρμογή τους για την αξιολόγηση υγρών εκροών που περιέχουν μίγματα ενώσεων, όπως για παράδειγμα τα υγρά απόβλητα χαρτοποιίας (Soimasuo et al., 1995; Payne et al., 1996) και τα στραγγίσματα από χωματερές (Noaksson et al., 2005), ολοένα και περισσότερο έχουν αρχίσει να αναφέρονται στην διεθνή βιβλιογραφία την τελευταία δεκαετία.

Με βάση όλα τα παραπάνω, ο σκοπός της τοξικολογικής έρευνας που παρουσιάζεται σε αυτό το κεφάλαιο είναι να αποτιμηθούν:

- α)** η τοξικότητα των υγρών αποβλήτων ελαιουργείων και χυμοποιείων στα υδρόβια μακροασπόνδυλα χρησιμοποιώντας βιοδοκιμές οξείας τοξικότητας 24hrs-LC₅₀ και
- β)** οι επιπτώσεις των υποθανατηφόρων συγκεντρώσεων των υγρών αποβλήτων ελαιουργείων και χυμοποιείων στο βιοχημικό επίπεδο βιολογικής οργάνωσης των μακροασπόνδυλων αξιολογώντας την δραστικότητα της ακετυλοχολινεστεράσης (AChE) και γλουταθειόνης S-τρανσφεράσης (GST) που θα χρησιμοποιηθούν ως βιομάρτυρες.

Για τους σκοπούς αυτούς, χρησιμοποιήθηκαν τα κοινά για τα Ελληνικά ποτάμια βενθικά μακροασπόνδυλα, *Gammarus pulex* (Linnaeus, 1758) και *Hydropsyche peristerica* Botosaneanu & Marinkovic-Gospodnetic, 1968. Σε αντίθεση με το *G. pulex*, που έχει ευρεία εφαρμογή σε τοξικολογικές δοκιμές και που χρησιμοποιείται ως δείκτης ρύπανσης επιφανειακών υδάτων (Rinderhagen, 2000), το τριχόπτερο *H. peristerica* χρησιμοποιείται για πρώτη φορά σε τοξικολογικά πειράματα.

4.2. ΥΛΙΚΑ ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΟΙ

4.2.1 Δείγματα υγρών αποβλήτων

Φρέσκα και ανεπεξέργαστα δείγματα υγρών αποβλήτων ελαιοτριβείων συλλέχθηκαν κατά τη διάρκεια της παραγωγής του ελαιόλαδου (Ιανουάριο 2007) από τους αγωγούς δύο διαφορετικών μονάδων (ΥΑΕ-A και ΥΑΕ-B) συνεχούς φυγοκέντρισης (τριφασικά), που εδρεύουν στο Νομό Λακωνίας και συγκεκριμένα κοντά στις όχθες των ρεμάτων Σκατιά και Γερακάρη. Όσο αφορά τα χυμοποιεία, φρέσκα και μη επεξεργασμένα απόβλητα συλλέχθηκαν την ίδια χρονική περίοδο από την έξοδο του αγωγού του χυμοποιείου «Σπάρτη ΑΕ» (ΥΑΧ).

Τα δείγματα συλλέχθηκαν με πλαστικά μπουκάλια 2 λίτρων (τυλιγμένα με μαύρη σακούλα για αποφυγή έκθεσης στον ήλιο) και αποθηκεύτηκαν άμεσα στην κατάψυξη στους - 20°C. Πριν την έναρξη των δοκιμών οξύτητας τοξικότητας τα δείγματα αποψύχθηκαν και αναμίχθηκαν πολύ καλά. Στη συνέχεια, μετρήθηκαν τα φυσικοχημικά χαρακτηριστικά τους όπως pH, αγωγιμότητα, διαλυμένο οξυγόνο, ολικά διαλυμένα στερεά, BOD₅, COD ενώ ολικές φαινόλες μετρήθηκαν μόνο για τα ΥΑΕ. Η μεθοδολογία ανάλυσης ολικών φαινολών, BOD₅ και COD περιγράφονται αναλυτικά στο κεφάλαιο 6.

4.2.2 Βιοδοκιμές με Μακροασπόνδυλα

Το αμφίποδο *G. pulex* (Gammaridae) και το τριχόπτερο *H. peristerica* (Hydropsychidae) επιλέχθηκαν για τις δοκιμές τοξικότητας, εξαιτίας της ευρείας κατανομής τους στα Ελληνικά τρεχούμενα νερά, την σχετικά μεγάλη τους αφθονία και τα διαφορετικά τους χαρακτηριστικά (traits), την ανταπόκρισή τους στις μεταβολές περιβαλλοντικών παραμέτρων και την χρήση τους στην εκτίμηση της βιολογικής κατάστασης σύμφωνα με την ΟΠΥ. Το τριχόπτερο *H. peristerica* είναι ένας διηθηματοφάγος οργανισμός (collector filter feeder) που απαντάται στο ίζημα και κυρίως κάτω από πέτρες και είναι γενικά ευαίσθητο στην ρύπανση (Karaouzas, 2009), ενώ το *G. pulex* απαντάται τόσο στο ίζημα όσο και στην στήλη του νερού, ειδικά όταν υπάρχει υδρόβια βλάστηση. Τα *G. pulex* είναι θρυμματοφάγοι και θηρευτές (MacNeil et al., 1997) και απαντώνται σε ένα ευρύ φάσμα περιβαλλοντικών παραμέτρων (Rinderhagen, 2000). Οι προνύμφες τριχοπτέρων

διαδραματίζουν ένα βασικό ρόλο στην τροφική αλυσίδα των ποτάμιων οικοσυστημάτων (Resh, 1993) και θεωρούνται ως καλοί βιοδείκτες της ποιότητας του επιφανειακού νερού (Bonada et al., 2004). Ομοίως, τα *G. pulex* θεωρούνται επίσης καλοί βιοδείκτες ρύπανσης (MacNeil et al., 2002), και η εκτεταμένη χρήση τους σε δοκιμές τοξικότητας είναι διάχυτη στην διεθνή βιβλιογραφία.

Τα *G. pulex* και *H. peristerica* συλλέχθηκαν από ένα ορεινό ρέμα υψηλής οικολογικής κατάστασης (Ρέμα Βρυσιώτικο) της λεκάνης του Ευρώτα με υψηλή ροή και άριστη ποιότητα νερού (pH - 7,8; NO₃ - 0,2 mg/L; NO₂ - 0,002 mg/L; NH₄ - 0,002 mg/L; PO₄ - 0,08 mg/L; Ολικός φώσφορος - 0,079 mg/L; Θερμοκρασία νερού - 13.4 °C; αγωγιμότητα - 490 μS/cm). Ενήλικα άτομα *G. pulex* (μήκος οστράκου 6 mm) και ενήλικες προνύμφες *H. peristerica* (5ο προνυμφικό στάδιο (instar)) συλλέχθηκαν προσεκτικά με δειγματοληπτική απόχρη (μέγεθος ματιού 500 μm) και τοποθετήθηκαν ξεχωριστά σε δοχεία πολυαιθυλενίου του ενός λίτρου που ήταν γεμάτα με νερό του φυσικού τους περιβάλλοντος μέχρι 500-600mL. Στα δοχεία τοποθετήθηκαν αντλίες οξυγόνου για την επαρκή οξυγόνωση των οργανισμών, ενώ τοποθετήθηκαν φύλλα και κλαδιά που συλλέχθηκαν από την παρόχθια ζώνη (*Platanus orientalis*, *Alnus glutinosa*, κ.λπ.) και από την κοίτη του ποταμού για να εξυπηρετήσουν ως ενδιαιτήματα (στέγη και τροφή) αλλά και για την μείωση του στρες των οργανισμών. Στη συνέχεια μεταφέρθηκαν στο εργαστήριο σε όσο το δυνατότερο σύντομο χρονικό διάστημα (περίπου 3 ώρες). Επίσης συλλέχθηκε αρκετή ποσότητα νερού το οποίο προορίστηκε στη συνέχεια για την εκτέλεση των βιοδοκιμών. Το νερό συντηρήθηκε στο ψυγείο στους 4°C μέχρι την έναρξη των δοκιμών (2-3 ημέρες). Τα ζώα εγκλιματίστηκαν για 2-3 ημέρες πριν από την έναρξη των βιοδοκιμών σε καλά οξυγονωμένες συνθήκες (με αντλίες αέρα ενυδρείου) με φυσική φωτοπερίοδο και σε σταθερή θερμοκρασία των 18°C.

4.2.3. Προσδιορισμός οξείας τοξικότητας (24hrs-LC₅₀)

Η τοξικότητα των υγρών αποβλήτων ελαιουργείων και χυμοποιείων στα *G. pulex* και *H. peristerica* καθορίστηκε με βιοδοκιμές οξείας τοξικότητας (LC₅₀) μετά από 24 ώρες έκθεσης. Η LC₅₀ αντιπροσωπεύει τη θανατηφόρο συγκέντρωση μίας ουσίας ή ενός αποβλήτου στην οποία πεθαίνει το 50% του αρχικού αριθμού των εκτεθειμένων οργανισμών. Αρχικά, λόγω της άγνωστης τοξικότητας των προς εξέταση δειγμάτων και της ευαισθησίας των οργανισμών έγινε για όλα τα δείγματα ένα δοκιμαστικό τεστ ευρείας

κλίμακας ποσοστιαίων συγκεντρώσεων, προκειμένου να βρεθεί το επίπεδο της τοξικότητάς τους (range finding test). Για κάθε δείγμα έγιναν 5-8 αραιώσεις με τρεις επαναλήψεις ανά αραιώση.

Τα δείγματα των αποβλήτων των ελαιουργείων αραιώθηκαν με το νερό του ποταμού για να προκύψουν οι ποσοστιαίες συγκεντρώσεις των 1, 2, 3, 4, 5, 10, 25, 50, και 100% για τη βιοδοκιμή με το *G. pulex* και ποσοστιαίες συγκεντρώσεις των 0,5, 1, 2, 4, 5, 15, 25, 50, και 100% για τη βιοδοκιμή με το *H. peristerica* (π.χ. 1% = 1 mL ΥΑΕ και 99 mL νερό). Παρομοίως, το υγρό απόβλητο του χυμοποιείου αραιώθηκε με νερό σε συγκεντρώσεις των 10, 15, 20, 25, 50, και 100% για το *G. pulex* και 8, 12, 15, 17, 20, 25, 50, και 100% για το *H. peristerica*. Ως μάρτυρας (control) για τα δύο απόβλητα χρησιμοποιήθηκε καθαρό νερό χωρίς προσθήκη αποβλήτου (ποσοστιαία συγκέντρωση αποβλήτου 0%). Οι βιοδοκιμές έγιναν σε αποστειρωμένα ποτήρια ζέσεως (150 ml) που περιείχαν 100 mL δείγματα αραιώσεων ποσοστιαίων συγκεντρώσεων.

Για κάθε ποσοστιαία συγκέντρωση έγιναν τρεις επαναλήψεις. Κάθε επανάληψη περιείχε τέσσερα άτομα, δηλαδή συνολικά 12 άτομα για κάθε ποσοστιαία συγκέντρωση αποβλήτων. Τα τυχόν νεκρά ζώα κατά την διάρκεια των 24 ωρών καταγράφονταν και απομακρύνονταν για να αποφευχθεί η επιμόλυνση του δείγματος. Νεκροί οργανισμοί θεωρήθηκαν οι οργανισμοί στους οποίους δεν παρατηρήθηκε καμία εμφανής κίνηση κατά τη διάρκεια ενός 1 λεπτού. Όλες οι βιοδοκιμές διεξήχθησαν κάτω από στατικές συνθήκες χωρίς ανανέωση νερού ή αποβλήτου.

Κατά την διάρκεια των βιοδοκιμών, το τριχόπτερο *H. peristerica* παρέμεινε σε καλά οξυγονωμένες συνθήκες για την αποφυγή "φυσικής" θνησιμότητας (οι προνύμφες τριχοπτέρων μπορεί να πεθάνουν μέσα σε λίγα λεπτά ή ώρες, αν φυλάσσονται σε νερό χωρίς ανανέωση οξυγόνου). Επίσης, επειδή παρατηρήθηκαν συγκρούσεις μεταξύ των ατόμων, που πολλές φορές οδηγούσαν ακόμα και στον θάνατο, τοποθετήθηκαν πλαστικά φυτά ενυδρείων σε κάθε ποτήρι που εξυπηρετούσαν ως καταφύγιο ώστε να σταματήσουν οι συγκρούσεις μεταξύ των ατόμων.

Στην αρχή καθώς και στο τέλος των βιοδοκιμών μετρήθηκαν το διαλυμένο οξυγόνο, το pH και η αγωγιμότητα για κάθε ποσοστιαία συγκέντρωση. Επιπλέον, υπολογίστηκαν οι

συγκεντρώσεις των ολικών φαινολών για όλες τις ποσοστιαίες συγκεντρώσεις των ΥΑΕ. Μετά την έκθεση των 24 ωρών, τα ζωντανά ζώα απομακρύνθηκαν και στεγνώθηκαν προσεκτικά με ένα καθαρό και μαλακό χαρτί για να απομακρυνθεί η περίσσεια υγρού. Στη συνέχεια αποθηκεύτηκαν σε φιαλίδια πολυαιθυλενίου (Eppendorf) των 1,5mL και τοποθετήθηκαν αμέσως σε βαθιά κατάψυξη στους -80°C μέχρι την βιοχημική ανάλυση.

Τέλος, οι τιμές της οξείας τοξικότητας μετατράπηκαν σε τοξικές μονάδες (Toxic Units) που προκύπτουν από τον παρακάτω τύπο ώστε να μπορεί να χαρακτηριστεί το επίπεδο τοξικότητας για κάθε αγροτοβιομηχανικό απόβλητο.

$$\text{Τοξική μονάδα (TM)} = [1/L(E)C_{50}] \times 100$$

Όπου: $L(E)C_{50}$ = θανατηφόρος συγκέντρωση μίας ουσίας στην οποία πεθαίνει το 50% του αρχικού αριθμού των εκτεθειμένων οργανισμών.

4.2.4. Βιοχημικοί Βιομάρτυρες

Οι δύο βιοχημικοί βιομάρτυρες που χρησιμοποιήθηκαν στην παρούσα μελέτη ήταν η ακετυλοχολινεστεράση (AChE) και η S-μεταφοράση ή τρανσφεράση της γλουταθειόνης (GST). Η AChE είναι ένα ένζυμο που είναι υπεύθυνο για την υδρόλυση της ακετυλοχολίνης (νευροδιαβιβαστής) στο νευρικό σύστημα. Η αναστολή του ένζυμου αυτού έχει σαν αποτέλεσμα την συσσώρευση ακετυλοχολίνης στη νευρομυϊκή σύναψη προκαλώντας έτσι προβλήματα στο νευρικό σύστημα (Day and Scott, 1990). Η ακετυλοχολινεστεράση αναστέλλεται σημαντικά από οργανοφωσφορικές και καρβαμδικές ενώσεις ακόμα και σε χαμηλές συγκεντρώσεις. Για αυτό το λόγο χρησιμοποιείται ευρύτερα ως βιομάρτυρας αυτών των ενώσεων.

Όταν το σήμα μεταφερθεί από το ένα κύτταρο στο άλλο, το ένζυμο ακετυλοχολινεστεράση, διασπά την ακετυλοχολίνη και ελευθερώνει τον υποδοχέα ώστε το σήμα να μεταφερθεί πιο πέρα. Αν αυτό δεν γίνει τότε οι νευρικές ίνες θα παραμένουν συνέχεια φορτισμένες και διαταράσσεται η ισορροπία του νευρικού συστήματος του οργανισμού. Τα ορατά συμπτώματα είναι νευρικός υπερεθισμός, παράλυση και τελικά θάνατος.

Η GST που περιλαμβάνει πολλές ισομορφές (isoforms) είναι ένα πολυλειτουργικό ένζυμο αποτοξίνωσης και αντιοξειδωτικού στρες που βρίσκεται σε σχεδόν όλους τους οργανισμούς και συμμετέχει στο μηχανισμό αποτοξίνωσης του κυττάρου αδρανοποιώντας εξωγενείς ή ενδογενείς τοξικούς παράγοντες και προστατεύει από την οξειδωτική βλάβη καταλύοντας την σύζευξη της γλουταθειόνης με αρκετές υδρόφοβες και ηλεκτρονιόφιλες τοξικές ουσίες όπως πολυκυκλικούς αρωματικούς υδρογονάνθρακες, βαρέα μέταλλα, ζιζανιοκτόνα κτλ. (Enayati et al., 2005).

Οι GSTs ισομορφές παρουσιάζουν ιδιαίτερο ενδιαφέρον για φαρμακολογικούς και τοξικολογικούς λόγους καθώς μεταβολίζουν χημειοθεραπευτικούς παράγοντες κατά του καρκίνου, ζιζανιοκτόνα, εντομοκτόνα, καρκινογόνους παράγοντες και παραπροϊόντα οξειδωτικού στρες (Hayes *et al.*, 2005). Υψηλά επίπεδα συγκέντρωσης GST έχουν συσχετιστεί με αντοχή σε εντομοκτόνα και με επιλεκτικότητα σε ζιζανιοκτόνα (Ranson *et al.*, 2001, Edwards & Dixon, 2004).

4.2.4.1. Προετοιμασία Δείγματος Βιοχημικών Βιομαρτύρων

Όλα τα αντιδραστήρια που χρησιμοποιήθηκαν ήταν αναλυτικής καθαρότητας από τον οίκο Sigma-Aldrich. Πριν από την διεξαγωγή των βιοχημικών αναλύσεων έγιναν προκαταρκτικές δοκιμές για τη βελτιστοποίηση της μεθοδολογίας ως προς την ποσότητα του οργανισμού που πρέπει να χρησιμοποιηθεί (π.χ. μέρος του σώματος ή ολόκληρος ο οργανισμός) σε σχέση με τα επίπεδα ενζύμων των οργανισμών.

Τελικά για την εξαγωγή και τον προσδιορισμό της ενζυμικής δραστηριότητας χρησιμοποιήθηκε ολόκληρος ο οργανισμός. Ο κατεψυγμένος οργανισμός ομογενοποιήθηκε με εξαπλάσιο όγκο παγωμένου διαλύματος (σωματικό βάρος οργανισμού επί 6) 0,1 M διαλύματος φωσφορικών με pH 7,4 που περιείχε 0,15 M χλωριούχου καλίου (KCl), 1 mM αιθυλενοδιαμινοτετραοξικού οξέος (EDTA), 1 mM διθειοθρεϊτόλης (DTT), 0,1 mM φαινυλ-μεθυλ-σουλφονυλ-φθορίδιο (PMSF), και 20% γλυκερίνης. Ακολούθησε φυγοκέντριση στις 13000 x g για 5 λεπτά στους 4 °C. Το υπερκείμενο διατηρήθηκε στους - 80°C και χρησιμοποιήθηκε ως πηγή ενζύμου.

4.2.4.2 Προσδιορισμός Ενζυμικής Δραστικότητας της AChE

Ο προσδιορισμός της ενζυμικής δραστικότητας της AChE βασίστηκε στη μέθοδο Ellman et al. (1961) όπως τροποποιήθηκε από τους Fisher et al. (2000), για χρήση σε μικροπλάκα 96 οπών. Σε κάθε οπή προστέθηκαν 20 μL υπερκείμενου, 300 μL 0,020 M ρυθμιστικού διαλύματος φωσφορικών με pH 7 και 20 μL 5,5-διθειοδισ-2-νιτροβενζοϊκό οξύ (DTNB). Ακριβώς πριν από τη μέτρηση προστέθηκαν 10 μL 0,1M ακετυλοθειοχολίνης και η μικροπλάκα εισήχθη στο φωτόμετρο (DigiScan Microplate Reader) της ASYS Hitech GmbH. Η μέτρηση της δραστικότητας έγινε σε μήκος κύματος 405 nm και καταγράφηκε η αλλαγή της οπτικής πυκνότητας ανά 30 δευτερόλεπτα για 5 λεπτά. Το διάλυμα της αντίδρασης (Ρυθμιστικό διάλυμα φωσφορικών, DTNB, ακετυλοθειοχολίνης) χρησιμοποιήθηκε ως μάρτυρας (blank).

4.2.4.3. Προσδιορισμός Ενζυμικής Δραστικότητας της GST

Ο προσδιορισμός της ενζυμικής δραστικότητας της GST βασίστηκε στη μέθοδο Habig et al. (1974) όπως τροποποιήθηκε για χρήση σε μικροπλάκα 96 οπών. Για την διαδικασία παρασκευαστήκαν στο εργαστήριο τα ακόλουθα διαλύματα: ένα διάλυμα γλουταθειόνης (GSH) συγκέντρωσης 10 mM σε ρυθμιστικό διάλυμα φωσφορικών συγκέντρωσης 0,1 M με pH 6,5 και ένα διάλυμα 1-χλωρο-2,4-δινιτροβενζόλιο (CDNB) συγκέντρωσης 60 mM σε αιθανόλη. Σε κάθε οπή προστέθηκαν 100 μL υπερκείμενου και 200 μL του παρασκευασμένου αντιδραστήριου [μείγμα ρυθμιστικού διαλύματος, GSH και CDNB σε αναλογία 4,950 μL (ρυθμιστικό διάλυμα φωσφορικών): 900 μL (GSH):150 μL (CDNB)]. Η δραστικότητά της GST μετρήθηκε αμέσως σε μήκος κύματος 340 nm κάθε 20 δευτερόλεπτα για 5 λεπτά.

4.2.4.4. Προσδιορισμός πρωτεΐνης με τη μέθοδο Bradford

Οι δραστικότητες της AChE και GST εκφράστηκαν ως nmoles ανά λεπτό ανά mg πρωτεΐνης (nmoles/min/mg protein). Η συγκέντρωση της πρωτεΐνης στα δείγματα μετρήθηκε με τη μέθοδο Bradford (Bradford, 1976) χρησιμοποιώντας αλβουμίνη από ορό μόσχου (bovine serum albumin) ως πρότυπο για την δημιουργία καμπύλης αναφοράς. Για την δημιουργία καμπύλης αναφοράς της πρωτεΐνης προστέθηκαν σε μερικές οπές (π.χ. στις 2 πρώτες σειρές της μικρόπλακας – $8 \times 2 = 16$ οπές) από 1 έως 10 μg πρωτεΐνης (αλβουμίνης από ορό μόσχου) σε 100 μL απεσταγμένου νερού και 250 μL αντιδραστήριο

(αντιδραστήριο Bradford, Sigma-Aldrich). Για την μέτρηση της πρωτεΐνης προστέθηκε σε κάθε οπή 2 μL υπερκείμενο, 98 μL αποσταγμένο νερό και 250 μL αντιδραστήριο.

4.2.4.5. Επεξεργασία Δεδομένων

Οι τιμές των LC_{50} και τα διαστήματα εμπιστοσύνης 95% υπολογίσθηκαν χρησιμοποιώντας τη μη-παραμετρική μέθοδο Trimmed Spearman-Kärber (Hamilton et al., 1977). Ανάλυση της διακύμανσης (ANOVA) χρησιμοποιήθηκε για να εκτιμηθούν οι τυχόν διαφορές των ενζυμικών δραστηριοτήτων των βιομαρτύρων μεταξύ των διαφορετικών υπό-θανατηφόρων συγκεντρώσεων.

4.3. ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ

4.3.1 Βιοδοκιμές Οξείας Τοξικότητας (LC_{50})

Ο πίνακας 4.1 παρουσιάζει τα φυσικοχημικά χαρακτηριστικά των υγρών αποβλήτων ελαιουργείων και χυμοποιείων που χρησιμοποιήθηκαν στην παρούσα μελέτη. Οι τιμές οξείας τοξικότητας (LC_{50} και 95% όρια αξιοπιστίας) των ΥΑΕ και ΥΑΧ που προέκυψαν από τις 6 βιοδοκιμές παρατίθενται στον πίνακα 4.2. Οι τιμές LC_{50} των ΥΑΕ κυμάνθηκαν από 2,64% έως 3,36% για το *G. pulex* και 3,62% έως 3,88% για *H. peristerica*, αναδεικνύοντας έτσι τις υψηλές τοξικές ιδιότητες των ΥΑΕ στους μακροασπόνδυλους οργανισμούς. Οι τιμές LC_{50} των ΥΑΧ ήταν 25,26% για το αμφίποδο *G. pulex* και 17,16% για το τριχόπτερο *H. peristerica*. Το υπό εξέταση τριχόπτερο έδειξε ότι παρουσιάζει μεγαλύτερη ευαισθησία στην τοξικότητα των ΥΑΧ σε σύγκριση με το *G. pulex*. Όσον αφορά τα ΥΑΕ, δεν διαπιστώθηκαν διαφορές ως προς την ευαισθησία μεταξύ τα δύο ειδών.

Με βάση το σύστημα πενταβάθμιας ταξινόμησης κινδύνου (hazard classification system) (Πίν. 4.3) που αναπτύχθηκε από τους Persoone et al. (2003) για τα υγρά απόβλητα που εκχέονται στο υδάτινο περιβάλλον, τα δείγματα των αποβλήτων χαρακτηρίστηκαν από τοξικά έως πολύ τοξικά (Πίν. 4.4). Συγκεκριμένα, τα ΥΑΕ ανήκουν στην κατηγορία IV (υψηλή οξεία τοξικότητα) και τα ΥΑΧ στην κατηγορία III (οξεία τοξικότητα).

Πίνακας 4.1. Χημικά-Φυσικοχημικά χαρακτηριστικά των ΥΑΕ και ΥΑΧ.

	pH	Αγωγιμότητα	Διαλυμένο Οξυγόνο	Ολικά Αιωρούμενα Στερεά	BOD ₅	COD	Ολικές Φαινόλες
		μS/cm	mg/L	mg/L	mgO ₂ /L	mgO ₂ /L	ppm
ΥΑΕ (Α)	4,92	>4000	3,79	>2000	1162	1579	4879
ΥΑΕ (Β)	4,56	>4000	3,21	>2000	1130	1651	5269
ΥΑΧ	7,04	854	2,03	704	108	123	-

Πίνακας 4.2. Οξεία τοξικότητα (LC₅₀) και όρια εμπιστοσύνης 95% (Conf. Limits) των *G. pulex* και *H. peristerica* για τα ΥΑΕ και ΥΑΧ.

	<i>G. pulex</i>			<i>H. peristerica</i>		
	LC ₅₀ - 24 h	95% Conf. Limits		LC ₅₀ - 24 h	95% Conf. Limits	
	%	Upper	Lower	%	Upper	Lower
ΥΑΕ (Α)	2,64	3,10	2,26	3,62	4,11	3,19
ΥΑΕ (Β)	3,36	3,87	2,92	3,88	4,37	3,45
ΥΑΧ	25,26	30,61	20,84	17,16	19,08	15,43

Πίνακας 4.3. Σύστημα ταξινόμησης κινδύνου (hazard classification system) για τα υγρά απόβλητα που απορρίπτονται στο υδάτινο περιβάλλον (Προσαρμοσμένο από τους Persoone et al. 2003)

ΤΟΞΙΚΗ ΜΟΝΑΔΑ (TM)	ΚΛΑΣΕΙΣ	ΟΞΕΙΑ ΤΟΞΙΚΟΤΗΤΑ	ΣΥΜΒΟΛΟ
< 0.4	I	ΚΑΜΙΑ	☺
0,4 < TM < 1	II	ΠΕΡΙΟΡΙΣΜΕΝΗ	☺
1 < TM < 10	III	ΟΞΕΙΑ	☠
10 < TM < 100	IV	ΥΨΗΛΗ	☠☠
TM > 100	V	ΠΟΛΥ ΥΨΗΛΗ	☠☠☠

Πίνακας 4.4. Τοξικές μονάδες (TM) και όρια εμπιστοσύνης 95% (Conf. Limits) των ΥΑΕ και ΥΑΧ για τα μακροασπόνδυλα *G. pulex* και *H. peristerica*

	<i>G. pulex</i>			<i>H. peristerica</i>		
	TM	95% Conf. Limits		TM	95% Conf. Limits	
		Upper	Lower		Upper	Lower
ΥΑΕ (Α)	37,88	32,26	44,25	27,62	24,33	31,35
ΥΑΕ (Β)	29,76	25,84	34,25	25,77	22,88	28,99
ΥΑΧ	3,96	3,27	4,80	5,83	5,24	6,48

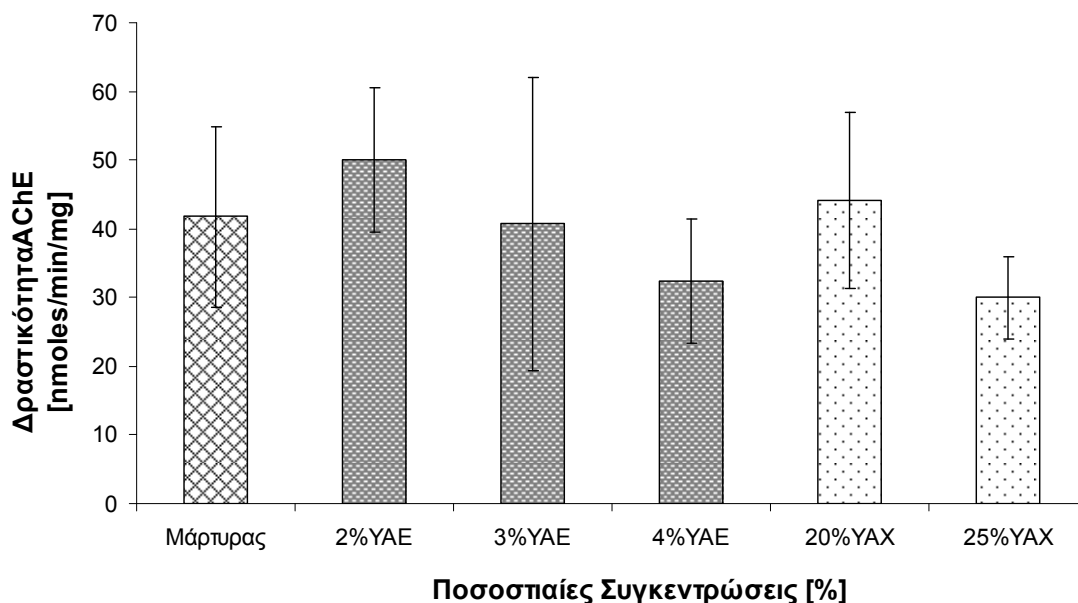
4.3.2 Βιοχημικοί Βιομάρτυρες

Οι ενζυμικές δραστηριότητες της AChE και της GST του *G. pulex* που εκτέθηκαν στα υγρά απόβλητα παρουσιάζονται στα σχήματα 4.1 και 4.2, αντίστοιχα. Τόσο για τα YAE όσο και για τα YAX φαίνεται να υπάρχει μια τάση μείωσης της ενζυμικής δραστηριότητας της AChE του *G. pulex* μετά από 24 ώρες έκθεσης (Σχήμα 4.1). Η μέση ενζυμική δραστηριότητα της AChE της ομάδας μάρτυρος (control) ήταν 41,7 nmol/min/mg πρωτεΐνης. Αρχικά η δραστηριότητα της AChE σημείωσε μια μικρή αύξηση (2% YAE - 50 nmol/min/mg πρωτεΐνης; 20% YAX - 44,1 nmol/min/mg πρωτεΐνης) και μειώθηκε με την αύξηση των συγκεντρώσεων των YAE και YAX (3% και 4% YAE - 40,7 και 32,4 nmol/min /mg πρωτεΐνης, αντίστοιχα; 25% YAX - 29,9 nmol/min/mg πρωτεΐνης). Σε αντίθεση με την δραστηριότητα της AChE, η δραστηριότητα της GST του *G. pulex* αυξήθηκε σε συνάρτηση με τις υψηλότερες συγκεντρώσεις των υγρών αποβλήτων (Σχήμα 4.2). Η μέση δραστηριότητα της GST της ομάδας μάρτυρος ήταν 2,44 nmol/min/mg πρωτεΐνης και αυξήθηκε σε 3,62 nmol/min/mg πρωτεΐνης στη ποσοστιαία συγκέντρωση 4% των YAE και σε 3,40 nmol/min/mg πρωτεΐνης στη ποσοστιαία συγκέντρωση 25% YAX.

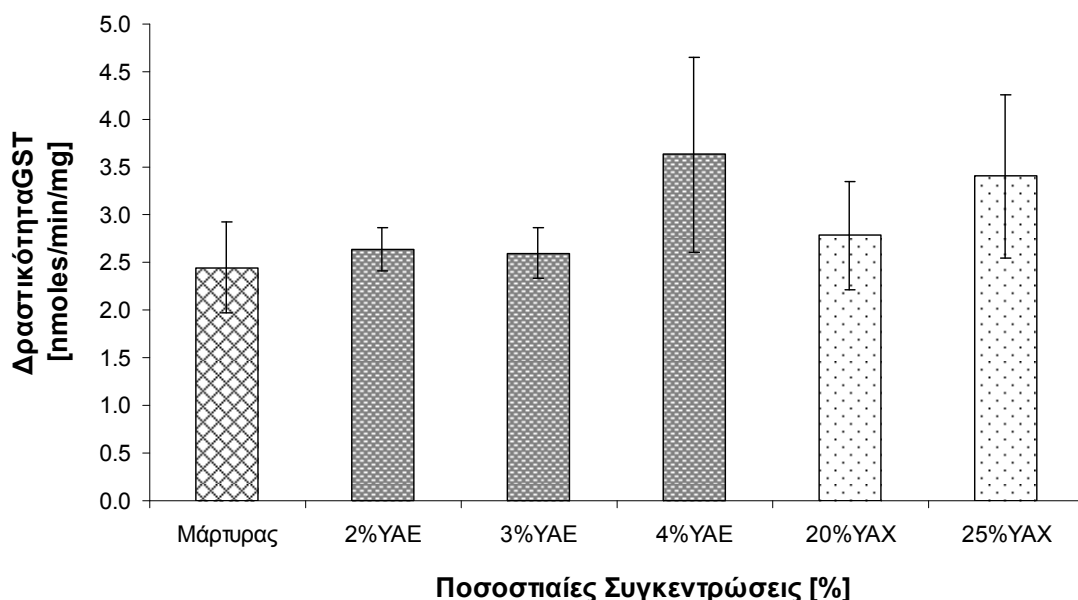
Τόσο τα YAE όσο και τα YAX προκάλεσαν αλλαγές στις ενζυμικές δραστηριότητες του *H. peristerica* μετά από 24 ώρες έκθεσης (Σχ. 4.3 και 4.4). Η μέση δραστηριότητα της AChE της ομάδας μάρτυρος ήταν 108,5 nmol/min/mg πρωτεΐνης και μειώθηκε στις αυξανόμενες συγκεντρώσεις των YAE και YAX (συγκέντρωση 4% YAE - 70 nmol/min/mg πρωτεΐνης, συγκέντρωση 17% YAE - 67,7 nmol/min/mg πρωτεΐνης). Η δραστηριότητα της GST του *H. peristerica* αυξήθηκε σε συνάρτηση με υψηλότερες συγκεντρώσεις των υγρών αποβλήτων (Σχ. 4.4). Η μέση δραστηριότητα GST της ομάδας μάρτυρος ήταν 2,94 nmol/min/mg πρωτεΐνης και αυξήθηκε σε 4,91 nmol/min/mg πρωτεΐνης σε συγκέντρωση 4% YAE και σε 3,44 nmol/min/mg πρωτεΐνης σε συγκέντρωση 25% YAX.

Παρά το γεγονός ότι, οι αλλαγές των ενζυμικών δραστηριοτήτων των οργανισμών υπό εξέταση ήταν εμφανείς, δεν υπήρχαν στατιστικά σημαντικές διαφορές μεταξύ των δραστηριοτήτων των βιομαρτύρων για τα δύο είδη και τους δύο τύπους αποβλήτων, με εξαίρεση την δραστηριότητα της GST του *G. pulex* εκτιθέμενο στα υγρά απόβλητα ελαιοτριβείων (Ανάλυση διακύμανσης one way ANOVA, $F = 3,33$, $p < 0,05$). Συμπερασματικά, οι μεταβολές της δραστηριότητας της GST των δύο οργανισμών σε υπό-

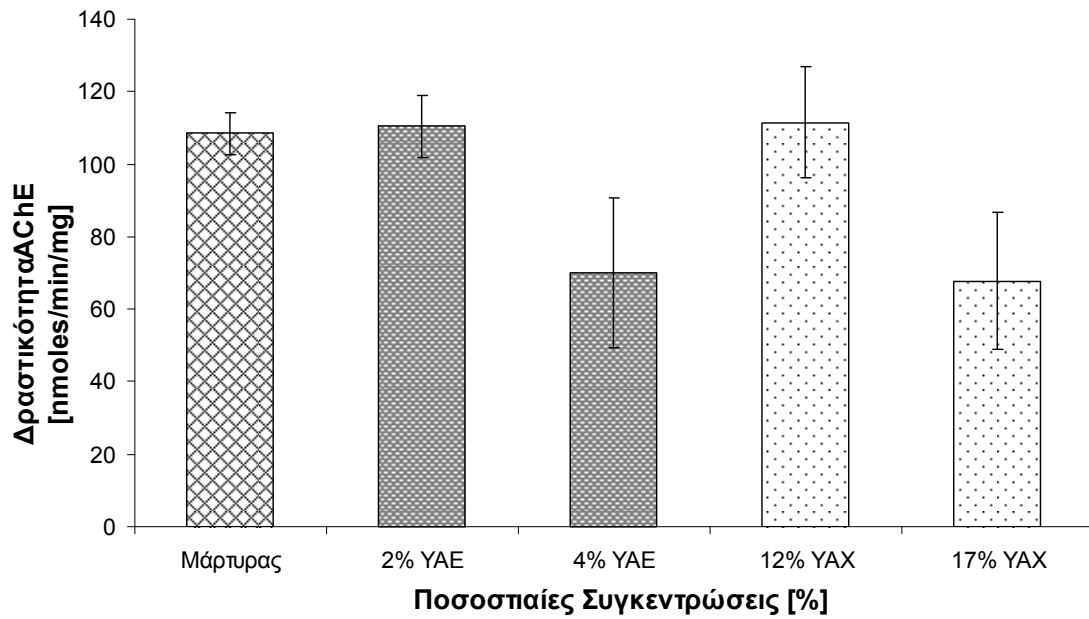
θανατηφόρες δόσεις των υγρών αποβλήτων αποκρίθηκαν καλύτερα από την AChE (χαμηλή τυπική απόκλιση σε ποσοστιαίες συγκεντρώσεις των αποβλήτων).



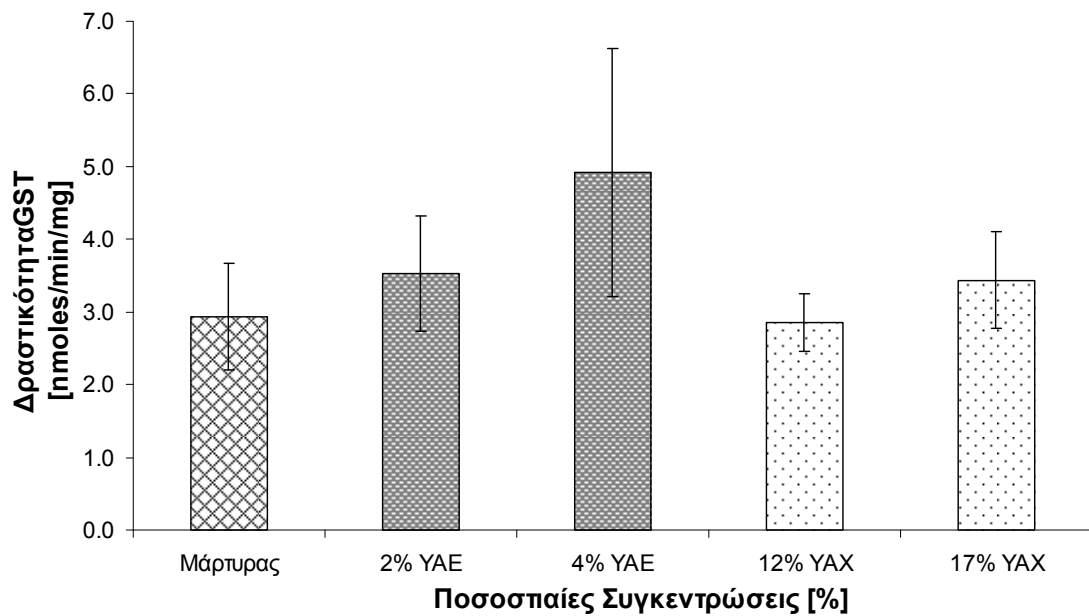
Σχήμα 4.1. Δραστηριότητα AChE του *G. pulex* μετά από 24 ώρες έκθεσης στα υγρά απόβλητα ελαιουργείων και χυμοποιείων. Τα αποτελέσματα εκφράζονται ως η μέση τιμή \pm SD από τρεις επαναλήψεις ανά ποσοστιαία συγκέντρωση απόβλητου.



Σχήμα 4.2. Δραστηριότητα GST του *G. pulex* μετά από 24 ώρες έκθεσης στα υγρά απόβλητα ελαιουργείων και χυμοποιείων. Τα αποτελέσματα εκφράζονται ως η μέση τιμή \pm SD από τρεις επαναλήψεις ανά ποσοστιαία συγκέντρωση απόβλητου.



Σχήμα 4.3. Δραστηριότητα AChE του *H. peristerica* μετά από 24 ώρες έκθεσης στα υγρά απόβλητα ελαιουργείων και χυμοποιείων. Τα αποτελέσματα εκφράζονται ως η μέση τιμή \pm SD από τρεις επαναλήψεις ανά ποσοστιαία συγκέντρωση απόβλητου.



Σχήμα 4.4. Δραστηριότητα GST του *H. peristerica* μετά από 24 ώρες έκθεσης στα υγρά απόβλητα ελαιουργείων και χυμοποιείων. Τα αποτελέσματα εκφράζονται ως η μέση τιμή \pm SD από τρεις επαναλήψεις ανά ποσοστιαία συγκέντρωση απόβλητου.

4.4. ΣΥΖΗΤΗΣΗ ΚΑΙ ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ

Τα υγρά απόβλητα ελαιοτριβείων και χυμοποιείων έχουν υψηλή ρυπαντική δράση, λόγω της υψηλής τους περιεκτικότητας σε οργανική ύλη (Cabrera et al., 1996; Tripodo et al., 2004) και της τοξικότητας των πολυφαινολικών ενώσεων (Winniczuk and Parch, 1997; Paixão et al., 1999; Fiorentino et al., 2003; Rouvalis et al., 2004; Atanassova et al., 2005). Η χρήση βιολογικών μεθόδων για την αξιολόγηση της τοξικότητας και αποτίμησης των επικίνδυνων αποβλήτων και ουσιών που απορρίπτονται στο υδάτινο περιβάλλον έχει αυξηθεί σημαντικά τις τελευταίες δεκαετίες. Ως εκ τούτου, μικροβιοτέστς (π.χ. Thamnotoxkit F, Microtox), βιοδοκιμές τοξικότητας καθώς και βιοχημικοί βιομάρτυρες έχουν χρησιμοποιηθεί σε πολλές μελέτες αξιολόγησης της ποιότητας υδατικών συστημάτων (Costan et al., 1993; Persoone et al., 2003; Barata et al., 2005; Okay et al., 2005; Jemec et al., 2008).

Στη παρούσα μελέτη, οι βιοδοκιμές των *G. pulex* και *H. peristerica* επιβεβαίωσαν την τοξικότητα των δύο αγροτοβιομηχανικών αποβλήτων. Οι τιμές οξείας τοξικότητας κυμαίνονταν από 2,64% ως 3,88% για τα ΥΑΕ, και από 17,16% ως 25,26% για τα ΥΑΧ. Τα δύο είδη, παρά τη διαφορετική τους βιολογία και φυσιολογία, παρουσίασαν παρόμοια ευαισθησία στα δύο απόβλητα. Τα υγρά απόβλητα των ελαιουργείων αποδείχτηκαν πιο τοξικά από ό,τι των χυμοποιείων. Αυτό μπορεί να αποδοθεί στα διαφορετικά φυσικοχημικά χαρακτηριστικά και τοξικές ιδιότητες των δύο αποβλήτων. Η τοξικότητα και η αντιβακτηριδιακή δράση των ΥΑΕ οφείλεται στις φαινόλες, γεγονός που περιορίζει την μικροβιακή τους βιοαποικοδομησιμότητα (Borja et al., 1997). Μελέτες βιοαποικοδόμησης των ΥΑΕ έχουν δείξει ότι οι πολυφαινόλες, που είναι υπεύθυνες για το σκούρο χρώμα τους, παρουσιάζουν σχετικά μικρή τοξικότητα και δεν είναι εύκολα βιοαποικοδομήσιμες (Hamdi et al., 1992), ενώ, οι απλές φαινόλες (π.χ υδροξυτυροσόλη, τυροσόλη, κατεχόλη) είναι ιδιαίτερα τοξικές, αλλά βιοαποδομήσιμες (Hamdi et al, 1992; Fiorentino et al, 2003).

Οι συγκεντρώσεις των ολικών φαινολών στα δύο δείγματα των ΥΑΕ ήταν πέντε φορές υψηλότερες από τα ανώτατα επιτρεπόμενα όρια των φαινολών σε υγρά απόβλητα (1 mg/L) που έχει προτείνει η Ευρωπαϊκή Ένωση (Οδηγία Αστικών Λυμάτων 91/271/EEC).

Διάφορες άλλες δοκιμές τοξικότητας έχουν επίσης καταδείξει τις τοξικές ιδιότητες των ΥΑΕ. Οι Paixão et al. (1999) έδειξαν ότι η οξεία τοξικότητα των ΥΑΕ κυμαίνεται από 1,08% έως 6,83% για την *Daphnia magna*, 0,73% έως 12,54% για το ανόστρακο *Thamnocephalus platyurus* και 0,16% έως 1,24% για τα βακτήρια *Vibrio fischeri*. Ομοίως, οι Rouvalis et al. (2004) επίσης έδειξαν ότι η οξεία τοξικότητα των ΥΑΕ κυμαίνεται από 1,7% έως 12,4% για την *Daphnia pulex* και από 3,3% έως 8,9% για το *Thamnocephalus platyurus*. Στην παρούσα μελέτη, οι τιμές LC₅₀ των ΥΑΕ δεν διαφοροποιήθηκαν σημαντικά, πιθανότατα λόγω των παρόμοιων φυσικοχημικών χαρακτηριστικών των δύο δειγμάτων (ΥΑΕ-A και ΥΑΕ-B). Αντίθετα, στις προαναφερόμενες μελέτες τα φυσικοχημικά χαρακτηριστικά των ΥΑΕ διέφεραν σημαντικά.

Τα διαφορετικά επίπεδα τοξικότητας των ΥΑΕ που έχουν παρατηρηθεί μεταξύ διαφόρων μελετών, έχουν αποδοθεί στη διαφορετική σύνθεση των ΥΑΕ, η οποία εξαρτάται από την ποικιλία ελιάς, τη διαδικασία εξαγωγής (κλασσική ή φυγοκέντριση) και από τη περιοχή καλλιέργειας. Όπως έχει προαναφερθεί, η τοξικότητα των αποβλήτων χυμοποιείων δεν έχει αξιολογηθεί στο παρελθόν, οπότε δεν μπορεί να γίνει σύγκριση των αποτελεσμάτων με άλλες μελέτες. Τα αποτελέσματα αυτής της μελέτης έδειξαν ότι το συνολικό κλάσμα των ΥΑΧ έχει τοξικές ιδιότητες, που οφείλονται πιθανότατα στην λιμονίνη. Η αντιμικροβιακή δράση της λιμονίνης, ένα σημαντικό συστατικό των ΥΑΧ, έχει αναφερθεί ακόμη και σε πολύ χαμηλές συγκεντρώσεις όπως 0,01% (w/v) (Winniczuk και Parish, 1997).

Οι τοξικές ιδιότητες των ΥΑΕ και ΥΑΧ αποτιμήθηκαν επίσης και σε βιοχημικό επίπεδο. Τα ενζυμικά επίπεδα δραστηριότητας των δύο επιλεγμένων βιομαρτύρων παρουσίασαν μια τάση αλλαγής όταν και τα δύο είδη εκτέθηκαν στα απόβλητα για 24 ώρες, ωστόσο οι αλλαγές αυτές δεν ήταν στατιστικά σημαντικά διαφορετικές, όπως έδειξε η στατιστική ανάλυση. Η δραστηριότητα της AChE επί των *G. pulex* και *H. peristerica* ανεστάλει με την αύξηση των συγκεντρώσεων των ΥΑΕ και ΥΑΧ, ενώ η δραστηριότητα της GST αυξήθηκε με την αύξηση των συγκεντρώσεων των δύο αποβλήτων. Οι ενζυμικές μεταβολές που παρατηρήθηκαν με την έκθεση σε ΥΑΕ θα μπορούσαν να αποδοθούν στην παρουσία των υψηλών συγκεντρώσεων φαινολών και ενδεχομένως σε άλλες ενώσεις των ΥΑΕ που μπορούν να προκαλέσουν τοξικότητα. Ομοίως, η τοξική ιδιότητα της λιμονίνης και πιθανόν κάποιες φαινολικές ενώσεις (φλαβονοειδή) των ΥΑΧ είναι υπεύθυνες για τις

αλλαγές της ενζυμικής δραστηριότητας των δύο μακροασπόνδυλων. Η αναστολή της AChE έχει μετρηθεί σε διάφορα υδρόβια ασπόνδυλα και έχει χρησιμοποιηθεί με επιτυχία ως βιομάρτυρας έκθεσης σε οργανοφωσφορικά και καρβαμιδικά εντομοκτόνα και φυτοφάρμακα, καθώς οι συγκεντρώσεις τους στο πεδίο μπορούν να εμποδίσουν την δραστηριότητα της AChE (Day και Scott, 1990; Tessier et al, 2000; Xuereb et al, 2007).

Η GST ως ένα ένζυμο αντιοξειδωτικό έχει προταθεί ως βιομάρτυρας έκθεσης οργανισμών σε οργανοχλωριούχες και πυρεθροειδές ενώσεις (Warwick, 1997; McLoughlin et al., 2000). Κατά συνέπεια, η αναστολή της AChE και η αύξηση της GST που παρατηρήθηκε στα δείγματα αποβλήτων θα μπορούσε επίσης να αποδοθεί στην παρουσία των παραπάνω χημικών ενώσεων σε υπολείμματα οργανοφωσφορικών φυτοφαρμάκων που έχουν βρεθεί ακόμα και στο ελαιόλαδο (Tsoutsi et al., 2008).

Οι επιλεγμένοι βιοχημικοί βιομάρτυρες παρουσίασαν μια τάση αλλαγής με την αύξηση των συγκεντρώσεων των YAE και YAX, παρόλο που δεν παρατηρήθηκαν στατιστικά σημαντικές διαφορές μεταξύ των συγκεντρώσεων τους. Δεδομένου ότι αυτή η έρευνα είναι η πρώτη απόπειρα εκτίμησης αλλαγών σε βιοχημικό επίπεδο ασπόνδυλων οργανισμών που εκτίθενται στα συγκεκριμένα αγροτοβιομηχανικά απόβλητα, απαιτείται περισσότερη διερεύνηση για την επικύρωση της εφαρμογής τους σε δείγματα από το πεδίο (in vivo). Επίσης, θα πρέπει να δοκιμαστούν περισσότεροι βιομάρτυρες (π.χ. P450, ATPase) για τα συγκεκριμένα απόβλητα ώστε να εκτιμηθεί η αναγκαιότητα των εφαρμογών τους.

5

ΕΠΙΠΤΩΣΕΙΣ ΥΓΡΩΝ ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ ΕΛΑΙΟΥΡΓΕΙΩΝ ΚΑΙ ΧΥΜΟΠΟΙΕΙΩΝ ΣΤΙΣ ΜΑΚΡΟΑΣΠΙΟΝΔΥΛΕΣ ΒΙΟΚΟΙΝΩΝΙΕΣ

*Αν όλα τα έντομα εξαφανιζόντουσαν από τη γη,
μέσα σε 50 χρόνια όλη η ζωή στη γη θα τερμάτιζε.
Αν όλοι οι άνθρωποι εξαφανιζόντουσαν από τη γη,
μέσα σε 50 χρόνια όλες οι μορφές ζωής θα ευδοκιμούσαν*
- Jonas Salk (1914 - 1995) -

ΜΕΡΟΣ Α

ΕΠΗΤΩΣΕΙΣ ΥΓΡΩΝ ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ ΕΛΑΙΟΥΡΓΕΙΩΝ

5.1 ΕΙΣΑΓΩΓΗ

Τα υγρά απόβλητα ελαιοτριβείων (ΥΑΕ), είναι μία από τις σημαντικότερες και πιο προβληματικές πηγές οργανικών αποβλήτων στις χώρες παραγωγής ελαιόλαδου (Paraskeva & Diamantopoulos 2006; Kapellakis et al., 2006). Για την περιοχή της Μεσογείου υπολογίζεται ότι ετησίως παράγονται περισσότερα από $30 \times 10^6 \text{ m}^3$ (Hamdi, 1993; D'Annibale et al., 2004). Η αποτελεσματική αντιμετώπιση των ΥΑΕ απαιτεί ακριβό και εξελιγμένο εξοπλισμό (Paraskeva and Diamantopoulos 2006, 2006; Roig et al., 2006) που λείπει από τα περισσότερα ελαιοτριβεία, με αποτέλεσμα την ανεξέλεγκτη διάθεση ανεπεξέργαστων ή εν μέρει επεξεργασμένων ΥΑΕ στα υδάτινα και χερσαία οικοσυστήματα. Η πρακτική αυτή προκαλεί σημαντική ρύπανση του περιβάλλοντος με απρόβλεπτες συνέπειες για την ποιότητα του εδάφους και των επιφανειακών και υπόγειων υδάτων (Fiorentino et al., 2003; Mekki et al., 2008) καθώς ενέχει σοβαρό κίνδυνο για τους υδάτινους και χερσαίους οργανισμούς και την υγεία των οικοσυστημάτων.

Οι τοξικές επιδράσεις των ΥΑΕ και των πολυφαινολών τους σε υδρόβιους ασπόνδυλους οργανισμούς (Paixao et al., 1999; Fiorentino et al., 2003; Rouvali et al., 2004; Karaouzas et al., 2010), σε βακτήρια και μύκητες (Paredes et al., 1986; Yesilada et al. 1998, 1999) και στα φυτά (DellaGreca et al., 2001) είναι καλά τεκμηριωμένες. Τα ΥΑΕ μπορούν να επηρεάσουν τις φυσικές και χημικές ιδιότητες του εδάφους και την μικροβιακή κοινότητα (Paredes et al., 1987; Rinaldi et al., 2003; Kotsou et al., 2004; Mekki et al., 2006), ενώ αρκετές μελέτες έχουν επιβεβαιώσει τις φυτοτοξικές επιδράσεις και αντιμικροβιακή δραστηριότητα τους (Aggelis et al., 2003; Casa et al., 2003). Τέλος, τα ΥΑΕ είναι επίσης τοξικά για τα αναερόβια βακτήρια (Zouari & Ellouz, 1996), και μπορούν να αναστέλλουν την αναερόβια λειτουργία των βακτηρίων σε βιολογικές μονάδες επεξεργασίας αστικών λυμάτων (Sayadi et al., 2000). Οι τοξικές ιδιότητες των ΥΑΕ έχουν αποτιμηθεί κυρίως μέσω εργαστηριακών τοξικολογικών δοκιμών (Paredes et al., 1986; Yesilada et al., 1998, 1999; DellaGreca et al., 2001; Fiorentino et al., 2003; Kistner et al., 2004; Mekki et al., 2008; Karaouzas et al., 2010) ενώ οι επιδράσεις και επιπτώσεις τους στη δομή και λειτουργία των υδατικών οικοσυστημάτων και των βιοκοινωνιών τους είναι σχεδόν άγνωστες.

Με γνώμονα όλα τα παραπάνω, αυτό το κεφάλαιο αποσκοπεί:

α) στην αξιολόγηση των επιδράσεων και επιπτώσεων των υγρών αποβλήτων ελαιουργείων στην σύνθεση και αφθονία της μακροασπόνδυλης πανίδας στο χώρο και στο χρόνο

β) στην αξιολόγηση των επιπτώσεων των ΥΑΕ σε διαφορετικούς τύπους ποτάμιων οικοσυστημάτων (π.χ. ορεινά – πεδινά) και

γ) στην αξιολόγηση της ικανότητας αυτοκαθαρισμού των συγκεκριμένων ποτάμιων οικοσυστημάτων

Όπως είναι γνωστό, οι ελιές ακολουθούν ένα διετή κύκλο ανάπτυξης και παραγωγής, όπου οι υψηλές αποδόσεις παράγονται σε ένα έτος και ακολουθείται ένα έτος χαμηλής απόδοσης (συχνά δεν είναι εμπορικό) (Ben-Gal et al., 2010). Ως εκ τούτου, η ποσότητα του παραγόμενου αποβλήτου ακολουθεί αυτό το ρυθμό και οι επιπτώσεις στα οικοσυστήματα ενδέχεται να διαφέρουν από χρονιά σε χρονιά.

Το έτος 2007 χαρακτηρίστηκε από έντονη και παρατεταμένη ξηρασία με αποτέλεσμα τη χαμηλή, ακόμα και την απουσία ροής σε αρκετά ρέματα του Ευρώτα (Σκουλικίδης και συν., 2008; Skoulikidis et al., 2010). Το 2008, τόσο η παροχή όσο και η παραγωγή ελαιόλαδου ήταν αυξημένες σε σχέση με το 2007. Για τους παραπάνω λόγους, κρίθηκε απαραίτητο η παρακολούθηση των επιλεχθέντων συστημάτων για δύο χρόνια ώστε να καταγραφούν και να μελετηθούν οι επιπτώσεις των κλιματικών αλλά και ελαιοπαραγωγικών διακυμάνσεων στη μακροασπόνδυλη πανίδα και στη οικολογική κατάσταση. Βιολογικά (μακροασπόνδυλα) και περιβαλλοντικά δεδομένα (χημικά-φυσικοχημικά, υδρομορφολογικά, κτλ) συλλέχθηκαν από το Νοέμβριο του 2006 έως το Μάιο του 2008. Με βάση το χρόνο λειτουργίας των ελαιουργείων και την εποχικότητα της υδρολογικής διακύμανσης, οι δειγματοληψίες χωρίστηκαν σε δύο περιόδους: Νοέμβριος 2006 έως Ιούλιος 2007 – 1^η Περίοδος; Νοέμβριος 2006 – Μάιος 2008 – 2^η Περίοδος.

5.2. ΥΛΙΚΑ ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΟΙ

5.2.1. Περιοχή Μελέτης

Η περιοχή μελέτης και τα χαρακτηριστικά του κάθε σταθμού δειγματοληψίας που επιλέχτηκε για τους σκοπούς αυτής της έρευνας περιγράφονται αναλυτικά στο κεφάλαιο 3 και στο Παράρτημα Ι.

5.2.2 Μέθοδος Δειγματοληψίας Μακροασπόνδυλης Πανίδας

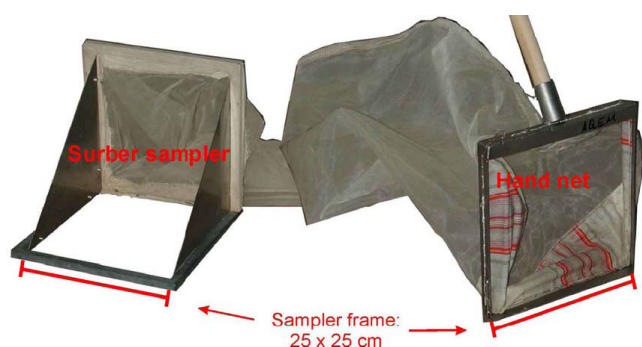
Για τη συλλογή μακροασπόνδυλων οργανισμών εφαρμόστηκε η μεθοδολογία STAR-AQEM που αναπτύχθηκε στα πλαίσια του Ευρωπαϊκού προγράμματος AQEM (AQEM Consortium 2002; Hering et al., 2004) για τις απαιτήσεις της Οδηγίας 2000/60/EK και αργότερα τροποποιήθηκε από το πρόγραμμα STAR (STAR Consortium 2003; Furse et al., 2006) για την πλήρη προσαρμογή της μεθοδολογίας στις προδιαγραφές της Οδηγίας και την εφαρμογή της σε προγράμματα παρακολούθησης και αξιολόγησης της οικολογικής κατάστασης.

Η μεθοδολογία αυτή, εκτός όμως από τη συλλογή δειγμάτων βένθους και νερού (για φυσικοχημικές αναλύσεις), περιλαμβάνει την καταγραφή στοιχείων που αφορούν τη μορφολογία του σταθμού και τη σύνθεση των ενδιαιτημάτων, την υδρολογία, την παρόχθια βλάστηση, τις εναλλαγές ροής (διαδοχή έντονης [riffle] και πολύ χαμηλής [pool] ροής), τις τεχνητές παρεμβάσεις, την ύπαρξη σημειακών ή μη σημειακών πηγών ρύπανσης, κ.α. Όλες αυτές οι παράμετροι καθώς και άλλες πληροφορίες που περιγράφουν πλήρως το σταθμό και την περιοχή γύρω από αυτόν, καταγράφονται στο πρωτόκολλο πεδίου (διαθέσιμο στο <http://www.eu-star.at>). Στόχος αυτής της καταγραφής είναι να υπάρχει μια εικόνα της μορφολογίας του ποταμού και της λεκάνης απορροής, να δοθούν στοιχεία για την υδρολογία και τη υδρόβια βλάστηση, να περιγραφεί η διαδικασία λήψης του βιολογικού δείγματος και τέλος να υπάρχει δυνατότητα ακριβούς επαναπροσδιορισμού του σταθμού.

Το πρωτόκολλο αποτελείται από πέντε φύλλα δεδομένων και περιλαμβάνει 73 κατηγορίες δεδομένων από τις οποίες οι 24 είναι βασικές και οι 49 συμπληρωματικές. Τα δεδομένα της πρώτης ομάδας είναι σημαντικά γιατί παρέχουν πληροφορίες για την ακριβή τοποθεσία του σταθμού και για την διαδικασία της βιολογικής δειγματοληψίας, π.χ.

αναλογία ενδαιτημάτων και αριθμός μονάδων δειγματοληψίας σε κάθε ένα από αυτά. Οι συμπληρωματικές παράμετροι παρέχουν λεπτομερείς και κατανοητές πληροφορίες για τα φυσικά και χημικά χαρακτηριστικά του σταθμού. Τα περισσότερα δεδομένα καταγράφονται στο πεδίο, όπου απαραίτητη είναι και η χρήση ειδικών τοπογραφικών χαρτών. Η χρήση Γεωγραφικών Συστημάτων Πληροφοριών (GIS) κρίνεται απαραίτητη για τον υπολογισμό κάποιων παραμέτρων όπως η απόσταση από την πηγή, μέγεθος της λεκάνης απορροής, η κλίση της κοιλάδας του ποταμού και της λεκάνης, μήκος ποταμού κ.τ.λ.

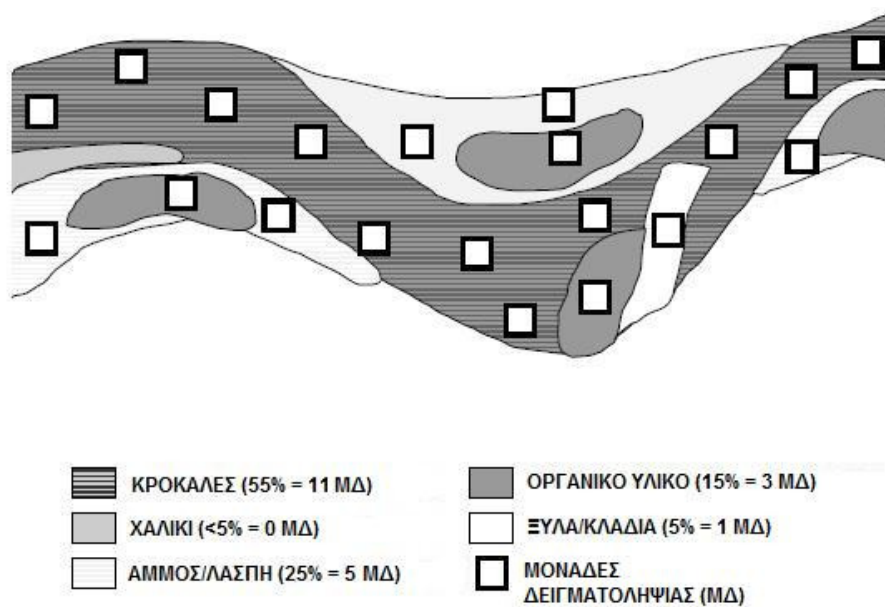
Βιολογικά δείγματα δεν θα πρέπει να συλλέγονται κατά τη διάρκεια ή αμέσως μετά από περιόδους πλημμύρας ή ξηρασίας, κατά τη διάρκεια κάποιας ανθρώπινης παρέμβασης ή φυσικής διαταραχής, ή αν για οποιοδήποτε λόγο κάποια έντονη ροή στον πυθμένα εμποδίζει τη σωστή συλλογή υλικού του πυθμένα. Για τη δειγματοληψία μπορεί να χρησιμοποιηθεί απόχη με πλαίσιο σε σχήμα D ή παραλληλόγραμμο (hand net) ή Surber με διαστάσεις 25 x 25 cm που στηρίζεται σε μακρύ κοντάρι (Εικόνα 5.1). Το δίχτυ του πλαισίου της απόχης έχει μέγεθος 500 μm. Λόγω της σύνθεσης των ενδαιτημάτων (π.χ. κροκάλες μεσαίου και μεγάλου μεγέθους) της πλειονότητας των σταθμών δειγματοληψίας, χρησιμοποιήθηκε απόχη παραλληλόγραμμου σχήματος (hand net).



Εικόνα 5.1. Απόχη παραλληλόγραμμου σχήματος με διαστάσεις 25 x 25 cm (Hand net) και η απόχη Surber.

Η μεθοδολογία STAR-AQEM βασίζεται στα πολύ-ενδαιτήματα (Barbour et.al, 1999) και έχει σχεδιαστεί με τέτοιο τρόπο ούτως ώστε οι μονάδες δειγματοληψίας από συγκεκριμένα ενδαιτήματα να λαμβάνονται σύμφωνα με το ποσοστό παρουσίας αυτών των ενδαιτημάτων στο δεδομένο δειγματοληπτικό χώρο (Σχ. 5.1). Κάθε δείγμα αποτελείται από 20 μονάδες δειγματοληψίας (replicates) που λαμβάνονται από όλα τα ενδαιτήματα του

σταθμού που παρουσιάζουν επιφάνεια κάλυψης μεγαλύτερη από 5%. Οι 20 μονάδες δειγματοληψίας κατανέμονται σύμφωνα με την αναλογία των μικρο-ενδιαιτημάτων. Για παράδειγμα, αν το 50 % της επιφάνειας του πυθμένα καλύπτεται από άμμο θα πρέπει να ληφθούν 10 μονάδες δειγματοληψίας από το συγκεκριμένο ενδιαίτημα. Οι κατηγορίες των μικρο-ενδιαιτημάτων υπάρχουν μέσα στο πρωτόκολλο πεδίου.



Σχήμα 5.1. Παράδειγμα δειγματοληπτικής προσέγγισης με βάση τα ενδιαίτηματα για την μεθοδολογία STAR-AQEM. Η έκταση όπου οι 20 μονάδες δειγματοληψίας (ΜΔ) θα συλλεχθούν, μπορεί να κυμαίνεται από 20-50 m, όταν πρόκειται για μικρά ρέματα, έως 100 μ, όταν πρόκειται για ποτάμια.

Η επιλεγμένη περιοχή όπου θα συλλεχθούν τα 20 δείγματα θα πρέπει να είναι αντιπροσωπευτική μίας έκτασης τουλάχιστον 500m ή 100m επί το μέσο πλάτος του ποταμού. Η δειγματοληψία ξεκινά από το κατώτερο σημείο της περιοχής που εξετάζεται και προχωρά προς τα ανάντη του ποταμού. Οι μονάδες δειγματοληψίας συλλέγονται με τη χρήση απόχης προκαλώντας διαταραχή του πυθμένα. Συγκεκριμένα, η απόχη τοποθετείται κάθετα στην επιφάνεια νερού με το άνοιγμα του πλαισίου να έχει φορά αντίθετη με τη φορά ροής του νερού. Ο πυθμένας διαταράσσεται είτε κλωτσώντας είτε περιστρέφοντας τη μύτη της μπότας μας σε επιφάνειας πυθμένα 25 x 25 cm και βάθος 5-10 cm. Η απόχη κρατείται κοντά στην περιοχή αυτή, ούτως ώστε οι μακροασπόνδυλοι οργανισμοί να παρασύρονται από τη ροή και να εισέρχονται μέσα στην απόχη, αλλά και σε μια απόσταση τέτοια ώστε η άμμος και τα χαλίκια να ξαναπέφτουν κάτω χωρίς να προλαβαίνουν να μπαίνουν στην

απόχη. Οι μεγάλες πέτρες/κροκάλες που κάποιες φορές πιάνονται, εξετάζονται προσεκτικά για τυχόν προσκολλημένους οργανισμούς και αφού αφαιρεθούν με το χέρι ή με τη λαβίδα, ξαναρίχνονται στο ποτάμι. Μετά από τη συλλογή 2-3 δειγματοληπτικών μονάδων, το υλικό συλλογής ξεπλένεται 2 με 3 φορές με καθαρό τρεχούμενο νερό από το ποτάμι και αδειάζεται σε μια καθαρή λεκάνη όπου συγκεντρώνεται ολόκληρο το δείγμα. Στη συνέχεια μεταφέρεται σε καθαρό δοχείο και αφού προστεθεί αιθανόλη 70-95% ως συντηρητικό μέσο, σφραγίζεται και μεταφέρεται στο εργαστήριο όπου ακολουθεί η ανάλυση των δειγμάτων και η συστηματική ταξινόμηση των οργανισμών με διάφορες ταξινομικές κλείδες. Για την παρούσα έρευνα, οι οργανισμοί αναγνωρίστηκαν σε επίπεδο οικογένειας και όπου δυνατόν, σε επίπεδο γένους ή είδους.

5.2.3 Ταξινόμηση βιολογικής κατάστασης

Τα δεδομένα των μακροασπόνδυλων που συλλέχθηκαν μαζί με τα δεδομένα από το πρωτόκολλο πεδίου, καταχωρήθηκαν στην βάση δεδομένων AQEMdip 2.6 (www.eu-star.at). Η βάση δεδομένων αυτή δημιουργήθηκε μέσα από τα προγράμματα AQEM και STAR και αποτελεί ένα εύχρηστο εργαλείο για την αποθήκευση βιοτικών και αβιοτικών δεδομένων. Στην συνέχεια, τα δεδομένα εισήχθησαν στο πρόγραμμα ASTERICS (www.eu-star.at) για να υπολογιστούν οι βιοτικοί δείκτες και οι μετρικές που έχουν δημιουργηθεί σε αρκετές Ευρωπαϊκές χώρες. Για την ταξινόμηση της βιολογικής κατάστασης χρησιμοποιήθηκε ο πολυμετρικός δείκτης STAR_ICMi (Buffagni et al., 2007) που προκύπτει από τον συνδυασμό των παρακάτω 6 δεικτών:

- 1- Gold (1- Σύνολο Αφθονιών Γαστερόποδων, Ολιγόχαιτων και Δίπτερων)
- EPT (Εφημερόπτερα, Πλεκόπτερα, Τριχόπτερα)
- ASPT
- Shannon-Wiener diversity index (δείκτης βιοποικιλότητας)
- Number of families (Αριθμός οικογενειών)
- $\log_{10}(\text{Sel_EPTD}+1) - \log_{10}$ (άθροισμα των Heptageniidae, Ephemeridae, Leptophlebiidae, Brachycentridae, Goeridae, Polycentropodidae, Limnephilidae, Odontoceridae, Nemouridae, Dolichopodidae, Stratyomidae, Dixidae, Empididae and Athericidae + 1)

Ο STAR_ICM_i ικανοποιεί πλήρως τις απαιτήσεις της ΟΠΥ επειδή κάθε κριτήριο της οδηγίας καλύπτεται με 2 ή 3 μετρικές που περιλαμβάνονται στο δείκτη.

- Η αλλαγή στην σύνθεση και αφθονία της βενθικής κοινωνίας αξιολογείται κυρίως από τον αριθμό οικογενειών, τον αριθμό EPT τάξα και του δείκτη ποικιλότητας Shannon.
- Η ποικιλότητα αξιολογείται μέσω των αριθμό οικογενειών και του δείκτη Shannon.
- Η παρουσία των ευαίσθητων ειδών αξιολογείται με τον δείκτη ASPT (για οργανική και θρεπτική ρύπανση), με την αφθονία των επιλεγμένων EPTD (κυρίως για την αξιολόγηση υδρομορφολογικής υποβάθμισης).
- Το 1-GOLD αναφέρεται στις ποσοτικές αλλαγές στην ισορροπία της σημαντικών λειτουργικών ομάδων (π.χ. τροφικών ομάδων).

Μέσα από την άσκηση διαβαθμονόμησης ορίστηκαν 3 διαφορετικοί τύποι ποταμών για την Ελλάδα με βάση το μέγεθος της λεκάνης απορροής, το υψόμετρο και την γεωλογία (Πίνακας 5.1). Για κάθε διαφορετικό τύπο (π.χ. RM1, RM2) ορίστηκαν διαφορετικά όρια ταξινόμησης (class boundaries). Όλοι οι σταθμοί δειγματοληψίας της παρούσας έρευνας ανήκουν στον τύπο RM1 με βάση τα κριτήρια του πίνακα 5.1.

Πίνακας 5.1. Κριτήρια ταξινόμησης τυπολογίας για τα ρέοντα ύδατα των Μεσογειακών χωρών (EU, 2007).

R-M1	R-M2	R-M4
Μέγεθος Λεκάνης 10-100km ²	Μέγεθος Λεκάνης 100-1000km ²	Μέγεθος Λεκάνης 10-1000km ²
Υψόμετρο 200-800m	Υψόμετρο <400m	Υψόμετρο 400-1500m
Μικτή γεωλογία	Μικτή γεωλογία	μη-πυριτική γεωλογία
Έντονη εποχικότητα	Έντονη εποχικότητα	Ρέοντα ύδατα σε Μεσογειακά βουνά

Οι τιμές του δείκτη για τις συνθήκες αναφοράς και τις άλλες κατηγορίες ποιότητας για τους τρεις Μεσογειακούς τύπους που απαντώνται στη Ελλάδα παρουσιάζονται στον Πίνακα 5.2.

Πίνακας 5.2. Κριτήρια ταξινόμησης τυπολογίας για τα ρέοντα ύδατα των Μεσογειακών χωρών (EU, 2007).

Ταξινόμηση Κατάστασης	RM1	RM2	RM4
Υψηλή	0.946	0.941	0.956
Καλή	0.709	0.706	0.717
Μέτρια	0.473	0.471	0.478
Φτωχή	0.236	0.246	0.239
Κακή	0.000	0.005	0.000

5.2.4 Ανάλυση Δεδομένων και Στατιστική Ανάλυση

Για τα αβιοτικά δεδομένα (ενδιαιτήματα, χημικά, φυσικοχημικά και υδρομορφολογικά δεδομένα) των σταθμών δειγματοληψίας (συνολικά 79 δείγματα) εφαρμόστηκε η ανάλυση συντελεστή συσχέτισης (Pearson Product Moment Correlation Analysis) η οποία είναι ένα μέτρο της συσχέτισης (γραμμική εξάρτηση) μεταξύ δύο μεταβλητών X και Y, με τιμές μεταξύ 1 και -1 και υπολογίζει την γραμμική εξάρτηση μεταξύ των δύο αυτών μεταβλητών. Οι μεταβλητές με συσχέτιση $r > 0,95$ ($p < 0,05$) που συνδέονται φυσικά μεταξύ τους αφαιρέθηκαν από την ανάλυση αφού παρουσιάζουν ισχυρή γραμμική εξάρτηση προκειμένου να μην επηρεάσουν την στατιστική ανάλυση. Οι γραμμικές συσχετίσεις μεταξύ των μεταβλητών επιβεβαιώθηκαν με την ανάλυση Draftsman plot (Clarke & Ainsworth, 1993). Στη συνέχεια, τα αβιοτικά δεδομένα λογαριθμίστηκαν (log transformation) και ομαλοποιήθηκαν (normalisation) πριν την ανάλυση των κυρίων συνιστωσών (Principal Component Analysis - PCA). Η ανάλυση κυρίων συνιστωσών (PCA) εφαρμόστηκε για να διαπιστωθεί και να παρουσιαστούν τρισδιάστατα οι τυχόν αλλαγές στην ομαδοποίηση των περιβαλλοντικών δεδομένων. Η PCA έχει ευρύτατα χρησιμοποιηθεί σε όλους τους τομείς της οικολογίας και αυτό που πετυχαίνει είναι να μειώνει τις διαστάσεις ενός συνόλου δεδομένων με το να δημιουργεί ένα μικρότερο αριθμό εξαγόμενων μεταβλητών (γραμμικός συνδυασμός αρχικών μεταβλητών = κύριες συνιστώσες). Οι νέες μεταβλητές είναι ανεξάρτητες μεταξύ τους. Το μεγαλύτερο μέρος της μεταβλητότητας των αρχικών μεταβλητών συνοψίζεται σε λίγες νέες συνιστώσες και συνεπώς δεδομένα με πολλές μεταβλητές μπορούν πλέον να απεικονιστούν σε ένα δισδιάστατο ή τρισδιάστατο γράφημα που πλέον χρησιμοποιεί τις κύριες συνιστώσες σαν άξονες.

Οι μήτρες (είδη) x (μήνες δειγματοληψίας) αναλύθηκαν με την ανάλυση συστάδων (Cluster analysis) και την ανάλυση σε πολλές διαστάσεις (MultiDimensional Scaling, MDS). Η τεχνική της Μη-Μετρικής Πολυδιάστατης Διαβάθμισης (NMDS – Non Metrical Multidimensional Scaling) εφαρμόστηκε για την κατάταξη των θέσεων δειγματοληψίας σε ομάδες ανάλογα με την ομοιότητα που παρουσίασαν σε συγκεκριμένα βιολογικά χαρακτηριστικά. Σε αυτήν την περίπτωση, προκειμένου να κατασκευαστούν οι πίνακες ομοιότητας (similarity matrices) για την πολυμεταβλητή ανάλυση, τα στοιχεία μετασχηματίστηκαν με τη τέταρτη ρίζα (4th root), έτσι ώστε να μειωθεί η επίδραση των πιο άφθονων ειδών (Clarke & Warwick, 1994). Ακολούθως δημιουργήθηκαν πίνακες ομοιότητας με τη χρήση της εξίσωσης του Bray-Curtis. Για την ομαδοποίηση βιολογικών δεδομένων, ο δείκτης Bray-Curtis προσφέρει ικανοποιητικά αποτελέσματα, ο οποίος είναι ο πιο διαδεδομένος και εφαρμόζεται κατά κανόνα, ενώ για τα αβιοτικά δεδομένα ενδείκνυται η Ευκλείδεια απόσταση (Euclidian Distance) (Clarke & Gorley, 2006). Οι πίνακες αυτοί υποβλήθηκαν σε ανάλυση συστάδων και σε ανάλυση μη-μετρικής πολυδιάστατης διαβάθμισης. Για την πρώτη, τα αποτελέσματα της ομαδοποίησης εμφανίζονται με τη μορφή ενός δενδρογράμματος που παρουσιάζει τις σχέσεις ανάμεσα στα δεδομένα που εξετάζονται. Για την δεύτερη, τα αποτελέσματα απεικονίζονται σε διαγράμματα. Η επιτυχία της απεικόνισης σε δύο αντί σε περισσότερες διαστάσεις, και κατά επέκταση η επιτυχία του σχηματισμού ευκρινών ομάδων, εκφράζεται από την τιμή του συντελεστή συμπίεσης (*stress coefficient*) (Field et al., 1982; Clarke & Warwick, 1994). Τιμές του συντελεστή < 0,2 δηλώνουν ικανοποιητική ομαδοποίηση, ενώ μεγαλύτερες τιμές εκφράζουν συμπτωματική ομαδοποίηση στη δισδιάστατη απεικόνιση, με αποτέλεσμα να απαιτηθεί επανέλεγχος των δεδομένων και αφαίρεση των λιγότερων σημαντικών ειδών (Clarke & Warwick, 1994). Όταν τα αποτελέσματα των δύο παραπάνω μεθόδων συμφωνούν μεταξύ τους, τότε οι ομοιοτητες ή/και οι ανομοιοτητες μεταξύ των διαφόρων ομάδων μπορούν να εκληφθούν ως πραγματικές (Clarke, 1993).

Τα είδη που ευθύνονται για τις ομοιότητες ή τις ανομοιότητες μεταξύ των ομάδων που σχηματίστηκαν από την παραπάνω πολυμεταβλητή ανάλυση εντοπίστηκαν με τη βοήθεια της ανάλυσης της ποσοστιαίας ομοιότητας (SIMilarity PERcentages, SIMPER). Η μέθοδος αυτή υπολογίζει τη συμμετοχή κάθε είδους χωριστά στη συνολική μέση ανομοιότητα που υπάρχει μεταξύ δύο ομάδων δειγμάτων, καθώς και τη συμμετοχή κάθε είδους στη συνολική ομοιότητα που υπάρχει σε κάθε ομάδα. Με τη μέθοδο αυτή επιτυγχάνονται δύο

πράγματα: α) χαρακτηρίζονται τα είδη στα οποία οφείλεται ο διαχωρισμός των δειγμάτων σε διακριτές ομάδες και β) προσδιορίζονται τα είδη που είναι “τυπο-χαρακτηριστικά” ή κυρίαρχα στην κάθε ομάδα με την έννοια της συγκριτικά μεγάλης συμμετοχής τους στη συνολική ομοιότητα μέσα στην ομάδα.

Για να προσδιοριστούν οι στατιστικά σημαντικές διαφορές των συναθροίσεων των ειδών μεταξύ των σταθμών ανάντη και κατόντη των ελαιουργείων, έγινε Ανάλυση Ομοιότητας (ANOSIM) με τη χρήση της εξίσωσης του Bray-Curtis αφού πρώτα τα δεδομένα μακροασπόνδυλων μετασχηματιστήκαν με τη τέταρτη ρίζα. Οι παραπάνω αναλύσεις πραγματοποιήθηκαν με το στατιστικό πρόγραμμα PRIMER 6 (Clarke & Warwick, 1994; Clarke & Gorley, 2006).

Η συσχέτιση των μακροασπόνδυλων ειδών με τις περιβαλλοντικές παραμέτρους εξετάστηκε με την ταξιθετική μέθοδο του λογισμικού CANOCO 4.5 (ter Braak & Šmilauer, 2002). Το Canoco για Windows είναι το πιο δημοφιλές μέσο για οικολογικές εφαρμογές και μπορεί να εξηγήσει τη δομή των βιολογικών κοινωνιών, τις σχέσεις μεταξύ των κοινωνιών των φυτών και των ζώων με το περιβάλλον τους, τις συνέπειες μιας υποτιθέμενης επίπτωσης στο περιβάλλον ή/και τις βιολογικές κοινωνίες. Η διερεύνηση της συσχέτισης των μακροασπόνδυλων με τα περιβαλλοντικά δεδομένα πραγματοποιήθηκε με τη μέθοδο της Κανονικής Ανάλυσης Αντιστοιχιών (Canonical Correspondence Analysis - CCA) (ter Braak, 1992; ter Braak & Šmilauer, 2002). Η συγκεκριμένη μέθοδος χρησιμοποιεί πολλαπλή παλινδρόμηση για να επιλέξει το γραμμικό συνδυασμό των περιβαλλοντικών μεταβλητών που εξηγούν το μεγαλύτερο μέρος της μεταβολής των τιμών των ειδών σε κάθε άξονα.

Πριν την ανάλυση CCA πραγματοποιήθηκε αρχικά έμμεση ανάλυση της περιβαλλοντικής διαβάθμισης των δεδομένων των ειδών στα περιβαλλοντικά δεδομένα με ανάλυση αντιστοίχισης (Detrended Correspondence Analysis - DCA) προκειμένου να αποφασιστεί αν πρέπει να ακολουθηθούν γραμμικά ή πολυωνυμικά μοντέλα ταξιθέτησης/κατάταξης. Η ταξιθέτηση μέσω της DCA έχει την ιδιότητα να εμφανίζει τους άξονες σε κλίμακα μέσης τιμής της τυπικής απόκλισης της εναλλαγής των ειδών (species turnover) και των βιοκοινωνιών (species composition turnover). Το μήκος του πρώτου άξονα της DCA αποτελεί σημαντικό μέτρο του μήκους της οικολογικής διαβάθμισης. Έτσι, στην

περίπτωση που το μήκος διαβάθμισης (gradient) του πρώτου άξονα είναι μεγαλύτερο από 3, η υπόθεση της πολυωνυμικής διακύμανσης γίνεται αποδεκτή (ter Braak & Prentice, 1988; Leps & Smilauer 2003) και μπορεί να εφαρμοστεί η CCA. Στην συγκεκριμένη περίπτωση ο πρώτος άξονας DCA (3,756) επιβεβαίωσε την πολυωνυμική κατανομή και ακολούθως την εφαρμογή της CCA.

Για να εκτιμηθεί η στατιστική σημαντικότητα (significance) της ανάλυσης πραγματοποιήθηκε το τεστ Monte Carlo με 499 αντιμεταθέσεις, της σημαντικότητας της ανάλυσης, δηλαδή της σημαντικότητας των ιδιοτιμών του πρώτου και όλων των αξόνων συνολικά (ter Braak & Šmilauer, 2002). Για να προσδιοριστούν οι περιβαλλοντικές μεταβλητές με στατιστική σημαντικότητα ($p \leq 0.05$) εφαρμόστηκε προοδευτική βηματική εισαγωγή (forward selection) ώστε να συμπεριληφθούν στο μοντέλο μόνο οι στατιστικά σημαντικές μεταβλητές που ερμηνεύουν την διακύμανση της μακροασπόνδυλης βιοκοινωνίας. Με βάση τα παραπάνω, όλες οι μεταβλητές υποβλήθηκαν σε F-test κάθε μία ξεχωριστά, και στη συνέχεια εισάγονταν διαδοχικά στο μοντέλο (εισάγοντας πάντα τη μεταβλητή με $p \leq 0.05$).

Τα γραφήματα που προκύπτουν δείχνουν τις σχέσεις μεταξύ των περιβαλλοντικών παραμέτρων και των αξόνων που προκύπτουν από τα βιολογικά δεδομένα. Απεικονίζουν τις μεταβλητές εκείνες που επηρεάζουν τη πανίδα, πως αλληλοσχετίζονται οι περιβαλλοντικές μεταβλητές και που τοποθετείται κάθε είδος κατά μήκος της διαβάθμισης. Οι περιβαλλοντικές μεταβλητές εμφανίζονται ως βέλη, τα οποία δείχνουν προς ποια κατεύθυνση αυξάνει η συγκεκριμένη μεταβλητή ενώ το μήκος τους είναι ανάλογο με τη σημαντικότητά τους για τη μακροασπόνδυλη πανίδα. Η προβολική απόσταση του σημείου κάθε είδους από κάποιο βέλος, δείχνει τη σπουδαιότητα της αντίστοιχης περιβαλλοντικής μεταβλητής για την αφθονία ή κατανομή του είδους (ter Braak, 1986).

5.3. ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ

Συνολικά συλλέχθηκαν 17.927 άτομα από όλους τους σταθμούς δειγματοληψίας κατά την διάρκεια 2006-2008 τα οποία κατανεμήθηκαν σε 78 οικογένειες και 191 τάξα. Όλα τα τάξα που συλλέχθηκαν κατά τη διάρκεια των δειγματοληψιών παρουσιάζονται στο Παράρτημα II.

5.3.1. Ρέμα Κοιτισάνη (Σταθμοί 1 και 2)

Στις 12 συνολικά δειγματοληψίες που πραγματοποιήθηκαν από το Νοέμβρη του 2006 έως το Μάιο 2008 στον σταθμό 1 που βρίσκεται 5 μέτρα ανάντη του ελαιουργείου, συλλέχθηκαν κατά μέσο όρο 23 τάξα μηνιαίως, τα οποία κατανέμονται σε 20 οικογένειες με συνολική αφθονία 2.657 άτομα και μέσο όρο 177,1 άτομα/1,25m² μηνιαίως. Τα τάξα που συλλέχθηκαν, και τα οποία συνεισφέρουν παραπάνω από 5% σε κάθε δείγμα, παρουσιάζονται στον πίνακα 5.3. Τα κυρίαρχα είδη της βιοκοινωνίας ήταν τα πλεκόπτερα *Brachyptera* sp. (Taeniopterygidae), *Nemoura* sp. (Nemouridae), *Leuctra* sp. (Leuctridae) και *Isoperla grammatica* gr. (Perlodidae), το αμφίποδο *Gammarus pulex* (Gammaridae) και το τριχόπτερο *Hydropsyche peristerica* (Hydropsychidae). Με σημαντικό ποσοστό παρουσίας απαντήθηκαν επίσης διάφορα είδη εφημεροπτέρων όπως τα *Baetis rhodani* gr. (Baetidae), *Centroptilum luteolum* (Baetidae), *Ecdyonurus graecus* (Heptageniidae) και *Habroleptoides* sp. (Leptophlebiidae). Κατά τη διάρκεια όλων των δειγματοληψιών η βενθική πανίδα του σταθμού 1 αντιπροσωπεύτηκε κυρίως από είδη που απαντώνται σε καθαρά και ρέοντα κρύα νερά που ανήκουν στις ομάδες των εφημερόπτέρων, πλεκόπτέρων και τριχόπτέρων, όπως διακρίνεται και από το Σχήμα 5.3.

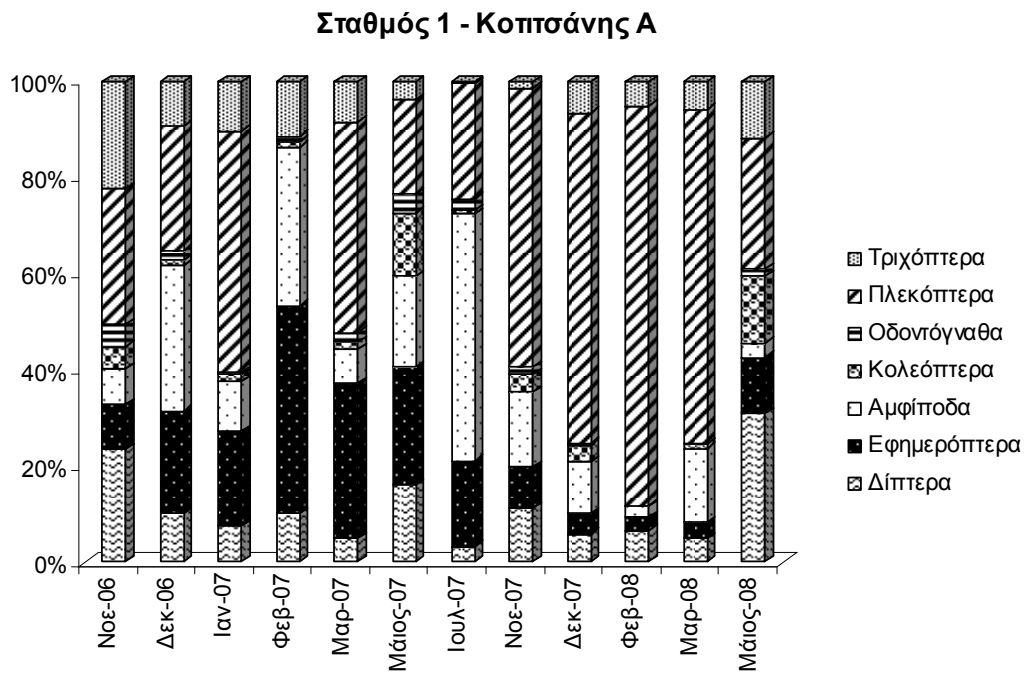
Στο σταθμό 2, που βρίσκεται περίπου 100 μέτρα κατάντη του σταθμού 1 και 5 μέτρα κατάντη του ελαιουργείου, συλλέχθηκαν κατά μέσο όρο 10 τάξα μηνιαίως, τα οποία κατανέμονται σε 10 οικογένειες με συνολική αφθονία 2.679 άτομα και μέσο όρο 178,6 άτομα/1,25m² μηνιαίως. Τα τάξα που συλλέχθηκαν, τα οποία συνεισφέρουν παραπάνω από 5% σε κάθε δείγμα, παρουσιάζονται στον πίνακα 5.4. Τα κυρίαρχα είδη της βιοκοινωνίας ήταν τα δίπτερα της οικογένειας Chironomidae, τα πλεκόπτερα *Leuctra* sp., *Isoperla grammatica* gr., *Brachyptera* sp. και *Nemoura* sp., ενώ όπως και στον σταθμό 1,

σημαντική παρουσία είχαν και τα εφημέροπτερα *Centroptilum luteolum*, *Ecdyonurus graecus* και *Habroleptoides* sp., καθώς και το τριχόπτερο *Hydropsyche peristerica*.

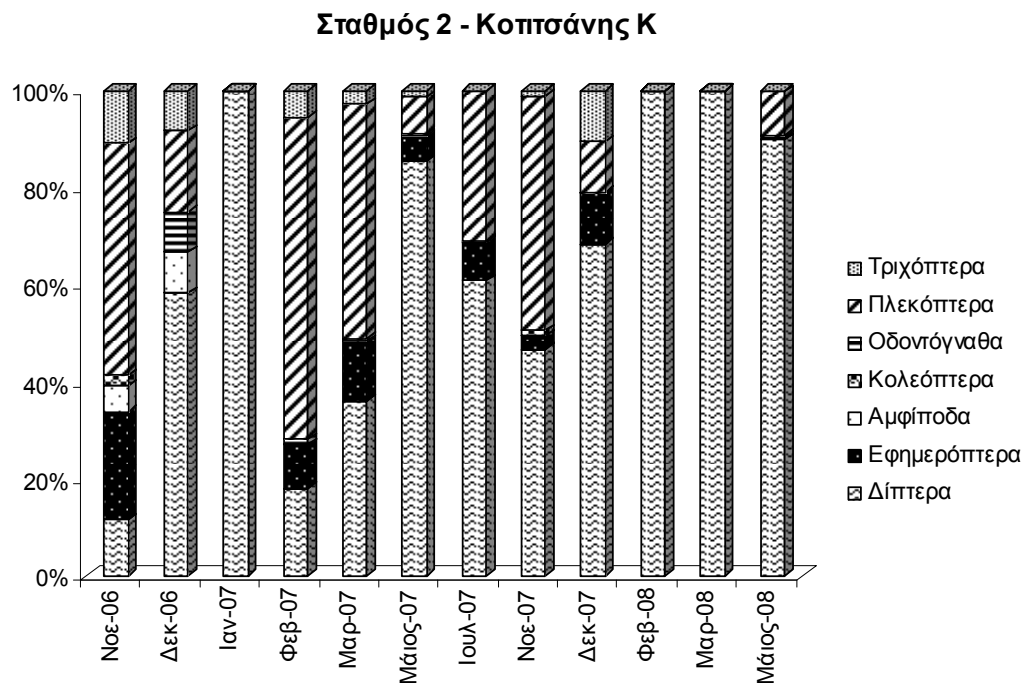
Πριν τη περίοδο διάθεσης των ελαιουργικών αποβλήτων (Νοέμβρης 2006), απαντήθηκαν 20 τάξα με συνολική αφθονία 213,6 άτομα/1,25m² ενώ η σύνθεση της βενθικής πανίδας ήταν παρόμοια με εκείνη του ανάντη σταθμού (Πίνακες 5.3. και 5.4). Κατά τη διάρκεια διάθεσης αποβλήτων τους μήνες Δεκέμβρη (2006) και Γενάρη (2007) παρατηρήθηκε δραματική μείωση στον αριθμό των ζωικών τάξων καθώς και στις αφθονίες τους. Μετά τις πρώτες μέρες διάθεσης των αποβλήτων, ο αριθμός των τάξων μειώθηκε στους 7 με συνολική αφθονία 9,6 άτομα/1,25m² ενώ το μεγαλύτερο ποσοστό της πανίδας αποτελούνταν από δίπτερα (Σχ. 5.4). Κατά τη διάρκεια του δεύτερου μήνα διάθεσης των υγρών αποβλήτων (Ιανουάριος 2007), η πανίδα είχε εξαφανιστεί σχεδόν ολοκληρωτικά αφού συλλέχθηκε μόνο ένα άτομο της οικογένειας Chironomidae και δύο των Limoniidae.

Αμέσως μετά τη λήξη της ελαιοπαραγωγικής περιόδου, παρατηρήθηκε ραγδαία ανάκαμψη της βενθικής πανίδας (Σχ. 5.5, Πίν. 5.4). Τον Φεβρουάριο 2007, ο αριθμός καθώς και η αφθονία της βιοκοινωνίας αυξήθηκε σημαντικά σε 14 τάξα με αφθονία 72,8 άτομα/1,25m². Ο αριθμός ειδών καθώς και οι αφθονίες τους, αυξήθηκαν περαιτέρω στους επόμενους μήνες και η βιοκοινωνία ανέκαμψε σημαντικά.

Κατά τη διάρκεια της δεύτερης περιόδου διάθεσης των ΥΑΕ, η οποία και διήρκεσε περισσότερο χρόνο (αρχές Δεκεμβρίου 2007 έως τέλη Μαρτίου 2008) λόγω της μεγαλύτερης παραγωγής ελιάς, οι επιπτώσεις στην βιοκοινωνία ήταν εντονότερες. Στις πρώτες μέρες διάθεσης του αποβλήτου, συλλέχθηκαν 9 τάξα, εκ των οποίων τα περισσότερα ήταν δίπτερα με πολύ μικρές αφθονίες (*Tipula* sp., Chironomidae, *Culicoides* sp., Simuliidae), ενώ οι περισσότερες ομάδες μακροσπόνδυλων είχαν εξαφανιστεί (Πίν. 5.4, Σχ. 5.4). Τον Φεβρουάριο και Μάρτιο 2008, είχαν απομείνει αντίστοιχα 2 και 4 άτομα των Chironomidae και 1 άτομο της οικογένειας Tipulidae. Δύο μήνες μετά τη λήξη της ελαιοπαραγωγικής περιόδου (Μάιος 2008), η βενθική κοινωνία είχε ανακάμψει αισθητά (Πίν. 5.4, Σχ. 5.4 και 5.5) όχι όμως όπως και την προηγούμενη χρονιά (Σχ. 5.6).



Σχήμα 5.3. Ποσοστά παρουσίας (αφθονίες) μακροασπόνδυλων ομάδων στον σταθμό αναφοράς του ρέματος Κοπιτσάνη (Σταθμός 1).



Σχήμα 5.4. Ποσοστά παρουσίας (αφθονίες) μακροασπόνδυλων ομάδων στον σταθμό που διατίθενται τα υγρά απόβλητα του ελαιοτριβείου (Σταθμός 2).

Πίνακας 5.3. Βενθικά μακροασπόνδυλα του σταθμού 1 (Κοιτιτσάνης Α.) για την χρονική περίοδο Νοέμβρη 2006 – Μάη 2008. Οι σκιαγραφημένοι μήνες δείχνουν την περίοδο διάθεσης των υγρών αποβλήτων ελαιουργείων. Σημείωση: Στον πίνακα παρουσιάζονται τα μακροασπόνδυλα με συμμετοχή μεγαλύτερη του 5% της συνολικής αφθονίας ανά δείγμα.

Σταθμός 1	Νοε-06	Δεκ-06	Ιαν-07	Φεβ-07	Μαρ-07	Μάιος-07	Ιουλ-07	Νοε-07	Δεκ-07	Φεβ-08	Μαρ-08	Μάιος-08
<i>Gammarus pulex</i>	•	••	••	••	••	••	••	••	••	•	••	•
<i>Baetis rhodani</i> gr.	•	••	••	•	••	•	•	•	•	•	•	•
<i>Centroptilum luteolum</i>				•	••	•				•		•
<i>Ecdyonurus graecus</i>		•	•	•	•	•	••				•	•
<i>Habroleptoides</i> sp.	•	•	•	•	••			•	•	•		
<i>Calopteryx virgo</i>						•	•					
<i>Capnioneura nemuroides</i>		•	•							••		
<i>Capnioneura</i> sp.										••		
<i>Leuctra</i> sp.	••	••	••	•	•		•••	•		•	•	
<i>Amphinemura triangularis</i>		•		••	••							
<i>Nemoura</i> sp.									••	•	•	•
<i>Protonemura</i> sp.		•	•		•	•					•	•
<i>Isoperla grammatica</i> gr.		•	••	•	••	••				•	••	•
<i>Brachyptera</i> sp.		•	••	•	•			•••	•	••	••••	
<i>Donacia</i> sp.												•
<i>Scirtes</i> sp.	•			•	•	•		•	•		•	•
<i>Hydropsyche peristerica</i>	••	••	••	•	••	•	•	•	•	•	•	••
Limnephilidae				•								
<i>Atherix ibis</i>	•	•	•	•	•	•	•	•		•	•	•
<i>Culicoides</i> sp.												
Ceratopogonidae								•				
Forcipomyiinae												
Chironomidae	•	•	•			•	•		•	•	•	••
Empididae											•	
<i>Hexatoma</i> sp.		•	•	•	•	•		•	•	•	•	•
Simuliidae	•	•	•		•	•			•	••	•	••
Tabanidae			•					•				
<i>Tipula</i> sp.									•			
Αριθμός Τάξεων	17	23	26	22	27	23	20	20	22	27	25	23
Αριθμός Οικογενειών	16	21	22	18	22	20	18	20	21	22	22	20
Αφθονία [άτομα/1,25m²]	85,6	129,6	170,4	112	162,4	84,8	224	113,6	208,8	408,8	316,8	108,8

• 1-10 •• 10-50 ••• 50-100 •••• >100

Πίνακας 5.4. Βενθικά μακροασπόνδυλα του σταθμού 2 (Κοιτιτσάνης Κ.) για την χρονική περίοδο Νοέμβρη 2006 – Μάη 2008. Οι σκιαγραφημένοι μήνες δείχνουν την περίοδο διάθεσης των υγρών αποβλήτων ελαιουργείων. Σημείωση: Στον πίνακα παρουσιάζονται τα μακροασπόνδυλα με συμμετοχή μεγαλύτερη του 5% της συνολικής αφθονίας ανά δείγμα.

Σταθμός 2	Νοε-06	Δεκ-06	Ιαν-07	Φεβ-07	Μαρ-07	Μάιος-07	Ιουλ-07	Νοε-07	Δεκ-07	Φεβ-08	Μαρ-08	Μάιος-08
<i>Gammarus pulex</i>	••	•			•	•						
<i>Baetis rhodani</i> gr.	•			•	•	•	•	•				•
<i>Centroptilum luteolum</i>	•				••	••						•
<i>Ecdyonurus graecus</i>	•				•	•	••					
<i>Habroleptoides</i> sp.	••			•				•	•			
<i>Calopteryx virgo</i>		•										
<i>Capnionneura nemuroides</i>	••											
<i>Capnionneura</i> sp.		•										
<i>Leuctra</i> sp.	••			•	•	•	•••					
<i>Amphinemura triangularis</i>	••				•							
<i>Nemoura</i> sp.					•			•••				
<i>Protonemura</i> sp.					•	•						
<i>Isoperla grammatica</i> gr.				•	•	••						•••
<i>Brachyptera</i> sp.				••	•				•			•
<i>Donacia</i> sp.	•											
<i>Scirtes</i> sp.						•						
<i>Hydropsyche peristerica</i>	••	•		•	•	•			•			•
Limnephilidae								•	•			•
<i>Atherix ibis</i>	•				•							
<i>Culicoides</i> sp.		•			•		•					
Ceratopogonidae									•			
Forcipomyiinae				•								
Chironomidae	•	•	•	•	•••	••••	••••	••	•	•	•	••••
Empididae		•				•			•			
<i>Hexatoma</i> sp.	•		•	•								
Simuliidae	••				•	•	•	•	•			••
Tabanidae									•			
<i>Tipula</i> sp.					•			•	•		•	
Αριθμός Τάξεων	20	7	2	14	17	15	12	14	9	1	2	12
Αριθμός Οικογενειών	19	7	2	13	13	14	12	14	9	1	2	10
Αφθονία [άτομα/1,25m²]	213,6	9,6	2,4	72,8	175,2	444,8	300,8	204	15,2	1,6	2,4	700,8

• 1-10 •• 10-50 ••• 50-100 •••• >100

Απαντήθηκαν 12 τάξα, τα περισσότερα με πολύ μικρή αφθονία σε αντίθεση με τα Chironomidae που είχαν πολύ μεγάλη αφθονία. Όπως φαίνεται στο σχήμα 5.6 που παρουσιάζεται η βιολογική κατάσταση των δύο σταθμών, η βιολογική κατάσταση του σταθμού 2 το Μάιο 2008 ταξινομήθηκε ως μέτρια, ενώ την προηγούμενη χρονιά όπου η λειτουργία των ελαιουργείων αλλά και η παραγωγή ελιάς (και συνεπώς αποβλήτου) ήταν μικρότερη, η βιολογική κατάσταση αποκαταστάθηκε γρηγορότερα και αποτελεσματικότερα. Συγκεκριμένα, η βιολογική κατάσταση του σταθμού 2 ταξινομήθηκε στην καλή κατάσταση λίγο μετά τη λήξη λειτουργίας των ελαιουργείων και σχεδόν πλησίασε την υψηλή κατάσταση (Νοέμβριος 2007) λίγο πριν την έναρξη της επόμενης ελαιοπαραγωγικής περιόδου (Σχ.5.6).

Εκτός από τις σημαντικές επιπτώσεις που παρατηρούνται στην πανίδα του σταθμού 2 κατά τη διάρκεια διάθεσης των ΥΑΕ, φαίνεται να προκαλούνται και δευτερογενείς επιδράσεις στην βενθική κοινωνία αλλά και στην βιολογική κατάσταση του σταθμού. Όπως διακρίνεται στον πίνακα 5.4 και το σχήμα 5.4, το Μάιο και Ιούλιο 2007 αλλά και το Μάιο 2008, η αφθονία της βιοκοινωνίας ήταν σημαντικά αυξημένη εν συγκρίσει με τους άλλους μήνες. Αυτό όμως οφείλεται στην υψηλή αφθονία των Chironomidae και όχι στην παρουσία περισσότερων ειδών (Πιν. 5.4). Παρατηρήθηκε μία ανισοκατανομή στην κοινωνία, με τα Chironomidae να είναι η επικρατέστερη οικογένεια με εξαιρετικά μεγάλους πληθυσμούς λόγω της παρουσίας εναπομείναντος οργανικού υλικού από τα ΥΑΕ το οποίο δεν είχε απομακρυνθεί κατά τη διαδικασία του αυτοκαθαρισμού.

Τα είδη καθώς και η αφθονία των EPT τάξα μειώθηκαν αισθητά κατά τους καλοκαιρινούς μήνες, γεγονός που οφείλεται στην απουσία των κατεξοχήν χειμερινών οικογενειών (π.χ. Nouridae, Taeniopterygidae), στην ενηλικίωση αρκετών τριχόπτρων και εφημερόπτρων (τέλη άνοιξης με αρχές φθινοπώρου) καθώς και στη μείωση της παροχής και του οξυγόνου. Η μείωση της παροχής δεν συνεισφέρει στην διεργασία του αυτοκαθαρισμού, με αποτέλεσμα το οργανικό φορτίο του υγρού απόβλητου που έχει αποθηκευτεί στο ίζημα να μειώνει τα επίπεδα οξυγόνου και να επηρεάζονται τα πολύ ευαίσθητα είδη.

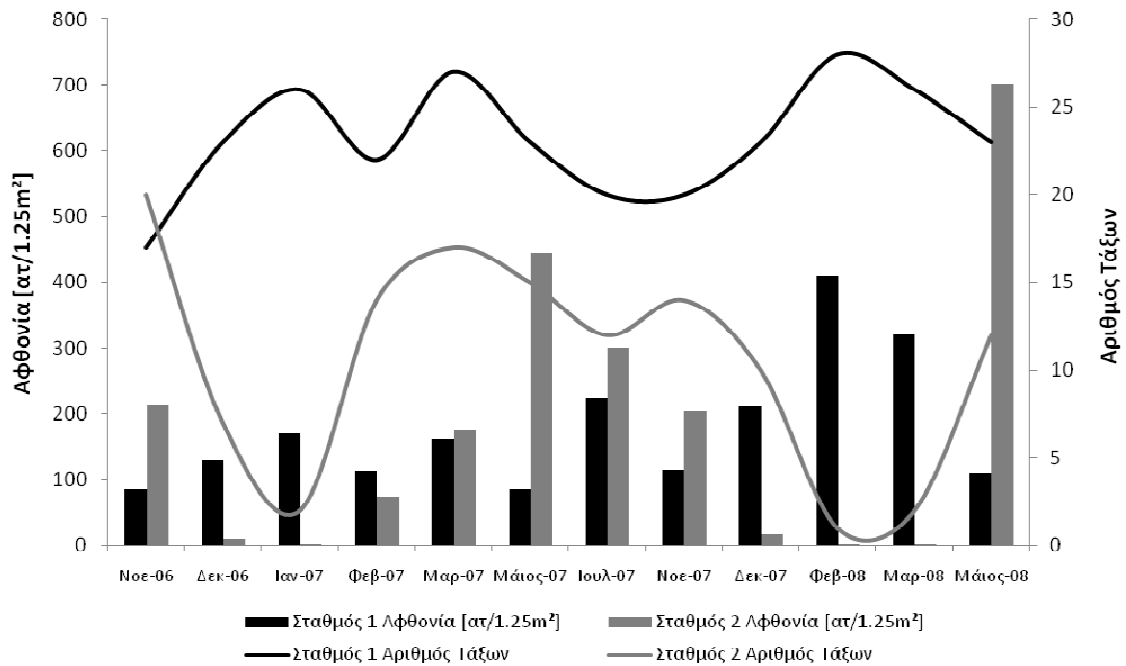
Συνεπώς, όλοι αυτοί οι παράγοντες επιδρούν συνεργικά στην αύξηση των ανθεκτικών οικογενειών, όπως είναι τα Chironomidae, και μείωση των ευαίσθητων EPT τάξων αλλά

και στην υποβάθμιση της βιολογικής κατάστασης (Σχ. 5.6. και 5.7). Η βιολογική κατάσταση υποβιβάστηκε από καλή σε μέτρια κατά την διάρκεια του καλοκαιριού 2007 (Σχ. 5.6), το οποίο ήταν και ένα από τα θερμότερα και ξηρότερα καλοκαίρια των τελευταίων δεκαετιών (Σκουλικίδης και συν. 2008). Η βιολογική κατάσταση βελτιώθηκε στην συνέχεια με την αύξηση της παροχής κατά τους φθινοπωρινούς μήνες και επιδεινώθηκε ξανά με το ξεκίνημα της νέας ελαιοπαραγωγικής περιόδου (Σχ. 5.8).

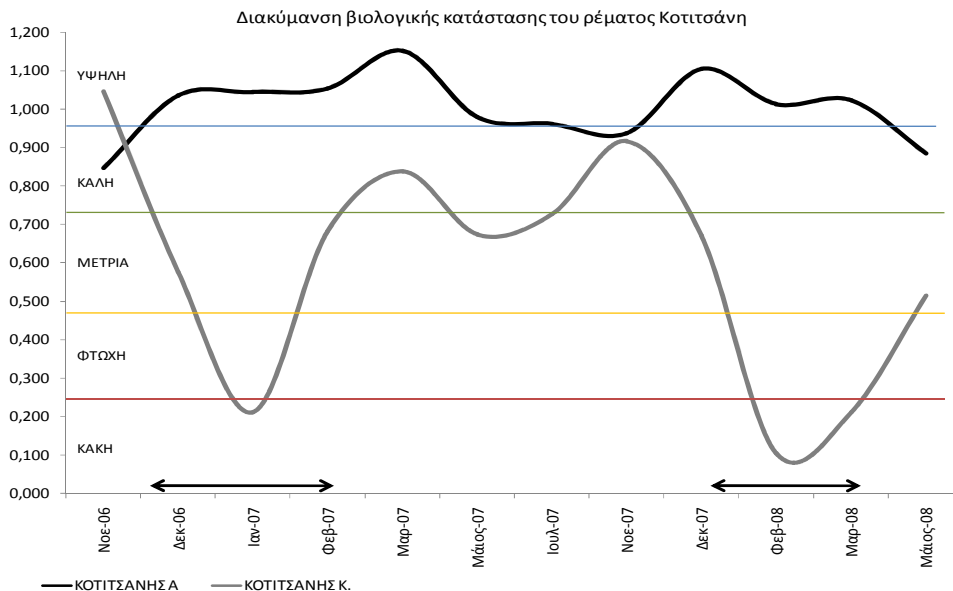
Στον ανάντη αδιατάρακτο σταθμό, δεν σημειώθηκαν μεταβολές στην σύσταση της βιοκοινωνίας (με εξαίρεση την εποχικότητα ορισμένων οικογενειών) και στην βιολογική κατάσταση. Συγκρίνοντας τους δύο σταθμούς συνολικά, η βιοποικιλότητα του ανάντη σταθμού ήταν μεγαλύτερη από εκείνη του κατόντη καθώς απαντήθηκαν περισσότερα είδη. Παρά το γεγονός ότι υπάρχει σημαντική αποκατάσταση της βιοκοινωνίας μετά την απομάκρυνση του αποβλήτου, αρκετά είδη του ανάντη σταθμού δεν συναντιούνται στον κατόντη σταθμό αποκαλύπτοντας έτσι τις μακροχρόνιες επιπτώσεις των ΥΑΕ στην βενθική μακροασπόνδυλη πανίδα. Για παράδειγμα, τα τριχόπτερα *Rhyacophila palmeni* και *Rhyacophila loxias*, ήταν μερικά από τα είδη που απουσίαζαν από τον κατόντη σταθμό. Παρά το γεγονός ότι τα είδη αυτά απαντήθηκαν με μικρή συχνότητα και πολύ μικρές αφθονίες στον ανάντη σταθμό (< 5% της συνολικής αφθονίας), η απουσία τους από τον κατόντη σταθμό δείχνει μεγάλη ευαισθησία στη ρύπανση. Η επαναποίκηση του σταθμού επιτυγχάνεται κυρίως με την καθοδική μετακίνηση (downstream drift) ειδών από τον ανάντη σταθμό, με τα πλεκόπτερα και τα εφημερόπτερα να αποικίζουν τον σταθμό με γρήγορους σχετικά ρυθμούς.

Τα *Gammarus* απαντήθηκαν σε μεγάλες αφθονίες στον ανάντη αδιατάρακτο σταθμό και ήταν από τα κυρίαρχα είδη της βενθικής πανίδας σε όλες τις περιόδους. Αντίθετα, στον κατόντη σταθμό απαντήθηκαν μόλις 3 άτομα μετά την αποκατάσταση της βιολογικής κατάστασης κατά την πρώτη περίοδο. Τα *Gammarus* είναι ευαίσθητα στην ρύπανση και παρουσιάζουν μια συμπεριφορά αποφυγής (avoidance behavior) ανεπιθύμητων ουσιών ή καταστάσεων (π.χ. επεισοδιακή ρύπανση) και έτσι εγκαταλείπουν προσωρινά το διαταραγμένο τμήμα του ποταμού (Taylor et al., 1994; Liess, 1998; Schulz, 1998). Την 2^η δειγματοληπτική περίοδο (Νοέμβριος 2007 – Μάιος 2008) τα *Gammarus* δεν επέστρεψαν στον σταθμό επιβεβαιώνοντας έτσι την τάση να αποφεύγουν ανεπιθύμητες συνθήκες,

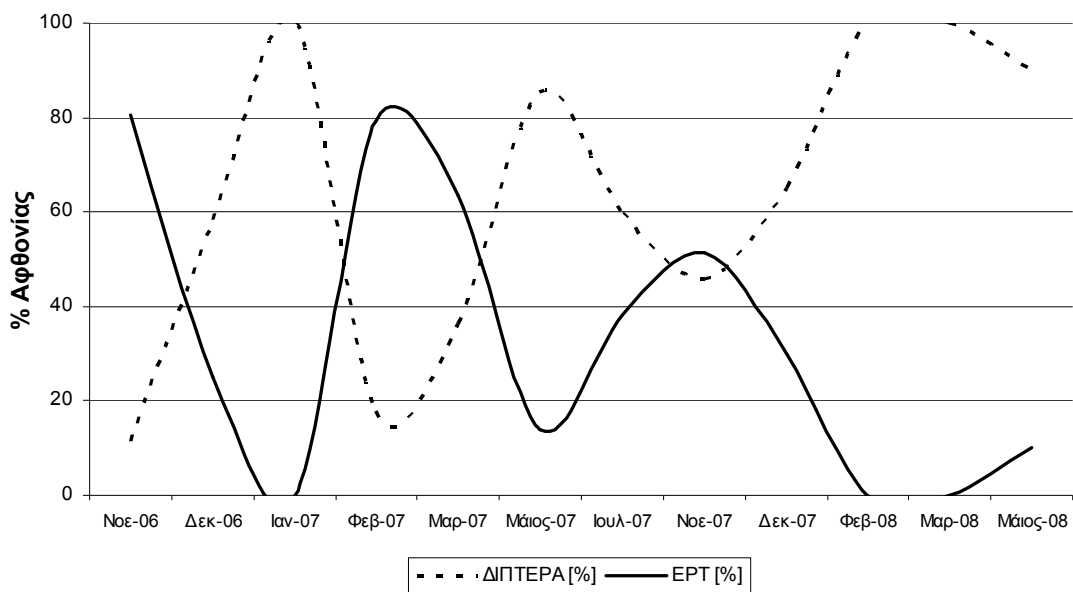
αφού 2 μήνες μετά τον τερματισμό διάθεσης των αποβλήτων η βιολογική κατάσταση παρέμεινε μέτρια.



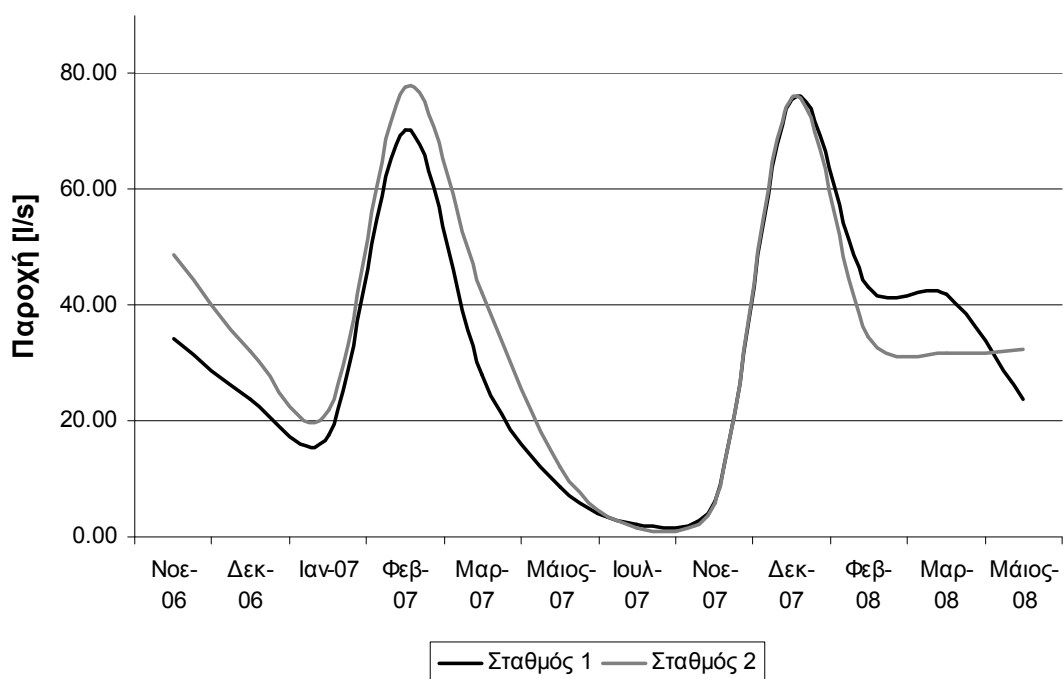
Σχήμα 5.5. Μεταβολές στην αφθονία (άτομα/1,25m²) και στον αριθμό τάξεων των σταθμών δειγματοληψίας ανάντη και κατόντη του ελαιουργείου στο ρέμα Κοτιτσάνη.



Σχήμα 5.6. Διακύμανση της βιολογικής κατάστασης των σταθμών δειγματοληψίας ανάντη και κατόντη του ελαιουργείου στο ρέμα Κοτιτσάνη. Τα βέλη δείχνουν τους μήνες διάθεσης των ΥΑΕ.



Σχήμα 5.7. Σχηματική αναπαράσταση των μεταβολών της βιοκοινωνίας κατάντη του ελαιουργείου κατά την διάρκεια των 2 ετών.



Σχήμα 5.8. Διακύμανση της παροχής νερού (l/s) κατά την διάρκεια των ετών 2006-2008.

Η περίοδος διάθεσης των αποβλήτων συμπίπτει με την βροχερή περίοδο, όπου καταγράφηκαν οι υψηλότερες παροχές (Σχ. 5.8.) συνεισφέροντας σημαντικά στην διαδικασία του αυτοκαθαρισμού και μετριάζοντας την επίπτωση της ρύπανσης. Ωστόσο, η παροχή δεν είναι πάντα αποτελεσματική και απαιτείται μεγαλύτερος χρόνος για την εξυγίανση του συστήματος, ειδικά όταν αυτό έχει υποβαθμιστεί σημαντικά, όπως παρατηρήθηκε κατά τη 2^η περίοδο στην οποία η βιολογική κατάσταση του σταθμού ήταν σημαντικά υποβαθμισμένη. Η μεγαλύτερη διάρκεια λειτουργίας του ελαιουργείου και απόθεσης ρυπαντικού φορτίου κατά τη 2^η περίοδο είχε σαν αποτέλεσμα την παραμονή του στο πυθμένα του σταθμού σε μεγάλο ποσοστό παρά τη μεγάλη παροχή (εν συγκρίσει με εκείνη της 1^η περιόδου).

Κατά το στάδιο διάθεσης του αποβλήτου στον υδάτινο αποδέκτη, τα βαρύτερα σωματίδια κατακάθονται στο ίζημα σχηματίζοντας ένα ελαιώδες και λιπαρό στρώμα που καλύπτει το πυθμένα. Το στρώμα αυτό εμποδίζει την οξυγόνωση του πυθμένα στον οποίο βρίσκονται οι βενθικοί οργανισμοί και περιέχει σημαντικά οργανικά φορτία στα οποία αναπτύσσονται αποικίες μικροοργανισμών. Το στρώμα αυτό είναι γνωστό ως μύκητες αποβλήτων (sewage fungus) και περιλαμβάνει βακτήρια, νηματοειδείς μύκητες (filamentous fungi) και ζύμες (βλ. Κεφ. 2). Το στρώμα αυτό έχει την ικανότητα να παραμένει προσκολλημένο στο πυθμένα για αρκετό διάστημα εμποδίζοντας έτσι την αποίκηση ειδών.

5.3.2. Ρέματα Κριμπιά και Βορδονιάτη (Σταθμοί 3 και 4)

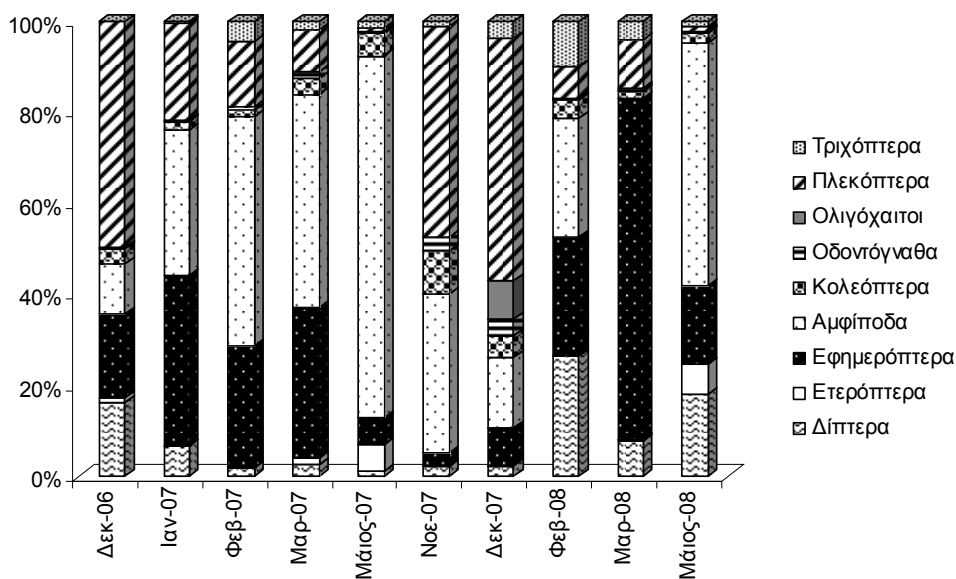
Στις δειγματοληψίες που πραγματοποιήθηκαν στον καθαρό σταθμό 3 από τον Δεκέμβρη του 2006 έως το Μάιο 2008, συλλέχθηκαν κατά μέσο όρο 21 τάξα μηνιαίως, τα οποία κατανέμονται σε 18 οικογένειες με συνολική αφθονία 2.543 άτομα και μέσο όρο 203,4 άτομα/1,25m² μηνιαίως. Τα τάξα που συλλέχθηκαν, και τα οποία συνεισφέρουν παραπάνω από 5% σε κάθε δείγμα, παρουσιάζονται στον πίνακα 5.5. Τα κυρίαρχα είδη της βιοκοινωνίας ήταν τα *Gammarus pulex* (Gammaridae), *Centroptilum luteolum* (Baetidae), *Brachyptera* sp. (Taeniopterygidae), *Baetis rhodani* gr. (Baetidae), *Ecdyonurus graecus* (Heptageniidae) και τα Chironomidae. Με σημαντικές αφθονίες αλλά και συχνότητα παρουσίας απαντήθηκαν επίσης τα *Leuctra* sp. (Leuctridae), *Hydropsyche peristerica*

(Hydropsychidae) και Simuliidae. Κατά τη διάρκεια όλων των δειγματοληψιών η βενθική πανίδα του σταθμού αντιπροσωπεύτηκε κυρίως από είδη που απαντώνται σε αδιατάρακτες συνθήκες. Η σύνθεση της βιοκοινωνίας του σταθμού 3 παρουσιάζεται στο σχήμα 5.9 και στον πίνακα 5.5.

Στον υποβαθμισμένο σταθμό 4, που βρίσκεται περίπου 100 μέτρα κατάντη του αγωγού εκροής των αποβλήτων, συλλέχθηκαν κατά μέσο όρο 4 τάξα μηνιαίως, τα οποία κατανέμονται σε 4 οικογένειες με συνολική αφθονία 747 άτομα και μέσο όρο 74,7 άτομα/1,25m² μηνιαίως. Τα τάξα που συλλέχθηκαν, τα οποία συνεισφέρουν παραπάνω από 5% σε κάθε δείγμα, παρουσιάζονται στον πίνακα 5.6. Τα κυρίαρχα είδη της βιοκοινωνίας ήταν τα Chironomidae, τα εφημέροπτερα *Centroptilum luteolum*, Ceratorogonidae (*Culicoides* sp.) και *Chironomous thummi* gr. (Chironomidae), το οποίο είναι εξαιρετικά ανθεκτικό σε ανοξικές συνθήκες. Επίσης απαντήθηκαν το τριχόπτερο *Hydropsyche peristerica* και τα δίπτερα Simuliidae και Baetidae, αλλά μόνο κατά την απουσία των αποβλήτων.

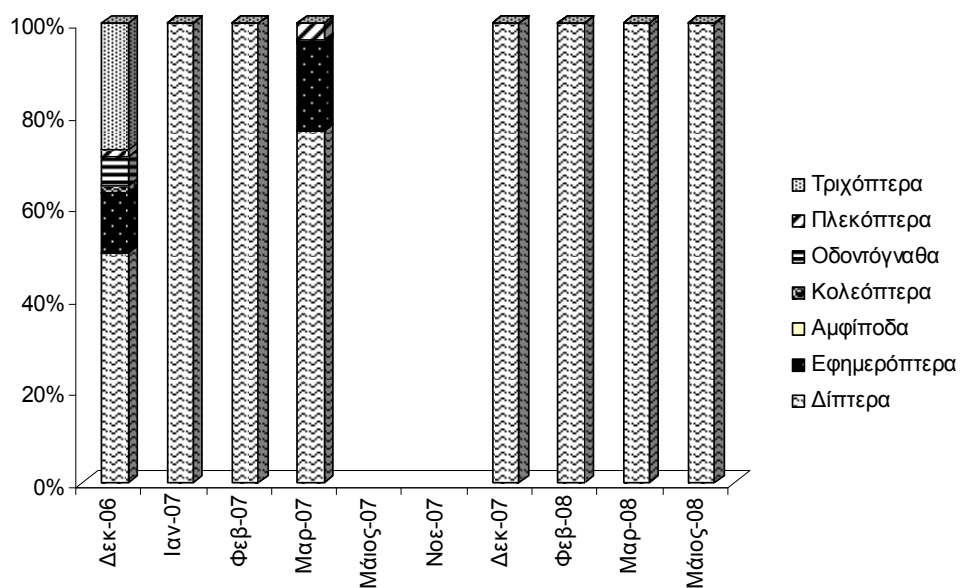
Στο σταθμό 4, πριν τη περίοδο διάθεσης των ελαιοϋργικών αποβλήτων (Δεκέμβριος 2006), απαντήθηκαν 11 οικογένειες μακροασπόνδυλων με συνολική αφθονία 110,4 άτομα/1,25m². Ο σταθμός ταξινομήθηκε στη μέτρια βιολογική κατάσταση (Σχ. 5.12), όχι όμως λόγω ανθρωπογενών πιέσεων, αλλά λόγω απουσίας νερού τους προηγούμενους μήνες. Η επανεμφάνιση της ροής στα τέλη του Νοέμβρη 2006 δεν είχε επιτρέψει την ολική επαναφορά της βιοκοινωνίας με αποτέλεσμα η βιοποικιλότητα του σταθμού να αποτελείται από είδη ευκαιριακά και ανθεκτικά σε πολλούς περιβαλλοντικούς παράγοντες (π.χ. Baetidae, Chironomidae). Κατά τη διάρκεια διάθεσης των αποβλήτων τους μήνες Ιανουάριο και Φεβρουάριο 2007 παρατηρήθηκε δραματική μείωση στον αριθμό των ζωικών τάξα καθώς και στις αφθονίες τους (Πίν. 5.6, Σχ.5.11). Τρεις οικογένειες δίπτερων συλλέχθηκαν με συνολική αφθονία 8,8 άτομα/1,25m² το πρώτο μήνα διάθεσης των ΥΑΕ και τέσσερις κατά τον δεύτερο. Αμέσως μετά την λήξη της ελαιοπαραγωγικής περιόδου, ο αριθμός καθώς και η αφθονία των ειδών αυξήθηκε σημαντικά σε 12 τάξα και σε 404 άτομα/1,25m² (Σχ. 5.11, Πίν. 5.6.) με τα *Gammarus pulex* (Gammaridae), *Centroptilum luteolum* (Baetidae), *Baetis rhodani* gr. (Baetidae), *Ecdyonurus graecus* να επιστρέφουν, ενώ οι πληθυσμοί των Chironomidae σημείωσαν σημαντική αύξηση.

Σταθμός 3 - Κριμιάς



Σχήμα 5.9. Ποσοστά παρουσίας (αφθονίες) μακροασπόνδυλων ομάδων στον σταθμό 3.

Σταθμός 4 - Βορδονιάτης



Σχήμα 5.10. Ποσοστά παρουσίας (αφθονίες) μακροασπόνδυλων ομάδων στον σταθμό 4 (απουσία νερού από Μάιο μέχρι και Νοέμβριο 2007).

Πίνακας 5.5. Βενθικά μακροασπόνδυλα του σταθμού 3 (Κριμπιάς) για την χρονική περίοδο Νοέμβρη 2006 – Μάη 2008. Οι σκιαγραφημένοι μήνες δείχνουν την περίοδο διάθεσης των υγρών αποβλήτων ελαιουργείων. Σημείωση: Στον πίνακα παρουσιάζονται τα μακροασπόνδυλα με συμμετοχή μεγαλύτερη του 5% της συνολικής αφθονίας ανά δείγμα.

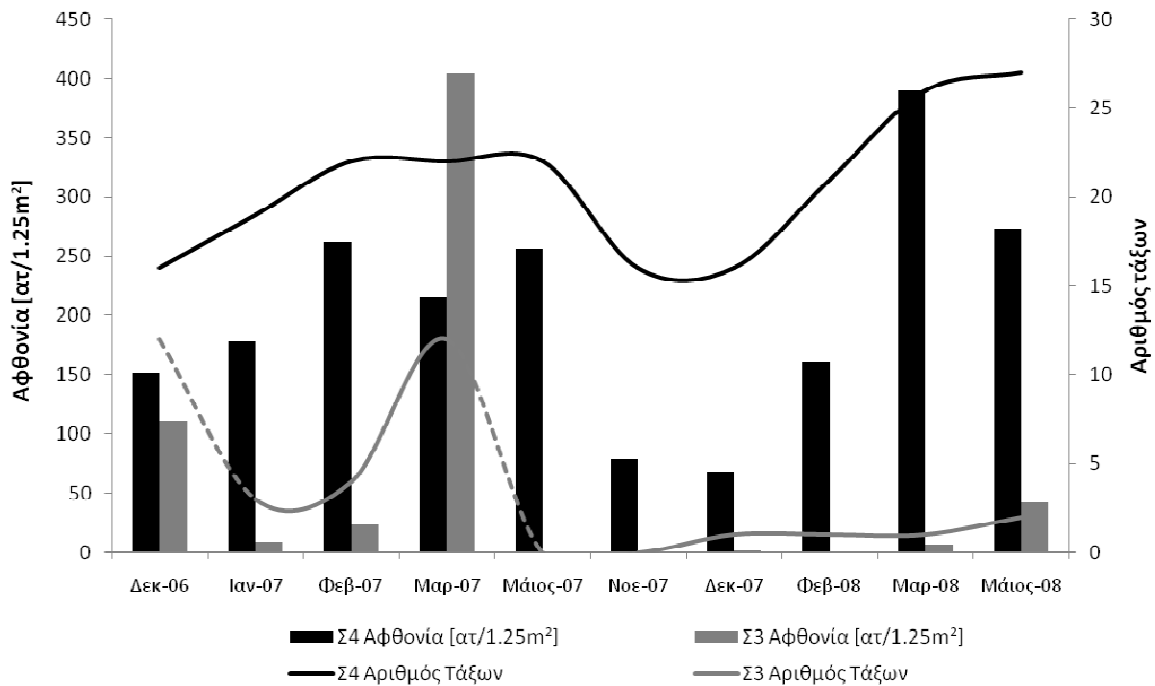
Σταθμός 3	Δεκ-06	Ιαν-07	Φεβ-07	Μαρ-07	Μάιος-07	Νοε-07	Δεκ-07	Φεβ-08	Μαρ-08	Μάιος-08
Lumbricidae	•	•					•		•	•
<i>Gammarus pulex</i>	••	•••	••••	••••	••••	••	••	••		••••
<i>Baetis rhodani</i> gr.	•	•	••	••	•			•	••••	••
<i>Centroptilum luteolum</i>	•	••	••	••	•			••	••	••
<i>Ecdyonurus graecus</i>	••	•	••	••	•	•	•	••	•	•
<i>Habroleptoides</i> sp.							•			
<i>Capnia</i> sp.			••	••				•		
<i>Capnioneura nemuroides</i>	••									
<i>Leuctra</i> sp.	•	••					••			•
<i>Brachyptera</i> sp.	•••		•			••	•	•	••	
<i>Microvelia reticulata</i>					••					
<i>Velia</i> sp.				•						••
<i>Hydropsyche peristerica</i>			•	•	•	•	•	••	•	•
<i>Culicoides</i> sp.									•	•
Ceratopogonidae	•				•			•	••	
Chironomidae	••	•	•			•		••		••
<i>Chironomus thummi</i> gr.										
Limoniidae										
Simuliidae	•	•	•	•			•	•	•	•
<i>Eristalis</i> sp.										
Αριθμός Τάξεων	16	19	22	22	22	16	16	21	26	27
Αριθμός Οικογενειών	15	17	20	17	19	15	16	20	19	24
Αφθονία [άτομα/1,25m²]	152	178,4	262,4	215,2	256,8	78,4	68	160,8	389,6	272,8

• 1-10 •• 10-50 ••• 50-100 •••• >100

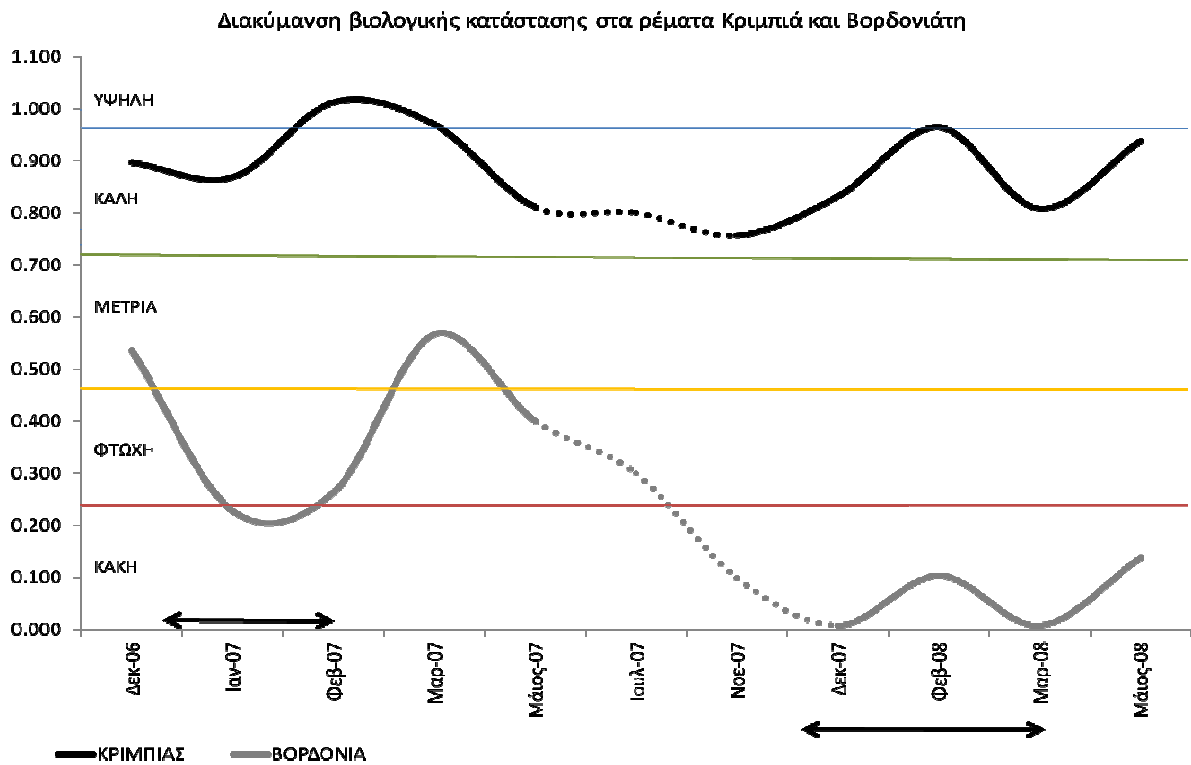
Πίνακας 5.6. Βενθικά μακροασπόνδυλα του σταθμού 4 (Βορδονιάτης) για την χρονική περίοδο Νοέμβρη 2006 – Μάη 2008. Οι σκιαγραφημένοι μήνες δείχνουν την περίοδο διάθεσης των υγρών αποβλήτων ελαιουργείων. Σημείωση: Στον πίνακα παρουσιάζονται τα μακροασπόνδυλα με συμμετοχή μεγαλύτερη του 5% της συνολικής αφθονίας ανά δείγμα.

Σταθμός 4	Δεκ-06	Ιαν-07	Φεβ-07	Μαρ-07	Μάιος-07	Νοε-07	Δεκ-07	Φεβ-08	Μαρ-08	Μάιος-08
Lumbricidae										
<i>Gammarus pulex</i>				•						
<i>Baetis rhodani</i> gr.	•			•						
<i>Centroptilum luteolum</i>	•			•••						
<i>Ecdyonurus graecus</i>				•						
<i>Habroleptoides</i> sp.										
<i>Capnia</i> sp.				•						
<i>Capnioneura nemuroides</i>										
<i>Leuctra</i> sp.										
<i>Brachyptera</i> sp.										
<i>Microvelia reticulata</i>										
<i>Velia</i> sp.					Ξ Ε Ρ Ο	Ξ Ε Ρ Ο				
<i>Hydropsyche peristerica</i>	••									
<i>Culicoides</i> sp.		•	•	••						
Ceratopogonidae							•		•	
Chironomidae	••	•	••	••••				•		
<i>Chironomus thummi</i> gr.										••
Limoniidae		•	•	•						
Simuliidae	••		•	•						
<i>Eristalis</i> sp.										••
Αριθμός Τάξων	12	3	4	12			1	1	1	2
Αριθμός Οικογενειών	11	3	4	10			1	1	1	2
Αφθονία [άτομα/1,25m²]	110,4	8,8	23,2	404			1,6	0,8	6,4	42,4

• 1-10 •• 10-50 ••• 50-100 •••• >100



Σχήμα 5.11. Μεταβολές στην αφθονία (άτομα/1,25m²) και στον αριθμό τάξων των σταθμών δειγματοληψίας Κριμπιά (σταθμός 3) και Βορδονιάτη (σταθμός 4).



Σχήμα 5.12. Διακύμανση της βιολογικής κατάστασης των σταθμών δειγματοληψίας Κριμπιά (Σταθμός 3) και Βορδονιάτη (Σταθμός 4).

Η παρατεταμένη ξηρασία του 2007 (Σκουλικίδης και συν., 2008) είχε ως αποτέλεσμα την πρόωρη διακοπή ροής του ρέματος κατά τους ανοιξιάτικους μήνες. Σε “καλές” υδρολογικές χρονιές, τα ρέματα Βορδονιάτη και Κριμπιά διατηρούν ροή τους περισσότερους μήνες του χρόνου και ξεραίνονται μόνο στους θερμότερους μήνες του καλοκαιριού. Κατά τη διάρκεια της 2^{ης} περιόδου διάθεσης των ΥΑΕ, η οποία και διήρκεσε περισσότερο χρόνο (αρχές Δεκεμβρίου 2007 έως τέλη Μαρτίου 2008) οι επιπτώσεις στη βιοκοινωνία ήταν σημαντικά εντονότερες σε σχέση με την 1^η περίοδο. Κατά τη διάρκεια διάθεσης των αποβλήτων απαντήθηκαν μόνο δίπτερα (*Chironomus thummi* gr., *Culicoides* sp.) ενώ η βιολογική δεν βελτιώθηκε μετά τη λήξη της λειτουργίας του ελαιουργείου (Σχ. 5.12). Τον Μάιο 2008, μόνο τα δίπτερα *Eristalis* (Syrphidae) και *Chironomous thummi* gr. (Chironomidae) απαντήθηκαν στον σταθμό, είδη εξαιρετικά ανθεκτικά στην οργανική ρύπανση.

Η βιολογική κατάσταση του Κριμπιά που επιλέχθηκε ως σταθμός σύγκρισης, διακυμάνθηκε από καλή ως υψηλή κατά τη διάρκεια των δειγματοληψιών, ενώ η βιολογική κατάσταση του Βορδονιάτη ταξινομήθηκε ως κακή τους περισσότερους μήνες. Ενώ κατά τη 1^η περίοδο υπήρξε μια σχετική ανάκαμψη της βιοκοινωνίας μετά τη λήξη λειτουργίας του ελαιουργείου, στη 2^η περίοδο, λόγω του μεγαλύτερου όγκου αποβλήτου, η διεργασία του αυτοκαθαρισμού ήταν αδύνατη με αποτέλεσμα η πανίδα να μην επανέρχεται. Επιπλέον, το παχύρευστο στρώμα των αποβλήτων που είχε καλύψει το υπόστρωμα του σταθμού δεν είχε απομακρυνθεί, εμποδίζοντας την οξυγόνωση του ιζήματος και καθιστώντας αδύνατη την επαναποίκηση των ειδών. Γενικά, η βιοποικιλότητα της πανίδας του Βορδονιάτη ήταν συγκριτικά φτωχότερη με εκείνης του Κριμπιά (Πίν. 5.5. και 5.6, Σχ. 5.11) λόγω της έντονης ξηρασίας που είχε ως αποτέλεσμα την απουσία νερού για μεγάλο διάστημα που σε συνδυασμό με την χρόνια διάθεση των ΥΑΕ, έχει σαν αποτέλεσμα την εξάντληση και την αργή αποκατάσταση της βενθικής πανίδας.

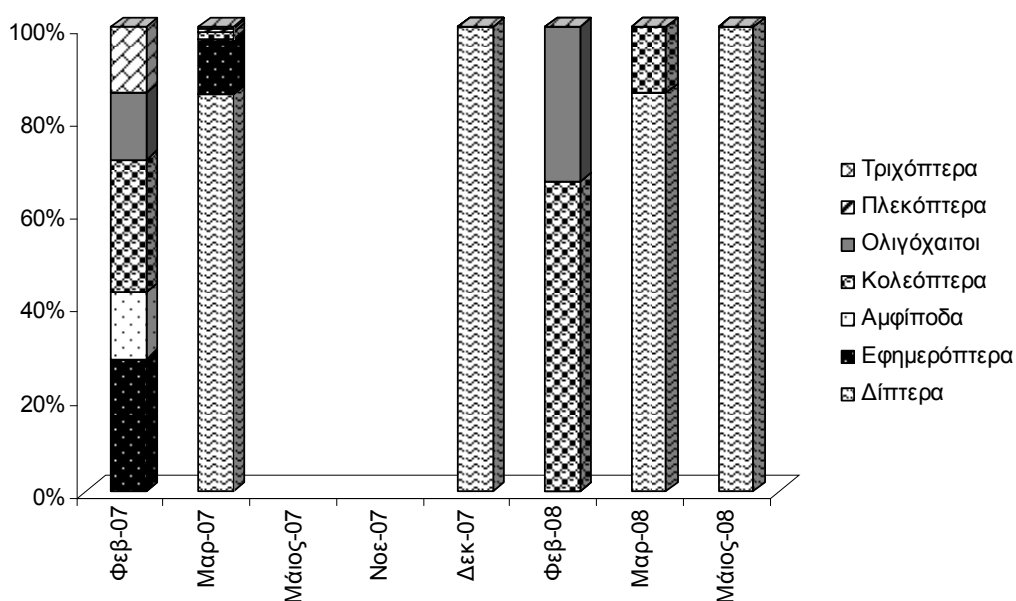
5.3.3. Ρέμα Σκατιά (Σταθμοί 5 και 6)

Στις δειγματοληψίες που πραγματοποιήθηκαν στον σταθμό κατάντη του ελαιουργείου (σταθμός 5), συλλέχθηκαν κατά μέσο όρο 4 τάξα μηνιαίως, τα οποία κατανέμονται σε 3 οικογένειες με συνολική αφθονία 792 άτομα και μέσο όρο 79,2 άτομα/1,25m² μηνιαίως. Τα τάξα που συλλέχθηκαν, και τα οποία συνεισφέρουν παραπάνω από 5% σε κάθε δείγμα, παρουσιάζονται στον πίνακα 5.7. Η βιοκοινωνία απαρτίστηκε κυρίως από ανθεκτικά στην ρύπανση είδη όπως τα 'κόκκινα' Chironomidae *Chironomus thummi* gr., τα *Culicoides* sp (Ceratorogonidae), και τα Simuliidae. Σε περιόδους απουσίας αποβλήτων από το σταθμό απαντήθηκαν τα εφημερόπτερα *Centroptilum luteolum* (Baetidae) και μερικά είδη κολεοπτέρων (π.χ. *Hydraena* sp., *Agabus* sp.). Η σύνθεση της βιοκοινωνίας του σταθμού 5 παρουσιάζεται στο σχήμα 5.13 και πίνακα 5.7.

Στον ανάντη σταθμό 6, συλλέχθηκαν κατά μέσο όρο 15 τάξα μηνιαίως, τα οποία κατανέμονται σε 13 οικογένειες με συνολική αφθονία 1.387 άτομα και μέσο όρο 138,7 άτομα/1,25m² μηνιαίως. Τα τάξα που συλλέχθηκαν, τα οποία συνεισφέρουν παραπάνω από 5% σε κάθε δείγμα, παρουσιάζονται στον πίνακα 5.8. Με μεγαλύτερη αφθονία και με συχνότερη παρουσία απαντήθηκαν τα πλεκόπτερα *Brachyptera* sp. (Taeniopterygidae), τα εφημερόπτερα *Ecdyonurus graecus* (Heptageniidae), Baetidae και *Serratella ignita* (Ephemerellidae) καθώς επίσης και τα Simuliidae. Επίσης απαντήθηκαν αρκετά είδη τριχόπτερων, κολεόπτερων και δίπτερων, αλλά με πολύ μικρή παρουσία και αφθονία.

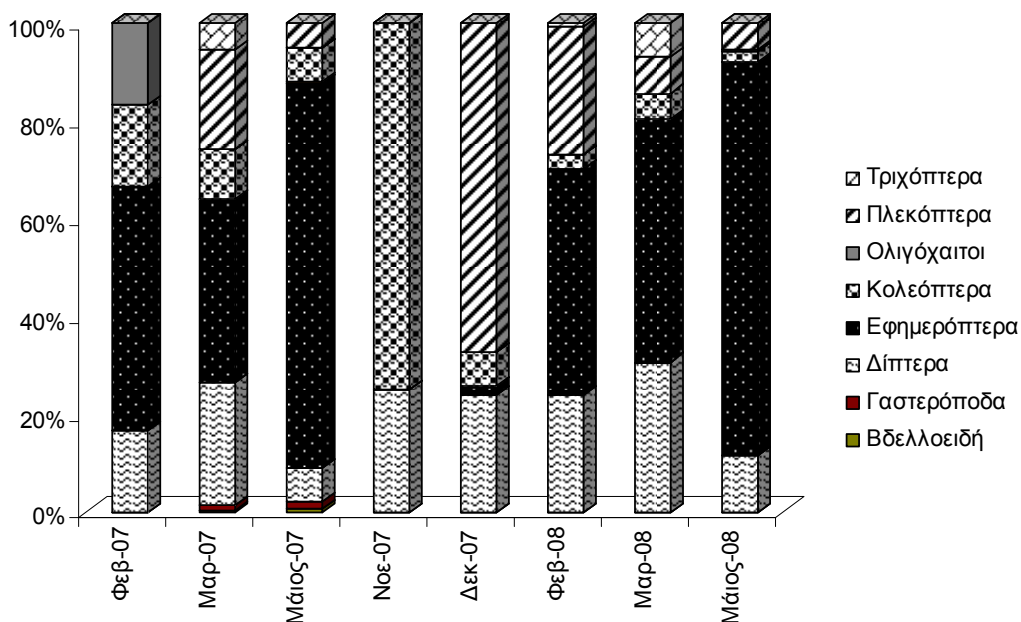
Σε αντίθεση με τα άλλα ρέματα διακοπτόμενης ροής (Βορδονιάτη και Κριμπιά), στα οποία η ροή επανήλθε στους φθινοπωρινούς μήνες (Οκτώβρη, Νοέμβρη 2007), η ροή στο �έμα Σκατιά επανήλθε τον Φεβρουάριο του 2007, με αποτέλεσμα η πανίδα να είναι ιδιαίτερα φτωχή αφού βρισκόταν στο στάδιο επαναποίκισης. Το ελαιουργείο που βρίσκεται στις όχθες του σταθμού 5, λειτούργησε από τον Δεκέμβριο μέχρι και τέλος Ιανουαρίου, οπότε τα εναποθεθειμένα απόβλητα ξεπλύθηκαν σταδιακά με την είσοδο του νερού κατά μήκος του ρέματος. Τον Φεβρουάριο 2007 απαντήθηκαν 6 είδη κατάντη του ελαιουργείου (σταθμός 5) και 4 στον ανάντη σταθμό (σταθμός 6). Με την πάροδο του χρόνου, η πανίδα εμπλουτίστηκε με περισσότερα είδη (Πίν 5.7 και 5.8, Σχ.5.15) και έτσι το Μάρτιο οι σταθμοί 5 και 6 απαρτίστηκαν από 13 και 27 τάξα, αντίστοιχα.

Σταθμός 5 - Παλαιολόγιο



Σχήμα 5.13. Ποσοστά παρουσίας (αφθονίες) μακροασπόνδυλων ομάδων στον σταθμό 5 όπου εναποθέτονται τα υγρά απόβλητα (απουσία νερού από Μάιο μέχρι και Νοέμβριο 2007).

Σταθμός 6 - Μυστράς



Σχήμα 5.14. Ποσοστά παρουσίας (αφθονίες) μακροασπόνδυλων ομάδων στον σταθμό αναφοράς του ρέματος Σκατιά ανάντη του ελαιουργείου (Σταθμός 6).

Πίνακας 5.7. Βενθικά μακροσπόνδυλα του σταθμού 5 (Παλαιολόγιο) για την χρονική περίοδο Φεβρουαρίου – Μαΐου 2008. Οι σκιαγραφημένοι μήνες δείχνουν την περίοδο διάθεσης των υγρών αποβλήτων ελαιουργείων. Σημείωση: Στον πίνακα παρουσιάζονται τα μακροσπόνδυλα με συμμετοχή μεγαλύτερη του 5% της συνολικής αφθονίας ανά δείγμα.

Σταθμός 5	Φεβ-07	Μαρ-07	Μάιος-07	Νοε-07	Δεκ-07	Φεβ-08	Μαρ-08	Μάιος-08
Oligochaeta	•							
Lumbricidae						•		
Naididae								
Isopoda	•							
<i>Baetis rhodani</i> gr.		•						
<i>Baetis</i> sp.	•							
<i>Centroptilum luteolum</i>		•						
<i>Serratella ignita</i>								
<i>Ecdyonurus graecus</i>								
<i>Rhithrogena diaphana</i>								
<i>Rhithrogena semicolorata</i>								
<i>Rhithrogena</i> sp.								
<i>Isoperla grammatica</i> gr.		•						
<i>Brachyptera</i> sp.			ΞΕΡΟ	ΞΕΡΟ				
<i>Dryops</i> sp.						•	•	
<i>Pomatinus substriatus</i>								
<i>Agabus</i> sp.		•						
Hydraenidae	•							
<i>Scirtes</i> sp.	•							
<i>Halesus digitatus</i>	•	•						
<i>Atherix ibis</i>								
<i>Culicoides</i> sp.		•••						
Chironomidae		••••					•	•••
<i>Chironomus thummi</i> gr.								••
Psychodidae					•			
Simuliidae		••						•
Stratiomyiidae					•			
<i>Tipula</i> sp.					•			
Αριθμός Τάξεων	6	13			3	2	2	3
Αριθμός Οικογενειών	6	11			3	2	2	2
Αφθονία [άτομα/1,25m²]	5,6	482,4			2,4	2,4	5,6	135,2

• 1-10 •• 10-50 ••• 50-100 •••• >100

Πίνακας 5.8. Βενθικά μακροασπόνδυλα του σταθμού 6 (Μυστράς) για την χρονική περίοδο Φεβρουαρίου – Μαΐου 2008. Οι σκιαγραφημένοι μήνες δείχνουν την περίοδο διάθεσης των υγρών αποβλήτων ελαιουργείων. Σημείωση: Στον πίνακα παρουσιάζονται τα μακροασπόνδυλα με συμμετοχή μεγαλύτερη του 5% της συνολικής αφθονίας ανά δείγμα.

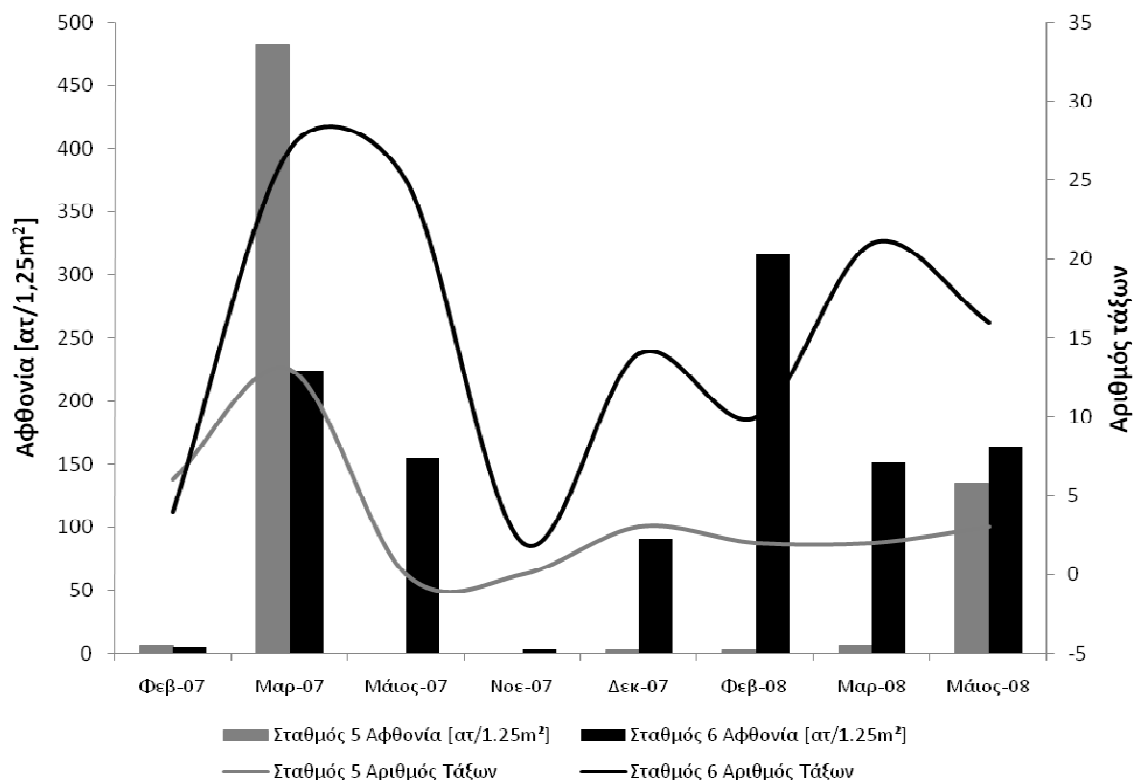
Σταθμός 6	Φεβ-07	Μαρ-07	Μάιος-07	Νοε-07	Δεκ-07	Φεβ-08	Μαρ-08	Μάιος-08
Oligochaeta								•
Lumbricidae								•
Naididae	•							
Isopoda								
<i>Baetis rhodani</i> gr.	•	•	•				•	
<i>Baetis</i> sp.					•	•••		•••
<i>Centroptilum luteolum</i>		•••	••				••	
<i>Serratella ignita</i>		•	•••				•	•
<i>Ecdyonurus graecus</i>		•	•		•	•••	••	••
<i>Rhithrogena diaphana</i>								••
<i>Rhithrogena semicolorata</i>			••					
<i>Rhithrogena</i> sp.		•					••	
<i>Isoperla grammatica</i> gr.		••	•				•	•
<i>Brachyptera</i> sp.		••			•••	•••	•	
<i>Dryops</i> sp.	•	•			•	•	•	•
<i>Pomatinus substriatus</i>				•				
<i>Agabus</i> sp.		••	•		•		•	•
Hydraenidae		•	•		•		•	
<i>Scirtes</i> sp.								
<i>Halesus digitatus</i>								
<i>Atherix ibis</i>	•		•	•			•	•
<i>Culicoides</i> sp.		•					•	
Chironomidae		••	•		•	•	••	•
<i>Chironomus thummi</i> gr.								
Psychodidae								
Simuliidae		••	•		••	•••	••	•
Stratiomyiidae								•
<i>Tipula</i> sp.					•			
Αριθμός Τάξεων	4	27	25	2	14	10	21	16
Αριθμός Οικογενειών	4	23	20	2	13	10	18	15
Αφθονία [άτομα/1,25m²]	4,8	224	155,2	3,2	91,2	316	151,2	164

• 1-10 •• 10-50 ••• 50-100 •••• >100

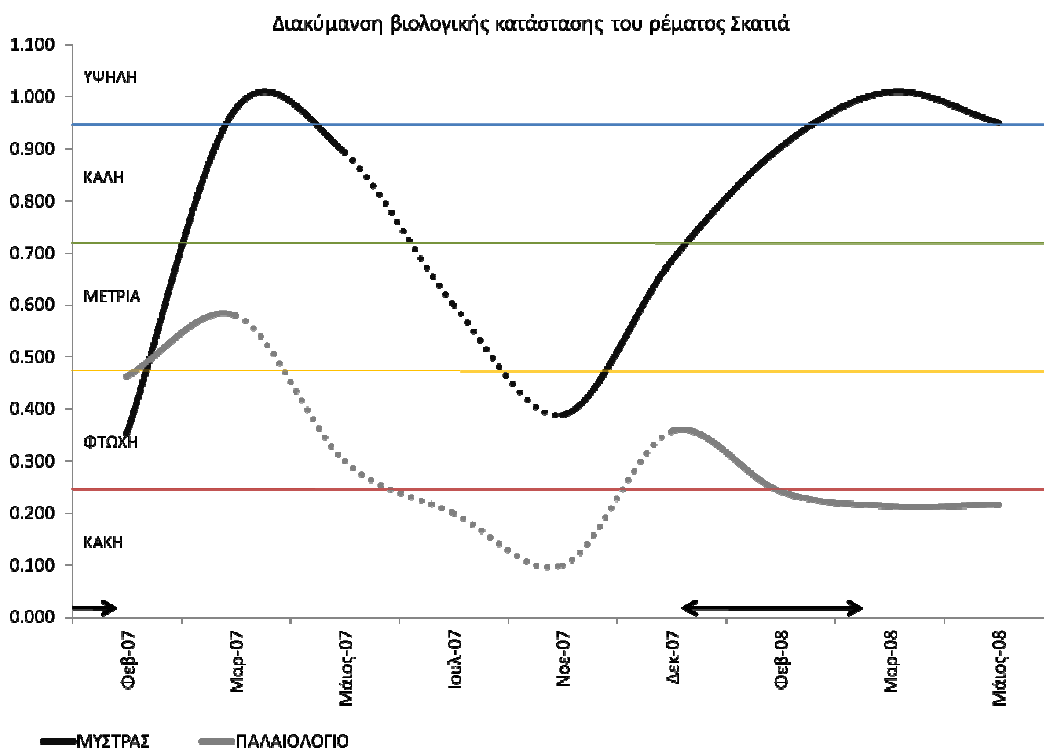
Παρά το γεγονός ότι στον σταθμό 6 απαντήθηκαν περισσότερα τάξα, η αφθονία στον σταθμό 5 ήταν μεγαλύτερη λόγω των υψηλών αφθονιών των Chironomidae (294,4 άτομα/1,25m²) και των *Culicoides* sp. (82,4 άτομα/1,25m²), τάξα ιδιαίτερα ανθεκτικά στην οργανική ρύπανση.

Όπως έχει ήδη αναφερθεί, το 2007 ήταν μια ιδιαίτερα άνομβρη χρονιά, με αποτέλεσμα ο σταθμός 5 να μην διατηρεί νερό μετά το τέλος Μαρτίου. Αντίθετα, στον ανάντη σταθμό που βρίσκονται και οι πηγές του Σκατιά, σχηματίστηκε ένα μεγάλο λιμνίο (pool) που διατήρησε νερό μέχρι και το τέλος Μαΐου. Η ροή επανήλθε ξανά το Νοέμβρη 2007 στον σταθμό 6, με αποτέλεσμα η ποικιλότητα και η αφθονία της πανίδας να είναι περιορισμένη αρχικά, αλλά να αυξάνεται εντυπωσιακά στους επόμενους μήνες (Σχ.5.15, Πίν. 5.8). Αντίθετα, κατάντη του ελαιουργείου, η αποκατάσταση της ροής συνέπεσε με την έναρξη διάθεσης των αποβλήτων εξαφανίζοντας τους πρώτους αποικιστές. Όπως διακρίνεται στο σχήμα 5.15 και στον πίνακα 5.8, δύο με τρία τάξα απαντήθηκαν στο σταθμό την περίοδο διάθεσης του αποβλήτου. Η ίδια κατάσταση διατηρήθηκε και μετά τον τερματισμό διάθεσης των αποβλήτων και μόνο ανθεκτικά είδη της οικογένειας Chironomidae απαντήθηκαν σε μεγάλες αφθονίες.

Η βιολογική κατάσταση του σταθμού 5 ταξινομήθηκε στην κακή κατάσταση στο μεγαλύτερο χρονικό διάστημα 2007-2008 (Σχ. 5.16). Η κατάσταση διατηρήθηκε κακή και μετά το τέλος της 2ης ελαιουργικής περιόδου αφού λόγω της μικρής παροχής του Απριλίου και Μαΐου 2008 (περίπου 5 L/s), το υπόστρωμα του σταθμού δεν είχε καθαρίσει από τα απόβλητα και ήταν ακατάλληλο για να υποστηρίξει ασπόνδυλους οργανισμούς. Αξίζει να σημειωθεί, ότι κατά την διάρκεια προεπιλογής σταθμών για την παρούσα έρευνα που πραγματοποιήθηκε το Μάιο του 2006, η βιολογική κατάσταση του σταθμού ήταν καλή (STAR_ICMi – 0.857). Συλλέχθηκαν συνολικά 27 τάξα με συνολική αφθονία 3024 άτομα/1,25m² με τα Simuliidae, Baetidae, Chironomidae, Ephemerellidae και τα κολεόπτερα Dytiscidae να είναι οι αντιπροσωπευτικές οικογένειες της βιοκοινωνίας. Η παροχή το Μάιο του 2006 μετρήθηκε στα 128 L/s, ενώ η παροχή το Μάιο του 2008 ήταν μόλις 5 L/s, αιτιολογώντας έτσι την σημαντική απόκλιση της βιολογικής κατάστασης και σύνθεση βιοκοινωνίας αλλά ταυτόχρονα φανερώνοντας την συνεισφορά και τον σημαντικό ρόλο της παροχής στην εξυγίανση ρεόντων υδάτων.



Σχήμα 5.15. Μηνιαίες μεταβολές στην αφθονία (άτομα/1,25m²) και στον αριθμό τάξων των σταθμών δειγματοληψίας Παλαιολογίου (Σταθμός 5) και Μυστρά (Σταθμός 6).



Σχήμα 5.16. Διακύμανση της βιολογικής κατάστασης των σταθμών δειγματοληψίας Παλαιολογίου (Σταθμός 5) και Μυστρά (Σταθμός 6). Οι διακεκομμένες γραμμές δείχνουν τους μήνες απουσίας νερού.

Ο σταθμός ανάντη του ελαιουργείου, με εξαίρεση τις μορφολογικές τροποποιήσεις που έχει υποστεί στην μία του όχθη για αντιπλημμυρική προστασία, είναι αδιατάρακτος από άλλες ανθρωπογενείς πιέσεις. Η βιολογική του κατάσταση είχε σημαντικές διακυμάνσεις (Σχ.5.16), αλλά αυτό οφείλεται στον εποχικό/περιοδικό χαρακτήρα του ρέματος. Από τα γραφήματα φαίνεται η γρήγορη επαναπόικηση των ειδών μετά την επιστροφή της ροής στην κοίτη του ρέματος. Τα πρώτα τάξα που εμφανίστηκαν με την αποκατάσταση του νερού και στους δύο σταθμούς ήταν τα Baetidae, που είναι πρόωροι αποικιστές (Shaw & Minshall, 1980), οι ολιγόχαιτοι και διάφορα είδη κολεοπτέρων που φημίζονται για τις αποικιστικές και μεταναστευτικές τους ικανότητες (Elliot, 2008).

Συγκρίνοντας τους δύο σταθμούς συμπεραίνεται ότι ο κατάντη από το ελαιουργείο σταθμός είναι σημαντικά διαφοροποιημένος από τον ανάντη σταθμό όσο αφορά την βενθική κοινωνία. Τα εφημερόπτερα και πλεκόπτερα που απαντώνται με μεγάλες αφθονίες στον ανάντη σταθμό απουσιάζουν από τον κατάντη σταθμό που απαρτίζεται κυρίως από είδη ανθεκτικά στις πιέσεις. Ακόμα και όταν η κατάντη βιοκοινωνία απαρτίστηκε από περισσότερα είδη και οικογένειες (Μάιος 2006), αντιπροσωπεύτηκε κυρίως από δίπτερα και οικογένειες εφημεροπτέρων ανθεκτικών σε ήπια επίπεδα ρύπανσης (π.χ. Baetidae και Ephemerelellidae). Στην περίοδο 2007-2008 συλλέχθηκαν συνολικά 24 τάξα στον κατάντη σταθμό και 56 στον ανάντη.

5.3.4. Ρέμα Γερακάρη (Σταθμοί 11 και 12)

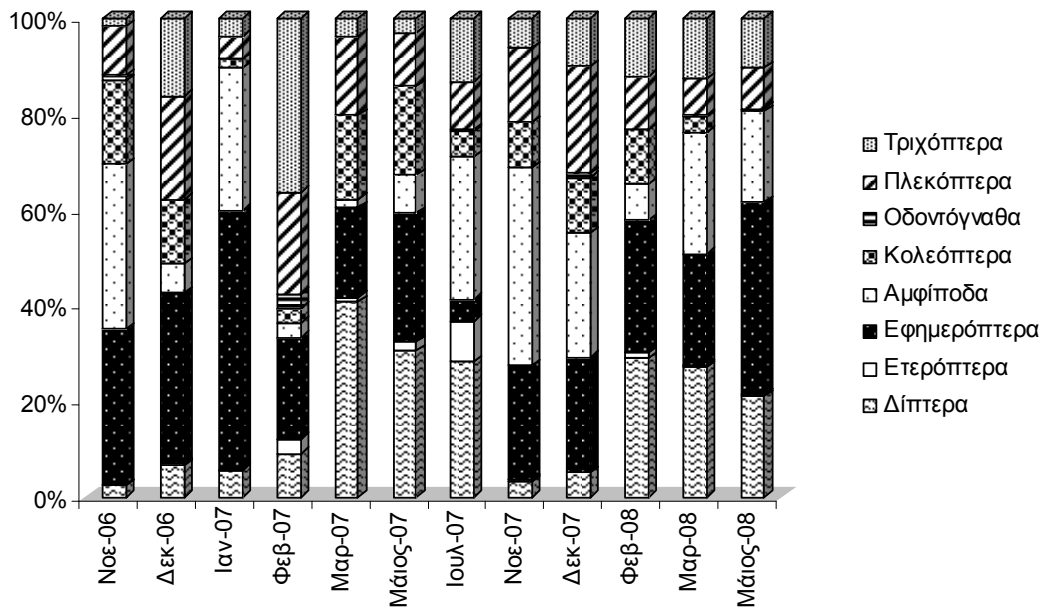
Στις 12 συνολικά δειγματοληψίες που πραγματοποιήθηκαν στον σταθμό αναφοράς 11 από το Νοέμβριο του 2006 έως το Μάιο 2008, συλλέχθηκαν κατά μέσο όρο 21 τάξα μηνιαίως, τα οποία κατανέμονται σε 19 οικογένειες με συνολική αφθονία 2.442 άτομα και μέσο όρο 162,8 άτομα/1,25m² μηνιαίως. Τα τάξα που συλλέχθηκαν, και τα οποία συνεισφέρουν παραπάνω από 5% σε κάθε δείγμα, παρουσιάζονται στον πίνακα 5.9. Τα αντιπροσωπευτικά είδη της βιοκοινωνίας, δηλαδή εκείνα με την συχνότερη παρουσία και με τη μεγαλύτερη αφθονία ήταν τα *Gammarus pulex*, Chironomidae, *Hydropsyche peristerica*, το πλεκόπτερο *Perla marginata* (Perlidae), τα εφημερόπτερα *Baetis rhodani* gr., *Ecdyonurus graecus* καθώς και τα *Habroleptoides* sp. της οικογένειας Leptophlebiidae. Με σημαντικό ποσοστό παρουσίας απαντήθηκαν επίσης τα

εφημερόπτερα *Centroptilum luteolum* και *Ephemera hellenica* (Ephemeridae), το νευρόπτερο *Nevrorthus apatelios* (Nevrorthidae) και τα κολεόπτερα *Limnius* sp. (Elmidae), *Scarodytes* sp. (Dytiscidae) και Hydraenidae. Κατά τη διάρκεια όλων των δειγματοληψιών, η βενθική πανίδα του σταθμού αντιπροσωπεύτηκε από είδη που απαντώνται σε αδιατάρακτες συνθήκες.

Κατά τη διάρκεια της πρώτης ελαιοπαραγωγικής περιόδου που διήρκεσε περίπου 2 μήνες, οι επιπτώσεις στην μακροασπόνδυλη πανίδα του σταθμού 11 δεν ήταν τόσο έντονες όπως και στους άλλους σταθμούς (Σταθμοί 2 και 4), κυρίως λόγω της απόστασης από τον αγωγό εκροής του αποβλήτου και της μικρής παραγωγής ελαιόλαδου, αλλά και της συγκριτικά μεγάλης παροχής νερού (55 L/s Δεκέμβρη 2006 και Γενάρη 2007). Τάξα ευαίσθητα στην ρύπανση απουσίασαν κατά τους μήνες διάθεσης των αποβλήτων ενώ οι πληθυσμοί των Chironomidae, Simuliidae και Baetidae αυξήθηκαν σημαντικά (Πίν. 5.10) στα μέτρια επίπεδα ρύπανσης που σημειώθηκαν. Όπως έχει προαναφερθεί τα Baetidae μπορούν γενικά να αντέξουν μέτρια επίπεδα ρύπανσης, ενώ αν υπάρχει και κατάλληλη τροφή μπορούν να αναπτύξουν μεγάλες αφθονίες. Λόγω του εμπλουτισμού θρεπτικών συστατικών από τα ΥΑΕ και την ήπια ρύπανση που επέτρεπε την ανάπτυξη οργανισμών, αναπτύχθηκαν πράσινα νηματοειδή φύκη (green filamentous algae), τα οποία χαρακτηρίζονται ως ευκαιριακά είδη και αποτελούν δείκτη ευτροφισμού. Τα φύκη αυτά αποτελούν ένα ιδανικό ενδιαίτημα για πολλά τάξα, όπως Baetidae και Chironomidae, παρέχοντας τροφή και εξυπηρετώντας ως καταφύγιο. Μετά τον τερματισμό διάθεσης των αποβλήτων και με την αραίωση και απομάκρυνση των οργανικών ρύπων, τα EPT τάξα αυξήθηκαν σημαντικά και οι πληθυσμοί των δίπτερων μειώθηκαν αισθητά (Σχ. 5.20), δείχνοντας έτσι την γρήγορη αποκατάσταση της βιοκοινωνίας.

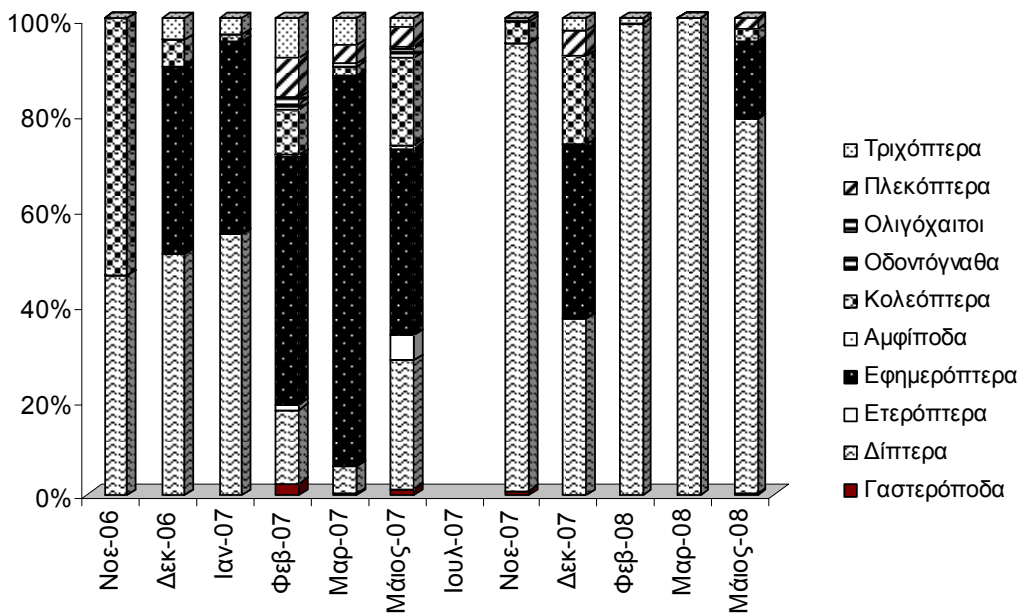
Η βενθική πανίδα καθώς και η ποιότητα των υδάτων ανακάμπτει ραγδαία και το Μάιο 2007, η βιολογική κατάσταση του σταθμού ταξινομήθηκε ως καλή (Σχ. 5.21). Το καλοκαίρι και συγκεκριμένα στα τέλη Ιουνίου, ο σταθμός ξεραίνεται με αποτέλεσμα όταν επανέρχεται η ροή στις αρχές Νοεμβρίου, η πανίδα να βρίσκεται στο στάδιο επαναποίκησης. Σαν αποτέλεσμα, η βιολογική κατάσταση του σταθμού ταξινομήθηκε ως φτωχή, γεγονός που οφείλεται σε φυσικά αίτια και δεν αντιπροσωπεύει την πραγματική κατάσταση του σταθμού.

Σταθμός 11 - Γοράνοι

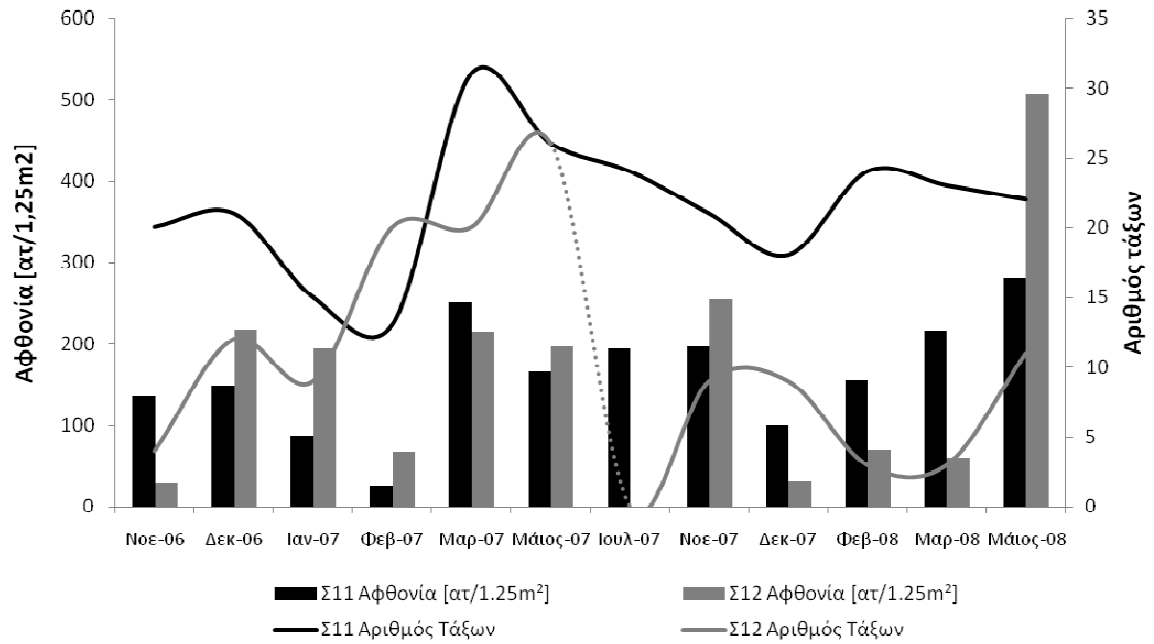


Σχήμα 5.17. Ποσοστά παρουσίας (αφθονίες) μακροασπόνδυλων ομάδων στον σταθμό αναφοράς του ρέματος Γερακάρη ανάντη του ελαιουργείου (Σταθμός 11).

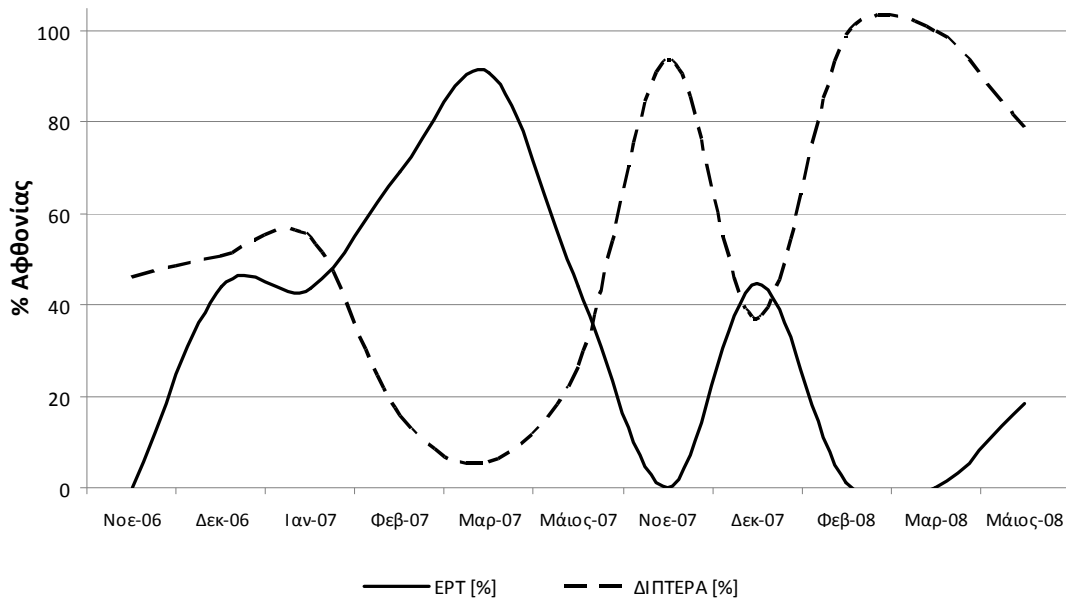
Σταθμός 12 - Ποταμιά



Σχήμα 5.18. Ποσοστά παρουσίας (αφθονίες) μακροασπόνδυλων ομάδων στον σταθμό 12 όπου εναποθέτονται τα υγρά απόβλητα (απουσία νερού από Ιούλιο μέχρι και Οκτώβρη 2007).



Σχήμα 5.19. Μηνιαίες μεταβολές στην αφθονία (άτομα/1,25m²) και στον αριθμό τάξων των σταθμών δειγματοληψίας ανάντη και κατόντη του ελαιουργείου του ρέματος Γερακάρη.



Σχήμα 5.20. Σχηματική αναπαράσταση των μεταβολών της βιοκοινωνίας κατόντη του ελαιουργείου κατά την διάρκεια των 2 ετών.

Πίνακας 5.9. Βενθικά μακροασπόνδυλα του σταθμού 11 (Γοράνοι) για την χρονική περίοδο Νοεμβρίου 2006 – Μαΐου 2008. Οι σκιαγραφημένοι μήνες δείχνουν την περίοδο διάθεσης των υγρών αποβλήτων ελαιουργείων. Σημείωση: Στον πίνακα παρουσιάζονται τα μακροασπόνδυλα με συμμετοχή μεγαλύτερη του 5% της συνολικής αφθονίας ανά δείγμα.

Σταθμός 11 - Γοράνοι	Νοε-06	Δεκ-06	Ιαν-07	Φεβ-07	Μαρ-07	Μάιος-07	Ιουλ-07	Νοε-07	Δεκ-07	Φεβ-08	Μαρ-08	Μάιος-08
<i>Gammarus pulex</i>	••	•	••		•	••	•••	•••	••	••	•••	•••
<i>Baetis rhodani</i> gr.	••	••	•	•	•	••	•	•	•	••	•	••
<i>Centroptilum luteolum</i>	•	•	•		•	•	•			•	•	••
<i>Serratella ignita</i>						••					•	••
<i>Ephemera hellenica</i>	•	••		•				••	•	•	•	•
<i>Ecdyonurus graecus</i>	••	••	••	•	•	•	•	•	•	•	••	••
<i>Electrogena</i> sp.				•								
<i>Habroleptoides</i> sp.		••	•		•	•		••	•	•	•	•
<i>Habrophlebia eldae</i>						•	•					
<i>Capnionera nemuroides</i>		••	•									
<i>Leuctra</i> sp.	••						•	•				•
<i>Nemoura</i> sp.					•			••				
<i>Perla marginata</i>	•	•	•	•	••	•	••	•	••	•	••	••
<i>Isoperla grammatica</i>						•				•		•
<i>Brachyptera</i> sp.					•				•			
<i>Notonecta glauca glauca</i>							••					
<i>Nevrorthus apatelios</i>	•	•	•		••	•		•	•	•	••	•
<i>Agabus bipustulatus</i>												
<i>Agabus</i> sp.												
<i>Hydroporus palustris</i>												
<i>Scarodytes</i> sp.	••	••	•		•	•	••	•		•		•
<i>Limnius</i> sp.					••	•		•	•	•	•	•
Hydraenidae	•	•			•	••		•		•		•
<i>Hydropsyche peristerica</i>	•	••	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Allotrichia</i> sp.							•	•			••	••
<i>Oxyethira</i> sp.							••	•	•			
<i>Polycentropus excisus</i>		•			•	•	•			•	•	••
Ceratopogonidae												
Chironomidae		•	•		•••	••	••	•		••	•••	•••
<i>Chironomus thummi</i> gr.												
<i>Culex</i> sp.						•	••					

Σταθμός 11 - Γοράνοι	Νοε-06	Δεκ-06	Ιαν-07	Φεβ-07	Μαρ-07	Μάιος-07	Ιουλ-07	Νοε-07	Δεκ-07	Φεβ-08	Μαρ-08	Μάιος-08
Simuliidae					•			•	•	•		
Αριθμός Τάξεων	20	21	15	13	31	26	24	21	18	24	23	22
Αριθμός Οικογενειών	18	19	13	12	24	23	19	19	16	22	19	21
Αφθονία [άτομα/1,25m ²]	135,2	148,8	86,4	26,4	250,4	165,6	193,6	196	99,2	155,2	216	280,8

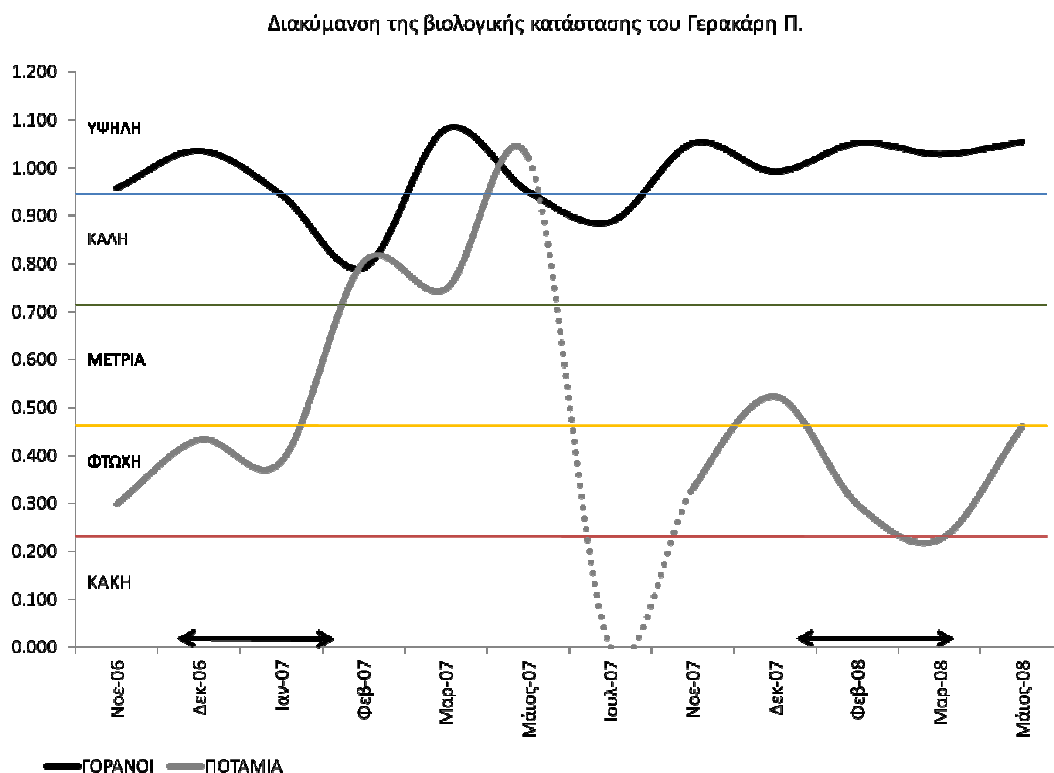
• 1-10 •• 10-50 ••• 50-100 •••• >100

Πίνακας 5.10. Βενθικά μακροασπόνδυλα του σταθμού 12 (Ποτάμια) για την χρονική περίοδο Νοεμβρίου 2006 – Μαΐου 2008. Οι σκιαγραφημένοι μήνες δείχνουν την περίοδο διάθεσης των υγρών αποβλήτων ελαιουργείων. Σημείωση: Στον πίνακα παρουσιάζονται τα μακροασπόνδυλα με συμμετοχή μεγαλύτερη του 5% της συνολικής αφθονίας ανά δείγμα.

Σταθμός 12 - Ποταμιά	Νοε-06	Δεκ-06	Ιαν-07	Φεβ-07	Μαρ-07	Μάιος-07	Ιουλ-07	Νοε-07	Δεκ-07	Φεβ-08	Μαρ-08	Μάιος-08
<i>Gammarus pulex</i>					•	•						
<i>Baetis rhodani</i> gr.		••	••	•	••	•			•			••
<i>Centroptilum luteolum</i>		•••	••	••	••••	•			•			••
<i>Serratella ignita</i>						••						
<i>Ephemera hellenica</i>				•		•						
<i>Ecdyonurus graecus</i>												
<i>Electrogena</i> sp.												
<i>Habroleptoides</i> sp.												
<i>Habrophlebia eldae</i>						••						
<i>Capnioneura nemuroides</i>												
<i>Leuctra</i> sp.							Ξερό					
<i>Nemoura</i> sp.												
<i>Perla marginata</i>												
<i>Isoperla grammatica</i>				•	•	•						••
<i>Brachyptera</i> sp.									•			
<i>Notonecta glauca glauca</i>												
<i>Nevrorthus apatelios</i>												
<i>Agabus bipustulatus</i>	••											
<i>Agabus</i> sp.		••	•	•	•			••	•			••
<i>Hydroporus palustris</i>									•			
<i>Scarodytes</i> sp.		•				••						

Σταθμός 12 - Ποταμιά	Νοε-06	Δεκ-06	Ιαν-07	Φεβ-07	Μαρ-07	Μάιος-07	Ιουλ-07	Νοε-07	Δεκ-07	Φεβ-08	Μαρ-08	Μάιος-08
<i>Limnius</i> sp.												
Hydraenidae				•	•							
<i>Hydropsyche peristerica</i>		•	•	•	•							
<i>Allotrichia</i> sp.		•										
<i>Oxyethira</i> sp.												
<i>Polycentropus excisus</i>					•		Ξερό					
Ceratopogonidae.									•			
Chironomidae	••	••	•••	•	•	••		••		•	••	••••
<i>Chironomus thummi</i> gr.										•••	••	•••
<i>Culex</i> sp.												
Simuliidae		•••	••	•	•			••••	•		••	•
Αριθμός Τάξεων	4	12	9	20	20	26		9	9	3	3	11
Αριθμός Οικογενειών	3	9	7	17	18	23		8	7	2	2	9
Αφθονία [άτομα/1,25m²]	29,6	216,8	194,4	67,2	214,4	196		254,4	30,4	70,4	60	506,4

• 1-10 •• 10-50 ••• 50-100 •••• >100



Σχήμα 5.21. Διακύμανση της βιολογικής κατάστασης των σταθμών δειγματοληψίας Γοράνοι (Σταθμός 11) και Ποταμιά (Σταθμός 12). Οι διακεκομμένες γραμμές δείχνουν τους μήνες απουσίας νερού.

Στο σχήμα 5.21, διακρίνεται η μικρή αύξηση της βιολογικής κατάστασης που έχει επιτευχθεί μέχρι τα μέσα Δεκεμβρίου του 2007, λόγω της εμφάνισης ευαίσθητων στην ρύπανση ειδών, που συμπίπτει όμως με το ξεκίνημα της 2^{ης} ελαιοπαραγωγικής περιόδου, όπου τα πρώτα φορτία αποβλήτων έχουν αρχίσει να εισρέουν στο σταθμό. Η βιολογική κατάσταση αμέσως υποβαθμίστηκε στην κακή και δεν ξεπέρασε την μέτρια κατάσταση ακόμα και δύο μήνες (Απρίλιο, Μάιο) μετά τον τερματισμό της διάθεσης των αποβλήτων.

Από τους μήνες Φεβρουαρίου έως και Μαΐου 2008, η βενθική πανίδα του σταθμού αντιπροσωπεύτηκε κυρίως από δίπτερα, όπως και απεικονίζεται στο σχήμα 5.20. Παρά την μεγαλύτερη παροχή νερού εν συγκρίσει με την προηγούμενη χρονιά (92 - 96 L/s από Φεβρουάριο έως και Μάρτιο 2008), η παρουσία του ρυπαντικού φορτίου από τον τεράστιο όγκο αποβλήτων που είχε παραχθεί ήταν τόσο έντονη που δεν επέτρεψε την επιστροφή ευαίσθητων ειδών. Οι συγκεντρώσεις των COD, BOD₅, ολικών αιωρούμενων στερεών και ολικών φαινολών ήταν σημαντικά μεγαλύτερες κατά την δεύτερη δειγματοληπτική περίοδο (βλ. Παράρτημα ΙΙΙ). Τον Μάρτιο 2007, δηλαδή δύο μήνες μετά την διακοπή

διάθεσης των υγρών αποβλήτων η βιοκοινωνία απαρτίστηκε από 20 τάξα, ενώ το Μάιο 2008 (επίσης δύο μήνες μετά την διακοπή απόρριψης των υγρών αποβλήτων) μόλις από 11. Όπως και τον Φεβρουάριο και Μάρτιο 2007 όπου η αφθονία των Baetidae ήταν μεγάλη μετά τη λήξη διάθεσης των αποβλήτων, έτσι και το Μάιο 2008 τα Baetidae απαντήθηκαν πάλι σε μεγάλες αφθονίες (Πίν 5.10, Σχ. 5.18). Εν αντιθέσει με τον Φεβρουάριο και Μάρτιο 2007, τα δίπτερα Chironomidae απαντήθηκαν σε πολύ μεγάλες αφθονίες μετά τη λήξη διάθεσης των αποβλήτων.

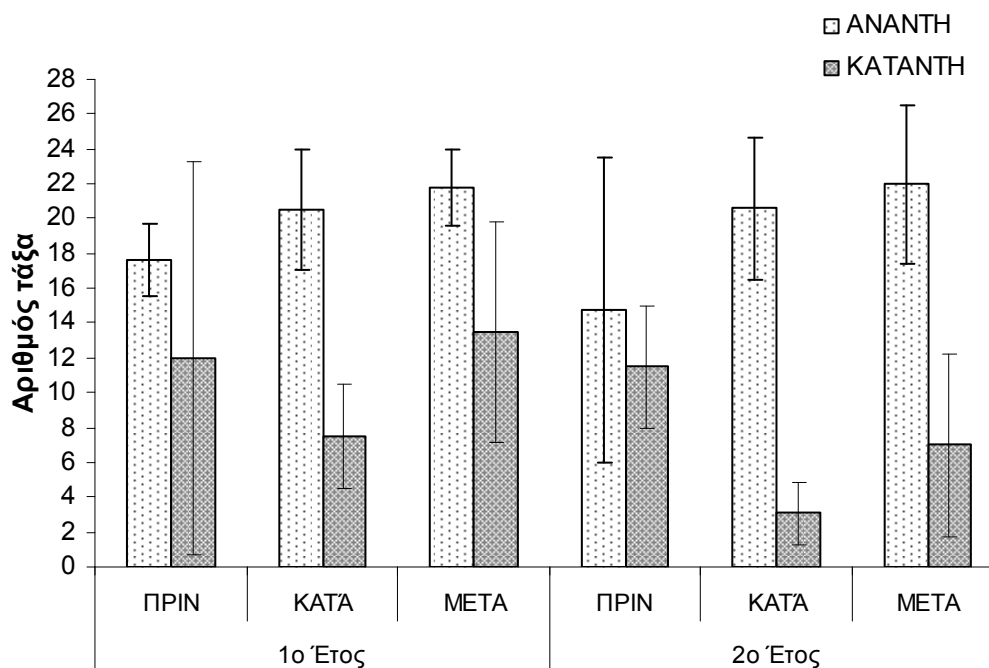
5.3.5 Σύγκριση δομής βιοκοινωνιών ανάντη και κατόντη των ελαιουργείων

Στις προηγούμενες ενότητες αξιολογήθηκαν αναλυτικά οι χρονικές και χωρικές μεταβολές της μακροασπόνδυλης πανίδας ανά σταθμό δειγματοληψίας. Ο σκοπός ήταν να αποτιμηθούν με λεπτομέρεια οι επιπτώσεις των υγρών αποβλήτων ελαιουργείων στις συναθροίσεις των ειδών και το πως μεταβάλλονται αυτές στην διάρκεια του χρόνου, καθώς και να μελετηθεί η ικανότητα αυτοκαθαρισμού και αποκατάστασης του κάθε σταθμού. Στις επόμενες σελίδες, τα δεδομένα όλων των σταθμών ομαδοποιούνται, έτσι ώστε να αποδοθεί μια συνολική εκτίμηση των επιπτώσεων των αποβλήτων στη μακροασπόνδυλη πανίδα υδατικών οικοσυστημάτων.

Συνολικά, οι συναθροίσεις των τάξων ανάντη των ελαιουργείων ήταν σημαντικά διαφορετικές από τις συναθροίσεις κατόντη των ελαιουργείων όπως επιβεβαιώθηκε στατιστικά από την ANOSIM ($R = 0.405$). Η ανάλυση Simper έδειξε ότι ανάντη των ελαιουργείων σε όλες τις περιόδους κυριαρχούσαν τα είδη των οικογενειών Gammaridae, Taeniopterygidae, Baetidae, Leuctridae, Heptageniidae, Chironomidae, Perlodidae και Hydropsychidae που αντιπροσώπευαν περίπου το 70% του συνόλου της κοινωνίας. Οι συναθροίσεις των βιοκοινωνιών κατόντη των ελαιουργείων πριν από την περίοδο διάθεσης των αποβλήτων κυριαρχήθηκε από τα Nemouridae (58%), Simuliidae (24%), Baetidae (5%), Chironomidae (5%) και Leptophlebiidae (4%), που αποτέλεσαν το 96% της συνολικής βενθικής πανίδας. Κατά τη περίοδο διάθεσης των αποβλήτων, οι παραπάνω οικογένειες εξαφανιστήκαν και κυριάρχησαν τα Chironomidae (64%), ακολουθούμενα από τα Ceratorogonidae (15%) και τα Simuliidae (8%), τα οποία αντιπροσώπευαν το 87% του συνόλου της πανίδας. Είδη της οικογένειας Chironomidae εκπροσώπησαν την πανίδα και μετά τη λήξη της περιόδου διάθεσης των αποβλήτων (72%), και ακολούθησαν

τα Baetidae (13%), Perlodidae (5%), Simuliidae (3%), Ceratopogonidae (2%) και Taeniopterygiidae (2%).

Ο αριθμός των τάξα ανάντη των ελαιουργείων δεν παρουσίασε σημαντικές μεταβολές μεταξύ των περιόδων πριν, κατά τη διάρκεια αλλά και μετά τη διάθεση των αποβλήτων (Σχ. 5.22). Ο αριθμός των τάξα στους κατάντη από τα ελαιουργεία σταθμούς σημείωσε σημαντικές μεταβολές κατά τη περίοδο διάθεσης των αποβλήτων, οι οποίες ήταν εντονότερες κατά τη διάρκεια του δεύτερου δειγματοληπτικού έτους (Νοέμβριος – Μάιος). Όπως έχει αναφερθεί και προηγουμένως, οι ελιές ακολουθούν ένα διετή κύκλο ανάπτυξης και παραγωγής, όπου οι υψηλές αποδόσεις παράγονται σε ένα έτος και ακολουθείται ένα έτος χαμηλής απόδοσης που συχνά δεν είναι εμπορικό. Ως εκ τούτου, η ποσότητα του παραγόμενου αποβλήτου ακολουθεί αυτό το ρυθμό και έτσι οι επιπτώσεις στην βιοκοινωνία είναι εντονότερες και απαιτείται μεγαλύτερος χρόνος για την ανάκαμψη του συστήματος. Με δεδομένο ότι η παροχή και ροή ήταν μεγαλύτερες κατά το 2^ο έτος δειγματοληπιών (2^η περίοδο), φαίνεται ότι η μεγαλύτερη ελαιοπαραγωγική απόδοση υπερκαλύπτει την αύξηση της παροχής και έτσι το οικοσύστημα παρουσιάζει μεγαλύτερη υποβάθμιση απ' ότι κατά τη διάρκεια ξηρασίας με μικρότερη ελαιοπαραγωγή.



Σχήμα 5.22. Μέσος αριθμός των τάξα (\pm SD) πριν, κατά τη διάρκεια και μετά την περίοδο διάθεσης των ΥΑΕ για τα 2 δειγματοληπτικά έτη.

5.3.6 Συσχέτιση περιβαλλοντικών και βιολογικών δεδομένων

Η ανάλυση των κυρίων συνιστωσών (PCA) για τους σταθμούς δειγματοληψίας ανάντη και κατόντη των ελαιουργείων ενσωμάτωσε το 50% της μεταβλητότητας των περιβαλλοντικών παραμέτρων σε 3 κύριες συνιστώσες. Στον πίνακα 5.11 δίνονται οι ιδιοτιμές και το ποσοστό της μεταβλητότητας που εξηγεί η κάθε κύρια συνιστώσα καθώς και η συνολική μεταβλητότητα των δεδομένων που ενσωματώνουν οι νέες συνιστώσες της ανάλυσης, δίνονται επίσης τα βάρη των αρχικών μεταβλητών πάνω στις κύριες συνιστώσες.

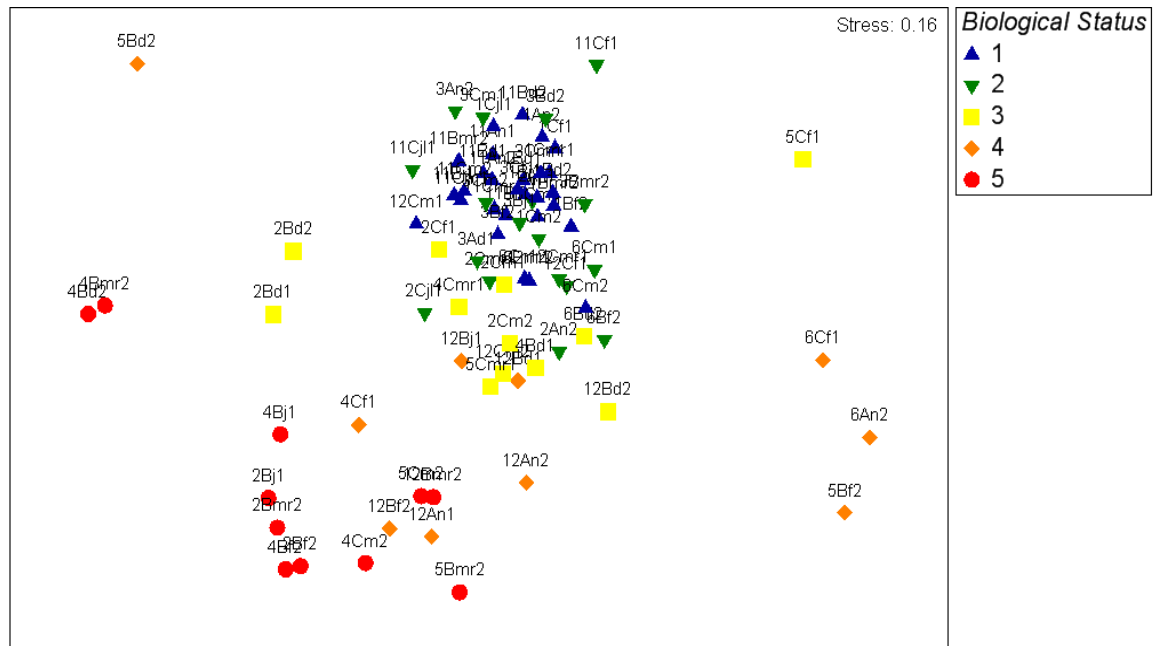
Η πρώτη κύρια συνιστώσα (PC1) συσχετίστηκε με μεταβλητές που εκφράζουν την επίδραση των ΥΑΕ όπως το BOD₅, τα ολικά αιωρούμενα στερεά, τις ολικές φαινόλες και τους μύκητες αποβλήτων (αρνητικά βάρη), καθώς επίσης και το χλώριο και τα φωσφορικά, και αντιπροσώπευσαν τα επιβαρυνόμενα δείγματα ενώ οι θετικές μεταβλητές με τα μεγαλύτερα βάρη ήταν το διαλυμένο οξυγόνο, το υψόμετρο, οι κροκάλες, και τα δάση που αντιπροσώπευσαν τα καθαρά δείγματα. Η πρώτη κύρια συνιστώσα διαχωρίζει στην ουσία τους ανάντη και τους κατόντη από τα ελαιουργεία σταθμούς ως προς τη ρύπανση. Η δεύτερη κύρια συνιστώσα (PC2) συσχετίστηκε με την αγωγιμότητα και τη σκληρότητα που προέρχονται από γεωχημικές διεργασίες (διάλυση ασβεστόλιθου) και αυξάνονται προς τα κατόντη, τη θερμοκρασία νερού, την απόσταση από την εκροή των αποβλήτων και τους λειμώνες (αρνητικές μεταβλητές) όπως και τη κλίση και το υψόμετρο του σταθμού, τη ροή και το βάθος νερού (θετικές μεταβλητές). Η τρίτη συνιστώσα συσχετίστηκε με μεταβλητές που εκφράζουν φυσικούς παράγοντες των ορεινών και πεδινών σταθμών όπως το pH, τα θειικά, τη σκληρότητα, το μαγνήσιο, τα τμήματα χερσαίων φυτών και την απόσταση από την πηγή (θετικές μεταβλητές) και το μέγεθος της λεκάνης απορροής, τα φύκη και τη μακία βλάστηση (αρνητικές μεταβλητές).

Τα αποτελέσματα της ανάλυσης συστάδων παρουσιάζονται στο παρακάτω δενδρόγραμμα (Σχήμα 5.23). Σε επίπεδο ομοιότητας 20% διακρίνονται 8 βιοτικές ομάδες, σε κάθε μία από τις οποίες παρατηρήθηκε παρόμοια σύνθεση βιοκοινωνιών. Η ομαδοποίηση αυτή ερμηνεύτηκε καλύτερα όταν στο δενδρόγραμμα ενσωματώθηκε η βιολογική κατάσταση του κάθε δείγματος. Στο δεξί μέρος του δενδρογράμματος συγκεντρώθηκαν τα

υποβαθμισμένα δείγματα ενώ στο αριστερό μέρος συγκεντρώθηκαν τα δείγματα καλής και υψηλής βιολογικής κατάστασης τα οποία είχαν παρόμοιες συναθροίσεις ειδών.

Πίνακας 5.11. Ανάλυση κυρίων συνιστωσών (PCA) για τους σταθμούς δειγματοληψίας ανάντη και κατάντη των ελαιουργείων. Για λόγους ευκρίνειας εμφανίζονται μόνο οι μεταβλητές με τα υψηλότερα βάρη (loadings). Με σκούρο χρώμα (bold) υποδεικνύονται τα σημαντικά βάρη (αρνητικά και θετικά)

<i>Κύρια Συνιστώσα</i>	<i>Ιδιοτιμή</i>	<i>% Μεταβλητότητα</i>	<i>% Μεταβλητότητας Αθροιστικά</i>
1	9.84	23.4	23.4
2	6.1	14.5	37.9
3	4.84	11.5	49.5
Μεταβλητή	1η Κύρια Συνιστώσα (PC1)	2η Κύρια Συνιστώσα (PC2)	3η Κύρια Συνιστώσα (PC3)
pH	0.131	0.162	0.198
Αγωγιμότητα [Cond]	-0.084	-0.245	0.181
Διαλυμένο Οξυγόνο [DO]	0.182	-0.033	0.122
BOD ₅	-0.224	0.06	-0.017
Ολικά Αιωρούμενα Στερεά [TSS]	-0.205	0.05	0.055
Θερμοκρασία [T]	-0.012	-0.264	-0.126
SiO ₂	-0.088	-0.229	0.103
Ca	0.044	-0.235	0.169
Mg	-0.025	0.052	0.289
HCO ₃	-0.068	-0.219	0.048
SO ₄	-0.075	-0.053	0.382
Cl	-0.213	-0.142	-0.014
PO ₄	-0.187	0.022	0.041
Ολική Σκληρότητα	-0.014	-0.249	0.232
Ολικές Φαινόλες [TPH]	-0.248	0.101	-0.047
Υψόμετρο [Alt]	0.191	0.2	0.136
Λεκάνη Απορροής	0.008	-0.168	-0.264
Κλίση [Slope]	0.193	0.218	-0.063
Απόσταση από την πηγή [Source]	-0.135	0.042	0.25
Απόσταση από την εκροή [Pipe]	0.078	-0.286	-0.138
Βάθος [Depth]	-0.054	0.314	0.113
Ταχύτητα Ροής [Flow]	-0.003	0.233	0.04
Ογκόλιθοι [Blids]	0.268	-0.089	-0.089
Κροκάλες [Cbles]	0.227	-0.128	0.077
Χαλίκι [Grav]	0.212	-0.106	0.14
Φύκη [Algae]	0.008	-0.088	-0.207
Τμήματα χερσαίων φυτών [Terpla]	0.115	0.01	0.337
Μύκητες αποβλήτων [SB]	-0.234	0.135	-0.042
Δάση [Foges]	0.25	0.002	0.082
Λειμώνες [Grass]	-0.189	-0.214	0.026
Μακία [Macchi]	0.146	-0.058	-0.313
Καλλιέργειες [Crop]	-0.248	0.01	-0.032
Μικτές αγροτικές εκτάσεις [Hagr]	-0.249	-0.07	-0.103



Σχήμα 5.24. Ταξιθέτηση NMDS της μήτρας βιολογικών δεδομένων (σταθμοί x μήνες δειγματοληψίας). Οι συναθροίσεις των ειδών ήταν συντονισμένες σύμφωνα με την βιολογική κατάσταση. (1: Υψηλή, 2: Καλή, 3: Μέτρια, 4:Φτωχή, 5: Κακή).

Πίνακας 5.12. Ανάλυση ομοιότητας (ANOSIM) μεταξύ των ομάδων βιολογικής κατάστασης. (1: Υψηλή, 2: Καλή, 3: Μέτρια, 4:Φτωχή, 5: Κακή).

<i>Ομάδες</i>	<i>R</i>	<i>Επίπεδο σημαντικότητας ρ</i>
1, 2	0,193	0,0001
1, 4	0,865	0,0001
1, 3	0,69	0,0001
1, 5	0,935	0,0001
2, 4	0,585	0,0001
2, 3	0,261	0,0001
2, 5	0,836	0,0001
4, 3	0,204	0,0002
4, 5	0,177	0,0012
3, 5	0,538	0,0001

Η μονόδρομη πολυπαραγοντική ανάλυση ομοιότητας ANOSIM (Πίν. 5.12) έδειξε ότι οι συναθροίσεις των ειδών μεταξύ της υψηλής και καλής βιολογικής κατάστασης δεν παρουσίασαν σημαντικές διαφορές ($R=0,193$). Αντίθετα, οι συναθροίσεις των ειδών της υψηλής κατάστασης είχαν σημαντικές διαφορές από τις συναθροίσεις των ειδών της

μέτριας ($R=0,69$), φτωχής ($R=0,865$) και κακής κατάστασης ($R=0,935$). Οι συναθροίσεις των ειδών μεταξύ της φτωχής και κακής κατάστασης δεν είχαν σημαντική απόκλιση ($R=0,177$) όπως και μεταξύ της μέτριας και φτωχής κατάστασης ($R=0,204$). Τα είδη που ευθύνονται για τις ομοιότητες μέσα στις ομάδες και τις ανομοιότητες ανάμεσα στις ομάδες βιολογικής κατάστασης που προέκυψαν από την ανάλυση της ποσοστιαίας ομοιότητας SIMPER παρουσιάζονται στον πίνακα 5.13. Στην υψηλή και καλή κατάσταση κυριαρχούν τα EPT τάξα (Baetidae, Heptageniidae, Hydropsychidae, κ.α.), τα αμφίποδα (Gammaridae) και τα δίπτερα ενώ στη μέτρια, φτωχή και κακή, κυρίως τα δίπτερα και τα κολεόπτερα.

Ο πρώτος άξονας της DCA (3,756) επιβεβαίωσε την πολυωνυμική υπόθεση και συνεπώς, την εφαρμογή της CCA (Πίν. 5.14). Ο πρώτος άξονας της DCA ερμήνευσε το 11,8% της διακύμανσης των μακροασπόνδυλων δεδομένων, ενώ είχε πολύ καλή συσχέτιση με τα περιβαλλοντικά δεδομένα ($r = 0,915$). Οι υπόλοιποι τρεις άξονες έδειξαν επίσης σημαντικές συσχετίσεις μεταξύ των ειδών και των περιβαλλοντικών παραμέτρων ($r > 0,8$), ενώ οι τέσσερις άξονες ερμήνευσαν συνολικά το 28,1% της διακύμανσης.

Πίνακας 5.13. Αποτελέσματα της SIMPER ανάλυσης όσον αφορά τις ομοιότητες και τις διαφορές των συναθροίσεων των ειδών ανά κατηγορία βιολογικής κατάστασης. (Αθρ. %: αθροιστική ποσοστιαία συμμετοχή των ειδών στις ομάδες).

Υψηλή		Καλή		Μέτρια		Φτωχή		Κακή	
Taxa	Aθρ. %	Taxa	Aθρ. %	Taxa	Aθρ. %	Taxa	Aθρ. %	Taxa	Aθρ. %
Baetidae	11	Baetidae	14	Chironomidae	22	Chironomidae	43	Chironomidae	87
Gammaridae	22	Chironomidae	23	Baetidae	43	Dryopidae	57	Ceratopogonidae	96
Heptageniidae	30	Simuliidae	31	Simuliidae	58	Simuliidae	68		
Hydropsychidae	37	Heptageniidae	39	Ceratopogonidae	65	Dytiscidae	78		
Chironomidae	43	Gammaridae	46	Perlodidae	71	Tipulidae	85		
Leptophlebiidae	49	Hydropsychidae	52	Hydropsychidae	76	Baetidae	90		

Πίνακας 5.14. Detrended Correspondence Analysis (DCA) των βιολογικών δεδομένων. Αναφέρονται οι ιδιοτιμές, το μήκος της διαβάθμισης (gradient) καθώς και η αθροιστική διακύμανση (%) των δεδομένων (για τα είδη) για τους 4 πρώτους άξονες που προέκυψαν.

<i>Άξονες</i>	<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>Συνολική αδράνεια</i>
<i>Ιδιοτιμές</i>	0,597	0,401	0,26	0,159	5,054
<i>Μήκος διαβάθμισης</i>	3,756	3,172	2,365	4,514	
<i>Συσχέτιση ειδών-περιβάλλοντος</i>	0,915	0,89	0,817	0,818	
<i>Αθροιστική διακύμανση των δεδομένων</i>					
<i>ειδών :</i>	11,8	19,8	24,9	28,1	
<i>της σχέσης ειδών-περιβάλλοντος:</i>	17	29,3	0	0	
<i>Άθροισμα ιδιοτιμών</i>					5,054
<i>Άθροισμα κανονικών ιδιοτιμών</i>					2,89

Εννέα από τις 33 περιβαλλοντικές μεταβλητές ήταν στατιστικά σημαντικές ($p \leq 0,05$) για την ερμηνεία της διακύμανσης των μακροασπόνδυλων όπως προκύπτουν από την CCA (5.15). Η συνολική διακύμανση των δεδομένων αφθονίας των τάξα ήταν 2,82 και το άθροισμα όλων των κανονικών ιδιοτιμών 1,58 (Πίνακας 5.16). Το ποσοστό της συνολικής διακύμανσης των τάξων που εξηγείται από τις περιβαλλοντικές μεταβλητές ήταν αρκετά υψηλό, δηλαδή 56% ($1,58 \times 100/2,82$). Οι ιδιοτιμές για τους τέσσερις πρώτους άξονες είναι $\lambda_1=0,289$, $\lambda_2=0,213$, $\lambda_3=0,154$, $\lambda_4=0,034$. Η συσχέτιση ειδών-περιβάλλοντος (με βάση τις μεταβλητές που επιλέχθηκαν) είναι αρκετά υψηλή: $r > 0,9$ και για τους τέσσερις άξονες.

Τα αποτελέσματα της CCA αντικατοπτρίζονται στο σχήμα 5.25. Το μήκος των διανυσμάτων των μεταβλητών καθώς και η γωνία που σχηματίζουν με τους δυο κύριους άξονες αντικατοπτρίζουν τη συσχέτιση των μεταβλητών με τους άξονες. Η φορά των διανυσμάτων δείχνει την τάση της μεταβλητής στον πολυμεταβλητό χώρο (την κατεύθυνση που αυξάνεται ή μειώνεται). Οι μεταβλητές που επιλέχθηκαν (με βάση το τεστ Monte Carlo, $p \leq 0,05$) είναι οι μύκητες αποβλήτων (SB), η απόσταση από των αγωγό αποβλήτων του ελαιουργείου (Pipe), η κλίση του σταθμού (Slope), το υψόμετρο (Alt), το βάθος νερού (Depth), το μέσο πλάτος της κοίτης (Asw), το BOD₅, το διαλυμένο οξυγόνο (DO) και η θερμοκρασία (T).

Ο πρώτος άξονας (οριζόντιος άξονας) σχετίστηκε με τους μήκητες αποβλήτων (SB), την απόσταση από τον αγωγό αποβλήτων του ελαιουργείου (Pipe), την κλίση του σταθμού (Slope), το υψόμετρο (Alt), το μέσο πλάτος της κοίτης (Asw), το BOD₅ και το διαλυμένο οξυγόνο (DO) εκφράζοντας έτσι την επίδραση της ρύπανσης από τα ΥΑΕ (Σχ. 5.25). Η απόσταση από τον αγωγό ελαιουργείων μειώθηκε από το αριστερό άκρο του οριζόντιου άξονα με κατεύθυνση προς τα δεξιά άκρο του άξονα. Αντίθετα, το ποσοστό των μυκήτων αποβλήτων αυξήθηκε με κατεύθυνση προς το δεξιά άκρο του άξονα.

Πίνακας 5.15. Οι εννέα περιβαλλοντικές μεταβλητές με στατιστική σημαντικότητα ($p \leq 0,05$) που εξηγούν την διακύμανση των βιοκοινωνιών όπως προκύπτουν από την CCA.

<i>Variable</i>	<i>P</i>	<i>F</i>
Pipe	0,002	4,81
Alt	0,002	5,1
T	0,002	3,98
BOD	0,002	3,69
Slope	0,002	3,47
Asw	0,002	2,99
Depth	0,002	2,65
DO	0,002	2,38
SB	0,016	1,69

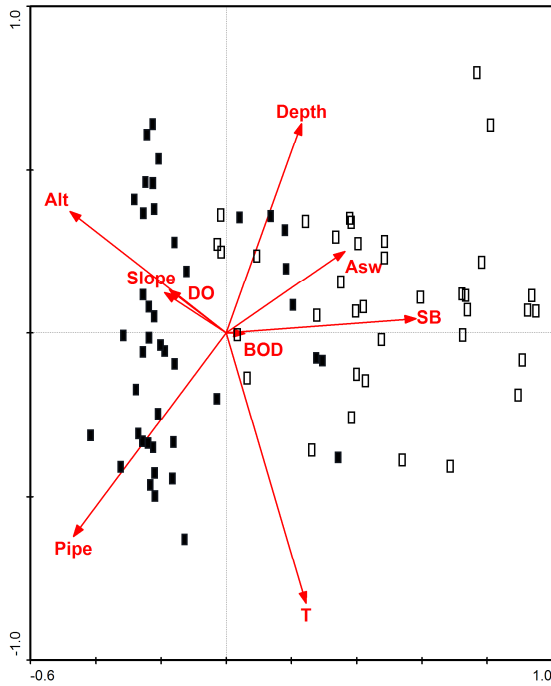
Πίνακας 5.16. Σύνοψη των αποτελεσμάτων της Κανονικής Ανάλυσης Αντιστοιχιών (CCA) των βιολογικών δεδομένων. Αναφέρονται οι ιδιοτιμές, το μήκος της διαβάθμισης (gradient) καθώς και η αθροιστική διακύμανση (%) των δεδομένων (για τα είδη) για τους 4 πρώτους άξονες που προέκυψαν.

<i>Άξονες</i>	<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>Συνολική αδράνεια</i>
<i>Ιδιοτιμές</i>	0.289	0.213	0.154	0.127	2.82
<i>Συσχέτιση ειδών-περιβάλλοντος</i>	0.928	0.943	0.9	0.94	
<i>Αθροιστική διακύμανση των δεδομένων</i>					
<i>ειδών :</i>	10.2	17.8	23.2	27.8	
<i>της σχέσης ειδών-περιβάλλοντος:</i>	18.3	31.7	41.5	49.6	
<i>Άθροισμα ιδιοτιμών</i>					2.82
<i>Άθροισμα κανονικών ιδιοτιμών</i>					1.58

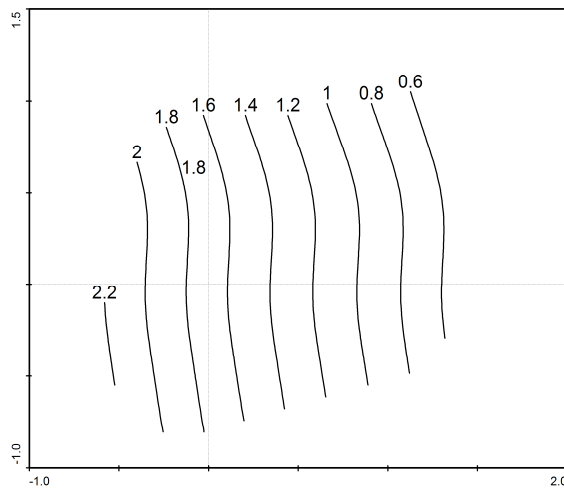
Ο δεύτερος άξονας (κάθετος άξονας) σχετίστηκε με το βάθος νερού (Depth) και τη θερμοκρασία (T). Το βάθος νερού αυξήθηκε από τα κάτω τεταρτημόρια του διαγράμματος σταδιακά προς τα άνω τεταρτημόρια, ενώ η θερμοκρασία αυξήθηκε από τα άνω τεταρτημόρια προς τα κάτω τεταρτημόρια (Σχ. 5.25). Στο διάγραμμα ταξιθέτησης διαχωρίζονται ευδιάκριτα οι συναθροίσεις των οικογενειών που επηρεάζονται από τη ρύπανση των αποβλήτων (δεξί τεταρτημόριο) από εκείνες που απαντώνται στα αδιατάρακτα δείγματα (Σχ. 5.25 και 5.26). Τα δείγματα (είδη – μήνες δειγματοληψίας) που απεικονίζονται με μαύρα κουτιά (■) εκπροσωπούν τα αδιατάρακτα δείγματα τα οποία εντοπίζονται στο αριστερό τεταρτημόριο ενώ τα δείγματα που απεικονίζονται με διαφανή πλαίσια (□) εκφράζουν τα δείγματα τα οποία είναι επηρεασμένα από τα ΥΑΕ (Σχ. 5.26).

Οι πληθυσμοί των Notonectidae, Gerridae, Mesovelidae και Ephemerellidae σχετίστηκαν με τα χαμηλότερα βάθη και τις υψηλότερες θερμοκρασίες (κάτω αριστερό τεταρτημόριο). Στο κάτω δεξί τεταρτημόριο οι πληθυσμοί των ΕΡΤ τάξα Polycentropodidae, Perlidae, Elmidae, Heptageniidae, Gammaridae και Ephemeridae, μεταξύ άλλων, αυξήθηκαν με την αύξηση της απόστασης από τον αγωγό των αποβλήτων. Στο πάνω αριστερό τεταρτημόριο, οι οικογένειες Taeniopterygidae, Nemouridae, Hydropsychidae, Leptophlebiidae, Philopotamidae και Rhyacophilidae σχετίστηκαν με τα σχετικά υψηλά επίπεδα οξυγόνου σε ρέματα με μεγάλη κλίση και υψόμετρο. Οι οικογένειες που είναι απομακρυσμένες από το κέντρο του άξονα είναι πιο σπάνιες (λιγότερες παρατηρήσεις και αφθονίες) από τις υπόλοιπες που συμπεριλήφθηκαν στην ανάλυση. Αντίθετα, οι οικογένειες με πολύ σημαντική θέση σε όλο το μήκος της διαβάθμισης κατανέμονται στο κέντρο του γραφήματος.

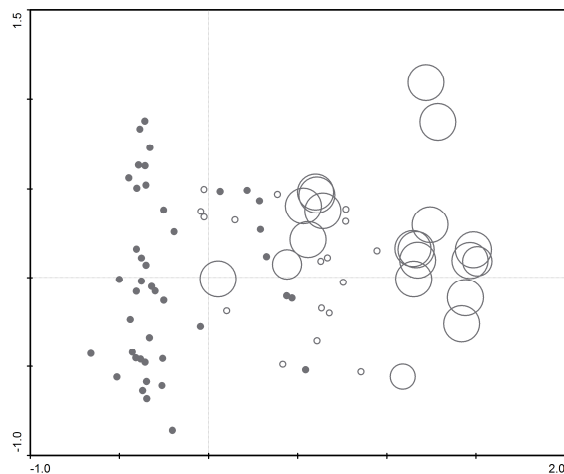
Ο αριθμός ειδών μειώθηκε από το αριστερό προς το δεξί τεταρτημόριο όπως προκύπτει και από το δείκτη βιοποικιλότητας Shannon (Σχ. 5.27), όπου κατά τη διάρκεια παρουσίας των μυκήτων αποβλήτων στα δείγματα (Σχ. 5.28) απαντήθηκαν τα Chironomidae, Ceratopogonidae, Simuliidae, Dryopidae και Tabanidae (Σχ. 5.25). Όπως διακρίνεται στο διάγραμμα του σχήματος 5.26, κάποια δείγματα των αδιατάρακτων σταθμών (μαύρα κουτιά) ταξιθετήθηκαν στο δεξί τεταρτημόριο, το οποίο αποτυπώνει την υποβάθμιση από τα ΥΑΕ.



Σχήμα 5.26. Γραφική αναπαράσταση της CCA που παρουσιάζει τις σχέσεις τα δειγμάτων με τις σημαντικές περιβαλλοντικές μεταβλητές. Τα διαφανή πλαίσια αντιπροσωπεύουν τα δείγματα που συλλέχθηκαν κατόπιν των υγρών ελαιουργείων και τα μαύρα κουτιά τα αδιατάρακτα δείγματα.



Σχήμα 5.27. Γράφημα απόδοσης (attribution plot) του δείκτη βιοποικιλότητας Shannon Diversity κατά μήκος της διακύμανσης.



Σχήμα 5.28. Γράφημα απόδοσης (attribution plot) της ποσοστιαίας παρουσίας των μυκήτων αποβλήτων κατά μήκος της διακύμανσης.

Στο διάγραμμα της CCA (Σχ. 5.25) παρατηρείται μια σαφής διάκριση μεταξύ των ευαίσθητων και των ανθεκτικών στη ρύπανση μακροασπόνδυλων. Στο δεξί τεταρτημόριο, και πιο συγκεκριμένα κοντά στον πρώτο άξονα (οριζόντιο) απαντήθηκαν οι αρκετά ανθεκτικές οικογένειες Chironomidae, Simuliidae, Ceratopogonidae, Planorbidae, Tabanidae και Eprobdeidae. Αντίθετα στο αριστερό τεταρτημόριο απαντούν μέτρια έως πολύ ευαίσθητα τάξα τα οποία επηρεάζονται από τις συγκεντρώσεις του διαλυμένου οξυγόνου και την ποιότητα του ενδαιτήματος όπως Perlidae, Capniidae, Aesnidae, Taeniopterygidae, Rhyacophilidae, Philopotamidae, Dugesidae, Hydropsychidae κ.α.

5.4. ΣΥΖΗΤΗΣΗ ΚΑΙ ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ

Όταν τα απόβλητα διατίθενται στους υδάτινους αποδέκτες, δημιουργείται ένα ελαιώδες γαλάκτωμα που αποτελείται από το ελαιόλαδο που διαφεύγει από την διαδικασία σύνθλιψης του καρπού, από την πούλπα, κολλοειδή και μαλακούς ιστούς. Το γαλάκτωμα αυτό επιπλέει στην επιφάνεια του νερού (κυρίως στις ζώνες στάσιμου νερού - pools) εμποδίζοντας την διάχυση ατμοσφαιρικού οξυγόνου στο νερό. Τα βαρύτερα στερεά σωματίδια καθιζάνουν στον πυθμένα σχηματίζοντας σταδιακά ένα λιπαρό και κολλώδες στρώμα αρκετών εκατοστών, καθιστώντας το ακατάλληλο ενδιαίτημα για τους βενθικούς οργανισμούς. Το στρώμα που δημιουργείται περιέχει μεγάλες ποσότητες οργανικής ύλης και απαιτούνται μεγάλες ποσότητες οξυγόνου για να αποικοδομηθεί. Τα θρεπτικά συστατικά (π.χ. σάκχαρα) ευνοούν την ανάπτυξη αποικιών των μικροοργανισμών, όπως μύκητες και βακτήρια που καταναλώνουν το διαθέσιμο οξυγόνο δημιουργώντας ανοξικές συνθήκες.

Οι μακροασπόνδυλοι οργανισμοί παγιδεύονται στο λιπαρό στρώμα που σχηματίζεται, το οποίο καλύπτει τα λειτουργικά τους όργανα, όπως όργανα του αναπνευστικού, κυκλοφορικού και πεπτικού συστήματος (π.χ. βράγχια, τραχείες, στοματικά εξαρτήματα) με αποτέλεσμα να ασφυκτιούν και να πεθαίνουν ή να απομακρύνονται στην καλύτερη περίπτωση. Οι διαδικασίες που μόλις περιγράφηκαν πραγματοποιούνται ραγδαία, αφήνοντας στους οργανισμούς πολύ μικρές πιθανότητες επιβίωσης ή διαφυγής. Από τις επαναλαμβανόμενες δειγματοληψίες διαπιστώθηκε ότι στη διάρκεια διάθεσης του αποβλήτου, ελάχιστα άτομα των πλέων ανθεκτικών στη ρύπανση ειδών επιβίωσαν.

Η διάθεση των ΥΑΕ στους υδάτινους αποδέκτες έχει δραματικές συνέπειες στη βενθική πανίδα των ρεόντων οικοσυστημάτων. Το μεγαλύτερο ποσοστό των τάξων αφανίζεται και επιβιώνουν μόνο ορισμένα ανθεκτικά είδη δίπτερων με εξαιρετικά περιορισμένους πληθυσμούς (1 – 4 άτομα/1,25m²). Η βιοποικιλότητα των κατάντη των ελαιουργείων σταθμών ήταν μικρότερη από των ανάντη καθώς οι συναθροίσεις ειδών ήταν διαφορετικές κυρίως την περίοδο διάθεσης των αποβλήτων όπως επιβεβαιώθηκε από την ανάλυση ANOSIM (R = 0.405). Οι επιπτώσεις θα ήταν μεγαλύτερες, αλλά λόγω του επεισοδιακού χαρακτήρα της ρύπανσης που συμπίπτει με την περίοδο βροχοπτώσεων, οι μακροασπόνδυλες κοινωνίες και η κατάσταση του οικοσυστήματος ανακάμπτουν. Η ανάκαμψη ενός συστήματος εξαρτάται σε ένα πολύ μεγάλο βαθμό από την ένταση της ρύπανσης των ΥΑΕ. Το μέγεθος της επίπτωσης στις βενθικές κοινωνίες όπως διαπιστώθηκε εξαρτάται κυρίως από την ένταση και διάρκεια της ρύπανσης (ποσότητα και χρόνος παραμονής του αποβλήτου στον υδάτινο αποδέκτη), την απόσταση από τη εκροή του ελαιουργείου και τη ποσότητα και διάρκεια παραμονής του νερού στον υδάτινο αποδέκτη.

Καθώς το τοξικό κλάσμα του στρώματος (μύκητες αποβλήτων) απομακρύνεται σταδιακά μετά τη λήξη της ελαιοπαραγωγικής περιόδου, οι αφθονίες των ανθεκτικών ειδών που έχουν επιβιώσει αυξάνονται σημαντικά. Οι οργανισμοί αυτοί είναι εξαιρετικά ανθεκτικοί στη ρύπανση και η επιβίωση τους επιτυγχάνεται μέσω μορφολογικών, φυσιολογικών και μηχανικών μηχανισμών (Hynes, 1960). Οι μορφολογικοί μηχανισμοί στοχεύουν στη δέσμευση οξυγόνου (συσταλτά αναπνευστικά σιφόνια που εκτείνονται ως την επιφάνεια του νερού) (π.χ. *Eristalis* sp. - Syrphidae), οι φυσιολογικοί στη δέσμευση του οξυγόνου μέσω της αιμοσφαιρίνης (π.χ. *Chironomus thummi* – Chironomidae) και οι μηχανικοί στην τεχνητή οξυγόνωση του πυθμένα αναμοχλεύοντας το ίζημα με τις σωματικές τους κινήσεις (π.χ. Ολιγόχαιτοι). Με την περαιτέρω απομάκρυνση του ρυπαντικού φορτίου, επανέρχονται περισσότερα τάξα και η βιοκοινωνία ανακάμπτει και αποκτά μια ισορροπία όσο αφορά τις αφθονίες των ειδών.

Η υδροπερίοδος παίζει σημαντικό ρόλο στις επιπτώσεις των ΥΑΕ στις βιοκοινωνίες. Στα ρέματα μόνιμης ροής ή στα ρέματα που διατηρούν ροή το μεγαλύτερο διάστημα του έτους και ξεραίνονται μόνο σε παρατεταμένες και έντονες ξηρασίες (Κοτιτσάνης, Γερακάρης), παρατηρήθηκε ότι στην πρώτη δειγματοληπτική περίοδο (Νοέμβριος 2006 – Ιούλιος 2007)

όπου η διάθεση των αποβλήτων διήρκησε λιγότερους μήνες (Δεκέμβρη μέχρι τέλος Γενάρη) οι επιπτώσεις ήταν μεν δραματικές κατά την περίοδο διάθεσης, αφού οι βιοκοινωνίες αφανίστηκαν σχεδόν ολοσχερώς, ωστόσο μπόρεσαν να ανακάμψουν σχετικά γρήγορα μετά τη λήξη λειτουργίας των ελαιουργείων. Στην δεύτερη περίοδο (Νοέμβριος 2007 – Μάιος 2008) στην οποία η παραγωγή του ελαιόλαδου ήταν πολύ μεγαλύτερη και διήρκεσε περισσότερους μήνες (Δεκέμβριο 2007 – τέλη Μαρτίου 2008), οι επιπτώσεις ήταν εντονότερες καθώς η βιολογική κατάσταση ήταν υποβαθμισμένη αρκετό διάστημα μετά τη λήξη λειτουργίας των ελαιουργείων και οι βιοκοινωνίες δεν ανέκαμψαν επιτυχώς.

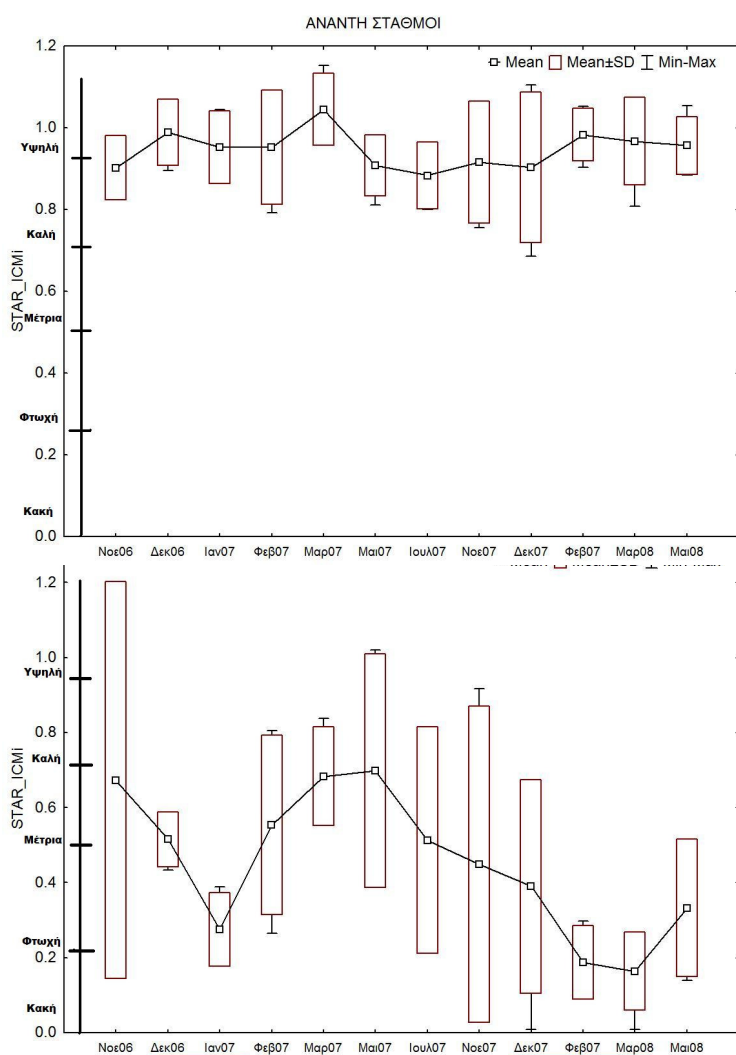
Στα διακοπτόμενης ροής ρέματα (Σκατιάς, Βορδονιάτης) οι επιπτώσεις ήταν εντονότερες εν συγκρίσει με αυτά της μόνιμης ροής, ιδιαίτερα κατά τη δεύτερη δειγματοληπτική περίοδο. Κατά τη διάρκεια διάθεσης των αποβλήτων, οι επιπτώσεις ήταν της ίδιας έντασης όπως και στα μόνιμης ροής ρέματα, δηλαδή, η σχεδόν ολοκληρωτική εξαφάνιση της πανίδας, αλλά δεν παρατηρήθηκε καμία ανάκαμψη μετά τη λήξη εναπόθεσης των αποβλήτων και παρέμειναν στη κακή κατάσταση (Σχ. 5.12 και Σχ. 5.16). Στον Βορδιονάτη (σταθμός 4) για παράδειγμα, η βιοκοινωνία άρχισε να ανακάμπτει σημαντικά λίγες εβδομάδες μετά τον τερματισμό διάθεσης των αποβλήτων την 1^η περίοδο, ωστόσο η ανάκαμψη αυτή διακόπηκε λόγω της πρόωρης ξηρασίας με αποτέλεσμα τα είδη να πλήττονται και πάλι. Η επανεμφάνιση του νερού στον Βορδιονάτη καθώς και στον Σκατιά (σταθμό 5) τη δεύτερη δειγματοληπτική περίοδο συνέπεσε με τη έναρξη λειτουργίας των ελαιοτριβείων, την ίδια στιγμή που εμφανίζονται οι πρώτοι αποικιστές. Η μεγάλη διάρκεια παραμονής του αποβλήτου στις κοίτες των συγκεκριμένων ρεμάτων για αρκετό καιρό μετά την λήξη λειτουργίας των ελαιουργείων δεν ευνόησε την επαναποίκηση των οργανισμών παρά μόνο των αρκετά ανθεκτικών που τρέφονται με τη εναπομείνουσα οργανική όλη.

Η απόσταση από την εκροή διαδραματίζει επίσης σημαντικό ρόλο στις επιπτώσεις της ρύπανσης όπως επιβεβαιώθηκε και από την στατιστική ανάλυση. Στη περίοδο διάθεσης των αποβλήτων, οι βιοκοινωνίες των σταθμών που βρίσκονταν λίγα μέτρα κατάντη της εκροής των ΥΑΕ (5-200 μέτρα) είχαν αφανιστεί σχεδόν ολοκληρωτικά και μόνο 1 με 2 άτομα των πολύ ανθεκτικών ειδών επιβίωσαν (π.χ. *Chironomus thummi* gr., *Culicoides* sp.). Παρόμοιες επιπτώσεις είχαν και οι βιοκοινωνίες των σταθμών που βρισκόντουσαν σε μεγάλη απόσταση από την εκροή των ελαιοτριβείων (> 400 μέτρα) ωστόσο η εξαφάνιση της πανίδας έγινε σταδιακά και όχι απότομα, όπως στις βιοκοινωνίες κοντά στην εκροή

του ελαιοτριβείου. Για παράδειγμα, στον σταθμό 2 που βρίσκεται 5 μέτρα απόσταση από των αγωγό διάθεσης των αποβλήτων, ο αριθμός και η αφθονία των ειδών μειώθηκε μέσα σε λίγες ώρες. Το φαινόμενο αυτό επιβεβαιώθηκε σε ένα βαθμό και από τις δοκιμές οξείας τοξικότητας που έγιναν στο εργαστήριο όπου καταγράφηκε 100% θνησιμότητα των *G. pulex* και *H. peristerica* μέσα σε 15 λεπτά σε έκθεση στην ποσοστιαία συγκέντρωση 50%. Αντίθετα, στον σταθμό 12 που βρίσκεται 400 μέτρα κατάντη του αγωγού, ο αριθμός των τάξα και οι αφθονίες τους μειώθηκαν αισθητά, κατά την πρώτη δειγματοληπτική περίοδο, όχι όμως δραματικά, λόγω των ήπιων ρυπαντικών φορτίων, αποτέλεσμα της σημαντικής παροχής σε συνδυασμό με το μικρό όγκο αποβλήτου και περιορισμένης λειτουργίας του ελαιουργείου.

Οι επιπτώσεις αυτές αποτυπώνονται χαρακτηριστικά μέσα από το πολυμετρικό δείκτη STAR_ICMi. Ο δείκτης αυτός είναι ο πλέον κατάλληλος για την ερμηνεία των επιπτώσεων, αφού οι 6 μετρικές από τις οποίες αποτελείται, αντανακλούν τις μεταβολές στον αριθμό των ειδών, στα ευαίσθητα τάξα, στην βιοποικιλότητα και στις λειτουργικές ομάδες. Οι χρονικές μεταβολές των επιπτώσεων στη βιολογική κατάσταση διακρίνονται στα θηκογράμματα του σχήματος 5.29.

Ανάλογα συμπεράσματα προκύπτουν και από την Βορεάδου (1993) στα πλαίσια της διδακτορικής διατριβής που μελέτησε τις επιπτώσεις των ΥΑΕ σε χειμάρρους της Κρήτης, η μοναδική μελέτη που έχει εκπονηθεί μέχρι σήμερα για τις επιπτώσεις των ΥΑΕ στα ποτάμια οικοσυστήματα. Τα αποτελέσματα έδειξαν δραματική μείωση της βιοποικιλότητας των χειμάρρων κατά τη διάρκεια διάθεσης των αποβλήτων, ενώ η ένταση των επιπτώσεων ήταν ανάλογη με τη ποσότητα και διάρκεια παραμονής νερού στους χειμάρρους, αποτελέσματα που συμβαδίζουν με αυτά της παρούσας μελέτης. Σε χειμάρρους με μεγάλη παροχή νερού και 7-8 μήνες παραμονής του νερού στη κοίτη, παρατηρήθηκε μείωση των ειδών στα ρυπασμένα από τον κατσίγαρο τμήματα της διαδρομής του χειμάρρου μέχρι και 41%, ενώ σε χειμάρρους με μικρότερη παροχή νερού έφθασε και περίπου στο 71% (Βορεάδου, 1994).



Σχήμα 5.29. Θηκογράμματα που αποτυπώνουν τη μέση (\pm SD), ελάχιστη και μέγιστη βιολογική κατάσταση (STAR_ICMi) των ανάντη και κατόντη των ελαιοτριβείων σταθμών για τις 2 δειγματοληπτικές περιόδους. Οι μήνες διάθεσης των αποβλήτων υπογραμμίζονται με κόκκινο χρώμα. Κλάσεις βιολογικής κατάστασης: Υψηλή > 0,946; Καλή-0.709; Μέτρια-0.473; Φτωχή-0.236; Κακή-0.

Η σημαντικότητα της απόστασης από την εκροή αποβλήτων έχει αποτυπωθεί επίσης σε παρόμοιες μελέτες, όπως για παράδειγμα στον ποταμό Ray της Αγγλίας, όπου 50 μέτρα κατόντη της διαρροής πετρελαίου ντίζελ επιβίωσαν μόνο το 9% των μακροασπόνδυλων με το ποσοστό επιβίωσης να αυξάνεται σταδιακά σε συνάρτηση με την αύξηση της απόστασης (Smith et al., 2010). Μετά τα 4 χλμ. κατόντη δεν παρατηρήθηκαν επιπτώσεις, ενώ η ανάκαμψη των μακροασπόνδυλων είχε σχεδόν ολοκληρωθεί μετά από 13,5 μήνες με μικρές μόνο επιπτώσεις στα τμήματα πλησιέστερα προς την πετρελαιοκηλίδα (Smith et al., 2010).

Σημαντικές επιπτώσεις έχουν καταγραφεί και για την ιχθυοπανίδα των γλυκών νερών. Το κουνουπόψαρο *Gambusia affinis* επηρεάστηκε σημαντικά σε έκθεση 40mg/L φαινόλης για 15 λεπτά (Gonzalez-Lopez et al., 1994), ενώ σημαντική τοξική επίδραση παρατηρήθηκε

στα *Carasius auratus*, *Cyprinus carpio* και *Chondrostoma polylepis* σε συγκεντρώσεις 10%, 6.8% και 8.8% του αποβλήτου, αντίστοιχα (Niaounakis & Halvadakis, 2006). Παρόμοιες επιπτώσεις παρατηρήθηκαν και σε θαλάσσια οικοσυστήματα που έχουν μελετηθεί ελάχιστα ως σήμερα. Σε μονάδες ιχθυοκαλλιέργειών στον Αμβρακικό κόλπο παρουσιάστηκε θνησιμότητα ψαριών λόγω εισόδου των αποβλήτων στη ευρύτερη περιοχή. Η θνησιμότητα των ψαριών αποδόθηκε στα μη υδατοδιαλυτά συστατικά του αποβλήτου που επικάθονται στα βράγχια των ψαριών μπλοκάροντας έτσι την αναπνοή, στην πτώση του pH του θαλασσινού νερού, στο υψηλό BOD και COD που οδηγούν σε καταστάσεις ανοξίας και στην εξασθένηση του οργανισμού τους καθιστώντας τα ευάλωτα σε μικροβιακές λοιμώξεις (Σαββίδης, 1994). Όσον αφορά τις επιδράσεις των ΥΑΕ στο φυτοπλαγκτόν των θαλάσσιων οικοσυστημάτων, αυτές διαφέρουν ανάλογα με τα είδη που βρίσκονται σε μια περιοχή. Σε πειράματα που έγιναν χρησιμοποιώντας εργαστηριακές καλλιέργειες, παρατηρήθηκε μείωση της χλωροφύλλης του διατόμου *Skeletonema costatum*, ενώ στην περίπτωση του *Dunaliella tertiolecta* παρουσιάστηκε αύξηση της συγκέντρωσης της χλωροφύλλης (Μωρίκη, 1991).

Η πολυπαραγοντική (multivariate) ανάλυση διαχώρισε τα υποβαθμισμένα δείγματα και τις ανθεκτικές στην ρύπανση οικογένειες από τα αδιατάρακτα δείγματα και από τις οικογένειες που απαντώνται σε καθαρά νερά. Το BOD₅ και οι μύκητες αποβλήτων ήταν οι σημαντικότεροι παράγοντες που επηρέασαν τις βενθικές κοινωνίες στους κατάντη από τα ελαιουργεία σταθμούς. Σημαντικοί παράγοντες που επίσης συνεισφέρουν στις επιπτώσεις είναι και το COD και τα ολικά αιωρούμενα στερεά τα οποία είχαν αφαιρεθεί από την στατιστική ανάλυση λόγω της σημαντικής στατιστικά συσχέτισης με το BOD₅ (>0,95, $\rho = 0,05$). Το μεγάλο οργανικό φορτίο των ΥΑΕ είχε σαν αποτέλεσμα την υποβάθμιση της βιολογικής κατάστασης των σταθμών δειγματοληψίας και την θνησιμότητα και εξαφάνιση των υδρόβιων οργανισμών. Παρά την σημαντική ανάκαμψη της βιολογικής κατάστασης και των βιοκοινωνιών, διαπιστώθηκε ότι η βιοποικιλότητα των κατάντη σταθμών συγκροτήθηκε από λιγότερα είδη απ' ό,τι των ανάντη, φανερώνοντας έτσι τις μακροπρόθεσμες επιδράσεις των ΥΑΕ.

ΜΕΡΟΣ Β

ΕΠΙΠΤΩΣΕΙΣ ΥΓΡΩΝ ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ ΧΥΜΟΠΟΙΕΙΩΝ

5.5. ΕΙΣΑΓΩΓΗ

Μέχρι σήμερα, οι επιπτώσεις των υγρών απόβλητων χυμοποιείων στα ποτάμια οικοσυστήματα και στους υδρόβιους ασπόνδυλους οργανισμούς παραμένουν άγνωστες ενώ καμία μελέτη ή επιστημονική εργασία δεν έχει βρεθεί ως σήμερα στην διεθνή βιβλιογραφία. Οι περισσότερες μελέτες εστιάζουν στην αξιοποίηση των παραπροϊόντων μεταποίησης του πορτοκαλιού καθώς και στις θετικές ή αρνητικές επιδράσεις που μπορεί να προκαλέσει η διάθεσή τους σε καλλιέργειες για πότισμα και ως λίπασμα.

Όταν ο χυμός απομακρύνεται από τον καρπό, τα απόβλητα που παράγονται, αποτελούνται από την πούλπα, την φλούδα και τις μελάσες και τους σπόρους. Τα κλάσματα αυτά περιέχουν ίνες, αιθέρια έλαια, λιμονίνη, πηκτίνη, σάκχαρα, οργανικά οξέα, σπορέλαιο (seed oil), καθώς και φαινολικές ενώσεις κυρίως φλαβονόνες. Οι κύριες φαινόλες των YAX είναι η ναριρουτίνη, η εσπεριδίνη, η εριοσιτρίνη και η ναριρουτίνη (φλαβονόνες) και το καφεϊκό οξύ, π-κουμαρικό οξύ και φερολικό οξύ (φαινολικά οξέα) ενώ η γλυκόζη, η φρουκτόζη και η σουκρόζη συνθέτουν τα σακχαρώδη σύσταση των YAX (Viuda-Martos et al., 2010). Όσο αφορά τη σύσταση των οργανικών οξέων των YAX, αυτά αναλύθηκαν για πρώτη φορά μόλις πρόσφατα και είναι το ηλεκτρικό οξύ (succinic acid), το ασετικό οξύ (acetic acid), το κιτρικό οξύ, το οξαλικό οξύ και το ασκορβικό οξύ (Viuda-Martos et al., 2010). Ο φλοιός του πορτοκαλιού περιέχει τη λιμονίνη, η οποία βρίσκεται συνήθως σε συγκεντρώσεις περίπου 90-95% ενώ στα απόβλητα κυμαίνεται μεταξύ 0,3 – 0,8% (Parish et al., 1986). Η λιμονίνη έχει αντιμικροβιακές ιδιότητες που επηρεάζουν τις βιολογικές διαδικασίες επεξεργασίας των αποβλήτων (Parish et al., 1986), καθώς είναι τοξική στους οργανισμούς (Tripathi et al., 2003).

Η συνήθης πρακτική διάθεσης των YAX στο Ν. Λακωνίας γίνεται σε υδάτινους αποδέκτες αφού πρώτα υποστούν βιολογική επεξεργασία. Ωστόσο, στις δειγματοληψίες που πραγματοποιήθηκαν κατά τη διάρκεια της έρευνας, διαπιστώθηκε ότι τα απόβλητα διατίθενται στα ρέματα χωρίς καμία επεξεργασία. Με γνώμονα όλα τα παραπάνω, αυτό το κεφάλαιο αποσκοπεί στην αξιολόγηση των επιδράσεων και επιπτώσεων των υγρών αποβλήτων χυμοποιείων στη σύνθεση της μακροασπόνδυλης πανίδας στο χώρο και στο χρόνο και στην αξιολόγηση της ικανότητας αυτοκαθαρισμού και ανάκαμψης των υδάτινων συστημάτων που δέχονται τα YAX.

5.6. ΥΛΙΚΑ ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΟΙ

5.6.1. Περιοχή Μελέτης

Η περιοχή μελέτης και τα χαρακτηριστικά του κάθε σταθμού δειγματοληψίας που επιλέχτηκε για τους σκοπούς αυτής της έρευνας περιγράφονται αναλυτικά στο κεφάλαιο 3 και στο Παράρτημα Ι.

5.6.2. Βιοτικά και Αβιοτικά Δεδομένα

Βιολογικά (μακροασπόνδυλα) και περιβαλλοντικά δεδομένα (χημικά-φυσικοχημικά, υδρομορφολογικά, κτλ) συλλέχθηκαν από το Νοέμβριο του 2006 έως το Μάιο του 2008 για να επιτευχθεί μια ολοκληρωμένη εκτίμηση των επιπτώσεων των ΥΑΧ. Με βάση τη λειτουργία των χυμοποιείων και την υδρολογική περίοδο, οι δειγματοληψίες χωρίστηκαν σε δύο περιόδους: Νοέμβριος 2006 έως Ιούλιος 2007 – 1^η Περίοδος; Νοέμβριος 2006 – Μάιος 2008 – 2^η Περίοδος. Για τη συλλογή των μακροασπόνδυλων οργανισμών εφαρμόστηκε η μεθοδολογία STAR-AQEM (βλ. Μέρος Α, 5.2.2).

5.6.3. Ταξινόμηση βιολογικής κατάστασης

Για την ταξινόμηση της βιολογικής κατάστασης χρησιμοποιήθηκε ο πολυμετρικός δείκτης STAR_ICMi (βλ. Μέρος Α, 5.2.3).

5.6.4. Ανάλυση Δεδομένων και Στατιστική Ανάλυση

Τα αβιοτικά δεδομένα (ενδιαιτήματα, χημικά, φυσικοχημικά και υδρομορφολογικά δεδομένα) των σταθμών δειγματοληψίας (συνολικά 30 δείγματα) λογαριθμίστηκαν (log transformation) και ομαλοποιήθηκαν (normalisation) πριν την ανάλυση των κυρίων συνιστωσών (Principal component analysis - PCA). Οι αβιοτικές εκείνες παράμετροι οι οποίες συσχετίζονταν σημαντικά ($\rho > 0,95$) μεταξύ τους εξαιρέθηκαν από την πολυμεταβλητή ανάλυση χρησιμοποιώντας την ανάλυση συντελεστή συσχέτισης (Pearson Product Moment Correlation Analysis).

Τα βιολογικά δεδομένα εξετάστηκαν με την ανάλυση συστάδων (Cluster analysis) και την τεχνική της Μη-Μετρικής Πολυδιάστατης Διαβάθμισης (NMDS – Non Metrical Multidimensional Scaling) για την κατάταξη των θέσεων δειγματοληψίας σε ομάδες

ανάλογα με την ομοιότητα που παρουσίασαν σε συγκεκριμένα βιολογικά χαρακτηριστικά. Σε αυτήν την περίπτωση, προκειμένου να κατασκευαστούν οι πίνακες ομοιότητας (similarity matrices) για την πολυμεταβλητή ανάλυση, τα στοιχεία μετασχηματίστηκαν ως παρουσία-απουσία των τάξα (presence – absence), λόγω της παρουσίας μόνο δύο οικογενειών στους σταθμούς 7 και 9. Ακολούθως δημιουργήθηκαν πίνακες ομοιότητας με τη χρήση της εξίσωσης του Jaccard που συνίσταται όταν οι πίνακες ομοιότητας έχουν δεδομένα παρουσίας – απουσίας (Clarke & Warwick, 1994). Οι πίνακες αυτοί υποβλήθηκαν σε ανάλυση συστάδων (cluster analysis) και σε ανάλυση σε πολλές διαστάσεις (NMDS). Τα τάξα που ευθύνονται για τις ομοιότητες ή τις ανομοιότητες μεταξύ των ομάδων που σχηματίστηκαν από την παραπάνω πολυμεταβλητή ανάλυση εντοπίστηκαν με τη βοήθεια της ανάλυσης της ποσοστιαίας ομοιότητας SIMPER (SIMilarity PERcentages).

Για τη συσχέτιση των βιοτικών και αβιοτικών δεδομένων χρησιμοποιήθηκε διαφορετική στατιστική προσέγγιση απ' ό,τι στα απόβλητα των ελαιουργείων. Η εξαιρετικά περιορισμένη σύνθεση και αφθονία των βιοκοινωνιών των ρεμάτων που δέχονται τα ΥΑΧ δεν επιτρέπει την χρήση στατιστικών μεθόδων όπως DCA και CCA. Για το λόγο αυτό χρησιμοποιήθηκε η μέθοδος BIO-ENV του στατιστικού πακέτου PRIMER, η οποία εξετάζει τις σχέσεις μεταξύ των συναθροίσεων των ειδών και των περιβαλλοντικών παραγόντων. Είναι μια σχετικά απλή μέθοδος, η οποία τα τελευταία χρόνια αποκτά ολοένα και μεγαλύτερη αναγνώριση. Με τη μέθοδο αυτή υπολογίζονται ανεξάρτητα οι μήτρες ομοιότητας τόσο των βιοτικών όσο και των αβιοτικών δεδομένων. Για τα βιοτικά δεδομένα, χρησιμοποιήθηκε ο δείκτης παρουσίας – απουσίας ενώ οι αποστάσεις των αβιοτικών παραμέτρων υπολογίστηκαν γεωμετρικά (Ευκλείδειες αποστάσεις). Με τη μέθοδο αυτή επιλέγεται ένα υποσύνολο από τις περιβαλλοντικές παραμέτρους το οποίο δίνει τη μεγαλύτερη συσχέτιση με τη μήτρα των βιοτικών δεδομένων. Αυτό το υποσύνολο είναι και εκείνο το οποίο εξηγεί καλύτερα τη συγκεκριμένη δομή της βιοκοινωνίας. Οι αναλύσεις πραγματοποιήθηκαν με το στατιστικό πακέτο PRIMER 6 και το MS Excel.

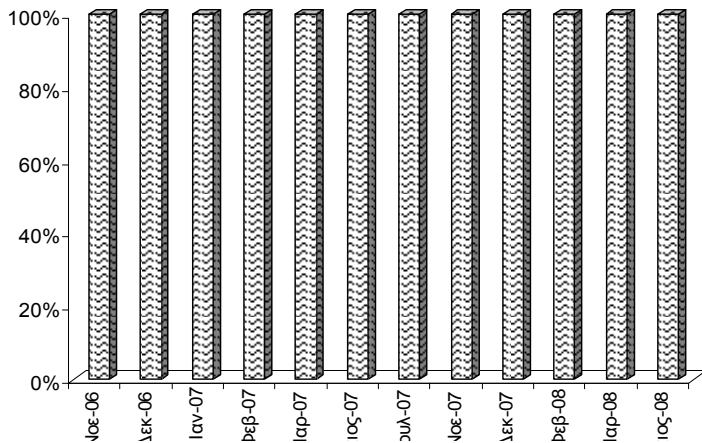
5.7. ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ ΚΑΙ ΣΥΖΗΤΗΣΗ

5.7.1. Σύνθεση και αφθονία της βενθικής πανίδας στο χώρο και στο χρόνο

Στις δειγματοληψίες που πραγματοποιήθηκαν τη περίοδο 2006-2008, διαπιστώθηκε ότι στους δύο σταθμούς κατάντη των χυμοποιείων (σταθμοί 7 και 9) η βενθική πανίδα ήταν δραματικά υποβαθμισμένη. Η βιοκοινωνία της Ριβιώτισσας (σταθμός 7) αντιπροσωπεύτηκε αποκλειστικά από τα δίπτερα (Σχ. 5.30) σε όλους του μήνες δειγματοληψίας σε πολύ περιορισμένους αριθμούς που κυμάνθηκε μεταξύ 1 και 4 ατόμων/1,25m² (Πίν. 5.16). Τα Chironomidae συλλέχθηκαν σχεδόν όλους τους μήνες, ενώ ενίοτε συλλέχθηκαν και τα Anthomyiidae και τα Simuliidae (Πίν. 5.16). Ακόμα και τους μήνες πριν και μετά την περίοδο λειτουργίας του χυμοποιείου, η σύσταση της πανίδας δεν άλλαξε όπως και η βιολογική κατάσταση του σταθμού που παράμεινε κακή σε όλη την δειγματοληπτική περίοδο (Σχ. 5.30, Σχ. 5.31).

Στην Αγ. Κυριακή (σταθμός 9) η κατάσταση δεν διαφοροποιήθηκε. Κατά την περίοδο διάθεσης των αποβλήτων (Δεκέμβριο – Μάιο) απαντήθηκαν αποκλειστικά τα δίπτερα (Πίν. 5.16) με εξαίρεση τον Ιανουάριο 2007 όπου μόνο ένα κολεόπτερο χερσαίας προελεύσεως συλλέχθηκε συμπτωματικά (Πίν. 5.16, Σχ. 5.31). Η πανίδα του σταθμού κατά τη περίοδο διάθεσης των υγρών αποβλήτων αντιπροσωπεύτηκε από τα Simuliidae και από τα Chironomidae, με πολύ μικρές αφθονίες (Πίν. 5.16). Όπως διακρίνεται στο σχήμα 5.33, αρκετούς μήνες μετά τον τερματισμό της διάθεσης των υγρών αποβλήτων, παρουσιάστηκε τρομακτική έξαρση στις αφθονίες των Simuliidae, *Chironomus thummi* gr., Chironomidae και Tubificidae τα οποία καταναλώνουν το πλούσιο οργανικό υλικό των αποβλήτων που έχει καθιζάνει στο πυθμένα και τους μικροοργανισμούς (βακτήρια και μύκητες) που έχουν αναπτυχθεί. Όταν τα απόβλητα διατίθενται στα ρέματα, τα στερεά συστατικά που αποτελούνται από την πούλπα και τις μελάσες (molasses), κατακάθονται στο πυθμένα σχηματίζοντας ένα ινώδες και λιπαρό στρώμα. Όπως συμβαίνει και με τα ΥΑΕ, το στρώμα αυτό περιέχει μεγάλες ποσότητες οργανικής ύλης και σάκχαρα τα οποία ευνοούν την ανάπτυξη μυκήτων και βακτηρίων που καταναλώνουν το διαθέσιμο οξυγόνο δημιουργώντας ανοξικές συνθήκες.

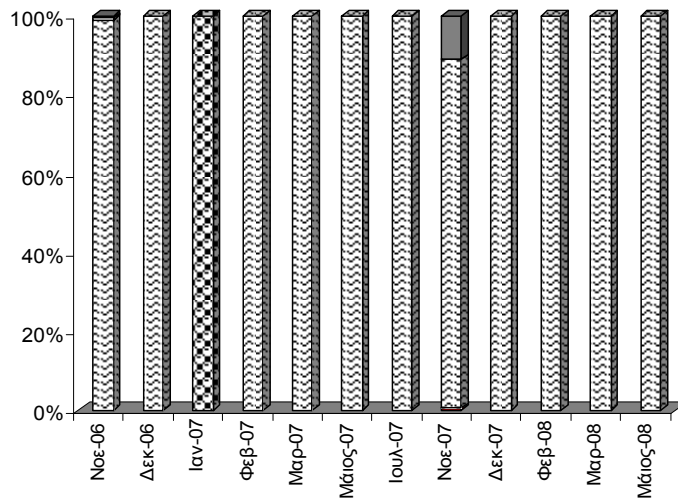
Σταθμός 7 - Ριβιώπσσα



Σχήμα 5.30. Ποσοστά παρουσίας (αφθονίες) μακροασπόνδυλων ομάδων στον σταθμό 7 όπου εναποθέτονται τα υγρά απόβλητα του ανάντη ιδιωτικού χυμοποιείου.

■ Δίπτερα

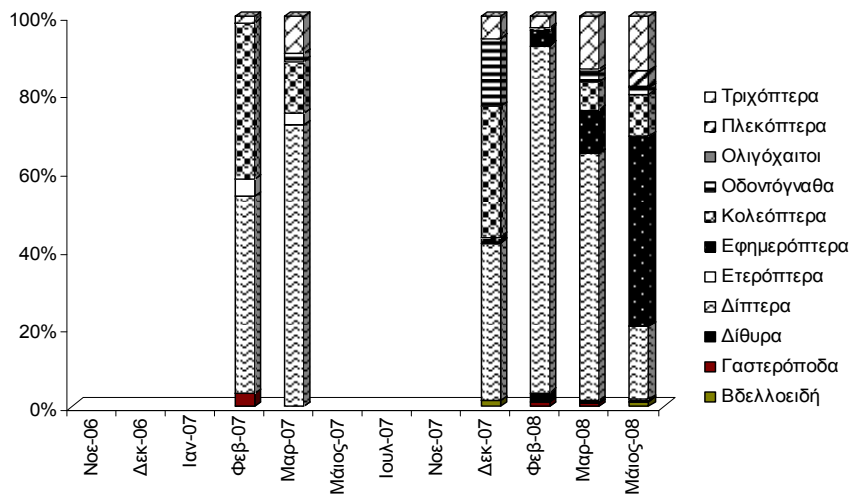
Σταθμός 9 - Αγ.Κυριακή



Σχήμα 5.31. Ποσοστά παρουσίας (αφθονίες) μακροασπόνδυλων ομάδων στον σταθμό 9 όπου εναποθέτονται τα υγρά απόβλητα του ανάντη συνεταιριστικού χυμοποιείου.

■ Ολιγόχαιτοι
■ Κολεόπτερα
□ Ετερόπτερα
■ Δίπτερα
■ Γαστερόποδα

Σταθμός 10 - Γούναρι



Σχήμα 5.32. Ποσοστά παρουσίας (αφθονίες) μακροασπόνδυλων ομάδων στον σταθμό 10 που βρίσκεται ανάντη του σταθμού 9.

□ Τριχόπτερα
□ Πλεκόπτερα
■ Ολιγόχαιτοι
■ Οδοντόγναθα
■ Κολεόπτερα
■ Εφημερόπτερα
□ Ετερόπτερα
■ Δίπτερα
■ Δίθυρα
■ Γαστερόποδα
■ Βδελλοειδή

Πίνακας 5.16. Βενθικά μακροασπόνδυλα του σταθμού 7 (Ριβιώτισσα) και 9 (Αγ. Κυριακή) για την χρονική περίοδο Νοεμβρίου 2006 – Μαΐου 2008. Οι σκιαγραφημένοι μήνες δείχνουν την περίοδο διάθεσης των υγρών αποβλήτων χυμοποιείων.

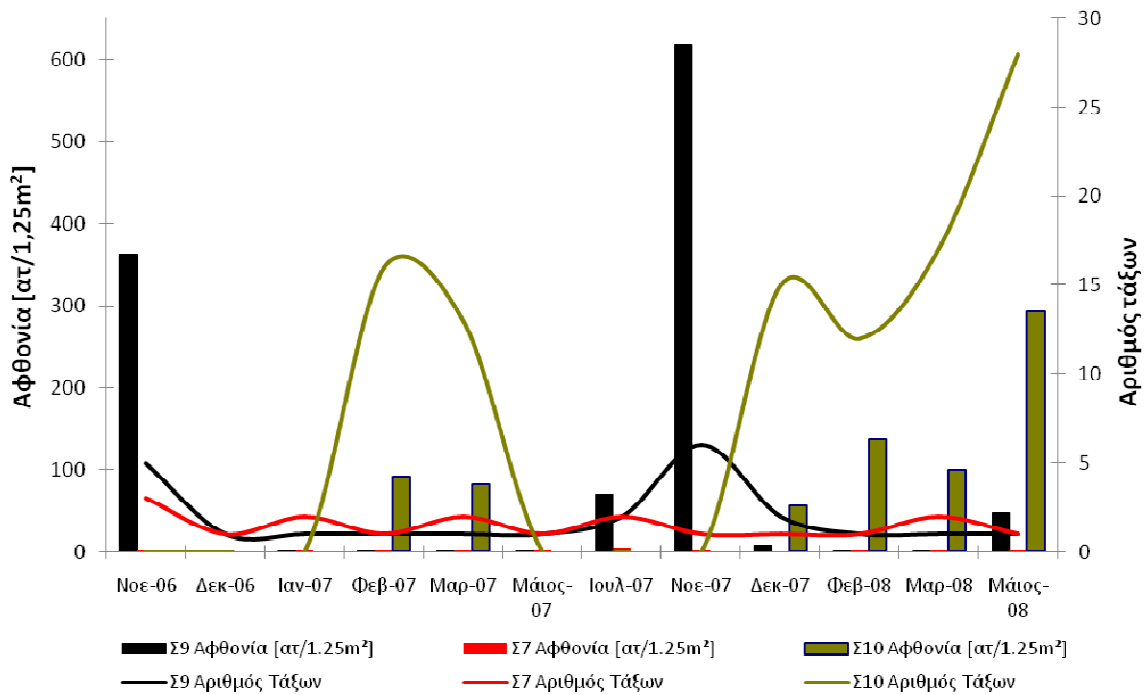
Σταθμός 7 - Ριβιώτισσα	Νοε-06	Δεκ-06	Ιαν-07	Φεβ-07	Μαρ-07	Μάιος-07	Ιουλ-07	Νοε-07	Δεκ-07	Φεβ-08	Μαρ-08	Μάιος-08
Anthomyiidae					•		•		•			
Chironomidae		•	•	•	•	•	•	•		•	•	•
Psychodidae	•		•									
Simuliidae	•										•	
<i>Eristalis</i> sp.	•											
Αριθμός Τάξα	3	1	2	1	2	1	2	1	1	1	2	1
Αριθμός Οικογενειών	3	1	2	1	2	1	2	1	1	1	2	1
Αφθονία [άτομα/1,25m²]	3,2	1,6	1,6	1,6	3,2	1,6	4	1,6	0,8	1,6	3,2	1,6
Σταθμός 9 – Αγ.Κυριακή												
Planorbidae								•				
Haplotaxidae	•											
Lumbricidae								•				
Tubificidae								•••				
<i>Aquarius</i> sp.	•											
Chironomidae									•		•	
<i>Chironomus thummi</i> gr.	••••						•••	••••				••
<i>Limnophora</i> sp.	•											
Simuliidae	••	•		•	•	•	•	••••	•	•		
Coleoptera (unidentified)			•									
Αριθμός Τάξων	5	1	1	1	1	1	2	6	2	1	1	1
Αριθμός Οικογενειών	5	1	1	1	1	1	2	5	2	1	1	1
Αφθονία [άτομα/1,25m²]	362,4	2,4	0,8	1,6	0,8	3,2	69,6	616,8	8	1,6	1,6	48

• 1-10 •• 10-50 ••• 50-100 •••• >10

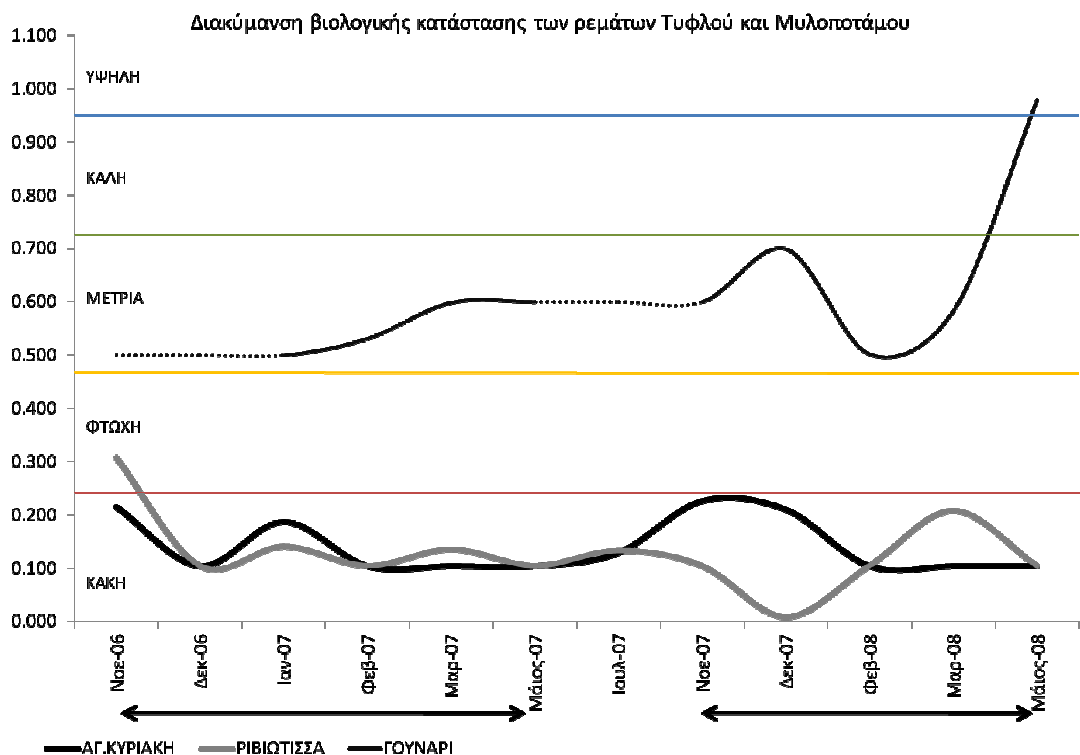
Πίνακας 5.17. Βενθικά μακροασπόνδυλα του σταθμού 10 (Γούναρι) για την χρονική περίοδο Φεβρουαρίου 2007 – Μαΐου 2008.

Σταθμός 10 - Γούναρι	Φεβ-07	Μαρ-07	Δεκ-07	Φεβ-08	Μαρ-08	Μάιος-08
<i>Bythinella</i> sp.	•					
Hydrobiidae	•					
<i>Anisus</i> sp.				•		
<i>Gyraulus</i> sp.	•					
<i>Viviparus</i> sp.	•			•	•	
<i>Sphaerium corneum</i>				•	•	
<i>Sphaerium</i> sp.						•
Lumbricidae					•	•
<i>Dina</i> sp.			•			•
Hydrachnidae			•			•
<i>Baetis</i> sp.				•		
<i>Caenis</i> sp.			•	•	•	•••
<i>Serratella ignita</i>					•	••
<i>Ecdyonurus graecus</i>						•
<i>Habrophlebia eldae</i>						••
<i>Onychogomphus forcipatus forcipatus</i>		•			•	•
<i>Orthetrum coerulescens</i>			•			•
<i>Platycnemis pennipes</i>		•	•		•	•
<i>Leuctra</i> sp.						••
<i>Aquarius najas</i>	•					
<i>Gerris costae</i> ssp.		•				
<i>Gerris lacustris</i>		•				
<i>Notonecta maculata</i>	•					
Curculionidae						•
<i>Dryops</i> sp.						•
<i>Agabus bipustulatus</i>	•					
<i>Agabus</i> sp.	•	•			•	•
<i>Scarodytes</i> sp.	•	•				
<i>Elmis</i> sp.	•	•				•
<i>Limnius</i> sp.	•		••	•	•	••
<i>Hydraena</i> sp.			•			•
<i>Anacaena</i> sp.						•
Hydrophilidae	••					
<i>Hydroptila</i> sp.			•	•	•	
<i>Oxyethira</i> sp.				•	•	••
<i>Allogamus</i> sp.		•				
Limnephilidae	•	•		•	•	
<i>Limnephilus lunatus</i>				•		
Anthomyiidae						•
<i>Atherix</i> sp.			•			•
<i>Culicoides</i> sp.						•
Ceratopogonidae					•	•
Leptoconopinae		•				
Chironomidae	••	•••	•	••	••	••
Psychodidae						••
Simuliidae			•	•••	••	
<i>Nemotelus</i> sp.	•					
<i>Odontomyia</i> sp.			•			
<i>Tipula lateralis</i> gr.	•	•				
<i>Tipula</i> sp.			•		•	••
Αριθμός Τάξεων	16	13	15	12	17	28
Αριθμός Οικογενειών	12	9	13	10	16	25
Αφθονία [άτομα/1,25m²]	92	83,2	56	136,8	100	293,6

• 1-10 •• 10-50 ••• 50-100 •••• >10



Σχήμα 5.33. Μηνιαίες μεταβολές στις αφθονίες (άτομα/1,25m²) και στον αριθμό τάξων των σταθμών δειγματοληψίας Ριβιτίτιστα (Σταθμός 7), Αγ. Κυριακή (Σταθμός 9) και Γούναρι (Σταθμός 10).



Σχήμα 5.34. Διακύμανση της βιολογικής κατάστασης των σταθμών δειγματοληψίας ανάντη και κατάντη των χυμοποιείων των ρεμάτων Τυφλού και Μυλοπόταμου. Οι διακεκομμένες γραμμές δείχνουν τους μήνες απουσίας νερού.

Όταν τα ΥΑΧ διατίθενται στους υδάτινους αποδέκτες, τα βαρύτερα στερεά σωματίδια όπως η πούλπα, τα κολλοειδή και οι μαλακοί ιστοί καθιζάνουν στον πυθμένα δημιουργώντας ένα παχύρευστο στρώμα αρκετών εκατοστών που εμποδίζουν τη διάχυση οξυγόνου στο ίζημα. Το στρώμα που δημιουργείται περιέχει μεγάλες ποσότητες οργανικής ύλης και απαιτούνται μεγάλες ποσότητες οξυγόνου για να αποικοδομηθεί. Τα θρεπτικά συστατικά (π.χ. σάκχαρα) ευνοούν την ανάπτυξη αποικιών των μικροοργανισμών, όπως μύκητες και βακτήρια που καταναλώνουν το διαθέσιμο οξυγόνο δημιουργώντας ανοξικές συνθήκες. Οι μακροασπόνδυλοι οργανισμοί παγιδεύονται στο στρώμα αυτό, γνωστό και ως μύκητες αποβλήτων (sewage fungus), το οποίο καλύπτει τα λειτουργικά τους όργανα, (π.χ. βράγχια, τραχείες, στοματικά εξαρτήματα) με αποτέλεσμα να ασφυκτιούν και να πεθαίνουν ή να απομακρύνονται στην καλύτερη περίπτωση.

Η Αγ. Κυριακή, όπως και η Ριβιώτισσα, κατά την διάρκεια των ετών 2006-2008 ταξινομήθηκαν στην κακή κατάσταση. Αντίθετα, ο ανάντη σταθμός (σταθμός 10), που έχει τα ίδια μορφολογικά χαρακτηριστικά (παρόχθια βλάστηση, μικροενδιαιτήματα, χρήσεις γης) με τους κατάντη σταθμούς, ταξινομήθηκε κυρίως στην μέτρια κατάσταση (Σχ.5.34). Η βιοκοινωνία του ανάντη σταθμού αντιπροσωπεύτηκε από 17 τάξα κατά μέσο όρο μηνιαίως (Πίν. 5.17), με τα Chironomidae (32%), Simuliidae (19%) και *Caenis* sp. (16%) να είναι τα κυρίαρχα τάξα. Με σημαντική παρουσία και αφθονία απαντήθηκαν επίσης τα *Oxyethira* spp. (8%), *Limnius* sp. (7%), *Serratella ignita* (6%), και τα Hydrophilidae, *Habrophlebia eldae* και Psychodidae με 4% συνολική αφθονία το καθένα.

Η επίδραση της ξηρασίας του 2007 καθώς και οι απολήψεις νερού που έχουν υποβαθμίσει τον υδροφόρο ορίζοντα (Skoulikidis et al., 2010) είναι εμφανείς στο σταθμό 10 που διατήρησε ροή μόνο δύο μήνες. Η βιοκοινωνία βρισκόταν σε στάδιο ανάκαμψης και αντιπροσωπεύτηκε κυρίως από μακροασπόνδουλους οργανισμούς που έχουν αναπτύξει στρατηγικές για να επιβιώνουν σε περιοδικής και εφήμερης ροής συστήματα (Williams 1996, 1997), όπως για παράδειγμα τα ετερόπτερα, τα γαστερόποδα και τα κολεόπτερα (Σχ. 5.32). Παρά την περιορισμένη παροχή νερού και τις υψηλές συγκεντρώσεις θρεπτικών και φυτοφαρμάκων (βλ. κεφ. 6), η ασπόνδυλη πανίδα του σταθμού δεν ήταν σημαντικά υποβαθμισμένη ενώ απαντήθηκαν συναθροίσεις ειδών τυπικών με αυτών που απαντώνται σε πεδινά αγροτικά ποτάμια οικοσυστήματα της Ελλάδας (Gritzalis et al., 2005; Karaouzas et al., 2007). Την υδρολογική περίοδο 2007-2008, όπου η παροχή και η διάρκεια του

νερού ήταν μεγαλύτερη, η πανίδα εμπλουτίστηκε και με είδη που απαντώνται σε μόνιμης ροής υδατορέματα (π.χ. εφημερόπτερα και τριχόπτερα) και ο αριθμός οικογενειών καθώς και η συνολική αφθονία τους αυξήθηκε αισθητά (Σχ. 5.33).

Η μεγάλη αφθονία των Tubificidae αλλά και των *Chironomus thummi-gr.*, είναι δείκτες παρουσίας έντονης οργανικής ρύπανσης (Hart et al., 1974). Κατά τη περίοδο μη-διάθεσης αποβλήτων στον σταθμό Αγ. Κυριακή, όπως ήδη αναφέρθηκε, παρουσιάστηκε έξαρση στις αφθονίες των *Chironomus thummi-gr.* και των Tubificidae ολιγόχαιτων. Οι ολιγόχαιτοι της οικογένειας Tubificidae έχουν χρώμα κόκκινο, όπως και τα *Chironomus thummi-gr.*, ζουν σε μαλακά υποστρώματα (π.χ. αμμώδη, λασπώδη) και τρέφονται κυρίως με βακτήρια αλλά και με θρεπτικά συστατικά του ιζήματος που καταναλώνουν. Συνεπώς, η παρουσία οργανικού υλικού ευνοεί την ανάπτυξη των οργανισμών αυτών. Οργανικό υλικό υπάρχει και κατά τη διάρκεια της διάθεσης των ΥΑΧ, αλλά λόγω της οξύτητας των αποβλήτων, η ανάπτυξη των Tubificidae και Chironomidae δεν είναι δυνατή, όπως επίσης και η βακτηριδιακή δραστηριότητα.

Ένα εύλογο ερώτημα που προκύπτει είναι ότι εφόσον και στους δύο σταθμούς συγκεντρώνονται απόβλητα που περιέχουν πλούσιο οργανικό υλικό, βακτήρια και μύκητες, γιατί υπάρχει έξαρση των αφθονιών των διπτέρων στην Αγ. Κυριακή, μετά τη λήξη διάθεσης των αποβλήτων, ενώ στη Ριβιώτισσα δεν συμβαίνει κάτι ανάλογο. Διαπιστώθηκε ότι στη Ριβιώτισσα το φαινόμενο αυτό οφείλονταν σε ανθρώπινη παρέμβαση και όχι σε κάποιο φυσικό αίτιο ή παράγοντα. Κατά τη θερινή περίοδο, όταν και σταματούσε η ροή του ρέματος, το οργανικό στρώμα απομακρύνονταν με μικρό εκσκαφέα για να περιοριστούν οι δυσοσμίες και η έξαρση κουνουπιών που δημιουργούν δυσάρεστες συνθήκες στους κάτοικους του μένου κοντά στις όχθες του ρέματος. Επίσης, πιθανολογείται και η απευθείας χρήση εντομοκτόνων στην κοίτη του σταθμού για προληπτικούς λόγους.

5.7.2. Συσχέτιση περιβαλλοντικών και βιολογικών δεδομένων

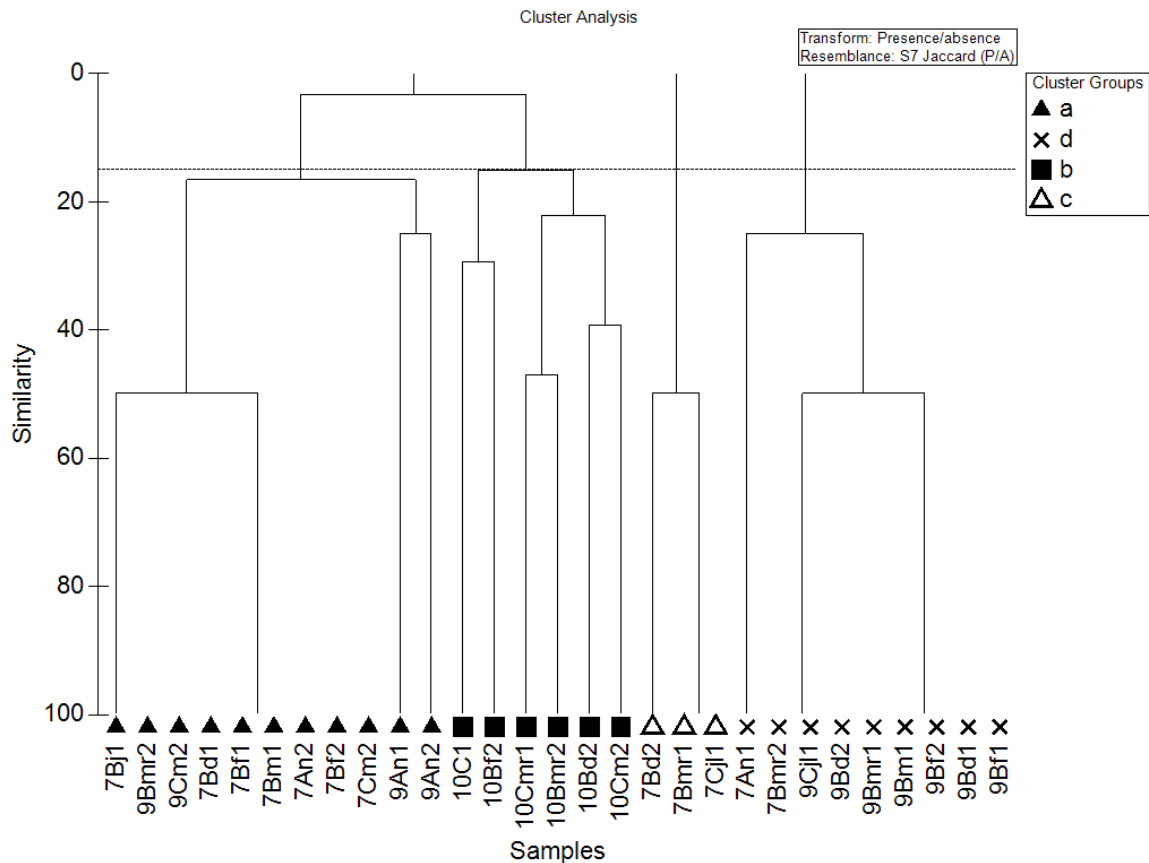
Η ανάλυση των κυρίων συνιστώσων (PCA) για τους σταθμούς δειγματοληψίας που διατίθενται τα ΥΑΧ ενσωμάτωσε το 54% της μεταβλητότητας των περιβαλλοντικών παραμέτρων σε 3 κύριες συνιστώσες. Στον πίνακα 5.18 δίνονται οι ιδιοτιμές και το ποσοστό της μεταβλητότητας που εξηγεί η κάθε κύρια συνιστώσα καθώς και η συνολική μεταβλητότητα των δεδομένων που ενσωματώνουν οι νέες συνιστώσες της ανάλυσης καθώς τα βάρη των αρχικών μεταβλητών πάνω στις κύριες συνιστώσες.

Η πρώτη κύρια συνιστώσα (PC1) χαρακτηρίζεται κυρίως από θετικές μεταβλητές οι οποίες εκφράζουν την επίδραση της ρύπανσης από τα ΥΑΧ. Οι μεταβλητές με τα μεγαλύτερα αρνητικά βάρη ήταν το BOD₅, το COD, τα ολικά αιωρούμενα στερεά, το ολικό άζωτο, το χλώριο, το κάλιο, μαγνήσιο και το νάτριο και οι μύκητες αποβλήτων ενώ οι αρνητικές μεταβλητές με τα μεγαλύτερα βάρη της PC1 ήταν το διαλυμένο οξυγόνο. Οι θετικές μεταβλητές αντιπροσωπεύουν τους κατάντη από τα χυμοποιεία σταθμούς ενώ οι αρνητικές τον ανάντη σταθμό τους. Η δεύτερη κύρια συνιστώσα (PC2) συσχετίστηκε με το pH, το νάτριο, τον ολικό φώσφορο και τα ορθοφωσφορικά (αρνητικές μεταβλητές) και το μαγνήσιο, το νάτριο, τα νιτρικά και νιτρικά, το πλάτος της κοίτης και το βάθος νερού (θετικές μεταβλητές), μεταβλητές που εκφράζουν κυρίως τις επιπτώσεις από αγροτική ρύπανση. Η αρνητική συσχέτιση των νιτρικών και νιτρικών με τα ορθοφωσφορικά πιθανόν να οφείλεται στο γεγονός ότι οι μεν ενώσεις αζώτου να οφείλονται σε διεργασίες ανοργανοποίησης και νιτροποίησης, τα δε φωσφορικά στα λιπάσματα.

Σε ποσοστό ομοιότητας 15%, διακρίθηκαν τέσσερις ομάδες δειγμάτων (Σχ. 5.35). Τα δείγματα της πρώτης ομάδας (a) απαρτίστηκαν μόνο από τα Chironomidae, της τρίτης (c) από τα Anthomyiidae και Chironomidae, της τέταρτης (d) από τα Simuliidae, ενώ η δεύτερη ομάδα (b) απαρτίστηκε από τα δείγματα του σταθμού 10 και αντιπροσωπεύτηκε κυρίως από τα Chironomidae, Elmidae, Tipulidae, Dytiscidae και τα Caenidae. Η σύνθεση και αφθονία της βιοκοινωνίας του σταθμού 10 παρουσιάζει σημαντικές μεταβολές που όμοιες με αυτές δεν παρατηρούνται σε σταθμούς μόνιμης ροής ή σε σταθμούς περιοδικής ροής και έχει χαρακτήρα ανώριμης ή οπορτουμιστικής βιοκοινωνίας (Margalef, 1960).

Πίνακας 5.18. Ανάλυση κυρίων συνιστωσών (PCA) για τους σταθμούς δειγματοληψίας που διατίθενται τα ΥΑΧ. Για λόγους ευκρίνειας εμφανίζονται μόνο οι μεταβλητές με τα υψηλότερα βάρη (loadings).

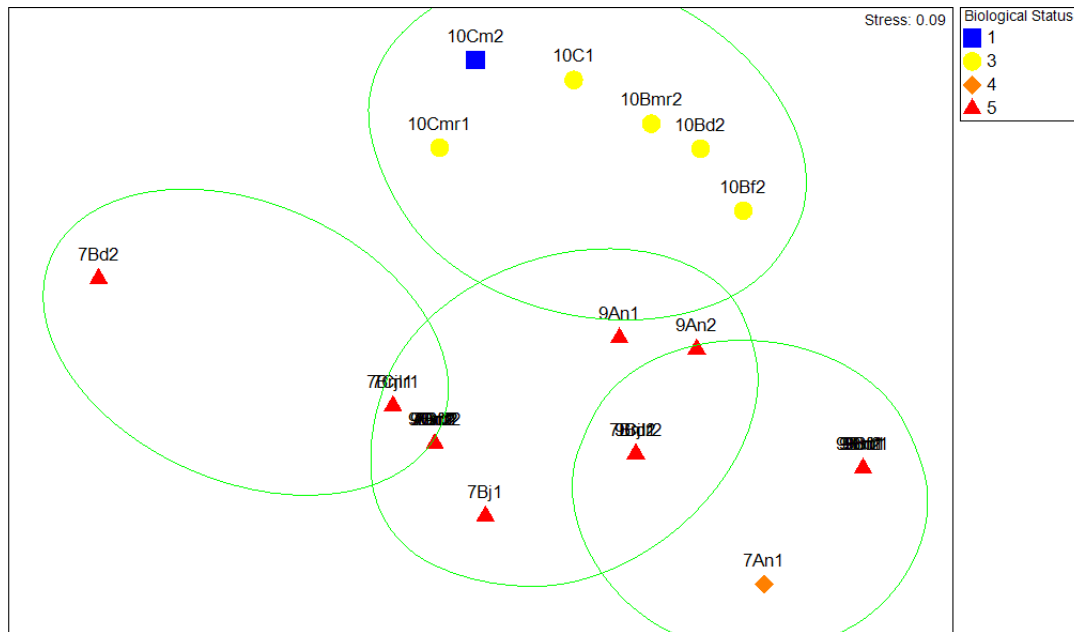
<i>Κύρια Συνιστώσα</i>	<i>Ιδιοτιμή</i>	<i>% Μεταβλητότητα</i>	<i>% Μεταβλητότητας Αθροιστικά</i>
1	11.1	34.6	34.6
2	3.71	11.6	46.2
3	2.68	8.4	54.6
<i>Μεταβλητή</i>	<i>1η Κύρια Συνιστώσα (PC1)</i>	<i>2η Κύρια Συνιστώσα (PC2)</i>	<i>3η Κύρια Συνιστώσα (PC3)</i>
pH	-0.134	-0.216	0.011
Αγωγιμότητα [Cond]	0.252	-0.07	-0.154
Θερμοκρασία Νερού [T]	0.156	0.04	0.256
Διαλυμένο Οξυγόνο [DO]	-0.197	0.071	-0.067
COD	0.259	0.014	-0.035
BOD ₅	0.254	0.03	-0.021
Ολικά Αιωρούμενα Στερεά [TSS]	0.263	0.044	0.064
SiO ₂	0.177	0.055	0.343
SO ₄	0.175	0.096	-0.309
Mg	0.192	0.224	-0.036
Na	0.219	-0.221	0.044
K	0.254	-0.129	0.064
Cl	0.204	-0.066	-0.108
NO ₃	-0.078	0.321	-0.158
NO ₂	0.14	0.286	0.038
PO ₄	0.158	-0.319	0.022
Ολικό Άζωτο [ON]	0.187	-0.026	-0.151
Ολικός P [Total P]	0.145	-0.287	0.025
Πλάτος κοίτης [ASW]	0.084	0.342	0.256
Βάθος νερού [Depth]	-0.151	0.333	0.04
Ταχύτητα νερού [Flow]	0.07	-0.032	-0.381
Κροκάλες [CbIs]	-0.125	0.094	0.297
Φύκη [Algae]	-0.162	-0.068	-0.368
Μύκητες αποβλήτων [SB]	0.237	0.105	0.061



Σχήμα 5.35. Ομαδοποίηση των βιολογικών δεδομένων με βάση τη σύνθεση των συναθροίσεων (παρουσία - απουσία), με τη μέθοδο Jaccard. Η διακεκομμένη γραμμή είναι το κριτήριο ομαδοποίησης (ομοιότητα Bray-Curtis - 15%). Ο χαρακτήρας στο κάτω μέρος κάθε δείγματος συμβολίζει την ομάδα στην οποία το δείγμα αυτό κατατάχθηκε. Με a, b, c, και d υποδηλώνονται οι ομάδες που δημιουργήθηκαν.

Για την επιβεβαίωση της ομαδοποίησης και την ανίχνευση των κατευθυντήριων ειδών που ευθύνονται για αυτή, πραγματοποιήθηκε ταξιθέτηση με τη μη-μετρική μέθοδο πολυδιάστατης κλίμακας (multidimensional scaling, NMDS). Ο συντελεστής συμπίεσης (stress value) ήταν 0,09 γεγονός που σύμφωνα με τους Clarke & Warwick (1994) καθιστά αξιόπιστο το διάγραμμα και επιβεβαιώνει την εγκυρότητα της ομαδοποίησης με τη μέθοδο Jaccard. Το διάγραμμα NMDS είναι χαρακτηριστικό (Σχ. 5.36). Οι τρεις ομάδες που βρίσκονται στο κάτω μέρος του διαγράμματος αντιστοιχούν στους τύπους a, c και d, και αποτελούνται αποκλειστικά από τα δίπτερα Chironomidae και Simuliidae. Τα δείγματα της ομάδας b που ταξιθετήθηκαν στο πάνω μέρος του διαγράμματος ανήκαν κυρίως στη μέτρια βιολογική κατάσταση σε αντίθεση με τις άλλες ομάδες που ταξινομήθηκαν στην κακή κατάσταση.

Από τις 30 συνολικά αβιοτικές παραμέτρους που χρησιμοποιήθηκαν στην ανάλυση BIOENV, αυτές που σχετίστηκαν περισσότερο με τις συναθροίσεις των τάξα ήταν τα ολικά αιωρούμενα στερεά, το νάτριο, το κάλιο, ο ολικός φώσφορος και οι μύκητες αποβλήτων ($r = 0.524$).



Σχήμα 5.36. Ταξιθέτηση NMDS της μήτρας βιολογιών δεδομένων (σταθμοί x μήνες δειγματοληψίας). Οι συναθροίσεις των ειδών ήταν συντονισμένες σύμφωνα με την βιολογική κατάσταση. (1: Υψηλή, 2: Καλή, 3: Μέτρια, 4: Φτωχή, 5: Κακή).

5.8. ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ

Η οργανική ρύπανση που προέρχεται από τα υγρά απόβλητα χυμοποιείων είναι ιδιαίτερα ρυπογόνος και έχει δραματικές επιπτώσεις στους βενθικούς οργανισμούς των υδάτινων αποδεκτών. Καθ' όλη τη διάρκεια διάθεσης των αποβλήτων, μόνο τα ιδιαίτερα ανθεκτικά είδη των δίπτερων Chironomidae και Simuliidae απαντήθηκαν με πολύ μικρές αφθονίες. Μετά τη λήξη διάθεσης των αποβλήτων σημειώθηκε μεγάλη αύξηση στις αφθονίες των ειδών αυτών καθώς και των ολιγόχαιτων Tubificidae αλλά μόνο στον σταθμό 9 και όχι στον σταθμό 7. Όπως εξηγήθηκε προηγουμένως, στο σταθμό 7, η μη έξαρση των συγκεκριμένων ειδών οφείλεται πιθανότατα στην απομάκρυνση του υποστρώματος που είναι καλυμμένο με τους μύκητες αποβλήτων, το οποίο περιέχει τους οργανισμούς αυτούς και τα αυγά τους. Η βιολογική κατάσταση παρέμεινε κακή καθ' όλη τη διάρκεια της

μελέτης και δεν παρατηρήθηκε ανάκαμψη των βιοκοινωνιών ακόμα και αρκετούς μήνες μετά τον τερματισμό διάθεσης των αποβλήτων.

Η πολυμεταβλητή ανάλυση έδειξε ότι οι κύριοι παράμετροι που επηρεάζουν τις βενθικές κοινωνίες είναι τα ολικά αιωρούμενα στερεά, που έχουν άμεση συσχέτιση με το BOD₅ και το COD, και οι μύκητες αποβλήτων, παράγοντες που οφείλονται στα υγρά απόβλητα, καθώς και το νάτριο, το κάλιο και ο ολικός φώσφορος. Οι τρεις τελευταίοι παράμετροι προέρχονται και αυτοί πιθανότατα από τα ΥΑΧ, αφού σύμφωνα με τη βιβλιογραφία (Πίν. 2.6) περιέχονται στα απόβλητα και οι συγκεντρώσεις τους ήταν αυξημένες μόνο στους σταθμούς που δέχονται τα απόβλητα και όχι στον ανάντη σταθμό (βλ. πίνακα 6.4).

6

ΕΠΙΠΤΩΣΕΙΣ ΥΓΡΩΝ ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ ΕΛΑΙΟΥΡΓΕΙΩΝ ΚΑΙ ΧΥΜΟΠΟΙΕΙΩΝ ΣΤΗΝ ΠΟΙΟΤΗΤΑ ΤΩΝ ΡΕΟΝΤΩΝ ΥΔΑΤΩΝ

*" Το νερό είναι το πιο βασικό από όλους τους πόρους.
Πολιτισμοί αναπτύχθηκαν ή εξαφανίστηκαν
ανάλογα με την διαθεσιμότητα του."
- Nathan W. Snyder -*

6.1. ΕΙΣΑΓΩΓΗ

Η διαχείριση των υγρών αποβλήτων των ελαιουργείων και χυμοποιείων αποτελεί ένα σημαντικό πρόβλημα για τις Μεσογειακές χώρες. Για τα ΥΑΕ δεν υπάρχει μέχρι σήμερα πλήρης λύση του προβλήματος που οφείλεται κυρίως στο μεγάλο οργανικό φορτίο και στο ότι τα ελαιουργεία, είναι συνήθως μικρής δυναμικότητας, διάσπαρτα κατανεμημένα και η λειτουργία τους έχει εποχιακό χαρακτήρα. Τα παραπάνω σημαίνουν ότι τεχνολογικά προηγμένες μέθοδοι επεξεργασίας των ΥΑΕ, είναι οικονομικά δυσβάστακτες για τα μεμονωμένα ελαιουργεία. Ακόμη και η συγκέντρωση των αποβλήτων σε μια κεντρική μονάδα επεξεργασίας, είναι οικονομικά ασύμφορη. Η συνήθης πρακτική διάθεσης των ΥΑΕ είναι η διοχέτευση στο έδαφος, σε υδάτινους αποδέκτες και τα τελευταία 20 χρόνια σε εξατμισοδεξαμενές. Η πρακτική διάθεσης των ΥΑΧ είναι η διάθεση σε υδάτινους αποδέκτες μετά από βιολογική επεξεργασία ενώ τα στερεά απόβλητα που παράγονται από την διαδικασία μεταποίησης του πορτοκαλιού, αν δεν χρησιμοποιηθούν για παραπροϊόντα, απορρίπτονται σε χείμαρρους, σε γκρεμούς και σε χωματερές στην καλύτερη περίπτωση.

Η διάθεση των ΥΑΕ και ΥΑΧ σε υδάτινους αποδέκτες και στο έδαφος δημιουργεί αρκετά προβλήματα ρύπανσης, όπως δυσσομία και οπτική ρύπανση, που είναι ιδιαίτερα έντονα ακόμα και πολύ καιρό μετά την λήξη της παραγωγικής περιόδου. Η διάθεση των αποβλήτων δεν δημιουργεί προβλήματα μόνο στους οργανισμούς που ζουν στο συγκεκριμένο οικοσύστημα, αλλά και στο πόσιμο νερό. Σύμφωνα με το νόμο Υ2/2600/2001, το επιτρεπτό όριο για την περιεκτικότητα φαινολικών ενώσεων σε πόσιμο νερό είναι 0,5 ppb ενώ η συγκέντρωση των φαινολών στα ΥΑΕ, κυμαίνεται από 3000-24000 ppm, γεγονός που δείχνει ότι η απευθείας διάθεσή τους σε υδάτινους αποδέκτες, μπορεί να προκαλέσει προβλήματα, ακόμη και μετά από μεγάλη αραιώση του αποβλήτου. Η συγκέντρωση των φαινολών στα ΥΑΧ είναι πολύ μικρότερη από ότι στα ΥΑΕ και κυμαίνεται συνήθως από 1 – 8 ppm (Viuda-Martos et al., 2010).

Εκτός από τις πολυφαινόλες που προκαλούν σημαντικές επιπτώσεις στην υδρόβια και χερσαία ζωή, τα ΥΑΕ και ΥΑΧ έχουν σημαντική περιεκτικότητα σε σάκχαρα. Τα απόβλητα αυτά βιοαποικοδομούνται πολύ εύκολα και έτσι όταν απορρίπτονται απευθείας σε υδάτινους αποδέκτες προκαλούν ραγδαία αύξηση των πληθυσμών των μικροοργανισμών (βακτήρια, μύκητες) που τα χρησιμοποιούν ως υπόστρωμα. Η

υπέρμετρη κατανάλωση οξυγόνου από τους μικροοργανισμούς μειώνει την διαθεσιμότητα του οξυγόνου και για άλλους οργανισμούς διαταράσσοντας έτσι την ισορροπία της μικροβιακής χλωρίδας του εδάφους και την βενθική πανίδα. Μια άλλη παρόμοια διαδικασία μπορεί να προκύψει από την υψηλή περιεκτικότητα τους σε φώσφορο. Ο φώσφορος ενισχύει την ανάπτυξη φυκών (algae) και μπορεί να δημιουργήσει φαινόμενα ευτροφισμού διαταράσσοντας την οικολογική ισορροπία των υδατικών οικοσυστημάτων. Οι επιδράσεις των ΥΑΕ σε εδάφη, χερσαία και υδατικά, μπορούν να διαρκέσουν για μεγάλο χρονικό διάστημα (Βορέαδου 1993; Sierra et al., 2001), σε αντίθεση με το νερό όπου η διαδικασία του αυτοκαθαρισμού επιτυγχάνεται με γρήγορους ρυθμούς μετά τον τερματισμό εναπόθεσης των αποβλήτων (Βορέαδου, 1993; Ανδριανάκη, 2007).

Οι περισσότερες μελέτες μέχρι σήμερα επικεντρώνονται κυρίως στην επεξεργασία και διαχείριση των ΥΑΕ και ΥΑΧ. Αντίθετα, οι μελέτες που αφορούν την αξιολόγηση των επιπτώσεων των ΥΑΕ και ΥΑΧ στην ποιότητα του νερού και του εδάφους είναι περιορισμένες, ενώ καμία μέχρι σήμερα δεν έχει αξιολογήσει την φυσικοχημική κατάσταση όπως την ορίζει η ΟΠΥ. Όσο αφορά τα ΥΑΧ υπάρχουν ελάχιστες μελέτες για τις επιδράσεις τους στο νερό, στο ίζημα και στους οργανισμούς που διαμένουν σε αυτά ενώ όπως και με τα ΥΑΕ δεν υπάρχει καμία μελέτη που να αξιολογεί τις επιδράσεις στην φυσικοχημική κατάσταση.

Στο κεφάλαιο αυτό εξετάζονται και αξιολογούνται οι επιπτώσεις των υγρών αποβλήτων ελαιουργείων και χυμοποιείων στην

α) μεταβλητότητα της υδατοποιότητας χωρικά και χρονικά και

β) φυσικοχημική κατάσταση των ρεόντων υδάτων σύμφωνα με την ΟΠΥ

Για τους παραπάνω σκοπούς, συλλέχθηκαν δείγματα νερού από το 2006 έως το 2008, σχεδόν σε μηνιαία βάση με εξαίρεση την θερινή περίοδο, όπου αρκετοί σταθμοί δεν είχαν νερό. Επιπλέον, συλλέχθηκαν εποχικά δείγματα νερού και ιζήματος για την ανίχνευση υπολειμμάτων φυτοφαρμάκων καθώς και δείγματα ιζήματος για τον προσδιορισμό των συγκεντρώσεων των βαρέων μετάλλων για να αποτιμηθούν τυχόν συνεργικές επιδράσεις των παραπάνω παραμέτρων με τα υγρά απόβλητα.

6.2. ΥΛΙΚΑ ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΟΙ

Σε κάθε σταθμό δειγματοληψίας, πραγματοποιήθηκαν δειγματοληψίες νερού για την ανάλυση φυσικοχημικών παραμέτρων (μηνιαία) και φυτοφαρμάκων (εποχικά) και δειγματοληψίες ιζήματος για την ανάλυση φυτοφαρμάκων και βαρέων μετάλλων (εποχικά) (Πίνακας 6.1.). Στα παρακάτω υποκεφάλαια περιγράφονται αναλυτικά οι χημικές και φυσικοχημικές αναλύσεις που διεξαχθήκαν και οι μεθοδολογίες τους. Η ανάλυση των ιζημάτων κρίθηκε απαραίτητη σαν συμπληρωματική στις αναλύσεις νερού ώστε οι επιπτώσεις των πιέσεων να γίνουν περισσότερο ορατές (στα ιζήματα παρουσιάζεται συγκέντρωση ρύπων, ενώ το διαλυτό κλάσμα των ρύπων υφίσταται αραίωση και απομακρύνεται προς τη θάλασσα).

Πίνακας 6.1. Δειγματοληψίες χημικών και φυσικοχημικών παραμέτρων που διενεργήθηκαν από το 2006 έως το 2008 στους σταθμούς δειγματοληψίας της παρούσας έρευνας.

Εποχή	Μήνες	Φυσικο- χημικά	Φυτοφάρμακα		Μέταλλα
		Νερό	Νερό	Ίζημα	Ίζημα
Φθινόπωρο	Νοέμβριος 2006	√			
	Δεκέμβριος 2006	√			
Χειμώνας	Ιανουάριος 2007	√			
	Φεβρουάριος 2007	√	√	√	
	Μάρτιος 2007	√			√
Άνοιξη	Μάιος-Ιούνιος 2007	√	√	√	
Καλοκαίρι	Ιούλιος 2007	√			
Φθινόπωρο	Νοέμβριος 2007	√	√	√	√
	Δεκέμβριος 2007	√			
Χειμώνας	Φεβρουάριος 2008	√			
	Μάρτιος 2008	√	√	√	√
Άνοιξη	Μάιος 2008	√			

6.2.1. Χημικές και Φυσικοχημικές Αναλύσεις Επιφανειακού Νερού

Για την φυσικοχημική ανάλυση του νερού, μετρήθηκαν στο πεδίο τα φυσικοχημικά χαρακτηριστικά (διαλυμένο οξυγόνο, θερμοκρασία, αγωγιμότητα και pH) και στο εργαστήριο τα κύρια ιόντα (Ca_2^+ , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , HCO_3^- , CO_3^{2-} , Cl^- , SO_4^{2-}) και θρεπτικά (NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} , NH_4^+ , ολικός P, ολικό N, SiO_2) καθώς και τα ολικά αιωρούμενα στερεά και οι ολικές φαινόλες.

A. Προετοιμασία Δειγματοληπτικών Φιαλών.

Πριν από κάθε δειγματοληψία, όποιες δειγματοληπτικές πλαστικές φιάλες (από πολυαιθυλένιο ή πολυπροπυλένιο) είχαν χρησιμοποιηθεί στο παρελθόν καθαρίστηκαν με αραιό διάλυμα υδροχλωρικού οξέος (HCl) και ξεπλύθηκαν με απιονισμένο νερό.

B. Δειγματοληψία στο πεδίο.

1. Οι φιάλες ξεπλύθηκαν 2-3 φορές με το νερό του σταθμού δειγματοληψίας πριν ληφθεί το δείγμα νερού. Το δείγμα νερού συλλέχθηκε από 4 διαφορετικά σημεία του σταθμού είναι για να είναι αντιπροσωπευτικό.
2. Προστέθηκε στο δείγμα διάλυμα 1% HgCl₂ σαν συντηρητικό μέσο (1 ml/1 δείγματος). Για την ανάλυση του Cl⁻ συλλέχθηκε ένα επιπλέον δείγμα (100 ml) χωρίς την προσθήκη HgCl₂.
3. Τα δείγματα μεταφερθήκαν στο εργαστήριο υπό ψύξη, όπου φιλτραρίστηκαν και συντηρήθηκαν στους 4°C μέχρι την ανάλυσή τους.

Γ. Μετρήσεις Πεδίου

Σε κάθε σταθμό δειγματοληψίας πραγματοποιήθηκαν οι ακόλουθες μετρήσεις φυσικοχημικών παραμέτρων με τη χρήση φορητών οργάνων πεδίου:

Διαλυμένο οξυγόνο (HANNA HI 9143)

Θερμοκρασία, Αγωγιμότητα και pH (HANNA HI 98129)

Για την επίτευξη μιας αντιπροσωπευτικής τιμής για κάθε παράμετρο, υπολογίστηκε ο μέσος όρος από μετρήσεις σε 4 σημεία του σταθμού δειγματοληψίας. Πριν από κάθε δειγματοληπτική εκστρατεία έγινε βαθμονόμηση των οργάνων.

Δ. Φιλτράρισμα δειγμάτων και υπολογισμός ολικών αιωρούμενων στερεών (TSS)

Τα δείγματα φιλτραρίστηκαν με φίλτρα μεμβράνης με μέγεθος πόρων 0,45 μm. Για τον υπολογισμό των ολικών αιωρούμενων στερεών χρειάστηκαν δύο μετρήσεις. Ζύγισμα του φίλτρου πριν το φιλτράρισμα του δείγματος νερού και ζύγισμα του φίλτρου μετά την εξάτμιση του νερού από το φίλτρο. Τα φίλτρα για την ξήρανση τους τοποθετήθηκαν στον κλίβανο τουλάχιστον για 1 ώρα στους 103-105°C και στη συνέχεια τοποθετήθηκαν στο ξηραντήρα μέχρι να αποκτήσουν θερμοκρασία περιβάλλοντος και ακολούθησε ζύγιση. Η

διαδικασία της ξήρανσης επαναλήφθηκε μέχρι η απόκλιση να μην είναι μεγαλύτερη των 0,5 mg.

E. Εργαστηριακές Αναλύσεις – Μέθοδοι Χημικών Αναλύσεων

I) Κύρια ιόντα [Ca^{+2} , Mg^{+2} , K^{+1} , Na^{+1} , SO_4^{-2} , Cl^{-1} , HCO_3^{-1} , CO_3^{-2}]

Ο προσδιορισμός των κύριων ιόντων και νιτρικών στο νερό πραγματοποιήθηκε με τη χρήση ιοντικού χρωματογράφου Ion Chromatography 850 Professional IC της Metrohm. Η ιοντική χρωματογραφία (IC), λόγω της υψηλής ευαισθησίας και ακρίβειας, γίνεται όλο και πιο δημοφιλής μέθοδος για την ανάλυση περιβαλλοντικών δειγμάτων, ενώ πρόσφατα αναγνωρίστηκε από την US Environmental Protection Agency (EPA) ως βέλτιστη μέθοδος για την ανίχνευση ιόντων στα φυσικά νερά (Morales et al., 2000).

II) Θρεπτικά

Τα θρεπτικά άλατα NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{-3} , NH_4^+ , καθώς και ο ολικός φώσφορος (TP), ολικό άζωτο (TN), προσδιορίστηκαν με φωτομετρικές μεθόδους (φασματοφωτόμετρο MERCK-VEGA 400) και με ιοντική χρωματογραφία (ιοντικός χρωματογράφος Ion Chromatography 850 Professional IC της Metrohm). Τα θρεπτικά άλατα των βεβαρυμένων δειγμάτων τα οποία είχαν το χρώμα των αποβλήτων αναλύθηκαν στον ιοντικό χρωματογράφο.

Μέθοδος προσδιορισμού Νιτρικών Ιόντων (NO_3^-)

Η ανάλυση των NO_3^- έγινε με την χρήση του ιοντικού χρωματογράφου της Metrohm. Το όριο ανίχνευσης της μεθόδου είναι $\text{NO}_3^- < 0,1 \text{ mg/L}$.

Μέθοδος προσδιορισμού Νιτρωδών (NO_2^-)

Ο προσδιορισμός των NO_2^- έγινε σύμφωνα με την Griess Reaction (Merck manual). Σύμφωνα με αυτή, τα νιτρώδη (νιτρώδες οξύ) με την επίδραση σουλφανιλικού οξέως μετατρέπονται σε 4-διαζωβενζοσουλφονικό οξύ. Αυτό το διαζωνικό ιόν ενώνεται με ναφθυλαινοδιαμίνη (N-1-naphthyl ethylenediamine dihydrochloride – NNEDDC) και σχηματίζεται ένα βαθύ κόκκινο αζώχρωμα το οποίο και προσδιορίζεται και ποσοτικοποιείται φωτομετρικά. Μήκος κύματος: 525 nm. Το όριο ανίχνευσης της μεθόδου είναι $\text{NO}_2^- > 0,016 \text{ mg/L}$.

Μέθοδος προσδιορισμού Αμμωνιακών (NH₄⁺)

Ο προσδιορισμός των NH₄⁺ έγινε σύμφωνα με την Berthelot's Reaction (Merck Manual). Αρχικά το pH του δείγματος ρυθμίζεται στο 13. Κάτω από αλκαλικές συνθήκες η NH₃ αντιδρά με υποχλωριώδες νάτριο και σχηματίζεται μονοχλωραμίνη (NH₂Cl). Στη συνέχεια αυτή αντιδρά με αντιδραστήριο που περιέχει θυμόλη (2-isopropyl-5-methylphenol) και σχηματίζεται η κινόνη N-chloro-2-isopropyl-5-methyl quinine mono-imine. Η ένωση αυτή αντιδρά με επιπλέον ποσότητα θυμόλης και σχηματίζεται η 2,2-isopropyl-5,5 methyl-indophenol που έχει χρώμα μπλε, και η οποία προσδιορίζεται φωτομετρικά. Μήκος κύματος: 690 nm. Το όριο ανίχνευσης της μεθόδου είναι NH₄⁺ > 0,013 mg/L.

Μέθοδος προσδιορισμού Ολικού Αζώτου (Total N)

Το οργανικό και ανόργανο άζωτο των ενώσεων στο δείγμα μετατρέπεται σε νιτρικά ιόντα, σύμφωνα με τη μέθοδο Koroleff (1969), με την προσθήκη οξειδωτικού μέσου και θέρμανση. Στη συνέχεια τα νιτρικά μέσα σε πυκνό θειικό οξύ αντιδρούν με ένα παράγωγο του βενζοϊκού οξέος και αναπτύσσουν ένα βαθύ κόκκινο χρώμα ανάλογα και με την ποσότητα των υπαρχόντων νιτρικών. Στη συνέχεια το χρώμα αυτό προσδιορίζεται φωτομετρικά. Μήκος κύματος: 517nm. Η μέθοδος είναι σύμφωνη με τις οδηγίες DIN EN και ISO 11905-1. Το όριο ανίχνευσης της μεθόδου είναι N > 1,0 mg/L.

Μέθοδος προσδιορισμού Φωσφορικών (PO₄³⁻)

Σύμφωνα με τη φωτομετρική μέθοδο, τα ορθοφωσφορικά ιόντα μέσα σε όξινο διάλυμα θειικού οξέος αντιδρούν με ιόντα μολυβδαινίου και σχηματίζεται μολυβδαινοφωσφορικό οξύ, το οποίο στη συνέχεια ανάγεται από ασκορβικό οξύ και σχηματίζει ένα έντονο μπλε χρώμα, το «κυανό του μολυβδαινίου» (φωσφορομολυβδαίνιο - PMB) το οποίο και προσδιορίζεται φωτομετρικά. (Μήκος κύματος: 710 nm). Η μέθοδος είναι σύμφωνη με τις οδηγίες DIN EN 1189 (D11), ISO 6878/1, APHA 4500-P E και EPA 365,2+3. Το όριο ανίχνευσης της μεθόδου είναι PO₄³⁻ > 0,030 mg/L.

Μέθοδος προσδιορισμού Ολικού Φωσφόρου (Total P)

Στο δείγμα επιδρά συνδυασμός θειικού οξέως, υπερθειικών ιόντων και με την θέρμανση στη κατάλληλη θερμοκρασία, οι ενώσεις που περιέχουν φώσφορο αποσυντίθενται. Στη συνέχεια, ο φώσφορος μετατρέπεται σε ορθοφωσφορικά ιόντα τα οποία προσδιορίζονται με τη μέθοδο των

φωσφορικών που περιγράφεται ανωτέρω. Το όριο ανίχνευσης της μεθόδου είναι $P > 0,010$ mg/L.

Μέθοδος προσδιορισμού Πυριτικών (SiO_2)

Τα πυριτικά σε αμμωνιακό επταμολυβδαινικό και θειικό οξύ μετατρέπονται σε β-μολυβδαινοπυριτικό οξύ. Οι ανάλογες ενώσεις του φωσφόρου που μπορεί να παρουσιάζονται, επιλεκτικά εξαλείφονται με ταρταρικό οξύ. Στη συνέχεια, η μερική αναγωγή του μολυβδαίνιου με ένα μείγμα δισουλφιδίου οδηγεί σε μετατροπή στο μπλε β-μολυβδαινοπυρίτιο, το οποίο μετρείται φασμοτοφωτομετρικά.

Αλκαλικότητα

Για τον υπολογισμό της αλκαλικότητας χρησιμοποιήθηκε ο αυτόματος τιτλοδότης της Radiometer TIM900. Ο υπολογισμός της αλκαλικότητας όξινης ανθρακικής (HCO_3^-) και ανθρακικής (CO_3^{2-}), γίνεται δια τιτλοδότησης με 0,1N διάλυμα υδροχλωρικού οξέως (HCl) και το κατάλληλο επιλεκτικό ηλεκτρόδιο.

Τα δείγματα μεταφερθήκαν σε πλαστικά φιαλίδια των 10ml και τοποθετήθηκαν σε αυτόματο εισαγωγέα δειγμάτων πολλαπλών θέσεων όπου ακολούθησε η ανάλυση τους.

III) Προσδιορισμός Ολικών Φαινολών (TPh)

Για τον προσδιορισμό των ολικών φαινολών χρησιμοποιήθηκε η μέθοδος των Folin-Ciocalteu (Folin & Ciocalteu, 1927; Waterman, 1994), κατά την οποία ανιχνεύεται το σύνολο των υδροξυ-φαινυλομάδων (phenolic hydroxyl groups). Η αρχή της μεθόδου στηρίζεται στο ότι οι φαινολικές ενώσεις αναδεικνύουν ένα έντονο μπλε χρώμα ανάγοντας τις ενώσεις του φωσφομολυβδαινικού οξέος (phosphomolybdic acid) και του φωσφοβολφραμικού οξέος (phosphotungstic acid) που περιέχονται στο αντιδραστήριο Folin-Ciocalteu. Από την απορρόφησή τους στα 750 nm προκύπτει η τιμή της συγκέντρωσής τους στο δείγμα. Για τον προσδιορισμό ολικών φαινολών απαιτείται η παρασκευή διαλύματος γαλλικού οξέος και ανθρακικού νατρίου (Na_2CO_3), και το αντιδραστήριο Folin-Ciocalteu.

Ο υπολογισμός της συγκέντρωσης των ολικών φαινολών απαιτεί την κατασκευή μίας πρότυπης καμπύλης με τη χρήση γαλλικού οξέος (3,4,5-τριυδροξυβενζοϊκό οξύ), με

αποτέλεσμα η τιμή της συγκέντρωσης κάθε δείγματος να εκφράζεται ως ισοδύναμο γαλλικό οξύ. Η καμπύλη κατασκευάστηκε με τη χρήση οκτώ πρότυπων διαλυμάτων με εύρος συγκεντρώσεων από 1 mg/L έως 50 mg/L. Για την παρασκευή του γαλλικού οξέος, ακολουθήθηκε η παρακάτω διαδικασία.

Παρασκευή Προτύπου Διαλύματος Γαλλικού Οξέος

Σε μια ογκομετρική φιάλη των 100 ml, διαλύονται 0,5 g ξηρού γαλλικού οξέος σε 10 ml αιθανόλης και αραιώνονται μέχρι τα 100 ml με απεσταγμένο νερό. Το διάλυμα αυτό έχει συγκέντρωση 5000 mg/L γαλλικού οξέος. Σε νέα φιάλη των 100 ml προστίθενται 10 ml από τα 5000 mg/L, και γίνεται αραιώση μέχρι τα 100 ml με απεσταγμένο νερό, αναδεύοντας ταυτόχρονα το διάλυμα. Το διάλυμα αυτό έχει συγκέντρωση 500 mg/L. Από το διάλυμα των 500 mg/L γαλλικού οξέος γίνονται οι απαραίτητες αραιώσεις για την δημιουργία προτύπων για την καμπύλη βαθμονόμησης (π.χ. λήψη 20 ml από το διάλυμα των 500 mg/L γαλλικού οξέος και προσθήκη σε φιαλίδιο 50 ml. Αραιώση με απεσταγμένο νερό ως 50 ml για δημιουργία προτύπου συγκέντρωσης 10 mg/L).

Παρασκευή Διαλύματος Ανθρακικού Νατρίου

200 g άνυδρου ανθρακικού νατρίου διαλύονται σε 800 ml νερού, όπου ακολουθεί βράση μέχρι την ολοκληρωτική διάλυση του ανθρακικού νατρίου. Αφού κρυώσει το διάλυμα γίνεται προσθήκη μερικών ακόμα κρυστάλλων ανθρακικού νατρίου. Μετά από 24 ώρες ακολουθεί προσθήκη νερού έως τελικού όγκου 1 L (πριν προστεθεί το νερό αφαιρούνται οι κρύσταλλοι που δεν έχουν διαλυθεί). Σκοπός είναι να δημιουργηθεί ένα υπερκορεσμένο διάλυμα ανθρακικού νατρίου.

Φασματοφωτομετρική μέτρηση των δειγμάτων

Σε φιαλίδιο των 20 ml μεταφέρθηκαν 1,50 ml δείγματος. Προστέθηκαν 100 μl διαλύματος Folin-Ciocalteu και ακολούθησε ανάδευση του διαλύματος. Στη συνέχεια, μετά από 1-2 λεπτά, προστέθηκαν 300 μl διαλύματος ανθρακικού νατρίου, έγινε ανάδευση του διαλύματος και τα φιαλίδια τοποθετήθηκαν στους 20°C για 2 ώρες (ή 30 min στους 40°C). Οι μετρήσεις της απορρόφησης (Abs) των δειγμάτων έγιναν με φασματοφωτόμετρο (MERCK –VEGA 400) σε μήκος κύματος 750 nm. Όλα τα αντιδραστήρια ήταν υψηλής καθαρότητας του οίκου Merck.

6.2.2. Μετρήσεις ταχύτητας νερού και παροχής

Οι μετρήσεις της ταχύτητας ροής έγιναν με μιλίσκο (ψηφιακό ροόμετρο FP-101 της Global Water) στα τμήματα εκείνα που θεωρήθηκαν αντιπροσωπευτικά για κάθε σταθμό δειγματοληψίας. Οι μετρήσεις πραγματοποιήθηκαν σε σειρά ομαλά κατανεμημένων σημείων επί της νοητής γραμμής και σε βάθος ίσο περίπου με το 60% του μέγιστου βάθους σε κάθε σημείο μέτρησης (Weight & Sonderegger, 2001). Σε κάθε περίπτωση καταβάλλονταν προσπάθεια οι μετρήσεις ροής να γίνονται σε σημεία στα οποία δεν υπήρχαν εμπόδια, ή άλλοι σχηματισμοί, που θα προκαλούσαν τοπικές μεταβολές στην ταχύτητα ροής του ρέματος. Η ολοκλήρωση των τιμών της μέσης ταχύτητας και ο υπολογισμός της παροχής έγινε σύμφωνα με τη βασική εξίσωση μέσης παροχής σε ποτάμι:

$$\bar{Q} = \bar{U} \times A$$

Η συνολική μέση παροχή του ποταμού υπολογίζεται από τις επιμέρους παροχές σύμφωνα με τη σχέση:

$$\bar{Q}_{total} = \bar{Q}_1 + \bar{Q}_2 + \dots \bar{Q}_n$$

Όπου $\bar{Q}_1, \bar{Q}_2, \dots, \bar{Q}_n$:

$$\bar{Q}_1 = \frac{\bar{U}_0 + \bar{U}_1}{2} \times A1$$

$$\bar{Q}_2 = \frac{\bar{U}_1 + \bar{U}_2}{2} \times A2$$

...

$$\bar{Q}_n = \frac{\bar{U}_{n-1} + \bar{U}_n}{2} \times An$$

όπου $\bar{U}_0, \bar{U}_1, \dots, \bar{U}_n$ αντιστοιχούν στη μέση ταχύτητα ροής του ποταμού σε ένα σημείο της διατομής του και σε βάθος $\sim 6/10$ από την επιφάνεια, ενώ $A1, A2, \dots, An$ είναι τα υπολογισμένα τμήματα επιφάνειας της διατομής μεταξύ δύο μετρήσεων μέσης ταχύτητας ροής (Weight & Sonderegger, 2001).

6.2.3. Προσδιορισμός Υπολειμμάτων Φυτοφαρμάκων σε Νερά και Ιζήματα

6.2.3.1 Δειγματοληψία – Συντήρηση Δειγμάτων

Δείγματα νερού και ιζήματος συλλέχθηκαν για τον προσδιορισμό των επιπέδων συγκέντρωσης των επιλεχθέντων φυτοφαρμάκων και των εποχιακών διακυμάνσεών τους. Οι δειγματοληψίες που πραγματοποιήθηκαν ήταν εποχικές και διεξαχθήκαν μέσα στην χρονική περίοδο 2007 – 2008. Αναλυτικά, οι δειγματοληψίες πραγματοποιήθηκαν τον Ιανουάριο/Φεβρουάριο 2007, Μάιο 2007, Νοέμβριο 2007 και Φεβρουάριο/Μάρτιο 2008.

Δυόμιση λίτρα (2,5 L) νερού λήφθηκαν από τέσσερα διαφορετικά σημεία του σταθμού δειγματοληψίας απόστασης περίπου 50 μέτρων, ώστε να συλλεχθεί ένα αντιπροσωπευτικό δείγμα νερού. Το δείγμα νερού λήφθηκε σε γυάλινες σκουρόχρωμες φιάλες, οι οποίες ξεπλένονταν με το υπό-εξέταση δείγμα τουλάχιστον τρεις (3) φορές πριν πληρωθεί κάθε φιάλη. Οι φιάλες νερού τοποθετήθηκαν σε μικρό ψυγείο μεταφοράς με αρκετές παγοκύστες, ώστε να διατηρηθούν τα δείγματα σε χαμηλή θερμοκρασία μέχρι την μεταφορά τους στο εργαστήριο όπου και συντηρήθηκαν στους 4° C μέχρι την ημέρα επεξεργασίας και ανάλυσής τους.

Δείγματα ιζήματος λήφθηκαν από το επιφανειακό στρώμα του υποστρώματος του σταθμού (~5cm) με δειγματολήπτη τύπου αρπαγής (grab sampler) Van-Veen κατασκευασμένο από ανοξείδωτο χάλυβα. Τα δείγματα ιζήματος τοποθετήθηκαν σε πλαστικές σακούλες και μεταφέρθηκαν στο εργαστήριο όπου και συντηρήθηκαν σε βαθιά ψύξη (- 20° C) μέχρι την επεξεργασία και ανάλυσή τους.

6.2.3.2. Προσδιορισμός υπολειμμάτων φυτοφαρμάκων στα υδατικά δείγματα

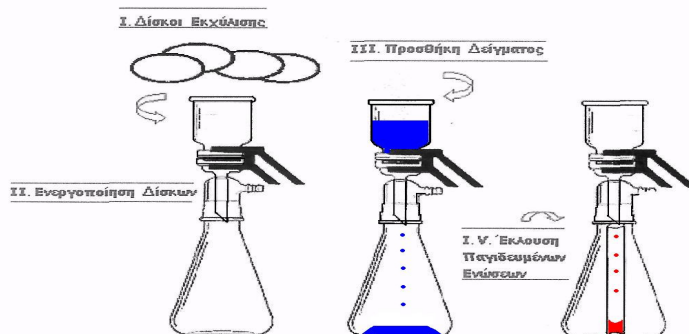
Εκχύλιση δια της στερεάς φάσης (Solid Phase Extraction – SPE)

Η εκχύλιση δια της στερεάς φάσης είναι πιθανόν η πιο δημοφιλής τεχνική που χρησιμοποιείται τα τελευταία χρόνια (Pichon, 2000). Η εκχύλιση πραγματοποιήθηκε σε δίσκους εκχύλισης (extraction disks), στους οποίους το προσροφητικό υλικό έχει ενσωματωθεί σε πολυμερή μεμβράνη. Η μεθοδολογία εκχύλισης δια της στερεάς φάσης περιλαμβάνει τα εξής στάδια: (α) την ενεργοποίηση του προσροφητικού υλικού, (β) τη διήθηση του δείγματος, (γ) την έκπλυση για την απομάκρυνση πιθανών ουσιών που

παρεμποδίζουν και (δ) και τέλος την ανάκτηση των ενώσεων προς ανάλυση (εκρόφιση-έκλυση) (Lambropoulou et al., 2003).

Αρχικά, οι φιάλες με τα δείγματα νερού (2,5 L) αναταράχτηκαν ελαφρώς για να ομογενοποιηθεί το δείγμα, από το οποίο λήφθηκε ένα λίτρο για την ανάλυση. Τα επιβαρημένα δείγματα νερού (π.χ. από τα υγρά απόβλητα ελαιουργείων και χυμοποιείων) προ-φιλτραρίστηκαν με 0,45-μm, διαμέτρου 47mm, τύπου HVLP φίλτρα διήθησης (Millipore Bedford, MA, USA) για την απομάκρυνση αιωρούμενων σωματιδίων και οργανικού υλικού. Στα καθαρά (διαυγή) δείγματα το προ-φιλτράρισμα δεν ήταν απαραίτητο. Το pH των δειγμάτων ρυθμίστηκε με την προσθήκη θεικού οξέος (H_2SO_4) ώστε να κυμαίνεται από 3 έως 4, πριν την διαδικασία εκχύλισης.

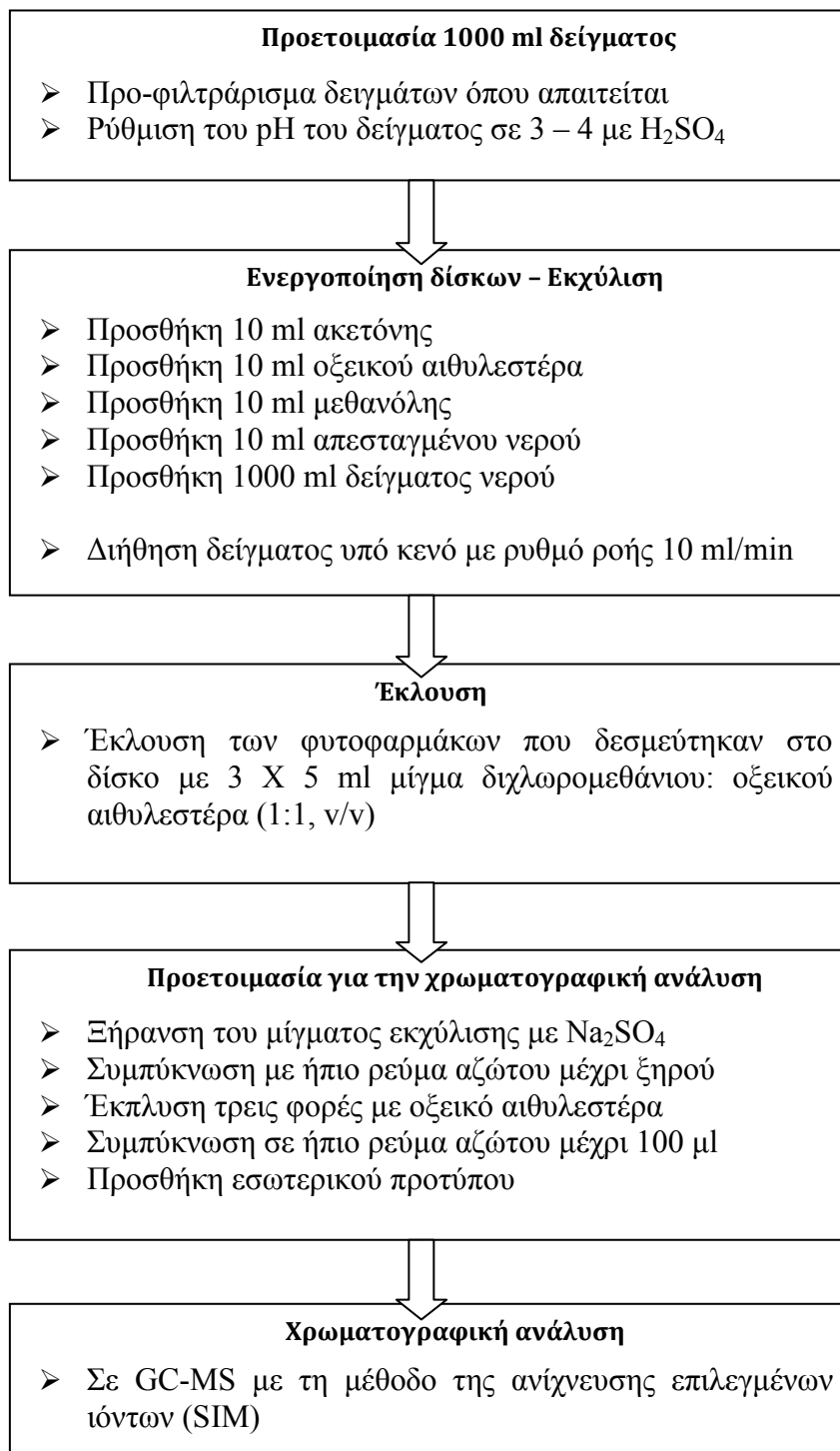
Για κάθε δείγμα νερού, ένας δίσκος εκχύλισης SDB-RPS (styrenedivinybenzene –Reverse Phase Sulfonated, EmporeTM) τοποθετήθηκε σε συσκευή διήθησης Millipore συνδεδεμένη με αντλία κενού (Σχήμα 6.1). Για την ενεργοποίηση των δισκίων εκχύλισης, 10 ml ακετόνης προστέθηκαν και αφέθηκαν να διαποτίσουν το δισκίο για πέντε λεπτά. Στη συνέχεια, απομακρύνθηκε ο διαλύτης με τη χρήση κενού και το δισκίο αφέθηκε να στεγνώσει (~ 5 λεπτά). Έπειτα, 10 ml οξεϊκού αιθυλεστέρα προστέθηκαν για πέντε λεπτά και ακολουθήθηκε η ίδια διαδικασία. Στη συνέχεια, προστέθηκαν διαδοχικά χωρίς να στεγνώσει ο δίσκος εκχύλισης, 10 ml μεθανόλης, 10 ml απεσταγμένου νερού και το 1 λίτρο του δείγματος νερού με ρυθμό ροής 10 ml/λεπτό. Αφού διηθήθηκε όλο το δείγμα, ο δίσκος αφέθηκε να στεγνώσει με τη βοήθεια του κενού για 15-20 λεπτά.



Σχήμα 6.1. Τεχνική εκχύλισης δια της στερεής φάσης

Για την συλλογή των ενώσεων που συγκρατήθηκαν κατά τη διαδικασία διήθησης του δείγματος, 3 x 5 ml μίγματος διχλωρομεθανίου: οξεϊκού αιθυλεστέρα (1:1, v/v), χρησιμοποιήθηκαν, που παρέμειναν στο δίσκο για 5 λεπτά πριν από κάθε έκλυση. Το εκχύλισμα συλλέχθηκε σε δοκιμαστικό σωλήνα τοποθετημένο κάτω από το δίσκο εκχύλισης (Σχήμα 6.1). Ακολούθησε απομάκρυνση της υγρασίας από το μίγμα εκχύλισης με θειικό νάτριο (Na_2SO_4), έγινε έκπλυση του σωλήνα τρεις φορές με οξεϊκό αιθυλεστέρα και συμπύκνωση κάτω από ήπιο ρεύμα αζώτου μέχρι ξηρού. Στη συνέχεια, έγινε έκπλυση τρεις φορές με οξεϊκό αιθυλεστέρα και το έκλυσμα συμπυκνώθηκε σε ήπιο ρεύμα αζώτου μέχρι τελικού όγκου 100 μl . Προστέθηκε εσωτερικό πρότυπο (bromophos ethyl) και ακολούθησε ανάλυση σε αέρια χρωματογραφία.

Η διαδικασία που ακολουθήθηκε για τον προσδιορισμό των επιπέδων υπολειμματικότητας φυτοφαρμάκων στα δείγματα νερού φαίνεται στο διάγραμμα του ακόλουθου σχήματος:



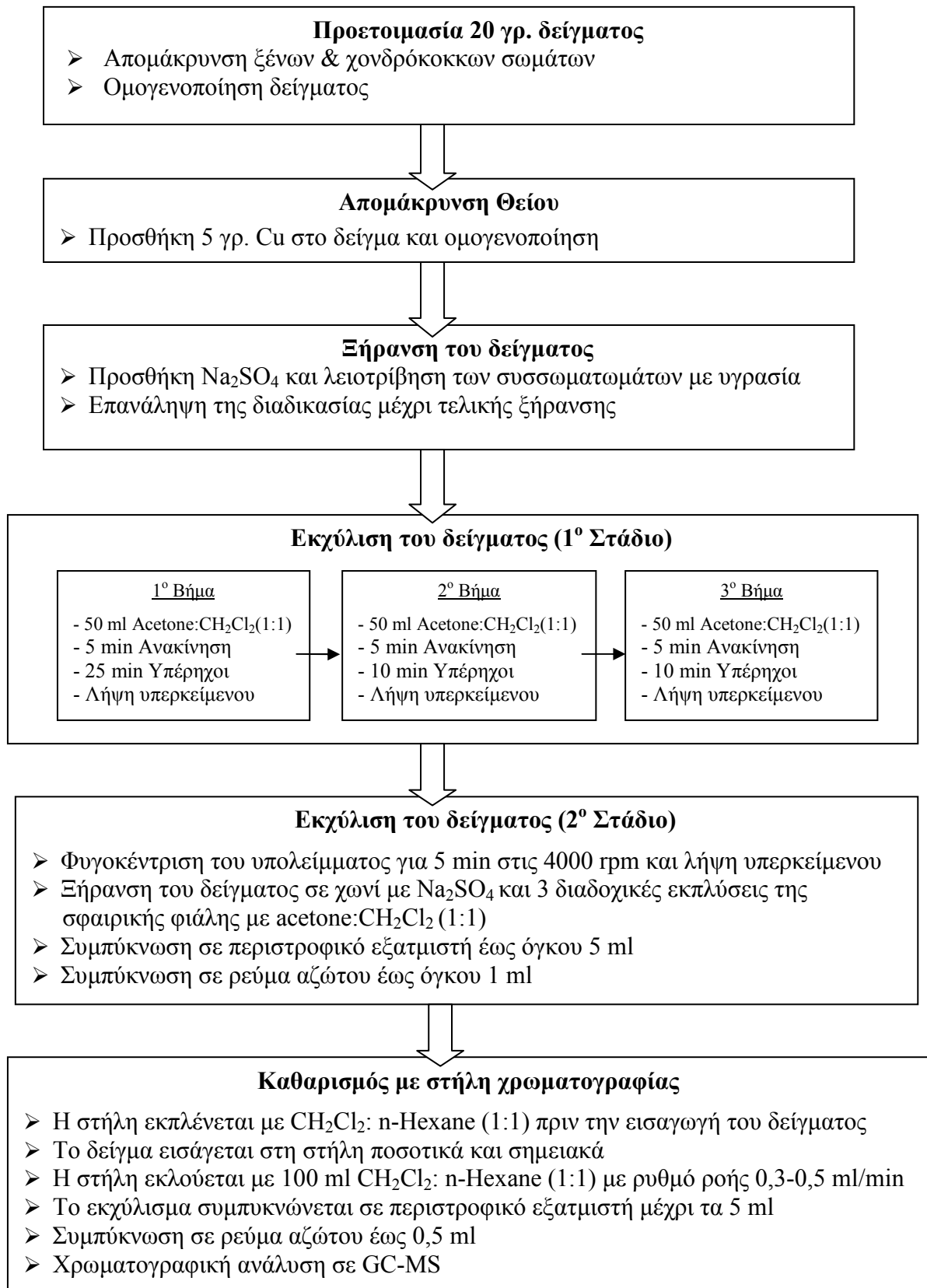
Σχήμα 6.2. Αναλυτική διαδικασία εκχύλισης δια της στερεής φάσης φυτοφαρμάκων από υδατικά δείγματα με δίσκους SDB - RPS

6.2.3.3. Προσδιορισμός υπολειμμάτων φυτοφαρμάκων στα ιζήματα

Εφαρμογή της εκχύλισης δειγμάτων με υπέρηχους

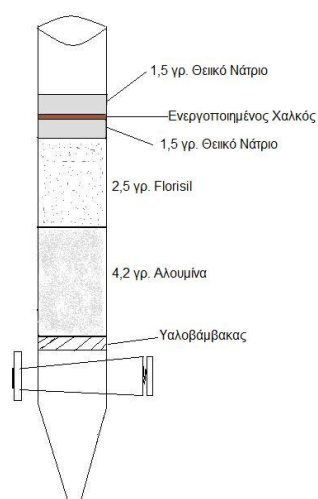
Για τον προσδιορισμό των υπολειμμάτων φυτοφαρμάκων, η διαδικασία ανάλυσης των ιζημάτων πραγματοποιήθηκε σε έξι στάδια, τα οποία απεικονίζονται στο σχήμα 6.3. Αρχικά, απομακρύνθηκε το χονδρόκοκκο υλικό και ομογενοποιήθηκε το δείγμα ιζήματος. Στη συνέχεια, απομακρύνθηκε το θείο (το οποίο μπορεί να παρεμποδίσει την ανάλυση) με την προσθήκη ενεργοποιημένου χαλκού (5 g). Η ενεργοποίηση του χαλκού έγινε με την προσθήκη υδροχλωρικού οξέος (HCL) 1M και στη συνέχεια εκπλύθηκε με απεσταγμένο νερό, ακετόνη και μίγμα CH₂Cl₂:n-Hexane (1:1). Ακολούθησε ξήρανση του χαλκού στον κλίβανο για 20 λεπτά στους 105°C και λειοτρίβιση μέχρι να ομογενοποιηθεί. Ο ενεργοποιημένος χαλκός προστέθηκε στο δείγμα στο στάδιο της ξήρανσης, η οποία επιτεύχθηκε με την προσθήκη άνυδρου θεικού νατρίου. Στη συνέχεια, ακολούθησε η διαδικασία εκχύλισης των δειγμάτων, η οποία πραγματοποιήθηκε σε συσκευή υπέρηχων (Ultrasonic Solvent Extraction, USE). Το δείγμα (ίζημα + Cu + Na₂SO₄) μεταφέρθηκε σε φιάλη 250 ml, προστέθηκε 50 ml ακετόνης, έπειτα ακολούθησε ανακίνηση για 5 λεπτά, και στη συνέχεια η φιάλη τοποθετήθηκε στο λουτρό υπέρηχων για 25 λεπτά. Έγινε λήψη υπερκείμενου και η διαδικασία αυτή επαναλήφθηκε για ακόμα δύο φορές (χρόνος παραμονής στους υπέρηχους 10 λεπτά). Μετέπειτα, το ίζημα φυγοκεντρίθηκε στις 4000 rpm για 5 λεπτά, έγινε λήψη του υπερκείμενου και ακολούθησε επανάληψη της διαδικασίας για δύο ακόμα φορές (Hela and Albanis, 1998).

Στη συνέχεια ακολούθησε διήθηση του εκχυλίσματος (υπερκείμενο που συλλέχθηκε από τις παραπάνω διαδικασίες) για την απομάκρυνση μικρόκοκκου υλικού. Σε σφαιρική φιάλη, τοποθετήθηκε χωνί μεγάλης διαμέτρου με υαλοβάμβακα και άνυδρο θεικό νάτριο για την ξήρανση του δείγματος. Το θεικό νάτριο διαβρέχτηκε με acetone-CH₂Cl₂ (1:1,v/v), έγινε προσθήκη του εκχυλίσματος και μετά την διήθησή του, προστέθηκαν 10 ml acetone-CH₂Cl₂ (1:1,v/v). Το εκχύλισμα συμπυκνώθηκε στον περιστροφικό εξατμιστή (Rotavapor) έως όγκου 5 ml και σε ήπιο ρεύμα αζώτου έως 1 ml.



Σχήμα 6.3. Διαδικασία ανάλυσης ιζημάτων με την εφαρμογή εκχύλισης με υπέρηχους.

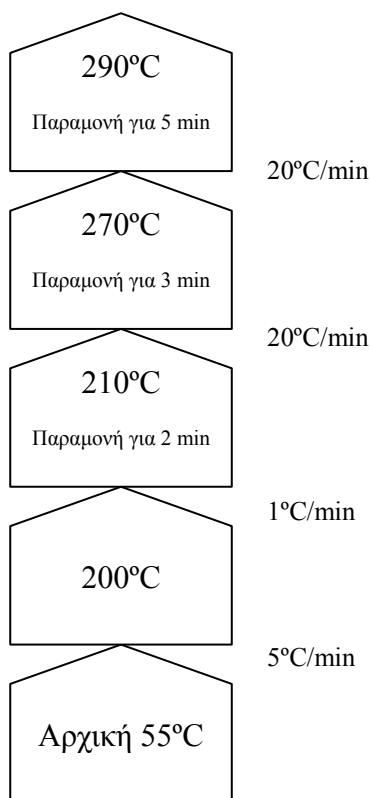
Ακολούθησε καθαρισμός του εκχυλίσματος από παρεμποδίζουσες και συνεκχυλιζόμενες ενώσεις σε στήλη χρωματογραφίας, όπου προστέθηκε αλουμίνα (Al_2O_3), Florisil (γέλη μαγνησίου και πυριτίου) και άνυδρο θειικό νάτριο (Σχήμα 6.4). Επιπλέον, μια μικρή στρώση σκόνης χαλκού προστέθηκε για την απομάκρυνση πιθανής ποσότητας θείου. Το τελικό εκχύλισμα συμπυκνώθηκε στον περιστοφικό εξατμιστή μέχρι 5 ml και σε ρεύμα αζώτου στα 0,5 ml, προστέθηκε εσωτερικό πρότυπο (bromophos ethyl) και ακολούθησε χρωματογραφική ανάλυση σε αέριο χρωματογράφο με φασματογράφο μάζας. Ο υπολογισμός της περιεχόμενης υγρασίας στο δείγμα έγινε με την ζύγιση 10 γρ. δείγματος, ξήρανση στον κλίβανο για 24 ώρες και τελική ζύγιση. Ο ποσοτικός προσδιορισμός των υπολειμμάτων φυτοφαρμάκων στο ίζημα πραγματοποιήθηκε στο ξηρό βάρος των δειγμάτων.



Σχήμα 6.4. Στήλη καθαρισμού

6.2.3.4. Χρωματογραφική ανάλυση με GS/MS

Για το διαχωρισμό και την ταυτοποίηση των ενώσεων χρησιμοποιήθηκε σύστημα αέριου χρωματογράφου με ανιχνευτή μάζας (Shimadzu QP 5000) εφοδιασμένο με μια DB-5-MS τριχοειδή στήλη πυριτίου μήκους 30 m, εσωτερικής διαμέτρου 0,25 mm (SUPELCO, Bellefonte USA). Το φέρον αέριο ήταν ήλιο. Η έγχυση των δειγμάτων έγινε στη θέση splitless (η βαλβίδα παρέμεινε ανοικτή για 30 sec) με όγκο έγχυσης 1 μl. Το φέρον αέριο ήταν το ήλιο με ροή 1 ml/min. Το θερμοκρασιακό πρόγραμμα που ακολούθηθηκε ήταν διάρκειας 50 min και περιγράφεται στο παρακάτω σχήμα (Σχ. 6.5):



Σχήμα 6.5. Θερμοκρασιακό πρόγραμμα.

Το φέρον αέριο ήταν το ήλιο με ροή 1 ml/min. Η θερμοκρασία του εισαγωγέα ήταν 240 °C ενώ η πηγή ιόντων είχε θερμοκρασία 290 °C και τα φάσματα μάζας ελήφθησαν στα 70 eV. Η μέθοδος των επιλεγμένων ιόντων (Selected Ion Monitoring, SIM) χρησιμοποιήθηκε για τον προσδιορισμό των ενώσεων και επιλέχθηκαν τρία ιόντα για την ταυτοποίηση κάθε φυτοφάρμακου. Η επιλογή των ιόντων βασίστηκε στα δομικά χαρακτηριστικά της κάθε ένωσης, στη σχετική ένταση του ιόντος στο φάσμα κάθε ένωσης και στην απουσία παρεμφερών ιόντων άλλης ένωσης στην περιοχή ανίχνευσης.

6.2.3.5. Έλεγχος καταλληλότητας των μεθόδων

Προκειμένου να ελεγχθεί η καταλληλότητα των δύο μεθόδων (εκχύλιση δια της στερεάς φάσης και εκχύλιση με υπέρηχους) για τον προσδιορισμό των υπολειμμάτων φυτοφαρμάκων σε υδατικά δείγματα και ιζήματα, πραγματοποιήθηκε επικύρωση των δυο μεθόδων, η οποία περιλάμβανε την εκτίμηση της γραμμικότητας, της μέσης ανάκτησης (ως μέτρο της ορθότητας ή συστηματικού σφάλματος), της πιστότητας (επαναληψιμότητα,

αναπαραγωγιμότητα) και των ορίων ανίχνευσης (LOD) και ποσοτικοποίησης (LOQ). Για τη μελέτη επικύρωσης χρησιμοποιήθηκε ως υπόστρωμα είτε ποτάμιο υδατικό δείγμα, είτε ίζημα, τα οποία εμβολιάστηκαν με τα πρότυπα διαλύματα των μελετώμενων φυτοφαρμάκων σε διάφορες συγκεντρώσεις. Και στις δυο περιπτώσεις, τα υποστρώματα που χρησιμοποιήθηκαν για την επικύρωση ελέγχθηκαν για την παρουσία ή όχι φυτοφαρμάκων. Στην περίπτωση ανίχνευσης ποσότητας υπολειμμάτων, πραγματοποιήθηκε αφαίρεση από την αρχική ποσότητα που εμβολιάστηκε.

6.2.3.6 Ποσοτικός προσδιορισμός – Όρια ανίχνευσης

Ο ποσοτικός προσδιορισμός των φυτοφαρμάκων πραγματοποιήθηκε με την χρήση εσωτερικού προτύπου (ethyl bromophos). Ο υπολογισμός της άγνωστης συγκέντρωσης των φυτοφαρμάκων στα δείγματα έγινε βάσει της παρακάτω εξίσωσης,

$$C_a = RRF \frac{[\text{εμβαδό κορυφής φυτοφαρμάκου}]}{[\text{εμβαδό κορυφής εσωτερικού προτύπου}]} C_{\text{εσωτερικού προτύπου}}$$

όπου,

C_a , είναι άγνωστη συγκέντρωση φυτοφαρμάκου

RRF, είναι ο σχετικός συντελεστής απόκρισης (relative response factor).

Ο συντελεστής RRF προκύπτει από πρότυπο διάλυμα γνωστής συγκέντρωσης των φυτοφαρμάκων και του εσωτερικού προτύπου όπου δίνεται από τον τύπο:

$$RRF = \frac{[\text{εμβαδό κορυφής εσωτερικού προτύπου}] C_{\text{φυτοφαρμάκου}}}{[\text{εμβαδό κορυφής φυτοφαρμάκου}] C_{\text{εσωτερικού προτύπου}}}$$

Ο ποσοτικός προσδιορισμός με τη χρήση της μεθόδου του εσωτερικού προτύπου υπερτερεί έναντι της πρότυπης καμπύλης αναφοράς, καθώς η χρήση του αναιρεί σφάλματα που προκύπτουν από τυχόν διαφοροποιήσεις στην ευαισθησία του ανιχνευτή ή στον όγκο του δείγματος που εισάγεται για ανάλυση.

6.2.3.7 Εκτίμηση Οικολογικού Κινδύνου (*Ecological Risk Assessment*)

Η Εκτίμηση Οικολογικού Κινδύνου εξετάζει την πιθανότητα να συμβεί ένα ανεπιθύμητο γεγονός σε ένα οικολογικό σύστημα από την δράση ενός εξωγενούς παράγοντα έντασης (stressor). Ο παράγοντας που προκαλεί την "ένταση" μπορεί να είναι μια χημική ουσία, φυσικές αλλαγές (ξαφνικές αλλαγές στην θερμοκρασία) ή ένας φυσικός παράγοντας (ιοντίζουσα ακτινοβολία, θόρυβος, κλπ). Ο βαθμός επικινδυνότητας είναι μια ιδιαίτερη ιδιότητα του παράγοντα έντασης, που μπορεί να έχει κυρίως αρνητικές επιδράσεις σε ένα βιολογικό σύστημα, όπως η καρκινογόνος, μεταλλαξιογόνος⁹ και τοξική δράση, η ενδοκρινική διαταραχή, η οξειδωτική βλαπτική δράση, κ.λπ. Ο εξωγενής παράγοντας (συνήθως αναφέρεται ως ξενοβιοτικός, xenobiotic) έντασης προκαλεί κίνδυνο στο περιβάλλον, εφόσον υπάρχει εκτεταμένη έκθεση των οργανισμών στον παράγοντα αυτόν (Βαλαβανίδης, 2008).

Οι σύγχρονες προσεγγίσεις στην ανάλυση οικοτοξικολογικών δεδομένων εστιάζουν κυρίως στον προσδιορισμό της συγκέντρωσης που προκαλεί οξεία ή χρόνια τοξικότητα (LC₅₀ ή EC₅₀) ενώ ολοένα και περισσότερο αυξάνεται η εκτίμηση της ασφαλούς συγκέντρωσης μιας ουσίας που δεν επιφέρει κάποια επίπτωση σε έναν οργανισμό (no observed effect concentration, NOEC). Οι σύγχρονες προσεγγίσεις της τοξικολογίας εστιάζουν στις υποθανάτιες συγκεντρώσεις για τον προσδιορισμό μιας πιθανής επίπτωσης σε ένα οικοσύστημα ή την πορεία δράσης μιας ουσίας, με στόχο την εκτίμηση της συγκέντρωσης που δεν επιφέρει κάποια επίπτωση (Predicted No Effect Concentration, PNEC). Οι τιμές PNEC προκύπτουν συνήθως από τις τιμές NOEC, οι οποίες λαμβάνονται από υποθανάτιες δοκιμές τοξικότητας.

Η εκτίμηση οικολογικού κινδύνου στοχεύει στην προστασία οικοσυστημάτων λαμβάνοντας υπόψη τις εκτιμώμενες συγκεντρώσεις που δεν επιφέρουν κάποια επίπτωση (PNEC) σε οργανισμούς και υπολογίζεται από τοξικολογικά δεδομένα χρησιμοποιώντας είδη που ανήκουν σε διαφορετικές ταξινομικές και τροφικές ομάδες. Συνεπώς, η ευαισθησία ενός οικοσυστήματος συσχετίζεται με το πιο ευαίσθητο είδος και προκύπτει από δεδομένα που προέρχονται από βιοδοκιμές χρόνιας τοξικότητας.

⁹ Μεταλλαξιογόνος παράγοντας: φυσικός ή χημικός παράγοντας που προκαλεί μεταλλάξεις.

Η απλούστερη και ίσως η πλέον εφαρμοσμένη μέθοδος εκτίμησης οικολογικού κινδύνου μιας ουσίας στα υδάτινα οικοσυστήματα είναι ο υπολογισμός του λόγου κινδύνου RQ (risk quotient) που υπολογίζεται με την παρακάτω εξίσωση:

$$RQ = \frac{\text{έκθεση}}{\text{τοξικότητα}} = \frac{\text{συγκέντρωση στο νερό ή στο ίζημα (PEC)}}{\text{LC}_{50} \text{ ή } \text{EC}_{50} \text{ ή } \text{NOEC (PNEC)}}$$

Κατά την εκτίμηση οικολογικού κινδύνου για τα φυτοφάρμακα που ανιχνεύθηκαν εφαρμόστηκε ο λόγος PEC/PNEC¹⁰. Η υψηλότερη συγκέντρωση που ανιχνεύθηκε στα υδατικά δείγματα χρησιμοποιήθηκε ως PEC, ενώ για PNEC χρησιμοποιήθηκε η χαμηλότερη τιμή χρόνιας τοξικότητας εκ των τριών οργανισμών που ανήκουν σε διαφορετικά τροφικά επίπεδα (ψάρια, ασπόνδυλα και φύκη). Σε όλες τις περιπτώσεις, η τιμή NOEC (no observed effect concentration) της *Daphnia magna* ήταν η χαμηλότερη και, συνεπώς, χρησιμοποιήθηκε για PNEC. Για να ξεπεραστεί η αβεβαιότητα από την αναγωγή της τοξικότητας ενός οργανισμού (single species bioassay) σε επίπεδο οικοσυστήματος, οι τιμές PNEC πολλαπλασιάστηκαν με τον παράγοντα ασφάλειας των 100 (EC 2003). Ο παράγοντας ασφάλειας 100 χρησιμοποιείται όταν υπάρχουν διαθέσιμες τιμές NOEC υδρόβιων οργανισμών από τρία τροφικά επίπεδα (συνήθως φύκη, καρκινοειδή και ψάρια). Για την εκτίμηση οικολογικού κινδύνου χρησιμοποιήθηκαν τα ακόλουθα όρια (RQ = 0.01 χαμηλός κίνδυνος; RQ = 0.1 μεσαίος κίνδυνος; RQ = 1 υψηλός κίνδυνος; RQ = >1 πολύ υψηλός κίνδυνος) (Sanchez-Bayo et al., 2002).

6.2.4 Βαρέα Μέταλλα

Σε όλους τους σταθμούς δειγματοληψίας, προσδιορίστηκαν στο ίζημα οι συγκεντρώσεις των βαρέων μετάλλων. Καθώς οι παράμετροι του ιζήματος δεν αναμένεται να μεταβάλλονται σημαντικά στη διάρκεια του έτους, οι αναλύσεις έγιναν εποχικά. Τα δείγματα ιζήματος συλλέχθηκαν με πλαστικά φτυάρια, τοποθετήθηκαν σε πλαστικά δοχεία πολυαιθυλενίου για την αποφυγή επιμολύνσεων και συντηρήθηκαν στην κατάψυξη (-20 °C).

¹⁰ PEC: predicted environmental concentration — προβλεπόμενη περιβαλλοντική συγκέντρωση.
PNEC: predicted no effect concentration — προβλεπόμενη συγκέντρωση χωρίς επιπτώσεις.
Όταν ο λόγος PEC/PNEC είναι μεγαλύτερος από 1, αυτό δηλώνει ότι θα υπάρξουν δυσμενείς συνέπειες.

Οι συγκεντρώσεις των μετάλλων (V, Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, As, Rb, Sr, Mo, Ba, Pb) στο ίζημα προσδιορίστηκαν με μονάδα Φασματοσκοπίας Φθορισμού Ακτίνων Χ (X-Ray Fluorescence, XRF) της PHILLIPS PW-2400 (Karageorgis et al., 2000). Η μέθοδος στηρίζεται στη διέγερση των ατόμων του δείγματος από ακτινοβολία κατάλληλου μήκους κύματος και στην ανίχνευση των ακτίνων Χ που εκπέμπονται από το δείγμα κατά τη μετάπτωση των διεγερμένων ατόμων στη βασική τους κατάσταση. Στο φάσμα ακτίνων Χ ενός δείγματος που υποβάλλεται στην ανωτέρω διαδικασία, εμφανίζεται μια σειρά χαρακτηριστικών ενεργειακών κορυφών. Η ενεργειακή θέση των κορυφών οδηγεί στην ταυτοποίηση των στοιχείων που περιέχονται στο δείγμα (ποιοτική ανάλυση), ενώ από την έντασή τους προκύπτουν οι σχετικές ή απόλυτες συγκεντρώσεις των στοιχείων του δείγματος (ημι-ποσοτική ή ποσοτική ανάλυση).

Πριν την ανάλυση, τα δείγματα των ιζημάτων ξηράθηκαν στον κλίβανο για 24 ώρες, ακολούθησε κονιοποίηση και ομογενοποίηση του δείγματος σε αχάτινο μύλο (agate mortar mill – Retsch MM-200). Για τον προσδιορισμό των ιχνοστοιχείων, 5 g δείγματος ιζήματος ομογενοποιήθηκαν με 0,5 g κεριού (Hoechst Wax-C). Πιέζοντας το μείγμα μέσα σε κύπελλο αλουμινίου 31 mm (20 ton, 20 sec) με ειδική πρέσα τύπου Herzog HTP-40, κατασκευάστηκαν δισκία (powder pellets) όπου στη συνέχεια εισάχθηκαν στο μηχάνημα. Στη συνέχεια, τα δισκία εισήχθησαν στο όργανο φασματοσκοπίας φθορισμού XRF. Η ακτινοβολία φθορισμού, η οποία παράγεται όταν πρωτογενής ακτινοβολία ακτίνων Χ προσπίπτει στο δείγμα συλλέγεται από ανιχνευτή. Ο ανιχνευτής μετράει παλμούς ανά δευτερόλεπτο (counts per second). Με βάση τον αριθμό των παλμών που έχουν χημικά στοιχεία γνωστή συγκέντρωσης κατασκευάζονται καμπύλες αναφοράς των στοιχείων. Οι συγκεντρώσεις των στοιχείων στα άγνωστα δείγματα προσδιορίστηκαν βάσει των καμπυλών αναφοράς.

6.2.5. Ταξινόμηση Φυσικοχημικής Κατάστασης

Για τα φυσικοχημικά στοιχεία δεν έχουν καθορισθεί ακόμη συνθήκες αναφοράς και ταξινόμησης για διακριτούς τύπους σε εθνικό επίπεδο. Ωστόσο, έχει αναπτυχθεί ένα σύστημα ταξινόμησης των νερών ως προς τα θρεπτικά για μικρές και μεσαίες λεκάνες απορροής ([Nutrient Classification System [NCS], Skoulikidis et al., 2006; Skoulikidis, 2008a], το οποίο μπορεί να εφαρμοσθεί στην περιοχή μελέτης της παρούσας έρευνας που

περιλαμβάνει τέτοιου μεγέθους υπολεκάνες απορροής. Για την ταξινόμηση των σταθμών του Ευρώτα σε κατηγορίες φυσικοχημικής κατάστασης, ακολουθήθηκε μεθοδολογία που αναπτύχθηκε πρόσφατα (Skoulikidis, 2008a). Σύμφωνα με τη μεθοδολογία αυτή, τα χημικά – φυσικοχημικά χαρακτηριστικά ενός υδάτινου σώματος ομαδοποιούνται ανάλογα με τον τύπο των πιέσεων στις οποίες αποκρίνονται, και στη συνέχεια ταξινομούνται σύμφωνα με την αρχή του χειροτέρου. Για παράδειγμα, αν ένα από τα γενικά χημικά – φυσικοχημικά στοιχεία αντιστοιχεί σε μέτρια κατάσταση, τότε το υδάτινο σύστημα αξιολογείται σύμφωνα με την ομάδα των χημικών – φυσικοχημικών στοιχείων στη μέτρια κατάσταση (βλ. Καθοδηγητικό Έγγραφο N°13 - § 4.11). Οι τύποι των πιέσεων που ασκούνται στη λεκάνη απορροής του Ευρώτα και οι αντίστοιχες ομάδες δεικτών είναι:

A) Οργανική επιβάρυνση που προέρχεται από τα αστικά λύματα και από τα υγρά απόβλητα των ελαιοτριβείων και των χυμοποιείων που έχουν ιδιαίτερα υψηλό οργανικό φορτίο. Στα πλαίσια της παρούσας μελέτης ως δείκτες οργανικής επιβάρυνσης χρησιμοποιήθηκαν το διαλυμένο οξυγόνο ($\Delta.O$), το βιοχημικά απαιτούμενο οξυγόνο (BOD_5), το αμμωνιακό άζωτο ($N-NH_4^+$), το άζωτο νιτρικών ιόντων ($N-NO_2^-$) και ο ολικός φώσφορος (TP). Για τη ταξινόμηση των σταθμών σε κατηγορίες ποιότητας, όσο αφορά το $\Delta.O$. χρησιμοποιήθηκαν τα αυστηρότερα κριτήρια συστημάτων ταξινόμησης από άλλες χώρες (Cardoso et al., 2001) (Πίνακας 6.2), ενώ για το $N-NH_4^+$, $N-NO_2^-$ και ολικό φώσφορο εφαρμόστηκε το σύστημα NCS (Skoulikidis et al., 2006; Skoulikidis, 2008a) (Πίνακας 6.2).

Για το BOD_5 καθώς και για το COD δεν έχουν καθοριστεί στην χώρα μας ή στην Ευρωπαϊκή Ένωση κατηγορίες ποιότητας για τα επιφανειακά νερά παρά μόνο ανώτατα και αποδεκτά όρια για το πόσιμο νερό ($BOD_5 < 5$, WHO, 1971), για υδροληψία γλυκών νερών ($BOD_5 < 5$, COD - 30, ΦΕΚ 438/3-7-1991) και για την διαβίωση ψαριών ($BOD_5 < 6$, ΦΕΚ 438/3-7-1991; BOD_5 σαλμονοειδών και κυπρινοειδών 3 και 6 mg/L αντίστοιχα, Οδηγία 2006/44/EK). Στην περίπτωση του BOD_5 χρησιμοποιήθηκε το σύστημα ταξινόμησης που έχει προταθεί στην Εσθονία (Πίνακας 6.3) για τα τρεχούμενα νερά.

Πίνακας 6.2. Σύστημα ταξινόμησης ποιότητας μικρών/μεσαίων ποταμών της Ελλάδας (< 1000 km²) ως προς τα θρεπτικά (NCS, Skoulikidis et al., 2006; Skoulikidis, 2008a)

		Κατηγορίες ποιότητας ως προς τα θρεπτικά				
		Υψηλή	Καλή	Μέτρια	Φτωχή	Κακή
N-NO ₃ ⁻	mg/L	< 0.22	0.22-0.60	0.61 -1.30	1.31-1.80	> 1.80
N-NH ₄ ⁺	mg/L	< 0.024	0.024-0.060	0.061-0.20	0.21-0.50	>0.50
N-NO ₂ ⁻	μg/L	< 3.0	3.0–8.0	8.1–30.0	30.1-70.0	> 70.0
P-PO ₄ ³⁻	μg/L	< 30	30-105	106-165	166-340	> 340
TP	μg/L	< 85	85-165	166-220	221-405	> 405

Πίνακας 6.3. Σύστημα ταξινόμησης ποτάμιων νερών σε κατηγορίες ποιότητας ως προς το διαλυμένο οξυγόνο (Δ.Ο) (Cardoso et al., 2001) και το BOD₅ (Sults, 2002).

		Κατηγορίες ποιότητας ως προς το διαλυμένο οξυγόνο και BOD ₅				
		Υψηλή	Καλή	Μέτρια	Φτωχή	Κακή
Δ.Ο	mg/L	> 7	7–5	5-3	3-1	< 1
BOD ₅	mg/L	<3	3–5	5-8	8-10	>10

Β) Χημική επιβάρυνση που στη Λ.Α. του Ευρώτα προέρχεται από τη διάθεση των ΥΑΕ (φαινόλες) και την χρήση λιπασμάτων και φυτοφαρμάκων. Στα πλαίσια της παρούσας μελέτης, ως δείκτες χημικής επιβάρυνσης για όλους τους σταθμούς φυσικοχημικής παρακολούθησης χρησιμοποιήθηκε το άζωτο νιτρικών ιόντων (N -NO₃⁻), και ο φώσφορος ορθοφωσφορικών ιόντων (P-PO₄³⁻). Για τους συγκεκριμένους ρύπους (specific pollutants), οι οποίοι περιλαμβάνονται στην φυσικοχημική κατάσταση όπως καθορίζει το παράρτημα VIII της ΟΠΥ, χρησιμοποιήθηκαν οι ολικές φαινόλες. Τα μέταλλα και τα φυτοφάρμακα δεν χρησιμοποιήθηκαν για την ταξινόμηση της φυσικοχημικής κατάστασης, γιατί αφενός δεν υπήρχαν μηνιαίες μετρήσεις, αλλά μόνο εποχικές, και αφετέρου επειδή πολλές από τις παραπάνω ενώσεις ανήκουν στις ουσίες προτεραιότητας που πρόσφατα όρισε η Οδηγία 2009/90/EK και χρησιμοποιούνται για την ταξινόμηση της χημικής κατάστασης. Εξάλλου, ο απώτερος σκοπός εφαρμογής της φυσικοχημικής κατάστασης είναι να αξιολογηθούν οι χωρικές και χρονικές μεταβολές της ποιότητας νερών των σταθμών δειγματοληψίας που οφείλονται στα υγρά απόβλητα. Τα μέταλλα και τα φυτοφάρμακα χρησιμοποιήθηκαν ως συμπληρωματικοί παράμετροι όπως αναφέρθηκε και στην εισαγωγή του κεφαλαίου.

Στην περίπτωση που ένας σταθμός ως προς κάποιο συγκεκριμένο ρύπο παρουσιάζει συγκέντρωση κάτω από τα θεσπιζόμενα/αποδεκτά/προτεινόμενα όρια ταξινομείται στην

υψηλή/καλή κατάσταση ενώ αν παρουσιάζει συγκέντρωση υψηλότερη από τα ανωτέρω όρια ταξινομείται ως μέτριας κατάστασης βάσει της ΟΠΥ και άλλων καθοδηγητικών εγγράφων (REFCOND, 2003; UKTAG, 2007). Με βάση τα Καναδικά κριτήρια ποιότητας νερού για την προστασία της υδρόβιας ζωής (Canadian Ministry of Water, Land and Air Protection, 2002), το όριο για τις φαινολικές ενώσεις είναι 0,05 mg/L, ενώ η ανώτατη παραδεκτή συγκέντρωση σύμφωνα με την Ελληνική Νομοθεσία (ΦΕΚ 53/20-2-1986) για το πόσιμο νερό είναι 0,5 mg/L. Για συγκεντρώσεις που υπερβαίνουν τα 0,05 mg/L, η χημική κατάσταση ταξινομήθηκε ως μέτρια ενώ για συγκεντρώσεις μικρότερες των 0,05 mg/L, ως υψηλή. Οι κυριότερες πηγές φαινολών προέρχονται από βιομηχανικά λύματα ενώ ίχνη φαινολών μπορούν να εμφανιστούν στο υδάτινο περιβάλλον από φυσικές διεργασίες, όπως για παράδειγμα από την αποσύνθεση της υδρόβιας βλάστησης (Dobbins et al. 1987) σε συγκεντρώσεις γενικά μικρότερες από 2 mg/L (Environment Canada, 1998).

Για τον υπολογισμό της ποιότητας του κάθε δείκτη λαμβάνεται υπόψη το σύστημα βαθμολόγησης του Πίνακα 6.4. Η φυσικοχημική κατάσταση των σταθμών εξάγεται σύμφωνα με τη χειρότερη κατάσταση που παρουσιάζει η κάθε μια από τις ομάδες δεικτών (οργανική και χημική ρύπανση).

Πίνακας 6.4. Σύστημα βαθμολόγησης των κατηγοριών ποιότητας

Σύστημα Βαθμολόγησης			
Κλάσεις	Όρια Βαθμολογίας		Μέσος όρος
H (High/Υψηλή)	>4-5	(4,1+5)/2	4,55
G (Good/Καλή)	>3-4	(3,1+4)/2	3,55
M (Moderate/Μέτρια)	>2-3	(2,1+3)/2	2,55
P (Poor/Φτωχή)	>1-2	(1,1+2)/2	1,55
B (Bad/Κακή)	<1	1/2	0,5

6.2.6. Στατιστική Επεξεργασία

Για την επεξεργασία των δεδομένων και τις στατιστικές αναλύσεις χρησιμοποιήθηκαν διάφορα ιστογράμματα, θηκογράμματα κ.ά. για την αποτύπωση των αποτελεσμάτων. Για τα αβιοτικά δεδομένα εφαρμόστηκε η ανάλυση συντελεστή συσχέτισης (Pearson Product Moment Correlation Analysis) η οποία είναι ένα μέτρο της συσχέτισης (γραμμική

εξάρτηση) μεταξύ δύο μεταβλητών X και Y , που έχει τιμή μεταξύ 1 και -1 και υπολογίζει την ισχύ της γραμμικής εξάρτησης μεταξύ των δύο αυτών μεταβλητών.

Για την στατιστική επεξεργασία όλων των αβιοτικών παραμέτρων υπολογίστηκαν οι μέσοι όροι από συνολικά 109 δείγματα.¹¹ Όλα τα αβιοτικά δεδομένα, δηλαδή οι χημικές και φυσικοχημικές παράμετροι, τα φυτοφάρμακα που ανιχνεύτηκαν στα ιζήματα και στα δείγματα νερού, τα ιχνοστοιχεία και βαρέα μέταλλα των ιζημάτων, και τέλος οι υδρολογικοί παράμετροι (ταχύτητα ροής και παροχή) λογαριθμίστηκαν (log transformation) και ομαλοποιήθηκαν (normalisation) πριν την ανάλυση των συστάδων (Cluster Analysis), την ανάλυση κυρίων συνιστωσών (PCA) και την ανάλυση ταξιθέτησης σε διαγράμματα ανάλυσης σε πολλαπλές διαστάσεις MDS. Οι αναλύσεις πραγματοποιήθηκαν με τα στατιστικά πακέτα Statistica v.8, PRIMER 6 και το MS Excel.

6.3. ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ ΚΑΙ ΣΥΖΗΤΗΣΗ

6.3.1. Χημικές και Φυσικοχημικές Παράμετροι Νερού

Στο Παράρτημα ΙΙΙ παρουσιάζονται αναλυτικά όλα τα αποτελέσματα των χημικών και φυσικοχημικών μετρήσεων και αναλύσεων της παρούσας εργασίας. Στον πίνακα 6.15 που ακολουθεί παρουσιάζονται οι μέσες, ελάχιστες και μέγιστες τιμές των χημικών-φυσικοχημικών παραμέτρων για την καλύτερη παρουσίαση και ερμηνεία των μετρήσεων.

Όπως φαίνεται στον πίνακα 6.5 και στο σχήμα 6.6, στους σταθμούς που απορρίπτονται τα υγρά απόβλητα των ελαιουργείων και χυμοποιείων, δηλαδή στους σταθμούς 2, 4, 5, 7, 9 και 12, οι συγκεντρώσεις διαλυμένου οξυγόνου (ΔO), βιοχημικά απαιτούμενου οξυγόνου (BOD_5), χημικά απαιτούμενου οξυγόνου (COD), ολικών αιωρούμενων στερεών (TSS), χλωριόντων (Cl) και θρεπτικών (NO_2 , NO_3 , NH_4 , TN , TP , $Org-N$) παρουσίασαν δραματική μεταβολή. Αντίθετα, στους αδιατάρακτους σταθμούς οι συγκεντρώσεις των φυσικοχημικών παραμέτρων (Πίν. 6.5, Σχ. 6.6) παρέμειναν σχεδόν σταθερές ή παρουσίασαν μια ελάχιστη μεταβολή που οφείλεται σε φυσικά αίτια (π.χ. αύξηση ηλιοφάνειας και θερμοκρασίας, μείωση παροχής, εισαγωγή οργανικού υλικού από την παρόχθια βλάστηση, κτλ.).

¹¹ Σαν δείγματα (samples) εννοείται η κάθε δειγματοληψία που πραγματοποιήθηκε από κάθε σταθμό.

Οι τιμές του BOD₅ και COD ήταν σημαντικά αυξημένες κατά την περίοδο διάθεσης των αποβλήτων, με την μεγαλύτερη τιμή να σημειώνεται στον σταθμό 5 (BOD₅: 5652 mgO₂/L – COD: 8254 mgO₂/L). Στον ίδιο σταθμό, οι μέσες τιμές των BOD₅ και COD ήταν 961,58 και 1410,53 mgO₂/L, αντίστοιχα ενώ στον σταθμό 6 που βρίσκεται ανάντη του σταθμού 5, οι μέσες τιμές των BOD₅ και COD ήταν 2,80 και 6,31 mgO₂/L αντίστοιχα. Στον σταθμό 2, οι μέσοι όροι των BOD₅ και COD ήταν 7,68 και 18,6 mgO₂/L, αντίστοιχα, ενώ στον σταθμό 1 που βρίσκεται ανάντη του ελαιουργείου, ο μέσος όρος του BOD₅ ήταν 2,48 mgO₂/L και του COD 5,97 mgO₂/L. Στους σταθμούς 4 και 12, οι μέσοι όροι του BOD₅ ήταν 176,23 και 58,57 mgO₂/L αντίστοιχα και του COD 201,64 και 89,35 mgO₂/L αντίστοιχα. Ιδιαίτερα υψηλές τιμές BOD₅ και COD καταγράφηκαν και στους σταθμούς 7 και 9 που δέχονται τα ΥΑΧ. Οι μέσες τιμές των BOD₅ και COD στον σταθμό 7 ήταν 159,59 και 232,88 mgO₂/L αντίστοιχα, με την μεγαλύτερη τιμή BOD₅ και COD να ξεπερνά τα 1000 mgO₂/L. Στον σταθμό 9, οι μεγαλύτερες τιμές BOD₅ και COD ξεπέρασαν τα 1200 mgO₂/L (Πίν. 6.4.) ενώ οι μέσοι όροι τους ήταν 350,56 και 512,99 mgO₂/L αντίστοιχα. Στους ανάντη σταθμούς, (1,3,6, 10 και 11) οι τιμές παρέμειναν σε πολύ χαμηλές συγκεντρώσεις όπως ήταν άλλωστε αναμενόμενο (Πίν. 6.5, Σχ. 6.6). Τα ολικά αιωρούμενα στερεά παρουσίασαν ακριβώς τις ίδιες μεταβολές με το BOD₅ και COD αφού και οι τρεις αυτές μεταβλητές είναι αποτέλεσμα της παρουσίας υγρών αποβλήτων.

Γενικά, οι τιμές των BOD₅, COD και TSS που καταγράφηκαν στον σταθμό 2, ήταν σχετικά χαμηλές εν συγκρίσει με άλλους σταθμούς (π.χ. 4 και 5), λόγω της κλίσης του σταθμού και της ταχύτητας ροής του νερού. Οι σημαντικές αυτές παράμετροι δεν επιτρέπουν την παραμονή του αποβλήτου στο νερό για μεγάλη χρονική διάρκεια και συμβάλουν σημαντικά στην διεργασία του αυτοκαθαρισμού. Το ίδιο βέβαια δεν παρατηρήθηκε στον πυθμένα του σταθμού, όπου η παραμονή του αποβλήτου στα ιζήματα διήρκεσε λίγο περισσότερο από όσο και η περίοδος διάθεσης των αποβλήτων. Επίσης σημαντικό ρόλο έχει και η απόσταση του σταθμού από το ελαιοτριβείο. Για παράδειγμα, στον σταθμό 12 όπου βρίσκεται περίπου 400 μέτρα κατάντη του ελαιοτριβείου, οι τιμές των BOD₅, COD και TSS ήταν χαμηλότερες από εκείνες του σταθμού 5, ο οποίος βρίσκεται δίπλα από τον αγωγό των αποβλήτων του ελαιουργείου. Επίσης ένας πολύ σημαντικός παράγοντας όσο αφορά τις συγκεντρώσεις των BOD₅ και COD και συνεπώς των TSS, Δ.Ο και κάποιων θρεπτικών είναι η στιγμή δειγματοληψίας. Η διάθεση των αποβλήτων στους υδάτινους αποδέκτες είναι απρόβλεπτη με αποτέλεσμα ο χρόνος της

συλλογής δειγμάτων νερού να μην συμπίπτει με τον χρόνο διάθεσης αποβλήτων. Η ροή του νερού ξεπλένει τα υγρά απόβλητα σε σχετικά γρήγορους ρυθμούς, ιδιαίτερα αν η παροχή και ταχύτητα νερού είναι μεγάλη. Άρα, αν η διάθεση των αποβλήτων πραγματοποιήθηκε μερικές ώρες πριν ή μετά την συλλογή δειγμάτων νερού, τότε οι συγκεντρώσεις των BOD₅, COD και άλλων συσχετιζόμενων παραμέτρων θα βρίσκονται σε πολύ χαμηλά επίπεδα (π.χ. BOD₅: 0,4 mgO₂/L, COD: 3 mgO₂/L, TSS: 1,5 mg/L), όπως και διαπιστώθηκε κατά την περίοδο της έρευνας.

Σημαντικές μεταβολές διαπιστώθηκαν και στις συγκεντρώσεις του διαλυμένου οξυγόνου κατά την περίοδο διάθεσης των αποβλήτων. Στους σταθμούς που δέχονται τα αγροτοβιομηχανικά απόβλητα, τα επίπεδα του ΔΟ ήταν σημαντικά μειωμένα. Η μέση συγκέντρωση του ΔΟ στους αδιατάραχτους σταθμούς ή τουλάχιστον στους σταθμούς που δεν δέχονται υγρά απόβλητα, κυμάνθηκε μεταξύ 7 – 9 mg/L. Αντίθετα στους διαταραγμένους σταθμούς οι μέσες συγκεντρώσεις του ΔΟ κυμάνθηκαν από 3 – 6 mg/L. Οι συγκεντρώσεις του ΔΟ κατά την διάρκεια διάθεσης των αποβλήτων σε πολλές περιπτώσεις μειώνονταν δραματικά δημιουργώντας σχεδόν ανοξικές συνθήκες. Για παράδειγμα, στους σταθμούς που δέχονται τα ΥΑΧ, όπου η ποσότητα των αποβλήτων είναι ιδιαίτερα μεγάλη και διαρκεί για πολλούς μήνες, η συγκέντρωση του ΔΟ σε κάποιες περιπτώσεις δεν ξεπέρασε τα 0,3 mg/L (Πίν. 6.5). Επιπλέον, σε περιόδους διάθεσης αποβλήτων όπου η ροή και η παροχή του νερού ήταν πολύ χαμηλές, άρα και η παραμονή και ποσότητα του αποβλήτου μεγαλύτερη, οι συγκεντρώσεις του ΔΟ παρέμειναν σε πολύ χαμηλά επίπεδα (π.χ. 1,1 mg/L στον σταθμό 5; 1,37 mg/L στον σταθμό 4).

Τα χλωριόντα είναι ένα από τα κύρια ανόργανα συστατικά του νερού αλλά και των υγρών αποβλήτων ΥΑΕ, ΥΑΧ και αστικών λυμάτων. Οι συγκεντρώσεις των χλωριόντων ήταν γενικά αυξημένες στους σταθμούς διάθεσης απόβλητων εν συγκρίσει με τους σταθμούς αναφοράς. Για παράδειγμα, στον σταθμό αναφοράς 6 η μέση συγκέντρωση ήταν 6,21 mg/L, ενώ στον κατάντη σταθμό 5 ήταν 16,93 mg/L. Παρατηρώντας όμως την μηνιαία διακύμανση των συγκεντρώσεων, τα επίπεδα χλωριόντων στον κατάντη σταθμό ήταν αυξημένα και κατά τους μήνες που δεν λειτουργούν τα ελαιοτριβεία. Επιπλέον, στον σταθμό 10 που χρησιμοποιείται σαν σταθμός σύγκρισης των σταθμών 7 και 9, οι συγκεντρώσεις χλωριόντων δεν είχαν μεγάλες αποκλίσεις (Πίνακας 6.5).

Στους πεδινούς σταθμούς (7,9 και 10) όπου οι γεωργικές δραστηριότητες είναι έντονες, ανιχνεύτηκαν υψηλές τιμές νιτρικών και ολικού αζώτου που προέρχονται από τις απορροές των λιπασμάτων. Στον σταθμό 7, ο μέσος όρος νιτρικών ήταν 16,92 mg/L και ολικού αζώτου 6,86 mg/L, στον σταθμό 9, 7,80 mg/L και 5,45 mg/L και στον σταθμό 10, 19,26 mg/L και 4,70 mg/L (Πίν. 6.5). Υψηλές τιμές αζώτου, όπως οργανικού και ολικού αζώτου, αλλά και ολικού φωσφόρου, οφείλονται σε ένα μεγάλο ποσοστό και στην παρουσία υγρών αποβλήτων αφού υψηλές συγκεντρώσεις ανιχνεύθηκαν και κατά την περίοδο διάθεσης αποβλήτων. Στον σταθμό 5 τον Δεκέμβριο 2007 όπου το BOD₅ και COD ήταν 5652 και 8254 mgO₂/L αντίστοιχα, η συγκέντρωση του ολικού αζώτου ήταν 13,8 mg/L και του οργανικού 12,26 mg/L, ενώ του ολικού φωσφόρου ήταν 5 mg/L. Τους υπόλοιπους μήνες οι συγκεντρώσεις των συγκεκριμένων θρεπτικών παρέμειναν κάτω του ορίου ανίχνευσης. Από το γεγονός αυτό συμπεραίνεται ότι υπάρχει μεγάλη διακύμανση θρεπτικών κατά την διάρκεια διάθεσης των ΥΑΕ. Την στιγμή διάθεσης των ΥΑΕ που το ρυπαντικό φορτίο είναι ιδιαίτερα υψηλό, οι συγκεντρώσεις των συγκεκριμένων θρεπτικών εκτινάσσονται. Μετά το πέρας την διάθεσης των υγρών αποβλήτων, το νερό υφίσταται αραίωση και καθαρίζεται προσωρινά μέχρι την επόμενη ρίψη.

Γενικά, η σύνθεση των μεταλλικών στοιχείων των ρεμάτων της λεκάνης απορροής του ποταμού Ευρώτα αποτελεί αποτέλεσμα της γεωλογικής σύστασης της περιοχής. Το ασβέστιο ήταν το κυρίαρχο κατιόν και διακυμάνθηκε μεταξύ 46,52 mg/L και 124,04 mg/L σε όλους τους σταθμούς δειγματοληψίας, και ακολούθησαν το μαγνήσιο και το νάτριο. Το κάλιο διακυμάνθηκε από 0,70 mg/L έως 8,08 mg/L με τις μεγαλύτερες συγκεντρώσεις να σημειώνονται στους σταθμούς που δέχονται τα υγρά απόβλητα. Τα θειικά (9,19 mg/L – 119,92 mg/L), τα χλωριόντα (6,20 mg/L – 19,96 mg/L) και τα διττανθρακικά (3,86 mg/L - 6,35 mg/L) αντιπροσώπευσαν το μεγαλύτερο μέρος των ανιόντων των ρεμάτων, με το θειικό να είναι το υψηλότερο. Υψηλότερες συγκεντρώσεις θειικών παρουσιάστηκαν στον σταθμό 3 (119,92 mg/L) σε σύγκριση με τους υπόλοιπους σταθμούς (9,19 mg/L – 55,54 mg/L), πιθανότατα λόγω της υψηλότερης παροχής του.

Πίνακας 6.5. Μέσες τιμές (M), τυπική απόκλιση (\pm S.D) και ελάχιστες (MIN) μέγιστες (MAX) τιμές φυσικοχημικών παραμέτρων στους σταθμούς δειγματοληψίας (Νοέμβριος 2006 – Μάιος 2008).

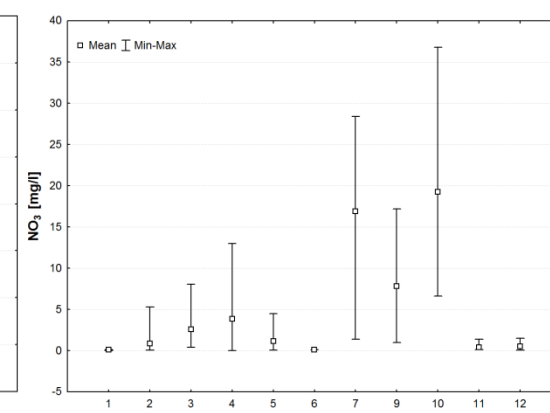
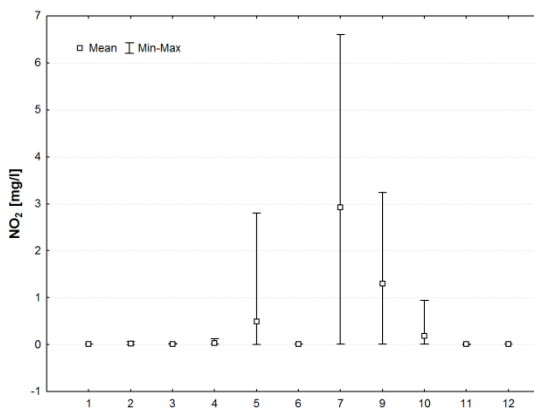
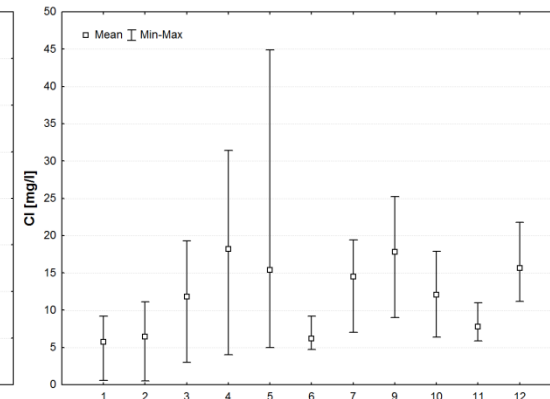
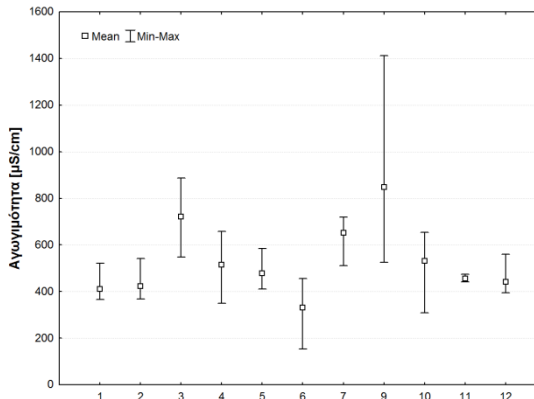
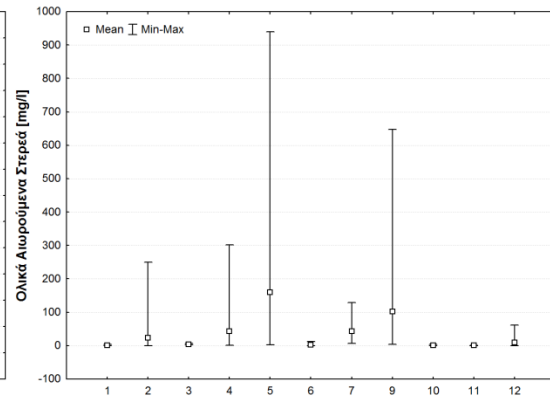
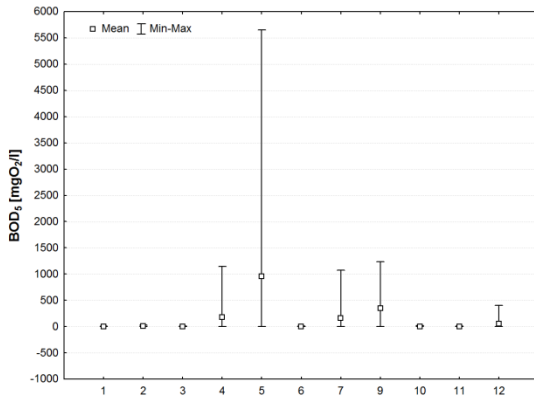
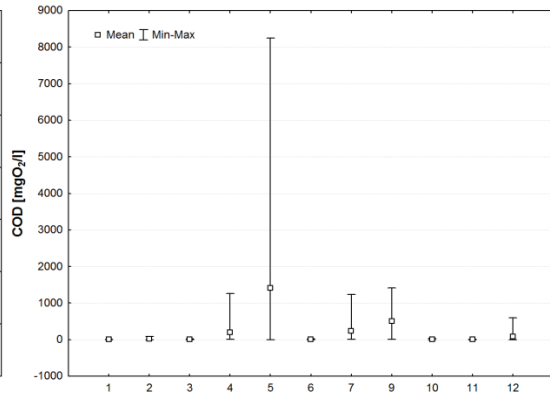
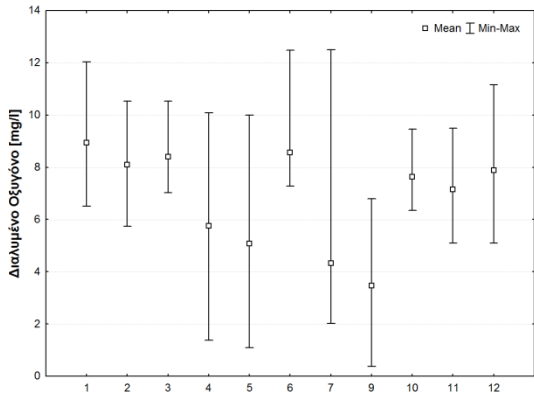
Χημικοί και Φυσικοχημικοί Παράμετροι	1 (N=12)		2 (N=12)		3 (N=10)		4 (N=8)	
	M \pm S.D	MIN-MAX	M \pm S.D	MIN-MAX	M \pm S.D	MIN-MAX	M \pm S.D	MIN-MAX
Θερμοκρασία (°C)	10,79 \pm 3,44	7,40 - 18,80	10,76 \pm 3,25	7,60 - 18,38	13,42 \pm 2,63	10,85 - 18,70	12,73 \pm 1,22	11,00 - 14,50
pH	8,37 \pm 0,16	8,08 - 8,56	8,19 \pm 0,25	7,76 - 8,52	8,05 \pm 0,16	7,79 - 8,23	7,55 \pm 0,34	6,99 - 7,99
Αγωγιμότητα (μ S/cm)	410,5 \pm 49,94	365,25 - 521,75	423,08 \pm 53,82	369 - 540,75	722,35 \pm 111,04	547 - 886,25	515,47 \pm 91,57	349 - 657,5
Διαλυμένο O ₂ (mg/L)	8,93 \pm 1,85	6,51 - 12,04	8,10 \pm 1,49	5,74 - 10,53	8,40 \pm 1,14	7,03 - 10,53	5,76 \pm 3,27	1,37 - 10,08
Κορεσμένο O ₂ (%)	88,56 \pm 18,28	67,97 - 120,96	80,15 \pm 14,85	60,67 - 107,23	84,59 \pm 14,39	70,47 - 118,21	57,51 \pm 33,71	13,91 - 106,70
COD (mgO ₂ /L)	5,97 \pm 3,27	2,00 - 12,00	18,60 \pm 23,40	1,20 - 83,00	7,84 \pm 4,91	2,10 - 16	201,64 \pm 431,78	3,90 - 1256
BOD ₅ (mgO ₂ /L)	2,48 \pm 2,31	0,00 - 6,70	7,68 \pm 9,87	0,00 - 29,00	2,61 \pm 3,38	0,00 - 11	176,23 \pm 397,24	0,80 - 1150
Ολικά Αιωρούμενα Στερεά (mg/L)	1,33 \pm 1,16	0,16 - 4,17	23,52 \pm 71,56	0,50 - 250,38	4,18 \pm 1,31	2,20 - 6,50	43,72 \pm 104,86	0,60 - 301,50
Ολικές Φαινόλες (mg/L)	0 \pm 0	0 \pm 0	5,08 \pm 15,82	0 - 55,29	0 \pm 0	0 \pm 0	14,16 \pm 24,40	0 - 68,76
SiO ₂ (mg/L)	6,14 \pm 1,12	3,91 - 7,38	6,42 \pm 0,92	5,22 - 8,26	9,31 \pm 0,83	8,09 - 10,64	8,63 \pm 1,09	7,25 - 10,31
Ca (mg/L)	65,16 \pm 11,01	40,83 - 84,78	70,15 \pm 12,91	46,73 - 86,19	124,04 \pm 33,71	53,79 - 177,39	85,50 \pm 10,84	64,15 - 101,10
Mg (mg/L)	16,57 \pm 2,21	13,94 - 20,70	16,03 \pm 3,73	6,11 - 21,59	16,75 \pm 3,01	11,86 - 21,88	13,42 \pm 8,17	5,58 - 22,57
Na (mg/L)	5,99 \pm 1,15	4,69 - 8,77	7,27 \pm 3,15	4,38 - 12,75	10,71 \pm 1,80	7,26 - 13,10	11,52 \pm 2,42	7,94 - 14,56
K (mg/L)	1,04 \pm 0,95	0,31 - 3,99	3,45 \pm 5,40	0,38 - 19,04	0,70 \pm 0,08	0,60 - 0,80	4,64 \pm 6,22	0,40 - 16,80
HCO ₃ (meq/L)	3,86 \pm 0,75	2,34 - 4,74	4,12 \pm 0,65	2,63 - 5,15	5,30 \pm 0,85	3,07 - 5,90	5,09 \pm 1,18	2,98 - 6,53
CO ₃ (meq/L)	0,06 \pm 0,21	0,00 - 0,73	0,00 \pm 0	0,00 - 0,00	0,12 \pm 0,36	0,00 - 1,15	0,04 \pm 0,11	0,00 - 0,32
SO ₄ (mg/L)	38,69 \pm 18,62	24,74 - 96,10	46,61 \pm 23,17	21,67 - 99,20	119,92 \pm 55,61	56,31 - 233	44,39 \pm 24,56	17,80 - 84,40
Cl (mg/L)	6,61 \pm 2,67	0,60 - 11,37	7,33 \pm 3,22	0,50 - 13,31	13,22 \pm 3,22	8,00 - 19,30	19,96 \pm 6,79	12,20 - 31,40
NO ₃ (mg/L)	0,09 \pm 0,02	0,02 - 0,10	0,84 \pm 1,58	0,04 - 5,27	2,57 \pm 2,59	0,43 - 8,05	3,83 \pm 4,41	0 - 12,97
NO ₂ (mg/L)	0,02 \pm 0,00	0,02 - 0,02	0,02 \pm 0,01	0,00 - 0,06	0,02 \pm 0,00	0,01 - 0,02	0,03 \pm 0,04	0,02 - 0,12
NH ₄ (mg/L)	0,02 \pm 0,00	0,01 - 0,03	0,07 \pm 0,10	0,01 - 0,34	0,03 \pm 0,01	0,01 - 0,06	0,17 \pm 0,43	0,01 - 1,23
PO ₄ (mg/L)	0,08 \pm 0,00	0,08 - 0,08	0,11 \pm 0,05	0,03 - 0,20	0,08 \pm 0,00	0,08 - 0,10	0,64 \pm 0,84	0,08 - 2,26
Ολικό Άζωτο (mg/L)	1,00 \pm 0,00	1,00 - 1,00	0,99 \pm 0,32	0,22 - 1,70	1,15 \pm 0,34	1,00 - 2,00	1,51 \pm 1,06	1,00 - 4,10
Οργανικό Άζωτο (mg/L)	0,96 \pm 0,00	0,95 - 0,97	0,75 \pm 0,31	0,20 - 0,96	0,64 \pm 0,41	0,08 - 1,42	0,51 \pm 0,42	0,14 - 0,96
Ολικός Φώσφορος (mg/L)	0,03 \pm 0,01	0,03 - 0,07	0,04 \pm 0,02	0,02 - 0,10	0,03 \pm 0,00	0,03 - 0,03	0,25 \pm 0,38	0,03 - 1,06
Ολική Σκληρότητα (mmol/1CaCO ₃)	2,31 \pm 0,34	1,59 - 2,91	2,41 \pm 0,36	1,76 - 3,04	3,78 \pm 0,94	1,83 - 5,33	2,69 \pm 0,48	1,83 - 3,41
Παροχή νερού (L/s)	31,28 \pm 23,47	2,16 - 75,60	34,72 \pm 24,19	1,50 - 77,76	25,82 \pm 19,75	7,00 - 57,20	10,29 \pm 8,23	0 - 24,00
Ταχύτητα ροής (m/s)	0,30 \pm 0,13	0,09 - 0,55	0,35 \pm 0,23	0,09 - 0,99	0,24 \pm 0,12	0,10 - 0,44	0,16 \pm 0,10	0 - 0,30

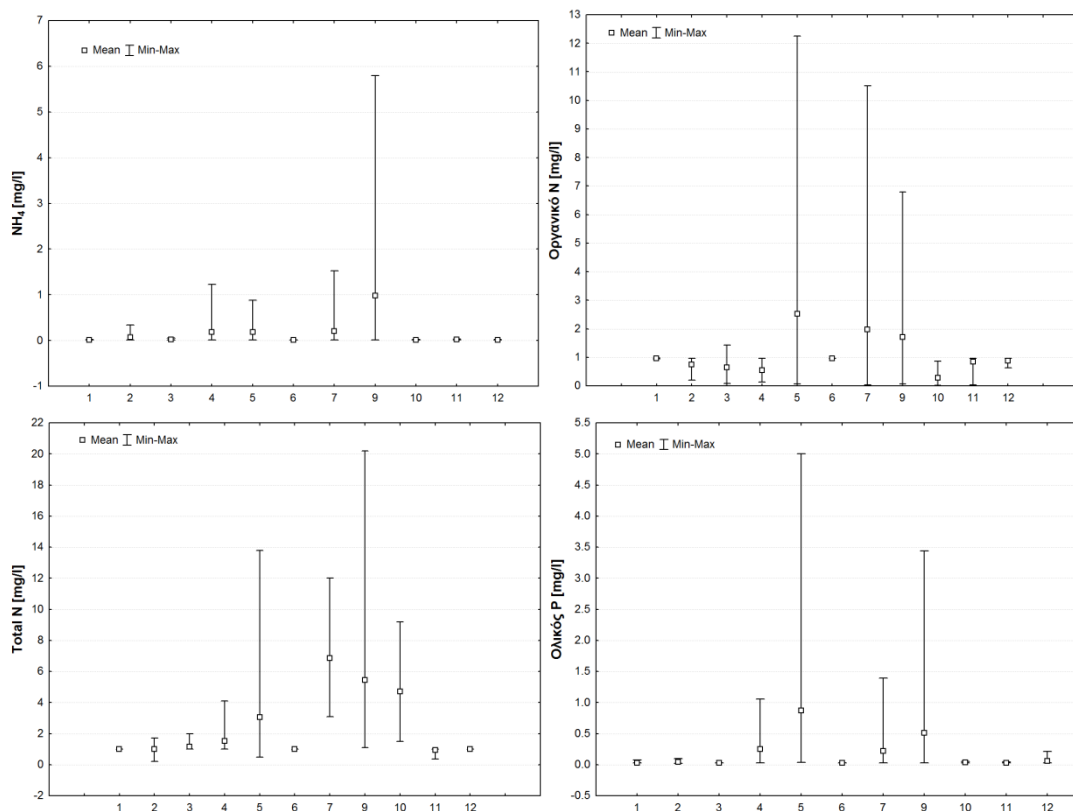
Πίνακας 6.5. (συνέχεια)

Χημικοί και Φυσικοχημικοί Παράμετροι	5 (N=6)		6 (N=8)		7 (N=12)		9 (N=12)	
	M ± S.D	MIN-MAX	M ± S.D	MIN-MAX	M ± S.D	MIN-MAX	M ± S.D	MIN-MAX
Θερμοκρασία (°C)	12,91 ± 2,14	10,50 - 15,50	12,38 ± 1,93	9,00 - 14,23	19,55 ± 4,60	13,13 - 28,20	17,90 ± 3,02	13,50 - 22,10
pH	7,86 ± 0,58	6,76 - 8,4	8,05 ± 0,33	7,71 - 8,57	7,535 ± 0,24	7,16 - 7,99	7,72 ± 0,89	6,60 - 10,08
Αγωγιμότητα (μS/cm)	478,32 ± 61,56	411,7 - 583,75	331,44 ± 88,60	152,5 - 455,75	652,12 ± 58,31	511,2 - 720	847,76 ± 240,75	525,25 - 1413
Διαλυμένο O ₂ (mg/L)	5,08 ± 3,48	1,10 - 9,99	8,57 ± 1,69	7,28 - 12,48	4,34 ± 2,82	2,02 - 12,5	3,46 ± 2,31	0,38 - 6,80
Κορεσμένο O ₂ (%)	49,85 ± 33,84	10,14 - 94,97	84,06 ± 18,09	67,91 - 126,44	48,39 ± 33,39	23,82 - 149,05	37,19 ± 24,58	4,01 - 76,25
COD (mgO ₂ /l)	1410,53 ± 3352,88	2,40 - 8254	6,31 ± 5,47	0,50 - 17	232,88 ± 336,08	3,50 - 1234	512,99 ± 557,99	7,90 - 1413
BOD ₅ (mgO ₂ /l)	961,58 ± 2298	0,00 - 5652	2,80 ± 3,82	0,00 - 11	159,59 ± 295,35	2,20 - 1077	350,56 ± 428,92	0,10 - 1237
Ολικά Αιωρούμενα Στερεά (mg/L)	160,50 ± 381,64	2,34 - 939,50	2,70 ± 4,17	0,47 - 12,90	43,13 ± 40,70	6,40 - 128,50	101,88 ± 182,28	4,45 - 648,00
Ολικές Φαινόλες (mg/L)	52,48 ± 88,31	0 - 227,88	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
SiO ₂ (mg/L)	6,87 ± 3,12	2,06 - 10,98	7,89 ± 0,85	6,56 - 9,41	10,04 ± 1,41	8,02 - 12,23	9,05 ± 0,97	7,59 - 10,71
Ca (mg/L)	46,52 ± 24	2,36 - 75,24	55,45 ± 17,77	33,96 - 83,66	86,96 ± 15,75	55,90 - 100,82	92,08 ± 30,18	30,50 - 133,80
Mg (mg/L)	17,14 ± 7,75	1,71 - 23,56	16,94 ± 1,91	14,31 - 20,43	21,46 ± 3,45	14,81 - 25,36	19,81 ± 3,39	14,27 - 24,50
Na (mg/L)	11,03 ± 8,74	0,32 - 26,84	9,37 ± 4,14	6,32 - 18,51	15,41 ± 3,03	11,34 - 20,32	47,37 ± 26,37	15,42 - 116,10
K (mg/L)	4,63 ± 4,87	1,15 - 10,46	1,57 ± 1,32	0,48 - 4,47	4,64 ± 2,55	1,60 - 10,10	8,08 ± 4,63	2,30 - 16,80
HCO ₃ (meq/L)	4,41 ± 0,91	3,03 - 5,45	3,95 ± 0,87	2,63 - 4,96	5,27 ± 0,65	3,84 - 5,96	6,35 ± 1,29	3,41 - 8,14
CO ₃ (meq/L)	0,10 ± 0,16	0,00 - 0,38	0,00 ± 0,00	0,00 - 0,00	0,03 ± 0,09	0 - 0,30	0,07 ± 0,17	0 - 0,56
SO ₄ (mg/L)	32,40 ± 7,78	24,78 - 47,13	25,49 ± 4,51	20,24 - 33,90	47,46 ± 12,94	33,63 - 74,00	55,54 ± 19,88	23,29 - 83,40
Cl (mg/L)	16,93 ± 13,95	6,70 - 44,88	6,206 ± 1,62	4,70 - 10,22	14,63 ± 3,14	8,00 - 19,40	18,55 ± 3,02	13,70 - 25,20
NO ₃ (mg/L)	1,15 ± 1,77	0,04 - 4,51	0,10 ± 0,0	0,10 - 0,10	16,92 ± 8,70	1,38 - 28,42	7,80 ± 4,93	1,00 - 17,20
NO ₂ (mg/L)	0,50 ± 1,13	0,01 - 2,80	0,02 ± 0,0	0,02 - 0,02	2,92 ± 2,41	0,01 - 6,60	1,30 ± 1,14	0,02 - 3,24
NH ₄ (mg/L)	0,16 ± 0,35	0,01 - 0,88	0,01 ± 0,0	0,01 - 0,01	0,22 ± 0,43	0,01 - 1,52	2,02 ± 4,00	0,01 - 13,50
PO ₄ (mg/L)	0,13 ± 0,10	0,02 - 0,31	0,08 ± 0,0	0,08 - 0,08	0,28 ± 0,34	0,08 - 1,10	1,36 ± 2,36	0,05 - 8,40
Ολικό Άζωτο (mg/L)	3,06 ± 5,26	0,49 - 13,80	1,00 ± 0,0	1,00 - 1,00	6,86 ± 2,31	3,10 - 12,00	5,45 ± 5,01	1,10 - 20,20
Οργανικό Άζωτο (mg/L)	2,38 ± 4,86	0,04 - 12,26	0,96 ± 0,0	0,96 - 0,96	1,97 ± 2,84	0,04 - 10,50	1,72 ± 1,96	0,07 - 6,79
Ολικός Φώσφορος (mg/L)	0,87 ± 2,02	0,04 - 5,00	0,03 ± 0,0	0,03 - 0,03	0,22 ± 0,38	0,03 - 1,39	0,51 ± 0,95	0,03 - 3,44
Ολική Σκληρότητα (mmol/1CaCO ₃)	2,19 ± 0,33	1,97 - 2,85	2,08 ± 0,45	1,48 - 2,68	3,05 ± 0,42	2,28 - 3,56	3,11 ± 0,84	1,35 - 4,26
Παροχή νερού (L/s)	62,43 ± 58,15	4,8 - 174	69,95 ± 69,31	10,5 - 232	77,29 ± 32,37	37,60 - 136,50	52,11 ± 46,2	0 - 150,40
Ταχύτητα ροής (m/s)	0,30 ± 0,17	0,12 - 0,58	0,36 ± 0,11	0,15 - 0,51	0,30 ± 0,05	0,22 - 0,38	0,39 ± 0,3	0 - 0,91

Πίνακας 6.5. (συνέχεια)

Χημικοί και Φυσικοχημικοί Παράμετροι	10 (N=6)		11 (N=12)		12 (N=11)	
	M ± S.D	MIN-MAX	M ± S.D	MIN-MAX	M ± S.D	MIN-MAX
Θερμοκρασία	14,74 ± 2,67	12,20 - 18,65	14,03 ± 1,593	12,00 - 17,70	14,36 ± 2,346	11,40 - 18,53
pH	8,14 ± 0,22	7,90 - 8,5	7,67 ± 0,15	7,50 - 7,92	7,92 ± 0,29	7,21 - 8,20
Αγωγιμότητα (μS/cm)	531,91 ± 134,25	308,25 - 654	455,95 ± 11,15	440,5 - 474	441,03 ± 50,06	394,2 - 560
Διαλυμένο O ₂ (mg/L)	7,63 ± 1,06	6,34 - 9,45	7,15 ± 1,42	5,10 - 9,49	7,88 ± 1,98	5,10 - 11,15
Κορεσμένο O ₂ (%)	77,24 ± 11,07	64,30 - 92,50	74,14 ± 14,72	52,84 - 100,26	80,02 ± 21,54	50,64 - 114,37
COD (mgO ₂ /L)	10,65 ± 12,36	0,90 - 35	6,07 ± 2,60	2,40 - 11,00	89,35 ± 178,23	0,80 - 594
BOD ₅ (mgO ₂ /L)	4,38 ± 6,81	0,00 - 16	2,59 ± 2,31	0,00 - 7,40	58,57 ± 124,07	0,00 - 404
Ολικά Αιωρούμενα Στερεά (mg/L)	1,39 ± 1,52	0,20 - 4	0,66 ± 0,41	0,08 - 1,40	9,03 ± 18,67	0,30 - 61,67
Ολικές Φαινόλες (mg/L)	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	4 ± 8,32	0 - 26,5
SiO ₂ (mg/L)	5,35 ± 2,33	2,17 - 8,74	6,00 ± 0,575	4,85 - 6,77	9,38 ± 1,092	7,51 - 11,27
Ca (mg/L)	83,80 ± 26,25	56,28 - 116,34	89,95 ± 17,30	42,02 - 104,70	73,75 ± 12,776	56,64 - 95,32
Mg (mg/L)	14,79 ± 4,63	7,68 - 18,92	6,93 ± 5,488	2,38 - 14,96	12,26 ± 2,789	9,60 - 18,58
Na (mg/L)	7,92 ± 2,73	4,35 - 10,67	5,49 ± 3,028	4,10 - 15,06	10,75 ± 2,766	6,18 - 15,74
K (mg/L)	0,80 ± 0,37	0,18 - 1,20	0,93 ± 0,971	0,07 - 3,44	0,96 ± 0,301	0,57 - 1,55
HCO ₃ (meq/L)	4,73 ± 1,52	2,63 - 6,00	5,07 ± 0,837	2,93 - 5,71	4,44 ± 0,688	3,29 - 5,31
CO ₃ (meq/L)	0 ± 0	0 - 0	0,02 ± 0,071	0,00 - 0,25	0 ± 0	0 - 0
SO ₄ (mg/L)	38,78 ± 17,49	16,15 - 67,30	9,19 ± 1,579	6,96 - 12,70	23,63 ± 7,604	17,40 - 38,87
Cl (mg/L)	12,42 ± 4,34	6,40 - 17,90	7,50 ± 1,514	5,90 - 10,90	16,00 ± 3,735	11,20 - 21,80
NO ₃ (mg/L)	19,26 ± 11,60	6,64 - 36,80	0,39 ± 0,339	0,10 - 1,40	0,49 ± 0,515	0,04 - 1,51
NO ₂ (mg/L)	0,18 ± 0,37	0,02 - 0,94	0,01 ± 0,004	0,00 - 0,02	0,02 ± 0,000	0,02 - 0,02
NH ₄ (mg/L)	0,02 ± 0,01	0,01 - 0,05	0,02 ± 0,006	0,01 - 0,03	0,01 ± 0,004	0,01 - 0,02
PO ₄ (mg/L)	0,08 ± 0,02	0,04 - 0,11	0,07 ± 0,020	0,01 - 0,08	0,15 ± 0,156	0,08 - 0,52
Ολικό Άζωτο (mg/L)	4,70 ± 2,98	1,50 - 9,20	0,95 ± 0,182	0,37 - 1,00	1,00 ± 0,000	1,00 - 1,00
Οργανικό Άζωτο (mg/L)	0,28 ± 0,34	0,02 - 0,86	0,84 ± 0,254	0,04 - 0,96	0,87 ± 0,117	0,64 - 0,97
Ολικός Φώσφορος (mg/L)	0,03 ± 0,01	0,03 - 0,05	0,03 ± 0,005	0,03 - 0,04	0,06 ± 0,071	0,03 - 0,21
Ολική Σκληρότητα (mmol/lCaCO ₃)	2,70 ± 0,80	1,83 - 3,68	2,53 ± 0,344	1,66 - 2,80	2,34 ± 0,405	1,81 - 2,91
Παροχή νερού (L/s)	15,5 ± 13,53	0 - 33,6	20,07 ± 18,2	3,00 - 57,80	54,71 ± 35,27	2,40 - 108
Ταχύτητα ροής (m/s)	0,3 ± 0,28	0 - 0,62	0,18 ± 0,1	0,05 - 0,37	0,22 ± 0,10	0,06 - 0,36





Σχήμα 6.6. Μέσες (Mean), ελάχιστες (Min) και μέγιστες (Max) τιμές σημαντικών φυσικοχημικών παραμέτρων στους σταθμούς δειγματοληψίας (Νοέμβριος 2006 – Μάιος 2008).

6.3.2. Επίπεδα Υπολειμμάτων Φυτοφαρμάκων στο Νερό και στο Ιζήμα

Τα χαρακτηριστικά επίδοσης της εκχύλισης δια της στερεάς φάσης και της εκχύλισης με υπέρηχους, που ελέγχθηκαν, επιβεβαίωσαν την καταλληλότητα των δυο μεθόδων για τον αξιόπιστο ποσοτικό προσδιορισμό των υπολειμμάτων φυτοφαρμάκων σε υδατικά δείγματα και ιζήματα, αντίστοιχα. Και οι δυο μέθοδοι παρουσιάζουν καλή γραμμικότητα ($r^2 > 0.98$) σε ευρεία περιοχή συγκεντρώσεων, καλή ευαισθησία, πιστότητα και ορθότητα. Οι ανακτήσεις ($n = 5$) κυμάνθηκαν σε ικανοποιητικά επίπεδα, από 62-109% και 52-119% για τα υδατικά δείγματα και για τα ιζήματα, αντίστοιχα. Οι σχετικές τυπικές αποκλίσεις (Relative standard deviations, RSD) ήταν μικρότερες από 17% για τα υδατικά δείγματα και μικρότερες από 28% για τα ιζήματα. Το LOD των ενώσεων υπολογίστηκε ως η συγκέντρωση εκείνη της ένωσης που δίνει αναλογία σήματος προς θόρυβο (signal to noise ratio, S/N) 3:1, ενώ το LOQ προσδιορίστηκε ως η συγκέντρωση εκείνη της ένωσης που

δίνει αναλογία σήματος προς θόρυβο 10:1. Τα LODs κυμάνθηκαν κάτω από 90 ng/L για τα υδατικά δείγματα και κάτω από 5 ng/g dw για τα ιζήματα.

Ο χρόνος κατακράτησης και τα τρία επιλεγμένα ιόντα για κάθε φυτοφάρμακο παρουσιάζονται στον πίνακα 6.6 Διαχωρίστηκαν πέντε περιοχές ιόντων με βάση το χρόνο κατακράτησης της κάθε ένωσης. Η πρώτη ομάδα ιόντων ανιχνεύθηκε από τα 12 έως τα 23 min, η δεύτερη από τα 23 έως τα 30 min, η τρίτη από τα 30 έως τα 35 min, η τέταρτη από τα 35 έως τα 40 min και η πέμπτη από τα 40 έως το τέλος του προγράμματος. Στο σχήμα 6.7 παρουσιάζεται ένα χαρακτηριστικό χρωματογράφημα των 40 φυτοφαρμάκων που χρησιμοποιήθηκαν για την ανάλυση.

Από τα 40 φυτοφάρμακα που ελέγχθηκαν με το GS/MS, ανιχνεύθηκαν συνολικά 9, εκ των οποίων δύο ζιζανιοκτόνα (Metolachlor και Alachlor), δύο μυκητοκτόνα (Triadimenol και Penconazole) και 5 εντομοκτόνα (Dimethoate, Fenthion, Malathion, Monocrotophos και Carbofenthion). Από τα 88 συνολικά υδατικά και εδαφικά δείγματα, υπολείμματα φυτοφαρμάκων ανιχνεύθηκαν σε 11 δείγματα από 6 σταθμούς δειγματοληψίας. Τα φυτοφάρμακα triadimenol, metolachlor, penconazole, alachlor, dimethoate, monocrotophos, malathion, fenthion και carbofenthion ανιχνεύθηκαν στους σταθμούς 3, 4, 5, 7, 9 και 10. Υπολείμματα φυτοφαρμάκων δεν εντοπίστηκαν στους σταθμούς δειγματοληψίας 1, 2, 6, 11 και 12. Όπως αναφέρθηκε και νωρίτερα ο σταθμός 8 δεν είχε ροή κατά τη διάρκεια των 2 ετών που διήρκησαν οι δειγματοληψίες (2006-2008). Τα φυσικοχημικά χαρακτηριστικά και η περιβαλλοντική τύχη των ενώσεων που ανιχνεύθηκαν παρουσιάζονται στον πίνακα 6.7.

Πίνακας 6.6. Χρόνος κατακράτησης και επιλεγμένα ιόντα για κάθε φυτοφάρμακο.

Φυτοφάρμακα	Χρόνος συγκράτησης	Μοριακό βάρος	Επιλεγμένα ιόντα			
1 Dichlorvos	14.6	220	109	185	149	
2 EPTC	17.81	189	128	189	43	
3 Captafol	18.45	349	349	79	150	
4 Mevinphos	19.76	224	224	127	192	
5 Captan	21.79	299	299	79	107	
6 Molinate	22.73	187	126	187	98	
7 Propachlor	24.37	211	120	176	93	
8 Ethoprophos	25.09	243	156	126	200	
9 Ethafluralin	25.46	316	276	316	292	
10 Trifluralin	25.85	335	264	306	290	
11 Monocrotophos	26.36	223	223	192	127	
12 Dimethoate	27.29	229	87	93	125	
13 Simazine	27.7	202	202	201	186	
14 Atrazine	27.9	215	200	215	173	
15 Diazinon	28.82	304	304	137	179	
16 Pyrimethanil	28.98	198	198	102	129	
17 Phosphamidon	30.36	264	127	264	111	
18 M.Parathion	31.02	269	269	263	109	
19 Alachlor	31.19	263	160	188	238	
20 Prometryne	31.91	241	184	241	226	
21 Fenitrothion	32.38	277	109	125	277	
22 Malathion	33.13	330	127	173	125	
23 Metolachlor	33.25	283	162	238	160	
24 Fenthion	33.73	278	109	125	278	
25 E.Parathion	33.97	291	291	291	109	
26 Dicofol	34.25	368	368	139	251	
27 Penconazole	36.09	248	159	161	248	
28 Phenthoate	36.49	274	125	274	157	
29 Triadimenol	36.68	168	112	168	128	
30 Methidathion	37.43	302	302	85	145	
31 α -Endosulfan	38.61	404	195	241	237	
32 Fenamiphos	39.36	303	303	303	154	
33 Muchlobutanil	41.03	288	179	150	206	
34 Oxyfluorfen	41.64	361	252	361	331	
35 Metamitron	41.91	302	302	104	252	
36 Endrin	42.27	317	317	263	281	
37 β -Endosulfan	42.69	404	404	195	339	
38 Ethion	43.23	231	231	203	97	
39 Benalaxyl	43.97	325	148	91	206	
40 Carbofenothion	44.01	342	157	97	342	

Πίνακας 6.7. Ιδιότητες και φυσικοχημικά χαρακτηριστικά των φυτοφαρμάκων που ανιχνευτήκαν στους παραποτάμους του Ευρώτα Ποταμού.

Όνομα Φυτοφαρμάκου	Μοριακή Μάζα (g/mol)	Διαλυτό τητα* (mg/L)	Διαλυτότητα στο νερό**	t1/2 στο νερό (Μέρες)	t1/2 στο ιζήμα (Μέρες)	Koc (mg/L)	BCF
Triadimenol	295,76	72	Μέτρια	n/a	250	273	21
Penconazole	284,18	73	Μέτρια	>706	138	2205	320
Alachlor	269,77	240	Μέτρια	n/a	8	124	39
Metolachlor	283,8	530	Υψηλή	97	15-70	200	68,8
Dimethoate	229,26	39800	Υψηλή	8	20	30	n/a
Malathion	330,36	148	Μέτρια	< 1 εβδομ	1-25	217	103
Fenthion	278,33	4.2	Μικρή	2 εβδομ	4-6 εβδομ	1500	226
Carbofenothion	342,9	0.34	Μικρή	n/a	>6 μήνες	50000	1000
Monocrotophos	223,16	818000	Υψηλή	n/a	7	19	n/a

*Διαλυτότητα στο νερό στους 20°C

** Διαλυτότητα στο νερό ≤50 μικρή; 50-500 μέτρια; >500 υψηλή.

t1/2: χρόνος ημιζωής (Half-life) μιας ουσίας. Είναι ο χρόνος που απαιτείται για να διασκορπιστεί ή να αποδομηθεί η μισή από την αρχική συγκέντρωση του φυτοφαρμάκου.

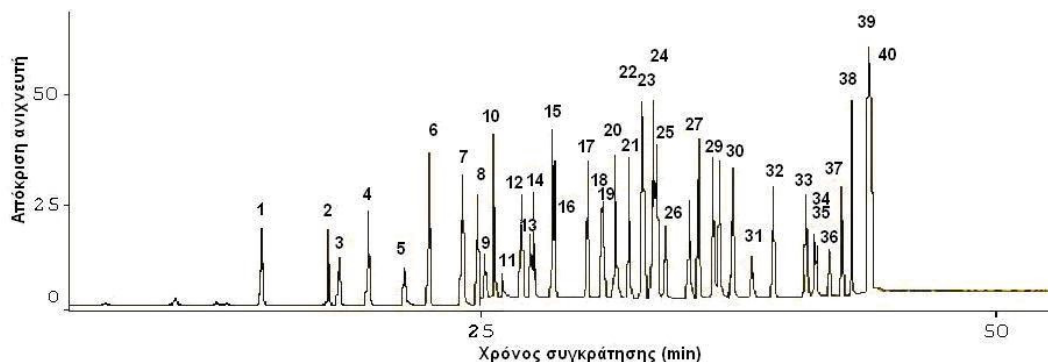
Koc: Organic-carbon sorption constant. Ο συντελεστής κατανομής οργανικού άνθρακα Koc μετριέται σε μονάδες cm³/g. Φυτοφάρμακα με τιμές Koc<50 παρουσιάζουν υψηλή κινητικότητα, αυτά που έχουν τιμές μεταξύ 150 και 500 παρουσιάζουν μέτρια κινητικότητα, ενώ τιμές >2000 συνεπάγονται μικρή κινητικότητα του φυτοφαρμάκου.

BCF: Bio-concentration factor. Συντελεστής βιοσυσσωρευσης (BCF). Σύμφωνα με το REACH¹ μια χημική ουσία είναι “άκρως βιοσυσσωρεύσιμη” αν ο συντελεστής BCF είναι μεγαλύτερος από 5000 και “πολύ ανθεκτική” εάν ο χρόνος ημιζωής τους στο θαλάσσιο ή γλυκό νερό υπερβαίνει τις 60 ημέρες ή αν ο χρόνος ημιζωής τους στα θαλάσσια ή εσωτερικών νερών ιζήματα υπερβαίνει τις 180 ημέρες.

Στοιχεία και δεδομένα συγκεντρώθηκαν από τις παρακάτω βάσεις δεδομένων

- Pesticide Properties Database (<http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/en/index.htm>)
- The Extension Toxicology Network (<http://extoxnet.orst.edu>).

¹ ΚΑΝΟΝΙΣΜΟΣ (ΕΚ) αριθ. 1907/2006 ΤΟΥ ΕΥΡΩΠΑΪΚΟΥ ΚΟΙΝΟΒΟΥΛΙΟΥ ΚΑΙ ΤΟΥ ΣΥΜΒΟΥΛΙΟΥ για την καταχώριση, την αξιολόγηση, την αδειοδότηση και τους περιορισμούς των χημικών προϊόντων (REACH) και για την ίδρυση του Ευρωπαϊκού Οργανισμού Χημικών Προϊόντων καθώς και για την τροποποίηση της οδηγίας 1999/45/ΕΚ και για την κατάργηση του κανονισμού (ΕΟΚ) αριθ. 793/93 του Συμβουλίου και του κανονισμού (ΕΚ) αριθ. 1488/94 της Επιτροπής καθώς και της οδηγίας 76/769/ΕΟΚ του Συμβουλίου και των οδηγιών της Επιτροπής 91/155/ΕΟΚ, 93/67/ΕΟΚ, 93/105/ΕΚ και 2000/21/ΕΚ



Σχήμα 6.7. Χρωματογράφημα των 40 φυτοφαρμάκων του προτύπου που χρησιμοποιήθηκαν για την ανάλυση. 1.Dichlorvos, 2.EPTC, 3.Captafol, 4.Mevinphos, 5.Captan, 6.Molinate, 7.Propachlor, 8.Ethoprophos, 9.Ethafluralin, 10.Trifluralin, 11.Monocrotophos, 12.Dimethoate, 13.Simazine, 14.Atrazine, 15.Diazinon, 16.Pyrimethanil, 17.Phosphamidon, 18.M.Parathion, 19.Alachlor, 20.Prometryne, 21.Fenitrothion, 22.Malathion, 23.Metolachlor, 24.Fenthion, 25.E.Parathion, 26.Dicofol, 27.Penconazole, 28.Phenthoate, 29.Triadimenol, 30.Methidathion, 31.α-Endosulfan, 32.Fenamiphos, 33.Muchlobutanil, 34.Oxyfluorfen, 35.Metamitron, 36.Endrin, 37.β-Endosulfan, 38.Ethion, 39.Benalaxyl, 40.Carbofenthiion.

6.3.2.1. Υδατικά δείγματα

Τα περισσότερα φυτοφάρμακα ανιχνεύθηκαν στα δείγματα του Φεβρουαρίου 2007 και Μαρτίου του 2008, δηλαδή κατά την διάρκεια της βροχερής περιόδου. Η συγκέντρωση των περισσότερων φυτοφαρμάκων που ανιχνεύτηκαν στα υδατικά δείγματα (Πίν. 6.8) ξεπέρασαν τα αποδεκτά όρια για το πόσιμο νερό (0,1 µg/L). Υπολείμματα του μυκητοκτόνου penconazole ανιχνεύθηκαν σε όλα τα υδατικά δείγματα από τους σταθμούς 7, 9 και 10, οι οποίοι απορρέουν μέσα από τη γεωργική και αστική ζώνη της λεκάνης του Ευρώτα. Η συχνότητα ανίχνευσης του penconazole φανερώνει ότι η χρήση του είναι τακτική και ότι εφαρμόζεται σε όλη τη διάρκεια του έτους. Η εφαρμογή του περιλαμβάνει κυρίως κήπους, αμπέλια, ελιές και τις γεωργικά περιαστικές περιοχές, ενώ είναι αρκετά ανθεκτικό στο νερό (χρόνος ημι-ζωής στο νερό είναι περισσότερο από 706 ημέρες), και μπορεί να προκαλέσει χρόνια τοξικότητα σε υδρόβιους οργανισμούς.

Με υψηλή συγκέντρωση στα υδατικά δείγματα ανιχνεύτηκε και το dimethoate (Σταθμός 9 - 5,58 µg/L). Η υψηλή συγκέντρωση του συγκεκριμένου φυτοφαρμάκου μπορεί να οφείλεται στην σχετικά πρόσφατη εφαρμογή του, καθώς έχει χαμηλό χρόνο ημί-ζωής (7 ημέρες) και έχει την δυνητική ικανότητα της εδαφικής έκπλυσης (leaching) (Postigo et al., 2010). Το triadimenol ανιχνεύτηκε επίσης στο σταθμό 9, σε συγκέντρωση 0,098 µg/L.

Πρόκειται για ένα αζολικό μυκητοκτόνο και ένας μεταβολίτης του triadimefon, το οποίο χρησιμοποιείται ευρέως στη γεωργία αλλά και σε αρκετούς τύπους βιοκτόνων για την προστασία των υλικών (επεξεργασία του ξύλου, μπετόν, μπογιές και στέγες) (Kahle et al., 2008). Παρά το γεγονός ότι, οι μελέτες τέτοιου τύπου μυκητοκτόνων στα επιφανειακά ύδατα είναι περιορισμένες, μικρές συγκεντρώσεις έχουν αναφερθεί σε υγρά απόβλητα και σε τρεχούμενα νερά (Kahle et al., 2008; Stamatidis et al., 2010) καθώς και σε δείγματα νερού από τάφρους (Kreuger et al., 1998, Berenzen et al., 2005).

Πίνακας 6.8. Υπολείμματα φυτοφαρμάκων (μg/L) στα δείγματα νερού των σταθμών δειγματοληψίας (Δ/Α = Δεν ανιχνεύθηκαν)

Σταθμοί	Περίοδος	Triadimenol	Penconazole	Alachlor	Metolachlor	Dimethoate	Malathion	Fenthion
1	Όλες	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α
2	Όλες	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α
3	Όλες	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α
4	Όλες	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α
5	Όλες	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α
6	Όλες	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α
7	Φεβ-07	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α
	Ιουν-07	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α
	Νοε-07	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α
	Μαρ-08	Δ/Α	0.222	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α
9	Φεβ-07	Δ/Α	0.748	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α
	Ιουν-07	Δ/Α	0.198	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α
	Νοε-07	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α
	Μαρ-08	0.098	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	5.288	Δ/Α	Δ/Α
10	Φεβ-07	Δ/Α	0.546	0.124	0.314	Δ/Α	0.548	0.06
	Ιουν-07	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α
	Νοε-07	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α
	Μαρ-08	Δ/Α	0.071	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α
11	Όλες	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α
12	Όλες	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α

Υπολείμματα των alachlor, metolachlor, malathion και fenthion ανιχνεύθηκαν σε δείγματα νερού του σταθμού 10 τον Φεβρουαρίου 2007. Ο σταθμός 10 βρίσκεται ανάμεσα σε ελαιώνες και πορτοκαλεώνες και ως εκ τούτου γίνεται αποδέκτης μη σημειακών πηγών ρύπανσης από αγροχημικά προϊόντα. Μεταξύ των φυτοφαρμάκων που ανιχνεύθηκαν σε αυτό το σταθμό, το alachlor, ένα από τα κύρια ζιζανιοκτόνα καλαμποκιού στην Ελλάδα,

έχει χαρακτηριστεί ως ουσία προτεραιότητας στην Ευρωπαϊκή Ένωση στον τομέα της πολιτικής των υδάτων και υπόκειται σε περιβαλλοντικά πρότυπα ποιότητας στα επιφανειακά ύδατα (EE, 2008). Ωστόσο, η μέγιστη επιτρεπόμενη συγκέντρωση για αυτήν την ένωση στα επιφανειακά νερά (0,7 µg/L) είναι πολύ υψηλότερη από αυτή που εντοπίστηκε στα ρέματα του ποταμού Ευρώτα (0,124 µg/L). Το metolachlor, ένα άλλο ευρέως χρησιμοποιημένο ζιζανιοκτόνο, ανιχνεύτηκε σε 0,314 µg/L. Όσον αφορά τα εντομοκτόνα, το fenthion και malathion, παρά την εκτεταμένη χρήση τους ως γεωργικά και οικιακά εντομοκτόνα στην περιοχή μελέτης, ανιχνεύτηκαν σε πολύ χαμηλές συγκεντρώσεις κατά 0,06 µg/L και 0,55 µg/L, αντίστοιχα. Η περιορισμένη ανίχνευση των ενώσεων αυτών στα υδατικά δείγματα ίσως να αποδίδεται στην σχετικά ταχεία μετατροπή τους. Ωστόσο, οι ενώσεις αυτές μπορούν να έχουν δυνητικό κίνδυνο για το υδάτινο περιβάλλον, δεδομένου ότι τα παράγωγά τους είναι πιο τοξικά (π.χ. fenthion sulfoxide, fenthion sulfon, malaoxon, malathion dicarboxylic acid) (Lacorte et al., 1995; Minelli et al., 1996; Aker et al., 2008.). Αξίζει να σημειωθεί ότι τα φορτία των συγκεκριμένων οργανοφωσφορικών ενώσεων πιθανότατα θα εξαιρεθούν στο μέλλον, καθώς η χρήση τους δεν επιτρέπεται πλέον στην Ελλάδα.

Γενικά, οι συγκεντρώσεις των φυτοφαρμάκων που ανιχνεύτηκαν στα υδατικά δείγματα των παραπόταμων του Ευρώτα ήταν υψηλότερες από τις συγκεντρώσεις των επιφανειακών υδάτων που αναφέρονται στη βιβλιογραφία (Lambropoulou et al., 2002; Hela et al., 2005; Konstantinou et al., 2006; Rabiet et al., 2010). Σε γενικές γραμμές, οι συγκεντρώσεις στα επιφανειακά νερά μεταβάλλονται ανάλογα με το μέγεθος του ποταμού, τον όγκο του νερού και της βαθμό εντατικοποίησης των χρήσεων γης (Warren et al., 2003). Έτσι, οι υψηλότερες συγκεντρώσεις ανιχνεύονται συνήθως σε μικρά ποτάμια και ρέματα που ρέουν μέσα από γεωργικές εκτάσεις λίγο μετά την εφαρμογή των γεωργικών φαρμάκων (Albanis et al., 1998), ενώ στους μεγάλους ποταμούς, οι μέγιστες συγκεντρώσεις διαρκούν περισσότερο και εξαρτώνται από τη χρήση γης και τη διαχείριση των ανάντη παραποτάμων (Warren et al., 2003).

6.3.2.2. Δείγματα ιζημάτων

Από τους έξι σταθμούς δειγματοληψίας που εντοπίστηκαν υπολείμματα φυτοφαρμάκων στα ιζήματα, το μυκητοκτόνο triadimenol εντοπίστηκε σε τέσσερις σταθμούς (3, 4, 5, 7 και

10) κατά την περίοδο του χειμώνα (Φεβρουάριο 2007 και Μαρτίο 2008). Οι συγκεντρώσεις triadimenol κυμάνθηκαν από 32,9 έως 238,5 ng/g-dw (Πίν. 6.9). Η δεύτερη πιο συχνά ανιχνεύσιμη ουσία ήταν το metolachlor, φυτοφάρμακο που ανιχνεύθηκε σε δύο εκ των έξι επιβαρυμένων σταθμών από φυτοφάρμακα. Τα περισσότερα φυτοφάρμακα που ανιχνεύτηκαν στα δείγματα ιζημάτων εντοπίστηκαν στο σταθμό 5, που διασχίζει την περιαστική περιοχή της Σπάρτης όπου σημαντική είναι η παρουσία ελαιόδεντρων και πορτοκαλιών. Ωστόσο, στο σταθμό αυτό απορρίπτονται ανεπεξέργαστα υγρά απόβλητα ελαιουργείων. Η παρουσία των φυτοφαρμάκων αυτών στον σταθμό αυτό κατά τη διάρκεια της περιόδου διάθεσης ΥΑΧ θα μπορούσε να είναι τυχαία ή θα μπορούσε να αποδοθεί στα υγρά απόβλητα. Υπολείμματα φυτοφαρμάκων έχουν ανιχνευτεί σε διάφορα στάδια επεξεργασίας του ελαιόλαδου. (Spanedda & Terrosi, 2002; Guardia-Rubio et al., 2008; Tsoutsi et al., 2008). Το penconazole εντοπίστηκε μόνο μία φορά (Φεβρουάριος 2007) με μια σχετικά σημαντική συγκέντρωση (905.9 μg /L). Σε μια παρόμοια μελέτη που διεξήχθη σε μια μικρή λεκάνη στην Ισπανία, ανιχνεύθηκαν συγκεντρώσεις έως και 411 μg/kg σε ιζήματα ρεμάτων (Bermudez-Couso et al., 2007).

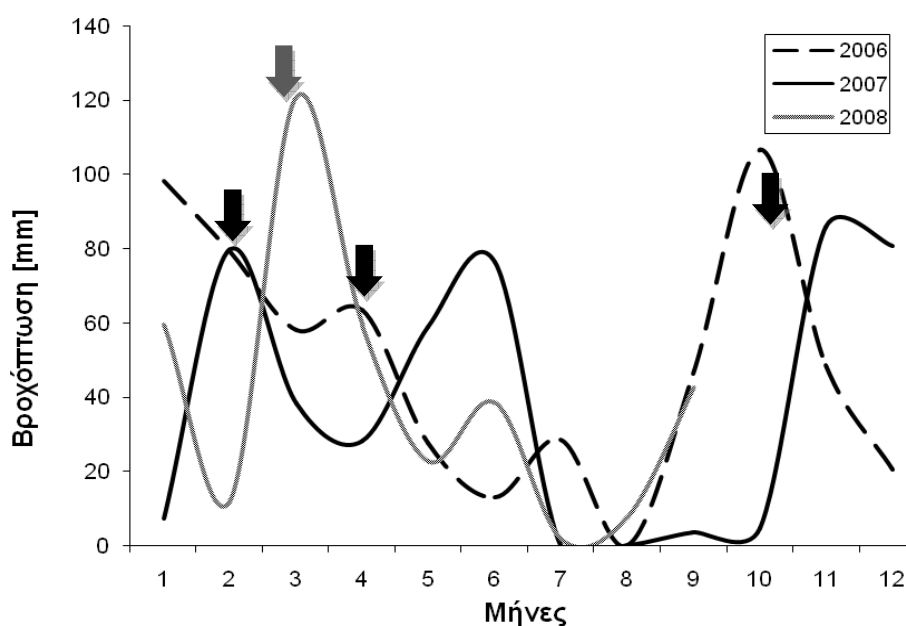
Μέχρι σήμερα, δεν υπάρχουν όρια ή οδηγίες που αφορούν τα όρια συγκέντρωσης των φυτοφαρμάκων στα ιζήματα επιφανειακών υδάτων. Το φυτοφάρμακο με την υψηλότερη συγκέντρωση ήταν το penconazole (905,9 ng/g-dw), ακολουθούμενο από το fenthion (818 ng/g-dw), το οποίο χρησιμοποιείται στις ελιές. Τα υψηλά επίπεδα υπολειμμάτων φυτοφαρμάκων στα ιζήματα, όπως στην παρούσα μελέτη, έχουν τεκμηριωθεί και σε άλλες περιοχές, ιδιαίτερα μετά από καταιγίδες (Schulz, 2001). Σε σύγκριση με παρόμοιες μελέτες που έχουν διεξαχθεί στην Ελλάδα (Albanis et al., 1995; Hela et al., 2005) οι συγκεντρώσεις των φυτοφαρμάκων που βρέθηκαν στα ιζήματα ήταν συγκρίσιμες και κυμάνθηκαν από 12,98 ng/g-dw έως 226,4 ng/g-dw (Πίν. 6.9). Το ζιζανιοκτόνο alachlor και το εντομοκτόνο fenthion εντοπίστηκαν επίσης και πριν από περίπου μια δεκαετία στο κύριο ρου του Ευρώτα (Angelidis et al., 1996). Σε αντίθεση με αυτή τη μελέτη, το fenthion βρέθηκε σε σημαντικά χαμηλότερα επίπεδα σε δείγματα ιζημάτων (3,6 μg/L), ενώ παρόμοια επίπεδα εντοπίστηκαν για το alachlor (0,57 μg/L) σε δείγματα νερού. Το μυκητοκτόνο captan που χρησιμοποιούταν εκείνη την εποχή, φαίνεται ότι έχει αντικατασταθεί πλέον από τα triadimenol και penconazole.

Πίνακας 6.9. Υπολείμματα φυτοφαρμάκων (ng/g-dw) στα ιζήματα των σταθμών δειγματοληψίας (Δ/Α = Δεν ανιχνεύτηκαν)

<i>Σταθμοί</i>	<i>Περίοδος</i>	<i>Triadimenol</i>	<i>Penconazole</i>	<i>Metolachlor</i>	<i>Monocrotophos</i>	<i>Malathion</i>	<i>Carbofenothion</i>	<i>Fenthion</i>
1	Όλες	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α
2	Όλες	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α
3	Φεβ-07	32.918	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α
	Ιουν-07	n.d.	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α
	Νοε-07	n.d.	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α
	Μαρ-08	162.714	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α
4	Φεβ-07	n.d.	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α
	Ιουν-07	n.d.	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α
	Νοε-07	n.d.	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α
	Μαρ-08	238.484	Δ/Α	Δ/Α	296.547	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α
5	Φεβ-07	Δ/Α	905.937	335.975	Δ/Α	Δ/Α	83.936	818.062
	Ιουν-07	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α
	Νοε-07	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α
	Μαρ-08	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α
6	Όλες	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α
7	Φεβ-07	65.96	Δ/Α	166.098	Δ/Α	308.761	Δ/Α	Δ/Α
	Ιουν-07	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α
	Νοε-07	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α
	Μαρ-08	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α
9	Όλες	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α
10	Φεβ-07	51.944	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α
	Ιουν-07	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α
	Νοε-07	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α
	Μαρ-08	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α
11	Όλες	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α
12	Όλες	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α	Δ/Α

6.3.2.3. Επίδραση βροχόπτωσης στην ανίχνευση και στα επίπεδα φυτοφαρμάκων

Τα περισσότερα φυτοφάρμακα ανιχνεύθηκαν στα δείγματα του Φεβρουαρίου 2007 και Μαρτίου 2008, όταν και σημειώθηκαν οι περισσότερες βροχοπτώσεις (Σχ. 6.8). Κατά τη διάρκεια αυτών των μηνών, σημειώθηκε σχετικά υψηλή βροχόπτωση και κατά συνέπεια προκάλεσε την επιφανειακή απορροή φυτοφαρμάκων από τις αγροτικές εκτάσεις. Κατά τη διάρκεια των δύο τελευταίων μηνών του έτους 2006 η βροχόπτωση ήταν σημαντικά χαμηλή με αποτέλεσμα να μην υπάρχει σημαντική επιφανειακή απορροή. Οι υψηλές ατμοσφαιρικές κατακρημνίσεις του Φεβρουαρίου 2007 (Σχ. 6.8) προκάλεσαν σημαντική απορροή που είχε ως συνέπεια την έκπλυση σημαντικών γεωργικών εκτάσεων, η οποία συμπίπτει με μία εκ των δύο περιόδων όπου εντοπίστηκαν τα περισσότερα φυτοφάρμακα (Φεβρουάριος 2007). Η παρουσία φυτοφαρμάκων περιορίστηκε κατά τη διάρκεια του καλοκαιριού και κατά την φθινοπωρινή περίοδο (Ιούνιο και Νοέμβριο 2007) παρά την χρήση των φυτοφαρμάκων στις καλλιέργειες (π.χ. Penconazole, Fenthion, Dimethoate). Αυτό θα μπορούσε να αποδοθεί στην μειωμένη βροχόπτωση που δεν θα μπορούσε να προκαλέσει επιφανειακή απορροή υπολειμμάτων φυτοφαρμάκων, αλλά και λόγω της χρονικής περιόδου συλλογής δειγμάτων νερού και ιζήματος. Για παράδειγμα, τα δείγματα που συγκεντρώθηκαν μετά την ξηρασία, αλλά πριν από την βροχόπτωση ήταν πολύ πιθανό να μην έχουν επιμολυνθεί.



Σχήμα 6.8. Μέση μηνιαία βροχόπτωση στην λεκάνη απορροής του Ευρώτα για τα έτη 2006 έως 2008 (Δεδομένα από το βροχομετρικό σταθμό της Σελλασίας). Τα μαύρα βέλη δείχνουν τους μήνες δειγματοληψίας 2007 και το γκρι βέλος το μήνα δειγματοληψίας για το 2008.

6.3.3. Εκτίμηση Οικολογικού Κινδύνου (Ecological Risk Assessment)

Η οξεία και χρόνια τοξικότητα των φυτοφαρμάκων που ανιχνεύτηκαν σε αυτή την έρευνα, σε οργανισμούς διαφορετικού τροφικού επιπέδου παρουσιάζονται στον πίνακα 6.10. Ο παράγοντας αξιολόγησης των 100 χρησιμοποιήθηκε για τη μετατροπή των τιμών NOEC σε PNEC. Τα αποτελέσματα της εκτίμησης οικολογικού κινδύνου παρουσιάζονται στο πίνακα 6.11. Τα φυτοφάρμακα malathion, dimethoate, penconazole και fenthion παρουσίασαν πολύ υψηλό κίνδυνο τοξικότητας ($RQ > 1$), το triadimenol έδειξε μεσαίο κίνδυνο, ενώ ο κίνδυνος των τοξικών επιδράσεων στους υδρόβιους οργανισμούς από το alachlor και metolachlor παρέμεινε σε χαμηλά επίπεδα (Πίν. 6.11).

Παρά το γεγονός ότι τα μυκητοκτόνα και τα ζιζανιοκτόνα ανιχνεύτηκαν συχνότερα στα δείγματα νερού και ιζήματος από ότι τα εντομοκτόνα, το RQs τους ήταν χαμηλότερο σε σύγκριση με τα εντομοκτόνα. Το RQ όλων των εντομοκτόνων ήταν υψηλό, υποδεικνύοντας έτσι ότι μπορούν να προκαλέσουν δυσμενείς επιπτώσεις στους υδρόβιους οργανισμούς. Η τιμή RQ του malathion, ένα οργανοφωσφορικό φυτοφάρμακο, με παγκόσμια εφαρμογή, ήταν εξαιρετικά υψηλή σε αυτή τη μελέτη. Οι τοξικές επιπτώσεις του malathion σε οργανισμούς, όπως τα έντομα, τα ψάρια, τα αμφίβια και τα πτηνά είναι καλά τεκμηριωμένες (Fordham et al., 2000; Cengiz & Unlu, 2003). Λόγω της έλλειψης δεδομένων χρόνιας τοξικότητας του carbofenothion και του monocrotophos σε βενθικούς οργανισμούς, δεν ήταν εφικτό να εκτιμηθεί ο οικολογικός κίνδυνος.

Πίνακας 6.10. Οξεία και χρόνια τοξικότητα φυτοφαρμάκων σε διαφορετικούς υδρόβιους οργανισμούς και τροφικά επίπεδα.

Ουσία	Ψάρια		Υδρόβια ασπόνδυλα		Φύκη	
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>		<i>Daphnia magna</i>		<i>Chironomus riparius</i>	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>
	Οξεία 96-hr LC ₅₀ (μg/L)	Χρόνια 21-day NOEC (μg/L)	Οξεία 48-hr EC ₅₀ (μg/L)	Χρόνια 21-day NOEC (μg/L)	Οξεία 24-hr EC ₅₀ (μg/L)	Οξεία 72-hr EC ₅₀ (μg/L)
Triadimenol	21300	3130	51000	100	-	9600
Penconazole	1130	320	6750	60	-	2000
Alachlor	1800	190	10000	220	27500	966
Metolachlor	3900	-	23500	707	-	57100
Dimethoate	30200	400	2000	40	481*	90400
Malathion	18	91	0.7	0.15	0.34	13000
Fenthion	800	-	5.7	-	5.62	1790
Carbofenthoion	56	6.3	-	-	-	-
Monocrotophos	7000	-	23	-	-	-

* Οξεία 48-hrs EC₅₀

NOEC: No observed effect concentration

Σημείωση: Τα δεδομένα συλλέχθηκαν από τις ακόλουθες βάσεις δεδομένων

Pesticide Properties Database (<http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/en/index.htm>), The Extension

Toxicology Network (<http://extoxnet.orst.edu>) and the PAN Pesticide Database

(<http://www.pesticideinfo.org>)

Πίνακας 6.11. Οικολογικός κίνδυνος (ER) των φυτοφαρμάκων που ανιχνεύτηκαν στα ρέματα της λεκάνης του Ευρώτα.

Ουσία	PEC [μg/L]	Κρίσιμη Συγκέντρωση [μg/L]	PNEC [μg/L]	RQ	ER
Triadimenol	0.098	100	1	0.10	Μεσαίος
Penconazole	0.748	60	0.6	1.25	Πολύ υψηλός
Alachlor	0.124	190	1.9	0.07	Χαμηλός
Metolachlor	0.314	707	7.07	0.04	Χαμηλός
Dimethoate	5.288	40	0.4	13.22	Πολύ υψηλός
Malathion	0.548	0.15	0.0015	365.33	Πολύ υψηλός
Fenthion	0.06	5.62*	0.0562	1.07	Πολύ υψηλός

* Λόγω μη διαθέσιμης τιμής NOEC χρησιμοποιήθηκε η τιμή EC₅₀.

6.3.4. Βαρέα Μέταλλα

Επιθυμητά ή αποδεκτά όρια μετάλλων στο ίζημα επιφανειακών υδάτων δεν έχουν θεσπιστεί στην χώρας μας ή στην Ευρωπαϊκή Ένωση. Συνεπώς, χρησιμοποιήθηκαν τα όρια που έχουν θεσπιστεί από διάφορες επιστημονικές ομάδες και οργανισμούς/φορείς (Πίν. 6.12). Οι συγκεντρώσεις των ιχνοστοιχείων και βαρέων μετάλλων στα ιζήματα για τις 3 εποχικές δειγματοληψίες (Μάρτιος 2007, Νοέμβριος 2007, Φεβρουάριος 2008) παρουσιάζονται στον πίνακα 6.13. Οι δειγματοληψίες πραγματοποιήθηκαν τους μήνες αυτούς ώστε να διαπιστωθεί αν υπάρχει αύξηση των συγκεντρώσεων προερχόμενη από τα υγρά απόβλητα. Στον πίνακα 6.13 παρουσιάζονται οι συγκεντρώσεις των βαρέων μετάλλων στο ίζημα (ppm) και τονίζονται οι τιμές που υπερβαίνουν τα αποδεκτά όρια.

Πίνακας 6.12. Θεσπιζόμενα όρια για την ποιότητα των ιζημάτων με βάση τα μέταλλα στα οικοσυστήματα επιφανειακών νερών. (TEC: Threshold Effects Concentrations - concentrations below which harmful effects are unlikely to be observed; PEC: Probable Effect Concentration - concentrations above which harmful effects are likely to be observed). ΔΥ: Δεν υπάρχουν.

<i>Μέταλλα (ppm)</i>	<i>TEC</i>	<i>PEC</i>	<i>Πηγή</i>
Cr	43	110	MacDonald et al. (2000)
Co	50	ΔΥ	Persaud et al. (1993)
Ni	23	49	MacDonald et al. (2000)
Cu	32	150	MacDonald et al. (2000)
Zn	120	460	MacDonald et al. (2000)
As	9.8	33	MacDonald et al. (2000)
Mo	5	20	Eikmann & Kloke (1993)
Ba	20	60	USEPA (1977)
Pb	36	130	MacDonald et al. (2000)
Mn	460	1110	OMEE (2000)

Σε φθίνουσα σειρά οι συγκεντρώσεις των μετάλλων στο ίζημα ήταν Ba > Cr > Zn > Ni > Cu > Pb > As > Mo. Όπως φαίνεται στον πίνακα 6.13, οι συγκεντρώσεις του Βαρίου (Ba) ξεπέρασαν κατά πολύ τα όρια, ωστόσο αυτά θεωρούνται φυσιολογικά αφού τέτοιες συγκεντρώσεις απαντώνται σε πολλές περιοχές της ηπειρωτικής Ελλάδας (π.χ. στο ρέμα Σουλού και Λίμνη Βεγορίτιδας [451,7 ppm] - Skoulikidis et al., 2008b) αλλά και στα νησιά (π.χ. Αναποδάρης Ποταμός, Κρήτη - Skoulikidis, 2008a). Επίσης, και οι συγκεντρώσεις του Cr και Ni ξεπέρασαν τα αποδεκτά όρια.

Πίνακας 6.13. Συγκεντρώσεις ιχνοστοιχείων και βαρέων μετάλλων στα ιζήματα των σταθμών δειγματοληψίας για τις 3 εποχικές δειγματοληψίες (Μάρτιος 2007, Νοέμβριος 2007, Φεβρουάριος 2008). Οι δειγματοληψίες πραγματοποιήθηκαν σκόπιμα τους μήνες αυτούς ώστε να διαπιστωθεί αν υπάρχει αύξηση των συγκεντρώσεων προερχόμενη από τα υγρά απόβλητα. (* Ξηρό). Οι τιμές που υπερβαίνουν τα αποδεκτά όρια διαγράφονται με έντονο σκούρο χρώμα.

		S	V	Cr	Mn	Co	Ni	Cu	Zn	As	Br	Rb	Sr	Zr	Ba	Mo	Pb
		(%)	(ppm)	(ppm)	(ppm)	(ppm)	(ppm)	(ppm)	(ppm)	(ppm)	(ppm)	(ppm)	(ppm)	(ppm)	(ppm)	(ppm)	(ppm)
Σταθμός	No	Μάρτιος 2007															
Κοιτσάνης Α.	1	0.017	127.5	130.4	628.5	19.0	64.9	42.8	85.6	10.5	14.0	85.5	157.5	181.9	281.7	2.4	16.0
Κοιτσάνης Κ.	2	0.139	134.3	146.2	622.6	22.3	85.7	58.2	101.3	11.9	43.3	90.8	172.1	200.3	288.3	3.0	21.5
Κριμπιάς	3	0.007	79.3	66.1	566.8	12.0	29.4	22.3	61.3	6.8	1.7	67.1	85.8	169.5	336.7	2.2	13.9
Βορδονιάτης	4	0.080	96.1	76.1	385.8	13.7	32.0	23.5	76.8	3.6	0.4	91.5	35.0	211.8	479.1	1.8	18.2
Παλαιολόγιο	5	-	70.3	45.8	551.0	11.9	27.4	17.7	64.1	3.9	-	73.3	37.9	168.5	376.8	1.5	15.7
Μυστράς	6	-	88.6	60.3	564.9	13.4	36.2	22.3	90.0	6.6	-	98.9	54.2	206.2	496.1	1.4	17.7
Ριβιώτισσα	7	0.348	73.9	66.9	335.5	11.0	33.9	46.2	100.7	3.2	0.7	64.6	128.4	169.7	379.6	2.5	24.0
Αγία Κυριακή	9	0.187	64.6	54.6	210.8	9.8	28.3	16.5	78.3	0.4	-	66.6	45.0	155.0	325.2	1.6	12.1
Γούναρι	10	0.032	53.0	52.2	320.1	9.1	21.4	14.9	54.7	2.1	11.0	48.4	52.8	222.1	253.0	2.2	14.8
Γοράνοι	11	0.010	122.2	167.6	814.5	20.7	87.3	38.4	72.0	9.4	-	55.7	229.7	155.8	294.4	3.1	13.2
Ποταμιά	12	-	161.7	137.3	721.0	22.9	66.3	27.1	86.2	5.9	1.2	65.3	99.5	197.3	297.8	1.5	11.7
		Νοέμβριος 2007															
Κοιτσάνης Α.	1	0.025	112.6	121.9	725.1	18.5	69.3	49.0	83.4	7.9	32.7	71.8	188.1	171.5	251.9	3.5	19.6
Κοιτσάνης Κ.	2	0.038	128.3	152.0	635.3	21.8	70.9	49.9	94.6	8.4	16.6	81.7	155.7	186.9	268.2	3.0	18.3
Κριμπιάς	3	-	102.7	74.3	681.6	16.3	37.0	30.3	80.7	10.6	4.3	93.3	106.5	170.1	349.3	2.6	22.0
Βορδονιάτης*	4																
Παλαιολόγιο*	5																
Μυστράς	6	-	92.4	68.6	584.4	13.6	36.7	21.4	90.3	3.9	3.6	100.1	51.2	194.3	541.5	1.8	17.3
Ριβιώτισσα	7	0.110	78.5	91.4	352.9	11.0	35.4	40.9	110.8	1.2	7.0	68.5	113.3	194.7	423.4	3.4	24.1
Αγία Κυριακή	9	0.081	52.4	57.4	255.1	7.7	24.0	15.4	63.7	0.2	5.6	50.9	99.1	155.1	272.8	2.5	13.2
Γούναρι	10	-	50.1	49.2	410.9	8.9	21.6	13.1	68.0	1.5	6.9	46.8	46.6	160.4	255.3	2.3	15.4
Γοράνοι	11	-	123.8	223.6	701.4	20.1	134.9	31.3	88.2	7.1	8.8	74.3	102.9	170.7	312.3	2.5	13.1
Ποταμιά	12	-	147.5	119.0	722.2	21.4	59.0	27.2	86.4	4.7	11.3	56.1	107.4	188.1	275.1	2.0	14.2

Πίνακας 6.13. (συνέχεια)

		S (%)	V (ppm)	Cr (ppm)	Mn (ppm)	Co (ppm)	Ni (ppm)	Cu (ppm)	Zn (ppm)	As (ppm)	Br (ppm)	Rb (ppm)	Sr (ppm)	Zr (ppm)	Ba (ppm)	Mo (ppm)	Pb (ppm)
Σταθμός	No	Φεβρουάριος 2008															
Κοιτσάνης Α.	1	0.022	102.1	107.3	680.8	15.0	53.4	40.1	82.4	9.0	32.2	74.6	173.6	161.6	242.1	3.4	18.6
Κοιτσάνης Κ.	2	-	112.3	139.4	637.1	21.7	92.6	47.5	96.2	9.0	15.9	84.2	184.2	183.6	238.1	3.2	18.2
Κριμπιάς	3	-	124.9	86.5	674.9	17.1	43.2	37.1	94.4	11.8	4.1	111.2	153.2	181.2	363.4	2.6	20.9
Βορδονιάτης	4	0.04	73.5	63.2	604.9	10.3	25.5	22.7	72.2	1.4	8.4	78.8	31.0	284.4	405.1	2.8	16.7
Παλαιολόγιο	5	0.01	76.6	67.5	529.5	12.3	32.7	25.2	84.6	3.8	6.7	74.4	55.8	194.6	418.1	2.7	19.9
Μυστράς	6	-	83.3	65.7	585.8	11.9	32.4	19.8	82.2	2.7	4.3	86.5	56.4	198.1	471.2	2.1	15.9
Ριβιώτισσα	7	0.61	64.4	80.4	299.7	10.1	35.0	61.1	124.6	-	9.9	49.2	171.2	176.8	348.3	5.2	29.2
Αγία Κυριακή	9	0.14	62.0	64.9	214.4	8.9	26.9	15.0	81.4	-	5.5	65.2	49.6	168.7	335.8	2.0	12.3
Γούναρι	10	-	41.9	43.8	565.5	8.4	18.9	11.8	50.1	1.3	7.8	39.8	52.5	174.1	221.6	2.3	15.9
Γοράνοι	11	-	123.7	222.1	702.4	20.4	141.1	31.2	87.9	5.5	6.0	79.1	107.1	170.8	331.5	2.4	11.9
Ποταμιά	12	0.002	79.0	58.9	159.7	8.5	20.0	16.7	48.9	5.2	5.5	71.5	50.9	255.4	417.2	2.3	14.1

Οι υψηλές τιμές ωστόσο παρατηρήθηκαν σε σταθμούς με καλή ή υψηλή οικολογική κατάσταση που βρίσκονται σε σχετικά υψηλά υψόμετρα και δασικές κυρίως εκτάσεις, παραπέμποντας έτσι σε εμπλουτισμό από μεταμορφωμένα υπερβασικά πετρώματα συνδεδεμένα με την ενότητα Φυλλιτών – Χαλαζιτών, γνωστή και ως ενότητα Άρνας. Υψηλά επίπεδα χρωμίου και νικελίου έχουν καταγραφεί επίσης σε διάφορες περιοχές της Ελλάδας, όπως για παράδειγμα στη Λίμνη Βεγορίτιδα, στους ποταμούς Κράθη και Αναποδάρη (Skoulikidis, 2008a; Skoulikidis et al., 2008b). Συμπερασματικά, προκύπτει ότι δεν υπάρχει εμπλουτισμός ή επιβάρυνση από ανθρωπογενείς πιέσεις στην περιοχή μελέτης από μέταλλα και φαίνεται ότι οι αποθέσεις των υγρών αποβλήτων δεν επηρεάζουν σε κάποιο βαθμό τα επίπεδα των μετάλλων συγκρίνοντας τις τιμές των εποχικών δειγματοληψιών. Η μονόδρομη πολυπαραγοντική ανάλυση ομοιότητας ANOSIM επιβεβαίωσε ότι εποχικά δεν υπήρχαν μεταβολές μεταξύ των συγκεντρώσεων (Πίν. 6.14).

Πίνακας 6.14. Αποτελέσματα της ανάλυσης ANOSIM. (Group 1: Μάρτιος 2007 – Αμέσως μετά την λήξη διάθεσης των αποβλήτων; Group 2: Νοέμβριος 2007 – Πριν την διάθεση των αποβλήτων; Group 3: Φεβρουάριος 2008- Κατά την διάρκεια διάθεσης των αποβλήτων)

<i>ANOSIM</i> Groups	<i>R</i> Statistic	<i>Significance</i> Level %	<i>p</i>
1, 2	-0.021	52.8	0.053
1, 3	-0.021	52.9	0.053
2, 3	-0.061	81.4	0.081

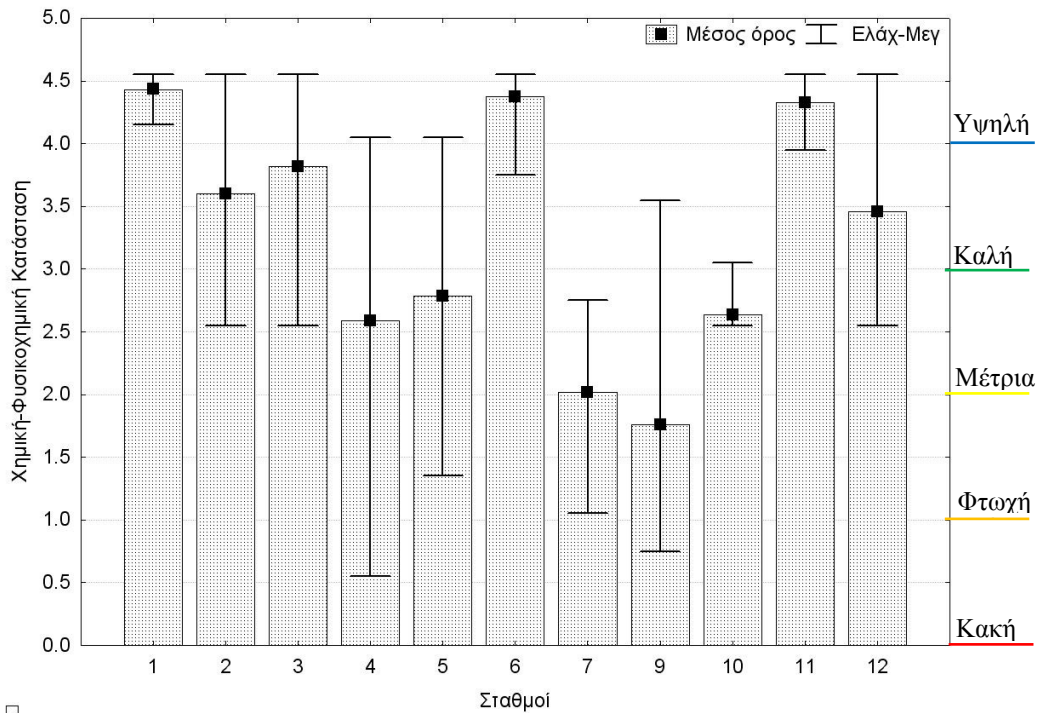
Βαρέα μέταλλα, όπως υδράργυρος, χαλκός, μαγνήσιο, ψευδάργυρος, χρώμιο, κάδμιο και μόλυβδος, έχουν ανιχνευτεί στα ελαιουργικά απόβλητα σε διάφορες συγκεντρώσεις (Vlyssides et al., 2004; Borja et al., 2006; Ρούβαλη, 2009). Για παράδειγμα, οι συγκεντρώσεις του χαλκού στο ανεπεξέργαστο απόβλητο έχουν προσδιοριστεί μεταξύ 1 και 23,5 mg/L (Kotsou et al., 2004; Vlyssides et al., 2004; Borja et al., 2006; Ρούβαλη, 2009), του ψευδάργυρου μεταξύ 3 και 20 mg/L (Vlyssides et al., 2004; Ρούβαλη, 2009) ενώ το χρώμιο και ο μόλυβδος έχουν ανιχνευτεί σε συγκέντρωση 0,20 και 0,27 mg/L, αντίστοιχα (Ρούβαλη, 2009). Συγκεντρώσεις βαρέων μετάλλων έχουν επίσης ανιχνευτεί και σε επεξεργασμένα απόβλητα ελαιουργείων που έχουν υποστεί επεξεργασία με διάφορους μεθόδους (Ρούβαλη, 2009). Έμβρυα του ψαριού zebrafish *Danio rerio* που χρησιμοποιήθηκαν σε τοξικολογικές δοκιμές μετά από έκθεση 7 ημερών σε απόβλητα ελαιουργείων εμφάνισαν δυσμορφίες, όπως έλλειψη χρώσης και σκελετικές δυσμορφίες,

που εκτός από την παρουσία φαινολών, πιθανόν να οφείλονται και στην παρουσία των μετάλλων που αναφέρθηκαν παραπάνω (Ρούβαλη, 2009).

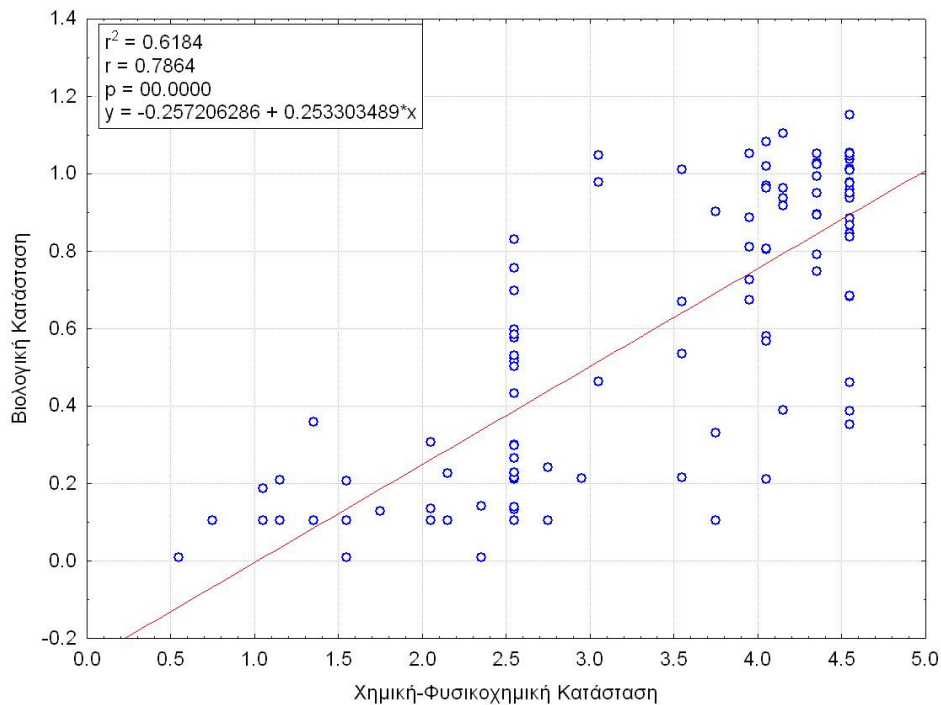
6.3.5 Φυσικοχημική Κατάσταση

Το σχήμα 6.9 παρουσιάζει την φυσικοχημική κατάσταση των σταθμών δειγματοληψίας. Οι σταθμοί ανάντη των ελαιουργείων παρουσίασαν καλή και υψηλή φυσικοχημική κατάσταση ενώ κατάντη των ελαιουργείων μέτρια ως καλή. Οι μέγιστες και ελάχιστες τιμές των κατάντη σταθμών που απεικονίζονται στο σχήμα 6.9, φανερώνουν τις αλλαγές στην ποιότητα των υδάτων που μεταβάλλεται κατά την περίοδο διάθεσης των αποβλήτων. Η υποβάθμιση της φυσικοχημικής κατάστασης είναι εντονότερη στους κατάντη ημιορεινούς και πεδινούς σταθμούς (4 και 5) που ταξινομήθηκαν στη μέτρια κατάσταση ενώ οι ορεινοί κατάντη σταθμοί (2 και 12) ταξινομήθηκαν στην καλή κατάσταση. Οι ανάντη ορεινοί σταθμοί (1, 6 και 12) ταξινομήθηκαν στην υψηλή κατάσταση και παρουσίασαν μια σταθερή φυσικοχημική κατάσταση κατά τη διάρκεια των δύο ετών όπως και διακρίνεται από τις μικρές διακυμάνσεις (ελάχιστη – μέγιστη). Οι σταθμοί που είναι αποδέκτες των ΥΑΧ ταξινομήθηκαν στην φτωχή κατάσταση (7 και 9), λόγω των αυξημένων τιμών BOD₅ και COD αλλά και των θρεπτικών. Ομοίως, ο ανάντη σταθμός των χυμοποιείων (σταθμός 10) ταξινομήθηκε στη μέτρια κατάσταση λόγω των υψηλών συγκεντρώσεων θρεπτικών από τις εκροές λιπασμάτων.

Η ΟΠΥ αναφέρει ότι τα χημικά και φυσικοχημικά ποιοτικά στοιχεία είναι υποστηρικτικά της βιολογικής κατάστασης. Ως ακολούθως, έγινε γραμμική συσχέτιση της φυσικοχημικής και της βιολογικής κατάστασης για να αξιολογηθεί κατά πόσο οι μεταβολές των βιολογικών ποιοτικών στοιχείων (μακροασπόνδυλα) αποκρίνονται στην φυσικοχημική κατάσταση. Το διάγραμμα διασποράς έδειξε θετική γραμμική σχέση μεταξύ φυσικοχημικής και βιολογικής κατάστασης (Σχ. 6.10). Ο συντελεστής συσχέτισης Spearman rank order correlation r έδειξε ότι υπάρχει υψηλή συσχέτιση μεταξύ της φυσικοχημικής κατάστασης και βιολογικής κατάστασης ($r = 0.78$) με πολύ ικανοποιητική στατιστική σημαντικότητα ($p < 0,0000$). Ο δείκτης προσδιορισμού r^2 έδειξε ότι 61.84% της διακύμανσης της βιολογικής κατάστασης οφείλεται στην μεταβολή της φυσικοχημικής κατάστασης ($r^2 = 0,6184$).



□ **Σχήμα 6.9.** Συνολική φυσικοχημική κατάσταση των σταθμών δειγματοληψίας. Τα μικρά μαύρα κουτιά απεικονίζουν τις μέσες τιμές ενώ οι γραμμές την μέγιστη και χαμηλότερη κατάσταση που καταγράφηκε. (Φυσικοχημική κατάσταση: 0-1 Κακή, 1-2 Φτωχή, 2-3 Μέτρια, 3-4 Καλή, >4 Υψηλή).



Σχήμα 6.10. Διάγραμμα διασποράς και συντελεστές συσχέτισης φυσικοχημικής κατάστασης και βιολογικής κατάστασης.

6.3.6. Στατιστική Επεξεργασία

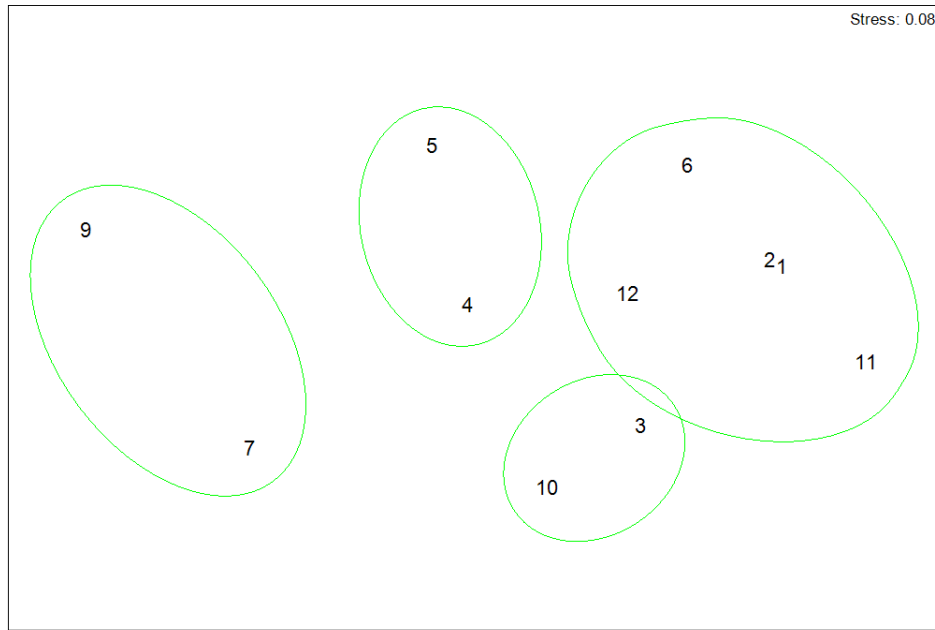
Η ανάλυση συστάδων αποκάλυψε τέσσερις κυρίες ομάδες σταθμών δειγματοληψίας με παρόμοια υδροχημικά χαρακτηριστικά. Για την επιβεβαίωση της ομαδοποίησης και την καλύτερη απεικόνιση των ομάδων πραγματοποιήθηκε ταξινόμηση με τη τεχνική της Μη-Μετρικής Πολυδιάστατης Διαβάθμισης (NMDS). Ο συντελεστής συμπίεσης (stress) ήταν 0,08 καθιστώντας έτσι εξαιρετικά αξιόπιστο το διάγραμμα και την εγκυρότητα της ομαδοποίησης (Σχ. 6.11). Η πρώτη ομάδα περιλαμβάνει τους σημαντικά επιβαρυσμένους σταθμούς από τα υγρά απόβλητα ελαιοτριβείων (σταθμοί 4 και 5), ενώ η δεύτερη ομάδα αποτελεί τους σταθμούς που δέχονται τα υγρά απόβλητα χυμοποιεία (7 και 9). Οι σταθμοί της τρίτης ομάδας έχουν μέτρια επιβάρυνση που οφείλεται στον εμπλουτισμό με θρεπτικά από γεωργικές απορροές (10 και 3). Τέλος, η τέταρτη ομάδα αποτελείται από τους σταθμούς αναφοράς 1, 6 και 11, και τους σταθμούς 2 και 12, στους οποίους γίνεται η διάθεση των αποβλήτων ελαιουργείων. Ωστόσο, οι επιπτώσεις στην φυσικοχημική κατάσταση των δύο συγκεκριμένων σταθμών είναι ήπιες και προσωρινές και η ποιότητα των υδάτων αποκαθίσταται αμέσως μετά την αραίωση των αποβλήτων.

Η ανάλυση των κυρίων συνιστωσών (PCA) για τους σταθμούς δειγματοληψίας ενσωμάτωσε το 68% της μεταβλητότητας των περιβαλλοντικών παραμέτρων σε 3 κύριες συνιστώσες. Στον πίνακα 6.15 δίνονται οι ιδιοτιμές και το ποσοστό της μεταβλητότητας που εξηγεί η κάθε κύρια συνιστώσα καθώς και η συνολική μεταβλητότητα των δεδομένων που ενσωματώνουν οι νέες συνιστώσες της ανάλυσης καθώς και τα βάρη των αρχικών μεταβλητών πάνω στις κύριες συνιστώσες.

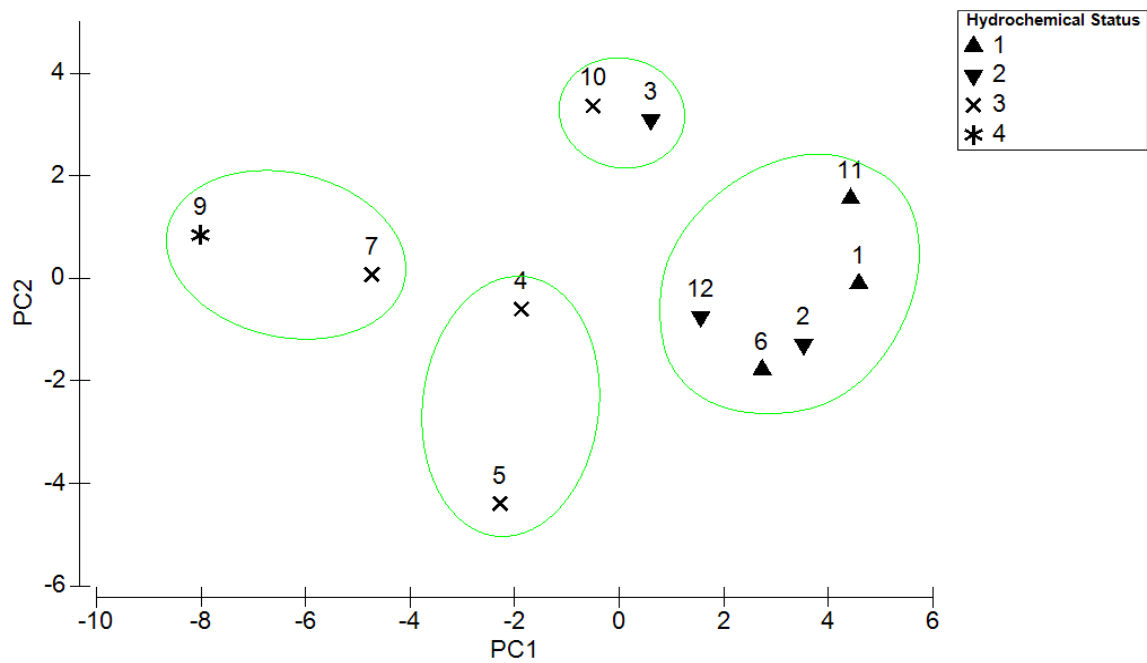
Η πρώτη κύρια συνιστώσα (PC1) εξήγησε το μεγαλύτερο ποσοστό διακύμανσης των υδροχημικών δεδομένων (43%) και αντιπροσωπεύτηκε κυρίως από αρνητικές συσχετίσεις που εξέφρασαν τις επιδράσεις της ρύπανσης από ελαιοτριβεία και τα χυμοποιεία καθώς και από γεωργικές απορροές. Οι μεταβλητές με τα μεγαλύτερα αρνητικά βάρη ήταν η αγωγιμότητα, η θερμοκρασία, το BOD₅, το COD, τα ολικά αιωρούμενα στερεά, τα θρεπτικά, το χλώριο, το κάλιο και το νάτριο, ενώ οι θετικές μεταβλητές με τα μεγαλύτερα βάρη της PC1 ήταν το διαλυμένο οξυγόνο και κάποια ιχνοστοιχεία και μέταλλα που ανιχνεύτηκαν στα ορεινά ρέματα με σχετικά υψηλές, αλλά φυσιολογικές για την περιοχή, συγκεντρώσεις. Οι θετικές μεταβλητές αντανακλούν τους ορεινούς σταθμούς με καλή και υψηλή φυσικοχημική κατάσταση.

Η δεύτερη κύρια συνιστώσα (PC2) αντιπροσωπεύτηκε από το BOD₅, το COD, τα ολικά αιωρούμενα στερεά, την παροχή, τις ολικές φαινόλες και τον ολικό φώσφορο (θετικές μεταβλητές) και από φυσικοχημικά στοιχεία όπως αγωγιμότητα, ασβέστιο, διττανθρακικά και την ολική σκληρότητα (αρνητικές μεταβλητές). Τέλος, η τρίτη συνιστώσα (PC3) έδειξε ισχυρή συσχέτιση με διάφορα μέταλλα (θετικές συσχετίσεις). Το pH παρουσιάζει θετικό πρόσημο καθώς αντανακλά την παρουσία CO₂ στο νερό που είναι αποτέλεσμα οξείδωσης της οργανικής ύλης. Η ολική σκληρότητα αντιπροσωπεύει τη διάλυση ανθρακικών και πυριτικών ορυκτών που επιτείνεται από την αύξηση του CO₂ στο νερό (που προέρχεται από την οξείδωση της οργανική ύλης).

Το διάγραμμα της PCA (Σχ. 6.12) παρουσιάζει την διάκριση μεταξύ των σημαντικά επιβαρυνμένων σταθμών (αρνητική συσχέτιση) και των σταθμών με καλή φυσικοχημική κατάσταση. Όπως αναφέρθηκε προηγουμένως, στους σταθμούς 2 και 12 διατίθενται υγρά απόβλητα ελαιοτριβείων, ωστόσο, λόγω της συνεχούς ροής τους (εκτός από τις χρονιές παρατεταμένης ξηρασίας) και τον επεισοδιακό χαρακτήρα της ρύπανσης (2-3 μήνες), η διεργασία του αυτοκαθαρισμού είναι αποτελεσματική. Αντίθετα, οι σταθμοί 4 και 5 δεν διατηρούν νερό όλο το χρόνο και, επομένως, οι επιπτώσεις των υγρών αποβλήτων ελαιοτριβείων στη φυσικοχημική κατάσταση είναι μεγαλύτερες.



Σχήμα 6.11. Ταξιθέτηση NMDS της μήτρας χημικών και φυσικοχημικών δεδομένων. Οι σταθμοί με παρόμοια χημικά και φυσικοχημικά χαρακτηριστικά ομαδοποιήθηκαν σύμφωνα με την ανάλυση συστάδων.



Σχήμα 6.12. Ανάλυση κυρίων συνιστωσών (PCA). Στο γράφημα απεικονίζεται η μεταβλητότητα των σταθμών δειγματοληψίας με βάση τα χημικά και φυσικοχημικά δεδομένα. Οι ομάδες ομοιότητας που προέκυψαν από την ανάλυση NMDS αποτυπώνονται στο διάγραμμα.

Πίνακας 6.15. Ανάλυση κυρίων συνιστωσών (PCA) για τους σταθμούς δειγματοληψίας που διατίθενται τα απόβλητα. Για λόγους ευκρίνειας εμφανίζονται μόνο οι μεταβλητές με τα υψηλότερα βάρη (loadings).

<i>Κύρια Συνιστώσα</i>	<i>Ιδιοτιμή</i>	<i>% Μεταβλητότητα</i>	<i>% Μεταβλητότητας Αθροιστικά</i>
1	15.9	42.9	42.9
2	4.9	13.2	56.1
3	43,2	11.7	67.8
	<i>1η Κύρια Συνιστώσα (PC1)</i>	<i>2η Κύρια Συνιστώσα (PC2)</i>	<i>3η Κύρια Συνιστώσα (PC3)</i>
<i>Μεταβλητή</i>			
pH	0.149	0.031	-0.085
DO	0.23	0.081	-0.064
T	-0.193	0.138	0.087
Αγωγιμότητα [Cond]	-0.195	0.217	0.091
COD	-0.198	-0.232	-0.01
BOD ₅	-0.197	-0.233	-0.013
Ολικά Αιωρούμενα Στερεά [TSS]	-0.188	-0.249	0.062
Ca	-0.067	0.369	0.108
Mg	-0.142	-0.132	0.099
Na	-0.23	-0.031	-0.019
K	-0.188	-0.21	0.097
HCO ₃	-0.189	0.21	0.036
Cl	-0.202	-0.002	-0.092
NO ₃	-0.186	0.209	0.032
NO ₂	-0.197	-0.019	0.233
NH ₄	-0.197	0.016	-0.019
PO ₄	-0.202	0.006	-0.029
Ολικό N [Total N]	-0.216	0.058	0.031
Ολικός P [Total P]	-0.175	-0.25	-0.065
N-Total	-0.202	0.178	0.038
Σκληρότητα [Hardness]	-0.119	0.312	0.149
Ολικές Φαινόλες [Total Ph]	-0.022	-0.329	-0.104
Παροχή [Discharge]	-0.06	-0.233	0.145
Cr	0.166	0.015	0.223
Mn	0.233	-0.052	-0.005
Co	0.205	-0.074	0.152
Ni	0.178	-0.022	0.203
Cu	0.103	-0.063	0.427
Zn	0.022	-0.138	0.431
As	0.218	-0.04	0.143
Ba	-0.055	-0.213	-0.017
Mo	0.027	0.07	0.413
Pb	-0.017	-0.111	0.324
Σταθμοί	PC1	PC2	PC3
1	4.58	-0.10	0.94
2	3.52	-1.29	2.14
3	0.60	3.09	0.85
4	-1.87	-0.6	-1.09
5	-2.28	-4.39	-1.37
6	2.73	-1.78	-1.36
7	-4.73	0.07	4.56
9	-8.01	0.84	-0.81
10	-0.50	3.36	-2.98
11	4.42	1.55	0.38
12	1.55	-0.751	-1.26

6.4. ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ

Τα φυσικοχημικά χαρακτηριστικά των κατάντη σταθμών που εκφράζουν την ρύπανση από τα απόβλητα εμφανίζουν αυξημένες τιμές και παρατηρείται μεγάλη διακύμανση σε αυτές, ειδικά κατά τη περίοδο διάθεσης των αποβλήτων (Πίν. 6.5, Σχ. 6.6). Αντίθετα, τα φυσικοχημικά χαρακτηριστικά των ανάντη σταθμών παρουσίασαν μια σταθερότητα στο χρόνο και οι όποιες μεταβολές οφείλονταν σε φυσικούς παράγοντες όπως αύξηση θερμοκρασίας και ηλιοφάνειας, μείωση παροχής, αύξηση βιολογικής αποδόμησης οργανικής ύλης φυσικής προέλευσης, κ.α. Όπως έδειξε η ανάλυση κυρίων συνιστωσών, η μεταβλητότητα των σταθμών καθορίστηκε κυρίως από τους παραμέτρους που αντιπροσωπεύουν οργανική ρύπανση προερχόμενη από τα υγρά απόβλητα ελαιουργείων και χυμοποιείων.

Οι συγκεντρώσεις των βαρέων μετάλλων που ανιχνεύτηκαν στα ιζήματα των σταθμών δειγματοληψίας δεν υπερέβησαν τα επιτρεπόμενα όρια (με εξαίρεση το χρώμιο, νικέλιο και βάριο που οφείλεται όμως σε φυσικό εμπλουτισμό από τα πετρώματα της περιοχής) και ως εκ τούτου δεν θα μπορούσαν να προκαλέσουν ανεπιθύμητες επιδράσεις στην βενθική πανίδα. Εξετάζοντας τις συγκεντρώσεις που ανιχνεύτηκαν, παρατηρείται ότι στα ορεινά τιμήματα του Ταυγέτου οι συγκεντρώσεις του χρωμίου, νικελίου και βαρίου είναι συγκριτικά υψηλές και μειώνονται προς τα κατάντη. Οι συγκεντρώσεις όμως αυτές δεν αποτελούν κίνδυνο για την τοπική πανίδα αφού δεν παρατηρήθηκε καμία υποβάθμιση της βιολογικής και φυσικοχημικής κατάστασης των ορεινών σταθμών. Οι συγκεντρώσεις των στοιχείων αυτών είναι φυσιολογικές για την περιοχή, χωρίς όμως αυτό να σημαίνει ότι τέτοιες συγκεντρώσεις δεν θα μπορούσαν να προκαλέσουν τοξικότητα σε οργανισμούς άλλων ποτάμιων συστημάτων μετά από ένα ή περισσότερα επεισόδια ρύπανσης.

Από τα αποτελέσματα αυτής της έρευνας προκύπτει ότι τα ΥΑΕ δεν φαίνεται να επηρεάζουν τα επίπεδα βαρέων μετάλλων στα ιζήματα των ποταμών. Οι συγκεντρώσεις ανάντη και κατάντη των ελαιουργείων αλλά και των χυμοποιείων, δεν παρουσίασαν διαφορές κατά την περίοδο διάθεσής τους στους υδάτινους αποδέκτες, δείχνοντας ότι οι αποθέσεις των υγρών αποβλήτων δεν δρουν αθροιστικά στα επίπεδα των μετάλλων στα ιζήματα. Επιπλέον οι συγκεντρώσεις των μετάλλων που ανιχνεύτηκαν στα ιζήματα είναι πολύ μεγαλύτερες από αυτές που έχουν ανιχνευτεί στα απόβλητα, γεγονός που δείχνει ότι

οι συγκεντρώσεις των μετάλλων στα απόβλητα δεν συνεισφέρουν στην τοξικότητα όταν απορρίπτονται στα υδάτινα οικοσυστήματα. Συμπερασματικά, προκύπτει ότι οι συγκεντρώσεις βαρέων μετάλλων που ανιχνεύτηκαν στα ιζήματα των σταθμών δειγματοληψίας είναι σε φυσιολογικά επίπεδα και δεν υπάρχει εμπλουτισμός που να αποδίδεται στα υγρά απόβλητα ή σε άλλες ανθρωπογενείς δραστηριότητες.

Εκτός από τα υγρά απόβλητα, στα πεδινά ρέματα όπου υπάρχουν αγροτικές κυρίως δραστηριότητες, ανιχνεύτηκαν υπολείμματα φυτοφαρμάκων, οι συγκεντρώσεις των οποίων είναι ικανές να προκαλέσουν σημαντικές επιπτώσεις στην υδρόβια ζωή. Από την ανάλυση εκτίμησης οικολογικού κινδύνου που πραγματοποιήθηκε για τα φυτοφάρμακα διαπιστώθηκε ότι οι συγκεντρώσεις τους ήταν ικανές να προκαλέσουν τοξικότητα στο υδάτινο οικοσύστημα και στους οργανισμούς διαφορετικών τροφικών επιπέδων (φύκη, ασπόνδυλα, ψάρια). Ωστόσο, η μείωση αριθμού και αφθονίας των ειδών στους συγκεκριμένους σταθμούς δεν μπορεί να αποδοθεί στην παρουσία των φυτοφαρμάκων, αφού οι επιπτώσεις στην πανίδα συγχρονίζονται με το χρονοδιάγραμμα διάθεσης των αποβλήτων.

Στον ανάντη σταθμό από τα χυμοποιεία για παράδειγμα, ανιχνεύτηκαν περισσότερα φυτοφάρμακα σε σχέση με τα κατάντη. Ειδικά το Φεβρουάριο του 2007 που ανιχνεύτηκαν και τα περισσότερα φυτοφάρμακα, η βιολογική κατάσταση του σταθμού ταξινομήθηκε στη μέτρια κατάσταση και συλλέχθηκαν 16 τάξα με αφθονία 92 άτομα/1,25m² ενώ τον επόμενο μήνα συλλέχθηκαν 13 τάξα με αφθονία 83,2 άτομα/1,25m². Αντίθετα, την ίδια περίοδο στους κατάντη σταθμούς λόγω της διάθεσης των αποβλήτων συλλέχθηκε μόνο μία οικογένεια (Chironomidae) και η βιολογική κατάσταση ταξινομήθηκε ως κακή.

Οι υψηλές συγκεντρώσεις των αζωτούχων ενώσεων και συγκεκριμένα των νιτρικών, νιτρωδών, του ολικού και οργανικού αζώτου που ανιχνεύτηκαν στους σταθμούς 7, 9 και 10, προέρχονται από την χρήση λιπασμάτων και μπορούν να υποβαθμίσουν την ποιότητα του νερού καθώς και να προκαλέσουν επιπτώσεις στην ασπόνδυλη κοινωνία. Η διάθεση των αποβλήτων χυμοποιείων φαίνεται ότι συνεισφέρει επίσης στην αύξηση των συγκεντρώσεων των παραπάνω αζωτούχων θρεπτικών. Η συγκέντρωση του οργανικού αζώτου στους κατάντη σταθμούς (7 και 9) ήταν σημαντικά αυξημένη ενώ στον ανάντη σταθμό παρέμεινε σε χαμηλά επίπεδα. Στους υπόλοιπους σταθμούς, οι συγκεντρώσεις των

αζωτούχων θρεπτικών ήταν πολύ χαμηλές και παρόμοιες με εκείνες που συναντώνται σε σταθμούς αναφοράς. Επιπλέον παρατηρήθηκε ότι στους κατάντη σταθμούς τα ιόντα χλωρίου ήταν σημαντικά υψηλά σε σύγκριση με τους ανάντη σταθμούς. Οι αυξημένες τιμές χλωρίου συμβάδιζαν με την περίοδο διάθεσης των αποβλήτων και είχαν σημαντική συσχέτιση ($\rho < 0,05$) με μεταβλητές που εκφράζουν την επίδραση των αποβλήτων (BOD_5 $r = 0,42$; COD $r = 0,46$).

Από τα αποτελέσματα όλων των χημικών και φυσικοχημικών αναλύσεων συμπεραίνεται ότι οι μεταβολές της φυσικοχημικής κατάστασης και οι χημικοί και φυσικοχημικοί παράγοντες που μπορούν να προκαλέσουν σημαντικές επιπτώσεις στους υδρόβιους οργανισμούς αποδίδονται στα υγρά απόβλητα των βιομηχανιών. Αντίθετα, στα ήδη υποβαθμισμένα υδατορέματα (από τα ΥΑΕ και ΥΑΧ), τα φυτοφάρμακα και τα θρεπτικά κατέχουν δευτερεύοντα ρόλο στην υποβάθμιση της φυσικοχημικής και βιολογικής κατάστασης, ενώ τα βαρέα μέταλλα δε φαίνεται να επηρεάζουν τη φυσικοχημική και βιολογική κατάσταση.

7

ΕΠΙΠΤΩΣΕΙΣ ΑΓΡΟΤΟΒΙΟΜΗΧΑΝΙΚΩΝ ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ ΣΤΗΝ ΟΙΚΟΛΟΓΙΚΗ ΚΑΤΑΣΤΑΣΗ ΡΕΟΝΤΩΝ ΟΙΚΟΣΥΣΤΗΜΑΤΩΝ

*“ Το νερό είναι η αρχή των πάντων “
- Θαλής ο Μιλήσιος (630/635 π.Χ. - 543 π.Χ)-*

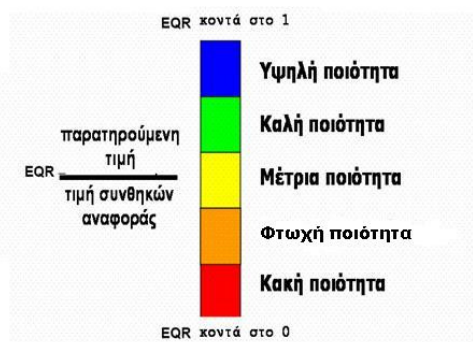
7.1. ΕΙΣΑΓΩΓΗ

Στα προηγούμενα κεφάλαια εκτιμήθηκαν και αξιολογήθηκαν οι επιπτώσεις των υγρών αποβλήτων ελαιουργείων και χυμοποιείων στη βιολογική και φυσικοχημική κατάσταση των σταθμών δειγματοληψίας της παρούσας έρευνας. Σε αυτό το κεφάλαιο αξιολογείται η οικολογική κατάσταση των σταθμών δειγματοληψίας περιλαμβάνοντας και την υδρομορφολογική κατάσταση, όπως ορίζει η ΟΠΥ, καθώς για την λήψη μέτρων διαχείρισης και αποκατάστασης είναι απαραίτητο η συνολική εκτίμηση της κατάστασης των υδατικών συστημάτων.

7.2. ΜΕΘΟΔΟΛΟΓΙΑ

7.2.1. Ταξινόμηση οικολογικής κατάστασης

Η ταξινόμηση ενός υδατικού συστήματος στις πέντε κατηγορίες οικολογικής κατάστασης γίνεται μέσω της σύγκρισης των τιμών των διαφόρων δεικτών των επιμέρους ποιοτικών στοιχείων κάθε ομάδας ποιοτικών στοιχείων (βιολογικών, φυσικοχημικών, υδρομορφολογικών) που παρατηρούνται στο σύστημα αυτό με τις τιμές δεικτών αναφοράς που απαντώνται στον ίδιο τύπο¹³ υδατικού συστήματος. Η απόκλιση που παρουσιάζει ένα υδατικό σύστημα από τις συνθήκες αναφοράς χαρακτηρίζεται από το λόγο που παρουσιάζει ο εκάστοτε δείκτης σε συνθήκες αναφοράς προς τη τιμή που παρουσιάζει ο δείκτης στο υπό εξέταση υδατικό σύστημα (Σχ. 7.1). Ο λόγος αυτός ονομάζεται Λόγος Οικολογικής Ποιότητας (Ecological Quality Ratio).



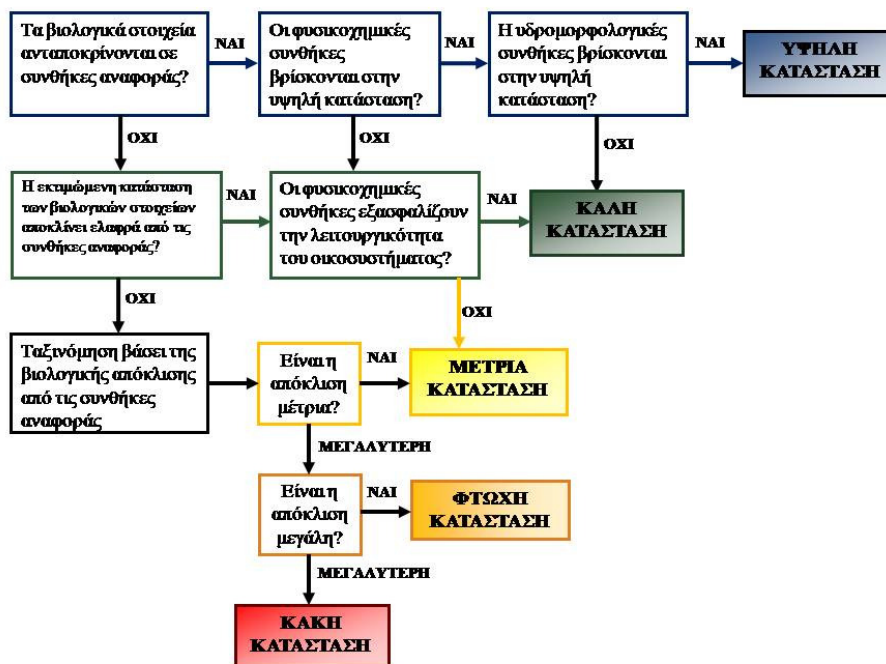
Σχήμα 7.1. Καθορισμός της κατάστασης και ποιοτικές κατηγορίες.

¹³ Για κάθε κατηγορία επιφανειακών υδάτων (ποταμοί, λίμνες, μεταβατικά, παράκτια, τεχνητά, ιδιαίτερος τροποποιημένα υδατικά συστήματα) τα σχετικά συστήματα επιφανειακών υδάτων διακρίνονται σε τύπους με τη χρήση παραμέτρων των Συστημάτων Α ή Β όπως προτείνεται στο Παράρτημα II (1.2) της Οδηγίας. Υδατικά συστήματα ίδιου τύπου θα πρέπει δηλαδή να μοιράζονται παρόμοια αβιοτικά (π.χ. υψόμετρο, κλίση, μέγεθος λεκάνης, γεωλογία) και συνεπώς βιολογικά χαρακτηριστικά.

Για τη ταξινόμηση των σταθμών δειγματοληψίας σε ποιοτικές κατηγορίες, ακολουθήθηκαν οι προδιαγραφές των Καθοδηγητικών Εγγράφων Ν°10 (2003) και Ν°13 (2005) της Οδηγίας, σύμφωνα με τις οποίες η ομάδα των βιολογικών στοιχείων λαμβάνεται υπόψη για τη ταξινόμηση της οικολογικής κατάστασης για όλες τις κατηγορίες ποιότητας (Σχ. 7.2). Η ομάδα των υδρομορφολογικών στοιχείων λαμβάνεται υπόψη μόνο για την κατάταξη στην υψηλή κατάσταση. Τέλος, η ομάδα των φυσικοχημικών στοιχείων λαμβάνεται υπόψη για τη κατάταξη στην υψηλή και στη καλή κατάσταση. Το Σχήμα 7.2 παρουσιάζει την τρόπο αξιολόγησης και ταξινόμησης της οικολογικής κατάστασης των βιολογικών, υδρομορφολογικών και φυσικοχημικών στοιχείων (Καθοδηγητικό Έγγραφο Ν° 13).

Σύμφωνα με τις προδιαγραφές του Καθοδηγητικού Εγγράφου Ν°13 (2005), η κατάταξη των ποιοτικών στοιχείων (π.χ. των φυσικοχημικών στοιχείων) σε κατηγορίες ποιότητας γίνεται ανάλογα με το μέσο όρο που παρουσιάζουν οι δείκτες του στοιχείου αυτού (Σχ. 7.3). Η ταξινόμηση της οικολογικής κατάστασης γίνεται σύμφωνα με την “αρχή του χειρότερου” δηλαδή με την χειρότερη κλάση που εμφανίζεται μεταξύ των υδρομορφολογικών, φυσικοχημικών και βιολογικών ποιοτικών στοιχείων (π.χ. Σχ. 7.4).

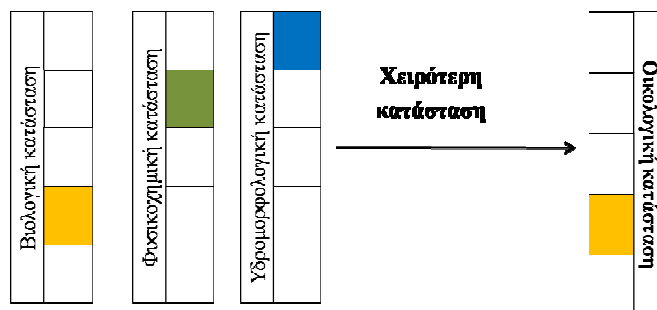
Επομένως, σύμφωνα με την “αρχή του χειρότερου”, τα φυσικοχημικά στοιχεία παίζουν αποφασιστικό ρόλο στην εκτίμηση της οικολογικής κατάστασης και στην πιθανότητα λήψης μέτρων αποκατάστασης. Η φυσικοχημική κατάσταση καθορίζεται από την κατάσταση που παρουσιάζουν τα επιμέρους αβιοτικά ποιοτικά στοιχεία, όπως οι φυσικοχημικές συνθήκες και τα θρεπτικά συστατικά. Τελικά, σύμφωνα με την ΟΠΥ, η κατάσταση ενός υδατικού συστήματος ορίζεται από την οικολογική και τη χημική κατάσταση σύμφωνα με το Σχήμα 7.5. Η χημική κατάσταση περιλαμβάνει τις ουσίες προτεραιότητας και ορισμένους άλλους ρύπους, όπως προβλέπεται στο άρθρο 16 της οδηγίας. Σύμφωνα με την Οδηγία, όταν ένα υδατικό σύστημα επιτυγχάνει συμβατότητα με όλα τα πρότυπα περιβαλλοντικής ποιότητας που καθορίζονται στο παράρτημα ΙΧ της ΟΠΥ, δυνάμει της παραγράφου 7 του άρθρου 16 της ΟΠΥ και σε όποια άλλη σχετική κοινοτική νομοθεσία καθορίζει πρότυπα περιβαλλοντικής ποιότητας, καταγράφεται ότι επιτυγχάνει καλή χημική κατάσταση. Στην αντίθετη περίπτωση, καταγράφεται ότι το σύστημα αδυνατεί να επιτύχει καλή χημική κατάσταση.



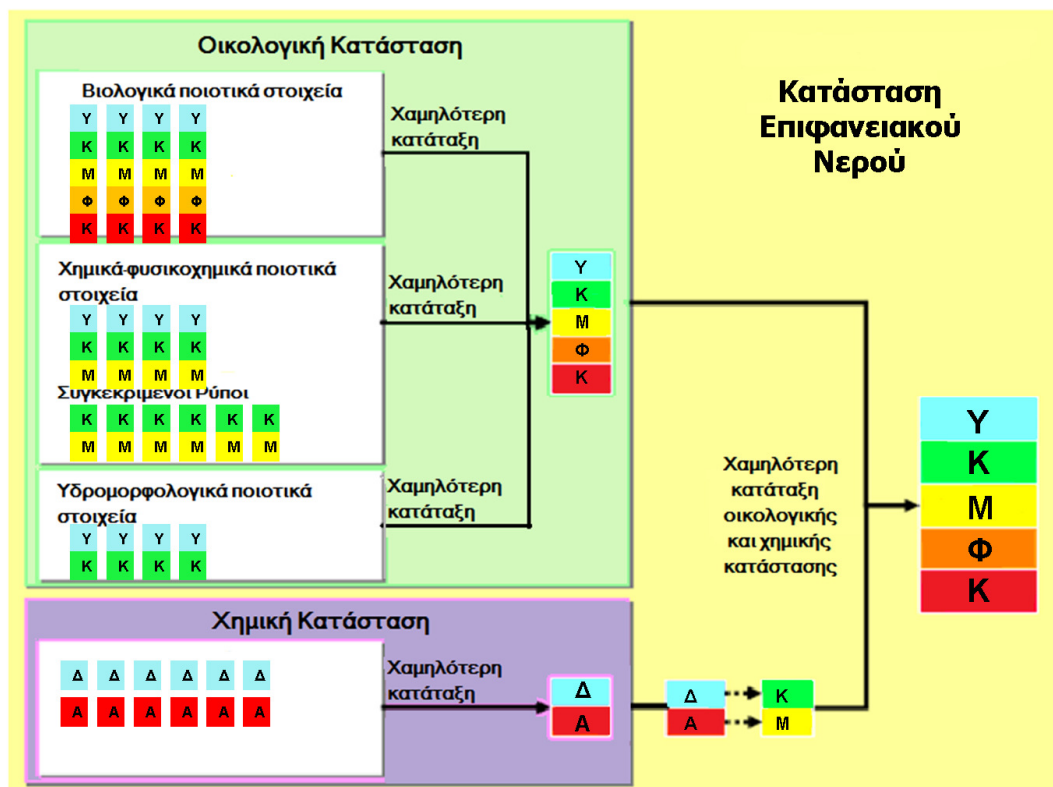
Σχήμα 7.2. Ο ρόλος των βιολογικών, υδρομορφολογικών και φυσικοχημικών στοιχείων στη ταξινόμηση της οικολογικής κατάστασης (Καθοδηγητικό Έγγραφο Ν°13).



Σχήμα 7.3. Διαδικασία ταξινόμησης της φυσικοχημικής κατάστασης.



Σχήμα 7.4. Διαδικασία ταξινόμησης της οικολογικής κατάστασης με βάσει την αρχή της χειρότερης κατάστασης των ποιοτικών στοιχείων.



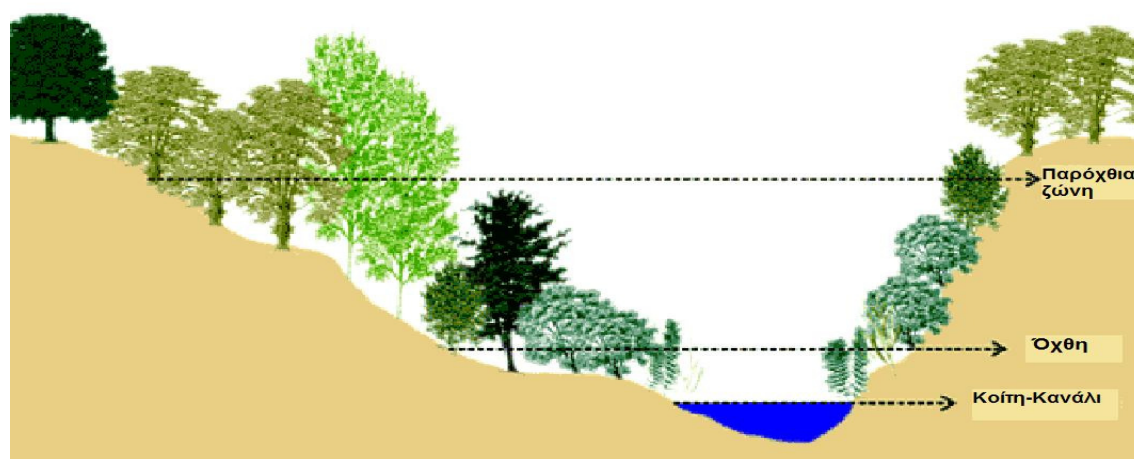
Σχήμα 7.5. Στοιχεία σύμφωνα με τα οποία καθορίζεται η συνολική κατάσταση επιφανειακών υδάτων που προκύπτει από την οικολογική και χημική κατάσταση υδατικών συστημάτων. (Προσαρμοσμένο από WFD-UKTAG, 2007). [Υ:Υψηλή; Κ: Καλή; Μ: Μέτρια; Φ: Φτωχή; Κ: Κακή; Δ: Δεκτή; Α: Απορρίψιμη]

7.2.2. Υδρομορφολογική κατάσταση

Για την αξιολόγηση της υδρομορφολογικής κατάστασης εφαρμόστηκε ο Δείκτης Οικολογικής Κατάστασης Παρόχθιας Βλάστησης (QBR). Ο δείκτης υπολογίζεται στο πεδίο συμπληρώνοντας ένα δισέλιδο πρωτόκολλο στο οποίο καταγράφονται εύκολα αναγνωρίσιμα και μετρήσιμα χαρακτηριστικά. Ο δείκτης αναπτύχθηκε από τους Munne *et al.* (2003) στην Ισπανία και τα αρχικά του προκύπτουν από τη συντομογραφία της καταλανικής φράσης “Qualitat del Bosc de Rivera” που αποδίδεται στα ελληνικά ως “Ποιότητα Παρόχθιου Δάσους” (Riparian Forest Quality). Ο συγκεκριμένος δείκτης σχεδιάστηκε για τα ποτάμια της Μεσογείου και έχει χρησιμοποιηθεί στην Ελλάδα από διάφορους ερευνητές χωρίς να έχει γίνει κάποια τροποποίηση ή προσαρμογή του (Ζόγκαρης και συν., 2007; Ζόγκαρης, 2009; Ντεμίρη, 2009). Ο δείκτης QBR, παρά την απλότητά του, καταγράφει αποτελεσματικά τόσο την κάλυψη της παρόχθιας βλάστησης

όσο και τις μεταβολές στην κοίτη ενός ποταμού. Με τον τρόπο αυτό, αξιολογούνται οι σημαντικότεροι βιοτικοί και αβιοτικοί παράγοντες διάρθρωσης ενός ποταμού.

Πριν την εφαρμογή του δείκτη διαφοροποιείται το κυρίως κανάλι του ποταμού από τη πλημμυρική ζώνη, αναγνωρίζοντας τη ζώνη της όχθης (bankfull zone). Το πρώτο περιλαμβάνει την περιοχή που είναι συνεχώς καλυμμένη με νερό και η οποία δε συμμετέχει στον υπολογισμό της βαθμολογίας. Η ζώνη της όχθης περιλαμβάνει την περιοχή μεταξύ του κατώτατου ορίου της μόνιμης ροής του ποταμού και του ανώτερου ορίου της όχθης, η οποία πλημμυρίζει τουλάχιστον μια φορά στα δύο χρόνια. Η πλημμυρική ζώνη περιλαμβάνει την περιοχή που πλημμυρίζει τουλάχιστον μια φορά στα 100 χρόνια (Munne et al., 2003).



Σχήμα 7.2 Η ευρύτερη παρόχθια ζώνη (Riparian area) όπως ορίζεται στο πρωτόκολλο QBR έχει αρχή στο σημείο της υψηλότερης στάθμης του ποταμού (Bankfull) έως το σημείο όπου σταματά η πραγματική επιρροή του ποταμού (μέσων πλημμυρών ή εδαφικής υγρασίας που επηρεάζεται βέβαια και από την μικροτοπογραφία) (Πηγή: Munne et al., 2003).

Το τμήμα του ποταμού που καταγράφεται έχει μήκος 50 m για τον άνω ρου και 100 m για το μέσο και κάτω ρου. Αν χρειάζεται έρευνα μεγαλύτερου τμήματος αυτού, το ποτάμι χωρίζεται σε επιμέρους τμήματα των 100 m και κάθε ένα από αυτά μελετάται ξεχωριστά. Στον προσδιορισμό του δείκτη λαμβάνονται υπόψη και οι δύο όχθες του ποταμού. Η παρουσία ελοφύτων (*Juncus*, *Carex*, *Eleocharis*, κ.ά.) στην παρόχθια ζώνη αυξάνει το δείκτη καθώς αυτά αποτελούν ενδιαίτημα και καταφύγιο για πολλά είδη. Ο δείκτης δε λαμβάνει υπόψη του τα βυθισμένα μακρόφυτα γιατί δε χρησιμοποιεί ενδοποτάμια

χαρακτηριστικά. Η τιμή του QBR κυμαίνεται μεταξύ 0 και 100 και προκύπτει από το άθροισμα τεσσάρων βασικών κατηγοριών που περιλαμβάνουν:

- α) τη συνολική κάλυψη της παρόχθιας βλάστησης και τη συνεκτικότητα αυτής με τα παρακείμενα χερσαία ενδιαιτήματα,
- β) τη δομή της κάλυψης που διαμορφώνεται από τη συνολική κάλυψη των δένδρων, αλλά και των θάμνων και άλλων φυτών στον υπόροφο,
- γ) την ποιότητα της κάλυψης, που εξαρτάται από τη γεωμορφολογία των παρόχθιων ενδιαιτημάτων και τον αριθμό των αυτοχθόνων ειδών δένδρων, και
- δ) τις ανθρωπογενείς τροποποιήσεις του υδάτινου διαύλου ενός ρέματος ή ποταμού.

Ο τελικός δείκτης QBR προκύπτει από το άθροισμα των τεσσάρων παραμέτρων και ταξινομείται σε πέντε κλάσεις ποιότητας του παρόχθιου ενδιαιτήματος με βάση την ΟΠΥ. Παρόλο που στην Οδηγία το παρόχθιο ενδιαίτημα χρησιμοποιείται μόνο για το χαρακτηρισμό της “υψηλής κατάστασης” αυτό το σύστημα αξιολόγησης μπορεί να είναι χρήσιμο για τους τοπικούς διαχειριστές και για στόχους αποκατάστασης αφού η αξιολόγηση περιλαμβάνει και τις 5 ποιοτικές κλάσεις.

Έτσι, ένα παρόχθιο σύστημα ταξινομείται σε

- φυσική κατάσταση όταν ο δείκτης λαμβάνει τιμές από 95 και πάνω,
- καλή, αν και με κάποιες ανθρωπογενείς παρεμβάσεις, με τιμές 75-90,
- ικανοποιητική, με σημαντικές παρεμβάσεις με τιμές 55-70,
- μη ικανοποιητική, με έντονες (ανθρωπογενείς) μεταβολές με τιμές 30-50, και
- κακή, έντονα υποβαθμισμένη με τιμές κάτω από 25.

Τα όρια των κλάσεων έχουν οριστεί κατά την εμπειρία των Munne *et al.* (2003) και περιγράφονται στον πίνακα 7.3.

Πίνακας 7.3. Κλάσεις ποιότητας παρόχθιου ενδιαιτήματος σύμφωνα με το δείκτη QBR.

Κλάση ποιότητας παρόχθιου Ενδιαιτήματος	QBR	Χρώμα
Παρόχθιο ενδιαίτημα σε φυσική κατάσταση	≥ 95	Μπλε
Μερική τροποποίηση, καλή κατάσταση	75-90	Πράσινο
Σημαντική τροποποίηση, μέτρια κατάσταση	55-70	Κίτρινο
Μεγάλη τροποποίηση, φτωχή κατάσταση	30-50	Πορτοκαλί
Πολύ μεγάλη τροποποίηση, κακή κατάσταση	≤ 25	Κόκκινο

Ο δείκτης QBR μπορεί να εφαρμοσθεί σε οποιοδήποτε ποτάμι με δενδρώδη παρόχθια βλάστηση, όχι όμως και σε ορεινές περιοχές πάνω από τα δασόρια. Όπως είναι σαφές ο δείκτης παρουσιάζει κάποιο βαθμό υποκειμενικότητας, εμπεριέχοντας δύο πηγές λαθών, ωστόσο τα αποτελέσματα σύγκρισης του δείκτη για διαφορετικούς ερευνητές στις ίδιες περιοχές δεν εμφάνισαν μεγάλη απόκλιση (Munne et al., 2003).

7.3. ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ ΚΑΙ ΣΥΖΗΤΗΣΗ

7.3.1. Υδρομορφολογική Κατάσταση

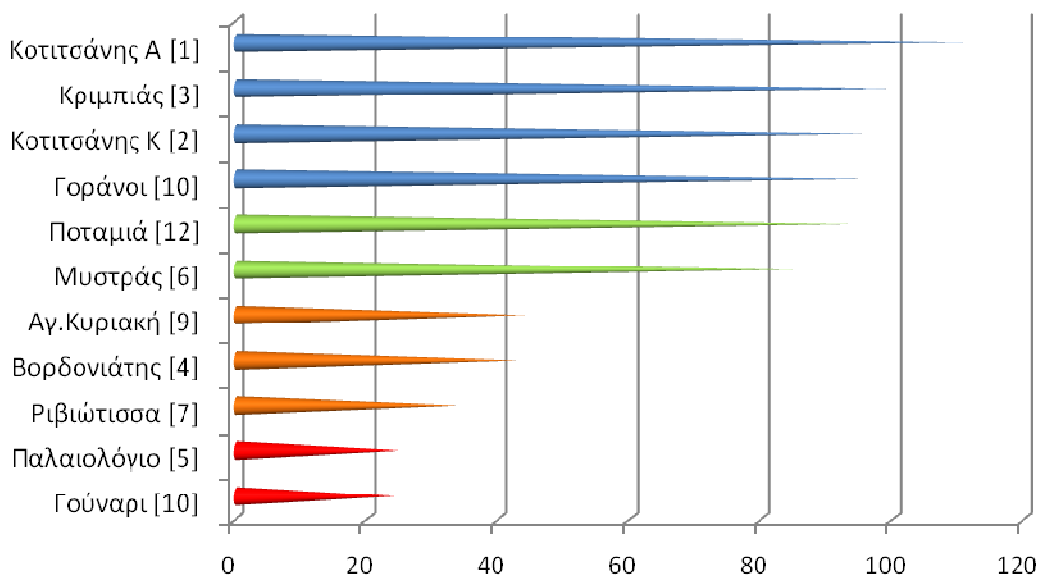
Από το σύνολο των 11 θέσεων που αξιολογήθηκαν, οι σταθμοί 1, 2, 3 και 11 παρουσιάζουν φυσική κατάσταση ($QBR \geq 95$), ενώ οι σταθμοί 12 και 6 παρουσιάζουν καλή κατάσταση ($QBR 75-95$) (Σχ. 7.3. Πίν. 7.4.). Οι σταθμοί που βρίσκονται σε καλή κατάσταση, έχουν υποστεί μικρής κλίμακας παρεμβάσεις, όπως ασφαλτωμένους δρόμους και χωματόδρομους που διασχίζουν την παρόχθια ζώνη παράλληλα στο ποτάμι. Οι υπόλοιποι σταθμοί ταξινομήθηκαν στην φτωχή (4, 7 και 9) και στην κακή κατάσταση (5 και 10). Οι σταθμοί με την κακή και φτωχή κατάσταση, εντοπίζονται στο πεδινό τμήμα της λεκάνης όπου η παρόχθια βλάστηση έχει αποψιλωθεί για τη δημιουργία καλλιεργούμενων εκτάσεων. Για παράδειγμα, στον σταθμό 10, το παρόχθιο δάσος και λιβάδι έχει εκχερσωθεί και στις δύο όχθες και έχει αντικατασταθεί από ελιές, πορτοκαλιές και καρυδιές. Το ίδιο έχει συμβεί και στους σταθμούς 7 και 9. Η φυσική παρόχθια χλωρίδα έχει εκχερσωθεί, πιθανόν πριν από μερικές δεκαετίες, για την φύτευση ελαιόδεντρων και πορτοκαλιών. Η παρουσία όμως θάμνων (*Rubus* spp, *Smilax* spp.) και καλαμιών αυξάνει τον δείκτη QBR στους δύο αυτούς σταθμούς ταξινομώντας τους έτσι στην φτωχή κατάσταση (Σχ. 7.3. Πίν. 7.4.).

Στο σταθμό 5, η παρόχθια ζώνη έχει τροποποιηθεί σημαντικά καθώς και η κοίτη του ποταμού. Η χερσαία πώδη βλάστηση της όχθης πολύ συχνά καλύπτεται με το υλικό της κοίτης που απομακρύνεται για αντιπλημμυρική προστασία, ενώ στο ανώτερο μέρος της παρόχθιας ζώνης εντοπίζονται μικρές κατοικίες και καλλιέργειες εσπεριδοειδών, καθώς και το ελαιουργείο που διαθέτει απευθείας τα υγρά του απόβλητα στην κοίτη του σταθμού. Στην θέση αυτή, έντονη είναι και η απόθεση στερεών απορριμμάτων και μπαζών στις όχθες και στην κοίτη του ποταμού. Τέλος στο σταθμό 4, όπως και στους προαναφερόμενους σταθμούς, η παρόχθια ζώνη έχει εκχερσωθεί και έχει αντικατασταθεί με ελαιόδεντρα.

Πίνακας 7.4. Κλάσεις ποιότητας υδρομορφολογικής κατάστασης σύμφωνα με το δείκτη QBR.

Όνομα Σταθμού	Αριθμός Σταθμού	QBR INDEX	ΚΛΑΣΗ
Κοιτσάνης Α	1	111	Υψηλή
Κριμπιάς	3	99	Υψηλή
Κοιτσάνης Κ	2	96	Υψηλή
Γοράνοι	11	96	Υψηλή
Ποταμιά	12	94	Καλή
Μυστράς	6	85	Καλή
Αγ.Κυριακή	9	44	Φτωχή
Βορδονιάτης	4	43	Φτωχή
Ριβιώτισσα	7	34	Φτωχή
Παλαιολόγιο	5	25	Κακή
Γούναρι	10	24	Κακή

Υδρομορφολογική κατάσταση με βάση το δείκτη QBR



Σχήμα 7.3. Αποτελέσματα κατάταξης των 11 σταθμών της λεκάνης του Ευρώτα Π. Στις αγκύλες δίνεται ο αριθμός σταθμού. Κάθε χρώμα αντιστοιχεί σε μια κλάση ποιότητας υδρομορφολογικής κατάστασης σύμφωνα με το δείκτη QBR.

7.3.2. Οικολογική Κατάσταση

Η ταξινόμηση της βιολογικής κατάστασης των σταθμών δειγματοληψίας περιγράφηκε στο κεφάλαιο 5, ενώ της φυσικοχημικής κατάστασης στο κεφάλαιο 6. Στα κεφάλαια αυτά, η βιολογική και φυσικοχημική κατάσταση αξιολογήθηκαν για όλους τους δειγματοληπτικούς μήνες ξεχωριστά ώστε να εκτιμηθούν χωρικά και χρονικά οι επιπτώσεις των υγρών αποβλήτων στους μακροασπόνδουλους οργανισμούς και στην ποιότητα των υδάτων. Για την τελική οικολογική κατάταξη, χρησιμοποιήθηκαν οι μέσοι όροι της βιολογικής και φυσικοχημικής κατάστασης του κάθε σταθμού, καθώς και η υδρομορφολογική κατάσταση. Ακολούθως, η οικολογική κατάσταση των σταθμών της έρευνας διαμορφώθηκε σύμφωνα με την “αρχή του χειροτέρου” ως απεικονίζεται στο πίνακα 7.5. Οι σταθμοί ανάντη των ελαιοτριβείων των ρεμάτων Κοιτιτσάνη και Γερακάρη (σταθμοί 1 και 11) ταξινομήθηκαν στην υψηλή οικολογική κατάσταση ενώ κατάντη των ελαιουργείων στην μέτρια (σταθμοί 2 και 12). Η οικολογική κατάσταση του σταθμού 3 του ρέματος Κριμπιά ταξινομήθηκε ως καλή, ενώ του Βορδονιάτη (σταθμός 4) που βρίσκεται κατάντη του ελαιουργείου ταξινομήθηκε ως κακή. Στη κακή οικολογική κατάσταση ταξινομήθηκε και το Παλαιολόγιο (σταθμός 5) που δέχεται επίσης υγρά απόβλητα ελαιουργείων. Πρέπει ωστόσο να αναφερθεί ότι ο συγκεκριμένος σταθμός ταξινομήθηκε στην κακή κατάσταση λόγω της σημαντικής υδρομορφολογικής υποβάθμισης ενώ με βάση μόνο τη βιολογική και φυσικοχημική κατάσταση ταξινομήθηκε στη φτωχή. Παρόμοια περίπτωση αποτελεί και ο σταθμός που βρίσκεται ανάντη των χυμοποιείων (σταθμός 10) ο οποίος ταξινομήθηκε στην κακή κατάσταση λόγω της σημαντικής υδρομορφολογικής υποβάθμισης και όχι λόγω βιολογικής και φυσικοχημικής υποβάθμισης. Με βάση τη βιολογική και φυσικοχημική κατάσταση ο σταθμός ταξινομήθηκε στη μέτρια κατάσταση λόγω του εμπλουτισμού από θρεπτικά και του διακοπτόμενου χαρακτήρα του. Παρατηρήθηκε ότι όταν ο σταθμός διατηρούσε ροή για μεγάλη διάρκεια υπήρχε αύξηση των ειδών και των πληθυσμών τους και συνεπώς βελτίωση της βιολογικής κατάστασης.

Πίνακας 7.5. Οικολογική κατάσταση των ποτάμιων σταθμών της λεκάνης του Ευρώτα Ποταμού. Η κατάταξη αντιπροσωπεύει την οικολογική κατάσταση των σταθμών για την περίοδο 2006-2008.

Σταθμοί	Αριθμός Σταθμού	Δείκτης NCS	Φυσικοχημική Κατάσταση	Δείκτης STAR-ICMi	Βιολογική Κατάσταση	Δείκτης QBR	Υδρομορφολογική Κατάσταση	ΟΙΚΟΛΟΓΙΚΗ ΚΑΤΑΣΤΑΣΗ
Κοτιτσάνης Α	1	4,433	ΥΨΗΛΗ	1,003	ΥΨΗΛΗ	111	ΥΨΗΛΗ	ΥΨΗΛΗ
Κοτιτσάνης Κ	2	3,600	ΚΑΛΗ	0,598	ΜΕΤΡΙΑ	96	ΥΨΗΛΗ	ΜΕΤΡΙΑ
Κριμπιάς	3	3,820	ΚΑΛΗ	0,885	ΚΑΛΗ	99	ΥΨΗΛΗ	ΚΑΛΗ
Βορδονιάτης	4	2,588	ΜΕΤΡΙΑ	0,232	ΚΑΚΗ	43	ΦΤΩΧΗ	ΚΑΚΗ
Παλαιολόγιο	5	2,783	ΜΕΤΡΙΑ	0,345	ΦΤΩΧΗ	15	ΚΑΚΗ	ΚΑΚΗ
Μυστράς	6	4,375	ΥΨΗΛΗ	0,770	ΚΑΛΗ	85	ΚΑΛΗ	ΚΑΛΗ
Ριβιώτισσα	7	2,017	ΜΕΤΡΙΑ	0,130	ΚΑΚΗ	34	ΦΤΩΧΗ	ΚΑΚΗ
Αγ.Κυριακή	9	1,758	ΦΤΩΧΗ	0,141	ΚΑΚΗ	44	ΦΤΩΧΗ	ΚΑΚΗ
Γούναρι	10	2,633	ΜΕΤΡΙΑ	0,649	ΜΕΤΡΙΑ	24	ΚΑΚΗ	ΚΑΚΗ
Γοράνοι	11	4,325	ΥΨΗΛΗ	0,986	ΥΨΗΛΗ	96	ΥΨΗΛΗ	ΥΨΗΛΗ
Ποταμιά	12	3,459	ΚΑΛΗ	0,503	ΜΕΤΡΙΑ	94	ΚΑΛΗ	ΜΕΤΡΙΑ

Στη κακή κατάσταση ταξινομήθηκαν και οι σταθμοί στους οποίους διατίθενται τα υγρά απόβλητα χυμοποιείων. Οι σταθμοί αυτοί είναι ιδιαίτερα επιβαρυνμένοι από την χρόνια διάθεση των αποβλήτων και δεν σημειώνουν την παραμικρή ανάκαμψη, ακόμα και πολλές εβδομάδες μετά το τερματισμό λειτουργίας των εργοστασίων. Το υπόστρωμα τους περιέχει ένα σημαντικό ποσοστό αποσυνθεμένης οργανικής ύλης που δεν επιτρέπει την επαναποίκηση των βενθικών οργανισμών παρά μόνο των αρκετά ανθεκτικών (π.χ. Chironomidae, Tubificidae). Μετά τη λήξη της λειτουργίας των χυμοποιείων, οι πληθυσμοί τους σημειώνουν ραγδαία αύξηση και μειώνονται δραματικά με την έναρξη λειτουργίας τους.

Περίπου ένα χρόνο μετά το πέρας των δειγματοληψιών της έρευνας αυτής (2009), το ιδιωτικό χυμοποιείο που βρίσκεται στο ρέμα Τυφλό υποχρεώθηκε να σταματήσει την λειτουργία του καθώς δεν είχε μονάδα βιολογικού καθαρισμού και διέθετε χωρίς επεξεργασία τα υγρά απόβλητα απευθείας στο ρέμα. Πραγματοποιήθηκε μια δειγματοληψία το Μάιο του 2010, δηλαδή σχεδόν 1,5 χρόνο μετά την διακοπή λειτουργίας του, για να εξεταστεί η τωρινή κατάσταση του σταθμού και αν έχει σημειωθεί ανάκαμψη. Η βιολογική κατάσταση του σταθμού ταξινομήθηκε ως μέτρια (STAR_ICMi - 0,575) καταδεικνύοντας έτσι σημαντική ανάκαμψη. Απαντήθηκαν 13 τάξα με συνολική αφθονία 989,6 άτομα/1,25m². Τα αφθονότερα τάξα ήταν τα είδη της οικογένειας των Baetidae (π.χ. *Centroptilum luteolum*, *Baetis* spp.) και τα *Serratella ignita* (Ephemerellidae), τα οποία απαντήθηκαν σε πολύ μεγάλους πληθυσμούς (518,4 και 352 άτομα/1,25m² αντίστοιχα). Επίσης σημαντική παρουσία είχαν τα *Gammarus* sp., *Caenis* sp. (Caenidae), και το ισόποδο *Proasellus* sp. (Asellidae).

7.4. ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ

Τα υγρά απόβλητα ελαιουργείων και χυμοποιείων προκαλούν σημαντικές επιπτώσεις στην οικολογική κατάσταση των ποτάμιων οικοσυστημάτων. Οι επιπτώσεις των αποβλήτων ελαιουργείων είναι εντονότερες στα πεδινά ρέματα με διακοπτόμενη ροή αφού η πρόωρη ξηρασία κατά τη θερινή περίοδο δεν επιτρέπει τον αποτελεσματικό αυτοκαθαρισμό του ρέματος. Η ένταση της ρύπανσης σε συνδυασμό με τη ξηρασία έχει δραματικές επιπτώσεις στις βενθικές κοινωνίες και στην οικολογική κατάσταση σε αντίθεση με τα ορεινά ρέματα στα οποία η υψηλή και συνεχής ροή μετριάξει την ένταση της ρύπανσης από τα απόβλητα. Σημαντικές υδρομορφολογικές παρεμβάσεις καταγράφηκαν κυρίως στους πεδινούς σταθμούς της έρευνας αυτής. Οι παρεμβάσεις εντοπίζονται κυρίως στην παρόχθια ζώνη όπου έχει εκχερσωθεί ή συρρικνωθεί για την επέκταση των καλλιεργειών ενώ παρεμβάσεις στις κοίτες των ρεμάτων δεν υπάρχουν ή όπου υπάρχουν είναι ήπιας μορφής. Το πεδινό τμήμα της λεκάνης του Ευρώτα είναι μια γεωργική ζώνη στην οποία καλλιεργούνται εντατικά οι ελιές και τα πορτοκάλια. Οι περιοχές με φυσικά παρόχθια δάση είναι περιορισμένες, καταγράφηκαν μόλις πρόσφατα (Σκουλικίδης και συν. 2008) και μαρτυρούν την εικόνα της παρόχθιας περιοχής του Ευρώτα πριν από την εντατικοποίηση της γεωργίας.

Είναι σημαντικό να αναφερθεί ότι οι παρεμβάσεις αυτές δεν έχουν σημαντική επίδραση στις βιοκοινωνίες των σταθμών όπως τα υγρά απόβλητα. Οι παρεμβάσεις αυτές έχουν γίνει πριν από αρκετά χρόνια ή δεκαετίες και όποιες αλλαγές στη σύνθεση των βιοκοινωνιών θα είχαν πραγματοποιηθεί πιθανόν εκείνη τη περίοδο. Θα είχε μεγάλη σημασία και ενδιαφέρον η αποτύπωση των αλλαγών αυτών αλλά λόγω έλλειψης ιστορικών δεδομένων κάτι τέτοιο δεν είναι εφικτό.

8

ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ ΚΑΙ ΠΡΟΤΑΣΕΙΣ

*“Το καθήκον μας είναι να απελευθερωθούμε
εξαπελώνοντας τον κύκλο της συμπίονιας
για να αγκαλιάσουμε όλα τα ζωντανά πλάσματα
και την ολική ομορφιά της φύσης”
- Άλμπερτ Άινσταϊν - (1879-1955)*

8. ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ - ΠΡΟΤΑΣΕΙΣ

Η ρύπανση του περιβάλλοντος από ξеноβιοτικές ουσίες αποτελεί κίνδυνο για κάθε μορφή ζωής. Στην περίπτωση απόρριψης χημικών ουσιών στο υδατικό περιβάλλον, ο κίνδυνος πρέπει να ελέγχεται με χημικές μεθόδους, οι οποίες προσφέρουν μια πρωταρχική εκτίμηση της κατάστασης (δηλαδή τα επίπεδα ρύπανσης) και είναι δυνατόν να φανερώσουν την αιτία του προβλήματος. Για να ερμηνευθούν όμως οι επιπτώσεις στα οικοσυστήματα με στόχο τη μεγιστοποίηση της περιβαλλοντικής προστασίας είναι αναγκαία η βιολογική προσέγγιση μέσω της χρήσης βιολογικών δεικτών ή/και οικοτοξικολογικών ελέγχων.

Οι επιπτώσεις ενός σύνθετου και πολύπλοκου μείγματος, όπως είναι τα αγροτοβιομηχανικά απόβλητα, εξαρτάται από τις συγκεντρώσεις και τη συνεργική δράση των χημικών ενώσεων που αναλύονται ή που δεν αναλύονται/ανιχνεύονται, καθώς ακόμη και σε πάρα πολύ χαμηλές συγκεντρώσεις πολλές χημικές ουσίες έχουν την ικανότητα να βιοσυσσωρεύονται. Ο προσδιορισμός όλων των χημικών ενώσεων που συνεισφέρουν στην τοξικότητα του αποβλήτου και εκείνων που ευθύνονται περισσότερο είναι μια χρονοβόρα και πολυδάπανη διαδικασία. Ο εντοπισμός και η αποτίμηση των επιπτώσεων από έκθεση σε σύνθετες χημικές ουσίες μπορεί να επιτευχθεί με τη χρήση βιοδεικτών που είτε προκύπτουν από μελέτες βιοπαρακολούθησης (biomonitoring) είτε από τοξικολογικές δοκιμές.

Στην έρευνα αυτή μελετήθηκαν οι οικολογικές και οικοτοξικολογικές επιπτώσεις των υγρών αποβλήτων ελαιουργείων και χυμοποιείων στα ρέοντα οικοσυστήματα, εστιάζοντας στα βενθικά μακροασπόνδυλα, χρησιμοποιώντας εκτός από χημικές και βιολογικές προσεγγίσεις, οι οποίες περιελάμβαναν βιοδείκτες, και τοξικολογικές δοκιμές (βιοδοκιμές οξείας τοξικότητας και ανάλυση βιοχημικών βιομαρτύρων). Έτσι, για την ολοκληρωμένη αποτίμηση των επιπτώσεων των αποβλήτων στα υδρόβια μακροασπόνδυλα αξιολογήθηκαν οι επιπτώσεις στην βιοποικιλότητα των ρεόντων υδάτων, στις βιοκοινωνίες τους, στους πληθυσμούς τους καθώς και τις επιδράσεις σε επίπεδο οργανισμού και σε υποκυτταρικό επίπεδο (βιοχημικό).

Ξεκινώντας από το χαμηλότερο επίπεδο, μελετήθηκαν για πρώτη φορά οι επιπτώσεις των δύο αποβλήτων στο βιοχημικό επίπεδο βιολογικής οργάνωσης των μακροασπόνδυλων. Τα

αποτελέσματα της έρευνας έδειξαν ότι τόσο τα ΥΑΕ όσο και τα ΥΑΧ ακόμα και σε πολύ μεγάλες αραιώσεις μπορούν να προκαλέσουν σημαντικές βλάβες στους υδρόβιους οργανισμούς. Οι υποθανατηφόρες συγκεντρώσεις των αποβλήτων ήταν ικανές να αναστείλουν την ενζυμική δραστηριότητα της ακετυλοχολινεστεράσης του *G. pulex* και *H. peristerica* προκαλώντας πιθανές νευρολογικές διαταραχές και θνησιμότητα. Αντίθετα, η δραστηριότητα της γλουταθειόνης S-τρανσφεράσης αυξήθηκε αποκαλύπτοντας ότι οι οργανισμοί έχουν υποστεί οξειδωτικό στρες. Οι ενζυμικές μεταβολές που παρατηρήθηκαν από την έκθεση στα ΥΑΕ αποδίδονται στην παρουσία φαινολών και ενδεχομένως τανινών ή και άλλων ενώσεων που προκαλούν τοξικότητα. Ομοίως, η τοξική ιδιότητα της λιμονίνης και πιθανά κάποιων φαινολών των ΥΑΧ ήταν υπεύθυνες για τις αλλαγές της ενζυμικής δραστηριότητας των δύο μακροασπόνδυλων.

Περνώντας στο επίπεδο οργανισμού, οι δοκιμές οξείας τοξικότητας των *G. pulex* και *H. peristerica* επιβεβαίωσαν την υψηλή τοξικότητα των δύο απόβλητων. Τα υγρά απόβλητα των ελαιουργείων αποδείχτηκαν ότι είναι πολύ πιο τοξικά από ότι των χυμοποιείων πιθανόν λόγω της σημαντικά μεγαλύτερης συγκέντρωσης φαινολών στα ΥΑΕ. Οι κύριες και σημαντικότερες φαινόλες των ΥΑΧ είναι η ναριρουτίνη και η εσπεριδίνη που ανιχνεύονται συνήθως σε υψηλές συγκεντρώσεις. Ενώ η αντιοξειδωτική δράση και ευεργετικότητα τους είναι γνωστή, η τοξική τους επίδραση στους υδρόβιους οργανισμούς είναι άγνωστη.

Οι βιοδοκιμές είναι καθιερωμένες μέθοδοι εκτίμησης τοξικότητας απλών χημικών ουσιών ή πολυσύνθετων μειγμάτων και χρησιμοποιούνται ως εργαλεία για την γρήγορη εκτίμηση των επιπτώσεων τους σε οργανισμούς και κατ' επέκταση στα υδάτινα οικοσυστήματα. Ο συνδυασμός ειδών από διαφορετικές ταξινομικές ομάδες και τροφικά επίπεδα συστήνεται για την καλύτερη ερμηνεία των τοξικολογικών αποτελεσμάτων και των επιπτώσεων μιας ουσίας στο υδατικό οικοσύστημα. Τα φύκη, καρκινοειδή και τα ψάρια αποτελούν τους πιο διαδεδομένους οργανισμούς των επιφανειακών νερών για την εκτίμηση τοξικότητας των υγρών αποβλήτων ελαιουργείων. Οι μακροασπόνδυλοι οργανισμοί που χρησιμοποιήθηκαν σε αυτή την έρευνα έρχονται να προστεθούν στη λίστα των οργανισμών που έχουν χρησιμοποιηθεί μέχρι σήμερα για την αποτίμηση της τοξικότητας των αποβλήτων ελαιουργείων και να συνεισφέρουν στην ερμηνεία των επιπτώσεων τους στα ρέοντα συστήματα. Εξάλλου, η πλειονότητα των οργανισμών που έχουν χρησιμοποιηθεί ως

σήμερα στα τοξικολογικά πειράματα δεν απαντώνται στα τρεχούμενα νερά, όπως για παράδειγμα τα ανόστρακα (*Thamnocephalus platyurus*) και τα κλαδοκεραιωτά (*Daphnia magna*, *D. pulex*, *Ceriodaphnia dubia*).

Όσο αφορά τα ανώτερα βιολογικά επίπεδα οργάνωσης, αποτιμήθηκαν οι επιπτώσεις των αποβλήτων στις κοινωνίες των μακροασπόνδυλων και στους πληθυσμούς τους, καθώς η εκτίμηση των επιδράσεων των αποβλήτων στο περιβάλλον δεν μπορεί να είναι ρεαλιστική με τη χρήση μόνο εργαστηριακών τοξικολογικών δοκιμών. Τα αποτελέσματα της έρευνας έδειξαν ότι κατά τη διάρκεια διάθεσης των αποβλήτων το μεγαλύτερο ποσοστό των ειδών εξαφανίστηκε και απαντήθηκαν μόνο ορισμένα ανθεκτικά είδη δίπτερων με εξαιρετικά περιορισμένους πληθυσμούς (1 – 4 άτομα/1,25m²). Οι σημαντικοί παράγοντες που διαμόρφωσαν τις βενθικές κοινωνίες χωρικά και χρονικά ήταν το οργανικό φορτίο (BOD₅, COD, TSS), το υπόστρωμα (μύκητες αποβλήτων), η απόσταση από την εκροή του αποβλήτου, η παροχή και ο τύπος ποταμού (μόνιμης ή διακοπτόμενης ροής). Οι παράγοντες αυτοί συμφωνούν με τα οικολογικά μοντέλα οργανικής ρύπανσης που περιγράφηκαν στο κεφάλαιο της εισαγωγής (1.2) καθώς και με παρόμοιες μελέτες που αφορούν οργανικά λύματα.

Ενώ σε πολύ μικρές συγκεντρώσεις, ή καλύτερα σε πολύ μεγάλες αραιώσεις, η τοξικότητα των απόβλητων ελαιουργείων και χυμοποιείων αποδίδεται κυρίως στις φαινόλες, στα ρέοντα οικοσυστήματα η κατάσταση είναι διαφορετική. Η εξαφάνιση ή/και η απομάκρυνση των οργανισμών οφείλεται κυρίως στην έλλειψη οξυγόνου, αποτέλεσμα του μεγάλου οργανικού φορτίου καθώς και στις βλάβες που προκαλούνται στην φυσιολογία των οργανισμών από τα στερεά ελαιώδη σωματίδια των αποβλήτων. Αντίθετα, οι οργανισμοί εκείνοι που είναι ανθεκτικοί σε ανοξικές συνθήκες (π.χ. *Chironomus thummi*), ή που η ανατομία και φυσιολογία τους είναι τέτοια που δεν υφίστανται βλάβες από τα στερεά συστατικά των αποβλήτων (π.χ. Ολιγόχαιτοι), επηρεάζονται από το τοξικό κλάσμα των αποβλήτων και από την οξύτητα (χαμηλό pH <4). Το γεγονός αυτό επαληθεύτηκε καταγράφοντας την ραγδαία ανάπτυξη των αφθονιών των συγκεκριμένων οργανισμών μετά την απομάκρυνση του τοξικού κλάσματος των αποβλήτων από τον πυθμένα και την αύξηση του pH.

Διαπιστώθηκε ότι παρά τη διαφορετική χημική και φυσικοχημική σύσταση των δύο αποβλήτων, οι επιπτώσεις τους στα ρέοντα οικοσυστήματα ήταν παρόμοιες. Η διάθεση τους προκάλεσε δραματικές επιπτώσεις στους βενθικούς οργανισμούς και στην οικολογική κατάσταση των ποτάμιων οικοσυστημάτων. Τα αποτελέσματα της έρευνας αυτής υποδεικνύουν ότι η διάθεση και των δύο αποβλήτων σε υδατικά οικοσυστήματα με τον τρόπο που εφαρμόζεται είναι απαγορευτική αφού ακόμα και μετά από πολύ μεγάλη αραίωση είναι ικανά να επηρεάσουν τους ζωντανούς οργανισμούς.

Οι σταθμοί δειγματοληψίας ανάντη και κατόντη των αγροτικών βιομηχανιών επιλέχθηκαν με τέτοιο τρόπο ώστε όλα, ή τουλάχιστον, τα περισσότερα χαρακτηριστικά τους να είναι παρόμοια, ώστε οι μεταβολές των βιοκοινωνιών να οφείλονται αποκλειστικά και μόνο στη ρύπανση από τα υγρά απόβλητα των ελαιουργείων και χυμοποιείων. Όσο αφορά τους πεδινούς σταθμούς της έρευνας, αυτό αποδείχτηκε τελικά δύσκολο αφού είναι σχεδόν αδύνατο να βρεθεί σταθμός που δεν επηρεάζεται και από άλλες ανθρωπογενείς δραστηριότητες. Ωστόσο, όπως και αποδείχτηκε από την ανάλυση μικρορύπων (μέταλλα και φυτοφάρμακα), οι συγκεντρώσεις τους δεν συνεισέφεραν στην υποβάθμιση των σταθμών αφού η ρύπανση από τα υγρά απόβλητα είχε ήδη εξαφανίσει σχεδόν όλους τους ασπόνδυλους οργανισμούς και είχε υποβαθμίσει δραματικά την οικολογική κατάσταση των σταθμών.

Η μικρή παροχή και η μεγάλη διάρκεια παραμονής του νερού στα ρέματα και ποτάμια διαδραματίζουν καθοριστικό ρόλο στην οικολογική κατάσταση αφού η παρατεταμένη ξηρασία αποτελεί ανασταλτικό παράγοντα για κάθε είδους ανάκαμψη ειδικά όταν αυτή συνδυάζεται με την ρύπανση από την διάθεση των αποβλήτων. Το φαινόμενο αυτό παρατηρήθηκε συγκεκριμένα στους πεδινούς και ημιορεινούς σταθμούς 4 και 5. Η χαμηλή ροή και η περιορισμένη παροχή, αποτέλεσμα της παρατεταμένης ανομβρίας που καταγράφηκε το υδρολογικό έτος 2006-2007, δεν έδωσε την δυνατότητα στο οικοσύστημα των σταθμών αυτών να αυτοκαθαριστεί, καθώς τα απόβλητα από τα ελαιουργεία παρέμειναν στην κοίτη μέχρι την άνοιξη ή το καλοκαίρι. Όταν η ροή επανέρχεται, συνήθως τέλη Οκτώβρη με μέσα Νοέμβρη, η επαναποίκιση των ειδών αρχίζει αλλά η βιοκοινωνία δεν προλαβαίνει να αναπτυχθεί αφού ξεκινάει ξανά η διάθεση των αποβλήτων. Το πρόβλημα γίνεται εντονότερο σε μεγαλύτερα και πιο πεδινά ποτάμια συστήματα, τα οποία παρουσιάζουν περισσότερες μορφές κοίτης και ενδαιτήματα, όπως

για παράδειγμα στον κύριο ρου του Ευρώτα που έχει ελίσσόμενη κοίτη. Σε πολλά τμήματα του μέσου και κάτω ρου του Ευρώτα παρατηρήθηκαν πλευρικές αποθέσεις των αποβλήτων ελαιουργείων στις εκβαθύνσεις και προσχώσεις του ποταμού. Στα σημεία αυτά, η κλίση και η ροή μειώνονται και η διαδικασία αυτοκαθαρισμού επιβραδύνεται με αποτέλεσμα τα απόβλητα να παραμένουν στην κοίτη για πολύ μεγάλο χρονικό διάστημα.

Στα ορεινά και ημιορεινά ρέματα μόνιμης ή διακοπτόμενης ροής, αλλά με μεγάλη υδροπερίοδο (το μεγαλύτερο διάστημα του έτους), οι υψηλές ροές και παροχές, αποτελούν σημαντικούς παράγοντες για την αραίωση του αποβλήτου και τον αυτοκαθαρισμό του συστήματος. Μετά την λήξη της διάθεσης των αποβλήτων, το απόβλητο υφίσταται αραίωση και απομακρύνεται σταδιακά από το υπόστρωμα. Το υπόστρωμα καθαρίζεται από τους μύκητες αποβλήτων και οξυγονώνεται και επανέρχεται σταδιακά στη φυσιολογική του κατάσταση, επιτρέποντας και την αποίκηση των ασπόνδυλων από τα ανάντη, ή από τα κατάντη τμήματα που δεν έχουν επηρεαστεί, καθώς και από την υπορροϊκή ζώνη. Γενικά, οι επιπτώσεις των υγρών αποβλήτων ελαιουργείων στα διακοπτόμενης ροής οικοσυστήματα ήταν εντονότερες από τα ρέοντα συστήματα που διατηρούσαν ροή το μεγαλύτερο διάστημα του έτους (7-8 μήνες).

Οι συνθήκες στα ρέματα που δέχονται τα απόβλητα χυμοποιείων διαφέρουν καθώς η διάθεση των αποβλήτων διαρκεί περισσότερους μήνες, από την έναρξη της φθινοπωρινής περιόδου έως την έναρξη της θερινής περιόδου (Απρίλιος - Μάιος). Τα τμήματα κατάντη των χυμοποιείων, σε αντίθεση με τα ανάντη που διατηρούν νερό μέχρι τον Μάιο στις ευνοϊκότερες συνθήκες, διατηρούν ροή μέχρι τους μήνες Ιουνίου-Ιουλίου αλλά αυτή η ροή δεν είναι η “φυσική” ροή του ρέματος καθώς προέρχεται από νερό γεωτρήσεων που εξυπηρετεί στην αραίωση και απομάκρυνση των αποβλήτων και των οσμών. Με επιτόπιες επισκέψεις αλλά και με βάση τις μαρτυρίες κατοίκων, τον Αύγουστο, τον Σεπτέμβριο και πολλές φορές ακόμα και τον Οκτώβριο, τα κατάντη τμήματα δεν έχουν ροή. Η ροή συνήθως εμφανίζεται με την έναρξη λειτουργίας των χυμοποιείων, αποκλείοντας έτσι και την παραμικρή δυνατότητα ανάκαμψης.

Ο τεράστιος όγκος αποβλήτων που παράγεται από τα ελαιουργεία και τα χυμοποιεία κατά τους χειμερινούς μήνες, καταλήγει σε ένα μεγάλο ποσοστό στις εκβολές των ποταμών και στην παράκτια ζώνη μεταβάλλοντας την ισορροπία και την οικολογία τους. Οι επιπτώσεις

των συγκεκριμένων αποβλήτων στα μεταβατικά και παράκτια οικοσυστήματα παραμένουν μέχρι σήμερα άγνωστες και αποτελούν ένα εξαιρετικά ενδιαφέρον αντικείμενο έρευνας αφού τα οικοσυστήματα αυτά αποτελούνται από οργανισμούς με πολύ ιδιαίτερα χαρακτηριστικά (traits).

Μεγάλο ενδιαφέρον έχει να διαπιστωθεί η πιθανή παρουσία φυτοφαρμάκων στα απόβλητα των ελαιουργείων και χυμοποιείων τα οποία μπορούν να συνεισφέρουν σε ένα βαθμό στην τοξικότητα των αποβλήτων. Ιδιαίτερη σημασία θα πρέπει να δοθεί στην πιθανή παρουσία των φυτοφαρμάκων στο οργανικό και κολλώδες στρώμα που σχηματίζεται στον πυθμένα (μύκητες αποβλήτων) το οποίο πιθανόν να «παγιδεύει» ως ένα βαθμό κάποιες ενώσεις και όχι στο νερό το οποίο ανανεώνεται διαρκώς. Επιπλέον, η λεπτομερής χημική, βιολογική και μικροβιολογική ανάλυση τους στρώματος που σχηματίζεται στο πυθμένα των ποταμών κατά τη διάρκεια διάθεσης των αποβλήτων, θα δώσει σημαντικές πληροφορίες για τις συνθήκες που επικρατούν στο ίζημα.

Στην παρούσα έρευνα αποδείχτηκε ότι η αξιολόγηση του ιζήματος αποτελεί σημαντικό ρόλο στην παρακολούθηση και εκτίμηση της κατάστασης των τρεχούμενων νερών. Οι αναλύσεις υδατικών δειγμάτων δεν μπορούν από μόνες τους πολλές φορές να αποκαλύψουν το βαθμό επιβάρυνσης ενός οικοσυστήματος, αφού το ρυπογόνο φορτίο υφίσταται αραίωση και απομάκρυνση. Κατά τη διάρκεια των δειγματοληψιών παρατηρήθηκε αρκετές φορές ότι την περίοδο διάθεσης των αποβλήτων, η ποιότητα του νερού ήταν υψηλή. Ωστόσο, το υπόστρωμα ήταν σημαντικά επιβαρυνόμενο από τους οργανικούς ρύπους που είχαν σχηματίσει τους μύκητες αποβλήτων και η βενθική πανίδα είχε σχεδόν αφανιστεί ολοκληρωτικά. Επιπλέον, ορισμένα φυτοφάρμακα ανιχνεύτηκαν στο ίζημα και ορισμένα μόνο στα υδατικά δείγματα. Συνεπώς, η συνδυαστική ανάλυση ιζήματος και νερού κρίνεται απαραίτητη όταν εξετάζονται υδατικά συστήματα που δέχονται βιομηχανικά και αγροτικά απόβλητα ή χημικές ενώσεις από πολλαπλές πιέσεις.

Είναι επίσης σημαντικό να αναφερθεί ότι ποτάμια συστήματα με μικρή λεκάνη απορροής (< 10 km²) δεν περιλαμβάνονται στην Οδηγία Πλαίσιο για τα Ύδατα. Τα αποτελέσματα της παρούσας έρευνας καθιστούν σαφές ότι τα μικρά ρέματα, ως αποδέκτες αποβλήτων, συμβάλουν σημαντικά στο συνολικό ρυπαντικό φορτίο της λεκάνης απορροής ενός ποταμού και ως εκ τούτου είναι απαραίτητο να συμπεριληφθούν στα πλάνα

παρακολούθησης της Οδηγίας, προκειμένου να επιτευχθεί ο γενικότερος στόχος της τουλάχιστον "καλής" κατάστασης μέχρι το 2015.

Τέλος, προκύπτει ότι δεν απαιτούνται πολυδάπανα τεχνολογικά μέτρα αποκατάστασης για τα οικοσυστήματα που δέχονται απόβλητα. Αν η διάθεση των αποβλήτων σταματήσει οριστικά τα υδάτινα οικοσυστήματα έχουν την δυνατότητα να ανακάμψουν και να αποκατασταθούν πολύ γρηγορότερα και αποτελεσματικά από ότι θα μπορούσαμε να υποθέσουμε.

ΔΙΕΘΝΗΣ ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

- Adams, S.M., 1990. Biological indicators of stress in fish. *American Fisheries Society Symposium* 8.
- Aggelis, G., Iconomou, D., Christou, M., Bokas, D., Kotzailias, S., Christou, G., Tsagou, V., Papanikolaou, S., 2003. Phenolic removal in a model olive oil mill wastewater using *Pleurotus ostreatus* in bioreactor cultures and biological evaluation of the process. *Water Research* 27, 3897–3904.
- Aker, W.G., Hu, X., Wang, P. and Hwang, H.M., 2008. Comparing the relative toxicity of malathion and malaoxon in blue catfish *Ictalurus furcatus*. *Environmental Toxicology* 23, 548–554.
- Allan, J.D., 1995. *Stream Ecology. Structure and function of running waters*. Chapman & Hall, London. 388 pp.
- Allan, J.D., 2004. Landscapes and Riverscapes: The influence of Land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 35, 257-284.
- Alba-Tercedor, J., 2006. Aquatic macroinvertebrates. In: *Biological Monitoring of Rivers: Applications and Perspectives*, Zigliio, G., Siligardi M., & Flaim G., (Eds). Wiley & Sons Ltd, West Sussex, UK, pp. 71-87.
- Albanis, T.A., Danis, T.G. Hela, D., 1995. Transportation of pesticides in estuaries of Louros and Arachthos rivers (Amvrakikos Gulf, N.W. Greece). *Science of the Total Environment* 171, 85-93.
- Albanis, T.A., Hela, D.G., Sakellarides, T.M., Konstantinou, I.K., 1998. Monitoring of pesticide residues and their metabolites in surface and underground waters of Imathia (N.Greece) by means of solid-phase extraction disks and gas chromatography. *Journal of Chromatography A*. 823, 59–71.
- Alburquerque, J.A., Gonzalvez, J., Garcia, D., Cegarra, J., 2004. Agrochemical characterisation of ‘alperujo’, a solid by-product of the two phase centrifugation method for olive oil extraction. *Bioresource Technology* 92 (2), 195-200.
- Angelidis M.O., Markantonatos P.G., Bacalis N.Ch., 1995. Impact of human activities on the quality of river water: The case of Evrotas River catchment basin, Greece. *Environmental Monitoring and Assessment* 35, 137 – 153.
- Angelidis, M.O., Markantonatos, P.G., Bacalis, N.Ch., Albanis, T.A., 1996. Seasonal fluctuations of nutrients and pesticides in the basin of Evrotas River Greece. *Journal of Environmental Science & Health A*. 31, 387–410.
- Antonakos, A. and Lambrakis, N., 2000. Hydrodynamic Characteristics and Nitrate Propagation in Sparta Aquifer. *Water Research* 34, 3977-3986.

AQEM Consortium, 2002. *Manual for the application of the AQEM method*. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1.0, February 2002.

Arienzo, M., Capasso, R., 2000. Analysis of metal cations and inorganic anions in olive mill wastewaters by atomic absorption spectroscopy and ion chromatography. Detection of metals bound to the organic polymeric fraction. *Journal of Agriculture and Food Chemistry* 48, 1405-1410.

Armitage, P.D., Moss, D., Wright, J.F. and Furse, M.T., 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running water sites. *Water Research* 17, 333-347.

Artemiadou, V. and Lazaridou, M., 2005. Evaluation Score and Interpretation Index for the Ecological Quality of Running Waters in Central and Northern Hellas. *Environmental Monitoring and Assessment* 110, 1–40.

Arthington, A.H. and Welcomme R.L., 1995. The condition of large river systems of the World. Pages 44–75 in: Armantrout N.B. & Wolotira R.J. (eds). *Condition of the World's Aquatic Habitats*. World Fisheries Congress, Science Publishers, USA.

Atanassova, D., Kefalas, P., Psillakis, E., 2005. Measuring the antioxidant activity of olive oil mill wastewater using chemiluminescence. *Environment International* 31, 275-280.

Balice, V., Carrieri, C., Cera, O., and Di Fazio, A., 1986. Natural biodegradation in olive mill effluents stored in open basins. Proc. Int. Symp. Olive by-products valorization, Seville, Spain, 4-7, March (1986) in: Niaounakis M. and Halvadakis C.P. (Eds), *Olive-Mill Waste Management- Literature Review and Patent Survey*, Typothito – George Dardanos, Athens, 2004.

Barata, C., Lekumberri, I., Vila-Escale, M., Prat, N., Porte, C., 2005. Trace metal concentration, antioxidant enzyme activities and susceptibility to oxidative stress in the tricoptera larvae *Hydropsyche exocellata* from the Llobregat river basin (NE Spain). *Aquatic Toxicology* 74, 3-19.

Barbour, M.T., Gerritsen, J., Snyder, B.D. & Stribling, J.B., 1999. *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*, 2nd edn. EPA 841-B-99-002. US Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC.

Ben-Gal, A., Yermiyahu, U., Zipori, I., Presnov, E., Hanoch, E., Dag, A., 2010. The influence of bearing cycles on olive oil production response to irrigation. *Irrigation Sciences* DOI 10.1007/s00271-010-0237-1

Berenzen, N., Lentzen-Godding, A., Probst, M., Shulz, H., Shulz, R., Liess, M. 2005. A Comparison of predicted and measured levels of runoff-related pesticide concentrations on small lowland streams on a landscape level. *Chemosphere* 58, 683-691.

Bermúdez-Couso, A., Arias-Estévez, M., Nóvoa-Munõz, J.C., López-Periago, E., Soto González, B. and Simal-Gándara, J., 2007. Seasonal distributions of fungicides in soils and sediments of a small river basin partially devoted to vineyards. *Water Research* 41, 4515–4525.

Blondel, J., Aronson, A., 1999. *Biology and wildlife of the Mediterranean region*. Oxford University Press, Oxford-New York, 328 pp.

Bonada, N., 2003. *Ecology of the macroinvertebrate communities in mediterranean rivers at different scales and organization levels*. PhD Thesis, University of Barcelona. 355 pp.

Bonada, N., Rieradvall, M. and Prat, N., 2007. Macroinvertebrate community structure and biological traits related to flow permanence in a Mediterranean river network. *Hydrobiologia* 589, 91-106.

Bonada, N., Zamora Muñoz, C., Rieradevall, M., Prat, N., 2004. Ecological profiles of caddisfly larvae in Mediterranean streams: implications for bioassessment methods. *Environmental Pollution* 132, 509-521.

Borja, R., Alba, J., Banks, C.J., 1997. Impact of the main phenolic compounds of olive mill wastewater (OMW) on the kinetics of acetoclastic methanogenesis. *Process Biochemistry* 32(2), 121-133.

Borja, R., Martin, A., Alonso, V., Garcia, I., Banks, C.J., 1995. Influence of different aerobic pretreatments on the kinetics of anaerobic digestion of olive mill wastewater. *Water Research* 19, 489-495.

Borja, R., Rincón, B., Raposo, F., 2006. Anaerobic biodegradation of two-phase olive mill solid wastes and liquid effluents: kinetic studies and process performance. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology* 81, 1450–1462.

Bradford, M.M., 1976. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Analytical Biochemistry* 72, 248-254.

Bright, C., Flavin, C., Gardner, G., MacDonald, M., McGinn, A.P., Nierenberg, D., Sampat, P., Sawin, J., O'Meara Sheehan, M., Starke, L., Youth, H., 2003. *The State of the World 2003. A Worldwatch Institute Report on Progress Toward a Sustainable Society*. W.W. Norton & Company, Inc., New York, 231pp.

Buffagni, A., Erba, S. & Furse, M.T., 2007. A simple procedure to harmonize class boundaries of assessment systems at the pan-European scale. *Environmental Science & Policy* 10(7-8), 709-724.

Burton, S.G., Garcin, C.R. and Aucamp, J.H., 2007. *Beneficiation of wastewaters from the South African citrus industry – A feasibility study*. WRC Report No KV187/07. ISBN No 978-1-77005-562-2.

Cabrera F, Lopez R, Martvnez-Bordiu A, Dupuy de Lome E, Murillo JM., 1996. Land treatment of olive oil mill wastewater. *International Biodeterioration & Biodegradation* 38, 215-225.

Callaghan A., Fisher T., Grosso A., Holloway G.J., Crane M. 2002. Effect of temperature and pirimiphos methyl on biochemical biomarkers in *Chironomus riparius* Meigen. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 52, 128–133.

Callaghan A., Hirthe G., Fisher T., Crane M. 2001. Effects of short-term exposure to chlorpyrifos on biochemical, behavioural and life-history biomarkers in *Chironomus riparius* Meigen. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 50, 19–24.

Canadian Ministry of Water, Land and Air Protection, 2002. *Ambient Working Water Quality Guidelines for Phenols. Technical Report Prepared pursuant to Section 2(e) of the Environment Management Act*, 1981 April 19, 2002 pp. 16.

Cardoso, A.C., Duchemin, J., Magoarou, P. and Premazzi, G., 2001. *Criteria for the identification of freshwater subject to eutrophication. Their use for the implementation of the “Nitrates” and Urban Waste Water Directives*. EUR 19810 EN, EU - JRC, 87.

Casa, R., D’Annibale, A., Pieruccetti, F., Stazi, S.R., Giovannozzi- Sermanni, G., Locascio, B., 2003. Reduction of the phenolic components in olive-mill wastewater and its impact on durum wheat (*Triticum durum* Desf.) germinability. *Chemosphere* 50, 959–966.

Cengiz, E.I. and Ünlü, E., 2003. Histopathology of gills in mosquitofish (*Gambusia affinis*) after long-term exposure to sublethal concentrations of malathion. *Journal of Environmental Science and Health, Part B* 38, 581-589.

Clarke K.R., 1993. Non parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18, 117–143.

Clarke, K.R. and Ainsworth, M., 1993. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Marine Ecology Progress Series* 92, 205–219.

Clarke, K.R., Gorley, R.N., 2006. PRIMER v6: User manual/tutorial. Primer-E: Plymouth.

Clarke, K.R., Warwick, R.M., 1994. Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation. National Environmental Research Council, Plymouth Marine Laboratory, Bourne Press Limited, Bournemouth, UK. 137 pp.

Cooper C.M. 1993. Biological effects of agriculturally derived surface water pollutants on aquatic systems-a review. *Journal of Environmental Quality* 22, 402-408.

Costan G, Bermingham N, Blaise C, Ferard JF. 1993. Potential ecotoxic effects probe (PEEP): a novel index to assess and compare the toxic potential of industrial effluents. *Environmental Toxicology* 8, 115-140.

Crandall P.G. and Kesterson J.W., 1980. BOD and COD determinations on citrus waste streams and component parts. *Journal of Food Sciences* 45(1), 134-137.

D'Annibale, A., Casa, R., Pieruccetti, F., Ricci, M., Marabottini, R., 2004. Lentinula edodes removes phenols from olive-mill wastewater: impact on durum wheat (*Triticum durum* Desf.) germinability. *Chemosphere* 54, 887-894.

Davies L.C., Vilhena A.M., Novias J.M., Martins-Dias S., 2004. Olive mill wastewater characteristics: modeling and statistical analysis. *Grasas y Aceites* 55, 233-241.

Day KE, Scott IM. 1990. Use of acetylcholinesterase activity to detect sublethal toxicity in stream invertebrates exposed to low concentrations of organophosphate insecticides. *Aquatic Toxicology* 18, 101-114.

De Marco E., Savarese M., Paduano A., Sacchi R., 2007. Characterization and fractionation of phenolic compounds extracted from olive oil mill wastewaters. *Food Chemistry* 104, 858-867.

Deichmann, W.B, Henschler, D., Holmstedt, B., Keil, G., 1986. What is there that is not poison? A study of the *Third Defense* by Paracelsus. *Archives of Toxicology* 58, 207-213.

DellaGrecca, M., Fiorentino, A., Monaco, P., Previtiera, L. and Temussi, F., 2000. Phenolic components of olive mill wastewater. *Natural Product Letters* 14, 429-434.

DellaGreca, M., Monaco, P., Pinto, G., Pollio, A., Previtiera, L., Temussi, F., 2001. Phytotoxicity of low-molecular-weight phenols from olive mill waste waters. *Bulletin of Environmental Contamination Toxicology* 67, 352-357.

DeLong, M.D. & Brusven, M.A., 1998. Macroinvertebrate community structure along the longitudinal gradient of an agriculturally impacted stream. *Environmental Management* 22, 445-457.

De Pauw, N. & Hawkes, H.A., 1993. Biological monitoring of river water quality. In: W.J. Walley & S. Judd (Eds), *River water quality monitoring and control*. Aston University, Birmingham: 87-111.

Depledge, M.H., Fossi, M.C., 1994. The role of biomarkers in environmental assessment (2): Invertebrates. *Ecotoxicology* 3, 161-172.

Di Mauro, A., Fallico, B., Passerini, A., Maccarone, E., 2000. Waste Water from Citrus Processing as a Source of Hesperidin by Concentration on Styrene-Divinylbenzene Resin. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 48, 2291-2295.

Dobbins, D.C., Thornton-Manning, J.R., Jones, D.D., and Federle, T.W., 1987. Mineralization potential for phenol in subsurface soils. *Journal of Environmental Quality* 16, 54-58.

Duda, A.M. and El-Ashry, M.T., 2000. Addressing the Global Water and Environment Crises through Integrated Approaches to the Management of Land, Water and Ecological Resources. *Water International* 25, 115 -126.

Edwards R., Dixon D.P., 2004. Metabolism of natural and xenobiotic substrates by the plant glutathione *S* transferase superfamily. In: *Molecular Ecotoxicology of Plants*, Sandermann, H. (ed), Ecological Studies Vol. 170, pp. 17–50. Heidelberg: Springer Verlag.

Eikmann, T. and Kloke, A., 1993. Nutzungs - und schutzgutbezogene Orientierungswerte für (Schad-) Stoffe in Böden, 2. überarbeitete und erweiterte Fassung. – Zitiert aus: Rosenkranz, D., Einsele, G., Harreß, H.-M. & G. Bachmann [Hrsg.] Bodenschutz: ergänzbares Handbuch der Maßnahmen u. Empfehlungen für Schutz, Pflege u. Sanierung von Böden.

Elliott, J.M., 2008. *The Ecology of Riffle Beetles (Coleoptera: Elmidae)*. Freshwater Reviews 1(2), 189-203.

Ellman, G., Courtney, K., Andres, J.V., Featherstone, R., 1961. A new and rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity. *Biochemical Pharmacology* 7, 88–95.

Enayati, A.A., Ranson, H., Hemingway, J., 2005. Insect glutathione transferases and insecticide resistance. *Insect Molecular Biology* 14, 3-8.

Environment Canada, 1998. *1996 BC antisapstain chemical inventory summary report*, April 1998. Environment Canada, Pacific and Yukon Region, Vancouver.

European Commission (EC) 2007. *WFD intercalibration technical report*. MedGIG Intercalibration technical report – Part 1 Rivers, Section 1 Benthic Invertebrates, 15 June 2007, pp 17

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), 2009. <http://www.fao.org/>

Fauna Europaea (2010) Fauna Europaea version 2.3. Web Service available online at <http://www.faunaeur.org>

Field, J.G., Clark, K.R., Warwick, R.M., 1982. A practical strategy for analysing multispecies distribution patterns. *Marine Ecology Progress Series*, 8: 37-52.

Fiestas Ros de Ursinos, J.A. & Borja Padilla, R., 1992. Use and treatment of olive mill wastewater: current situation and prospects in Spain. *Grasas y Aceites* 43, 101–106.

Fiorentino, A., Gentili, A., Isisori, M., Monaco, P., Nardelli, A., Parrela, A., Temussi, F., 2003. Environmental Effects Caused by Olive Mill Wastewaters: Toxicity Comparison of

Low-Molecular-Weight Phenol Components. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 51, 1005-1009.

Fisher, T.C., Crane, M., Callaghan, A., 2000. An optimised microtitreplate assay to detect acetylcholinesterase activity in individual *Chironomus riparius* Meigen. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19, 1749–1752.

Folin, O., Ciocalteu, V., 1927. On tyrosine and tryptophan determination in protein. *Journal of Biological Chemistry* 73, 627-650.

Fordham, C.L., Tessari, J.D., Ramsdell, H.S., Keefe, T.J., 2000. Effects of Malathion on Survival, Growth, Development, and Equilibrium Posture of Bullfrog Tadpoles (*Rana catesbeina*). *Environmental Toxicology & Chemistry* 20, 179-184.

Furse, M., Hering, D., Brabec, K., Buffagni, A., Sandin, L., Verdonshot, P., 2006. The STAR project: Context, objectives and approaches. *Hydrobiologia* 566, 3–29.

Gasith, A. & Resh, V.H., 1999. Streams in mediterranean climate regions: Abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30, 51–81.

Genito, D., Gburek, W.J. & Sharpley, A.N., 2002. Response of stream macroinvertebrates to agricultural land cover in a small watershed. *Journal of Freshwater Ecology* 17, 109-119.

Ghetti P.F., 1997. Indice Biotico Esteso (I.B.E.). *I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti*. Manuale di applicazione. – Provincia Autonoma di Trento, Agenzia provinciale per la protezione dell'ambiente: 222 pp.

Gonzalez-Lopez, J., Bellido E., & Benitez, C., 1994. Reduction of total polyphenols in olive mill wastewater by physico chemical purification. *Journal of Environmental Science & Health Part A* 29(5), 851–865.

Gotsi, M., Kalogerakis, N., Psillakis, E., Samaras, P., Mantzavinos, D., 2005. Electrochemical oxidation of olive oil mill wastewaters. *Water Research* 39, 4177-4187.

Gritzalis, K.C., Karaouzas, I.D. & Skoulikidis, N.T., 2005. Environmental factors affecting benthic macroinvertebrate fauna in small and mid-sized calcareous lowland streams in Greece. *Proceedings of the conference of River Basin Management – progress towards implementation of the European Water Framework Directive*. ICE. Budapest, Hungary, 19-20 May, pp. 281-290, Taylor & Francis, London

Guardia-Rubio, M., Ruiz-Medina, A., Molina-Díaz, A., Ayora-Cañada, M.J., 2008. Pesticide residues in washing water of olive oil mills: effect on olive washing efficiency and decontamination proposal. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 88 (14), 2467 – 2473.

Guilhermino, L., Lopes, M.C., Carvalho, A.P., Soares, A.M.V.M., 1996. Inhibition of acetylcholinesterase activity as effect criterion in acute tests with juvenile *Daphnia magna*. *Chemosphere* 32, 727-738.

GWE, 1972. Hydrological study and feasibility report for the lower basin of the Evrotas River and Molai region, Greece. Organization for Economic Cooperation and Development (OECD) German Water Engineering GMBH (GWE), Organization for Economic Cooperation and Development (OECD) German Water Engineering GMBH.

Habig W.H., Pabst M.J., Jakoby W., 1974. Glutathione-S-transferase (the first enzymatic step in mercapturic acid formation). *Journal of Biological Chemistry* 249, 7130-7139.

Hamdi, M., 1993. Future prospects and constraints of olive mill wastewaters use and treatment: A review. *Bioprocess and Biosystems Engineering* 8, 209-214.

Hamdi, M., Garcia, J.L., Ellouz, R., 1992. Integrated biological process for olive mill wastewater treatment. *Bioprocess and Biosystems Engineering* 8, 79-84.

Hamilton, M.A., Russo R.C., Thurston, R.V., 1977. Trimmed Spearman-Kärber method for estimating median lethal concentrations in toxicity bioassays. *Environmental Science and Technology* 11, 714-719; Correction (1978) 12:417.

Hart Jr, C.W. & Fuller, S.L.H., 1974. *Pollution Ecology of Freshwater Invertebrates*. Academic Press, London, 389 pp.

Hawash, S., Hafez, A.Z. and El-Diwani, G., 1988. Citrus processing wastewater treatment. *Chemie Ingenieur Technik* 60, 128-130.

Hawkes, H.A. 1979. Invertebrates as indicators of river water quality. 2. In: *Biological Indicators of Water Quality*, James, A. and Evison, L. (Eds). Wiley: Chichester, UK, pp. 1-45.

Hayes, J.D., Flanagan, J.U., Jowsey, I.R., 2005. Glutathione transferases. *Annual Review of Pharmacology and Toxicology* 45, 51-88.

Hela, D., Albanis, T., 1998. Pesticide determination in estuarine and marine sediments, using gas chromatography with FTD and MSD. *Fresenius Environmental Bulletin* 7, 704-709.

Hela, D.G., Lambropoulou, D.A., Konstantinou, I.K. Albanis, T.A., 2005. Environmental monitoring and risk assessment for pesticide contamination and effects in Lake Pamvotis, Northwestern Greece. *Environmental Toxicological Chemistry* 24, 1548-1556.

Hellawell J.M., 1986. *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. Elsevier, New York, 559 pp.

Hering, D., Buffagni, A., Moog, O., Sandin, L., Sommerhäuser, M., Stubauer, I., Feld, C., Johnson, R., Pinto, P., Skoulikidis, N., Verdonschot, P. & Zarádková S., 2003. – The

development of a system to assess the ecological quality of streams based on macroinvertebrates – design of the sampling programme within the AQEM project. *International Review of Hydrobiology* 88, 345-361.

Hering, D., Moog, O., Sandin, L. & Verdonschot, P. F. M. 2004 Overview and application of the AQEM assessment system. *Hydrobiologia* 516, 1–20.

Holdgate M.W., 1979. *A perspective of environmental pollution*. Cambridge: Cambridge University Press, 278 pp.

Hynes H.B.N., 1960. *The Biology of Polluted Water*. Liverpool University Press, Cambridge, 202 pp.

Hyne, R.V., Maher, W.A., 2003. Invertebrate biomarkers: links to toxicosis that predict population decline. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 54, 366-374.

Jacobsen, D., Schultz, R., Encalada, A., 1997. Structure and diversity of stream macroinvertebrates assemblages: the effect of temperature with altitude and latitude. *Freshwater Biology* 38, 247–261.

Jemec, A., Tišler, T., Drobne, D., Sepčić, K., Jamnik, P., Roš, M., 2008. Biochemical biomarkers in chronically metal-stressed daphnids. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C* 147, 61-68.

Jury, W.A. and Henry, J.V., 2007. The Emerging Global Water Crisis: Managing Scarcity and Conflict between Water Users. *Advances in Agronomy* 95, 1-76.

Kahle, M., Buerge, I.J., Hauser, A., Müller, M.D., Poiger, T., 2008. Azole fungicides: Occurrence and fate in wastewater and surface waters. *Environmental Science and Technology* 42 (19), 7193-7200.

Kapellakis, I.E., Tsagarakis, K.P., Avramaki, Ch., Angelakis, A.N., 2006. Olive mill wastewater management in river basins: A case study in Greece. *Agr. Water Manage.* 82, 354-370.

Karageorgis, A., Anagnostou, Ch., Kaberi, E., Papageorgiou, A., Taxiarchi, M., Kabouri, G., 2000. X-ray Spectrometry: a reliable analytical tool for the determination of major and trace elements in marine sediments. *Proceedings of the Sixth Hellenic Symposium on Oceanography & Fisheries*, Chios 23–27 May 2000, Greece, 1, 552–554.

Karaouzas I., 2009. Description of the larva of *Hydropsyche peristerica* Botosaneanu & Marinković-Gospodnetić 1968, (Trichoptera, Hydropsychidae) with some notes on its ecology. *Aquatic Insects* 31(2), 139-143.

Karaouzas, I., Gritzalis, K.C., Skoulikidis, N.T., 2007. Land use effects on macroinvertebrate assemblages and stream quality along an agricultural river basin. *Fresenius Environmental Bulletin* 16 (6), 645-653.

Karr J.R. & Chu E.W. 1999. *Restoring life in running waters: better biological monitoring*. Island Press, Washington, D.C., USA.

Kassir J.T., Mohsen Z.H., Mehdi N.S., 1989. Toxic effects of limonene against *Culex quinquefasciatus* Say larvae and its interference with oviposition. *Journal of Pest Science* 62, 19-21.

Kay W.R., Halse S.A., Scanlon M.D. & Smith M.J. 2001. Distribution and environmental tolerances of aquatic macroinvertebrate families in the agricultural zone of southwestern Australia. *Journal of North American Benthological Society* 20, 182-199.

Kistner T., Nitz G., Schnitzler W.H., 2004. Phytotoxic effects of some compounds of olive mill wastewater (OMW). *Fresenius Environmental Bulletin* 13, 1360-1361.

Kolkwitz R. & Marsson M. 1902. Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von der biologischen Gewässerbeurteilung. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* 2, 126–152.

Konstantinou, I.K., Hela, D.G. and Albanis, T.A., 2006. The status of pesticide pollution in surface waters (rivers and lakes) of Greece. Part I. Review on occurrence and levels. *Environmental Pollution* 141, 555-570.

Koo R.C.J., 1973. Irrigation of Citrus with Citrus Processing Waste Water. *Proceedings of the Florida State Horticultural Society*, Miami, Florida.86, 233-237.

Koroleff, F., 1969. *Direct determination of ammonia in natural waters as indophenol blue*. International Council for the Exploration of the Sea 9, 1-6.

Kotsou, M., Mari, I., Lasaridi, K., Chatzipavlidis, I., Balis, C., Kyriacou, A., 2004. The effect of olive oil mill wastewater (OMW) on soil microbial communities and suppressiveness against *Rhizoctonia solani*. *Applied Soil Ecology* 26, 113–121.

Kreuger, J. 1998. Pesticides in stream water within an agricultural catchment in southern Sweden, 1990–1996. *Science of the Total Environment* 216, 227–251.

Lacorte, S., Lartigue, S.B., Garrigues, P., Barcelo, D., 1995. Degradation of organophosphorous pesticides and their transformation products in estuarine waters. *Environmental Science & Technology* 29, 431-438.

Lagadic L., Caquet T. & François R. 1994. The role of biomarkers in environmental assessment (5). Invertebrate populations and communities. *Ecotoxicology* 3(3), 193-208.

Lake P.S. 2000. Disturbance, patchiness, and diversity in streams. *Journal of North American Benthological Society* 19, 573–592.

Lake P.S. 2003 Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. *Freshwater Biology* 48, 1161–1172.

Lambropoulou, D.A., Bechrakis, N.K., Selimi, P.D., Albanis, T.A. 2003. Application of solid-phase microextraction and comparison with solid-phase extraction for the multiresidue determination of forty pesticides in water samples by gas chromatography/mass spectrometry, in: *Proceedings of the International Conference Instrumental Methods of Analysis Modern Trends and Applications (IMA)*, Thessaloniki, Greece, 23-27 September, pp. 596-599.

Lambropoulou, D.A., Sakkas, V.A., Hela D.G. and Albanis, T.A., 2002. Application of solid phase microextraction (SPME) in monitoring of priority pesticides in Kalamas River (N. W. Greece). *Journal Chromatography A* 963, 107-116.

Le Tutour B, Guedon D., 1992. Antioxidative activities of *Olea europaeae* leaves and related phenolic compounds. *Phytochemistry* 31, 1173-1178.

Leps, J., Smilauer, P., 2003. *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO*, Cambridge University Press., Cambridge.

Liess M., 1998. Significance of agricultural pesticides on stream macroinvertebrate communities. *Proceedings of the International Association of Theoretical and Applied Limnology* 26, 1245-1249.

Long S.K., 1968. Citric acid from citrus processing wastes. *Proceedings of the industrial waste conference, 23RD*, pp 18-25. Indiana, USA. May 7-9.

MacDonald, D.D., Ingersol, C.G. and Berger, T.A., 2000. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 39, 20-31.

MacNeil C., Dick J.T.A., Bigsby E., Elwood R.W., Montgomery W.I., Gibbins C.N., Kelly D.W., 2002. The validity of the *Gammarus: Asellus* ratio as an index of organic pollution: abiotic and biotic influences. *Water Research* 36, 75-84.

MacNeil C., Dick J.T.A., Elwood R.W., 1997. The trophic ecology of freshwater *Gammarus* spp. (Crustacea, Amphipoda): Problems and perspectives concerning the functional feeding group concept. *Biological Review* 72, 349-364.

MacNeil C., Dick J.T.A., Elwood R.W., 2007. The trophic ecology of freshwater *Gammarus* spp. (Crustacea: Amphipoda): problems and perspectives concerning the functional feeding group concept. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* 72, 349-364.

Malicky H., 2005. *Die Köcherfliegen Griechenlands*. *Denisia* 17, 1-240.

Malmqvist B. & Mäki M. 1994. Benthic macroinvertebrate assemblages in north Swedish streams: environmental relationships. *Ecography* 17, 9-16.

Mantzavinos D., Kalogerakis N., 2005. Treatment of olive mill effluents, Part I: organic matter degradation by chemical and biological processes-an overview. *Environment International* 31(2), 289-295.

Mariolakos I., Fountoulis I., Andreadakis E., Kapourani E., 2007. Real-time monitoring on Evrotas River (Laconia, Greece): dissolved oxygen as a critical parameter for environmental status classification and warning. *Desalination* 213, 72-80.

Margalef, R., 1960. Ideas for a synthetic approach to the ecology of running waters. *International Revue ges Hydrobiologia* 45(1), 133-153.

Mason C.F. 1996. *Biology of Freshwater Pollution*. 3rd Ed., Longman, London.

McCarty J.F. & Shugart L.R. 1990. *Biomarkers of environmental contamination*. Lewis Publisher-CRC Press, Boca Raton, FL

McLoughlin N, Yin D, Maltby L, Wood MR, Yu H. 2000. Evaluation of sensitivity and specificity of two crustacean biochemical biomarkers. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19(8), 2085-2092.

MEDSPA, 1993. *Environmental Protection and development program of the Evrotas River Basin and the northern cast of Laconian Bay*. CEC, DG XI. Final Report.

Mekki, A., Dhouib, A., Feki, F., Sayadi, S., 2008. Assessment of toxicity of the untreated and treated olive mill wastewaters and soil irrigated by using microbiotests. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 69, 488-495.

Mekki, A., Dhouib, A., Sayadi, S., 2006. Changes in microbial and soil properties following amendment with treated and untreated olive mill wastewater. *Microbiological Research* 161, 93-101.

MERCK Manual, Methods of Chemical Analysis. Method No14752 (NH₄), No14729 (PO₄), No14537 (TN), No14776 (NO₂), Manual Spectroquant Vega 400.

Metcalf J.L., 1989. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. *Environmental Pollution* 60, 101-139

Millan, B., Lucas, R., Robles, A., Garcia, T., de Cienfuegos, G.A. and Galvez, A., 2000. A study on the microbiota from olive-mill wastewater (OMW) disposal lagoons, with emphasis on filamentous fungi and their biodegradative potential. *Microbiological Research* 155 (3), 143-147.

Minelli, E.V., Cabras, P., Angioni, A., Garau, V.L., Melis, M., Pirisi, F.M., Cabitza, F., Cubeddu, M., 1996. Persistence and Metabolism of Fenthion in Orange Fruit. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 44, 936-939.

Miocic, S. & Milic, I., 2003. *IMPEL Olive Oil Project Report CMA & NOA*. Number Report 2003/3, pp 33 + Annexes.

Morales, J.A., De Graterol, L.S., Mesa, J., 2000. Determination of Chloride, Sulfate and Nitrate in Groundwater Samples by Ion Chromatography. *Journal of Chromatography* 884, 185-190.

Moyle, P.B. & Leidy, R.L., 1992. Loss of biodiversity in aquatic ecosystems: evidence from fish faunas. In: Fiedler, P. L. & Jain, S. K. (eds.). *Conservation biology: the theory and practice of nature conservation, preservation, and management*. Chapman and Hall. New York.

Munne, A., Prat, N., Sola, C., Bonada, N. & Rieradevall, M., 2003: A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine & Freshwater Ecosystems* 13: 147-163.

Naiman R.J & Décamps H. 1997. The ecology of interfaces: Riparian Zones. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28, 621-658.

Niaounakis, M. and Halvadakis, C.P., 2004. *Olive mill waste management literature review and patent survey*. Typothito-George Dardanos Rublications, Athens, Greece.

Niaounakis, M. and Halvadakis, C.P., 2006. *Olive processing waste management – Literature review and patent survey*, 2nd ed., Elsevier, Amsterdam.

Noaksson, E., Linderoth, M., Tjärnlund, U., Balk, L., 2005. Toxicological effects and reproductive impairments in female perch (*Perca fluviatilis*) exposed to leachate from Swedish refuse dumps. *Aquatic Toxicology* 75, 162-177.

OMEE (Ontario Ministry of Environment and Energy), 2002. *Guideline for Use at Contaminated Sites in Ontario*. Appendix 2, Tables A & B, February 1997, Appendix revised September 2002

Okay, O.S., Tolun, L., Tüfekci, V., Karacik, B., Kungolos, A., Samaras, P., Papadimitriou, C., Petala, M., Tsiridis, V., 2005. Comparison of several toxicity tests applied to complex wastewaters and mussel biomarkers in receiving waters. *Journal of Environmental Science and Health Part A*. 40, 1525-1541.

Osborne, L.L. & Wiley, M.J., 1988. Empirical relationships between land use/cover and stream water quality in an agricultural watershed. *Journal of Environmental Management* 26, 9-27.

Paixão, S.M., Mendonça, E., Picado, A., Anselmo, A.M., 1999. Acute toxicity evaluation of olive mill wastewaters: A comparative study of three aquatic organisms. *Environmental Toxicology* 14, 263-269.

Paraskeva, P. and Diamadopoulou, E., 2006. Technologies for olive mill wastewater (OMW) treatment: A review. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 81, 1475-1485.

Paredes, M.J., Monteoliva – Sanchez, M., Moreno, E., Perez J., Ramos – Cormenzana A., Martinez, J., 1986. Effect of Waste Waters from Olive Oil Extraction Plants on the Bacterial Population of soil. *Chemosphere* 15, 659-664.

Paredes, M.J., Moreno, E., Ramos-Cormenzana, A., Martínez, J., 1987. Characteristics of soil after pollution with waste waters from olive oil extraction plants. *Chemosphere* 16, 1557–1564.

Parish, M.E., Braddock, R.J. and Graumlich, T.R., 1986. Chemical and microbial characterization of citrus oil-mill effluent. *Journal of Food Science* 51, 431-433.

Payne, J.F., Mathieu, A., Melnin, W., Fancey, L.L., 1996. Acetylcholinesterase, an old biomarker with a new future? Field trials in association with two urban rivers and a paper mill in Newfoundland. *Marine Pollution Bulletin* 32, 225-231.

Persaud, D., Jaagumagi, R. and Hayton, A., 1993. *Guidelines for the Protection and Management of Aquatic Sediment Quality in Ontario*. Ministry of Environment and Energy, Toronto. PIBS 1962. 24 p.

Persoone, G., Marsalek, B., Blinova, I., Törökne, A., Zarina, D., Manusadzianas, L., Nalecz-Jawecki, G., Tofan, L., Stepanova, N., Tothova, L., Kolar, B., 2003. A practical and user-friendly toxicity classification system with microbiotests for natural waters and wastewaters. *Environmental Toxicology* 18, 395-402.

Picado, A., Mendonca, E., Silva, L., Paixao, S.M., Brito, F., Cunha, M.A., Leitao, S., Moura, I., Hernan, R., 2008: Ecotoxicological assessment of industrial wastewaters in Trancoa River Basin (Portugal). *Environmental Toxicology* 23 (4), 466-472.

Pichon V., 2000. Solid - phase extraction for multiresidue analysis of organic contaminants in water. *Journal of Chromatography* 885, 195-215.

Postigo, C., López de Alda, M.J., Barceló, D., Ginebreda, A., Garrido, T., Fraile, J. 2010. Analysis and occurrence of selected medium to highly polar pesticides in groundwater of Catalonia (NE Spain): An approach based on on-line solid phase extraction-liquid chromatography-electrospray-tandem mass spectrometry detection, *Journal of Hydrology* 383 (1-2), 83-92.

Prat, N. and Munné, A., 2000. Water use and quality and stream flow in a Mediterranean stream. *Water Research* 34(15), 3876-3881.

Rabalais, N.N., Turner, R.E., Diaz, R.J. and Justic, D., 2009. Global change and eutrophication of coastal waters. *ICES Journal of Marine Science* 66, 1528-1537.

Rabiet, M., Margoum, C., Gouy, V., Carluet, N., Coquery, M., 2010. Assessing pesticide concentrations and fluxes in the stream of a small vineyard catchment - Effect of sampling frequency. *Environmental Pollution* 158 (3), 737-748

Ramos-Cormenzana, A., 1986. Physical, chemical, microbiological and biochemical characteristics of vegetation water. In: *Symposium on Olive By-Products Valorization*, ed. FAO, Madrid, Spain, pp. 19-40.

Ranson, H., Rossiter, L., Ortelli, F., Jensen, B., Wang, X., et al. 2001. Identification of a novel class of insect glutathione S-transferases involved in resistance to DDT in the malaria vector *Anopheles gambiae*. *Journal of Biochemistry* 359, 295–304.

Resh, V.H., 1992. Recent trends in the use of Trichoptera in water quality monitoring. In: *Proceedings of the 7th International Symposium on Trichoptera*, pp. 285-291.

REFCOND, 2003. *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No 10: Rivers and Lakes-Typology, Reference Conditions and Classification Systems*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, pp. 87. Working Group 2.3

Rhizopolou S., 2007. *Olea europaea* L. A botanical contribution to culture. *American-Eurasian Journal of Agriculture and Environmental Science* 2(4), 382-387.

Rickwood, C.J., Galloway, T.S., 2004. Acetylcholinesterase inhibition as a biomarker of adverse effect. A study of *Mytilus edulis* exposed to the priority pollutant chlorfen-vinphos. *Aquatic Toxicology* 67, 45-56.

Rijsberman, F.R., 2006. Water scarcity: Fact or fiction? *Agricultural Water Management* 80, 5-22.

Rinaldi, M., Rana, G., Introna, M., 2003. Olive-mill wastewater spreading in southern Italy: effects on a durum wheat crop. *Field Crops Research* 84, 319–326.

Rinderhagen, M., Ritterhoff, J., Gerd-Peter Zauke, G.P., 2000. Crustaceans as bioindicators. In: Gerhardt A, editor. *Biomonitoring of Polluted Water – Reviews on Actual Topics*, TransTech Publications-Scitech Publications, *Environmental Research Forum* 9, 161-194.

Rodis, P.S., Karathanos, V.T. and Mantzavinou, A., 2002. Partitioning of olive oil antioxidants between oil and water phases. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 50, 596-601.

Roig, A., Cayuela, M.L., Sanchez-Monedero, M.A., 2006. An overview on olive mill wastes and their valorisation methods. *Waste Management* 26, 960-969.

Rosenberg, D.M., Resh, V.H., 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman Hall, New York.

Rouvalis, A., Iliopoulou-Georgudaki, J., Lyberatos, G., 2004. Application of two microbiotests for acute toxicity evaluation of olive mill wastewaters. *Fresenius Environmental Bulletin* 13, 458-464.

- Sabater, F., Guasch, H., Martí, E., Armengol, J. & Sabater, S., 1995. The river Ter: Mediterranean river case-study in Spain. In: *River and stream ecosystems*, Eds. C. E. Cushing, K. W. Cummins & G. W. Minshall, pp. 419-438. Elsevier. Amsterdam. 817 pp.
- Sanchez-Bayo, F., Baskaran, S., Kennedy, I.R., 2002. Ecological relative risk (EcoRR): Another approach for risk assessment of pesticides in agriculture. *Agriculture Ecosystems and Environment* 91, 37–57.
- Sandin, L., Johnson, R.K., 2004. Local, landscape and regional factors structuring benthic macroinvertebrate assemblages in Swedish streams. *Landscape Ecology* 19, 501–514.
- Sayadi, S., Allouche, N., Jaoua, M., Aloui, F., 2000. Detrimental effects of high molecular-mass polyphenols on olive mill wastewater biotreatment. *Process Biochemistry* 35, 725–735.
- Schmidt-Kloiber, A., Graf, W., Lorenz, A., Moog, O., 2006. The AQEM/STAR taxalist: a pan-European macro-invertebrate ecological database and taxa inventory. *Hydrobiologia* 566, 325-342.
- Schulz R., 1998. Macroinvertebrate dynamics in a stream receiving insecticide-contaminated runoff. *Proceedings of the International Association of Theoretical and Applied Limnology* 26, 1271–1276.
- Schulz, R., 2001. Rainfall-induced sediment and pesticide input from orchards into the Lourens River, Western Cape, South Africa: Importance of a single event. *Water Research* 35, 1869-1876.
- Shaw, D.W. & Minshall, G.W., 1980. Colonization of an introduced substrate by stream invertebrates. *Oikos* 34, 259–271.
- Shiva, V., 2002. *Water Wars: Privatization, Pollution and Profit*. MA: South End Press, Cambridge.
- Sierra, J., Martí, E., Montserrat, G., Cruanas, R., & Garau, M.A., 2001. Characterisation and evolution of a soil affected by olive oil mill wastewater disposal. *Science of the Total Environment* 279 (1–3), 207–214.
- Skerratt, G. and Ammar, E., 1999. *The Application of Reedbed Treatment Technology to the Treatment of Effluents from Olive Oil Mills*. Final Report, Project Number Tunisia 066599003ZH010.
- Skoulikidis, N., 2008a. Defining chemical status of a temporary Mediterranean River. *Journal of Environmental Monitoring* 10, 842 – 852.
- Skoulikidis N., 2009. The environmental state of rivers in the Balkans - a review within the DPSIR framework. *Science of the Total Environment* 407, 2501-2516.

- Skoulidakis, N., Amaxidis, Y., Bertahas, I., Laschou, S., Gritzalis, K., 2006. Analysis of factors driving stream water composition and synthesis of management tools-A case study on small/medium Greek catchments. *Science of the Total Environment* 362, 205–241.
- Skoulidakis, N., Economou, A., Vardakas, L., Karaouzas, I., Dimitriou, E., Amaxidis, Y., Colobari, E., 2010. Differences between natural and created desiccation in the management of temporary river basins – Case study the Evrotas River basin, Greece. *4th BALWOIS 2010 International Conference*, 25 - 29 May 2010, Ohrid, Republic of Macedonia, Book of Abstracts, p. 492-493.
- Skoulidakis, N., Gritzalis, K., Kouvarda, T. & Buffagni, A., 2004. The development of an ecological quality assessment and classification system for Greek running waters based on benthic macroinvertebrates. *Hydrobiologia* 516, 149–160.
- Skoulidakis, N., Kaberi, H., Sakellariou, D., 2008b. Patterns, origin and possible effects of sediment pollution in a Mediterranean Lake. *Hydrobiologia* 613, 71-83.
- Skoulidakis, N., Karaouzas, I., Gritzalis, K., 2009. Identifying key environmental variables structuring benthic fauna for establishing a biotic typology for Greek running waters. *Limnologica* 39(1), 56-66.
- Skoulidakis, N., Vardakas, L., Karaouzas, I., Economou, A., Dimitriou, E., Zogaris, S., 2011. Water stress in Mediterranean lotic systems; impacts and management implications in an artificially intermittent river (Evrotas River, Greece). *Aquatic Sciences* (in press).
- Sladeczek V. 1973. System of water quality from the biological point of view. Ergebnisse der Limnologie. *Archives für Hydrobiologie* 7, 1-218.
- Smith, P., Snook, D., Muscutt, A., Smith, A., 2010. Effects of a diesel spill on freshwater macroinvertebrates in two urban watercourses, Wiltshire, UK. *Water and Environment Journal* 24 (4), 1747-6593.
- Snyder, M.J., 2000. Cytochrome P450 enzymes in aquatic invertebrates: Recent advances and future directions. *Aquatic Toxicology* 48 (4), 529-547.
- Soimasuo, R., Jokinen, I., Kukkonen, J., Petänen, T., Ristola, T., Oikari, A., 1995. Biomarker responses along a pollution gradient: Effects of pulp and paper mill effluents on caged whitefish. *Aquatic Toxicology* 31, 329-345.
- Spandre, R., Dellomonaco, G., 1996. Polyphenols pollution by olive mill waste waters, Tuscany, Italy. *Journal of Environmental Hydrology* 4, 1-13.
- Spanedda, A.F. and Terrosi, A. 2002. Toxic residue patterns in olive fruit, oil, and waste water of the most common insecticides used for controlling olive fly in central Italy. *Acta Horticulturae* 586, 853-856.
- Spreen, T.H., 2000. The citrus industries of the United States and Mexico after Nafta. *Revista Chapingo Serie Horticultura* 6 (2), 145-152.

Stamatis, N., Konstantinou, I., Hela, D., 2010. Pesticide inputs from the sewage treatment plant of Agrinio to River Acheloos, western Greece: Occurrence and removal. *Water Science and Technology* 62 (5), 1098-1105.

Stamou G.P., 1998. *Arthropods of mediterranean-type ecosystems*. Springer-Verlag, Berlin, 135 pp.

STAR Consortium, 2003. *The AQEM sampling method to be applied in STAR*. (Unpublished report, available from <http://www.eu-star.at>)

Statzner, B., Gore, J.A. & Resh, V.H., 1988. Hydraulic stream ecology: observed patterns and potential applications. *Journal of North American Benthological Society* 7(4), 307-360.

Statzner, B., Higler, B., 1986. Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns. *Freshwater Biology* 16, 127–139.

Sults, Ü., 2002. *Overview of Surface Waters in Lake Peipsi Basin (Estonian part of the basin)*. 1. Rivers in Lake Peipsi Basin. 20 pp. www.envir.ee/viru.peipsi/file/Overview.pdf.

Taylor, E.J., Rees, E.M., Pascoe, D., 1994. Mortality and a drift-related response of the freshwater amphipod *Gammarus pulex* (L) exposed to natural sediments, acidification and copper. *Aquatic Toxicology* 29, 83–101.

ter Braak, C.J.F., 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67, 1167–1179.

ter Braak, C.J.F., 1992. Multidimensional scaling and regression. *Statistica Applicata. Italian Journal of Applied Statistics* 4, 577-586.

ter Braak, C.J.F., Prentice, C., 1988. A theory of gradient analysis. *Advance Ecological Research* 18, 271–317.

ter Braak, C.J.F. & Šmilauer, P. (2002) *CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5)*. Ithaca, NY, USA: Microcomputer Power.

Terral, J.F., Alonso, N., Capdevila, R.B., Chatti, N., Fabre, L., Fiorentino, G., Marinval, P., Jorda, G.P., Pradat, B., Rovira, N. and Alibert, P. 2004. Historical biogeography of olive domestication (*Olea europaea* L.) as revealed by geometrical morphometry applied to biological and archaeological material. *Journal of Biogeography* 31, 63-77.

Tessier, L., Boisvert, L.J., Vought, L.B.M., Lacoursiere, J.O., 2000. Anomalies on capture nets of *Hydropsyche slossonae* larvae (Trichoptera:Hydropsychidae), a potential indicator of chronic toxicity of malathion (organophosphate insecticide). *Aquatic Toxicology* 50, 125-139.

Thomas, C.D., Cameron, A., Green, R.E., Bakkenes, M., Beaumont, L.J., Collingham, Y.C., Erasmus, B.F.N., de Siqueira, M.F., Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., van Jaarsveld, A.S., Midgley, G.F., Miles, L., Ortega-Huerta, M.A., Peterson, A.T., Phillips, O.L. and Williams, S.E., 2004. Extinction risk from climate change, *Nature* 427, 145–148.

Tockner, K., Uehlinger, U. and Robinson, C.T., 2009. *Rivers of Europe*. Elsevier. 699pp.

Tripathi, A.K., Prajapati, V., Khanuja, S.P., Kumar, S., 2003. Effect of d-limonene on three stored-product beetles. *Journal of Economic Entomology* 96, 990-995.

Tripodo, M.M., Lanuzza, F., Micali, G., Coppolino, R., Nucita, F., 2004. Citrus waste recovery: a new environmental friendly procedure to obtain animal feed. *Bioresource Technology* 91, 111-115.

Tsoutsis, C.S., Konstantinou, I.K., Hela, D.G., 2008. Organophosphorus pesticide residues in Greek virgin olive oil: levels, dietary intake and risk assessment. *Food Additives & Contaminants* 25, 1227-1238.

UKTAG (UK Technical Advisory Group on the Water Framework Directive), 2007. *Recommendations on Surface Water Classification Schemes for the purposes of the Water Framework Directive*. December 2007, 61 pp.

USEPA (United States Environmental Protection Agency), 1977. *Guidelines for the pollution classification of Great Lakes Harbor sediments*. United States Environmental Protection Agency. Region V. Chicago, Illinois.

Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R. & Cushing, C.E., 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37, 130–137.

Vardakas, L., Skoulikidis, N., Karaouzas, I., Gritzalis, K., Tachos, V., Zogaris, S., Kommatas, D., Economou, A.N., 2010. Assessing the ecological quality of Evrotas river basin (southern Greece) according to the water framework directive 2000/60EC. *4th International Scientific Conference BALWOIS 2010*. Ohrid, Republic of Macedonia, 25-29 May, pp. 258-259.

Varo, I., Amat, F., Navarro, J.C., 2008. Acute toxicity of dichlorvos to *Aphanius iberus* (Cuvier & Valenciennes, 1846) and its anti-cholinesterase effects on this species. *Aquatic Toxicology* 88, 53-61.

Visioli, F., Romani, A., Mulinacci, N., Zarini, S., Conte, D., Vincieri, F.F., Galli, C., 1999. Antioxidant and other biological activities of olive mill waste waters. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 47(8), 3397-401.

Viuda-Martos, M., Fernández-López, J., Sayas-Barberá, E., Sendra E. and Pérez-álvarez J.A., 2010. Physico-Chemical Characterisation of the Orange Juice Waste Water of a

Citrus Co-Product. *Journal of Food Processing and Preservation* doi:10.1111/j.1745-4549.2009.00450.x

Vlyssides, A.G., Loizidou, M., Gimouhopoulos, K., Zorpas, A., 1998. Olive oil processing wastes production and their characteristics in relation to olive oil extraction methods. *Fresenius Environmental Bulletin* 7, 308-313.

Vlyssides, A.G., Loukakis, H.N., Karlis, P.K., Barampouti, E.M.P., Mai, S.T., 2004. Olive mill wastewater detoxification by applying pH related fenton oxidation process. *Fresenius Environmental Bulletin* 13, 501-504.

Walker C.H., Hopkin S.P., Sibly R.M. & Peakall D.B. 2001. *Principles of ecotoxicology*. Taylor and Francis, London.328.

Ward, J.V. 1989. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of North American Benthological Society* 8, 2-8.

Warren, N., Allan, I.J., Carter, J.E., House, W.A., Parker, A., 2003. Pesticides and other micro-organic contaminants in freshwater sedimentary environments - A review. *Applied Geochemistry* 18, 159–194.

Warwick O. 1997. The use of a biomarker to assess the effects of xenobiotic exposure on the freshwater invertebrate *Gammarus pulex*. PhD thesis. University of Sheffield, Sheffield, UK. 237 p.

Waterman, P.G., Mole, S., 1994. Analysis of phenolic plant metabolites. In: *Methods in Ecology*. Lawton, H.J., Likens, G.E. (eds). Blackwell Scientific Publications, Oxford.

Webber H.J., 1967. History and development of the citrus industry. In: *The citrus industry, vol 1*. Reuther W, Webber H.J., Batchelor L.D. (eds). University of California Press, Berkeley, pp 1–39.

Weight, W.D. & Sonderegger, J.L., 2001. *Manual of Applied Field Hydrology*. New York, McGraw Hill Publishing Co., pp. 608.

Williams, D., 1996. Environmental constraints in temporary fresh waters and their consequences for the insect fauna. *Journal of North American Benthological Society* 15(4), 634-650.

Williams, D., 1997. Temporary ponds and their invertebrate communities. *Aquatic Conservation* 7, 105-117.

Winniczuk, P., Parish, M.E., 1997. Minimum inhibitory concentrations of antimicrobials against micro-organisms related to citrus juice. *Food Microbiology* 14, 373-381.

Wright, J.F., Armitage, P.D. & Furse, M.T., 1989. Prediction of invertebrate communities using stream measurements. *Regulated Rivers: Research and Management* 4, 147–155.

Wright JF, Furse MT, Armitage PD. 1994. Use of macroinvertebrate communities to detect environmental stress in running waters. In: *Water Quality and Stress Indicators in Marine and Freshwater Systems: Linking Levels of Organisation*, Sutcliffe (ed.). Freshwater Biological Association.

Wright, J.F., Moss, D., Armitage, P.D., Furse, M.T., 1984. A preliminary classification of running water sites in Great Britain based on macro-invertebrate species and the prediction of community type using environmental data. *Freshwater Biology* 14, 221–256.

Wright, J.F., Sutcliffe, D.W. & Furse, M.T. 2000. *Assessing the Biological Quality of Freshwaters: RIVPACS and Similar Techniques*. Freshwater Biological Association, Ambleside.

Xuereb, B., Noury, P., Felten, V., Garric, J., Geffard, O., 2007. Cholinesterase activity in *Gammarus pulex* (Crustacea Amphipoda): Characterization and effects of chlorpyrifos. *Toxicology* 236, 178-189.

Yesilada, E., Özmen, M., Yesilada, O., 1999. Studies on the toxic and genotoxic effect of olive mill wastewater. *Fresenius Environmental Bulletin* 8, 732-739.

Yesilada, O., Sam, M., 1998. Toxic effects of biodegraded and detoxified olive oil mill wastewater on the growth of *Pseudomonas aeruginosa*. *Toxicological and Environmental Chemistry* 65:87-94.

Zafiris C., Boukis I., Choudalis P., Chatzithanasiou A., Holm–Nielsen J.B., Baadstorp L., Karamanlis X., Kamarianos A., Kyriakis S., Zournas M., 2000. Greek biogas production from pig manure and co-digestions. Renewable energy for Europe - campaign for take-off: *Altener 2000 conference*, Toulouse, France 23-25 October, pp. 407-410.

Zelinka, M. & Marvan, P., 1961. Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Archiv für Hydrobiologie* 57, 389-407.

Zervakis, G. & Balis, C., 1996. Bioremediation of olive mill wastes water through the production of fungal biomass. In: Royse D. (ed.) *Proceedings of the Second International Conference on Mushrooms Biology and Mushrooms Products*, pp. 311-323, Pennsylvania, USA.

Zohary, D, Spiegel-Roy, P., 1975. Beginnings of fruit growing in the world. *Science* 187, 319-327.

Zouari, N. & Ellouz, R., 1996. Toxic effect of coloured olive compounds on the anaerobic digestion of olive oil mill effluents in UASB-like reactors. *Journal of Chemical and Technological Biotechnology* 66, 414-420.

ΕΘΝΙΚΗ ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

Ανδρεάδης, Γ., 1989. Το πρόβλημα της ρύπανσης και μόλυνσης του υδάτινου δυναμικού (επιφανειακού και υπόγειου) από τους κατσίγαρους. Πρακτικά Ημερίδας Διαχείριση Αποβλήτων Ελαιουργείων, Γεωτεχνικό Επιμελητήριο Ελλάδος, Παρ/μα Κρήτης, Ηράκλειο 31 Μάρτη 1989.

Ανδριανάκη, Μ., 2007. Ελεγχόμενη φυσική αποκατάσταση ρύπων στη λεκάνη απορροή του ποταμού Ευρώτα. Μεταπτυχιακή διπλωματική εργασία. Πολυτεχνείο Κρήτης, 146 σελ.

Βαλαβανίδης, Α., 2007. Οικοτοξικολογία και περιβαλλοντική τοξικολογία. Τμήμα Χημείας. Πανεπιστήμιο Αθηνών. 458 σελ.

Βαλαβανίδης, Α., 2008. Οικοτοξικολογία και περιβαλλοντική τοξικολογία. Ερευνητική μεθοδολογία για την Εκτίμηση Οικολογικού Κινδύνου από επικίνδυνες χημικές ουσίες. Εκδόσεις σύγχρονα Θέματα. σελ. 383, ISBN: 978-960-88130-6-9.

Βλαχογιάννη, Θ., Βαλαβανίδης, Α., 2010. Δοκιμασίες τοξικότητας και οικοτοξικότητας σε υδρόβιους οργανισμούς. Τμήμα Χημείας. Πανεπιστήμιο Αθηνών. 103 σελ.

Βορεάδου, Α., 1993. Επιπτώσεις των υγρών αποβλήτων των ελαιουργείων στα οικοσυστήματα των τρεχούμενων νερών της Κρήτης. Διδακτορική Διατριβή. Παν. Κρήτης, σελ 242.

Βορεάδου, Α., 1994. Υγρά απόβλητα των ελαιουργείων - Επιπτώσεις στα φυσικά υδάτινα οικοσυστήματα της Κρήτης - Σημερινή διαχείριση των αποβλήτων και προοπτικές για το μέλλον. Πρακτικά Διεθνούς Δημερίδας για τη Διαχείριση Αποβλήτων Ελαιουργείων ΓΕΩΤΕΕ-Παράρτημα Κρήτης, Οργανισμός Ανάπτυξης Σητείας, Σητεία. 16-17 Ιουνίου, σελ. 8-14

Βουτυράκης, Ε., 2003. Έγκριση μελέτης περιβαλλοντικών επιπτώσεων ελαιουργείων, <http://www.patris.gr/articles/16/12/2003>.

Γιαννάκου, Ο., 2000. Συμβολή στην εκτίμηση της επίδρασης της οργανικής ρύπανσης στην ποιότητα των ρεόντων υδάτων με τη χρήση βενθικών μακροασπόνδυλων οργανισμών. Διδακτορική Διατριβή. Τμήμα Κτηνιατρικής, Α.Π.Θ. 144 σελ.

Ευρωπαϊκή Ένωση, 1991. Οδηγία 91/271/ΕΟΚ του Συμβουλίου της 21ς Μάιου 1991 για την επεξεργασία των αστικών λυμάτων. ΕΕ L 135 της 30.5.1991.

Ευρωπαϊκή Ένωση, 2000. Οδηγία 2000/60/ΕΚ του Ευρωπαϊκού Κοινοβουλίου και του Συμβουλίου της 23^{ης} Οκτωβρίου 2000 για τη θέσπιση πλαισίου κοινοτικής δράσης στον τομέα της πολιτικής των υδάτων. ΕΕ L 327 της 22.12.2000.

Ευρωπαϊκή Ένωση, 2006. ΟΔΗΓΙΑ 2006/44/ΕΚ του Ευρωπαϊκού Κοινοβουλίου και του Συμβουλίου της 6ης Σεπτεμβρίου 2006 περί της ποιότητας των γλυκών υδάτων που έχουν ανάγκη προστασίας ή βελτιώσεως για τη διατήρηση της ζωής των ιχθύων. 12 σελ.

Ευρωπαϊκή Ένωση, 2008. Οδηγία 2008/105/ΕΚ του Ευρωπαϊκού Κοινοβουλίου και του Συμβουλίου της 16^{ης} Δεκεμβρίου 2008 , σχετικά με πρότυπα ποιότητας περιβάλλοντος στον τομέα της πολιτικής των υδάτων καθώς και σχετικά με την τροποποίηση και τη συνακόλουθη κατάργηση των οδηγιών του Συμβουλίου 82/176/ΕΟΚ, 83/513/ΕΟΚ, 84/156/ΕΟΚ, 84/491/ΕΟΚ και 86/280/ΕΟΚ και την τροποποίηση της οδηγίας 2000/60/ΕΚ του Ευρωπαϊκού Κοινοβουλίου και του Συμβουλίου. ΕΕ L 348 της 24.12.2008. σ. 84 έως 97

Ευρωπαϊκή Ένωση, 2009. Οδηγία 2009/90/ΕΚ της Επιτροπής, της 31^{ης} Ιουλίου 2009, για την θέσπιση τεχνικών προδιαγραφών για τη χημική ανάλυση και παρακολούθηση της κατάστασης των υδάτων, σύμφωνα με την οδηγία 2000/60/ΕΚ του Ευρωπαϊκού Κοινοβουλίου και του Συμβουλίου (Κείμενο που παρουσιάζει ενδιαφέρον για τον ΕΟΧ). ΕΕ L 201 της 1.8.2009, σ. 36 έως 38

Ζόγκαρης, Σ., 2009: Συμβολή στη βιοτική ταξινόμηση των ποταμών της Ελλάδας με βάση την ιχθυοπανίδα και την παρόχθια βλάστηση. Διδακτορική Διατριβή. Πανεπιστήμιο Ιωαννίνων, Αγρίνιο.

Ζόγκαρης, Σ., Χατζηρβασάνης, Β., Οικονόμου, Α.Ν., Χατζηνικολάου, Γ., Γιακουμή, Σ. & Δημόπουλος, Π., 2007: Παρόχθιες ζώνες στην Ελλάδα: προστατεύοντας τις παραποτάμιες οάσεις ζωής. Ειδική Έκδοση ΕΛ.ΚΕ.Θ.Ε. Ινστιτούτο Εσωτερικών Υδάτων.

Ισραηλίδης, Κ.Ι., 2001. Αξιοποίηση στερεών οργανικών αγροτοβιομηχανικών αποβλήτων. ΕΘΙΑΓΕ, Αθήνα, 9 σελ.

Ομάδα Εργασίας 2.3 REFCOND 2003. Καθοδηγητικό Έγγραφο Ν^ο10: Ποτάμια και Λίμνες – τυπολογία. Συνθήκες αναφοράς και συστήματα ταξινόμησης.

Ομάδα Εργασίας 2^Α REFCOND 2005. Καθοδηγητικό Έγγραφο Ν^ο13: Συνολική προσέγγιση στη ταξινόμηση της οικολογικής κατάστασης.

Κάντζαρης, Β., 2003. Χρήση βενθικών μακροασπονδύλων για διαμόρφωση ελληνικού βιοτικού δείκτη εκτίμησης οικολογικής ποιότητας επιφανειακών νερών. Διδακτορική διατριβή, Τμήμα Βιολογίας, Πανεπιστήμιο Πατρών, Πάτρα.

Μιχαλάκης Ν. και Κουτσαυτάκης Α., 1989. Το πρόβλημα των αποβλήτων των ελαιουργείων. Δυσκολίες και προοπτικές για την αντιμετώπισή του. Πρακτικά Ημερίδας 'Διαχείριση Αποβλήτων Ελαιουργείων'. Ηράκλειο, Κρήτη 31 Μαρτίου, σελ. 9-25.

Μωρίκη, Α. 1991. Τοξικότητα υγρών αποβλήτων ελαιουργείων στο φυτοπλαγκτό. Πρακτικά 2^ο Συνεδρίου Περιβαλλοντικής Επιστήμης και Τεχνολογίας, Μόλυβος, Μυτιλήνη, Σεπτέμβριος 1991, σελ. 102-110.

Νικολαΐδης Ν., Σκουλικίδης Ν., Παπαδουλάκης Β., Τσακίρης Κ., Καλογεράκης Ν., 2009. Διαχειριστικά Σχέδια Πιλοτικής Αγροτικής Λεκάνης Ευρώτα Ποταμού *Τεχνική έκθεση 134* σ. Στην Έκδοση: Νικολαΐδης Ν., Καλογεράκης Ν., Σκουλικίδης Ν., Τσακίρης Κ., 2005-2009. Τεχνολογίες φιλικές προς το περιβάλλον για αγροτική ανάπτυξη. Πρόγραμμα Life-περιβάλλον, LIFE05ENV/Gr/000245 ΕΕ (EnviFriendly).

Νταλής Ν., 1989. Αναερόβια βιολογική επεξεργασία υγρών αποβλήτων ελαιουργείων προς παραγωγή βιοαερίου. Πρακτικά Ημερίδας 'Διαχείριση Αποβλήτων Ελαιουργείων' Ηράκλειο, Κρήτη 31 Μαρτίου.

Ντεμίρη, Κ., 2009. Εκτίμηση της οικολογικής ποιότητας των παραποτάμιων δασών του ποταμού Καλαμά. Μεταπτυχιακή Διατριβή. Πανεπιστήμιο Ιωαννίνων. 197 σελ.

Περδικάτσης Β., Μανούτσογλου Ε., Σπάρταλη Ν., Μωραΐτης Δ. και Πεντάρη Δ., 2004. Συμπεριφορά υγρών αποβλήτων ελαιουργείων σε πετρώματα διαφόρου λιθολογίας, Δελτίο της Ελληνικής Γεωλογικής Εταιρίας τομ. XXXVI, Πρακτικά 10^{ου} Διεθνούς Συνεδρίου, Θεσσαλονίκη. Σελ. 236-245.

Ρούβαλη, Α., 2009. Εκτίμηση της οικολογικής ποιότητας των απορροών από διαφορετικούς μεθόδους επεξεργασίας των ελαιουργικών αποβλήτων. Διδακτορική Διατριβή. Πανεπιστήμιο Πατρών, Τμήμα Βιολογίας. 291 σελ.

Σαββίδης Γ. 1994. Απόβλητα Ελαιουργείων και Υδατοκαλλιέργειες. *Πρακτικά Διεθνούς Διημερίδας για τη Διαχείριση Αποβλήτων Ελαιουργείων* ΓΕΩΤΕΕ-Παράρτημα Κρήτης, Οργανισμός Ανάπτυξης Σητείας, Σητεία, 16-17 Ιουνίου σελ. 42- 46.

Σκουλικίδης Ν., Οικονόμου Α., Καραούζας Ι., Βαρδάκας Λ., Γκρίτζαλης Κ., Ζόγκαρης Σ., Δημητρίου Η. και Τάχος Β. (2008). Υδρολογική και βιογεωχημική παρακολούθηση στη λεκάνη απορροής του Ευρώτα. Τελική Τεχνική Έκθεση 1, ΕΛ.ΚΕ.Θ.Ε. LIFE – Περιβάλλον 2005. ENV/GR/000245. 'Τεχνολογίες Φιλικές προς το Περιβάλλον για Αγροτική Ανάπτυξη'. 229 σελ.

Υπουργείο Ανάπτυξης, 2003. Συλλογή και αξιολόγηση οικολογικών δεδομένων ποταμών και λιμνών για την εφαρμογή της Οδηγίας 2000/60. Τελική έκθεση, 226 σελ.

Υπουργείο Οικονομικών, 1972. Hydrological Study and Feasibility Report for the Lower Basin of The Evrotas River and Molai Region, Greece, OECD, Αθήνα, Δεκέμβριος 1972.

Υ.Α. ΔΥΓ2/Γ.Π. οικ 38295/2007 - Τροποποίηση της Υγειονομικής Διάταξης κοινής υπουργικής απόφασης Υ2/2600/2001 «Ποιότητα του νερού ανθρώπινης κατανάλωσης», σε συμμόρφωση προς την οδηγία 98/83/ΕΚ του Συμβουλίου της Ευρωπαϊκής Ένωσης της 3ης Νοεμβρίου 1998.

ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Ένα από τα μεγαλύτερα περιβαλλοντικά προβλήματα της χώρας μας και μία από τις πιο σημαντικές πηγές ρύπανσης των επιφανειακών υδάτων στις Μεσογειακές χώρες είναι η απευθείας διάθεση των υγρών αποβλήτων ελαιουργείων. Εξίσου σημαντικό, αλλά όχι τόσο διαδεδομένο περιβαλλοντικό πρόβλημα αποτελεί η διάθεση υγρών αποβλήτων χυμοποιείων. Παρά το γεγονός ότι τα απόβλητα των αγροτοβιομηχανικών αυτών μονάδων είναι από τα πιο διαδεδομένα στις Μεσογειακές χώρες, οι επιπτώσεις τους στην οικολογική κατάσταση των υδάτινων οικοσυστημάτων και στους υδρόβιους οργανισμούς είναι μέχρι σήμερα ελάχιστα μελετημένες.

Όσο αφορά την επίδραση των αποβλήτων των χυμοποιείων στους μακροασπόνδουλους οργανισμούς και στην οικολογική κατάσταση επιφανειακών υδάτων, δεν έχει βρεθεί (τουλάχιστον μέχρι σήμερα) καμία επιστημονική αναφορά στην διεθνή βιβλιογραφία. Το ίδιο ισχύει και για τις επιδράσεις των ελαιουργικών αποβλήτων με εξαίρεση την διδακτορική διατριβή της Βορεάδου (1993) που μελέτησε τις επιπτώσεις των αποβλήτων των ελαιουργείων σε χείμαρρους της Κρήτης με τη χρήση μακροασπόνδουλων οργανισμών. Επιπλέον, η τοξικότητα και οι τοξικολογικές επιπτώσεις των αποβλήτων αυτών στους μακροασπόνδουλους οργανισμούς σε χαμηλότερα βιολογικά επίπεδα οργάνωσης (π.χ. κύτταρο, οργανισμός) δεν έχει αποτιμηθεί μέχρι σήμερα.

Με βάση τα παραπάνω, ο σκοπός της παρούσας έρευνας είναι:

α) να αποτιμηθεί η τοξικότητα των υγρών αποβλήτων ελαιουργείων και χυμοποιείων στα υδρόβια μακροασπόνδυλα χρησιμοποιώντας βιοδοκιμές οξείας τοξικότητας (24hrs-LC₅₀), **β)** να αποτιμηθούν οι επιπτώσεις των υποθανατηφόρων (sublethal) συγκεντρώσεων των υγρών αποβλήτων ελαιουργείων και χυμοποιείων στο βιοχημικό επίπεδο βιολογικής οργάνωσης των μακροασπόνδουλων οργανισμών, **γ)** να αποτιμηθούν οι επιδράσεις και οι επιπτώσεις των υγρών αποβλήτων ελαιουργείων και χυμοποιείων στην σύνθεση και αφθονία της μακροασπόνδυλης πανίδας στο χώρο και στο χρόνο και στη βιολογική και στην οικολογική κατάσταση των ρεόντων οικοσυστημάτων, και **δ)** στην περίπτωση των ελαιουργείων, να αποτιμηθούν οι επιπτώσεις τους σε διαφορετικούς τύπους ποτάμιων

οικοσυστημάτων (π.χ. ορεινά – πεδινά), με στόχο να αξιολογηθεί η ικανότητα αυτοκαθαρισμού τους.

Η τοξικότητα και οι επιπτώσεις των υγρών αποβλήτων ελαιοτριβείων και χυμοποιείων εκτιμήθηκαν χρησιμοποιώντας δοκιμές οξείας τοξικότητας (24hrs-LC₅₀) και βιοχημικούς βιομάρτυρες (ακετυλοχολινεστεράση-AChE και γλουταθειόνη S-τρανσφεράση-GST). Για τις τοξικολογικές δοκιμές χρησιμοποιήθηκαν το αμφίποδο *Gammarus pulex* και το τριχόπτερο *Hydropsyche peristerica*. Οι τιμές οξείας τοξικότητας LC₅₀ των υγρών αποβλήτων ελαιοτριβείων κυμάνθηκε από 2,64% έως 3,36% για το *G. pulex* και 3,62% έως 3,88% για *H. peristerica*, ενώ οι τιμές LC₅₀ των υγρών αποβλήτων χυμοποιείων ήταν 25,26% για το *G. pulex* και 17,16% για το *H. peristerica*. Με βάση το σύστημα πενταβάθμιας ταξινόμησης τοξικότητας για τα υγρά απόβλητα που εκχέονται στο υδάτινο περιβάλλον, τα υγρά απόβλητα ελαιουργείων και χυμοποιείων ταξινομήθηκαν ως πολύ τοξικά και τοξικά, αντίστοιχα. Τα αποτελέσματα των βιοχημικών αναλύσεων έδειξαν ότι οι υποθανατηφόρες συγκεντρώσεις των αποβλήτων μπορούν να προκαλέσουν αναστολή της AChE και επαγωγή της ενζυμικής δραστηριότητας της GST. Αυτά τα πρώτα αποτελέσματα έδειξαν ότι και τα δύο είδη, καθώς και οι ενζυμικές δραστηριότητες τους, έχουν τη δυνατότητα να χρησιμοποιηθούν ως βιοδείκτες και βιομάρτυρες για την αξιολόγηση της ρύπανσης από τα υγρά απόβλητα ελαιοτριβείων και χυμοποιείων.

Για την εκτίμηση των χωρικών και χρονικών μεταβολών της μακροασπόνδυλης πανίδας πραγματοποιήθηκε μια διετής εκστρατεία παρακολούθησης αβιοτικών και βιοτικών δεδομένων σε χρονιές υψηλής και χαμηλής ελαιοπαραγωγικής απόδοσης, με βάση το γεγονός ότι τα ελαιόδεντρα ακολουθούν ένα διετή κύκλο ανάπτυξης και παραγωγής. Επιπλέον, καλύφθηκαν και δύο διαφορετικά υδρολογικά έτη (υγρό και ξηρό έτος) κατά τη διάρκεια των δύο ετών, επιτρέποντας έτσι την αξιολόγηση των υδρολογικών διακυμάνσεων στις επιπτώσεις της ρύπανσης των υγρών αποβλήτων ελαιουργείων.

Για να εκτιμηθούν οι χωρικές και χρονικές επιπτώσεις των υγρών αποβλήτων ελαιουργείων στην μακροασπόνδυλη πανίδα και στην οικολογική κατάσταση των ρεόντων οικοσυστημάτων επιλέχθηκαν συνολικά οκτώ σταθμοί δειγματοληψίας ανάντη και κατόντη των ελαιουργείων. Βιοτικά (μακροασπόνδυλα) και αβιοτικά (φυσικοχημικά, υδρομορφολογικά) δεδομένα συλλέχθηκαν για δύο χρόνια (2006-2008) ακολουθώντας

έτσι τον διετή κύκλο ανάπτυξης και παραγωγής της ελιάς και τις υδρολογικές διακυμάνσεις (ξηρό - υγρό έτος). Τα αποτελέσματα αυτής της έρευνας έδειξαν τη χωρική και χρονική υποβάθμιση της μακροασπόνδυλης βιοκοινωνίας λόγω της ρύπανσης των υγρών αποβλήτων. Τα υγρά απόβλητα ελαιουργείων είχαν δραματικές επιπτώσεις στην υδρόβια πανίδα, όπου η συντριπτική πλειοψηφία των μακροασπόνδυλων ειδών είχε αφανιστεί. Μόνο μερικά ιδιαίτερα ανθεκτικά είδη δίπτερων επέζησαν με πολύ περιορισμένες αφθονίες (1 - 4 άτομα/1.25 m²). Ακόμα και σε μικρές ποσότητες, τα υγρά απόβλητα των ελαιουργείων είχαν δραματικές επιπτώσεις στην υδρόβια πανίδα και στην οικολογική κατάσταση των οικοσυστημάτων. Στους κατάντη σταθμούς που δέχονται τα υγρά απόβλητα, η οικολογική κατάσταση κυμάνθηκε από μέτρια έως κακή ανάλογα με τον τύπο ποταμού. Οι επιπτώσεις ήταν εντονότερες στα πεδινά ρέματα, τα οποία διατηρούσαν ροή μόνο για ορισμένους μήνες του έτους. Το οργανικό φορτίο των υγρών αποβλήτων που εκφράζεται ως BOD₅, COD και ολικά αιωρούμενα στερεά, η υποβάθμιση του ενδιαίτηματος (μύκητες αποβλήτων) και η απόσταση από την εκροή των ελαιουργείων, ήταν οι σημαντικότεροι παράγοντες που επηρέασαν τις συναθροίσεις των μακροασπόνδυλων ειδών, ενώ η τυπολογία (π.χ. ορεινό, πεδινό) και η υδρολογία των σταθμών δειγματοληψίας (μικρή – μεγάλη ροή), καθώς και ο όγκος των υγρών αποβλήτων ήταν οι καθοριστικοί παράγοντες της διαδικασίας του αυτοκαθαρισμού.

Τέσσερις σταθμοί δειγματοληψίας επιλέχθηκαν ανάντη και κατάντη της εκροής δύο εργοστασίων επεξεργασίας χυμών πορτοκαλιού, για να εξεταστούν οι χωρικές και οι χρονικές επιπτώσεις των υγρών αποβλήτων τους στα υδρόβια ασπόνδυλα και στην οικολογική κατάσταση των ρεμάτων. Τα αποτελέσματα έδειξαν ότι η βενθική πανίδα ήταν σημαντικά υποβαθμισμένη καθ' όλη τη διάρκεια του έτους και μόνο λίγα άτομα δίπτερων (συνήθως 1-3 άτομα /1.25m²) κυρίως των οικογενειών Chironomidae και Simuliidae απαντήθηκαν. Ακόμα και μετά το τέλος διάθεσης των υγρών αποβλήτων χυμοποιείων η βενθική πανίδα δεν ανέκαμψε καθώς παρέμεινε στην κακή οικολογική κατάσταση καθ' όλη την περίοδο των δειγματοληψιών. Τα ολικά αιωρούμενα στερεά, η υποβάθμιση του ενδιαίτηματος (μύκητες αποβλήτων), το νάτριο, το κάλιο, και ο ολικός φώσφορος ήταν οι σημαντικότεροι περιβαλλοντικοί παράμετροι που συσχετίστηκαν με την υποβάθμιση της μακροασπόνδυλης πανίδας.

Παράλληλα, προσδιορίστηκαν για πρώτη φορά τα επίπεδα βαρέων μετάλλων, ιχνοστοιχείων και φυτοφαρμάκων στο νερό και στα ιζήματα των συγκεκριμένων ρεμάτων της λεκάνης απορροής του ποταμού Ευρώτα. Υπολείμματα φυτοφαρμάκων εντοπίστηκαν στους πεδινούς σταθμούς, κυρίως σε αυτούς που δέχονται επίσης και τα υγρά απόβλητα ελαιουργείων και χυμοποιείων. Συνολικά ανιχνεύθηκαν επτά ενώσεις στα δείγματα νερού (alachlor, metolachlor, penconazole, treadimenol, fenthion, dimethoate, malathion) και επτά στα ιζήματα (metolachlor, penconazole, treadimenol, fenthion, dimethoate, malathion και monocrotophos). Η οικολογική εκτίμηση κινδύνου έδειξε ότι όλα τα εντομοκτόνα που ανιχνεύτηκαν μπορούν να προκαλέσουν τοξικότητα στο υδάτινο οικοσύστημα και στους οργανισμούς διαφορετικών τροφικών επιπέδων (φύκη, ασπόνδυλα, ψάρια). Ωστόσο, η μείωση αριθμού και αφθονίας των ειδών στους συγκεκριμένους σταθμούς δεν μπορεί να αποδοθεί στην παρουσία των φυτοφαρμάκων, αφού οι επιπτώσεις στην πανίδα συγχρονίζονται με την περίοδο διάθεσης των αποβλήτων. Όσον αφορά τα μέταλλα, το χρώμιο, το βάριο και το νικέλιο παρουσίασαν τις υψηλότερες συγκεντρώσεις στα ιζήματα. Ωστόσο οι συγκεντρώσεις αυτές αποδίδονται σε φυσικές γεωλογικές διεργασίες, με υψηλότερες συγκεντρώσεις να εντοπίζονται στις ορεινές αδιατάρακτες περιοχές με αποτέλεσμα να μην αναμένεται να επηρεάσουν τη σύνθεση και αφθονία της πανίδας.

Τα υγρά απόβλητα ελαιουργείων και χυμοποιείων διατίθενται συνήθως σε μικρού μεγέθους ρέματα (λεκάνη απορροής < 10km²) που δεν περιλαμβάνονται στην Οδηγία Πλαίσιο για τα Ύδατα 2000/60/EK. Τα αποτελέσματα της παρούσας έρευνας καθιστούν σαφές ότι τα μικρά ρέματα, ως αποδέκτες αποβλήτων, συμβάλουν σημαντικά στο συνολικό ρυπαντικό φορτίο της λεκάνης απορροής ενός ποταμού και ως εκ τούτου είναι απαραίτητο να συμπεριληφθούν στα πλάνα παρακολούθησης της Οδηγίας. Επιπλέον, η διαχείριση των αγροτοβιομηχανικών αποβλήτων μέσω τεχνολογιών που ελαχιστοποιούν τις περιβαλλοντικές επιπτώσεις τους είναι απαραίτητη αφού ακόμα και σε μεγάλη αραιώση τα απόβλητα αυτά μπορούν να προκαλέσουν σημαντική υποβάθμιση των ρεόντων οικοσυστημάτων.

ABSTRACT

The significant expansion of the agricultural industry during the last decades has resulted to the increased production of organic wastes, such as olive mill and citrus processing wastewaters. Olive mill wastewater (OMW), one of the major and challenging pollutant in the Mediterranean countries, is the organic effluent generated during the extraction of olive oil, where huge quantities of organic wastes are produced within a short time-period (November – February). Citrus processing wastewater (CPW) is the organic effluent generated during the production of citrus juice from November to June. The effective treatment of both wastewaters, due to their enormous organic load and their toxic components, requires expensive and advanced technologies that many units lack. This usually results to the uncontrolled disposal of untreated or partially treated OMW and CPW in aquatic and terrestrial ecosystems that may pose serious risks to aquatic and terrestrial biota and subsequently to the health of the corresponding ecosystems. Despite the acknowledged high polluting capacity of olive mill and citrus processing wastewaters, their toxicity and effects to aquatic macroinvertebrates and to the ecological status of stream ecosystems remain up to date relatively unknown.

The aims of this research was to: **a)** assess OMW and CPW toxicity on stream macroinvertebrates using acute toxicity bioassays (LC₅₀-24hrs), **b)** evaluate the effects of sub-lethal concentrations of OMW and CPW at the biochemical level of the stream fauna, **c)** assess the spatial and temporal effects of OMW and CPW to stream macroinvertebrate abundance and assemblages and to the ecological status of stream ecosystems, and **d)** assess the effects of OMW pollution in different stream types (mountainous and lowland streams) and evaluate the self-purification potential of the particular streams.

Since olive trees strongly follow a biennial cycle of growth and production, a two-year monitoring campaign was conducted in order to assess spatial and temporal responses of stream fauna to high and low OMW yield years. Furthermore, two different hydrologic years (wet and dry year) were covered during the two year monitoring, thus allowing evaluation of hydrologic variation to OMW pollution intensity and effects.

The toxicity and the biochemical effects of olive mill wastewater and citrus processing wastewater were evaluated using acute toxicity bioassays (*Gammarus pulex* and *Hydropsyche peristerica*) and biochemical biomarkers (AChE and GST). The bioassays indicated toxic properties of olive mill and citrus processing wastewaters. The 24 h LC₅₀ values of olive mill wastewater ranged from 2.64% to 3.36% for *G. pulex* and 3.62% to 3.88% for *H. peristerica*, while the LC₅₀ of citrus processing wastewater was 25.26% for *G. pulex* and 17.16% for *H. peristerica*. Based on a 5-class hazard classification system applied for wastewaters discharged into the aquatic environment, olive mill wastewater and citrus processing wastewater were classified as highly toxic and toxic, respectively. Results of the biochemical biomarkers showed that both agroindustrial effluents at increasing sub-lethal wastewater concentrations could cause inhibition of the AChE and induction of the GST activities. These first results showed that both species as well as their AChE and GST activities have the potential to be used as indicators and biomarkers for assessing olive mill and citrus processing wastewaters quality.

A total of eight sampling sites were selected upstream and downstream the outflow of several olive mills to assess the spatial and temporal effects of OMW to stream macroinvertebrates and to the ecological status of stream ecosystems. Biotic (macroinvertebrates) and abiotic (physicochemical, hydromorphological) data were monitored for two years thus following the biennial cycle of olive growth and production and hydrological variation (drought – wet years). The results of this study revealed the spatial and temporal structural deterioration of the aquatic community due to OMW pollution with consequent reduction of the river capacity for reducing the effects of polluting substances through internal mechanisms of self-purification. OMW had severe effects on the aquatic fauna where the vast majority of macroinvertebrate taxa diminished and only a few tolerant Diptera species survived with very limited abundances (1 - 4 individuals/1.25 m²). OMW, even highly diluted, had dramatic impacts on the aquatic fauna and to the ecological status of the receiving stream ecosystems. Streams receiving OMW were classified from moderate to bad ecological status based on stream typology. Effects were more pronounced at lowland streams, which maintained flow for only some months of the year. The organic load of the wastewater expressed as BOD₅, COD and total suspended solids, substrate contamination (sewage bacteria) and distance from the mill outlet, were the most important factors affecting macroinvertebrate assemblages while the

typology (i.e. slope, altitude) and hydrology of the stream site (i.e. mountainous – lowland) and the intensity and volume of the wastewater were the most important determinants of self-purification processes. Macroinvertebrate fauna recovery was relatively successful in mountainous streams after the end of the OMW discharge period in contrast to lowland streams where intermittency was a restricting factor.

Four stream sites were selected upstream and downstream the outlet of two orange juice processing plants to examine the spatial and temporal effects of CPW to aquatic invertebrates and to the ecological status of the sites. The results revealed that the downstream benthic fauna was significantly degraded at all months of the year and only few Diptera individuals (typically 1-3 individuals/1.25m²) mainly from the Chironomidae and Simuliidae families were present. Even after the end of the CPW discharge events the benthic fauna did not recover and thus sites were classified as bad throughout the sampling period. Total suspended solids, substrate contamination (sewage bacteria), Na, K, and total phosphorus were the most important parameters associated with macroinvertebrate assemblages.

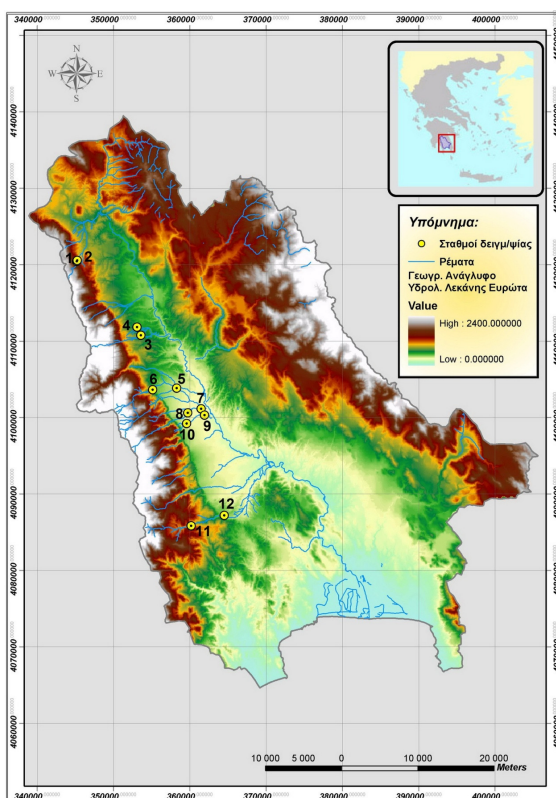
Finally, trace metals and priority pesticide compounds were also investigated for the first time in water and sediment samples in streams of the Evrotas River Basin. Pesticide residues were detected only from lowland sites that also receive OMW and CPW. Overall, seven compounds were detected in water samples (Alachlor, metolachlor, penconazole, treadimenol, fenthion, dimethoate, malathion) and seven in sediments (Metolachlor, penconazole, treadimenol, fenthion, dimethoate, malathion and monocrotophos). Aquatic risk assessment revealed that all insecticides detected showed acceptable risk, suggesting adverse effects on stream biota. Nevertheless, it was shown that effects on stream fauna was attributed to OMW and CPW toxicity and not by the presence of pesticides. Among the metals analyzed, Cr, Ni and Ba presented the highest concentrations in sediments; however trace metal concentrations proved to be attributed to natural geological processes, where highest concentrations were detected in upland sites.

As OMW and CPW are usually being discharged in small size streams that are not considered in the Water Framework Directive 2000/60/EC, there is a need for including of

such systems into monitoring and assessment schemes as they may significantly contribute to the pollution load of the river basin. Furthermore, guidelines and management of these wastes through technologies that minimise their environmental impact and lead to a sustainable use of resources are critical.

ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ Ι

ΣΤΑΘΜΟΙ ΔΕΙΓΜΑΤΟΛΗΨΙΑΣ



I. ΡΕΜΑ ΚΟΤΙΤΣΑΝΗ
(Σταθμοί 1 και 2)

**II. ΡΕΜΑΤΑ ΚΡΙΜΠΙΑ ΚΑΙ
ΒΟΡΔΟΝΙΑΤΗ**
(Σταθμοί 3 και 4)

III. ΡΕΜΑ ΣΚΑΤΙΑ
(Σταθμοί 5 και 6)

IV. ΡΕΜΑ ΤΥΦΛΟ
(Σταθμοί 7 και 8)

V. ΡΕΜΑ ΜΥΛΟΠΟΤΑΜΟΣ
(Σταθμοί 9 και 10)

VI. ΡΕΜΑ ΓΕΡΑΚΑΡΗ
(Σταθμοί 11 και 12)

I. Ρέμα Κοιτισάνη (Σταθμοί 1 και 2)

Ο Κοιτισάνης είναι ένας σημαντικός παραπόταμος του Ευρώτα, έχει μήκος περίπου 7 χλμ. εκ των οποίων τα ανάντη 1 - 1,5 χλμ. διατηρούν νερό καθ' όλη τη διάρκεια του έτους. Διασχίζει την βορειοδυτική πλευρά του Ταύγετου και τροφοδοτεί τον Ευρώτα για περίπου 9-10 μήνες (Οκτώβρη – Ιούνιο/Ιούλιο) ενώ ο άνω ρους διατηρεί νερό καθ' όλη τη διάρκεια του έτους. Ο άνω ρους του Κοιτισάνη διασχίζει εκτάσεις κωνοφόρων και φυλλοβόλων δασών (πλατάνια, ιτιές, ασημοϊτιές, και σκλήθρα). Το πλάτος της κοίτης στον άνω ρου κυμαίνεται από 1-2 μέτρα και το βάθος μεταξύ 8 – 25 εκατοστά. Το υπόστρωμα του αποτελείται κυρίως από κροκάλες, χαλίκι και λεπτόκοκκο υλικό, ενώ σημαντική είναι και η εναπόθεση οργανικού υλικού από την παρόχθια βλάστηση (φύλλα, κλαδιά).

Στον άνω ρου του ρέματος είναι εγκατεστημένη μια μικρή ελαιουργική μονάδα που εξυπηρετεί τους ελαιοπαραγωγούς των τοπικών οικισμών. Την περίοδο 2001-2004 συνεθλίβησαν κατά μέσο όρο 461.244 κιλά ελαιοκάρπου αποδίδοντας μέσο όρο για την συγκεκριμένη περίοδο 128.135 κιλά ελαιόλαδου. Τα υγρά απόβλητα του τριφασικού φυγοκεντρικού ελαιουργείου εναποτίθενται στο �έμα χωρίς επεξεργασία. Με εξαίρεση την σημειακή ρύπανση, που προέρχεται από τα υγρά απόβλητα του ελαιουργείου, δεν υπάρχουν άλλες πηγές ρύπανσης καθώς και υδρομορφολογικές τροποποιήσεις στο τμήμα αυτό του υδατορέματος. Οι σταθμοί δειγματοληψίας 1 και 2 επιλέχθηκαν 5 μ. ανάντη και κατάντη του ελαιουργείου, αντίστοιχα (Εικ. Π.1).

Εικόνα Π.1. Ρέμα Κοτιτσάνη. Οι σταθμοί 1 και 2 απαντώνται 5 μέτρα ανάντη και κατόντη του ελαιουργείου, αντίστοιχα. Οι πηγές του Κοτιτσάνη βρίσκονται περίπου 800 μ. ανάντη του σταθμού 1. Ο Κοτιτσάνης συναντά τον ποταμό Ευρώτα αφού διασχίσει την βορειοδυτική πλευρά του Ταυγέτου για 5,8 χλμ.

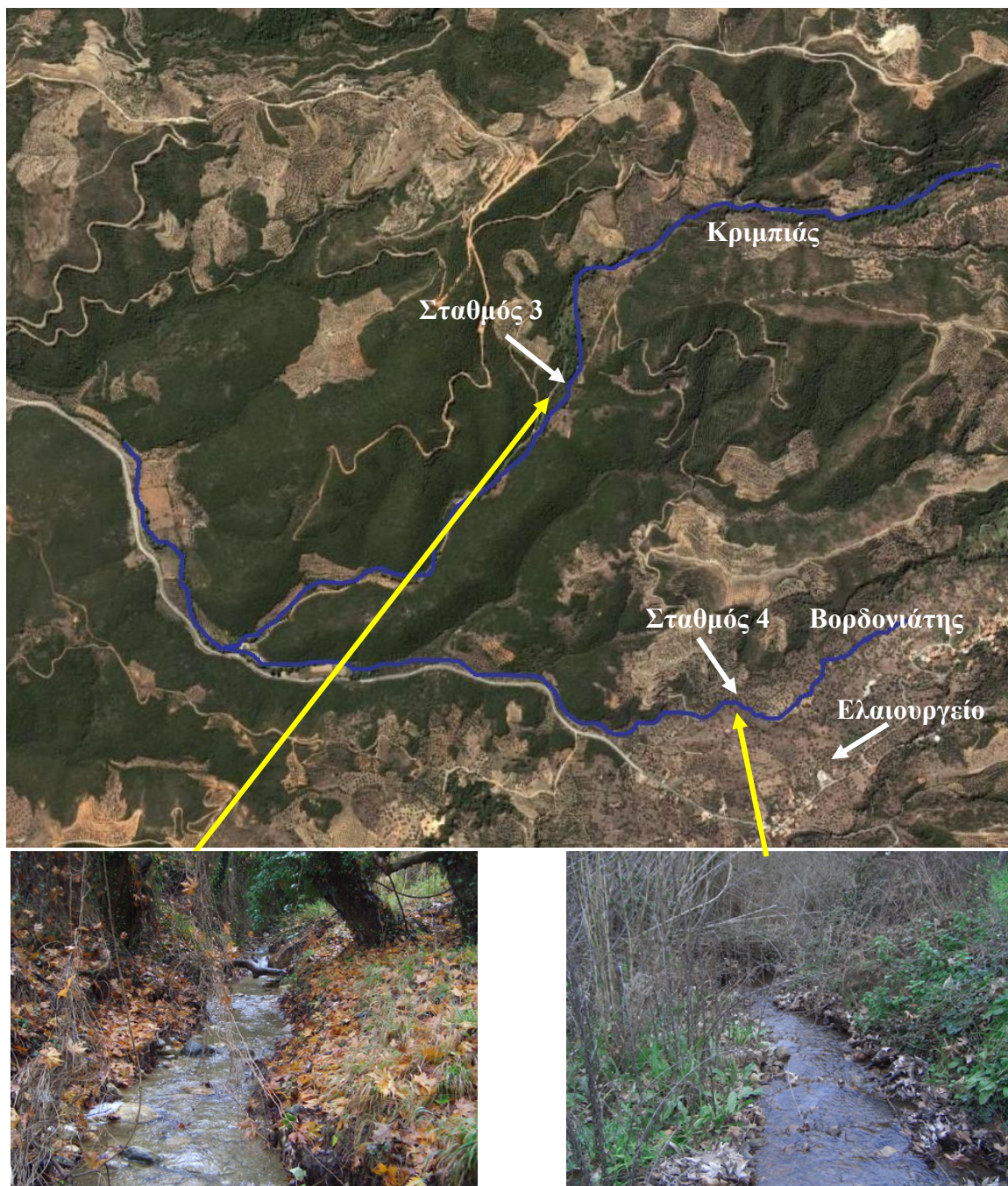


II. Ρέματα Κριμπιά και Βορδονιάτη (Σταθμοί 3 και 4)

Ο Κριμπιάς και ο Βορδονιάτης συμβάλουν στο Ρέμα Νίκοβα το οποίο στη συνέχεια εκβάλλει στον Ευρώτα. Ο Κριμπιάς στα καλά υδρολογικά έτη διατηρεί νερό όλο το έτος. Το έτος 2007 το οποίο χαρακτηρίστηκε από παρατεταμένη ξηρασία ο Κριμπιάς αποξηράθηκε κατά τους θερινούς μήνες (Ιούλιο-Οκτώβριο) ενώ ο Βορδονιάτης παρέμεινε ξηρός στη μεγαλύτερη διάρκεια του έτους λόγω της μικρής λεκάνης απορροής του. Τα δύο αυτά ρέματα διασχίζουν την βορειοδυτική πλευρά του Ταΰγετου. Το μήκος του Κριμπιά και του Βορδονιάτη είναι περίπου 8 και 3 χλμ. αντίστοιχα. Το μέσο πλάτος της κοίτης των ρεμάτων κυμαίνεται από 80 εκ. έως 1,2 μέτρα ενώ το βάθος από 8 έως 14 εκ. Το υπόστρωμα των δύο ρεμάτων αποτελείται κυρίως από κροκάλες, χαλίκι και λεπτόκοκκο υλικό, ενώ σημαντική είναι και η εναπόθεση οργανικού υλικού από την παρόχθια βλάστηση (φύλλα, κλαδιά).

Στον άνω ρου του ρέματος Βορδονιάτη είναι εγκατεστημένη μια μικρή ελαιουργική μονάδα που εξυπηρετεί τους ελαιοπαραγωγούς των τοπικών οικισμών (Εικ. Π.2). Την περίοδο 2001-2004 συνεθλίβησαν κατά μέσο όρο 445.697 κιλά ελαιοκάρπου αποδίδοντας μέσο όρο για την συγκεκριμένη περίοδο 111.599 κιλά ελαιόλαδου. Τα υγρά απόβλητα του τριφασικού φυγοκεντρικού ελαιουργείου εναποτίθενται στο ρέμα χωρίς επεξεργασία όπως διαπιστώθηκε από τις επιτόπιες παρατηρήσεις. Εκτός από την σημειακή ρύπανση που προέρχεται από τα υγρά απόβλητα του ελαιουργείου, είναι πιθανόν το ρέμα να επηρεάζεται από τις εκροές λιπασμάτων και φυτοφαρμάκων από τους ελαιώνες της περιοχής. Στον Κριμπιά δεν υπάρχουν σημειακές πηγές ρύπανσης καθώς και υδρομορφολογικές τροποποιήσεις.

Εικόνα Π.2. Ρέματα Κριμπία (Σταθμός 3) και Βορδοιάτη (Σταθμός 4). Τα δύο αυτά ρέματα συναντώνται και ρέουν παράλληλα με το δρόμο Σπάρτης – Μεγαλόπολης για περίπου 2 χλμ. πριν εκβάλουν στον Ευρώτα Π. Τα υγρά λύματα του ελαιουργείου διατίθενται απευθείας στον Βορδοιάτη (σταθμός 4) μέσω αγωγού.

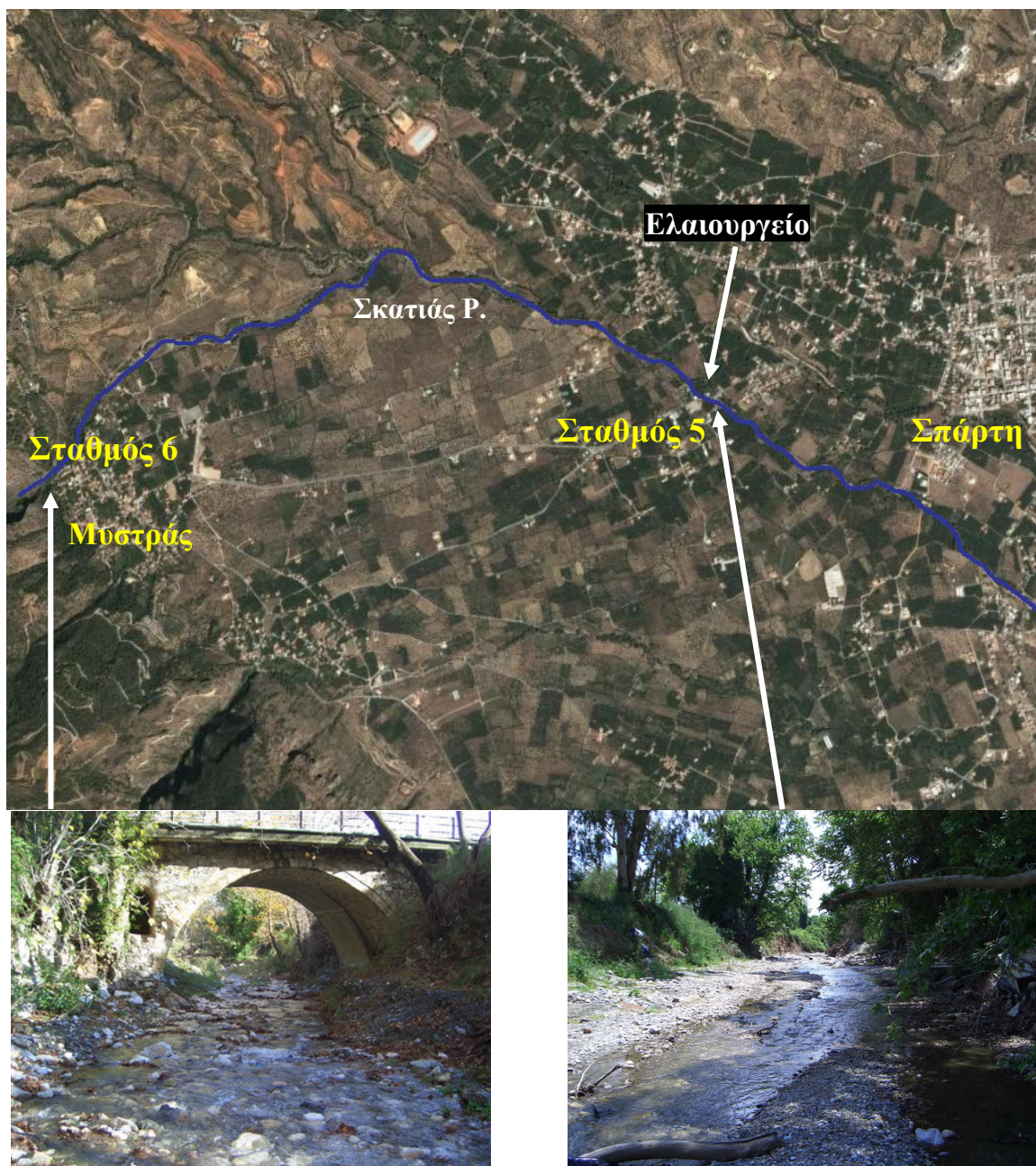


III. Ρέμα Σκατιά (Σταθμοί 5 και 6)

Το ρέμα Σκατιά έχει συνολικό μήκος 5 χλμ. και βρίσκεται πλησίον του οικισμού Μυστρά, δυτικά της Σπάρτης. Ο σταθμός δειγματοληψίας 6 (Μυστράς) βρίσκεται στις πηγές του Σκατιά και χαρακτηρίζεται ως περιοδικής ροής αφού δεν διατηρεί νερό κατά τους θερινούς μήνες. Τα ρέμα Σκατιά διασχίζει την βορειοδυτική πλευρά του Ταΰγετου και το μέσο πλάτος της κοίτης των σταθμών 5 και 6 είναι 2,2 μ. 3,5 μ. αντίστοιχα ενώ το μέσο βάθος και στους 2 σταθμούς κυμαίνεται από 8 έως 12 εκ. Το υπόστρωμα και των δύο σταθμών αποτελείται κυρίως από κροκάλες, χαλίκι και λεπτόκοκκο υλικό, ενώ σημαντική είναι και η εναπόθεση οργανικού υλικού από την παρόχθια βλάστηση (φύλλα, κλαδιά).

Ο σταθμός 5 (Παλαιολόγιο) απαντάται περίπου 2 χλμ. κατάντη του σταθμού 6 και 10 μέτρα κατάντη του ελαιουργείου που βρίσκεται στην περιοχή του Παλαιολογίου και εγκατεστημένος δίπλα από τις όχθες του υδατορέματος (Εικ. Π.3). Τα λύματα του ελαιουργείου διατίθενται απευθείας στο ρέμα χωρίς επεξεργασία μέσω αγωγού που είναι τοποθετημένος μέσα στην κοίτη του σταθμού. Επίσης, επιφανειακές εκροές από υπολείμματα λιπασμάτων και φυτοφαρμάκων είναι πολύ πιθανές αφού το τμήμα του ρέματος αυτού διασχίζει ετερογενείς καλλιεργούμενες εκτάσεις. Ο σταθμός 6 δεν δέχεται καμία ανθρωπογενή πίεση και μπορεί προκαταρκτικά να χαρακτηριστεί υψηλής ή καλής κατάστασης.

Εικόνα Π.3. Ρέμα Σκατιά. Ο σταθμός 5 (Μυστράς) βρίσκεται στο τέλος του οικισμού Μυστρά στις πηγές του Σκατιά. Ο σταθμός 6 (Παλαιολόγιο) βρίσκεται περίπου 2 χλμ. κατάντη του σταθμού 5 και 10 μέτρα κατάντη του ελαιουργείου που βρίσκεται στην περιοχή του Παλαιολογίου. Τα λύματα του ελαιουργείου διατίθενται απευθείας στο ρέμα χωρίς επεξεργασία μέσω αγωγού τοποθετημένου μέσα στην κοίτη του σταθμού.



IV. Ρέμα Τυφλό (Σταθμοί 7 και 8)

Το ρέμα Τυφλό έχει μήκος 1 χλμ., υπολογιζόμενο μετά από την συμβολή του με το ρέμα Ξεριάς (σταθμός 8). Ο Ξεριάς στα 3 χρόνια της έρευνας αυτής παρέμεινε ξερός σε όλη τη διάρκεια του έτους κυρίως λόγω της υδρομάστευσης των πηγών, γεγονός που διαπιστώθηκε στην πορεία της έρευνας. Το ρέμα Τυφλό, όπως διαπιστώθηκε από την υδρομορφολογική ανάλυση (QBR), είναι σημαντικά τροποποιημένο τόσο στην κοίτη του όσο και στις όχθες του, με αποτέλεσμα η ποικιλότητα των ενδιαιτημάτων να είναι σημαντικά περιορισμένη. Το ενδιαίτημα του ρέματος αποτελείται κατά πλειοψηφία από πέτρες μικρού μεγέθους (2-6 cm) ενώ κατά τη διάρκεια της λειτουργίας των χυμοποιείων το υπόστρωμα αυτό καλύπτεται από μύκητες αποβλήτων και από τις ίνες των πορτοκαλιών καθώς το ίζημα σε βάθος 5 – 10 εκ. περιέχει σημαντικές ποσότητες αποσυνθεμένης οργανικής ύλης.

Ο σταθμός δειγματοληψίας 7 (Ριβιώτισσα) βρίσκεται περίπου 400 μέτρα κατάντη του χυμοποιείου και 550 μέτρα πριν την συμβολή του με τον Ευρώτα (Εικ. Π.4). Το μέσο πλάτος του ρέματος είναι περίπου 2,5 μέτρα ενώ το μέσο βάθος 8 – 10 εκ. Τα απόβλητα από το χυμοποιείο διατίθενται χωρίς καμία επεξεργασία στο ρέμα για περίπου 7 μήνες (Νοέμβριος – Μάιος). Επίσης, πρέπει να σημειωθεί ότι ροή υπάρχει στο ρέμα κατά τη μεγαλύτερη διάρκεια του έτους λόγω της εκροής νερού από τις ιδιωτικές γεωτρήσεις του χυμοποιείου για την αραίωση των λυμάτων και την αποφυγή της δυσσομίας που προκαλείται.

Εικόνα Π.4. Ρέμα Τυφλό. Στο δεξιό μέρος της εικόνας διακρίνεται ο Ευρώτας ποταμός. Ο σταθμός δειγματοληψίας 7 (Ριβιώτισσα) βρίσκεται περίπου 400 μέτρα κατάντη του χυμοποιείου και 550 μέτρα πριν την συμβολή του με τον Ευρώτα. Οι λευκές διακεκομμένες γραμμές δείχνουν το ρέμα Ξεριά (σταθμός 8), ο οποίος συμβάλει στο ρέμα Τυφλό. Στην διάρκεια των τριών χρόνων της έρευνας αυτής ο Ξεριάς παρέμεινε ξερός. Βόρεια του ρέματος Τυφλό διακρίνεται ο κάτω ρους του Σκατιά.



V. Ρέμα Μυλοπόταμος (Σταθμοί 9 και 10)

Το ρέμα Μυλοποτάμου έχει μήκος 4,2 χλμ. και το μεγαλύτερο μέρος του όπως διαπιστώνεται από την υδρομορφολογική ανάλυση (QBR), είναι σημαντικά τροποποιημένο τόσο στην κοίτη του όσο και στις όχθες του, με αποτέλεσμα η ποικιλότητα των ενδιαιτημάτων να είναι σημαντικά περιορισμένη. Το μέσο πλάτος του ρέματος είναι περίπου 2,5 μέτρα ενώ το μέσο βάθος 8 – 10 εκ. Το ενδιαίτημα του ρέματος αποτελείται στην πλειοψηφία από πέτρες μικρού μεγέθους (2-6 cm) ενώ σημαντική είναι και η εναπομείναντα παρόχθια βλάστηση στον άνω και κάτω ρου του ρέματος. Στον σταθμό δειγματοληψίας 9 (Αγ. Κυριακή) κατά τη διάρκεια της λειτουργίας των χυμοποιείων το υπόστρωμα αυτό καλύπτεται από μύκητες αποβλήτων και από τις ίνες των πορτοκαλιών. Επίσης, το ίζημα σε βάθος 5 – 10 εκ. περιέχει σημαντικές ποσότητες αποσυνθεμένης οργανικής ύλης. Παρά το γεγονός ότι το χυμοποιείο της περιοχής διαθέτει βιολογική μονάδα επεξεργασίας των αποβλήτων, διαπιστώθηκε ότι πολλές φορές τα απόβλητα απορρίπτονταν ανεπεξέργαστα στο ρέμα.

Ο σταθμός δειγματοληψίας 9 βρίσκεται περίπου 600 μέτρα κατάντη του χυμοποιείου και περίπου 800 μέτρα πριν την συμβολή του με τον Ευρώτα (Εικ. Π.5). Η λειτουργία του χυμοποιείου διαρκεί συνήθως 7 μήνες (Νοέμβρης – Μάιος) και ο όγκος των αποβλήτων υπολογίζεται ότι είναι 100 m³/h και η μονάδα έχει τη δυνατότητα να επεξεργάζεται 20 τόνους/ώρα. Επίσης, πρέπει να σημειωθεί ότι ροή υπάρχει στο ρέμα κατά τη μεγαλύτερη διάρκεια του έτους λόγω της προσθήκης νερού από γεωτρήσεις του χυμοποιείου για την αραίωση των λυμάτων και την αποφυγή της δυσοσμίας που προκαλείται.

Εδώ αξίζει να σημειωθεί ότι τα υγρά απόβλητα από τις δύο μονάδες (χρώμα κίτρινο-πορτοκαλί) είναι ορατά για πολλά χιλιόμετρα στον κύριο ρου του Ευρώτα, αποκαλύπτοντας έτσι τον τεράστιο όγκο των αποβλήτων.

Εικόνα Π.5. Ρέμα Μυλοπόταμος. Στο δεξί μέρος της εικόνας ξεχωρίζει ο Ευρώτας ποταμός ενώ στο πάνω μέρος της εικόνας διακρίνονται το ρέμα Τυφλό και ο σταθμός 7. Ο σταθμός δειγματοληψίας 9 βρίσκεται περίπου 600 μέτρα κατάντη του χυμοποιείου. Ο ανάντη σταθμός δειγματοληψίας, δηλαδή ο σταθμός 10, έχει τα ίδια τυπολογικά χαρακτηριστικά με τον κατάντη σταθμό καθώς και με τον σταθμό 7 (όπως μπορεί να διακριθεί και από την δορυφορική αυτή εικόνα). Για το λόγο αυτό, ο σταθμός 10 θα χρησιμοποιηθεί ως σταθμός σύγκρισης και με τον σταθμό 7.



VI. Ρέμα Γερακάρη (Σταθμοί 11 και 12)

Το ρέμα Γερακάρη είναι από τους σημαντικότερους παραπόταμους της νοτιοδυτικής πλευράς της λεκάνης του Ευρώτα. Η απόσταση από τις πηγές του, όπου βρίσκεται και ο σταθμός 11, μέχρι την συμβολή του με τον Ευρώτα είναι περίπου 11,5 χλμ. και διασχίζει δασικές και θαμνώδεις (μακκία βλάστηση) κυρίως εκτάσεις στον άνω και μέσο ρου ενώ ο κάτω ρου καλύπτεται κυρίως από ελαιώνες. Διασχίζει την νοτιοδυτική πλευρά του Ταΰγετου και τροφοδοτεί τον Ευρώτα για περίπου 9-10 μήνες (Οκτώβριο – Ιούνιο/Ιούλιο) ενώ ο άνω ρου διατηρεί νερό καθ' όλη τη διάρκεια του έτους. Στις καλές υδρολογικές περιόδους η ροή μπορεί να διατηρηθεί και στον μέσο ρου (σταθμό 12) είτε με πολύ χαμηλή ταχύτητα είτε με λιμνάζοντα ύδατα (pools). Το μέσο πλάτος και βάθος του σταθμού 11 είναι 1,5 μ και 13 εκ. αντίστοιχα. Το υπόστρωμα καλύπτεται κυρίως από κροκάλες και χαλίκι, ενώ σημαντική παρουσία καταλαμβάνουν οι ογκόλιθοι και η εναποθέσεις οργανικού υλικού από πλατανόφυλλα. Τα ίδια χαρακτηριστικά ενδιαιτημάτων απαντώνται και στον σταθμό 12 ο οποίος έχει μέσο πλάτος και βάθος 2,7 μ. και 14 εκ, αντίστοιχα.

Ο σταθμός 12 βρίσκεται στον μέσο ρου του Γερακάρη, 400 μέτρα κατάντη του τριφασικού ελαιουργείου που εξυπηρετεί τους γύρω οικισμούς (Εικ. Π.6.). Τα υγρά απόβλητα διατίθενται χωρίς επεξεργασία απευθείας στο ρέμα μέσω αγωγού που καταλήγει σε αυλάκι που στην συνέχεια οδηγεί στο ρέμα. Την περίοδο 2001-2004 συνεθλίβησαν κατά μέσο όρο 115.531 κιλά ελαιοκάρπου αποδίδοντας μέσο όρο για την συγκεκριμένη περίοδο 24.027 κιλά ελαιόλαδου.

Εικόνα Π.6. Ρέμα Γερακάρη. Ο σταθμός 11 βρίσκεται στις πηγές του Γερακάρη μετά το χωριό Γοράνοι. Ο σταθμός 12 απαντάται 400 μέτρα κατόντη του ελαιουργείου που βρίσκεται έξω από τον οικισμό Ποταμιά.



ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ ΙΙ

ΜΑΚΡΟΑΣΠΟΝΔΥΛΗ
ΠΑΝΙΔΑ

ΤΑΞΙΝΟΜΙΚΗ ΟΜΑΔΑ	ΟΙΚΟΓΕΝΕΙΑ	ΕΙΔΟΣ	ΣΥΓΓΡΑΦΕΑΣ
Turbellaria	DUGESIIDAE	<i>Dugesia</i> sp.	
	PLANARIIDAE	<i>Polycelis</i> sp.	
Gastropoda	BITHYNIIDAE	<i>Bithynia</i> sp.	LEACH, 1818
	HYDROBIIDAE	<i>Bythinella</i> sp. Hydrobiidae	MOQUIN-TANDON, 1856 TROSCHERL, 1857
	PLANORBIDAE	<i>Ancylus fluviatilis</i> <i>Anisus</i> sp. <i>Gyraulus</i> sp. Planorbidae <i>Planorbis</i> sp.	O.F. MULLER, 1774 STUDER, 1820 CHARPENTIER, 1837 RAFINESQUE, 1815 O.F. MULLER, 1774
	VIVIPARIDAE	<i>Viviparus</i> sp.	MONTFORT, 1810
	Bivalvia	SPHAERIIDAE	<i>Sphaerium corneum</i> <i>Sphaerium</i> sp.
Oligochaeta		Oligochaeta	
	HAPLOTAXIDAE	Haplotaxidae	
	LUMBRICIDAE	Lumbricidae	
	LUMBRICULIDAE	Lumbriculidae.	
	NAIDIDAE	Naididae	
	TUBIFICIDAE	Tubificidae	
	Hirudinea	ERPOBDELLIDAE	Hirudinea <i>Dina</i> sp.
Hydrachnidia	HYDRACHNIDAE	Hydrachnidae	LEACH, 1815

Crustacea

Isopoda sp.

GAMMARIDAE

Gammarus pulex (LINNAEUS, 1758)

POTAMIDAE

Potamon fluviatile

Collembola

Collembola sp.

Ephemeroptera

BAETIDAE

Baetidae

Baetis rhodani PICTET, 1843-1845

Baetis rhodani gr.

Baetis sp.

Centroptilum luteolum (MULLER, 1776)

CAENIDAE

Caenis sp.

EPHEMERELLIDAE

Serratella ignita (PODA, 1761)

EPHEMERIDAE

Ephemera hellenica DEMOULIN, 1955

HEPTAGENIIDAE

Ecdyonurus graecus BRAASCH, 1984

Electrogena lateralis (CURTIS, 1834)

Electrogena sp.

Epeorus sylvicola (PICTET, 1865)

Heptageniidae

Rhithrogena diaphana NAVAS, 1916

Rhithrogena semicolorata (CURTIS, 1834)

Rhithrogena sp.

LEPTOPHLEBIIDAE

Habroleptoides eldae

Habroleptoides sp.

Habrophlebia fusca (CURTIS, 1834)

Odonata

AESHNIDAE

Aeshna isosceles (MULLER, 1767)

Aeshna sp.

Aeshna mixta LATREILLE, 1805

Brachytron pratense (MULLER, 1764)

CALOPTERYGIDAE

Calopteryx virgo (LINNAEUS, 1758)

CORDULEGASTRIDAE

Cordulegaster bidentata SELYS, 1843

Cordulegaster sp.

	GOMPHIDAE	<i>Onychogomphus forcipatus forcipatus</i>	(LINNAEUS, 1758)
	LIBELLULIDAE	<i>Orthetrum coerulescens</i>	(FABRICIUS, 1798)
	PLATYCNEMIDIDAE	<i>Platycnemis pennipes</i>	(PALLAS, 1771)
Plecoptera	CAPNIIDAE	<i>Capnia nigra</i> <i>Capnia</i> sp. <i>Capnioneura nemuroides</i> <i>Capnioneura</i> sp.	(PICTET, 1833) RIS, 1905
	LEUCTRIDAE	<i>Leuctra</i> sp.	
	NEMOURIDAE	<i>Amphinemura</i> sp. <i>Amphinemura triangularis</i> <i>Nemoura cinerea</i> <i>Nemoura</i> sp. Nemouridae <i>Protonemura</i> sp.	(RIS, 1902) (RETZIUS, 1783)
	PERLIDAE	<i>Dinocras cephalotes</i> <i>Perla marginata</i> <i>Perla</i> sp.	(CURTIS, 1827) (PANZER, 1799)
	PERLODIDAE	<i>Isoperla grammatica</i> <i>Isoperla grammatica</i> gr. <i>Isoperla</i> sp. <i>Perlodes microcephalus</i> <i>Perlodes</i> sp. Perlodidae	(PODA, 1761) (PICTET, 1833)
	TAENIOPTERYGIDAE	<i>Brachyptera</i> sp.	
Heteroptera	GERRIDAE	<i>Aquarius najas</i> <i>Aquarius</i> sp. <i>Gerris costae</i> <i>Gerris lacustris</i> <i>Gerris</i> sp.	(DE GEER, 1773) (LINNAEUS, 1758)
	HYDROMETRIDAE	<i>Hydrometra stagnorum</i>	(LINNAEUS, 1758)
	MESOVELIIDAE	<i>Mesovelgia furcata</i>	MULSANT & REY, 1852

	NOTONECTIDAE	<i>Notonecta glauca glauca</i>	LINNAEUS, 1758
		<i>Notonecta maculata</i>	FABRICIUS, 1794
		<i>Notonecta obliqua</i>	THUNBERG, 1787
		<i>Notonecta</i> sp.	
	VELIIDAE	<i>Microvelia pygmaea</i>	(DUFOUR, 1833)
		<i>Microvelia reticulata</i>	(BURMEISTER, 1835)
		<i>Microvelia</i> sp.	
		<i>Velia caprai caprai</i>	TAMANINI, 1947
		<i>Velia caprai</i> spp.	
		<i>Velia</i> sp.	
Planipennia	NEURORTHIDAE	<i>Neurorthus apatelios</i>	H. ASPOCK, U. ASPOCK & HOLZEL 1977
Coleoptera	CHRYSOMELIDAE	Chrysomelidae sp.	
		<i>Donacia</i> sp.	
		<i>Macrolea</i> sp.	
	CURCULIONIDAE	Curculionidae sp.	
	DRYOPIDAE	<i>Dryops</i> sp. Lv.	
		<i>Pomatinus</i> sp.	
	DYTISCIDAE	<i>Agabus bipustulatus</i>	(LINNAEUS, 1767)
		<i>Agabus nebulosus</i>	(FORSTER, 1771)
		<i>Agabus</i> sp.	
		Dytiscidae	
		Hydroporinae sp.	
		<i>Hydroporus palustris</i>	(LINNAEUS, 1761)
		<i>Laccophilus</i> sp.	
		<i>Oreodytes</i> sp.	
		<i>Scarodytes</i> sp.	
	ELMIDAE	Elmidae	
		<i>Elmis maugetii</i>	LATREILLE, 1798
		<i>Elmis</i> sp.	
		<i>Limnius</i> sp.	
		<i>Limnius volckmari</i>	(PANZER, 1793)
	GYRINIDAE	<i>Gyrinus substriatus</i>	STEPHENS, 1828

Trichoptera

HELOPHORIDAE	<i>Helophorus</i> sp.	
HYDRAENIDAE	<i>Hydraena</i> sp. Hydraenidae	
HYDROPHILIDAE	<i>Anacaena</i> sp. <i>Hydrochara dichroma</i> Hydrophilidae <i>Hydrophilus</i> sp.	(FAIRMAIRE, 1892)
SCIRTIDAE	<i>Scirtes</i> sp.	
BRACHYCENTRIDAE	<i>Brachycentrus</i> sp.	
HYDROPSYCHIDAE	<i>Hydropsyche peristerica</i>	BOTOSANEANU & MARINKOVIC- GOSPODNETIC, 1968
HYDROPTILIDAE	<i>Allotrichia</i> sp. <i>Hydroptila</i> sp. <i>Hydroptila sparsa</i> <i>Oxyethira falcata</i> <i>Oxyethira</i> sp.	CURTIS, 1834 MORTON, 1893
LEPIDOSTOMATIDAE	<i>Lepidostoma</i> sp.	
LEPTOCERIDAE	<i>Adicella</i> sp. Leptoceridae <i>Oecetis</i> sp. <i>Triaenodes</i> sp.	
LIMNEPHILIDAE	<i>Allogamus</i> sp. <i>Halesus digitatus</i> Limnephilidae <i>Limnephilus lunatus</i> <i>Mesophylax aspersus</i>	(SCHRANK, 1781) CURTIS, 1834 (RAMBUR, 1842)
PHILOPOTAMIDAE	<i>Philopotamus montanus</i> <i>montanus</i> <i>Philopotamus</i> <i>variegatus</i> <i>Wormaldia</i> sp.	(DONOVAN, 1813) (SCOPOLI, 1763)
POLYCENTROPODIDAE	<i>Polycentropus excisus</i>	KLAPALEK, 1894
RHYACOPHILIDAE	<i>Rhyacophila palmeni</i> <i>Rhyacophila loxias</i>	McLACHLAN, 1879 SCHMID 1970

	SERICOSTOMATIDAE	<i>Rhyacophila</i> sp.	
		<i>Sericostoma</i> <i>flavicorne/personatum</i> <i>Sericostoma</i> sp.	
Lepidoptera	PYRALIDAE	<i>Elophila</i> sp.	
	ANTHOMYIIDAE	Anthomyiidae sp.	
Diptera	ATHERICIDAE	<i>Atherix ibis</i> <i>Atherix</i> sp.	(FABRICIUS, 1798)
	CERATOPOGONIDAE	<i>Culicoides</i> sp. Ceratopogonidae Dasyheleinae sp. Forcipomyiinae sp. Leptoconopinae sp.	
	CHIRONOMIDAE	Chironomidae. <i>Chironomus</i> sp. <i>Chironomus thummi</i> gr.	
	CULICIDAE	<i>Culex</i> sp.	LINNEAUS, 1758
	DIXIDAE	<i>Dixa</i> sp.	
	EMPIDIDAE	Empididae	
	LIMONIIDAE	Chioneinae sp. <i>Hexatoma</i> sp. <i>Limonia</i> sp. Limoniidae sp. Limoniinae sp. <i>Scleroprocta</i> sp.	LATREILLE, 1809 MEIGEN, 1803 EDWARDS, 1938
	MUSCIDAE	<i>Limnophora</i> sp.	
	PEDICIIDAE	<i>Dicranota</i> sp.	ZETTERSTEDT, 1838
	PSYCHODIDAE	Psychodidae	
	SCIOMYZIDAE	Sciomyzidae sp.	
	SIMULIIDAE	Simuliidae	
	STRATIOMYIIDAE	<i>Nemotelus</i> sp.	

SYRPHIDAE
Odontomyia sp.
Stratiomyiidae sp.
Stratiomys sp.

TABANIDAE
Eristalis sp.

TIPULIDAE
Tabanidae
Tabanus sp.

Tipula lateralis gr.
Tipula maxima gr.
Tipula sp.

LINNAEUS, 1758

ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ ΙΙΙ

ΠΙΝΑΚΕΣ ΧΗΜΙΚΩΝ ΚΑΙ ΦΥΣΙΚΟΧΗΜΙΚΩΝ ΠΑΡΑΜΕΤΡΩΝ

Αριθμός Σταθμού	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Ημερομηνία	15/11/2006	20/12/2006	22/01/2007	20/02/2007	13/03/2007	16/05/2007	16/07/2007	25/11/2007	18/12/2007	06/02/2008	01/03/2008	02/05/2008
pH	8,30	8,32	8,5	8,46	8,45	8,23	8,11	8,08	8,44	8,49	8,56	8,48
Αγωγιμότητα (μS/cm)	410	380	401,2	377,5	365,2	407,7	521,7	504,7	401	386	390,7	380
Θερμοκρασία (°C)	9,05	8,45	10,25	8,68	10,5	15,7	18,8	10,40	7,80	7,4	9,20	13,2
Διαλυμένο O ₂ (mg/L)	11,52	12,04	9,26	9,99	9,36	10,89	6,51	7,70	8,04	7,43	7,13	7,35
Κορεσμένο O ₂ (%)	110,96	113,04	90,8	94,33	92,33	120,96	76,98	75,77	74,29	67,97	68,18	77,16
COD (mgO ₂ /L)	6,30	3,00	2	4,3	8,2	4,7	6,6	12,00	11,00	4,1	7,40	2
BOD ₅ (mgO ₂ /L)	1,10	1,10	0,2	1,1	0,8	2,2	3,5	6,70	6,60	2,2	4,20	0
Ολικά Αιωρούμενα Στερεά (mg/L)	2,20	0,82	0,3	2,3	0,8	4,17	1,89	0,88	0,16	0,43	0,53	1,44
SiO ₂ (mg/L)	7,38	7,27	6,58	5,96	6,39	7,38	7,34	3,91	5,01	5,52	5,15	5,84
Ca (mg/L)	73,62	66,66	65,74	73,62	61,69	65,44	65,00	84,78	51,68	69,03	63,84	40,83
Mg (mg/L)	16,161	14,97	15,54	18,2	15,48	16,02	20,7	19,24	14,26	19,24	15,08	13,94
Na (mg/L)	5,824	5,27	5,13	5,32	4,692	5,67	6,67	6,31	6,73	8,77	6,82	4,72
K (mg/L)	0,576	0,78	0,77	0,8	0,31	0,78	0,84	1	0,9	3,99	0,88	0,84
HCO ₃ (meq/L)	4,019	4,033	4,025	4,217	3,825	3,916	4,4	4,48	2,342	4,74	4,025	2,355
CO ₃ (meq/L)	0	0	0	0	0	0	0	0	0,73	0	0	0
SO ₄ (mg/L)	36,77	31,9	33,42	25,59	35,47	37,9	24,74	96,1	35,15	33,27	39,92	34,06
Cl (mg/L)	6,2	6,3	5,5	5,1	5,5	0,6	8,2	9,2	6,5	11,37	6	8,89
NO ₃ (mg/L)	0,016	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
NO ₂ (mg/L)	0,016	0,016	0,016	0,016	0,016	0,016	0,016	0,016	0,016	0,016	0,016	0,016
NH ₄ (mg/L)	0,024	0,026	0,013	0,013	0,013	0,013	0,018	0,013	0,013	0,013	0,013	0,013
DIN (mg/L)	0,027	0,340	0,220	0,550	0,350	0,170	0,090	0,150	0,360	0,430	0,420	0,270
Ολικό Άζωτο (mg/L)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Οργανικό Άζωτο (mg/L)	0,973	0,952	0,962	0,962	0,962	0,962	0,959	0,962	0,962	0,962	0,962	0,962
PO ₄ (mg/L)	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08
Ολικός Φώσφορος (mg/L)	0,035	0,026	0,026	0,026	0,026	0,035	0,026	0,026	0,071	0,026	0,026	0,026
Ολική Σκληρότητα (mmol/lCaCO ₃)	2,502	2,279	2,279	2,585	2,176	2,292	2,473	2,907	1,876	2,514	2,213	1,592
Ολικές Φαινόλες (mg/L)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Παροχή νερού (l/s)	34,30	23,80	17,60	70,40	28,00	8,50	2,16	6,30	75,59	43,00	42,00	23,70
Ταχύτητα ροής (m/s)	0,22	0,34	0,22	0,55	0,35	0,17	0,09	0,15	0,36	0,43	0,42	0,27

Αριθμός Σταθμού	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Ημερομηνία	15/11/2006	20/12/2006	22/01/2007	20/02/2007	13/03/2007	16/05/2007	16/07/2007	25/11/2007	18/12/2007	06/02/2008	01/03/2008	02/05/2008
pH	7,97	8,15	8,37	8,39	8,37	7,76	7,97	8,10	8,33	8,46	7,92	8,52
Αγωγιμότητα (μS/cm)	452,5	395	411	377,5	369	420,2	540,7	511,7	420,7	386	412,5	380
Θερμοκρασία (°C)	9,43	8,36	10,1	8,7	10,65	15,2	18,38	10,45	7,60	7,8	9,30	13,1
Διαλυμένο O ₂ (mg/L)	10,53	8,65	9,12	9,2	9,14	9,79	5,74	7,01	7,49	7,1	6,34	7,13
Κορεσμένο O ₂ (%)	101,08	80,90	88,97	86,77	90,33	107,23	67,19	69,84	68,75	65,5	60,67	74,56
COD (mgO ₂ /L)	17,90	29	1,2	4,3	9,3	6,8	7,4	12	9,30	83	41	2
BOD ₅ (mgO ₂ /L)	2,20	20	0,1	0,5	0,8	3,3	4,4	6,40	4,40	21	29	0
Ολικά Αιωρούμενα Στερεά (mg/L)	7,60	14,30	0,5	1,4	1,23	2,26	1,26	0,75	0,58	250,38	0,96	1,06
SiO ₂ (mg/L)	7,65	6,75	6,65	5,79	6,48	7,04	8,26	6,21	5,43	5,48	6,10	5,22
Ca (mg/L)	77,22	67,23	66,07	61,39	61,74	75,26	86,19	85,7	53,76	86,02	74,48	46,73
Mg (mg/L)	16,8	15,4	15,8	15,11	15,62	19,84	21,59	17,96	16,94	6,11	16,68	14,56
Na (mg/L)	5,84	5,26	5,21	4,38	4,85	6,7	6,06	6,5	12,75	11,89	12,47	5,32
K (mg/L)	4	1,048	1	0,38	0,75	4,26	0,92	0,9		19,04	4,49	1,12
HCO ₃ (meq/L)	3,983	4,198	4,114	4,24	3,869	4,08	4,74	4,31	3,409	5,148	4,756	2,633
CO ₃ (meq/L)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SO ₄ (mg/L)	80,08	31,8	33,92	21,67	30,13	57,4	60,13	99,2	37,04	33,11	38,75	36,07
Cl (mg/L)	6,6	5,7	7,2	4,9	8	0,5	11,1	9,2	6,9	13,31	5,8	8,72
NO ₃ (mg/L)	5,266	0,1	0,297	0,1	0,043	0,482	0,1	0,5	2,72	0,1	0,23	0,1
NO ₂ (mg/L)	0,064	0,016	0,016	0,016	0,001	0,016	0,016	0,016	0,042	0,016	0,019	0,016
NH ₄ (mg/L)	0,336	0,028	0,013	0,013	0,014	0,176	0,048	0,013	0,084	0,013	0,032	0,013
DIN (mg/L)	1,471	0,049	0,082	0,038	0,021	0,251	0,065	0,128	0,693	0,038	0,083	0,038
Ολικό Άζωτο (mg/L)	1,7	1	1	1	0,221	1	1	1	1	1	1	1
Οργανικό Άζωτο (mg/L)	0,229	0,951	0,918	0,962	0,200	0,749	0,935	0,872	0,307	0,962	0,917	0,962
PO ₄ (mg/L)	0,12	0,2	0,11	0,08	0,029	0,17	0,09	0,08	0,08	0,08	0,15	0,08
Ολικός Φόσφορος (mg/L)	0,042	0,097	0,037	0,027	0,02	0,073	0,032	0,026	0,026	0,028	0,063	0,026
Ολική Σκληρότητα (mmol/lCaCO ₃)	2,618	2,311	2,298	2,153	2,183	2,694	3,039	2,877	2,038	2,398	2,544	1,765
Ολικές Φαινόλες (mg/L)	0	7,41	0	0	0	0	0	0	0	0	55,29	5,78
Παροχή νερού (l/s)	48,60	32,00	22,00	77,76	42,30	12,00	1,50	5,80	75,87	34,60	31,80	32,40
Ταχύτητα ροής (m/s)	0,27	0,25	0,20	0,36	0,47	0,30	0,20	0,09	0,38	0,99	0,42	0,27

Αριθμός Σταθμού	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Ημερομηνία	20/12/2006	22/01/2007	20/02/2007	13/03/2007	16/05/2007	25/11/2007	18/12/2007	06/02/2008	01/03/2008	02/05/2008
pH	7,83	7,95	8,04	8,02	7,79	8,12	8,23	8,19	8,23	8,13
Αγωγιμότητα (μS/cm)	817,5	801	628,5	661,5	886,2	770,2	547	582	768,5	761
Θερμοκρασία (°C)	12,50	12,53	10,85	13,7	18,7	13	11	11,2	13,4	17,3
Διαλυμένο O ₂ (mg/L)	10,23	8,39	8,12	8,43	10,53	7,4325	8,355	8	7,025	7,58
Κορεσμένο O ₂ (%)	100,56	82,53	76,83	85,13	118,21	73,87	79,28	76,31	70,47	82,7
COD (mgO ₂ /L)	2,10	16	4,7	9,2	11	15	3,5	2,9	6,8	7,2
BOD ₅ (mgO ₂ /L)	0,80	1	1,1	0,6	5,5	11	1,1	1,3	3,7	0
Ολικά Αιωρούμενα Στερεά (mg/L)	6,50	4,7	2,9	2,2	5,68	3,41	5,11	3,59	3,68	3,99
SiO ₂ (mg/L)	9,88	10,11	9,98	8,72	8,98	8,09	8,34	8,94	9,41	10,64
Ca (mg/L)	114,3	145,9	139,83	128,5	177,39	144,8	53,79	132,65	108,52	94,73
Mg (mg/L)	18,58	18,72	17,14	19,15	21,88	13,9	11,86	16,74	13,68	15,84
Na (mg/L)	10,72	10,5	12,36	12,77	10,98	13,1	9,13	9,31	7,26	10,96
K (mg/L)	0,62	0,6	0,8	0,6	0,63	0,7	0,76	0,77	0,79	0,774
HCO ₃ (meq/L)	5,856	5,759	5,617	5,383	5,71	5,9	3,067	5,323	5,604	4,736
CO ₃ (meq/L)	0	0	0	0	0	0	1,15	0	0	0
SO ₄ (mg/L)	145	150	119,62	119	233	163,3	56,31	85,32	70,92	56,76
Cl (mg/L)	13,4	10,5	12,6	12,6	8	19,3	12,7	12,4	13	17,71
NO ₃ (mg/L)	0,698	0,844	4	1,426	0,433	5,87	8,05	2,44	1,32	0,65
NO ₂ (mg/L)	0,016	0,016	0,016	0,016	0,016	0,018	0,014	0,016	0,016	0,016
NH ₄ (mg/L)	0,037	0,013	0,013	0,025	0,055	0,013	0,025	0,028	0,035	0,013
DIN (mg/L)	0,191	0,206	0,919	0,347	0,146	1,342	1,843	0,578	0,330	0,162
Ολικό Άζωτο (mg/L)	1	1	1	1	1	1,5	2	1	1	1
Οργανικό Άζωτο (mg/L)	0,809	0,794	0,081	0,653	0,854	0,158	0,157	1,422	0,670	0,838
PO ₄ (mg/L)	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,1	0,08	0,08	0,08	0,08
Ολικός Φώσφορος (mg/L)	0,026	0,026	0,026	0,026	0,026	0,032	0,026	0,026	0,026	0,026
Ολική Σκληρότητα (mmol/lCaCO ₃)	3,616	4,410	4,194	3,994	5,326	4,185	1,830	3,998	3,270	3,015
Ολικές Φαινόλες (mg/L)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Παροχή νερού (l/s)	13	10	29	13,60	7	11,20	57,20	52,30	49,70	15,20
Ταχύτητα ροής (m/s)	0,10	0,12	0,29	0,17	0,11	0,19	0,44	0,39	0,37	0,19

Αριθμός Σταθμού	4	4	4	4	4	4	4	4
Ημερομηνία	20/12/2006	22/01/2007	20/02/2007	13/03/2007	18/12/2007	06/02/2008	01/03/2008	02/05/2008
pH	7,99	7,95	7,36	7,48	7,42	7,4	7,78	6,99
Αγωγιμότητα (μS/cm)	570	555,2	460,5	349	470,5	550	657,5	511
Θερμοκρασία (°C)	12,78	12,35	11	13,6	12	11,6	14	14,5
Διαλυμένο O ₂ (mg/L)	10,08	8,74	6,34	8,54	5,21	4,13	1,37	1,63
Κορεσμένο O ₂ (%)	106,7	85,51	60,97	85,95	50,57	39,72	13,91	16,73
COD (mgO ₂ /L)	3,9	5,1	5,5	8,6	194	1256	19	121
BOD ₅ (mgO ₂ /L)	2	0,8	2,2	0,8	146	1150	13	95
Ολικά Αιωρούμενα Στερεά (mg/L)	0,90	0,6	2	1,4	36,33	301,5	1,37	5,64
SiO ₂ (mg/L)	10,31	9,87	8,60	7,25	8,88	8,21	7,27	8,62
Ca (mg/L)	77,68	84,74	88,32	87,46	91,7	88,84	101,1	64,15
Mg (mg/L)	22,57	22,22	5,94	5,746	6,4	17,37	21,5	5,58
Na (mg/L)	14,56	14,09	8,07	7,94	11,8	11,68	12	12,02
K (mg/L)	0,88	1,143	1,17	0,404	11,9	16,8	3,8	1
HCO ₃ (meq/L)	6,09	6,05	4,48	4,17	5,30	5,14	6,53	2,98
CO ₃ (meq/L)	0	0	0	0	0	0,32	0	0
SO ₄ (mg/L)	17,8	23,17	31,82	40,3	84,4	41,03	79,4	37,2
Cl (mg/L)	15,1	14,9	12,2	24,7	31,4	25,7	14,8	20,86
NO ₃ (mg/L)	3,97	5,43	5,94	2,09	12,97	0,1	0,003	0,1
NO ₂ (mg/L)	0,016	0,016	0,025	0,016	0,016	0,016	0,12	0,016
NH ₄ (mg/L)	0,027	0,013	0,013	0,015	1,23	0,015	0,0143	0,013
DIN (mg/L)	0,923	1,242	1,360	0,489	3,893	0,039	0,048	0,038
Ολικό Άζωτο (mg/L)	1,4	1,1	1,5	1	4,1	1	1	1
Οργανικό Άζωτο (mg/L)	0,477	0,142	0,140	0,511	0,207	0,961	0,952	0,962
PO ₄ (mg/L)	0,08	0,08	0,18	0,08	1,52	2,26	0,81	0,08
Ολικός Φώσφορος (mg/L)	0,027	0,035	0,075	0,028	0,572	1,06	0,206	0,026
Ολική Σκληρότητα (mmol/lCaCO ₃)	2,867	3,028	2,448	2,418	2,551	2,931	3,407	1,830
Ολικές Φαινόλες (mg/L)	0	2,106	0,418	0	30,21	68,764	11,368	0,443
Παροχή νερού (l/s)	4,80	24	9,60	1,89	19,00	12,00	11,00	0
Ταχύτητα ροής (m/s)	0,06	0,30	0,12	0,21	0,28	0,19	0,12	0

Αριθμός Σταθμού	5	5	5	5	5	5
Ημερομηνία	20/02/2007	14/03/2007	19/12/2007	07/02/2008	01/03/2008	02/05/2008
pH	8,4	8,28	6,76	7,83	7,9	7,98
Αγωγιμότητα (μS/cm)	431	411,7	583,8	504,5	457	482
Θερμοκρασία (°C)	11,8	15,5	13,1	10,5	11,2	15,4
Διαλυμένο O ₂ (mg/L)	9,99	6,68	7,50	1,1	2,4	2,81
Κορεσμένο O ₂ (%)	94,97	68,96	73,59	10,14	22,5	28,95
COD (mgO ₂ /L)	6,8	12	8254	104	84	2,4
BOD ₅ (mgO ₂ /L)	2,4	1,1	5652	68	46	0
Ολικά Αιωρούμενα Στερεά (mg/L)	3,3	5,73	939,5	8	4,1	2,34
SiO ₂ (mg/L)	9,24	2,06	7,12	6,59	7,12	10,98
Ca (mg/L)	75,24	46,27	49,1	55,51	49,1	50,65
Mg (mg/L)	23,56	19,89	18,8	19,95	18,8	18,93
Na (mg/L)	9,43	8,52	12,56	26,84	12,56	8,48
K (mg/L)	1,8	1,55	10,46	10,41	168,4	2,24
HCO ₃ (meq/L)	4,82	3,03	4,89	5,45	4,89	3,60
CO ₃ (meq/L)	0	0,384	0	0,204	0	0
SO ₄ (mg/L)	28,14	32,77	47,13	29,3	47,13	24,78
Cl (mg/L)	6,7	10,3	44,88	12,76	44,88	12,63
NO ₃ (mg/L)	4,51	1,776	0,04	0,271	0,04	0,1
NO ₂ (mg/L)	0,016	0,006	2,8	0,073	2,8	0,016
NH ₄ (mg/L)	0,013	0,014	0,88	0,013	0,88	0,032
DIN (mg/L)	1,034	0,414	1,545	0,094	0,070	0,052
Ολικό Άζωτο (mg/L)	1,1	0,486	13,8	1	13,8	1
Οργανικό Άζωτο (mg/L)	0,066	0,072	12,255	0,906	12,255	0,948
PO ₄ (mg/L)	0,12	0,019	0,31	0,08	0,31	0,16
Ολικός Φώσφορος (mg/L)	0,046	0,04	5	0,043	5	0,075
Ολική Σκληρότητα (mmol/lCaCO ₃)	2,846	1,973	1,998	2,206	2,092	2,042
Ολικές Φαινόλες (mg/L)	0	0	227,89	40,74	43,84	2,42
Παροχή νερού (l/s)	39,78	39,60	174,00	64,00	52,40	4,80
Ταχύτητα ροής (m/s)	0,13	0,36	0,58	0,32	0,28	0,12

Αριθμός Σταθμού	6	6	6	6	6	6	6	6
Ημερομηνία	21/02/2007	14/03/2007	16/05/2007	26/11/2007	19/12/2007	06/02/2008	01/03/2008	03/05/2008
pH	8,57	7,79	7,71	7,88	8,51	8,17	7,86	7,96
Αγωγιμότητα (μS/cm)	288,7	359,7	374,2	455,7	297	152,5	361,5	362
Θερμοκρασία (°C)	11,9	13,9	13,9	14,23	9,00	10,3	12,00	13,80
Διαλυμένο O ₂ (mg/L)	8,4	7,3	12,48	7,86	8,94	7,28	7,69	8,62
Κορεσμένο O ₂ (%)	81,34	73,96	126,44	80,21	80,83	67,91	74,64	87,14
COD (mgO ₂ /L)	3,9	10	6,2	8,6	0,5	17	3,10	1,2
BOD ₅ (mgO ₂ /L)	0,4	0,9	3,3	5,5	0	11	1,30	0
Ολικά Αιωρούμενα Στερεά (mg/L)	1,8	12,9	0,47	1,51	0,96	2,38	0,57	0,98
SiO ₂ (mg/L)	8,06	8,40	7,83	9,41	7,06	7,75	6,56	8,04
Ca (mg/L)	48,83	51,66	54,41	83,66	34,47	76,12	60,5	33,96
Mg (mg/L)	17,37	17,21	18,43	14,31	15,83	16,56	20,43	15,35
Na (mg/L)	7	6,69	7,72	18,51	6,32	10,46	11,4	6,85
K (mg/L)	0,84	0,484	0,5	2,2	1,85	1,14	4,47	1,05
HCO ₃ (meq/L)	3,474	3,827	4,19	4,96	2,992	4,719	4,805	2,625
CO ₃ (meq/L)	0	0	0	0	0	0	0	0
SO ₄ (mg/L)	20,24	24,75	28,38	33,9	23,24	22,3	28,72	22,4
Cl (mg/L)	4,8	4,7	6,1	8,1	5,5	10,22	6	9,23
NO ₃ (mg/L)	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
NO ₂ (mg/L)	0,016	0,016	0,016	0,016	0,016	0,016	0,016	0,016
NH ₄ (mg/L)	0,013	0,013	0,013	0,013	0,013	0,013	0,013	0,013
DIN (mg/L)	0,038	0,038	0,038	0,038	0,038	0,038	0,038	0,038
Ολικό Άζωτο (mg/L)	1	1	1	1	1	1	1	1
Οργανικό Άζωτο (mg/L)	0,962	0,962	0,962	0,962	0,962	0,962	0,962	0,962
PO ₄ (mg/L)	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08
Ολικός Φώσφορος (mg/L)	0,026	0,026	0,026	0,026	0,026	0,026	0,026	0,026
Ολική Σκληρότητα (mmol/lCaCO ₃)	1,933	1,997	2,116	2,676	1,511	2,580	2,350	1,479
Ολικές Φαινόλες (mg/L)	0	0	0	0	0	0	0	0
Παροχή νερού (l/s)	69,60	51,48	10,50	25,20	232	67,20	72,10	31,50
Ταχύτητα ροής (m/s)	0,29	0,44	0,15	0,28	0,51	0,42	0,44	0,34

Αριθμός Σταθμού	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
Ημερομηνία	14/11/2006	21/12/2006	23/01/2007	21/02/2007	12/03/2007	17/05/2007	17/07/2007	27/11/2007	19/12/2007	07/02/2008	01/03/2008	03/05/2008
pH	7,63	7,16	7,6	7,41	7,67	7,53	7,82	7,53	7,19	7,42	7,38	7,99
Αγωγιμότητα (μS/cm)	615	720	706,5	683,5	511,2	693,7	609,5	612	672,5	680,5	684	637
Θερμοκρασία (°C)	13,13	22,40	28,2	23	14,2	22,4	23	22,50	16,50	16,8	16,70	15,8
Διαλυμένο O ₂ (mg/L)	4,91	2,94	3,31	12,5	6,48	2,02	3,83	2,63	3,35	3,15	3,05	3,87
Κορεσμένο O ₂ (%)	48,05	34,67	43,12	149,05	64,7	23,82	45,67	31,07	35,14	33,25	32,13	40
COD (mgO ₂ /L)	15,10	163	306	357	3,5	151	132	115	1234	259	43,00	16
BOD ₅ (mgO ₂ /L)	4,40	115	154	99	2,2	83	75	79	1077	198	23,00	5,5
Ολικά Αιωρούμενα Στερεά (mg/L)	6,40	128,50	115,5	25,6	14,34	46,75	40	12,31	58	46,75	15,6	7,8
SiO ₂ (mg/L)	10,74	12,23	11,04	10,19	8,61	11,57	11,24	10,16	9,97	8,02	8,37	8,33
Ca (mg/L)	94,942	95,89	70,23	100,82	98,82	95,07	90,5	91,76	98,6	91,42	55,9	59,54
Mg (mg/L)	21,27	23,49	24,82	25,36	23,81	23,13	21,81	15	22,1	14,81	22,6	19,34
Na (mg/L)	12,257	20,32	15,69	15,013	12,51	19,03	14,93	15,4	20,3	13,42	11,34	14,72
K (mg/L)	1,77	5,23	3,4	4,21	3,09	8,16	3,58	6,9	10,1	1,6	3,9	3,74
HCO ₃ (meq/L)	5,066	5,702	4,187	5,961	5,39	5,69	5,36	5,93	5,26	5,535	5,28	3,844
CO ₃ (meq/L)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,3	0	0
SO ₄ (mg/L)	33,63	36,32	39,41	74	63,5	38,6	38,36	48,4	61,52	39,89	54,4	41,45
Cl (mg/L)	12,5	14	16,5	19,4	15,4	17,1	12,5	13,6	15,1	8	12,7	18,8
NO ₃ (mg/L)	28,42	16,6	19,45	3,935	27,82	17,83	24,86	21,16	1,38	8	18,3	15,33
NO ₂ (mg/L)	0,498	3,74	6,4	6,6	1,19	1,98	4,58	1,54	0,012	5,95	1,04	1,51
NH ₄ (mg/L)	0,038	0,41	0,07	0,03	0,068	0,022	0,03	0,014	1,52	0,06	0,35	0,025
DIN (mg/L)	6,604	5,208	6,396	2,919	6,702	4,649	7,034	5,261	1,498	3,663	4,724	3,943
Ολικό Άζωτο (mg/L)	8,8	7,1	7,3	3,1	7,8	5,8	7,5	5,8	12	3,7	6,2	7,2
Οργανικό Άζωτο (mg/L)	2,196	1,892	0,904	0,181	1,098	1,151	0,466	0,539	10,502	0,037	1,476	3,257
PO ₄ (mg/L)	0,15	0,89	0,08	0,09	0,18	0,13	0,08	0,21	1,097	0,16	0,17	0,12
Ολικός Φόσφορος (mg/L)	0,06	0,297	0,026	0,097	0,088	0,073	0,026	0,103	1,39	0,144	0,3	0,041
Ολική Σκληρότητα (mmol/ICaCO ₃)	3,244	3,359	2,773	3,559	3,445	3,323	3,155	2,906	3,369	2,890	2,324	2,281
Ολικές Φαινόλες (mg/L)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Παροχή νερού (l/s)	53,10	49,28	57,00	136,50	125,00	54,00	56,60	67,86	107,30	94,60	88,70	37,60
Ταχύτητα ροής (m/s)	0,22	0,32	0,38	0,35	0,28	0,24	0,33	0,36	0,33	0,28	0,27	0,22

Αριθμός Σταθμού	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
Ημερομηνία	14/11/2006	21/12/2006	23/01/2007	21/02/2007	12/03/2007	17/05/2007	17/07/2007	26/11/2007	19/12/2007	07/02/2008	01/03/2008	03/05/2008
pH	7,96	7,44	10,08	7,47	7,61	7,96	7,95	7,76	6,68	6,6	7,10	8,05
Αγωγιμότητα (μS/cm)	667,5	870	942,5	818,7	664,7	833,7	671	525,3	1125,5	1413	938,3	703
Θερμοκρασία (°C)	13,50	16,80	21,4	19,8	20,15	18,6	22,1	15,00	14,30	20,4	18,4	14,3
Διαλυμένο O ₂ (mg/L)	5,90	0,38	4,94	6,8	4,98	1,73	2,37	3,99	1,84	1,35	0,815	6,48
Κορεσμένο O ₂ (%)	57,97	4,01	57,14	76,25	56,23	18,94	27,78	40,52	18,40	15,32	8,89	64,81
COD (mgO ₂ /L)	7,90	412	911	1242	231	28	19	17	1286	1413	579	10
BOD ₅ (mgO ₂ /L)	0,10	223	473	495	200	6,6	8,9	14	1099	1237	449	1,1
Ολικά Αιωρούμενα Στερεά (mg/L)	5,90	215,5	111,5	648	50	10,33	10,83	4,45	47,5	66	42	10,49
SiO ₂ (mg/L)	10,71	10,04	9,53	9,03	9,41	9,83	9,06	7,73	7,59	8,56	9,29	7,87
Ca (mg/L)	62,06	89,49	94,02	114,06	30,5	102,76	92,1	88,51	126,4	133,8	114,76	56,45
Mg (mg/L)	24,32	18,12	15,67	21,93	14,27	20,86	16,03	19,99	21,8	22,3	24,5	17,96
Na (mg/L)	53,41	61,94	55,2	45,19	116,1	58	38,8	15,42	35	40	33,8	15,6
K (mg/L)	2,7	9,81	10,55	14,4	7,2	6,6	5,36	6,7	3,1	16,8	11,43	2,3
HCO ₃ (meq/L)	6,11	7,535	6,461	7,115	6,161	8,137	7,16	5,72	5,7	5,11	7,57	3,41
CO ₃ (meq/L)	0	0,226	0	0,556	0	0	0	0	0	0	0	0
SO ₄ (mg/L)	49,36	31,5	48,62	67,47	66,21	65,77	23,29	32,5	83,4	76,6	76,3	45,42
Cl (mg/L)	14,8	18	19,9	20	20,7	17	17,1	13,7	25,2	20	19,2	16,95
NO ₃ (mg/L)	4,4	9,39	7,94	8,94	15,32	1,3	1	6,4	6,99	4,58	17,2	10,18
NO ₂ (mg/L)	0,016	2,58	0,03	1,87	2,13	1,78	0,016	1,11	2,19	0,5	3,24	0,17
NH ₄ (mg/L)	0,013	13,5	0,045	0,177	0,02	5,8	2,69	0,189	1,35	0,013	0,38	0,074
DIN (mg/L)	1,009	13,409	1,839	2,727	4,125	5,347	2,324	1,931	3,296	1,197	5,168	2,410
Ολικό Άζωτο (mg/L)	1,1	20,2	5,2	4,9	4,9	6,4	2,4	2	3,6	3,7	7,79	3,2
Οργανικό Άζωτο (mg/L)	0,091	6,791	3,361	2,173	0,775	1,053	0,076	0,069	0,304	2,503	2,622	0,790
PO ₄ (mg/L)	0,08	0,31	8,4	0,41	0,05	1,18	1,88	0,12	0,79	2,6	0,43	0,08
Ολικός Φώσφορος (mg/L)	0,026	0,258	3,44	0,252	0,031	0,39	0,67	0,056	0,182	0,567	0,2	0,026
Ολική Σκληρότητα (mmol/lCaCO ₃)	2,549	2,978	2,990	3,748	1,348	3,422	2,957	3,031	4,050	4,256	3,871	2,147
Ολικές Φαινόλες (mg/L)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Παροχή νερού (l/s)	23,80	37,90	46,80	92,80	20,52	14,50	0	7	150,40	93,96	97,20	40,50
Ταχύτητα ροής (m/s)	0,14	0,35	0,40	0,51	0,19	0,29	0	0,10	0,47	0,87	0,91	0,41

Αριθμός Σταθμού	10	10	10	10	10	10
Ημερομηνία	21/02/2007	12/03/2007	19/12/2007	07/02/2008	02/03/2008	03/05/2008
pH	7,96	8,11	8,14	8,5	8,25	7,9
Αγωγιμότητα (μS/cm)	653,5	530,7	308,2	654	594	451
Θερμοκρασία (°C)	14,8	18,65	12,2	13,2	12,40	17,2
Διαλυμένο O ₂ (mg/L)	6,34	7,88	7,80	9,45	6,92	7,39
Κορεσμένο O ₂ (%)	64,3	86,62	74,64	92,5	66,52	78,87
COD (mgO ₂ /L)	5,5	35	0,9	11	5,1	6,4
BOD ₅ (mgO ₂ /L)	0,8	16	0	9,5	0	0
Ολικά Αιωρούμενα Στερεά (mg/L)	2,4	4	0,24	0,2	1,1	0,41
SiO ₂ (mg/L)	8,74	5,25	6,27	3,37	2,17	6,27
Ca (mg/L)	116,3	102,1	60,49	64,4	103,2	56,28
Mg (mg/L)	18,9	17,6	7,68	18,2	15,9	10,46
Na (mg/L)	10,3	10,7	4,35	9,9	6,9	5,39
K (mg/L)	1,0	1,0	0,74	0,62	0,18	1,2
HCO ₃ (meq/L)	5,94	5,06	3,00	5,72	6,00	2,63
CO ₃ (meq/L)	0	0	0	0	0	0
SO ₄ (mg/L)	37,90	39,04	16,15	67,3	45,9	26,4
Cl (mg/L)	17,90	11,90	6,4	17	11,1	10,22
NO ₃ (mg/L)	22,88	17,67	6,64	36,8	24,9	6,66
NO ₂ (mg/L)	0,04	0,05	0,016	0,04	0,94	0,016
NH ₄ (mg/L)	0,02	0,05	0,013	0,013	0,013	0,013
DIN (mg/L)	5,20	4,05	1,516	8,339	5,923	1,520
Ολικό Άζωτο (mg/L)	5,40	4,20	1,5	9,2	6,4	1,5
Οργανικό Άζωτο (mg/L)	0,20	0,15	0,016	0,861	0,477	0,020
PO ₄ (mg/L)	0,08	0,08	0,11	0,04	0,080	0,080
Ολικός Φόσφορος (mg/L)	0,04	0,03	0,052	0,026	0,026	0,026
Ολική Σκληρότητα (mmol/lCaCO ₃)	3,68	3,27	1,825	2,355	3,229	1,834
Ολικές Φαινόλες (mg/L)	0	0	0	0	0	0
Παροχή νερού (l/s)	0	0	33,60	23,40	22,10	14,20
Ταχύτητα ροής (m/s)	0	0	0,60	0,41	0,40	0,62

Αριθμός Σταθμού	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11
Ημερομηνία	15/11/2006	21/12/2006	23/01/2007	21/02/2007	12/03/2007	17/05/2007	16/07/2007	27/11/2007	19/12/2007	07/02/2008	02/03/2008	03/05/2008
pH	7,55	7,50	7,81	7,64	7,57	7,56	7,5	7,61	7,6525	7,91	7,92	7,82
Αγωγιμότητα (μS/cm)	452,5	470	470,2	442,2	449,2	456,5	464,2	474	452	440,5	450	450
Θερμοκρασία (°C)	13,13	14,30	13,23	12,7	14,8	15	17,7	15,40	12	12,7	12,80	14,6
Διαλυμένο O ₂ (mg/L)	7,17	7,28	7,53	7,74	9,49	8,79	5,27	5,10	6,33	7,92	5,23	8
Κορεσμένο O ₂ (%)	73,00	76,08	76,84	78,04	100,26	93,27	59,2	54,59	62,81	78,59	52,84	84,15
COD (mgO ₂ /L)	6,30	3,80	4,3	5,9	6	5,1	7,2	10,00	7,6	11	3,20	2,4
BOD ₅ (mgO ₂ /L)	0,40	2,10	0,6	3,3	0,4	3,3	5,6	7,40	2,2	4,4	1,40	0
Ολικά Αιωρούμενα Στερεά (mg/L)	1,40	1,10	0,9	0,4	0,29	0,08	0,62	0,93	0,14	0,59	0,44	0,98
SiO ₂ (mg/L)	6,60	6,33	6,77	5,67	5,78	6,37	5,97	6,72	4,85	5,71	5,45	5,76
Ca (mg/L)	101,7	101,19	97,79	104,7	91,8	103,62	98,2	82,03	42,02	89,16	88,44	78,7
Mg (mg/L)	2,65	2,56	7,65	4,26	2,41	2,53	2,46	13,24	14,96	13,63	14,45	2,38
Na (mg/L)	4,682	4,47	4,48	4,1	4,49	4,51	4,6	15,06	5,11	5,03	4,96	4,39
K (mg/L)	0,167	0,114	0,57	0,56	0,5	0,07	0,61	0,9	1,86	1,7	3,44	0,66
HCO ₃ (meq/L)	5,26	5,46	5,45	5,29	4,88	5,44	5,36	5,53	2,93	5,68	5,71	3,85
CO ₃ (meq/L)	0	0	0	0	0	0	0	0	0,246	0	0	0
SO ₄ (mg/L)	9,2	7,03	6,96	10,41	8,62	8,88	8,67	12,7	8,77	9,57	10,83	8,65
Cl (mg/L)	6,6	6,3	7,7	5,9	10,9	6	7,6	7,6	7,7	7,5	6,4	9,8
NO ₃ (mg/L)	0,369	0,372	0,468	0,37	1,4	0,238	0,218	0,42	0,37	0,236	0,1	0,112
NO ₂ (mg/L)	0,016	0,016	0,016	0,016	0,0007	0,016	0,016	0,016	0,016	0,016	0,016	0,016
NH ₄ (mg/L)	0,018	0,014	0,014	0,018	0,016	0,013	0,013	0,031	0,029	0,013	0,019	0,013
DIN (mg/L)	0,102	0,100	0,122	0,102	0,329	0,069	0,064	0,124	0,111	0,068	0,042	0,040
Ολικό Άζωτο (mg/L)	1	1	1	1	0,369	1	1	1	1	1	1	1
Οργανικό Άζωτο (mg/L)	0,898	0,900	0,878	0,898	0,040	0,93	0,94	0,88	0,89	0,93	0,96	0,96
PO ₄ (mg/L)	0,08	0,08	0,08	0,08	0,011	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08
Ολικός Φόσφορος (mg/L)	0,026	0,026	0,026	0,026	0,042	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
Ολική Σκληρότητα (mmol/ICaCO ₃)	2,647	2,630	2,755	2,788	2,390	2,69	2,55	2,59	1,66	2,79	2,80	2,06
Ολικές Φαινόλες (mg/L)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Παροχή νερού (l/s)	4,20	8,40	8,40	29,60	15,50	6,00	4,00	3,00	57,80	40,37	40,00	23,60
Ταχύτητα ροής (m/s)	0,07	0,12	0,12	0,37	0,05	0,17	0,11	0,05	0,34	0,25	0,25	0,26

Αριθμός Σταθμού	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12
Ημερομηνία	15/11/2006	21/12/2006	23/01/2007	21/02/2007	12/03/2007	16/05/2007	27/11/2007	19/12/2007	07/02/2008	02/03/2008	03/05/2008
pH	8,20	7,73	8,17	8,13	7,21	7,7	7,91	7,935	8	8,09	8,05
Αγωγιμότητα (μS/cm)	560	430	427,2	394,2	420,5	446,2	511	434	412	407,25	409
Θερμοκρασία (°C)	14,98	13,73	13,18	11,4	15,5	18,53	16,5	11,7	13,5	11,90	17
Διαλυμένο O ₂ (mg/L)	11,15	10,70	7,72	8,57	5,715	8,94	8,1	6,335	5,1	5,91	8,45
Κορεσμένο O ₂ (%)	114,37	106,79	76,1	81,11	59,23	98,78	85,83	60,33	50,64	56,59	90,48
COD (mgO ₂ /L)	8,70	3,90	0,8	3,5	5,5	4,7	82	198	594	81,00	0,8
BOD ₅ (mgO ₂ /L)	0,20	2,30	0,1	1,1	0,4	2,2	18	157	404	59,00	0
Ολικά Αιωρούμενα Στερεά (mg/L)	0,60	0,30	0,3	8,3	1,3	0,5	1,18	61,67	22,38	1,2	1,59
SiO ₂ (mg/L)	11,27	10,31	9,37	9,80	7,51	9,81	9,85	8,66	8,90	7,82	9,86
Ca (mg/L)	95,32	70,28	68,65	65,78	62,86	76,79	81,48	59	88,83	85,58	56,64
Mg (mg/L)	12,81	10,71	10,59	10,09	10,4	11,68	18,58	10,85	13,67	15,84	9,6
Na (mg/L)	15,74	12,42	12,11	10,81	11,07	12,82	6,24	9,58	6,18	10,67	10,61
K (mg/L)	0,62	0,99	0,86	1,08	0,96	0,57	0,7	1,55	0,82	0,99	1,38
HCO ₃ (meq/L)	5,10	4,42	4,36	4,23	3,87	4,74	4,93	3,45	5,31	5,17	3,29
CO ₃ (meq/L)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SO ₄ (mg/L)	38,873	17,4	18,55	22,44	20,59	23,95	37,6	24,52	19,41	18,51	18,11
Cl (mg/L)	21,8	14,8	15,3	13,4	12,2	11,2	21,2	15,3	20,22	12,7	17,87
NO ₃ (mg/L)	0,043	0,45	0,56	1,1	0,256	1,51	1,1	0,1	0,1	0,1	0,1
NO ₂ (mg/L)	0,016	0,016	0,016	0,016	0,016	0,016	0,016	0,016	0,016	0,016	0,016
NH ₄ (mg/L)	0,022	0,013	0,014	0,013	0,013	0,022	0,015	0,013	0,013	0,013	0,013
DIN (mg/L)	0,032	0,117	0,142	0,264	0,073	0,363	0,265	0,038	0,038	0,038	0,038
Ολικό Άζωτο (mg/L)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Οργανικό Άζωτο (mg/L)	0,97	0,88	0,86	0,74	0,93	0,64	0,73	0,96	0,96	0,96	0,96
PO ₄ (mg/L)	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,52	0,40	0,08	0,08
Ολικός Φώσφορος (mg/L)	0,03	0,03	0,03	0,05	0,03	0,03	0,03	0,21	0,19	0,03	0,03
Ολική Σκληρότητα (mmol/lCaCO ₃)	2,91	2,19	2,15	2,06	2,00	2,40	2,80	1,92	2,78	2,79	1,81
Ολικές Φαινόλες (mg/L)	2,7	0,5	0	0	0	0	0	26,5	12,5	1,6	0
Παροχή νερού (l/s)	22,40	55,20	55,20	73,37	46,89	2,40	5,60	108,00	92,00	94,00	46,70
Ταχύτητα ροής (m/s)	0,16	0,23	0,22	0,29	0,13	0,06	0,10	0,36	0,32	0,28	0,25