

ΑΡΙΣΤΟΤΕΛΕΙΟ ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ ΘΕΣΣΑΛΟΝΙΚΗΣ

**ΔΙΑΤΜΗΜΑΤΙΚΟ
ΠΡΟΓΡΑΜΜΑ ΜΕΤΑΠΤΥΧΙΑΚΩΝ ΣΠΟΥΔΩΝ**

‘Οικολογική ποιότητα και διαχείριση υδάτων σε επίπεδο λεκάνης απορροής’

**ΤΜΗΜΑΤΩΝ
ΒΙΟΛΟΓΙΑΣ, ΓΕΩΛΟΓΙΑΣ και ΠΟΛΙΤΙΚΩΝ ΜΗΧΑΝΙΚΩΝ**

**ΝΤΙΣΛΙΔΟΥ ΧΡΥΣΟΥΛΑ
ΒΙΟΛΟΓΟΣ**

«Συμβολή των βενθικών μακροασπονδύλων στην οικολογική ποιότητα λιμνών»

ΜΕΤΑΠΤΥΧΙΑΚΗ ΔΙΑΤΡΙΒΗ ΕΙΔΙΚΕΥΣΗΣ

ΘΕΣΣΑΛΟΝΙΚΗ 2012

ARISTOTLE UNIVERSITY OF THESSALONIKI

**INTERDISCIPLINARY
POSTGRADUATE MASTER PROGRAM**

‘Ecological water quality and management at a river basin level’

**BY THE SCHOOLS OF
BIOLOGY, GEOLOGY and CIVIL ENGINEERING**

**NTISLIDOY CHRYSOULA
Bsc in BIOLOGY**

**«Contribution of benthic macroinvertebrates in the ecological quality of
lakes»**

MASTER DISSERTATION THESIS

THESSALONIKI 2012

Τριμελής Εξεταστική Επιτροπή :

- 1) Δήμητρα Μπόμπορη, Επίκουρη Καθηγήτρια, Τμήμα Βιολογίας, ΑΠΘ, *Επιβλέπουσα,***
- 2) Μαρία Λαζαρίδου, Καθηγήτρια, Τμήμα Βιολογίας, ΑΠΘ, *Συνεπιβλέπουσα,***
- 3) Ευαγγελία Μιχαλούδη, Λέκτορας, Τμήμα Βιολογίας, ΑΠΘ, *Μέλος***

Η αναγνώριση των βενθικών μακροασπονδύλων και ένα μέρος της επεξεργασίας των δεδομένων έγινε υπό την επίβλεψη του Καθηγητή Bruno Rossaro στο Università degli Studi di Milano.

*Αφιερώνεται στους γονείς μου, στην αδερφή μου
& στον Αντώνη*

ΠΡΟΛΟΓΟΣ

Η παρούσα μεταπτυχιακή διατριβή έγινε στα πλαίσια του Διατμηματικού Μεταπτυχιακού Προγράμματος Σπουδών «Οικολογική Ποιότητα και Διαχείριση υδάτων σε επίπεδο λεκάνης απορροής» των τμημάτων Βιολογίας, Γεωλογίας και Πολιτικών Μηχανικών. Αρχικά, θα ήθελα να ευχαριστήσω την Επικ. Καθηγήτρια του Τμήματος Βιολογίας Δήμητρα Μπόμπορη για την εμπιστοσύνη που μου έδειξε και μου ανάθεσε την ολοκλήρωση του συγκεκριμένου θέματος. Επίσης, θα ήθελα να την ευχαριστήσω ιδιαίτερα για την καθοδήγησή της και την υποστήριξή της σε στιγμές άγχους και αμφιβολίας. Επιπλέον, θα ήθελα να ευχαριστήσω την Καθηγήτρια του Τμήματος Βιολογίας Μαρία Λαζαρίδου που από το 2008 με εμπιστεύεται, με καθοδηγεί και με υποστηρίζει στις επιλογές μου. Τέλος, θα ήθελα να ευχαριστήσω τη Λέκτορα του Τμήματος Βιολογίας Ευαγγελία Μιχαλούδη που δέχτηκε να εξετάσει τη διατριβή μου και με τις παρατηρήσεις της με καθοδήγησε ώστε να ολοκληρωθεί ορθότερα το θέμα.

Ένα μεγάλο ευχαριστώ οφείλω στο Καθηγητή Bruno Rossaro από το Università degli Studi di Milano που δέχτηκε να με φιλοξενήσει στο εργαστήριο του για την αναγνώριση των βενθικών μακροασπονδύλων και την επεξεργασία των δεδομένων μου. Ιδιαίτερα τον ευχαριστώ για τις ωραίες επιστημονικές συζητήσεις που είχαμε κατά τη διάρκεια της διαμονής μου εκεί και για την καθοδήγησή του για την ολοκλήρωση του θέματος μου.

Ιδιαίτερα θα ήθελα να ευχαριστήσω τους ψαράδες Βύρωνα Μαυρουδής και Χρήστο Χρυσανίδη (Βόλβη), Δημήτρη Τσομπάνο και Βαγγέλη Κουκουλή (Καστοριά) και Βασίλη Αραμπατζή (Μικρή Πρέσπα) για την υπομονή και τη βοήθειά τους στη διαδικασία των δειγματοληψιών.

Θα ήθελα ιδιαίτερος να ευχαριστήσω την υποψήφια διδάκτορα του Τμήματος Βιολογίας Όλγα Πετρίκη για την αγάπη που μου μετέφερε για την ενασχόλησή μου με τις λίμνες, καθώς η πρώτη μου επαφή με τις λίμνες ήταν μαζί της. Επίσης, θα ήθελα να την ευχαριστήσω για την ολοκλήρωση ενός σημαντικού μέρους της μεταπτυχιακής μου διατριβής που αφορά το κομμάτι της τυπολογίας και για την καθοδήγησή της σε όλη τη διάρκεια της μεταπτυχιακής μου διατριβής. Επιπλέον, θα ήθελα να ευχαριστώ την υποψήφια διδάκτορα του Τμήματος Βιολογίας Αθηνά Πατσιά για την υποστήριξή της, τη φιλία της και τις συμβουλές που μου δίνει όλα αυτά τα χρόνια που είμαι στο εργαστήριο Ζωολογίας.

Ένα μεγάλο ευχαριστώ οφείλω στη μεταπτυχιακή φοιτήτρια Ηλιάνα Νικολοπούλου για τη βοήθειά της στις δειγματοληψίες, στην επιμέλεια του κειμένου και στις συμβουλές της που με καθοδήγησαν σε μεγάλο βαθμό.

Επίσης, θα ήταν παράλειψή μου αν δεν ευχαριστούσα τις μεταπτυχιακές φοιτήτριες και φίλες μου Σοφία Παρασκευοπούλου, Πηνελόπη Καραγιάννη, Αναστασία Λάμπου, Μάρεν-Μυρτώ Μπρόντερζεν, Εύα Σιμελιάδου για τη βοήθειά τους στη διεξαγωγή των δειγματοληψιών και στην ευχάριστη παρέα τους κατά τη διάρκεια του μεταπτυχιακού μας. Επίσης, θα ήθελα να ευχαριστήσω το μεταπτυχιακό φοιτητή Γιώργο Ρωμανίδη για τη βοήθειά του για την ολοκλήρωση του κειμένου.

Ένα μεγάλο ευχαριστώ στην αδερφή μου για την μεγάλη της υπομονή και τη συμπαράστασή της καθώς είναι ο μοναδικός αποδέκτης των νεύρων μου και της απερισκεψίας μου. Ακόμα, θα ήθελα να ευχαριστήσω ιδιαίτερα τον Αντώνη για την υπομονή του, την ηθική και υλική υποστήριξη που μου δίνει για την ολοκλήρωση των σπουδών μου.

Τέλος, θα ήθελα να ευχαριστήσω τους γονείς μου για τη στήριξη που μου δίνουν όλα αυτά τα χρόνια για τις επιλογές που κάνω και ιδιαίτερα τον πατέρα μου που με βοήθησε απλόχερα στην ολοκλήρωση των δειγματοληψιών μου.

ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Σκοπός της παρούσας μεταπτυχιακής διατριβής ήταν η διερεύνηση της σύνθεσης των κοινοτήτων των βενθικών μακροασπονδύλων στο μαλακό υπόστρωμα των λιμνών Βόλβης, Καστοριάς και Μικρής Πρέσπας και η χρήση τους για την εκτίμηση της οικολογικής ποιότητας των συγκεκριμένων λιμνών. Επιμέρους στόχοι ήταν η εφαρμογή της τυπολογίας, σύμφωνα με την Οδηγία 2000/60/EK, στις φυσικές λίμνες της Ελλάδας με βάση το Σύστημα Β, η διερεύνηση της ύπαρξης σταθμών αναφοράς και η ανάλυση πιέσεων – επιπτώσεων στη λεκάνη απορροής της λίμνης Μικρής Πρέσπας. Με τη χρήση του Συστήματος Β οι φυσικές λίμνες της Ελλάδας διαχωρίστηκαν σε 9 τύπους, χρησιμοποιώντας ως περιγραφείς την αγωγιμότητα ($\mu\text{S}/\text{cm}$), το υψόμετρο (m), την έκταση της λίμνης (Km^2), το μέσο βάθος (m) και τη γεωλογία. Όσον αφορά τα κριτήρια για τις συνθήκες αναφοράς, στις υπό εξέταση λίμνες, καμία δεν πληρούσε αυτά τα κριτήρια και προτείνεται η χρήση παλαιολιμνολογικών μεθόδων ή μοντέλα πρόβλεψης ή/και η κρίση του ειδικού για τον καθορισμό συνθηκών αναφοράς. Στις λίμνες Βόλβη, Καστοριάς και Μικρή Πρέσπα πραγματοποιήθηκαν 2 εποχικές δειγματοληψίες (Οκτώβριος 2011 και Μάρτιος 2012) σε 9 και 5 σταθμούς αντίστοιχα. Οι δειγματοληψίες περιελάμβαναν τη συλλογή βενθικών μακροασπονδύλων από το πυθμένα και νερού από την επιφάνεια για την εκτίμηση της βιολογικής ποιότητας νερού και τη μέτρηση φυσικών-χημικών παραμέτρων όπως θρεπτικών αλάτων του αζώτου και του φωσφόρου αντίστοιχα. Συνολικά καταμετρήθηκαν 53.466 άτομα βενθικών μακροασπονδύλων που άνηκαν σε 16 ταξινομικές ομάδες. Τα είδη *Endochironomus tendens*, *Psectrocladius* (*Psectrocladius*) *psilopterus*, *Peipsidrilus* sp. και *Haplotaxis* sp. καταγράφηκαν για πρώτη φορά σε λίμνες της Ελλάδας. Από τις φυσικές-χημικές παραμέτρους οι τιμές του BOD_5 (mg/l), των TSS (mg/l), των N- NO_2 (mg/l) και των N- NH_4 (mg/l) ξεπερνούσαν σε ορισμένους σταθμούς τα προτεινόμενα όρια για τη διαβίωση των ιχθύων σύμφωνα με την Οδηγία 2006/44/EK. Η ανάλυση Co-inertia διαχώρισε τους σταθμούς της λίμνης Μικρής Πρέσπας από τους σταθμούς των υπόλοιπων λιμνών, εξαιτίας του μεγαλύτερου υψόμετρου της, της μεγαλύτερης διαφάνειάς, και της παρουσίας των ειδών *Peipsidrilus* sp. και *Haplotaxis* sp. Επίσης, η ανάλυση κύριων αντιστοιχιών (CCA) έδειξε ότι η λίμνη Μικρή Πρέσπα χαρακτηρίζεται από τα είδη *Peipsidrilus* sp. και *Haplotaxis* sp. και από μεγάλο υψόμετρο, η λίμνη Καστοριάς από το είδος *Chaoborus flavicans* και από τις υψηλότερες τιμές στη θερμοκρασία και στα ολικά αιωρούμενα στερεά και τέλος, η λίμνη Βόλβη από το είδος *Potamothrix hammoniensis* και από μεγαλύτερο βάθος. Η εφαρμογή των δεικτών ποικιλότητας (Shannon και Margalef) και ομοιοκατανομής Pielou έδειξε ότι δεν

μπορούν να χρησιμοποιηθούν οι συγκεκριμένοι δείκτες ως δείκτες εκτίμησης της οικολογικής ποιότητας. Η λίμνη Μικρή Πρέσπα εμφάνισε τη μεγαλύτερη ποικιλότητα, με βάση τους δείκτες Shannon και Margalef, σε σχέση με τη Καστοριά και τη Βόλβη. Επίσης, οι δείκτες BQIc, BQIo και η αναλογία O/C δείχνουν το επίπεδο ευτροφισμού μίας λίμνης και όχι την οικολογική ποιότητά της. Συγκεκριμένα και οι τρεις λίμνες με βάση τους προαναφερθέντες δείκτες είναι εύτροφες. Μόνο ο σταθμισμένος δείκτης ποικιλότητας Shannon και ο BQMί μπορούν να χρησιμοποιηθούν ως δείκτες ποιότητας και θα μπορούσαν να χρησιμοποιηθούν στις ελληνικές λίμνες μετά από την προσαρμογή και τη διαβαθμονόμησή τους. Τέλος, σχετικά με την ανάλυση πιέσεων - επιπτώσεων στη λεκάνη απορροής της λίμνης Μικρής Πρέσπας προτείνεται η εφαρμογή επιχειρησιακής παρακολούθησης για τις πιέσεις ρύπανσης.

Λέξεις κλειδιά: λίμνη, τυπολογία, συνθήκες αναφοράς, βενθικά μακροασπονδύλα, ανάλυση πιέσεων-επιπτώσεων

ABSTRACT

The aim of this master thesis was to study the community composition of benthic macroinvertebrates in the soft bottom of lakes Volvi, Kastoria and Mikri Prespa and their use in assessing the ecological quality of these lakes. Specific objectives were to define a typological system, based on the Water Framework Directive 2000/60/EC, for the natural lakes of Greece according to System B in order to investigate the existence of reference conditions. An Impress analysis was applied in the catchment area of lake Mikri Prespa. Using the System B natural lakes in Greece were divided into 9 types, using as descriptors conductivity ($\mu\text{S}/\text{cm}$), altitude (m), lake surface area (Km^2), mean depth (m) and geology. None of these lakes met the criteria of reference conditions and so it was proposed to be used paleolimnological methods or prediction models and / or expert opinion in order to find reference conditions. In lakes Volvi, Kastoria and Prespa 2 seasonal samplings took place (October 2011 and November 2012) in 9 and 5 stations respectively. The samplings included the collection of benthic macroinvertebrates and surface water for the analysis of physico-chemical parameters like nutrients of nitrogen and phosphorus. In total 53,466 individuals of benthic macroinvertebrates were counted belonging to 16 taxa. The species *Endochironomus tendens*, *Psectrocladius (Psectrocladius) psilopterus*, *Peipsidrilus* sp. and *Haplotaxis* sp. were recorded for the first time in the lakes of Greece. The values of the physico-chemical parameters BOD_5 (mg/l), TSS (mg/l), N-NO_2 (mg/l) and N-NH_4 (mg/l) exceeded the proposed limits for the life of fish according to the Directive 2006/44/EC. The Co-inertia analysis divided the stations of lake Mikri Prespa from all other stations because of their higher altitude and greater transparency and the presence of the species *Peipsidrilus* sp. and *Haplotaxis* sp. The Canonical Correspondence Analysis (CCA) showed that the lake Mikri Prespa is characterized by the species *Peipsidrilus* sp. and *Haplotaxis* sp. and high altitude, the lake of Kastoria of the species *Chaoborus flavicans* and by the higher values of temperature and Total Suspended Solids and finally the lake Volvi of the species *Potamothenix hammoniensis* and depth (which was greater). The diversity indices (Shannon and Margalef) and Evenness Pielou showed that they cannot be used as indicators of water quality assessment but only for the level of eutrophication. The Lake Mikri Prespa showed high diversity, according to the biodiversity indices Shannon and Margalef, in relation with lake Kastoria and Volvi. Also, the indicators BQIc, BQIo and the ratio O/C showed the level of eutrophication of a lake and not the ecological quality. Specifically, the three lakes are eutrophic, according to the previous indicators. Only the weighted Shannon diversity index

and BQMi may be used for the assessment of the ecological quality of Greek lakes after their adjustment and intecalibration. Finally, Impress analysis in the catchment area of lake Mikri Prespa showed that it is needed the implementation of an operational monitoring for the estimation of the impacts of the existing pollution pressures.

Keywords: lake, typology, reference conditions, benthic macroinvertebrates, Impress analysis

ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΑ

1. ΕΙΣΑΓΩΓΗ	1
1.1. Γενικά.....	1
1.2. Οδηγία 2000/60/ΕΚ για τα ύδατα.....	1
1.2.1. Τυπολογία.....	2
1.2.2. Διαβαθμονόμηση.....	5
1.2.3. Συνθήκες αναφοράς.....	6
1.2.4. Ανάλυση Πιέσεων – Επιπτώσεων.....	8
1.3. Τα βενθικά μακροασπόνδυλα της βαθιάς ζώνης.....	9
1.4. Εκτίμηση της ποιότητας των λιμνών με βάση τα βενθικά μακροασπόνδυλα της βαθιάς ζώνης.....	11
1.5. Σκοπός της παρούσας έρευνας.....	13
2. ΠΕΡΙΟΧΗ ΕΡΕΥΝΑΣ	14
2.1. Λίμνη Βόλβη.....	14
2.1.1. Γενικά χαρακτηριστικά.....	14
2.1.2. Υδρολογικά στοιχεία της περιοχής.....	14
2.1.3. Κλίμα.....	15
2.1.4. Γεωλογία.....	15
2.1.5. Καθεστώς προστασίας.....	16
2.1.6. Κάλυψη χρήσεων γης.....	16
2.1.7. Προηγούμενες έρευνες σχετικά με τη βενθική μακροπανίδα.....	17
2.2. Λίμνη Καστοριάς.....	18
2.2.1. Γενικά χαρακτηριστικά.....	18
2.2.2. Υδρολογικά στοιχεία της περιοχής.....	18
2.2.3. Κλίμα.....	19
2.2.4. Γεωλογία.....	19
2.2.5. Καθεστώς προστασίας.....	19
2.2.6. Χρήσεις γης.....	20
2.2.7. Προηγούμενες έρευνες σχετικά με τη βενθική μακροπανίδα.....	20
2.3. Λίμνη Μικρή Πρέσπα.....	20
2.3.1. Γενικά χαρακτηριστικά.....	20
2.3.2. Υδρολογικά στοιχεία της περιοχής.....	21
2.3.3. Κλίμα.....	21
2.3.4. Γεωλογία.....	21
2.3.5. Καθεστώς προστασίας.....	22
2.3.6. Χρήσεις γης.....	23
2.3.7. Προηγούμενες έρευνες σχετικά με τη βενθική μακροπανίδα.....	23
3. ΥΛΙΚΑ ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΟΙ	24
3.1 Τυπολογία.....	24
3.2. Συνθήκες αναφοράς.....	25
3.3. Δειγματοληψίες.....	26
3.4. Προσδιορισμοί βενθικών μακροασπονδύλων.....	29
3.5. Δείκτες βενθικών μακροασπονδύλων.....	31
3.6. Ανάλυση πιέσεων-επιπτώσεων.....	35
3.7. Στατιστική επεξεργασία.....	39
3.7.1. Μονοπαραγοντικές μέθοδοι.....	39
3.7.2. Συμμετρική ανάλυση δύο ή περισσότερων δεδομένων.....	40
3.7.3. Self-organizing map (SOM).....	41
3.7.4. Ανάλυση Κανονικών Αντιστοιχιών (Canonical Correspondence Analysis).....	42
4. ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ	43

4.1. Τυπολογία.....	43
4.2. Συνθήκες αναφοράς	46
4.3. Φυσικές-Χημικές παράμετροι	50
4.4. Σύνθεση βενθικής μακροπανίδας.....	61
4.5. Δείκτες βενθικών μακροασπονδύλων	67
4.6. Ανάλυση Πιέσεων – Επιπτώσεων	80
4.7. Στατιστική επεξεργασία	86
4.7.1. Συμμετρική ανάλυση δύο δεδομένων co-inertia.....	86
4.7.2. Self-organizing map (SOM).....	88
4.7.3. Ανάλυση Κανονικών Αντιστοιχιών (Canonical Correspondence Analysis)	92
5. ΣΥΖΗΤΗΣΗ	93
ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ.....	105
ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ.....	106
Ελληνική Βιβλιογραφία	106
Ξένη Βιβλιογραφία.....	112
Ηλεκτρονική Βιβλιογραφία.....	128
ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ Ι.....	129
ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ ΙΙ.....	138
ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ ΙΙΙ.....	144
ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ ΙV	148
ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ V.....	175
ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ VI.....	177
ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ VII.....	179

1. ΕΙΣΑΓΩΓΗ

1.1. Γενικά

Το νερό αποτελεί ένα από τα σημαντικότερα αγαθά για τη ζωή στον πλανήτη. Είναι ένας πόρος που όχι μόνο καλύπτει βασικές ανάγκες για τον ανθρώπινο πληθυσμό, διαδραματίζοντας σημαντικό παράγοντα για την ανάπτυξη, αλλά παίζει ζωτικό ρόλο για τη λειτουργία και τη διατήρηση των οικοσυστημάτων. Σύμφωνα με τους Dudgeon et al. (2006) τα συστήματα των εσωτερικών υδάτων αντιστοιχούν περίπου στο 0,01% του νερού του πλανήτη, καλύπτοντας περίπου το 0,8% της επιφάνειας της γης. Όσον αφορά στις λίμνες, αυτές καταλαμβάνουν ποσοστό 0,007% της παγκόσμιας κατανομής του νερού στη γη (Frederick 1995). Σύμφωνα με τον Wetzel 1992 οι πόροι των εσωτερικών υδάτων της Γης υπόκεινται συνολικά σε εμφανώς αυξανόμενους ρυθμούς ποιοτικής και ποσοτικής υποβάθμισης. Οι απειλές για την παγκόσμια βιοποικιλότητα των εσωτερικών υδάτων μπορούν να ομαδοποιηθούν σε πέντε αλληλένδετες κατηγορίες: υπερεκμετάλλευση, ρύπανση των υδάτων, μεταβολή ροής, καταστροφή ή υποβάθμιση ενδιαιτημάτων και εισβολή ξενικών ειδών (Dudgeon et al. 2006). Η κατανόηση των μεταβολικών αποκρίσεων των υδατικών οικοσυστημάτων είναι σημαντική για την αντιμετώπιση και αντιστάθμιση των αποτελεσμάτων των αλλαγών αυτών και την επίτευξη της μέγιστης διαχείρισης των αποθεμάτων των γλυκέων υδάτων (Οικονόμου-Αμίλλη 2007). Ένα από τα σημαντικότερα προβλήματα της ανθρώπινης επίδρασης στις λίμνες είναι ο ευτροφισμός, ο οποίος σχετίζεται με την αυξημένη παραγωγικότητα, την απλούστευση των βιοκοινωνιών και τη μείωση της ικανότητας του μεταβολισμού των οργανισμών να προσαρμοσθούν στην επιβάρυνση από τα θρεπτικά (Οικονόμου-Αμίλλη 2007). Έτσι, η υπερβολική εισροή θρεπτικών συχνά υπερβαίνει την ικανότητα του οικοσυστήματος να ισορροπήσει και οδηγεί στην αστάθεια του.

1.2. Οδηγία 2000/60/EK για τα ύδατα

Σύμφωνα με την Οδηγία 2000/60/EK τα κράτη μέλη της Ευρωπαϊκής Ένωσης πρέπει να προστατέψουν, να αναβαθμίσουν και να αποκαταστήσουν όλα τα υδατίνα σώματα, ώστε μέχρι το τέλος του 2015 τα φυσικά και τεχνητά υδατίνα σώματα να έχουν καλή οικολογική ποιότητα και καλό οικολογικό δυναμικό αντίστοιχα. Για να μπορέσει να επιτευχθεί αυτό,

θα πρέπει να λαμβάνονται υπόψη φυσικό-χημικά και υδρομορφολογικά στοιχεία τα οποία θα υποστηρίζονται από βιολογικά στοιχεία σε επίπεδο λεκάνης απορροής.

Συγκεκριμένα, για τις λίμνες τα φυσικό-χημικά στοιχεία που θα πρέπει να λαμβάνονται υπόψη είναι η διαφάνεια, οι θερμικές συνθήκες, οι συνθήκες οξυγόνωσης και θρεπτικών αλάτων, η αλατότητα και το pH. Σχετικά με τα υδρομορφολογικά στοιχεία θα πρέπει να διερευνώνται το υδρολογικό καθεστώς και οι μορφολογικές συνθήκες. Τέλος, όσον αφορά τα βιολογικά στοιχεία θα πρέπει να ληφθούν υπόψη το φυτοπλαγκτό και η λοιπή υδατική χλωρίδα, τα βενθικά μακροασπόνδυλα και τα ψάρια.

Η οικολογική ποιότητα των υδάτων θα πρέπει να παρουσιάζεται σε πενταβάθμια χρωματική κλίμακα (Οδηγία 2000/60/EK, Παράρτημα V, Εικόνα 1.2.1). Η οικολογική εκτίμηση του κάθε σταθμού πρέπει να εκφράζεται ως ο λόγος της απόκλισης των οικολογικών παραμέτρων από τις συνθήκες αναφοράς, δηλαδή από τις τιμές των παραμέτρων αυτών στους σταθμούς αναφοράς του συγκεκριμένου τύπου (Ecological Quality Ratio, EQR). Ο λόγος εκφράζεται ως αριθμητική τιμή μεταξύ του μηδενός και του ενός, όπου η υψηλή οικολογική ποιότητα δηλώνεται με ένα και η κακή οικολογική ποιότητα με μηδέν (Εικόνα 1.2.1). Για την παρακολούθηση της οικολογικής και χημικής ποιότητας των υδάτων η Οδηγία 2000/60/EK προτείνονται τρεις τρόποι παρακολούθησης, η εποπτική, η επιχειρησιακή και η διερευνητική.



Εικόνα 1.2.1. Ταξινόμηση της οικολογικής ποιότητας των υδάτων σύμφωνα με την Οδηγία 2000/60/EK.

Figure 1.2.1. Classification of ecological water bodies according to WFD 2000/60/EC.

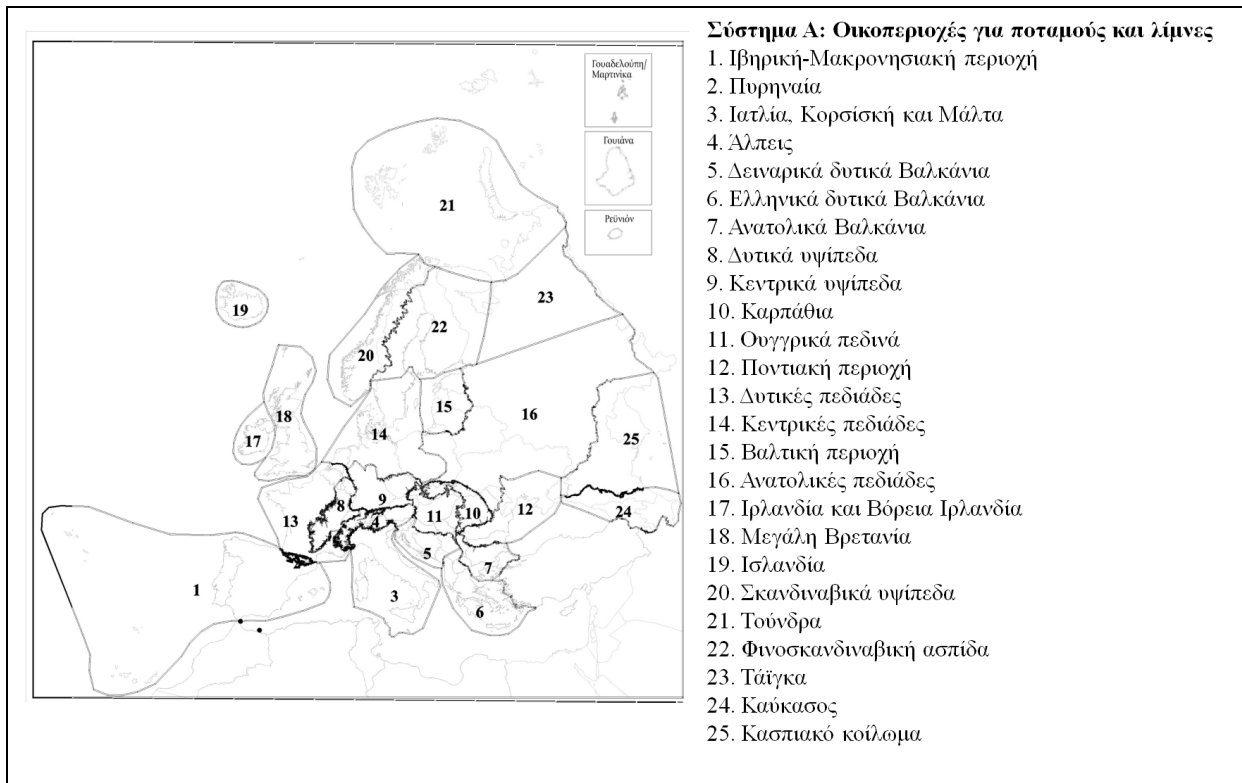
1.2.1. Τυπολογία

Βασικό βήμα για την Οδηγία 2000/60/EK είναι η διάκριση των υδάτων σε τύπους, ώστε να μπορέσουν να αναγνωριστούν σε αυτούς συνθήκες αναφοράς. Η διαδικασία της

τυπολογίας, περιλαμβάνει τα ακόλουθα σύμφωνα με τα Κατευθυντήρια Κείμενα Νο 2 (Working Group on Water Bodies 2003), 5 (Working Group 2.4 – COAST 2003) και 10 (Working Group 2.3 - REFCOND 2003) της Οδηγίας 2000/60/EK:

- ✓ την οριοθέτηση της λεκάνης απορροής, σύμφωνα με το Άρθρο 3 (παράγραφος 1),
- ✓ την κατάταξη σε μία από τις κατηγορίες των επιφανειακών υδάτων (ποταμοί, λίμνες, μεταβατικά, παράκτια, τεχνητά, ιδιαιτέρως τροποποιημένα υδατικά συστήματα), σύμφωνα με το Παράρτημα II, 1.1 (i),
- ✓ τη διάκριση των τύπων με βάση το Σύστημα Α ή Β, για κάθε σύστημα επιφανειακών υδάτων, σύμφωνα με το Παράρτημα II, 1.2 και
- ✓ την υποδιαίρεση του κάθε τύπου σε μικρότερα υδατικά σώματα με βάση τις πιέσεις και τις επιπτώσεις.

Για την επίτευξη της τυπολογίας, προτείνονται δύο συστήματα ταξινόμησης των επιφανειακών υδάτων (Α και Β) (Πίνακες 1.2.1.1 και 1.2.1.2) που χρησιμοποιούν υδρομορφολογικούς, κλιματικούς και γεωλογικούς παράγοντες (Οδηγία 2000/60/EK). Το σύστημα Α (Πίνακας 1.2.1.1) βασίζεται σε 25 προκαθορισμένες οικοπεριοχές σύμφωνα με την κατανομή και την οικολογία των οργανισμών των εσωτερικών υδάτων, εκτός από τα Πρώτιστα, (Limnofauna Euroraea), η οποία έγινε από τον Illies (1978) (Εικόνα 1.2.1.1). Για κάθε οικοπεριοχή στις λίμνες, οι τύποι καθορίζονται, με τη χρήση του υψομέτρου (3 κατηγορίες), του μέσου βάθους (3 κατηγορίες), της έκτασης της επιφάνειας της λίμνης (4 κατηγορίες) και της γεωλογίας (3 κατηγορίες) (Πίνακας 1.2.1.1). Σε αντίθεση, το σύστημα Β (Πίνακας 1.2.1.2) χρησιμοποιεί υποχρεωτικούς περιγραφείς του συστήματος Α, προαιρετικούς και άλλους εναλλακτικούς, μερικοί από τους οποίους καθορίζουν τη δομή και τη σύνθεση των βιολογικών κοινοτήτων των λιμνών.



Εικόνα 1.2.1.1. Οικοπεριοχές για τους ποταμούς και τις λίμνες σύμφωνα με την κατανομή και την οικολογία των οργανισμών των εσωτερικών υδάτων, εκτός από τα Πρώτιστα. (Νόμος 3199/2003).

Figure 1.2.1.1. Ecoregions for rivers and lakes according to the distribution and ecology of the animals inhabiting inland waters, except of Protista (Law 3199/2003).

Πίνακας 1.2.1.1. Παράμετροι των λιμνών για την τυπολογία σύμφωνα με το σύστημα Α της Οδηγίας 2000/60/ΕΚ (Παράρτημα ΙΙ).

Table 1.2.1.1. Descriptors used for the typology of lakes, according to system A of the Water Framework Directive 2000/60/EC (Annex II).

Σταθερή τυπολογία	Περιγραφείς
Οικοπεριοχή	Οικοπεριοχές του χάρτη Α του παραρτήματος ΧΙ
Τύπος	<u>Τυπολογία υψομέτρου</u> Υψηλός > 800 m Μέσου υψομέτρου 200-800 m Πεδινός <200 m <u>Τυπολογία βάθους βάσει του μέσου βάθους</u> <3 m 3-15 m >15 m <u>Τυπολογία μεγέθους βάσει της επιφάνειας</u> 0,5-1 Km ² 1-10 Km ² 10-100 Km ² >100 Km ² <u>Γεωλογία</u> Ασβεστολιθικός Πυριτικός Οργανικός

Πίνακας 1.2.1.2. Παράμετροι των λιμνών για την τυπολογία σύμφωνα με το σύστημα Β της Οδηγίας 2000/60/ΕΚ (Παράρτημα ΙΙ).

Table 1.2.1.2. Descriptors used for the typology of lakes, according to system Β of the Water Framework Directive 2000/60/EC (Annex 2).

Εναλλακτικός χαρακτηρισμός	Φυσικοί και χημικοί παράγοντες οι οποίοι καθορίζουν τα χαρακτηριστικά της λίμνης και, κατά συνέπεια, τη δομή και τη σύνθεση του βιολογικού πληθυσμού
Υποχρεωτικοί παράγοντες	Υψόμετρο Γεωγραφικό πλάτος Γεωγραφικό μήκος Βάθος Γεωλογία Μέγεθος
Προαιρετικοί παράγοντες	Μέσο βάθος νερού Σχήμα λίμνης Χρόνος παραμονής Μέση ατμοσφαιρική θερμοκρασία Φάσμα ατμοσφαιρικής θερμοκρασίας Μικτικά χαρακτηριστικά (π.χ. μονομικτική, διμικτική, πολυμικτική) Ικανότητα εξουδετέρωσης οξέων Βασική κατάσταση θρεπτικών ουσιών Μέση σύνθεση υποστρώματος Διακύμανση της στάθμης του νερού

1.2.2. Διαβαθμονόμηση

Οι συνθήκες αναφοράς πρέπει να καθοριστούν ξεχωριστά για κάθε τύπο συστήματος (ποτάμια, λίμνες, μεταβατικά, παράκτια, φυσικά και τροποποιημένα) με βάση το σύστημα Α ή το Β σύμφωνα με το Παράρτημα ΙΙ της Οδηγίας 2000/60/ΕΚ. Όμως τα Κράτη μέλη δεν έχουν πολλά δεδομένα αναφοράς για κάθε τύπο και για όλες τις βιολογικές παραμέτρους, με αποτέλεσμα να ταξινομηθούν τα συστήματα της Ευρώπης σε πολύ λιγότερους τύπους που να αντιπροσωπεύουν όσο το δυνατόν καλύτερα τους υπάρχοντες μέσω της διαδικασίας της διαβαθμονόμησης. Η διαδικασία της διαβαθμονόμησης στοχεύει στη συγκρισιμότητα των αποτελεσμάτων της οικολογικής ποιότητας των συστημάτων, σύμφωνα με τις απαιτήσεις της Οδηγίας 2000/60/ΕΚ, που χρησιμοποιούνται στα Κράτη Μέλη. Κατά την άσκηση διαβαθμονόμησης (Intercalibration Exercise) (Working Group 2.5 Intercalibration 2003) καθορίστηκαν οι τυποχαρακτηριστικές συνθήκες αναφοράς για όσα στοιχεία υπήρχαν από κάθε βιολογική παράμετρο και για κάθε υδατικό σύστημα των επιφανειακών (ποτάμια, λίμνες), μεταβατικών και παράκτιων υδάτων. Η άσκηση αυτή διεξάγεται με τη βοήθεια των Γεωγραφικών Ομάδων Διαβαθμονόμησης [Geographical Intercalibration Groups (GIGS)] κάθε μία από τις οποίες είναι υπεύθυνη για ένα σύνολο τύπων υδάτινων σωμάτων συγκεκριμένης γεωγραφικής περιοχής (π.χ. Μεσόγειο, Κεντρική Ευρώπη κ.ά.) (Πίνακας 1.2.2.1) (Poikane 2008) Η Ελλάδα ανήκει στη Μεσογειακή Γεωγραφική Ομάδα

Διαβαθμονόμησης (Πίνακας 1.2.2.1). Σύμφωνα με την Ευρωπαϊκή Απόφαση 2008/915/EK έχουν διαβαθμονομηθεί δύο τύποι λιμνών (L-M5/7, L-M8), που ανήκουν στους ταμιευτήρες, με βάση το βιολογικό στοιχείο φυτοπλαγκτό (Πίνακας 1.2.2.2). Τέλος, έχει ολοκληρωθεί η διαβαθμονόμηση των βενθικών μακροασπονδύλων της παραλιακής ζώνης σε 9 τύπους λιμνών στην Ισπανία (Technical Report 2012).

Πίνακας 1.2.2.1. Γεωγραφικές Ομάδες Διαβαθμονόμησης και τα κράτη μέλη που ανήκουν σε αυτές (Poikane 2008).

Table 1.2.2.1. Geographical Intercalibration Groups and the members states which belonged in these regions (Poikane 2008).

Όνομα Γεωγραφικής Ομάδας Διαβαθμονόμησης (GIG)	Κράτη μέλη που ανήκουν στις Γεωγραφικές Ομάδες Διαβαθμονόμησης
Αλπική (ALP)	Αυστρία, Γαλλία, Γερμανία, Ιταλία, Σλοβενία
Ατλαντική (ATL)	Ιρλανδία, Ηνωμένο Βασίλειο
Κεντρική/Βαλτική (C/B)	Βέλγιο, Δανία, Λιθουανία, Ολλανδία, Πολωνία, Ηνωμένο Βασίλειο, Εσθονία, Γαλλία, Λετονία, Γερμανία, Ουγγαρία
Μεσογειακή (MED)	Κύπρος, Γαλλία, Ελλάδα, Ιταλία, Πορτογαλία, Ρουμανία, Ισπανία
Βόρεια (NORD)	Φιλανδία, Ιρλανδία, Νορβηγία, Σουηδία, Ηνωμένο Βασίλειο

Πίνακας 1.2.2.2. Χαρακτηριστικά μεσογειακού τύπου ταμιευτήρων σύμφωνα με την Ευρωπαϊκή Απόφαση 2008/915/EK με βάση το βιολογικό στοιχείο φυτοπλαγκτό.

Table 1.2.2.2. Characteristics of the Mediterranean reservoir types according to the 2008/915/EC based on the biological element of phytoplankton.

Τύπος	Χαρακτηρισμός λίμνης	Υψόμετρο (m)	Μέση βροχόπτωση (mm) και θερμοκρασία (°C)	Μέσο βάθος (m)	Αλκαλικότητα (meq/l)	Μέγεθος λίμνης (Km ²)
L-M5/7	Ταμιευτήρας, βαθιές, μεγάλες πυριτικές, «υγρότοποι», λεκάνες απορροής <20.000Km ²	0-800	>800 ή <15	>15	<1	>0,5
L-M8	Ταμιευτήρας, βαθιές, μεγάλες ασβεστολιθικές, λεκάνες απορροής <20.000Km ²	0-800	-	>15	>1	>0,5

1.2.3 Συνθήκες αναφοράς

Σύμφωνα με τον Karr (1991) οι συνθήκες αναφοράς αντιπροσωπεύουν τη βιολογική ακεραιότητα, η οποία μπορεί να ορισθεί ως η ικανότητα που μπορεί να υποστηρίξει και να διατηρήσει μια ισορροπημένη, ολοκληρωμένη, προσαρμοστική κοινότητα οργανισμών που έχουν μια σύνθεση ειδών ποικίλη και λειτουργική, συγκρίσιμη με εκείνη του φυσικού περιβάλλοντος. Οι περισσότερες αν όχι όλες οι λίμνες έχουν επηρεαστεί σε κάποιο βαθμό

από τις ανθρώπινες δραστηριότητες, με αποτέλεσμα οι συνθήκες αναφοράς να αντιστοιχούν με τις λιγότερο επηρεασμένες συνθήκες ή ότι μπορεί να θεωρεί πλησιέστερο στις συνθήκες αναφοράς (Solheim 2005). Παρόλα αυτά, η παραδοχή αυτή δεν είναι σύμφωνη με τις επιταγές της Οδηγίας 2000/60/EK, καθώς οι καλύτερα διαθέσιμες συνθήκες δεν αντιπροσωπεύουν συνθήκες αναφοράς (Solheim 2005).

Στη συνέχεια παρουσιάζονται συνοπτικά οι μέθοδοι που χρησιμοποιούνται για τον καθορισμό συνθηκών αναφοράς (Solheim 2005):

✓ *Χρήση δεδομένων από ήδη υπάρχοντες σταθμούς αναφοράς.* Η συγκεκριμένη μέθοδος θεωρείται η πιο ακριβής και η λιγότερο αμφισβητούμενη για τη δημιουργία συνθηκών αναφοράς, επειδή αντικατοπτρίζει τη φυσική βιοποικιλότητα. Αυτό μπορεί να πραγματοποιηθεί με δύο τρόπους: (α) χρήση σταθμών με υψηλή οικολογική ποιότητα για τον καθορισμό των συνθηκών αναφοράς, υπό την προϋπόθεση να υπάρχει ένας ικανοποιητικός αριθμός λιμνών που είναι ελάχιστα επηρεασμένες από πιέσεις. (β) χρήση της κατανομής ενός πληθυσμού της λίμνης, που χρησιμοποιούνται δεδομένα από ένα μεγάλο αριθμό λιμνών και το καλύτερο τεταρτημόριο ή το κατώτατο 25% της κατανομής από κάθε μεταβλητή θεωρείται ως τιμή αναφοράς.

✓ *Ιστορικά δεδομένα.* Η χρήση ιστορικών δεδομένων για τη δημιουργία σταθμών αναφοράς είναι περιορισμένη λόγω της έλλειψης ανάλογων δεδομένων καθότι υπάρχουν λίγα δεδομένα από λίμνες πριν από τις περιβαλλοντικές αλλαγές που συνέβησαν τον 20^ο αιώνα, με αποτέλεσμα λίγες καταγραφές να μπορούν να θεωρηθούν ως συνθήκες αναφοράς. Τέλος, υπάρχει το πρόβλημα ότι παλαιότερα χρησιμοποιούνταν διαφορετικοί τρόποι συλλογής των δεδομένων, γεγονός που δεν επιτρέπει συγκρίσεις.

✓ *Παλαιολιμνολογικά δεδομένα.* Η μέθοδος χρησιμοποιεί την εξέταση καρότων ιζήματος ώστε να διερευνηθούν οι σχέσεις μεταξύ των απολιθωμάτων (π.χ. διατόμων ή Chironomidae) και των περιβαλλοντικών μεταβλητών (κυρίως ολικός φώσφορος, pH και θερμοκρασία) για να συναχθούν συνθήκες που επικρατούσαν στο παρελθόν. Χρειάζονται στατιστικά μοντέλα που βασίζονται σε ένα μεγάλο αριθμό δεδομένων και τα δείγματα από τα καρότα ιζήματος θα πρέπει να είναι χρονολογημένα. Το πλεονέκτημα αυτής της μεθόδου είναι ότι δεν χρειάζεται μια λίμνη να είναι σε συνθήκες αναφοράς και ότι αντικατοπτρίζει τη φυσική διακύμανση των πληθυσμών της λίμνης. Παρόλα αυτά, συχνά η διατήρηση των οργανισμών στο ίζημα είναι φτωχή και τα απολιθώματα περιορίζονται σε μία μικρή ομάδα οργανισμών. Τέλος, η μέθοδος χρειάζεται σύνθετη ανάλυση δεδομένων και την εμπειρία ειδικού.

✓ *Μοντέλα πρόβλεψης.* Σε πολλές περιοχές οι ανθρωπογενείς επεμβάσεις έχουν συμβεί για ένα μεγάλο χρονικό διάστημα, περιορίζοντας τις πιθανότητες να χρησιμοποιηθούν ως συνθήκες αναφοράς υπάρχοντα δεδομένα ή η κρίση του ειδικού ή ιστορικά δεδομένα. Έτσι, μπορούν να χρησιμοποιηθούν, οι εξής προσεγγίσεις: 1) Καμπύλη προβολής του παρελθόντος: εάν είναι αξιόπιστες οι σχέσεις αντίδρασης σε υποβαθμισμένες συνθήκες. Τότε οι συνθήκες αναφοράς μπορούν να προβλεφθούν με μοντελοποίηση μεταξύ υποβάθμισης-απόκρισης και χαμηλότερων επιπέδων υποβάθμισης. 2) Οι συνθήκες αναφοράς μπορούν επίσης να προβλεφτούν χρησιμοποιώντας ένα μοντέλο το οποίο χρησιμοποιεί τη γνώση που έχει αποκτηθεί από τις σχέσεις μεταξύ απόκρισης και μεταβλητών πρόβλεψης που είναι ανεξάρτητες και δεν επηρεάζονται από ανθρωπογενείς παρεμβάσεις (π.χ. γεωγραφικές μεταβλητές).

✓ *Κρίση του ειδικού.* Οι συνθήκες αναφοράς μπορούν να καθοριστούν με τη κρίση ειδικού πάνω στο αντικείμενο, συνδυάζοντας ιστορικά δεδομένα και/ή την κατάσταση που υπάρχει σήμερα στη δομή και στη λειτουργία των βιοκοινοτήτων. Ωστόσο, μπορεί να υπάρχει πιθανότητα υποκειμενικότητας και μεροληψίας. Επίσης, θεωρείται συχνά ως μια στατική τιμή που δεν περιλαμβάνει τη δυναμική της διακύμανσης των φυσικών οικοσυστημάτων. Η μέθοδος δεν πρέπει να χρησιμοποιείται μόνη της αλλά μπορεί να δώσει ισχυρά αποτελέσματα όταν συνδυάζεται με άλλες μεθόδους.

1.2.4. Ανάλυση Πιέσεων – Επιπτώσεων

Η αναγκαιότητα της ανάλυσης πιέσεων και επιπτώσεων (IMPRESS Analysis) δηλώνεται στο Άρθρο 5 της Οδηγίας 2000/60/EK, η οποία απαιτεί για κάθε λεκάνη απορροής την ανάλυση των χαρακτηριστικών της, την επισκόπηση των ανθρώπινων δραστηριοτήτων στην κατάσταση των επιφανειακών και των υπόγειων υδάτων και την οικονομική ανάλυση της χρήσης ύδατος. Τα βασικά στάδια μιας ανάλυσης πιέσεων – επιπτώσεων είναι τα εξής:

- ✓ αναγνώριση κατευθυντήριων δυνάμεων και πιέσεων,
- ✓ αναγνώριση εν δυνάμει σημαντικών πιέσεων,
- ✓ εκτίμηση των επιπτώσεων και
- ✓ εκτίμηση της πιθανότητας αποτυχίας επίτευξης των περιβαλλοντικών στόχων.

Προκειμένου να ολοκληρωθούν τα τέσσερα αυτά στάδια, απαιτείται η περιγραφή του υδάτινου σώματος και της λεκάνης απορροής, ώστε να γίνει η αναγνώριση και η εκτίμηση των πιέσεων. Τέλος, οι περιβαλλοντικοί στόχοι, αποτελούν τη βάση για την ανάλυση επικινδυνότητας.

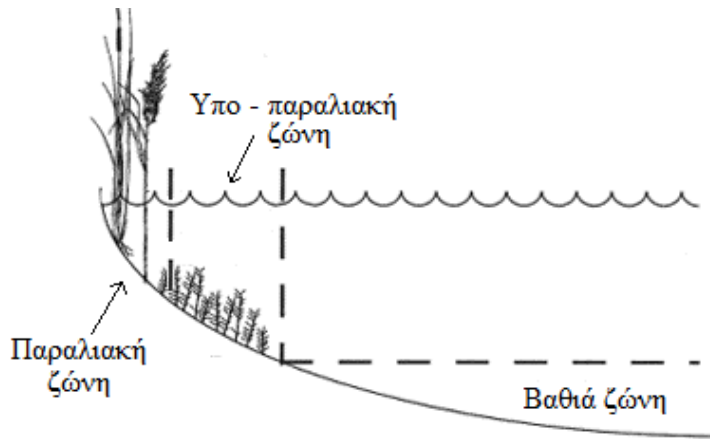
Οι κύριες κατηγορίες πιέσεων, όπως τις αναφέρει το Working Group 2.1 IMPRESS (2003), είναι οι εξής:

- α) Πιέσεις από σημειακές πηγές ρύπανσης, από τις οποίες οι ρυπαντές παροχετεύονται στο σύστημα σε συγκεκριμένη τοποθεσία.
- β) Πιέσεις από μη σημειακές πηγές ρύπανσης, οι οποίες είναι διάσπαρτες και διάχυτες στο χώρο και δεν υπάρχουν συγκεκριμένα σημεία εισόδου τους στα υδάτινα συστήματα. Οι ρύποι των μη σημειακών πηγών μεταφέρονται κυρίως από την επιφανειακή απορροή του νερού και την κίνηση των υπόγειων υδάτων. Η κάθε μια δραστηριότητα μπορεί να έχει μικρή επίπτωση, ενώ όλες αθροιστικά έχουν σημαντική επίπτωση στο περιβάλλον.
- γ) Πιέσεις από μορφολογικές αλλοιώσεις, οι οποίες είναι δυνατό να προκαλέσουν αλλαγή ή απώλεια ενδιαιτημάτων.

Μετά την αναγνώριση των σημαντικών πιέσεων πρέπει να γίνει η εκτίμηση και η ποσοτικοποίηση των επιπτώσεων. Σε αυτό το στάδιο χρησιμοποιούνται δεδομένα από ήδη υπάρχοντα συστήματα παρακολούθησης. Οι περισσότερες πιέσεις δεν δημιουργούν μια επίπτωση, αλλά αυξάνουν σημαντικά την πιθανότητα εμφάνισης δυσμενών συνθηκών, που ευνοούν αυτή την επίπτωση (CIS working group 2,1: IMPRESS, 2003). Το τελευταίο στάδιο είναι η εκτίμηση του κινδύνου μη επίτευξης των περιβαλλοντικών στόχων, στην ιδανική περίπτωση θα ήταν μια σύγκριση της κατάστασης του υδάτινου σώματος με οριακές τιμές, που αντιπροσωπεύουν το στόχο που θέτει η Οδηγία 2000/60/EK. Τα όρια αυτά όμως δεν είναι σαφή, με αποτέλεσμα τα όρια ανάμεσα στα υδάτινα σώματα που κινδυνεύουν να μη πετύχουν τους στόχους τους και σε αυτά που δεν κινδυνεύουν να είναι ασαφή.

1.3. Τα βενθικά μακροασπόνδυλα της βαθιάς ζώνης

Η βαθιά ζώνη (Εικόνα 1.3.1.) μπορεί να χαρακτηριστεί ως η βαθύτερη περιοχή με μαλακό υπόστρωμα, με έλλειψη φωτισμού και χωρίς βλάστηση (Wetzel 2001). Εξαιτίας της έλλειψης του φωτός, τα οικοσυστήματα της βαθιάς ζώνης είναι ετερότροφα και εξαρτώνται πλήρως από το φτωχής ποιότητας οργανικό υλικό που προέρχεται από τη στήλη του νερού, την παραλιακή ζώνη ή τη χερσαία παραγωγή (Covich et al. 1999). Η μεγάλη παροχή θρεπτικών συστατικών στις λίμνες συχνά οδηγεί σε αυξημένη παράκτια και πελαγική παραγωγικότητα με επακόλουθη αύξηση οργανικής ουσίας και συσσώρευσής της στο ίζημα (Solimini et al. 2006). Η αύξηση της αναπνοής των μικροοργανισμών, σε συνδυασμό με την είσοδο οργανικής ύλης, μπορεί να οδηγήσει σε μείωση του οξυγόνου στο υπολίμνιο επηρεάζοντας την κοινότητα των βενθικών μακροασπονδύλων (Solimini et al. 2006).



Εικόνα 1.3.1. Διάκριση ζωνών στο βυθό των λιμνών (Τροποποιημένη εικόνα από: <http://wvlc.uwaterloo.ca>).

Figure 1.3.1. Zone distinction at the bottom of lakes (Modified picture from: <http://wvlc.uwaterloo.ca>).

Η βαθιά ζώνη παρέχει ένα μοναδικό ενδιαίτημα για μία χαρακτηριστική και εκπληκτικά ποικιλόμορφη και πλούσια πανίδα βενθικών μακροασπόνδων (Jónasson 1996). Η βενθική μακροπανίδα αυτής της ζώνης χαρακτηρίζεται κυρίως από ολιγόχαιτους και από προνύμφες δίπτερων εντόμων της οικογένειας Chironomidae, ενώ συνήθως απαντούν σε μικρότερη πυκνότητα αμφίποδα και γαστερόποδα (Jynäsjärvi et al. 2009). Δύο περιβαλλοντικοί παράγοντες συχνά ρυθμίζουν την κοινότητα των βενθικών μακροασπονδύλων: το διαθέσιμο οξυγόνο που υπάρχει στο υπολίμνιο (Solimini et al. 2006) και η διαθέσιμη τροφή (Sæther 1979, Wiederholm 1980). Γενικά, οποιαδήποτε περιβαλλοντική αλλαγή σε μία λίμνη, για παράδειγμα η συγκέντρωση των θρεπτικών, αποτυπώνεται με αλλαγές στη δομή της κοινότητας των βενθικών μακροασπονδύλων (Carvalho et al. 2002).

Τα βενθικά μακροασπόνδυλα της βαθιάς ζώνης παίζουν σημαντικό ρόλο στα οικοσυστήματα των λιμνών συγκεκριμένα στη τροφική αλυσίδα, στην παραγωγικότητα, στην ανακύκλωση θρεπτικών και στην αποικοδόμηση (Reice & Wohlenberg 1993). Τα περισσότερα είδη είναι θρυμματιστές και εξαιτίας της υψηλής αφθονίας τους καταναλώνουν μεγάλες ποσότητες νεκρής οργανικής ύλης που καθιζάνει από τη στήλη του νερού (Jynäsjärvi 2011). Επιπλέον, πολλά είδη αποτελούν σημαντική λεία για θηρευτές όπως άλλα βενθικά μακροασπόνδυλα και βενθικούς οργανισμούς, καθώς και για τα βενθοφάγα ψάρια (Jynäsjärvi 2011). Έτσι, οι διάφορες ουσίες που έχουν αφομοιωθεί από τα βενθικά μακροασπόνδυλα μεταφέρονται σε υψηλότερα τροφικά επίπεδα μέσα στη λίμνη ή εναλλακτικά μεταφέρονται σε γειτονικά χερσαία οικοσυστήματα μέσω του ενήλικου σταδίου ζωής των δίπτερων εντόμων Chironomidae και Chaoboridae (Jones & Grey 2011).

1.4. Εκτίμηση της ποιότητας των λιμνών με βάση τα βενθικά μακροασπόνδυλα της βαθιάς ζώνης

Οι έρευνες που αφορούν στις κοινωνίες των βενθικών μακροασπονδύλων σε λίμνες χρονολογείται από τις αρχές του 20^{ου} αιώνα (Naumann 1921, Lenz 1925, Lundbeck 1936, Thienemann 1954, Brundin 1956, Cairns & Pratt 1993 από Solimini et al. 2006), όταν καταγράφηκε η εξάρτηση της κατανομής διαφορετικών ειδών Chironomidae από την τροφική κατάσταση, το οξυγόνο και το βάθος των λιμνών. Τα βενθικά μακροασπόνδυλα έχουν χρησιμοποιηθεί στην ταξινόμηση των λιμνών (Wiederholm 1981, Aagaard 1986) και έχουν αναγνωριστεί ως δείκτες της οικολογικής ποιότητας των λιμνών (Johnson et al. 1993, Bazzanti et al. 1998). Επίσης, μπορούν να αντανakλούν βραχυπρόθεσμες και μακροπρόθεσμες αλλαγές στην οικολογική ποιότητα των λιμνών, που αφορούν τόσο την υποβάθμιση της ποιότητας των υδάτων τους όσο και τα αποτελέσματα προγραμμάτων για την αποκατάστασή τους (Bazzanti & Seminara 1987).

Σύμφωνα με τον Jynväsjärvi (2011) τα βενθικά μακροασπόνδυλα ίσως είναι μία ευρεία μελετημένη ομάδα οργανισμών για την παρακολούθηση και αποκατάσταση των εσωτερικών υδάτων, λόγω:

- 1) του σχετικά μεγάλου κύκλου ζωής τους και της ικανότητάς τους να μην μπορούν να μετακινηθούν σε μεγάλες αποστάσεις, οπότε αντικατοπτρίζουν τις περιβαλλοντικές αλλαγές στο χρόνο και στο χώρο,
- 2) του μεγάλου αριθμού ειδών που συνθέτουν τις βενθικές κοινότητες, με γνωστή την απόκρισή τους στις ανθρωπογενείς πιέσεις και
- 3) του εύκολου, μη δαπανηρού, γρήγορου και καλά τυποποιημένου τρόπου συλλογής τους. Επιπλέον, η αναγνώριση των ειδών έχει γίνει πιο εύκολη λόγω της αναθεώρησης της ταξινόμησης και της διαθεσιμότητας ανανεωμένων κλειδών (π.χ. Timm 2009).

Στη βαθιά ζώνη, οι ολιγόχαιτοι και τα Chironomidae θεωρούνται οι πιο χρήσιμοι δείκτες για τις συνθήκες οξυγόνωσης (Solimini et al. 2006) και της τροφικής κατάστασης (Sæther 1979). Σύμφωνα με τον Verdonschot (1996) τα επίπεδα οξυγόνου έχουν συσχετισθεί με την κατανομή των ολιγόχαιτων. Συγκεκριμένα, με την μείωση του οξυγόνου παρατηρείται μείωση του αριθμού των ειδών και της αφθονίας των ολιγόχαιτων (Verdonschot 1996). Το μειονέκτημα των ολιγόχαιτων είναι ότι απαιτούνται για την αναγνώρισή τους ώριμα άτομα με ανεπτυγμένα γεννητικά όργανα (Solimini et al. 2006). Η οικογένεια των Chironomidae είναι πιθανόν ο πιο κατάλληλος δείκτης για την εκτίμηση της τροφικής κατάστασης των λιμνών, επειδή υπάρχει μεγάλη ποικιλότητα ειδών σε σχέση με τις υπόλοιπες ομάδες βενθικών μακροασπονδύλων, απαντούν σε ιζήματα με μεγάλο εύρος θρεπτικών ουσιών ενώ ορισμένα

είδη είναι ευαίσθητα σε εύτροφες συνθήκες (Solimini et al. 2006). Τα Chironomidae αντιδρούν πιο γρήγορα στις περιβαλλοντικές αλλαγές από ότι οι ολιγόχαιτοι, και αναμένεται να αντιδρούν και πιο γρήγορα σε συνθήκες βελτίωσης της οικολογικής ποιότητας των λιμνών (Dinsmore & Prepas 1997, Lang & Lods-Crozet 1997).

Η οικολογική θεωρία προβλέπει την αλλαγή στη δομή και στη λειτουργία των βενθικών μακροασπόνδυλων σύμφωνα με το επίπεδο και τον τύπο της διαταραχής, κάνοντας τα βενθικά μακροασπόνδυλα έναν κατάλληλο οικολογικό δείκτη για την παρακολούθηση της οικολογικής ποιότητας και τη διαχείριση των λιμναίων οικοσυστημάτων (Solimini & Sandin 2012). Στην πράξη, η δημιουργία συστημάτων εκτίμησης της οικολογικής ποιότητας των λιμνών που βασίζονται στα βενθικά μακροασπόνδυλα είναι δύσκολη, επειδή θα πρέπει να γίνεται διάκριση της απόκρισης των βιοκοινοτήτων σε ανθρωπογενείς πιέσεις και σε αυτές που προέρχονται από φυσικές αλλαγές (Sandin & Johnson 2000). Σύμφωνα με τους Jynäsjärvi et al. (2011) η φυσική διακύμανση της κοινότητας της βαθιάς ζώνης εξαρτάται από τη μορφομετρία της λίμνης και από άλλες περιβαλλοντικές μεταβλητές που είναι ανεξάρτητες από τις δραστηριότητες των ανθρώπων. Όμως, τα βενθικά μακροασπόνδυλα είναι συνήθως η μοναδική ομάδα που χρησιμοποιείται για την παρακολούθηση της βαθιάς ζώνης και ίσως παρέχει μοναδικές πληροφορίες για την κατάσταση της λίμνης (Rask et al. 2011). Στη βιβλιογραφία υπάρχει μια γενική συμφωνία ότι τα βενθικά μακροασπόνδυλα της βαθιάς ζώνης αποκρίνονται στον ευτροφισμό (Sæther 1979, Wiederholm 1980), όμως παρά το σπουδαίο ρόλο τους στα λιμναία οικοσυστήματα, η ανάπτυξη συστημάτων αξιολόγησης για την εκτίμηση της οικολογικής ποιότητας των λιμνών με βάση τα βενθικά μακροασπόνδυλα έχει παραμεληθεί (Nöges et al. 2009).

Γεωγραφικά, η επιστημονική γνώση για τα βενθικά μακροασπόνδυλα είναι περισσότερο ανεπτυγμένη στις Βόρειες χώρες και στη Μεγάλη Βρετανία από ότι στη νότια Ευρώπη (Solimini et al. 2006). Λίγα δεδομένα είναι διαθέσιμα από τις Μεσογειακές χώρες και περιορίζονται στην Ιταλία (Rossaro et al. 2007, με βιβλιογραφική ανασκόπηση της συγκεκριμένης χώρας), στη Γαλλία (Verneaux et al. 2004, αλλά πολλές λίμνες της Γαλλίας δεν ανήκουν στη Μεσόγειο), από ταμιευτήρες της Ισπανίας και δύο φυσικές λίμνες (Real et al. 2000) και την Τουρκία (Aıslan N & Şain Yalçın 2006). Στην Ελλάδα, τα βενθικά μακροασπόνδυλα έχουν ερευνηθεί στις ακόλουθες λίμνες: Καστοριάς (Koussouris et al. 1987), Βόλβη (Οικονομίδης 1991), Λυσιμαχία (Petridis 1993), Ταυρωπού (Petridis & Sinis 1993), Μικρή Πρέσπα (Koussouris et al. 1987, Petridis & Sinis 1995, Petridis & Sinis 1997), Κερκίνη (Κλώσσας 1975, Χατζηϊωάννου 2002, Γιάτης 2003, Μπόμπορη & Σαλβαρίνα 2008), Παμβώτιδα (Kagalou et al. 2006) και Δοϊράνη (Μπόμπορη & Σαλβαρίνα 2009). Για την

τελευταία, δεδομένα από την πλευρά της FYROM συνοψίζονται από Anonymous (2001) και Griffiths et al. (2002). Επίσης, οι Móra & Csabai (2008) έχουν καταγράψει όλα τα είδη της οικογένειας Chironomidae που διαβιούν στα εσωτερικά ύδατα της Ρόδου, ενώ οι Καραούζας και συν. (2006) έχουν ασχοληθεί με τα μακροασπόνδυλα σε εποχικά λιμναία ύδατα της Κρήτης.

1.5. Σκοπός της παρούσας έρευνας

Σκοπός της παρούσας έρευνας ήταν η διερεύνηση (α) της σύνθεσης των κοινοτήτων των βενθικών μακροασπονδύλων στο μαλακό υπόστρωμα των λιμνών Βόλβης, Καστοριάς και Μικρής Πρέσπας και (β) της χρήσης τους για την εκτίμηση της οικολογικής ποιότητας των συγκεκριμένων λιμνών. Επιμέρους στόχοι της παρούσας έρευνας είναι η εφαρμογή της τυπολογίας στις φυσικές λίμνες της Ελλάδας με βάση το Σύστημα Β, η διερεύνηση της ύπαρξης σταθμών αναφοράς, και η ανάλυση πιέσεων – επιπτώσεων στη λεκάνη απορροής της λίμνης Μικρής Πρέσπας.

2. ΠΕΡΙΟΧΗ ΕΡΕΥΝΑΣ

2.1. Λίμνη Βόλβη

2.1.1. Γενικά χαρακτηριστικά

Η λεκάνη απορροής της Λίμνης Βόλβης (Παράρτημα I, Εικόνα 1) αποτελεί υπολεκάνη της λεκάνης Μυγδονίας και καλύπτει έκταση 1.257 Km² περίπου. Ως λεκάνη της Μυγδονίας σύμφωνα με τον Ψιλοβίκο (1977), νοείται το επίμηκες βύθισμα μεταξύ Καμήλας και Ρεντίνας, εντός του οποίου βρίσκονται οι λίμνες Κορώνεια και Βόλβη, οι οποίες αποτελούν υπολειμματικές μορφές της μεγάλης πλειστοκαινικής λίμνης της Μυγδονίας και διαχωρίζουν τη χερσόνησο της Χαλκιδικής από τον κορμό της Μακεδονίας. Η υδρολογική λεκάνη της Μυγδονίας διακρίνεται σε δύο επιμέρους υπολεκάνες, αυτές των λιμνών της Κορώνειας και Βόλβης. Η περιοχή έρευνας ανήκει διοικητικά στην Περιφέρεια Κεντρικής Μακεδονίας στο 10^ο υδατικό διαμέρισμα της Ελλάδας, όπως αυτά έχουν ορισθεί από το Νόμο 3852/2010 και ειδικότερα στην Περιφερειακή Ενότητα της Θεσσαλονίκης στην Κεντρική Μακεδονία.

Η Βόλβη είναι η δεύτερη μεγαλύτερη φυσική λίμνη της Ελλάδας σε υψόμετρο 37 m, με έκταση περίπου 68 Km², περίμετρο ακτογραμμής 54,5 Km, μέγιστο βάθος 23,5 m και μέσο βάθος 13,8 m. Στα ανατολικά της βρίσκονται τα στενά της Ρεντίνας ή αλλιώς Μακεδονικά Τέμπη. Έχει σχήμα επίμηκες με μεγαλύτερο μήκος 19,5 Km και μεγαλύτερο πλάτος 5,5 Km προς το ανατολικό της τμήμα. Η λίμνη Βόλβη απορρέει στη θάλασσα (Στρυμονικό κόλπο) μέσω του ποταμού Ρήχιου. Αποτελεί λίμνη θερμού μονομικτικού τύπου και χαρακτηρίζεται ως εύτροφη με βάση τη βιομάζα του φυτοπλαγκτού, τα θρεπτικά συστατικά και τη χλωροφύλλη (Μουστάκα 1988, Vardaka et al. 2005). Η τροφοδοσία των νερών της λίμνης γίνεται κυρίως από εισροές με τη μορφή χειμάρρων από τη λεκάνη απορροής και από θερμομεταλλικές πηγές (Κοκκινάκης και συν. 2000).

2.1.2. Υδρολογικά στοιχεία της περιοχής

Σύμφωνα με τον Μπάλλα (2007) τα ρέματα που καταλήγουν στη λίμνη Βόλβη (Παράρτημα I, Εικόνα 2) είναι τα εξής:

- ✓ Σχολάρι (Ποταμιάς ή Δαφνούντας): Διέρχεται δυτικά του Σχολαρίου και ενώνεται με τον ποταμό Δερβένι.
- ✓ Βαμβακιάς (ή Κρύας Βρύσης): Διέρχεται ανατολικά του χωριού Βαμβακιά και συμβάλλει στο Ρήχιο ποταμό. Αποστραγγίζει τη λεκάνη των Βρωμολιμνών και εκβάλλει στη βορειοανατολική πλευρά της λίμνης.

- ✓ Λαγκαδικίων (Πλατανόρεμα): Αποστραγγίζει τη λεκάνη Ζαγκλιβερίου και ενώνεται με το ποταμό Δερβένι.
- ✓ Παζαρούδα (Μεγάλο Ρέμα): Διέρχεται ανατολικά της Νέας Απολλωνίας και εκβάλλει στο νότιο τμήμα της λίμνης Βόλβης.
- ✓ Απολλωνία (Χολομώντα ή Ατσαλιώτικο ή Μικρό Ρέμα): Πηγάζει από την περιοχή της Αρναίας, διέρχεται ανατολικά του Μελισουργού και εκβάλλει στο νοτιοανατολικό τμήμα της λίμνης Βόλβης. Αποτελεί το μεγαλύτερο χείμαρρο της λεκάνης της Βόλβης.
- ✓ Κερασιάς: Συγκεντρώνει τα αποστραγγιζόμενα ύδατα των βόρειων κλιτύων του Στρατονικίου, διέρχεται ΝΔ του Μοδίου και εκβάλλει στη λίμνη.
- ✓ Δερβενίου: Προέκυψε από τη συμβολή των χειμάρρων Λαγκαδικίων και Σχολαρίου. Σχεδιάστηκε για να παροχετεύει επιλεκτικά ποσότητες νερού του ρέματος Σχολαρίου στην Κορώνεια και να μπορεί να λειτουργεί ως αποσταγιστική τάφρος και να εκφορτίζει τα πλεονάζοντα πλημμυρικά νερά της λίμνης Κορώνειας στη λίμνη Βόλβη, στο δυτικό τμήμα αυτής. Η παροχή είναι μηδενική εδώ και αρκετά χρόνια, από τότε που άρχισε η σταδιακή πτώση της στάθμης της λίμνης Κορώνειας.
- ✓ Ρήχιος: Εκφορτίζει τα πλεονάζοντα νερά της λεκάνης της Βόλβης, μέσω των στενών της Ρεντίνας στη θάλασσα (Στρυμονικός Κόλπος).

2.1.3. Κλίμα

Το κλίμα της περιοχής χαρακτηρίζεται ως μεσόθερμο (μεταβατικό μεταξύ μεσογειακού και ηπειρωτικού τύπου) με ξηρή περίοδο το καλοκαίρι, ενώ στα μεγαλύτερα υψόμετρα επικρατούν δριμύτερες κλιματικές συνθήκες. Ο ετήσιος μέσος όρος θερμοκρασίας αέρα είναι περίπου 15 °C (Ζεϊμπέκη 2004).

2.1.4. Γεωλογία

Η λεκάνη της Βόλβης γεωτεκτονικά ανήκει στη Σερβομακεδονική Ζώνη και είναι κομμάτι της λεκάνης της Μυγδονίας που σχηματίστηκε κατά τη διάρκεια του κατώτερου Πλειστόκαινου (Ψιλοβίκος 1977). Οι γεωλογικοί σχηματισμοί της περιοχής αποτελούνται από:

- ✓ κρυσταλλοσχιστώδη πετρώματα (γνεύσιοι, μάρμαρα, αμφιβολίτες, μια φυλλιτική σειρά, ασβεστόλιθοι, χαλαζίτες και γρανίτες) (Ψιλοβίκος 1977, Μουντράκης 1985),
- ✓ εκρηξιγενή πετρώματα (γρανίτης) (Kockel et al. 1978),
- ✓ τριτογενή πετρώματα (ερυθροί άργιλοι μεγάλης έκτασης και πάχους ιλυώδη σύσταση και με κατά τόπους ψαμμιτικές και αμμοχαλικώδης ενστρώσεις) (Kockel et al. 1978) και

✓ τεταρτογενείς αποθέσεις (συστήματα αναβαθμίδων που συνίστανται από εναλλασσόμενα στρώματα αμμοχάλικων, αργίλων, ιλύων κλπ) (Kockel et al. 1978).

2.1.5. Καθεστώς προστασίας

Οι λίμνες Κορώνειας και Βόλβης και ο ποταμός Ρήχιος αποτελούν ένα οικοσύστημα εξαιρετικά μεγάλης σημασίας ως προς το ρόλο που διαδραματίζουν για τη διατήρηση της οικολογικής ισορροπίας και τη διαφύλαξη της βιολογικής ποικιλότητας. Σε διεθνές, ευρωπαϊκό και εθνικό επίπεδο και σε ότι αφορά στο καθεστώς προστασίας, η περιοχή των λιμνών Κορώνειας – Βόλβης έχει χαρακτηριστεί ως:

✓ Υγρότοπος Διεθνούς Σημασίας με την ονομασία «Λίμνες Βόλβη και Κορώνεια» βάσει της Διεθνούς Σύμβασης Ramsar «περί προστασίας του διεθνούς ενδιαφέροντος υγροτόπων».

✓ Ζώνη Ειδικής Προστασίας (Special Protected Area – SPA) με κωδικό και ονομασία «GR 1220009 Λίμνες Βόλβη και Λαγκαδά και Στενά Ρεντίνας», σε εφαρμογή της Οδηγίας 79/409/ΕΟΚ «Περί της διατήρησης των άγριων πτηνών» (Παράρτημα, Εικόνα 3) με έκταση 1.239 Km², καλύπτοντας το 96% της λεκάνης απορροής.

✓ Τόπος Κοινοτικής Σημασίας (Sites of Community Interest – SCI) για ένταξη στο Ευρωπαϊκό Οικολογικό Δίκτυο «Φύση 2000», με κωδικούς «GR 122001 Λίμνες Βόλβη & Λαγκαδά – ευρύτερη περιοχή» με έκταση 163 Km², «GR 1220003 Στενά Ρεντίνας – ευρύτερη περιοχή» με έκταση 20 Km² και «GR 1270001 Όρος Χολομώντα» με έκταση 17 Km² που βρίσκονται στη λεκάνη απορροής της λίμνης Βόλβης, σε εφαρμογή της Οδηγίας 92/43/ΕΟΚ «Για τη διατήρηση των φυσικών οικοτόπων καθώς και της άγριας πανίδας και χλωρίδας» (Παράρτημα I, Εικόνα 3).

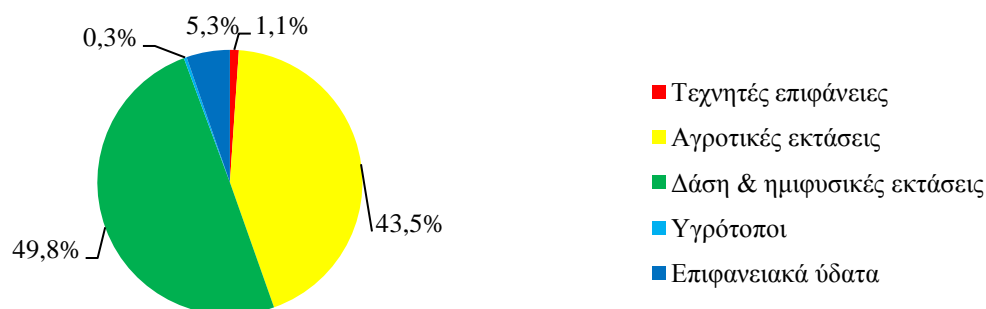
✓ Καταφύγια Άγριας Ζωής με τις ονομασίες «Προφήτης – Νυμφόπετρα», «Εκβολή Ρήχιου – Βόλβη (Μικρή Βόλβη)», «Παραλίμνιο δάσος Πλατάνων (Απολλωνίας)», «Παλμίτσι – Κάμπος (Ευζώνων και Μικρού Δάσους)», «Κλαδερή (Ασκού – Σοχού)» (Παράρτημα I, Εικόνα 4) καλύπτοντας μια έκταση 183 Km².

✓ Εθνικό Πάρκο Υγροτόπων των λιμνών Κορώνειας – Βόλβης και των Μακεδονικών Τεμπών (Παράρτημα I, Εικόνα 5).

2.1.6. Κάλυψη χρήσεων γης

Η λεκάνη απορροής της λίμνης Βόλβης καλύπτεται στο μεγαλύτερο ποσοστό της από καλλιεργούμενες και δασικές εκτάσεις. Σύμφωνα με το Corine Land Cover 2000 το ποσοστό των αγροτικών εκτάσεων είναι 43,5%, που αντιστοιχεί σε 562 Km² και σε δάση και ημι-φυσικές περιοχές με ποσοστό 49,8%, που αντιστοιχεί σε 642 Km² (Εικόνα 2.1.6.1.). Η

αναλυτικότερη κατηγοριοποίηση του Corine Land Cover 2000 καταλήγει σε 19 υποκατηγορίες οι οποίες φαίνονται στο Παράρτημα Ι, Εικόνα 6.



Εικόνα 2.1.6.1. Ποσοστό συμμετοχής στην κάλυψη των χρήσεων γης της λίμνης Βόλβης στις 5 κατηγορίες σύμφωνα με το Corine Land Cover 2000.

Figure 2.1.6.1. Percentage participation of land covers of lake Volvi in 5 categories according to Corine Land Cover 2000.

2.1.7. Προηγούμενες έρευνες σχετικά με τη βενθική μακροπανίδα

Σύμφωνα με τον Οικονομίδη (1991) οι πρώτες πληροφορίες για τη βενθική πανίδα της λίμνης Βόλβης προέρχονται από τον Stankovic (1931) που κατέγραψε την παρουσία προνυμφών των εντόμων *Chironomus plumosus* (Linnaeus, 1758) και *Corethra* (Chaoboridae). Αρκετά αργότερα, ο Sarkarev (1970) κατάγραψε την πανίδα των Hirudinea και ο Σίνης (1981) στα πλαίσια της έρευνας για την αυτοοικολογία του ενδημικού είδους ψαριού *Alosa macedonica* (Vinciguerra, 1921), πρόσθεσε ορισμένα νέα είδη στον κατάλογο των βενθικών μακροασπονδύλων. Τέλος, ο Οικονομίδης (1991) κατέγραψε την παρουσία 26 μακροζωοβενθικών οργανισμών: Demospongiae, Nematoda, *Valvata piscinalis* (O.F. Muller, 1774), *Anodonta cygnea* (Linnaeus, 1758), *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771), *Criodrilus lacuum* Hoffmeister, 1845, *Limnodrilus hoffmeisteri* Claparede, 1862, *Limnodrilus udekemianus* Claparede, 1862, *Limnodrilus* sp., *Potamothrix hammoniensis* (Michaelsen, 1901), *Psammoryctides albicola* (Michaelsen, 1901), *Psammoryctides moravicus* (Hrabe, 1934), *Psammoryctides* sp., *Erpobdella octoculata* (Linnaeus, 1758), *Lindenia tetraplylla* (Vander Linden, 1825), *Orthetrum cancellatum* (Linnaeus, 1758), *Chaoborus flavicans* (Meigen, 1830), *C. plumosus*, *Dicrotendipes nervosus* (Staeger, 1839), *Microchironomus tener* (Kieffer, 1918), *Polypedilum nubeculosum* (Meigen, 1804), *Polypedilum* sp., *Procladius choreus* (Meigen, 1804), *Procladius ferrugineus* (Kieffer, 1918), *Procladius* sp., Ceratopogonidae.

2.2. Λίμνη Καστοριάς

2.2.1. Γενικά χαρακτηριστικά

Η Λίμνη της Καστοριάς ή Ορεστιάς (Παράρτημα I, Εικόνα 7) έχει σχήμα ελλειψοειδές και βρίσκεται σε υψόμετρο 629 m, καταλαμβάνει έκταση περίπου 26,58 Km², έχει περίμετρο ακτογραμμής 31,8 Km, μέγιστο βάθος 9 m και μέσο βάθος 4,4 m. Η λίμνη έχει φυσική, ελεγχόμενη έξοδο το ρέμα Γκιάλι το οποίο συνδέεται με το σύστημα του ποταμού Αλιάκμονα. Αποτελεί λίμνη πολυμικτικού τύπου και χαρακτηρίζεται ως υπερεύτροφη με βάση τη βιομάζα του φυτοπλαγκτού, τα θρεπτικά άλατα και τη χλωροφύλλη (Vardaka et al. 2005, Moustaka et al. 2007). Η τροφοδοσία των νερών της λίμνης γίνεται κυρίως από εισροές με τη μορφή χειμάρρων από τη λεκάνη απορροής, όπως και από υπολίμνιες πηγές (Παναγιώτου 2012).

Η λεκάνη απορροής της λίμνης Καστοριάς αποτελεί υπολεκάνη της λεκάνης απορροής του ποταμού Αλιάκμονα και καλύπτει έκταση 278 Km² περίπου. Ο επιφανειακός υδροκρίτης της λεκάνης ορίζεται ανατολικά από τις κορυφές Μηλιά (1.236 m) και Πύργος (1.236 m) της ορεινής περιοχής Μορίκι του Άσκιου όρους. Στα βόρεια των στενών Κλεισούρας αναπτύσσεται ο ορεινός όγκος του όρους Βέρνου. Η περιοχή έρευνας ανήκει διοικητικά στην Περιφέρεια Δυτικής Μακεδονίας στο 9^ο υδατικό διαμέρισμα της Ελλάδας, όπως αυτά έχουν ορισθεί από το Νόμο 3852/2010 και ειδικότερα στο Νομό Καστοριάς στην Δυτική Μακεδονία.

2.2.2. Υδρολογικά στοιχεία της περιοχής

Στη λίμνη εκβάλλουν συνολικά 9 υδατορέματα (Παράρτημα I, Εικόνα 8). Αναφορικά είναι τα εξής (Βαφειάδης 1983):

✓ Στο ανατολικό τμήμα της λεκάνης απορροής είναι το ρέμα του Ξηροπόταμου, το οποίο καταλαμβάνει το μεγαλύτερο μέρος του τμήματος και εκβάλλει στη λίμνη ανάμεσα στις κοινότητες Μαυροχωρίου και Πολυκάρπης του Δήμου Μακεδνών. Οι προσχώσεις του στο ανατολικό τμήμα συνέβαλλαν στη μεγάλη βαθμού μείωση του βυθού της λίμνης στο σημείο εκβολής του. Επίσης, στο ανατολικό τμήμα βρίσκονται τα ρέματα του Ίστακου και της Φωτεινής.

✓ Στο δυτικό τμήμα υπάρχουν τα ρέματα του Αποσκέπου και Φουντουκλή, που σύμφωνα με τους Παυλόπουλο και συν. (2009) πρόκειται για υδατορέματα μικρού μεγέθους.

✓ Στο βόρειο τμήμα υπάρχουν τα ρέματα της Μεταμόρφωσης, του Τοιχιού, του Αγίου Αθανασίου και της Βυσσινιάς και πρόκειται για υδατορέματα μεσαίου μεγέθους (Παυλόπουλος και συν. 2009).

2.2.3. Κλίμα

Το κλίμα της περιοχής χαρακτηρίζεται ως μεσόθερμο (μεταβατικό μεταξύ μεσογειακού και ηπειρωτικού τύπου) με ξηρή περίοδο το καλοκαίρι και ψυχρούς χειμώνες. Συγκεκριμένα, ο χειμώνας είναι δριμύς και είναι συχνό το φαινόμενο του ολικού παγετού, με αποτέλεσμα πολλές φορές να παγώνουν η λίμνη και τα ποτάμια (Παναγιώτου 2012). Η σχετική υγρασία κατά τους χειμερινούς μήνες φθάνει πάνω από το 80%, ενώ τους θερινούς κυμαίνεται σε ποσοστά 50-55% (Παναγιώτου 2012).

2.2.4. Γεωλογία

Σύμφωνα με τον Βαφειάδη (1983) οι διάφοροι γεωλογικοί σχηματισμοί που απαντώνται στη λεκάνη απορροής της λίμνης Καστοριάς μπορούν να διακριθούν σε τέσσερις κατηγορίες:

- ✓ μεταμορφωμένα, ημιμεταμορφωμένα και πλουτωνικά πετρώματα της Πελαγονικής Ζώνης, παλαιοζωικής ηλικίας,
- ✓ ανθρακικά πετρώματα, μεσοζωικής (τριαδικής – ιουρασικής) περιόδου και καταλαμβάνουν σχετικά μεγάλη έκταση με δύο κύριες περιοχές εμφανίσεως,
- ✓ τριτογενείς σχηματισμοί, συνιστάμενοι κατά το μεγαλύτερο μέρος από μολασσικά ιζήματα της Μεσοελληνικής Αύλακας (Μειοκαινικής Περιόδου) και κατά μικρότερο ποσοστό από Πλείο-πλειστονικές λιμνοποτάμιες αποθέσεις και
- ✓ τεταρτογενείς αποθέσεις συνιστάμενες από σύγχρονες χαλαρές προσχώσεις κοιλάδων και ιδιαίτερα του Αλιάκμονα, από παλαιότερες αναβαθμίδες, χειμαρρώδεις κώνους, ριπίδια, κορήματα και τέλος λιμναία ιζήματα περιμετρικά της λίμνης.

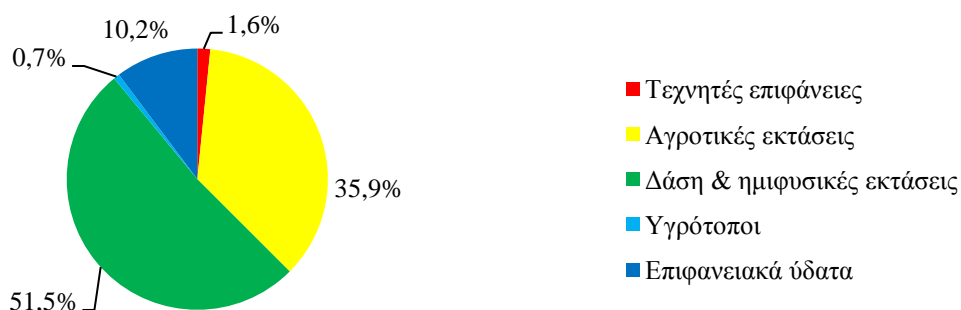
2.2.5. Καθεστώς προστασίας

Η λίμνη της Καστοριάς έχει χαρακτηριστεί ως τόπος ιδιαίτερου φυσικού κάλλους από το Υπουργείο Πολιτισμού (1974) και έχει ενταχθεί στο ευρωπαϊκό δίκτυο «Φύση 2000» με τους κωδικούς GR 1310001 (Λίμνη Καστοριάς) και GR 1320003 (Λίμνη Καστοριάς) (Παράρτημα I, Εικόνα 9). Οι κωδικοί αυτοί αντιστοιχούν σε 47,3 Km² και καλύπτουν τη λίμνη και την παραλίμνια περιοχή. Επίσης, στη λεκάνη απορροής στο βόρειο τμήμα υπάρχει η περιοχή GR 134006 (Μικτό δάσος Γράμμου) (Παράρτημα I, Εικόνα 9) και καλύπτει μία μικρή έκταση (2,2 Km²). Επιπλέον, η λίμνη της Καστοριάς έχει χαρακτηριστεί ως ζώνη ειδικής προστασίας βάση της Οδηγίας 79/409/ΕΟΚ, προτεινόμενος τόπος κοινοτικού ενδιαφέροντος και περιοχή προστασίας της φύσης βάσει της Ζώνης Οικιστικού Ελέγχου

(Ζ.Ο.Ε.) της λίμνης Καστοριάς. Τέλος, στη λεκάνη απορροής απαντώνται καταφύγια άγριας ζωής, βάσει του Νόμου 2637/98, με έκταση 15,2 Km² (Παράρτημα Ι, Εικόνα 10).

2.2.6. Χρήσεις γης

Η λεκάνη απορροής της λίμνης Καστοριάς καλύπτεται στο μεγαλύτερο ποσοστό της από δασικές και καλλιεργούμενες εκτάσεις. Σύμφωνα με το Corine Land Cover 2000 το ποσοστό των αγροτικών εκτάσεων είναι 35,9%, που αντιστοιχεί σε 102 Km² και σε δάση και ημι-φυσικές περιοχές με ποσοστό 51,5%, που αντιστοιχεί σε 146 Km² (Εικόνα 2.2.6.1). Η αναλυτικότερη κατηγοριοποίηση του Corine Land Cover 2000 καταλήγει σε 17 υποκατηγορίες οι οποίες φαίνονται στο Παράρτημα Ι Εικόνα 11.



Εικόνα 2.2.6.1. Ποσοστό συμμετοχής στην κάλυψη των χρήσεων γης της λίμνης Καστοριάς στις 5 κατηγορίες σύμφωνα με το Corine Land Cover 2000.

Figure 2.2.6.1. Percentage participation of land covers of lake Kastoria in 5 categories according to Corine Land Cover 2000.

2.2.7. Προηγούμενες έρευνες σχετικά με τη βενθική μακροπανίδα

Στοιχεία σχετικά για τη βενθική μακροπανίδα της λίμνης Καστοριάς υπάρχουν από τους Koussouris et al. (1987), που καταγράφηκαν οι εξής οργανισμοί: *Tubifex tubifex* (Muller, 1774), *Chaoborus crystallinus* (De Geer, 1776), *Chironomus* spp. Meigen, 1803 και *Nais variabilis* (Piguet, 1906).

2.3. Λίμνη Μικρή Πρέσπα

2.3.1. Γενικά χαρακτηριστικά

Η λίμνη Μικρή Πρέσπα (Παράρτημα Ι, Εικόνα 12) βρίσκεται σε μέσο υψόμετρο 850 m και έχει σχήμα επίμηκες με κατεύθυνση ΒΑ-ΝΔ, με μέγιστο μήκος περίπου 13 Km και μέγιστο πλάτος περίπου 6 Km. Το μέσο βάθος της υπολογίζεται σε 4,1 m περίπου και το μέγιστο βάθος σε 8,4 m, η έκτασή της είναι 40,13 Km² και περιβάλλεται στο μεγαλύτερο τμήμα της από καλαμιώνες. Χαρακτηρίζεται ως πολυμικτική λίμνη και εύτροφη με βάση τις μέσες τιμές των συγκεντρώσεων της χλωροφύλλης (Τρύφων 1994). Η λεκάνη απορροής της

λίμνης Μικρής Πρέσπας αποτελεί υπολεκάνη των Πρεσπών και έχει έκταση 210 Km², από τα οποία 156 Km² βρίσκονται στην Ελλάδα (Παράρτημα I, Εικόνα 12). Η περιοχή έρευνας ανήκει διοικητικά στην Περιφέρεια Δυτικής Μακεδονίας στο 9^ο υδατικό διαμέρισμα της Ελλάδας και ειδικότερα στην Περιφερειακή Ενότητα της Φλώρινας (Νόμος 3852/2010). Γύρω από τις δύο λίμνες υπάρχουν βουνά, με υψηλότερο σημείο το Καλό Νερό (2.516 m) στα ανατολικά, στα νότια βρίσκεται το όρος Τρικλάριο (1.756 m), δυτικά το Βροντερό (1.456 m) και μεταξύ των λιμνών το όρος Ντέβας. Πεδινό είναι το έδαφος ανατολικά της λίμνης, δυτικά στην πεδιάδα Κεφαλόρεμα και στον Ισθμό.

Μαζί με τη λίμνη Μεγάλη Πρέσπα, τη λίμνη της Οχρίδας και τη λίμνη Μαλίκ (αποξηράνθηκε το 1938), αποτελούσαν τμήματα της λίμνης των Δασσαρητών που συνδέονταν με την Αδριατική θάλασσα (Kassioumis 1991). Οι λίμνες Μικρή και Μεγάλη Πρέσπα, ήταν ένα ενιαίο υδάτινο σώμα πριν το διαχωρισμό τους από μία νησίδα (Papoutsis-Phychoudaki & Phychoudakis 2000). Σήμερα συνδέονται μεταξύ τους λόγω ενός τεχνητού ελεγχόμενου καναλιού μήκους 50 m και πλάτους 2 m, ενώ υπάρχουν και υπόγειοι καρστικοί υδροφορείς που επιτρέπουν την επικοινωνία με τη λίμνη Οχρίδα.

2.3.2. Υδρολογικά στοιχεία της περιοχής

Στη λίμνη της Μικρής Πρέσπας εκβάλλουν 4 υδατορέματα (Παράρτημα I, Εικόνα 13), τα οποία είναι από τα ανατολικά το Καλιθιώτικο, το Λευκωνιώτικο και το Καριώτικο. Από το δυτικό τμήμα της λεκάνης βρίσκεται το υδατόρεμα της Πύλης.

2.3.3. Κλίμα

Το κλίμα κατά τη διάρκεια του καλοκαιριού είναι θερμό και ξηρό (Ιούλιος 23,6 °C, χαρακτηριστικό του μεσογειακού, ενώ κατά τη διάρκεια του χειμώνα είναι μεσοευρωπαϊκό με χαμηλές θερμοκρασίες (Ιανουάριος 0,8 °C), υψηλές βροχοπτώσεις και μεγάλα διαστήματα συννεφιάς (Hollis & Stevenson 1997). Σύμφωνα με την κλίμακα Emberger, ανήκει στον υγρό μεσογειακό τύπο (Hollis & Stevenson 1997).

2.3.4. Γεωλογία

Η γεωλογία της λεκάνης απορροής της λίμνης Μικρής Πρέσπας μπορεί να χαρακτηριστεί με βάση τους εξής γεωλογικούς σχηματισμούς (Hollis & Stevenson 1997):

- ✓ μεταμορφωμένα πετρώματα και πλουτωνίτες (γρανιτικής σύστασης) στο ανατολικό τμήμα,

- ✓ ασβεστόλιθους και δολομιτικούς ασβεστόλιθους, έντονα διαρρηγμένους και καρστικοποιημένους στο δυτικό τμήμα,
- ✓ τριτογενείς και τεταρτογενείς αποθέσεις και
- ✓ κρυσταλλικούς σχιστόλιθους, γνεύσιους, χαλαζίτες και μάρμαρο.

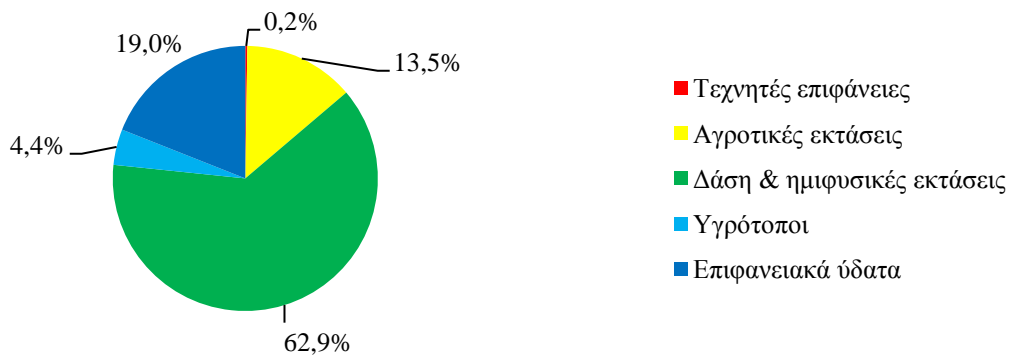
2.3.5. Καθεστώς προστασίας

Το 1974, η περιοχή των Πρεσπών κηρύχθηκε Εθνικός Δρυμός, δηλαδή φυσική περιοχή με ιδιαίτερη οικολογική σημασία λόγω της σπανιότητας της χλωρίδας και της πανίδας της και του φυσικού περιβάλλοντός της. Πρόκειται για το μεγαλύτερο εθνικό δρυμό στην Ελλάδα, με έκταση 250 Km². Το σχετικό θεσμικό πλαίσιο είναι το εξής:

- ✓ Διεθνής Σύμβαση Ramsar για την Προστασία των Υγροτόπων Διεθνούς Σημασίας, ιδιαίτερα ως οικοτόπων υδρόβιων πτηνών.
- ✓ Σύμβαση για το Διεθνές Εμπόριο Απειλούμενων Ειδών Χλωρίδας και Πανίδας (CITES).
- ✓ Σύμβαση για τη Διατήρηση των Αποδημητικών Ειδών των Άγριων Ζώων.
- ✓ Ορισμένα είδη χλωρίδας και πανίδας της περιοχής προστατεύονται από τα Παραρτήματα της Σύμβασης του Συμβουλίου της Ευρώπης για τη Διατήρηση της Ευρωπαϊκής Άγριας Ζωής και των Φυσικών Ενδιαιτημάτων.
- ✓ Σύμβαση για την Προστασία της Αρχιτεκτονικής Κληρονομιάς της Ευρώπης.
- ✓ Σύμβαση για την Εκτίμηση Περιβαλλοντικών Επιπτώσεων σε Διασυνοριακό Πλαίσιο.
- ✓ Σύμβαση της Οικονομικής Επιτροπής για την Ευρώπη των Ηνωμένων Εθνών για την Προστασία και Χρήση των Διαμεθοριακών Υδατορεμάτων και των Διεθνών Λιμνών.
- ✓ Σύμβαση για τη Βιολογική Ποικιλομορφία.
- ✓ Οδηγία 79/409/ΕΟΚ για τη διατήρηση των άγριων πτηνών, με την οποία ορίζονται τα κριτήρια για την ταξινόμηση συγκεκριμένων περιοχών ως Ζωνών Ειδικής Προστασίας για την Οрниθοπανίδα και στην οποία ανήκουν μεταξύ των άλλων η λίμνη Μικρή Πρέσπα, ο Εθνικός Δρυμός Πρεσπών (GR 1340001) με έκταση 59 Km² ενώ με την οδηγία GR 1340003 εντάσσονται και τα όρη Βαρνούντα και οι πηγές του ποταμού του Αγίου Γερμανού με έκταση 5 Km² στη λεκάνη απορροής της λίμνης Μικρής Πρέσπας (Παράρτημα I, Εικόνα 14).
- ✓ Οδηγία 92/43/ΕΟΚ για τη διατήρηση των φυσικών οικοτόπων καθώς και της άγριας χλωρίδας και πανίδας.
- ✓ Καταφύγιο άγριας ζωής με έκταση 36,2 Km² (Παράρτημα I, Εικόνα 15).

2.3.6. Χρήσεις γης

Η λεκάνη απορροής της λίμνης Μικρής Πρέσπας καλύπτεται στο μεγαλύτερο ποσοστό της από δασικές εκτάσεις. Σύμφωνα με το Corine Land Cover 2000 το ποσοστό των αγροτικών εκτάσεων είναι 13,5%, που αντιστοιχεί σε 28 Km² και σε δάση και ημι-φυσικές περιοχές με ποσοστό 62,9%, που αντιστοιχεί σε 130 Km² (Εικόνα 2.3.6.1.). Η αναλυτικότερη κατηγοριοποίηση του Corine Land Cover 2000 καταλήγει σε 12 υποκατηγορίες οι οποίες φαίνονται στο Παράρτημα I Εικόνα 16.



Εικόνα 2.3.6.1. Ποσοστό συμμετοχής στην κάλυψη των χρήσεων γης της λίμνης Μικρής Πρέσπας στις 5 κατηγορίες σύμφωνα με το Corine Land Cover 2000.

Figure 2.3.6.1. Percentage participation of land covers of lake Mikri Prespa in 5 categories according to Corine Land Cover 2000.

2.3.7. Προηγούμενες έρευνες σχετικά με τη βενθική μακροπανίδα

Η βενθική κοινωνία καταγράφηκε από τους Koussouris et al. (1987) και αφορά στα είδη *T. tubifex*, *Chironomus* spp. και *C. crystallinus*. Αργότερα, έγινε η καταγραφή της βενθοπανίδας από τους Petridis & Sinis (1995) και συγκεκριμένα καταγράφηκαν οι οργανισμοί: *P. hammosiensis*, *Potamothrix prespaensis* (Hrabe, 1931), *Psammoryctides ochridanus typical* (Hrabe, 1931), *Psammoryctides ochridanus variabilis* (Hrabe, 1931), *Spirosperma tenuis* (Hrabe, 1931), *Einfeldia dissidens* (Walker, 1856), *C. plumosus*, *Chironomus* sp., *M. tener*, *P. nubecolosum*, *Cladopelma lateralis* Goetghebuer, 1934, *Tanytarsus* sp., *Tanytus punctipennis* Meigen, 1818, *Procladius*, *C. flavicans*, *Culex* sp., *Psychoda* sp., *Ceratopogonidae* spp., *Sialis* sp., *Gammarus* sp., *V. piscinalis*. Επίσης, η Perandones Muñoz (2009) κατέγραψε στη λίμνη Μικρή Πρέσπα την παρουσία των ταξινομικών ομάδων Chaoborus, Chironomidae, Nematoda, Oligochaeta και Gasteropoda.

3. ΥΛΙΚΑ ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΟΙ

3.1 Τυπολογία

Όπως αναφέρθηκε στο Κεφάλαιο 1.1.2 για την τυπολογία υπάρχουν 2 συστήματα ταξινόμησης το Σύστημα Α και το Σύστημα Β. Στην παρούσα έρευνα επιλέχθηκε το Σύστημα Β καθώς παρουσιάζει μεγαλύτερη ευελιξία στην κατηγοριοποίηση των υποχρεωτικών περιγραφών και μπορούν επιπλέον να ληφθούν υπόψη και εναλλακτικοί περιγραφείς. Συγκεκριμένα για τη διάκριση των ελληνικών φυσικών λιμνών σε τύπους χρησιμοποιήθηκαν οι υποχρεωτικοί περιγραφείς του συστήματος Α της Οδηγίας 2000/60/ΕΚ υψόμετρο, έκταση, μέσο βάθος και γεωλογία, με ορισμένες προσαρμογές των ορίων τους και η αγωγιμότητα, ως εναλλακτικός περιγραφέας.

Προκειμένου να βρεθούν τα όρια διάκρισης για κάθε περιγραφέα αρχικά χρησιμοποιήθηκε μια βάση δεδομένων (η οποία δημιουργήθηκε από την υποψήφια διδάκτορα Όλγα Πετρίκη, Εργαστήριο Ιχθυολογίας του Τμήματος Βιολογίας) με τα χαρακτηριστικά των λιμνών σύμφωνα με την πιο πρόσφατη βιβλιογραφία (Παράρτημα ΙΙ, Πίνακας 1). Στη βάση συμπεριλήφθηκαν 25 φυσικές λίμνες με έκταση $>0,5 \text{ Km}^2$ που βρίσκονται σε υψόμετρο $<1000 \text{ m}$, τις οποίες η Ελλάδα υποχρεούται να παρακολουθήσει, καθώς και 20 λίμνες που βρίσκονται σε υψόμετρο $>1000 \text{ m}$ με έκταση $<0,5 \text{ Km}^2$ (Παράρτημα ΙΙ, Πίνακας 1), για τις οποίες δεν υπάρχει αντίστοιχη δέσμευση εξαιτίας της μικρής τους έκτασης (Οδηγία 2000/60/ΕΚ).

Από τη βάση έγιναν πίνακες συχνότητας για κάθε περιγραφέα. Οι κλάσεις των πινάκων καθορίστηκαν με βάση τον τύπο $k=1+3,32*\log(n)$, όπου n : ο αριθμός των λιμνών (Sturges 1926). Σε κάθε πίνακα προσαρμόστηκαν κανονικές κατανομές με βάση τις οποίες έγινε ο καθορισμός των ορίων.

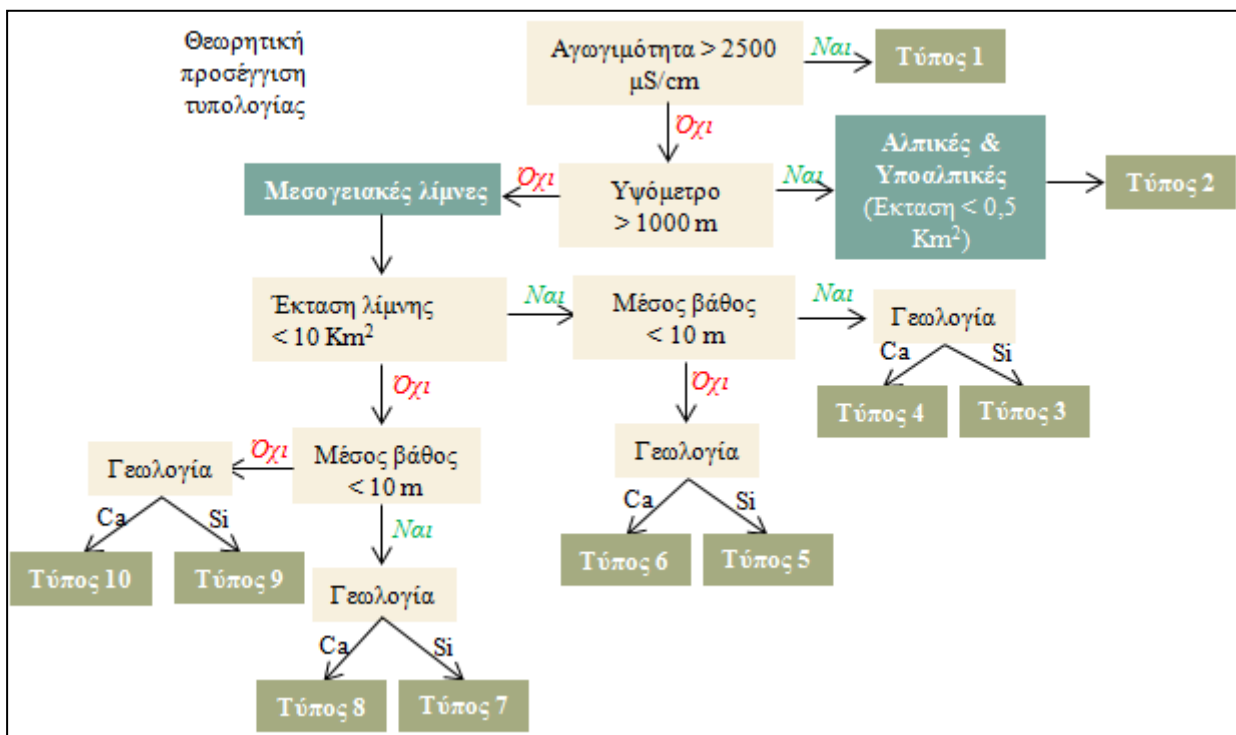
Αρχικά, οι λίμνες διακρίθηκαν με βάση την αγωγιμότητα ($>2500 \mu\text{S/cm}$ ή $<2500 \mu\text{S/cm}$). Η αγωγιμότητα συμπεριλαμβάνεται στους εναλλακτικούς περιγραφείς του συστήματος Β και συμπεριλήφθηκε ώστε να δημιουργηθεί ο Τύπος 1 (Εικόνα 3.1.1), στον οποίο ανήκουν λίμνες όπου η αγωγιμότητα καθορίζει τη δομή και τη σύνθεση του βιολογικού πληθυσμού.

Στη συνέχεια έγιναν οι κανονικές κατανομές από τον πίνακα συχνότητας του υψομέτρου σύμφωνα με τις οποίες καθορίστηκε ως όριο τα 1000 m με βάση το οποίο διακρίνονται οι αλπικές και υποαλπικές λίμνες ($>1000 \text{ m}$) από τις λίμνες χαμηλότερου υψομέτρου ($<1000 \text{ m}$). Με βάση το υψόμετρο θα μπορούσε να γίνει και μια ακόμη διάκριση με βάση το όριο των 400 m . Ωστόσο κάτι τέτοιο δεν έγινε καθώς εκτιμήθηκε ότι οι φυσικές

λίμνες που υπάρχουν στην Ελλάδα σε υψόμετρο από 455 ως και 850 m, δέχονται επίσης πιέσεις από τη λεκάνη απορροής τους.

Μετά το διαχωρισμό με βάση το υψόμετρο έγινε η διάκριση των λιμνών με βάση την έκταση τους. Το όριο τέθηκε στα 10 Km² (με βάση την ανάλυση κατανομών βρέθηκε στα 11 Km²), ώστε να κρατηθεί σταθερό ένα από τα όρια που δίνει η Οδηγία με βάση το σύστημα A για το συγκεκριμένο περιγραφέα (οι κατηγορίες του A συστήματος είναι: 0,5-1, 1-10, 10-100, >100 Km², Οδηγία 2000/60/EK).

Οι δύο επιμέρους ομάδες των λιμνών που προέκυψαν από αυτό το διαχωρισμό διακρίθηκαν περαιτέρω με βάση το μέσο βάθος. Το όριο για το μέσο βάθος που ορίστηκε από τις κανονικές κατανομές ήταν στα 10 m, διακρίνοντας τις ρηχές και πολύ ρηχές λίμνες από τις βαθιές. Τέλος, οι επιμέρους ομάδες των λιμνών διαχωρίστηκαν με βάση τη γεωλογία τους σε ασβεστολιθικές και πυριτικές, καταλήγοντας τελικά σε ένα σύνολο 10 τύπων (Εικόνα 3.1.1).



Εικόνα 3.1.1. Θεωρητική προσέγγιση της τυπολογίας των ελληνικών φυσικών λιμνών.

Figure 3.1.1. Theoretical approach for the typology of the Greek natural lakes.

3.2. Συνθήκες αναφοράς

Σύμφωνα με το REFONCD τα κριτήρια επιλογής των σταθμών αναφοράς ομαδοποιούνται σε 8 γενικές ομάδες πιέσεων. Στην περίπτωση των λιμνών λαμβάνονται υπόψη μόνο 6 κατηγορίες πιέσεων, χωρίς να συμπεριληφθούν αυτές που αναφέρονται στα ποτάμια όπως π.χ. «η αλλαγή ροής του ποταμού» και «η παρόχθια ζώνη». Για τις λίμνες,

αυτό το κριτήριο συνδυάστηκε με τις «μορφολογικές αλλαγές», δημιουργώντας μία νέα κατηγορία πίεσης που ονομάστηκε «υδρομορφολογικές αλλαγές». Ο Πίνακας 3.2.1 δείχνει τα κριτήρια ταξινόμησης των λιμνών σύμφωνα με τις 6 γενικές κατηγορίες που παρέχονται από το κατευθυντήριο κείμενο REFCOND για τη Μεσογειακή Ομάδα Διαβαθμονόμησης (Pardo et al. 2011).

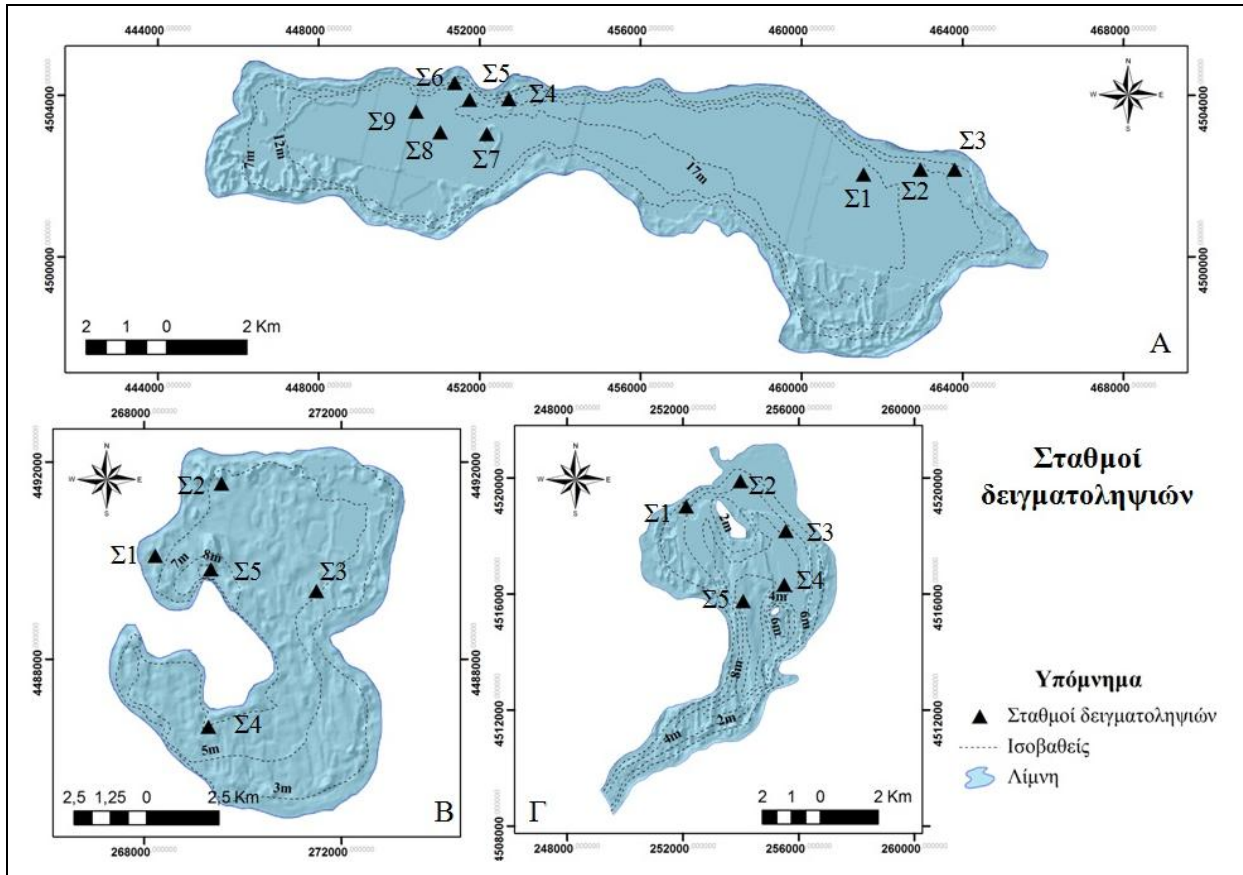
Πίνακας 3.2.1. Κριτήρια για συνθήκες αναφοράς στη Μεσογειακή Ομάδα Διαβαθμονόμησης (Pardo et al. 2011).

Table 3.2.1. Criteria for reference conditions in Mediterranean Intercalibration Group (Pardo et al. 2011).

1	Σημειακές πηγές ρύπανσης Μη ύπαρξη βιομηχανιών και μεγάλου αριθμού κατοικιών
2	Διάχυτες πηγές ρύπανσης 91% των χρήσεων γης της λεκάνης απορροής καλύπτεται από ημι-φυσική βλάστηση και η αγροτική χρήση γης δεν ξεπερνάει το 8% Η πυκνότητα του πληθυσμού < 5 Km ⁻²
3	Μορφολογικές αλλαγές Μικρές/Μέτριες διακυμάνσεις (0-20m)
4	Άντληση ύδατος Συνολική ζήτηση νερού ανάντη της λίμνης: Για αγροτική χρήση <10% Για βιομηχανική χρήση <1,5% Για οικιστική χρήση <3%
5	Βιολογικές πιέσεις
5.1	Εισαγωγή ξενικών ειδών
5.2	Αλιεία και υδατοκαλλιέργειες Μικρής ή μέτριας έντασης αλιεία
5.3	Βιοδιαχείριση Όχι βιοδιαχείριση
6	Άλλες πιέσεις Μικρής ή μέτριας έντασης ναυσιπλοΐα
	Πρόσθετες προσεγγίσεις
Ιστορικά δεδομένα που χρησιμοποιήθηκαν για έλεγχο	TP, TN και κυανοβακτήρια (Ρουμανία) Ανθίσεις κυανοβακτηρίων (Πορτογαλία)

3.3. Δειγματοληψίες

Για τη διεξαγωγή της δειγματοληψίας των βενθικών μακροασπονδύλων στις τρεις περιοχές έρευνας (λίμνες Βόλβη, Καστοριάς και Μικρής Πρέσπας) πραγματοποιήθηκαν δύο εποχικές δειγματοληψίες, το φθινόπωρο (τέλη Οκτωβρίου-αρχές Νοεμβρίου 2011) και την άνοιξη (τέλη Μαρτίου 2012). Ο αριθμός των σταθμών σε κάθε λίμνη διέφερε εξαιτίας της διαφορετικής έκτασης που έχει η καθεμία τους. Έτσι, στη λίμνη Βόλβη επιλέχθηκαν 9 σταθμοί (Εικόνα 3.3.1.A) και στις λίμνες Καστοριάς και Μικρή Πρέσπα 5 σταθμοί (Εικόνα 3.3.1.B και 3.3.1.Γ) από την βαθιά και υπο-παραλιακή ζώνη.



Εικόνα 3.3.1. Σταθμοί στις λίμνες Α) Βόλβη, Β) Καστοριάς και Γ) Μικρή Πρέσπα.
Figure 3.3.1. Stations in lakes A) Volvi, B) Kastoria and C) Mikri Prespa.

Η επιλογή των σταθμών έγινε με κριτήριο το υπόστρωμα και το βάθος. Σε κάθε λίμνη πραγματοποιήθηκαν δειγματοληψίες στο βαθύτερο σημείο της και σταδιακά σε μικρότερα βάθη ως την υπο-παραλιακή ζώνη. Ο δειγματολήπτης, που επιλέχθηκε για την συλλογή των βενθικών μακροσπονδύλων, ήταν τύπου Ekman-Birge (Εικόνα 3.3.2, διαστάσεων 15x15x15 cm μήκος x πλάτος x ύψος, δηλαδή 225 cm² επιφάνεια δειγματοληψίας), που είναι αποτελεσματικός για λεπτόκοκκα ιζήματα (Beattie 1979). Στη λίμνη Βόλβη ο συγκεκριμένος δειγματολήπτης, δε λειτούργησε ικανοποιητικά σε περιοχές με βάθος μικρότερο



Εικόνα 3.3.2. Δειγματολήπτης τύπου Ekman-Birge.
Figure 3.3.2 Sampler type Ekman-Birge.

των 9 m όπου υπήρχαν άφθονα δίθυρα και έκαναν το υπόστρωμα συνεκτικό, με αποτέλεσμα από τη συγκεκριμένη λίμνη να μην υπάρχουν δείγματα από την παραλιακή ζώνη. Το ίδιο πρόβλημα καταγράφηκε και από τον Οικονομίδη (1991), ο οποίος χρησιμοποίησε δειγματολήπτη τύπου Ponar. Στη συγκεκριμένη έρευνα, προτιμήθηκε να χρησιμοποιηθεί ο δειγματολήπτης Ekman-Birge, ώστε τα αποτελέσματα να είναι συγκρίσιμα, αφού προερχόταν όλα από μαλακό τύπο υποστρώματος.

Από κάθε σταθμό λήφθηκαν τρία δείγματα ιζήματος, τα οποία τοποθετούνταν σε πλαστικές σακούλες και μεταφέρονταν στο εργαστήριο. Τα δείγματα διατηρούνταν στο ψυγείο και σε διάστημα τριών ημερών κοσκινίζονταν με κόσκινο ανοίγματος πόρων 200 μm . Τα δείγματα που συλλέγονταν διατηρούνταν σε φορμόλη 10%, μέχρι τη διαλογή (sorting) των οργανισμών.

Επιπλέον από κάθε σταθμό λήφθηκε δείγμα νερού από την επιφάνεια και τον πυθμένα για τον προσδιορισμό των φυσικών-χημικών παραμέτρων και θρεπτικών αλάτων, που περιγράφονται στον Πίνακα 3.3.1. Επιπλέον, σε κάθε σταθμό καταγράφηκαν το βάθος με τη χρήση βυθομέτρου και η διαφάνεια του νερού με το δίσκο του Secchi.

Τέλος, έγινε σύγκριση των τιμών των παραμέτρων του νερού που συλλέχθηκαν με τα όρια της Οδηγίας 2006/44/EK «περί της ποιότητας των γλυκών υδάτων που έχουν ανάγκη προστασίας ή βελτίωσης για τη διατήρηση της ζωής των ιχθύων». Σύμφωνα με αυτήν τα ύδατα διακρίνονται σε: 1) ύδατα σολομοειδών όπου απαντούν είδη όπως τα *Salmo salar*, *Salmo trutta*, *Thymallus thymallus* και *Coregonus* sp. και 2) ύδατα των κυπρινοειδών, όπου αναπτύσσονται ή είναι δυνατόν να αναπτυχθούν ιχθύς που ανήκουν στα κυπρινοειδή (Cyprinidae) ή σε άλλα είδη όπως η τούρνα (*Esox lucius*), το περκί (*Perca fluviatilis*) και το χέλι (*Anguilla anguilla*).

Πίνακας 3.3.1. Τόπος και μέθοδος μέτρησης των φυσικών-χημικών παραμέτρων και των θρεπτικών αλάτων του νερού.

Table 3.3.1. Place and method for measuring the physico-chemical parameters and nutrients in water.

ΤΟΠΟΣ	ΠΑΡΑΜΕΤΡΟΣ	ΟΡΓΑΝΑ / ΜΕΘΟΔΟΣ
ΠΕΔΙΟ	Διαλυμένο οξυγόνο (D.O., mg/l)	PDO-519
	Θερμοκρασία νερού ($^{\circ}\text{C}$)	
	pH	pH-220
	Αγωγιμότητα ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	CD-4302
ΕΡΓΑΣΤΗΡΙΟ	Ολικά αιωρούμενα στερεά (T.S.S., mg/l)	APHA, 1985
	Άζωτο των νιτρικών αλάτων ($\text{NO}_2\text{-N}$, mg/l)	
	Άζωτο των νιτρικών αλάτων ($\text{NO}_3\text{-N}$, mg/l)	
	Φώσφορος των ορθοφωσφορικών ιόντων ($\text{PO}_4\text{-P}$, mg/l)	
	Άζωτο των αμμωνιακών αλάτων ($\text{NH}_4\text{-N}$, mg/l)	
	B.O.D. ₅ (mg/l)	

3.4. Προσδιορισμοί βενθικών μακροασπονδύλων

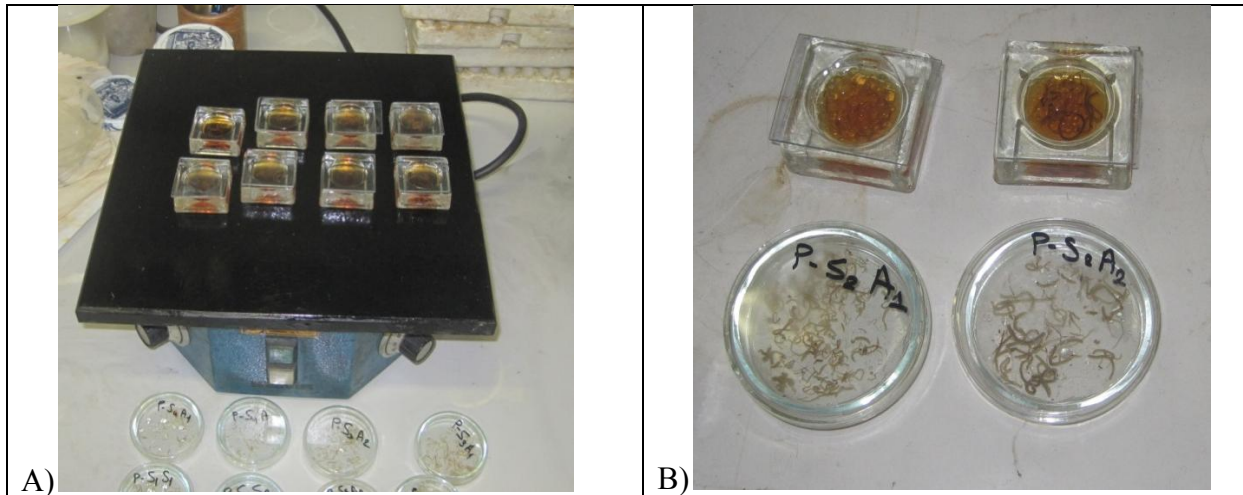
Η αναγνώριση των ειδών έγινε στο Πανεπιστήμιο degli Studi di Milano, στο τμήμα Scienze per gli Alimenti, la Nutrizione e l'Ambiente (DeFENS) υπό την επίβλεψη του καθηγητή Bruno Rossaro. Αρχικά τα είδη ομαδοποιήθηκαν σε ομάδες με βάση τα εξωτερικά χαρακτηριστικά τους, χρησιμοποιώντας στερεοσκόπιο τύπου Leica 206. Στη συνέχεια έγινε η επεξεργασία των δειγμάτων και έπειτα ο προσδιορισμός τους με τη χρήση μικροσκοπίου. Συγκεκριμένα η επεξεργασία για τα είδη της οικογένειας Chironomidae είναι η ακόλουθη:

1. Τα είδη τοποθετούνταν σε διάλυμα 10% υδροξειδίου του καλίου (KOH) για 24 ώρες σε θερμοκρασία δωματίου ή για 1 λεπτό στους 100 °C. Σε περίπτωση που προτιμηθεί ο βρασμός, πρέπει να γίνεται πολύ προσεκτικά, επειδή είναι επικίνδυνος.
2. Στη συνέχεια τοποθετούνταν για 5 λεπτά σε διάλυμα οξικού οξέος (CH₃COOH).
3. Έπειτα για 5 λεπτά τοποθετούνται σε διάλυμα βουτυλικής αλκοόλης (C₄H₉OH).
4. Για την σταθεροποίηση των ειδών σε αντικειμενοφόρο πλάκα χρησιμοποιήθηκε μια σταγόνα από Faure. Επίσης, ως σταθεροποιητικό μπορεί να χρησιμοποιηθεί είτε Petrex είτε Canadian Balsam.

Για τον προσδιορισμό των προνυμφών (larvae) των Chironomidae έγινε η εξέταση των μορφολογικών χαρακτηριστικών της κεφαλικής τους κάψας και χρησιμοποιήθηκε η κλείδα του Wiederholm (1980). Για τον προσδιορισμό των νυμφών (pupae) των Chironomidae χρησιμοποιήθηκε η κλείδα του Wiederholm (1983).

Η επεξεργασία των ειδών της υποκλάσης των Oligochaeta που ακολουθήθηκε είναι η εξής:

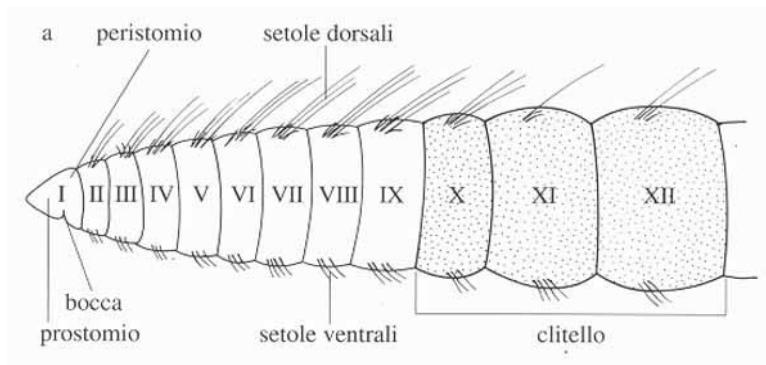
1. Τα είδη τοποθετούνται σε διάλυμα διμεθυλβενζόλιο (ξυλένιο) και φαινόλης με αναλογία 3:1, για 10 με 20 λεπτά. Για να επιταχυνθεί η διαδικασία τα δείγματα τοποθετούνταν σε θερμαινόμενη πλάκα στους 70 °C για 5 με 10 λεπτά (Εικόνα 3.4.1 A).
2. Στη συνέχεια, τα δείγματα σταθεροποιούνταν με μία σταγόνα Faure σε αντικειμενοφόρο πλάκα, τοποθετούνταν από την κοιλιακή πλευρά και καλυπτόταν με την καλυπτρίδα, αφού πιεζόταν λίγο.
3. Υπήρχαν περιπτώσεις όπου αντί για σταθεροποίηση με Faure, επιλεγόταν σταθεροποίηση με Petrex ή Canadian Balsam, τα οποία είναι πιο αποτελεσματικά στην σταθεροποίηση, επειδή δεν δημιουργούνται διάκενα μεταξύ της καλυπτρίδας και της αντικειμενοφόρου. Στην περίπτωση αυτή, τα δείγματα τοποθετούνταν σε διάλυμα βουτυλικής αλκοόλης για 10 με 20 λεπτά (Εικόνα 3.4.1.B), έπειτα σε διμεθυλβενζόλιο (ξυλένιο) για 10 με 20 λεπτά και στη συνέχεια γινόταν η σταθεροποίηση των δειγμάτων.



Εικόνα 3.4.1. Α) Δείγματα ολιγόχαιτων σε διάλυμα διμεθυλβενζόλιο (ξυλένιο) και φαινόλης σε θερμαινόμενη πλάκα και Β) δείγματα σε διάλυμα βουτυλικής αλκοόλης.

Figure 3.4.1. A) Samples of oligochaetes in solution of dimethylbenzolio (xylene) and phenol in a heated plate and B) samples in a solution of butyl alcohol.

Για τον προσδιορισμό των ειδών της κλάσης των ολιγόχαιτων αρχικά γινόταν ο διαχωρισμός των ώριμων από τα ανώριμα άτομα. Ο διαχωρισμός αυτός γίνεται με βάση τη διόγκωση που παρατηρείται στο X-XII μεταμερές των ώριμων ατόμων (Εικόνα 3.4.2). Για τον προσδιορισμό των ώριμων ατόμων χρησιμοποιήθηκε η κλείδα του Timm (2009). Τα ανώριμα άτομα αναγνωρίστηκαν με βάση τις σμήριγγες.



Εικόνα 3.4.2. Διόγκωση των X-XII μεταμερών για το διαχωρισμό των ώριμων από τα ανώριμα άτομα (Πηγή: σημειώσεις Rossaro & Boggero 2009).

Figure 3.4.2. Enlarged of the X-XII metameron to separate mature from immature individuals (Source: Notes Rossaro & Boggero 2009).

Από τα τρία δείγματα ιζήματος του κάθε σταθμού υπολογίστηκε ο μέσος όρος της αφθονίας του κάθε taxon καθώς και η συνολική αφθονία για κάθε σταθμό ανά εποχή και συνολικά. Η αφθονία εκφράστηκε σε άτομα ανά μονάδα επιφάνειας (ind/m^2).

3.5. Δείκτες βενθικών μακροασπονδύλων

Η διακύμανση της βιοκοινότητας των βενθικών μακροασπονδύλων σε μαλακό τύπο υποστρώματος αξιολογήθηκε με τους παρακάτω δείκτες:

✓ *Δείκτης ποικιλότητας Shannon H'* (Shannon & Weaver 1949)

Ο συγκεκριμένος δείκτης είναι μια κλασική οικολογική παράμετρος και χρησιμοποιείται για τη μελέτη της ποικιλότητας των βενθικών μακροασπονδύλων (Bazzanti & Seminara 1985, Johnson & Wiederholm 1989, Veijola et al. 1996, Dinsmore et al. 1999), σύμφωνα με τον τύπο:

$$H' = - \sum_{i=1}^S \left(\frac{ni}{n} \right) \left(\log_e \frac{ni}{n} \right),$$

όπου, S= ο συνολικός αριθμός των taxa, ni= η αφθονία του taxon i, n= η συνολική αφθονία του δείγματος.

✓ *Σταθμισμένος δείκτης ποικιλότητας Shannon Hw'* (Rossaro et al. 2011)

Ο συγκεκριμένος δείκτης συμπεριλαμβάνει στην εξίσωση του δείκτη Shannon μία τιμή-δείκτη (BQIWDIV) συγκεκριμένη για κάθε είδος:

$$Hw = \sum_{j=1}^p \left(\frac{y_{ij}}{\sum_{j=1}^p y_{ij}} \times \log_2 \frac{y_{ij}}{\sum_{j=1}^p y_{ij}} \times BQIWDIV_j \right),$$

όπου y_{ij}= ο αριθμός των ατόμων που ανήκουν στο είδος j στο σταθμό i, p= ο αριθμός των ειδών που υπάρχουν σε ένα σταθμό και BQIWDIV_j= το βάρος που αποδίδεται σε κάθε είδος, που βασίστηκε στη κρίση του ειδικού, λαμβάνοντας υπόψη δεδομένα από λίμνες και ποτάμια που υπάρχουν στη βάση δεδομένων της Ιταλίας (Rossaro 1993, Marziali et al. 2010) και από ιστορικά δεδομένα.

✓ *Δείκτης ποικιλότητας Margalef's* (Margalef 1958)

σύμφωνα με τον τύπο:

$$d = (S - 1) / \ln N,$$

Όπου S= ο συνολικός αριθμός των taxa και N=ο αριθμός των ατόμων. Ο συγκεκριμένος δείκτης σταθμίζει τον αριθμό των ειδών που προκύπτουν προς το συνολικό αριθμό των ατόμων.

✓ *Δείκτης ομοιοκατανομής Pielou J'* (Maguran 1988)

σύμφωνα με τον τύπο:

$$J' = H' / H'_{max},$$

όπου $H'_{max} = \log_2 s$ είναι η μέγιστη δυνατή ποικιλότητα για οποιοδήποτε αριθμό taxa (s). Ο συγκεκριμένος δείκτης αναφέρεται στο πόσο ομοιόμορφα κατανεμημένος είναι ο πληθυσμός του δείγματος. Οι τιμές του κυμαίνονται από 0 έως 1, και όσο πιο κοντά είναι στη μονάδα τόσο πιο ομοιόμορφα κατανεμημένος είναι ο πληθυσμός.

✓ *Δείκτης αναλογίας Oligochaeta/Chironomidae (O/C, Wiederholm 1980)*

Η αναλογία Oligochaeta/Chironomidae (O/C) υπολογίστηκε ως το ποσοστό των ολιγόχαιτων προς το σύνολο των ολιγόχαιτων και των μη μετακινούμενων Chironomidae (Chironomidae που ζουν σε θήκες μέσα ή στην επιφάνεια του ιζήματος). Έτσι, τα ελεύθερα κινούμενα είδη της υπο-οικογένειας Tanypodinae (Jynväsjärvi 2011), δεν υπολογίστηκαν στο συνολικό αριθμό των Chironomidae. Ο δείκτης O/C βασίζεται στην υπόθεση ότι η αφθονία των πιο ανθεκτικών γενικά ολιγόχαιτων αυξάνεται με την παρουσία μεγαλύτερων συγκεντρώσεων θρεπτικών σε σχέση με τα πιο ευαίσθητα είδη της οικογένειας Chironomidae (Särkkä 1982, Zinchenko 1992, Johnson 1998). Για σύγκριση δεδομένων από διαφορετικές λίμνες σε περίπου ίδια βάθη, ο λόγος Oligochaeta/Chironomidae μπορεί να χρησιμοποιηθεί όπως είναι, αλλά για διαφορετικά βάθη θα πρέπει να γίνει κάποια προσαρμογή (Wiederholm 1980). Αυτό συμβαίνει επειδή οι ολιγόχαιτοι τείνουν να αυξάνουν την επικράτησή τους σε μεγαλύτερα βάθη και έτσι προτείνεται από τον Wiederholm (1980) η διαίρεση με το βάθος όπου πραγματοποιήθηκε η δειγματοληψία.

✓ *Δείκτης Benthic Quality Index για την οικογένεια των Chironomidae (BQI_c, Wiederholm 1980)*

Ο συγκεκριμένος δείκτης χρησιμοποιήθηκε για να εκτιμηθεί η σύνθεση και η οικολογική κατάσταση της βιοκοινότητας των Chironomidae (Johnson & Wiederholm 1989, Johnson 1998, Hämäläinen et al. 2003, Meriläinen et al. 2003, Rask et al. 2011, Verbruggen et al. 2011). Ο δείκτης BQI_c βασίζεται στη σχετική αφθονία επτά ειδών ή γενών της οικογένειας Chironomidae, που βαθμολογούνται με ακέραιους αριθμούς από το 1 (είδη που υποδηλώνουν ευτροφισμό) έως το 5 (είδη που υποδηλώνουν ολιγοτροφισμό). Ο δείκτης BQI_c υπολογίστηκε για κάθε σταθμό σύμφωνα με τον τύπο:

$$BQI_c = \sum_{i=0}^s \frac{n_i \times K_i}{N},$$

όπου K_i = η βαθμολογία που παίρνει κάθε δείκτης taxon i , n_i = η αφθονία του taxon i και N = το άθροισμα του n_i . Οι δείκτες taxa, που χρησιμοποιούνται με τη βαθμολογία τους είναι:

Chironomus plumosus (Cp, k= 1), *Chironomus anthracinus* (Ca, k= 2), *Sergentia coracina* (Sc, k= 3), *Stictochironomus rosenschoeldi* (Sr, k= 3), *Micropsectra* spp. (Msp, k= 4), *Paracladopelma* spp. (Psp, k= 4) και *Heterotrissocladius subpilosus* (Hs, k= 5). Σύμφωνα με τον Wiederholm (1980), η απουσία ενός δείκτη-είδους δίνει στο BQI τιμή μηδέν, που δείχνει τη χειρότερη ή τις πιο υποβαθμισμένες συνθήκες.

- ✓ Δείκτης *Benthic Quality Index* για την υποκλάση των *Oligochaeta* (BQI_o , Ahl & Wiederholm 1977 από Wiederholm 1980)

Ο συγκεκριμένος δείκτης χρησιμοποιήθηκε για να εκτιμηθεί η σύνθεση και η οικολογική κατάσταση της βιοκοινότητας των *Oligochaeta*. Ο δείκτης BQI_o βασίζεται στη σχετική αφθονία 5 ειδών, που βαθμολογούνται με ακέραιους αριθμούς από το 1 (είδη που υποδηλώνουν ευτροφισμό) έως το 4 (είδη που υποδηλώνουν oligotροφισμό). Ο δείκτης BQI_o υπολογίστηκε για κάθε σταθμό σύμφωνα με τον τύπο:

$$BQI_o = \sum_{i=0}^s \frac{n_i \times K_i}{N},$$

όπου k_i =η βαθμολογία που παίρνει κάθε δείκτης taxon i , n_i = η αφθονία του taxon i και N =το άθροισμα του n_i . Οι δείκτες taxa, που χρησιμοποιούνται με τη βαθμολογία τους είναι: *Limnodrilus hoffmeisteri* (Lh, k= 1), *Potamothrix hammoniensis* (Ph, k=2), *Pelosclex ferox* (Pf, k=3), *Rhynchelmis limosella* (Rl, k=4) και *Stylodrilus heringianus* (Sh, k=4). Σύμφωνα με τον Wiederholm (1980), η απουσία ενός δείκτη-είδους δίνει στο BQI τιμή μηδέν, που δείχνει τη χειρότερη ή τις πιο υποβαθμισμένες συνθήκες.

- ✓ Τροποποιημένος δείκτης *Benthic Quality Index* ($BQIM_i$, Rossaro et al. 2007)

Ο συγκεκριμένος δείκτης χρησιμοποιήθηκε για να γίνει εκτίμηση της ποιότητας των σταθμών. Λαμβάνει υπόψη του όλη τη βενθική πανίδα που καταγράφεται σε κάθε σταθμό, χωρίς να διαχωρίζει την οικογένεια των Chironomidae από την υποκλάση των *Oligochaeta*, όπως οι δείκτες BQI_c και BQI_o που αναφέρθηκαν προηγουμένως. Αυτό επιτυγχάνεται επειδή σε κάθε taxon δίνει ένα συγκεκριμένο βάρος, που συνυπολογίζει τις περιβαλλοντικές μεταβλητές και την αφθονία των ειδών. Ο τροποποιημένος δείκτης $BQIM_i$ για κάθε σταθμό i υπολογίζεται από τον εξής τύπο:

$$BQIM_i = \frac{\sum_j^p BQIW_j \times y_{ij}}{\sum_j^p y_{ij}},$$

όπου p =ο αριθμός των ειδών στο σταθμό i , $BQIW_j$ = το βάρος των ειδών-δεικτών j , y_{ij} η αφθονία των ειδών j στο σταθμό i .

- Ο συντελεστής $BQIW_j$ προέκυψε με τον εξής τρόπο (Rossaro et al. 2007):

Αρχικά υπολογίστηκαν οι σταθμισμένοι μέσοι των περιβαλλοντικών μεταβλητών για κάθε taxon, χρησιμοποιώντας ως βαρύτητα την αφθονία των ειδών σύμφωνα με την ακόλουθη εξίσωση:

$$\bar{z}_{jk} = \frac{\sum_{i=1}^n y_{ij} \times z_{ik}}{\sum_{i=1}^n y_{ij}}, \quad (1)$$

όπου Z_{ik} είναι η τιμή της περιβαλλοντικής μεταβλητής k που μετρήθηκε στο σταθμό i , y_{ij} η αφθονία των ειδών j στον ίδιο σταθμό i και \bar{z}_{jk} ο σταθμισμένος μέσος όρος που υπολογίστηκε από τα είδη j και την περιβαλλοντική μεταβλητή k . Οι σταθμισμένοι μέσοι όροι μπορούν να χρησιμοποιηθούν ως βαρύτητες (BQIW: Benthic Quality Index Weight) που θα αποδοθούν για κάθε είδος ώστε να αναπτυχθεί ένας δείκτης. Για να είναι ο δείκτης αυτός πενταβάθμιας κλίμακας, όπως απαιτεί η Οδηγία 2000/60/EK και χρησιμοποιώντας το δείκτη BQI που προτάθηκε από τον Wiederholm (1980), οι σταθμισμένοι μέσοι όροι διακρίθηκαν μεταξύ 1 και 0 χρησιμοποιώντας την παρακάτω εξίσωση (Lek & Guégan, 2000):

$$\bar{z}_{jk} = \frac{(\bar{z}_{jk} - z_{min})}{(z_{max} - z_{min})}, \quad (2)$$

όπου \bar{z}_{jk} είναι ο σταθμισμένος μέσος όρος από κάθε είδος j και περιβαλλοντική μεταβλητή k . Στη συγκεκριμένη περίπτωση μπορεί να είναι ο ολικός φώσφορος, η διαφάνεια και το οξυγόνο. Ο ολικός φώσφορος θεωρείται ότι αυξάνεται όσο η οικολογική ποιότητα γίνεται χειρότερη, ενώ η διαφάνεια και το οξυγόνο μειώνονται. Έτσι υπολογίστηκε ξανά η κλίμακα για το \bar{z}_{jTP} με βάση την εξίσωση:

$$\bar{z}_{jTP} = 1 - \bar{z}_j, \quad (3)$$

όπου \bar{z}_j ο σταθμισμένος μέσος όρος από κάθε είδος.






Ο δείκτης βάρους: $BQIW_j$ προέκυψε λαμβάνοντας υπόψη τους μέσους όρους από \bar{z}_{jk} μετά από τον υπολογισμό της κλίμακας σύμφωνα με την εξίσωση:

$$BQIW_j = \sum_{k=1}^q \frac{\bar{z}_{jk}}{q}, \quad (4)$$

όπου q ο αριθμός των περιβαλλοντικών μεταβλητών που χρησιμοποιήθηκαν για να υπολογιστεί ο BQIW (3 στην παρούσα περίπτωση), \bar{z}_{jk} ο μέσος όρος της περιβαλλοντικής μεταβλητής k σταθμισμένος από την αφθονία του είδους j μετά από τον επαναυπολογισμό της κλίμακας και $BQIW_j$ παίρνει το εύρος των τιμών μεταξύ 0 και 1. Έτσι, λαμβάνοντας υπόψη τις εξισώσεις (1) έως (5) προκύπτει ο τροποποιημένος δείκτης BQIM. Ο

τροποποιημένος δείκτης BQIM παίρνει τιμές από 1 (υψηλή ποιότητα) έως 0 (χαμηλή ποιότητα), όπως φαίνονται στο Πίνακα 3.5.1.

Πίνακας 3.5.1. Η βαθμολογία, η ποιότητα και η έκφραση του τροποποιημένου δείκτη BQIM.
Table 3.5.1. Score, interpretation and coloring presentation of modified index BQIM.

Βαθμολογία	Ερμηνεία	Χρωματική απεικόνιση
1-0,8	Υψηλή	
0,8-0,6	Καλή	
0,6-0,4	Μέτρια	
0,4-0,2	Ελλιπής	
0,2-0	Κακή	

3.6. Ανάλυση πιέσεων-επιπτώσεων

Για την αναγνώριση των κατευθυντήριων δυνάμεων και την ποσοτικοποίηση των πιέσεων, λαμβάνονται υπόψη οι πιέσεις από σημειακές πηγές ρύπανσης, από διάχυτες πηγές ρύπανσης και πιέσεις από μορφολογικές αλλοιώσεις.

Σημειακές πηγές ρύπανσης

Σημειακές πηγές ρύπανσης θεωρούνται τα αστικά λύματα, τα βιομηχανικά υγρά απόβλητα και η σταβλισμένη κτηνοτροφία. Για να υπολογιστεί το ρυπαντικό φορτίο, που τελικά εισρέει, στα ύδατα των αστικών λυμάτων, χρησιμοποιήθηκε ο μόνιμος πληθυσμός (Ελληνική Στατιστική Υπηρεσία Ελλάδος, ΕΣΥΕ 2001, <http://www.statistics.gr>) της λεκάνης απορροής και πολλαπλασιάστηκε με τους κατάλληλους συντελεστές εισροής (Πίνακας 3.6.1) ώστε να υπολογιστεί το παραγόμενο φορτίο. Για τα Δημοτικά Διαμερίσματα Μικρολίμνης και Καρύων χρησιμοποιήθηκε η απόφαση του Υ.ΠΕ.Κ.Α. υπ. Αριθμ: 195955/07/02/2012 για την έγκριση περιβαλλοντικών όρων για την εγκατάσταση επεξεργασίας λυμάτων.

Πίνακας 3.6.1. Συντελεστές εκπομπής ρύπων από ανεπεξέργαστα λύματα (¹Andreadakis et al. 2007), από σηπτικούς βόθρους (²Fribourg-Blanc & Courbet 2004) και από τις εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων (Υπ. Αριθμ: 195955/07/02/2012 του Υ.ΠΕ.Κ.Α.) για τον υπολογισμό των εισροών ρύπων.
Table 3.6.1. Emission factors for untreated sewage (¹Andreadakis et al. 2007), septic tanks (²Fribourg-Blanc & Courbet 2004) and wastewater treatment (No: 195955/07/02/2012 from ΥΠΕΚΑ) for the estimation of pollutant inputs.

Παραγόμενος Ρυπαντής	Ανεπεξέργαστα λύματα (g/κάτοικο*ημέρα) ¹	Σηπτικούς βόθροι (g/κάτοικο*ημέρα) ²	Εγκαταστάσεις Επεξεργασίας Λυμάτων (g/κάτοικο*ημέρα) ³
BOD	60	36	60
Ολικό N	12	10,8	11
Ολικό P	2,5	2,4	2,5

Τα παραγόμενα φορτία από τις δραστηριότητες της σταβλισμένης κτηνοτροφίας (ΕΣΥΕ 2001) υπολογίστηκαν ανάλογα με το είδος και τον αριθμό των εκτρεφόμενων ζώων χρησιμοποιώντας τους κατάλληλους συντελεστές εκπομπής (Πίνακας 3.6.2) (Ioannou et al. 2009). Σύμφωνα με τους Andreadakis et al. (2007) το ποσοστό των εισροών που τελικά καταλήγει στα επιφανειακά ύδατα είναι το 20% του BOD, το 15% του ολικού N και το 3% του ολικού P.

Πίνακας 3.6.2 Συντελεστές εκπομπής για τις κτηνοτροφικές δραστηριότητες (Ioannou et al. 2009).
Table 3.2.2. Emission factors for livestock breeding (Ioannou et al. 2009).

Είδος ζώου	Παράγοντας Εκροής (g/ζώο*ημέρα)		
	BOD	Ολικό N	Ολικό P
Βοοειδή	675	202,5	22,5
Αιγοπρόβατα	100,2	24,6	4,2
Χοίροι	80	38,4	11,2
Ιπποειδή	381,5	31,5	7
Πουλερικά	3,825	0,825	0,55

Διάχυτες πηγές ρύπανσης

Στις διάχυτες πηγές ρύπανσης περιλαμβάνονται η μη σταβλισμένη κτηνοτροφία και οι γεωργικές δραστηριότητες. Οι πιέσεις που οφείλονται στις γεωργικές δραστηριότητες υπολογίστηκαν βάσει της κάλυψης των χρήσεων γης όπως έχουν οριστεί από το πρόγραμμα Corine Land Cover 2000. Η κάθε μία από αυτές τις κατηγορίες έχει ένα διαφορετικό συντελεστή εκπομπής θρεπτικών στο περιβάλλον (Andreadakis et al. 2007) (Πίνακας 3.6.3).

Πίνακας 3.6.3. Συντελεστές απορροής θρεπτικών στις ομαδοποιημένες χρήσεις γης (Andreadakis et al. 2007).

Table 3.6.3. Nutrient export coefficients for each land use category (Andreadakis et al. 2007).

Χρήσεις γης	Ολικό N (kg/ha*yr)	Ολικό P (kg/ha*yr)
Επιφανειακά Νερά	1,2	0,01
Δασικές Εκτάσεις	3,0	0,10
Βοσκότοποι	5,0	0,50
Γεωργικές Εκτάσεις	40,0	0,50
Αστικές περιοχές	5,0	1,00

Μορφολογικές αλλοιώσεις

Όσον αφορά στις πιέσεις από μορφολογικές αλλοιώσεις θεωρήθηκε, ότι ασκούνται σημαντικές πιέσεις αν οι αγροτικές εκτάσεις καλύπτουν περισσότερο από 40% της ολικής έκτασης της λεκάνης απορροής (LAWA 2002) ή αν οι αστικές περιοχές καλύπτουν περισσότερο από το 2,5% της ολικής έκτασης της λεκάνης (Environment Agency 2005). Η

ύπαρξη σημαντικών πιέσεων δεν σημαίνει ότι το υδάτινο σώμα κινδυνεύει να μην πετύχει καλή κατάσταση μέχρι το 2015 αλλά μόνο, ότι υπόκειται σε πιέσεις που έχουν τη δυνατότητα να προκαλέσουν επιπτώσεις.

Αναγνώριση των εν δυνάμει σημαντικών πιέσεων

Για την αναγνώριση των σημαντικών πιέσεων γίνεται σύγκριση των φορτίων ρύπανσης που εισρέουν στα επιφανειακά ύδατα όλης της λεκάνης απορροής με τα μέγιστα επιτρεπόμενα φορτία, όπως αυτά καθορίζονται σχετικά με τη χρήση των υδάτων για διαβίωση των ιχθύων (Οδηγία 2006/44/EK), για την ύδρευση (πόσιμο νερό, ΚΥΑ 2600/2001) και τα πρότυπα όρια ποιότητας ύδατος που προορίζεται για άρδευση (Ν. Απόφαση 4813/98) (Πίνακας 3.6.4).

Πίνακας 3.6.4. Όρια φυσικών-χημικών παραμέτρων για την ύδρευση, άρδευση και τη διαβίωση των ιχθύων.

Table 3.6.4. Physicochemical parameters standards for potable water, irrigation and fish life.

Παράμετροι (mg/l)	Ανώτερη συγκέντρωση για την άρδευση (N. Απόφαση 4813/98)	Ανώτατη παραδεκτή συγκέντρωση για την ύδρευση (ΚΥΑ 2600/2001)	Ανώτερη συγκέντρωση διαβίωση ιχθύων (Οδηγία 2006/44/EK)	
			Σολομοειδών	Κυπρινοειδών
Νιτρικά (NO ₃ ⁻)	50	50	-	-
Νιτρώδη (NO ₂ ⁻)	-	0,5	0,01	0,03
Αμμωνιακά (NH ₄ ⁺)	1,5	0,5	1	1
Φωσφόρος (P ₂ O ₅)	0,7	5	0,2	0,4
BOD ₅	25	-	3	6

Εκτίμηση των επιπτώσεων, επικινδυνότητας μη επίτευξης των περιβαλλοντικών στόχων

Για την εκτίμηση των επιπτώσεων από πιέσεις ρύπανσης και από μορφολογικές αλλοιώσεις, όπως επίσης και την εκτίμηση μη επίτευξης των περιβαλλοντικών στόχων χρησιμοποιήθηκε η Ισπανική μεθοδολογία που προτείνεται από τους Castro et al. 2005, μετά από την προσαρμογή της στα ελληνικά δεδομένα από τους Ioannou et al. 2009. Η εκτίμηση των επιπτώσεων (Πίνακας 3.6.5) βασίζεται στα υπάρχοντα δεδομένα παρακολούθησης της ποιότητας του ποταμού και μπορεί να είναι ευέλικτη ανάλογα με τα στοιχεία, που είναι διαθέσιμα για κάθε υδάτινο σώμα. Επίσης, η μέθοδος αυτή αφήνει μεγάλο βαθμό ελευθερίας στην κρίση ειδικού (expert judgement), δίνει ξεχωριστή σημασία σε φαινόμενα ευτροφισμού και λαμβάνει υπόψη της το ουσιαστικότερο σκέλος της ποιότητας, που είναι το βιολογικό στοιχείο.

Βασιζόμενοι στην κατηγοριοποίηση τόσο των πιέσεων όσο και των επιπτώσεων μπορούμε να αποφανθούμε σχετικά με το βαθμό επικινδυνότητας να μην επιτευχθούν οι περιβαλλοντικοί στόχοι. Τα τελικά αποτελέσματα της ανάλυσης IMPRESS εκφράζονται σε τέσσερις διαβαθμίσεις της επικινδυνότητας: υψηλή, μέτρια, χαμηλή και ανύπαρκτη (Πίνακας 3.6.6). Βασιζόμενοι σε αυτά μπορούμε να σχεδιάσουμε ένα πιο ορθολογικό πρόγραμμα παρακολούθησης και ένα αποτελεσματικότερο πρόγραμμα μέτρων, όπου αυτό είναι απαραίτητο. Για να επιτευχθεί διαχείριση του κινδύνου ανάλογα με τη σημαντικότητα των πιέσεων οι επιπτώσεις διακρίνονται σε σίγουρες, πιθανές, χωρίς, απουσία δεδομένων (Πίνακας 3.6.7).

Πίνακας 3.6.5. Κατηγοριοποίηση των υδάτινων σωμάτων ανάλογα με τη βεβαιότητα των επιπτώσεων που εμφανίζουν (Ioannou et al. 2009, τροποποιημένο από Castro et al. 2005).

Table 3.6.5. Classification of water bodies according to the certainty of the appeared impacts (Ioannou et al. 2009, modified from Castro et al. 2005)

		ΠΙΕΣΕΙΣ ΡΥΠΑΝΣΗΣ			ΜΟΡΦΟΛΟΓΙΚΕΣ ΠΙΕΣΕΙΣ (Raven et al,1998 a, b)
ΕΠΙΠΤΩΣΕΙΣ	ΣΙΓΟΥΡΕΣ	Αν ισχύουν όλα τα παρακάτω:			Μέσο HMS > 8
		Μέση βιολογική ποιότητα κατώτερη της καλής	Χρονοσειρές θρεπτικών αύξουσας συγκέντρωσης	Μέσες τιμές χημικών παραμέτρων μεγαλύτερες από πρότυπα για άρδευση	
	ΠΙΘΑΝΕΣ	Αν ισχύουν τουλάχιστον δύο από τα παρακάτω:			2 < Μέσο HMS ≤ 8
		Μέση βιολογική ποιότητα κατώτερη της καλής	Χρονοσειρές θρεπτικών αύξουσας συγκέντρωσης	Μέσες τιμές χημικών παραμέτρων μεγαλύτερες από πρότυπα για ύδρευση	
	ΧΩΡΙΣ	Αν ισχύουν όλα τα παρακάτω:			Μέσο HMS ≤ 2
		Μέση βιολογική ποιότητα ανώτερη της καλής	Χρονοσειρές θρεπτικών σταθερής ή ελαττωμένης συγκέντρωσης	Μέσες τιμές χημικών παραμέτρων μικρότερες από πρότυπα για διαβίωση ψαριών	

Πίνακας 3.6.6. Κατηγοριοποίηση της επικινδυνότητας μη επίτευξης των περιβαλλοντικών στόχων σε τέσσερις κατηγορίες (Ioannou et al. 2009, τροποποιημένο από Castro et al. 2005).

Table 3.6.6. Hierarchical categories of the failure risk meeting environmental objectives risk assessment (Ioannou et al. 2009, modified from Castro et al. 2005).

ΕΠΙΚΙΝΔΥΝΟΤΗΤΑ		ΕΠΙΠΤΩΣΕΙΣ			
		ΣΙΓΟΥΡΕΣ	ΠΙΘΑΝΕΣ	ΧΩΡΙΣ	ΑΠΟΥΣΙΑ ΔΕΔΟΜΕΝΩΝ
ΣΗΜΑΝΤΙΚΕΣ ΠΙΕΣΕΙΣ	ΝΑΙ	ΥΨΗΛΗ	ΜΕΤΡΙΑ	ΧΑΜΗΛΗ	ΜΕΤΡΙΑ
	ΌΧΙ	ΥΨΗΛΗ	ΜΕΤΡΙΑ	ΑΝΥΠΑΡΚΤΗ	ΧΑΜΗΛΗ
	ΑΠΟΥΣΙΑ ΔΕΔΟΜΕΝΩΝ	ΥΨΗΛΗ	ΜΕΤΡΙΑ	ΧΑΜΗΛΗ	ΔΕΝ ΕΚΤΙΜΑΤΑΙ

Πίνακας 3.6.7. Κατηγοριοποίηση της διαχείρισης κινδύνου σε τέσσερις κατηγορίες (Ioannou et al. 2009, τροποποιημένος από Castro et al. 2005).

Table 3.6.7. Classification of risk management in four categories (Ioannou et al. 2009, modified from Castro et al. 2005).

ΔΙΑΧΕΙΡΙΣΗ ΚΙΝΔΥΝΟΥ		ΕΠΙΠΤΩΣΕΙΣ			
		ΣΙΓΟΥΡΕΣ	ΠΙΘΑΝΕΣ	ΧΩΡΙΣ	ΑΠΟΥΣΙΑ ΔΕΔΟΜΕΝΩΝ
ΣΗΜΑΝΤΙΚΕΣ ΠΙΕΣΕΙΣ	ΝΑΙ	Άμεση εφαρμογή προγράμματος μέτρων	Μακροχρόνιο πρόγραμμα μέτρων	Εφαρμογή εποπτικής παρακολούθησης	Εφαρμογή παρακολούθησης διερεύνησης
	ΌΧΙ	Συμπληρωματική ανάλυση IMPRESS	Εφαρμογή επιχειρησιακής παρακολούθησης	Διατήρηση των συνθηκών	Εφαρμογή εποπτικής παρακολούθησης
	ΑΠΟΥΣΙΑ ΔΕΔΟΜΕΝΩΝ	Εφαρμογή επιχειρησιακής παρακολούθησης		Εφαρμογή εποπτικής παρακολούθησης	Άμεση συμπληρωματική IMPRESS ανάλυση

3.7. Στατιστική επεξεργασία

3.7.1. Μονοπαραγοντικές μέθοδοι

Για να διερευνηθεί αν υπάρχουν διαφορές των βενθικών μακροασπονδύλων μεταξύ των διαφορετικών εποχών στους σταθμούς και μεταξύ των σταθμών της λίμνης εφαρμόστηκαν οι μη παραμετρικές δοκιμασίες Mann-Whitney και Kruskal Wallis. Το μη παραμετρικό τεστ Mann-Whitney χρησιμοποιήθηκε στην περίπτωση που έγινε η σύγκριση των σταθμών στις εποχικές δειγματοληψίες και το μη παραμετρικό τεστ Kruskal Wallis στη σύγκριση των σταθμών στη κάθε λίμνη. Η μηδενική υπόθεση που τέθηκε ήταν ότι δεν υπάρχουν διαφορές μεταξύ των σταθμών τόσο στις διαφορετικές εποχές, όσο και μεταξύ των σταθμών. Έτσι, αν $p > 0,05$ ισχύει η μηδενική υπόθεση.

3.7.2. Συμμετρική ανάλυση δύο ή περισσότερων δεδομένων

Η «συμμετρική ανάλυση» σημαίνει ότι δύο μήτρες δεδομένων συμμετέχουν με τον ίδιο βαθμό στην ανάλυση, με αποτέλεσμα να μην υπάρχει «εξαρτημένη» ή «επεξηγηματική» μήτρα. Η επιλογή μεταξύ της συμμετρικής και της ασύμμετρης ταξιθέτησης είναι παρόμοια με την επιλογή συσχέτισης και του μοντέλου της γραμμικής παλινδρόμησης. Στη συγκεκριμένη περίπτωση επιλέχθηκε η συμμετρική ανάλυση δύο δεδομένων co-inertia (CoIA) (Borcard et al. 2011).

Οι Dray et al. (2003) έδειξαν ότι αυτή η συμμετρική ανάλυση CoIA είναι πολύ γενική και ευέλικτη, ώστε να μπορούν να συνδυαστούν δεδομένα από δύο ή και περισσότερους πίνακες. Η CoIA είναι μία συμμετρική μέθοδος επιτρέποντας τη χρήση πολλών μεθόδων για τη μοντελοποίηση των δεδομένων σε μία μόνο μήτρα. Η ανάλυση για δεδομένα από δύο πίνακες υπολογίζεται με τον εξής τρόπο:

- ✓ Υπολογίζεται μία μήτρα συμεταβλητών (covariance matrix) διασταυρώνοντας τις μεταβλητές από τα δεδομένα των δύο πινάκων. Το άθροισμα των τετραγωνισμένων συμεταβλητών είναι το συνολικό αποτέλεσμα της CoIA. Επιπλέον, υπολογίζει τις ιδιοτιμές (eigenvalues) και τα ιδιοδιανύσματα (eigenfactors) από αυτή τη μήτρα. Οι ιδιοτιμές αντιπροσωπεύουν ένα μέρος της συνολικής CoIA.

- ✓ Τα σημεία και οι μεταβλητές από τα δεδομένα των πινάκων προβάλλονται στους άξονες της CoIA (Borcard et al. 2011).

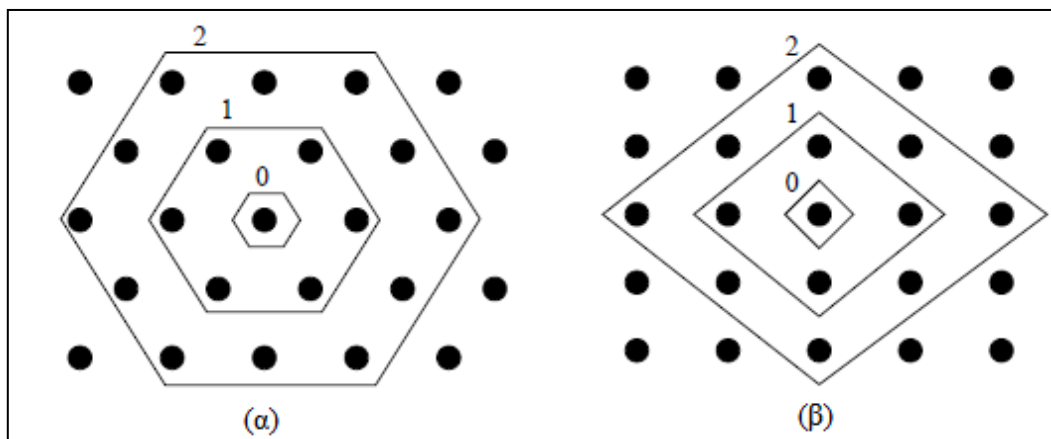
Στη παρούσα έρευνα για την εφαρμογή της CoIA ανάλυσης χρησιμοποιήθηκε το στατιστικό πρόγραμμα R v.2.15.1 και το πακέτο ade4. Το πακέτο ade4 χρειάζεται ξεχωριστές κατάλληλες αναλύσεις, έτσι πρώτα εφαρμόζεται η ανάλυση των κύριων συνιστωσών (Principal Component Analysis, PCA) σε κάθε πίνακα δεδομένων. Στη συνέχεια, η αναλογία των μεταβλητών υπολογίζεται από τις ιδιοτιμές, ώστε να καθοριστεί ο αριθμός των αξόνων που θα παραμείνουν στη CoIA.

Τα αρχικά αποτελέσματα της CoIA είναι οι ξεχωριστές ιδιοτιμές (eigenvalue decomposition) της μήτρας της, όπου παρουσιάζονται οι ιδιοτιμές (eig), οι συμεταβλητές (covar) και η τυπική απόκλιση (sdX και sdY) από τα σκορ των αξόνων της coinertia και τη συσχέτιση που υπάρχει μεταξύ τους. Αυτή η συσχέτιση υπολογίζεται από τον εξής τύπο $\text{covar}/(\text{sdX}*\text{sdY})$. Στη συνέχεια γίνεται η σύγκριση των προβολών των δεδομένων από τους πίνακες όπως προβάλλονται στη CoIA, συγκρίνοντας τα με το μέγιστο των αξόνων της κάθε ταξιθέτησης. Επίσης, δίνει την αναλογία μεταξύ αυτών των τιμών ως μέτρο της αντιστοιχίας μεταξύ των προβολών. Ο συντελεστής RV είναι η αναλογία της συνολικής co-inertia στο τετράγωνο, αποτέλεσμα των συνολικών τετραγωνισμένων αποτελεσμάτων της κάθε

ανάλυσης (Robert & Escoufier 1976). Τέλος, ο συντελεστής RV αποτελεί μία γενικευμένη πολυμεταβλητή του συντελεστή συσχέτισης Pearson (Borcard et al. 2011). Η ανάλυση CoIA χρησιμοποιήθηκε για να συσχετισθούν οι περιβαλλοντικές μεταβλητές με την αφθονία των βενθικών μακροαπονδύλων (ind/m^2) στους σταθμούς.

3.7.3. Self-organizing map (SOM)

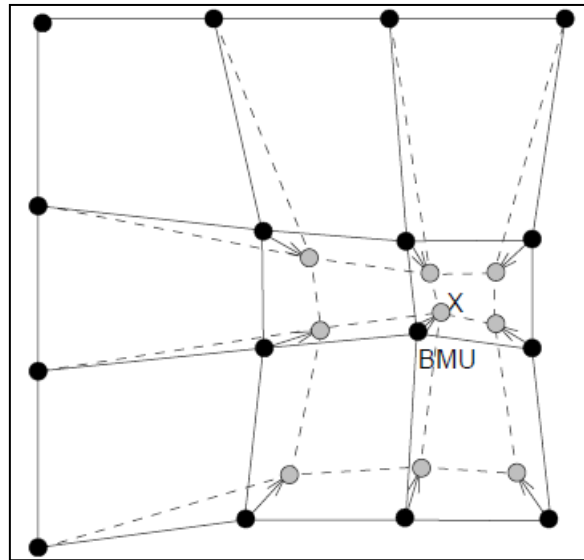
Η ανάλυση SOM αποτελείται από νευρώνες οι οποίοι οργανώνονται σε ένα πλέγμα κανονικών διαστάσεων μικρής απόστασης (Εικόνα 3.7.3.1) (Vesanto et al. 2000). Κάθε νευρώνας είναι ένα διάνυσμα έχοντας την d-απόσταση ως το βάρος, όπου το d είναι ίσο με την απόσταση των διανυσμάτων που έχουν εισαχθεί (Vesanto et al. 2000). Οι νευρώνες συνδέονται με τους παρακείμενους νευρώνες με μια γειτονική σχέση, η οποία είναι υπεύθυνη για την κατασκευή του χάρτη (Vesanto et al. 2000).



Εικόνα 3.7.3.1. Γειτονικές τιμές (0,1 και 2) της κεντρικής μονάδας: στα αριστερά εξαγωνικό πλέγμα και στα δεξιά ορθογώνιο. Το εσωτερικό πολύγωνο αντιστοιχεί σε γειτονικές τιμές 0-, το διπλανό σε 1- και το εξωτερικό σε 2- (Vesanto et al. 2000).

Figure 3.7.3.1. Neighborhoods (0,1 and 2) of the centermost unit: hexagonal lattice on the left, rectangular on the right. The innermost polygon corresponds to 0-, next to the 1- and the outmost to the 2- neighborhood (Vesanto et al. 2000).

Η ανάλυση SOM μπορεί να θεωρηθεί ως ένα δίκτυο το οποίο εξαπλώνεται με βάση τα δεδομένα. Ο αλγόριθμος από την ανάλυση SOM μετακινεί τα διανύσματα βάρους έτσι ώστε να καλύπτουν το εύρος των δεδομένων και έτσι οργανώνεται ο χάρτης με τον εξής τρόπο: γειτονικοί νευρώνες στο πλέγμα παίρνουν παρόμοια διανύσματα βάρους (Εικόνα 3.7.3.2) (Vesanto et al. 2000). Στην παρούσα έρευνα για την ανάλυση SOM χρησιμοποιήθηκε το στατιστικό πρόγραμμα MATLAB v 2007b. Η ανάλυση SOM χρησιμοποιήθηκε για να δημιουργηθούν ομάδες με βάση την αφθονία των βενθικών μακροαπονδύλων (ind/m^2) και των περιβαλλοντικών μεταβλητών στους σταθμούς δειγματοληψίας.



Εικόνα 3.7.3.2. Ενημέρωση με βάση την καλύτερη μονάδα και των γειτόνων της ως προς τη τιμή εισόδου, που σημειώνεται με x. Οι συνεχείς και οι διακεκομμένες γραμμές αντιστοιχούν στην κατάσταση πριν και μετά από την ενημέρωση, αντίστοιχα (Vesanto et al. 2000).

Figure 3.7.3.2. Updating the best matching unit (BMU) and its neighbours towards the input sample marked with x. The solid and dashed lines correspond to the situation before and after updating, respectively (Vesanto et al. 2000).

3.7.4. Ανάλυση Κανονικών Αντιστοιχιών (Canonical Correspondence Analysis)

Η σύνδεση των περιβαλλοντικών δεδομένων με τα βιολογικά δεδομένα μπορεί να γίνει είτε με την έμμεση ανάλυση περιβαλλοντικής διαβάθμισης (indirect gradient analysis) είτε με την άμεση ανάλυση περιβαλλοντικής διαβάθμισης (direct gradient analysis). Οι δύο αυτές αναλύσεις είναι ταξιθετήσεις (ordination). Ο όρος «ταξιθέτηση» χρησιμοποιείται για τις πολυπαραγοντικές τεχνικές οι οποίες διευθετούν δειγματοληπτικούς σταθμούς κατά μήκος αξόνων με βάση τα δεδομένα της σύνθεσης της κοινότητας των ειδών των σταθμών αυτών. Η διευθέτηση των σταθμών γίνεται κατά τέτοιο τρόπο ώστε οι σταθμοί με παρόμοια σύνθεση ειδών (στην προκειμένη περίπτωση των ταξινομικών ομάδων των βενθικών μακροασπονδύλων) να βρίσκονται κοντά μεταξύ τους, ενώ εκείνοι με διαφορετική σύνθεση να είναι απομακρυσμένοι μεταξύ τους. Η ταξιθέτηση μπορεί να έχει δύο σκοπούς: α) να συνοψίσει τα πολυπαραγοντικά δεδομένα σε ένα διάγραμμα διασποράς καρτεσιανών αξόνων που παρουσιάζεται εύκολα και/ή β) να αποκαλύψει την υποκείμενη δομή των βιολογικών δεδομένων (των βενθικών μακροασπονδύλων, στην προκειμένη περίπτωση) η οποία μπορεί να είναι η απόκριση της βιοκοινωνίας σε κάποιες άγνωστες περιβαλλοντικές μεταβλητές (latent environmental variables). Η ανάλυση Κανονικών Αντιστοιχιών χρησιμοποιήθηκε για να διερευνηθεί πώς αποκρίνονται οι περιβαλλοντικές μεταβλητές σε σχέση με την αφθονία των βενθικών μακροασπονδύλων (ind/m^2) στους σταθμούς δειγματοληψίας.

4. ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ

4.1. Τυπολογία

Ταξινομώντας τις λίμνες στους τύπους που προέκυψαν από την προσέγγιση που αναλύθηκε στο Κεφάλαιο 3.1, διαπιστώθηκε ότι δεν βρέθηκε καμία λίμνη που να ανήκει στον Τύπο 5 δηλαδή στις λίμνες με υψόμετρο <1000 m, έκταση <10 Km², μέσο βάθος <10 m και πυριτικής σύστασης. Για το λόγο αυτό προτείνεται ο συγκεκριμένος τύπος να ανακαταληφθεί και η νέα τυπολογία να αποτελείται από τους 9 τύπους που φαίνονται στην Εικόνα 4.1.1.

Συγκεκριμένα προκύπτουν οι εξής τύποι:

Τύπος 1: Χαρακτηρίζει τις λίμνες της ενδοχώρας με υψηλή αγωγιμότητα. Στην περίπτωση της Ελλάδας ταξινομήθηκε μία μόνο λίμνη, η Πικρολίμνη, η οποία έχει υψηλές τιμές αγωγιμότητας και λόγω της ιδιαιτερότητάς της θεωρήθηκε ότι θα πρέπει να συμπεριληφθεί αυτή η κατηγορία στη τυπολογία των λιμνών.

Τύπος 2: Χαρακτηρίζει τις αλπικές και υπο-αλπικές λίμνες της Ελλάδας. Οι υπο-αλπικές και αλπικές λίμνες της Ελλάδας έχουν έκταση $<0,5$ Km² και σύμφωνα με το Κατευθυντήριο Κείμενο 10^ο έγκειται στα κράτη μέλη αν θα λάβουν υπόψη τους στην παρακολούθηση τα συγκεκριμένα υδάτινα σώματα. Στην παρούσα εργασία κρίθηκε ότι θα πρέπει να συμπεριληφθούν αφού ο αριθμός τους είναι αρκετά μεγάλος (20 αλπικές/υποαλπικές λίμνες).

Τύπος 3: Στον τύπο αυτό ανήκουν λίμνες οι οποίες έχουν μικρή έκταση, μικρό μέσο βάθος και είναι πυριτικές. Συγκεκριμένα ανήκουν η Ζάζαρη, Μητρικού, Πετρών και Χειμαδίτιδα.

Τύπος 4: Στον τύπο αυτό ανήκουν λίμνες που έχουν μικρή έκταση, μικρό μέσο βάθος και είναι ασβεστολιθικές. Συγκεκριμένα ανήκουν η Παραλίμνη, η Στυμφαλία, η Τάκα, η Λάμια, η Βουλκαριά και ο Δύστος.

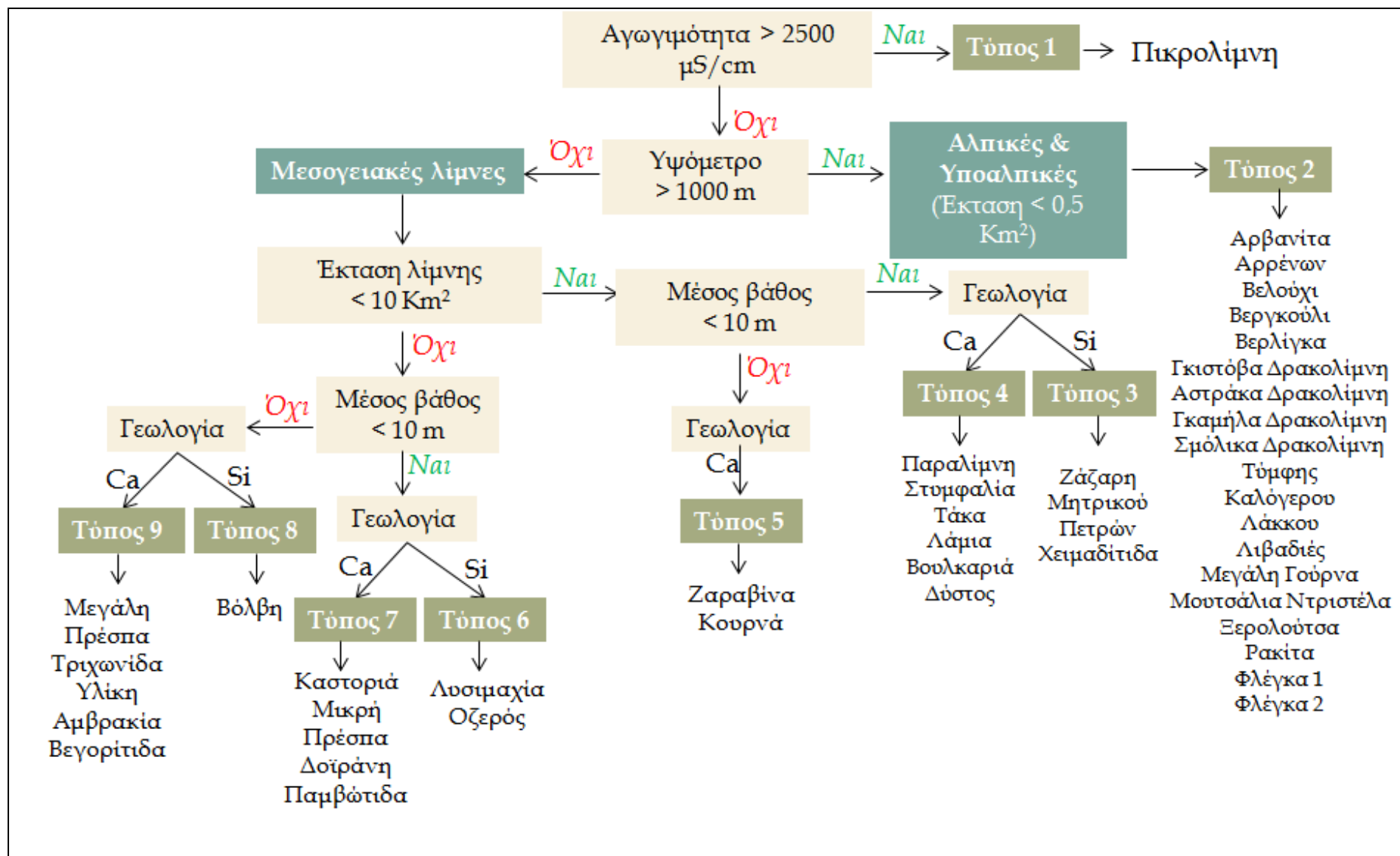
Τύπος 5: Στον τύπο αυτό ανήκουν λίμνες που έχουν μικρή έκταση, μεγάλο μέσο βάθος και είναι ασβεστολιθικές. Συγκεκριμένα ανήκουν η Ζαραβίνα και η Κουρνά.

Τύπος 6: Στον τύπο αυτό ανήκουν λίμνες με μεγάλη έκταση, μικρό μέσο βάθος και είναι πυριτικές. Συγκεκριμένα ανήκουν η Λυσιμαχία και η Οζερός.

Τύπος 7: Στον τύπο αυτό ανήκουν λίμνες με μεγάλη έκταση, μικρό μέσο βάθος και είναι ασβεστολιθικές. Συγκεκριμένα ανήκουν η Παμβώτιδα, η Καστοριά, η Μικρή Πρέσπα και η Δοϊράνη.

Τύπος 8: Στον συγκεκριμένο τύπο ανήκουν λίμνες με μεγάλη έκταση, μεγάλο μέσο βάθος και είναι πυριτικές. Συγκεκριμένα ανήκει η λίμνη Βόλβη.

Τύπος 9: Στον συγκεκριμένο τύπο ανήκουν λίμνες με μεγάλη έκταση, μεγάλο μέσο βάθος και είναι ασβεστολιθικές. Συγκεκριμένα ανήκουν οι λίμνες Μεγάλη Πρέσπα, Τριγωνίδα, Υλίκη, Αμβρακία και Βεγορίτιδα.



Εικόνα 4.1.1. Τυπολογία ελληνικών φυσικών λιμνών.

Figure 4.1.1. Typology of Greek natural lakes.

4.2. Συνθήκες αναφοράς

Στον Πίνακα 4.2.1. φαίνονται συγκριτικά τα αποτελέσματα των τριών λιμνών σχετικά με τα κριτήρια για την καθιέρωσή τους ως λίμνες αναφοράς. Παρατηρούμε ότι αν και δεν υπάρχουν διαθέσιμα δεδομένα για όλες τις κατηγορίες καμία από τις λίμνες δεν μπορεί να θεωρηθεί ως λίμνη αναφοράς, επειδή δεν τηρεί κανένα από τα κριτήρια.

Πίνακας 4.2.1. Κριτήρια επιλογής για συνθήκες αναφοράς σύμφωνα με τους Pardo et al.(2011) και η σύγκρισή τους με τις λίμνες Βόλβη, Καστοριάς και Μικρή Πρέσπα.

Table 4.2.1. Criteria for the selection of reference sites according to Pardo et al. (2011) and their comparison with lakes Volvi, Kastorias and Mikri Prespa.

Κατηγορίες πίεσης	Βόλβη	Καστοριά	Μικρή Πρέσπα
1	Σημειακές πηγές ρύπανσης		
Μη ύπαρξη βιομηχανιών και μεγάλος αριθμός κατοικιών	Στην περιοχή υπάρχει μεγάλος αριθμός κατοικιών, μερικές βιομηχανίες και πολλές κτηνοτροφικές μονάδες	Στη περιοχή υπάρχει η πόλη της Καστοριάς με πληθυσμό σύμφωνα με την απογραφή του 2001 σε 23.446	Στη περιοχή δεν υπάρχουν βιομηχανικές μονάδες και ο αριθμός των κατοικιών είναι μικρός
2	Διάχυτες πηγές ρύπανσης		
91% των χρήσεων γης της λεκάνης απορροής καλύπτεται από ημι-φυσική βλάστηση και η αγροτική χρήση γης δεν ξεπερνάει το 8%	49,8% των χρήσεων γης της λεκάνης απορροής ανήκουν στη κατηγορία δάση και ημιφυσικές περιοχές και το 43,5% των χρήσεων γης της λεκάνης απορροής σε αγροτικές εκτάσεις	51,5% των χρήσεων γης της λεκάνης απορροής ανήκουν στη κατηγορία δάση και ημιφυσικές περιοχές και το 35,9% των χρήσεων γης της λεκάνης απορροής σε αγροτικές εκτάσεις	62,9% των χρήσεων γης της λεκάνης απορροής ανήκουν στη κατηγορία δάση και ημιφυσικές περιοχές και το 13,5% των χρήσεων γης της λεκάνης απορροής σε αγροτικές εκτάσεις
Η πυκνότητα του πληθυσμού < 5 Km ⁻²	Η πυκνότητα του πληθυσμού είναι 21 κάτοικοι/Km ²	Η πυκνότητα του πληθυσμού είναι 88 κάτοικοι/Km ²	Η πυκνότητα του πληθυσμού είναι 5,6 κάτοικοι/Km ²
3	Μορφολογικές αλλαγές		
Μικρές/Μέτριες διακυμάνσεις (0-20m)	Μικρές διακυμάνσεις	Μικρές διακυμάνσεις	Μικρές διακυμάνσεις
4	Άντληση ύδατος		
Συνολική ζήτηση νερού ανάντη της λίμνης: Για αγροτική χρήση <10% Για βιομηχανική χρήση <1,5% Για οικιστική χρήση <3%	¹ Συνολική ζήτηση νερού για τη λεκάνη απορροής: Για αγροτική χρήση: 28,4% Για βιομηχανική χρήση: Δεν υπάρχουν δεδομένα Για οικιστική χρήση:3,3%	² Συνολική ζήτηση νερού για τη λεκάνη απορροής: Για αγροτική χρήση: 25,6% Για βιομηχανική χρήση: 1,5% Για οικιστική χρήση: 5,9%	Δεν υπάρχουν δεδομένα

5	Βιολογικές πιέσεις		
5.1	Εισαγωγή ξενικών ειδών		
<p>Για την ιχθυοπανίδα της περιοχής έχει αναφερθεί από τους Economou et al. (2007) η εισαγωγή των ειδών:</p> <p><i>Carassius gibelio</i> (Bloch, 1782)</p> <p><i>Gambusia holbrooki</i> Girard, 1859</p> <p><i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck & Schlegel, 1846)</p> <p><i>Silurus aristotelis</i> Garman, 1890</p>	<p>Για την ιχθυοπανίδα της περιοχής έχει αναφερθεί από τους Economou et al. (2007) η εισαγωγή των ειδών:</p> <p><i>Carassius gibelio</i> (Bloch, 1782)</p> <p><i>Ctenopharyngodon idella</i> (Valenciennes, 1844)</p> <p><i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758</p> <p><i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)</p> <p><i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758</p> <p><i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758)</p>	<p>Για την ιχθυοπανίδα της περιοχής έχει αναφερθεί από τους Economou et al. (2007) η εισαγωγή των ειδών:</p> <p><i>Carassius auratus</i> (Linnaeus, 1758)</p> <p><i>Carassius gibelio</i> (Bloch, 1782)</p> <p><i>Ctenopharyngodon idella</i> (Valenciennes, 1844)</p> <p><i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758</p> <p><i>Gambusia holbrooki</i> Girard, 1859</p> <p><i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (Valenciennes, 1844)</p> <p><i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)</p> <p><i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum, 1792)</p> <p><i>Parabramis pekinensis</i> (Basilewsky, 1855)</p> <p><i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck & Schlegel, 1846)</p> <p><i>Salmo letnica</i> (Karaman, 1924)</p> <p><i>Silurus glanis</i> Linnaeus, 1758</p> <p><i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758)</p>	

5.2		Αλιεία και υδατοκαλλιέργειες		
	Μικρής ή μέτριας έντασης αλιεία	Μεγάλης έντασης αλιεία, 80 σκάφη περίπου (Προσωπική επικοινωνία με τη Διευθύντρια της Διεύθυνσης Αλιείας της Κεντρικής Μακεδονίας Χαρίκλεια Ψαλτοπούλου)	Μεγάλης έντασης αλιεία 50 σκάφη περίπου (Προσωπική επικοινωνία με το Πρόεδρο της Επιτροπής της λίμνης Δημήτρης Τσομπάνος)	Μικρής έντασης αλιεία
5.3	Όχι βιοδιαχείριση	Όχι	Βιοδιαχείριση	Όχι
6		Άλλες πιέσεις		
	Μικρής ή μέτριας έντασης αλιείας και ναυσιπλοΐας	Μικρής έντασης ναυσιπλοΐα	Μέτριας έντασης ναυσιπλοΐα	Καθόλου
Πρόσθετες προσεγγίσεις				
Ιστορικά δεδομένα που χρησιμοποιήθηκαν για έλεγχο	TP, TN και κυανοβακτήρια (Ρουμανία)	Σύμφωνα με τους Papadimitriou et al. (2010) ο μέσος όρος του ολικού φωσφόρου είναι 30 μg/l.	Σύμφωνα με τους Moustaka et al. (2007) ο ολικός φώσφορος για την περίοδο Νοέμβριος 1998 - Οκτώβριος 1999 κυμαίνονταν από 1,7 έως 17,7 μmol l ⁻¹ . Σύμφωνα με τους Papadimitriou et al. (2010) ο μέσος όρος του ολικού φωσφόρου είναι 39 μg/l.	Σύμφωνα με τους Papadimitriou et al. (2010) ο μέσος όρος του ολικού φωσφόρου είναι 28 μg/l.
	Ανθίσεις κυανοβακτηρίων (Πορτογαλία)	Σύμφωνα με την Κατσιάπη (2012) παρατηρήθηκαν ανθίσεις κυανοβακτηρίων που ανήκουν στα γένη <i>Microcystis</i> , <i>Anabaena</i> , <i>Aphanizomenon</i> και <i>Planktothrix</i> και στις 3 λίμνες.		

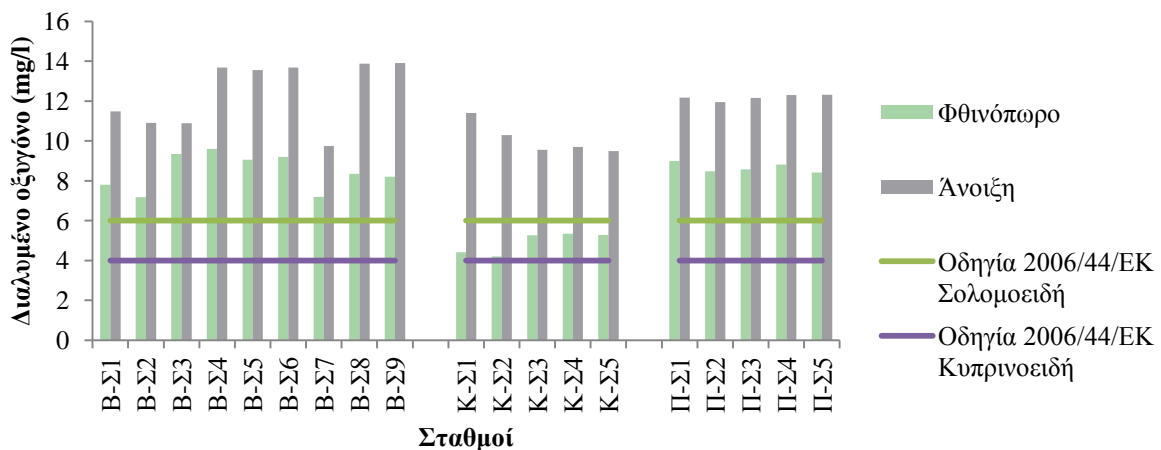
¹Τα δεδομένα προέρχονται από την Ειδική Περίπτωση Μελέτης της λεκάνης απορροής της λίμνης Βόλβης την περίοδο 2009 των φοιτητών Ζαμπόρ Γιάννης, Κατικαρίδης Γεώργιος και Παρασκευή Νικολοπούλου στα πλαίσια του Διατμηματικού Προγράμματος Σπουδών «Οικολογική ποιότητα και διαχείριση υδάτων σε επίπεδο λεκάνης απορροής»

²Τα δεδομένα προέρχονται από την Ειδική Περίπτωση Μελέτης της λεκάνης απορροής της λίμνης Καστοριάς την περίοδο 2011 των φοιτητών Αναστασία Λάμπου, Διονύσης Λατινόπουλος και Αικατερίνη-Αλεξάνδρα Χρυσάφη.

4.3. Φυσικές-Χημικές παράμετροι

Τα αποτελέσματα των μετρήσεων των φυσικών-χημικών παραμέτρων του νερού που μετρήθηκαν στους σταθμούς των λιμνών Βόλβης, Καστοριάς και Μικρής Πρέσπας τον Οκτώβριο-Νοέμβριο του 2011 και το Μάρτιο του 2012, παρατίθενται στο Παράρτημα ΙΙΙ και απεικονίζονται γραφικά στις Εικόνες 4.3.1 – 4.3.15. Στο Παράρτημα ΙΙΙ επίσης δίνονται τα ανώτατα επιτρεπτά όρια για τις παραμέτρους που ορίζονται στην Οδηγία 2006/44/ΕΕ για τη διαβίωση των ιχθύων (των κυπρινοειδών και των σολομοειδών). Τα όρια των θρεπτικών έχουν μετατραπεί στη συγκέντρωση του αντίστοιχου ιόντος για λόγους συγκρισιμότητας.

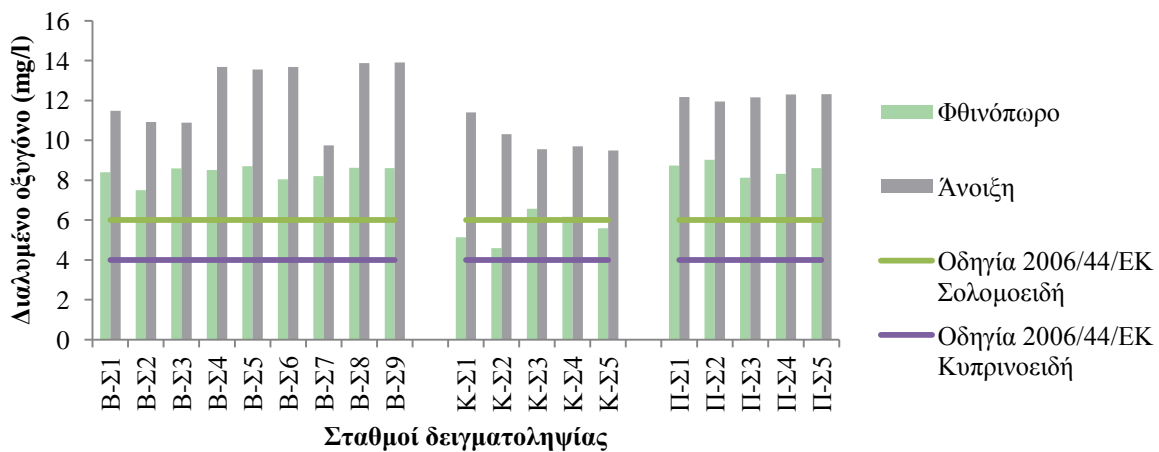
Οι τιμές της συγκέντρωσης του διαλυμένου στο νερό οξυγόνου στην επιφάνεια (D.O. mg/l, Εικόνα 4.3.1) που καταγράφηκαν κατά τις δειγματοληψίες του φθινοπώρου κυμάνθηκαν στη λίμνη Βόλβη από 7,17 (B-Σ2) έως 9,6 (B-Σ4) mg/l, στη λίμνη Καστοριάς από 4,2 (K-Σ2) έως 5,28 (K-Σ5) mg/l και στη λίμνη Μικρή Πρέσπα από 8,42 (Π-Σ5) έως 8,99 (Π-Σ1). Στις δειγματοληψίες της άνοιξης οι συγκεντρώσεις κυμάνθηκαν στη λίμνη Βόλβη μεταξύ 9,75 (B-Σ1) έως 13,9 (B-Σ2) mg/l, στη λίμνη Καστοριάς μεταξύ 9,49 (K-Σ5) έως 11,4 (K-Σ1) mg/l και στη λίμνη Μικρή Πρέσπα μεταξύ 11,94 (Π-Σ2) έως 12,31 (Π-Σ5) mg/l. Όλες οι τιμές που καταγράφηκαν ήταν πάνω από τα όρια που προτείνει η Οδηγία 2006/44/ΕΕ για τη διαβίωση των ιχθύων τόσο των κυπρινοειδών (4 mg/l) όσο και των σολομοειδών (6 mg/l).



Εικόνα 4.3.1. Συγκεντρώσεις διαλυμένου οξυγόνου (D.O., mg/l) στο νερό της επιφάνειας, για κάθε σταθμό, το φθινόπωρο του 2011 και την άνοιξη του 2012 στις λίμνες Βόλβη, Καστοριάς και Μικρή Πρέσπα.

Figure 4.3.1. Concentrations of dissolved oxygen (DO, mg/l) in the surface water, for each station, in the autumn of 2011 and spring of 2012 lakes Volvi, Kastoria and Mikri Prespa.

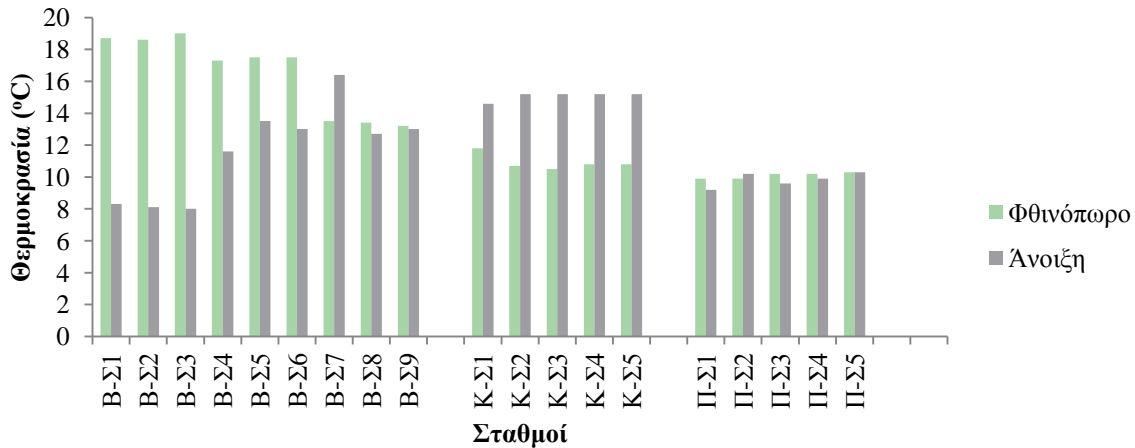
Οι τιμές της συγκέντρωσης του διαλυμένου στο νερό οξυγόνου στο πυθμένα (Εικόνα 4.3.2) κατά τις δειγματοληψίες του φθινοπώρου διακυμάνθηκαν στη λίμνη Βόλβη από 8,4 (B-Σ1) έως 8,6 (B-Σ9) mg/l, στη λίμνη Καστοριάς από 4,58 (K-Σ2) έως 5,58 (K-Σ5) mg/l και στη λίμνη Μικρή Πρέσπα 8,13 (Π-Σ3) έως 9,02 (Π-Σ2). Την άνοιξη οι συγκεντρώσεις κυμάνθηκαν στη λίμνη Βόλβη από 9,45 (B-Σ6) έως 11,99 (B-Σ9) mg/l, στη λίμνη Καστοριάς από 8,4 (K-Σ3) έως 9,98 (K-Σ4) mg/l και στη λίμνη Μικρή Πρέσπα από 11,66 (Π-Σ1) έως 12,2 (Π-Σ3) mg/l. Όλες οι τιμές που καταγράφηκαν ήταν πάνω από τα όρια που προτείνει η Οδηγία 2006/44/ΕΕ για τη διαβίωση των ιχθύων τόσο των κυπρινοειδών (4 mg/l) όσο και των σολομοειδών (6 mg/l).



Εικόνα 4.3.2. Συγκεντρώσεις διαλυμένου οξυγόνου (D.O., mg/l) στο νερό του πυθμένα, για κάθε σταθμό, το φθινόπωρο του 2011 και την άνοιξη του 2012 στις λίμνες Βόλβη, Καστοριάς και Μικρή Πρέσπα.

Figure 4.3.2. Concentrations of dissolved oxygen (DO, mg/l) in the bottom water, for each station, in the autumn of 2011 and spring of 2012 lakes Volvi, Kastoria and Mikri Prespa.

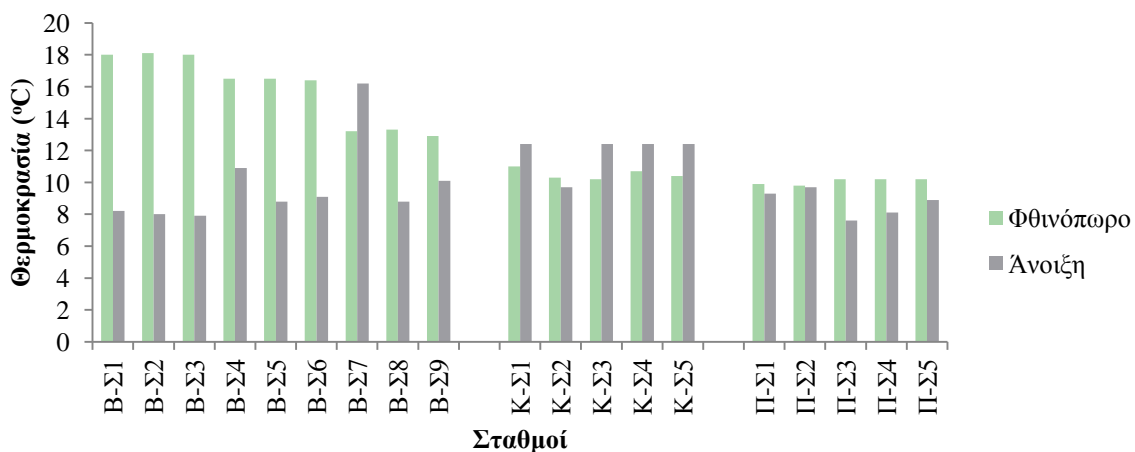
Οι τιμές της θερμοκρασίας του νερού στην επιφάνεια (°C, Εικόνα 4.3.3) που καταγράφηκαν κατά τις δειγματοληψίες του φθινοπώρου κυμάνθηκαν στη λίμνη Βόλβη από 13,2 (B-Σ9) έως 19 (B-Σ3)°C, στη λίμνη Καστοριά από 10,5 (K-Σ3) έως 11,8 (K-Σ1)°C και στη λίμνη Μικρή Πρέσπα από 9,9 (Π-Σ2) έως 10,3 (Π-Σ5) °C. Στις δειγματοληψίες της άνοιξης οι συγκεντρώσεις κυμάνθηκαν στη λίμνη Βόλβη 8 (B-Σ3) έως 16,4 (B-Σ7) °C, στη λίμνη Καστοριάς από 14,6 (K-Σ3) έως 15,2 (K-Σ4) °C και στη λίμνη Μικρή Πρέσπα από 10,3 (Π-Σ1) έως 9,2 (Π-Σ3) °C.



Εικόνα 4.3.3. Τιμές θερμοκρασίας στο νερό της επιφάνειας, για κάθε σταθμό, το φθινόπωρο του 2011 και την άνοιξη του 2012, στις λίμνες Βόλβη, Καστοριάς και Μικρή Πρέσπα.

Figure 4.3.3. Temperature values in the surface water, for each station, in the autumn of 2011 and spring of 2012 lakes Volvi, Kastorias and Mikri Prespa.

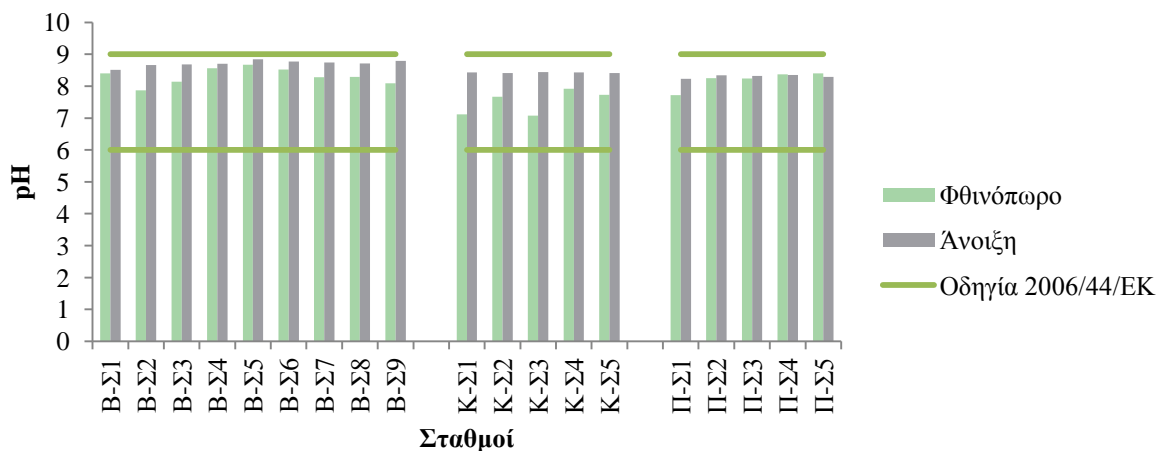
Οι τιμές της θερμοκρασίας στο νερό πάνω από τον πυθμένα (°C, Εικόνα 4.3.4) κατά τις δειγματοληψίες του φθινοπώρου του 2011 που καταγράφηκαν για τη λίμνη Βόλβη ήταν από 12,9 (B-Σ9) έως 18,1 (B-Σ2) °C, στη λίμνη Καστοριάς από 10,2 (K-Σ3) έως 11 (K-Σ1) °C και στη λίμνη Μικρή Πρέσπα 9,8 (Π-Σ2) έως 10,2 (Π-Σ3) °C. Την άνοιξη του 2012 οι τιμές που καταγράφηκαν ήταν στη λίμνη Βόλβη από 7,9 (B-Σ3) έως 16,2 (B-Σ7) °C, στη λίμνη Καστοριάς από 9,7 (K-Σ3) °C έως 12,4 στους υπόλοιπους σταθμούς και στη λίμνη Μικρή Πρέσπα από 7,6 (Π-Σ3) έως 9,7 (Π-Σ2) °C.



Εικόνα 4.3.4. Τιμές θερμοκρασίας στο νερό του πυθμένα, για κάθε σταθμό, το φθινόπωρο του 2011 και την άνοιξη του 2012, στις λίμνες Βόλβη, Καστοριάς και Μικρή Πρέσπα.

Figure 4.3.4. Temperature values in the bottom water, for each station, in the autumn of 2011 and spring of 2012 lakes Volvi, Kastorias and Mikri Prespa.

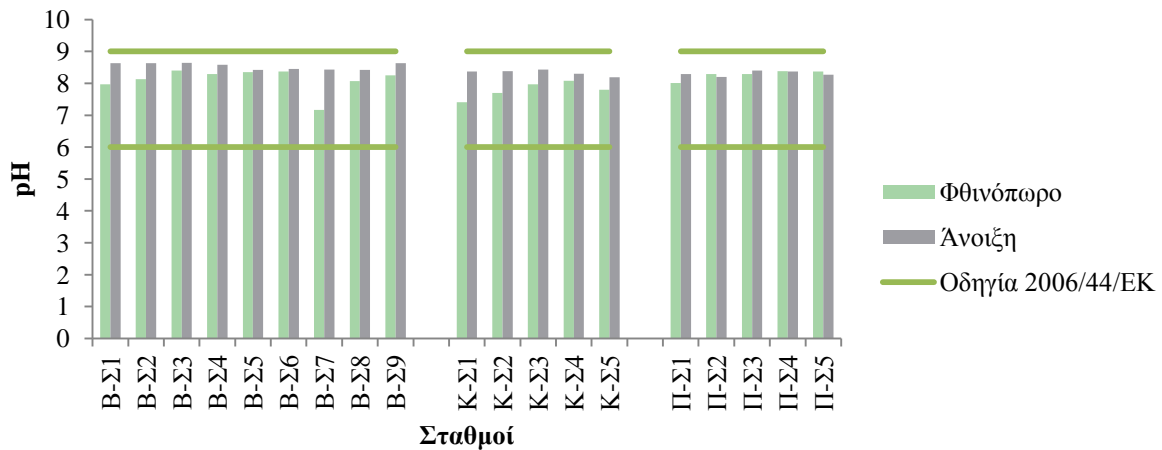
Το φθινόπωρο του 2011, οι τιμές του pH του νερού στην επιφάνεια (Εικόνα 4.3.5) κυμάνθηκαν στη λίμνη Βόλβη από 7,87 (B-Σ2) έως 8,67 (B-Σ5), στη λίμνη Καστοριά από 7,08 (K-Σ3) έως 7,92 (K-Σ4) και στη λίμνη Μικρή Πρέσπα από 7,72 (Π-Σ1) έως 8,4 (Π-Σ5). Στις δειγματοληψίες της άνοιξης του 2012, οι συγκεντρώσεις κυμάνθηκαν στη λίμνη Βόλβη από 8,51 (B-Σ1) έως 8,84 (B-Σ5), στη λίμνη Καστοριάς από 8,41 (K-Σ5) έως 8,43 (K-Σ1) και στη λίμνη Μικρή Πρέσπα από 8,23 (Π-Σ1) έως 8,29 (Π-Σ5). Όλες οι τιμές που καταγράφηκαν ήταν πάνω από τα όρια που προτείνει η Οδηγία 2006/44/ΕΕ για τη διαβίωση των ιχθύων τόσο των κυπρινοειδών (4 mg/l) όσο και των σολομοειδών (6 mg/l).



Εικόνα 4.3.5. Τιμές pH στο νερό της επιφάνειας, για κάθε σταθμό, το φθινόπωρο του 2011 και την άνοιξη του 2012, στις λίμνες Βόλβη, Καστοριάς και Μικρή Πρέσπα.

Figure 4.3.5. PH values in the surface water, for each station, in the autumn of 2011 and spring of 2012 lakes Volvi, Kastorias and Mikri Prespa.

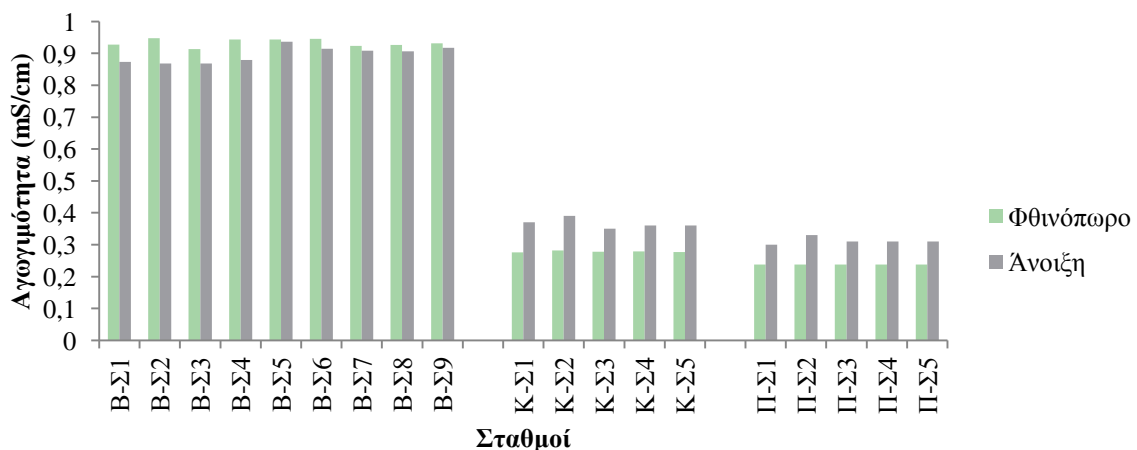
Όσον αφορά, τις τιμές του pH στο νερό πάνω από τον πυθμένα (Εικόνα 4.3.6), για το φθινόπωρο η μεγαλύτερη τιμή σημειώθηκε στη λίμνη Βόλβη στο σταθμό B-Σ3 (8,4) και η χαμηλότερη στο σταθμό B-Σ7 (7,17), στη λίμνη Καστοριάς η μεγαλύτερη στο σταθμό K-Σ4 (8,08) και η μικρότερη στο σταθμό K-Σ1 (7,41) και στη λίμνη Μικρή Πρέσπα η μεγαλύτερη στο σταθμο Π-Σ4 (8,38) και η μικρότερη στο σταθμό Π-Σ1 (8,01). Την άνοιξη η μεγαλύτερη τιμή σημειώθηκε στο σταθμό B-Σ3 (8,64) και η μικρότερη στο σταθμό B-Σ8 (8,42), στη λίμνη Καστοριά η μεγαλύτερη στο σταθμό K-Σ5 (8,49) και η μικρότερη στο σταθμό K-Σ3 (8,43). Τέλος, στη λίμνη Μικρή Πρέσπα η μεγαλύτερη τιμή pH σημειώθηκε στο σταθμό Π-Σ3 (8,2) και η μικρότερη στο σταθμό Π-Σ2 (8,4) Όλες οι τιμές που καταγράφηκαν ήταν πάνω από τα όρια που προτείνει η Οδηγία 2006/44/ΕΕ για τη διαβίωση των ιχθύων τόσο των κυπρινοειδών όσο και των σολομοειδών (6-9).



Εικόνα 4.3.6. Τιμές pH στο νερό του πυθμένα, για κάθε σταθμό, το φθινόπωρο του 2011 και την άνοιξη του 2012, στις λίμνες Βόλβη, Καστοριάς και Μικρή Πρέσπα.

Figure 4.3.6. PH values in the bottom water, for each station, in the autumn of 2011 and spring of 2012 lakes Volvi, Kastorias and Mikri Prespa.

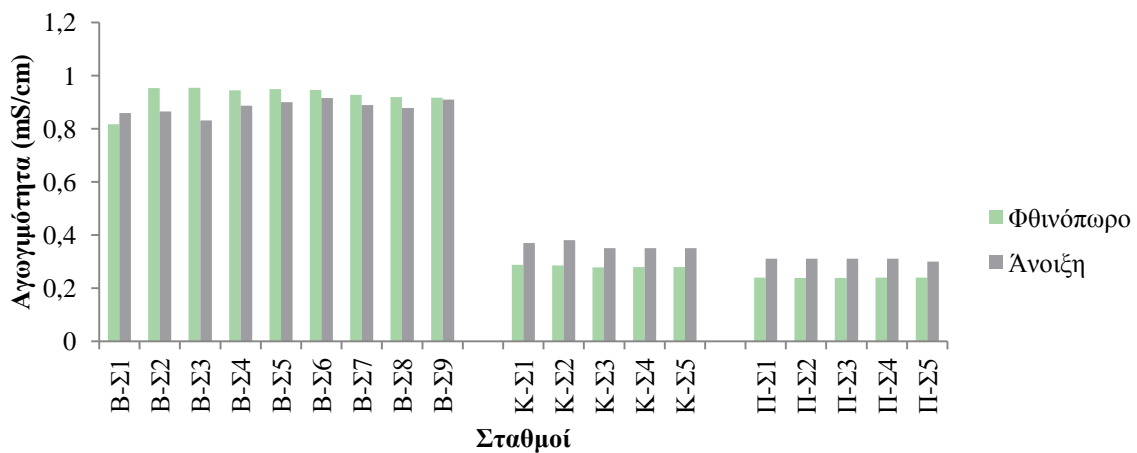
Το φθινόπωρο στη λίμνη Βόλβη, οι τιμές της αγωγιμότητας του νερού στην επιφάνεια (mS/cm, Εικόνα 4.3.7) κυμάνθηκαν από 0,913 (B-Σ3) έως 0,947 (B-Σ2) mS/cm, στη λίμνη Καστοριάς από 0,276 (K-Σ1) έως 0,282 (K-Σ2) mS/cm και στη λίμνη Μικρή Πρέσπα 0,238 mS/cm σε όλους τους σταθμούς. Στις δειγματοληψίες της άνοιξης οι τιμές αγωγιμότητας κυμάνθηκαν στη λίμνη Βόλβη από 0,936 (B-Σ5) mS/cm - 0,868 (B-Σ2), στη λίμνη Καστοριάς από 0,350 (K-Σ3) - 0,390 (K-Σ2) mS/cm και στη λίμνη της Μικρής Πρέσπας ήταν ίσες με 0,310 mS/cm σε όλους τους σταθμούς.



Εικόνα 4.3.7. Τιμές αγωγιμότητας (mS/cm) στο νερό της επιφάνειας, για κάθε σταθμό, το φθινόπωρο του 2011 και την άνοιξη του 2012, στις λίμνες Βόλβη, Καστοριάς και Μικρή Πρέσπα.

Figure 4.3.7. Conductivity values in the surface water, for each station, in the autumn of 2011 and spring of 2012 lakes Volvi, Kastorias and Mikri Prespa.

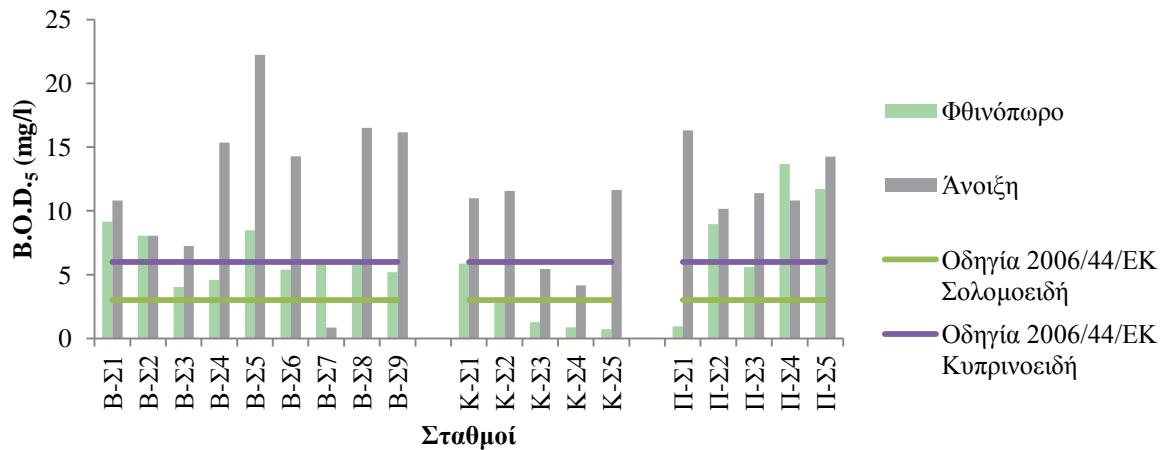
Σχετικά με τις τιμές της αγωγιμότητας (mS/cm, Εικόνα 4.3.8) που καταγράφηκαν το φθινόπωρο στη λίμνη Βόλβη ήταν από 0,817 (B-Σ1) mS/cm έως 0,954 (B-Σ3), στη λίμνη Καστοριάς από 0,278 (K-Σ3) έως 0,288 (K-Σ1) mS/cm και στη λίμνη Μικρή Πρέσπα από 0,238 (Π-Σ2, Π-Σ3) έως 0,239 (Π-Σ1, Π-Σ4, Π-Σ5) mS/cm. Την άνοιξη οι συγκεντρώσεις που καταγράφηκαν στη λίμνη Βόλβη ήταν από 0,831 (B-Σ3) έως 0,915 (B-Σ6) mS/cm, στη λίμνη Καστοριάς από 0,350 (K-Σ3) έως 0,380 (K-Σ2) mS/cm και στη λίμνη της Μικρής Πρέσπας βρέθηκαν ίσες με 0,310 mS/cm σε όλους τους σταθμούς εκτός από το σταθμό Π-Σ5 που ήταν ίση με 0,300 mS/cm.



Εικόνα 4.3.8. Τιμές αγωγιμότητας (mS/cm) στο νερό του πυθμένα, για κάθε σταθμό, το φθινόπωρο του 2011 και την άνοιξη του 2012, στις λίμνες Βόλβη, Καστοριάς και Μικρή Πρέσπα.

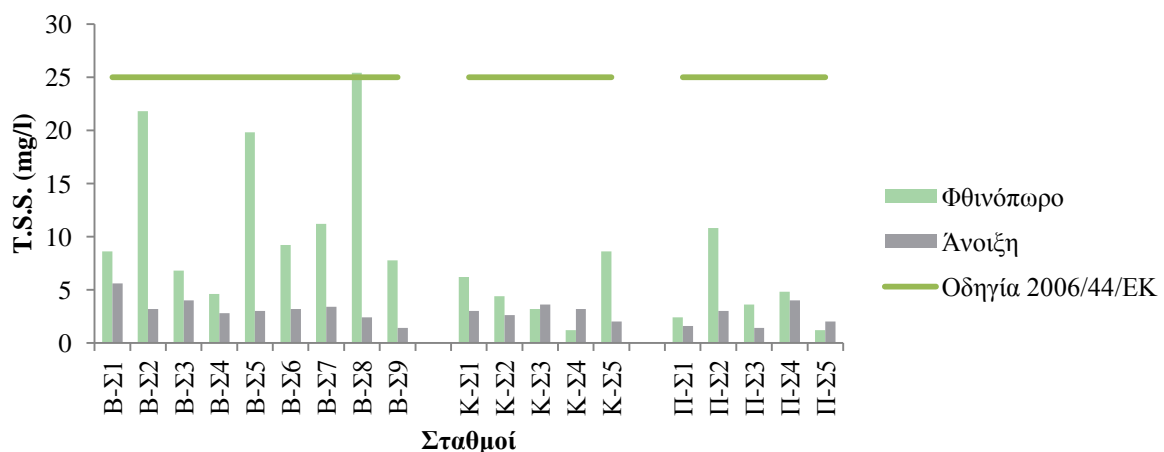
Figure 4.3.8. Conductivity values in the bottom water, for each station, in the autumn of 2011 and spring of 2012 lakes Volvi, Kastoria and Mikri Prespa.

Οι τιμές του βιολογικά απαιτούμενου οξυγόνου (mg/l, Εικόνα 4.3.9) στις δειγματοληψίες του φθινοπώρου είχαν εύρος στη λίμνη Βόλβη από 1,01 (B-Σ3) έως 2,29 (B-Σ1) mg/l, στη λίμνη Καστοριάς από 0,18 (K-Σ5) έως 1,47 (K-Σ1) mg/l και στη λίμνη Μικρή Πρέσπα από 0,24 (Π-Σ1) έως 3,42 (Π-Σ4) mg/l. Στις δειγματοληψίες της άνοιξης οι συγκεντρώσεις εμφάνισαν εύρος τιμών στη λίμνη Βόλβη από 0,21 (B-Σ7) έως 5,56 (B-Σ5) mg/l, στη λίμνη Καστοριάς 1,04 (K-Σ4) έως 2,91 (K-Σ5) mg/l και στη λίμνη της Μικρής Πρέσπας από 2,54 (Π-Σ2) έως 4,08 (Π-Σ1) mg/l. Οι συγκεντρώσεις BOD₅ στους σταθμούς K-Σ2, K-Σ3, K-Σ4, K-Σ5 και Π-Σ1 από την περίοδο του φθινοπώρου και ο σταθμός B-Σ7 από την περίοδο της άνοιξης δεν ξεπέρασαν το προτεινόμενο όριο για τη διαβίωση των σολομοειδών (3 mg/l) που προτείνει η Οδηγία 2006/44/ΕΕ.



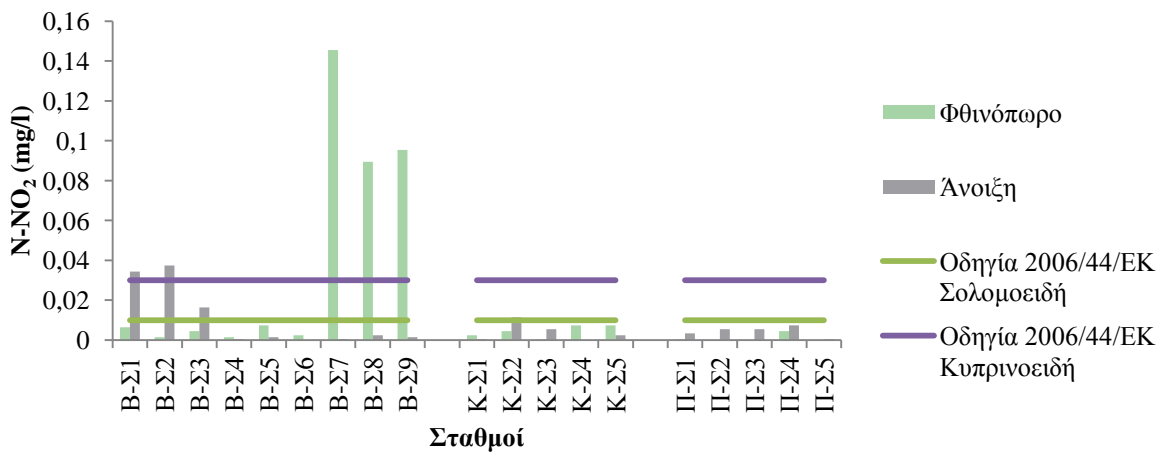
Εικόνα 4.3.9. Τιμές του βιολογικά απαιτούμενου οξυγόνου (B.O.D.₅, mg/l), για κάθε σταθμό, το φθινόπωρο του 2011 και την άνοιξη του 2012, στις λίμνες Βόλβη, Καστοριάς και Μικρή Πρέσπα.
Figure 4.3.9. Biological Oxygen Demand (B.O.D.₅, mg/l) values, for each station, in the autumn of 2011 and spring of 2012 lakes Volvi, Kastoria and Mikri Prespa.

Οι συγκεντρώσεις των ολικά αιρούμενων στερεών (mg/l, Εικόνα 4.3.10) το φθινόπωρο κυμάνθηκαν στη λίμνη Βόλβη από 4,6 (B-Σ4) έως 25,4 (B-Σ8) mg/l, στη λίμνη Καστοριάς από 1,2 (K-Σ4) έως 8,6 (K-Σ5) mg/l και στη λίμνη Μικρή Πρέσπα από 1,2 (Π-Σ5) έως 10,8 (Π-Σ2) mg/l. Στις δειγματοληψίες της άνοιξης οι συγκεντρώσεις κυμάνθηκαν στη λίμνη Βόλβη από 1,4 (B-Σ9) έως 5,6 (B-Σ1) mg/l, στη λίμνη Καστοριάς από 2 (K-Σ5) έως 3,6 (K-Σ3) mg/l και στη λίμνη της Μικρής Πρέσπας από 1,4 (Π-Σ3) έως 4 (Π-Σ4) mg/l. Η συγκέντρωση TSS στο σταθμό B-Σ8 από την περίοδο του φθινοπώρου ξεπέρασε κατ'ελάχιστα (25,4 mg/l), το προτεινόμενο όριο για τη διαβίωση των ιχθύων (σολομοειδή και κυπρινοειδή: 25 mg/l) που προτείνει η Οδηγία 2006/44/ΕΕ.



Εικόνα 4.3.10. Τιμές των ολικών αιρούμενων στερεών (TSS, mg/l), για κάθε σταθμό, το φθινόπωρο του 2011 και την άνοιξη του 2012, στις λίμνες Βόλβη, Καστοριάς και Μικρή Πρέσπα.
Figure 4.3.10. Total Suspended Solids (TSS, mg/l) values, for each station, in the autumn of 2011 and spring of 2012 lakes Volvi, Kastoria and Mikri Prespa.

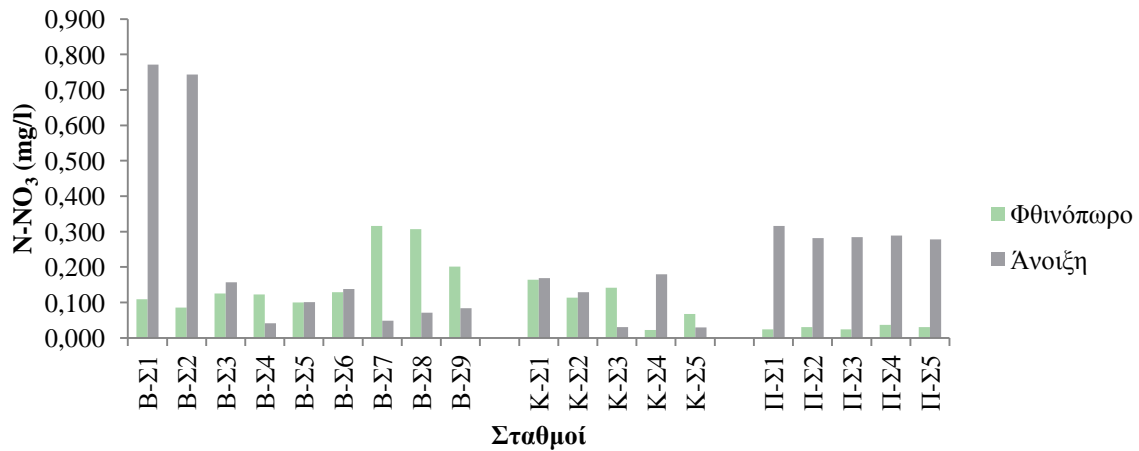
Στη λίμνη Βόλβη οι τιμές του αζώτου των νιτρικών αλάτων (mg/l, Εικόνα 4.3.11), εμφάνισαν το φθινόπωρο μικρότερη συγκέντρωση στους σταθμούς Β-Σ2 και Β-Σ4 (0,001 mg/l) και μεγαλύτερη στο σταθμό Β-Σ7 (0,145 mg/l), στη λίμνη της Καστοριάς μικρότερη τιμή στο σταθμό Κ-Σ3 (0,000 mg/l) και μεγαλύτερες στους σταθμούς Κ-Σ4 και Κ-Σ5 (0,007 mg/l). Στη λίμνη της Μικρής Πρέσπας σε όλους του σταθμούς την περίοδο του φθινοπώρου οι τιμές του αζώτου των νιτρικών αλάτων ήταν μηδενικές εκτός από το σταθμό Π-Σ4 (0,004 mg/l). Την άνοιξη, οι μικρότερες τιμές στη λίμνη Βόλβη εμφανίστηκαν στους σταθμούς Β-Σ6 και Β-Σ7 (0,000 mg/l) και οι μεγαλύτερες στο σταθμό Β-Σ2 (0,037 mg/l), στη λίμνη Καστοριάς στους σταθμούς Κ-Σ1 και Κ-Σ2 δεν ανιχνεύθηκαν τιμές αζώτου νιτρικών αλάτων και στο σταθμό Κ-Σ2 εμφανίστηκε η μεγαλύτερη τιμή (0,110 mg/l). Οι συγκεντρώσεις των σταθμών Β-Σ7, Β-Σ8 και Β-Σ9 από την περίοδο του φθινοπώρου ξεπέρασαν το προτεινόμενο όριο για τη διαβίωση των κυπρινοειδών (σολομοειδή: 0,010 και κυπρινοειδή: 0,030 mg/l) και οι σταθμοί Β-Σ1, Β-Σ2 και Β-Σ3 από την περίοδο της άνοιξης ξεπερνούν και το όριο για τη διαβίωση των σολομοειδών με τους δύο πρώτους να ξεπερνούν και το όριο για τη διαβίωση των κυπρινοειδών, που προτείνει η Οδηγία 2006/44/ΕΕ για τη διαβίωση των ιχθύων τόσο των κυπρινοειδών όσο και των σολομοειδών.



Εικόνα 4.3.11. Τιμές του αζώτου των νιτρικών αλάτων (N-NO₂, mg/l), για κάθε σταθμό, το φθινόπωρο του 2011 και την άνοιξη του 2012, στις λίμνες Βόλβη, Καστοριάς και Μικρή Πρέσπα.
Figure 4.3.11. Nitrogen of nitrides (N-NO₂, mg/l) values, for each station, in the autumn of 2011 and spring of 2012 lakes Volvi, Kastorias and Mikri Prespa.

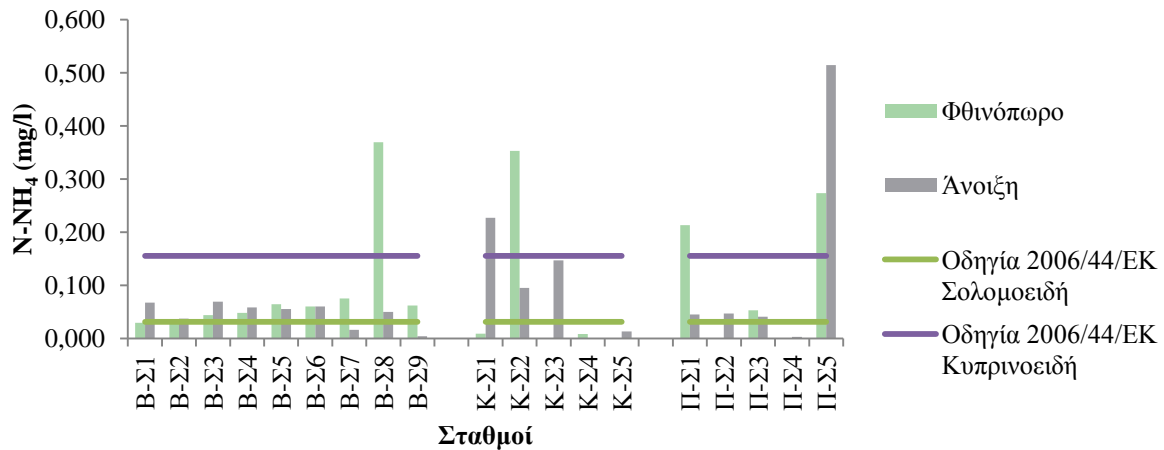
Οι τιμές του αζώτου των νιτρικών αλάτων (mg/l, Εικόνα 4.3.12) του φθινοπώρου είχαν εύρος στη λίμνη Βόλβη από 0,086 (Β-Σ2) έως 0,316 (Β-Σ7) mg/l, στη λίμνη Καστοριά από 0,022 (Κ-Σ4) έως 0,164 (Κ-Σ1) mg/l και στη λίμνη Μικρή Πρέσπα 0,024 (Π-Σ1) έως 0,037 (Π-Σ4) mg/l στους υπόλοιπους σταθμούς. Στις δειγματοληψίες της άνοιξης οι συγκεντρώσεις είχαν εύρος στη λίμνη Βόλβη από 0,041 (Β-Σ4) έως 0,771 (Β-Σ1) mg/l, στη

λίμνη Καστοριά από 0,030 (Κ-Σ5) έως 0,179 (Κ-Σ4) mg/l και στη λίμνη της Μικρής Πρέσπας από 0,278 (Π-Σ5) έως 0,316 (Π-Σ1) mg/l.



Εικόνα 4.3.12. Τιμές του αζώτου των νιτρικών αλάτων (N-NO₃, mg/l), για κάθε σταθμό, το φθινόπωρο του 2011 και την άνοιξη του 2012, στις λίμνες Βόλβη, Καστοριάς και Μικρή Πρέσπα.
Figure 4.3.12. Nitrogen of nitrates (N-NO₃, mg/l) values, for each station, in the autumn of 2011 and spring of 2012 lakes Volvi, Kastorias and Mikri Prespa.

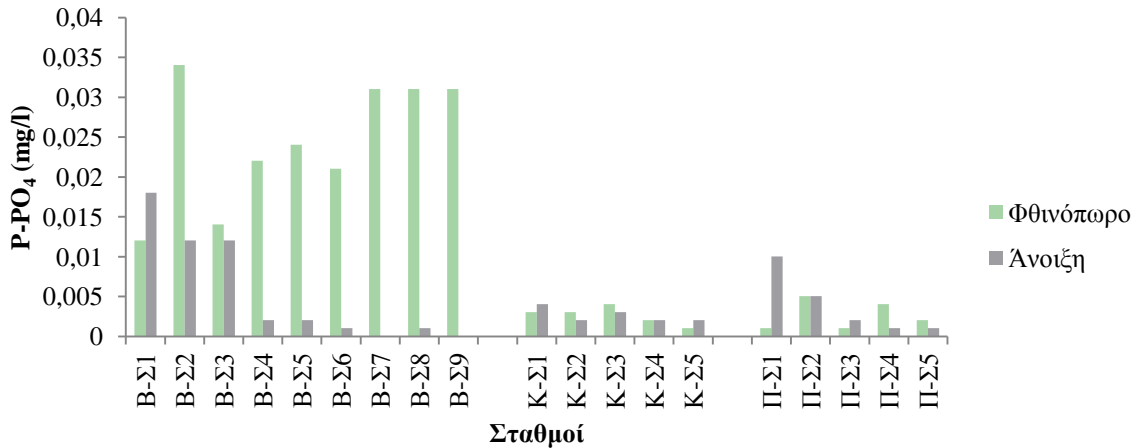
Οι τιμές του αζώτου των αμμωνιακών αλάτων (mg/l, Εικόνα 4.3.13) που καταγράφηκαν κατά τις δειγματοληψίες του φθινοπώρου διακυμάνθηκαν στη λίμνη Βόλβη από 0,029 (B-Σ2) έως 0,369 (B-Σ8) mg/l, στη λίμνη Καστοριάς από 0,000 (Κ-Σ3 και Κ-Σ5) έως 0,353 (Κ-Σ2) mg/l και στη λίμνη Μικρή Πρέσπα από 0,000 (Π-Σ2 και Π-Σ4) έως 0,273 (Π-Σ4) mg/l. Στις δειγματοληψίες της άνοιξης οι τιμές διακυμάνθηκαν στη λίμνη Βόλβη από 0,004 (B-Σ9) έως 0,069 (B-Σ3) mg/l, στη λίμνη Καστοριάς από 0,000 (Κ-Σ4) έως 0,227 (Κ-Σ1) mg/l και στη λίμνη Μικρή Πρέσπα από 0,003 mg/l (Π-Σ4) έως 0,514 (Π-Σ5) mg/l. Οι συγκεντρώσεις του αζώτου των αμμωνιακών αλάτων στους σταθμούς B-Σ8, Κ-Σ2 και Π-Σ1 από την περίοδο του φθινοπώρου και στους σταθμούς Κ-Σ1, Κ-Σ3 και Π-Σ5 από τις δύο περιόδους ξεπέρασαν το προτεινόμενο όριο για τη διαβίωση των κυπρινοειδών (0,155 mg/l), ενώ στους σταθμούς B-Σ1 και B-Σ2 την άνοιξη ξεπέρασαν και το προτεινόμενο όριο για τη διαβίωση των σολομοειδών (0,031 mg/l). Τέλος, στο σταθμό B-Σ3 καταγράφηκαν τιμές υψηλότερες του ορίου για τα σολομοειδή, που προτείνει η Οδηγία 2006/44/ΕΕ.



Εικόνα 4.3.13. Τιμές του αζώτου των αμμωνιακών αλάτων ($N-NH_4$, mg/l), για κάθε σταθμό, το φθινόπωρο του 2011 και την άνοιξη του 2012, στις λίμνες Βόλβη, Καστοριάς και Μικρή Πρέσπα.

Figure 4.3.13. Nitrogen of ammonium ($N-NH_4$, mg/l) values, for each station, in the autumn of 2011 and spring of 2012 lakes Volvi, Kastorias and Mikri Prespa.

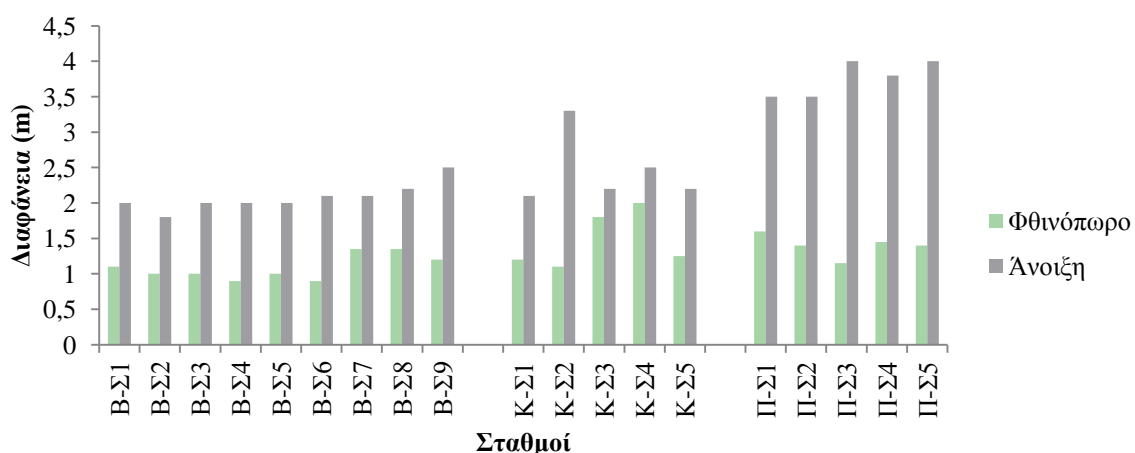
Η χαμηλότερη τιμή του φωσφόρου των ορθοφωσφορικών ιόντων (mg/l, Εικόνα 4.3.14) καταγράφηκε την περίοδο του φθινοπώρου στη λίμνη Βόλβη στο σταθμό B-Σ1 (0,012) και η υψηλότερη στο σταθμό B-Σ2 (0,034 mg/l), στη λίμνη Καστοριάς η χαμηλότερη στο σταθμό K-Σ5 (0,001 mg/l) και η υψηλότερη στο σταθμό K-Σ3 (0,004 mg/l) και στη λίμνη Μικρή Πρέσπα η χαμηλότερη στο σταθμό Π-Σ1 (0,001 mg/l) και οι υψηλότερες στους σταθμούς Π-Σ2 και Π-Σ4 (0,005) mg/l. Την άνοιξη η χαμηλότερη τιμή σημειώθηκε στη λίμνη Βόλβη στο σταθμό B-Σ7 (0,000 mg/l) και η υψηλότερη στο σταθμό B-Σ1 (0,018 mg/l), στη λίμνη Καστοριάς η χαμηλότερη στο σταθμό K-Σ2 (0,002 mg/l) και η υψηλότερη στο σταθμό K-Σ1 (0,004 mg/l) και στη λίμνη της Μικρής Πρέσπας η χαμηλότερη στο σταθμό Π-Σ4 (0,001 mg/l) και η υψηλότερη στο σταθμό Π-Σ1 (0,010 mg/l).



Εικόνα 4.3.14. Τιμές του φωσφόρου των ορθοφωσφορικών (P-PO₄, mg/l), για κάθε σταθμό, το φθινόπωρο του 2011 και την άνοιξη του 2012, στις λίμνες Βόλβη, Καστοριάς και Μικρή Πρέσπα.

Figure 4.3.14. Phosphorus of orthophosphate (P-PO₄, mg/l) values, for each station, in the autumn of 2011 and spring of 2012 lakes Volvi, Kastorias and Mikri Prespa.

Τέλος, όσον αφορά τις τιμές της διαφάνειας οι χαμηλότερες παρατηρήθηκαν το φθινόπωρο και οι μεγαλύτερες την άνοιξη. Συγκεκριμένα, στη λίμνη Βόλβη, το φθινόπωρο, εμφάνισαν εύρος τιμών από 0,90 (B-Σ4 και B-Σ6) έως 1,35 (B-Σ7-B-Σ8) m, ενώ την άνοιξη εμφάνισαν εύρος τιμών από 1,80 (B-Σ2) έως 2,50 (B-Σ8 και B-Σ9) m. Στη λίμνη Καστοριάς, το φθινόπωρο, οι τιμές της διαφάνειας κυμάνθηκαν από 1,10 (K-Σ2) έως 2,00 (K-Σ4) m, και την άνοιξη από 2,10 (K-Σ1) έως 3,30 (K-Σ2) m. Τέλος, στη λίμνη Μικρή Πρέσπα, το φθινόπωρο, οι τιμές που καταγράφηκαν ήταν από 1,15 (Π-Σ3) έως 1,60 (Π-Σ1), και την άνοιξη από 3,50 (Π-Σ1 και Π-Σ2) έως 4,00 (Π-Σ3 και Π-Σ5).



Εικόνα 4.3.15. Τιμές διαφάνειας, για κάθε σταθμό, το φθινόπωρο του 2011 και την άνοιξη του 2012, στις λίμνες Βόλβη, Καστοριάς και Μικρή Πρέσπα.

Figure 4.3.15. Transparency values, for each station, in the autumn of 2011 and spring of 2012 lakes Volvi, Kastorias and Mikri Prespa.

4.4. Σύνθεση βενθικής μακροπανίδας

Σε όλα τα δείγματα από τους 19 σταθμούς και από τις δύο εποχές (συνολικά 114 δείγματα) βρέθηκαν 53.466 άτομα, τα οποία ανήκαν σε 16 διαφορετικά taxa βενθικών μακροασπονδύλων (Πίνακας 4.4.1). Συγκεκριμένα καταγράφηκαν προνύμφες και νύμφες δίπτερων εντόμων των οικογενειών Chironomidae, προνύμφες των οικογενειών Ceratopogonidae και Chaoboridae, ολιγόχαιτοι των οικογενειών Tubificidae και Haplotaxidae, νηματώδεις (Nematoda) και βδέλες (Hirudinea). Επιπλέον, καταγράφηκε η παρουσία παλαιών οστράκων από τα είδη γαστεροπόδων *Valvata* sp. Müller, 1773 και δίθυρων μαλακίων των ειδών *Unio* sp. Retzius, 1788 και *Dreissena polymorpha* Pallas, 1771 (Πίνακας 4.4.1). Η αναλυτική περιγραφή των ειδών δίνεται στο Παράρτημα IV.

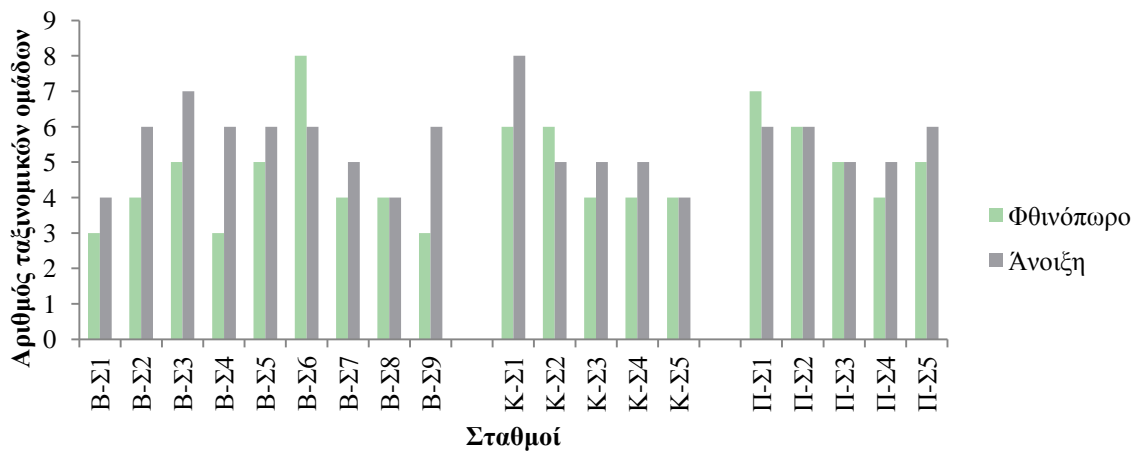
Πίνακας 4.4.1. Taxa της βενθικής μακροπανίδας που βρέθηκαν στο μαλακό υπόστρωμα των λιμνών Βόλβης, Καστοριάς και Μικρής Πρέσπας, το φθινόπωρο του 2011 και την άνοιξη του 2012.

Table 4.4.1. Taxa of benthic macrofauna from the soft bottom in lakes Volvi, Kastorias and Mikri Prespa, in autumn 2011 and spring 2012.

Ταξινομική ομάδα	Βόλβη	Καστοριά	Μικρή Πρέσπα
Insecta-Diptera			
Chironomidae			
Chironominae			
<i>Chironomus plumosus</i> Meigen, 1803	+	+	+
<i>Cryptochironomus defectus</i> (Kieffer, 1913)	+		
<i>Cladopelma viridulum</i> (Linnaeus, 1767)	+		
<i>Endochironomus tendens</i> (Fabricius, 1775)	+		
<i>Microchironomus tener</i> (Kieffer, 1918)	+		
<i>Psectrocladius (Psectrocladius) psilopterus</i> (Kieffer, 1906)	-	+	
<i>Tanytarsus</i> sp. van der Wulp, 1874			+
Tanypodinae			
<i>Procladius choreus</i> (Meigen, 1804)	+	+	
Chaoboridae			
<i>Chaoborus flavicans</i> (Meigen, 1830)	+	+	+
Ceratopogonidae			
Annelida-Oligochaeta			
Tubificidae			
Tubificinae			
<i>Potamothenis hammoniensis</i> (Michaelsen, 1901)	+	+	+
<i>Peipsidrilus</i> sp. Timm, 1977	-	-	+
<i>Tubifex tubifex</i> (Muller, 1774)	-	-	+
Haplotaxidae			
<i>Haplotaxis</i> sp. Hoffmeister, 1843	-	-	+
Anellida-Hirudinea			
Erbopdellidae	-	+	-
Nematoda	+	-	+

Ο μεγαλύτερος αριθμός ταξινομικών ομάδων καταγράφηκε το φθινόπωρο του 2011 στη Βόλβη στο σταθμό Β-Σ6 και στη λίμνη της Καστοριάς την άνοιξη, στο σταθμό Κ-Σ1 (8

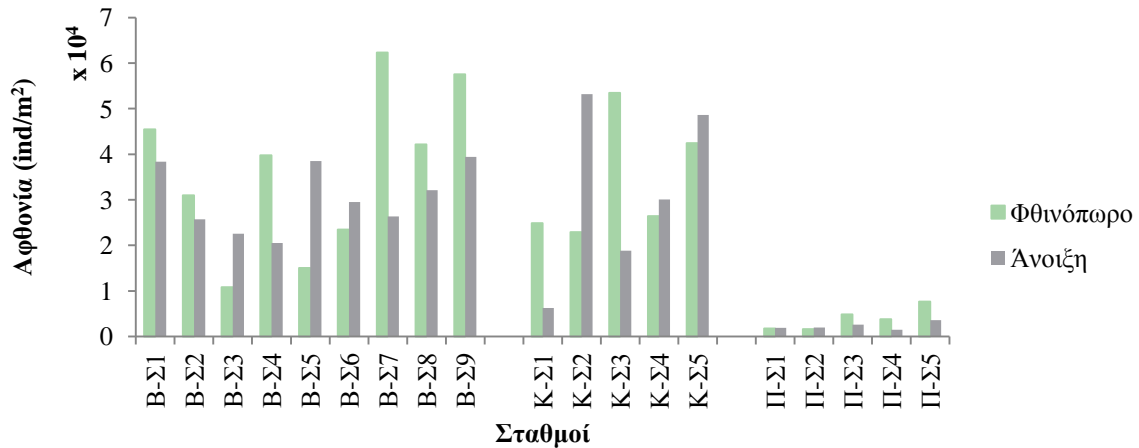
ταξινομικές ομάδες) (Εικόνα 4.4.1). Αντίθετα ο μικρότερος αριθμός ταξινομικών ομάδων καταγράφηκε το φθινόπωρο στη Βόλβη στους σταθμούς Β-Σ1, Β-Σ4 και Β-Σ9 (Εικόνα 4.4.1), που ήταν και οι σταθμοί με το μεγαλύτερο βάθος.



Εικόνα 4.4.1. Αριθμός ταξινομικών ομάδων, για κάθε σταθμό, το φθινόπωρο του 2011 και την άνοιξη του 2012, στις λίμνες Βόλβη, Καστοριάς και Μικρή Πρέσπα

Figure 4.4.1. Taxonomical groups, in each station, in autumn and spring 2012, in lakes Volvi, Kastorias and Mikri Prespa.

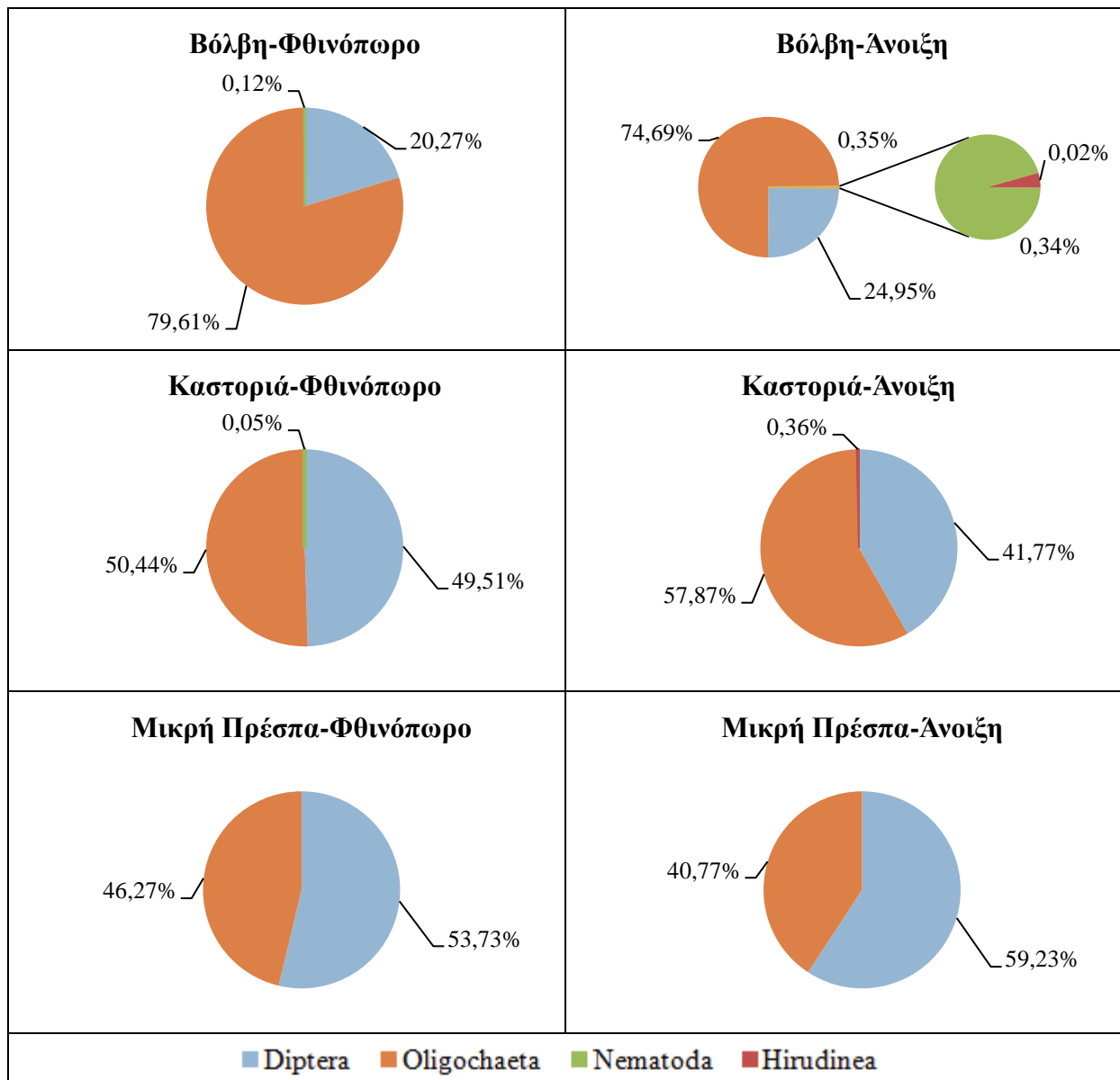
Η υψηλότερη αφθονία (ind/m^2) σε βενθικά μακροασπόνδυλα καταγράφηκε στη λίμνη Βόλβη το φθινόπωρο στο σταθμό Β-Σ7 με $62.330 \text{ ind}/\text{m}^2$, ενώ η μικρότερη αφθονία στη λίμνη Μικρή Πρέσπα την άνοιξη στο σταθμό Π-Σ4 με $1.453 \text{ ind}/\text{m}^2$ (Εικόνα 4.4.2). Γενικότερα, στη λίμνη Μικρή Πρέσπα καταγράφηκαν οι μικρότερες αφθονίες σε σχέση με τις δύο άλλες λίμνες.



Εικόνα 4.4.2. Αφθονία (ind/m²) βενθικών μακροασπονδύλων για κάθε σταθμό, το φθινόπωρο του 2011 και την άνοιξη του 2012, στις λίμνες Βόλβη, Καστοριάς και Μικρή Πρέσπα

Figure 4.4.2. Abundance (ind/m²) of benthic macroinvertebrates in each station in autumn 2011 and spring 2012 in lakes Volvi, Kastorias and Mikri Prespa.

Η ταξινομική ομάδα που συνέβαλε περισσότερο (>50%) στο σύνολο της αφθονίας των βενθικών μακροασπονδύλων στις λίμνες Βόλβη και Καστοριάς κατά την περίοδο του φθινοπώρου 2011 και της άνοιξης 2012 ήταν οι ολιγόχαιτοι (Εικόνα 4.4.3). Αντίθετα, στη λίμνη Μικρή Πρέσπα τα δίπτερα είχαν την υψηλότερη συμμετοχή στη σύνθεση της βενθικής κοινότητας (54%, Εικόνα 4.4.3).

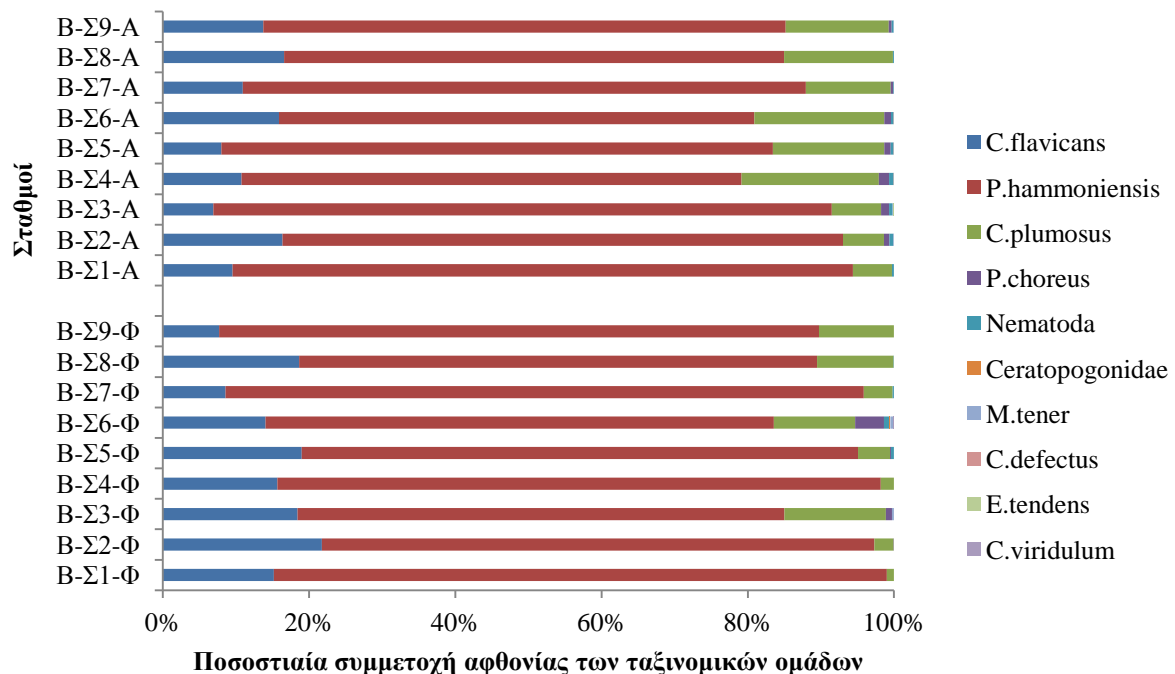


Εικόνα 4.4.3. Ποσοστιαία συμμετοχή των ταξινομικών ομάδων στη σύνθεση των βενθικών κοινοτήτων στις λίμνες Βόλβη, Καστοριάς και Μικρής Πρέσπας κατά την περίοδο του φθινοπώρου του 2011 και της άνοιξης του 2012.

Figure 4.4.3. Percentage participation of taxa in the composition of benthic communities in lakes Volvi, Kastorias and Mikri Prespa in autumn 2011 and spring 2012.

Στην Εικόνα 4.4.4 φαίνεται η ποσοστιαία συμμετοχή των ταξινομικών ομάδων στη λίμνη Βόλβη. Στη λίμνη Βόλβη καταγράφηκαν από τις 2 περιόδους συνολικά 10 ταξινομικές ομάδες. Σε όλους τους σταθμούς παρατηρείται ότι επικρατεί το είδος *P. hammoniensis* αντιπροσωπεύοντας σε ποσοστό μεγαλύτερο από το 65% της βενθικής μακροπανίδας. Επίσης, παρατηρείται ότι με τη μείωση του βάθους μειώνεται η επικράτηση του συγκεκριμένου είδους. Η δοκιμασία Kruskal-Wallis, που εφαρμόστηκε μεταξύ των σταθμών της λίμνης Βόλβης, έδειξε ότι δεν υπάρχει σημαντική διαφορά στη σύνθεση και στην αφθονία της βενθικής μακροπανίδας των διαφορετικών σταθμών ($p > 0,05$, Παράρτημα

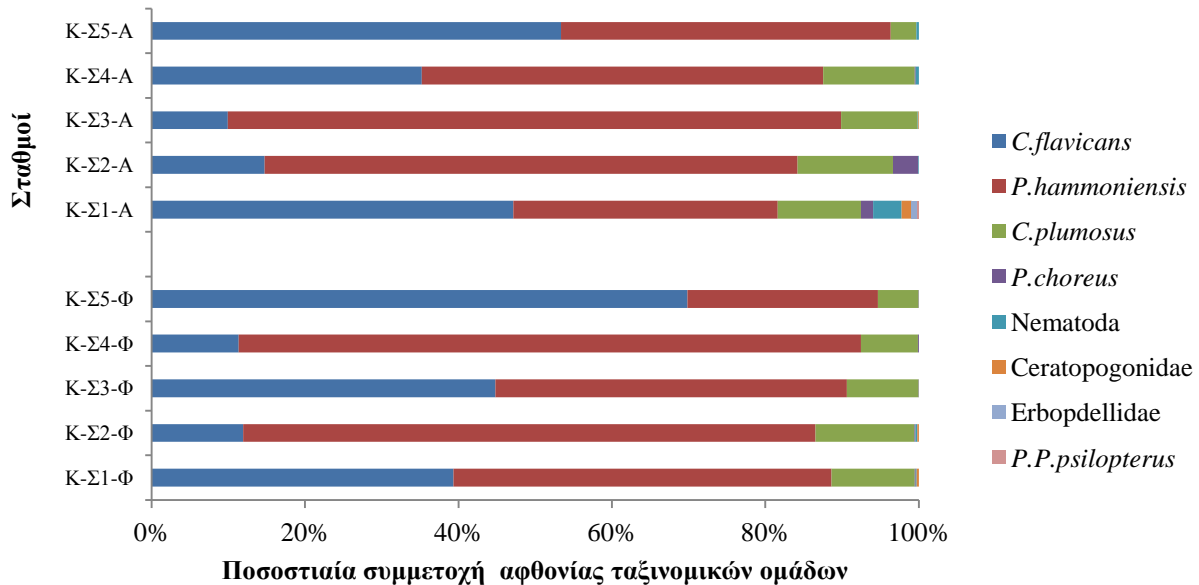
V). Επίσης, η δοκιμασία Mann-Whitney που εφαρμόστηκε μεταξύ των δύο περιόδων στους σταθμούς της λίμνης Βόλβης, έδειξε ότι δεν υπάρχει στατιστική διαφορά ($p > 0,05$, Παράρτημα V) μεταξύ των σταθμών στις διαφορετικές εποχές.



Εικόνα 4.4.4. Ποσοστιαία συμμετοχή αφθονίας των ταξινομικών ομάδων στη σύνθεση της βενθικής κοινότητας στη λίμνη Βόλβη κατά το φθινόπωρο του 2011 και την άνοιξη του 2012.

Figure 4.4.4. Percentage abundance of taxa in the composition of the benthic community in lake Volvi during the autumn of 2011 and spring of 2012.

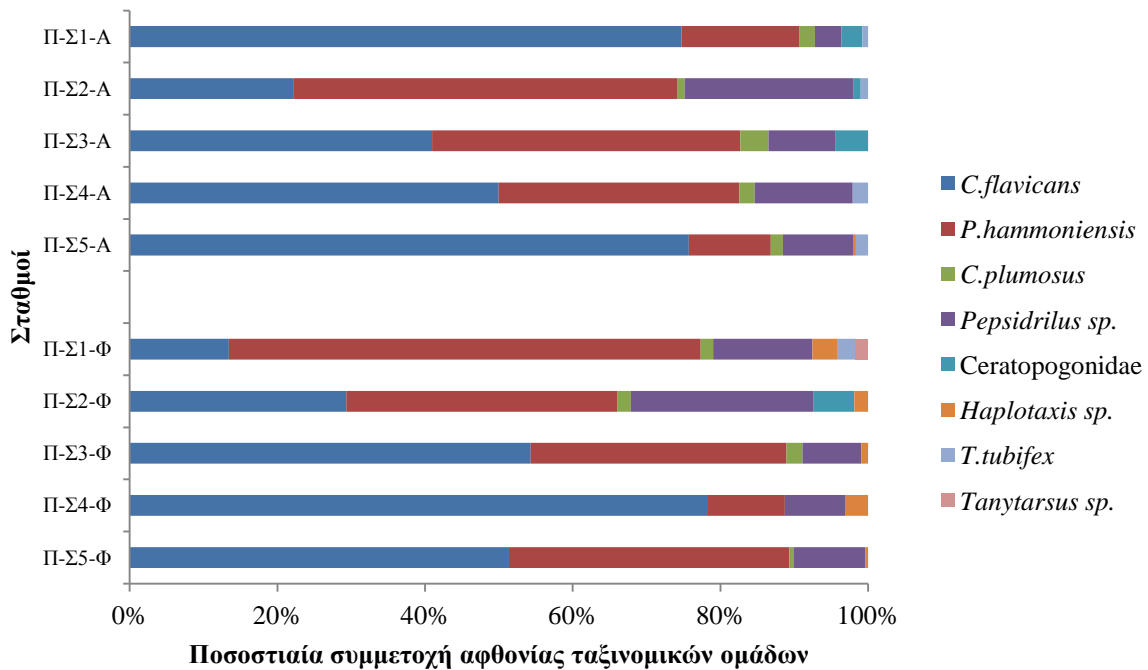
Στη λίμνη Καστοριάς καταγράφηκαν από τις 2 περιόδους συνολικά 8 ταξινομικές ομάδες (Εικόνα 4.4.5). Επικρατέστερο είδος είναι το *P. hammoniensis* με ποσοστό μεγαλύτερο από 46% της βενθικής μακροπανίδας, εκτός από τους σταθμούς Κ-Σ3 και Κ-Σ5 την περίοδο του φθινοπώρου και Κ-Σ1 την περίοδο της άνοιξης, όπου επικρατέστερο είναι το είδος *C. flavicans* με ποσοστό μεγαλύτερο από 39% της βενθοπανίδας. Η δοκιμασία Kruskal-Wallis, έδειξε ότι η αφθονία και η σύνθεση της μακροπανίδας δεν διαφέρουν στατιστικά μεταξύ των σταθμών ($p > 0,05$, Παράρτημα V) και η δοκιμασία Mann-Whitney test έδειξε ότι δεν υπάρχει στατιστική διαφορά ($p > 0,05$, Παράρτημα V) μεταξύ των σταθμών του φθινοπώρου του 2011 και της άνοιξης του 2012.



Εικόνα 4.4.5. Ποσοστιαία συμμετοχή αφθονίας των ταξινομικών ομάδων στη σύνθεση της βενθικής κοινότητας στη λίμνη Καστοριάς κατά το φθινόπωρο του 2011 και την άνοιξη του 2012.

Figure 4.4.5. Percentage abundance of taxa in the composition of the benthic community in lake Kastoria during the autumn of 2011 and spring of 2012.

Όσον αφορά τη λίμνη Μικρή Πρέσπα αναγνωρίστηκαν συνολικά από την περίοδο του φθινοπώρου και της άνοιξης 8 ταξινομικές ομάδες (Εικόνα 4.4.6). Στην Εικόνα 4.3.7 φαίνεται ότι επικρατεί το είδος *C. flavicans* αντιπροσωπεύοντας σε ποσοστό μεγαλύτερο από 41% την βενθική μακροπανίδα της λίμνης Μικρής Πρέσπας, εκτός από τους σταθμούς Π-Σ1 και Π-Σ2 από την περίοδο του φθινοπώρου και Π-Σ2 από την περίοδο της άνοιξης, όπου επικρατεί το είδος *P. hammoniensis* με ποσοστό μεγαλύτερο από το 52% της βενθοπανίδας. Δεν βρέθηκε στατιστική διαφορά ούτε στην σύνθεση και αφθονία της βενθοπανίδας των σταθμών στη λίμνη Μικρή Πρέσπα (Kruskall-Wallis, $p > 0,05$, Παράρτημα V) ούτε μεταξύ των σταθμών στις 2 εποχές (Mann-Whitney test, $p > 0,05$, Παράρτημα V).



Εικόνα 4.4.6. Ποσοστιαία συμμετοχή αφθονίας των ταξινομικών ομάδων στη σύνθεση της βενθικής κοινότητας στη λίμνη Μικρή Πρέσπα κατά το φθινόπωρο του 2011 και την άνοιξη του 2012.

Figure 4.4.6. Percentage abundance of taxa in the composition of the benthic community in lake Mikri Prespa during the autumn of 2011 and spring of 2012.

4.5. Δείκτες βενθικών μακροασπονδύλων

✓ Δείκτης ποικιλότητας $Shannon H'$, σταθμισμένος δείκτης ποικιλότητας $Shannon Hw'$, δείκτης ποικιλότητας $Margalef's d$ και δείκτης ομοιοκατανομής $Pielou J'$,

Στη λίμνη Βόλβη, σύμφωνα με τον Πίνακα 4.5.1 ο σταθμός που εμφάνισε την μεγαλύτερη ποικιλότητα ως προς τους δείκτες Shannon (H'), τροποποιημένο δείκτη Shannon (Hw') και Margalef (d) είναι ο σταθμός Β-Σ6 και για τις δύο περιόδους, εκτός από την περίπτωση του δείκτη Margalef την περίοδο της άνοιξης, οι τιμές του οποίου βρέθηκαν υψηλότερες στο σταθμό Β-Σ3. Οι δύο αυτοί σταθμοί βρίσκονται στα μικρότερα βάθη (9 και 12,2 m αντίστοιχα). Όσον αφορά το δείκτη ομοιοκατανομής Pielou η μεγαλύτερη τιμή υπολογίστηκε στο σταθμό Β-Σ8, και για τις δύο περιόδους και στο σταθμό Β-Σ3 για την περίοδο του φθινοπώρου. Ανάλογα, τη χαμηλότερη τιμή ποικιλότητας στη λίμνη Βόλβη, ως προς τους δείκτες Shannon H' , Hw' και Margalef, εμφάνισε ο σταθμός Β-Σ1 και για τις δύο περιόδους, ο οποίος βρίσκεται στο βαθύτερο σημείο της λίμνης. Ως προς τη χαμηλότερη τιμή για το δείκτη ομοιοκατανομής Pielou σημειώθηκε το φθινόπωρο του 2011 στο σταθμό Β-Σ7 και την άνοιξη του 2012 στο σταθμό Β-Σ3.

Πίνακας 4.5.1. Τιμές των δεικτών ποικιλότητας Shannon (H'), σταθμισμένης ποικιλότητας Shannon (Hw'), Margalef's (d') και ομοιοκατανομής Pielou (J') στους 9 σταθμούς το φθινόπωρο του 2011 και την άνοιξη του 2012 στη λίμνη Βόλβη (Με έντονα γράμματα σημειώνονται οι υψηλότερες τιμές και με πλάγια οι χαμηλότερες τιμές).

Table 4.5.1. Values of diversity indices Shannon (H'), weighted diversity Shannon (Hw'), Margalef's (d') and evenness Pielou (J') from 9 stations in autumn 2011 and in spring 2012 in lake Volvi (High values are indicated with bold letters and low values with italics).

Σταθμός	H'	Hw'	d'	J'
Φθινόπωρο				
B-Σ1-Φ	<i>0,480</i>	<i>0,206</i>	<i>0,187</i>	0,436
B-Σ2-Φ	0,643	0,289	0,290	0,464
B-Σ3-Φ	0,912	0,439	0,431	0,567
B-Σ4-Φ	0,522	0,223	0,189	0,476
B-Σ5-Φ	0,693	0,309	0,416	0,430
B-Σ6-Φ	0,975	0,549	0,696	0,469
B-Σ7-Φ	0,468	0,186	0,272	<i>0,338</i>
B-Σ8-Φ	0,799	0,344	0,282	0,576
B-Σ9-Φ	0,594	0,239	0,182	0,540
Άνοιξη				
B-Σ1-A	<i>0,538</i>	<i>0,218</i>	<i>0,284</i>	0,388
B-Σ2-A	0,732	0,348	0,492	0,409
B-Σ3-A	0,597	0,287	0,599	<i>0,307</i>
B-Σ4-A	0,910	0,435	0,504	0,508
B-Σ5-A	0,770	0,353	0,474	0,430
B-Σ6-A	0,947	0,441	0,486	0,529
B-Σ7-A	0,720	0,311	0,393	0,447
B-Σ8-A	0,850	0,367	0,289	0,613
B-Σ9-A	0,832	0,374	0,473	0,464

Στη λίμνη Καστοριάς ο σταθμός που εμφάνισε την μεγαλύτερη ποικιλότητα ως προς τους δείκτες Shannon H' , Hw' και Margalef (Πίνακας 4.5.2) είναι ο σταθμός Κ-Σ1 τόσο για την περίοδο του φθινοπώρου, όσο και για την περίοδο της άνοιξης. Ο συγκεκριμένος σταθμός βρίσκεται στο μικρότερο βάθος (4 m). Όσον αφορά το δείκτη ομοιοκατανομής Pielou η μεγαλύτερη τιμή εμφανίστηκε στο σταθμό Κ-Σ3 για την περίοδο του φθινοπώρου και στον σταθμό Κ-Σ1 για την περίοδο της άνοιξης. Η χαμηλότερη τιμή ποικιλότητας στη λίμνη Καστοριάς, ως προς τους δείκτες Shannon H' και Hw' αντιστοιχεί στο σταθμό Κ-Σ4 για την περίοδο του φθινοπώρου και στο σταθμό Κ-Σ3 για την περίοδο της άνοιξης (Πίνακας 4.5.2). Εξάιρεση αποτελεί ο δείκτης ποικιλότητας Margalef, η μικρότερη τιμή του οποίου καταγράφηκε στους σταθμούς Κ-Σ3 το φθινόπωρο και Κ-Σ5 την άνοιξη. Τέλος, ως προς τον δείκτη ομοιοκατανομής Pielou, η χαμηλότερη τιμή του υπολογίστηκε για την περίοδο του φθινοπώρου στον σταθμό Κ-Σ2 και για την περίοδο της άνοιξης στον Κ-Σ3.

Πίνακας 4.5.2. Τιμές των δεικτών ποικιλότητας Shannon (H'), σταθμισμένης ποικιλότητας Shannon (Hw'), Margalef's (d') και ομοιοκατανομής Pielou (J') στους 5 σταθμούς το φθινόπωρο του 2011 και την άνοιξη του 2012 στη λίμνη Καστοριάς (Με έντονα γράμματα σημειώνονται οι υψηλότερες τιμές και με πλάγια οι χαμηλότερες τιμές).

Table 4.5.2. Values of diversity indices Shannon (H'), weighted diversity Shannon (Hw'), Margalef's (d') and evenness Pielou (J') from 5 stations in autumn 2011 and in spring 2012 in lake Kastorias (High values are indicated with bold letters and low values with italics).

Σταθμός	H'	Hw'	d'	J'
Φθινόπωρο				
K-Σ1-Φ	0,990	0,498	0,494	0,553
K-Σ2-Φ	0,772	0,350	0,498	<i>0,431</i>
K-Σ3-Φ	0,941	0,458	<i>0,276</i>	0,679
K-Σ4-Φ	<i>0,617</i>	<i>0,255</i>	0,295	0,445
K-Σ5-Φ	0,755	0,413	0,282	0,545
Άνοιξη				
K-Σ1-A	1,256	0,751	0,801	0,604
K-Σ2-A	0,912	0,691	0,368	0,567
K-Σ3-A	<i>0,649</i>	<i>0,275</i>	0,406	<i>0,403</i>
K-Σ4-A	0,992	0,467	0,388	0,616
K-Σ5-A	0,830	0,446	<i>0,278</i>	0,599

Στη λίμνη Μικρή Πρέσπα, το φθινόπωρο η μεγαλύτερη ποικιλότητα ως προς τους δείκτες Shannon H' και Hw παρατηρήθηκε στο σταθμό Π-Σ2 και η χαμηλότερη στο σταθμό Π-Σ4 (Πίνακας 4.5.3). Την άνοιξη οι σταθμοί Π-Σ3 και Π-Σ2 εμφάνισαν μεγαλύτερη ποικιλότητα και ο σταθμός Π-Σ5 εμφάνισε τη μικρότερη ποικιλότητα με βάση τους δείκτες Shannon H' και Margalef, ενώ με βάση το σταθμισμένο δείκτη Shannon καταγράφηκε στο σταθμό Π-Σ1 (Πίνακας 4.5.3). Με βάση το δείκτη ομοιοκατανομής Pielou, η μεγαλύτερη τιμή είχε ο σταθμός Π-Σ2 για την περίοδο του φθινοπώρου και ο σταθμός Π-Σ3 για την περίοδο της άνοιξης, ενώ η χαμηλότερη τιμή εμφανίστηκε το φθινόπωρο και την άνοιξη στους σταθμούς Π-Σ4 και Π-Σ1, αντίστοιχα (Πίνακας 4.5.3). Η μεγαλύτερη ποικιλότητα σύμφωνα με τον δείκτη Margalef καταγράφηκε στο σταθμό Π-Σ1 και για τις δύο περιόδους.

Πίνακας 4.5.3. Τιμές των δεικτών ποικιλότητας Shannon (H'), σταθμισμένης ποικιλότητας Shannon (Hw'), Margalef's (d') και ομοιοκατανομής Pielou (J') στους 5 σταθμούς το φθινόπωρο του 2011 και την άνοιξη του 2012 στη λίμνη Μικρή Πρέσπα (Με έντονα γράμματα σημειώνονται οι υψηλότερες τιμές και με πλάγια οι χαμηλότερες τιμές).

Table 4.5.3. Values of diversity indices Shannon (H'), weighted diversity Shannon (Hw'), Margalef's (d') and evenness Pielou (J') from 5 stations in autumn 2011 and in spring 2012 in lake Mikri Prespa (High values are indicated with bold letters and low values with italics).

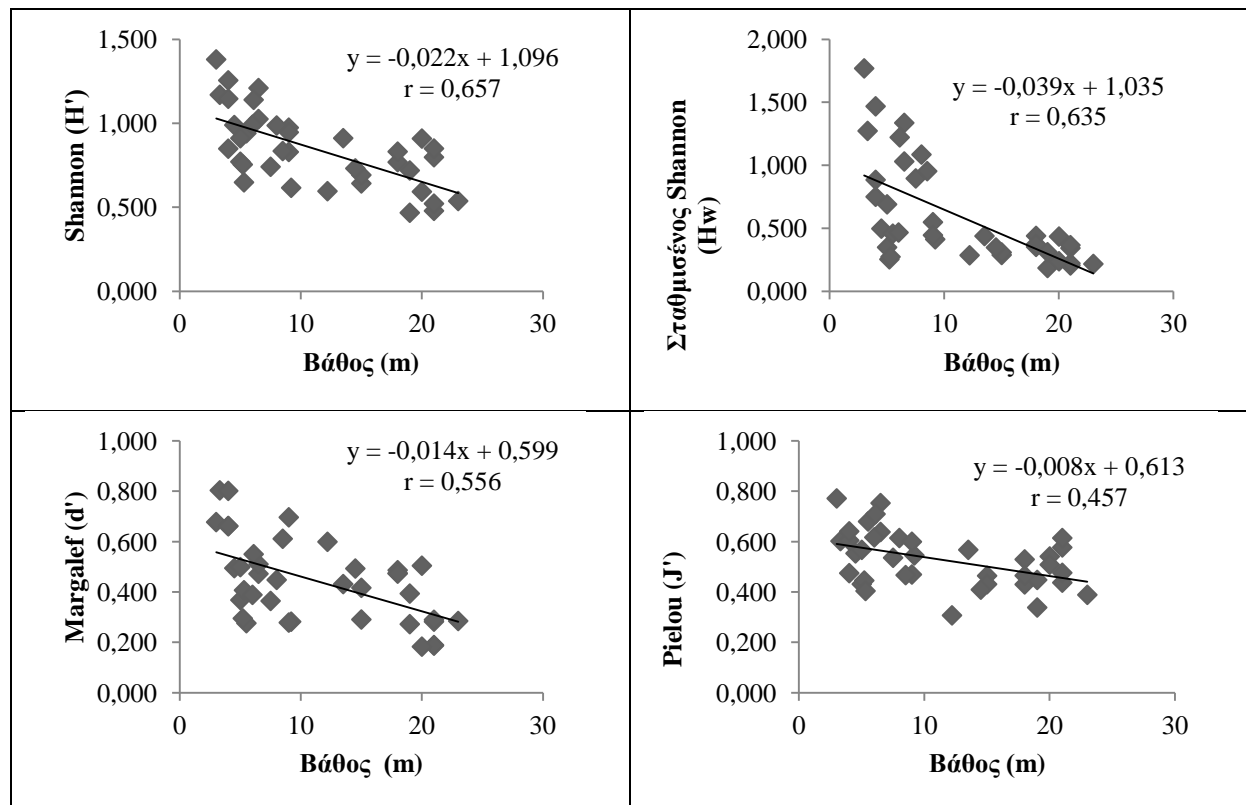
Σταθμός	H'	Hw'	d'	J'
Φθινόπωρο				
Π-Σ1-Φ	1,170	1,274	0,803	0,601
Π-Σ2-Φ	1,381	1,770	0,677	0,771
Π-Σ3-Φ	1,026	1,031	0,472	0,637
Π-Σ4-Φ	<i>0,742</i>	<i>0,897</i>	<i>0,364</i>	<i>0,535</i>
Π-Σ5-Φ	0,988	1,086	0,447	0,614
Άνοιξη				
Π-Σ1-Α	0,850	<i>0,885</i>	0,662	<i>0,474</i>
Π-Σ2-Α	1,147	1,469	0,660	0,640
Π-Σ3-Α	1,211	1,337	0,510	0,752
Π-Σ4-Α	1,140	1,223	0,549	0,709
Π-Σ5-Α	<i>0,836</i>	0,954	<i>0,466</i>	0,611

Οι δείκτες ποικιλότητας Shannon H' , Hw και Margalef και ο δείκτης ομοιοκατανομής Pielou συσχετίσθηκαν με τις περιβαλλοντικές μεταβλητές και ο δείκτης Shannon H' συσχετίσθηκε με τις περισσότερες περιβαλλοντικές μεταβλητές (Πίνακας 4.5.4). Στην Εικόνα 4.5.1 φαίνεται η γραμμική συσχέτιση των δεικτών ποικιλότητας Shannon H' , Hw και Margalef και του δείκτη ομοιοκατανομής Pielou σε σχέση με το βάθος δειγματοληψίας. Παρατηρείται ότι ο δείκτης ποικιλότητας Shannon H' σχετίζεται καλύτερα (H' : $r=0,432$ $p=0,000$, Hw : $r=0,629$ $p=0,000$, Margalef: $r=0,571$ $p=0,000$, Pielou: $r=0,477$ $p=0,002$, $n=38$) με το βάθος της δειγματοληψίας και προκύπτει ότι όσο μειώνεται το βάθος τόσο αυξάνεται η ποικιλότητα. Την μικρότερη συσχέτιση με το βάθος δειγματοληψίας ($R^2=0,209$) έδειξε ο δείκτης ομοιοκατανομής Pielou.

Πίνακας 4.5.3. Συσχέτιση των περιβαλλοντικών μεταβλητών με τους δείκτες ποικιλότητας Shannon (H'), τροποποιημένος δείκτης Shannon (Hw'), Margalef (d') και ομοιοκατανομής J' κατά την περίοδο του φθινοπώρου του 2011 και της άνοιξης του 2012 στις λίμνες Βόλβη, Καστοριάς και Μικρή Πρέσπα.

Table 4.5.3. Regression of the environmental parameters with the diversity indices Shannon (H'), modified Shannon (Hw'), Margalef (d') and evenness Pielou (J') in autumn 2011 and in spring 2012 in lakes Volvi, Kastorias and Mikri Prespa.

Περιβαλλοντικές μεταβλητές	H'	Hw'	d'	J'
N-NO ₂	r=0,411 p=0,010		r=0,354 p=0,029	
N-NH ₄	r=0,499 p=0,001			
P-PO ₄		r=0,399 p=0,013	r=0,348 p=0,032	r=0,390 p=0,016
Θερμοκρασία	r=0,344 p=0,035	r=0,412 p=0,010	r=0,321 p=0,049	
Αγωγιμότητα	r=0,531 p=0,001	r=0,639 p=0,000		r=0,559 p=0,000

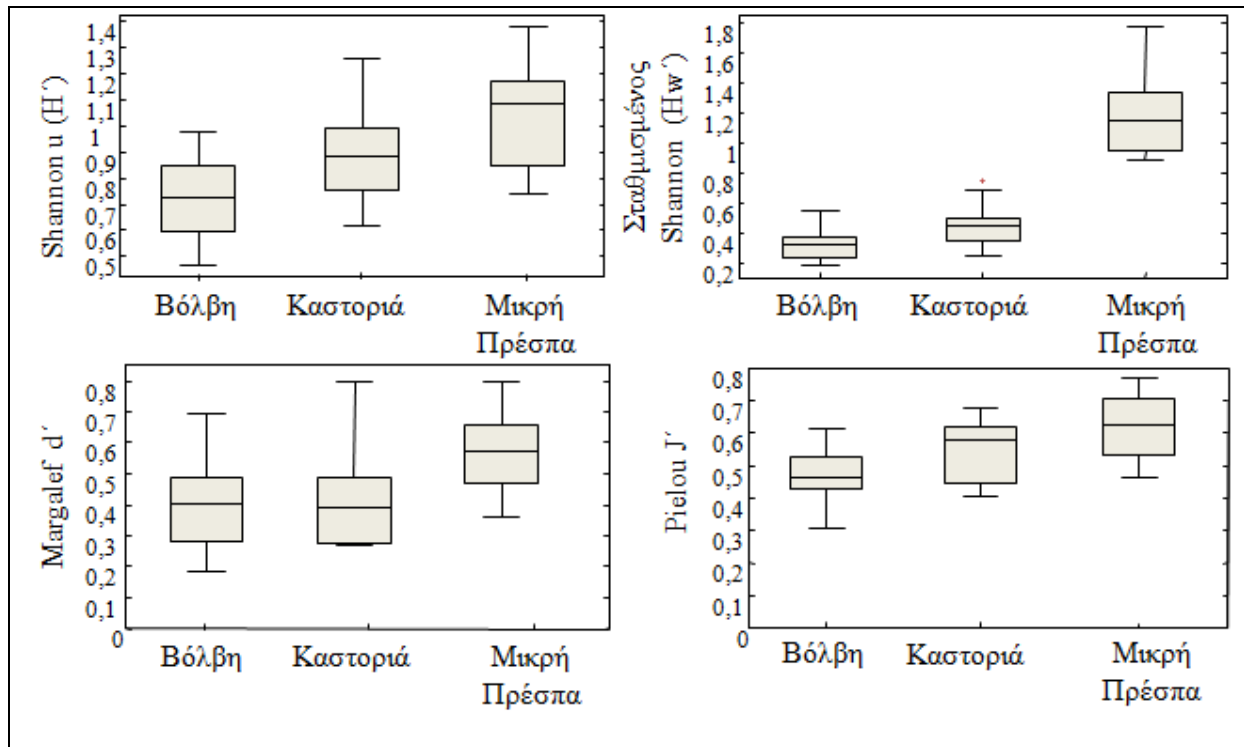


Εικόνα 4.5.1. Γραμμική συσχέτιση του βάθους δειγματοληψίας με τους δείκτες ποικιλότητας Shannon (H'), σταθμισμένης ποικιλότητας Shannon (Hw'), Margalef's (d') και ομοιοκατανομής Pielou (J') στις λίμνες Βόλβη, Καστοριάς και Μικρή Πρέσπα κατά το φθινόπωρο του 2011 και την άνοιξη του 2012.

Figure 4.4.1. Linear correlation of sampling depth and diversity indices Shannon (H'), weighted diversity Shannon (Hw'), Margalef's (d') and Pielou (J') diversity in lakes Volvi, Kastorias and Mikri Prespa in the autumn of 2011 and the spring of 2012.

Στην Εικόνα 4.4.2 παρουσιάζονται τα εύρη των τιμών των δεικτών ποικιλότητας Shannon (H'), σταθμισμένης ποικιλότητας Shannon (Hw'), ομοιοκατανομής Pielou (J') και

ποικιλότητας Margalef's (d') στις λίμνες Βόλβη, Καστοριάς και Μικρή Πρέσπα κατά την περίοδο του φθινοπώρου του 2011 και της άνοιξης του 2012. Παρατηρείται ότι ο μέσος όρος των τιμών των δεικτών που παρουσιάζονται στη λίμνη Μικρή Πρέσπα είναι μεγαλύτερος συγκριτικά με τις άλλες δύο λίμνες. Στη συνέχεια βρίσκεται ο μέσος όρος των τιμών των δεικτών της λίμνης Καστοριάς, με εξαίρεση το μέσο όρο στο δείκτη Margalef όπου η λίμνη Βόλβη έχει υψηλότερη τιμή.



Εικόνα 4.5.2. Εύρος τιμών των δεικτών ποικιλότητας Shannon (H'), σταθμισμένης ποικιλότητας Shannon (H_w'), Margalef's (d') και ομοιοκατανομής Pielou (J') στις λίμνες Βόλβη, Καστοριάς και Μικρή Πρέσπα κατά την περίοδο του φθινοπώρου του 2011 και της άνοιξης του 2012.

Figure 4.5.2. Range of values of diversity indices Shannon (H'), weighted diversity Shannon (H_w'), Margalef's (d') and Pielou (J') in lakes Volvi, Kastoria and Mikri Prespa in autumn 2011 and spring of 2012.

✓ Δείκτης αναλογίας *Oligochaeta/Chironomidae* (O/C), δείκτης *Benthic Quality Index* για την οικογένεια των *Chironomidae* (BQI_c), δείκτης *Benthic Quality Index* για την υποκλάση των *Oligochaeta* (BQI_o)

Ο σταθμός με τη μεγαλύτερη αναλογία *Oligochaeta/Chironomidae* (Πίνακας 4.5.4) είναι ο Β-Σ1 και στις δύο περιόδους, όπου βρίσκεται στο βαθύτερο σημείο της λίμνης Βόλβης. Οι τιμές της συγκεκριμένης αναλογίας στους σταθμούς δείχνουν ότι η κατάσταση στη λίμνη είναι εύτροφη, αφού τα ποσοστά είναι αρκετά υψηλά (κοντά στο 100%). Η

μικρότερη αναλογία Oligochaeta/Chironomidae για την περίοδο του φθινοπώρου καταγράφηκε στο σταθμό B-Σ3 και για την περίοδο της άνοιξης στο σταθμό B-Σ4. Σχετικά με το δείκτη Oligochaeta/Chironomidae σε σχέση με το βάθος παρατηρείται ότι η μεγαλύτερη τιμή είναι στο σταθμό B-Σ6 για την περίοδο του φθινοπώρου και στο σταθμό B-Σ3 για την περίοδο της άνοιξης, ενώ η χαμηλότερη τιμή στο σταθμό B-Σ8 και για τις δύο περιόδους. Τέλος, οι δείκτες BQI_c και BQI_o έχουν σε όλους τους σταθμούς τιμές 1 και 2, αντίστοιχα, που αντιπροσωπεύουν εύτροφη κατάσταση στη λίμνη.

Πίνακας 4.5.4. Τιμές των δεικτών αναλογίας O/C, Benthic Quality Index για την οικογένεια των Chironomidae (BQI_c) και ο δείκτης Benthic Quality Index για την υποκλάση των Oligochaeta (BQI_o) για τη λίμνη Βόλβη για το φθινόπωρο του 2011 και την άνοιξη του 2012 (Με έντονα γράμματα σημειώνονται οι υψηλότερες τιμές και με πλάγια γράμματα οι χαμηλότερες).

Table 4.5.4. Values of the indices ratio of Oligochaeta/Chironomidae, Benthic Quality Index for Chironomidae (BQI_c) and Benthic Quality Index for the subclass of Oligochaeta (BQI_o) for lake Volvi in autumn 2011 and spring 2012 (High values are indicated with bold letters and low values with italics).

Σταθμός	O/C (%)	O/C (%), σε σχέση με το βάθος)	BQI _c	BQI _o
Φθινόπωρο				
B-Σ1-Φ	98,8	4,7	1	2
B-Σ2-Φ	96,6	6,4	1	2
B-Σ3-Φ	82,5	6,1	1	2
B-Σ4-Φ	97,8	4,7	1	2
B-Σ5-Φ	94,6	6,3	1	2
B-Σ6-Φ	85,7	8,7	1	2
B-Σ7-Φ	95,7	5,0	1	2
B-Σ8-Φ	87,1	4,1	1	2
B-Σ9-Φ	88,9	4,4	1	2
Άνοιξη				
B-Σ1-A	94,1	4,1	1	2
B-Σ2-A	93,0	6,4	1	2
B-Σ3-A	92,4	7,6	1	2
B-Σ4-A	78,4	3,9	1	2
B-Σ5-A	83,1	4,6	1	2
B-Σ6-A	78,5	4,4	1	2
B-Σ7-A	86,9	4,6	1	2
B-Σ8-A	82,1	3,9	1	2
B-Σ9-A	83,5	4,6	1	2

Σχετικά, με την μεγαλύτερη αναλογία Oligochaeta/Chironomidae στη λίμνη Καστοριάς υπολογίστηκε στο σταθμό K-Σ4 για την περίοδο του φθινοπώρου και K-Σ5 για την περίοδο της άνοιξης, ενώ η μικρότερη αναλογία Oligochaeta/Chironomidae στο σταθμό K-Σ1 και για τις δύο περιόδους. Οι αναλογίες αυτές από τους σταθμούς δείχνουν ότι η κατάσταση στη λίμνη είναι εύτροφη, αφού τα ποσοστά είναι αρκετά υψηλά (κοντά στο 100%). Τέλος, με βάση τους δείκτες BQI_c και BQI_o παρατηρείται ότι σε όλους τους

σταθμούς υπολογίστηκαν οι τιμές 1 και 2, αντίστοιχα, που αντιπροσωπεύουν εύτροφη κατάσταση στη λίμνη.

Πίνακας 4.5.5. Τιμές των δεικτών αναλογίας O/C, Benthic Quality Index για την οικογένεια των Chironomidae (BQI_c) και ο δείκτης Benthic Quality Index για την υποκλάση των Oligochaeta (BQI_o) για τη λίμνη Καστοριά για το φθινόπωρο του 2011 και την άνοιξη του 2012 (Με έντονα γράμματα σημειώνονται οι υψηλότερες τιμές και με πλάγια γράμματα οι χαμηλότερες).

Table 4.5.5. Values of the indices ratio of Oligochaeta/Chironomidae, Benthic Quality Index for Chironomidae (BQI_c) and Benthic Quality Index for the subclass of Oligochaeta (BQI_o) for lake Kastorias in autumn 2011 and spring 2012 (High values are indicated with bold letters and low values with italics).

Σταθμός	O/C (%)	O/C (%), σε σχέση με το βάθος)	BQI _c	BQI _o
Φθινόπωρο				
K-Σ1-Φ	82,0	18,2	1	2
K-Σ2-Φ	85,3	17,1	1	2
K-Σ3-Φ	83,0	15,1	1	2
K-Σ4-Φ	91,6	17,6	1	2
K-Σ5-Φ	82,4	<i>9,0</i>	1	2
Άνοιξη				
K-Σ1-A	75,7	18,9	1	2
K-Σ2-A	84,8	17,0	1	2
K-Σ3-A	88,9	16,8	1	2
K-Σ4-A	81,4	13,6	1	2
K-Σ5-A	92,9	<i>10,3</i>	1	2

Στον Πίνακα 4.5.6 παρουσιάζονται οι δείκτες αναλογίας Oligochaeta/Chironomidae, Benthic Quality Index για την οικογένεια των Chironomidae (BQI_c) και ο δείκτης Benthic Quality Index για την υποκλάση των Oligochaeta (BQI_o) για τη λίμνη Μικρή Πρέσπα. Παρατηρείται ότι ο σταθμός με την μεγαλύτερη αναλογία Oligochaeta/Chironomidae είναι ο Π-Σ5 για την περίοδο του φθινοπώρου και Π-Σ3 για την περίοδο της άνοιξης. Η μικρότερη αναλογία Oligochaeta/Chironomidae για την περίοδο του φθινοπώρου καταγράφηκε στο σταθμό Π-Σ4 για το φθινόπωρο και Π-Σ5 για την άνοιξη. Οι αναλογίες αυτές από τους σταθμούς δείχνουν ότι η κατάσταση στη λίμνη είναι μεσότροφη προς εύτροφη, αφού τα ποσοστά κυμαίνονται στο 50%. Τέλος, με βάση τους δείκτες BQI_c και BQI_o παρατηρείται ότι σε όλους τους σταθμούς έχουν την ίδια τιμή 1 και 2, αντίστοιχα, που αντιπροσωπεύουν εύτροφη κατάσταση στη λίμνη, εκτός από το σταθμό Π-Σ4 την περίοδο του φθινοπώρου, που δεν μπορούσε να εφαρμοστεί ο δείκτης λόγω απουσίας ειδών της οικογένειας Chironomidae.

Πίνακας 4.5.6. Τιμές των δεικτών αναλογίας O/C, Benthic Quality Index για την οικογένεια των Chironomidae (BQI_c) και ο δείκτης Benthic Quality Index για την υποκλάση των Oligochaeta (BQI_o) για τη λίμνη Μικρή Πρέσπα για το φθινόπωρο του 2011 και την άνοιξη του 2012 (Με έντονα γράμματα σημειώνονται οι υψηλότερες τιμές και με πλάγια γράμματα οι χαμηλότερες).

Table 4.5.6. Values of the indices ratio of O/C, Benthic Quality Index for Chironomidae (BQI_c) and Benthic Quality Index for the subclass of Oligochaeta (BQI_o) for lake Mikri Prespa in autumn 2011 and spring 2012 (High values are indicated with bold letters and low values with italics).

Σταθμός	O/C (%)	O/C (%, σε σχέση με το βάθος)	BQI _c	BQI _o
Φθινόπωρο				
Π-Σ1-Φ	73,8	22,4	1	2
Π-Σ2-Φ	56,3	18,8	1	2
Π-Σ3-Φ	75,8	11,7	1	2
Π-Σ4-Φ	48,2	6,4	0	2
Π-Σ5-Φ	78,1	9,8	1	2
Άνοιξη				
Π-Σ1-Α	71,2	17,8	1	2
Π-Σ2-Α	67,7	16,9	1	2
Π-Σ3-Α	76,5	11,8	1	2
Π-Σ4-Α	65,2	10,7	1	2
Π-Σ5-Α	45,8	5,4	1	2

✓ *Τροποποιημένος δείκτης Benthic Quality Index (BQIM_i)*

Στον Πίνακα 4.5.7 φαίνεται η βαθμολογία (BQIW) που χρησιμοποιήθηκαν για κάθε ταξινομική ομάδα για τον υπολογισμό του δείκτη BQIM_i. *T. tubifex*, *P. hammoniensis*, *C. flavicans*, *C. plumosus*, Ceratopogonidae, Erbobdellidae και *E. tener* δόθηκαν σκορ από δεδομένα που υπάρχουν από αλπικές λίμνες της Ιταλίας (Rossaro et al. υπό δημοσίευση). Για το είδος *Pepsidrilus* sp. δόθηκε η βαθμολογία 1, με βάση την εμπειρία του ειδικού, επειδή πρόκειται για σπάνιο είδος στην Ευρώπη (Timm 2009). Τέλος, για τις υπόλοιπες ταξινομικές ομάδες λήφθηκε υπόψη το σκορ που προέκυψε σύμφωνα με τη διαδικασία που περιγράφεται στο Κεφάλαιο 3.5.

Πίνακας 4.5.7. Βαθμολογία (BQIW) που χρησιμοποιήθηκαν για τις ταξινομικές ομάδες, που συλλέχθηκαν από τους 19 σταθμούς στις λίμνες Βόλβη, Καστοριάς και Μικρή Πρέσπα κατά την περίοδο του φθινοπώρου του 2011 και της άνοιξης του 2012.

Table 4.5.7. Scores (BQIW) which were used for the taxa collected from 19 stations in lakes Volvi, Kastorias and Mikri Prespa in autumn 2011 and spring 2012.

Ταξινομικές ομάδες	BQIW
<i>Peipsidrilus</i> sp.	1,00
<i>Tanytarsus</i> sp.	0,84
Ceratopogonidae	0,71
<i>P.choreus</i>	0,59
<i>E. tener</i>	0,56
<i>P. psilopterus</i>	0,51
Nematoda	0,50
<i>M. tener</i>	0,50
<i>T. tubifex</i>	0,50
<i>Haplotaxis</i> sp.	0,48
<i>C. defectus</i>	0,45
<i>C. flavicans</i>	0,40
<i>C. viridulum</i>	0,37
<i>P. hammoniensis</i>	0,26
<i>C. plumosus</i>	0,22
Erbopdellidae	0,11

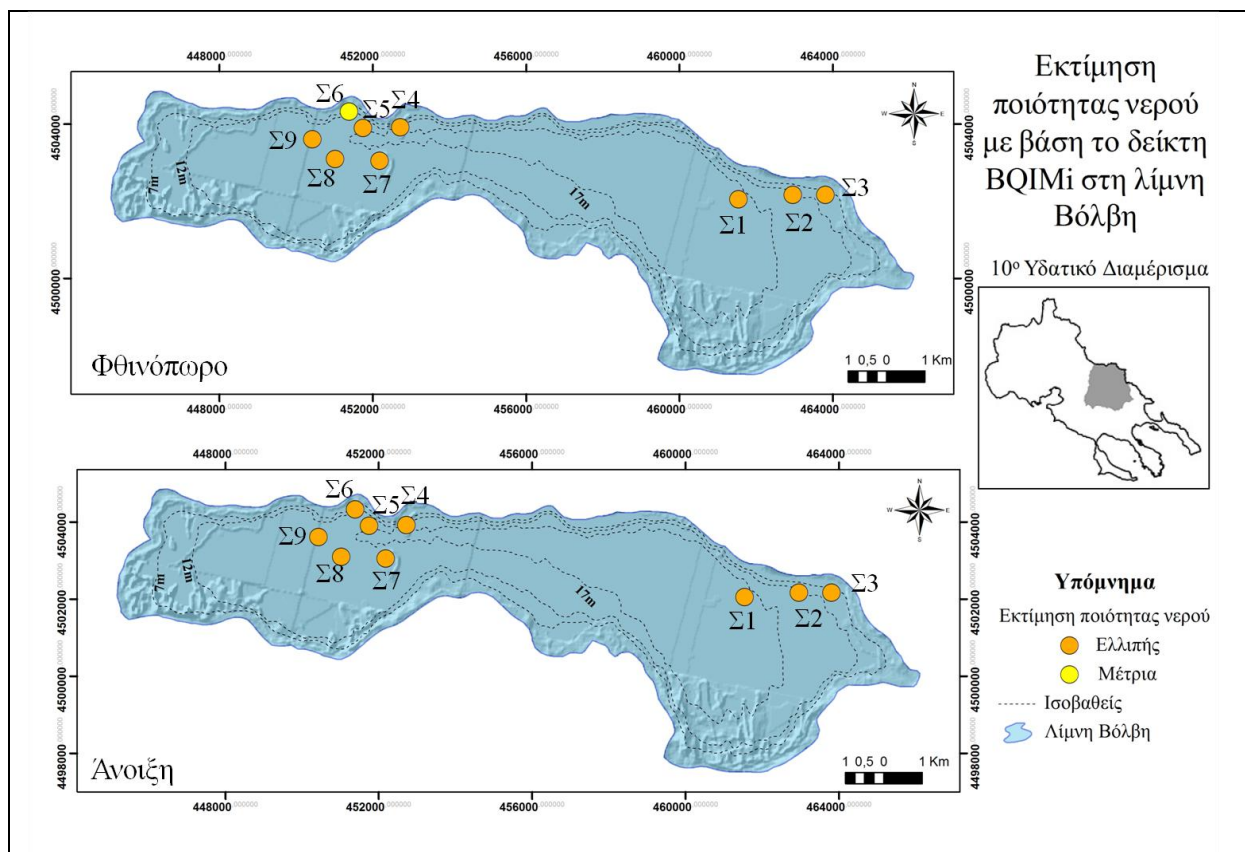
Με βάση τα αποτελέσματα που προέκυψαν από τον υπολογισμό των παραπάνω δεικτών, έγινε μια πρώτη προσπάθεια εκτίμησης της οικολογικής ποιότητας του νερού με βάση το δείκτη BQIMi για κάθε θέση και στις τρεις λίμνες που αποτέλεσαν αντικείμενο της παρούσας έρευνας.

Ειδικότερα, η εκτίμηση της ποιότητας στους 9 σταθμούς στη λίμνη Βόλβη (Πίνακας 4.5.8 και Εικόνα 4.5.3) κατά την περίοδο του φθινοπώρου του 2011 και της άνοιξης του 2012 εκτιμήθηκε ως ελλιπής σε όλους τους σταθμούς και για τις δύο περιόδους, εκτός από το σταθμό Β-Σ6 κατά την περίοδο του φθινοπώρου. Ο συγκεκριμένος σταθμός βρίσκεται στο μικρότερο βάθος που πραγματοποιήθηκαν δειγματοληψίες.

Πίνακας 4.5.8. Εκτίμηση της ποιότητας του νερού με βάση το δείκτη BQIMi στους 9 σταθμούς για τη λίμνη Βόλβη κατά την περίοδο του φθινοπώρου 2011 και της άνοιξης του 2012.

Table 4.5.8. Estimation of water quality based on index BQIMi at 9 stations in lake Volvi in autumn 2011 and spring 2012.

Σταθμός	Βάθος (m)	BQIMi	Εκτίμηση
B-Σ1-Φ	21,0	0,25	Ελλιπής
B-Σ2-Φ	15,0	0,29	Ελλιπής
B-Σ3-Φ	13,5	0,32	Ελλιπής
B-Σ4-Φ	21,0	0,25	Ελλιπής
B-Σ5-Φ	15,0	0,32	Ελλιπής
B-Σ6-Φ	9,0	0,41	Μέτρια
B-Σ7-Φ	19,0	0,29	Ελλιπής
B-Σ8-Φ	21,0	0,28	Ελλιπής
B-Σ9-Φ	20,0	0,25	Ελλιπής
B-Σ1-A	23,0	0,29	Ελλιπής
B-Σ2-A	14,5	0,36	Ελλιπής
B-Σ3-A	12,2	0,38	Ελλιπής
B-Σ4-A	20,0	0,35	Ελλιπής
B-Σ5-A	18,0	0,36	Ελλιπής
B-Σ6-A	9,0	0,35	Ελλιπής
B-Σ7-A	19,0	0,32	Ελλιπής
B-Σ8-A	21,0	0,28	Ελλιπής
B-Σ9-A	18,0	0,35	Ελλιπής



Εικόνα 4.5.3. Εκτίμηση της ποιότητας του νερού με βάση το δείκτη BQIMi στη λίμνη Βόλβη στους 9 σταθμούς κατά την περίοδο του φθινοπώρου 2011 και της άνοιξης του 2012.

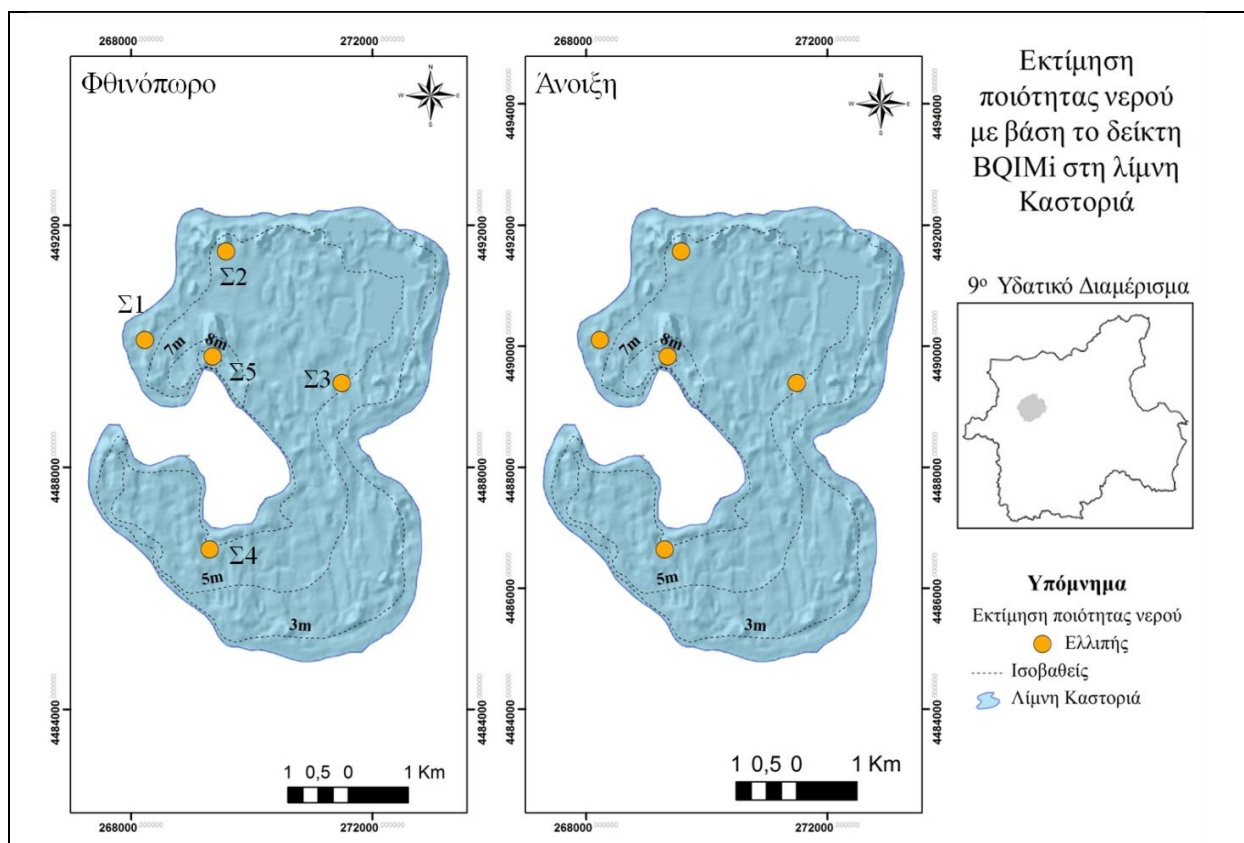
Figure 4.5.3. Estimation of water quality based on index BQIMi at 9 stations in lake Volvi in autumn 2011 and spring 2012.

Στη λίμνη Καστοριάς η ποιότητα του νερού με βάση το δείκτη BQIMi εκτιμήθηκε ως ελλιπής σε όλους τους σταθμούς και για τις δύο περιόδους (Πίνακας 4.5.9 και Εικόνα 4.5.4).

Πίνακας 4.5.9. Εκτίμηση της ποιότητας του νερού με βάση το δείκτη BQIMi στους 5 σταθμούς για τη λίμνη Καστοριάς κατά την περίοδο του φθινοπώρου 2011 και της άνοιξης του 2012.

Table 4.5.9. Estimation of water quality based on index BQIMi at 5 stations in lake Kastorias in autumn 2011 and spring 2012.

Σταθμός	Βάθος	BQIMi	Εκτίμηση
Κ-Σ1-Φ	4,5	0,37	Ελλιπής
Κ-Σ2-Φ	5,0	0,36	Ελλιπής
Κ-Σ3-Φ	5,5	0,29	Ελλιπής
Κ-Σ4-Φ	5,2	0,29	Ελλιπής
Κ-Σ5-Φ	9,2	0,29	Ελλιπής
Κ-Σ1-Α	4,0	0,38	Ελλιπής
Κ-Σ2-Α	5,0	0,35	Ελλιπής
Κ-Σ3-Α	5,3	0,31	Ελλιπής
Κ-Σ4-Α	6,0	0,33	Ελλιπής
Κ-Σ5-Α	9,0	0,30	Ελλιπής



Εικόνα 4.5.4. Εκτίμηση της ποιότητας του νερού με βάση το δείκτη BQIMi στη λίμνη Καστοριάς στους 5 σταθμούς κατά την περίοδο του φθινοπώρου 2011 και της άνοιξης του 2012.

Figure 4.5.4. Estimation of water quality based on index BQIMi at 5 stations in lake Kastorias in autumn 2011 and spring 2012.

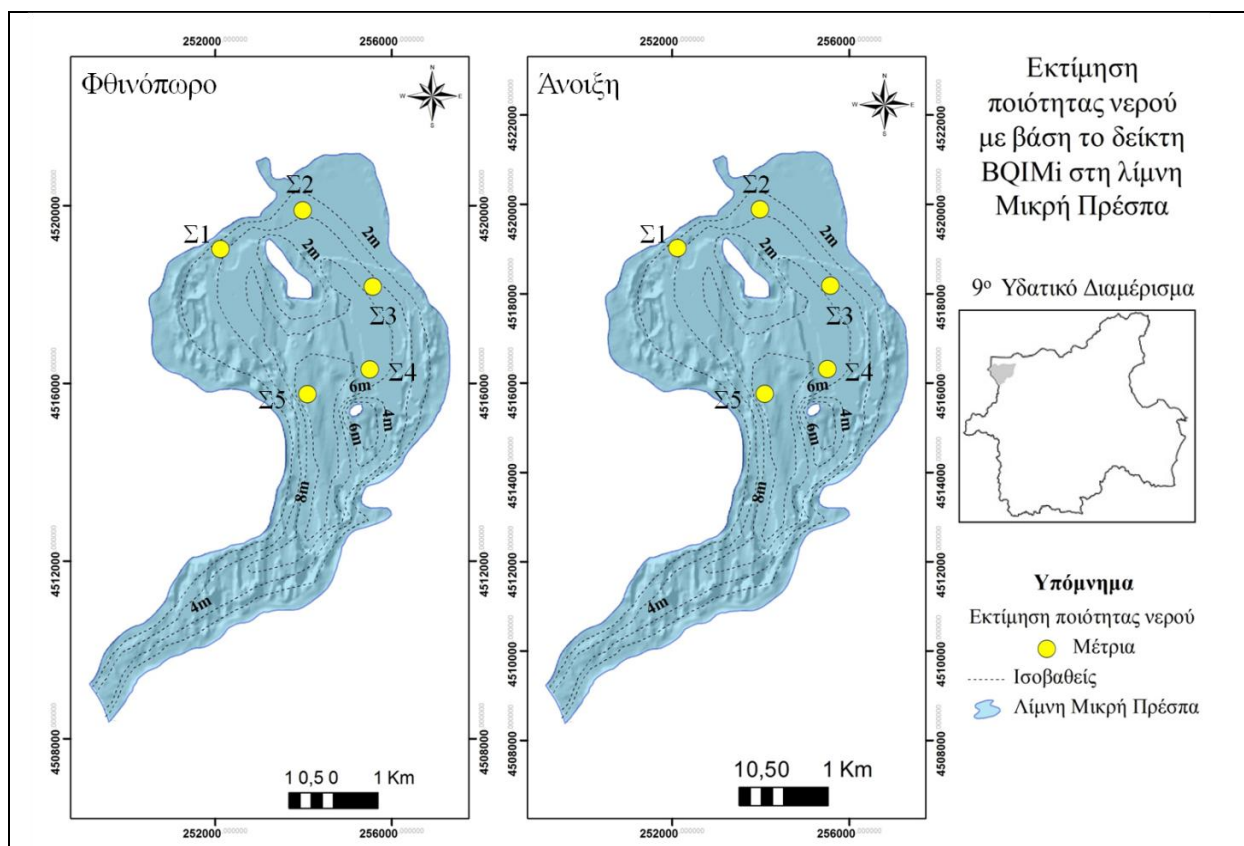
Η εκτίμηση της ποιότητας του νερού με βάση το δείκτη BQIMi στους 5 σταθμούς στη λίμνη Μικρή Πρέσπα κατά την περίοδο του φθινοπώρου του 2011 και της άνοιξης του

2012 φαίνονται στον Πίνακα 4.5.10 και στην Εικόνα 4.5.5. Παρατηρείται ότι η ποιότητα εκτιμήθηκε ως μέτρια σε όλους τους σταθμούς και για τις δύο περιόδους.

Πίνακας 4.5.10. Εκτίμηση της ποιότητας του νερού με βάση το δείκτη BQIMi στους 5 σταθμούς για τη λίμνη Μικρή Πρέσπα κατά την περίοδο του φθινοπώρου 2011 και της άνοιξης του 2012.

Table 4.5.10. Estimation of water quality based on index BQIMi at 5 stations in lake Mikri Prespa in autumn 2011 and spring 2012.

Σταθμός	Βάθος	BQIMi	Εκτίμηση
Π-Σ1-Φ	3,3	0,47	Μέτρια
Π-Σ2-Φ	3,0	0,47	Μέτρια
Π-Σ3-Φ	6,5	0,41	Μέτρια
Π-Σ4-Φ	7,5	0,44	Μέτρια
Π-Σ5-Φ	8,0	0,43	Μέτρια
Π-Σ1-Α	4,0	0,43	Μέτρια
Π-Σ2-Α	4,0	0,45	Μέτρια
Π-Σ3-Α	6,5	0,44	Μέτρια
Π-Σ4-Α	6,1	0,40	Μέτρια
Π-Σ5-Α	8,5	0,43	Μέτρια

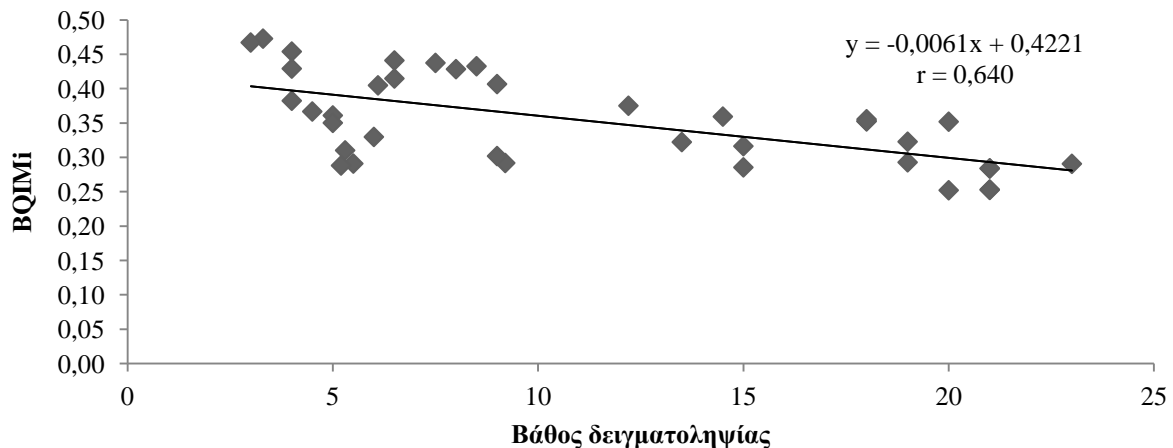


Εικόνα 4.5.5. Εκτίμηση της ποιότητας του νερού με βάση το δείκτη BQIMi στη λίμνη Μικρή Πρέσπα στους 9 σταθμούς κατά την περίοδο του φθινοπώρου 2011 και της άνοιξης του 2012.

Figure 4.5.5. Estimation of water quality based on index BQIMi at 5 stations in lake Mikri Prespa in autumn 2011 and spring 2012.

Στην Εικόνα 4.5.6 παρατηρείται η γραμμική συσχέτιση ($r=0,647$, $p=0,000$, $n=38$) που υπάρχει μεταξύ του βάθους δειγματοληψίας και του δείκτη BQIMi. Διαπιστώνεται ότι

υπάρχει συσχέτιση μεταξύ τους βάθους και της εκτίμησης της ποιότητας του νερού με βάση το δείκτη BQIMi. Εκτός από το βάθος, ο δείκτης BQIMi συσχετίζεται με το pH ($r=0,538$, $p=0,000$, $n=38$), τη θερμοκρασία ($r=0,482$, $p=0,005$, $n=38$), το φώσφορο των ορθοφωσφορικών ιόντων ($r=0,444$, $p=0,005$, $n=38$), το άζωτο των νιτροδών αλάτων ($r=0,362$, $p=0,026$, $n=38$), το διαλυμένο οξυγόνο ($r=0,343$, $p=0,035$, $n=38$) και τα ολικά αιωρούμενα στερεά ($r=0,322$, $p=0,008$, $n=38$).



Εικόνα 4.5.6. Συσχέτιση μεταξύ του δείκτη BQIMi και του βάθους στις λίμνες Βόλβη, Καστοριάς και Μικρή Πρέσπα κατά την περίοδο του φθινοπώρου του 2011 και της άνοιξης του 2012.

Figure 4.5.6. Relation between the index BQIMi and the depth in lakes Volvi, Kastorias and Mikri Prespa in autumn 2011 and spring 2012.

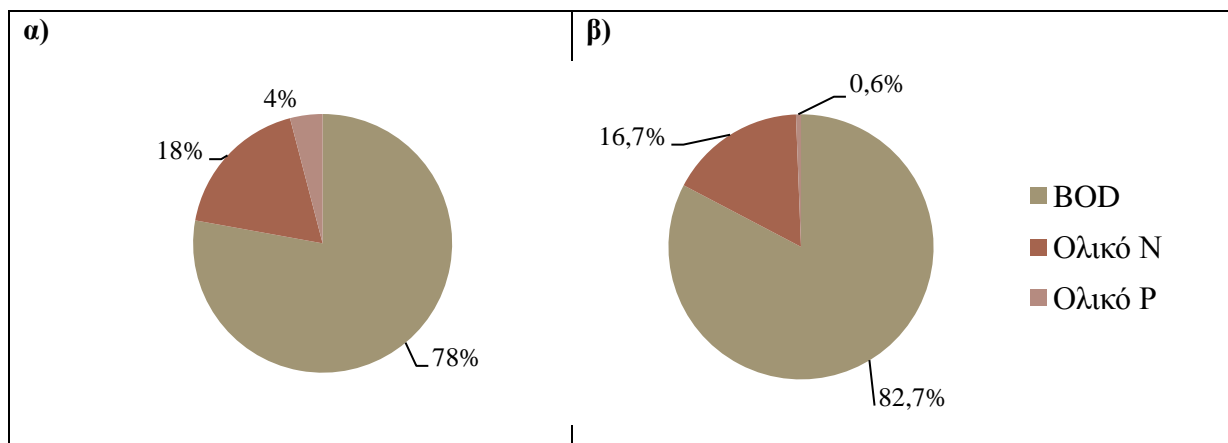
4.6. Ανάλυση Πιέσεων – Επιπτώσεων

Αναγνώριση των κατευθυντήριων δυνάμεων και ποσοτικοποίηση των πιέσεων

Για την ανάλυση των πιέσεων-επιπτώσεων για τις λεκάνες απορροής των λιμνών Βόλβης και Καστοριάς χρησιμοποιήθηκαν τα δεδομένα από τις Ειδικές Περιπτώσεις Μελετών από την ομάδα των μεταπτυχιακών φοιτητών Εμφιετζής Γεώργιος, Λαζαρίδου Δήμητρα και Χαραλάμπους Ευαγγελία για τη λίμνη Βόλβη και η ομάδα των μεταπτυχιακών φοιτητών Αναστασία Λάμπου, Διονύσης Λατινόπουλος και Αικατερίνη-Αλεξάνδρα Χρυσάφη για τη λίμνη Καστοριάς στα πλαίσια του Μεταπτυχιακού Προγράμματος Σπουδών «Οικολογική ποιότητα και διαχείριση υδάτων σε επίπεδο λεκάνης απορροής» των Τμημάτων Βιολογίας, Γεωλογίας και Πολιτικών Μηχανικών κατά τα έτη 2009 και 2011 αντίστοιχα. Τα αποτελέσματα των προηγούμενων ερευνών παρουσιάζονται στο Κεφάλαιο 5.

Ως σημειακές πηγές ρύπανσης στη λεκάνη απορροής της λίμνης Μικρής Πρέσπας χαρακτηρίστηκαν τα αστικά λύματα και οι δραστηριότητες από τη σταβλισμένη κτηνοτροφία. Στη λεκάνη απορροής της λίμνης Μικρής Πρέσπας υπάρχει σε λειτουργία Εγκατάσταση Επεξεργασίας Λυμάτων (ΕΕΛ), που εξυπηρετεί τους οικισμούς Λευκών,

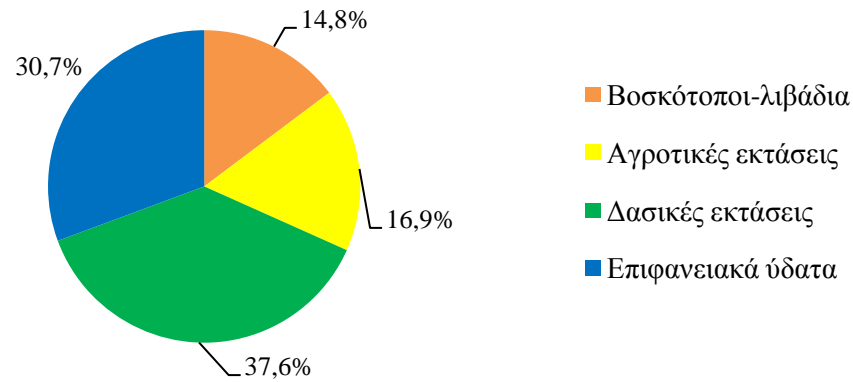
Καλλιθέα και Πλατύ. Το Φεβρουάριο του 2012 έγινε έγκριση των περιβαλλοντικών όρων για το έργο: «Εγκατάσταση επεξεργασίας λυμάτων Δ.Δ. Μικρολίμνης – Καρυών του Δήμου Πρεσπών, Νομός Φλώρινας». Μακροπρόθεσμα στο συγκεκριμένο έργο θα ενταχθεί και ο οικισμός Οξυά. Οι υπόλοιποι οικισμοί δεν εξυπηρετούνται από Ε.Ε.Λ. αλλά από σηπτικούς βόθρους. Στην Εικόνα 4.6.1 φαίνονται τα αποτελέσματα των εισροών από αστικά λύματα και από τις κτηνοτροφικές δραστηριότητες στη λεκάνη απορροής της λίμνης Μικρής Πρέσπας, που οι εισροές από το BOD είναι οι μεγαλύτερες.



Εικόνα 4.6.1. Ποσοστιαία συμμετοχή των εισροών από α) αστικά λύματα και β) την κτηνοτροφία στη λεκάνη απορροής της λίμνης Μικρής Πρέσπας.

Figure 4.6.1. Percentage contribution of inputs from a) sewage and b) livestock in basin of lake Mikri Prespa.

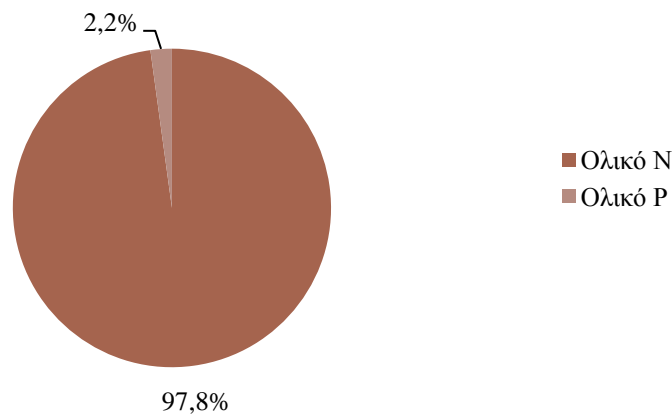
Σύμφωνα με την κατηγοριοποίηση της κάλυψης των χρήσεων γης με βάση το Corine Land Cover 2000, για να υπολογιστούν οι εκροές από την γεωργία στη λεκάνη απορροής της λίμνης Μικρής Πρέσπας, συμπεριλήφθηκε το 76,2% του συνόλου της κάλυψης των χρήσεων γης, καθώς οι υπόλοιπες κατηγορίες δεν άνηκαν σε κάποια από αυτές που χρησιμοποιήθηκαν. Το μεγαλύτερο ποσοστό (37,6%) καταλαμβάνουν οι δασικές εκτάσεις, ενώ το μικρότερο ποσοστό τα βοσκοτόπια-λιβάδια (Εικόνα 4.6.2).



Εικόνα 4.6.2. Ποσοστιαία κάλυψη χρήσεων γης, σύμφωνα με το Corine Land Cover 2000 και τη κατηγοριοποίηση για τις εισροές, στη λεκάνη απορροής της λίμνης Μικρής Πρέσπας.

Figure 4.6.2. Percentage coverage of land use, according to Corine Land Cover 2000 and the classification for the inputs in the basin of lake Mikri Prespa.

Οι εισροές από τις χρήσεις γης στη λεκάνη απορροής αναφέρονται στην ανάπτυξη γεωργικών δραστηριοτήτων, κυρίως στο πεδινό τμήμα της λεκάνης. Στην Εικόνα 4.6.3 φαίνονται τα παραγόμενα φορτία από τις χρήσεις γης με μεγαλύτερο ποσοστό να καταλαμβάνει η εισροή του ολικού φωσφόρου.



Εικόνα 4.6.3. Ποσοστιαία εισροή ολικού φωσφόρου και αζώτου από την κάλυψη των χρήσεων γης στη λεκάνη απορροής της λίμνης Μικρής Πρέσπας.

Figure 4.6.3. Percentage inputs of total phosphorous and nitrogen from the corine land cover in the basin of lake Mikri Prespa.

Σχετικά με τις πιέσεις από τις μορφολογικές αλλοιώσεις (όπως προέκυψε από το Corine Land Cover 2000) θεωρείται ότι στη λεκάνη απορροής της λίμνης Μικρής Πρέσπας δεν ασκούνται σημαντικές πιέσεις, επειδή οι αγροτικές εκτάσεις καλύπτουν το 13,5% (< 40%, που προτείνεται από LAWA 2002) της ολικής έκτασης της λεκάνης απορροής και οι αστικές περιοχές καλύπτουν 0% (< 2,5%, που προτείνεται από Environment Agency 2005) της λεκάνης απορροής.

Στη συνέχεια υπολογίστηκε η συνολική εισροή των ρύπων στη λεκάνη απορροής της λίμνης Μικρής Πρέσπας αθροίζοντας τις επιμέρους εισροές από τις διάχυτες και σημειακές πηγές ρύπανσης. Στον Πίνακα 4.6.1. παρατηρείται ότι οι μεγαλύτερες εισροές προέρχονται από την κτηνοτροφία και συγκεκριμένα το 91% του BOD, το 87% του ολικού αζώτου και το 52% του ολικού φωσφόρου.

Πίνακας 4.6.1. Συνολική εισροή BOD, ολικό άζωτο και ολικός φώσφορος (Kg/day) στη λεκάνη απορροής της λίμνης Μικρής Πρέσπας.

Table 4.6.1. Total inputs of BOD, total nitrogen and total phosphorus (Kg/day) in the basin of lake Mikri Prespa.

	BOD (Kg/day)	Εισροές N (Kg/day)	P (Kg/day)
Αστικά λύματα	41,172	9,573	2,149
Κτηνοτροφία	437,90	88,42	3,25
Γεωργία	-	3,90	0,09
Σύνολο	480,26	101,16	6,28

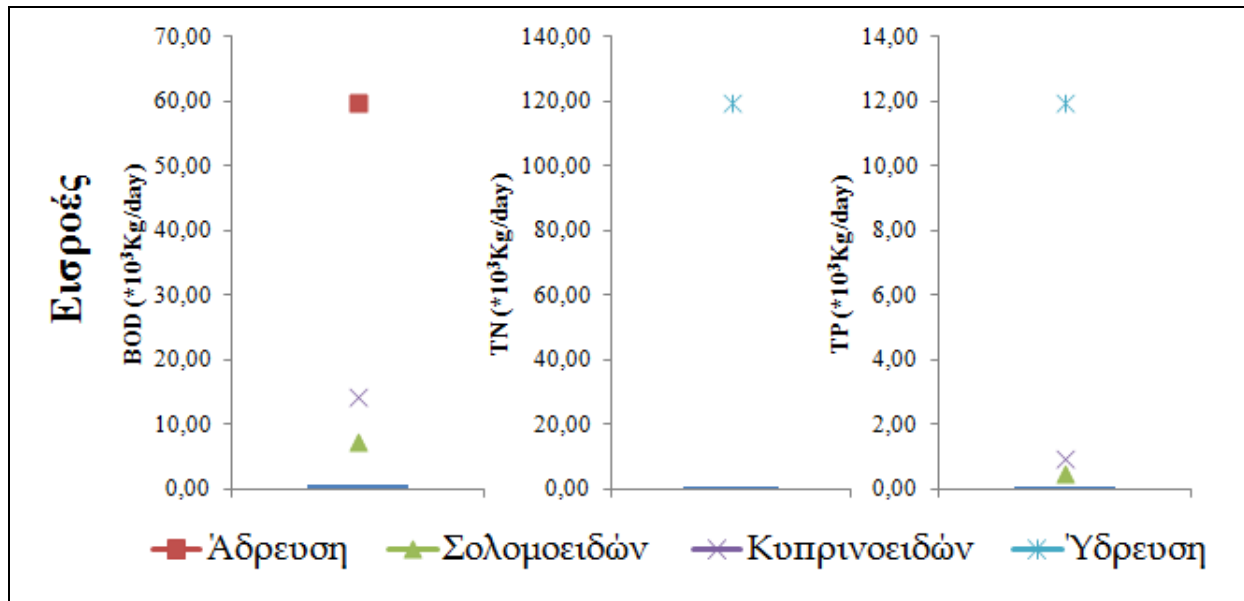
Στη συνέχεια έγινε η σύγκριση των τιμών αυτών με τις προτεινόμενες τιμές από τα όρια για την ύδρευση, την άρδευση και τη διαβίωση των ιχθύων και για την άρδευση. Για να γίνει αυτή η σύγκριση θα πρέπει να πολλαπλασιαστούν τα προτεινόμενα όρια με τον όγκο του νερού που καταλήγει στη λίμνη Μικρή Πρέσπα από τους χειμάρρους, που είναι $27,6 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ (Hollis & Stevenson 1997, Πίνακας 4.6.2).

Πίνακας 4.6.2. Ανώτατα όρια εισροών για κάθε παράμετρο.

Table 4.6.2. Upper bound for each input parameter.

	Ύδρευση	Άρδευση	Όρια διαβίωσης ιχθύων	
			Σολομοειδών	Κυπρινοειδών
BOD (Kg/l)	-	59.616	7.154	14.308
TN (Kg/l)	119.472	-	-	-
TP (Kg/l)	11.923	-	477	954

Στην Εικόνα 4.6.4 παρατηρούμε ότι οι εισροές των φορτίων στη λεκάνη απορροής της λίμνης Μικρής Πρέσπας για κάθε παράμετρο είναι πολύ μικρότερες από ότι τα όρια για την ύδρευση, την άρδευση και για τη διαβίωση των ιχθύων.



Εικόνα 4.6.4. Σύγκριση ορίων άρδευσης, ύδρευσης και διαβίωσης ιχθύων με τις εισροές στη λεκάνη απορροής της λίμνης Μικρής Πρέσπας.

Figure 4.6.4. Comparison inputs with the boundaries of irrigation, water supply and fish living in the basin of lake Mikri Prespa.

Συνοψίζοντας τα παραπάνω και λαμβάνοντας υπόψη ότι η μέση βιολογική ποιότητα της λίμνης Μικρής Πρέσπας με βάση το δείκτη BQM_i είναι κατώτερη της καλής και οι τιμές οι μέσες τιμές του αζώτου των αμμωνιακών αλάτων και του διαλυμένου οξυγόνου είναι μικρότερες από τα προτεινόμενα όρια για την ύδρευση, αλλά επειδή είναι μεγαλύτερες για τη διαβίωση των ιχθύων, οι πιέσεις χαρακτηρίζονται ως πιθανές (Πίνακας 4.6.3). Όσον αφορά τις πιέσεις επιπτώσεων από τις μορφολογικές πιέσεις δεν μπορούν να εκτιμηθούν, καθώς ο δείκτης τροποποίησης HMS (Raven et al. 1998 a, b) είναι για τα ποτάμια και ο αντίστοιχος δείκτης LHS δεν μπορεί να εφαρμοστεί στις ελληνικές λίμνες χωρίς να τροποποιηθεί, καθώς αναφέρεται για τις λίμνες της Αγγλίας.

Πίνακας 4.6.3. Εκτίμηση των επιπτώσεων ως προς τις πιέσεις ρύπανσης στη λεκάνη απορροής της λίμνης Μικρής Πρέσπας.

Table 4.6.3. Estimation of the impacts from the pollution pressures in the basin of lake Mikri Prespa.

		ΠΙΕΣΕΙΣ ΡΥΠΑΝΣΗΣ			ΜΟΡΦΟΛΟΓΙΚΕΣ ΠΙΕΣΕΙΣ (Kaven et al. 1998 a, b)
ΕΠΙΠΤΩΣΕΙΣ	ΣΙΓΟΥΡΕΣ	Αν ισχύουν όλα τα παρακάτω:			Μέσο HMS > 8
		Μέση βιολογική ποιότητα κατώτερη της καλής	Χρονοσειρές θρεπτικών αύξουσας συγκέντρωσης	Μέσες τιμές χημικών παραμέτρων μεγαλύτερες από πρότυπα για άρδευση	
	ΠΙΘΑΝΕΣ	Αν ισχύουν τουλάχιστον δύο από τα παρακάτω:			2 < Μέσο HMS ≤ 8
		Μέση βιολογική ποιότητα κατώτερη της καλής	Χρονοσειρές θρεπτικών αύξουσας συγκέντρωσης	Μέσες τιμές χημικών παραμέτρων μεγαλύτερες από πρότυπα για ύδρευση	
	ΧΩΡΙΣ	Αν ισχύουν όλα τα παρακάτω:			Μέσο HMS ≤ 2
		Μέση βιολογική ποιότητα ανώτερη της καλής	Χρονοσειρές θρεπτικών σταθερής ή ελαττωμένης συγκέντρωσης	Μέσες τιμές χημικών παραμέτρων μικρότερες από πρότυπα για διαβίωση ψαριών	

Όσον αφορά την εκτίμηση επικινδυνότητας μη επίτευξης των περιβαλλοντικών στόχων της λίμνης Μικρής Πρέσπας ως προς τις πιέσεις ρύπανσης είναι μέτρια (Πίνακας 4.6.4). Αυτό οφείλεται στο γεγονός ότι οι επιπτώσεις από τις πιέσεις ρύπανσης είναι πιθανές (σύμφωνα με τον Πίνακα 4.6.4) και επειδή δεν ασκούνται σημαντικές πιέσεις στη λίμνη Μικρή Πρέσπα, αφού οι εισροές από τους ρύπους έχουν τιμές πολύ χαμηλότερες σε σχέση με τα όρια για την ύδρευση, άρδευση και τη διαβίωση των ιχθύων.

Πίνακας 4.6.4. Εκτίμηση επικινδυνότητας μη επίτευξης των περιβαλλοντικών στόχων για τη λεκάνη απορροής της λίμνης Μικρής Πρέσπας ως προς τις πιέσεις ρύπανσης.

Table 4.6.4. Estimation of the failure risk meeting environmental objectives in the basin of lake Mikri Prespa for the pollution pressures.

ΕΠΙΚΙΝΔΥΝΟΤΗΤΑ		ΕΠΙΠΤΩΣΕΙΣ			
		ΣΙΓΟΥΡΕΣ	ΠΙΘΑΝΕΣ	ΧΩΡΙΣ	ΑΠΟΥΣΙΑ ΔΕΔΟΜΕΝΩΝ
ΣΗΜΑΝΤΙΚΕΣ ΠΙΕΣΕΙΣ	ΝΑΙ	ΥΨΗΛΗ	ΜΕΤΡΙΑ	ΧΑΜΗΛΗ	ΜΕΤΡΙΑ
	ΟΧΙ	ΥΨΗΛΗ	ΜΕΤΡΙΑ	ΑΝΥΠΑΡΚΤΗ	ΧΑΜΗΛΗ
	ΑΠΟΥΣΙΑ ΔΕΔΟΜΕΝΩΝ	ΥΨΗΛΗ	ΜΕΤΡΙΑ	ΧΑΜΗΛΗ	ΔΕΝ ΕΚΤΙΜΑΤΑΙ

Για τη διαχείριση του κινδύνου από τις πιέσεις ρύπανσης προτείνεται εφαρμογή επιχειρησιακής παρακολούθησης (Εικόνα 4.6.5), επειδή οι επιπτώσεις είναι πιθανές (Εικόνα 4.6.3) και επειδή δεν υπάρχουν σημαντικές πιέσεις στη λεκάνη απορροής της λίμνης Μικρής Πρέσπας.

Πίνακας 4.6.5. Διαχείριση κινδύνου στη λεκάνη απορροής της λίμνης Μικρής Πρέσπας ως προς τις πιέσεις ρύπανσης.

Table 4.6.5. Risk management in the basin of lake Mikri Prespa for pressures of pollution.

ΔΙΑΧΕΙΡΙΣΗ ΚΙΝΔΥΝΟΥ		ΕΠΙΠΤΩΣΕΙΣ			
		ΣΙΓΟΥΡΕΣ	ΠΙΘΑΝΕΣ	ΧΩΡΙΣ	ΑΠΟΥΣΙΑ ΔΕΔΟΜΕΝΩΝ
ΣΗΜΑΝΤΙΚΕΣ ΠΙΕΣΕΙΣ	ΝΑΙ	Άμεση εφαρμογή προγράμματος μέτρων	Μακροχρόνιο πρόγραμμα μέτρων	Εφαρμογή εποπτικής παρακολούθησης	Εφαρμογή παρακολούθησης διερεύνησης
	ΟΧΙ	Συμπληρωματική ανάλυση IMPRESS	Εφαρμογή επιχειρησιακής παρακολούθησης	Διατήρηση των συνθηκών	Εφαρμογή εποπτικής παρακολούθησης
	ΑΠΟΥΣΙΑ ΔΕΔΟΜΕΝΩΝ	Εφαρμογή επιχειρησιακής παρακολούθησης		Εφαρμογή εποπτικής παρακολούθησης	Άμεση συμπληρωματική IMPRESS ανάλυση

4.7. Στατιστική επεξεργασία

4.7.1. Συμμετρική ανάλυση δύο δεδομένων co-inertia

Στην Εικόνα 4.7.1.1 φαίνονται τα διαγράμματα της ανάλυσης δύο δεδομένων co-inertia για τις αφθονίες των βενθικών μακροασπονδύλων και τις περιβαλλοντικές μεταβλητές

στις λίμνες Βόλβη, Καστοριάς και Μικρή Πρέσπα και στο Παράρτημα VI, Πίνακας 1 τα αποτελέσματα της ανάλυσης. Συγκεκριμένα στην Εικόνα 4.7.1.1 φαίνονται τα εξής:

α) Διάγραμμα X αξόνων: δείχνει τις προβολές των αξόνων της PCA (Ax1-4) που προέκυψαν με βάση τις αφθονίες των βενθικών μακροασπονδύλων στους άξονες της ανάλυσης co-inertia. Στον οριζόντιο άξονα (1^{ος} άξονας) της ανάλυσης co-inertia πιο σημαντικός (Παράρτημα VI, Πίνακας 2) είναι ο 1^{ος} άξονας της PCA (Ax1) των βενθικών μακροασπονδύλων και στον 2^ο άξονα της ανάλυσης co-inertia είναι πιο σημαντικός ο 3^{ος} άξονας (Ax3) (Παράρτημα VI, Πίνακας 2) της PCA των βενθικών μακροασπονδύλων.

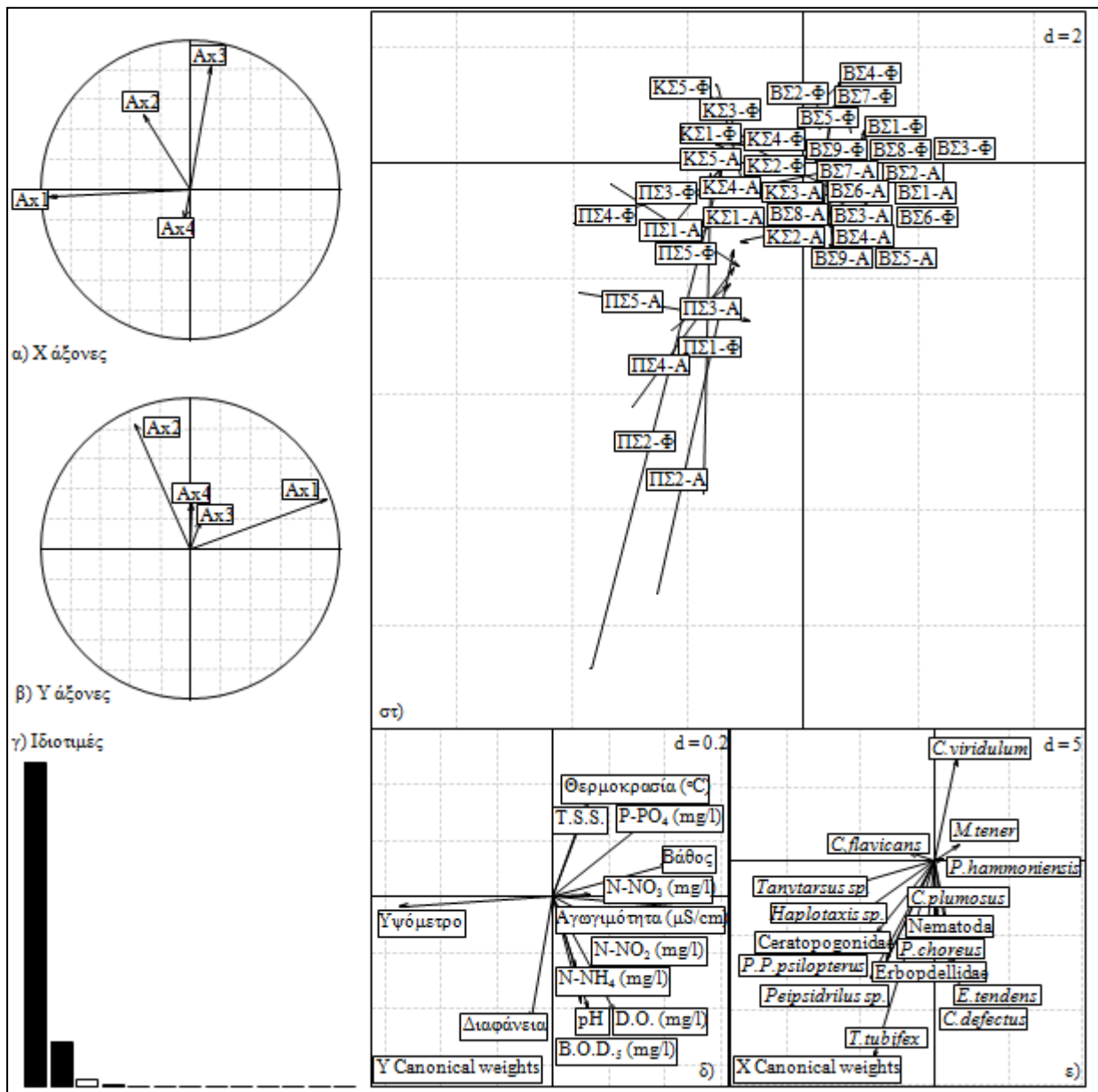
β) Διάγραμμα Y αξόνων: δείχνει τις προβολές των αξόνων της PCA από τις περιβαλλοντικές μεταβλητές στους άξονες της ανάλυσης co-inertia. Στον 1^ο άξονα της ανάλυσης co-inertia πιο σημαντικός είναι ο 1^{ος} άξονας της PCA (Ax1) (Παράρτημα VI, Πίνακας 3) και στον 2^ο άξονα είναι πιο σημαντικός ο 2^{ος} άξονας (Ax2) (Παράρτημα VI, Πίνακας 3) της PCA των περιβαλλοντικών μεταβλητών.

γ) Ιδιοτιμές: Το διάγραμμα αυτό δίνει τις ιδιοτιμές της ανάλυσης co-inertia, όπου ο πρώτος άξονας της ανάλυσης εξηγεί σε ποσοστό 85,5% την διάταξη των σταθμών στην ανάλυση της co-inertia.

δ & ε) Canonical weights: Τα δύο αυτά διαγράμματα δείχνουν τους συνδυασμούς των βενθικών μακροασπονδύλων και των περιβαλλοντικών μεταβλητών ώστε να καθοριστούν οι άξονες για την ανάλυση co-inertia. Στο διάγραμμα δ ως προς τον 1^ο άξονα πιο σημαντικές μεταβλητές είναι αρνητικά το υψόμετρο και θετικά η αγωγιμότητα (Παράρτημα VI, Πίνακας 4), ενώ ως προς τον 2^ο άξονα πιο σημαντικές μεταβλητές είναι αρνητικά η διαφάνεια και θετικά η θερμοκρασία (Παράρτημα VI, Πίνακας 4). Στο διάγραμμα ε) ως προς τον 1^ο άξονα πιο σημαντικές μεταβλητές είναι αρνητικά τα είδη *Tanytarsus* sp. και *Haplotaxis* sp. και θετικά τα είδη *C. defectus* και *M. tener* (Παράρτημα VI, Πίνακας 5). Σχετικά με τον 2^ο άξονα πιο σημαντικές μεταβλητές είναι αρνητικά τα είδη *C. defectus* και *Peipsidrilus* sp. και θετικά τα είδη *C. viridillum* και *M. tener* (Παράρτημα VI, Πίνακας 5).

στ) Το διάγραμμα με τα βέλη είναι το αποτέλεσμα της ανάλυσης co-inertia και αντιπροσωπεύει τους σταθμούς. Η αρχή του βέλους είναι η θέση που έχει ο σταθμός με βάση την αφθονία των βενθικών μακροασπονδύλων και το τέλος του βέλους είναι η θέση που έχει ο σταθμός με βάση τις περιβαλλοντικές μεταβλητές. Παρατηρείται ότι οι σταθμοί από τη λίμνη Μικρή Πρέσπα διαφοροποιούνται από τους υπόλοιπους σταθμούς. Αυτό οφείλεται στο γεγονός ότι οι συγκεκριμένοι σταθμοί επηρεάζονται από το υψόμετρο (Διάγραμμα Y canonical weights) και από το ότι η αφθονία τους είναι μικρότερη από ότι των άλλων σταθμών. Επίσης, η διαφοροποίηση αυτή οφείλεται και στο ότι η σύνθεση των βενθικών

μακροασπονδύλων της συγκεκριμένης λίμνης είναι διαφορετική σε σχέση με τους σταθμούς των άλλων λιμνών.



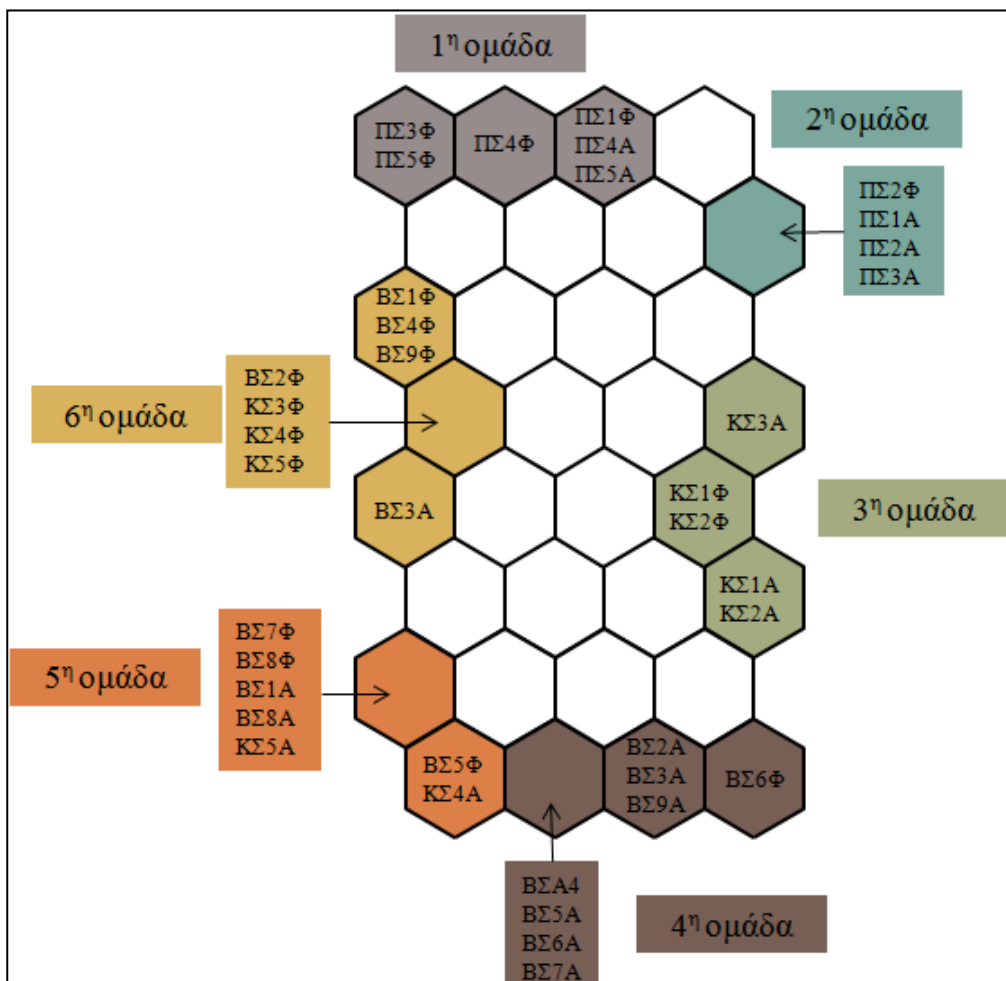
Εικόνα 4.7.1.1. Διαγράμματα αποτελεσμάτων της ανάλυσης δύο δεδομένων co-inertia για τις αφθονίες των βενθικών μακροασπονδύλων και τις περιβαλλοντικές μεταβλητές από τις λίμνες Βόλβη, Καστοριάς και Μικρή Πρέσπα για την περίοδο του φθινοπώρου του 2011 και της άνοιξης του 2012.

Figure 4.7.1.1. Plots of co-inertia analysis for the abundance of benthic macroinvertebrates and environmental variables for the lakes Volvi, Kastorias and Mikri Prespa during autumn 2011 and spring 2012.

4.7.2. Self-organizing map (SOM)

Στην Εικόνα 4.7.2.1. φαίνεται η ομαδοποίηση των σταθμών από τις λίμνες Βόλβη, Καστοριάς και Μικρή Πρέσπα με βάση την ανάλυση SOM. Παρατηρείται ότι η λίμνη Μικρή

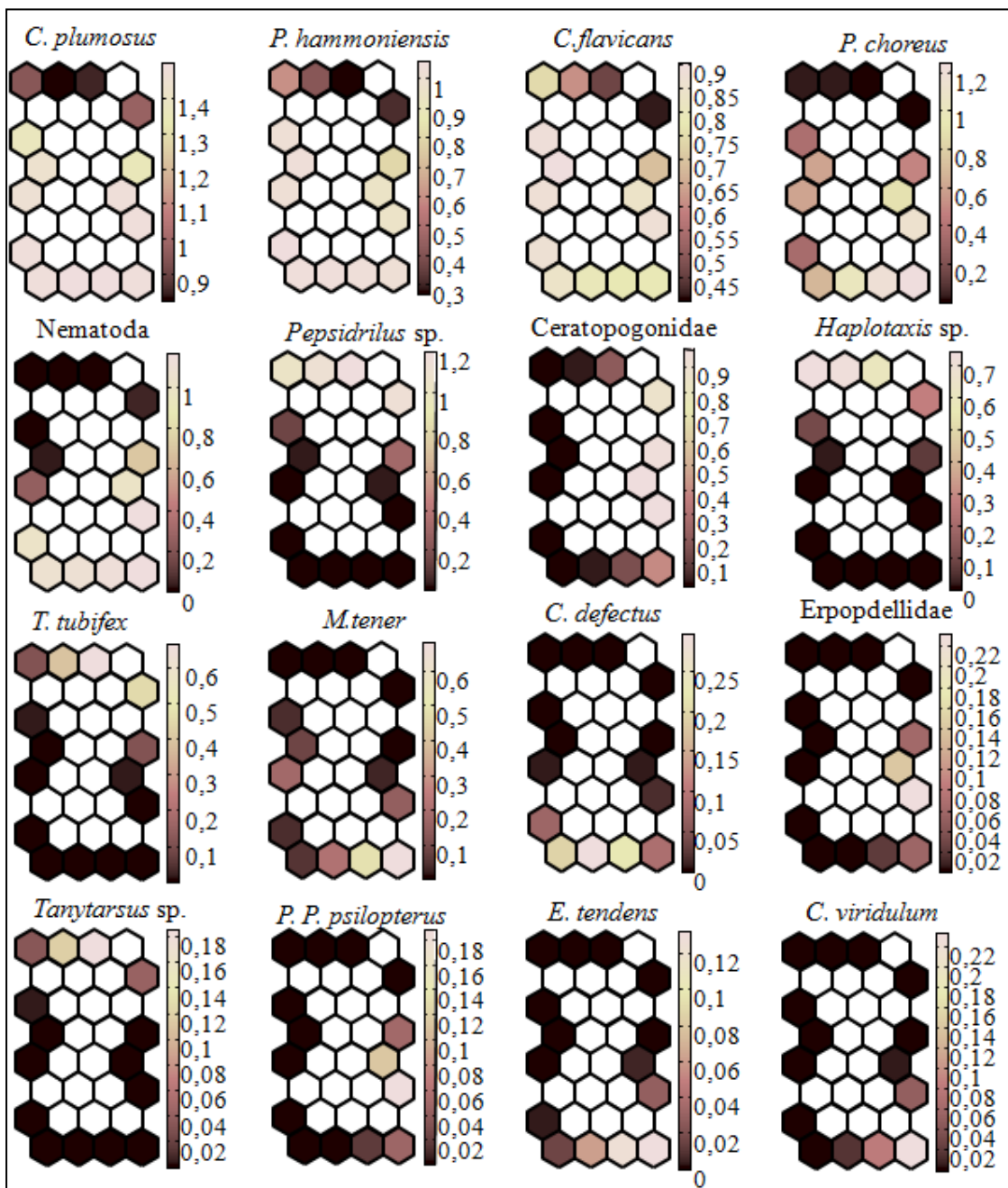
Πρέσπα διαφοροποιείται από τις δύο άλλες λίμνες, δημιουργώντας δύο ξεχωριστές ομάδες. Όσον αφορά την ομαδοποίηση των σταθμών στις μικρότερες ομάδες που δημιουργούνται παρατηρείται ότι δεν υπάρχει κάποιο εποχικό πρότυπο, αλλά ούτε κάποια ομαδοποίηση με βάση το βάθος. Τέλος, οι σταθμοί της λίμνης Καστοριάς Κ-Σ4 και Κ-Σ5 και από τις δύο εποχές, και Κ-Σ3 από την περίοδο του φθινοπώρου ομαδοποιούνται με τους σταθμούς της λίμνης Βόλβης υποδηλώνοντας ότι η σύνθεση της αφθονίας και οι περιβαλλοντικές συνθήκες μοιάζουν με αυτές της λίμνης Βόλβης.



Εικόνα 4.7.2.1. Η ομαδοποίηση των σταθμών, όπως προέκυψε από την ανάλυση SOM.
Figure 4.7.2.1. Cluster of the stations according to SOM analysis.

Στην Εικόνα 4.7.2.2 παρουσιάζονται οι αφθονίες των ταξινομικών ομάδων που καταγράφηκαν στις λίμνες Βόλβη, Καστοριάς και Μικρή Πρέσπα με βάση την ανάλυση SOM. Οι ομάδες 3, 4, 5 και 6 με βάση την Εικόνα 4.7.2.1 χαρακτηρίζονται από την παρουσία μεγάλης αφθονίας των ειδών *C. plumosus*, *P. hammoniensis*, *C. flavicans* και *P. choreus*. Αντίθετα οι ομάδες 1 και 2 χαρακτηρίζονται από την παρουσία σε μεγάλη αφθονία των ειδών *Pepsidrilus* sp., *Haplotaxis* sp., *T. tubifex* και *Tanytarsus* sp. Τα είδη *M. tener* και

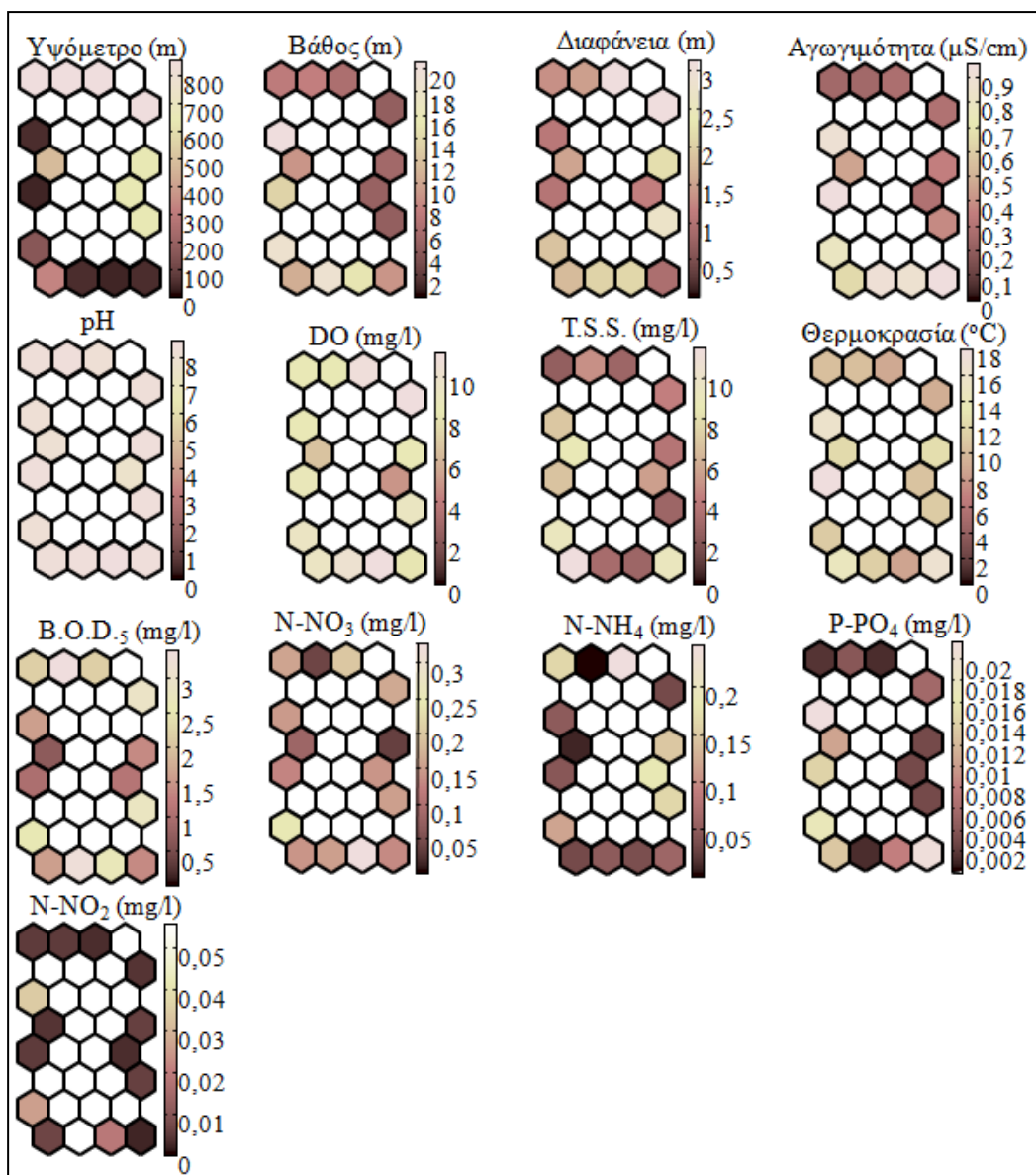
C. defectus χαρακτηρίζουν τις ομάδες 4 και 5. Τα είδη *E. tendens* και *C. viridulum* και το γένος *Nematoda* χαρακτηρίζουν τις ομάδες 3, 4 και 5. Επίσης, οι ομάδες 3 και 4 χαρακτηρίζονται από την παρουσία του είδους *P. psilopterus* και από την οικογένεια *Erpobdellidae*. Τέλος, οι ομάδες 2, 3 και 4 χαρακτηρίζονται από την παρουσία της οικογένειας *Ceratopogonidae*.



Εικόνα 4.7.2.2. Αφθονία των ταξινομικών ομάδων που καταγράφηκαν στις λίμνες Βόλβη, Καστοριά και Μικρή Πρέσπα με βάση την ανάλυση SOM κατά την περίοδο του φθινοπώρου του 2011 και της άνοιξης του 2012.

Figure 4.7.2.2. Abundance of the taxa which were recorded in lakes Volvi, Kastoria and Mikri Prespa according to SOM analysis in autumn 2011 and spring 2012.

Στην Εικόνα 4.7.2.3 φαίνονται οι περιβαλλοντικές μεταβλητές που καταγράφηκαν από τις λίμνες Βόλβη, Καστοριάς και Μικρή Πρέσπα κατά την περίοδο του φθινοπώρου του 2011 και της άνοιξης του 2012. Παρατηρείται ότι οι ομάδες 1 και 2 της Εικόνας 4.7.2.1 χαρακτηρίζονται από μεγάλο υψόμετρο και μικρό βάθος. Οι ομάδες 4, 5 και 6 της Εικόνας 4.7.2.1 χαρακτηρίζονται από τις υψηλές τιμές αγωγιμότητας και υψηλές συγκεντρώσεις φωσφόρου των ορθοφωσφορικών ιόντων. Επίσης, οι ομάδες 1 και 3 χαρακτηρίζονται από υψηλές τιμές αμμωνιακών αλάτων. Τέλος, οι υπόλοιπες περιβαλλοντικές μεταβλητές δεν φαίνεται να χαρακτηρίζουν κάποια συγκεκριμένη ομάδα.

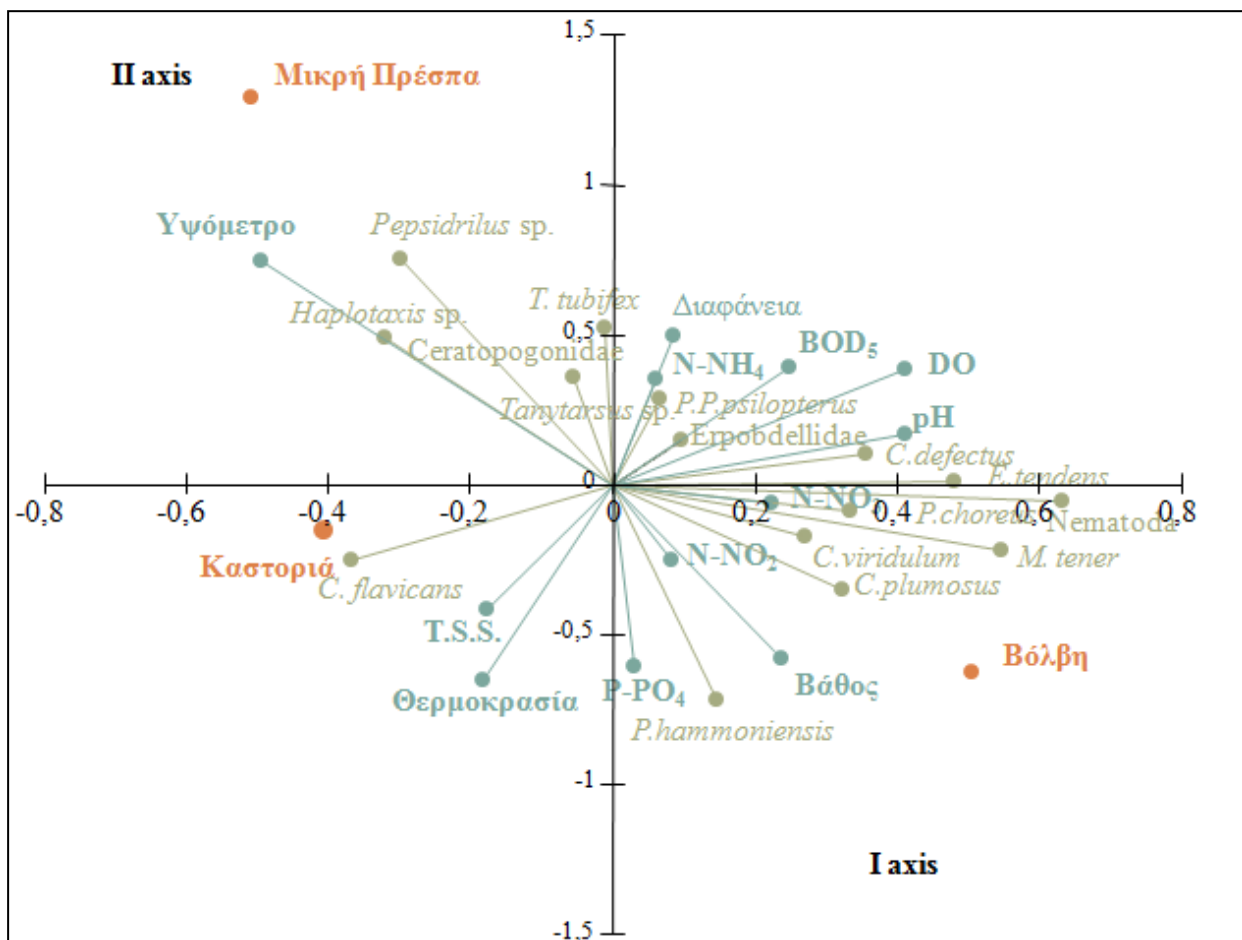


Εικόνα 4.7.2.3. Περιβαλλοντικές μεταβλητές που καταγράφηκαν στις λίμνες Βόλβη, Καστοριάς και Μικρή Πρέσπα με βάση την ανάλυση SOM κατά την περίοδο του φθινοπώρου του 2011 και της άνοιξης του 2012.

Figure 4.7.2.3. Environmental variables which were recorded in lakes Volvi, Kastorias and Mikri Prespa according to SOM analysis in autumn 2011 and spring 2012.

4.7.3. Ανάλυση Κανονικών Αντιστοιχιών (Canonical Correspondence Analysis)

Όσον αφορά την ανάλυση κανονικών αντιστοιχιών (Εικόνα 4.7.3.1) μεταξύ των σταθμών από τις λίμνες Βόλβη, Καστοριάς και Μικρή Πρέσπα, ως προς τον πρώτο άξονα σημαντικότερη μεταβλητή είναι το υψόμετρο και ως προς το δεύτερο άξονα η θερμοκρασία και ο φώσφορος των ορθοφωσφορικών ιόντων (Παράρτημα VII, Πίνακας 1). Από την ανάλυση κανονικών αντιστοιχιών διαπιστώνεται ότι οι σταθμοί στη λίμνη Μικρή Πρέσπα επηρεάζονται από το υψόμετρο και η βιοκοινότητα τους χαρακτηρίζεται από τη παρουσία των ειδών *Pepsidrilus* sp., *Haplotaxis* sp. και *Ceratopogonidae*. Αντίθετα, οι σταθμοί στη λίμνη Καστοριάς επηρεάζονται από τις τιμές της θερμοκρασίας και των ολικών αιωρούμενων στερεών και η βιοκοινότητα τους χαρακτηρίζεται κυρίως από το είδος *C. flavicans*. Τέλος, όσον αφορά τους σταθμούς στη λίμνη Βόλβη επηρεάζονται από το βάθος και η βιοκοινότητα τους χαρακτηρίζεται από τις ταξινομικές ομάδες *Nematoda*, *M. tener*, *E. tendens* και *C. plumosus*.



Εικόνα 4.7.3.1. Ανάλυση κύριων συνιστωσών στους σταθμούς στις λίμνες Βόλβη, Καστοριάς και Μικρή Πρέσπα.

Figure 4.7.3.1. Canonical correspondence analysis at the stations in lakes Volvi, Kastrorias and Mikri Prespa.

5. ΣΥΖΗΤΗΣΗ

Τυπολογία ελληνικών λιμνών

Η τυπολογία αποτελεί το πρώτο βασικό βήμα για την εκτίμηση της οικολογικής ποιότητας, αφού βάσει αυτής θα μπορέσουν να καθοριστούν οι τυποχαρακτηριστικές συνθήκες. Το κατευθυντήριο κείμενο 10 για την τυπολογία αναφέρει ότι τα κράτη μέλη στην περίπτωση που θα χρησιμοποιήσουν το Σύστημα Β θα πρέπει να καταλήγουν σε ίσο αριθμό τύπων με αυτό που καταλήγει το Σύστημα Α. Παρόλα αυτά αν μπορεί να επιτευχθεί ο ίδιος ή μικρότερος βαθμός διακύμανσης σε συνθήκες αναφοράς με λιγότερο αριθμό τύπων, αυτό θα πρέπει να είναι αποδεκτό, αφού ο κύριος σκοπός της τυπολογίας είναι να καθιερωθούν όσο το δυνατόν περισσότερο ακριβείς τυποχαρακτηριστικές συνθήκες (Fölster et al. 2004). Οι περισσότερες χώρες της Ευρώπης χρησιμοποιούν το σύστημα Β για την τυπολογία των λιμνών και καταλήγουν σε λιγότερους τύπους σε σχέση με το Σύστημα Α, με δεδομένο ότι οι φυσικές λίμνες είναι λίγες και δεν μπορούν να καλύψουν όλους τους δυνατούς τύπους, αποφεύγοντας στο ότι μία λίμνη καταλήγει σε έναν μόνο τύπο [π.χ. Πολωνία Kolada et al. (2005), Ιταλία Buraschi et al. (2005), Βουλγαρία Cheshmedjiev et al. (2010), Ιρλανδία Free et al. (2006), Μεγάλη Βρετανία και Σκωτία UKTAG (2003), Σουηδία Fölster et al. (2004)].

Η εφαρμογή του συστήματος Α στην Ελλάδα για τις 25 φυσικές λίμνες που χρησιμοποιήθηκαν στην παρούσα έρευνα (χωρίς τις αλπικές και υποαλπικές) καταλήγει σε 17 τύπους. Πολλοί από αυτούς τους τύπους περιλαμβάνουν μία μόνο λίμνη, γεγονός που δυσκολεύει τον καθορισμό συνθηκών αναφοράς για αυτές εκτός αν υπάρχουν ιστορικά δεδομένα. Με την εφαρμογή όμως του Συστήματος Β, όπως αυτό εφαρμόστηκε στην παρούσα έρευνα, δημιουργούνται 9 τύποι, και μόνο σε δύο από αυτούς περιλαμβάνεται μία λίμνη, η Πικρολίμνη (Τύπος 1) και η Βόλβη (Τύπος 8). Όσον αφορά τη λίμνη Πικρολίμνη διαχωρίζεται, λόγω των ιδιαίτερων χαρακτηριστικών της συγκεκριμένης λίμνης (υψηλή αγωγιμότητα $>2500 \mu\text{S}/\text{cm}$) που δεν απαντούν σε άλλη λίμνη της Ελλάδας.

Επίσης, η Οδηγία 2000/60/EK με βάση το σύστημα Α δεν λαμβάνει υπόψη τις λίμνες οι οποίες έχουν έκταση $<0,5 \text{ Km}^2$, με αποτέλεσμα οι υπο-αλπικές, αλπικές (21 λίμνες) όπως και οι φυσικές λίμνες της Ελλάδας Τσιβλού ($0,2 \text{ Km}^2$) και Ζηρού ($0,25 \text{ Km}^2$) να μην πληρούν αυτό το κριτήριο και να μην μπορούν να συμπεριληφθούν στην τυπολογία. Παρόλα αυτά αναγνωρίζεται ότι σε μερικές περιπτώσεις αν ο αριθμός αυτών των λιμνών είναι μεγάλος, θα πρέπει να συμπεριληφθούν και αυτές στην τυπολογία (Guidance No 10). Για το λόγο αυτό στη συγκεκριμένη έρευνα λήφθηκαν υπόψη οι αλπικές και υπο-αλπικές λίμνες της Ελλάδας δημιουργώντας τον Τύπο 2. Όσον αφορά τις λίμνες Τσιβλού και Ζηρού, αν

συμπεριληφθούν στην τυπολογία με βάση τα υπόλοιπα χαρακτηριστικά τους καταλήγουν στον Τύπο 5.

Τέλος, η τυπολογία που προτείνεται σε αυτήν την εργασία βασίζεται μόνο σε αβιοτικές παραμέτρους. Μελλοντικά θα πρέπει να ελεγχθεί αν και οι βιολογικές συναθροίσεις διαφοροποιούνται και αντιστοιχούν στη διαβάθμιση των αβιοτικών περιγραφέων.

Διαβαθμονόμηση

Με βάση την Ευρωπαϊκή Απόφαση 2008/915/EK για τη Μεσογειακή Ομάδα έχει διαβαθμονομηθεί μόνο το βιολογικό στοιχείο φυτοπλαγκτό για τους τύπους L-M5/7 και L-M8, που αντιστοιχεί σε ταμειυτήρες. Επίσης, έχει διαβαθμονομηθεί στην Ισπανία το σύστημα αξιολόγησης IBCAEL για τα βενθικά μακροασπόνδυλα της παραλιακής ζώνης για 9 τύπους λιμνών (Technical Report 2012). Αρχικά είχαν προταθεί για τις μεσογειακές λίμνες 12 τύποι, στους οποίους συμπεριλαμβάνονταν και οι φυσικές λίμνες που ανήκουν στους τύπους: L-M1 (χαμηλού υψομέτρου, ρηχές, ασβεστολιθικές και μεγάλες), L-M2 [μεσαίου υψομέτρου, ρηχές, μεγάλες και πυριτικές (μεσαίες τιμές αλκαλικότητας)], L-M3 [μεσαίου υψομέτρου, ρηχές, μεγάλες και πυριτικές (χαμηλές τιμές αλκαλικότητας)] και L-M4 (μεγάλου υψομέτρου, ρηχές, ασβεστολιθικές και μικρές). Οι ελληνικές φυσικές λίμνες μπορούν να κατηγοριοποιηθούν στους τύπους L-M1, L-M2 και L-M3. Παρόλα αυτά, σύμφωνα με τους Van de Bund et al. (2004), στην Ευρωπαϊκή βάση δεδομένων που δημιουργήθηκε για τις λίμνες δεν υπάρχουν καταχωρήσεις για λίμνες που να ανήκουν στους τύπους L-M2 και L-M3 της Μεσογειακής Ομάδας, επειδή η Ελλάδα δεν συμμετείχε. Στην περίπτωση που σε μία μόνο χώρα απαντούν συγκεκριμένοι τύποι λιμνών, αυτή μπορεί να προχωρήσει στη διαδικασία της διαβαθμονόμησης από μόνη της (van de Bund 2004). Όσον αφορά για τον τύπο L-M1 συμπεριλαμβάνεται στη διαδικασία της διαβαθμονόμησης (European Environment Agency 2012) αλλά δεν έχει διαβαθμονομηθεί ακόμη κανένα βιολογικό στοιχείο σε αυτόν. Σύμφωνα με την Poikane (2008) οι περισσότερες μεσογειακές χώρες έχουν αναπτύξει εθνικές μεθόδους τυπολογίας, εκτός από την Ελλάδα, οι οποίες πρόκειται να ολοκληρωθούν στο άμεσο μέλλον.

Συνθήκες αναφοράς

Η εύρεση κριτηρίων αναφοράς στις φυσικές λίμνες αποτελεί ένα από τα μεγαλύτερα προβλήματα για την εκτίμηση της οικολογικής ποιότητας των λιμνών. Ο καθορισμός των συνθηκών αναφοράς γίνεται με την προσέγγιση της ύπαρξης πιέσεων στη λεκάνη απορροής της κάθε λίμνης (Pardo et al. 2011). Στην παρούσα μελέτη διερευνήθηκε αν οι λίμνες Βόλβη,

Καστοριάς και Μικρή Πρέσπα, μπορούν να θεωρηθούν σαν λίμνες αναφοράς. Από τα 6 κριτήρια που θέτουν οι Pardo et al. 2011, και οι τρεις λίμνες πληρούν μόνο ένα κριτήριο (μορφολογικές αλλαγές) και μόνο η Μικρή Πρέσπα πληροί το κριτήριο για τις σημειακές πηγές ρύπανσης.

Σύμφωνα με τους Kagalou & Leonardos (2009) στην Ελλάδα μόνο μία λίμνη, πιθανόν θα μπορούσε να πληροί τα κριτήρια για τις συνθήκες αναφοράς και αυτή είναι η Μεγάλη Πρέσπα. Οι Krstić et al. (2012) προτείνουν για τη λίμνη Μεγάλη Πρέσπα κριτήρια για συνθήκες αναφοράς βασισμένοι σε παλαιοντολογικά δεδομένα και αναφέρουν ότι το όριο καλής/μέτριας ποιότητας της λίμνης έχει ξεπεραστεί πριν από έναν αιώνα, με βάση τα βενθικά μακροασπόνδυλα και διάτομα. Η χρήση παλαιοντολογικών δεδομένων για τον καθορισμό σταθμών αναφοράς έχει ακολουθηθεί και σε άλλες χώρες (Μεγάλη Βρετανία, Ιρλανδία και Αυστρία), αναφέροντας ότι σημαντικές διαφορές στις συναθροίσεις των διατόμων έχουν παρατηρηθεί τα τελευταία 150 ή και περισσότερα χρόνια (Carvalho et al. 2008).

Όσον αφορά τα βενθικά μακροασπόνδυλα, τα Chironomidae χρησιμοποιούνται συχνά στις παλαιοντολογικές μελέτες καθώς η κεφαλική τους κάψα διατηρείται και μπορούν να αναγνωριστούν ως επίπεδο γένους και σε μερικές περιπτώσεις και ως επίπεδο είδους (Smol 2008). Εξαιτίας της μεγάλης τους παρουσίας στο υπόστρωμα έχουν χρησιμοποιηθεί με επιτυχία ώστε να είναι δυνατή η εκτίμηση τροφισμού των νερών (Brodersen & Lindegaard 1999), φαινόμενα οξίνυσης (Schnell & Willasen 1996), συνθήκες οξυγόνωσης (Quinlan & Smol 2002) και κλιματικές αλλαγές (Larocque & Hall 2003). Το πρόβλημα για την εύρεση κριτηρίων αναφοράς ίσως μπορεί να αντιμετωπιστεί με τη χρήση παλαιοντολογικών δεδομένων ή με τη χρήση μοντέλων πρόβλεψης του παρελθόντος, που προϋποθέτει τη χρήση πολλών δεδομένων. Τέλος, η κρίση του ειδικού είναι πολλή σημαντική ώστε να μπορούν να καθοριστούν σωστά οι συνθήκες αναφοράς.

Φυσικό-χημικές παράμετροι και θρεπτικά

Οι τιμές των συγκεντρώσεων του οξυγόνου μειωνόταν με την αύξηση της θερμοκρασίας στις λίμνες που μελετήθηκαν, πρότυπο που βρέθηκε και σε άλλες έρευνες που προηγήθηκαν στις συγκεκριμένες λίμνες (Μουστάκα 1988, Moustaka-Gouni et al. 2007, Tryfon & Moustaka-Gouni 1997). Το εύρος των τιμών του οξυγόνου, της αγωγιμότητας, του pH και των ολικών αιρούμενων σωματιδίων είναι το ίδιο με το εύρος των τιμών σε αντίστοιχες προγενέστερες έρευνες στις ίδιες λίμνες (Μουστάκα 1988, Moustaka-Gouni et al. 2007, Tryfon & Moustaka-Gouni 1997, Zacharias et al. 2002). Η θερμοκρασία και το

οξυγόνο σε όλους τους σταθμούς στον πυθμένα ήταν χαμηλότερο από ότι στην επιφάνεια, εκτός από έναν σταθμό στην λίμνη Βόλβη (B-Σ7), όπου η θερμοκρασία και το οξυγόνο ήταν ίδια στην επιφάνεια και στο βυθό, πιθανόν λόγω κάποιου θερμού ρεύματος που υπάρχει στο σημείο δειγματοληψίας, αφού βρισκόταν κοντά στην περιοχή των θερμών λουτρών της Νέας Απολλωνίας.

Όσον αφορά τις μέγιστες τιμές του αζώτου των νιτρικών αλάτων στις λίμνες Βόλβη (0,015 mg/l) και Μικρή Πρέσπα (0,007 mg/l) αυξήθηκαν σε σχέση με προηγούμενες μελέτες [μέγιστη τιμή Βόλβης: < 0,010 (Αυτζή 2010) και μέγιστη τιμή Μικρής Πρέσπας: 0,001 mg/l (Zacharias et al. 2002)]. Στη λίμνη Καστοριά παρατηρήθηκε ότι η μέγιστη τιμή είναι η ίδια με προηγούμενη έρευνα στην περιοχή (0,007 mg/l, Moustaka-Gouni et al. 2007). Μεγάλη συγκέντρωση νιτρικών είναι γενικά ενδεικτικό πρόσφατης ρύπανσης με υγρά απόβλητα (Μηνασίδου 2005).

Επίσης, οι μέγιστες τιμές του αζώτου των νιτρικών αλάτων στις λίμνες Βόλβη (0,771 mg/l), Καστοριά (0,179mg/l) και Μικρή Πρέσπα (0,316 mg/l) αυξήθηκαν σε σχέση με προηγούμενες μελέτες [μέγιστη τιμή Βόλβης: 0,370 (Αυτζή 2010), μέγιστη τιμή Καστοριάς (0,084 mg/l) και μέγιστη τιμή Μικρής Πρέσπας: 0,038 mg/l (Zacharias et al. 2002)]. Οι υψηλές τιμές συγκέντρωσης του N-NO₃, μπορεί να υποδεικνύουν ρύπανση από διάχυτες πηγές αζώτου από τη γεωργία (Taoufik & Dafir 2005). Τα αζωτούχα λιπάσματα εφοδιάζουν το έδαφος με νιτρικά ιόντα και αναμένεται να αυξάνεται η συγκέντρωσή τους κατά το φθινόπωρο και τις αρχές του χειμώνα (Χαχούδη & Νικολάου 2011). Οι υψηλές τιμές που καταγράφηκαν στις δειγματοληψίες της Άνοιξης πιθανόν να οφείλονται στην αυξημένη είσοδο του νιτρικού αζώτου με τις βροχές και τις εισροές από τις λεκάνες απορροής.

Οι μέγιστες τιμές της συγκέντρωσης των αμμωνιακών αλάτων στις υπό εξέταση λίμνες αυξήθηκε σε σχέση με προηγούμενες μελέτες [<0,010 (Αυτζή 2010), μέγιστη τιμή Καστοριάς (0,275 mg/l) και μέγιστη τιμή Μικρής Πρέσπας: 0,028 mg/l (Zacharias et al. 2002)]. Η κύρια πηγή αζώτου των αμμωνιακών ιόντων είναι η βακτηριακή αποικοδόμηση του οργανικού υλικού και η άμεση ζωική έκκριση (McCarthy 1980) και πιθανόν να οφείλεται σε αύξηση της βακτηριακής αποικοδόμησης.

Η σειρά κατάταξης του διαλυτού αζώτου με βάση τις μέσες τιμές είναι N-NO₃ > N-NH₄ > N-NO₂, στις υπό εξέταση λίμνες. Το άζωτο των νιτρικών αλάτων είναι η επικρατέστερη μορφή αζώτου, ειδικά στις λίμνες Βόλβη και Μικρή Πρέσπα. Το ίδιο πρότυπο βρέθηκε να ισχύει και σε δείγματα του Νοεμβρίου του 2009 από τη λίμνη Βόλβη (Αυτζή 2010). Αντίθετα, σε παλαιότερες έρευνες, στις λίμνες Βόλβη (Petaloti et al. 2004), Καστοριά (Moustaka-Gouni et al. 2007) και Μικρή Πρέσπα (Petaloti et al. 2004, Zacharias et

al. 2002, Tryfon & Moustaka-Gouni 1997) η επικρατέστερη μορφή αζώτου βρέθηκε να είναι το άζωτο των αμμωνιακών ιόντων. Η διαφοροποίηση αυτή που παρατηρείται μεταξύ της επικρατέστερης διαλυτής μορφής αζώτου, ίσως να οφείλεται στην έντονη γεωργική δραστηριότητα και στη χρήση λιπασμάτων. Τέλος, οι μεγαλύτερες συγκεντρώσεις του αζώτου των νιτρικών αλάτων παρουσιάζονται την άνοιξη του 2012, όπου μπορεί να σχετίζονται με το δριμύ χειμώνα που είχε προηγηθεί.

Όσον αναφορά τις μέγιστες τιμές των συγκεντρώσεων του φωσφόρου των ορθοφωσφορικών ιόντων στις λίμνες Βόλβη, Καστοριά και Μικρή Πρέσπα παρατηρείται μείωση σε σχέση με αντίστοιχες έρευνες στις συγκεκριμένες περιοχές [μέγιστη τιμή Βόλβης: <0,010 (Αυτζή 2010), μέγιστη τιμή Καστοριάς (0,033 mg/l) και μέγιστη τιμή Μικρής Πρέσπας: 0,019 mg/l (Zacharias et al. 2002), 0,053 mg/l (Tryfon & Moustaka-Gouni 1997)]. Μείωση των τιμών του φωσφόρου των ορθοφωσφορικών ιόντων παρατηρήθηκε το Νοέμβριο του 2009 στη λίμνη Βόλβη (Αυτζή 2010). Γενικότερα, η συγκέντρωση του φωσφόρου των ορθοφωσφορικών ιόντων στο νερό εξαρτάται από τις εποχικές διακυμάνσεις της τροφοδοσίας, τη βιολογική πρόσληψη και τις χημικές και βιολογικές μετατροπές που υφίσταται στο υδάτινο οικοσύστημα (Reynolds 1978). Πιθανόν, η μείωση του φωσφόρου των ορθοφωσφορικών να οφείλεται στην έντονη βιολογική κατανάλωση από φυτικούς οργανισμούς.

Σύνθεση ειδών

Η διακύμανση της δομής και της σύνθεσης των βενθικών μακροασπόνδυλων στις λίμνες επηρεάζεται από πολλούς αβιοτικούς παράγοντες και από ανθρωπογενείς πιέσεις. Τα βενθικά μακροασπόνδυλα της βαθιάς ζώνης επηρεάζονται από τις συγκεντρώσεις των θρεπτικών αλάτων και του οξυγόνου, ενώ αντίθετα, οι βιοκοινωνίες της υπο-παραλιακής ζώνης επηρεάζονται από τις μορφολογικές αλλοιώσεις και έχουν μικρότερες διακυμάνσεις στην αφθονία και στον αριθμό των ειδών (Pilotto et al. 2012). Σύμφωνα με τους Pilotto et al. (2012) όταν γίνεται ανάλυση της δομής της βιοκοινότητας των βενθικών μακροασπονδύλων, θα πρέπει να δίνεται προσοχή στις χωρικές κατανομές τους. Οι χωρικές κατανομές μπορεί να είναι υπεύθυνες για ένα μεγάλο μέρος της διακύμανσης των βενθικών μακροασπονδύλων τόσο εξαιτίας της κατανομής, της οργάνωσης και των αλληλεπιδράσεων που υπάρχουν μεταξύ τους, όσο και λόγω περιβαλλοντικών παραμέτρων (Peres-Neto & Legendre 2010).

Στην παρούσα έρευνα καταγράφηκαν για πρώτη φορά σε λίμνες της Ελλάδας τα είδη *E. tendens*, *P. psilopterus*, *Peipsidrilus* sp. και *Haplotaxis* sp. Το είδος *E. tendens* συνήθως απαντάται στη πελαγική ζώνη μεσότροφων και εύτροφων λιμνών (Brodin 1986, Wiederholm

1983) και μπορεί να θεωρηθεί ως μη ανθεκτικό στην ρύπανση (Rossaro et al. υπό δημοσίευση). Η παρουσία του συγκεκριμένου είδους βρέθηκε σε ένα σταθμό Β-Σ3 στη λίμνη Βόλβη την άνοιξη του 2012. Ο συγκεκριμένος σταθμός βρίσκεται σε βάθος 9 m, αλλά σε κοντινή απόσταση από την ακτή, όπου υπάρχουν μακρόφυτα. Μάλιστα κατά τη διαλογή των βενθικών μακροασπονδύλων από το ίζημα, παρατηρήθηκε ότι υπήρχε παρουσία θρυμμάτων από μακρόφυτα. Το είδος *P. psilopterus* ανήκει σε γένος το οποίο είναι κοινό και συχνά άφθονο στις λίμνες (Brooks et al. 2007), συχνά απαντάται στη παραλιακή ζώνη (Lindergaard 1992) και συνδέεται η παρουσία του με τα μακρόφυτα (Brodersen et al. 2001). Όσον αφορά το είδος *Peipsidrilus* sp. (πιθανόν το είδος *Peipsidrilus pusilus*), είναι σπάνιο είδος στην Ευρώπη (Timm 2009) και δεν υπάρχουν στοιχεία σχετικά με την απόκριση του στις περιβαλλοντικές αλλαγές. Τέλος, το είδος *Haplotaxis* sp. (πιθανόν το είδος *Haplotaxis gordioides*), συνήθως απαντάται σε κρύα νερά. Στην Ελβετία στον ποταμό Birs καταγράφηκε η παρουσία του είδους *Haplotaxis gordioides* στο τμήμα του ποταμού που ήταν για αποκατάσταση και πιθανόν να σηματοδοτεί την αποκατάσταση ενός υδάτινου συστήματος (Küry & Zschokke 2000). Η παρουσία όλων των υπόλοιπων ταξινομικών ομάδων έχουν καταγραφεί ξανά στις ίδιες ή άλλες λίμνες της Ελλάδας (Πίνακας 5.1).

Εικόνα 5.1. Παρουσία των γενών των βενθικών μακροασπονδύλων που καταγράφηκαν στην παρούσα έρευνα στις λίμνες Βόλβη, Καστοριά και Μικρή Πρέσπα (και αναγνωρίστηκαν τουλάχιστον σε επίπεδο γένους) στις λίμνες Βόλβη (Οικονομίδης 1991), Ταυρωπού (Petridis & Sinis 1993), Μικρή Πρέσπα (Petridis & Sinis 1995), Παμβώτιδα (Kagalou et al. 2006) και Δοϊράνη (Μπόμπορη & Σαλβαρίνα 2009).

	Βόλβη	Ταυρωπού	Μικρή Πρέσπα	Παμβώτιδα	Δοϊράνη
<i>Chironomus plumosus</i>	+	+	+	+	+
<i>Cryptochironomus defectus</i>	-	+	-	-	+
<i>Cladopelma</i> sp.	+	+	+	-	-
<i>Microchironomus tener</i>	+	+	+	-	-
<i>Tanytarsus</i> sp.	-	-	+	-	-
<i>Procladius choreus</i>	+	+	+	+	+
<i>Chaoborus flavicans</i>	+	-	+	+	+
Ceratopogonidae	+	+	+	-	+
<i>Potamothenix hammoniensis</i>	+	-	+	+	-
<i>Tubifex tubifex</i>	-	+	-	+	-
Nematoda	-	-	-	+	+

Από τα είδη που καταγράφηκαν στην παρούσα έρευνα 6 είδη (*P. hammoniensis*, *T. tubifex*, *C. flavicans*, *C. plumosus*, *M. tener*, *C. defectus*) χαρακτηρίζονται ως ανθεκτικά σε χαμηλά επίπεδα οξυγόνου ή στην οργανική ρύπανση ή ανθεκτικά σε εύτροφες συνθήκες (Lang 1978, Margaritora et al. 2002, Kagalou et al. 2006, O'Toole et al. 2008, Timm 2009, Rossaro et al. υπό δημοσίευση). Αντίθετα, οι νηματώδεις θεωρούνται ευαίσθητοι στην

οργανική ρύπανση (Rossaro et al. υπό δημοσίευση), ενώ το είδος *C. viridula* είναι τυπικό είδος των μεσότροφων λιμνών (Sæther 1979, Brodin 1986). Επίσης, το *P. choreus* απαντάται σε μεσότροφες και εύτροφες λίμνες (Brodin & Gransberg 1993, Brodin 1986), αλλά δεν μπορεί να ανταπεξέλθει σε συνθήκες ανοξίας (Kansanen 1985, Brodin 1986, Sæther 1979). Σχετικά με τα είδη του γένους *Tanytarsus* είναι πολύ δύσκολο να αναγνωριστούν σε επίπεδο είδους, καθώς υπάρχουν πολλοί διαφορετικοί μορφότυποι (Brooks et al. 2007) και περιλαμβάνουν είδη με διαφορετική απόκριση στις διαταραχές του περιβάλλοντος (Cranston 2000), που μπορούν να θωρηθούν ως καλοί δείκτες της ποιότητας του νερού (Sanseverino 2006). Τέλος, στην παρούσα έρευνα δεν καταγράφηκαν καθόλου είδη από την υποοικογένεια Orthocladinae και την οικογένεια Naididae που θεωρούνται ευαίσθητα στην οργανική ρύπανση (Rossaro et al. υπό δημοσίευση).

Σημαντικό ρόλο για τη σύνθεση της βιοκοινωνίας των βενθικών μακροασπονδύλων παίζουν το βάθος, το υπόστρωμα, τα τροφικά αποθέματα, το οξυγόνο κλπ. Στην παρούσα έρευνα το επικρατέστερο είδος από την υποκλάση Oligochaeta ήταν το είδος *P. hammoniensis*. Η μεγαλύτερη αφθονία καταγράφηκε στη λίμνη Βόλβη και δείχνει ότι υπάρχει θετική συσχέτιση του βάθους με την αφθονία του είδους, καθώς χαρακτηρίζεται από μεγάλο βάθος και μεγάλη έκταση. Μάλιστα, η μέγιστη αφθονία του συγκεκριμένου είδους εμφανίζεται συνήθως μεταξύ των 10 και 20 m (Brinkhurst 1964 από Οικονομίδη 1991). Αντίθετα, στη λίμνη Καστοριά, παρά το μικρό μέσο βάθος της, η επικράτηση του συγκεκριμένου είδους, οφείλεται στην εύτροφη κατάσταση της λίμνης και των μικρών συγκεντρώσεων οξυγόνου στον πυθμένα, που καταγράφηκαν κατά την περίοδο του φθινοπώρου του 2011. Τέλος, στη λίμνη Μικρή Πρέσπα η αφθονία του ήταν πολύ μικρότερη σε σχέση με τις άλλες λίμνες, γεγονός που πιθανόν να οφείλεται στο μικρό βάθος της λίμνης.

Οι συνολικές τιμές αφθονίας που υπολογίστηκαν στην παρούσα έρευνα ήταν πολύ μεγαλύτερες για τη λίμνη Βόλβη και Καστοριάς, σε σχέση με αυτή της λίμνης Μικρής Πρέσπας, όπως και των λιμνών Δοϊράνη (Μπόμπορη & Σαλβαρίνα 2009) και Παμβώτιδα (Kagalou et al. 2006). Στην παρούσα έρευνα οι ομάδες που συνεισέφεραν περισσότερο στη συνολική αφθονία ήταν για τη λίμνη Βόλβη και Καστοριά οι ολιγόχαιτοι, όπως ανάλογα έχουν βρεθεί και στις λίμνες Παμβώτιδα (Kagalou et al. 2006) και Μικρή Πρέσπα (Petridis & Sinis 1995). Αντίθετα, στην παρούσα έρευνα στη λίμνη Μικρή Πρέσπα μεγαλύτερη συμμετοχή στη συνολική αφθονία είχαν τα δίπτερα.

Στη λίμνη Βόλβη ο Οικονομίδης (1991) έχει καταγράψει την παρουσία άλλων 12 ειδών, τα οποία δεν καταγράφηκαν στην παρούσα έρευνα. Το γεγονός αυτό οφείλεται στο ότι η κατανομή των συγκεκριμένων ειδών είναι σε βάθη μικρότερα από 9 m, ενώ στην

παρούσα έρευνα πραγματοποιήθηκαν δειγματοληψίες ως το βάθος των 9m. Επίσης, η αφθονία τους και η εξάπλωσή τους είναι πολύ μικρότερη (Οικονομίδης 1991). Όσον αφορά τη λίμνη Μικρή Πρέσπα οι Petridis & Sinis (1995) καταγράφουν την παρουσία τριών ενδημικών ειδών των λιμνών Μικρής και Μεγάλης Πρέσπας και της Οχρίδας, όπου μάλιστα το είδος *P. prespaensis* είναι το δεύτερο πιο άφθονο είδος από την υποκλάση των ολιγόχαιτων. Στην παρούσα έρευνα τα συγκεκριμένα ενδημικά είδη δεν καταγράφηκαν, λόγω του γεγονότος ότι η κατανομή τους περιορίζεται στην παραλιακή ζώνη (Petridis & Sinis 1997) και τα είδη *P. ohridanus typica* και *P. ohridanus variabilis* προτιμούν υπόστρωμα με χαλίκια. Στη παρούσα έρευνα οι δειγματοληψίες περιορίστηκαν ως την υπο-παραλιακή ζώνη της λίμνης Μικρής Πρέσπας και σε μαλακό τύπο υποστρώματος. Τέλος, όσον αφορά τα υπόλοιπα είδη που δεν καταγράφηκαν στην παρούσα έρευνα οφείλεται είτε στη μικρή αφθονία τους είτε γιατί κατανέμονται στην παραλιακή ζώνη (Petridis & Sinis 1997).

Δείκτες βενθικών μακροασπονδύλων

Οι δείκτες ποικιλότητας Shannon και Margalef αντιπροσωπεύουν τη διακύμανση της συνάθροισης των βενθικών μακροασπόνδυλων σε κάθε σταθμό και δεν μπορούν να θεωρηθούν δείκτες οικολογικής ποιότητας. Παρόλα αυτά μπορούν να μας δώσουν μια εικόνα της βιοποικιλότητας κάθε σταθμού. Με βάση λοιπόν τους δυο αυτούς δείκτες, οι σταθμοί που βρίσκονταν κοντά στην παραλιακή ζώνη εμφάνισαν μεγαλύτερη βιοποικιλότητα σε σχέση με αυτούς που βρίσκονταν σε μεγάλο βάθος. Είναι γνωστό από τη βιβλιογραφία ότι υπάρχει μία ισχυρή συσχέτιση μεταξύ του βάθους της λίμνης και της ποικιλότητας (Heiri 2004, Eggermont et al. 2008, Kurek & Cwynar 2009), γιατί μειώνεται ο αριθμός των ταξινομικών ομάδων. Το βάθος επηρεάζει το βένθος έμμεσα, καθώς πολλοί παράγοντες ποικίλουν ως συνάρτηση του βάθους του νερού (π.χ., θερμοκρασία νερού, σύσταση του υποστρώματος, διαθεσιμότητα τροφής, οξυγόνο υπολιμνίου, κίνηση ρευμάτων και την κατανομή των υδρόβιων μακρόφυτων) (Kurek & Cwynar 2009). Με βάση τις τιμές του δείκτη Shannon που υπολογίστηκαν στην παρούσα έρευνα, την υψηλότερη ποικιλότητα εμφάνισε η Μικρή Πρέσπα και ακολούθησε η Καστοριά και η Βόλβη. Η Μικρή Πρέσπα εμφάνισε τη μεγαλύτερη τιμή ποικιλότητας Shannon, παρά το γεγονός ότι είχε τη μικρότερη συνολική αφθονία βενθικών μακροασπονδύλων. Αυτό οφείλεται στο γεγονός ότι ο συγκεκριμένος δείκτης λαμβάνει υπόψη του όχι μόνο την παρουσία/απουσία αλλά και την αφθονία των taxa και έτσι η επικράτηση ενός ή λίγων taxa μπορεί να μειώνει την τιμή τους, όπως στην περίπτωση της Βόλβης. Όμως, με βάση το δείκτη ποικιλότητας Margalef, η λίμνη Βόλβη

εμφανίζει μεγαλύτερη ποικιλότητα. Η διαφορά αυτή μεταξύ των δεικτών ποικιλότητας, οφείλεται στο γεγονός ότι ο δείκτης Shannon δεν λαμβάνει υπόψη του τα είδη με μικρή συχνότητα εμφάνισης, σε αντίθεση με το δείκτη Margalef. Ο δείκτης Pielou δείχνει ότι για τις λίμνες Καστοριάς και Μικρή Πρέσπα, υπάρχει ομοιοκατανομή μεταξύ των βιοκοινοτήτων τους, όμως για τη λίμνη Βόλβη φαίνεται να μην υπάρχει ομοιοκατανομή των βενθικών μακροασπονδύλων στους σταθμούς. Τέλος, ο σταθμισμένος δείκτης Shannon λαμβάνει υπόψη του μία τιμή-δείκτη (BQIWDIV) με βάση την κρίση ειδικού συμπεριλαμβάνοντας έτσι την ευαισθησία των ειδών στις πιέσεις (Rossaro et al. 2011). Οπότε με βάση το σταθμισμένο δείκτη Shannon προκύπτει ότι η λίμνη Μικρή Πρέσπα έχει μεγαλύτερη ποικιλότητα, από τη Βόλβη και την Καστοριά.

Οι τιμές των δεικτών αναλογίας Oligochaeta/Chironomidae (O/C), δείκτης Benthic Quality Index για την οικογένεια των Chironomidae (BQIc), δείκτης Benthic Quality Index για την υποκλάση των Oligochaeta (BQIo) επιβεβαίωσαν τον εύτροφο χαρακτήρα και των τριών λιμνών, παρόλο που οι συγκεκριμένοι δείκτες έχουν αναπτυχθεί για λίμνες της Βόρειας και Κεντρικής Ευρώπης και βασίζονται σε αλπικά είδη. Σύμφωνα με τους Rossaro et al. (2007) το είδος *Heterotanytarsus apicalis* (Kiefer, 1921) που απαντά στις νότιες Άλπεις, είναι πολύ σπάνιο και περιορίζεται σε μικρές αλπικές λίμνες και παγωμένες πηγές. Ωστόσο, δεν θα πρέπει να παραβλέπεται το γεγονός ότι οι απαιτήσεις της Οδηγίας 2000/60/EK αφορούν στην εκτίμηση της οικολογικής ποιότητας των λιμνών και όχι στην απλή εκτίμηση της τροφικής τους κατάστασης ή της ποικιλότητάς τους όπου καταλήγουν οι συγκεκριμένοι δείκτες (Verneaux et al. 2004).

Τέλος, εφαρμόστηκε ο δείκτης BQIMi που προτείνεται από τους Rossaro et al. (2007) για την εκτίμηση της ποιότητας των Ιταλικών Αλπικών λιμνών. Η εκτίμηση της ποιότητας με βάση το δείκτη αυτό ήταν μέτρια για τη λίμνη Μικρή Πρέσπα, και για τις λίμνες Βόλβη και Καστοριάς ελλιπής. Για τη λίμνη Βόλβη προτείνονται να γίνουν μελλοντικά δειγματοληψίες σε βάθη μικρότερα από 9 m σε μαλακό τύπο υποστρώματος, λόγω της μεγαλύτερης παρουσίας ειδών σε αυτά τα βάθη (Οικονομίδης 1991), ώστε να υπάρχει μια πιο ολοκληρωμένη εικόνα για την κατάσταση της λίμνης. Ο δείκτης αυτός, όπως αναφέρθηκε, λαμβάνει υπόψη του και τις συγκεντρώσεις οξυγόνου, ολικού φωσφόρου και τις τιμές διαφάνειας, δίνοντας βαθμολογία (BQIW) σε κάθε είδος και επιτρέποντας στο δείκτη BQIM, ο οποίος να αντικατοπτρίζει και τη τροφική κατάσταση και τα επίπεδα του οξυγόνου, καθώς και να διαχωρίζει τους εύτροφους σταθμούς με χαμηλή συγκέντρωση οξυγόνου από τους ολιγότροφους σταθμούς με υψηλή (Rossaro et al. 2007). Το μειονέκτημα αυτού του δείκτη είναι ότι χρειάζεται σταθμούς που να αντικατοπτρίζουν όσο το δυνατόν καλύτερα

διαφορετικές καταστάσεις, έτσι ώστε οι τιμές του σκορ που θα πάρει το κάθε είδος να είναι όσο το δυνατόν πιο αντιπροσωπευτικές. Επίσης, ο συγκεκριμένος δείκτης, έχει εφαρμοστεί για λίμνες της Ιταλίας που ανήκουν στον αλπικό τύπο, με αποτέλεσμα να μην μπορεί να εκτιμηθεί η οικολογική ποιότητα των λιμνών, αφού ανήκουν σε διαφορετικό τύπο και η οικολογική ποιότητα ορίζεται ως η απόκλιση από τους σταθμούς αναφοράς που απαντώνται σε ένα συγκεκριμένο τύπο. Τέλος, δεν έχει ακόμα προχωρήσει η διαβαθμονόμηση τους συγκεκριμένου συστήματος αξιολόγησης και τα όρια προκύπτουν ισομερώς, διαιρώντας με το 4, ώστε να προκύψουν πέντε κατηγορίες, όπως ορίζει η Οδηγία 2000/60/EK.

Συνοψίζοντας, η παρούσα έρευνα αποτελεί την πρώτη προσπάθεια εφαρμογής δεικτών για τη συμβολή των βενθικών μακροασπονδύλων της βαθιάς ζώνης στην εκτίμηση της ποιότητας των μεσογειακών λιμνών. Στην Ελλάδα, δεν έχουν αναπτυχθεί ακόμα, συστήματα αξιολόγησης με βάση τα βενθικά μακροασπόνδυλα για την εκτίμηση της ποιότητας των λιμνών της παραλιακής ή της βαθιάς ζώνης, παρά τις προσταγές της Οδηγίας 2000/60/EK για την παρακολούθηση τους στα λιμναία ύδατα. Μελλοντικά με την εφαρμογή του εθνικού προγράμματος παρακολούθησης θα είναι δυνατή η συγκέντρωση δεδομένων από ικανοποιητικό αριθμό λιμνών, ώστε να μπορούν να γίνουν τροποποιήσεις ή προσαρμογές των δεικτών αυτών στα δεδομένα των ελληνικών μεσογειακών λιμνών. Έτσι, θα μπορέσει να δημιουργηθεί ένα εθνικό σύστημα αξιολόγησης.

Στατιστική επεξεργασία

Από την ανάλυση co-inertia φαίνεται ότι οι σταθμοί της Μικρής Πρέσπας διαφοροποιούνται από τους υπόλοιπους σταθμούς, λόγω του υψόμετρου, της παρουσίας του είδους *Peipsidrilus* sp. και της μικρής αφθονίας των βενθικών μακροασπονδύλων. Επίσης, και η ανάλυση SOM διαφοροποιεί τη λίμνη Μικρή Πρέσπα σε δύο ομάδες, ενώ κάποιοι σταθμοί στις λίμνες Βόλβη και Καστοριάς δημιουργούν μεταξύ τους ομάδες λόγω της μεγάλης αφθονίας των ειδών *C. plumosus*, *P. hammoniensis*, *C. flavicans*, είδη που είναι ανθεκτικά στην οργανική ρύπανση (Rossaro et al. υπό δημοσίευση). Σχετικά με τις περιβαλλοντικές μεταβλητές φαίνεται ότι ο παράγοντας υψόμετρο είναι ο κυριότερος για το διαχωρισμό των ομάδων της Μικρής Πρέσπας από τη Καστοριά και τη Βόλβη.

Τέλος, η ανάλυση Κανονικών Αντιστοιχιών, επίσης διαφοροποιεί τους σταθμούς της Μικρής Πρέσπας από τις υπόλοιπες λίμνες και τα είδη *Peipsidrilus* sp. και *Haplotaxis* sp. επηρεάζονται περισσότερο από τη συγκεκριμένη περιβαλλοντική παράμετρο. Οι σταθμοί της λίμνης Καστοριάς επηρεάζονται κυρίως από τις συγκεντρώσεις των τιμών των ολικών αιωρούμενων στερεών και τη θερμοκρασία και χαρακτηρίζονται από την παρουσία του

είδους *C. flavicans* που θεωρείται ανθεκτικό στην οργανική ρύπανση και χαρακτηριστικό είδος των ρηχών λιμνών, που έχουν έντονη παραγωγικότητα (Petridis & Sinis 1995). Τέλος, οι σταθμοί της λίμνης Βόλβης επηρεάζονται κυρίως από το βάθος και χαρακτηρίζονται από την παρουσία του είδους *P. hammoniensis*, που είναι χαρακτηριστικό είδος των εύτροφων λιμνών σε μεγάλο βάθος (Timm 2009).

Ανάλυση πιέσεων επιπτώσεων

Στην παρούσα έρευνα έγινε η ανάλυση πιέσεων-επιπτώσεων για τη λεκάνη απορροής της λίμνης Μικρής Πρέσπας. Οι εισροές των ρυπαντικών φορτίων που υπολογίστηκαν στη λεκάνη απορροής της λίμνης Μικρής Πρέσπας είναι πολύ μικρότερες από τα προτεινόμενα όρια άρδευσης σύμφωνα με τη Ν. Απόφαση 4813/989, η οποία αφορά το νομό Τρικάλων, καθώς ανάλογη νομαρχιακή απόφαση δεν βρέθηκε για το νομό Φλώρινας. Επίσης, οι εισροές των ρυπαντικών φορτίων δεν ξεπερνούν ούτε τα όρια για την ύδρευση, ούτε για τη διαβίωση των ιχθύων.

Οι πιέσεις ρύπανσης είναι πιθανές, επειδή η μέση βιολογική ποιότητα είναι κατώτερη (εκτίμηση με βάση το δείκτη BQIMi) της καλής και οι τιμές των φυσικών-χημικών παραμέτρων ξεπερνούν τα όρια για το πόσιμο νερό. Οπότε, για τις πιέσεις ρύπανσης η εκτίμηση επικινδυνότητας μη επίτευξης των περιβαλλοντικών στόχων κρίνεται ως μέτρια και προτείνεται για τη διαχείριση του κινδύνου επιχειρησιακή παρακολούθηση.

Σχετικά με τη λεκάνη απορροής της λίμνης Καστοριάς, οι επιπτώσεις λόγω πιέσεων ρύπανσης (Λάμπου και συν. 2012) χαρακτηρίζονται ως πιθανές εφόσον η μέση βιολογική ποιότητα [με βάση το φυτοπλαγκτό αλλά και με την εφαρμογή στην παρούσα έρευνα του δείκτη BQMi που βασίζεται στα βενθικά μακροασπόνδυλα] εκτιμάται κατώτερη της καλής και οι μέσες τιμές των φυσικών-χημικών παραμέτρων είναι μεγαλύτερες από τα επιτρεπόμενα όρια. Στη λεκάνη απορροής της λίμνης Καστοριάς, για τις πιέσεις ρύπανσης, η επικινδυνότητα μη επίτευξης του περιβαλλοντικού στόχου είναι μέτρια και προτείνεται εφαρμογή μακροχρόνιου προγράμματος μέτρων (Λάμπου και συν. 2012)

Οι επιπτώσεις από πιέσεις ρύπανσης στη λεκάνη απορροής της λίμνης Βόλβης, χαρακτηρίζονται ως πιθανές (Εμφιετζής και συν. 2010), εφόσον η βιολογική ποιότητα [με βάση το φυτοπλαγκτό αλλά και με την εφαρμογή στην παρούσα έρευνα του δείκτη BQMi που βασίζεται στα βενθικά μακροασπόνδυλα] εκτιμάται κατώτερη της καλής και οι μέσες τιμές των φυσικών-χημικών παραμέτρων είναι μεγαλύτερες από τα επιτρεπόμενα όρια. Στη λεκάνη απορροής της λίμνης Βόλβης, για τις πιέσεις ρύπανσης, η επικινδυνότητα μη επίτευξης του περιβαλλοντικού στόχου είναι μέτρια και προτείνεται εφαρμογή μακροχρόνιου

προγράμματος μέτρων.

Από την ανάλυση πιέσεων – επιπτώσεων στις τρεις λεκάνες απορροής των λιμνών Βόλβης, Καστοριάς και Μικρής Πρέσπας, διαπιστώνεται ότι η παρακολούθηση των επιφανειακών υδάτων είναι απαραίτητη ώστε να προσδιοριστούν οι πιέσεις που ασκούνται στη λεκάνη και να μειωθούν, ώστε να επιτευχθεί η καλή οικολογική κατάσταση.

ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ

- ✓ Με τη χρήση του Συστήματος Β οι φυσικές λίμνες της Ελλάδας διαχωρίστηκαν σε 8 τύπους, χρησιμοποιώντας ως περιγραφείς την αγωγιμότητα ($\mu\text{S}/\text{cm}$), το υψόμετρο (m), την έκταση της λίμνης (Km^2), το μέσο βάθος (m) και τη γεωλογία.
- ✓ Όσον αφορά τα κριτήρια για τις συνθήκες αναφοράς, στις υπό εξέταση λίμνες, καμία δεν πληρούσε αυτά τα κριτήρια και προτείνεται η χρήση παλαιολιμνολογικών μεθόδων ή μοντέλα πρόβλεψης ή/και η κρίση του ειδικού για τον καθορισμό συνθηκών αναφοράς.
- ✓ Τα είδη *Endochironomus tendens*, *Psectrocladius* (*Psectrocladius*) *psilopterus*, *Peipsidrilus* sp. και *Haplotaxis* sp. καταγράφηκαν για πρώτη φορά σε λίμνες της Ελλάδας.
- ✓ Η ανάλυση Co-inertia διαχώρισε τους σταθμούς της λίμνης Μικρής Πρέσπας από τους σταθμούς των υπόλοιπων λιμνών, εξαιτίας του μεγαλύτερου υψομέτρου της, της μεγαλύτερης διαφάνειας, και της παρουσίας των ειδών *Peipsidrilus* sp. και *Haplotaxis* sp.
- ✓ Η ανάλυση κύριων αντιστοιχιών (CCA) έδειξε για τη λίμνη Μικρή Πρέσπα το ίδιο αποτέλεσμα με την ανάλυση Co-inertia, για τη λίμνη Καστοριά ότι χαρακτηρίζεται από το είδος *Chaoborus flavicans* και τις υψηλότερες τιμές θερμοκρασίας και ολικών αιωρούμενων στερεών και τέλος, το είδος *Potamothrix hammoniensis* και το μεγάλο βάθος χαρακτηρίζουν τη λίμνη Βόλβη.
- ✓ Η εφαρμογή των δεικτών ποικιλότητας (Shannon και Margalef) και ομοιοκατανομής Pielou δεν μπορούν να χρησιμοποιηθούν ως δείκτες εκτίμησης της οικολογικής ποιότητας αλλά μόνον για τον χαρακτηρισμό του επιπέδου ευτροφισμού ή της σύνθεσης των κοινοτήτων.
- ✓ Η λίμνη Μικρή Πρέσπα εμφάνισε τη μεγαλύτερη ποικιλότητα σε σχέση με της Καστοριάς και τη Βόλβη. Και οι τρεις λίμνες με βάση τους δείκτες BQIc, BQIo και η αναλογία O/C είναι εύτροφες.
- ✓ Ο σταθμισμένος δείκτης ποικιλότητας Shannon και ο BQM_i μπορούν να χρησιμοποιηθούν ως δείκτες ποιότητας και θα μπορούσαν να χρησιμοποιηθούν στις ελληνικές λίμνες μετά από την προσαρμογή και τη διαβαθμονόμησή τους.
- ✓ Με βάση την ανάλυση πιέσεων - επιπτώσεων στη λεκάνη απορροής της λίμνης Μικρής Πρέσπας προτείνεται η εφαρμογή επιχειρησιακής παρακολούθησης για τις πιέσεις ρύπανσης.

ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

Ελληνική Βιβλιογραφία

- Αλμπανάκης Κ, Ψιλοβίκος Α, Βουβαλίδης Κ & Παλικαρίδης Χ (1995α). Φαινόμενα ανοξικών συνθηκών στην καρστική κρυπτολίμνη Αμβρακία. 4^ο Πανελλήνιο Γεωγραφικό Συνέδριο της Ελληνικής Γεωγραφικής Εταιρίας, με τίτλο: «Γεωμορφολογία, Κλιματολογία, Μαθηματική Γεωγραφία, Γενική Γεωγραφία». 12-14 Οκτωβρίου, Αθήνα.
- Αλμπανάκης Κ, Ψιλοβίκος Α, Βουβαλίδης Κ & Παλικαρίδης Χ (1995β). Η ρηχή λίμνη Οζερός ως χώρος εξαιρετικής λειτουργίας φυσικοχημικών λιμνολογικών διεργασιών. 4^ο Πανελλήνιο Γεωγραφικό Συνέδριο της Ελληνικής Γεωγραφικής Εταιρίας, με τίτλο: «Γεωμορφολογία, Κλιματολογία, Μαθηματική Γεωγραφία, Γενική Γεωγραφία». 12-14 Οκτωβρίου, Αθήνα.
- Απόφαση υπ. Αριθμ: 195955/07/02/2012 του Υπουργείου Περιβάλλοντος, Ενέργειας και Κλιματικής Αλλαγής με θέμα: Έγκριση Περιβαλλοντικών Όρων για το έργο: «Εγκατάσταση επεξεργασίας λυμάτων Δ.Δ. Μικρολίμνης – Καρυών του Δήμου Πρεσπών, Νομός Φλώρινας».
- Αυτζή Χ (2010). Εφαρμογή της προτεινόμενης από την Οδηγία 2000/60/ΕΚ μεθοδολογίας CEN για την εκτίμηση της ιχθυοκοινότητας στη λίμνη Βόλβη (Υδατικό διαμέρισμα Κεντρικής Μακεδονίας). Μεταπτυχιακή Διπλωματική Εργασία. ΑΠΘ. σελ. 97.
- Βαφειάδης Π (1983). Υδρογεωλογική μελέτη της λεκάνης της Καστοριάς. Διδακτορική διατριβή. ΑΠΘ. σελ. 130.
- Γιάπης ΑΙ (2003). Οικολογική μελέτη του σπαρακιού (*Lepomis gibbosus* (L.) στη λίμνη Κερκίνη. Διδακτορική Διατριβή. Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης. 232 σελ.
- Δημόπουλος Γ, Μυριούνης Χ & Μάττας Χ (2008). Συμβολή στη Διερεύνηση των Μηχανισμών Γένεσης της Αλμυρότητας των Νερών της Πικρολίμνης, Κεντρική Μακεδονία. Υδρογαία. Τιμητικός Τόμος στον Καθηγητή Χρήστο Τζιμόπουλο. Πολυτεχνική Σχολή. Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης. Θεσσαλονίκη.
- Δωρικός Στ (1979). Βασικοί υγράτοποι της χώρας (εκτός συμβάσεως RAMSAR). Υπουργείο Συντονισμού, Αθήνα.
- Εμφιετζής Γ, Λαζαρίδου Δ & Χαραλάμπους Ε (2010). Ειδική περίπτωση μελέτης της λεκάνης απορροής της λίμνης Βόλβης. Διατμηματικό Πρόγραμμα Μεταπτυχιακών Σπουδών 'Οικολογική ποιότητα και διαχείριση υδάτων σε επίπεδο λεκάνης απορροής' των Τμημάτων Βιολογίας, Γεωλογίας και Πολιτικών Μηχανικών ΑΠΘ. σελ. 204.

- Ευρωπαϊκή Απόφαση 2008/915/ΕΚ της 30ής Οκτωβρίου 2008 για καθορισμό, σύμφωνα με την οδηγία 2000/60/ΕΚ του Ευρωπαϊκού Κοινοβουλίου και του Συμβουλίου, των τιμών των ταξινομήσεων στα συστήματα παρακολούθησης των κρατών μελών, βάσει των αποτελεσμάτων της διαβαθμονόμησης. Επίσημη Εφημερίδα της Ευρωπαϊκής Ένωσης, L332/20, Luxembourg.
- Ζαλίδης ΧΓ & Μαντζαβέλας ΑΛ (Συντονιστές έκδοσης) (1994). Απογραφή των Ελληνικών υδροτόπων ως φυσικών πόρων (Πρώτη προσέγγιση). Ελληνικό Κέντρο Βιοτόπων – Υδροτόπων (ΕΚΒΥ). 587 σελ.
- Ζαμπούρ Γ, Κατικαρίδης Γ & Νικολοπούλου Π. (2010). Ειδική περίπτωση μελέτης της λεκάνης απορροής της λίμνης Βόλβης. Διατμηματικό Πρόγραμμα Μεταπτυχιακών Σπουδών ‘Οικολογική ποιότητα και διαχείριση υδάτων σε επίπεδο λεκάνης απορροής’ των Τμημάτων Βιολογίας, Γεωλογίας και Πολιτικών Μηχανικών ΑΠΘ. σελ. 182.
- Ζειμπέκη ΑΘ (2004). Διαχείριση των υδατικών πόρων της λεκάνης απορροής της υπολεκάνης Βόλβης. Μεταπτυχιακή Διατριβή. Τμήμα Αγρονόμων και Τοπογράφων Μηχανικών ΑΠΘ.
- Ζουρνατσίδου Α (2011). Αλληλεπίδραση μεταλλευτικής δραστηριότητας και υδατικών πόρων. Περιπτώσεις απ’τον Ελλαδικό χώρο. Μεταπτυχιακή Διατριβή. Διεπιστημονικό-Διατμηματικό Πρόγραμμα Μεταπτυχιακών Σπουδών «Επιστήμη & Τεχνολογία Υδατικών Πόρων». Εθνικό Μετσόβιο Πολυτεχνείο. Αθήνα. σελ. 233.
- Ιωάννου Α (2006). Ανάλυση Πιεσεων – Επιπτώσεων: Μία πρώτη προσέγγιση για τη λεκάνη απορροής του Πηνειού. Διπλωματική Εργασία, Τμήμα Βιολογίας, Α.Π.Θ., Θεσσαλονίκη, σελ. 147.
- Καραγιάννης Σ, Παπαηλίας Θ & Τερζίδης Κ (2006). Μια πρόταση υλοποίησης του management οικοτουρισμού στον ελλαδικό χώρο: η περίπτωση της περιοχής της λίμνης του Δύστου στην Εύβοια. Τιμητικός Τόμος Μαρίας Νεγρεπόντη-Δελιβάνη. Τηστονιστής Α. Βογιατζής. Πανεπιστήμιο Μακεδονίας. Θεσσαλονίκη.
- Καραούζας Ι, Δημητρίου Η, Γκρίτζαλης Κ & Σκουλικίδης Ν (2006). Προκαταρκτική αξιολόγηση μακροασπονδύλων κοινωνιών στα μεσογειακά εποχικά λιμναία της Δυτικής Κρήτης. Πρακτικά 28^{ου} Επιστημονικού Συνεδρίου Ελληνικής Εταιρείας Βιολογικών Επιστημών.
- Κατσιάπη Μ (2012). Εκτίμηση της ποιότητας του νερού σε λίμνες και ταμιευτήρες πόσιμο νερού της Ελλάδας με τη χρήση οικολογικών και μοριακών δεικτών. Διδακτορική Διατριβή. ΑΠΘ. σελ. 159.

- Κλώσσας Α (1975). Συμβολή εις την Υδροβιολογικήν Μελέτην Τεχνητής Λίμνης Κερκίνης Σερρών, Αυτοτελείς Εκδόσεις της Υπηρεσίας Δασικών Εφαρμογών & Εκπαιδεύσεως, 61 σελ.
- Κοκκινάκης Α, Κριάρης Ν & Σίνης Α. (2000). Μελέτη της ιχθυοπανίδας και καθορισμού «κλειστών περιοχών»/οριοθέτηση αλιευτικών ζωνών και αντιμετώπιση της αμφίδρομης κίνησης των ψαριών στις λίμνες Κορώνεια και Βόλβη και των χειμάρρων αυτών. Ε.Θ.Ι.Α.Γ.Ε./Ι.Ν.Α.Λ.Ε./Α.Π.Θ. Τελική έκθεση, 227 σελ.
- Κοροβέση Α, Κουμπλή - Σοβατζή Α, Νταβλογιάννης Ν, Σωτηρόπουλος Δ, Χαβάκης Γ & Χανδρινός Γ (1986). Πρόγραμμα οριοθέτησης υδροβιότοπων σύμβασης Ramsar. Υδροβιότοπος: λιμνοθάλασσα Κοτύχι. ΥΠΕΧΩΔΕ, Αθήνα. σελ. 45.
- Κορτέση Ε., Αποστολίδης Η., Φώτη Σ., Βελλής Η. & Γατόπουλος Μ. (1996). Μελέτη περιβαλλοντικών επιπτώσεων ταμιευτήρα Τάκα Ν. Αρκαδίας. ΟΤΜΕ ΕΠΕ & ΥΔΡΟΤΕΚ ΕΠΕ για λογαριασμό του Υπ. Γεωργίας. 88 σελ. & 2 παραρτ.
- Κουλάλη Α (2008). Αναδιάρθρωση καλλιεργειών για αποτελεσματικότερη επιτέλεση οικολογικών λειτουργιών στον υγρότοπο της Δοϊράνης. Μεταπτυχιακή Διατριβή. Γεωπονική Σχολή. Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης. Θεσσαλονίκη. σελ. 122.
- Κουμαντάκης ΙΕ (1981). Υδρογεωλογικές συνθήκες της ευρείας περιοχής Θηβών. Ελληνική Γεωλογική Εταιρία, τόμος XV, Αθήνα
- Κουμπλή-Σοβαντζή Α (1983). Μελέτες των Τραχειοφύτων στις λίμνες και γειτονικούς υδροβιότοπους της Αιτωλοακαρνανίας. Ταξονομική, βλαστητική, φυτογεωγραφική και οικολογική έρευνα. Διδακτ. Διατριβή, Φυσικομαθηματική Σχολή, Πανεπιστ. Αθηνών, σ. 346
- Κουσούρης Θ (1997). Για τις ελληνικές λίμνες, τις λιμνοθάλασσες και άλλους υγροτόπους. Στο: Βιώσιμη Ανάπτυξη με την Περιβαλλοντική Εκπαίδευση. Ειδική Έκδοση, Νομαρχίας Αιτωλοακαρνανίας & ΥΠΕΧΩΔΕ, σελ: 100-163.
- Κουτσουμπίδης Ε (1988). Οικολογική έρευνα στις λίμνες-ποταμούς του Νομού Φλώρινας. Πρόγραμμα ερευνών 1984-1987.
- ΚΥΑ (Κοινή Υπουργική Απόφαση) Υ2/2600/2001: Ποιότητα του νερού ανθρώπινης κατανάλωσης, σε συμμόρφωση προς την οδηγία 98/83/ΕΚ του Συμβουλίου της 3ης Νοεμβρίου 1998 ΦΕΚ-892Β'/11-7-01.
- Λάμπου Α, Λατινόπουλος Δ & Χρυσάφη ΑΑ (2012). Ειδική περίπτωση μελέτης της λεκάνης απορροής της λίμνης Καστοριάς. Διατμηματικό Πρόγραμμα Μεταπτυχιακών Σπουδών 'Οικολογική ποιότητα και διαχείριση υδάτων σε επίπεδο λεκάνης απορροής' των Τμημάτων Βιολογίας, Γεωλογίας και Πολιτικών Μηχανικών ΑΠΘ. σελ. 195.

- Μηνασίδου Κ (2005). Μεταβολή της ποιότητας του νερού κατά την ταμίευση. Μεταπτυχιακή διπλωματική εργασία. Πανεπιστήμιο Αιγαίου. Σελ. 107.
- Μουντράκης ΔΜ (1985). Γεωλογία της Ελλάδας. Εκδόσεις University studio Press.
- Μουρκίδης ΓΑ, Τσικριτής ΓΕ, Μυλωθρίδου ΑΑ & Ορφανός Π (1988). Λίμνες της Βορείου Ελλάδος. Ζάζαρη, φυσικές και χημικές παράμετροι. Γεωργική Έρευνα.
- Μουστάκα Μ (1988). Εποχιακές διακυμάνσεις, ετήσια περιοδικότητα και χωρική κατανομή των φυτοπλαγκτικών πληθυσμών της λίμνης Βόλβης. Διδακτορική Διατριβή. ΑΠΘ.
- Μπάλλας ΓΛ (2007). Χρήση των ασαφών κανόνων στη διαχείριση υδατικών πόρων – Εφαρμογή στην υδρολογική λεκάνη της λίμνης Βόλβης. Διδακτορική Διατριβή. ΑΠΘ.
- Μπόμπορη Δ & Σαλβαρίνα Ι (2008). Μακροασπόνδυλα. Σε: Υπηρεσίες εφαρμογής της μεθοδολογίας παρακολούθησης των επιφανειακών υδάτων της λεκάνης του ποταμού Στρυμόνα. Τεχνική έκθεση, Interreg III, Περιφέρεια Κεντρικής Μακεδονίας, Διεύθυνση Υδάτων, ΑΠΘ, Όμιλον ΕΠΕ.
- Μπόμπορη Δ & Σαλβαρίνα Ι (2009). Μελέτη βενθικών ασπονδύλων μαλακού υποστρώματος της λίμνης Δοϊράνης. Τελική τεχνική έκθεση. Σελ. 53.
- Μπούσμπουρας Δ, Παναγιωτοπούλου Μ, Καζόγλου Γ, Φωτιάδης Γ & Κλάδος Γ (2010). Μελέτη Καθορισμού και περιγραφής των απαιτούμενων παρεμβάσεων για τη βέλτιστη διαχείριση του Καλαμιώνα της Λίμνης Ισμαρίδας. Περιφέρεια Ανατολικής Μακεδονίας & Θράκης. σελ. 144 με χάρτες.
- Νομαρχιακή απόφαση 4813/98: «Καθορισμός της ανώτερης τάξης χρήσης των επιφανειακών υδάτων και ειδικών όρων διάθεσης λυμάτων και βιομηχανικών αποβλήτων σε φυσικούς αποδέκτες στο Νομό Τρικάλων». ΦΕΚ-575B/11-6-1998.
- Νόμος 3199/2003. «Προστασία και διαχείριση των υδάτων – Εναρμόνιση με την Οδηγία 2000/60/ΕΚ του Ευρωπαϊκού Κοινοβουλίου και του Συμβουλίου της 23^{ης} Οκτωβρίου 2000». (ΦΕΚ Α' 280/9.12.2003).
- Νόμος 3852/2010. «Νέα αρχιτεκτονική της αυτοδιοίκησης και της Αποκεντρωμένης Διοίκησης – Πρόγραμμα Καλλικράτης» (ΦΕΚ Α' 87/07/06/2010).
- Ξανθόπουλος Θ. (1993). Μελέτη – πιλότος για τη διαχείριση των υδατικών πόρων του υδατικού διαμερίσματος Ηπείρου. ΥΒΕΤ Δ/ση Υδατικού Δυναμικού και Φυσικών Πόρων, ΙΓΜΕ, ΕΜΠ – Τομέας ΥΠΥΘΕ, ΑΝΑΛΥΣΗ ΟΙΚΟΣΥΣΤΗΜΑΤΩΝ επε. Αθήνα.
- Οδηγία 79/409/ΕΟΚ του Συμβουλίου της 2^{ης} Απριλίου 1979 περί της διατήρησης των αγρίων πτηνών. Επίσημη Εφημερίδα, L103 της 25/4/1979, Luxembourg.
- Οδηγία 92/43/ΕΟΚ του Συμβουλίου της 21^{ης} Μαΐου 1992 για τη διατήρηση των φυσικών

- οικοτόπων καθώς και της άγριας χλωρίδας και πανίδας. Επίσημη Εφημερίδα, L206 της 22/7/1992, Luxembourg.
- 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. Επίσημη Εφημερίδα των Ευρωπαϊκών Κοινοτήτων, L327/1, Luxembourg.
- Οδηγία 2006/44/ΕΚ του Ευρωπαϊκού Κοινοβουλίου και του Συμβουλίου της 6^{ης} Σεπτεμβρίου 2006 περί της ποιότητας των γλυκών υδάτων που έχουν ανάγκη προστασίας ή βελτιώσεως για τη διατήρηση της ζωής των ιχθύων. Επίσημη Εφημερίδα της Ευρωπαϊκής Ένωσης, L264/20, Luxembourg.
- Οικονομίδης Γ (1991). Βιολογική μελέτη της βενθικής μακροπανίδας της λίμνης Βόλβης. Διδακτορική Διατριβή. ΑΠΘ.
- Οικονόμου-Αμιλλή Α (2007). Λιμνολογία – Λιμνιαία και Ποτάμια Οικοσυστήματα. Εκδόσεις Κωσταράκη. Αθήνα. Μετάφραση από Wetzel (2001). Limnology – Lakes and rivers Ecosystems. Elsevier Science (USA).
- Νόμος 3199/2003. «Προστασία και διαχείριση των υδάτων - Εναρμόνιση με την Οδηγία 2000/60/ΕΚ του Ευρωπαϊκού Κοινοβουλίου και του Συμβουλίου της 23ης Οκτωβρίου 2000». (ΦΕΚ Α΄ 280/09.12.2003).
- Παναγιώτου Ι (2012). Λιμνιαία οικοσυστήματα: Γεωμορφολογική & Οικολογική χαρτογράφηση της λίμνης της Καστοριάς. Πτυχιακή εργασία. Χαροκόπειο Πανεπιστήμιο. Σελ 113.
- Παπαδάκης Ε (2007). Ανάλυση περιβαλλοντικών παραμέτρων της λιμνοθάλασσας Καϊάφα σε περιβάλλον GIS. Μεταπτυχιακή Διατριβή Ειδίκευσης. Διατμηματικό Πρόγραμμα Μεταπτυχιακών Σπουδών στις Περιβαλλοντικές Επιστήμες. Πανεπιστήμιο Πατρών. σελ. 173
- Παπαστεργιάδου ΕΣ (1990). Φυτοκοινωνιολογική και Οικολογική Μελέτη των Υδρόβιων Μακρόφυτων (Υδρόφυτων), στη Βόρεια Ελλάδα. Διδακτορική Διατριβή. Τμήμα Βιολογίας. Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης. Θεσσαλονίκη.
- Παυλίδης Γ (1985). Γεωβοτανική μελέτη του Εθνικού Δρυμού των Πρεσπών Φλωρίνης, Μέρος Α΄: Οικολογία, Χλωρίδα, Φυτογεωγραφία, Βλάστηση. Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης. 308 σελ. + χάρτης
- Παυλίδης Γ, Γκούτνερ Β, Ζαρφτζιαν Μ, Διαμαντόπουλος Ι, Τζώρτζη Π, Κόκκας Δ & Εμίνογλου Χ (1984). Πρόγραμμα οριοθέτησης υδροτόπων σύμβασης Ramsar. Α΄ φάση, Υδροβιότοπος λιμνών Κορώνειας-Βόλβης. Δ/ση Περιβάλλοντος ΥΧΟΠ. σελ 146.

- Παυλόπουλος Κ, Σκέντος Α & Κοταμπάση Χ (2009). Γεωμορφολογική χαρτογράφηση και μελέτη της ευρύτερης περιοχής Δισπηλιού – λίμνης Καστοριάς. Τεύχος 3. Ανάσκαμμα, Ανασκαφικό περιοδικό. Χουρμουζιάδης Γ.Χ.
- Περγαντής Φ. (2009). Σχέδιο δράσης για τη Ζώνη Ειδικής Προστασίας «GR2310016 Λίμνη Αμβρακία». Στο: Δημαλέξης, Α. Μπούσμπουρας, Δ., Καστρίτης, Θ., Μανωλόπουλος Α. και Saravia V. (Συντονιστές Έκδοσης). Τελική αναφορά προγράμματος επαναξιολόγησης 69 σημαντικών περιοχών για τα πουλιά για τον χαρακτηρισμό τους ως Ζωνών Ειδικής Προστασίας της Οрниθοπανίδας. ΥΠΕΧΩΔΕ, Αθήνα.
- Πρακτικό Αρ. 25/15-12-2011 συνεδρίασης του Δ.Σ. του Δήμου Ζίτσας. Συζήτηση και υποβολή προτάσεων – παρατηρήσεων στη διαβούλευση επί των σημαντικών θεμάτων διαχείρισης νερού στο ΥΔ Ηλείου – Σχ. Διαχείρισης Λεκανών απορροής ΥΔ Ηλείου σύμφωνα με την Ευρωπαϊκή Οδηγία 2000/60.
- Σαρίκα Μ.(1999). Χλωριδική και φυτοκοινωνιολογική έρευνα υδατίνων οικοσυστημάτων της Ηλείου. Διδακτορική Διατριβή. Αθήνα.
- Σίνης Α (1981). Η αυτοοικολογία του ενδημικού είδους *Alosa (Caspialosa) macedonica* (Vinciguerra) (Pisces: Clupeidae) της λίμνης Βόλβης. Διδακτορική Διατριβή. ΑΠΘ.
- Σταυρουλάκης Γ, Κηρύκου Σ, Μπαρμπούνη Μ & Παναγιωτάκης Γ (2007). Χωροχρονική μεταβολή της ποιότητας του επιφανειακού νερού της λίμνης Κουρνά. 13^ο Πανελλήνιο Συνέδριο Ιχθυολόγων με τίτλο: «Υδάτινοι βιολογικοί πόροι & Οικοσυστήματα. Διαχείριση-Αξιοποίηση-Προστασία». Μυτιλήνη. 27-30 Σεπτεμβρίου.
- Τσινευράκης Σ (2005). Ετήσια μεταβολή φυσικοχημικών παραμέτρων των νερών της λίμνης Κουρνά. Πτυχιακή Εργασία. Τμήμα Φυσικών Πόρων και Περιβάλλοντος. Τεχνολογικό εκπαιδευτικό Ίδρυμα Κρήτης. Χανιά. σελ. 98
- Τρύφων Ε (1994). Δομή και δυναμική των φυτοπλαγκτικών πληθυσμών της λίμνης Μικρής Πρέσπας. Διδακτορική Διατριβή, Τμήμα Βιολογίας, Σχολή Θετικών Επιστημών Α.Π.Θ. Θεσσαλονίκη. Σελ. 289.
- Τσιούρης Σ (Υπεύθυνος Σύνταξης) (1996). Ειδικό διαχειριστικό σχέδιο για την περιοχή λίμνες Χειμαδίτιδα-Ζάζαρη (GR1340005). Μουσείο Γουλανδρή Φυσικής Ιστορίας, Ελληνικό Κέντρο Βιοτόπων-Υγροτόπων (ΕΚΒΥ) & Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης. Θέρμη. σελ. 212.
- Χατζηϊωάννου Μ (2002). Συνεισφορά στη μελέτη της βιολογίας και οικολογίας των Πνευμονοφόρων Γαστερόποδων της λίμνης Κερκίνης. Διδακτορική Διατριβή. Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης. 279 σελ.

- Χαχούδη Α & Νικολάου Κ (2011). Χρονική και γεωγραφική μεταβολή των επιπέδων των φυτοφαρμάκων και λιπασμάτων στα επιφανειακά νερά της Κεντρικής Μακεδονίας. 4^ο Περιβαλλοντικό Συνέδριο Μακεδονίας. 18-20 Μαρτίου 2011, Θεσσαλονίκη.
- Ψιλοβίκος Α (1977). Παλαιογραφική εξέλιξη της λεκάνης και της λίμνης της Μυγδονίας (Λαγκαδά-Βόλβη). Διδακτορική Διατριβή. ΑΠΘ.
- Ψιλοβίκος Α, Αλμπανάκης Κ, Παλικαρίδης Χ & Βουβαλίδης Κ (1995). Περιβαλλοντική αξία και σημασία της λίμνης Τριγωνίδας ως του μεγαλύτερου φυσικού ταμιευτήρα καθαρού νερού της Ελλάδας. 4^ο Πανελλήνιο Γεωγραφικό Συνέδριο της Ελληνικής Γεωγραφικής Εταιρίας, με τίτλο: «Γεωμορφολογία, Κλιματολογία, Μαθηματική Γεωγραφία, Γενική Γεωγραφία». 12-14 Οκτωβρίου, Αθήνα.

Ξένη Βιβλιογραφία

- Aagaard K (1986) The chironomid fauna of north Norwegian lakes, with a discussion on methods of community classification. *Holarct. Ecol.* 9: 1-12
- Ahl T & Wiederholm T (1977). Svenska vat- tenkvalitetskriterier. Eutrofierande amnen. - Statens Naturvgrdsverk PM 918. *Natur. limn. unders. Rapp.* 124 P.
- Aıslan N & Şain Yalçın (2006). A Preliminary Study On The Identification Of The Littoral Oligochaete (Annelida) And Chironomidae (Diptera) Fauna Of Lake Kovada, A National Park In Turkey *Turk J Zool* 30 (2006) 67-72
- Andreadakis A, Gavalakis E, Kaliakatsos L, Noutsopoulos C & Tzimas A (2007). The implementation of the Water Framework Directive (WFD) at the river basin of Anthemountas with emphasis on the pressures and impacts analysis. In: *Proceedings of the 9th International Conference on Environmental Science and Technology, Rhodes island, Greece.*
- Anonymous (2001). Lake Dojran. Draft main report for the discussions with the Greek experts. Skopje, December 2001. 40 pp.
- Bazzanti M & Seminara M (1985). Seasonal changes of the profundal macrobenthic community in a polluted lake. *Schweiz. Z. Hydrol.* 47: 57-63.
- Bazzanti M, Seminara M & Baldoni S (1998). Assessing hypolimnetic stress in a monomictic, eutrophic lake using profundal sediment and macrobenthic characteristics. *Journal of Freshwater Ecology*, 13: 405-412.
- Bazzanti M & Seminara M (1987). Profundal macrobenthos structure as a measure of long-term environmental stress in a polluted lake. *Water Air Soil Pollution*, 33: 435-442

- Beattie DM (1979). A modification of the Ekman-Birge bottom sampler for heavy duty. *Freshwater Biol.* 9: 181-182.
- Borcard D, Gillet F & Legendre P (2011). *Numerical Ecology with R*. Springer New York Dordrecht London Heidelberg. pp 319.
- Brennan A & McLachlan AJ (1979). Tubes and tubebuilding in a lotic chironomid (Diptera) community. *Hydrobiologia* 67: 173–178.
- Brinkhurst RO (1964). Observations on the biology of lake dwelling Tubificidae. *Arc. Hydrobiol.* 60: 385-418.
- Brodersen KP, Odgaard BV, Vestergaard O & Anderson NJ (2001). Chironomid stratigraphy in the shallow and eutrophic Lake Søbygaard, Denmark: chironomid–macrophyte co-occurrence. *Freshwater Biology* (2001) 46, 253–267
- Brodersen KP & Lindegaard C (1999). Classification, assessment and trophic reconstruction of Danish lakes using chironomids. *Freshwat. Biol.* 42: 143-157.
- Brodersen KP, Odgaard BV, Vestergaard O & Anderson NJ (2001). Chironomid stratigraphy in the shallow and eutrophic Lake Søbygaard, Denmark: chironomid–macrophyte co-occurrence. *Freshwater Biology* (2001) 46, 253–267
- Brodin YW (1986). The Postglacial History of Lake Flarken, Southern Sweden, Interpreted from Subfossil Insect Remains. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologies.* 71: 371-432.
- Brodin YW & Gransberg M (1993). Response of insects, especially Chironomidae (Diptera), and mites to 130 years of acidification in a Scotitsh lake. *Hydrobiologia.* 250: 201-212.
- Brodin YW (1986). The Postglacial History of Lake Flarken, Southern Sweden, Interpreted from Subfossil Insect Remains. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologies.* 71: 371-432.
- Brodin YW (1986). The Postglacial History of Lake Flarken, Southern Sweden, Interpreted from Subfossil Insect Remains. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 71: 371-432.
- Brooks SJ, Langdon PG & Heiri O (2007). The identification and use of Palaeartic. Chironomidae larvae in Palaeoecology. *Quaternary Research Association Technical Guide No. 10.*
- Brundin L (1956). *Zur Systematik der Orthocladiinae (Diptera Chironomidae)* Institut Fresh Research Drottningholm Rep 37: 5-185.
- Brundin L (1974). Fifty years' limnic zoogeography. *Mitteilungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie.* 20: 287-300.

- Buraschi E, Salerno F, Monguzzi C, Barbiero G & Tartari G (2005). Characterization of the Italian lake-types and identification of their reference sites using anthropogenic pressures factors. *J. Limnol.* 64, 75-84.
- Cairns JJr & Pratt JR (1993). A history of biological monitoring. using benthic macroinvertebrates. In Rosenberg, D. M. and V. H. Resh eds. *Freshwater monitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman and Hall New York, pp: 10-27.
- Cardoso AC, Solimini A, Premazzi G, Carvalho L, Lyche A & Rekolainen S (2007). Phosphorus reference concentrations in European lakes. *Hydrobiologia* 584: 3-12.
- Castro CD, Infante AP, Rodriguez JR, Lerma RSX & Martinez FJS (2005). Manual para la identificación de las presiones y analisis del impacto en aguas superficiales. Centro de Publicaciones, Ministerio de Medio Ambiente – Direccion General del Agua, Madrid, Spain.
- Carvalho L, Bennion H, Darwell A, Gunn I, Lyle A, Monteith D & Wade M (2002). Physicochemical Conditions for Supporting Different Levels of Biological Quality for the Water Framework Directive for Freshwaters. Report to the Environment Agency, UK.
- Carvalho L, Solimini A, Phillips G, van den Berg M, Pietiläinen, Solheim LA, Poikane S & Mischke U (2008). Chlorophyll reference conditions for European lake types used for intercalibration of ecological status. *Aquat Ecol.* 42: 203-211.
- Charou E & Stefouli M (2007). Study of Prespa and Vegoritis lakes using multi sensor remote sensing data. 2nd Space for hydrology Workshop ESA Geneva, Switzerland. Proceedings in CD 5 p.
- Cheshmedjiev DS, Karagiozova IT, Michailov AM & Valev PV (2010). Revision of River & Lake Typology in Bulgaria within Ecoregion 12 (Pontic Province) and Ecoregion 7 (Eastern Balkans) According to the Water Framework Directive. *Ecologia Balkanica*. Vol.2, 75-96.
- Conides A, Koussouris Th, Gritzalis LK & Parpoura A (1995). Nutrient Relationships of Greek Lakes: Water Eutrophication Monitoring, Assessment and Forecasting. *GeoJournal* 36 (4): 383-390.
- Cosselin A & Hare L (2003). Burrowing behavior of *Chaoborus flavicans* larvae and its ecological significance. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 22(4):575–581
- Covich AP, Palmer MA & Crowl TA (1999). Role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems. *BioScience* 49:119–127.

- Cranston PS (2000). Monsoonal tropical *Tanytarsus* van der Wulp (Diptera: Chironomidae) reviewed: New species, life histories and significance as aquatic environmental indicators. *Australian Journal of Entomology*. 39: 138–159.
- Dafis S, Papastergiadou E, Georgiou K, Babalonas D, Georgiadis T, Papageorgiou M, Lazaridou T & Tsiaousi V (1996). Directive 92/43/EEC The Greek “Habitat” Project NATURA 2000: An overview. LIFE Contract B4-3200/94/756, Commission of the European Communities DG XI, The Goulandris Natural History Museum Greek Biotope/Wetland Centre. 917 pp.
- Dinsmore WP, Scrimgeour GJ & Prepas EE (1999). Empirical relationships between profundal macroinvertebrate biomass and environmental variables in boreal lakes of Alberta, Canada. *Freshwat. Biol.* 41: 91-100.
- Dinsmore WP & Prepas EE (1997). Impact of hypolimnetic oxygenation on profundal macroinvertebrates in a eutrophic lake in central Alberta. I. Changes in macroinvertebrate abundance and density. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54:2157-2169.
- Dotsika E, Poutoukis D, Tzavidopoulos I, Maniatis Y, Ignatiadou D & Raco B (2009). A natron source at Pikrolimni Lake in Greece? Geochemical evidence. *Journal of Geochemical Exploration* 103: 133–143.
- Drakou EG, Bobori DC, Kallimanis AS, Mazaris AD, Sgardelis SP, Pantis JD (2009). Freshwater fish community structured more by dispersal limitation than by environmental heterogeneity. *Ecology of Freshwater Fish*. 18: 369–379.
- Dray S, Chessel D & Thioulouse J (2003). Co-inertia analysis and the linking of ecological data tables. *Ecology*. 84: 3078–3089.
- Dudgeon D, Arthington AH, Gessner MO, Kawabata ZI, Knowler DJ, Lévêque C, Naiman RJ, Prieur-Richard AH, Soto D, Stiassny MLJ & Sullivan CA (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biol. Rev.* 81, pp. 163–182.
- Economou AN, Giakoumi S, Vardakas L, Barbieri R, Stoumboudie M & Zogaris S (2007). The freshwater ichthyofauna of Greece - an update 365 based on a hydrographic basin survey. *Mediterranean Marine Science*, Vol. 8/1, 91-166.
- Eggermont H, Kennedy D, Hasiotis T, Verschuren D & Cohen A (2008). Distribution of living larval Chironomidae (Insecta: Diptera) along a depth transect at Kigoma Bay, Lake Tanganyika: implications for palaeoenvironmental reconstruction. *Afr. Entomol.* 16: 162-184.

- Emberger L (1963). Carte Bioclimatique de la Région Méditerranéenne FAO/UNESCO, Rome/Paris, 2 sheets (1:5.000.000).
- Environment Agency (2005). Technical Assessment Method for Morphological Alterations in Rivers. Water Framework Directive Programme – Environment Agency.
- European Environment Agency (2012). Definition of WISE-SoE Reporting: Biology in Rivers and Lakes dataset. Version July 2011.
- Fölster J, Sandin L & Wallin M (2004). A suggestion to a typology for Swedish inland surface waters according to the EU Water Framework Directive. Department of the Environmental Assessment. Swedish University of Agricultural Sciences. ISSN 1403-977X. pp.36.
- Frederick KD (1995). America's water supply: Status and prospects for the future. Consequences. Vol. 1, No. 1.
- Free G, Little R, Tierney D, Donnelly K & Caroni R (2006). Environmental Protection Agency. Pp. 272.
- Fribourg Blanc, B., Courbet, C., (2004) Calcul des émissions de polluants organiques et de fertilisants dans l'eau, Second lot : collecte et mise en forme des informations de base nécessaires au calcul des émissions urbaines et industrielles répertoriées, dispersées et surfaciques. Office International de l'Eau, Paris, France.
- Fytianos K & Lourantou A (2004). Speciation of elements in sediment samples collected at lakes Volvi and Koronia, N. Greece. *Environment International* 30: 11 – 17.
- Gianniou KS & Antonopoulos ZV (2007). Evaporation and energy budget in Lake Vegoritis, Greece. *Journal of Hydrology*. 345: 212– 223.
- Griffiths HI, Reed JM, Leng MJ, Ryan S & Petkovski S (2002). The recent palaeoecology and conservation status of Balkan Lake Dojran. *Biological Conservation* 104: 35-49.
- Hämäläinen H, Luotonen H, Koskenniemi E & Liljaniemi P (2003). Inter-annual variation in macroinvertebrate communities in a shallow forest lake in Eastern Finland during 1990-2001. *Hydrobiologia* 506-509: 389-397.
- Heiri O & Lotter AF (2003). 9000 years of chironomid assemblage dynamics in an Alpine lake: long term trends, sensitivity to disturbance and resilience of the fauna. *Journal of Paleolimnology*. 30: 273-289.
- Heiri O (2004). Within-lake variability of subfossil chironomid assemblages in shallow Norwegian lakes. *J. Paleolimnol.* 32: 67-84.
- Hollis GE & Stevenson AC (1997). The physical basis of the Lake Mikri Prespa systems: geology, climate, hydrology and water quality. *Hydrobiologia* 351: 1-19.

- Illies J (1978). *Limnofauna Europea*. Gustav Fisher Verlag, Stuttgart, New York, pp. 532.
- Ioannou A, Chatzinikolaou Y & Lazaridou M (2009). A preliminary pressure –impact analysis applied in the Pinios River Basin (Thessaly, Central Greece). *Water and Environment Journal*. Vol. 23. 200-209.
- Jeppesen E, Jensen JP, Søndergaard M, Lauridsen T, Pedersen LJ & Jensen L (1997). Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. *Hydrobiologia* 342-343: 151–164.
- Johnson RK & Wiederholm T (1989). Classification and ordination of profundal macroinvertebrate communities in nutrient poor, oligo-mesohumic lakes in relation to environmental data. *Freshwat. Biol.* 21: 375-386.
- Johnson RK (1998). Spatiotemporal variability of temperate lake macroinvertebrate communities: Detection of impact. *Ecol. Appl.* 8: 61-70.
- Johnson RK & Wiederholm T (1989). Classification and ordination of profundal macroinvertebrate communities in nutrient poor, oligo-mesohumic lakes in relation to environmental data. *Freshwater Biology*. 21, 375-386
- Johnson RK, Wiederholm T & Rosenberg DM (1993). Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. – D.M. Rosenberg and V.H. Resh, (eds). *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman and Hall. New York, pp: 40-158.
- Jónasson PM (1972). Ecology and production of the profundal benthos in relation to phytoplankton in Lake Esrom. *Oikos Suppl.* 14: I-148.
- Jónasson PM (1996). Limits for life in the lake ecosystem. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26: 1-33.
- Jones RI & Grey J (2011). Biogenic methane in freshwater food webs. *Freshwat. Biol.* 56: 213-229.
- Jyväsjärvi J, Tolonen KM & Hämäläinen H (2009). Natural variation of profundal macroinvertebrate communities in boreal lakes is related to lake morphometry: implications for bioassessment
- Jyväsjärvi J (2011). Environmental Drivers of Lake Profundal Macroinvertebrate Community Variation – Implications for Bioassessment.
- Jyväsjärvi J, Aroviita J & Hämäläinen H (2011). Evaluation of approaches for measuring taxonomic completeness of lake profundal macroinvertebrate assemblages. *Freshwater Biology*. 56, 1876–1892.

- Karr JR (1991). Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecol. Applic.*, 1: 55-84.
- Kagalou I, Petridis D & Tsimarakis G (2003). Seasonal variation of water quality parameters and plankton in a shallow lake. *Journal of Freshwater Ecology*. 18(2): 199-206.
- Kagalou I, Economidis G & Leonardos I (2006). Assessment of a Mediterranean shallow lentic ecosystem (Lake Pamvotis, Greece) using benthic community diversity: Response to environmental parameters. Assessment of a Mediterranean shallow lentic ecosystem (Lake Pamvotis, Greece) using benthic community diversity: Response to environmental parameters. *Limnologia* 36: 269-278.
- Kagalou I & Leonardos I (2009). Typology, classification and management issues of the Greek lakes: implication of the Water Framework Directive (2000/60/EC). *Environ Monit Assess.* 150:469-484.
- Kansanen PH (1985). Assessment of pollution history from recent sediments in Lake Vanajavesi, southern Finland. 2. Changes in the Chironomidae, Chaoboridae and Ceratopogonidae (Diptera) fauna. *Ann. Zool. Fennici* 22: 57-90.
- Kassioumis K (1991). Prespa National Park Management Plan. Forestry Service, Ministry of Agriculture, Athens, Greece. Mineo. 3 volumes.
- Kockel F, Mollat H & Antoniadis P (1978). Geological map of Greece, Scale 1:50.000. IGME, Athens.
- Kolada A, Soszka H, Cydzik D & Małgorzata G (2005). Abiotic typology of Polish lakes. *Limnologia* 35: 145-150
- Koussouris Th, Diapoulis A & Balopoulos E (1987). Limnological situations in two shallow Greek Lakes (Kastoria and Mikri Prespa Lakes). *GeoJournal*, 14(3): 377-379.
- Koussouris Th, Diapoulis A & Balopoulos E (1989). Assessing the trophic status of Lake Mikri Prespa, Greece. *Ann Limnol.* 25(3): 17-24.
- Koussouris Th, Diapoulis A & Bertahas I (1991). Evaluating trophic status and restoration procedures of a polluted lake, Lake Kastoria, Greece. *GeoJournal* 23(2): 153-161.
- Krstić SS, Zdraveski & Blinkova M (2012). Implementing the WFD in River Basin Management Plans – A Case Study of Prespa Lake Watershed. BALWOIS 2012 - Ohrid, Republic of Macedonia - 28 May, 2 June 2012. pp. 23.
- Kurek J & Cwynar LC (2009). Effects of within-lake gradient on the distribution of fossil chironomids from maar lakes in western Alaska: implications for environmental reconstructions. *Hydrobiologia* 623: 37-52.

- Küry D & Zschokke (2000). Short-term consequences of river restoration on macroinvertebrate communities. *Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie*. Vol. 12 No. 1-6 pp. 237-240
- Lang C (1978). Factorial correspondence analysis of oligochaeta according to eutrophication level. *Hydrobiologia*. Vol 57, 3, 241-247.
- Lang C & Lods-Crozet B (1997). Oligochaetes versus chironomids as indicators of trophic state in two Swiss lakes recovering from eutrophication. *Arch. Hydrobiol.* 139: 187–195.
- Larocque I & Hall RI (2003). Chironomids as quantitative indicators of mean July air temperature: validation by comparison with century-long meteorological records from northern Sweden. *J. Paleolimnol.* 29: 475-493.
- LAWA (2002). German Guidance Document for the implementation of the EC Water Framework Directive. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Mainz, Germany.
- Lek S & Guégan JF (2000). *Artificial Neuronal Networks. Application to Ecology and Evolution*. Springer Verlag, Berlin, 262 pp.
- Lenz F (1925). Chironomiden und Seetypenlehre. *Die Naturwissenschaften* 13: 5-10.
- Leonardos ID (2004). Life history traits of *Scardinius acarnanicus* (Economidis, 1991) (Pisces: Cyprinidae) in two Greek lakes (Lysimachia and Trichonis). *J. Appl. Ichthyol.* 20: 258–264.
- Lindergaard C (1992). Zoobenthos ecology of Thingvallavatn: vertical distribution, abundance, population dynamics and production. *Oikos* 64: 257-304.
- Lundbeck (1936). Untersuchungen über die Bodenbesiedlung der Alpenrandseen. *Arch. Hydrobiol.* 10: 207-358.
- Maguran AE (1988). *Ecological Diversity and its measurement*. Groom helm., London.
- Mantěna J (1995). Polymorphism of *Chironomus plumosus* (Diptera: Chironomidae) males from a temperate fish-pond population. *Eur. J. Entomol.* 92:699-703, ISSN 1210-5759
- Margalef R (1958). Information theory in ecology. *Gen. Syst.* 3:36-7 1. Transl. from *Mem. R. Acad. Cienc. Artes. Barc.* 32:373-449.
- Margaritora FG, Bazzanti M, Ferrara O, Mastrantuono L, Seminara M & Vagaggini D (2002). Classification of the ecological status of volcanic lakes in Central Italy. *Papers from Bolsena Conference. Residence time in lakes: Science, Management, Education. J. Limnol.* 62 (Suppl. 1): 49-59.

- Matzinger A, Jordanoski M., Veljanoska-Sarafiloska E., Sturm M, Müller B. & Wüest A (2006). Is Lake Prespa jeopardizing the ecosystem of ancient Lake Ohrid? *Hydrobiologia*. 553:89–109
- Marziali L, Armanini DG, Cazzola M, Erba S, Toppi E, Buffagni A & Rossaro B (2010). Responses of Chironomid larvae (Insecta, Diptera) to ecological quality in Mediterranean river mesohabitats (South Italy). *River Res. Applic.*, 26: 1036-1051.
- McCall PL & Tevesz MJS (1982). The effects of benthos on physical properties of freshwater sediments. In P. L. McCall & M. J. S. Tevesz (eds), *Animal–Sediment Relations*. Plenum Press, New York: 105–176.
- McCarthy JJ (1980). Nitrogen. In: *The Physiological Ecology of Phytoplankton*, ed. I. Morris, Oxford, Blackwell: 191-223.
- McLachlan AJ (1977). Some effects of tube shape on the feeding *Chironomus plumosus* L. (Diptera: Chironomidae). *J. Anim. Ecol.* 46, 139-146
- Meriläinen JJ, Hynynen J, Palomäki A, Mäntykoski K & Witick A (2003). Environmental history of an urban lake: a palaeolimnological study of Lake Jyväsjärvi, Finland. *J. Paleolimnol.* 30: 387-406.
- Móra A & Csabai Z (2008). First annotated checklist of Chironomidae of Rhodos, Greece. *Spixiana* 31 (2): 223-231.
- Moustaka-Gouni M, Vardaka E & Tryfon E (2007). Phytoplankton species succession in a shallow Mediterranean lake (L. Kastoria, Greece): steady-state dominance of *Limnothrix redekei*, *Microcystis aeruginosa* and *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Hydrobiologia*. 575:129–140.
- Nagel B & Landahl CC (1978). Resistance to anoxia of *Chironomus plumosus* and *Chironomus anthracinus* (Diptera) larvae.
- Naumann E (1921). Einige Grundlinien der regionalen Limnologie. *Lunds Univ. Arsskr. N. F.* (2) 17, 8: 1-21.
- Naumoski TB, Ocevski BT, Novevska VR, Mitic VS & Lokoska LS (2000). Long term changes of the water quality of Lake Prespa. *Proceedings of the International Symposium “Sustainable development of Prespa region”, FYROM 23-25 June 2000, 73-77.*
- Nöges P, van de Bund W, Cardoso AC, Solimini AG & Heiskanen AS (2009). Assessment of the ecological status of European surface waters: a work in progress. – *Hydrobiologia* 633: 197– 211.

- O'Toole C, Donohue I, Moe SJ & Irvine K (2008). Nutrient optima and tolerances of benthic invertebrates, the effects of taxonomic resolution and testing of selected metrics in lakes using an extensive European data base. *Aquat. Ecol.* 42: 277-291.
- Papadimitriou Th, Leonardos I, Tsoumani M & Kagalou I (2010). Microcystin occurrence and distribution along Greek lakes with different environmental conditions. In *Potectio* 2010. June.
- Papastergiadou ES, Retalis A, Kalliris P & Georgiadis Th (2007). Land use changes and associated environmental impacts on the Mediterranean shallow Lake Stymfalia, Greece. *Hydrobiologia.* 196: 361-372
- Papastergiadou E, Kagalou I, Stefanidis K, Retalis A & Leonardos I (2010). Effects of Anthropogenic Influences on the Trophic State, Land Uses and Aquatic Vegetation in a Shallow Mediterranean Lake: Implications for Restoration. *Water Resour Manage.* 24:415–435.
- Papoutsis-Psychoudaki S & Psychoudakis A (2000). Agricultural externalities and policy for sustainable agriculture in the Greek part of Prespa. *Proceedings of the International Symposium 'Sustainable development of Prespa region'*. *Otesehvo 2000*: 174-185.
- Perandones Muñoz AI (2009). Assessment of the Ecological Status of Lake Mikri Prespa based on benthic invertebrate fauna and fishes. *Master of Inland Water Quality Assessment*. Aristotle University of Thessaloniki. Thessaloniki. pp. 88.
- Pardo I, Poikane S & Bonne W (2011). Revision of the consistency in Reference Criteria application in the Phase I of the European Intercalibration exercise. *JRC Scientific and Technical Reports*. ISSN 1018-5593, pp. 94.
- Peres-Neto PR & Legendre P (2010). Estimating and controlling for spatial structure in the study of ecological communities. *Global Ecol. Biogeogr.* 19: 174 –184.
- Petaloti C, Voutsas D, Samara C, Sofoniou M, Stratis I & Kouimtzis Th (2004). Nutrient Dynamics in Shallow Lakes of Northern Greece. *Environ Sci & Pollut Res* 11 (1) 11 – 17.
- Petridis D & Sinis A (1993). Benthic macrofauna of Tavropos reservoir (central Greece). *Hydrobiologia* 262: 1-12.
- Petridis D (1993). Macroinvertebrate distribution along an organic pollution gradient in Lake Lysimachia Western Greece. *Archives für Hydrobiologie* 128: 367-384.
- Petridis D & Sinis A (1995). Benthos of Lake Mikri Prespa (North Greece). *Hydrobiologia.* 304: 185-196.

- Petridis D & Sinis A (1997). The benthic fauna of Lake Mikri Prespa. In: Crivelli, AJ & Catsadorakis, G (eds) Lake Prespa, Northwestern Greece. *Hydrobiologia* 351: 95-105.
- Pilloto F, Free G, Cardoso CA, Wolfram G & Solimini AG (2012). Spatial variance of profundal and sublittoral invertebrates benthic communities in response to eutrophication and morphological pressures. *Fundam. Appl. Limnol.* Vol 180/2, 101-110.
- Poikane S (2008). Water Framework Directive intercalibration technical report. Part 2: Lakes. JRC Scientific and Technical Reports. ISSN 1018-5593, pp. 185.
- Quinlan R & Smol JP (2002). Regional assessment of long-term hypolimnetic oxygen changes in Ontario (Canada) shield lakes using subfossil chironomids. *J. Paleolimnol.* 27: 249-260.
- Rask M, Vuori K-M, Hämäläinen H, Järvinen M, Hellsten S, Mykrä H, Arvola L, Ruuhijärvi J, Jyväsjärvi J, Kolari I, Olin M, Salonen E & Valkeajärvi P (2011). Ecological classification of large lakes in Finland: comparison of classification approaches using multiple quality elements. *Hydrobiologia* 660: 37-47.
- Raven P, Boon P, Dawson F & Ferguson A (1998a). Towards an integrated approach to classifying and evaluating rivers in the UK. *Aquatic conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 8: 383-393.
- Raven P, Holmes N, Dawson F & Everard M (1998b). Quality assessment using River Habitat Survey data. *Aquatic conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 8: 477-499.
- Real M, Rieradevall M & Prat N (2000). Chironomus species (Diptera: Chironomidae) in the profundal benthos of Spanish reservoirs and lakes: factors affecting distribution patterns. *Freshwater Biology* 43: 1-18.
- Reice SR & Wohlenberg M (1993). Monitoring freshwater benthic macroinvertebrates and benthic processes: measures for assessment of ecosystem health. Pages 287–305 in D. M. Rosenberg and V. H. Resh, editors. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York, New York, USA.
- Reynolds CS (1978). Phosphorus and the eutrophication of lakes – a personal view. In *phosphorus in the Environment: Its Chemistry and Biochemistry*, ed. R. Porter & D. Fitzsimons (CIBA Foundation Symposium No 57, new species), Amsterdam: Excerpta Medica: 201-228.

- Risnoveanu G & Vadineanu A (2002). Observations on the population dynamics of *Potamothenis hammoniensis* (Michaelson, 1901) (Tubificidae, Oligochaeta) in Lake Isacova in the Danube Delta. *Hydrobiologia*. 479: 23–30.
- Robert P & Escoufier Y (1976). A unifying tool for linear multivariate statistical methods: the RV-coefficient. *Applied Statistics*. 25:257–265.
- Rossaro B (1993). Macroinvertebrate distribution in streams: a comparison of CA ordination with biotic indices. *Hydrobiologia*, 263: 109-118.
- Rossaro B, Marziali L, Cardoso AC, Solimini A, Free G & Giacchini R (2007). A biotic index using benthic macroinvertebrates for Italian lakes. *Ecological Indicators*, 7(2): 412-429.
- Rossaro B & Boggero A (2009). Oligocheti: descrizione e chiave dicotomica. Notes. pp 122.
- Rossaro B, Boggero A, Lods-Crozet B, Free G, Lencioni V & Marziali L (2011). A comparison of different biotic indices based on benthic macro-invertebrates in Italian lakes. *J. Limnol.*, 70(1): 109-122, 2011
- Rossaro B, Boggero A, Lods-Crozet B, Free G, Lencioni V, Marziali L & Wolfram G (υπό δημοσίευση). A benthic quality index for European alpine lakes. Proceedings of the 18th International Symposium on Chironomidae – Fauna norvegica vol. 31: X-X.
- Sæther OA (1979). Chironomid communities as water quality indicators. *Holarct. Ecol.* 2: 65–74.
- Sandin L & Johnson RK (2000). Ecoregions and benthic macroinvertebrate assemblages of Swedish streams. *Journal of the North American Benthological Society*. Vol. 19, No. 3, pp. 462-474.
- Sanseverino AM (2006). A review of the genus *Tanytarsus* van der Wulp, 1874 (Insecta, Diptera, Chironomidae) from the Neotropical Region. Phd.
- Sapkarev JA (1970). The fauna of Hirudinea of Macedonia, The taxonomy and the distribution of Leeches of Aegean Lakes. *Int. Rev. ges Hydrobiol.* 55: 317-324.
- Särkkä J (1982). On the ecology of littoral Oligochaeta of an oligotrophic Finnish lake. *Holarct. Ecol.* 5: 396-404.
- Shannon CE & Weaver W (1949). *The mathematical theory of communication*. University of Illinois, USA.
- Schnell ØA & Willasen E (1996). The chironomid (Diptera) communities in two sediment cores from Store Hovvatn, S. Norway, an acidified lake. *Ann. Limnol.* 32: 45–61.
- Skoulikidis NT, Bertahas I & Koussouris T (1998). The environmental state of freshwater resources in Greece (rivers and lakes). *Environmental Geology*. 36 (1–2): 1-17.

- Skoulikidis NT, Kaberi H & Sakellariou D (2008). Patterns, origin and possible effects of sediment pollution in Mediterranean lake. *Hydrobiologia*. 613: 71-83.
- Smol JP (2008). *Pollution of lakes and rivers: A paleoenvironmental perspective*. 2nd edition. Blackwell Publishing, Malden, MA, USA.
- Solimini AG, Free G, Donohue I, Irvine K, Pusch M, Rossaro B, Sandin L & Cardoso AC, (2006). Using benthic macroinvertebrates to assess ecological status of lakes. Current knowledge and way forward to support WFD implementation. European Commission, Directorate-General Joint Research Centre.
- Solimini AG & Sandin L (2012). The importance of spatial variation of benthic invertebrates for the ecological assessment of European lakes. *Fundam. Appl. Limnol.* Vol. 180/2, 85–89.
- Solheim AL (2005). Reference Conditions of European Lakes. Indicators and methods for the Water Framework Directive Assessment of Reference conditions. REBECCA Project. Draft v. 5. pp. 105.
- Šporka F (1998). The typology of floodplain water bodies of the Middle Danube (Slovakia) on the basis of the superficial polychaete and oligochaete fauna. *Hydrobiologia*. Vol. 386: 55-62.
- Stankovic S (1931). Sur les particularites limnologiques des lacs Egeens. *Verh.Int.Ver.Limnol.* 5: 158-196.
- Stefouli M, Dimitrakopoulos D, Papadimitrakis J & Charou E (2005). Monitoring and Assessing Internal Waters (Lakes) Using Operational Space Born Data and Field Measurements. *European Water* 9/10: 25-33.
- Sturges HA (1926). The choice of a class interval. *J. American Statistical Association*, pages 65–66, 1926.
- Taoufik M & Dafir EJ (2005). A Study of Water Quality in Lower Oum Rabiaa Basin, Morocco: Speciation of Nitrogen and Phosphorus. *Water Qual. Res. J. Canada*. Volume 40, No. 1, 120–129.
- Technical Report (2012). Mediterranean benthic invertebrate fauna. Lakes GIG Mediterranean.
- Temponeras M, Kristiansen J & Moustaka-Gouni M (2000). Seasonal variation in phytoplankton composition and physical-chemical features of the shallow Lake Doirani, Macedonia, Greece. *Hydrobiologia*. 424: 109-122.

- Thienemann A (1954). Chironomus Leben Verbreitung und wirtschaftliche Bedeutung der Chironomiden. Die Binnengewässer, Bd. 20, Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 834 pp.
- Timm T (2009). A guide to the freshwater Oligochaeta and Polychaeta of Northern and Central Europe.- *Lauterbornia*, 66: 1-235, Dinkelscherben.
- Traunspurger W (2000). The biology and the ecology of lotic nematodes. *Freshwater Biology*. 44: 29-45.
- Tryfon E & Moustaka-Gouni M (1997). Species composition and seasonal cycles of phytoplankton with special reference to the nanoplankton of Lake Mikri Prespa. *Hydrobiologia*. 351: 61-75.
- UKTAG (2003). Guidance on Typology for Lakes for the UK. UK Technical Advisory Group on the Water Framework Directive. Pp. 7.
- UKTAG (2004). Guidance on general principles for pressures & impacts analysis. UK Technical Advisory Group on the Water Framework Directive.
- Unkell I, Heymann C, Nelle O & Zagana E (2011). Climatic influence on Lake Stymphalia during the last 15000 years. In *Environmental Earth Sciences “Advances in the Research of Aquatic Environment”*. Volume 1. Eds Springer. pp. 75-82.
- Vallenduuk HJ & Moller Pillot HKM (2002). Key to the larvae of *Chironomus plumosus* in Western Europe (revised edition, with separated index). Schijndel. 20pp.
- Vallenduuk HJ & Morozova E (2005). Cryptochironomus. An identification key to the larvae and pupal exuviae in Europe. *Lauterbornia* 55: 1-22.
- van de Bund W, Cardoso AC, Heiskanen AS & Nõges P (2004). Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Overview of Common Intercalibration types. Final version 5.1. Ecological Status Working Group 2.A; Available at <http://wfd-reporting.jrc.it/>, pp. 37.
- Vardaka E, Moustaka-Gouni M, Cook KM & Lanaras T (2005). Cyanobacterial blooms and water quality in Greek Waterbodies. *J Appl Phycol*. 17:391-401.
- Vejjola H, Meriläinen JJ & Marttila V (1996). Sample size in the monitoring of benthic macrofauna in the profundal of lakes: Evaluation of the precision of estimates. *Hydrobiologia* 322: 301-315.
- Verbruggen F, Heiri O, Meriläinen JJ & Lotter AF (2011). Subfossil chironomid assemblages in deep, stratified European lakes: relationships with temperature, trophic state and oxygen. *Freshwat. Biol*. 56: 407-423.
- Verdonschot P (1987). Aquatic Oligochaetes in ditches. *Hydrobiologia*. 155: 283-292

- Verdonschot PFM (1996). Oligochaetes and eutrophication; an experiment over four years in outdoor mesocosms. *Hydrobiologia* 334:169-183.
- Verneaux V, Verneaux J, Schmitt A, Lovy C & Lambert JC (2004). The Lake Botic Index (LBI): an applied method for assessing the biological quality of lakes using macrobenthos; the lake Châlain (French Jura) as an example. *Ann. Limnol.* 40: 1-9.
- Vesanto J, Himberg J, Alhoniemi E & Parhankangas J (2000). Self-Organizing Map in Matlab: the SOM Toolbox. Technical Report A57, Helsinki University of Technology, Neural Networks Research Centre.
- Walshe BM (1950). The function of haemoglobin in *Chironomus plumosus* under natural conditions. *J. Exp. Biol.* 27: 73-95.
- Wetzel RG (1992). Gradient-dominated ecosystems: Sources and regulatory functions of dissolved organic matter in fresh- water ecosystems. *Hydrobiologia* 229: 18 1- 19 8.
- Wetzel RG (2001). *Limnology. Lake and river ecosystems.* 2nd edition. Academic press, London, UK.
- Wiederholm T (1980). Use of benthos in lake monitoring. *Journal Water Pollution Control Federation*, 52: 537-547.
- Wiederholm T (1981). Associations of lake-living Chironomidae. A cluster analysis of Brundin's and recent data from Swedish lakes. *Schweiz. Z. Hydrol./Rev. Suisse Hydrol./Swiss J. Hydrol.* 43 140-141
- Wiederholm T (1983). Chironomidae of the Holarctic region. Keys and diagnoses. Part I. *Larvae Entomologica Scandinavica Supplement* 19, 1–457.
- Working Group on Water Bodies (2003). Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document No 2: Identification of Water Bodies. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, pp. 28.
- Working Group 2.1 IMPRESS (2003). Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document No 3: Guidance on the Analysis of Pressures and Impacts. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. pp. 150.
- Working Group 2.4 - COAST (2003). Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document No 5: Transitional and Coastal Waters – Typology, Reference Conditions and Classification Systems. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, pp. 116.

- Working Group 2.5 Intercalibration (2003). Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document No 6: Towards a guidance on establishment of the intercalibration network and the process on the intercalibration exercise. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, pp. 48.
- Working Group 2.3 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. 14.
- WL-Delft, ENVECO SA & Argyropoulos D (2005). Water Framework Directive Summary Report for articles 5 & 6. Cyprus Ministry of Agriculture, Natural Resources and Environment, Republic of Cyprus.
- Zacharias I, Bertachas I, Skoulikidis N & Koussouris T (2002). Greek lakes: Limnological overview. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 7: 55-62.
- Zinchenko TD (1992). Long-term (30 years) dynamics of Chironomidae (Diptera) fauna in the Kuibyshev water reservoir associated with eutrophication processes. *Neth. J. Aquat. Ecol.* 26: 533-542.

Ηλεκτρονική Βιβλιογραφία

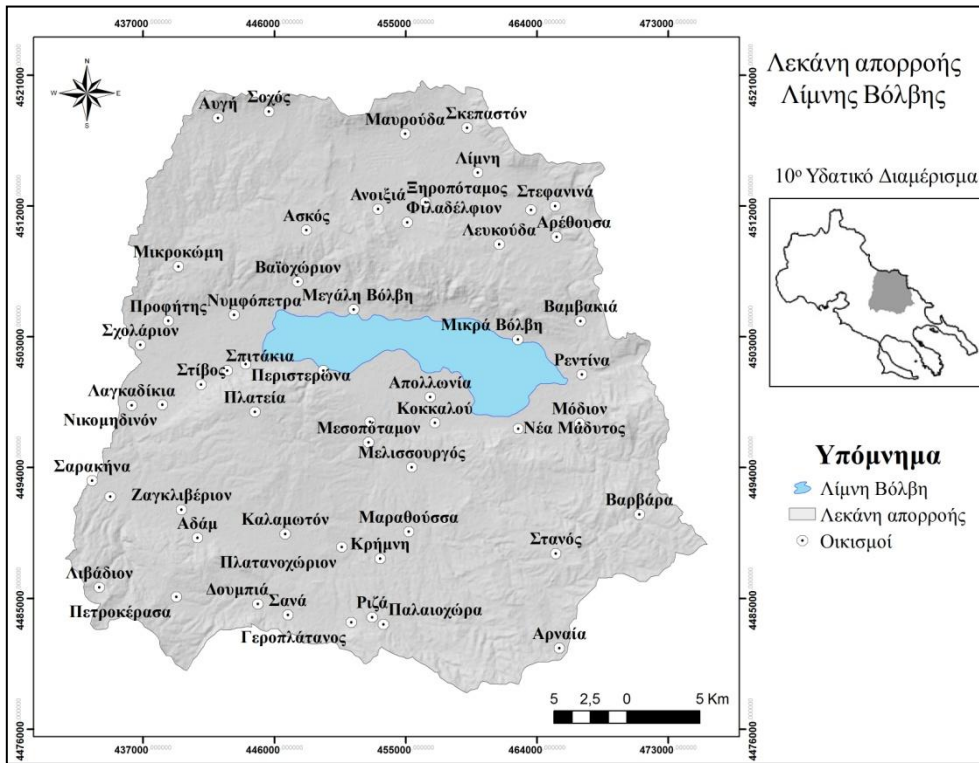
Ηλεκτρονική βάση δεδομένων «Δημόσια Ανοιχτά Δεδομένα» - geodata.gov.gr

Ηλεκτρονική βάση δορυφορικών δεδομένων - <http://www.google.com/earth/index.html>

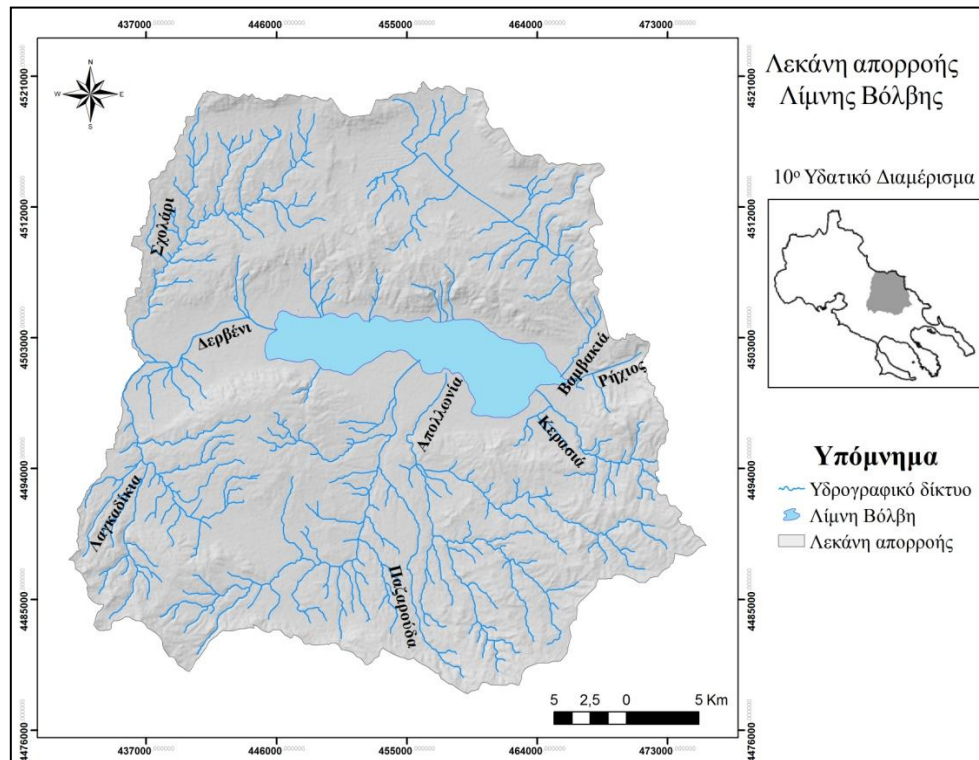
Ιστοτόπος του UN Water Virtual Learning Centre - <http://wvlc.uwaterloo.ca>

Ιστοτόπος της Ελληνικής Στατιστικής Υπηρεσίας Ελλάδας: <http://www.statistics.gr>

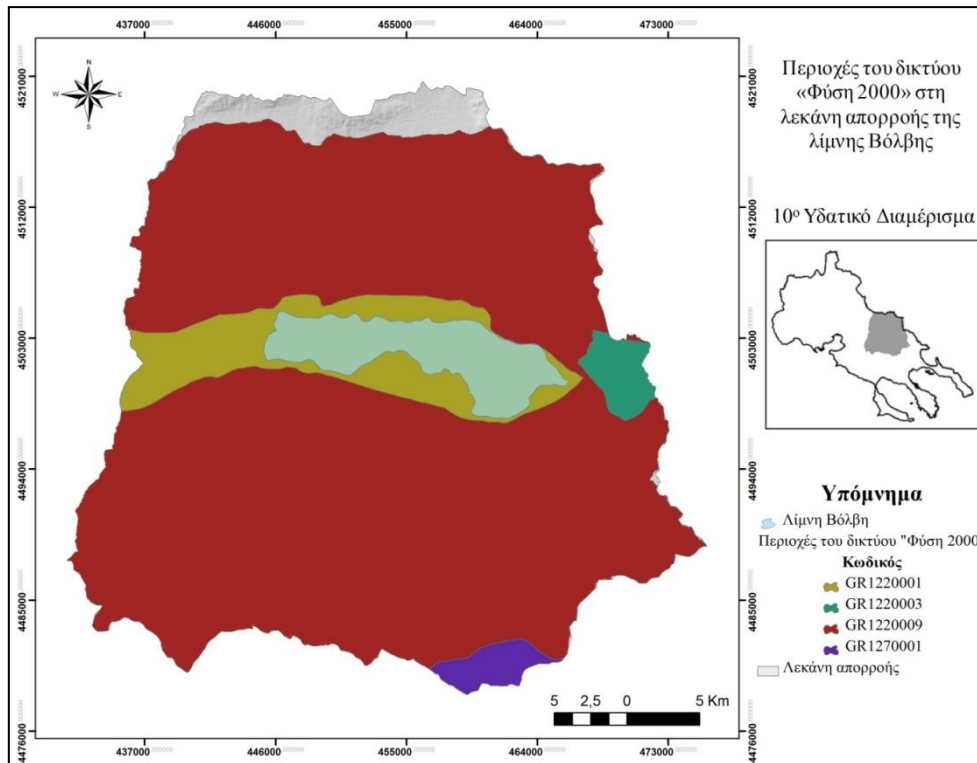
ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ Ι



Εικόνα 1. Λεκάνη απορροής λίμνης Βόλβης.
 Figure 1. Basin of lake Volvi.

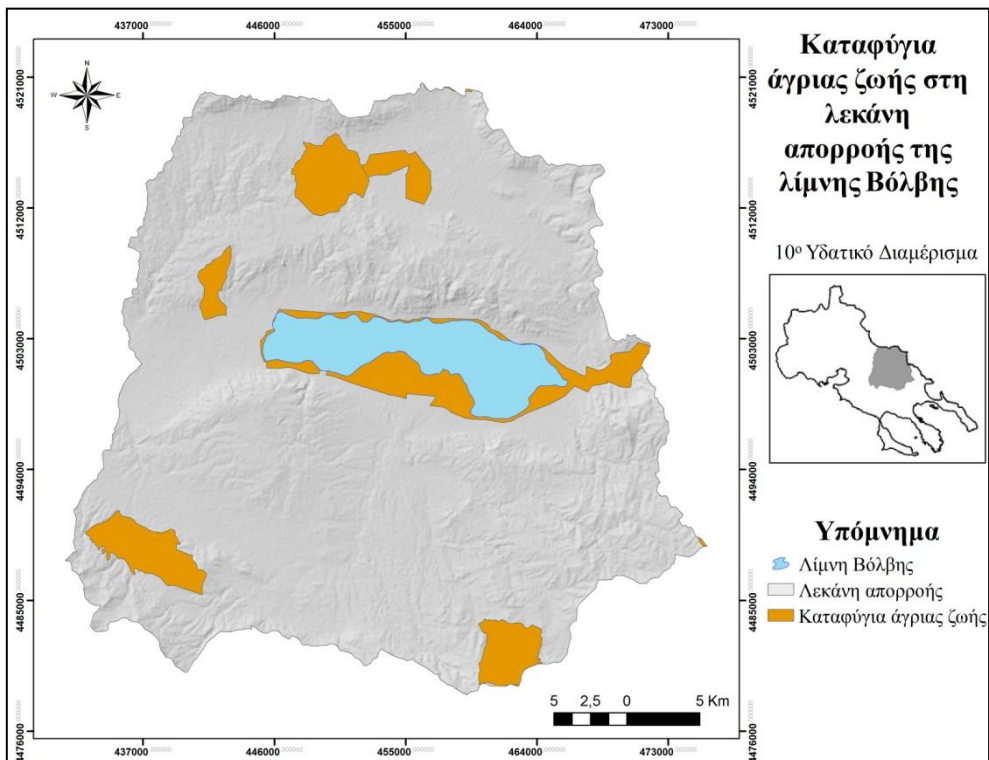


Εικόνα 2. Υδατορέματα στη λεκάνη απορροής της λίμνης Βόλβης.
 Figure 2. Streams in the basin of lake Volvi.



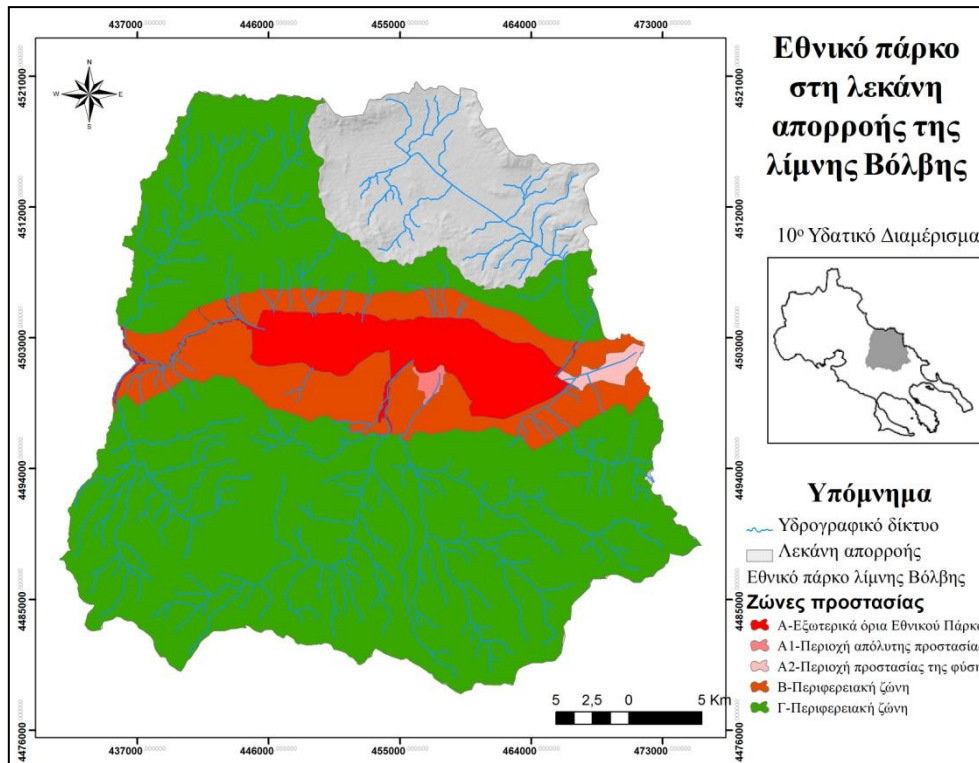
Εικόνα 3. Προστατευόμενες περιοχές στη λεκάνη απορροής της λίμνης Βόλβης σύμφωνα με τις περιοχές του δικτύου «Φύση 2000» (Πηγή: www.geodata.gov.gr).

Figure 3. Protected areas in the basin of lake Volvi according to the network "Natura 2000" (Source: www.geodata.gov.gr).



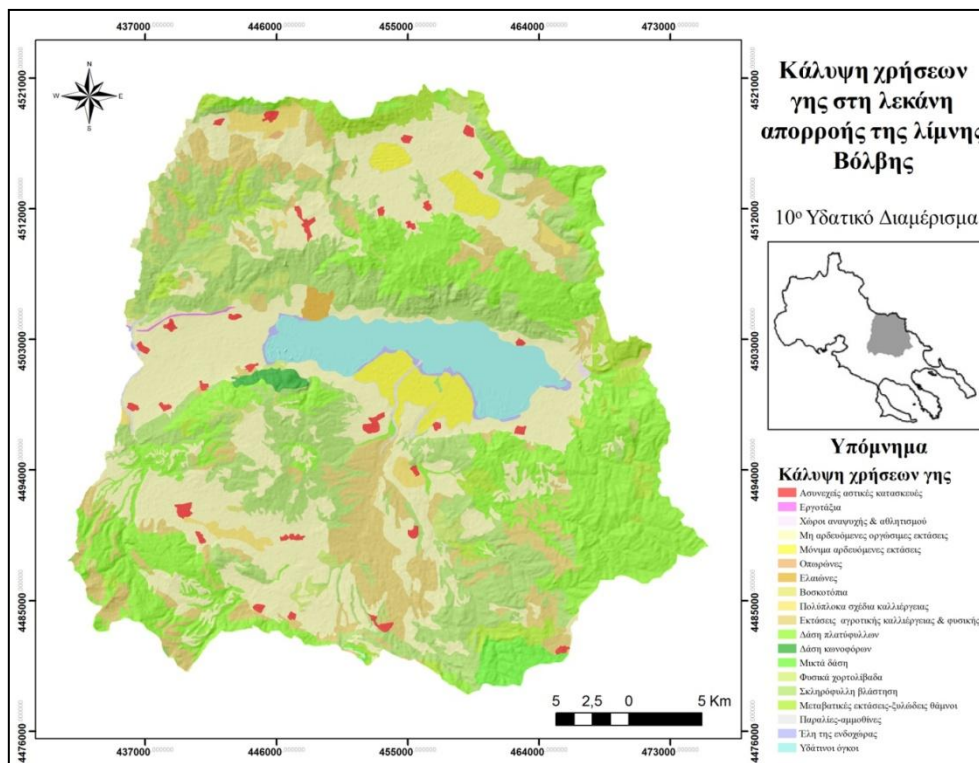
Εικόνα 4. Καταφύγια άγριας ζωής στη λεκάνη απορροής της λίμνης Βόλβης (Πηγή: www.geodata.gov.gr).

Figure 4. Wildlife refuges in the basin of lake Volvi (Source: www.geodata.gov.gr).



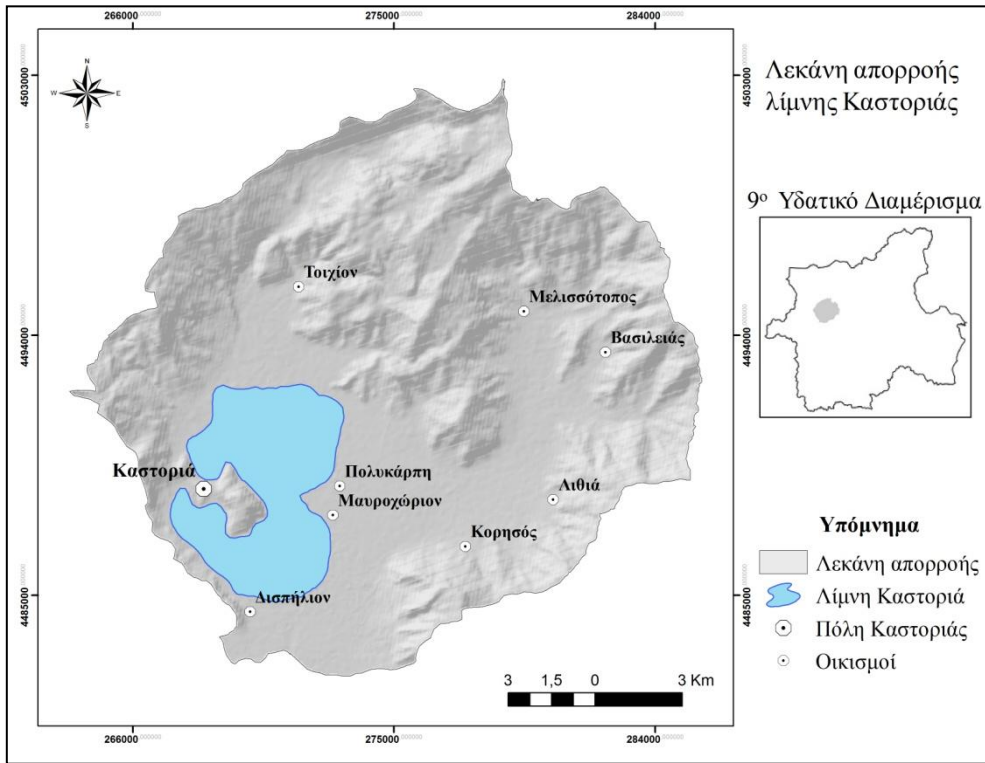
Εικόνα 5. Το εθνικό πάρκο με τις ζώνες προστασίας στη λεκάνη απορροής της λίμνης Βόλβης (Πηγή: www.geodata.gov.gr).

Figure 5. The National Park with the protected zones in the basin of lake Volvi (Source: www.geodata.gov.gr).

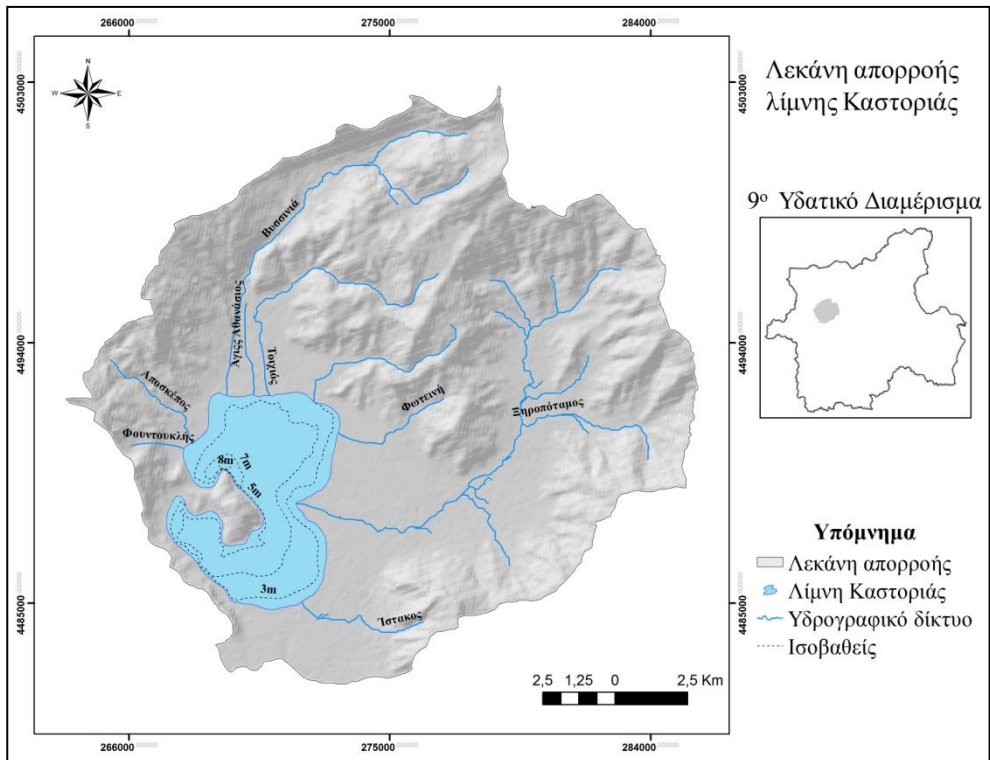


Εικόνα 6. Αναλυτική κάλυψη χρήσεων γης στη λεκάνη απορροής της λίμνης Βόλβης σύμφωνα με το Corine Land Cover 2000 (Πηγή: www.geodata.gov.gr).

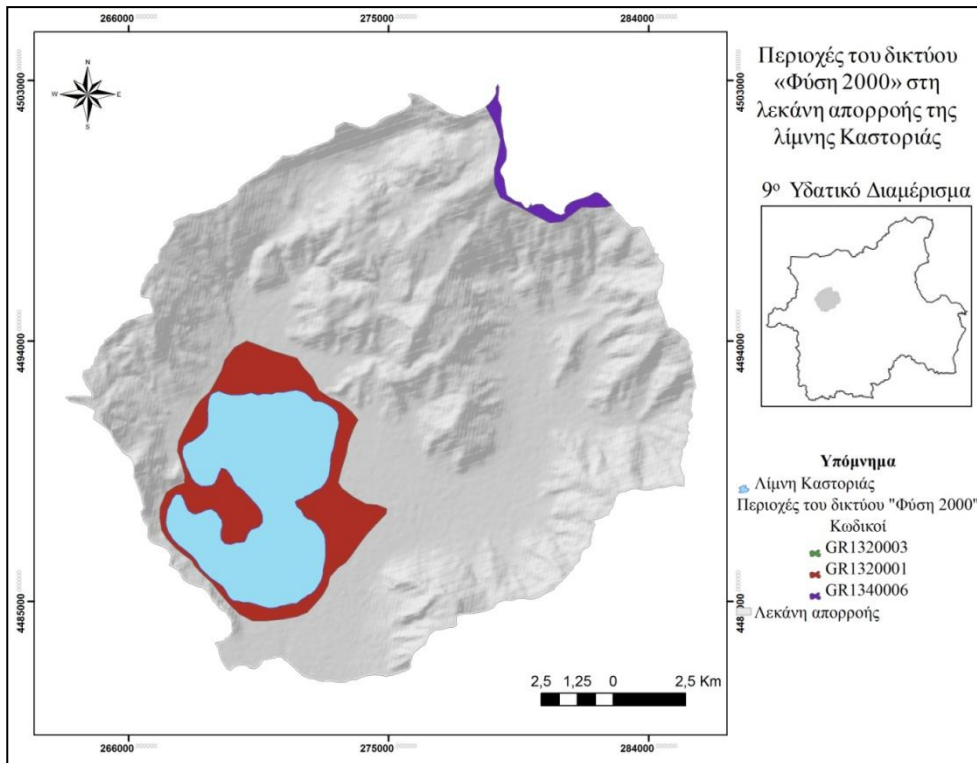
Figure 6. Detailed corine land use in the basin of lake Volvi according to Corine Land Cover 2000 (Source: www.geodata.gov.gr).



Εικόνα 7. Λεκάνη απορροής λίμνης Καστοριάς.
 Figure 7. Basin of lake Kastorias.

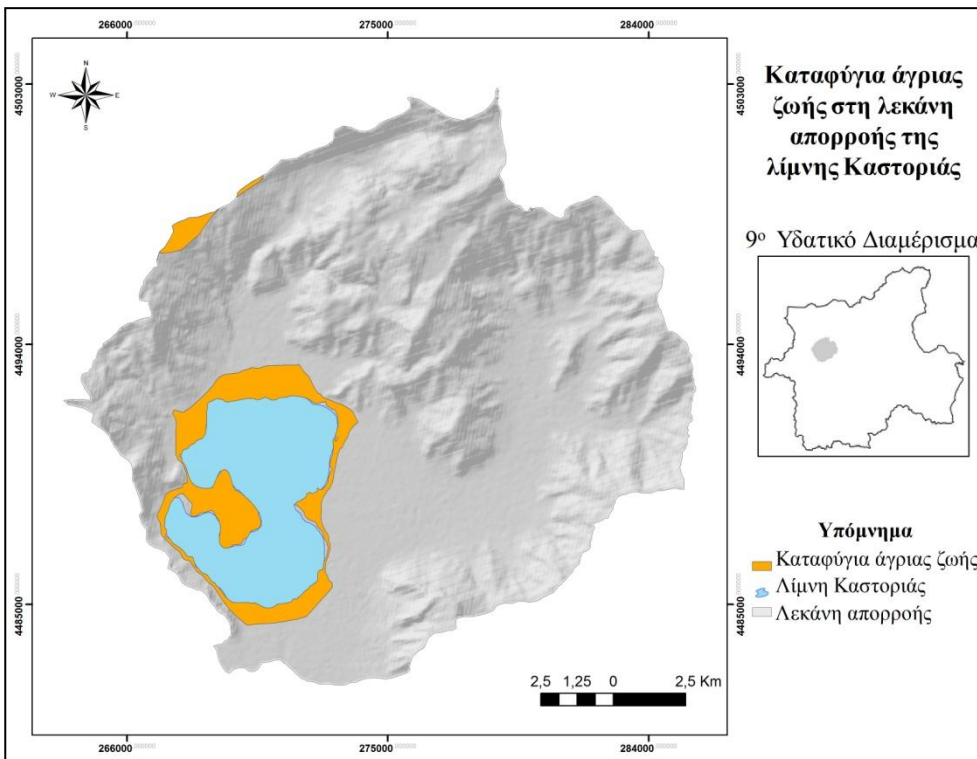


Εικόνα 8. Υδατορέματα στη λεκάνη απορροής της λίμνης Καστοριάς.
 Figure 8. Streams in the basin of lake Kastorias.



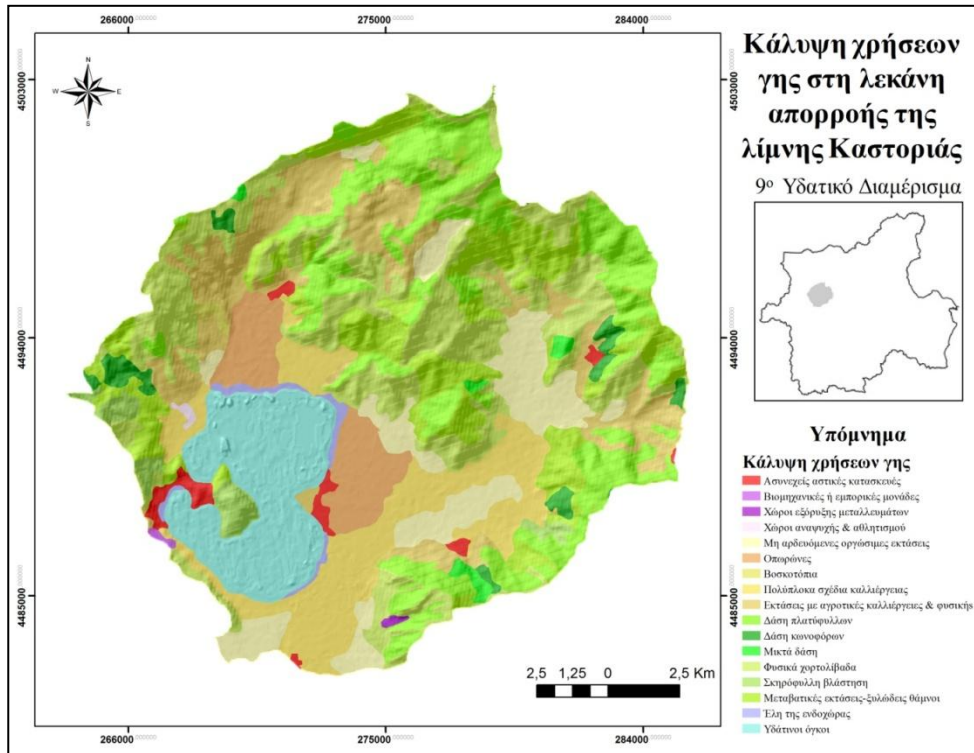
Εικόνα 9. Προστατευόμενες περιοχές στη λεκάνη απορροής της λίμνης Καστοριάς σύμφωνα με το δίκτυο «Φύση 2000» (Πηγή: www.geodata.gov.gr).

Figure 7. Protected areas in the basin of lake Kastoria according to the network "Natura 2000" (Source: www.geodata.gov.gr).



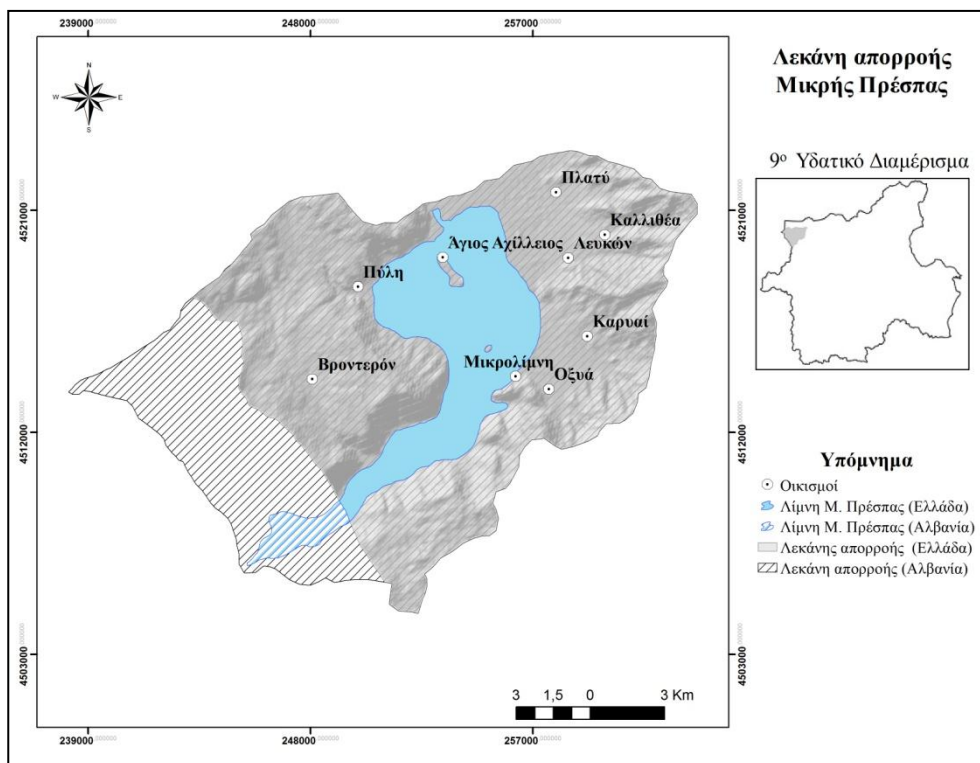
Εικόνα 10. Καταφύγια άγριας ζωής στη λεκάνη απορροής της λίμνης Καστοριάς (Πηγή: www.geodata.gov.gr).

Figure 10. Wildlife refuges in the basin of lake Kastoria (Source: www.geodata.gov.gr).



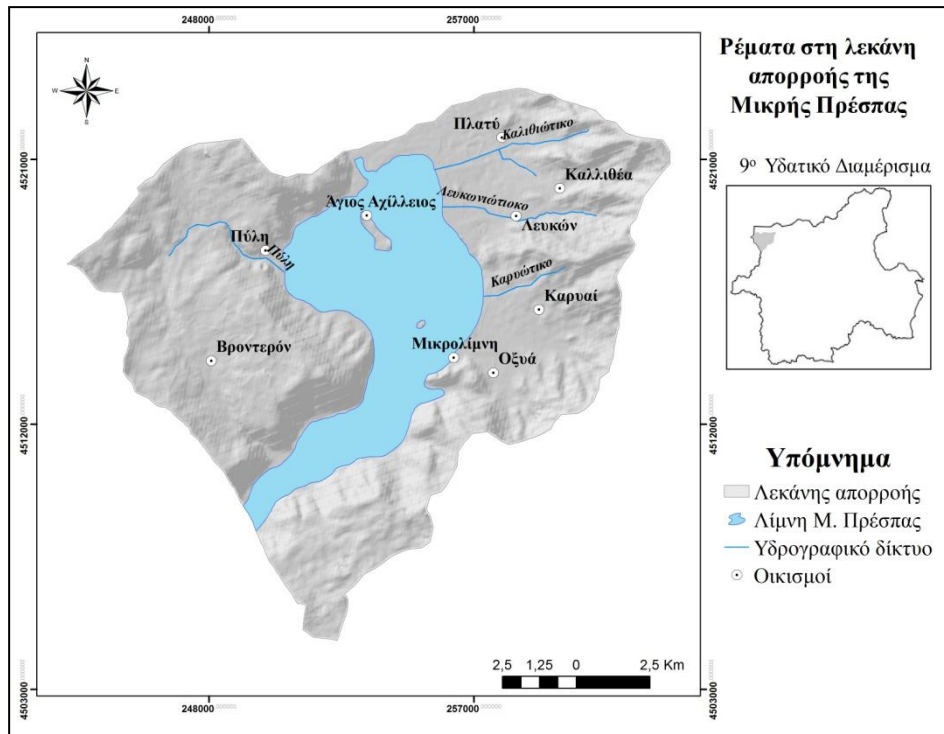
Εικόνα 11. Αναλυτική κάλυψη χρήσεων γης στη λεκάνη απορροής της λίμνης Καστοριάς σύμφωνα με το Corine Land Cover 2000 (Πηγή: www.geodata.gov.gr).

Figure 11. Detailed corine land use in the basin of lake Kastorias according to Corine Land Cover 2000 (Source: www.geodata.gov.gr).

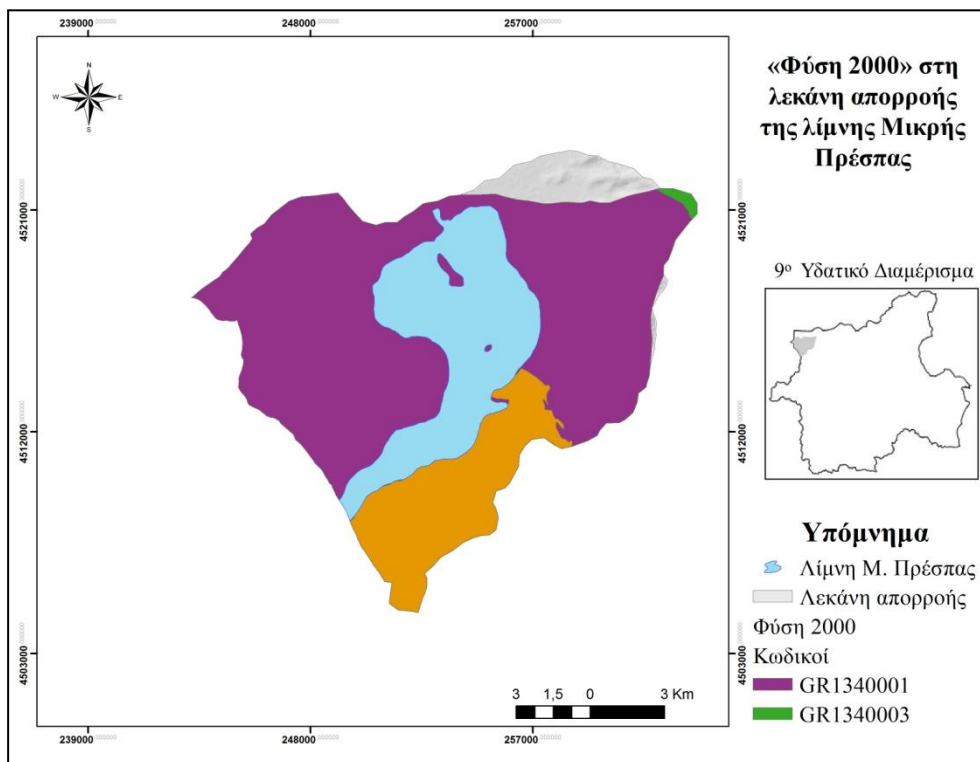


Εικόνα 12. Λεκάνη απορροής λίμνης Μικρής Πρέσπας.

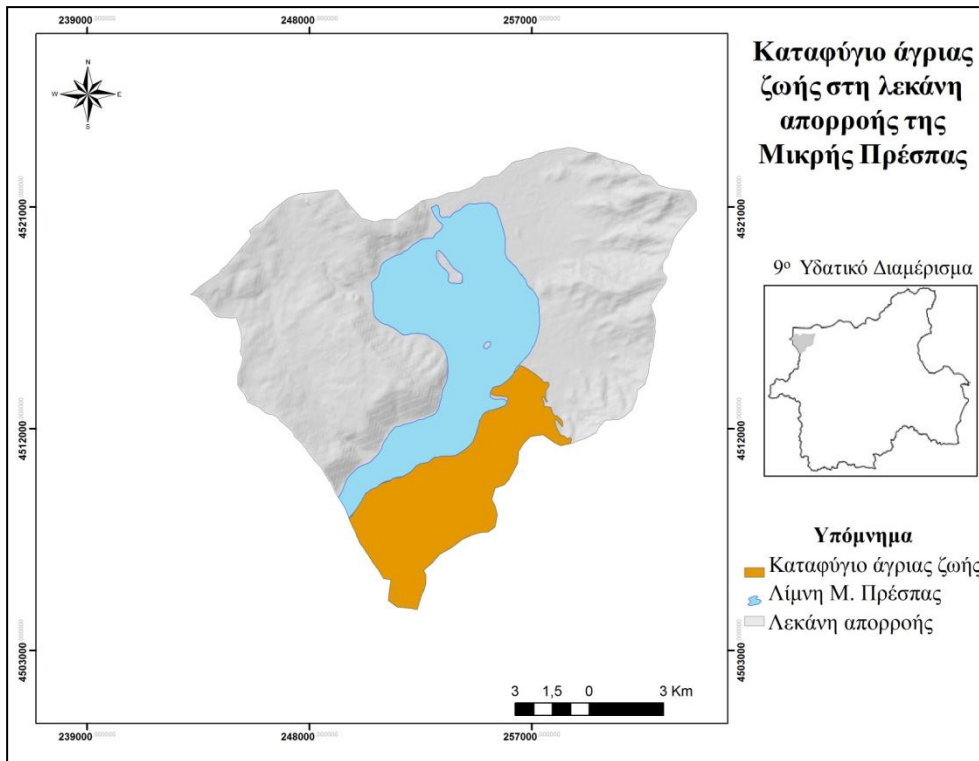
Figure 12. Basin of lake Mikri Prespa.



Εικόνα 13. Υδατορέματα στη λεκάνη απορροής της λίμνης Μικρής Πρέσπας.
Figure 13. Streams in the basin of lake Mikri Prespa.

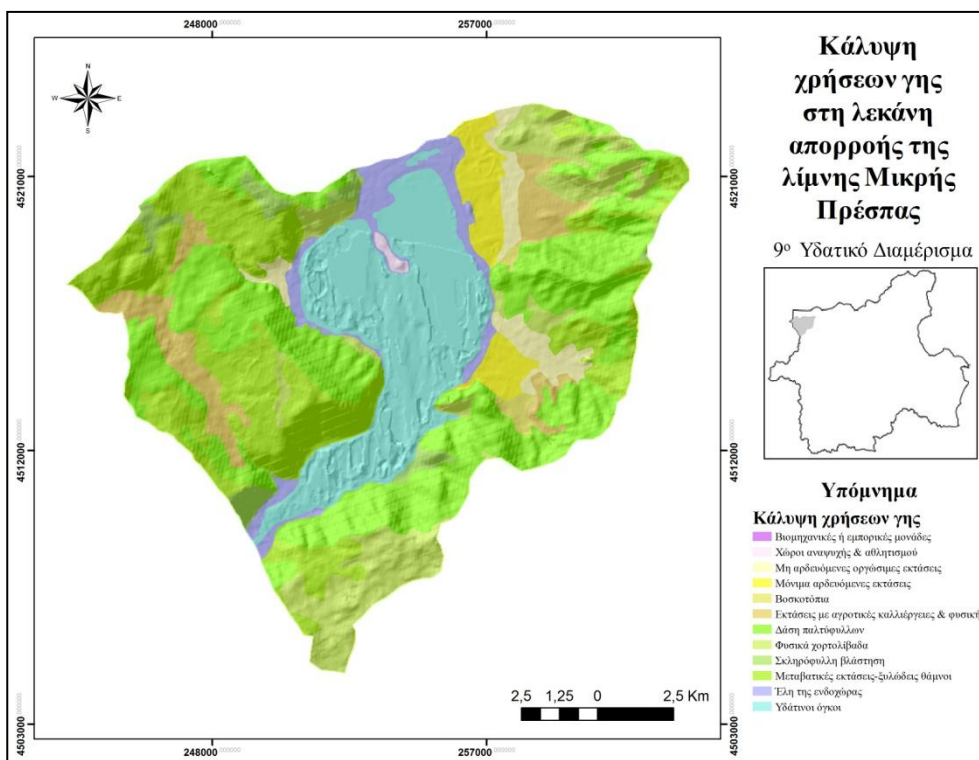


Εικόνα 14. Προστατευόμενες περιοχές στη λεκάνη απορροής της λίμνης Μικρής Πρέσπας σύμφωνα με το δίκτυο «Φύση 2000» (Πηγή: www.geodata.gov.gr).
Figure 14. Protected areas in the basin of lake Mikri Prespa according to the network "Natura 2000" (Source: www.geodata.gov.gr).



Εικόνα 15. Καταφύγια άγριας ζωής στη λεκάνη απορροής της λίμνης Μικρής Πρέσπας (Πηγή: www.geodata.gov.gr).

Figure 15. Wildlife refuges in the basin of lake Mikri Prespa (Source: www.geodata.gov.gr).



Εικόνα 16. Αναλυτική κάλυψη χρήσεων γης στη λεκάνη απορροής της λίμνης Μικρής Πρέσπας σύμφωνα με το Corine Land Cover 2000 (Πηγή: www.geodata.gov.gr).

Figure 16. Detailed corine land use in the basin of lake Mikri Prespa according to Corine Land Cover 2000 (Source: www.geodata.gov.gr).

ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ ΙΙ

Πίνακας 3.1.1. Χαρακτηριστικά των ελληνικών φυσικών λιμνών (S: πυριτικός και C: ασβεστολιθικός). Για τις υπο-αλπικές λίμνες το υψόμετρο υπολογίστηκε από το GoogleEarth.

Table 3.1.1. Characteristics of the Greek natural lakes (S:Silicious, C: Calcareous). For the subalpines lakes the altitude calculated from GoogleEarth.

Λίμνη	Υψόμετρο (m) ¹	Μέσο βάθος (m) ²	Μέγιστο βάθος (m) ³	Έκταση λίμνης (Km ²) ⁴	Γεωλογία ⁵	Βιβλιογραφία
Αμβρακία	16	19,2	53	14,2	C	¹ Zacharias et al. 2002 ^{2,5} Αλμπανάκης και συν. 1995α ³ Περγαντής 2009 ⁴ Zacharias et al. 2002
Βεγορίτιδα	510	20	48	21,4	Ca	^{1,3} Gianniou & Antonopoulos 2007 ² Skoulikidis et al. 1998 ⁴ Stefouli et al. 2005 ⁵ Skoulikidis et al. 2008
Βόλβη	37	13,8	23,5	68	S	¹ Fytianos & Lourantou 2004 ² Zacharias et al. 2002 ³ Κατσιάπη 2012 ⁴ Conides et al. 1995 ⁵ Παυλίδης και συν 1984
Βουλκαριά	0,5	1,80	2,5	9,8	C	¹ Zacharias et al. 2002 ² Conides et al. 1995 ³ Κουσσούρης 1997 ⁴ Conides et al. 1995 ⁵ Κουμπλή-Σοβαντζή Λ 1983
Δοϊράνη	138	3	5,5	28	C	¹ Κουλάλη 2008 ^{2,4} Vardaka et al. 2005 ³ Κατσιάπη 2012 ⁵ Temponeras et al. 2000
Δύστος	16	0,65	1,3	4,75	C	^{1,5} Καραγιάννης και συν. 2006

Λίμνη	Υψόμετρο (m) ¹	Μέσο βάθος (m) ²	Μέγιστο βάθος (m) ³	Έκταση λίμνης (Km ²) ⁴	Γεωλογία ⁵	Βιβλιογραφία
Ζάζαρη	602	1,7	6	2	S	¹ Skoulikidis et al. 1998 ² Zacharias et al. 2002 ³ Μουρκίδης και συν. 1988 ⁴ Ζουρνατσίδου 2011 ⁵ Παυλίδης 1985
Ζαραβίνας	455	20	35	1,2	C	^{1,3} Ξανθόπουλος 1993 ⁴ Πρακτικό Αρ. 25/15-12-2011 συνεδρίασης του Δ.Σ. του Δήμου Ζίτσας ⁵ Σαρίκα 1999
Ισμαρίδα ή Μητρικού	2	1	1,2	2,1	S	^{1,5} Μπούσμπουρας και συν. 2010 ^{2,3} Κατσιάπη 2012 ⁴ Zacharias et al. 2002
Καστοριά	629	4,4	9	27	C	¹ Zacharias et al. 2002 ² Koussouris et al. 1987 ³ Κατσιάπη 2012 ⁴ Kagalou & Leonardos 2009 ⁵ Koussouris et al. 1991
Κουρνά	20	15	22,5	0,6	C	^{1,3,4} Σταυρουλάκης και συν. 2007 ⁵ Τζινευράκης 2005
Λάμια	-2	0,50	1	4	C	³ Παπαδάκης 2007 ⁴ Kagalou & Leonardos 2009 ⁵ Κοροβέση και συν. 1986
Λυσιμαχία	16	3	7	13,5	C	¹ Zacharias et al. 2002 ² Leonardos 2004 ³ Dafis et al. 1996 ⁴ Conides et al. 1995 ⁵ Κουμπλή-Σοβαντζή 1983

Λίμνη	Υψόμετρο (m) ¹	Μέσο βάθος (m) ²	Μέγιστο βάθος (m) ³	Έκταση λίμνης (Km ²) ⁴	Γεωλογία ⁵	Βιβλιογραφία
Μεγάλη Πρέσπα	849	17	53	253,6	C	¹ Matzinger et al. 2006 ² Naumoski et al. 2000 ³ Κουτσομπίδης 1988 ^{4,5} Hollis & Stevenson 1997
Μικρή Πρέσπα	851,28	4,1	8,4	40,13	C	^{1,4} Charou & Stefouli 2007 ² Zacharias et al. 2002 ³ Koussouris et al. 1989 ⁵ Petridis & Sinis 1995
Οζερός	22	3,1	6,1	10,1	C	^{1,5} Αλμπανάκης και συν. 1995β ^{2,4} Conides et al. 1995 ³ Zacharias et al. 2002
Παμβώτιδα	470	4,3	7,5	22,8	Ca	^{1,2,3,4} Papastergiadou et al. 2010 ⁵ Μουντράκης 1985
Παραλίμνη	31	3	6	4	C	^{1,3,5} Δωρικός 1979 ⁴ Skoulikidis et al. 1998
Πετρών	527	2,6	3	8	S	^{1,2} Zacharias et al. 2002 ³ Παπαστεργιάδου 1990 ⁴ Kagalou & Leonardos 2009 ⁵ Παυλίδης 1985
Πικρολίμνη	50	0,5-0,7	1	3,2	S	² Dotsika et al. 2009 ^{4,5} Δημόπουλος και συν. 2008
Στυμφαλία	600	0,8	1,2	3,8	C	^{1,4} Zacharias et al. 2002 ^{2,3} Papastergiadou et al. 2007 ⁵ Unkell et al. 2011
Τάκα	640	1	3	5	S	¹ Ζαλίδης & Μαντζαβέλας 1994 ³ Drakou et al 2009 ⁴ Δωρικός 1979 ⁵ Κορτέση και συν 1996

Λίμνη	Υψόμετρο (m) ¹	Μέσο βάθος (m) ²	Μέγιστο βάθος (m) ³	Έκταση λίμνης (Km ²) ⁴	Γεωλογία ⁵	Βιβλιογραφία
Τριχωνίδα	18	30,3	57	96,5	C	^{1,2} Zacharias et al. 2002 ³ Skoulikidis et al. 1998 ⁴ Kagalou & Leonardos 2009 ⁵ Ψιλοβίκος και συν. 1995
Υλίκη	80	28	38,5	20,65	C	¹ Zacharias et al. 2002 ^{2,3,4} Κατσιάπη 2012 Κουμαντάκης 1981
Χειμαδίτιδα	573	1,2	2,5	10,8	S	^{1,2} Zacharias et al. 2002 ³ Κουτσομπίδης 1988 ⁴ Τσιούρης 1996 ⁵ Παυλίδης 1985
Αρβανίτα	1436	-	-	<0,5	-	
Αρένων	1700	-	-	<0,5	-	
Βελούχι	1897	-	-	<0,5	-	
Βεργκούλι	1130	-	-	<0,5	-	
Βερλίγκα	1900	-	-	<0,5	-	
Γκιστόβα	2315	-	-	<0,5	-	
Δρακολίμνη Αστράκα	1986	-	-	<0,5	-	
Δρακολίμνη Γκαμήλα	2007	-	-	<0,5	-	
Δρακολίμνη Σμόλικα	2161	-	-	<0,5	-	
Δρακολίμνη Τύμφης	2100	-	-	<0,5	-	
Καλόγερου	2530	-	-	<0,5	-	
Λάκκου	1419	-	-	<0,5	-	
Λιβαδιές	1809	-	-	<0,5	-	
Μεγάλη Γούρνα	1002	-	-	<0,5	-	
Μουτσάλια	1738	-	-	<0,5	-	
Ντριστέλα	2350	-	-	<0,5	-	
Ξερολούτσα	1773	-	-	<0,5	-	
Ρακίτα	1130	-	-	<0,5	-	

Λίμνη	Υψόμετρο (m) ¹	Μέσο βάθος (m) ²	Μέγιστο βάθος (m) ³	Έκταση λίμνης (Km ²) ⁴	Γεωλογία ⁵	Βιβλιογραφία
Φλέγκα 1	1924	-	-	<0,5	-	
Φλέγκα 2	1948	-	-	<0,5	-	

ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ ΙΙΙ

Πίνακας 1. Τιμές φυσικο-χημικών παραμέτρων που μετρήθηκαν στους σταθμούς των λιμνών Βόλβης, Καστοριάς και Μικρής Πρέσπας το Φθινόπωρο του 2011 και την άνοιξη του 2012 καθώς και τα προτεινόμενα όρια σύμφωνα με την ΚΥΑ Υ2/2600/2001 για το πόσιμο νερό και την Οδηγία 2006/44/ΕΚ για τη διαβίωση των ιχθύων.

Table 1. Values of physico-chemical parameters in samples of lakes Volvi, Kastorias and Mikri Prespa in autumn 2011 and spring 2012 and the proposed limits according to Υ2/2600/2001 for portable water and Directive 2006/44/ΕΚ for fish life.

Σταθμός	D.O. (mg/l) επιφάνεια- πυθμένας	Θερμοκρασία °C επιφάνεια- πυθμένας	pH επιφάνεια- πυθμένας	Αγωγιμότητα (μS/cm) επιφάνεια- πυθμένας	T.S.S. (mg/l)	BOD (mg/l)	N-NO ₂ (mg/l)	N-NO ₃ (mg/l)	N-NH ₄ (mg/l)	P-PO ₄ (mg/l)	Διαφάνεια (m)
ΚΥΑ πόσιμου νερού Υ2/2600/2001			6,5-9,5	2500			0,152	11,29	0,318	2,143	
Όρια Οδηγίας διαβίωσης ιχθύων											
(σολομοειδή)	6		6,0-9,0		25	3	0,003		0,031		
(κυπρινοειδή)	4		6,0-9,0		25	6	0,009		0,155		
ΛΙΜΝΗ ΒΟΛΒΗ											
B-Σ1Φ	7,80 8,40	18,7 18,0	8,40 7,97	0,927 0,817	8,6	9,16	0,006	0,109	0,029	0,012	1,10
B-Σ2Φ	7,17 7,50	18,6 18,1	7,87 8,13	0,947 0,953	21,8	8,04	0,001	0,086	0,029	0,034	1,00
B-Σ3Φ	9,35 8,59	19,0 18,0	8,14 8,40	0,913 0,954	6,8	4,04	0,004	0,125	0,044	0,014	1,00
B-ΣΦ	9,60 8,50	17,3 16,5	8,56 8,29	0,943 0,944	4,6	4,6	0,001	0,123	0,048	0,022	0,90
B-Σ5Φ	9,06 8,70	17,5 16,5	8,67 8,35	0,943 0,949	19,8	8,48	0,007	0,100	0,064	0,024	1,00
B-Σ6Φ	9,20 8,05	17,5 16,4	8,52 8,37	0,945 0,946	9,2	5,4	0,002	0,129	0,060	0,021	0,90
B-Σ7Φ	7,20 8,20	13,5 13,2	8,28 7,17	0,923 0,927	11,2	6	0,145	0,316	0,075	0,031	1,35
B-Σ8Φ	8,35 8,62	13,4 13,3	8,29 8,07	0,926 0,919	25,4	5,88	0,089	0,307	0,369	0,031	1,35
B-Σ9Φ	8,20 8,60	13,2 12,9	8,09 8,25	0,931 0,916	7,75	5,2	0,095	0,201	0,062	0,031	1,20
B-Σ1Α	11,48 10,74	8,3 8,2	8,51 8,63	0,873 0,859	5,6	10,8	0,034	0,771	0,067	0,018	2,00
B-Σ2Α	10,91 10,68	8,1 8,0	8,66 8,63	0,868 0,865	3,2	8,04	0,037	0,743	0,037	0,012	1,80
B-Σ3Α	10,88 10,66	8,0 7,9	8,68 8,64	0,868 0,831	4	7,24	0,016	0,157	0,069	0,012	2,00
B-Σ4Α	13,68 11,15	11,6 10,9	8,70 8,58	0,879 0,886	2,8	15,36	0,000	0,041	0,058	0,002	2,00

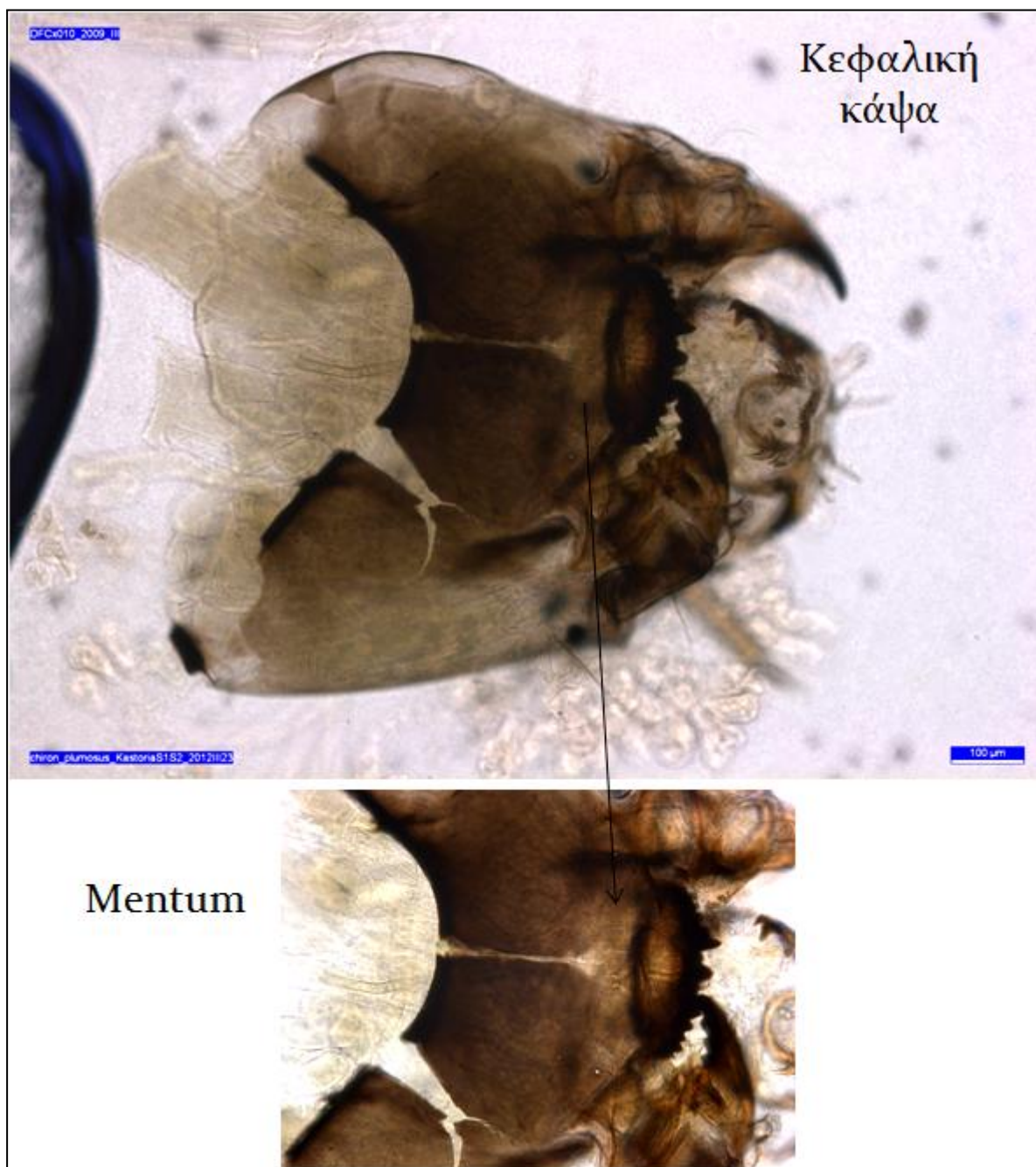
Σταθμός	D.O. (mg/l) επιφάνεια- πυθμένας	Θερμοκρασία °C επιφάνεια- πυθμένας	pH επιφάνεια- πυθμένας	Αγωγιμότητα (μS/cm) επιφάνεια- πυθμένας	T.S.S. (mg/l)	BOD (mg/l)	N-NO ₂ (mg/l)	N-NO ₃ (mg/l)	N-NH ₄ (mg/l)	P-PO ₄ (mg/l)	Διαφάνεια (m)
ΚΥΑ πόσιμου νερού Υ2/2600/2001			6,5-9,5	2500			0,152	11,29	0,318	2,143	
Όρια Οδηγίας διαβίωσης ιχθύων											
(σολομοειδή)	6		6,0-9,0		25	3	0,003		0,031		
(κυπρινοειδή)	4		6,0-9,0		25	6	0,009		0,155		
B-Σ5Α	13,55 10,64	13,5 8,8	8,84 8,42	0,936 0,900	3	22,24	0,001	0,101	0,055	0,002	2,00
B-Σ6Α	13,68 9,45	13,0 9,1	8,77 8,45	0,914 0,915	3,2	14,28	0,000	0,138	0,060	0,001	2,10
B-Σ7Α	9,75 9,78	16,4 16,2	8,74 8,43	0,908 0,889	3,4	0,84	0,000	0,049	0,016	0,000	2,10
B-Σ8Α	13,88 9,58	12,7 8,8	8,71 8,42	0,906 0,878	2,4	16,52	0,002	0,071	0,050	0,001	2,20
B-Σ9Α	13,90 11,99	13,0 10,1	8,79 8,63	0,917 0,909	1,4	16,16	0,001	0,084	0,004	0,000	2,50
ΛΙΜΝΗ ΚΑΣΤΟΡΙΑΣ											
K-Σ1Φ	4,42 5,13	11,8 11,0	7,12 7,41	0,276 0,288	6,2	5,88	0,002	0,164	0,009	0,003	1,20
K-Σ2Φ	4,20 4,58	10,7 10,3	7,67 7,70	0,282 0,285	4,4	2,88	0,004	0,114	0,353	0,003	1,10
K-Σ3Φ	5,27 6,57	10,5 10,2	7,08 7,97	0,278 0,278	3,2	1,28	0,000	0,142	0,000	0,004	1,80
K-Σ4Φ	5,35 6,17	10,8 10,7	7,92 8,08	0,279 0,279	1,2	0,88	0,007	0,022	0,008	0,002	2,00
K-Σ5Φ	5,28 5,58	10,8 10,4	7,73 7,80	0,277 0,279	8,6	0,72	0,007	0,068	0,000	0,001	1,25
K-Σ1Α	11,4 9,02	14,6 12,4	8,43 8,37	0,370 0,370	3	11	0,000	0,169	0,227	0,004	2,10
K-Σ2Α	10,3 9,29	15,2 9,7	8,41 8,38	0,390 0,380	2,6	11,56	0,011	0,129	0,095	0,002	3,30
K-Σ3Α	9,55 8,40	15,2 12,4	8,44 8,43	0,350 0,350	3,6	5,44	0,005	0,031	0,147	0,003	2,20
K-Σ4Α	9,70 9,98	15,2 12,4	8,43 8,30	0,360 0,350	3,2	4,16	0,000	0,179	0,000	0,002	2,50
K-Σ5Α	9,49 9,13	15,2 12,4	8,41 8,19	0,360 0,350	2	11,64	0,002	0,030	0,013	0,002	2,20

Σταθμός	D.O. (mg/l) επιφάνεια- πυθμένας	Θερμοκρασία °C επιφάνεια- πυθμένας	pH επιφάνεια- πυθμένας	Αγωγιμότητα (μS/cm) επιφάνεια- πυθμένας	T.S.S. (mg/l)	BOD (mg/l)	N-NO ₂ (mg/l)	N-NO ₃ (mg/l)	N-NH ₄ (mg/l)	P-PO ₄ (mg/l)	Διαφάνεια (m)
ΚΥΑ πόσιμου νερού Υ2/2600/2001			6,5-9,5	2500			0,152	11,29	0,318	2,143	
Όρια Οδηγίας διαβίωσης ιχθύων											
(σολομοειδή)	6		6,0-9,0		25	3	0,003		0,031		
(κυπρινοειδή)	4		6,0-9,0		25	6	0,009		0,155		
ΜΙΚΡΗ ΠΡΕΣΠΑ											
Π-Σ1Φ	8,99 8,74	9,9 9,9	7,72 8,01	0,238 0,239	2,4	0,96	0,000	0,024	0,213	0,001	1,60
Π-Σ2Φ	8,47 9,02	9,9 9,8	8,25 8,29	0,238 0,238	10,8	8,96	0,000	0,030	0,000	0,005	1,40
Π-Σ3Φ	8,57 8,13	10,2 10,2	8,24 8,29	0,238 0,238	3,6	5,6	0,000	0,024	0,053	0,001	1,15
Π-Σ4Φ	8,82 8,32	10,2 10,2	8,37 8,38	0,238 0,239	4,8	13,68	0,004	0,037	0,000	0,004	1,45
Π-Σ5Φ	8,42 8,61	10,3 10,2	8,40 8,37	0,238 0,239	1,2	11,72	0,000	0,030	0,273	0,002	1,40
Π-Σ1Α	12,17 11,66	9,2 9,3	8,23 8,29	0,300 0,310	1,6	16,32	0,003	0,316	0,045	0,010	3,50
Π-Σ2Α	11,94 11,71	10,2 9,7	8,34 8,20	0,330 0,310	3	10,16	0,005	0,282	0,047	0,005	3,50
Π-Σ3Α	12,15 12,20	9,6 7,6	8,32 8,40	0,310 0,310	1,4	11,4	0,005	0,284	0,041	0,002	4,00
Π-Σ4Α	12,30 11,96	9,9 8,1	8,35 8,37	0,310 0,310	4	10,8	0,007	0,289	0,003	0,001	3,80
Π-Σ5Α	12,31 12,02	10,3 8,9	8,29 8,27	0,310 0,300	2	14,24	0,000	0,278	0,514	0,001	4,00

ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ ΙV

Περιγραφή βενθικής μακροπανίδας

Chironomus plumosus Meigen, 1803



Διαγνωστικά χαρακτηριστικά: Πρόκειται για προνύμφες από μεσαίου ως μεγάλου μεγέθους, με μήκος 7-60 mm. Το χρώμα τους κυμαίνεται από ανοιχτό κόκκινο ως σκούρο κόκκινο. Στη κεφαλική κάψα έχουν δύο ξεχωριστά ζευγάρια ματιών.

Κεραίες: Οι κεραίες αποτελούνται από 5 μεταμερή. Στο μεταμερές, που βρίσκεται στη βάση της κεφαλικής κάψας, παρατηρείται στο μέσο περίπου μία κυκλική δομή. Δεν παρατηρούνται σμήριγγες.

Άνω χείλος: S1 είναι πτερωτό στις δύο πλευρές και το πλευρικό πτέρωμα ξεπερνάει το 1/3. SII είναι απλό. SIII είναι κοντό και λεπτό. SIV και η μεμβράνη στον επιχείλιο χόνδρο είναι φυσιολογικά.

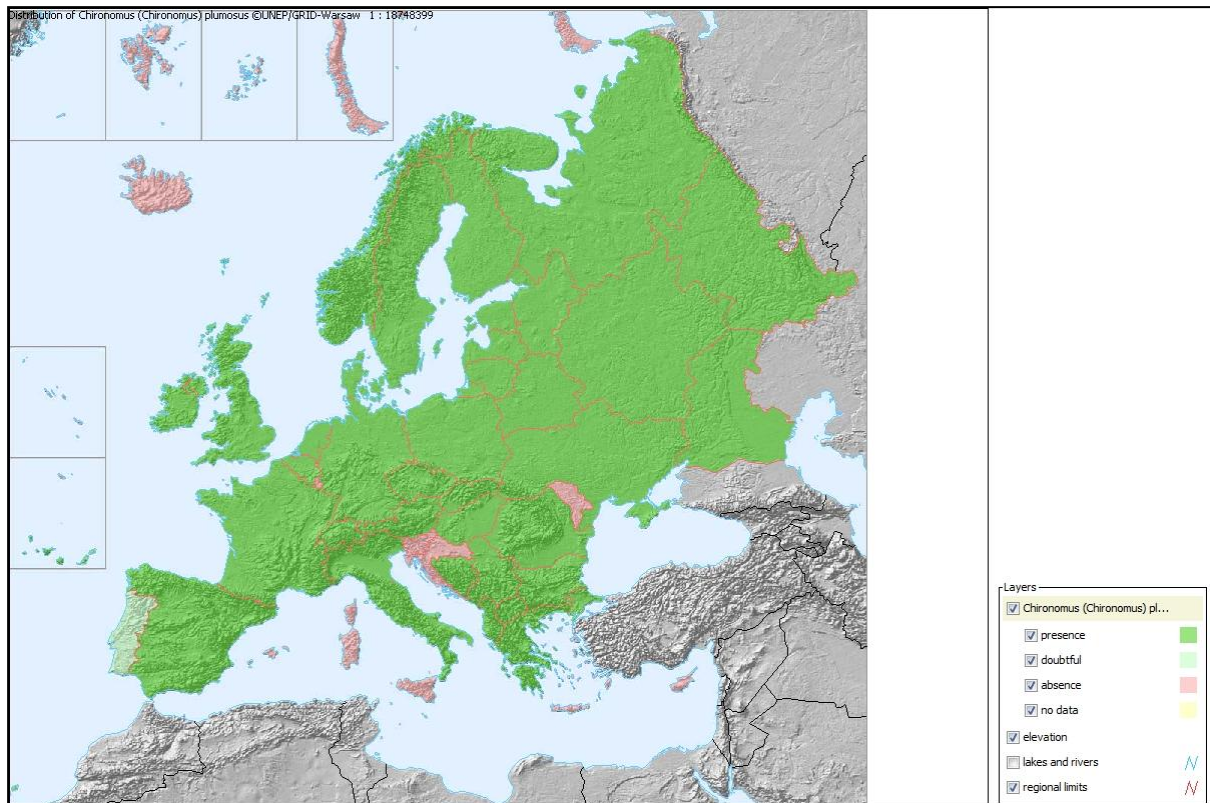
Κάτω γνάθος: Τα ραχιαία δόντια είναι διαφανές, ενώ το ακραίο δόντι είναι σκουρόχρωμο. Πάντα υπάρχουν 3 εσωτερικά δόντια. Στην εξωτερική επιφάνεια έχουν μία σειρά από ακτινωτά διατεταγμένα αυλάκια.

Πηγούνι (Mentum): Το μεσαίο δόντι είναι τρισιχιδές, δύο μικρότερα εξωτερικά μπορεί να συγχωνευτούν με αυτό ή να είναι τελείως ξεχωριστά. Υπάρχουν 6 ζεύγη πλευρικών δοντιών, όπου τα 2 πρώτα είναι κατά προσέγγιση πολύ κοντά το ένα με το άλλο, το τέταρτο πλευρικό δόντι μικρότερο από ότι τα γειτονικά του δόντια. Οι πλάκες διαχωρίζονται εσωτερικά και έχουν πλάτος το 1/4 ή 1/3 του πηγουιού, μερικές φορές είναι μεγαλύτερο σε πλάτος από ότι το πηγούνι. Οι σμήριγγες είναι απλές.

Σώμα: Παρουσία 2 ζευγών προεξοχών στο προτελευταίο μεταμερές. Το σχήμα του σώματος είναι ελικοειδής ή ίσιο.

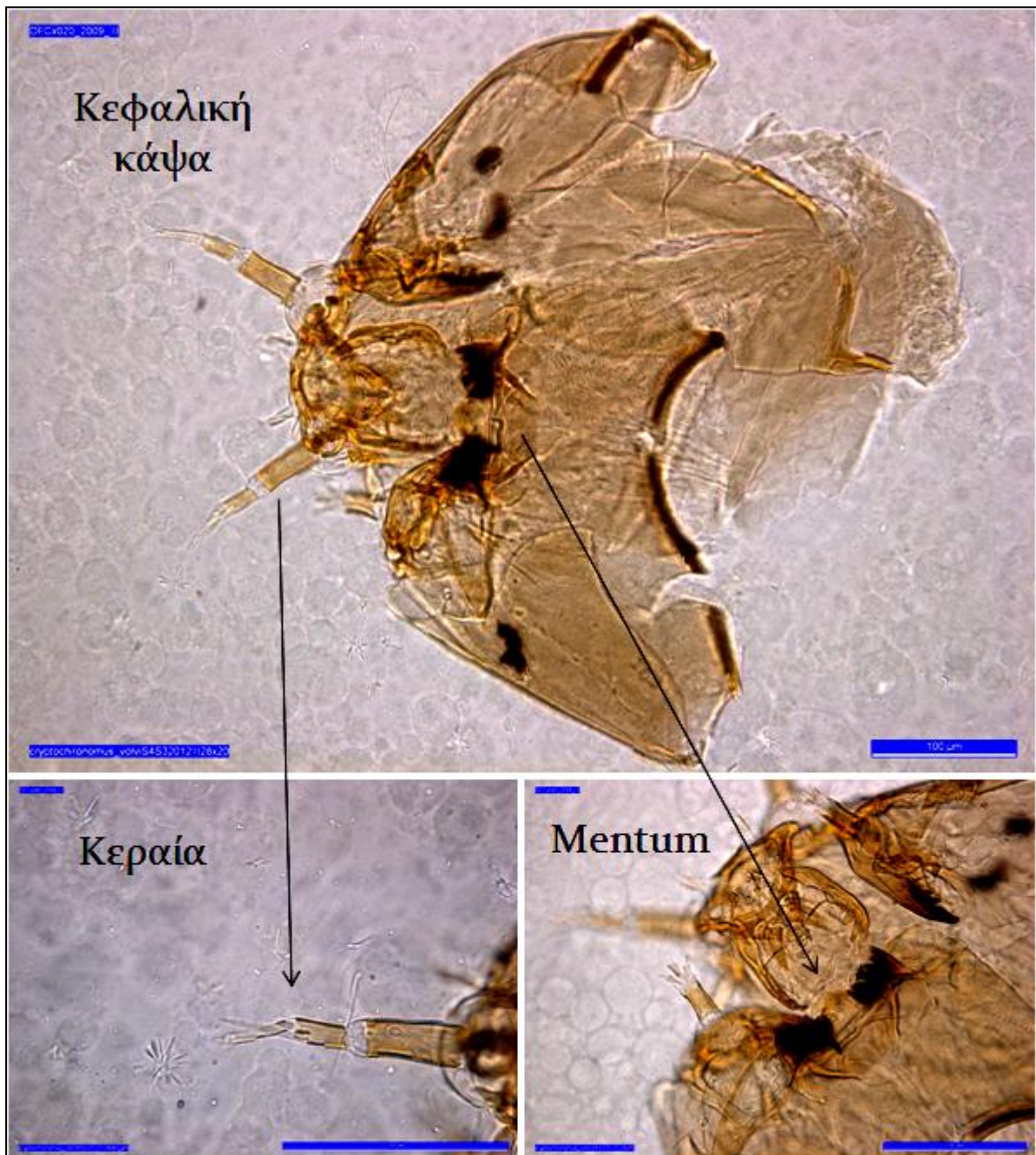
Οικολογία του είδους: Το συγκεκριμένο είδος είναι το πιο κοινό του γένους Chironomidae στη κεντρική Ευρώπη (Mantěna 1995). Είναι άφθονο στις ζεστές, εύτροφες λίμνες (Nagell & Landahl 1978, Brooks et al. 2007), αν και μπορεί να βρεθεί στις αρκτικές λίμνες (Brooks et al. 2007). Μάλιστα, σύμφωνα με τον McLachlan (1977) η αφθονία τους μπορεί να ξεπεράσει τα 100.000 άτομα/m² στο ίζημα των εύτροφων λιμνών, όπου σχηματίζουν σωλήνες σχήματος U σε βάθος 5-20 cm (Brennan & McLachlan 1979). Απαντώνται συνήθως στη βαθιά ζώνη αλλά μπορεί να καταγραφθούν και στην παραλιακή ζώνη (Brooks et al. 2007). Είναι ανθεκτικά σε μικρές συγκεντρώσεις οξυγόνου ακόμα και σε συνθήκες ανοξίας για λίγες εβδομάδες (Nagell & Landahl 1978, Brooks et al. 2007), λόγω της παρουσίας της αιμοσφαιρίνης στο αίμα τους. Επίσης είναι ανθεκτικά σε χαμηλές τιμές pH (Brodin 1986, Johnson & Wiederholm 1989) και σε υψηλές τιμές αλατότητας (Vallenduuk & Moller Pillot 2002). Είναι ιζηματοφάγοι και διηθηματοφάγοι (Brooks et al. 2007, Johnson & Wiederholm 1989, Wiederholm 1983, McCall & Tevesz 1982, Walshe 1947). Γενικά, προτιμούν το μαλακό τύπο υποστρώματος (Brooks et al. 2007, Wiederholm 1983, Jónasson 1972), ώστε να μπορούν να σχηματίζουν τους σωλήνες μέσα στους οποίους ζουν. Το συγκεκριμένο είδος μπορεί να χαρακτηριστεί ως ανθεκτικό στη ρύπανση (Margaritora et al. 2002, O'Toole et al. 2008, Rossaro et al. υπό δημοσίευση).

Γεωγραφική εξάπλωση: Η ευρωπαϊκή εξάπλωση του είδους *C. plumosus* φαίνεται στην Εικόνα 1.



Εικόνα 1. Κατανομή του *C. plumosus* στην Ευρώπη (Πηγή: <http://www.faunaeur.org>).
Figure 1. Distribution of *C. plumosus* in Europe (Source: <http://www.faunaeur.org>).

Cryptochironomus defectus (Kieffer, 1913)



Διαγνωστικά χαρακτηριστικά: Πρόκειται για προνύμφες από μεσαίου ως μεγάλου μεγέθους, με μήκος μέχρι 15mm.

Κεραίες: Οι κεραίες αποτελούνται από 5 μεταμερή. Το μεταμερές που βρίσκεται κοντά στην κεφαλική κάψα είναι ίσο ή μεγαλύτερο σε μέγεθος από το μαστίγιο και παρατηρείται στο μέσο περίπου μια κυκλική δομή. Στο μέσο του 2 μεταμερή προεξέχει μια λεπιοειδής δομή, η οποία φθάνει σε μήκος σχεδόν το μήκος της κεραίας. Η πρόσθετη λεπιοειδής δομή είναι κοντή. Τα όργανα του Lauterborn απουσιάζουν.

Άνω χείλος: S1 είναι κοντό και μοιάζει σαν λεπίδα, το SII είναι μακρύτερο αλλά έχει και αυτό λεπιοειδής μορφή. Το SIII μοιάζει σαν σμήριγγα και το SIV είναι επιμήκης και αποτελείται από τρία τμήματα. Labral lamella δεν έχει αναπτυχθεί.

Κάτω γνάθος: Το ραχιαίο δόντι απουσιάζει. Υπάρχουν ένα μακρύ ακραίο δόντι και 2 εσωτερικά τριγωνικά δόντια. Οι εσωτερικές σμήριγγες σχηματίζουν τέσσερις κλάδους, οι 2 εξωτερικοί κλάδοι έχουν πτεροειδής μορφή και οι δύο εσωτερικοί κλάδοι είναι απλοί.

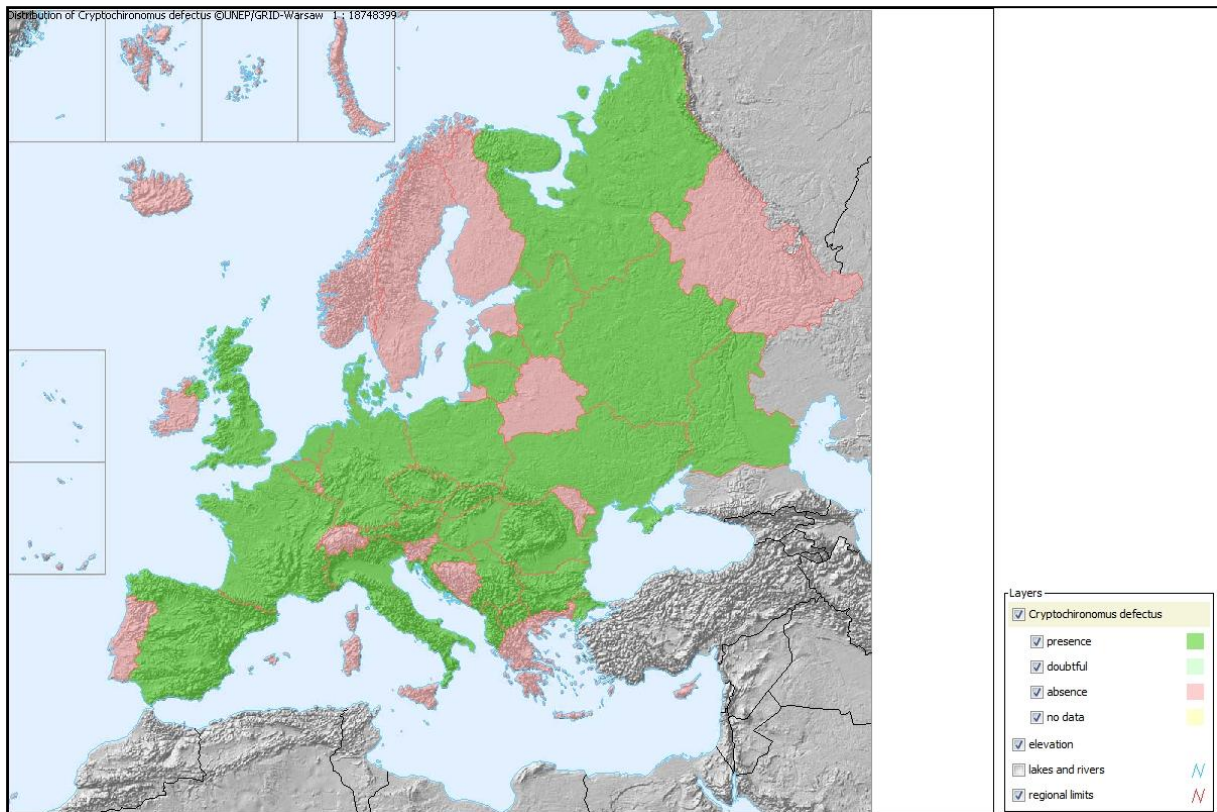
Πηγούνι (Mentum): Το πηγούνι είναι πλατύ, διαφανές και χωρίς δόντια στη κεντρική περιοχή. Πλαισιώνεται πλευρικά από 6-7 σκουρόχρωμα δόντια που είναι κτενοειδής μορφής. Συνήθως το πρώτο δόντι συγχωνεύεται με τη κεντρική διαφανής περιοχή. Η πλάκα είναι ευρύτερη από ότι το πηγούνι.

Άνω γνάθος: Είναι επιμήκης και το μήκος της είναι 2 φορές το πλάτος της.

Σώμα: Οι δαγκάνες των οπίσθιων παραποδίων είναι απλές. Απουσιάζουν πλευρικές και κοιλιακές προεξοχές.

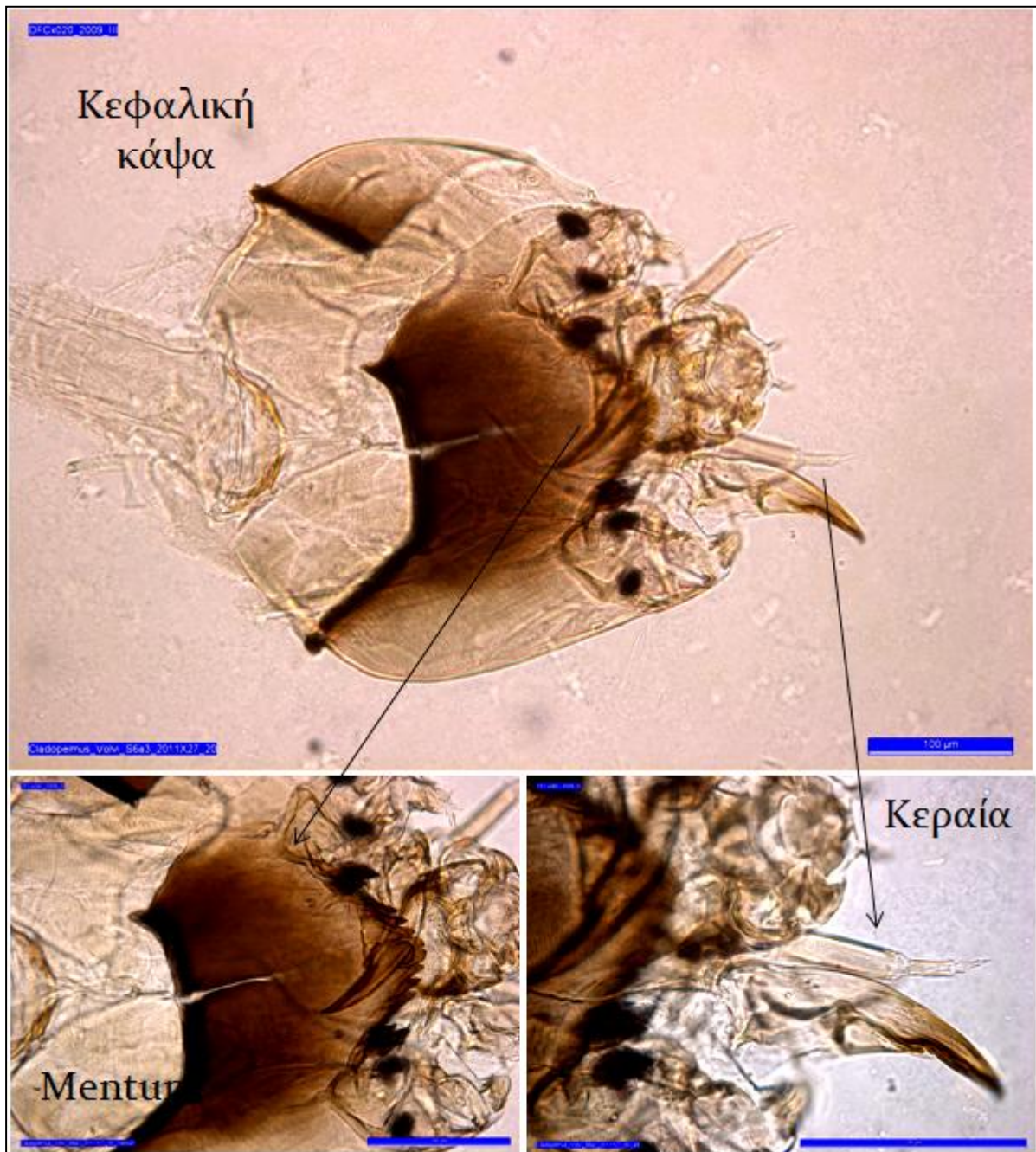
Οικολογία: Το συγκεκριμένο είδος έχει βρεθεί τόσο στις λίμνες όσο και στα ποτάμια (Brooks et al. 2007, Vallenduuk & Morozova 2005, Wiederholm 1983). Βρίσκεται στο πάνω μέρος του ιζήματος και σπάνια θα βρεθούν να είναι μέσα σε αυτό. Προτιμούν αμμώδη τύπο υποστρώματος, με ιλύ και άργιλο και δεν απαντώνται σε περιοχές που έχουν πυκνή βλάστηση (Vallenduuk & Morozova 2005). Σύμφωνα με τους Vallenduuk & Morozova (2005) το είδος είναι εν μέρει αρπακτικό λόγω της παρουσίας θρυμμάτων στο έντερό τους. Σύμφωνα με τους Kansanen (1985) και Saether (1979) το είδος αυτό συνήθως απαντάται σε ύδατα που είναι πλούσια σε θρεπτικά, όμως οι Vallenduuk & Morozova (2005) αναφέρουν ότι χρειάζονται ένα καλό επίπεδο οξυγόνου και καθαρό νερό και ότι μπορεί να απαντηθούν σε oligo/μεσότροφες και εύτροφες συνθήκες. Τέλος, οι O'Toole et al. (2008) και Margaritora et al. (2002) υποστηρίζουν ότι χαρακτηρίζονται ως ανθεκτικά σε χαμηλά επίπεδα οξυγόνου και σε ρυπασμένα νερά (και σε οργανική ρύπανση), ή ανθεκτικά σε εύτροφες συνθήκες.

Γεωγραφική εξάπλωση: Η ευρωπαϊκή εξάπλωση του είδους *C. defectus* φαίνεται στην Εικόνα 2.



Εικόνα 2. Κατανομή του *C. defectus* στην Ευρώπη (Πηγή: <http://www.faunaeur.org>).
Figure 2. Distribution of *C. defectus* in Europe (Source: <http://www.faunaeur.org>).

Cladopelma viridulum (Linnaeus, 1767)



Διαγνωστικά χαρακτηριστικά: Μεσαίου μεγέθους λάρβες, φθάνουν σε μήκος τα 7 mm.

Κεραίες: Οι κεραίες αποτελούνται από 5 μεταμερή. Το μεταμερές που βρίσκεται στη βάση της κεφαλικής κάψας είναι μεγαλύτερο σε μέγεθος σε σχέση με το μαστίγιο και φέρει μια κυκλική δομή στο $\frac{1}{4}$ του μεταμερές. Τα όργανα του Lauterborn δεν είναι ευδιάκριτα.

Άνω χείλος: Το S1 έχει λεπιοδής μορφή, το SII είναι διπλάσιο σε μέγεθος από ότι το S1, το SIII είναι απλό, το SIV-A αποτελείται από τμήματα και το SIV-B είναι λεπτό.

Κάτω γνάθος: Το νωτιαίο δόντι απουσιάζει και υπάρχουν το κορυφαίο δόντι και 1 ή 2 επίπεδα εσωτερικά δόντια. Οι εσωτερικές σμήριγγες αποτελούνται από 4 διακλαδώσεις.

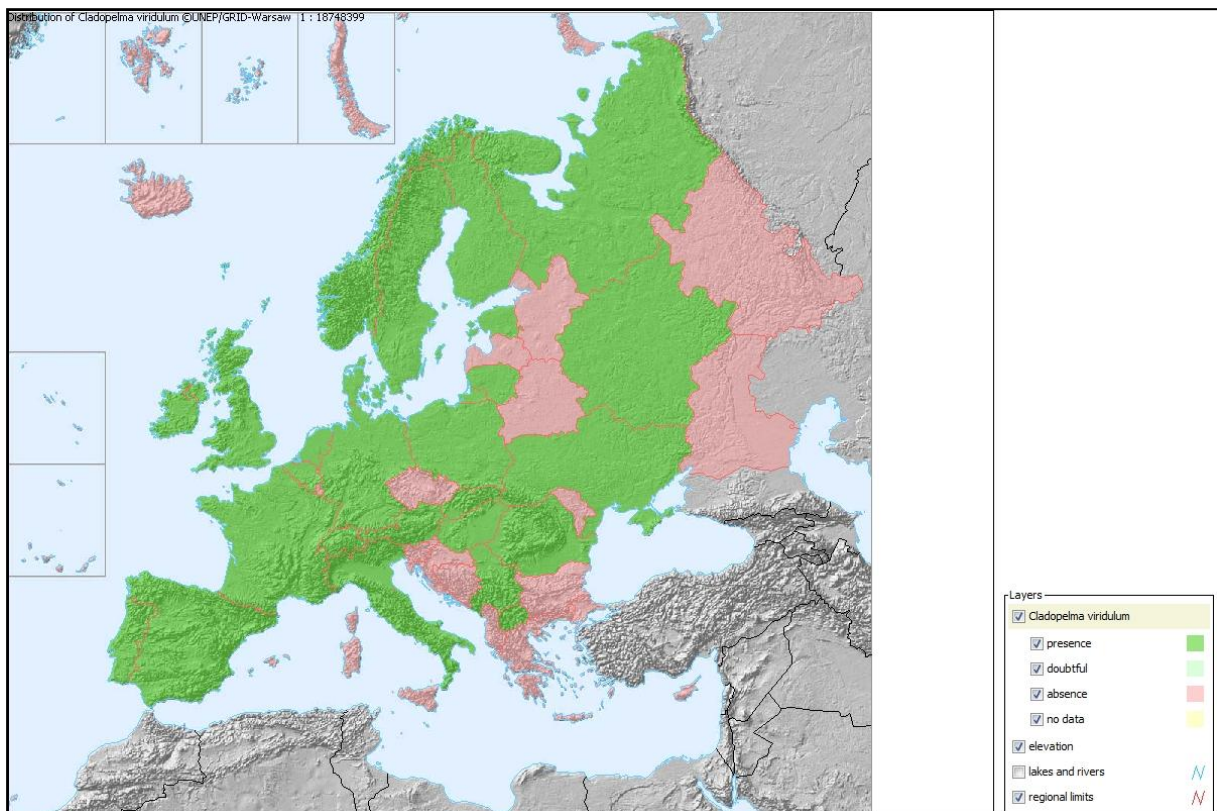
Πηγούνι (mentum): Το μεσαίο δόντι συνήθως είναι διπλό ή τουλάχιστον βρίσκεται στη μέση, σε μερικές περιπτώσεις στρογγυλοποιημένο και έχει καφέ χρώμα. Επίσης, υπάρχουν 7 πλευρικά καφέ δόντια. Το 5^ο δόντι είναι μικρό και το 6^ο δόντι είναι μεγαλύτερο. Οι πλάκες έχουν μέγεθος τα $\frac{3}{4}$ του μήκους του πηγουνιού.

Ανω γνάθος: Το πρώτο μεταμερές έχει μήκος 2x το πλάτος.

Σώμα:. Τα μπροστινά παραπόδια είναι απλά. Απουσιάζουνε κοιλιακές και ραχιαίες προεξοχές.

Οικολογία: Συνήθως απαντά το γένος σε λασπόδη και αμμώδη/χαλικώδη υποστρώματα (Brooks et al. 2007) αν και ο Kansanen (1985) αναφέρει για το συγκεκριμένο είδος τη καταγραφή του στη βαθιά ζώνη. Συνήθως, δεν είναι ανθεκτικό σε μεγάλες συγκεντρώσεις θρεπτικών και είναι τυπικό είδος των μεσότροφων λιμνών (Saether 1979, Brodin 1986).

Γεωγραφική εξάπλωση: Η ευρωπαϊκή εξάπλωση του είδους *C. viridulum* φαίνεται στην Εικόνα 3.



Εικόνα 3. Κατανομή του *C. viridulum* στην Ευρώπη (Πηγή: <http://www.faunaeur.org>).

Figure 3. Distribution of *C. viridulum* in Europe (Source: <http://www.faunaeur.org>).

Endochironomus tendens (Fabricius, 1775)



Διαγνωστικά χαρακτηριστικά: Πρόκειται για μεγάλες λάρβες, που το μήκος τους κυμαίνεται από 11 έως 17 mm. Το χρώμα τους κυμαίνεται από ανοιχτόχρωμο πορτοκαλί ως σκουρόχρωμα κόκκινο.

Κεραίες: Οι κεραίες αποτελούνται από 5 μεταμερή. Το μεταμερές που βρίσκεται κοντά στην κεφαλική κάψα φέρει στο 1/5 της απόστασης μια κυκλική δομή, η οποία είναι πολύ βαθιά. Οι σμήριγγες απουσιάζουν. Υπάρχει ένα ζεύγος από καλά ανεπτυγμένα όργανα του Lauterborn, έχουν το ίδιο μήκος με το 3^ο μεταμερές και βρίσκονται περιφερειακά του 2^ο μεταμερές.

Ανω χείλος: SI είναι χαρακτηριστικό, λεπτό, τριγωνικό εξωτερικά και πτερωτό μόνο εσωτερικά. SII είναι λεπτό και πτερωτό και στις δύο πλευρές. SIII είναι κοντό και λεπτό. SIV είναι φυσιολογικό.

Κάτω γνάθος: Το ραχιαίο δόντι απουσιάζει, αλλά ένα δόντι βρίσκεται εσωτερικά στη κορυφή.

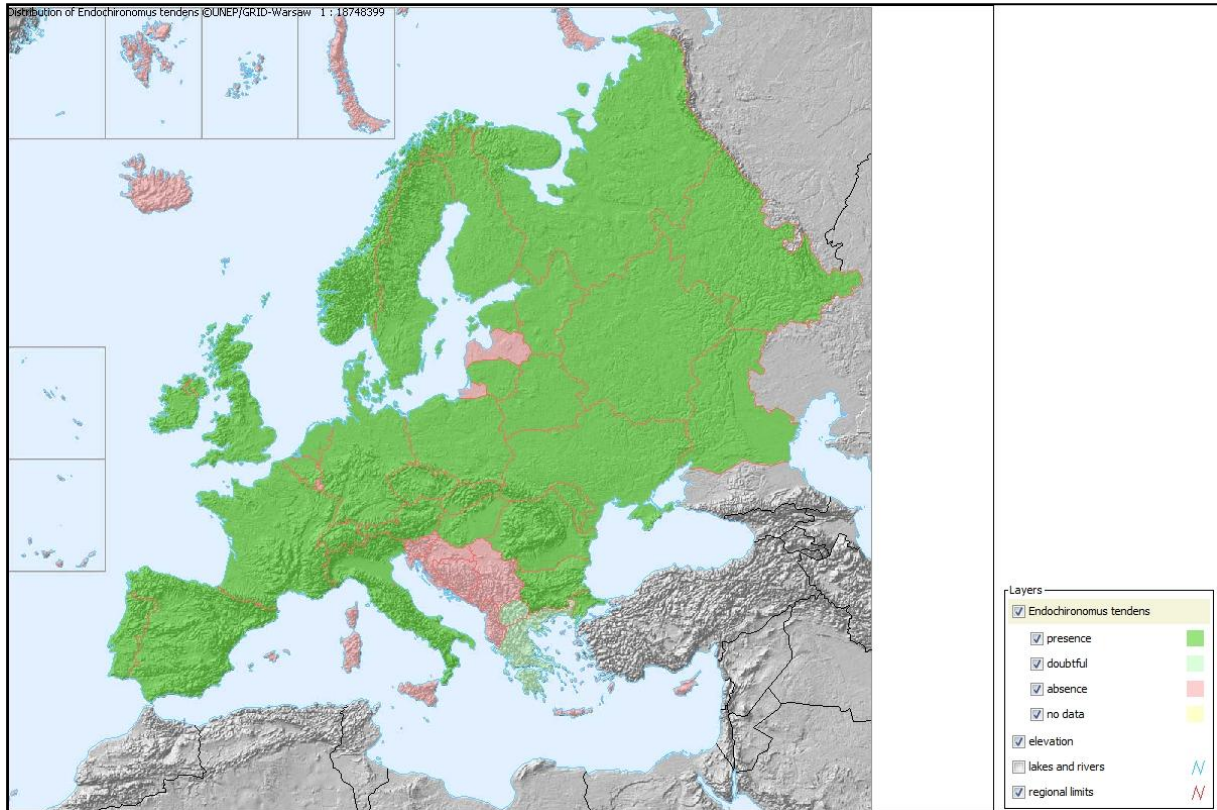
Πηγούνι (mentum): Με 3 ή 4 όπου το μήκος των μεσαίων δοντιών αυξάνεται, εκ των οποίων τα 2 κεντρικά είναι μικρότερα σε σχέση με τα 2 εξωτερικά. Υπάρχουν 6 ζεύγη από πλευρικά δόντια. Το 1^ο πλευρικό δόντι είναι ίσο ή μικρότερο από ότι το 2^ο μεσαίο δόντι εκτείνεται μπροστά από το πηγούνι, σε επαφή με τις πλάκες. Οι πλάκες είναι σχετικά κοντές και ισχυρά καμπυλωτές, ενδιάμεσα διαχωρίζονται περίπου με το 1/2 του μήκους του πηγουνιού. Οι σμήριγγες είναι απλές.

Σώμα: Απουσιάζουν πλευρικές και κοιλιακές προεξοχές.

Οικολογία: Το είδος *E. tendens* συνήθως απαντάται στη πελαγική ζώνη μεσότροφων και εύτροφων λιμνών (Brodin 1986, Wiederholm 1983). Η παρουσία του συνήθως σχετίζεται με

την παρουσία μακρόφυτων (Brodersen et al. 2001). Σύμφωνα με τους Rossaro et al. (υπό δημοσίευση) το συγκεκριμένο είδος μπορεί να θεωρηθεί ως μη ανθεκτικό.

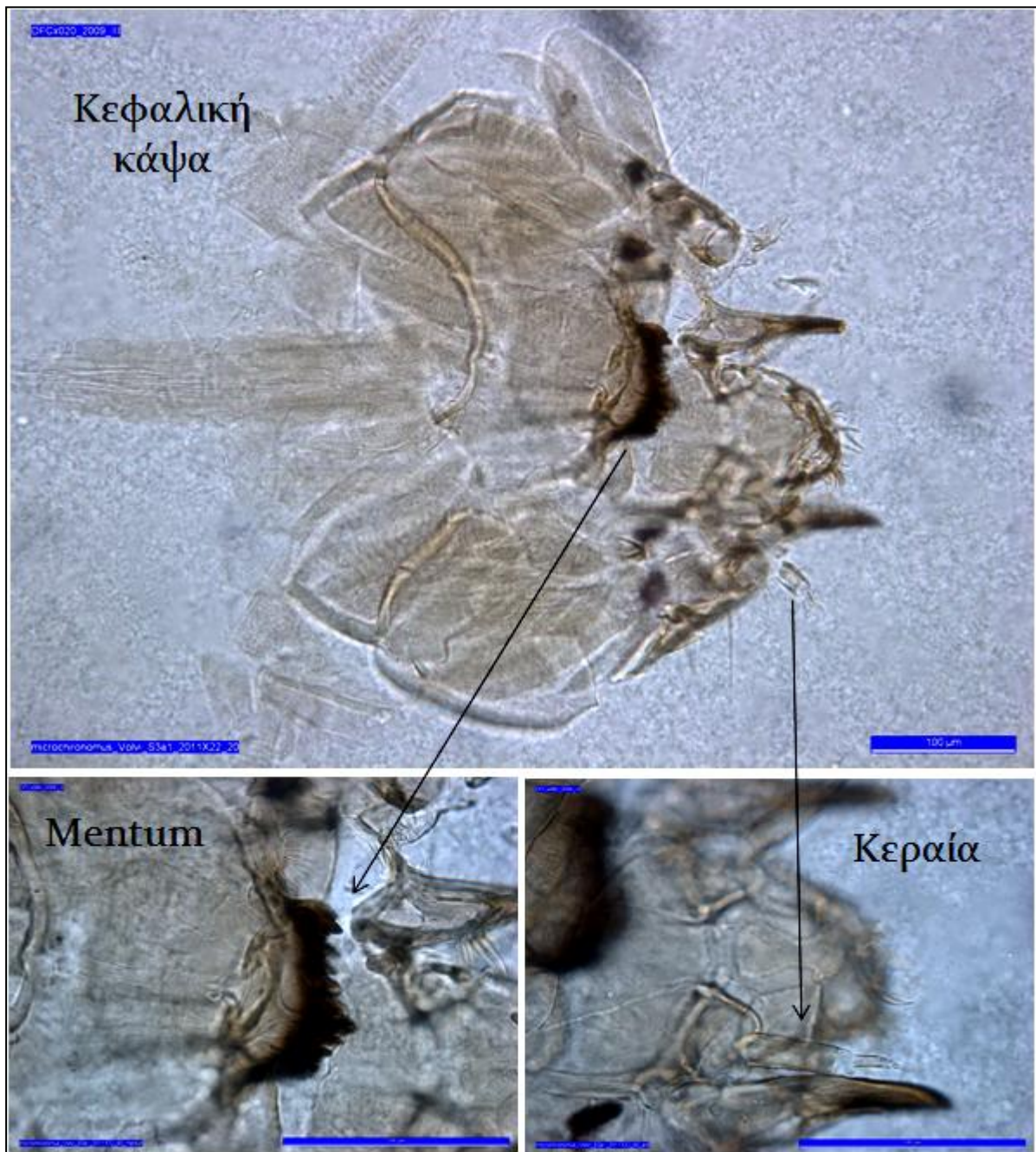
Γεωγραφική εξάπλωση: Η ευρωπαϊκή εξάπλωση του είδους *E. tendens* φαίνεται στην Εικόνα 4.



Εικόνα 4. Κατανομή του *E. tendens* στην Ευρώπη (Πηγή: <http://www.faunaeur.org>).

Figure 4. Distribution of *E. tendens* in Europe (Source: <http://www.faunaeur.org>).

Microchironomus tener (Kieffer, 1918)



Διαγνωστικά χαρακτηριστικά: Πρόκειται λάρβες μεσαίου μεγέθους, που το μήκος του φτάνει τα 8 mm.

Κεραίες: Οι κεραίες αποτελούνται από 5 μεταμερή. Το μεταμερές που βρίσκεται κοντά στην κεφαλική κάψα έχει μήκος όσο το μαστίγιο και στη μέση υπάρχει μια κυκλική δομή. Η λεπίδα φθάνει ή μπορεί να είναι και μεγαλύτερη από το τη κεραία.

Άνω χείλος: SI και SII έχουν λεπιοειδής μορφή, ίδιου μεγέθους ή το SII είναι λίγο μεγαλύτερο. SIII είναι μικρό και έχει τριχοειδή μορφή.

Κάτω γνάθος: Το ραχιαίο δόντι απουσιάζει, το ακραίο δόντι είναι ίσο σε μήκος με τα εσωτερικά τριγωνικά δόντια. Οι εσωτερικές σμήριγγες έχουν τέσσερις διακλαδώσεις.

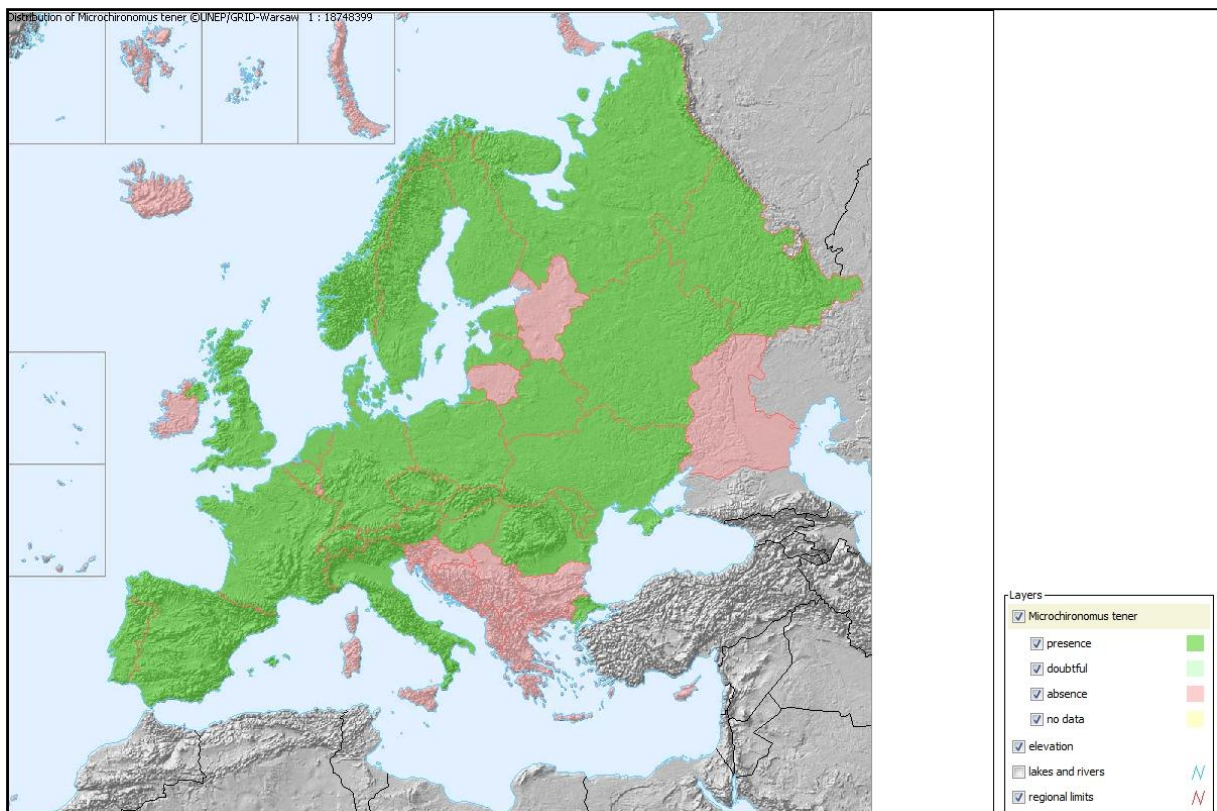
Πηγούνι (mentum): Το μεσαίο δόντι είναι τρισχιδής μορφής, με 6 ζευγάρια πλευρικά δόντια τα οποία είναι σκουρόχρωμα. Το 4^ο ζεύγος των πλευρικών δοντιών είναι πολύ μικρό. Το 5^ο και 6^ο ζεύγος έχουν μία κλίση προς τα μπροστά σε σχέση με την κλίση που έχει το πηγούνι.

Άνω γνάθος: Είναι κοντή και το μήκος του 1^ο μεταμερή είναι διπλάσιο του πλάτους του.

Σώμα: Οι δαγκάνες των οπίσθιων παραποδίων είναι απλές. Απουσιάζουν πλευρικές και κοιλιακές προεξοχές.

Οικολογία: Απαντάται συνήθως σε λίμνες, ποτάμια και τάφρους, συμπεριλαμβανομένου των υφάλμυρων νερών (Wiederholm, 1983). Στις λίμνες, βρίσκεται κυρίως στη πελαγική ζώνη εύτροφων λιμνών (Brodersen & Lindegaard 1999, Kansanen 1986). Σύμφωνα με τους Rosarito et al. (υπό δημοσίευση) θεωρείται είδος ανθεκτικό στη ρύπανση.

Γεωγραφική εξάπλωση: Η ευρωπαϊκή εξάπλωση του είδους *M. tener* φαίνεται στην Εικόνα 5.



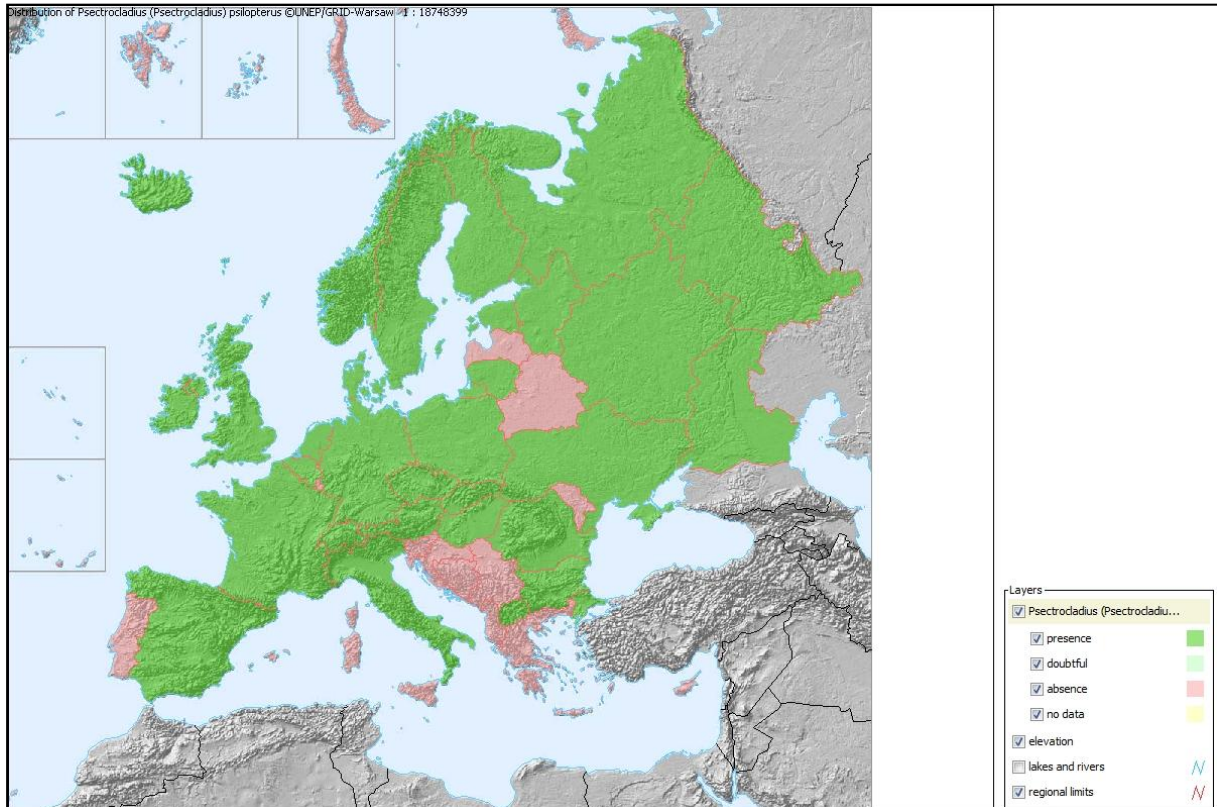
Εικόνα 5. Κατανομή του *E. tendens* στην Ευρώπη (Πηγή: <http://www.faunaeur.org>).

Figure 5. Distribution of *E. tendens* in Europe (Source: <http://www.faunaeur.org>).

Psectrocladius (Psectrocladius) psilopterus (Kieffer 1906)

Οικολογία: Το γένος είναι κοινό και συχνά άφθονο στις λίμνες (Brooks et al. 2007), συχνά απαντάται στη παραλιακή ζώνη (Lindergaard 1992) και συχνά συνδέεται με τα μακρόφυτα (Brodersen et al. 2001). Το συγκεκριμένο είδος είναι κοινό (Brooks et al. 2007).

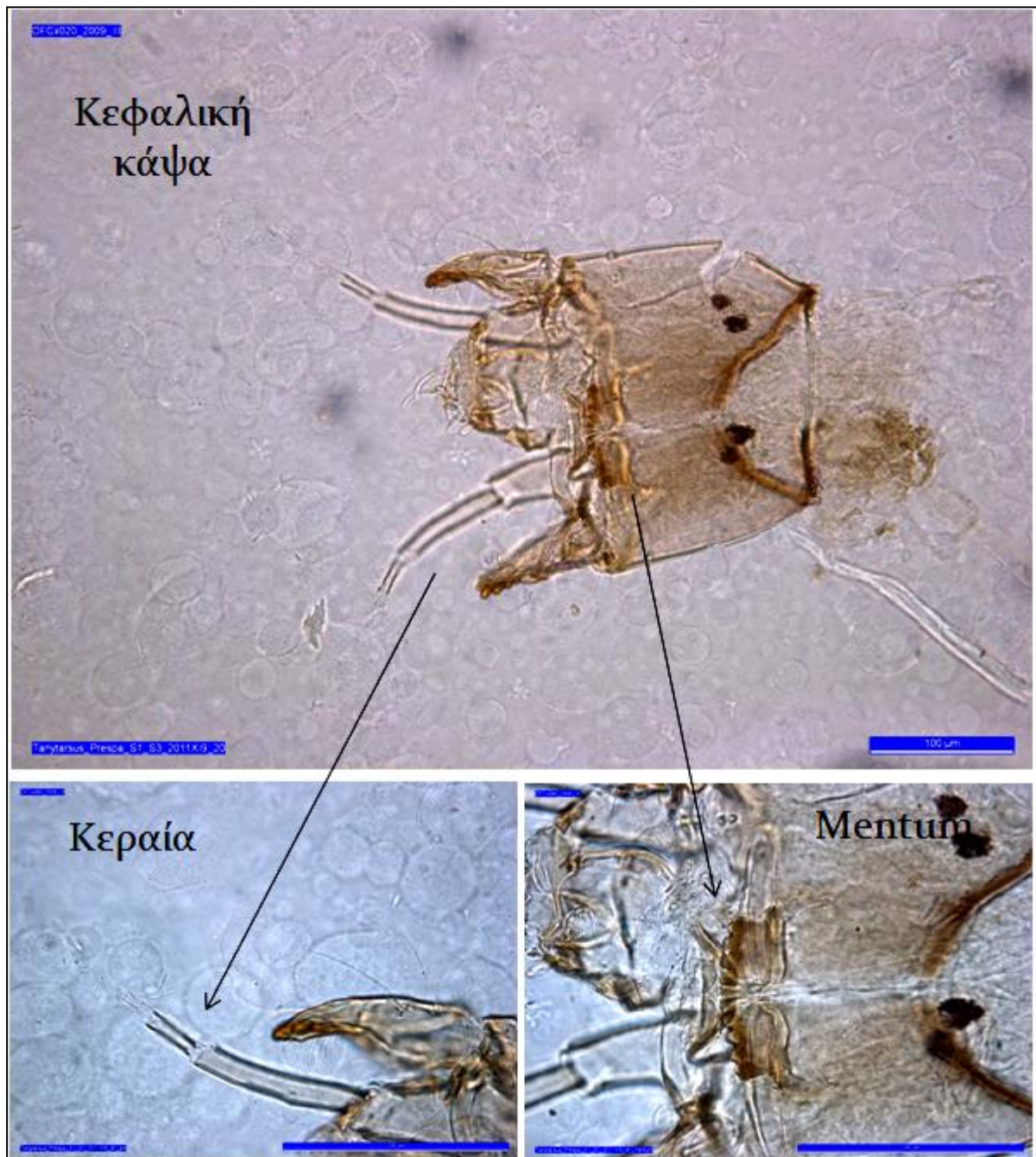
Γεωγραφική εξάπλωση: Η ευρωπαϊκή εξάπλωση του είδους *P. psilopterus* φαίνεται στην Εικόνα 6.



Εικόνα 6. Κατανομή του *E. tendens* στην Ευρώπη (Πηγή: <http://www.faunaeur.org>).

Figure 6. Distribution of *E. tendens* in Europe (Source: <http://www.faunaeur.org>).

Tanytarsus sp. van der Wulp, 1874



Διαγνωστικά χαρακτηριστικά: Πρόκειται για λάρβες μεσαίου και μεγάλου μεγέθους, με μήκος μέχρι 9 mm.

Κεραίες: Οι κεραίες αποτελούνται από 5 μεταμερή. Το μεταμερές που βρίσκεται κοντά στην κεφαλική κάψα είναι μακρύτερο σε σχέση με το μαστίγιο και η κυκλική δομή βρίσκεται στο κέντρο. Το 2^ο μεταμερές είναι κυλινδρικό, ίσο ή με μεγαλύτερο σε μήκος από ότι τα πλευρικά μεταμερή. Οι λεπίδες βρίσκονται στο μεταμερές που βρίσκεται στη βάση της

κεφαλικής κάψας και δεν εκτείνεται πέρα από την άκρη του 2^{ου} μεταμερούς. Τα όργανα Lauterborn είναι μικρά και αρχίζουν από την άκρη του 2^{ου} μεταμερούς.

Άνω χείλος: Είναι κτενοειδής μορφής. SII είναι πτεροειδής μορφής, μερικές φορές είναι απλής μορφής. SIII είναι απλής και τριχοειδής μορφής. SIV είναι φυσιολογικό.

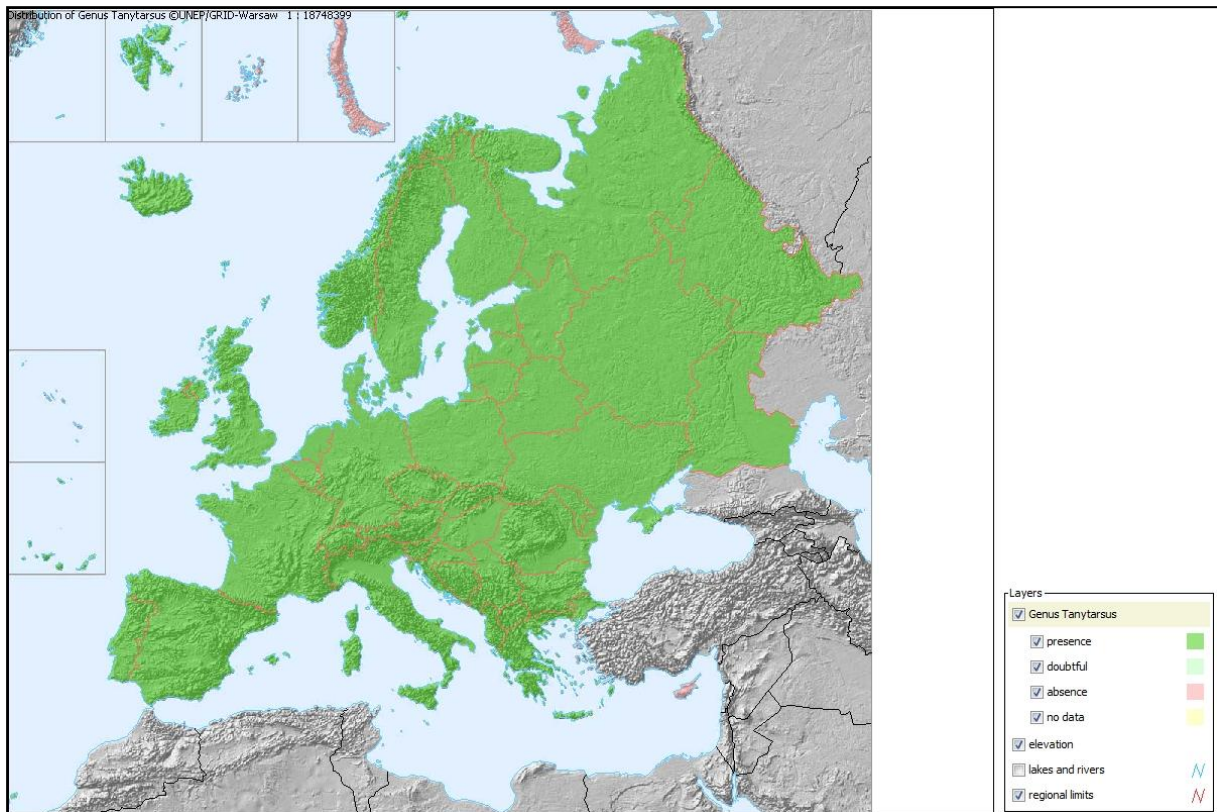
Κάτω γνάθος: Το ραχιαίο δόντι έχει χρώμα κίτρινο ή κίτρινο/καφέ. Σε μερικά είδη υπάρχουν 2 ραχιαία δόντια. Υπάρχει ένα ακραίο δόντι και τρία εσωτερικά, που έχουν χρώμα καφέ. Οι εσωτερικές σμήριγγες αποτελούνται από 4 πτεροειδής διακλαδώσεις.

Πηγούνι (mentum): Το μεσαίο δόντι είναι στρόγγυλο. Το κεντρικό μέρος είναι πιο διαφανές σε σχέση με τα κοιλιακά τμήματα. Έχει 5 ζεύγη πλευρικών δοντιών, τα οποία μειώνονται σε μέγεθος σταδιακά. Οι πλάκες διαχωρίζονται εσωτερικά, σε μήκος κάπως μεγαλύτερο από ότι το πηγούνι.

Σώμα: Οι δαγκάνες των οπίσθιων παραποδίων είναι απλές. Οι προεξοχές στον πρωκτό είναι καλά αναπτυγμένες.

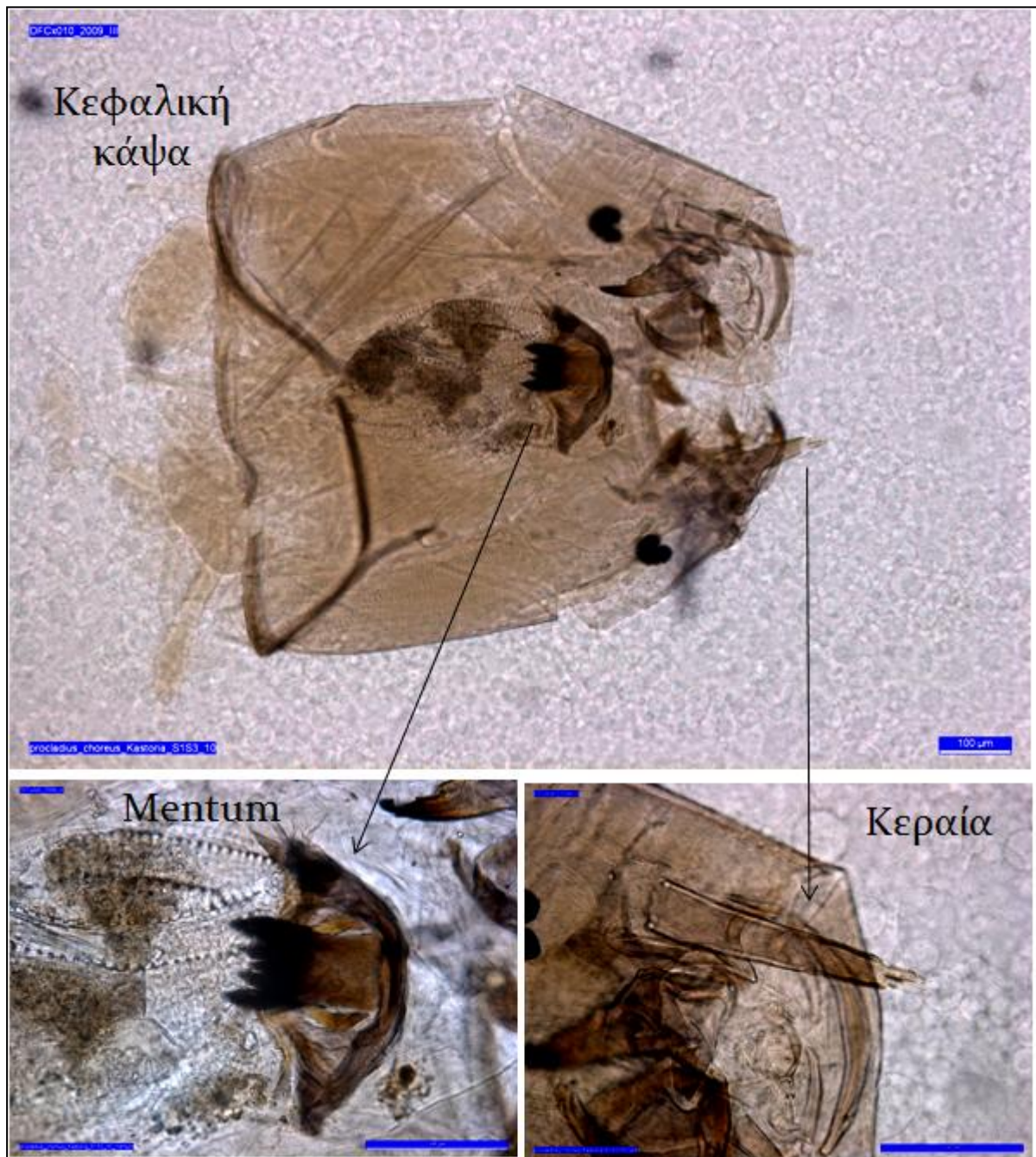
Οικολογία: Το γένος Tanytarsus είναι πολύ δύσκολο να αναγνωριστεί ως επίπεδο είδους, καθώς υπάρχουν πολλοί διαφορετικοί μορφότυποι (Brooks et al. 2007). Σύμφωνα με τον Wiederholm (1983) είναι αναμενόμενο να βρεθεί σε όλους τους τύπους των εσωτερικών υδάτων και στη θάλασσα και η κατανομή του είναι παγκόσμια με περισσότερα από 300 είδη (Sanseverino 2006) Το γένος Tanytarsus περιλαμβάνει είδη με διαφορετική απόκριση στις διαταραχές του περιβάλλοντος (Cranston 2000). Μερικά είδη από το γένος Tanytarsus μπορούν αν θωρηθούν ως καλή δείκτης της ποιότητας του νερού (Sanseverino 2006). Όμως, σύμφωνα με τους Brooks et al. 2007 μερικοί μορφότυποι συνήθως βρίσκονται στην παραλιακή ζώνη, παραγωγικών λιμνών και με αντοχή στις συνθήκες οξίνισης.

Γεωγραφική εξάπλωση: Η ευρωπαϊκή εξάπλωση του γένους Tanytarsus φαίνεται στην Εικόνα 7.



Εικόνα 7. Κατανομή του Tanytarsus στην Ευρώπη (Πηγή: <http://www.faunaeur.org>).
Figure 7. Distribution of Tanytarsus in Europe (Source: <http://www.faunaeur.org>).

Procladius choreus (Meigen, 1804)



Διαγνωστικά χαρακτηριστικά: Πρόκειται για λάρβες μεσαίου, με μήκος 6-11 mm. Το χρώμα τους είναι λευκό. Η κεφαλική τους κάψα είναι οβάλ.

Κεραίες: Οι κεραίες έχουν περίπου το ίδιο μήκος όπως η κάτω γνάθος. Οι κεραίες αποτελούνται από 5 μεταμερή. Το μεταμερές που βρίσκεται κοντά στην κεφαλική κάψα είναι μακρύτερο σε σχέση με το μαστίγιο, με την κυκλική δομή στο κέντρο. Το 2^ο μεταμερές είναι κυλινδρικό, ίσο ή με μεγαλύτερο σε μήκος από ότι τα πλευρικά μεταμερή. Οι λεπίδες βρίσκονται στο μεταμερές που βρίσκεται στη βάση της κεφαλικής κάψας και δεν εκτείνονται

πέρα από την άκρη του 2^{ου} μεταμερούς. Τα όργανα του Lauterborn είναι μικρά, ξεκινάνε από την άκρη του 2^{ου} μεταμερούς.

Άνω χείλος: Είναι κτενοειδής μορφής. SII είναι πτεροειδής μορφής, μερικές φορές είναι απλής μορφής. SIII είναι απλής και τριχοειδής μορφής. SIV είναι φυσιολογικό.

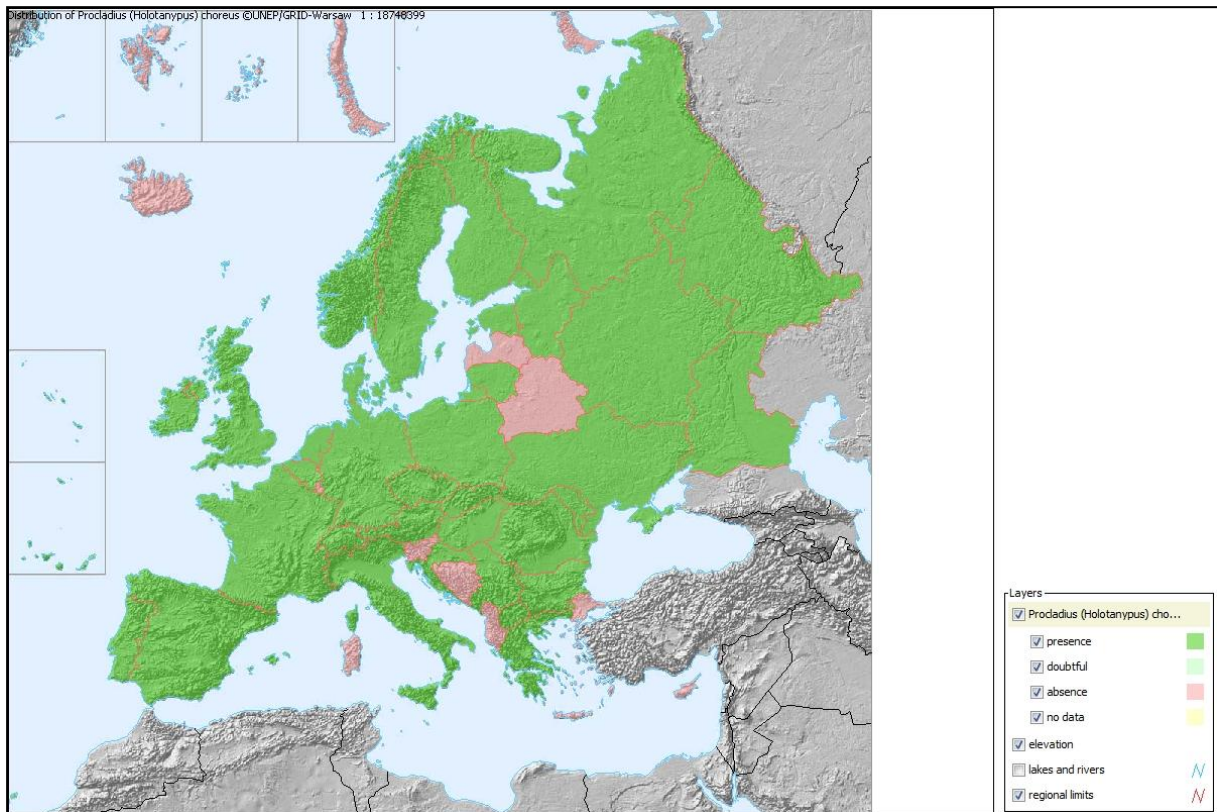
Κάτω γνάθος: Το ραχιαίο δόντι έχει χρώμα κίτρινο ή κίτρινο/καφέ. Σε μερικά είδη υπάρχουν 2 ραχιαία δόντια. Υπάρχουν ένα ακραίο δόντι και τρία εσωτερικά, που έχουν καφέ χρώμα. Οι εσωτερικές σμήριγγες αποτελούνται από τέσσερις πτεροειδής διακλαδώσεις.

Πηγούνι (mentum): Το μεσαίο δόντι είναι στρόγγυλο. Το κεντρικό μέρος είναι πιο διαφανές σε σχέση με τα κοιλιακά τμήματα. Έχει 5 ζεύγη πλευρικών δοντιών, τα οποία μειώνονται σε μέγεθος σταδιακά.

Σώμα: Οι δαγκάνες των οπίσθιων παραποδίων είναι απλές. Οι προεξοχές στον πρωκτό είναι καλά αναπτυγμένες.

Οικολογία: Η συγκεκριμένη οικογένεια είναι θηρευτές (Brooks et al. 2007) και φαίνεται ότι οι τροφικές τους συνήθειες επηρεάζουν την κατανομή τους. Το *P. choreus* προτιμά αμμώδη υπόστρωμα των στάσιμων ή ήρεμων ποταμών, ειδικότερα υδατοδεξαμενές και μικρές λίμνες (Wiederholm 1983). Είναι άφθονο στο ίζημα των μεσότροφων και εύτροφων λιμνών (Brodin & Gransberg 1993, Brodin 1986) αν και μπορεί να μην υπάρχει στις πιο κρύες λίμνες (Brooks et al. 2007). Σύμφωνα με τους Kansanen (1985), Brodin (1986) και Saether (1979) βρίσκεται στο μαλακό υπόστρωμα της βαθιάς ζώνης των λιμνών και μπορεί να εξαλειφτεί σε περιόδους ανοξίας. Μάλιστα είναι η τελευταία ταξινομική ομάδα από την οικογένεια των Chironomidae που μπορεί να επιζήσει σε καταστάσεις ανοξίας (Heiri & Lotter 2003).

Γεωγραφική εξάπλωση: Η ευρωπαϊκή εξάπλωση του είδους *P. choreus* φαίνεται στην Εικόνα 8.



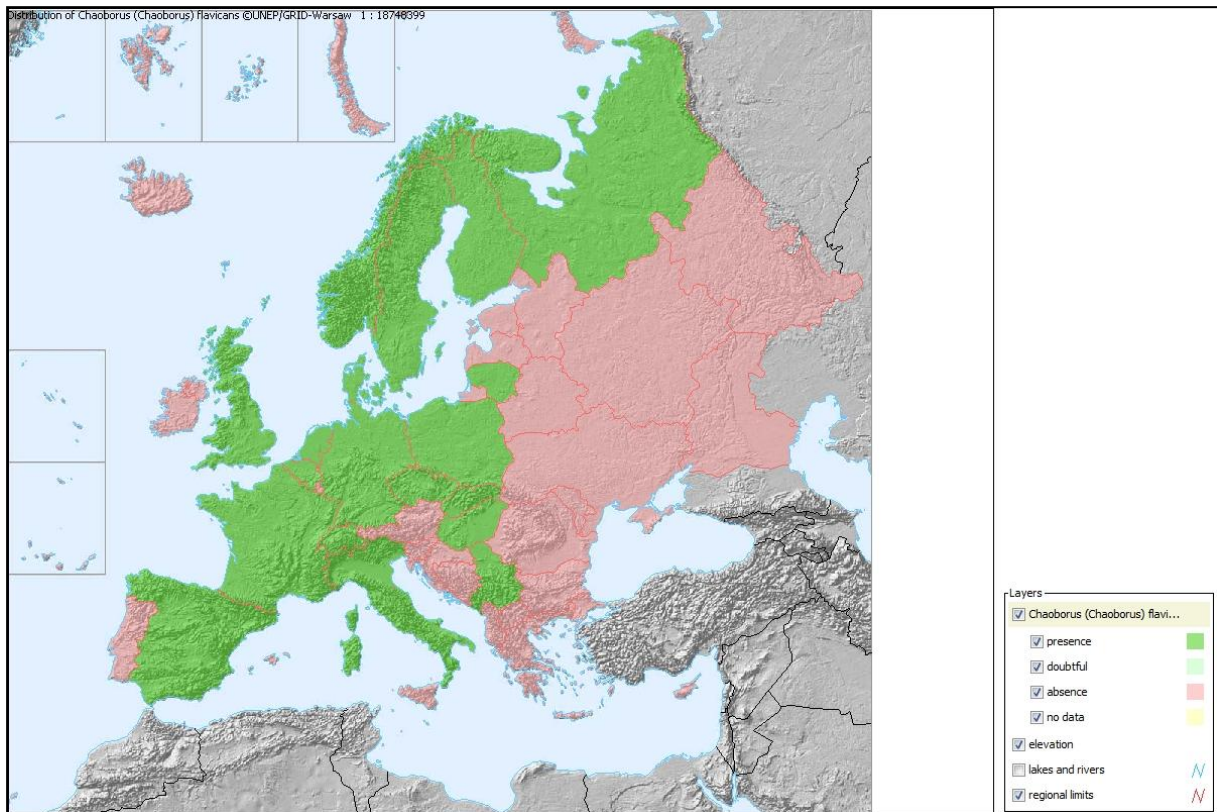
Εικόνα 8. Κατανομή του *P. choreus* στην Ευρώπη (Πηγή: <http://www.faunaeur.org>).

Figure 8. Distribution of *P. choreus* in Europe (Source: <http://www.faunaeur.org>).

Chaoborus flavicans (Meigen 1830)

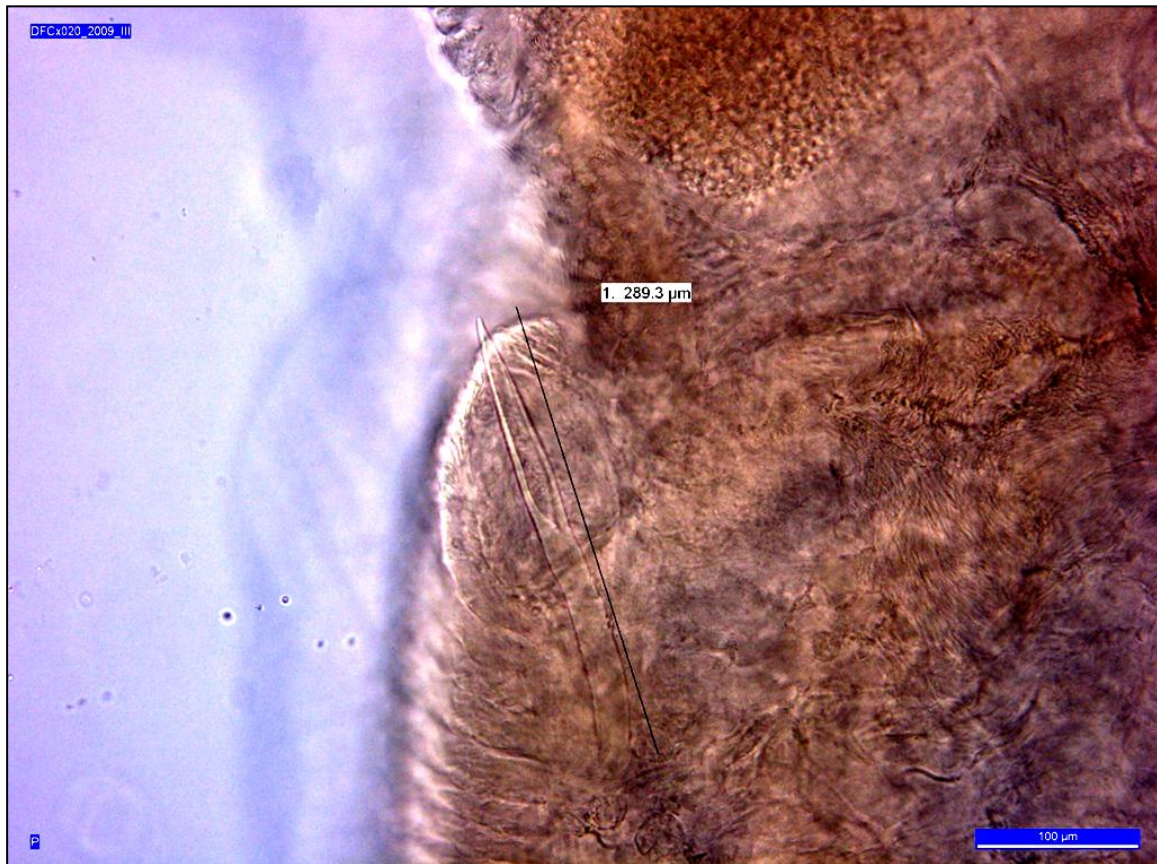
Οικολογία: Η προνύμφη του γένους *Chaoborus* βρίσκεται στο ίζημα την ημέρα και τη νύχτα στην στήλη του νερού. Τρέφεται τη νύχτα με τροχόζωα και την ημέρα επιστρέφει στο ίζημα για να αποφύγει τη θήρευση από τα ψάρια. Μάλιστα πρόκειται για ενδοβενθικό δίπτερο καθώς από την παρατήρηση της συμπεριφοράς του διαπιστώθηκε ότι μπαίνει μέσα στο ίζημα (Cosselin & Hare 2003), που σημαίνει ότι μπορεί να ανταπεξέλθει σε χαμηλά επίπεδα οξυγόνου. Επίσης, οι Cosselin & Hare 2003 αναφέρουν ότι στις ρυπασμένες λίμνες, ο πυθμένα είναι καλυμμένος με το συγκεκριμένο είδος που με την διαδικασία της αναμόχλευσης του ιζήματος προκαλούν ανακύκλωση των θρεπτικών σε λιγότερο από μία μέρα, ενώ οι λίμνες που έχουν χαμηλή αφθονία *C. flavicans* η διαταραχή θα επιτευχθεί περίπου μετά από 10 ημέρες. Σύμφωνα με τους Rossaro et al. (υπό δημοσίευση) είναι ανθεκτικό είδος στη ρύπανση.

Γεωγραφική εξάπλωση: Η ευρωπαϊκή εξάπλωση του είδους *C. flavicans* φαίνεται στην Εικόνα 9.



Εικόνα 9. Κατανομή του *C. flavicans* στην Ευρώπη (Πηγή: <http://www.faunaeur.org>).
Figure 9. Distribution of *C. flavicans* in Europe (Source: <http://www.faunaeur.org>).

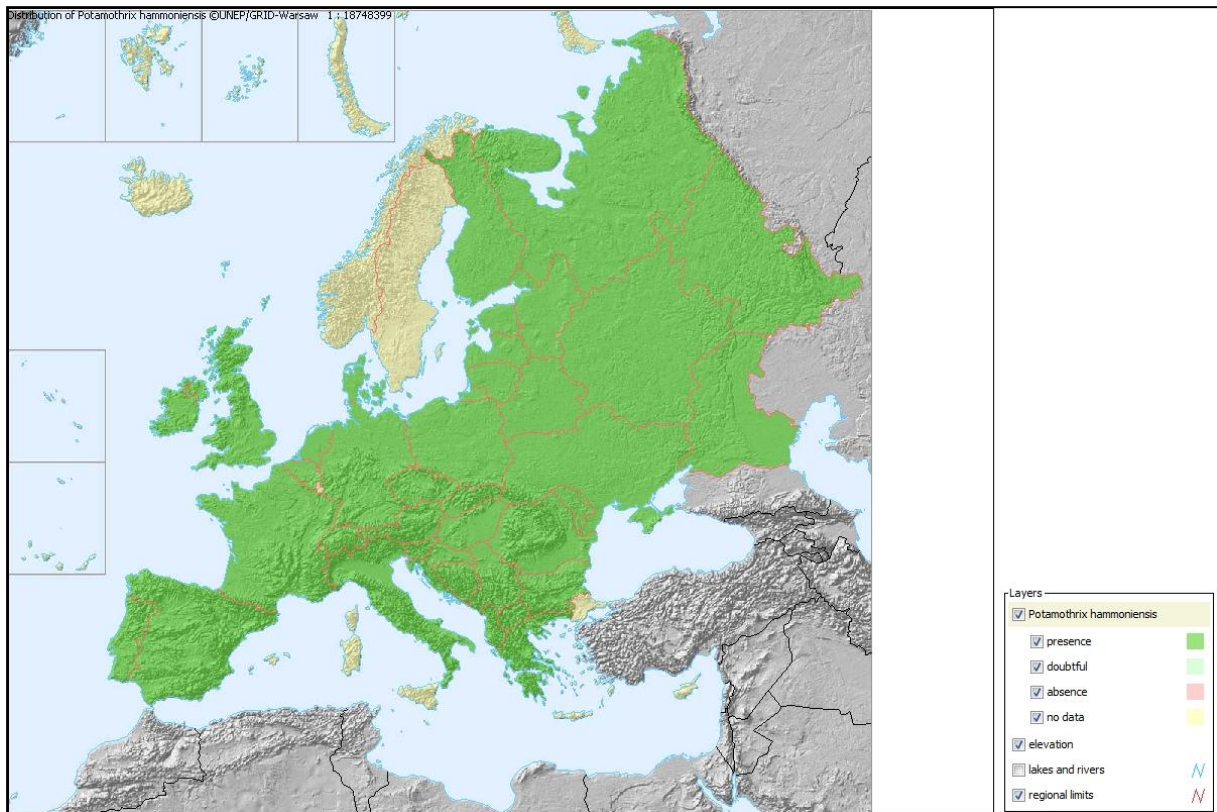
Potamothrix hammoniensis (Michaelsen, 1901)



Διαγνωστικά χαρακτηριστικά: Οι πρόσθιες κοιλιακές σμήριγγες αποτελούνται από 3-6 δεσμίδες, μήκους 120-165 μm , με το πάνω δόντι να είναι μεγαλύτερο και πιο λεπτό. Οι αναπαραγωγικές σμήριγγες έχουν μήκος 175-256 μm . Ο αριθμός των μεταμερών είναι πάνω από 75.

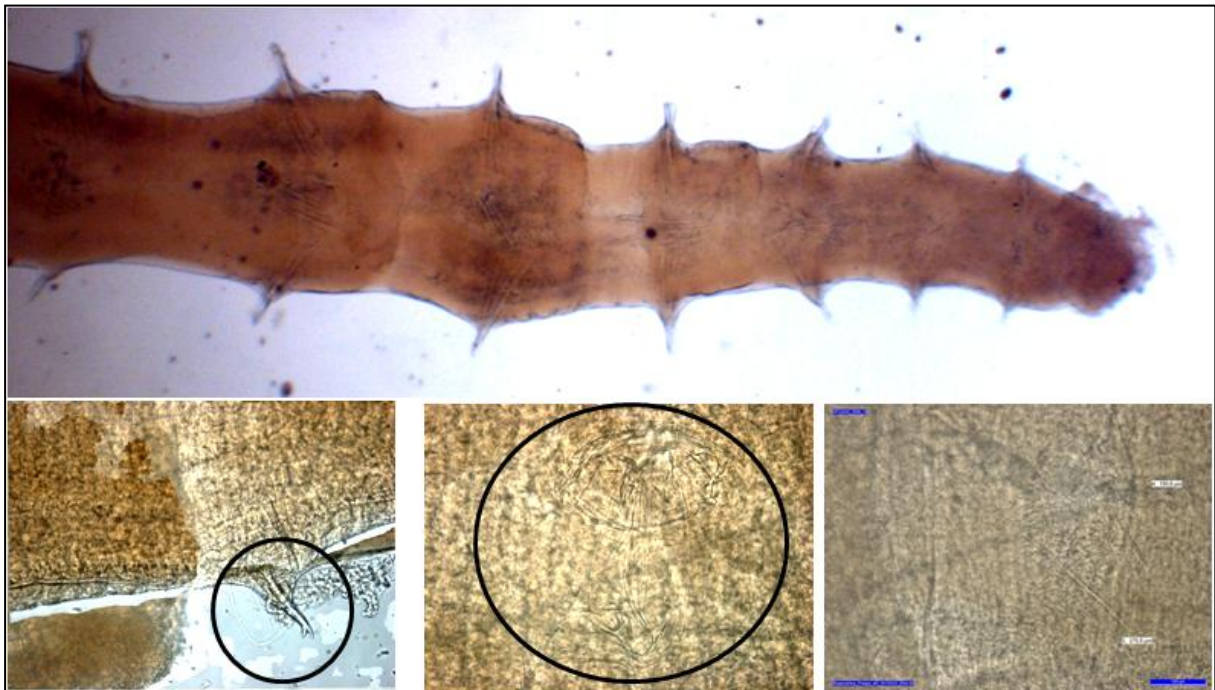
Οικολογία: Το συγκεκριμένο είδος μπορεί να χρησιμοποιηθεί σαν δείκτης οργανικής ρύπανσης (Lang 1978). Είναι κοινό είδος και βρίσκεται σε μεγάλες αφθονίες στη βαθιά ζώνη εύτροφων λιμνών, μερικές φορές απαντάται και σε υφάλμυρα ενδιαιτήματα (Timm 2009). Γενικά, απαντάται σε μαλακό τύπο υποστρώματος, που χαρακτηρίζεται κυρίως από ιλύ και άργιλο (Šporka 1998, Risnoveanu & Vadineanu 2002). Το συγκεκριμένο είδος σχετίζεται θετικά με το βάθος και ίσως γίνεται πιο άφθονο σε μεγάλα υδάτινα σώματα (Verdonschot 1987).

Γεωγραφική εξάπλωση: Η ευρωπαϊκή εξάπλωση του είδους *P. hammoniensis* φαίνεται στην Εικόνα 10.



Εικόνα 10. Κατανομή του *P. hammoniensis* στην Ευρώπη (Πηγή: <http://www.faunaeur.org>).
Figure 10. Distribution of *P. hammoniensis* in Europe (Source: <http://www.faunaeur.org>).

Peipsidrilus sp. Timm, 1977

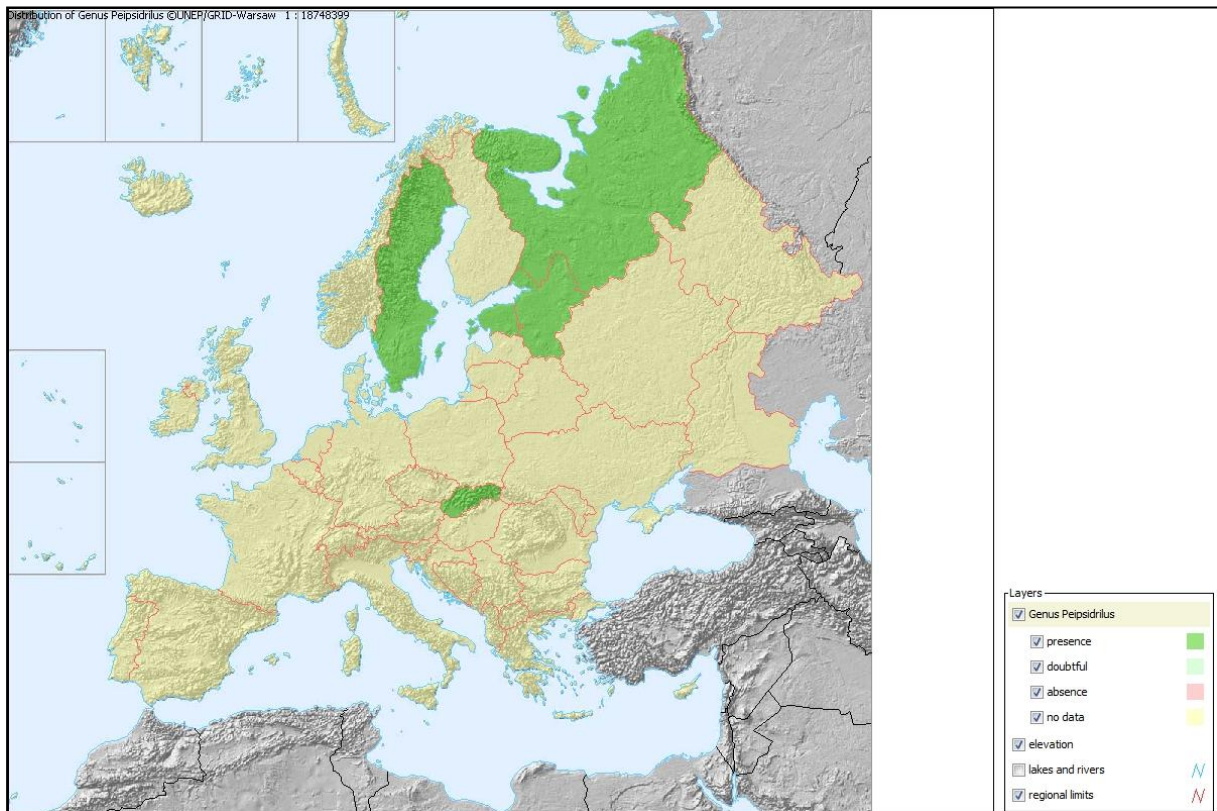


Διαγνωστικά χαρακτηριστικά: Οι αναπαραγωγικές σμήριγγες είναι λεπτές και βρίσκονται στο X μεταμερές από την κοιλιακή πλευρά. Στις πρόσθιες σμήριγγες υπάρχουν 2-6 δεσμίδες και

τα δόντια τους είναι ίσα. Τα αναπαραγωγικά όργανα βρίσκονται στο XI μεταμερές έχουν σχήμα σαν μανιτάρι.

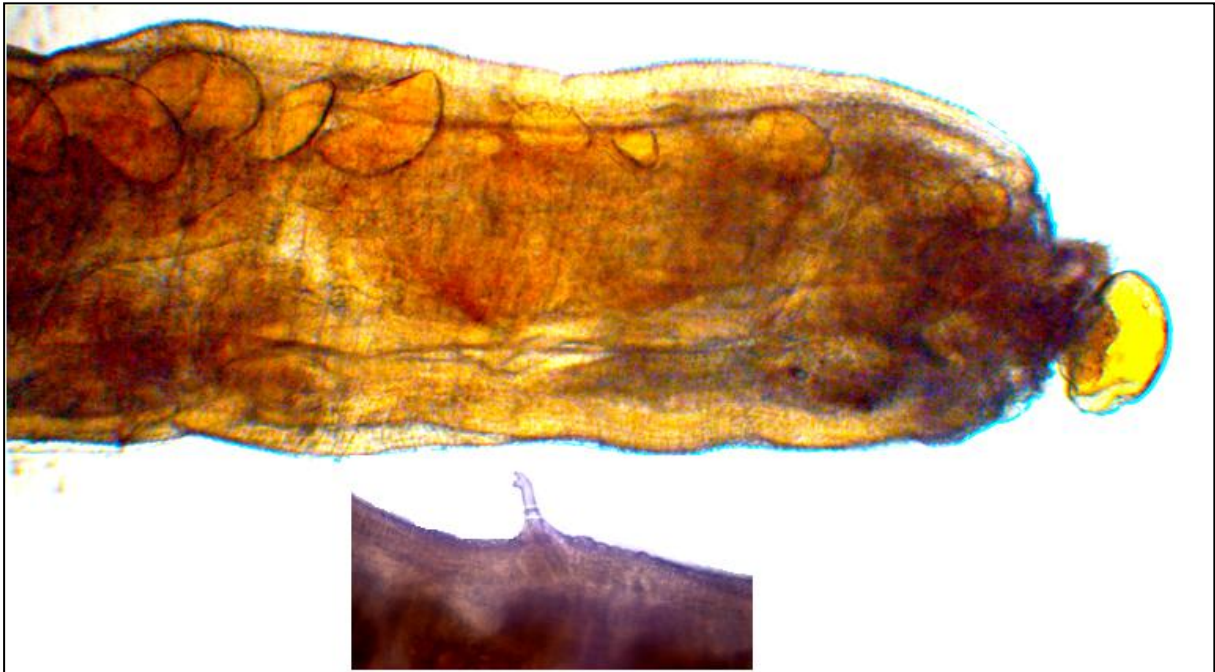
Οικολογία: Σύμφωνα με τους Dumnicka & Roznanska (2006) απαντάται κυρίως στις λίμνες και προτιμά ένα μεγάλο εύρος ενδιαιτημάτων: λάσπη, άμμο και ιλύ σε βάθος 4 - 8,4 m. Είναι σπάνιο είδος στην Ευρώπη (Timm 2009).

Γεωγραφική εξάπλωση: Η ευρωπαϊκή εξάπλωση του γένους *Peipsidrilus* φαίνεται στην Εικόνα 11.



Εικόνα 11. Κατανομή του *Peipsidrilus* στην Ευρώπη (Πηγή: <http://www.faunaeur.org>).
Figure 11. Distribution of *Peipsidrilus* in Europe (Source: <http://www.faunaeur.org>).

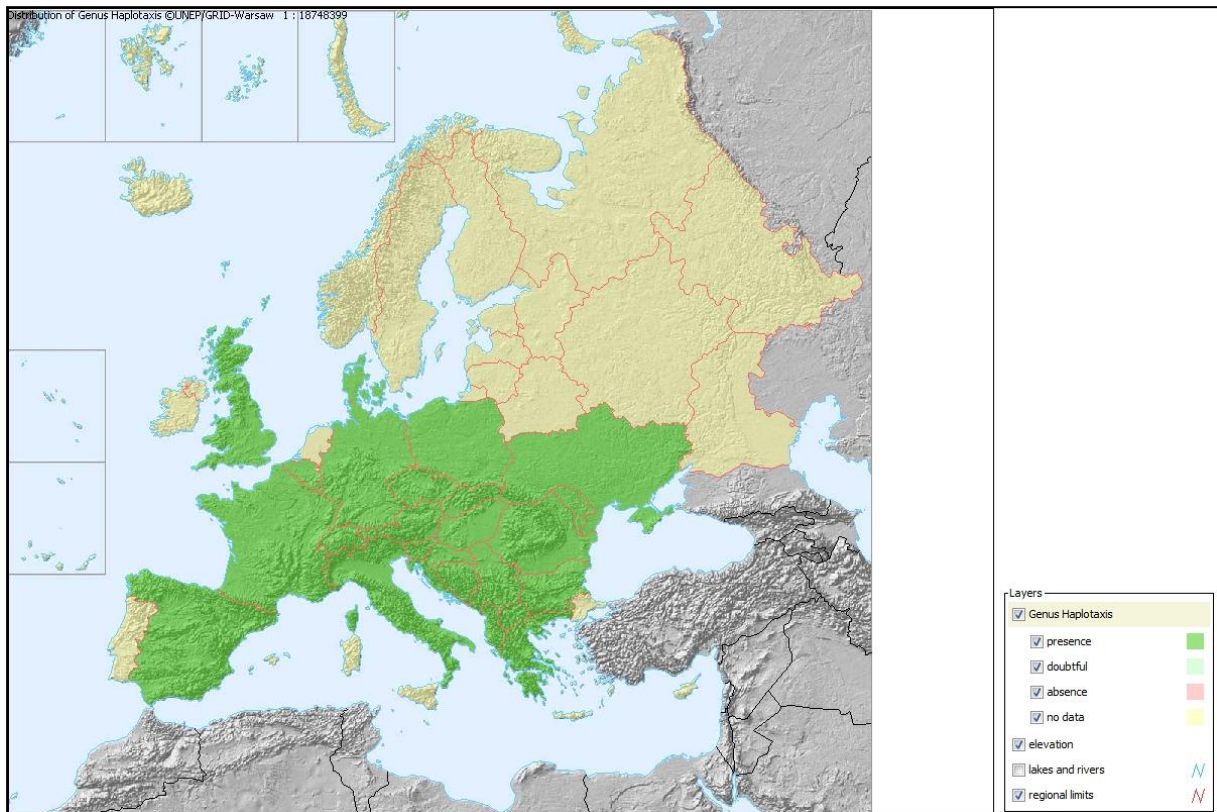
Haplotaxis sp. Hoffmeister, 1843



Διαγνωστικά χαρακτηριστικά: Συνήθως έχουν μία σμήριγγα (σπάνια δύο) σε κάθε δεσμίδα, ελαφρώς σιγμοειδής, λεπτή. Οι ραχιαίες σμήριγγες είναι μικρότερες από ότι οι κοιλιακές και σε μερικές περιπτώσεις μπορεί να απουσιάζουν σε μερικά μεταμερή. Το μήκος τους είναι πάνω από 300 μm , η διάμετρός τους 0,2-2 μm και ο αριθμός των μεταμερών 200-480.

Οικολογία: Σύμφωνα με τον Timm (2009) ίσως η ομάδα αυτή να είναι από τις πιο αρχαίες των υδρόβιων ολιγόχαιτων. Απαντάται σε υδάτινα σώματα με κρύο νερό και σε υπόγεια νερά (Timm 2009).

Γεωγραφική εξάπλωση: Η ευρωπαϊκή εξάπλωση του γένους *Haplotaxis* φαίνεται στην Εικόνα 12.

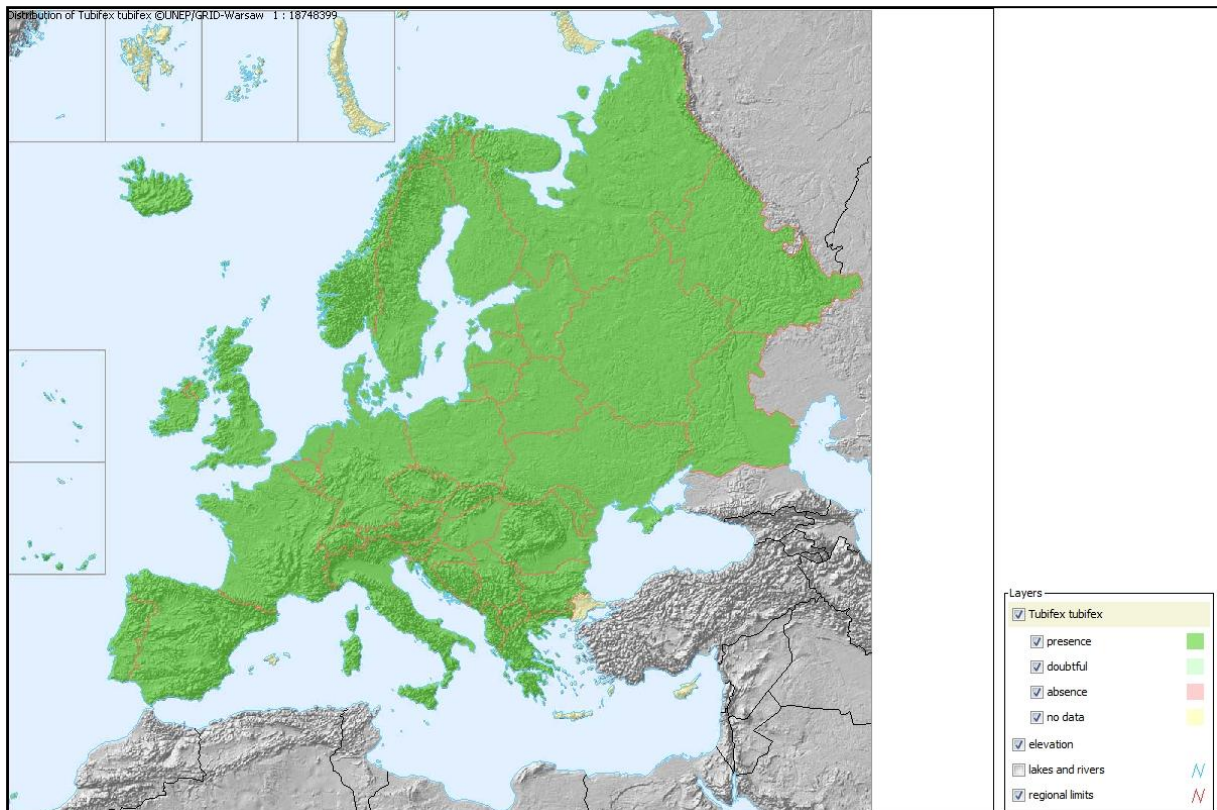


Εικόνα 12. Κατανομή του Haplotaxis στην Ευρώπη (Πηγή: <http://www.faunaeur.org>).
Figure 12. Distribution of Haplotaxis in Europe (Source: <http://www.faunaeur.org>).

Tubifex tubifex (Muller, 1774)

Οικολογία: Είναι κοινό σε διαφορετικές συνθήκες, αλλά είναι ανθεκτικό στην ρύπανση (Timm 2009).

Γεωγραφική εξάπλωση: Η ευρωπαϊκή εξάπλωση του είδους *T. tubifex* φαίνεται στην Εικόνα 13.



Εικόνα 13. Κατανομή του *T. tubifex* στην Ευρώπη (Πηγή: <http://www.faunaeur.org>).
Figure 13. Distribution of *T. tubifex* in Europe (Source: <http://www.faunaeur.org>).

Nematoda

Οικολογία: Οι νηματώδεις απαντώνται σε όλα τα ενδιαιτήματα και το έδαφος και σε όλες τις κλιματικές ζώνες (Traunspurger 2000). Οι νηματώδεις είναι καταναλωτές μικροβιακού φορτίου και παίζει σημαντικό ρόλο στη παραγωγικότητα των λιμνών (Traunspurger 2000). Σύμφωνα με τον Rossaro et al. (υπό δημοσίευση) θεωρείται ευαίσθητο ως προς την οργανική ρύπανση.

ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ V

Πίνακας 1. Τιμές από το Mann Whitney test στους σταθμούς των λιμνών Βόλβης, Καστοριάς και Μικρής Πρέσπας.

Table 1. Values of Mann Whitney test in stations of lakes Volvi, Kastoria and Mikri Prespa.

Σταθμοί	p-value	Σταθμοί	p-value
B-Σ1	0,802	Κ-Σ1	0,599
B-Σ2	0,518	Κ-Σ2	0,915
B-Σ3	0,559	Κ-Σ3	0,912
B-Σ4	0,423	Κ-Σ4	0,584
B-Σ5	0,495	Κ-Σ5	1
B-Σ6	0,894	Π-Σ1	0,752
B-Σ7	0,887	Π-Σ2	0,671
B-Σ8	1	Π-Σ3	0,872
B-Σ9	0,423	Π-Σ4	0,913
		Π-Σ5	1

ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ VI

Πίνακας 1. Αποτελέσματα της ανάλυσης δεδομένων co-inertia για τους σταθμούς των λιμνών Βόλβης, Καστοριάς και Μικρής Πρέσπας.

Table 1. Results of co-inertia for the stations of lakes Volvi, Kastoria and Mikri Prespa.

Άξονες	Ιδιοτιμές	Συμεταβλητές	sdX	sdY	Συσχέτιση
1 ^{ος}	0,36	0,60	0,45	2,04	0,66
2 ^{ος}	0,05	0,22	0,24	1,76	0,54
3 ^{ος}	0,01	0,10	0,32	0,84	0,35
4 ^{ος}	0,00	0,05	0,14	0,81	0,45
Inertia & coinertia X					
Άξονες	inertia	Μέγιστο	Αναλογία		
1 ^{ος}	0,20	0,22	0,93		
1 ^{ος} & 2 ^{ος}	0,26	0,34	0,76		
1 ^{ος} , 2 ^{ος} & 3 ^{ος}	0,36	0,37	0,96		
1 ^{ος} , 2 ^{ος} , 3 ^{ος} & 4 ^{ος}	0,38	0,40	0,95		
Inertia & coinertia Y					
Άξονες	inertia	Μέγιστο	Αναλογία		
1 ^{ος}	4,15	4,42	0,94		
1 ^{ος} & 2 ^{ος}	7,24	7,88	0,92		
1 ^{ος} , 2 ^{ος} & 3 ^{ος}	7,95	9,38	0,85		
1 ^{ος} , 2 ^{ος} , 3 ^{ος} & 4 ^{ος}	8,60	10,45	0,82		

Πίνακας 2. Συσχέτιση των αξόνων της PCA (Ax1-Ax4) της αφθονίας των βενθικών μακροασπονδύλων με τους άξονες της ανάλυσης co-inertia.

	Co-inertia AxcX1	Co-inertia AxcX2	Co-inertia AxcX3	Coi-inertia AxcX4
PCA Ax1	-0,938	-0,044	-0,321	0,097
PCA Ax2	-0,311	0,499	0,763	-0,140
PCA Ax3	0,135	0,812	-0,421	0,250
PCA Ax4	-0,039	-0,193	0,160	0,107

Πίνακας 3. Συσχέτιση των αξόνων της PCA (Ax1-Ax4) των περιβαλλοντικών μεταβλητών με τους άξονες της ανάλυσης co-inertia.

	Co-inertia AxcY1	Co-inertia AxcY2	Co-inertia AxcY3	Co-inertia AxcY4
PCA Ax1	0,911	0,337	-0,135	0,085
PCA Ax2	-0,366	0,834	-0,144	0,085
PCA Ax3	0,065	0,186	0,276	-0,409
PCA Ax4	0,003	0,307	0,459	-0,139

ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ VII

Πίνακας 1. Συσχέτιση περιβαλλοντικών μεταβλητών με τους άξονες ταξιθέτησης.
Table 1. Relation of environmental variables with ordination axes.

	1 ^{ος} άξονας	2 ^{ος} άξονας	3 ^{ος} άξονας	4 ^{ος} άξονας
B.O.D. ₅ (mg/l)	-0,106	-0,394	-0,124	0,285
DO (mg/l)	-0,038	-0,561	0,128	0,359
N-NH ₄ (mg/l)	-0,218	-0,266	0,090	0,425
N-NO ₂ (mg/l)	0,280	0,150	-0,019	-0,037
N-NO ₃ (mg/l)	0,150	-0,177	0,299	0,207
pH	0,092	-0,502	0,016	-0,306
P-PO ₄ (mg/l)	0,465	0,328	0,099	0,220
T.S.S. (mg/l)	0,178	0,356	0,086	-0,035
Αγωγιμότητα (mS/cm)	0,803	0,012	0,052	0,007
Βάθος (m)	0,639	0,249	-0,082	0,193
Διαφάνεια (m)	-0,354	-0,400	0,391	0,367
Θερμοκρασία (°C)	0,283	0,419	0,297	-0,270
Υψόμετρο (m)	-0,878	-0,091	-0,023	0,038

Πίνακας 2. Συσχέτιση βενθικών μακροασπονδύλων με τους άξονες ταξιθέτησης.
Table 2. Relation of benthic macroinvertebrates with ordination axes.

	1 ^{ος} άξονας	2 ^{ος} άξονας	3 ^{ος} άξονας	4 ^{ος} άξονας
<i>C.defectus</i>	0,200	-0,262	-0,311	0,030
<i>C.flavicans</i>	-0,006	0,317	0,198	-0,066
<i>C.plumosus</i>	0,425	0,042	0,029	0,119
<i>C.viridulum</i>	0,207	-0,229	0,151	-0,054
Ceratopogonidae	-0,075	-0,065	0,267	-0,103
<i>E.tendens</i>	0,398	-0,276	-0,238	-0,285
Erobdelellidae	-0,046	-0,182	0,077	-0,001
<i>Haplotaxis sp.</i>	-0,531	-0,017	-0,538	-0,336
<i>M.tener</i>	0,413	-0,425	0,150	-0,130
Nematoda	0,059	-0,103	0,253	-0,147
<i>P.choreus</i>	0,063	-0,128	0,263	-0,063
<i>P.hammoniensis</i>	0,644	0,404	0,062	0,038
<i>P.P.psilopterus</i>	-0,046	-0,182	0,077	-0,001
<i>Peipsidrilus sp.</i>	-0,740	-0,228	-0,328	0,445
<i>T.tubifex</i>	-0,456	-0,377	0,268	0,270
<i>Tanytarsus sp.</i>	-0,153	-0,207	-0,245	-0,019