

**ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ ΘΕΣΣΑΛΙΑΣ
ΣΧΟΛΗ ΓΕΩΠΟΝΙΚΩΝ ΕΠΙΣΤΗΜΩΝ
ΤΜΗΜΑ ΓΕΩΠΟΝΙΑΣ ΙΧΘΥΟΛΟΓΙΑΣ ΚΑΙ ΥΔΑΤΙΝΟΥ
ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ
ΠΜΣ ΔΕΙΦΟΡΙΚΗ ΔΙΑΧΕΙΡΙΣΗ ΥΔΑΤΙΚΟΥ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ**

ΜΕΤΑΠΤΥΧΙΑΚΗ ΔΙΠΛΩΜΑΤΙΚΗ ΕΡΓΑΣΙΑ

**«Περιβαλλοντικές επιπτώσεις στα θρεπτικά άλατα της υδάτινης
στήλης από μονάδα εκτροφής ψαριών του Παγασητικού Κόλπου»**

Ανδρονίκη Δημούδη

ΒΟΛΟΣ 2022

**UNIVERSITY OF THESSALY
SCHOOL OF AGRICULTURAL SCIENCES
DEPARTMENT OF ICHTHYOLOGY AND AQUATIC
ENVIRONMENT
MSC SUSTAINABLE MANAGEMENT OF AQUATIC
ENVIRONMENT**

POSTGRADUATE MASTER'S THESIS

**«Environmental impacts on the nutrients of the water column from a
fish farming in Pagasitikos Gulf»**

Androniki Dimoudi

VOLOS 2022

**«Περιβαλλοντικές επιπτώσεις στα θρεπτικά άλατα της υδάτινης στήλης από
μονάδα εκτροφής ψαριών του Παγασητικού Κόλπου»**

Τριμελής Εξεταστική Επιτροπή:

- 1) **Νικόλαος Νεοφύτου**, Αναπληρωτής Καθηγητής, Υδατοκαλλιέργειες και Περιβάλλον, Τμήμα Γεωπονίας Ιχθυολογίας και Υδάτινου Περιβάλλοντος, Σχολή Γεωπονικών Επιστημών, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, ***Επιβλέπων***,
- 2) **Παναγιώτα Παναγιωτάκη**, Καθηγήτρια, Υδατοκαλλιέργειες, Τμήμα Γεωπονίας Ιχθυολογίας και Υδάτινου Περιβάλλοντος, Σχολή Γεωπονικών Επιστημών, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, ***Μέλος***,
- 3) **Χρήστος Δομενικιώτης**, ΕΔΙΠ, Τηλεπισκόπηση και Γεωγραφικά Συστήματα Πληροφοριών, Τμήμα Γεωπονίας Ιχθυολογίας και Υδάτινου Περιβάλλοντος, Σχολή Γεωπονικών Επιστημών, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, ***Μέλος***

Στην Αγγελική...

ΕΥΧΑΡΙΣΤΙΕΣ

Θα ήθελα να εκφράσω τις ειλικρινείς μου ευχαριστίες σε όλους όσοι συνέβαλαν να φέρω εις πέρας την παρούσα Μεταπτυχιακή Διπλωματική Εργασία. Ιδιαίτερα θα ήθελα να ευχαριστήσω τον Επιβλέποντα της εργασίας αυτής, Αναπληρωτή Καθηγητή κ. Νικόλαο Νεοφύτου για την πολύτιμη βοήθειά του και τη διαρκή υποστήριξή του, τόσο κατά διεξαγωγή των δειγματοληψιών και αναλύσεων, όσο και κατά τη συγγραφή της παρούσας εργασίας. Επίσης, ένα μεγάλο ευχαριστώ οφείλω στο μέλος της εξεταστικής επιτροπής, κ. Χρήστο Δομενικιώτη (ΕΔΙΠ) για την εξίσου πολύτιμη βοήθειά του κατά τη διεξαγωγή των δειγματοληψιών και για τις χρήσιμες συμβουλές και υποδείξεις του κατά το στάδιο επεξεργασίας των δεδομένων, μέσω των Γεωγραφικών Συστημάτων Πληροφοριών (GIS). Επιπρόσθετα, θα ήθελα να ευχαριστήσω και το άλλο μέλος της εξεταστικής επιτροπής, την κα. Παναγιώτα Παναγιωτάκη, Καθηγήτρια, για τις στοχευμένες διορθώσεις – επισημάνσεις επί του κειμένου της διατριβής.

Επιπλέον, ένα μεγάλο ευχαριστώ στους ιδιοκτήτες και στο προσωπικό της ιχθυοκαλλιεργητικής μονάδας “Υδρόβιος Υδατοκαλλιέργεια Ε.Π.Ε.”, για τη φιλοξενία τους στις εγκαταστάσεις της μονάδας, καθώς και για την παροχή πλωτού μέσου μέσω του οποίου πραγματοποιήθηκε η δειγματοληψία.

Ιδιαίτερες ευχαριστίες στο μέλος ΕΔΙΠ του Τμήματος, κα. Λαμπρινή Τζιάντζιου, για την πολύτιμη βοήθεια και τις χρήσιμες συμβουλές που μου παρείχε κατά τη διάρκεια διεξαγωγής των εργαστηριακών αναλύσεων.

Τέλος, ένα πολύ μεγάλο ευχαριστώ στην οικογένειά μου και στους δικούς μου ανθρώπους για την αμέριστη υποστήριξη, συμπαράσταση και κατανόηση καθ’ όλη τη διάρκεια των σπουδών μου, τόσο σε προπτυχιακό όσο και σε μεταπτυχιακό επίπεδο.

ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Στόχος της παρούσας μεταπτυχιακής διπλωματικής εργασίας ήταν η εκτίμηση των περιβαλλοντικών επιπτώσεων στα θρεπτικά άλατα της υδάτινης στήλης από τη λειτουργία μονάδας εκτροφής ψαριών στην περιοχή του Παγασητικού Κόλπου.

Για την επίτευξη αυτού, πραγματοποιήθηκε δειγματοληψία τον Ιούλιο του 2021 σε εγκαταστάσεις θαλάσσιας ιχθυοκαλλιέργειας της εταιρείας “Υδρόβιος Υδατοκαλλιέργεια Ε.Π.Ε.”, στις νοτιοανατολικές ακτές του Παγασητικού κόλπου. Η μεθοδολογία που ακολουθήθηκε κατά τον σχεδιασμό της δειγματοληψίας αναπτύχθηκε σ’ ένα Γεωγραφικό Σύστημα Πληροφοριών (GIS), και μέσω αυτού δημιουργήθηκε ένα πλέγμα 28 δειγματοληπτικών σταθμών. Σε κάθε σταθμό πραγματοποιήθηκε καταγραφή των φυσικοχημικών και βιολογικών παραμέτρων του νερού (θερμοκρασία, αλατότητα, pH, διαλυμένο οξυγόνο, χλωροφύλλη α), ενώ παράλληλα λήφθηκαν δείγματα νερού, τόσο από την επιφάνεια όσο και από τα 10 m βάθους, για τον προσδιορισμό της συγκέντρωσης των θρεπτικών αλάτων (αμμωνιακά, νιτρώδη, νιτρικά, φωσφορικά και πυριτικά). Για την εκτίμηση των συγκεντρώσεων στις περιοχές όπου δεν υπήρχαν μετρήσεις, χρησιμοποιήθηκε η μέθοδος της χωρικής παρεμβολής (spatial interpolation), μέσω της χρήσης συναρτήσεων ακτινικής βάσης (RBF-radial basis functions).

Με βάση τα αποτελέσματα που προέκυψαν, τα φυσικοχημικά και βιολογικά χαρακτηριστικά του νερού παρουσίασαν την αναμενόμενη για την εποχή διακύμανση. Η στατιστική επεξεργασία των θρεπτικών αλάτων έδειξε σημαντικές διαφορές μόνο για τα νιτρώδη. Οι συγκεντρώσεις τους κυμάνθηκαν σε χαμηλά επίπεδα, ενώ οι μέγιστες τιμές αυτών βρέθηκαν εντός των ορίων που είχαν προηγουμένως αναφερθεί για την ευρύτερη περιοχή του Παγασητικού Κόλπου. Κατά συνέπεια, οι τιμές τους σε καμία περίπτωση δεν ξεπέρασαν τα όρια πέραν των οποίων εμφανίζεται το φαινόμενο του

ευτροφισμού ή δημιουργούνται συνθήκες που διαταράσσουν την ευζωία των εκτρεφόμενων οργανισμών.

Μέσα από τις δυνατότητες που προσφέρουν τα Γεωγραφικά Συστήματα Πληροφοριών, θα μπορούσαν να αποτελέσουν ένα χρήσιμο εργαλείο για την περιβαλλοντική διαχείριση της υδατοκαλλιέργειας.

Λέξεις κλειδιά: Ιχθυοκαλλιέργεια, περιβαλλοντικές επιπτώσεις, θρεπτικά άλατα, ευτροφισμός, GIS.

ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΑ

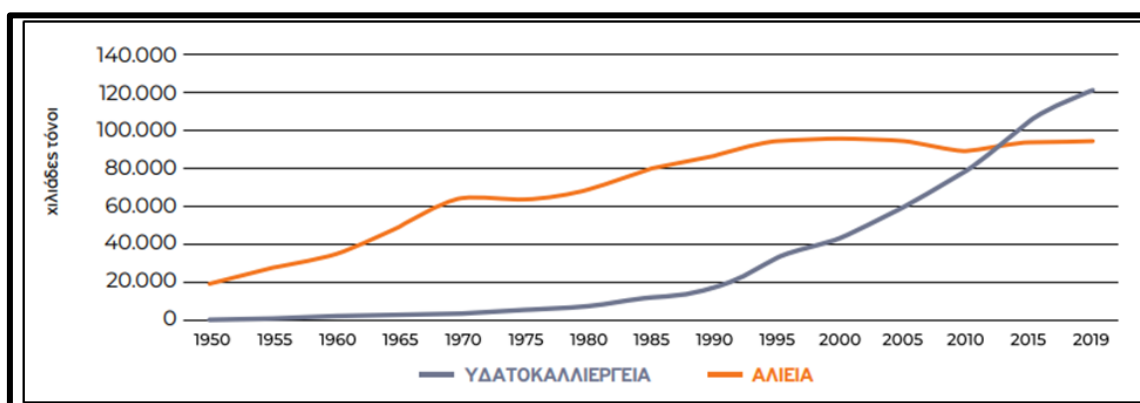
ΠΡΟΚΑΤΑΡΚΤΙΚΕΣ ΣΕΛΙΔΕΣ	i-vi
ΠΕΡΙΛΗΨΗ	1
1. ΕΙΣΑΓΩΓΗ	5
1.1. Υφιστάμενη κατάσταση της υδατοκαλλιέργειας.....	5
1.2. Ελληνική ιχθυοκαλλιέργεια.....	7
1.3. Περιβαλλοντικές επιπτώσεις ιχθυοκαλλιεργειών.....	9
1.4. Περιγραφή ευρύτερης περιοχής έρευνας.....	13
1.5. Ανασκόπηση βιβλιογραφίας.....	19
1.6. Σκοπός έρευνας.....	21
2. ΥΛΙΚΑ ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΟΙ	22
2.1. Γενικά.....	22
2.2. Δειγματοληπτικό πλέγμα σταθμών.....	24
2.3. Μορφολογία βυθού.....	25
2.4. Φυσικοχημικά και βιολογικά χαρακτηριστικά.....	29
2.4.1. Υδάτινη στήλη.....	29
2.4.2. Θρεπτικά άλατα.....	30
2.5. Χωρική παρεμβολή.....	34
3. ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ	39
3.1. Φυσικοχημικά και βιολογικά χαρακτηριστικά.....	39
3.2. Θρεπτικά άλατα.....	43
3.3. Χωρική παρεμβολή.....	52
3.4. Στατιστική επεξεργασία.....	61
4. ΣΥΖΗΤΗΣΗ	63

4.1. Φυσικοχημικά και βιολογικά χαρακτηριστικά.....	63
4.2. Θρεπτικά άλατα.....	72
5. ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ.....	81
6. ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ.....	84
6.1. Ελληνική βιβλιογραφία.....	84
6.2. Ξενόγλωσση βιβλιογραφία.....	85
6.3. Ηλεκτρονική βιβλιογραφία.....	96
ABSTRACT.....	97

1. ΕΙΣΑΓΩΓΗ

1.1. Υφιστάμενη κατάσταση υδατοκαλλιέργειας

Σε παγκόσμιο επίπεδο, από το 2013 η παραγωγή υδατοκαλλιέργειας έχει ξεπεράσει τον όγκο των αλιευμάτων που προέρχονται από την ελεύθερη αλιεία, η οποία τα τελευταία δέκα χρόνια έχει σταθεροποιηθεί στους 90-93 εκατομμύρια τόνους (Σχ.1.1). Με βάση τα τελευταία διαθέσιμα στοιχεία, το 2019 η προσφορά προϊόντων αλιείας και υδατοκαλλιέργειας εκτιμάται στους 213,69 εκατομμύρια τόνους, εκ των οποίων το μεγαλύτερο μέρος (56%) προήλθε από τον τομέα της υδατοκαλλιέργειας (FAO 2020). Σύμφωνα με τις προβλέψεις του Παγκόσμιου Οργανισμού Τροφίμων (FAO) και της Παγκόσμιας Τράπεζας, μέχρι το 2030 πάνω από το 65% των αλιευτικών προϊόντων θα προέρχεται από την υδατοκαλλιέργεια.



Σχήμα 1.1: Εξέλιξη παραγωγής αλιείας και υδατοκαλλιέργειας 1950 – 2019 (ΕΛΟΠΥ 2021).

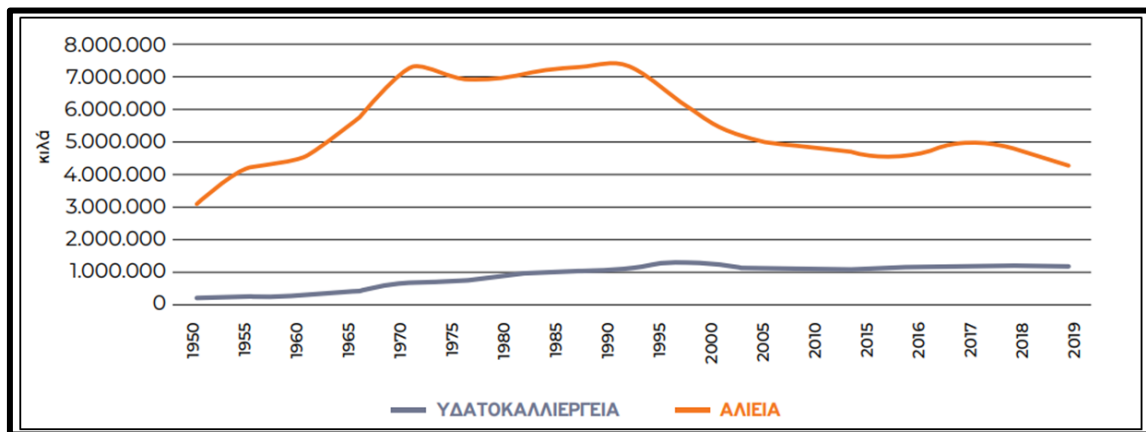
Όσον αφορά τη διάρθρωση της παραγωγής, η Ασία θεωρείται η μεγαλύτερη παραγωγός προϊόντων υδατοκαλλιέργειας, καθώς εκεί παράγονται τα 2/3 της παγκόσμιας παραγωγής (ΣΕΘ 2020). Σύμφωνα με τα διαθέσιμα στοιχεία για το 2019, η Ευρωπαϊκή Ένωση αποτελεί τον δεύτερο μεγαλύτερο έμπορο προϊόντων αλιείας και υδατοκαλλιέργειας σε παγκόσμιο επίπεδο, μετά την Κίνα. Η εγχώρια ζήτηση καλύπτεται κατά κύριο λόγο από τις εισαγωγές, δεδομένου ότι αποτελούν το 80% της αξίας του εμπορίου (ΕΛΟΠΥ 2021).

Από τα τέλη της δεκαετίας του 1990 μέχρι και σήμερα η ζήτηση των δύο βασικών μεσογειακών ειδών (τσιπούρα, λαβράκι) καλύπτεται σχεδόν αποκλειστικά μέσω της ιχθυοκαλλιέργειας. Τα τελευταία 20 χρόνια, η παγκόσμια παραγωγή αυξήθηκε από 150.000 τόνους το 2000 σε πάνω από 475.000 τόνους το 2020 (EUMOFA 2021). Με βάση τις εκτιμήσεις για το 2021, η παραγωγή των δύο αυτών ειδών θα παρουσιάσει αύξηση και θα κυμανθεί στους 487.500 τόνους (ΕΛΟΠΥ 2021).

Μεγαλύτεροι παραγωγοί προϊόντων μεσογειακής ιχθυοκαλλιέργειας θεωρούνται η Τουρκία και η Ελλάδα, αντιπροσωπεύοντας το 70% της παραγωγής σε παγκόσμιο επίπεδο. Το 2020, το μεγαλύτερο μέρος της παραγωγής σε τσιπούρα και λαβράκι (205.000 τόνοι) προήλθε από την Τουρκία, με την Ελλάδα να βρίσκεται στη δεύτερη θέση, παράγοντας συνολικά 120.000 τόνους (ΕΛΟΠΥ 2021).

Στην Ευρωπαϊκή Ένωση, τα τελευταία 20 χρόνια, το μεγαλύτερο μέρος της προσφοράς αλιευτικών προϊόντων προέρχεται από την αλιεία, ενώ ένα αρκετά μικρότερο ποσοστό από τον κλάδο της υδατοκαλλιέργειας (Σχ. 1.2). Όσον αφορά την παραγωγή τσιπούρας και λαβρακιού, μέσα σε 10 χρόνια η παραγωγή διπλασιάστηκε από 100.000 τόνους το 2010 σε 200.000 τόνους το 2020 (EUMOFA 2021). Η Ελλάδα κατέχει την πρώτη θέση, αντιπροσωπεύοντας το 61% της παραγωγής (117.000 τόνοι).

Σύμφωνα με τα διαθέσιμα στοιχεία, εκτιμάται πως το 2021 η παραγωγή τσιπούρας και λαβρακιού θα κυμανθεί στους 204.600 τόνους (FEAP 2020, ΕΛΟΠΥ 2021). Μέρος της ζήτησης στην ευρωπαϊκή αγορά καλύπτεται από εισαγωγές τρίτων χωρών. Κύριος εξαγωγέας θεωρείται η Τουρκία η οποία προμηθεύει σχεδόν το 98% των εισαγόμενων ποσοτήτων τσιπούρας και λαβρακιού (ΕΛΟΠΥ 2021).

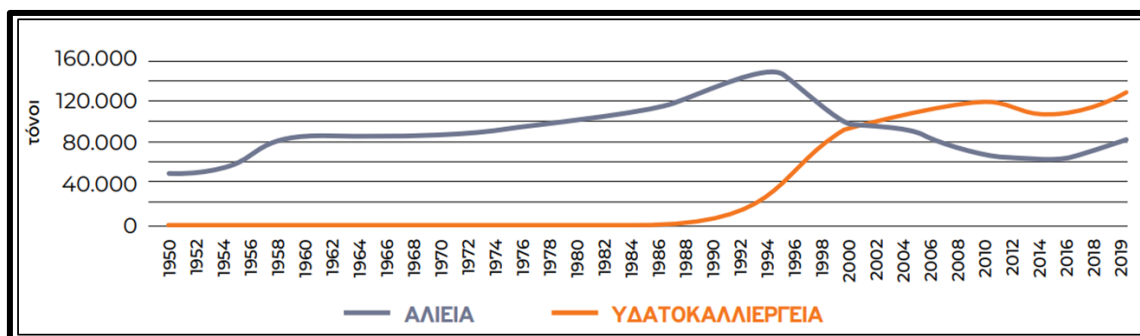


Σχήμα 1.2: Προσφορά αλιευτικών προϊόντων στην Ευρωπαϊκή Ένωση (ΕΛΟΠΥ 2021).

1.2. Ελληνική ιχθυοκαλλιέργεια

Η διαρκώς αυξανόμενη ζήτηση για αλιευτικά προϊόντα σε συνδυασμό με τα συγκριτικά πλεονεκτήματα της χώρας, αναφορικά με τις κλιματικές συνθήκες, την ποιότητα των υδάτων και την εκτεταμένη ακτογραμμή, οδήγησαν στις αρχές της δεκαετίας του 1980 στην ταχύτερη ανάπτυξη του κλάδου της υδατοκαλλιέργειας. Μέχρι τότε, το 98% της εγχώριας παραγωγής αλιευτικών προϊόντων προερχόταν από τη συλλεκτική αλιεία, ενώ μόλις το 2% από την υδατοκαλλιέργεια. Από το 2003, η

παραπάνω αναλογία άρχισε να μεταβάλλεται σταδιακά, με αποτέλεσμα η παραγωγή προϊόντων υδατοκαλλιέργειας να υπερβαίνει αυτήν της αλιείας (Σχ. 1.3) (ΕΛΟΠΥ 2021).



Σχήμα 1.3: Παραγωγή αλιευτικών προϊόντων στην Ελλάδα (1950 – 2019) (ΕΛΟΠΥ 2021).

Όσον αφορά τη θαλάσσια ιχθυοκαλλιέργεια, η τσιπούρα και το λαβράκι αποτελούν το 96% της παραγωγής, ενώ σε μικρότερο ποσοστό εκτρέφονται άλλα μεσογειακά είδη. Το 2020 η παραγωγή τσιπούρας και λαβρακιού ανήλθε σε 117.000 τόνους, ενώ το 2021 εκτιμάται πως θα παρουσιάσει αύξηση και θα κυμανθεί στους 120.500 τόνους (ΕΛΟΠΥ 2021).

Τα τελευταία χρόνια, η ελληνική ιχθυοκαλλιέργεια έχει στραφεί και στην παραγωγή νέων ειδών. Σε αυτό συνέβαλε τόσο η αυξανόμενη ζήτησή τους από την εγχώρια και ευρωπαϊκή αγορά όσο και η διαρκής βελτίωση της τεχνογνωσίας αναφορικά με τις συνθήκες εκτροφής τους. Το 2020 παρήχθησαν συνολικά 5.100 τόνοι νέων ειδών, σημειώνοντας αύξηση 19% συγκριτικά με το προηγούμενο έτος. Σύμφωνα

με τα διαθέσιμα στοιχεία, για το 2021 εκτιμάται πως η παραγωγή τους θα ξεπεράσει τους 5.700 τόνους (ΕΛΟΠΥ 2021).

Όσον αφορά τη βιολογική ιχθυοκαλλιέργεια, το ποσοστό συμμετοχής της στην ελληνική παραγωγή είναι ιδιαίτερα μικρό εξαιτίας της χαμηλής ζήτησης που παρουσιάζουν τα βιολογικά ψάρια. Αυτό οφείλεται κυρίως στην τιμή τους, η οποία μπορεί να είναι έως και 60% υψηλότερη σε σχέση με τα ψάρια που προέρχονται από τη συμβατική εκτροφή (ΣΕΘ 2020). Το 2020 η παραγωγή βιολογικής ιχθυοκαλλιέργειας διατηρήθηκε στους 800 τόνους, ενώ για το 2021 αναμένεται να παραμείνει αμετάβλητη (ΕΛΟΠΥ 2021).

Όσον αφορά την εμπορία μεσογειακών ιχθύων, το μεγαλύτερο μέρος της παραγωγής (80%) διατίθεται σε αγορές εκτός Ελλάδας. Συγκεκριμένα, το 2020 οι εξαγωγές ελληνικής τσιπούρας και λαβρακιού ανήλθαν στους 91.841 τόνους, παρουσιάζοντας αύξηση 5,6% σε σχέση με το προηγούμενο έτος, καθιστώντας την ιχθυοκαλλιέργεια τον πρώτο εξαγωγικό κλάδο ζωικής παραγωγής της χώρας (ΕΛΟΠΥ 2021).

1.3. Περιβαλλοντικές επιπτώσεις ιχθυοκαλλιεργειών

Η ραγδαία ανάπτυξη των ιχθυοκαλλιεργειών κατά τα τελευταία 35 χρόνια, κυρίως σε παράκτιες περιοχές, έχει οδηγήσει σε συγκρούσεις με άλλους χρήστες της παράκτιας ζώνης, όπως είναι ο τουρισμός και η αλιεία (Neofitou et al. 2019). Κύρια αιτία για τις συγκρούσεις αυτές, αποτελεί η επίδραση που έχει η δραστηριότητα της ιχθυοκαλλιέργειας στο θαλάσσιο περιβάλλον, κυρίως μέσω των προϊόντων μεταβολισμού των εκτρεφόμενων οργανισμών και της μη καταναλωθείσας τροφής (Holmer et al. 2008).

Η πιο γνωστή και περισσότερο καταγεγραμμένη επίπτωση των ιχθυοκαλλιεργειών στο περιβάλλον, αφορά την εναπόθεση οργανικού υλικού στον πυθμένα, κάτω και γύρω από τους κλωβούς (Gowen & Bradbury 1987, Wu 1995, Karakassis et al. 2000, Fernades et al. 2001, Karakassis et al. 2002, Neofitou et al. 2010). Σε αρκετές έρευνες έχει αναφερθεί η παρουσία ενός λεπτού στρώματος μαύρου ιζήματος κάτω από τους κλωβούς (Hall et al. 1992, Angel et al. 1995), το οποίο χαρακτηρίζεται ως “ίζημα ιχθυοκαλλιέργειας” (Holmer 1991). Το ίζημα αυτό χαρακτηρίζεται από υψηλή περιεκτικότητα σε οργανικό υλικό, συσσώρευση αζωτούχων και φωσφορικών ενώσεων και χαμηλές τιμές δυναμικού οξειδοαναγωγής (Eh) (Hall et al. 1992).

Σύμφωνα με τους Karakassis et al. (2000), η περιεκτικότητα του ιζήματος σε οργανικό άνθρακα και άζωτο αυξάνει κοντά στους κλωβούς κατά 1,5-5 φορές και το ATP κατά 4-28 φορές. Έρευνες έχουν δείξει πως το δυναμικό οξειδοαναγωγής αυξάνεται με την απόσταση από τους κλωβούς και με το βάθος, καθώς όσο μεγαλύτερη είναι η απόσταση από τους κλωβούς και τον πυθμένα τόσο σε μεγαλύτερη επιφάνεια διασπείρονται τα απόβλητα που ελευθερώνονται στο υδάτινο περιβάλλον, και άρα ανά μονάδα επιφάνειας μειώνεται ο βαθμός επίδρασης (Gowen & Bradbury 1987, Gowen et al. 1994, Cromeey et al. 2002).

Το μέγεθος της επιβάρυνσης από την απελευθέρωση στερεών αποβλήτων φαίνεται να διαφέρει ανάλογα με τις φυσικοχημικές παραμέτρους του νερού, τη συγκέντρωση των θρεπτικών αλάτων, το βάθος, τη ρευμάτωση και την κοκκομετρική και χημική σύσταση του ιζήματος (Karakassis et al. 2000). Συγκεκριμένα, στην περίπτωση ρηχών νερών και ασθενών ρευμάτων, τα απόβλητα καταβυθίζονται στο ίζημα κοντά στο σημείο απόρριψης. Αντίθετα, όταν στην περιοχή παρατηρούνται

μεγαλύτερα βάθη και πιο ισχυρά ρεύματα τα απόβλητα διασπείρονται και διαλυτοποιούνται σε μεγαλύτερη έκταση (Hall et al. 1992, Fernades et al. 2001).

Όσον αφορά τον τύπο του υποστρώματος, η επίδραση είναι πιο έντονη σε λασπώδη και ιλυώδη ιζήματα. Ωστόσο, ακόμα και στην περίπτωση όπου η περιοχή στην οποία εντοπίζεται η μονάδα χαρακτηρίζεται από ρηγά νερά και ιλυώδη πυθμένα, οι επιπτώσεις που παρατηρούνται παρουσιάζουν σημαντικές εποχικές αλλαγές και είναι λιγότερο σοβαρές τον χειμώνα, όταν η παροχή της τροφής είναι μικρότερη και η επαναιώρηση και οξυγόνωση του ιζήματος μεγαλύτερες (Μεντέ & Νέγκας 2011).

Οι επιπτώσεις από τη λειτουργία της μονάδας συνήθως εντοπίζονται σε τοπική κλίμακα, εντός μιας ζώνης που δεν υπερβαίνει τα 20 έως 50 m απόσταση από τα όρια των κλωβών (Beveridge 1996, Karakassis et al. 2000, Mente et al. 2006). Ωστόσο, σε άλλες μελέτες έχει αναφερθεί πως η συσσώρευση οργανικής ύλης μπορεί να επεκταθεί από 145 έως 205 m από τις εγκαταστάσεις των πλωτών ιχθυοκλωβών (Brooks & Mahnken 2003).

Από έρευνες που έχουν γίνει, έχει διαπιστωθεί πως μέσω της δραστηριότητάς της, η ιχθυοκαλλιέργεια ασκεί επίδραση και στη στήλη του νερού, απελευθερώνοντας σημαντικές ποσότητες αζώτου (N) και φωσφόρου (P) (Sàra 2007, Neofitou & Kladouatos 2008). Ο εμπλουτισμός των παράκτιων υδάτων με υψηλές συγκεντρώσεις θρεπτικών αλάτων μπορεί να οδηγήσει στην εκδήλωση φαινομένων ευτροφισμού (Silvert 1992, Gowen 1994). Ωστόσο, σύμφωνα με τους Karakassis et al. (2005) και Sevastou et al. (2006), η συνεισφορά της ιχθυοκαλλιέργειας στην αύξηση των θρεπτικών στο υδάτινο περιβάλλον είναι πολύ μικρότερη σε σχέση με άλλες δραστηριότητες, όπως οι χερσαίες καλλιέργειες, τα αστικά και βιομηχανικά λύματα, καθώς δεν υπερβαίνει το 1-5% σε σχέση με αυτές.

Σε παράκτιες περιοχές της Μεσογείου, τα θαλάσσια οικοσυστήματα παρουσιάζουν αφθονία σε θρεπτικά άλατα κατά τη διάρκεια του χειμώνα και της άνοιξης (Kontas et al. 2004). Ωστόσο, οι ιχθυοκαλλιέργειες φαίνεται πως μεταβάλλουν το παραπάνω φυσικό εποχικό πρότυπο. Μέσω της δραστηριότητάς τους, απελευθερώνουν θρεπτικές ουσίες καθ' όλη τη διάρκεια του έτους, με τη μεγαλύτερη συγκέντρωση αυτών να παρατηρείται την περίοδο του καλοκαιριού, όταν η υψηλή θερμοκρασία του νερού επιβάλλει την ανάγκη για υψηλότερους ρυθμούς σίτισης των εκτρεφόμενων οργανισμών (Pitta et al. 1999). Σύμφωνα με τους Karakassis et al. (2001), η παρατηρούμενη αύξηση στις συγκεντρώσεις των θρεπτικών αλάτων στην υδάτινη στήλη είναι χρονικά περιορισμένη και ακολουθεί ένα ενδο-ημερήσιο πρότυπο, γεγονός που οφείλεται στα χαρακτηριστικά διασποράς που παρουσιάζουν οι θέσεις όπου είναι εγκατεστημένες οι μονάδες.

Οι επιπτώσεις που προκαλούνται στο υδάτινο περιβάλλον από τη λειτουργία της ιχθυοκαλλιέργειας είναι πιο εμφανείς σε ημίκλειστους κόλπους, όπου η ανταλλαγή νερού και οι παλίρροιες είναι περιορισμένες (Maldonado et al. 2005). Ωστόσο, το μεγαλύτερο ποσοστό των ιχθυοτροφείων εντοπίζεται σε πιο ανοικτές περιοχές με ταχύτερους ρυθμούς ανανέωσης του νερού, με αποτέλεσμα τα θρεπτικά συστατικά να διασπείρονται σε μεγαλύτερη απόσταση από τους κλωβούς (Karakassis et al. 2005). Οι Gowen & Bradbury (1987), αναφέρουν ότι η διασπορά των αποβλήτων αποτελεί συνάρτηση του βάθους του νερού και της ταχύτητας με την οποία αυτά διασπείρονται. Όσο ισχυρότερα είναι τα ρεύματα τόσο μεγαλύτερη διασπορά επιτυγχάνεται (Neofitou & Kladatos 2008). Σύμφωνα με τους Kalantzi & Karakassis (2006), ο τύπος του ιζήματος στην περιοχή όπου δραστηριοποιείται μια μονάδα ιχθυοκαλλιέργειας είναι καθοριστικής σημασίας, καθώς μέσω αυτού αντικατοπτρίζονται οι δυναμικές

διεργασίες της στήλης του νερού μέσω της οποίας καθορίζεται η πορεία των αποβλήτων.

Άλλες έρευνες έχουν ασχοληθεί με τις επιπτώσεις σε άγριους πληθυσμούς ψαριών, όπως η γενετική ρύπανση (Crozier 2000, Fleming et al. 2000, Pearson & Black 2001) και η μεταφορά ασθενειών από ψάρια που έχουν διαφύγει από τα δίχτυα των πλωτών ιχθυοκλωβών (Heggberget et al. 1993). Επιπλέον, λίγες είναι οι έρευνες που έχουν ασχοληθεί με τις πιθανές επιπτώσεις των φαρμάκων (αντιβιοτικών) που χορηγούνται στους εκτρεφόμενους οργανισμούς για την καταπολέμηση ασθενειών (Cabello 2006) και των προϊόντων που χρησιμοποιούνται για την αποφυγή προσκόλλησης εδραίων οργανισμών στους κλωβούς (Nikolaou et al. 2014).

1.4. Περιγραφή ευρύτερης περιοχής έρευνας

Ο Παγασητικός αποτελεί έναν ημίκλειστο κόλπο, συνολικής έκτασης 520 km² και συνολικού όγκου 36 km³. Βρίσκεται στο δυτικό Αιγαίο Πέλαγος, βόρεια της Εύβοιας και περιβάλλεται από τις ορεινές περιοχές του Πηλίου, του Χαλκιδικίου, του Γιούρα και της Όθρυς. Η σύνδεσή του με το Αιγαίο και τον βόρειο Ευβοϊκό επιτυγχάνεται μέσω ενός στενού (5,5 km²) και σχετικά βαθύ (80 m) καναλιού του Τρικερίου (Εικ. 1.1). Η ακτογραμμή του Παγασητικού παρουσιάζει αρκετές εγκολπώσεις, με τις μεγαλύτερες να σχηματίζονται στους όρμους του Βόλου και του Αλμυρού (Petihakis et al. 2002).



Εικόνα 1.1: Ευρύτερη περιοχή έρευνας (Παγασητικός κόλπος).

Όσον αφορά τη γεωμορφολογία του, ο Παγασητικός χαρακτηρίζεται ως ένα ρηχό σύστημα, με μέσο βάθος τα 69 m. Το μεγαλύτερο βάθος (108 m), εντοπίζεται στο ανατολικό τμήμα του κόλπου, σε μία περιοχή σχήματος λεκάνης. Στο δυτικό και βόρειο τμήμα, ο πυθμένας παρουσιάζει ομαλή κλίση, ενώ στην υπόλοιπη έκταση είναι πιο απότομος κοντά στην ακτή (Petihakis et al. 2002). Στο μεγαλύτερο τμήμα του κόλπου και του διαύλου του Τρικεριού, ο πυθμένας καλύπτεται από λεπτόκοκκα ιζήματα, ενώ χονδρόκοκκα παρατηρούνται κατά κύριο λόγο στους όρμους του Βόλου και του Αλμυρού (Περισωράτης και συν. 1993).

Στον Παγασητικό κόλπο διακρίνονται δύο θαλάσσιες μάζες, οι οποίες διαφέρουν ως προς τη θερμοκρασία και την αλατότητα. Η εσωτερική μάζα καλύπτει το μεγαλύτερο μέρος του κόλπου, ενώ η εξωτερική την περιοχή του διαύλου του Τρίκερι.

Σε κάθε μία από τις υδάτινες μάζες, παρατηρούνται δύο διακριτά θαλάσσια στρώματα. Το επιφανειακό στρώμα, το οποίο εκτείνεται από την επιφάνεια μέχρι το βάθος των 20 m, και το βαθύ στρώμα το οποίο εκτείνεται από το βάθος των 40 m μέχρι και τον πυθμένα (Φριλίγκος και συν. 1985). Το επιφανειακό στρώμα χαρακτηρίζεται από υψηλές τιμές θερμοκρασίας και χαμηλές τιμές αλατότητας. Αντίθετα, στο βαθύτερο στρώμα παρατηρούνται περισσότερο ή λιγότερο σταθερά χαρακτηριστικά. Τον Αύγουστο, μεταξύ των δύο στρωμάτων, σε βάθος περίπου 20-40 m, αναπτύσσεται ένα ενδιάμεσο στρώμα το οποίο χαρακτηρίζεται από απότομη πτώση της θερμοκρασίας (θερμοκλινές) και αντίστοιχη απότομη αύξηση της αλατότητας (αλοκλινές). Η στρωμάτωση της υδάτινης στήλης είναι διακριτή καθ' όλη τη διάρκεια του έτους, με εξαίρεση την περίοδο του χειμώνα όπου παρουσιάζεται πλήρως ομογενοποιημένη (Θεοδώρου & Πετυχάκης 2000).

Ο Παγασητικός χαρακτηρίζεται από ταχύτητες ρευμάτων μικρότερες των 40 cm/sec, ενώ τα παλιρροιακά ρεύματα είναι ιδιαίτερα ασθενή (Μπαλόπουλος και συν. 1977). Η κυκλοφορία του νερού στον εξωτερικό κόλπο φαίνεται να αποτελεί συνάρτηση του ανέμου, της ανταλλαγής νερού με το Αιγαίο Πέλαγος, καθώς επίσης και της παλιρροιακής κίνησης του Βόρειου Ευβοϊκού. Αντίθετα, η θαλάσσια κυκλοφορία στον εσωτερικό κόλπο εξαρτάται σε μεγάλο βαθμό από τη δράση του ανέμου (Petihakis et al. 2005).

Το οικοσύστημα του Παγασητικού κόλπου μπορεί να χωριστεί σε τρεις διακριτές περιοχές, οι οποίες παρουσιάζουν διαφορετικά χαρακτηριστικά και τρόπους λειτουργίας. Η πρώτη περιοχή αφορά το εσωτερικό τμήμα του κόλπου, το οποίο χαρακτηρίζεται από μικρά βάθη (0-60 m), ισχυρή σύζευξη μεταξύ στήλης νερού και βένθους και ελάχιστη επιρροή από το Αιγαίο Πέλαγος. Το κεντρικό – εξωτερικό τμήμα

του κόλπου χαρακτηρίζεται από μεγαλύτερα βάθη, έντονη παρουσία θερμοκλινούς και συνθήκες χαμηλού φωτισμού κοντά στον πυθμένα. Τα παραπάνω χαρακτηριστικά οδηγούν στην ανάπτυξη δύο σημαντικά διαφορετικών τμημάτων στην υδάτινη στήλη. Το ανώτερο στρώμα το οποίο καταλαμβάνει τα πρώτα 50 m και το βαθύτερο στρώμα (50-70 m), στο οποίο παρατηρείται σχετικά χαμηλή θερμοκρασία και συνθήκες φωτός. Βάσει των φυσικοχημικών χαρακτηριστικών που επικρατούν, το εσωτερικό τμήμα χαρακτηρίζεται από μεσοτροφικές συνθήκες, με ευτροφικές εκρήξεις, όπως είναι ο σχηματισμός βλεννογόνων φυκών. Στο κεντρικό – εξωτερικό τμήμα, μέχρι το βάθος των 50 m, παρατηρούνται ολιγοτροφικές συνθήκες, ενώ σε μεγαλύτερα βάθη η πρωτογενής παραγωγή διατηρείται κάτω από το στρώμα του θερμοκλινούς (Petihakis et al. 2005).

Ο Παγασητικός κόλπος, σε αντίθεση με άλλους, μεγάλους ημίκλειστους κόλπους στην Ελλάδα, όπως είναι ο Σαρωνικός και ο Θερμαϊκός, παρουσιάζει χαμηλότερα επίπεδα ευτροφισμού, γεγονός που οφείλεται στις σημαντικά χαμηλότερες συγκεντρώσεις θρεπτικών αλάτων που εντοπίζονται στην περιοχή (Frigos 1982, Mihalatou & Moustaka-Gouni 2002). Σύμφωνα με τον Mason (1983), τα κλειστά και ημίκλειστα συστήματα χαρακτηρίζονται από περιορισμό φωσφορικών αλάτων δεδομένου ότι η ποσότητα του βιολογικά διαθέσιμου φωσφόρου είναι μικρότερη σε σχέση με εκείνη που απαιτείται για την ανάπτυξη των φυκών. Ο Παγασητικός κόλπος φαίνεται να ακολουθεί την παραπάνω τάση, με τα ιόντα φωσφόρου να βρίσκονται σε περίσσεια στο ανώτερο στρώμα του κεντρικού-εξωτερικού τμήματός του (Petihakis et al. 2005).

Σύμφωνα με τα εγκεκριμένα Σχέδια Διαχείρισης Λεκανών Απορροής Ποταμών (ΣΔΛΑΠ 2014), ο Παγασητικός κόλπος ως παράκτιο υδατικό σύστημα

(EL0817C0006N), εντοπίζεται στη λεκάνη απορροής των ρεμάτων Αλμυρού – Πηλίου (EL0817), του υδατικού διαμερίσματος Θεσσαλίας (EL08). Στο βόρειο τμήμα του κόλπου βρίσκεται ο Όρμος της πόλης του Βόλου, συνολικής έκτασης 3,35 km³ και οι εγκαταστάσεις του Λιμένα Βόλου. Στην παραπάνω λεκάνη δεν εντοπίζονται μεγάλοι ποταμοί αλλά ένα σύνολο ρεμάτων τα οποία καταλήγουν στον Παγασητικό κόλπο.

Το συγκεκριμένο υδατικό σύστημα φαίνεται να επηρεάζεται από ανθρωπογενείς δραστηριότητες, με κύριες πηγές ρύπανσης τις διάσπαρτες αγροτικές εκτάσεις και τα αστικά και βιομηχανικά λύματα. Όσον αφορά τις γεωργικές δραστηριότητες, κατά μήκος της ακτογραμμής του Παγασητικού κόλπου, ασκείται εντατική γεωργία σιτηρών και βαμβακιού με τη χρήση σημαντικών ποσοτήτων λιπασμάτων πλούσιων σε άζωτο, φωσφορικά άλατα και θείο (Triantafyllou et al. 2001). Σε μία λεκάνη απορροής, τα νερά των ρεμάτων και των χειμάρρων αποτελούν έναν από τους βασικότερους τρόπους μεταφοράς των διαφόρων ρυπαντών (Μήτσιος και συν. 2000). Παρόλο που στην ευρύτερη περιοχή μελέτης δεν εντοπίζονται μεγάλα ποτάμια, ένα σημαντικό ποσοστό από τα παραπάνω θρεπτικά συστατικά φαίνεται να εισέρχεται στο σύστημα του Παγασητικού κατά τη διάρκεια του χειμώνα, μέσω ενός δικτύου μικρών χειμάρρων (Petihakis et al. 2005).

Στην περιοχή λειτουργούν συνολικά τρεις εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων (ΕΕΛ), εκ των οποίων δύο (ΕΕΛ Βόλου, ΕΕΛ Αλμυρού) έχουν ως αποδέκτη τον Παγασητικό κόλπο. Πρόκειται ουσιαστικά για μονάδες που συλλέγουν και επεξεργάζονται αστικά και άλλα λύματα, τα οποία μετά την επεξεργασία διοχετεύονται σε γειτονικό αποδέκτη. Όσον αφορά τη βιομηχανική δραστηριότητα, ένας μεγάλος αριθμός βιομηχανιών έχει εγκατασταθεί εντός καθορισμένων βιομηχανικών περιοχών, όπως είναι η ΒΙ.ΠΕ. Βόλου και η ΒΙΟ.ΠΑ. Βόλου, σε απόσταση περίπου 6 km

βορειοδυτικά της πόλης του Βόλου. Τα υγρά απόβλητα της Α' και Β' ΒΙ.ΠΕ οδηγούνται στην ΕΕΛ Βόλου, ενώ αποδέκτης της επεξεργασμένης εκροής από την ΕΕΛ είναι η δυτική πλευρά του λιμένα Βόλου (Παγασητικός κόλπος), μέσω των ρεμάτων “Ξεριάς” και “Σεσκουλιώτης” (ΣΔΛΑΠ 2017).

Οι λιμενικές εγκαταστάσεις (λιμάνια, μαρίνες) που εντοπίζονται στον Όρμο Βόλου και κατ' επέκταση η ναυσιπλοΐα, αποτελούν έργα με υδρομορφολογικές αλλοιώσεις σε επιφανειακά υδατικά συστήματα, καθώς μέσω των ρύπων που παράγουν είναι δυνατή η πρόκληση θαλάσσιας ρύπανσης (ΣΔΛΑΠ 2017). Από δειγματοληψίες που πραγματοποιήθηκαν την περίοδο 2012 – 2014 εντός της συγκεκριμένης περιοχής, διαπιστώθηκε ότι μεταξύ των κύριων ανθρωπογενών πιέσεων (αστικά και βιομηχανικά λύματα) συγκαταλέγονται και οι λιμενικές δραστηριότητες (Pavlidou et al. 2015).

Για την εκτίμηση τόσο της οικολογικής όσο και της χημικής κατάστασης των υδάτων του Παγασητικού Κόλπου, έχει καθοριστεί βάσει της ΚΥΑ 51354/2641/Ε103 (ΦΕΚ 1909Β'/8.12.2010) ένα δίκτυο τεσσάρων σταθμών εποπτικής παρακολούθησης, εντός του κόλπου και ένας σταθμός επιχειρησιακής παρακολούθησης στον Όρμο Βόλου, από τους οποίους λαμβάνονται δείγματα των αξιολογούμενων παραμέτρων. Σύμφωνα με την 1^η Αναθεώρηση του Σχεδίου Διαχείρισης Λεκανών Απορροής Ποταμών του Υδατικού Διαμερίσματος (ΕΛ08) (2017), τόσο η οικολογική όσο και χημική κατάσταση του Παγασητικού κόλπου χαρακτηρίζεται ως “Καλή”.

Με βάση το Μητρώο Επιχειρήσεων Παραγωγής Προϊόντων Υδατοκαλλιέργειας, του Υπουργείου Αγροτικής Ανάπτυξης και Τροφίμων (ΥΠΑΑΤ), στην Περιφέρεια Θεσσαλίας και συγκεκριμένα στην Περιφερειακή Ενότητα Μαγνησίας, δραστηριοποιούνται δύο μονάδες θαλάσσιας ιχθυοκαλλιέργειας. Βάσει του Ειδικού Πλαισίου Χωροταξικού Σχεδιασμού και Αειφόρου Ανάπτυξης για τις

Υδατοκαλλιέργειες (ΕΠΧΣΑΑΥ, ΦΕΚ 2505 Β'4-11-2011), ο Παρασητικός κόλπος δεν υπάγεται σε κάποιο ιδιαίτερο καθεστώς αναφορικά με τις ιχθυοκαλλιέργειες. Στην περιοχή δεν εντοπίζονται Περιοχές Ανάπτυξης Υδατοκαλλιεργειών (Π.Α.Υ), εντός των οποίων χωροθετούνται μονάδες σε οργανωμένους υποδοχείς, με τη μορφή Π.Ο.Α.Υ (Περιοχές Οργανωμένης Ανάπτυξης Υδατοκαλλιεργειών) ή Περιοχές Άτυπης Συγκέντρωσης Μονάδων (Π.Α.Σ.Μ.). Οι δύο μονάδες αφορούν Μεμονωμένη Χωροθέτηση εκτός Π.Α.Υ., για την οποία ισχύουν κατά περίπτωση ειδικοί κανονισμοί και όροι ως προς την έκταση, τη δυναμικότητα και την απόσταση από άλλες μονάδες (ΕΠΧΣΑΑΥ, ΦΕΚ 2505 Β'4-11-2011).

1.5. Ανασκόπηση βιβλιογραφίας

Πολλές είναι οι έρευνες που έχουν ασχοληθεί με τις επιπτώσεις των ιχθυοκαλλιεργειών στο περιβάλλον. Το μεγαλύτερο μέρος αυτών, αφορά την επίδραση των ιχθυοκαλλιεργειών στη χημική σύσταση του ιζήματος και εστιάζει κατά κύριο λόγο στην αύξηση του οργανικού υλικού κάτω από την περιοχή των πλωτών ιχθυοκλωβών (Ritz et al. 1989, Holmer 1991, Kupka-Hansen et al. 1991, Hall et al. 1992, Holmer & Kristensen 1992, Findlay et al. 1995, Hargrave et al. 1997, Karakassis et al. 1998, Karakassis et al. 1999, Karakassis et al. 2000, Dominquez et al. 2001, La Rosa et al. 2001, Belias et al. 2003, Porrello et al. 2005).

Σημαντικές είναι και οι έρευνες που αφορούν την επίδραση στη χημική σύσταση του ιζήματος στην περιοχή της Μεσογείου (Angel et al. 1995, Karakassis et al. 1998, Karakassis et al. 1999, Karakassis et al. 2000, Mazzola et al. 2000, Mirto et al. 2002, Kilaoudatos et al. 2006, Neofitou et al. 2010).

Όσον αφορά τις επιπτώσεις των ιχθυοκαλλιεργειών στα θρεπτικά άλατα της υδάτινης στήλης, το μεγαλύτερο μέρος αυτών αφορά κατά κύριο λόγο την εκτροφή σαλμοειδών (Gowen & Bradbury 1987, Gowen et al. 1988, Holby & Hall 1991, Hall et al. 1992, Wildish et al. 1993, Dosdat et al. 1996, McGarvin 2000, Gillibrand et al. 2002, Soto & Norambuena 2004, Nash et al. 2005, Rensel et al. 2007).

Στη Μεσόγειο οι έρευνες επικεντρώνονται στην εκτροφή τσιπούρας και λαβρακιού, τα οποία αποτελούν τα δύο βασικά είδη της μεσογειακής ιχθυοκαλλιέργειας (Krom et al. 1985, Krom et al. 1995, Klaoudatos et al. 1996, Pitta et al. 1999, Dosdat 2001, Karakassis et al. 2001, La Rosa et al. 2002, Karakassis et al. 2003, Kontas et al. 2004, Maldonado et al. 2005, Pitta et al. 2005, Klaoudatos et al. 2006, Mantzavrakos et al. 2007, Yucel-Gier et al. 2007, Neofitou & Klaoudatos 2008, Aksu et al. 2010, Basaran et al. 2010, Neofitou et al. 2019).

Στην πλειοψηφία των ερευνών, η αύξηση στις συγκεντρώσεις των θρεπτικών αλάτων περιορίζεται τόσο χωρικά όσο και χρονικά, ενώ παρατηρείται σε μικρή απόσταση από τους πλωτούς ιχθυοκλωβούς (Pitta et al. 1999, Belias et al. 2003, Pitta et al. 2005, Klaoudatos et al. 2006, Mantzavrakos et al. 2007, Yucel-Gier 2007, Neofitou & Klaoudatos 2008, Aksu et al. 2010, Holmer 2010, Neofitou et al. 2019). Συσσώρευση θρεπτικών αλάτων και εκδήλωση φαινομένων ευτροφισμού με τοξικές ανθίσεις φυτοπλαγκτού, έχουν αναφερθεί μόνο σε ημίκλειστες θαλάσσιες περιοχές της Βαλτικής θάλασσας (Hakanson et al. 1988, Rosenthal et al. 1988, Samuelsen et al. 1988, Walin & Hakanson 1991, Nordvarg & Jahansson 2002, Pittenger et al. 2007).

Τέλος, έχει αναφερθεί ότι ο εμπλουτισμός σε θρεπτικά άλατα, προερχόμενος από την ιχθυοκαλλιέργεια είναι πολύ μικρότερος σε σύγκριση με άλλες ανθρωπογενείς

δραστηριότητες, καθώς δεν υπερβαίνει το 5% σε σχέση με αυτές (Folke et al. 1994, Kliaoudatos et al. 1996, Karakassis et al. 2005, McIver et al. 2018).

1.6. Σκοπός έρευνας

Σκοπός της παρούσας μεταπτυχιακής διπλωματικής εργασίας είναι η παρακολούθηση της επίδρασης μιας θαλάσσιας ιχθυοκαλλιέργειας στα θρεπτικά άλατα της υδάτινης στήλης στην περιοχή του Παγασητικού κόλπου. Για την επίτευξη αυτού, πραγματοποιήθηκε καταγραφή των βασικών φυσικοχημικών και βιολογικών παραμέτρων του νερού (θερμοκρασία, αλατότητα, pH, διαλυμένο οξυγόνο, χλωροφύλλη α), ενώ παράλληλα υπολογίστηκε ο εμπλουτισμός της περιοχής σε θρεπτικά άλατα (αμμωνιακά, νιτρώδη, νιτρικά, φωσφορικά, πυριτικά), ως αποτέλεσμα των υπολειμμάτων τροφής και των προϊόντων μεταβολισμού των εκτρεφόμενων οργανισμών. Η επιλογή της θερινής περιόδου για την παρακολούθηση και εκτίμηση τόσο των φυσικοχημικών-βιολογικών παραμέτρων του νερού, όσο και των θρεπτικών αλάτων κρίνεται ιδιαίτερα σημαντική, καθώς η αυξημένη θερμοκρασία του νερού σε συνδυασμό με τις επικρατούσες για την εποχή καιρικές συνθήκες ευνοούν την αύξηση των φυτικών κυττάρων και κατ' επέκταση την εκδήλωση φαινομένων ευτροφισμού.

2. ΥΛΙΚΑ ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΟΙ

2.1. Γενικά

Για την πραγματοποίηση της παρούσας έρευνας, επιλέχθηκε η θαλάσσια ιχθυοκαλλιέργεια της εταιρείας “ΥΔΡΟΒΙΟΣ ΥΔΑΤΟΚΑΛΛΙΕΡΓΕΙΑ ΕΠΕ”, η οποία είναι εγκατεστημένη στις νοτιοανατολικές ακτές του Παγασητικού κόλπου, στη θέση “Όρμος Λημνιώνα”, μεταξύ των οικισμών Τρίκερι και Μηλίνα (Εικ. 2.1).



Εικόνα 2.1: Θέση και εγκαταστάσεις μονάδας θαλάσσιας ιχθυοκαλλιέργειας.

Στη συγκεκριμένη μονάδα εκτρέφεται η τσιπούρα (*Sparus aurata*) και το λαβρακι (*Dicentrarchus labrax*), τα δύο βασικά είδη τόσο της ελληνικής όσο και της μεσογειακής ιχθυοκαλλιέργειας. Η ετήσια δυναμικότητα της μονάδας φθάνει τους 130 t, αποτελούμενη από δεκαοκτώ (18) ιχθυοκλωβούς πολυαιθυλενίου. Οι δώδεκα (12) κλωβοί έχουν διαστάσεις 7,5 × 15 × 8 m (μήκος × πλάτος × βάθος), ενώ οι διαστάσεις των υπόλοιπων έξι (6) κλωβών είναι 15 × 15 × 10 m (Εικ. 2.2). Τα δίκτυα είναι κατασκευασμένα από νήματα χωρίς κόμβους και το άνοιγμα του ματιού κυμαίνεται από 5 έως 17 mm, ανάλογα με το μέγεθος των εκτρεφόμενων ιχθύων.



Εικόνα 2.2: Κυκλικό και τετράγωνο κλωβό για την πάχυνση των εκτρεφόμενων οργανισμών (Πηγή: Προσωπικό αρχείο).

Η εκτροφή αφορά αποκλειστικά την πάχυνση των υδρόβιων οργανισμών. Πρόκειται για το στάδιο κατά το οποίο τα νεαρά ιχθύδια έχοντας αποκτήσει το ελάχιστο μέγεθος των 1 έως 2 g μεταφέρονται στους πλωτούς ιχθυοκλωβούς, προκειμένου να συνεχιστεί η διαδικασία της εκτροφής τους μέχρι το ελάχιστο εμπορεύσιμο μέγεθος των 350 g. Η προμήθεια των ιχθυδίων γίνεται από ελληνικούς ιχθυογεννητικούς σταθμούς και η διατροφή τους περιλαμβάνει σύμπηκτα (pellets) διαφόρων διαμετρημάτων, ανάλογα με το μέγεθός τους. Κατά τη διάρκεια ενός πλήρους κύκλου εκτροφής πραγματοποιείται μία διαλογή για τον διαχωρισμό των εκτρεφόμενων οργανισμών, όταν αυτοί φτάσουν περίπου τα 80-130 g. Η τελική ιχθυοφόρτιση (αριθμός ψαριών/m³) υπολογίζεται στα 8 kg/m³, ενώ η μετατρεψιμότητα της τροφής (απαιτούμενη ποσότητα τροφής/κιλό σωματικού βάρους) είναι περίπου 1,7.

2.2. Δειγματοληπτικό πλέγμα σταθμών

Η μεθοδολογία που ακολουθήθηκε για τον σχεδιασμό της δειγματοληψίας και κατ' επέκταση για τον προσδιορισμό των δειγματοληπτικών σταθμών, αναπτύχθηκε σ' ένα Γεωγραφικό Σύστημα Πληροφοριών (GIS) και βασίστηκε στη χωρική δειγματοληψία (spatial sampling) και συγκεκριμένα στη συστηματική σημειακή δειγματοληψία (point systematic sampling).

Η μέθοδος της χωρικής δειγματοληψίας χρησιμοποιείται συχνά σε περιβαλλοντικές μελέτες, αξιοποιώντας τεχνολογίες GIS, GPS (global positioning system) και τηλεπισκόπηση για τη διεξαγωγή χωρικών δειγματοληψιών, για τον εντοπισμό σημείων δειγματοληψίας και για τη χρήση χαρτογραφικών υποβάθρων, αντίστοιχα. Σε γεωγραφικά προβλήματα πραγματοποιείται σε κάποιο χαρτογραφικό υπόβαθρο, όπως αναλογικός ή ψηφιακός χάρτης, αεροφωτογραφία ή δορυφορική

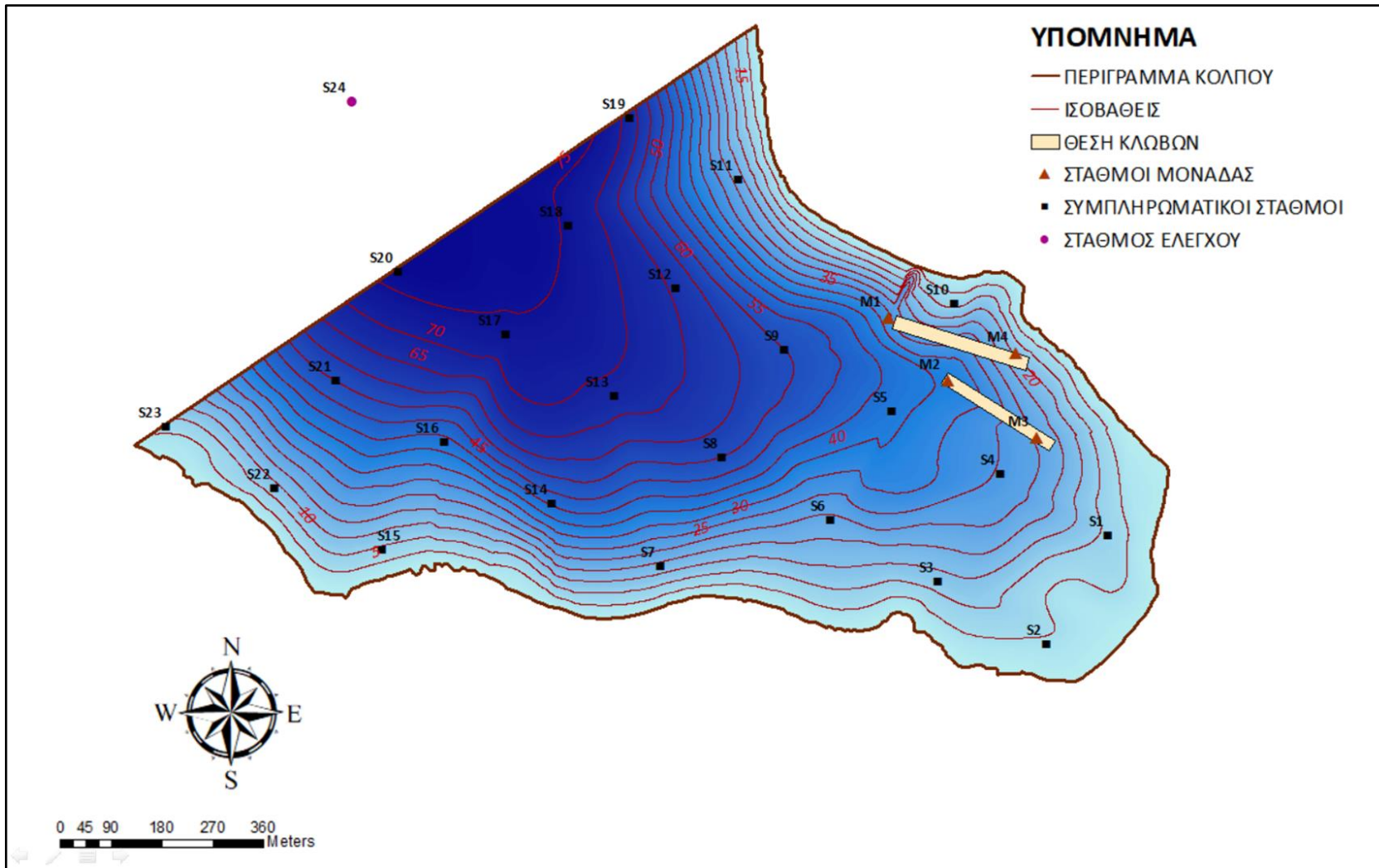
εικόνα. Για τις ανάγκες της συστηματικής σημειακής δειγματοληψίας απαιτείται η δημιουργία ενός κανάβου (πλέγμα), όπου οι τομές των γραμμών του αποτελούν τα σημεία της δειγματοληψίας (Ηλιοπούλου 2017). Τα σημεία ορίζονται από τις X και Y συντεταγμένες τους, ενώ η επιλογή τους θα πρέπει να γίνεται με σταθερό και προκαθορισμένο τρόπο (Κουτσόπουλος 2009).

Αρχικά, η περιοχή μελέτης οριοθετήθηκε από ένα πολύγωνο το οποίο ψηφιοποιήθηκε κατά μήκος της ακτογραμμής, χρησιμοποιώντας ως υπόβαθρο δορυφορική εικόνα του Google Earth. Η ίδια διαδικασία ακολουθήθηκε και για τον καθορισμό της περιοχής γύρω από τους πλωτούς ιχθυοκλωβούς. Στη συνέχεια, δημιουργήθηκε ένα πλέγμα 150 x 150 m το οποίο τοποθετήθηκε παράλληλα με τους κλωβούς, ώστε να καλύπτει την περιοχή μελέτης και να περιλαμβάνει τον προκαθορισμένο αριθμό σημείων. Συνολικά επιλέχθηκαν 28 δειγματοληπτικοί σταθμοί. Μεταξύ αυτών, 4 ορίστηκαν ως σταθμοί της μονάδας (M1-M4), 23 ως συμπληρωματικοί (S1-S23) για την εκτίμηση της διασποράς των θρεπτικών αλάτων στην ευρύτερη περιοχή της μονάδας και 1 ως σταθμός ελέγχου (S24), ο οποίος ήταν σε απόσταση > 600 m από τους ιχθυοκλωβούς. Για τον εντοπισμό των θέσεων των σταθμών χρησιμοποιήθηκε φορητό GPS με τις συντεταγμένες των σημείων, καθώς και χάρτης στον οποίο αποτυπώνονταν τα σημεία της δειγματοληψίας.

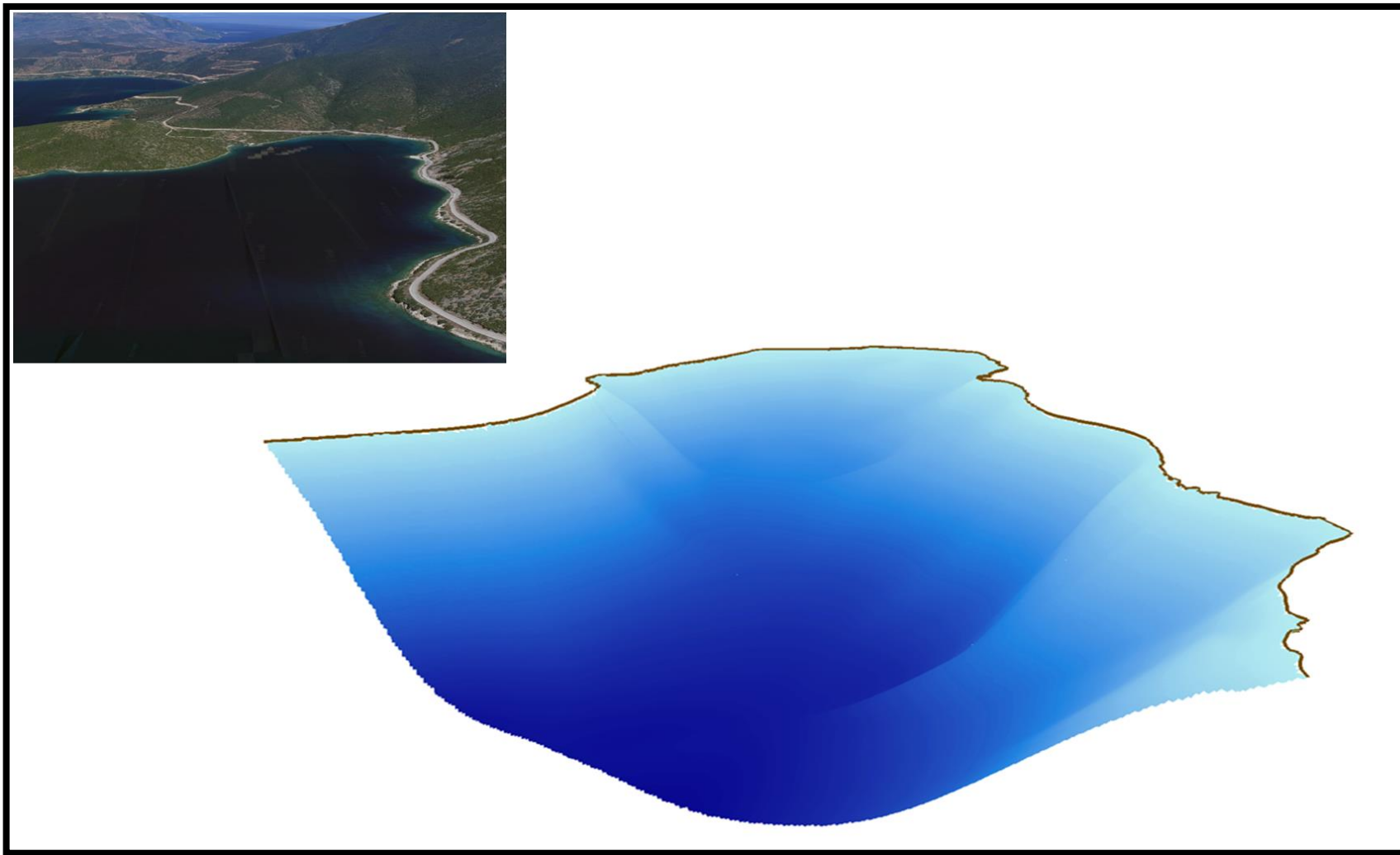
2.3. Μορφολογία βυθού

Για την όσο το δυνατόν ακριβέστερη αναπαράσταση του θαλάσσιου πυθμένα, επιλέχθηκαν επιπλέον σημεία, πέραν των 28 δειγματοληπτικών σταθμών. Για τη δημιουργία των ισοβαθών καμπυλών, τα βαθυμετρικά δεδομένα του εκάστοτε σταθμού εισήχθησαν σ' ένα Γεωγραφικό Σύστημα Πληροφοριών (GIS) και βάσει αυτών

δημιουργήθηκε ένα τριγωνικό ακανόνιστο δίκτυο (TIN-triangular irregular network). Με τον τρόπο αυτό προέκυψε ο χάρτης των ισοβαθών καμπυλών (Σχ. 2.1) και η τρισδιάστατη απεικόνιση του θαλάσσιου πυθμένα (Εικ. 2.3). Η ισοβαθής των 10 m χρησιμοποιήθηκε ως όριο για την παρεμβολή των 10 m, βάσει της οποίας σχηματίστηκε ο χάρτης κατανομής των συγκεντρώσεων των θρεπτικών αλάτων, του διαλυμένου οξυγόνου και της χλωροφύλλης *a* στην ευρύτερη περιοχή έρευνας.



Σχήμα 2.1: Χάρτης απεικόνισης του βυθού και των σταθμών δειγματοληψίας της περιοχής έρευνας.

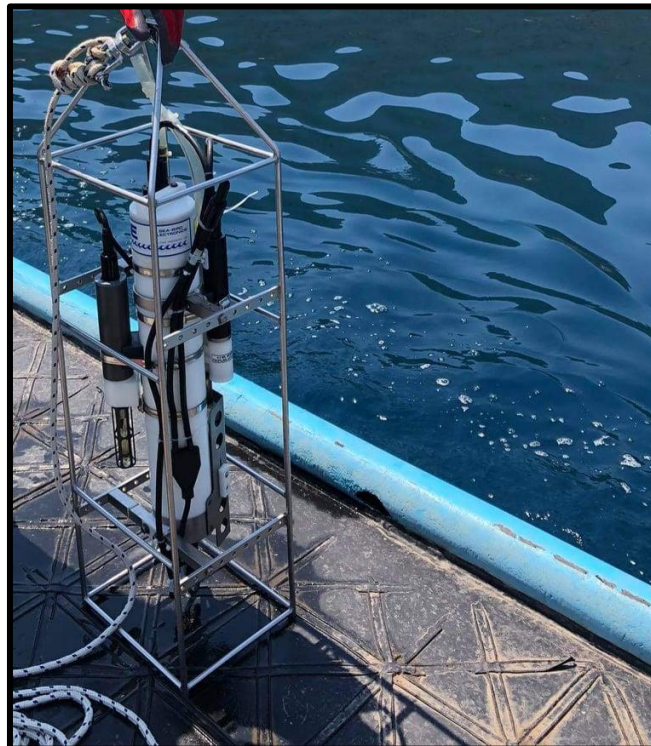


Εικόνα 2.3: Τρισδιάστατη απεικόνιση του θαλάσσιου πυθμένα στην περιοχή έρευνας.

2.4. Φυσικοχημικά και βιολογικά χαρακτηριστικά

2.4.1 Υδάτινη στήλη

Σε κάθε έναν από τους 28 δειγματοληπτικούς σταθμούς μετρήθηκαν σε όλη την υδάτινη στήλη, από την επιφάνεια μέχρι το πυθμένα, η θερμοκρασία, η αλατότητα, το pH, το διαλυμένο οξυγόνο και η χλωροφύλλη *a*, με τη βοήθεια συνεχή καταγραφέα (CTD, SEABIRD-19plus) (Εικ. 2.4).



Εικόνα 2.4: Αυτογραφικό όργανο καταγραφής φυσικοχημικών και βιολογικών παραμέτρων νερού της εταιρείας Sea Bird Electronics (Πηγή: Προσωπικό αρχείο).

2.4.2 Θρεπτικά άλατα

Για τον προσδιορισμό της συγκέντρωσης των θρεπτικών αλάτων (αμμωνιακών, νιτρωδών, νιτρικών, φωσφορικών και πυριτικών) στην υδάτινη στήλη, συλλέχθηκαν από κάθε σταθμό δείγματα νερού με τη χρήση φιάλης Limnos 1.4.ℓ (Εικ. 2.5), από την επιφάνεια και από τα 10 m βάθους (σύνολο 53 δείγματα νερού). Τα συγκεκριμένα βάρη επιλέχθηκαν βάσει προηγούμενων παρόμοιων ερευνών στην ευρύτερη περιοχή μελέτης (Florou et al. 2016, Neofitou et al. 2019), που έδειξαν ότι οι μεγαλύτερες συγκεντρώσεις των θρεπτικών εμφανίζονται μέχρι τα 10 m, που είναι συνήθως και το μέγιστο βάθος των ιχθυοκλωβών.



Εικόνα 2.5: Δειγματολήπτης νερού Limnos 1.4.ℓ (Πηγή: Προσωπικό αρχείο).

Στα δείγματα νερού, αφού πρώτα τοποθετήθηκαν σε πλαστικά φιαλίδια των 500 ml, προστέθηκε χλωριούχος υδράργυρος (2 ml HgCL₂ ανά 500 ml δείγματος) για την καταστολή των βιολογικών διεργασιών. Στη συνέχεια, μεταφέρθηκαν με φορητά ψυγεία άμεσα στο εργαστήριο, όπου πραγματοποιήθηκε διήθηση με φίλτρα τύπου GF/F (47 mm διαμέτρου και 0,7 μm άνοιγμα οπών) και διατηρήθηκαν σε κατάψυξη (-20°C) μέχρι τη διενέργεια των αναλύσεων στο εργαστήριο με φασματοφωτόμετρο τύπου SHIMADZU UV-1800 (Εικ. 2.6), σύμφωνα με τις μεθόδους που περιγράφονται παρακάτω.

Αμμωνιακά (NH₄): Για τον προσδιορισμό της ολικής αμμωνίας προστίθενται στο δείγμα νερού συγκεκριμένες ποσότητες αντιδραστηρίων φαινόλης (phenol solution), νιτροπρωσσικού νατρίου (sodium nitroprusside solution) και οξειδωτικού διαλύματος (oxidizing solution). Στη συνέχεια, το δείγμα τοποθετείται σε σκοτεινό χώρο (ώστε να αποφευχθεί η άμεση έκθεσή του στην ηλιακή ακτινοβολία) σε θερμοκρασία δωματίου και μετά από μία ώρα μετρίεται η απορρόφηση στα 640 nm (Strickland & Parsons 1972).

Η ολική αμμωνία αποτελείται από την ιονισμένη (NH₄⁺) και τη μη ιονισμένη (NH₃) αμμωνία. Η αναλογία της μίας ή της άλλης μορφής μέσα στο νερό εξαρτάται από το pH και τη θερμοκρασία του νερού τη στιγμή της δειγματοληψίας και υπολογίζεται από τον παρακάτω τύπο:

$$\% \text{ μη ιονισμένη αμμωνία (NH}_3\text{)} = \frac{100}{1 + \text{antilog}(pK_a - pH)}$$

Όπου pK_a: σταθερά η οποία εξαρτάται από τη θερμοκρασία του νερού (Πιν. 2.1) (Strickland & Parsons 1972).



Εικόνα 2.6: Φασματοφωτόμετρο SHIMADZU UV-1800 (Πηγή: Προσωπικό αρχείο).

Πίνακας 2.1: Οι τιμές της σταθεράς pK_a σε συνάρτηση με τη θερμοκρασία του νερού.

Θερμοκρασία °C	5	10	15	20	25	30
pK_a	9,9	9,73	9,56	9,4	9,24	9,09

Στο τέλος υπολογίζεται το ποσοστό της ιονισμένης μορφής αμμωνίας ή των αμμωνιακών (NH_4^+) από τον παρακάτω τύπο και βρίσκεται η συγκέντρωσή τους.

$$\% NH_4^+ = 100 - \% \text{ μη ιονισμένης } NH_3$$

Νιτρώδη (NO₂): Για τον προσδιορισμό των νιτρωδών προστίθενται στο δείγμα θαλασσινού νερού συγκεκριμένες ποσότητες αντιδραστηρίων σουλφαναμιδίου (sulphanilamide solution) σε όξινο περιβάλλον. Η προκύπτουσα διαζω-ένωση αντιδρά με διάλυμα N-(1-ναφθυλο)-αιθυλενοδιαμίνης (N-(1-naphthyl)-ethylenediamine) και σχηματίζεται αζωχρωστική, της οποίας η ένταση του χρώματος είναι ανάλογη της συγκέντρωσης των νιτρωδών. Το διάλυμα μετριέται φασματοφωτομετρικά σε μήκος κύματος 543 nm έναντι απεσταγμένου νερού. Ως πρότυπο διάλυμα χρησιμοποιείται νιτρώδες νάτριο (NaNO₂) συγκέντρωσης 50 μg-at N/l (Parsons et al. 1984).

Νιτρικά (NO₃): Για τον προσδιορισμό των νιτρικών αλάτων προστίθεται στο δείγμα νερού συγκεκριμένη ποσότητα υδροχλωρικού οξέος (HCl) και στη συνέχεια μετριέται η απορρόφηση στα 220 nm. Ως πρότυπο διάλυμα χρησιμοποιείται νιτρικό κάλιο (KNO₃) συγκέντρωσης 2 mg/l NO₃-N (APHA 1980).

Φωσφορικά (PO₄): Για τον προσδιορισμό των φωσφορικών αλάτων το δείγμα αφήνεται να αντιδράσει με ένα σύνθετο αντιδραστήριο που περιέχει μολυβδαινικό οξύ και τρισθενές αντιμόνιο (molybdate acid-antimony solution). Το προκύπτον σύμπλεγμα ανάγεται για να δώσει τελικά ένα έντονα κυανό διάλυμα, που μετριέται φασματοφωτομετρικά σε μήκος κύματος 885 nm. Ως πρότυπο διάλυμα χρησιμοποιείται δισόξινο φωσφορικό κάλιο (KH₂PO₄) συγκέντρωσης 0,0816 g/l (Parsons et al. 1984).

Πυριτικά (SiO₂): Για τον προσδιορισμό των πυριτικών αλάτων το θαλασσινό νερό αφήνεται να αντιδράσει με μολυβδαινικό διάλυμα (molybdate reagent) κάτω από συγκεκριμένες συνθήκες, παράγοντας πυριτομολυβδικά, φωσφορομολυβδικά και αρσενομολυβδικά σύμπλοκα. Στη συνέχεια, προστίθεται ένα αναγωγικό διάλυμα (reducing reagent) που περιέχει θεική παρα-μεθυλο-αμινο-φαινόλη (p-methylaminophenol sulfate) και οξαλικό οξύ (oxalic acid), το οποίο αντιδρά με το

πυριτομολυβδικό σύμπλοκο για να δώσει ένα βαθυγάλαζο χρώμα, ενώ ταυτόχρονα αποσυνθέτει τα φωσφορομολυβδικά και πυριτομολυβδικά σύμπλοκα. Το τελικό διάλυμα μετριέται φασματοφωτομετρικά σε μήκος κύματος 810 nm έναντι απεσταγμένου νερού. Ως πρότυπο διάλυμα χρησιμοποιείται διάλυμα πυριτοφθοριδίου (Na_2SiF_6) συγκέντρωσης 5.000 $\mu\text{mol/l}$ (Parsons et al. 1984).

Για τη στατιστική σύγκριση των συγκεντρώσεων των θρεπτικών αλάτων στα δείγματα του νερού χρησιμοποιήθηκε η μονοπαραγοντική ανάλυση διακύμανσης (one way analysis of variance – ANOVA), μέσω της χρήσης του λογισμικού MINITAB. Η επιλογή της συγκεκριμένης στατιστικής μεθόδου στηρίχθηκε στο γεγονός ότι τα δεδομένα ακολουθούν την κανονική κατανομή. Προκειμένου να διαπιστωθεί σε ποιους δειγματοληπτικούς σταθμούς οφείλονται οι στατιστικά σημαντικές διαφορές χρησιμοποιήθηκε το τεστ Tukey (Zar 1984). Τα διαγράμματα με τις κατακόρυφες κατανομές των συγκεντρώσεων των θρεπτικών αλάτων έγιναν με τη χρήση του λογισμικού προγράμματος Excel.

2.5. Χωρική παρεμβολή

Για την εκτίμηση της συγκέντρωσης των θρεπτικών αλάτων, του διαλυμένου οξυγόνου και της χλωροφύλλης *a* στις περιοχές όπου δεν υπήρχαν μετρήσεις χρησιμοποιήθηκαν τα Γεωγραφικά Συστήματα Πληροφοριών (GIS), μέσω της αξιοποίησης μεθόδων χωρικής παρεμβολής (spatial interpolation) και συγκεκριμένα των συναρτήσεων ακτινικής βάσης (RBF-radial basis functions). Σύμφωνα με τους Subramani et al. (2017), το GIS αποτελεί ένα υποβοηθούμενο από τον υπολογιστή σύστημα, το οποίο έχει τη δυνατότητα να εισάγει, να αναλύει και να εμφανίζει

γεωγραφικά αναφερόμενες πληροφορίες, οι οποίες μπορούν να συμβάλλουν σημαντικά στην περιβαλλοντική διαχείριση της υδατοκαλλιέργειας.

Οι RBF εντάσσονται στην ομάδα των προσδιοριστικών μεθόδων χωρικής παρεμβολής (deterministic methods), ενώ αποτελούν τεχνικές ακριβούς παρεμβολής, καθώς η επιφάνεια που δημιουργείται πρέπει να διέρχεται από κάθε μετρούμενη τιμή δείγματος. Μια επιφάνεια RBF μπορεί να προσομοιαστεί με την τοποθέτηση μιας ελαστικής μεμβράνης, η οποία διέρχεται από τις μετρούμενες τιμές των δεδομένων, ελαχιστοποιώντας τη συνολική καμπυλότητα της επιφάνειας. Η επιλογή της βασικής συνάρτησης καθορίζει τον τρόπο με τον οποίο η ελαστική μεμβράνη θα ταιριάζει μεταξύ των τιμών. Υπάρχουν 5 διαφορετικές συναρτήσεις RBF και κάθε μία από αυτές οδηγεί σε διαφορετικό σχήμα και επιφάνεια παρεμβολής (Johnston et al. 2001).

Στο πλαίσιο της συγκεκριμένης έρευνας αξιολογήθηκαν 4 συναρτήσεις ακτινικής βάσης (Thin-plate spline, Spline with tension, Completely regularized spline και Multiquadric function) βάσει του βαθμού προσαρμογής των δεδομένων, ενώ ταυτόχρονα λήφθηκε υπόψη και η ρίζα μέσου τετραγωνικού σφάλματος (RMSE-root means square error). Από τις 4 συναρτήσεις που εξετάστηκαν, επιλέχθηκε η καταλληλότερη με βάση την ελάχιστη τιμή της στατιστικής RMSE που εξήχθη με τη διαδικασία της διασταυρωμένης επικύρωσης (cross-validation). Η διασταυρωμένη επικύρωση χρησιμοποιείται ως εργαλείο για τη σύγκριση της προβλεπόμενης και της παρατηρούμενης τιμής, προκειμένου να ληφθούν χρήσιμες πληροφορίες σχετικά με ορισμένες από τις παραμέτρους του μοντέλου. Στην περίπτωση των συναρτήσεων RBF μόνο τα αποτελέσματα του μέσου σφάλματος (mean error) και της ρίζας μέσου τετραγωνικού σφάλματος (RMSE) είναι διαθέσιμα για την αξιολόγηση του μοντέλου (<https://pro.arcgis.com/en>).

Στον Πίνακα 2.2 παρουσιάζεται το μέσο σφάλμα (mean error) και το RMSE για κάθε μία από τις συναρτήσεις RBF που εξετάστηκαν. Το μέσο σφάλμα αποτελεί τη μέση διαφορά μεταξύ των μετρούμενων και προβλεπόμενων τιμών, ενώ η ρίζα μέσου τετραγωνικού σφάλματος δείχνει πόσο προσεκτικά το μοντέλο προβλέπει τις μετρούμενες τιμές. Στην περίπτωση του RMSE, όσο μικρότερο είναι το σφάλμα τόσο καλύτερη είναι η πρόβλεψη του μοντέλου (<https://pro.arcgis.com/en>).

Στη συγκεκριμένη περίπτωση, οι συναρτήσεις που πληρούν το κριτήριο είναι η Spline with Tension και η Multiquadric, οι οποίες περιγράφονται από τις παρακάτω σχέσεις:

$$\phi(r) = \ln(\sigma \cdot r/2) + K_0(\sigma \cdot r) + C_E$$

$$\phi(r) = (r^2 + \sigma^2)^{1/2}$$

Όπου, $K_0(x)$ η τροποποιημένη συνάρτηση Bessel, r η Ευκλείδεια απόσταση μεταξύ της θέσης πρόβλεψης και κάθε θέσης δεδομένων και C_E η σταθερά Euler. Η βέλτιστη παράμετρος εξομάλυνσης σ υπολογίζεται ελαχιστοποιώντας την RMSE (Johnston et al. 2001).

Πίνακας 2.2: Μέσο σφάλμα και RMSE για τις συναρτήσεις RBF που εξετάστηκαν για τα θρεπτικά άλατα (αμμωνιακά, νιτρώδη, νιτρικά, φωσφορικά, πυριτικά), το διαλυμένο οξυγόνο και τη Chl α στα 0 και 10 m βάθους.

Kernel Function	Μέσο σφάλμα	RMSE	Μέσο σφάλμα	RMSE
	<i>NH₄ - 0 m</i>		<i>NH₄ - 10 m</i>	
Completely regularized spline	0,0010	0,3036	-0,0082	0,3291
Spline with tension	-0,0001	0,2984	-0,0080	0,3237
Multiquadric	0,0105	0,3505	-0,0047	0,3853
Thin-plate spline	0,0076	0,4249	-0,0159	0,4803
	<i>NO₂ - 0 m</i>		<i>NO₂ - 10 m</i>	
Completely regularized spline	0,0000	0,0004	0,0000	0,0005
Spline with tension	0,0000	0,0004	0,0000	0,0005
Multiquadric	0,0000	0,0004	0,0000	0,0005
Thin-plate spline	0,0000	0,0005	0,0000	0,0005
	<i>NO₃ - 0 m</i>		<i>NO₃ - 10 m</i>	
Completely regularized spline	0,0026	0,1127	-0,0002	0,0299
Spline with tension	0,0025	0,1117	-0,0002	0,0295
Multiquadric	0,0023	0,1243	-0,0007	0,0358
Thin-plate spline	-0,0005	0,1410	-0,0009	0,0443
	<i>PO₄ - 0 m</i>		<i>PO₄ - 10 m</i>	
Completely regularized spline	-0,0008	0,0195	-0,0002	0,0210
Spline with tension	-0,0007	0,0194	-0,0003	0,0206
Multiquadric	-0,0014	0,0211	0,0001	0,0237
Thin-plate spline	-0,0018	0,0230	0,0002	0,0263

Kernel Function	Μέσο σφάλμα	RMSE	Μέσο σφάλμα	RMSE
	<i>SiO₂ - 0 m</i>		<i>SiO₂ - 10 m</i>	
Completely regularized spline	-0,0272	0,7215	-0,0783	0,6749
Spline with tension	-0,0258	0,7176	-0,0739	0,6707
Multiquadric	-0,0236	0,7642	-0,0889	0,6237
Thin-plate spline	-0,0146	0,8569	-0,0708	0,6727
	<i>DO - 0 m</i>		<i>DO - 10 m</i>	
Completely regularized spline	0,0345	0,2744	0,0544	0,2989
Spline with tension	0,0325	0,2752	0,0308	0,3143
Multiquadric	0,0220	0,2727	0,0461	0,2884
Thin-plate spline	0,0213	0,2831	0,0234	0,3116
	<i>Chl α - 0 m</i>		<i>Chl α - 10 m</i>	
Completely regularized spline	-0,0175	0,1755	0,0133	0,1589
Spline with tension	-0,0182	0,1747	0,0142	0,1572
Multiquadric	-0,0117	0,1822	0,0064	0,1798
Thin-plate spline	-0,0139	0,1949	0,0102	0,2247

3. ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ

3.1. Φυσικοχημικά και βιολογικά χαρακτηριστικά

Στον Πίνακα 3.1 δίνεται το εύρος, ο μέσος όρος και το τυπικό σφάλμα των φυσικοχημικών και βιολογικών παραμέτρων (θερμοκρασία, αλατότητα, pH, διαλυμένο οξυγόνο και Chl *a*) της στήλης του νερού για τους σταθμούς της μονάδας (M), τους συμπληρωματικούς σταθμούς (S) και τον σταθμό ελέγχου (C).

Η ελάχιστη τιμή θερμοκρασίας του νερού (14,48°C) καταγράφηκε στο σταθμό C και η μέγιστη (27,47°C) στους σταθμούς S. Στους σταθμούς M οι τιμές της αλατότητας κυμάνθηκαν από 37,48-39,83 psu, στους σταθμούς S από 36,85-39,68 psu και στον σταθμό C από 37,51-38,78 psu. Στους σταθμούς M οι τιμές του διαλυμένου οξυγόνου κυμάνθηκαν από 3,71-5,87 ppm, στους σταθμούς S από 3,39-6,05 ppm και στον σταθμό C από 4,93-6,03 ppm. Οι τιμές του pH παρουσίασαν μικρές διακυμάνσεις σε όλους τους σταθμούς δειγματοληψίας και κυμάνθηκαν από 8,34-8,64. Η υψηλότερη τιμή εμφανίστηκε στους σταθμούς M και S (8,64) ενώ η χαμηλότερη στο σταθμό C (8,37). Τέλος, στους σταθμούς M οι τιμές της χλωροφύλλης *a* κυμάνθηκαν από 0,43-3,24 mg/m³, στους σταθμούς S από 0,42-3,41 mg/m³ και στον σταθμό C από 0,51-2,92 mg/m³.

Πίνακας 3.1: Φυσικοχημικές και βιολογικές παράμετροι του νερού στους σταθμούς της μονάδας (M), στους συμπληρωματικούς σταθμούς (S) και στον σταθμό ελέγχου (C) (Μ.Ο: Μέσος Όρος, Τ.Α: Τυπική Απόκλιση).

	M	S	C
Θερμοκρασία (°C)			
Εύρος	16,17-27,26	14,53-27,49	14,48-27,21
Μ.Ο ± Τ.Α	23,05 ± 3,98	21,20 ± 5,08	18,22 ± 4,88
Αλατότητα (psu)			
Εύρος	37,48-39,83	36,85-39,68	37,51-38,78
Μ.Ο ± Τ.Α	38,14 ± 0,57	38,23 ± 0,55	38,44 ± 0,45
pH			
Εύρος	8,44-8,64	8,34-8,64	8,37-8,55
Μ.Ο ± Τ.Α	8,54 ± 0,06	8,50 ± 0,08	8,44 ± 0,05
Διαλυμένο Οξυγόνο (ppm)			
Εύρος	3,71-5,87	3,39-6,05	4,93-6,03
Μ.Ο ± Τ.Α	5,19 ± 0,51	5,35 ± 0,61	5,54 ± 0,38
Χλωροφύλλη α (mg/m³)			
Εύρος	0,43-3,24	0,42-3,41	0,51-2,92
Μ.Ο ± Τ.Α	1,30 ± 0,71	1,33 ± 0,77	1,67 ± 0,86

Στον Πίνακα 3.2 δίνεται το εύρος, ο μέσος όρος και το τυπικό σφάλμα των φυσικοχημικών και βιολογικών παραμέτρων (θερμοκρασία, αλατότητα, pH, διαλυμένο οξυγόνο και Chl α) για τα πρώτα 10 m βάθους των σταθμών της μονάδας (M), των συμπληρωματικών σταθμών (S) και του σταθμού ελέγχου (C).

Τόσο η ελάχιστη (25,23°C) όσο και η μέγιστη (27,49°C) θερμοκρασία του νερού καταγράφηκαν στους σταθμούς S. Στους σταθμούς M οι τιμές της αλατότητας κυμάνθηκαν από 37,44-37,61 psu, στους σταθμούς S από 36,89-37,39 psu και στον σταθμό C από 37,53-37,58 psu. Στους σταθμούς M οι τιμές του διαλυμένου οξυγόνου κυμάνθηκαν από 4,00-5,02 ppm, στους σταθμούς S από 3,71-5,03 ppm και στον σταθμό C από 4,93-5,00 ppm. Οι τιμές του pH παρουσίασαν μικρές διακυμάνσεις σε όλους τους σταθμούς δειγματοληψίας και κυμάνθηκαν από 8,53-8,64. Τέλος, στους σταθμούς M οι τιμές της χλωροφύλλης α κυμάνθηκαν από 0,43-1,14 mg/m³, στους σταθμούς S από 0,41-1,92 mg/m³ και στον σταθμό C από 0,49-0,70 mg/m³.

Πίνακας 3.2: Φυσικοχημικές και βιολογικές παράμετροι του νερού στους σταθμούς της μονάδας (M), στους συμπληρωματικούς σταθμούς (S) και στον σταθμό ελέγχου (C) για τα πρώτα 10 m βάθους (M.O: Μέσος Όρος, T.A: Τυπική Απόκλιση).

	M	S	C
Θερμοκρασία (°C)			
Εύρος	26,67-27,26	25,23-27,49	26,88-27,23
M.O ± T.A	27,07 ± 0,18	27,09 ± 0,30	27,13 ± 0,14
Αλατότητα (psu)			
Εύρος	37,44-37,61	36,89-37,93	37,53-37,58
M.O ± T.A	37,55 ± 0,03	37,54 ± 0,09	37,55 ± 0,01
pH			
Εύρος	8,57-8,63	8,53-8,64	8,53-8,55
M.O ± T.A	8,60 ± 0,02	8,59 ± 0,03	8,54 ± 0,01
Διαλυμένο Οξυγόνο (ppm)			
Εύρος	4,00-5,02	3,71-5,03	4,93-5,00
M.O ± T.A	4,69 ± 0,30	4,72 ± 0,38	4,95 ± 0,02
Χλωροφύλλη α (mg/m³)			
Εύρος	0,43-1,14	0,41-1,92	0,49-0,70
M.O ± T.A	0,67 ± 0,23	0,65 ± 0,21	0,58 ± 0,06

3.2. Θρεπτικά άλατα

Στον Πίνακα 3.3 δίνεται το εύρος, η μέση τιμή και η τυπική απόκλιση των θρεπτικών αλάτων (αμμωνιακά, νιτρώδη, νιτρικά, φωσφορικά, πυριτικά) του νερού για τους σταθμούς της μονάδας (M), τους συμπληρωματικούς σταθμούς (S) και τον σταθμό ελέγχου (C).

Οι τιμές των αμμωνιακών κυμάνθηκαν από 0,01-1,39 μM . Οι υψηλότερες συγκεντρώσεις 1,39 μM και 1,17 μM παρατηρήθηκαν στους σταθμούς S και M, αντίστοιχα. Η χαμηλότερη τιμή (0,01 μM) καταγράφηκε σε σημείο που εντάσσεται στους σταθμούς της μονάδας (M). Τα νιτρώδη παρέμειναν σε χαμηλές συγκεντρώσεις, με εύρος τιμών από 0,000-0,002 μM . Οι τιμές των νιτρικών παρουσίασαν μικρές διακυμάνσεις σε όλους τους σταθμούς δειγματοληψίας και κυμάνθηκαν από 1,89-2,33 μM . Τόσο η μέγιστη όσο και η ελάχιστη τιμή παρατηρήθηκαν σε περιοχές που βρίσκονται εντός των συμπληρωματικών σταθμών δειγματοληψίας (S). Οι τιμές των φωσφορικών κυμάνθηκαν από 0,00-0,10 μM . Και στην περίπτωση των φωσφορικών, τόσο η ελάχιστη όσο και η μέγιστη συγκέντρωση βρέθηκαν σε τμήματα του κόλπου εντός των συμπληρωματικών σταθμών δειγματοληψίας (S). Τέλος, οι συγκεντρώσεις των πυριτικών εμφάνισαν υψηλές διακυμάνσεις με εύρος τιμών από 0,04-3,53 μM . Η υψηλότερη και η χαμηλότερη τιμή παρατηρήθηκαν εντός των συμπληρωματικών σταθμών δειγματοληψίας (S).

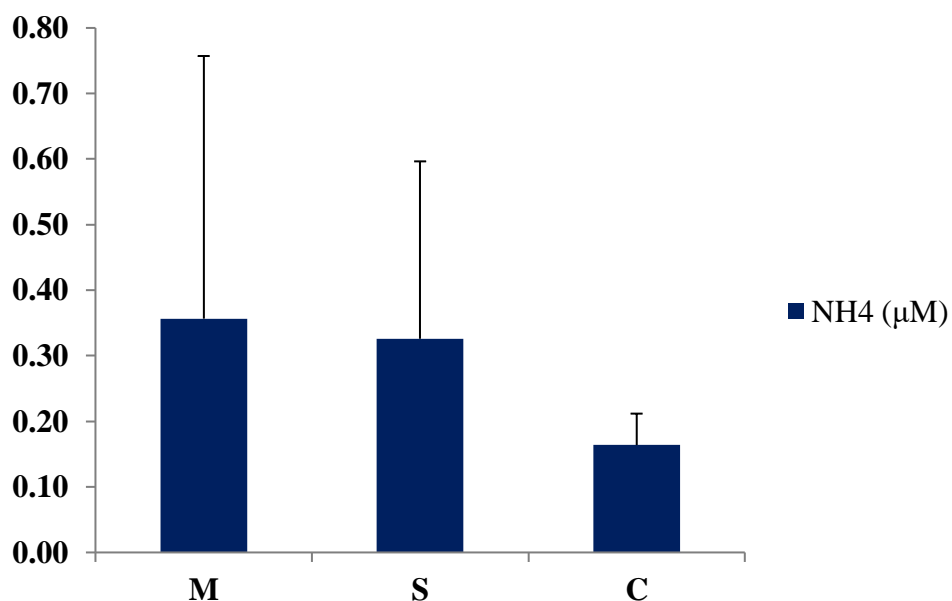
Στα Σχήματα 3.1-3.5 απεικονίζεται η μέση τιμή και η τυπική απόκλιση των συγκεντρώσεων των θρεπτικών αλάτων για τους σταθμούς της μονάδας (M), τους συμπληρωματικούς σταθμούς (S) και τον σταθμό ελέγχου (C).

Οι τιμές των αμμωνιακών κυμάνθηκαν σε χαμηλά επίπεδα τόσο στους σταθμούς της μονάδας (M) όσο και στους συμπληρωματικούς σταθμούς (S). Η χαμηλότερη τιμή

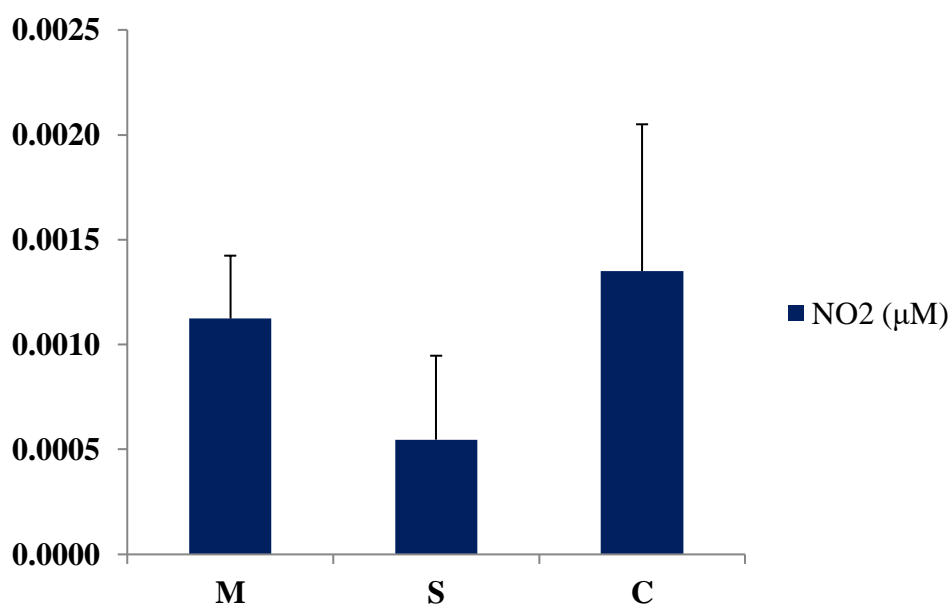
παρατηρήθηκε στον σταθμό ελέγχου (C) (Σχ. 3.1). Οι συγκεντρώσεις των νιτρωδών και των φωσφορικών ήταν χαμηλές στο σύνολο των δειγματοληπτικών σταθμών (Σχ. 3.2 & 3.4, αντίστοιχα). Τα νιτρικά παρουσίασαν ομοιομορφία στο σύνολο της υπό μελέτης περιοχής (Σχ. 3.3), ενώ μικρές διακυμάνσεις παρατηρήθηκαν στην περίπτωση των πυριτικών (Σχ. 3.5).

Πίνακας 3.3: Συγκεντρώσεις θρεπτικών αλάτων (μM) στη στήλη του νερού (αμμωνιακά, νιτρώδη, νιτρικά, φωσφορικά, πυριτικά) στους σταθμούς της μονάδας (M), στους συμπληρωματικούς σταθμούς (S) και στον σταθμό ελέγχου (C) (M.O: Μέσος Όρος, T.A: Τυπική Απόκλιση).

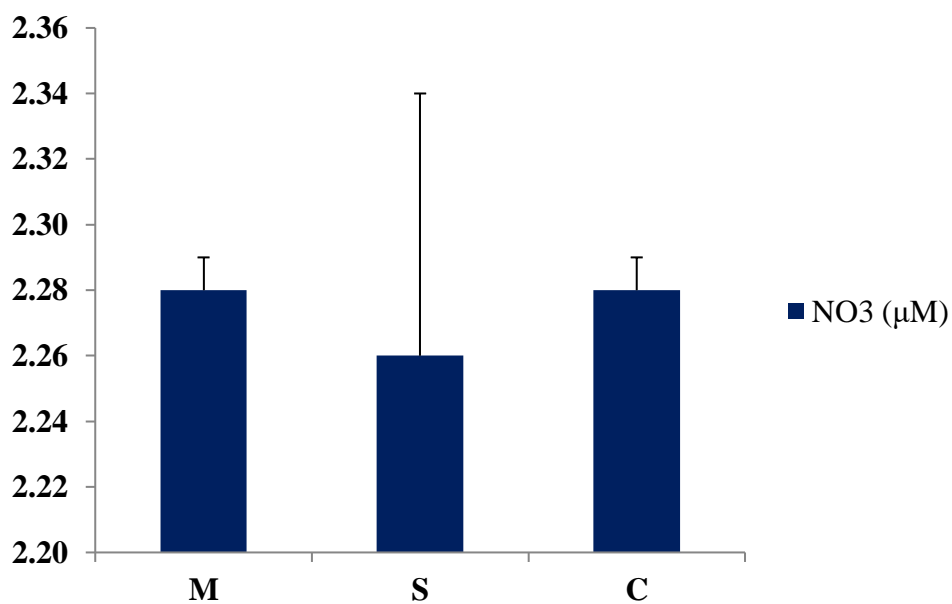
(μM)	M	S	C
NH_4			
Εύρος	0,01-1,17	0,03-1,39	0,11-0,21
M.O \pm T.A	0,36 \pm 0,40	0,33 \pm 0,27	0,16 \pm 0,05
NO_2			
Εύρος	0,001-0,002	0,000-0,002	0,001-0,002
M.O \pm T.A	0,001 \pm 0,000	0,001 \pm 0,000	0,001 \pm 0,001
NO_3			
Εύρος	2,26-2,29	1,89-2,33	2,28-2,29
M.O \pm T.A	2,28 \pm 0,01	2,26 \pm 0,08	2,28 \pm 0,01
PO_4			
Εύρος	0,001-0,010	0,000-0,098	0,013-0,013
M.O \pm T.A	0,006 \pm 0,002	0,015 \pm 0,021	0,013 \pm 0,000
SiO_2			
Εύρος	0,13-1,01	0,04-3,53	0,08-0,50
M.O \pm T.A	0,48 \pm 0,30	0,68 \pm 0,70	0,29 \pm 0,22



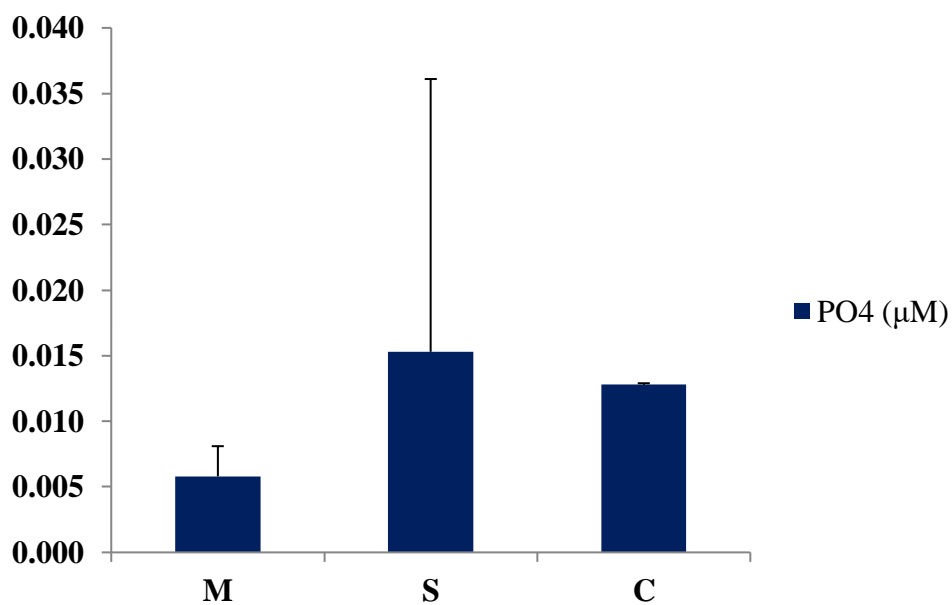
Σχήμα 3.1: Διάγραμμα με τη μέση τιμή και την τυπική απόκλιση των αμμωνιακών (μM) στους σταθμούς της μονάδας (M), στους συμπληρωματικούς σταθμούς (S) και στον σταθμό ελέγχου (C).



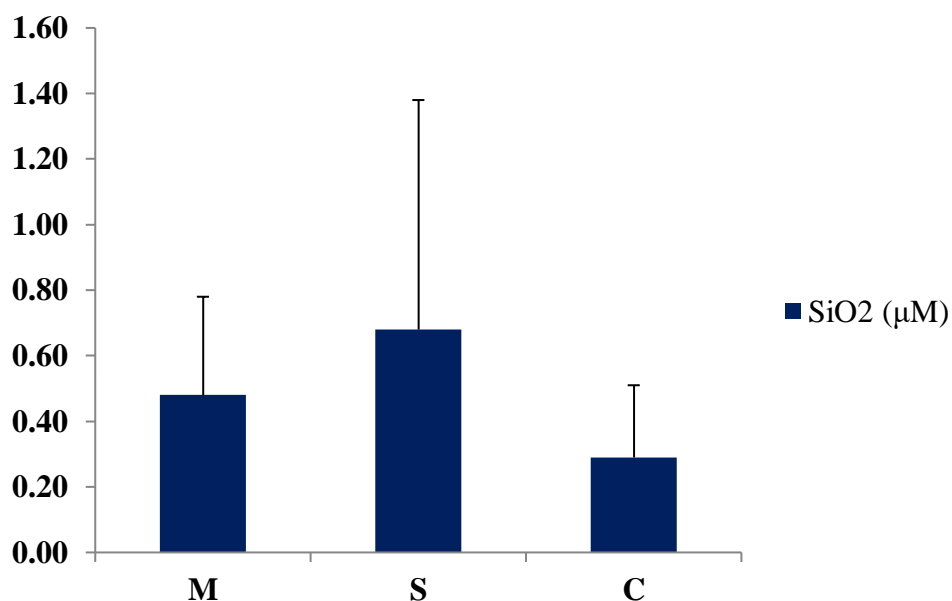
Σχήμα 3.2: Διάγραμμα με τη μέση τιμή και την τυπική απόκλιση των νιτρωδών (μM) στους σταθμούς της μονάδας (M), στους συμπληρωματικούς σταθμούς (S) και στον σταθμό ελέγχου (C).



Σχήμα 3.3: Διάγραμμα με τη μέση τιμή και την τυπική απόκλιση των νιτρικών (μM) στους σταθμούς της μονάδας (M), στους συμπληρωματικούς σταθμούς (S) και στον σταθμό ελέγχου (C).



Σχήμα 3.4: Διάγραμμα με τη μέση τιμή και την τυπική απόκλιση των φωσφορικών (μM) στους σταθμούς της μονάδας (M), στους συμπληρωματικούς σταθμούς (S) και στον σταθμό ελέγχου (C).

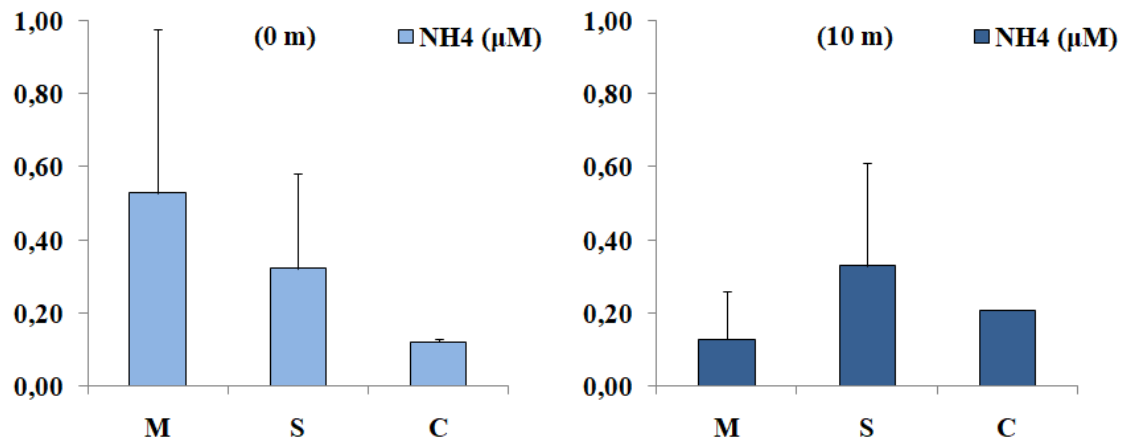


Σχήμα 3.5: Διάγραμμα με τη μέση τιμή και την τυπική απόκλιση των πυριτικών (μM) στους σταθμούς της μονάδας (M), στους συμπληρωματικούς σταθμούς (S) και στον σταθμό ελέγχου (C).

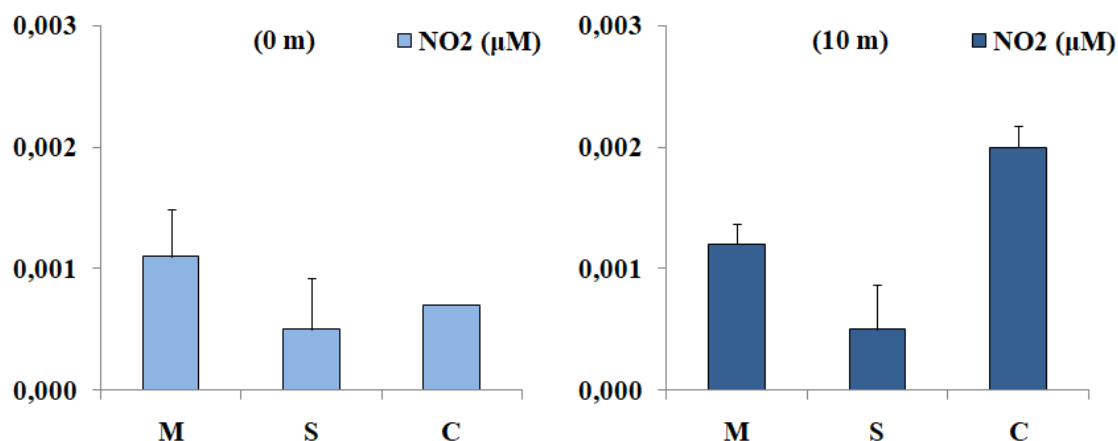
Στα Σχήματα 3.6-3.10 απεικονίζονται η μέση τιμή και η τυπική απόκλιση των συγκεντρώσεων των θρεπτικών αλάτων στα 0 και 10 m βάθους, για τους σταθμούς της μονάδας (M), τους συμπληρωματικούς σταθμούς (S) και τον σταθμό ελέγχου (C).

Στην επιφάνεια η υψηλότερη συγκέντρωση των αμμωνιακών εμφανίστηκε στους σταθμούς της μονάδας (M), με σταδιακή μείωση αυτής κατά την απομάκρυνση από τους πλωτούς ιχθυοκλωβούς. Στο βάθος των 10 m η τιμή των αμμωνιακών στους σταθμούς της μονάδας (M) παρουσίασε σημαντική μείωση σε σχέση με την αντίστοιχη στην επιφάνεια του νερού. Η υψηλότερη τιμή παρατηρήθηκε στους συμπληρωματικούς σταθμούς (S) (Σχ. 3.6). Οι συγκεντρώσεις των νιτρικών παρέμειναν σε χαμηλές τιμές, τόσο στην επιφάνεια όσο και στα 10 m βάθους (Σχ. 3.7). Τα νιτρικά και τα φωσφορικά παρουσίασαν ομοιομορφία στις συγκεντρώσεις τους και στα δύο βάθη (Σχ. 3.8 & Σχ.

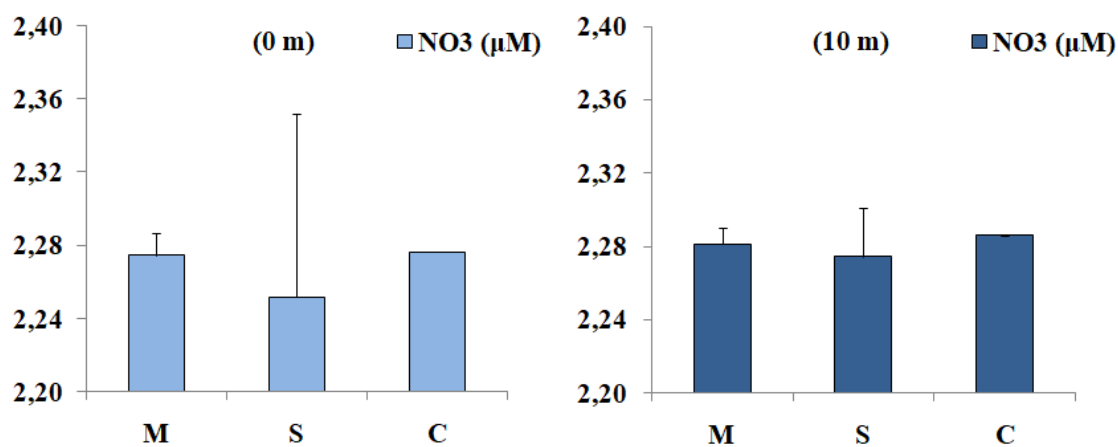
3.9). Παρόμοια ήταν η εικόνα και στην περίπτωση των πυριτικών, με εξαίρεση τον σταθμό ελέγχου (C), όπου παρατηρήθηκε σχεδόν μηδενική συγκέντρωση στην επιφάνεια (Σχ. 3.10).



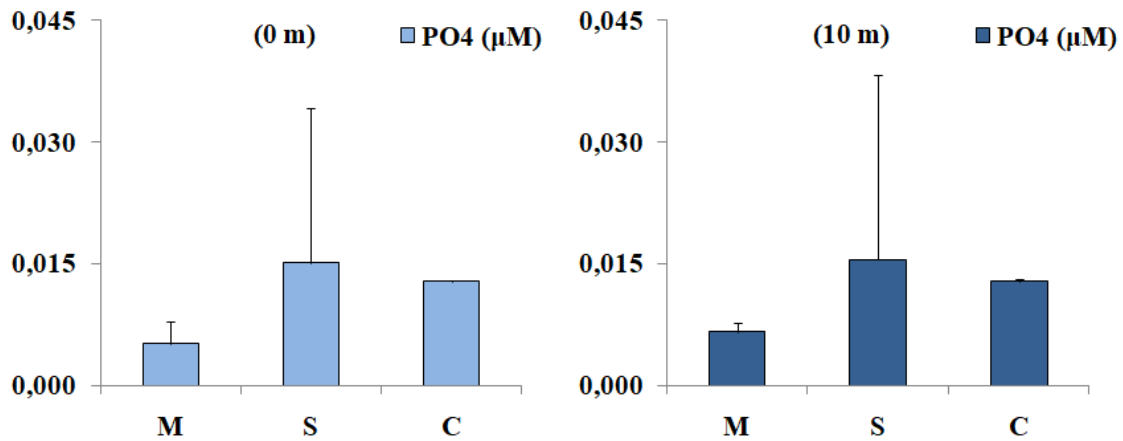
Σχήμα 3.6: Διάγραμμα με τη μέση τιμή και την τυπική απόκλιση των συγκεντρώσεων των αμμωνιακών (μM) στην επιφάνεια και στα 10 m βάθους για τους σταθμούς της μονάδας (M), τους συμπληρωματικούς σταθμούς (S) και τον σταθμό ελέγχου (C).



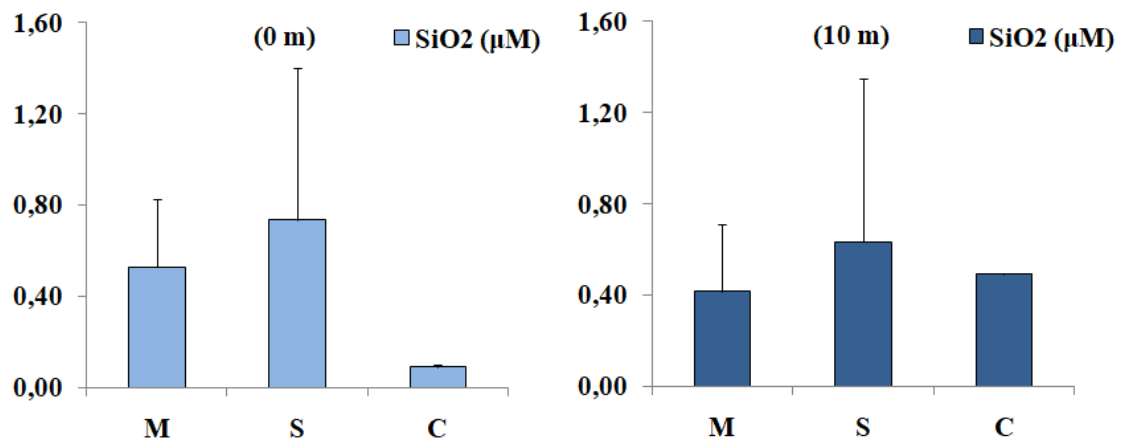
Σχήμα 3.7: Διάγραμμα με τη μέση τιμή και την τυπική απόκλιση των συγκεντρώσεων των νιτρωδών (μM) στην επιφάνεια και στα 10 m βάθους για τους σταθμούς της μονάδας (M), τους συμπληρωματικούς σταθμούς (S) και τον σταθμό ελέγχου (C).



Σχήμα 3.8: Διάγραμμα με τη μέση τιμή και την τυπική απόκλιση των συγκεντρώσεων των νιτρικών (μM) στην επιφάνεια και στα 10 m βάθους για τους σταθμούς της μονάδας (M), τους συμπληρωματικούς σταθμούς (S) και τον σταθμό ελέγχου (C).



Σχήμα 3.9: Διάγραμμα με τη μέση τιμή και την τυπική απόκλιση των συγκεντρώσεων των φωσφορικών (μM) στην επιφάνεια και στα 10 m βάθους για τους σταθμούς της μονάδας (M), τους συμπληρωματικούς σταθμούς (S) και τον σταθμό ελέγχου (C).



Σχήμα 3.10: Διάγραμμα με τη μέση τιμή και την τυπική απόκλιση των συγκεντρώσεων των πυριτικών (μM) στην επιφάνεια και στα 10 m βάθους για τους σταθμούς της μονάδας (M), τους συμπληρωματικούς σταθμούς (S) και τον σταθμό ελέγχου (C).

3.3. Χωρική Παρεμβολή

Στα Σχήματα 3.11-3.17 παρουσιάζονται οι κατακόρυφες κατανομές των συγκεντρώσεων των θρεπτικών αλάτων του νερού, του διαλυμένου οξυγόνου και της χλωροφύλλης *a* στα 0 και 10 m βάθους, με τη μέθοδο της χωρικής παρεμβολής (spatial interpolation) και συγκεκριμένα των συναρτήσεων ακτινικής βάσης (RBF-radial basis functions) οι οποίες εφαρμόστηκαν σε ένα Γεωγραφικό Σύστημα Πληροφοριών.

Στο βάθος των 0 m, οι υψηλότερες συγκεντρώσεις αμμωνιακών εμφανίστηκαν στους σταθμούς M3 (1,17 μM) και S1 (1,09 μM) και προς τα νοτιοανατολικά της περιοχής έρευνας, ενώ παρατηρήθηκε σταδιακή μείωση αυτών κατά την απομάκρυνση από τους πλωτούς ιχθυοκλωβούς. Στο βάθος των 10 m η υψηλότερη συγκέντρωση (1,39 μM) εντοπίστηκε μεταξύ των σταθμών S16 και S21, στην έξοδο του κόλπου. Στην υπόλοιπη περιοχή έρευνας οι συγκεντρώσεις φάνηκε να εξομαλύνονται με σχεδόν ομοιόμορφη κατανομή (Σχ. 3.11).

Τα νιτρώδη παρέμειναν σε χαμηλές συγκεντρώσεις στο σύνολο της υπό μελέτη περιοχής. Η μέγιστη συγκέντρωση (0,002 μM) παρατηρήθηκε στην επιφάνεια, πλησίον του σταθμού M4. Στο βάθος των 10 m οι μεγαλύτερες συγκεντρώσεις παρατηρήθηκαν στους σταθμούς M1, M2 και M3 με τιμές που κυμάνθηκαν από 0,001 έως 0,002 μM (Σχ. 3.12).

Οι συγκεντρώσεις των νιτρικών εμφάνισαν ομοιόμορφη κατανομή, τόσο στα 0 όσο και στα 10 m βάθους. Η υψηλότερη συγκέντρωση (2,33 μM) παρατηρήθηκε στην επιφάνεια στον σταθμό S23, ο οποίος βρίσκεται στην έξοδο του κόλπου (Σχ. 3.13).

Τα φωσφορικά παρέμειναν σε χαμηλά επίπεδα σε ολόκληρη την περιοχή έρευνας, ενώ οι συγκεντρώσεις τους εμφάνισαν ομοιόμορφη κατανομή και στα δύο

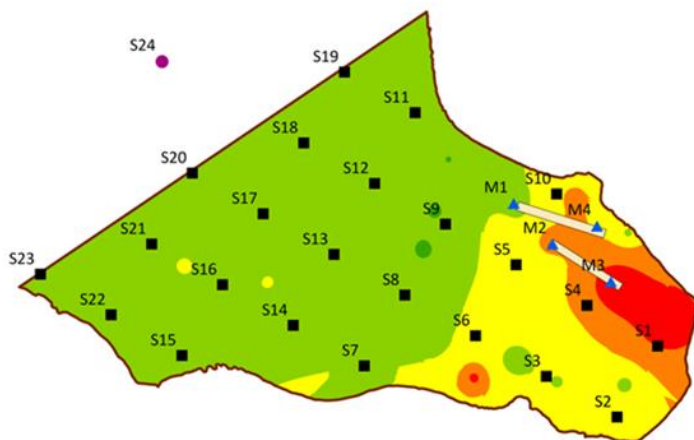
βάθη. Στην περιοχή όπου εντοπίζονται οι πλωτοί ιχθυοκλωβοί οι τιμές τους δεν ξεπέρασαν τα 0,01 μM (Σχ. 3.14).

Οι συγκεντρώσεις των πυριτικών στο μεγαλύτερο τμήμα του κόλπου, τόσο στα 0 όσο και στα 10 m βάθους κυμάνθηκαν από 0,04-0,70 μM . Όσον αφορά τα επιφανειακά νερά, οι υψηλότερες συγκεντρώσεις καταγράφηκαν στους σταθμούς S3 (2,42 μM) και S10 (2,13 μM), ενώ στα 10 m η μέγιστη συγκέντρωση καταγράφηκε στον σταθμό S3 (3,53 μM). Στους σταθμούς της μονάδας η υψηλότερη συγκέντρωση βρέθηκε επιφανειακά στον σταθμό M4 (1,00 μM) (Σχ. 3.15).

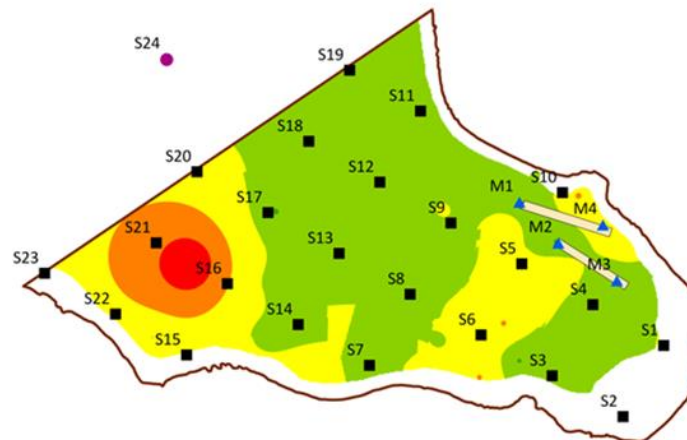
Στο μεγαλύτερο τμήμα του κόλπου, τόσο στην επιφάνεια όσο και στα 10 m βάθους, οι τιμές του διαλυμένου οξυγόνου κυμάνθηκαν από 4,61-5,03 ppm. Η ελάχιστη τιμή (3,77 ppm) καταγράφηκε επιφανειακά στον σταθμό S3. Όσον αφορά τους σταθμούς της μονάδας, η χαμηλότερη συγκέντρωση ($\approx 4,00$ ppm) βρέθηκε στον σταθμό M4, στο βάθος των 10 m (Σχ. 3.16).

Στην επιφάνεια οι τιμές της χλωροφύλλης *a* παρουσίασαν ομοιόμορφη κατανομή στο σύνολο της περιοχής έρευνας. Στο μεγαλύτερο μέρος του κόλπου οι τιμές της δεν ξεπέρασαν τα 0,60 mg/m^3 . Οι υψηλότερες συγκεντρώσεις παρατηρήθηκαν στην έξοδο του κόλπου, με τη μέγιστη (1,37 mg/m^3) να καταγράφεται στον σταθμό S23. Στο βάθος των 10 m οι τιμές της χλωροφύλλης *a* παρουσίασαν αύξηση σε σχέση με τις αντίστοιχες στην επιφάνεια του νερού. Οι υψηλότερες συγκεντρώσεις (1,09 mg/m^3) και (1,04 mg/m^3) εντοπίστηκαν στους σταθμούς M1 και M2, αντίστοιχα (Σχ. 3.17).

NH4 (0 m)



NH4 (10 m)



ΥΠΟΜΝΗΜΑ

— ΠΕΡΙΓΡΑΜΜΑ ΚΟΛΠΟΥ

□ ΘΕΣΗ ΚΛΩΒΩΝ

▲ ΣΤΑΘΜΟΙ ΜΟΝΑΔΑΣ

■ ΣΥΜΠΛΗΡΩΜΑΤΙΚΟΙ ΣΤΑΘΜΟΙ

● ΣΤΑΘΜΟΣ ΕΛΕΓΧΟΥ

NH4 (μM)

■ < 0,10

■ 0,10 - 0,30

■ 0,31 - 0,50

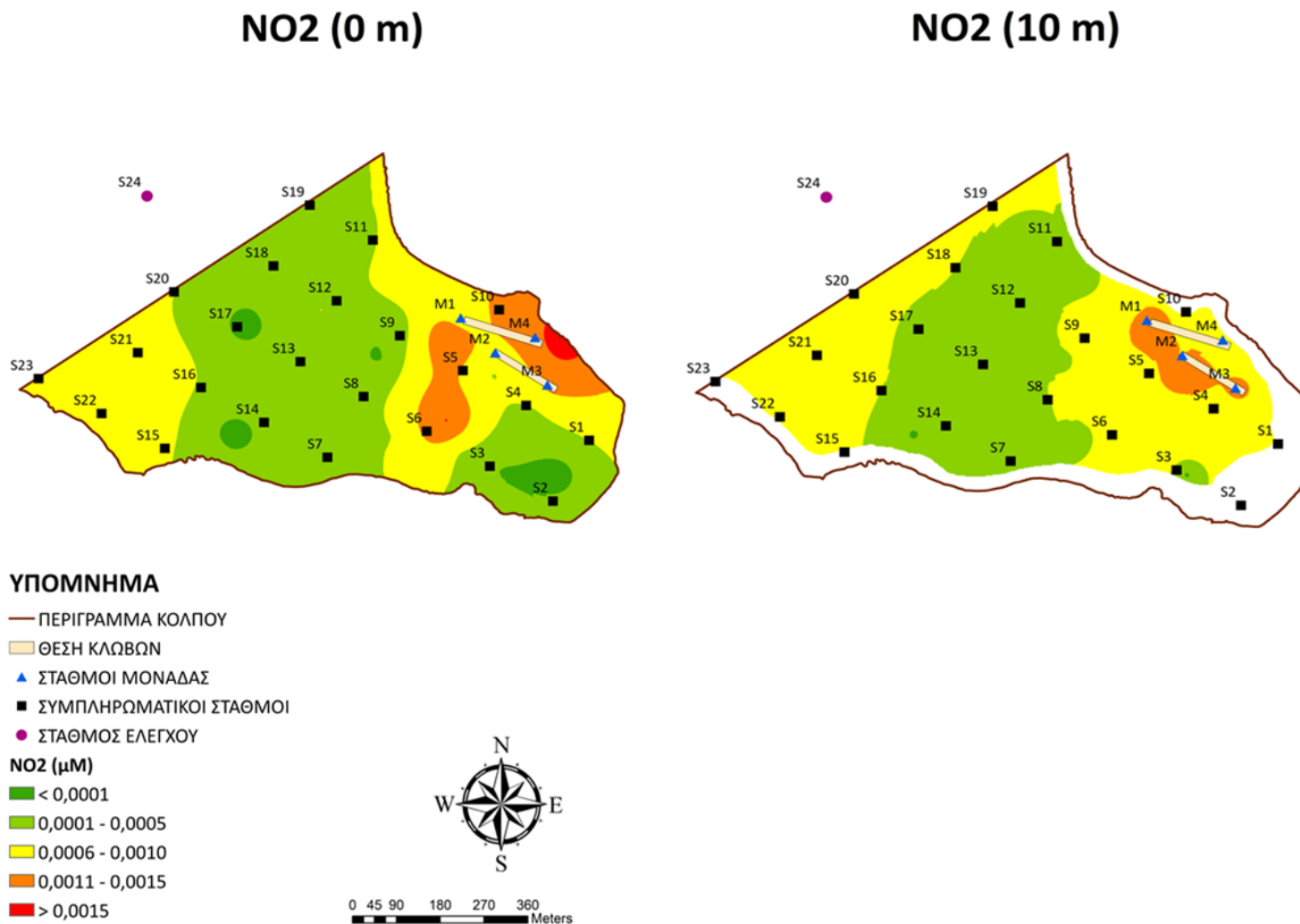
■ 0,51 - 0,70

■ > 0,70



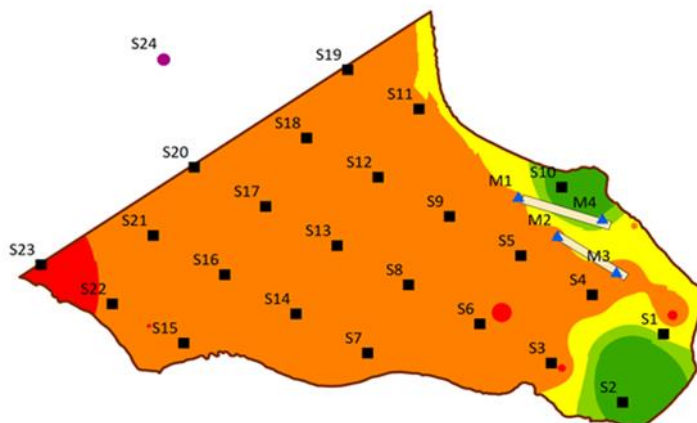
0 45 90 180 270 360
Meters

Σχήμα 3.11: Χάρτης κατανομής των συγκεντρώσεων των αμμονιακών (μM) στην επιφάνεια και στα 10 m βάθους.

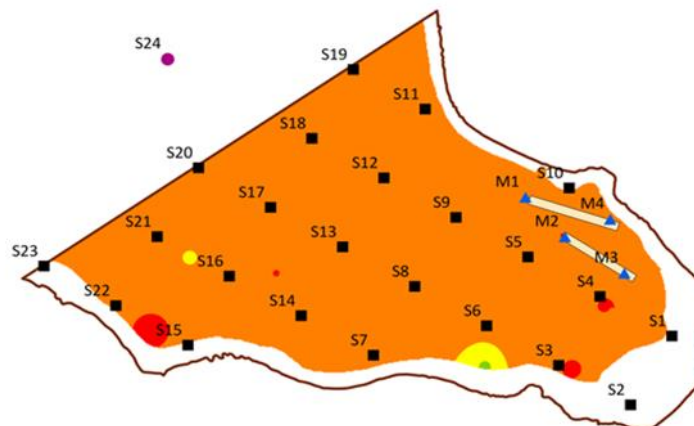


Σχήμα 3.12: Χάρτης κατανομής των συγκεντρώσεων των νιτρικών (μM) στην επιφάνεια και στα 10 m βάθους.

NO3 (0 m)



NO3 (10 m)



ΥΠΟΜΝΗΜΑ

— ΠΕΡΙΓΡΑΜΜΑ ΚΟΛΠΟΥ

■ ΘΕΣΗ ΚΛΩΒΩΝ

▲ ΣΤΑΘΜΟΙ ΜΟΝΑΔΑΣ

■ ΣΥΜΠΛΗΡΩΜΑΤΙΚΟΙ ΣΤΑΘΜΟΙ

● ΣΤΑΘΜΟΣ ΕΛΕΓΧΟΥ

NO3 (μM)

■ < 2,18

■ 2,18 - 2,21

■ 2,22 - 2,25

■ 2,26 - 2,29

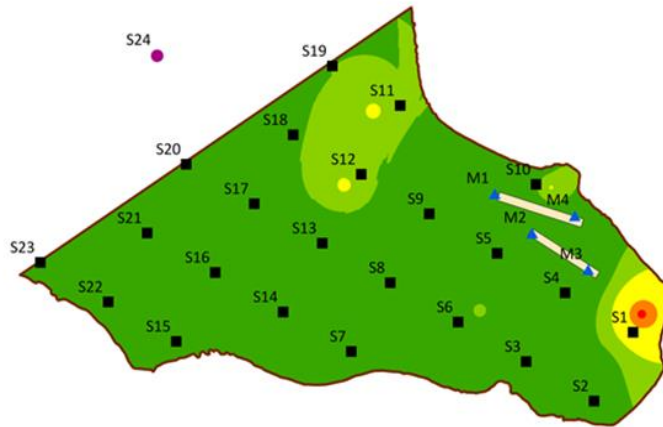
■ > 2,29



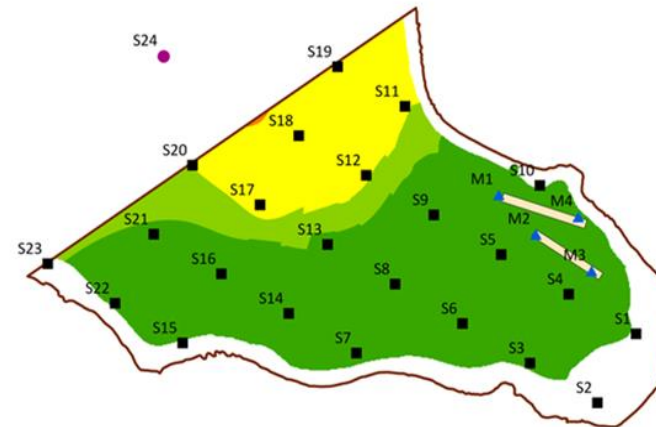
0 45 90 180 270 360
Meters

Σχήμα 3.13: Χάρτης κατανομής των συγκεντρώσεων των νιτρικών (μM) στην επιφάνεια και στα 10 m βάθους.

PO4 (0 m)



PO4 (10 m)

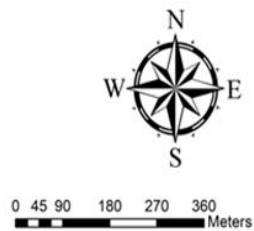


ΥΠΟΜΝΗΜΑ

- ΠΕΡΙΓΡΑΜΜΑ ΚΟΛΠΟΥ
- ΘΕΣΗ ΚΛΩΒΩΝ
- ▲ ΣΤΑΘΜΟΙ ΜΟΝΑΔΑΣ
- ΣΥΜΠΛΗΡΩΜΑΤΙΚΟΙ ΣΤΑΘΜΟΙ
- ΣΤΑΘΜΟΣ ΕΛΕΓΧΟΥ

PO4 (μM)

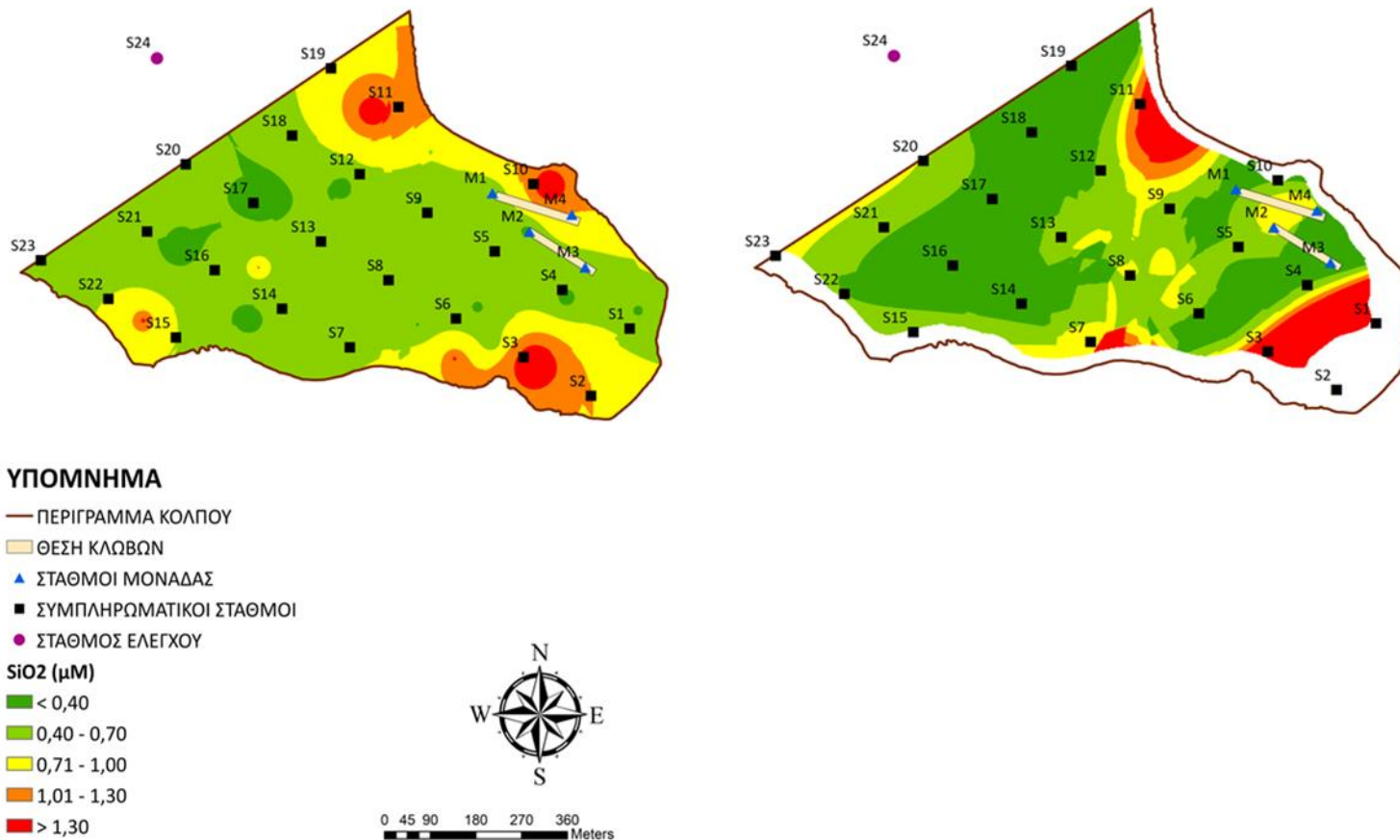
- < 0,02
- 0,02 - 0,03
- 0,04 - 0,05
- 0,06 - 0,07
- > 0,07



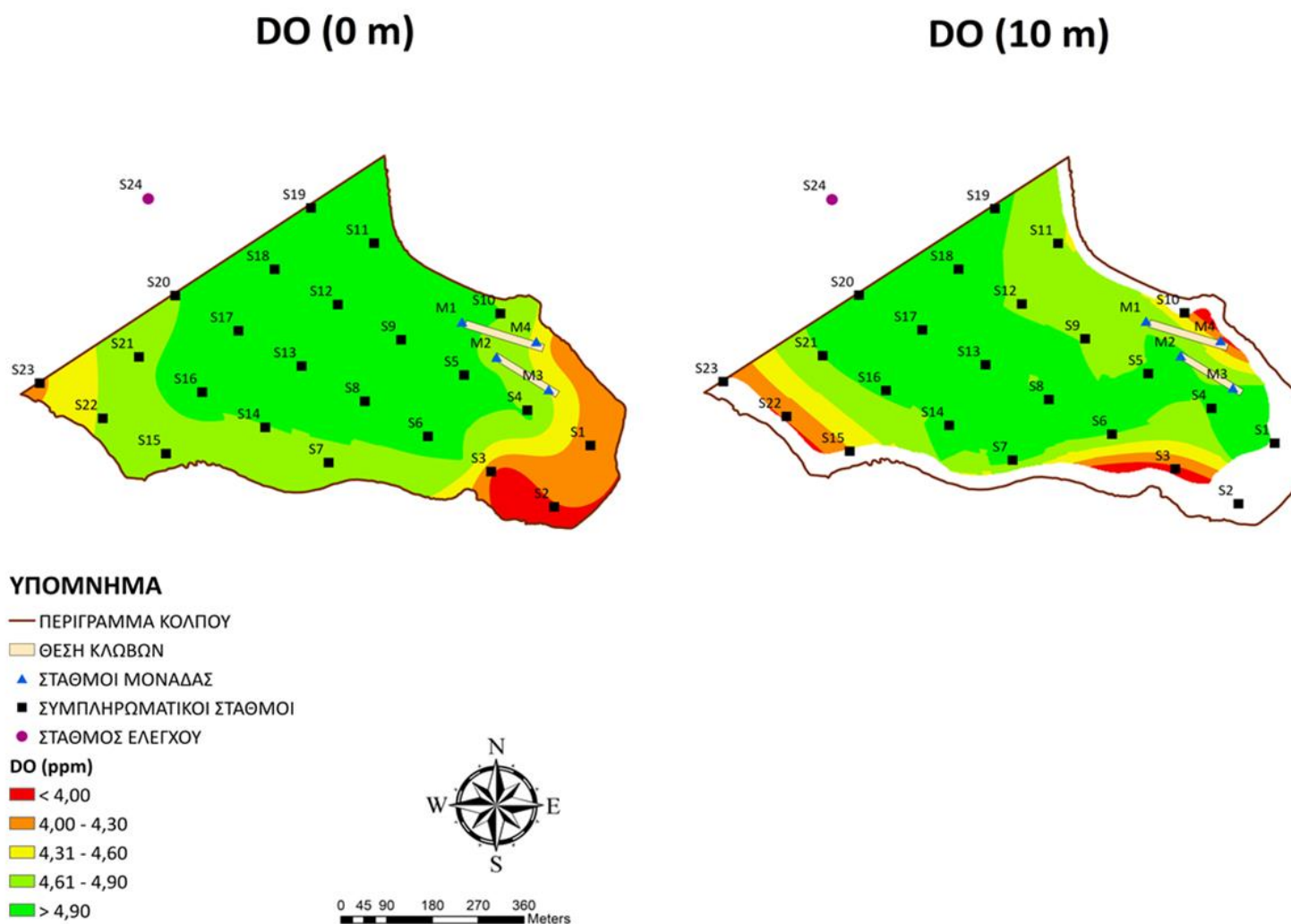
Σχήμα 3.14: Χάρτης κατανομής των συγκεντρώσεων των φωσφορικών (μM) στην επιφάνεια και στα 10 m βάθους.

SiO₂ (0 m)

SiO₂ (10 m)

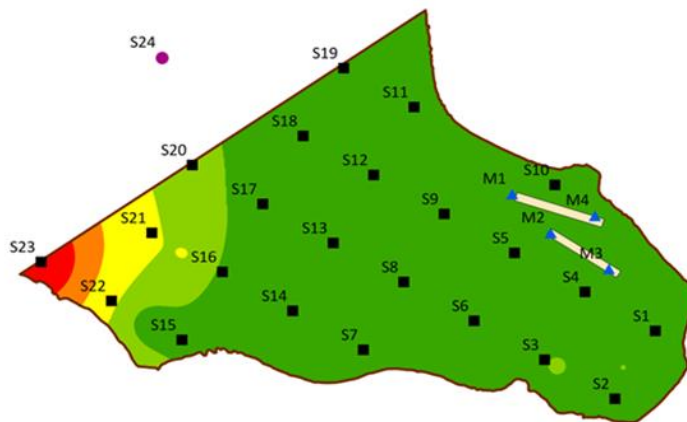


Σχήμα 3.15: Χάρτης κατανομής των συγκεντρώσεων των πυριτικών (μM) στην επιφάνεια και στα 10 m βάθους.

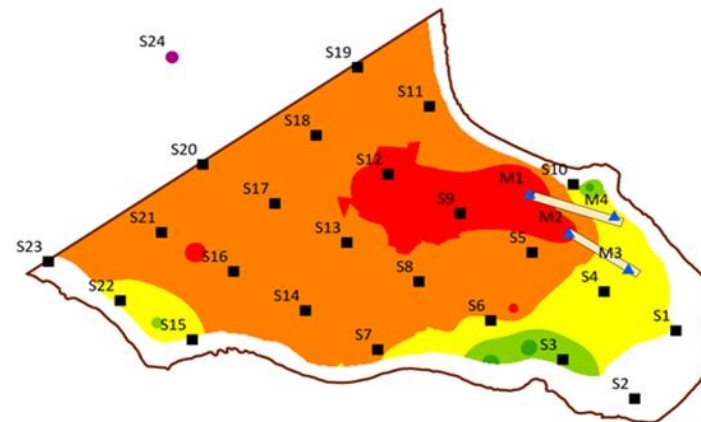


Σχήμα 3.16: Χάρτης κατανομής των συγκεντρώσεων του διαλυμένου οξυγόνου (ppm) στην επιφάνεια και στα 10 m βάθους.

Chl α (0 m)



Chl α (10 m)



ΥΠΟΜΝΗΜΑ

- ΠΕΡΙΓΡΑΦΜΑ ΚΟΛΠΟΥ
- ΘΕΣΗ ΚΛΩΒΩΝ
- ▲ ΣΤΑΘΜΟΙ ΜΟΝΑΔΑΣ
- ΣΥΜΠΛΗΡΩΜΑΤΙΚΟΙ ΣΤΑΘΜΟΙ
- ΣΤΑΘΜΟΣ ΕΛΕΓΧΟΥ

Chl α (mg/m³)

- <math>< 0,60</math>
- $0,60 - 0,70$
- $0,71 - 0,80$
- $0,81 - 0,90$
- $> 0,90$



0 45 90 180 270 360 Meters

Σχήμα 3.17: Χάρτης κατανομής των συγκεντρώσεων της χλωροφύλλης α (mg/m³) στην επιφάνεια και στα 10 m βάθους.

3.4. Στατιστική Επεξεργασία

Στον Πίνακα 3.4 παρουσιάζονται τα αποτελέσματα από τη στατιστική σύγκριση των συγκεντρώσεων των θρεπτικών αλάτων μεταξύ των σταθμών δειγματοληψίας. Η μονοπαραγοντική ανάλυση διακύμανσης (one-way ANOVA) έδειξε στατιστικά σημαντικές διαφορές μόνο για τα νιτρώδη. Ο έλεγχος των στατιστικών διαφορών πραγματοποιήθηκε με το Tukey's test και τα αποτελέσματα δίνονται στον Πίνακα 3.5.

Πίνακας 3.4: Στατιστική σύγκριση της συγκέντρωσης των θρεπτικών αλάτων μεταξύ των δειγματοληπτικών σταθμών της περιοχής έρευνας με την μονοπαραγοντική ανάλυση διακύμανσης (F:Λόγος, P level: Επίπεδο σημαντικότητας).

ΜΕΤΑΒΛΗΤΗ	ΒΑΘΜΟΙ ΕΛΕΥΘΕΡΙΑΣ	F	P
NH ₄	158	1,08	ΜΣ
NO ₂	158	28,02	*
NO ₃	158	0,51	ΜΣ
PO ₄	158	2,26	ΜΣ
SiO ₂	158	1,83	ΜΣ

* $P < 0,001$, ΜΣ (Μη Σημαντικό)

Πίνακας 3.5: Έλεγχος στατιστικών αποτελεσμάτων ανάμεσα στους σταθμούς δειγματοληψίας για τις συγκεντρώσεις των νιτρωδών με το Tukey's test.

NO₂	M	S
S	*	
C	ΜΣ	*

* $P < 0,05$, ΜΣ (Μη Σημαντικό)

4. ΣΥΖΗΤΗΣΗ

4.1. Φυσικοχημικά και βιολογικά χαρακτηριστικά

Η θερμοκρασία αποτελεί το φυσικό μέγεθος μέτρησης της θερμότητας. Στα υδάτινα οικοσυστήματα η ηλιακή ενέργεια θεωρείται η σημαντικότερη πηγή ενέργειας, καθώς απορροφάται από αυτά και μετατρέπεται σε θερμότητα. Η θερμοκρασία θεωρείται η πιο σημαντική παράμετρος σε ένα υδάτινο περιβάλλον, καθώς μεταξύ άλλων μπορεί να επηρεάσει την πρωτογενή παραγωγικότητα των παράκτιων οικοσυστημάτων, τη διαλυτότητα του οξυγόνου και άλλων ενώσεων, τη διαδικασία διάσπασης των οργανικών ουσιών, καθώς επίσης και την αναπαραγωγική ικανότητα και τον μεταβολισμό των υδρόβιων οργανισμών, λειτουργώντας ως περιοριστικός παράγοντας στην ανάπτυξή τους (Κλαουδάτος & Κλαουδάτος 2010).

Οι απαιτήσεις τόσο των φυτικών όσο και ζωικών οργανισμών ποικίλουν ως προς τη θερμοκρασία του νερού. Ωστόσο, όσο αυτή αυξάνει προς το βέλτιστο όριο για κάθε έναν από αυτούς, τόσο οι οργανισμοί γίνονται πιο δραστήριοι, καταναλώνουν περισσότερη τροφή και χρησιμοποιούν περισσότερο διαλυμένο στο νερό οξυγόνο. Με βάση την ικανότητα προσαρμογής τους στις μεταβολές της θερμοκρασίας, τα υδρόβια είδη διαχωρίζονται σε «ευρύθερμα» και «στενόθερμα». Ως «ευρύθερμοι» χαρακτηρίζονται οι οργανισμοί που αντέχουν σε μεγάλες διακυμάνσεις της θερμοκρασίας, ενώ ως «στενόθερμοι» αυτοί που παρουσιάζουν μικρή αντοχή στις μεταβολές της. Τα είδη που αντέχουν σε υψηλές θερμοκρασίες χαρακτηρίζονται ως «θερμοανθεκτικά», ενώ εκείνα που αντέχουν σε χαμηλές θερμοκρασίες ως «ψυχροανθεκτικά» (Κλαουδάτος & Κλαουδάτος 2010).

Τη μεγαλύτερη προσαρμοστική ικανότητα σε ακραίες τιμές της θερμοκρασίας, παρουσιάζουν τα είδη που διαβιούν στην αβαθή παράκτια ζώνη των εκβολικών περιοχών και λιμνοθαλασσών. Τα είδη αυτά επιλέγονται για μαζική εκτροφή, καθώς χαρακτηρίζονται από αυξημένη αντοχή σε ακραίες, ευμετάβλητες περιβαλλοντικές συνθήκες (Κλαουδάτος & Κλαουδάτος 2010). Στην κατηγορία αυτή, ανήκει τόσο η τσιπούρα όσο και το λαβράκι, των οποίων τα βέλτιστα όρια ανάπτυξης κυμαίνονται μεταξύ 23 και 25°C, ενώ τα θερμοκρασιακά όρια αντοχής μεταξύ 4 και 34°C (Baranbe 1980, Dutrieux 1984).

Στην παρούσα έρευνα η θερμοκρασία κυμάνθηκε από 14,5-27,5°C, με τις υψηλότερες τιμές να καταγράφονται στα επιφανειακά στρώματα της υδάτινης στήλης. Το φαινόμενο του θερμοκλινούς, το οποίο χαρακτηρίζεται από απότομη πτώση της θερμοκρασίας, παρατηρήθηκε στο μεγαλύτερο μέρος των δειγματοληπτικών σταθμών, στο βάθος των 15-40 m, διαχωρίζοντας την υδάτινη μάζα σε τρία διακριτά στρώματα. Τα παραπάνω αποτελέσματα συμφωνούν με παλαιότερη έρευνα των Θεοδώρου & Πετυχάκης (2000) στον Παγασητικό κόλπο, στην οποία αναφέρεται η παρουσία τριών διακριτών στρωμάτων στην υδάτινη στήλη, με εμφανή σχηματισμό θερμοκλινούς στο ενδιάμεσο στρώμα (20-40 m) κατά τη διάρκεια του καλοκαιριού.

Η λειτουργία του ιχθυοτροφείου φαίνεται να μην επηρεάζεται από τον σχηματισμό του θερμοκλινούς, δεδομένου ότι οι κλωβοί βρίσκονται πάνω από το επίπεδο διαχωρισμού του, καθώς το βάθος των διχτύων τους δεν ξεπερνά τα 10 m. Η παραπάνω παρατήρηση επιβεβαιώνεται και από τους Neofitou & Kladatos (2008) στην ίδια περιοχή μελέτης, σε βάθος 20-40 m. Οι τιμές της θερμοκρασίας που καταγράφηκαν στην υπό μελέτη περιοχή και συγκεκριμένα στο βάθος όπου λαμβάνει χώρα η ανάπτυξη των υδρόβιων οργανισμών βρίσκονται εντός των ορίων αντοχής που

προτείνονται από τους Baranbe (1980) και Dutrieux (1984) για την τσιπούρα και το λαβράκι.

Ως αλατότητα ορίζεται το μέτρο της συγκέντρωσης των διαλυμένων στο θαλασσινό νερό αλάτων. Μέχρι πρόσφατα, η αλατότητα εκφραζόταν ως ποσοστό επί της χιλιάς (S‰), ωστόσο σήμερα η γνωστή ως «πρακτική αλατότητα» προσδιορίζεται με μεγάλη ακρίβεια από την ηλεκτρική αγωγιμότητα του θαλασσινού νερού και αποδίδεται με αδιάστατο αριθμό ή με πρακτικές μονάδες αλατότητας (psu) (Θεοδώρου 2004).

Στα γλυκά νερά η αλατότητα είναι μικρότερη από 0,5 psu, ενώ στα υφάλμυρα κυμαίνεται από 0,5 έως 20 psu. Στη θάλασσα υπολογίζεται στα 20 psu και άνω. Όσον αφορά την αλατότητα των ελληνικών θαλασσών, αυτή κυμαίνεται από 30 έως 40 psu, ενώ στον ανοιχτό ωκεανό υπολογίζεται στα 35 psu. Στις παρόχθιες περιοχές η τιμή της είναι μικρότερη και κυμαίνεται από 28 έως 33 psu, καθώς εκεί πραγματοποιείται ανάμιξη με τα γλυκά νερά της χέρσου (Κλαουδάτος & Κλαουδάτος 2010).

Η αλατότητα μπορεί να επηρεάσει έμμεσα τους οργανισμούς που διαβιούν σε ένα υδάτινο περιβάλλον, καθώς η μεταβολή της προκαλεί τροποποίηση της φυσικοχημικής κατάστασης του νερού. Τα υδρόβια είδη με βάση την ικανότητα προσαρμογής τους στις διακυμάνσεις της αλατότητας διαχωρίζονται σε «στενόαλα» και «ευρύαλα». Ως «στενόαλοι» χαρακτηρίζονται οι οργανισμοί που δεν αντέχουν σε μεγάλες διακυμάνσεις της αλατότητας, ενώ ως «ευρύαλοι» αυτοί που μπορούν να προσαρμοστούν σε μειωμένες ή αυξημένες τιμές της, με την προϋπόθεση ότι η μεταβολή αυτή πραγματοποιείται σταδιακά (Κλαουδάτος & Κλαουδάτος 2010).

Η ικανότητα προσαρμογής των οργανισμών στις μεταβολές της αλατότητας, καθώς και ο βαθμός αντοχής τους στις ακραίες τιμές της εξαρτάται από την ικανότητα

ρύθμισης της ωσμωτικής τους πίεσης. Σύμφωνα με τους Holmes & Donaldson (1969) και Brett (1979), όταν η αλατότητα είναι ανώτερη του ισοοσμωτικού σημείου των 10 ± 2 psu του πλάσματος των ψαριών, τότε ο οργανισμός επιβιώνει ανάλογα με την ικανότητά του να ρυθμίσει την ωσμωτική του πίεση στις συγκεντρώσεις της εξωτερικής αλατότητας, ανεξάρτητα από το αν είναι στενόαλος ή ευρύαλος. Σε περίπτωση αδυναμίας ρύθμισης της ωσμωτικής του πίεσης, επέρχεται ο θάνατος, καθώς λαμβάνει χώρα αναστροφή του μηχανισμού ωσμωρύθμισης (Davenport & Vahl 1979). Επιπλέον, έχει διαπιστωθεί ότι οι ορμόνες του θυροειδούς στα ψάρια έχουν σημαντικό ρόλο, καθώς καθορίζουν την προτίμηση του οργανισμού στο γλυκό ή στο θαλασσινό νερό σε συνδυασμό ή όχι με την προλακτίνη της υπόφυσης (Holliday 1971).

Τα ψάρια που διαβιούν στις παράκτιες υδάτινες εκτάσεις των λιμνοθαλασσών, των οποίων η πλειοψηφία επιλέγεται για ιχθυοκαλλιεργητική χρήση, όπως η τσιπούρα και το λαβράκι, παρουσιάζουν αυξημένη ικανότητα προσαρμογής σε ακραίες τιμές αλατότητας (από 0 έως 50 psu) (Κλαουδάτος & Κλαουδάτος 2010). Ωστόσο, μελέτες που πραγματοποιήθηκαν σε ευρύαλα θαλασσινά είδη (*Sparus aurata*, *Dicentrarchus labrax*, *Mugil cephalus*, *Epinephelus spp.*) έδειξαν ότι άριστη επιβίωση και ανάπτυξη παρατηρείται όταν επικρατούν ενδιάμεσες τιμές αλατότητας (από 20 έως 35 psu) (Febry & Lutz 1987, Kelley 1988).

Οι τιμές της αλατότητας στην παρούσα έρευνα κυμάνθηκαν από 36,9-39,7 psu. Οι μικρότερες τιμές αλατότητας καταγράφηκαν στα επιφανειακά στρώματα της υδάτινης στήλης, με μέση τιμή τα 37,5 psu. Μετά το βάθος των 10 m παρατηρήθηκε απότομη αύξηση, η οποία στη συνέχεια ομαλοποιήθηκε μέχρι και τον πυθμένα. Τα παραπάνω αποτελέσματα συμφωνούν με παλαιότερες έρευνες των Gabrielides & Theocharis (1978) και Θεοδώρου & Πετυχάκης (2000) στον Παγασητικό κόλπο, στις

οποίες αναφέρεται η παρουσία τριών διακριτών στρωμάτων στην υδάτινη στήλη, με εμφανή σχηματισμό αλοκλινούς στο ενδιάμεσο στρώμα (20-40 m) κατά τη διάρκεια του καλοκαιριού.

Η ενεργός οξύτητα εκφράζει τη συγκέντρωση των ιόντων υδρογόνου στο υδάτινο περιβάλλον. Συγκεκριμένα, ορίζεται ως ο αρνητικός δεκαδικός λογάριθμος της συγκέντρωσης των ιόντων υδρογόνου και χαρακτηρίζει την οξύτητα ή την αλκαλικότητα ενός διαλύματος. Το θαλασσινό νερό είναι ελαφρώς αλκαλικό, με μέση τιμή pH 7,8 και εύρος διακύμανσης μεταξύ 7,5 και 8,4. Αυτό οφείλεται στο γεγονός ότι περιέχει διοξείδιο του άνθρακα (CO₂) το οποίο αντιδρά με το νερό, σύμφωνα με την παρακάτω αντίδραση:



Το CO₂ προσδίδει στο θαλασσινό νερό ρυθμιστική ικανότητα, παρεμποδίζοντας με αυτό τον τρόπο τις απότομες μεταβολές του pH. Η ιδιότητα αυτή είναι άκρως σημαντική για τους υδρόβιους οργανισμούς, καθώς η επιβίωσή τους απαιτεί σταθερή τιμή pH (Θεοδώρου 2004).

Η ενεργός οξύτητα μπορεί να επηρεάσει την παραγωγικότητα του φυτοπλαγκτού, καθώς και τις συνθήκες διαβίωσης των υδρόβιων οργανισμών. Τα περισσότερα υδάτινα οικοσυστήματα έχουν τιμές pH μεταξύ 4 και 9, παρουσιάζοντας μικρές διακυμάνσεις (μεταξύ 6,5 και 8,5) οι οποίες είναι ακίνδυνες για τους υδρόβιους οργανισμούς (Κλαουδάτος & Κλαουδάτος 2010). Ωστόσο, τα περισσότερα από τα εκτρεφόμενα είδη προτιμούν τιμές pH από 6 έως 8 (Petit 1982). Σύμφωνα με τον Boyd (1981), το άριστο όριο διαβίωσης για την πλειοψηφία των εκτρεφόμενων οργανισμών

αφορά τιμές pH από 6,5 έως 9, ενώ χαμηλοί ρυθμοί ανάπτυξης παρατηρούνται όταν η τιμή του pH είναι μικρότερη από 6, με το όριο θανάτου να βρίσκεται περίπου στην τιμή pH 4. Τιμές pH από 11 έως 11,5 είναι θανατηφόρες για όλα τα είδη ψαριών (Poxton & Allouse 1982).

Στην παρούσα έρευνα, το pH δεν παρουσίασε σημαντικές διακυμάνσεις, καθώς κυμάνθηκε από 8,3 έως 8,6. Οι τιμές που καταγράφηκαν ήταν αυξημένες σε σύγκριση με εκείνες που αναφέρθηκαν από τους Neofitou & Kladatos (2008) και Φλώρου (2017) για την ίδια περιοχή μελέτης. Ωστόσο, βρίσκονται εντός των ορίων που αναφέρονται από τον Boyd (1981) για την άριστη διαβίωση των περισσότερων υδρόβιων οργανισμών.

Ως «διαλυμένο οξυγόνο» (DO: Dissolved Oxygen) ορίζεται η συγκέντρωση μοριακού οξυγόνου στο θαλασσινό νερό. Η διαλυτότητα του οξυγόνου (DO_s) εξαρτάται τόσο από τη θερμοκρασία όσο και από την αλατότητα του θαλασσινού νερού, με τις τιμές της να κυμαίνονται μεταξύ 6,5 και 14 mg/l (Κρεστενίτης και συν. 2015).

Τα διάφορα είδη ψαριών είναι προσαρμοσμένα να ζουν σε διαφορετικές συγκεντρώσεις διαλυμένου οξυγόνου, ανάλογα με το ποσό του οξυγόνου που είναι απαραίτητο για την αναπνοή τους. Με βάση το παραπάνω κριτήριο, τα ψάρια μπορούν να διακριθούν σε είδη που απαιτούν μεγάλες ποσότητες οξυγόνου (7 έως 11 mg/l), ενδιάμεσες ποσότητες (5 έως 7 mg/l), ποσότητες μεγαλύτερες των 4 mg/l και σε είδη τα οποία μπορούν να ζήσουν σε πολύ μικρές ποσότητες (μέχρι 0,5 mg/l). Η τσιπούρα και το λαβράκι αποτελούν είδη με απαιτήσεις σε ενδιάμεσες ποσότητες διαλυμένου οξυγόνου (Κλαουδάτος & Κλαουδάτος 2010). Αναφέρεται ότι σε συγκεντρώσεις κάτω των 4mg/l οι θαλάσσιοι οργανισμοί δε μπορούν να οξυγονωθούν επαρκώς, ενώ

συγκεντρώσεις της τάξης των 2 mg/l καθιστούν τις συνθήκες που επικρατούν ως «υποξικές» (Κρεστενίτης και συν. 2015).

Η ιχθυοκαλλιεργητική δραστηριότητα οδηγεί σε μείωση του διαλυμένου στο νερό οξυγόνου, καθώς εμπλουτίζει την υδάτινη στήλη με διαλυμένα οργανικά και ανόργανα θρεπτικά συστατικά. Η μείωση αυτή παρατηρείται τόσο κοντά στο ιχθυοτροφείο όσο και στην ευρύτερη περιοχή εγκατάστασης και λειτουργίας αυτού (Beveridge 1996, Mente et al. 2006). Στην παρούσα έρευνα, τα επίπεδα του διαλυμένου οξυγόνου κυμάνθηκαν από 3,39-6,05 ppm. Οι υψηλότερες τιμές (\approx 6 ppm) παρατηρήθηκαν σε συμπληρωματικούς σταθμούς που εντοπίζονται στο κεντρικό τμήμα του κόλπου (S13, S16, S17, S18, S19, S20) και στον σταθμό ελέγχου (S24). Όσον αφορά τα πρώτα 10 μβάθους, η μέση τιμή διαλυμένου οξυγόνου που καταγράφηκε για τους σταθμούς της μονάδας και τον σταθμό ελέγχου ήταν 4,7 και 5 ppm, αντίστοιχα.

Ο Friligos (1988), αναφέρει ότι κατά τη διάρκεια του χειμώνα το διαλυμένο οξυγόνο στην επιφάνεια του Παγασητικού Κόλπου κυμαίνεται από 5,5 έως 6 ppm, ενώ το καλοκαίρι από 4,5 έως 5 ppm. Η παραπάνω παρατήρηση συμφωνεί με τα αποτελέσματα της παρούσας έρευνας για τη συγκεκριμένη εποχή. Οι Neofitou et al. (2019), σε έρευνα που πραγματοποιήθηκε στις νοτιοδυτικές ακτές του Παγασητικού Κόλπου, κατέγραψαν χαμηλότερες τιμές διαλυμένου οξυγόνου στους σταθμούς της μονάδας, από την επιφάνεια έως και τα 10 μβάθους κατά την περίοδο του καλοκαιριού. Οι τιμές που βρέθηκαν ήταν παρόμοιες με αυτές που καταγράφηκαν στο πλαίσιο της παρούσας έρευνας.

Στα επιφανειακά στρώματα νερού, οι χαμηλότερες συγκεντρώσεις διαλυμένου οξυγόνου εντός των σταθμών εκτροφής, πιθανότατα οφείλονται στο φαινόμενο της βιοεπίστρωσης που παρατηρείται στα δίχτυα των κλωβών (Fitridge et al. 2012).

Σύμφωνα με τον Iwana (1991), η ταχύτητα του ρεύματος του νερού μπορεί να μειωθεί κατά 65% μέσα στους κλωβούς, λόγω της απόφραξης των διχτυών από τους οργανισμούς που είναι προσκολλημένοι σε αυτά.

Εκτός από την παρουσία επιφανίδας και επιγλωρίδας στις εγκαταστάσεις εκτροφής (Alzieu 1989), πολλοί είναι οι παράγοντες που μπορούν να καθορίσουν την ποσότητα του διαλυμένου οξυγόνου σε μία περιοχή όπου ασκείται η ιχθυοκαλλιεργητική δραστηριότητα. Συγκεκριμένα, η θερμοκρασία του νερού, τα ποσά της οργανικής ύλης που παράγονται ή εντοπίζονται στην υπό μελέτη περιοχή σε συνδυασμό με τις υδρογραφικές συνθήκες που επικρατούν και την παρουσία στρωμάτωσης ή κάθετης ανάμιξης, αποτελούν παράγοντες που μπορούν να διαμορφώσουν την ποσότητα του διαλυμένου οξυγόνου στο νερό (Beveridge 1996, Mente et al. 2006).

Σημαντική ένδειξη για την κατανομή του διαλυμένου οξυγόνου στο υδάτινο περιβάλλον, μπορεί να αποτελέσει επιπλέον η εκτίμηση του κατά πόσο το βενθικό υπόστρωμα σε συνδυασμό με τις διαλυμένες στο νερό ενώσεις καταναλώνει και σε ποιο βαθμό το υπάρχον διαλυμένο οξυγόνο (Hall & Holby 1986). Οι Person & Hakanson (1991), αναφέρουν ότι τα 2/3 του διαλυμένου οξυγόνου καταναλώνονται κοντά στον πυθμένα κατά τη μικροβιακή διάσπαση των σωματιδίων των διαλυτών οργανικών ενώσεων, καθώς και κατά την οξείδωση της αμμωνίας.

Η χλωροφύλλη α (Chl α), δεδομένου ότι αποτελεί την πιο συχνά απαντώμενη φυτοπλαγκτονική χρωστική, μπορεί να χρησιμοποιηθεί ως δείκτης πρωτογενούς παραγωγικότητας σε ένα υδάτινο περιβάλλον (Κρεστενίτης και συν. 2015). Για τα ύδατα της Βόρειας Ευρώπης, η μέγιστη τιμή χλωροφύλλης α , η οποία συστήθηκε ως περιβαλλοντικό πρότυπο για την αποφυγή ευτροφισμού είναι $10 \mu\text{g l}^{-1}$ (Pitta et al.

1999). Ωστόσο, για την περιοχή της Μεσογείου και ειδικότερα για την παράκτια ζώνη, δεν έχουν προταθεί μέχρι σήμερα αντίστοιχα πρότυπα για την αποφυγή εκδήλωσης τέτοιων φαινομένων.

Στο πλαίσιο της παρούσας έρευνας, οι τιμές της χλωροφύλλης *a* κυμάνθηκαν από 0,42-3,41 mg/m³. Η μέγιστη τιμή παρατηρήθηκε στον σταθμό S5 σε βάθος περίπου 30 m. Τα αποτελέσματα που προέκυψαν βρίσκονται εντός των ορίων που είχαν προηγουμένως καταγραφεί από τους Petihakis et al. (2005), οι οποίοι αναφέρουν ότι οι τιμές της χλωροφύλλης *a* στην περιοχή του Παγασητικού Κόλπου κυμαίνονται από 0,06-3,5 mg/m³.

Όσον αφορά τους σταθμούς της μονάδας, οι υψηλότερες τιμές καταγράφηκαν στους σταθμούς M1 (2,00 mg/m³) και M2 (3,24 mg/m³), σε απόσταση 20 m από τα δίχτυα των κλωβών. Παρόμοια αποτελέσματα αναφέρονται από τους Neofitou et al. (2019), οι οποίοι κατέγραψαν υψηλότερες συγκεντρώσεις χλωροφύλλης *a* κάτω από τα δίχτυα των κλωβών, με τις τιμές τους να κυμαίνονται από 2,0-2,5 mg/m³. Οι μέγιστες τιμές της χλωροφύλλης *a* ήταν σημαντικά υψηλότερες από αυτές που καταγράφηκαν από τους Pitta et al. (1999), Kontas et al. (2004), Yucel-Gier (2007) και Basaran et al. (2010), σε άλλες περιοχές της Ανατολικής Μεσογείου, όπου λειτουργούν μονάδες θαλάσσιας ιχθυοκαλλιέργειας.

Οι La Rosa et al. (2002), δεν παρατήρησαν σημαντικές διαφορές μεταξύ των σταθμών εκτροφής και του σταθμού ελέγχου, στα επιφανειακά στρώματα της υδάτινης στήλης. Η παραπάνω παρατήρηση φαίνεται να επιβεβαιώνεται από τα αποτελέσματα της παρούσας έρευνας, καθώς η μέση τιμή της χλωροφύλλης *a* για τους σταθμούς της μονάδας και τον σταθμό ελέγχου, για τα πρώτα 10 μβάθους, ήταν 0,67 και 0,58 mg/m³, αντίστοιχα. Αντίθετα, οι Pitta et al. (2005), αναφέρουν σημαντική αύξηση της

χλωροφύλλης *a* κοντά στις εγκαταστάσεις των πλωτών ιχθυοκλωβών, με σημαντική εποχιακή και χωρική διακύμανση.

Στην έρευνα των La Rosa et al. (2002), αναφέρεται ότι η χλωροφύλλης *a* ήταν αυξημένη στην επιφάνεια σε σύγκριση με τα βαθύτερα στρώματα, σε όλους τους δειγματοληπτικούς σταθμούς. Η παρατήρηση αυτή έρχεται σε αντίθεση με την συγκεκριμένη έρευνα, καθώς στην πλειοψηφία των δειγματοληπτικών σταθμών οι υψηλότερες τιμές της χλωροφύλλης *a* καταγράφηκαν σε μεγαλύτερα βάθη.

4.2. Θρεπτικά άλατα

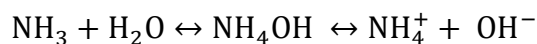
Ως «θρεπτικά συστατικά» ορίζονται όλα τα απαραίτητα στοιχεία που πρέπει να προσλάβουν οι υδρόβιοι οργανισμοί για την επιβίωση και την ανάπτυξή τους. Μεταξύ αυτών, βασικά θρεπτικά συστατικά απαραίτητα για την ανάπτυξη των φυτικών οργανισμών σε συγκεντρώσεις άνω των 1.000 mg/l (μακροθρεπτικά), είναι τα θρεπτικά άλατα (αμμωνιακά, φωσφορικά, νιτρώδη και νιτρικά ιόντα). Στα μακροθρεπτικά ανήκουν και τα πυριτικά τα οποία είναι απαραίτητα στα διάτομα και σε άλλα πλαγκτονικά είδη. Οι συγκεντρώσεις των θρεπτικών αλάτων μπορούν να διαμορφώσουν την τροφική κατάσταση ενός υδάτινου περιβάλλοντος (ολιγοτροφικό, μεσοτροφικό, ευτροφικό), καθώς οι τιμές τους είναι ενδεικτικές για τις συνθήκες που επικρατούν σε αυτό (Κλαουδάτος & Κλαουδάτος 2010). Σύμφωνα με τον Sawyer (1966), αρνητικές επιπτώσεις, όπως αύξηση των φυτικών κυττάρων και εκδήλωση ευτροφικών συνθηκών παρατηρούνται όταν οι συγκεντρώσεις του ολικού ανόργανου αζώτου ξεπεράσουν τα 0,3 mg/l και του ανόργανου φωσφόρου τα 0,1 mg/l.

Η αναλογία C:N:P=106:16:1 (λόγος Redfield) είναι ιδιαίτερα σημαντική για την πρωτογενή παραγωγικότητα της υδάτινης στήλης. Δεδομένου ότι το διοξείδιο του

άνθρακα βρίσκεται σε αφθονία, η πρωτογενής παραγωγικότητα τείνει να περιορίζεται βάσει του λόγου νιτρικών και φωσφορικών αλάτων ($N/P=16:1$). Η βέλτιστη ανάπτυξη των αυτότροφων οργανισμών παρατηρείται όταν ο παραπάνω λόγος βρίσκεται κοντά στο 16 ($N/P=16$). Στην περίπτωση όπου $N/P < 16$, τότε στην περιοχή παρατηρείται υπερπροσφορά φωσφορικών και απώλεια νιτρικών, συνεπώς ως περιοριστικός παράγοντας ορίζονται κυρίως τα νιτρικά άλατα. Αντίθετα, στην περίπτωση όπου $N/P > 16$, περιοριστικός παράγοντας θεωρούνται τα φωσφορικά (Κρεστενίτης και συν. 2015). Σύμφωνα με τους Κλαουδάτος & Κλαουδάτος (2010), ως περιοριστικός παράγοντας για την ανάπτυξη του φυτοπλαγκτού στα γλυκά νερά θεωρείται η συγκέντρωση του διαλυμένου φωσφόρου (P), ενώ στα θαλασσινά του αζώτου (N).

Η ιχθυοκαλλιέργεια, μέσω των απεκκριμάτων των εκτρεφόμενων οργανισμών και των υπολειμμάτων τροφής παράγει απόβλητα με υψηλή συγκέντρωση αζώτου και φωσφόρου, τα οποία με τη σειρά τους απελευθερώνονται σε μορφή διαλυμένων ουσιών στην υδάτινη στήλη (Petihakis et al. 2005). Τα πιο τοξικά, τόσο για το περιβάλλον όσο και για τους ίδιους εκτρεφόμενους οργανισμούς είναι η ελεύθερη μορφή αμμωνίας (NH_3) και τα αμμωνιακά ιόντα (NH_4). Τα αμμωνιακά (NH_4) είναι η πρωτογενής ιοντική μορφή αζώτου που απελευθερώνεται από τις ιχθυοκαλλιέργειες (Neofitou & Kladatos 2008). Βάσει των παραπάνω και δεδομένου ότι σε ρηγά νερά τα αμμωνιακά προέρχονται από ροή ιζήματος, μέσω της ανοργανοποίησης της οργανικής ύλης, αναμένεται να είναι το πρώτο θρεπτικό συστατικό που επηρεάζεται σημαντικά από φορτία ιχθυοκαλλιέργειας, ανεξάρτητα από τους οργανισμούς και το οικοσύστημα (Sara 2007).

Στο υδάτινο περιβάλλον η αμμωνία (NH_3) και τα αμμωνιακά (NH_4) συνυπάρχουν σύμφωνα με την παρακάτω εξίσωση (Trussel 1972):

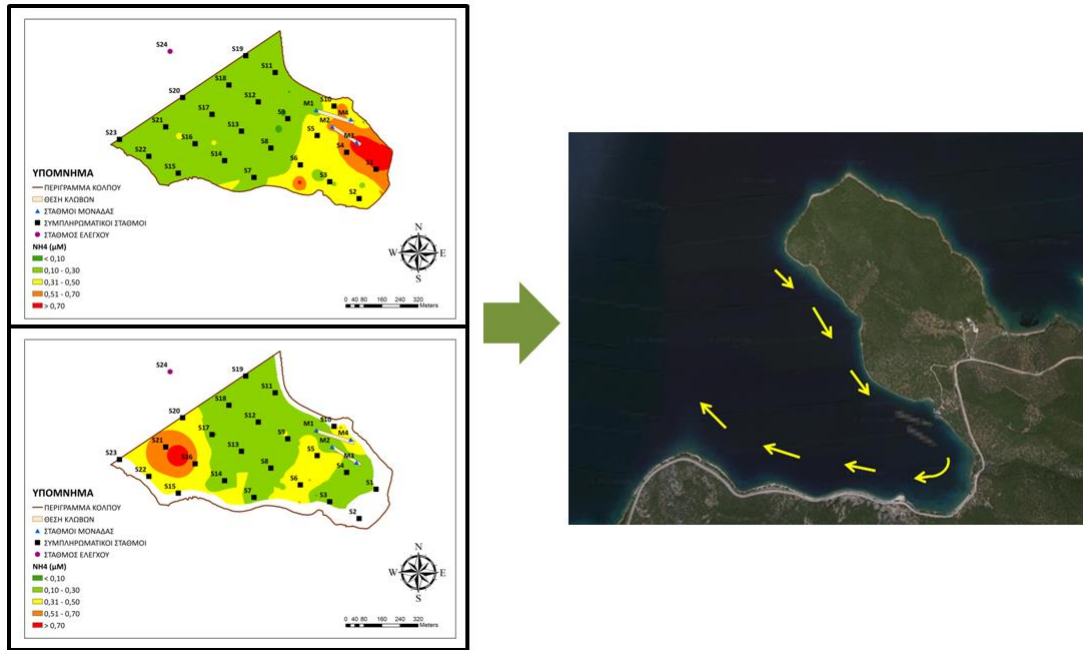


Η σχέση ισορροπίας τους φαίνεται να εξαρτάται κατά κύριο λόγο από την τιμή του pH και τη θερμοκρασία νερού. Η αμμωνία (NH_3) είναι ιδιαίτερα τοξική, ενώ τα αμμωνιακά (NH_4^+) μπορεί να είναι ανεκτά από τους υδρόβιους οργανισμούς σε μεγαλύτερες συγκεντρώσεις (Boyd 1981). Στη θάλασσα, η τοξικότητα της αμμωνίας (NH_3) είναι μεγαλύτερη σε σύγκριση με αυτή στα γλυκά νερά, στις ίδιες συγκεντρώσεις, γεγονός που αποδίδεται στην υψηλή τιμή του pH (8 έως 8,65) που έχει το θαλασσινό νερό. Γενικά, συγκεντρώσεις αμμωνίας κάτω από 0,1 mg/l δεν δημιουργούν προβλήματα στους εκτρεφόμενους οργανισμούς (Coche 1981). Σύμφωνα με τους Shepherd & Bromage (1988), φαινόμενα τοξικότητας από την παρουσία αμμωνίας (NH_3) εμφανίζονται μόνο στην περίπτωση κατά την οποία συνυπάρχουν μεγάλες πυκνότητες εκτροφής, περιορισμένη κυκλοφορία νερού, υψηλή θερμοκρασία και ρυπασμένα νερά.

Στην παρούσα έρευνα οι τιμές των αμμωνιακών κυμάνθηκαν από 0,01-1,39 μM . Στην επιφάνεια οι υψηλότερες συγκεντρώσεις παρατηρήθηκαν στους σταθμούς M3 (1,17 μM) και S1 (1,09 μM), ενώ σταδιακή μείωση αυτών καταγράφηκε κατά την απομάκρυνση από τις εγκαταστάσεις της μονάδας. Παρόμοια αποτελέσματα αναφέρθηκαν από τους Mantzavrakos et al. (2007), Neofitou & Kliaoudatos (2008) και Neofitou et al. (2019), με αυξημένες συγκεντρώσεις αμμωνιακών κοντά στους ιχθυοκλωβούς σε σύγκριση με τον σταθμό ελέγχου. Οι μέγιστες τιμές αμμωνιακών ήταν συγκρίσιμες με εκείνες που παρατηρήθηκαν από τους Neofitou & Kliaoudatos (2008) στην ίδια περιοχή μελέτης και από τους Pitta et al. (1999) σε περιοχή μονάδας ιχθυοκαλλιέργειας στην Κεφαλονιά. Ωστόσο, ήταν σημαντικά χαμηλότερες από εκείνες των Koliou-Mitsou (2000) και Petihakis et al. (2005) στον Παγασητικό Κόλπο.

Σύμφωνα με τους Pitta et al. (1999), οι συγκεντρώσεις των αμμωνιακών μπορεί να παρουσιάσουν αύξηση στην περίπτωση όπου οι δειγματοληψίες πραγματοποιούνται κατά τις πρώτες μεσημεριανές ώρες και μετά την προσφορά τροφής στους εκτρεφόμενους οργανισμούς. Ακόμη ένας παράγοντας που μπορεί να επηρεάσει την αύξηση των αμμωνιακών στην περιοχή όπου εντοπίζονται οι εγκαταστάσεις των πλωτών ιχθυοκλωβών είναι η μείωση της ανανέωσης του νερού η οποία οφείλεται στην φυσική παρεμπόδιση από τα δίχτυα, καθώς και στους οργανισμούς που αναπτύσσονται πάνω σε αυτά (Irone 1972). Σύμφωνα με τους Edwards & Edelsten (1976), η ταχύτητα του ρεύματος του νερού στην περίπτωση όπου παρεμβάλλεται δίχτυ με άνοιγμα ματιού 50 mm μπορεί να μειωθεί κατά 35-50%.

Οι Neofitou & Kladoudatos (2008), Παπαδημητρίου (2018) και Neofitou et al. (2019) κατέγραψαν αυξημένες τιμές αμμωνιακών στα επιφανειακά στρώματα (0 & 5 m) των σταθμών της μονάδας, σε σύγκριση με τα υπόλοιπα βάθη. Η παραπάνω παρατήρηση συμφωνεί με την παρούσα έρευνα, καθώς οι τιμές των αμμωνιακών στο βάθος των 10 m δεν ξεπέρασαν τα 0,30 μM . Σύμφωνα με τους Choi et al. (2020), τόσο τα αμμωνιακά όσο και τα φωσφορικά αποτελούν τα πρώτα θρεπτικά άλατα που αναμένεται να αυξηθούν απότομα στο ανώτερο στρώμα της υδάτινης στήλης, εξαιτίας της ανοργανοποίησης της οργανικής ύλης. Στα 10 m βάθους οι υψηλότερες συγκεντρώσεις καταγράφηκαν στην έξοδο του κόλπου, μεταξύ των σταθμών S16 και S21 (1,39 μM). Η συσσώρευση αμμωνιακών σε συγκεκριμένα τμήματα του κόλπου, τόσο στα 0 όσο και στα 10 m, πιθανότατα οφείλεται στη φορά των ρευμάτων που επικρατούν στην περιοχή έρευνας (Φλώρου 2017) (Εικ. 4.1).



Εικόνα 4.1: Συσσωρευση αμμωνιακών (NH_4) και φορά ρευμάτων στην υπό μελέτη περιοχή.

Τα νιτρώδη (NO_2^-) είναι λιγότερο τοξικά από την αμμωνία (NH_3). Η τοξικότητά τους, όπως και στην περίπτωση της αμμωνίας, εξαρτάται κατά κύριο λόγο από την τιμή του pH που έχει το νερό. Σύμφωνα με τον Hampson (1997), κάθε φορά που το pH αυξάνει κατά έναν βαθμό, η τοξικότητα δεκαπλασιάζεται. Ωστόσο, η παρουσία μονοσθενών ιόντων όπως του χλωρίου (Cl^-) ή των όξινων ανθρακικών (HCO_3^-) ελαττώνει σημαντικά την τοξικότητά τους (Tomasso et al. 1979). Στα ψάρια η παρουσία νιτρωδών (NO_2^-) εμποδίζει την αιμογλοβίνη να προσλάβει οξυγόνο (Κλαουδάτος & Κλαουδάτο 2010).

Στην παρούσα έρευνα, τα νιτρώδη παρέμειναν σε χαμηλές συγκεντρώσεις, καθώς δεν ξεπέρασαν τα $0,002 \mu\text{M}$. Η παρατήρηση αυτή είναι απόλυτα φυσιολογική, καθώς σύμφωνα με τους Kladatos et al. (2006), τα νιτρώδη σε σύντομο χρονικό διάστημα οξειδώνονται και μετατρέπονται σε νιτρικά, μια λιγότερο τοξική μορφή

αζώτου για τους εκτρεφόμενους οργανισμούς. Σύμφωνα με τους Petihakis et al. (2002), οι υψηλές συγκεντρώσεις νιτρωδών αποτελούν συνήθως ένδειξη οικιακής ή/και γεωργικής ρύπανσης.

Οι συγκεντρώσεις των νιτρωδών που καταγράφηκαν στο πλαίσιο της συγκεκριμένης έρευνας, ήταν σημαντικά χαμηλότερες από εκείνες που έχουν παρατηρηθεί προηγουμένως στον Παγασητικό Κόλπο (Petihakis et al. 2005) και σε άλλες περιοχές της Ανατολικής Μεσογείου (Pitta et al. 1999, Yucel-Gier et al. 2007, Barasan et al. 2010).

Τα νιτρικά (NO_3^-), όπως αναφέρθηκε και προηγουμένως, είναι λιγότερο τοξικά από τα νιτρώδη. Ωστόσο, σύμφωνα με τον Coche (1981), οι τιμές τους δεν πρέπει να ξεπερνούν τα 100 mg/l για την υγεία των ιχθύων σε νερό οξυγόνου άνω των 5 mg/l. Οι Kladatos et al. (2006), αναφέρουν πως αυξημένες τιμές νιτρικών παρατηρούνται συνήθως σε καλά οξυγονωμένα νερά, με τη μεταβλητότητά τους να οφείλεται σε βιολογική δράση. Στα παράκτια ύδατα παρατηρείται περιοδικότητα στις συγκεντρώσεις των νιτρικών αλάτων, με τις μέγιστες τιμές να εμφανίζονται κατά τη διάρκεια του χειμώνα, εξαιτίας των χαμηλών ρυθμών πρόσληψης από το φυτοπλαγκτόν και των εισροών από τη βροχή. Αντίθετα, ελάχιστες συγκεντρώσεις παρατηρούνται την περίοδο της άνοιξης και του καλοκαιριού, καθώς το φυτοπλαγκτόν προσλαμβάνει νιτρικά για να υποστηρίξει την παραγωγή (Petihakis et al. 2002).

Στην παρούσα έρευνα, τα νιτρικά κυμάνθηκαν από 1,89-2,33 μM , ενώ στους σταθμούς της μονάδας οι τιμές τους δεν ξεπέρασαν τα 2,29 μM . Παρόμοια αποτελέσματα αναφέρθηκαν από τους Neofitou & Kladatos (2008) και Φλώρου (2017) στο πλαίσιο έρευνας που πραγματοποιήθηκε στις εγκαταστάσεις της ίδιας μονάδας εκτροφής, καθώς και από τους Yucel-Gier et al. (2007) και Aksu et al. (2010),

σε εγκαταστάσεις θαλάσσιας ιχθυοκαλλιέργειας στις ακτές της Τουρκίας. Τα αποτελέσματα που προέκυψαν είναι συγκρίσιμα με αυτά που παρατηρήθηκαν από τους Petihakis et al. (2005), οι οποίοι αναφέρουν ότι οι συγκεντρώσεις νιτρικών στον Παγασητικό Κόλπο κυμαίνονται από 0,07-2,21 μM .

Όσον αφορά τα φωσφορικά, οι απώλειες προς το περιβάλλον είναι δυνατόν να ποικίλουν ανάλογα με την μορφή και τον τύπο της εκτροφής. Στην περίπτωση όπου η εκτροφή πραγματοποιείται σε συστοιχίες ιχθυοκλωβών, οι απώλειες ανέρχονται στο 71-85% της ποσότητας του φωσφόρου που προσφέρεται στους οργανισμούς μέσω της τροφής (Κλαουδάτος & Κλαουδάτος 2010). Σε συνθήκες εντατικής και ημιεντατικής εκτροφής ο φώσφορος αποτελεί μόλις το 1,2-1,5% της παρεχόμενης τροφής, από το οποίο το 13-32% ενσωματώνεται στη σάρκα των εκτρεφόμενων οργανισμών (Foy & Rossal 1991). Σε παράκτιες περιοχές, όπως ο Παγασητικός Κόλπος, τα φωσφορικά άλατα παρουσιάζουν μεγάλες διακυμάνσεις, οι οποίες οφείλονται στις εποχικές ροές γης και στην πρόσληψη φυτοπλαγκτού (Klaoudatos et al. 2006).

Οι συγκεντρώσεις των φωσφορικών στην παρούσα έρευνα κυμαίνονται μεταξύ 0,00-0,10 μM . Η υψηλότερη συγκέντρωση παρατηρήθηκε στην επιφάνεια πλησίον του σταθμού S1. Όσον αφορά τους σταθμούς της μονάδας, τόσο στην επιφάνεια όσο και στα 10 m βάθους, οι τιμές των φωσφορικών διατηρήθηκαν σε χαμηλά επίπεδα, καθώς δεν ξεπέρασαν τα 0,02 μM . Η παραπάνω παρατήρηση έρχεται σε αντίθεση με τα αποτελέσματα των Mantzavrakos et al. (2007), οι οποίοι αναφέρουν ότι οι συγκεντρώσεις του φωσφόρου βρέθηκαν αυξημένες κυρίως στα επιφανειακά στρώματα της υδάτινης στήλης. Οι Pitta et al. (1999) και La Rosa (2002), αναφέρουν ότι η συγκέντρωση των φωσφορικών βρέθηκε 2-6 φορές υψηλότερη σε περιοχές εκτροφής σε σύγκριση με τον σταθμό ελέγχου. Κάτι τέτοιο φαίνεται να μην επιβεβαιώνεται από

τα αποτελέσματα της παρούσας έρευνας, καθώς δεν προέκυψαν στατιστικά σημαντικές διαφορές μεταξύ των σταθμών της μονάδας και του σταθμού ελέγχου.

Οι τιμές των φωσφορικών που καταγράφηκαν είναι συγκρίσιμες με αυτές των Pitta et al. (1999) για τις περιοχές της Κεφαλονιάς και του Σουνίου, καθώς και με εκείνες των Neofitou et al. (2019) για το νοτιοδυτικό τμήμα του Παγασητικού Κόλπου, όπου εντοπίζονται εγκαταστάσεις θαλάσσιας ιχθυοκαλλιέργειας. Οι μέγιστες εκτιμώμενες συγκεντρώσεις τους ήταν σημαντικά χαμηλότερες από αυτές που παρατηρήθηκαν προηγουμένως από τους Petihakis et al. (2005) και Neofitou & Kliaoudatos (2008).

Στην συγκεκριμένη έρευνα, οι συγκεντρώσεις των πυριτικών κυμάνθηκαν από 0,04-3,53 μM . Η υψηλότερη τιμή καταγράφηκε στον σταθμό S3 στο βάθος των 10 m. Οι μέγιστες συγκεντρώσεις που καταγράφηκαν ήταν σημαντικά μεγαλύτερες από εκείνες που αναφέρθηκαν σε έρευνα των Pitta et al. (1999) και Neofitou et al. (2019), ωστόσο εντός των ορίων για την περιοχή του Παγασητικού Κόλπου (Petihakis et al. 2005) Σύμφωνα με τους Li et al. (2016), ο βιοχημικός κύκλος των πυριτικών μπορεί να επηρεαστεί από τη διάλυση των διατόμων και την επαναιώρηση του ιζήματος, με αποτέλεσμα την απελευθέρωση σημαντικών ποσοτήτων πυριτίου κατά τη διάρκεια του καλοκαιριού έως το φθινόπωρο.

Οι Petihakis et al. (2002), αναφέρουν ότι οι υψηλότερες συγκεντρώσεις πυριτικών παρατηρούνται σε παράκτιες περιοχές, με τις μέγιστες συγκεντρώσεις να εντοπίζονται στα μεγαλύτερα βάθη. Επιπλέον, σε έρευνα των Neofitou & Kliaoudatos (2008), η μέγιστη τιμή των πυριτικών εντοπίστηκε κοντά στον πυθμένα, ενώ οι Pitta et al. (2005), κατέγραψαν σημαντική αύξηση αυτών (117%) στο βαθύ στρώμα νερού της περιοχής εκτροφής κατά την περίοδο του φθινοπώρου (Σεπτέμβριος). Η παραπάνω

παρατήρηση πιθανότητα σχετίζεται με την εκ νέου ανοργανοποίηση του διοξειδίου του άνθρακα που έχει εναποτεθεί στον πυθμένα καθ' όλη τη διάρκεια της εκτροφής. Σύμφωνα με τους Margalef (1978) και Parsons et al. (1978), η μείωση της συγκέντρωσης του πυριτίου στη στήλη του νερού πιθανότατα σχετίζεται με την ταχεία απορρόφησή του από τα διάτομα, δεδομένου ότι είναι ιδιαίτερα ανταγωνιστικά σε συνθήκες όπου παρατηρείται εμπλουτισμός σε θρεπτικά συστατικά.

5. ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ

- Οι τιμές της θερμοκρασίας που καταγράφηκαν εμφάνισαν την αναμενόμενη για την εποχή διακύμανση, με την υψηλότερη τιμή ($\approx 27^{\circ}\text{C}$) να καταγράφεται στα επιφανειακά στρώματα της υδάτινης στήλης. Το φαινόμενο του θερμοκλινούς παρατηρήθηκε στο μεγαλύτερο μέρος των δειγματοληπτικών σταθμών, στο βάθος των 15-40 m. Η λειτουργία του ιχθυοτροφείου φαίνεται να μην επηρεάζεται από το σχηματισμό του, καθώς οι κλωβοί βρίσκονται πάνω από το επίπεδο διαχωρισμού του, δεδομένου ότι το βάθος των διχτυών τους δεν υπερβαίνει τα 10 m.
- Οι τιμές της αλατότητας κυμάνθηκαν από 36,9-39,7 psu, με τις μικρότερες τιμές να παρατηρούνται στα επιφανειακά στρώματα της υδάτινης στήλης. Μετά το βάθος των 10 m παρατηρήθηκε απότομη αύξηση αυτών, η οποία στη συνέχεια ομαλοποιήθηκε μέχρι τον πυθμένα.
- Το pH δεν παρουσίασε σημαντικές διακυμάνσεις, καθώς κυμάνθηκε από 8,3-8,6. Οι τιμές που καταγράφηκαν ήταν αυξημένες σε σύγκριση με εκείνες που αναφέρθηκαν προηγουμένως στην ίδια περιοχή, ωστόσο εντός των ορίων που προβλέπονται για την άριστη διαβίωση των υδρόβιων οργανισμών.
- Τα επίπεδα του διαλυμένου οξυγόνου κυμάνθηκαν από 3,39-6,05 ppm. Οι υψηλότερες τιμές παρατηρήθηκαν στους συμπληρωματικούς σταθμούς (S13, S16, S17, S18, S19, S20) καθώς και στον σταθμό ελέγχου (S24). Όσον αφορά τα πρώτα 10 m βάθους, οι τιμές του κυμάνθηκαν από 4,61-5,03 ppm στο μεγαλύτερο τμήμα του κόλπου. Στους σταθμούς της μονάδας, η χαμηλότερη συγκέντρωση ($\approx 4,00$ ppm) καταγράφηκε στον σταθμό M4, στο βάθος των 10 m. Οι χαμηλότερες συγκεντρώσεις διαλυμένου οξυγόνου στα επιφανειακά στρώματα των σταθμών

εκτροφής, πιθανότατα οφείλονται στο φαινόμενο της βιοεπίστρωσης που παρατηρείται στα δίχτυα των ιχθυοκλωβών, δεδομένου ότι παρεμποδίζεται σημαντικά η ανανέωση του νερού.

- Οι τιμές της χλωροφύλλης *a* κυμάνθηκαν από 0,42-3,41 mg/m³. Η μέγιστη συγκέντρωση παρατηρήθηκε στον σταθμό S5 σε βάθος περίπου 30 m. Όσον αφορά τους σταθμούς της μονάδας, οι υψηλότερες συγκεντρώσεις παρατηρήθηκαν στους σταθμούς M1 (2,00 mg/m³) και M2 (3,24 mg/m³), στο βάθος των 20-40 m, κάτω από τα δίχτυα των πλωτών ιχθυοκλωβών. Στα επιφανειακά στρώματα οι τιμές της παρουσίασαν ομοιόμορφη κατανομή, ενώ δεν ξεπέρασαν τα 0,60 mg/m³ στο μεγαλύτερο τμήμα του κόλπου. Αντίθετα, στο βάθος των 10 m οι τιμές της παρουσίασαν αύξηση, με τις υψηλότερες να εντοπίζονται στους σταθμούς M1 (1,09 mg/m³) και M2 (1,04 mg/m³).
- Η στατιστική επεξεργασία των συγκεντρώσεων των θρεπτικών αλάτων έδειξε σημαντικές διαφορές μόνο για τα νιτρώδη.
- Οι τιμές των αμμωνιακών κυμάνθηκαν από 0,01-1,39 μM. Στην επιφάνεια οι υψηλότερες συγκεντρώσεις καταγράφηκαν στους σταθμούς M3 (1,17 μM) και S1 (1,09 μM), ενώ παρατηρήθηκε σταδιακή μείωση αυτών κατά την απομάκρυνση από τους πλωτούς ιχθυοκλωβούς. Στο βάθος των 10 m, η μέγιστη συγκέντρωση (1,39 μM) βρέθηκε στην έξοδο του κόλπου. Στους σταθμούς της μονάδας οι τιμές τους δεν ξεπέρασαν τα 0,30 μM.
- Τα νιτρώδη παρέμειναν σε χαμηλές συγκεντρώσεις, καθώς δεν ξεπέρασαν τα 0,002 μM.

- Τα νιτρικά κυμάνθηκαν από 1,89-2,33 μM . Η υψηλότερη συγκέντρωση παρατηρήθηκε στην επιφάνεια στον σταθμό S23. Στους σταθμούς της μονάδας οι τιμές τους δεν ξεπέρασαν τα 2,29 μM .
- Οι συγκεντρώσεις των φωσφορικών κυμάνθηκαν από 0,00-0,10 μM . Η υψηλότερη συγκέντρωση παρατηρήθηκε στην επιφάνεια στο βάθος των 0 m, πλησίον του σταθμού S1. Στους σταθμούς της μονάδας οι τιμές τους δεν ξεπέρασαν τα 0,01 μM .
- Οι συγκεντρώσεις των πυριτικών κυμάνθηκαν από 0,04-3,53. Η υψηλότερη τιμή καταγράφηκε στον σταθμό S3 στο βάθος των 10 m. Στους σταθμούς της μονάδας, η υψηλότερη τιμή βρέθηκε επιφανειακά στον σταθμό M4 (1,00 μM).
- Οι συγκεντρώσεις των θρεπτικών αλάτων σε καμία περίπτωση δεν ξεπέρασαν τα επιτρεπτά όρια πέραν των οποίων εμφανίζεται το φαινόμενο του ευτροφισμού ή δημιουργούνται σοβαρές βλάβες στους εκτρεφόμενους οργανισμούς.
- Οι μέγιστες τιμές των θρεπτικών αλάτων που καταγράφηκαν στην παρούσα έρευνα, σε καμία περίπτωση δεν ξεπέρασαν αυτές που έχουν αναφερθεί μέχρι σήμερα για τον Παγασητικό κόλπο από άλλους ερευνητές.
- Οι επιπτώσεις της εκτροφής στη διαμόρφωση των συγκεντρώσεων των θρεπτικών αλάτων στη στήλη του νερού περιορίζονται σε μικρή απόσταση γύρω από τους κλωβούς εκτροφής, χωρίς να επηρεάζουν σημαντικά την ευρύτερη περιοχή του Παγασητικού κόλπου.
- Τα γεωγραφικά συστήματα πληροφοριών (GIS), μέσω των δυνατοτήτων που προσφέρουν, θα μπορούσαν να αποτελέσουν ένα χρήσιμο εργαλείο για την περιβαλλοντική διαχείριση της ιχθυοκαλλιέργειας.

6. ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

6.1. Ελληνική βιβλιογραφία

- ΕΛΟΠΥ** (2021) Ελληνική Οργάνωση Παραγωγών Υδατοκαλλιέργειας: Ελληνική Υδατοκαλλιέργεια 2021.
- ΕΠΧΣΑΑΥ** (2011) Ειδικό Πλαίσιο Χωροταξικού Σχεδιασμού και Αειφόρου Ανάπτυξης για τις Υδατοκαλλιέργειες, ΦΕΚ 2505 Β'/4-11-2011.
- Ηλιοπούλου Π.** (2017) Γεωγραφική Ανάλυση. Σύνδεσμος Ελληνικών Ακαδημαϊκών Βιβλιοθηκών, Αθήνα, σελ.39-40.
- Θεοδώρου Α.Ι,** Πετυχάκης Γ. (2000) Ανάπτυξη ολοκληρωμένης πολιτικής για την αειφόρο ανάπτυξη του Παγασητικού Κόλπου. Τελική έκθεση, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας.
- Θεοδώρου Α** (2004) Ωκεανογραφία - Εισαγωγή στο θαλάσσιο περιβάλλον. Σταμούλης, Αθήνα, 174, σελ. 181-182.
- Κλαουδάτος Σ.,** Κλαουδάτος Δ. (2010) Κατασκευές υδατοκαλλιεργητικών συστημάτων Θαλάσσιες - Λιμνοθαλάσσιες - Χερσαίες. Προπομπός, σελ. 26-56.
- Κουτσόπουλος Κ.** (2009) Πραγματεία Ανάλυσης Χώρου. Θεωρία και Μέθοδοι. Παπασωτηρίου, Αθήνα, σελ. 164-165.
- Κρεστενίτης Γ.Ν.,** Κομπιάδου Κ.Δ., Μακρής Χ.Β., Ανδρουλιδάκης Γ.Σ.,Καραμπάς Θ.Β. (2015) Παράκτια Μηχανική. Θαλάσσια Περιβαλλοντική Υδραυλική. Σύνδεσμος Ελληνικών Ακαδημαϊκών Βιβλιοθηκών, Αθήνα, σελ. 42-43,48,50.
- ΚΥΑ 51354/2641/Ε103** (2010) Καθορισμός Προτύπων Ποιότητας Περιβάλλοντος (ΠΠΠ) για τις συγκεντρώσεις ορισμένων ρύπων και ουσιών προτεραιότητας στα επιφανειακά ύδατα (ΦΕΚ 1909Β'/8.12.2010).
- Μεντέ Ε.,** Νέγκας Ι. (2011) Στοιχεία Φυσιολογίας θρέψεως και εφαρμοσμένη διατροφή ιχθύων και καρκινοειδών. Παπαζήση, Αθήνα, 604 σελ.
- Μήτσιος Ι.Κ.,** Γάτσιος Φ.Α., Σαραντόπουλος Δ.Α. (2000) Προσεγγίσεις στην εκτίμηση της ρύπανσης των ρεμάτων του Νομού Μαγνησίας από γεωργικές και άλλες δραστηριότητες. Πρακτικά 2ου Εθνικού Συνεδρίου Γεωργικής Μηχανικής, σελ. 553-560.

- Μπαλόπουλος Ε., Παπαγεωργίου Ε., Χαραλαμπίδης Α., Παπαδόπουλος Β. (1977)** Μετρήσεις Θαλάσσιων Ρευμάτων στο Δυτικό Αιγαίο Πέλαγος: Παρασητικός Κόλπος, Εθνικό Κέντρο Θαλάσσιων Ερευνών, 283 σελ.
- Παπαδημητρίου Κ. (2018)** Περιβαλλοντικές επιπτώσεις ιχθυοκαλλιέργειας στα θρεπτικά άλατα της υδάτινης στήλης. Μεταπτυχιακή Διατριβή. Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, 86 σελ.
- Περισωράτης Κ., Ζαχαράκης Π., Ανδριανόπουλος Α. (1993)** Ιζηματολογία των επιφανειακών ιζημάτων του Παρασητικού κόλπου και του δίαυλου του Τρίκερι, Δ. Αιγαίο Πέλαγος. Τεχνική Έκθεση ΙΓΜΕ.
- ΣΔΛΑΠ (2017)** 1^η Αναθεώρηση του Σχεδίου Διαχείρισης Λεκανών Απορροής Ποταμών του Υδατικού Διαμερίσματος Θεσσαλίας (EL08), Ειδική Γραμματεία Υδάτων.
- ΣΔΛΑΠ (2014)** Σχέδιο Διαχείρισης των Λεκανών Απορροής των Ποταμών Του Υδατικού Διαμερίσματος Θεσσαλίας, Ειδική Γραμματεία Υδάτων.
- ΣΕΘ (2020)** Σύνδεσμος Ελληνικών Θαλασσοκαλλιεργειών: Ελληνική Υδατοκαλλιέργεια 2020.
- Φλώρου Μ. (2017)** Επιπτώσεις ιχθυοκαλλιέργειας στα θρεπτικά άλατα του Παρασητικού Κόλπου. Μεταπτυχιακή Διατριβή. Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, σελ. 20, 37.
- Φριλίγγος Ν., Βουτσίδου-Ταλιαρούρη Φ., Γεωργόπουλος Δ., Θεοχάρης Α., Νακοπούλου Χ., Σατσματζής Ι., Χατζηγεωργίου Ε. (1985)** Ωκεανογραφική μελέτη Παρασητικού Κόλπου. Τεχνική Έκθεση. Ι.ΩΚ. Α. Ε., σελ. 5-15.

6.2. Ξενόγλωσση βιβλιογραφία

- Aksu M., Başaran A.K., Egemen Ö. (2010)** Long-term monitoring of the impact of a capture-based bluefin tuna aquaculture on water column nutrient levels in the Eastern Aegean Sea, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, 171:681-688.
- Alzieu C. (1989)** Water - the medium of culture. In: *Aquaculture* (Ed. G. Gilbert), Ellis Florwood Ltd., 2nd edition, 1:37-62.
- Angel D.L., Krost P., Gordin H. (1995)** Benthic implications of the net cage aquaculture in the oligotrophic Gulf of Aqaba. In: Rosenthal, H., B. Moav & H.

- Gordin (eds) Improving the knowledge base in modern aquaculture. Eur. Aquacult. Soc. Spec. Publ., 25: 129-173.
- APHA A.,** WPCF (1980) Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association.
- Baranbe G.** (1980) Expose synoptique des donnees biologiques sur le loupou bar, *Dicentrarchus labrax* (Linne 1758). Synopsis FAO Peches, 70 p.
- Basaran A.K.,** Aksu M., Egemen O. (2010) Impacts of the fish farms on the water column nutrient concentrations and accumulation of heavy metals in the sediments in the easterneastern Aegean Sea (Turkey). Environment Monitoring Assess 162:439-451.
- Belias C.V.,** Bikas V.G., Dassenakis M.J., Scoullou M.J. (2003) Environmental impacts of coastal aquaculture in eastern Mediterranean bays: the case of Astakos Gulf, Greece. Environmental Science and Pollution Research International, 10:287-295.
- Beveridge M.** (1996) Cage aquaculture. Fishing News Books, 346 p.
- Boyd C.E.** (1981) Water quality in warmwater fish ponds. Agricultural Experiment Station, Auburn University, 359 p.
- Brett J.R.** (1979) Environmental factors and growth. In: Fish Physiology, 11:599- 675.
- Brooks K.M.,** Mahnken C.V.W. (2003) Interactions of Atlantic salmon in the Pacific northwest environment. II. Organic wastes. Fisheries Research, 62:255–293.
- Cabello F.C.** (2006) Heavy use of prophylactic antibiotics in aquaculture: a growing problem for human and animal health and for the environment. Environmental Microbiology, 8:1137-1144.
- Choi A.,** Kim B., Mok J.K., Yoo J., Kim J.B., Lee W.C., Hyun J.H. (2020) Impact of finfish aquaculture on biogeochemical processes in coastal ecosystems and elemental sulfur as relevant proxy for assessing farming condition. Marine Pollution Bulletin, 150:110635.
- Coche A.C.** (1981) Report of the symposium, New developments in the utilization of heated effluents recirculation systems for intensive aquaculture. Stavanger 29-30 May 1980, EIFAC Tech. Paper No 39.
- Cromey C.J.,** Nickell T.D., Black K.D. (2002) DEPOMOD modelling the deposition and biological effects of waste solids from marine cage farms. Aquaculture, 214:211-239.

- Crozier W.W.** (2000) Escaped farmed salmon, *Salmo salar L.*, in the Glenarm River, Northern Ireland: genetic status of the wild population 7 years on. *Fisheries Management and Ecology*, 7:437-446.
- Davenport J., Vahl O.** (1979) Responses of the fish *Blennius pholis* to fluctuating salinities. *Marine Ecology Progress Series*, 1:101-107.
- Dominquez L.M., Calero G., Martin J., Robaina L.** (2001). A comparative study of sediments under a marine cage farm at Gran Canaria Island (Spain): preliminary results. *Aquaculture*, 192:225-231.
- Dosdat A.** (2001) Environmental impact of aquaculture in the Mediterranean: nutritional and feeding aspects. In: Proc. Seminar CIHEAM Network Technol. Aquacult. Mediterr, 55:23-36.
- Dosdat A., Servais E., Metailler R., Huelvan C., Desbruyeres E.** (1996) Comparison of nitrogenous losses in five teleost fish species. *Aquaculture*, 141:107-127.
- Dutrieux E.** (1984) Elements pour une plantification ecologique du milieu lagunaire Mediterranean. Application 1st *Aquaculture*, CEMAGREF, Section Amanagements Littoraux et *Aquaculture*, Montpellier, 152 p.
- Edwards A., Edelsten D.J.** (1976) Marine fish cages – the physical environment. *Proc. Royal Soc. Edinburgh* 75:207-221.
- EUMOFA** (2021) European Market Observatory for Fisheries and Aquaculture Products. Monthly Highlights, No.8/2021, European Union.
- FAO** (2020) Food and Agricultural Organization. The State of World Fisheries and Aquaculture, Rome.
- FEAP** (2020) Federation of European Aquaculture Producers. Annual Report. Belgium.
- Febry R., Lutz P.** (1987) Energy partitioning in fish: activity related cost of osmoregulation in a euryhaline cichlid. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 128:63-85.
- Fernandes T.F., Eleftheriou A., Ackefors H., Eleftheriou M., Ervik A., Sanchez -Mata A., Scanlon T., White P., Cochrane S., Pearson T.H., Read P.A.** (2001) The scientific principles underlying the monitoring of the environmental impacts of aquaculture. *Journal of Applied Ichthyology*, 17:181-193.
- Findlay R.H., Watling L., Mayer L.M.** (1995) Environmental impact of salmon net-pen culture on marine benthic communities in Maine: a case study. *Estuaries*, 18:145-179.

- Fitridge I.**, Dempster T., Guenther J., Nys R. (2012) The impact and control of biofouling in marine aquaculture: a review. *Biofouling*, 28:649-69.
- Fleming, I.A.**, Hindar K., Mjølnerod I. B., Jonsson B., Balstad T., Lamberg A.(2000) Lifetime success and interactions of farm salmon invading a native population. *Proc. Royal Soc. London. Section B. Biol. Sci.* 267 (1452):1517-1523.
- Florou M.**, Neofitou N., Syvri R., Asimaki A., Kontotolis S., Skordas K., Panagiotaki P., Domenikiotis C., Tziantziou L. (2016) Impact of fish farming on nutrients of Pagasitikos gulf: Preliminary results. 2nd International Congress of Applied Ichthyology & Aquatic Environment HYDROMEDIT 2016, Messolonghi, Greece, 10-12 November.
- Folke N.**, Kautsky N., Troell M. (1994) The costs of eutrophication from salmon farming: Implications for Policy. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 40:173-182.
- Foy R.H.**, Rossal R. (1991) Loading of nitrogen and phosphorus from a Northern Ireland fish farm. *Aquaculture*, 96:17-30.
- Friligos N.** (1982) Enrichment of inorganic nutrients in the inner Saronikos Gulf. *Marine Pollution Bulletin*, 13 (5):154-158.
- Friligos N.** (1988) Nutrient enrichment and circulation of water masses in the Pagassitikos Gulf (Aegean Sea). *Oceanol. Acta*. In: *Océanographie pélagique méditerranéenne* (Ed. Minas H. J. et Nival P.), 111-122.
- Gabrielides G.P.**, Theocharis A.C. (1978) Physical and chemical characteristics of Pagasitikos Gulf, Greece. *Thalass.*, 2:135-154.
- Gillibrand P.A.**, Gubbins M.J., Greathead C., Davies I.M. (2002) Scottish executive locational guidelines for fish farming: predicted levels of nutrient enhancement and benthic impact. *Scottish Fisheries Research Report 63/2002*. Fisheries Research Services, Aberdeen.
- Gowen R.J.**, Bradbury N.B. (1987) The ecological impact of Salmonid farming in coastal waters: A Review. *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, 25:563-575.
- Gowen R.J.**, Brown J.R., Bradbury N.B., McLusky D.S. (1988) Investigations into benthic enrichment, hypereutrophication and eutrophication associated with mariculture in Scottish coastal waters (1984-1988). *Dep. Biol. Scien.*, The university of Stirling, Stirling.
- Gowen R.J.** (1994) Managing eutrophication associated with aquaculture development. *Journal of Applied Ichthyology* 10:242– 257.

- Gowen, R.J.,** Smyth D., Silvert W. (1994) Modelling the spatial distribution and loading of organic fish farm waste to the seabed. In: B.T. Hargrave, Editor, Modelling benthic impacts of organic enrichment from marine aquaculture, Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 1949, pp. 1–18.
- Hakanson L.,** Ervik A., Maekinen T., Moeller B. (1988) Basic concepts concerning assessments of environmental effects of marine fish farms. Nordic council of ministers, Copenhagen.
- Hall P.O.J.,** Anderson L.G., Holby O., Kollberg S., Samuelsson M.O.(1992) Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. IV. Nitrogen. Marine Ecology Progress Series, 89:81-91.
- Hall P.O.J.,** Holby O.L.H (1986) Environmental impact of marine fish cage culture. ICES CM/F, 46.
- Hampson B.L.** (1977) Relationship between total ammonia and free ammonia in terrestrial and ocean waters. J. Cons Inst. Eproration Mer 37:117-122.
- Hargrave B.T.,** Phillips G.A., Doucette L.I., White M.J., Milligan T.G, Wildish D.J, Cranston R.E.(1997) Assessing benthic impacts of organic enrichment from marine aquaculture. Water Air Soil Pollution, 99:641-650.
- Heggberget T.G.,** Johnsen B.O., Hindar K., Jonsson B., Hansen L.P., Hvidsten N.A., Jensen A.J.(1993) Interactions between wild and cultured Atlantic salmon ± a review of the Norwegian experience. Fish Research. 18:123-146.
- Holby O.,** Hall P.O.J. (1991) Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. II. Phosphorus. Marine Ecology Progress Series, 70:263-272.
- Holliday F.G.T.** (1971) Salinity-Animals-Fishes. In: Fish Physiology. Academic Press: New York, p. 293-311.
- Holmer M.,** Black K., Duarte C.M., Marbà N., Karakassis I. (2008) Aquaculture in the Ecosystem. Springer, UK 326 p.
- Holmer M.** (2010) Environmental issues of fish farming in offshore waters: Perspectives, concerns and research needs. Aquaculture Environment Interactions, 1:57-70.
- Holmer M.** (1991) Impacts of aquaculture on surrounding sediments: generation of organic-rich sediments. In: “Aquaculture and the environment” (N. De Pauw and N. Joyce eds), Aquaculture and the environment. Eur Aquacult Soc Spec Publ 16:155-175.
- Holmer M.,** Kristensen E. (1992) Impact of fish cage farming on metabolism and sulfate reduction of underlying sediments. Marine Ecology Progress Series, 80:191-201.

- Holmes W.N.**, Donaldson, E.M. (1969) Excretion, ionic regulation, and metabolism. In "Fish Physiology" (W.S. Hoar and D.J. Randall eds), Vol.1, Academic Press N.Y., pp. 1-89.
- Inone H.** (1972) On water exchange in a net cage stocked with the fish hamachi. *Bull. Jap. Soc. Fish.* 38:167-176.
- Iwama G.I.** (1991) Interactions between aquaculture and the environment. *Crit. Rev. Environ. Control.* 21:177–216.
- Johnston, K.**, Ver Hoef J.M., Krivoruchko K., Lucas N. (2001) Using ArcGIS Geostatistical Analyst. Environmental Systems Research, Redlands, USA.
- Kalatzi I.**, Karakassis I. (2006) Benthic impacts of fish farming: meta-analysis of community and geochemical data. *Marine Pollution Bulletin*, 52: 484-493.
- Karakassis I.**, Hatziyanni E., Tsapakis M., Plaiti W. (1999) Benthic recovery following cessation of fish farming: a series of successes and catastrophes. *Marine Ecology Progress Series*, 184:205-218.
- Karakassis I.**, Papadopoulou N.K., Machias A., Koutsoubas D. (2003) The environmental impact of fish farming on the marine environment. Final report to the EU.
- Karakassis I.**, Pitta P., Krom M.D. (2005) Contribution of fish farming to the nutrient loading of the Mediterranean. *Scientia Marina*, 69:313-321.
- Karakassis I.**, Tsapakis M., Hatziyanni E., Papadopoulou K.N., Plaiti W. (2000) Impact of cage farming of fish on the seabed in three Mediterranean coastal areas. *ICESJ. Mar. Sci.*, 57:1462-1471.
- Karakassis I.**, Tsapakis M., Hatziyanni E., Pitta P. (2001) Diel variation of nutrients and chlorophyll in sea bream and sea bass cages in the Mediterranean. *Fresenius Environmental Bulletin*, 10:278-283.
- Karakassis I.**, Tsapakis M., Hatziyanni E. (1998) Seasonal variability in sediment profiles beneath fish farm cages in the Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series*, 162:243-252.

- Karakassis I.,** Tsapakis M., Smith C.J., Rumohr H.(2002) Fish farming impacts in the Mediterranean studied through sediment profiling imagery (SPI). *Marine Ecology Progress Series*, 227:125-133.
- Kelley D.F.** (1988) The importance of estuaries for sea bass *Dicentrarchus labrax* (L.). *Journal of Fish Biology*, 33:25-33.
- Klaoudatos S.,** Conides A., Chatziefstathiou M. (1996) Environmental impact Assessment studies in floating cage culture systems in Greece. «Partnership in Coastal Zone Management». (Eds. J. Taussik and J. Mitchell), Samara Publishing Ltd, Cardigan, 9:525-533.
- Klaoudatos S.D.,** Klaoudatos D.S., Smith J., Bogdanos K., Papageorgiou E. (2006) Assessment of sitespecific benthic impact of floating cage farming in the eastern Hios Island, Eastern Aegean Sea, Greece. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 338:96-111.
- Koliou-Mitsou A.** (2000) Development of an integrated policy for the sustainable management of Pagasitikos Gulf. Nutrients, Public Company of Water Resources, Magnisia, Volos.
- Kontas A.,** Kucuksezgin F., Altay O., Uluturhan E. (2004) Monitoring of eutrophication and nutrient limitation in the Izmir Bay (Turkey) before and after Wastewater Treatment Plant. *Environment International* 29:1057-1062.
- Krom M.D.,** Ellner S., Van-Rijn J., Neori A. (1995) Nitrogen and phosphorus cycling and transformation in a prototype “non-polluting” integrated mariculture system, Eilat, Israel. *Marine Ecology Progress Series*, 118:25-36.
- Krom M.D.,** Porter C., Gordin H. (1985) Nutrient budget of a marine fish pond in Eilat, Israel. *Aquaculture*, 51:65-80.
- Kupla-Hansen P.,** Pittman k., Ervik A. (1991) Organic waste from marine fish farms-effects on the seabed: In: Kupka-Hansen P (ed) *Marine aquaculture and the environment*. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark, 105-119.
- La Rosa T.,** Mirto S., Favalaro E., Savona B., Sarà G., Danovaro R., Mazzola A. (2002) Impact on the water column biogeochemistry of a Mediterranean mussel and fish farm. *Water Research*, 36:713–721.
- La Rosa T.,** Mirto S., Mazzola A., Danovaro R. (2001) Differential responses of benthic microbes and meiofauna to fish-farm disturbance in coastal sediments. *Environmental Pollution*, 112:427-434.

- Li R.**, Sumei L., Jing Z., Zengjie J., Jianguang F. (2016) Sources and export of nutrients associated with integrated multi-trophic aquaculture in Sanggou Bay, China. *Aquaculture Environmental Interactions*, 8:285-309.
- Maldonado M.**, Carmona M.C., Echeverria Y., Riesgo A. (2005) The environmental impact of Mediterranean cage fish farms at semiexposed locations: does it need a reassessment. *Helgoland Marine Research*, 59:121-135.
- Mantzavrakos E.**, Kornaros M., Lyberatos G., Kaspiris P. (2007) Impacts of a marine fish farm in Argolikos Gulf (Greece) on the water column and the sediment. *Desalination*, 210:110-124.
- Margalef R.** (1978) Life-forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environment. *Oceanologica Acta*, 1:493-509.
- Mason C.F.** (1983) *Biology of Freshwater Pollution*. Longman, London, UK, 250 p.
- Mazzola A.**, Mirto S., Danovaro R. (2000) Fish-farming effects on benthic community structure in coastal sediments: analysis of meiofaunal resilience. *ICES, Journal of Marine Science*, 57:1454-1461.
- McGarvin M.** (2000) *Scotland's secret? Aquaculture, nutrient pollution, eutrophication and toxic blooms*. WWF, Aberfeldy, Scotland.
- McIveral R.**, Milewski I., Loucks R., Smith R. (2018) Estimating nitrogen loading and far-field dispersal potential from background sources and coastal finfish aquaculture: A simple framework and case study in Atlantic Canada. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 1-40.
- Mente E.**, Pierce G.J., Santos M.B., Neofitou C. (2006) Effect of feed and feeding in the culture of salmonids on the marine aquatic environment: a synthesis for European aquaculture. *Aquaculture International*, 14:499-522.
- Mihalatou M.H.** & Moustaka-Gouni M. (2002) Pico-, nano-, microplankton abundance and primary productivity in a eutrophic coastal area of the Aegean sea, Mediterranean. *International Review of Hydrobiology*. 87:439-456.
- Mirto S.**, La Rosa T., Gambi C., Danovaro R., Mazzola A. (2002) Nematode community response to fish-farm impact in the western Mediterranean. *Environmental Pollution*, 116:203-214.
- Nash C.E.**, Burbridge P.R., Volkman J.K. (2005) *Guidelines for ecological risk assessment of marine fish aquaculture*. U.S. Department of Commerce. NOAA Technical Memorandum NMFS-NWFSC-71.

- Neofitou N.,** Klaoudatos S. (2008) Effect of fish farming on the water column nutrient concentration in a semi-enclosed gulf of the Eastern Mediterranean. *Aquaculture Research*, 39:482-490.
- Neofitou N.,** Papadimitriou K., Domenikiotis C., Tziantziou L., Panagiotaki P. (2019) GIS in environmental monitoring and assessment of fish farming impacts on nutrients of Pagasitikos Gulf, Eastern Mediterranean. *Aquaculture*, 501:62-75.
- Neofitou N.,** Vafidis D., Klaoudatos S. (2010) Spatial and temporal effects of fish farming on benthic community structure in a semi-enclosed gulf of the Eastern Mediterranean. *Aquaculture Environment Interactions*, 1:95-105.
- Nikolaou M.,** Neofitou N., Skordas K., Castritsi-Catharios I., Tziantziou L. (2014) Fish farming and anti-fouling paints: a potential source of Cu and Zn in farmed fish. *Aquaculture Environmental Interactions*, 5 (2):163-171.
- Nordvarg L.,** Johansson T. (2002) The effects of fish farm effluents on the water quality in the Aland Archipelago, Baltic Sea. *Aquacultural Engineering*, 25:253-279.
- Parsons T.R.,** Harrison P.J., Waters R.. (1978) An experimental simulation of changes in diatom and flagellate blooms. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 32:285-294.
- Parsons T.R.,** Maita Y., Lalli C.M. (1984) A manual of chemical and biological methods for sea water analysis. Pergamon, Oxford.
- Pavlidou A.,** Simboura N., Rousselaki E., Tsapakis M., Pagou K., Drakopoulou P., Assimakopoulou G., Kontoyiannis H., Panayiotidis P. (2015) Methods of eutrophication assessment in the context of the water framework directive: Examples from the Eastern Mediterranean coastal areas. *Continental Shelf Research*, 108:156-168.
- Pearson T.H.,** Black K.D. (2001) The environmental impacts of marine fish cage culture. In: Black KD (Ed.), *Environmental Impacts of Aquaculture*. Academic Press, Sheffield, UK 1-27.
- Person J.,** Hakanson L. (1991) An operative system for coastal water planning. *Nord* 22: pp.25-38.
- Petihakis G.,** Triantafyllou G., Koliou A., Theodorou A. (2002) Exploring the dynamics of a marine ecosystem (Pagasitikos Gulf, Western Aegean, Greece) through the analysis of temporal and spatial variability of nutrients. *Littoral, The Changing Coast, EUROCOAST/EUCC*, Porto Portugal, pp. 513–522.
- Petihakis G.,** Triantafyllou G., Pollani A., Koliou A., Theodorou A. (2005) Field data analysis and application of a complex water column biogeochemical model in

different areas of a semi-enclosed basin: Towards the development of an ecosystem management tool. *Marine Environmental Research*, 59:493-518.

- Petit J.** (1982) Water supply treatment and recycling in aquaculture. In: *Aquaculture*, (Ed. G. Gilbert), Ellis Horwood Ltd., 2nd Edition, 2:63-196.
- Pitta P.,** Apostolaki E.T., Giannoulaki M., Karakassis I. (2005) Mesoscale changes in the water column in response to fish farming zones in three coastal areas in the Eastern Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 65:501-512.
- Pitta P.,** Karakassis I., Tsapakis M., Zivanovic S. (1999) Natural vs. mariculture induced variability in nutrients and plankton in the eastern Mediterranean. *Hydrobiologia*, 391:181-194.
- Pittenger R.,** Anderson B., Benetti D.D., Dayton P., Dewey B., Goldburg R., Rieser A., Sher B., Sturgulewski A. (2007) Sustainable marine aquaculture: Fulfilling the promise; managing the risks. *Marine Aquaculture Task Force*.
- Porrelo S.,** Tomassetti P., Manzueto L., Finoia M.G., Persia E., Mercatali I., Stipa P (2005) The influence of marine cages on the sediment chemistry in the Western Mediterranean Sea. *Aquaculture*, 249:145-158.
- Poxton M.G.,** Allouse S.B. (1982). Water quality criteria for marine fisheries. *Aquaculture Engineering* 1:153-191.
- Rensel J.E.,** Forster J.R.M. (2007) Beneficial environmental effects of marine finfish mariculture. Final Report to the National Oceanic and Atmospheric Administration Award, Washington, D.C.
- Ritz D.A.,** Lewis M., Shen M. (1989) Response to organic enrichment of infaunal macrobenthic communities under salmonid fish cages. *Mar. Biol.*, 103:211-214.
- Rosenthal H.,** Weston D., Gowen R., Black E. (1988) Environmental impact of mariculture. *Cooperative Research Report*, 154:1-83.
- Samuelson O.B.,** Ervik A., Solheim E. (1988) A qualitative and quantitative analysis of the sediment gas and diethylether extract of the sediment from salmon farms. *Aquaculture*, 74:277-285.
- Sàra G.** (2007) A meta-analysis on the ecological effects of aquaculture on the water column: Dissolved nutrients. *Marine Environmental Research*, 63:390-408.
- Sawyer C.N.** (1966) Basic concepts of Eutrophication. *Journal Water Pollution Control Federation*, 38:737-744.
- Sevastou K.,** Karakassis I., Panagiotidou M., Borja A., Angel D., Pastres R., Blach K.D. (2006) Impact of the environment on aquaculture: preliminary indicators

from ECASA project. AQUA 2006, The joint international conference & exhibition of European aquaculture society & world aquaculture society, Florence, Italy.

Shepherd J., Bromage N. (1988) Intensive fish farming. BSP Professional Books: Oxford, 404 p.

Silvert W. (1992) Assessing environmental impacts of finfish aquaculture in marine waters. *Aquaculture*, 107:67-79.

Soto D., Norambuena F. (2004) Evaluation of salmon farming effects on marine systems in the inner seas of southern Chile: A large-scale mensurative experiment. *Journal of Applied Ichthyology*, 20:493-501.

Strickland J.D.H., Parsons T.R. (1972) A practical handbook of seawater analysis. Fisheries Research Board of Canada, 311 p.

Subramani, T., Venkatachala Moorthy, K.K., Priyanka, S. (2017) Assessment Of Impact On Aquaculture Using Remote Sensing Data And GIS. vol. 63. IJETCS, Tiruchendur, pp. 157–166.

Tomasso J.R., Simco B.A., Davis K.B. (1979) Chlorine inhibition of nitrite induced methanoglobinemia in channel catfish *Ictalurus punctatus*. *Journal of Fisheries Board of Canada*, 36:1141-1144.

Triantafyllou G., Petihakis G., Dounas C., Theodoou A. (2001) Assessing Marine Ecosystem Response to Nutrient Inputs. *Marine Pollution Bulletin*, 43:175-186.

Trussel R.P. (1972) The percent un-ionized ammonia aqueous ammonia solutions at different pH levels and temperatures. *Journal of Fisheries Board of Canada*, 29: 150-157.

Wallin M., Hakanson L. (1991) Nutrient loading models for estimating the environmental effects of marine fish farms. In T. Makinen (ed.), *Mar. Aquacult. Environ.*, Nordic Council of Ministers, Copenhagen, 39-56.

Wildish D.J., Keizer P.D., Wilson A.J., Martin J.L. (1993) Seasonal changes of dissolved oxygen and plant nutrients in seawater near salmonid net pens in the microtidal bay of Fundy. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 50:303-311.

Wu R.S.S. (1995) The environmental impact of marine fish culture: Towards a sustainable future. *Marine Pollution Bulletin*, 31:159-166.

Yucel-Gier G., Kucuksezgin F. Kocak F. (2007) Effects of fish farming on nutrients and benthic community structure in the Eastern Aegean (Turkey). *Aquaculture Research* 38:256-267.

Zar J.H. (1984) Biostatistical analysis. Prentice Hall, New Jersey, p 718.

6.3. Ηλεκτρονική βιβλιογραφία

<http://minagric.gr/index.php/el/for-farmer-2/animal-production/aquaculture-animals>
(Πρόσβαση: 15-02-22).

<https://pro.arcgis.com/en> (Πρόσβαση: 15-04-22).

ABSTRACT

The aim of the present study was the evaluation of the environmental impact of nutrients on the water column from the operation of fish farming in Pagasitikos Gulf.

For this purpose, a sampling was carried out on July 2021 at the facilities of a fish farm "Aquatic Aquaculture Ltd.", which is situated at the south-eastern part of Pagasitikos Gulf. The methodological approach was developed in a Geographic Information System (GIS) and through that a grid of 28 sampling stations was created. At each station the physicochemical and biological characteristics of the water column (temperature, salinity, pH, dissolved oxygen, chlorophyll α) were measured and water samples were collected from the surface and 10 m depth, to determine the concentration of nutrients (ammonium, nitrite, nitrate, phosphate and silicate). Geographic Information Systems were used to estimate the dispersion of nutrients in areas where there are no measurements, through the method of spatial interpolation and especially the radial basis functions (RBF).

The results showed that the physicochemical characteristics of the sampling stations showed the expected seasonal variation. Statistical analysis of nutrient concentrations among the sampling stations showed statistically significant differences only for the nitrites. The maximum estimated nutrient values were considerably lower than those observed previously in Pagasitikos Gulf. Therefore, their concentrations did not exceed the eutrophication limits or affect in welfare of cultivated organisms, while the impact of aquaculture on nutrients concentration seems to be spatially limited.

Through the possibilities that offer, Geographical information systems could be a useful tool for environmental management of aquaculture.

Keywords: *Fish farming, environmental impacts, nutrients, eutrophication, GIS.*