

**ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ ΘΕΣΣΑΛΙΑΣ  
ΣΧΟΛΗ ΓΕΩΠΟΝΙΚΩΝ ΕΠΙΣΤΗΜΩΝ  
ΤΜΗΜΑ ΓΕΩΠΟΝΙΑΣ ΙΧΘΥΟΛΟΓΙΑΣ  
ΚΑΙ ΥΔΑΤΙΝΟΥ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ**

**ΜΕΤΑΠΤΥΧΙΑΚΗ ΔΙΠΛΩΜΑΤΙΚΗ ΕΡΓΑΣΙΑ**

**«Εκτίμηση συγκεντρώσεων χρωστικών φυτοπλαγκτού με *in situ*  
μετρήσεις και δορυφορικά δεδομένα»**

**Χριστίνα Μπουμπουλά**

**ΒΟΛΟΣ 2020**

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

**POSTGRADUATE MASTER'S THESIS**

«Assessment of phytoplankton pigments with in situ measurements  
and satellite data »

**Christina Boumpoula**

**VOLOS 2020**

**«Εκτίμηση συγκεντρώσεων χρωστικών φυτοπλαγκτού με in Situ μετρήσεις και δορυφορικά δεδομένα»**

**Τριμελής Εξεταστική Επιτροπή:**

- 1) Κωνσταντίνος Κορμάς**, Καθηγητής, Μικροβιακή οικολογία υδάτινου περιβάλλοντος., Τμήμα Γεωπονίας Ιχθυολογίας και Υδάτινου Περιβάλλοντος, Σχολή Γεωπονικών Επιστημών, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, *Επιβλέπων*,
- 2) Άρης Ψιλοβίκος**, Καθηγητής, Αειφορική Διαχείριση Υδατικών Πόρων, Τμήμα Γεωπονίας Ιχθυολογίας και Υδάτινου Περιβάλλοντος, Σχολή Γεωπονικών Επιστημών, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, *Μέλος*,
- 3) Άρης Κυπαρίσσης**, Αναπληρωτής Καθηγητής, Οικοφυσιολογία Φυτών, Τμήμα Γεωπονίας Φυτικής Παραγωγής και Αγροτικού Περιβάλλοντος, Σχολή Γεωπονικών Επιστημών, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, *Μέλος*.

*Αφιερώνεται*

*Στην οικογένειά μου  
Για τη συνεχή και  
πολύτιμη στήριξή τους*

## **ΕΥΧΑΡΙΣΤΙΕΣ**

Θα ήθελα να εκφράσω τις ειλικρινείς μου ευχαριστίες σε όλους όσους συνέβαλαν στο να φέρω σε πέρας την παρούσα Μεταπτυχιακή Διπλωματική Εργασία. Ιδιαίτερα θα ήθελα να ευχαριστήσω τον Επιβλέποντα της εργασίας αυτής, κ. Κορμά Κων/νο για τη δυνατότητα που μου προσέφερε να ασχοληθώ με ένα τόσο ενδιαφέρον θέμα, την πολύτιμη βοήθειά του και τη διαρκή υποστήριξή του, τόσο κατά τη διεξαγωγή του πειράματος, όσο και κατά τη συγγραφή της παρούσας εργασίας, καθώς και τα μέλη της εξεταστικής επιτροπής μου, αποτελούμενη από τους 1) Άρη Κυπαρίση και 2) Άρη Ψιλοβίκο για τις χρήσιμες συμβουλές τους και την καθοδήγησή τους καθ' όλα τα στάδια διεκπεραίωσης της εργασίας.

Ακόμη, θα ήθελα να ευχαριστήσω θερμά την κα Θεοδότη Παπαδημητρίου για την άμεση και ανιδιοτελή βοήθειά της, όσον αφορά τις δειγματοληψίες, τις εργαστηριακές αναλύσεις καθώς επίσης και για την αμέριστη συμπαράστασή της κατά τη διάρκεια του πειράματος.

Την αγαπημένη φίλη και συνάδελφο Σταματία Γιαβάση για τις πολύτιμες συμβουλές της κατά τη διάρκεια εκπόνησης της εργασίας μου.

Τέλος, θα ήθελα να εκφράσω τις ευχαριστίες μου στην οικογένειά μου για την αμέριστη συμπαράσταση, βοήθεια και προ πάντων κατανόηση και ανοχή καθ' όλο το χρονικό διάστημα των σπουδών μου.

## ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Η παρούσα μεταπτυχιακή εργασία εκπονήθηκε για να εκτιμήσει τη χρησιμότητα των δορυφορικών αισθητήρων τελευταίας γενιάς σε σύγκριση με τις επιτόπιες δειγματοληψίες (*in situ* μετρήσεις), ώστε να παρέχει πληροφορίες σχετικά με τις παραμέτρους της ποιότητας του νερού, που είναι απαραίτητες για την αποτελεσματική διαχείριση του ταμιευτήρα της Κάρλας. Η παρακολούθηση της ποιότητας των εσωτερικών υδάτων αποτελεί αναπόσπαστο μέρος της διαχείρισης των υδατικών πόρων, διασφαλίζει την αειφορική χρήση τους και παρέχει τη δυνατότητα ανίχνευσης των επιδράσεων από ανθρωπογενείς επιρροές και της υποβάθμισης του υδάτινου οικοσυστήματος.

Ο ταμιευτήρας της Κάρλας αποτελεί ένα νεοσυσταθέν σύστημα, έκτασης 38 km<sup>2</sup> και σε κατάσταση πλήρωσης, έχει μέγιστο βάθος 4,5m. Στο εν λόγω υδάτινο σύστημα επιλέχθηκαν τρία παράκτια σημεία δειγματοληψίας, και συγκεκριμένα η θέση «Αριάνη», η θέση «Παρατηρητήριο» και η θέση «2Τ», από τα οποία ελήφθησαν δείγματα νερού από το Μάιο έως και το Σεπτέμβριο του 2019. Αρχικά στα δείγματα αυτά έγινε μέτρηση των φυσικοχημικών παραμέτρων (θερμοκρασία, pH, αγωγιμότητα). Στη συνέχεια και από τα *in situ* δεδομένα πραγματοποιήθηκε ποσοτικός προσδιορισμός των φωτοσυνθετικών χρωστικών και συγκεκριμένα ποσοτικός προσδιορισμός συγκέντρωσης της χλωροφύλλης-α (chl-a), φωτοσυνθετική χρωστική που χαρακτηρίζεται ως η καλύτερη μετρούμενη παράμετρος για την αξιολόγηση της ποιότητας του νερού, ως προς τα θρεπτικά τόσο για λίμνες όσο και για ταμιευτήρες, καθώς και της συγκέντρωσης της φυκοκυανίνης (Phycocyanin), η οποία αποτελεί μια βοηθητική μπλε, φωτοσυνθετική χρωστική που συναντάται στα κυανοβακτήρια, στα ροδόφυτα και στα κρυπτόφυτα.

Παράλληλα, με τη χρήση της τηλεπισκόπησης (remote sensing) πραγματοποιήθηκε λήψη δορυφορικών εικόνων χωρίς νεφοκάλυψη από την εφαρμογή Copernicus Online Data Access από τον αισθητήρα Ocean and Land Color Instrument (OLGI) του δορυφόρου Sentinel-3. Από αυτές χρησιμοποιήθηκαν οι εικόνες που αντιστοιχούσαν στις ημερομηνίες των δειγματοληψιών, οι οποίες μετά την επεξεργασία τους και την εκτίμηση δεικτών χλωροφύλλης-α και φυκοκυανίνης χρησιμοποιήθηκαν σε συσχέτιση με τις *in situ* μετρήσεις.

Από τα αποτελέσματα των αναλύσεων των φυσικοχημικών και περιβαλλοντικών παραμέτρων που μελετήθηκαν, παρατηρήθηκε στατιστικά σημαντική θετική συσχέτιση μεταξύ των συγκεντρώσεων της χλωροφύλλης-α από τα *in situ* δεδομένα, με τον δείκτη χλωροφύλλης από τα δορυφορικά δεδομένα. Στατιστικά μικρή θετική συσχέτιση παρατηρήθηκε μεταξύ των συγκεντρώσεων της φυκοκυανίνης από τα *in situ* δεδομένα με τις τιμές του δείκτη φυκοκυανίνης από τα δορυφορικά δεδομένα. Επίσης, παρατηρήθηκε στατιστικά θετική συσχέτιση μεταξύ των συγκεντρώσεων της φυκοκυανίνης από τα *in situ* δεδομένα με τις τιμές της θερμοκρασίας του νερού, ενώ οριακά θετική συσχέτιση παρατηρήθηκε μεταξύ του δείκτη της φυκοκυανίνης δορυφορικών δεδομένων με τις τιμές της μέσης ημερήσιας θερμοκρασίας αέρα. Αντίθετα, κατά το μελετούμενο χρονικό διάστημα από τα *in situ* δεδομένα, δεν παρατηρήθηκε συσχέτιση των συγκεντρώσεων της χλωροφύλλης-α με τη θερμοκρασία νερού, την αγωγιμότητα και το pH, καθώς επίσης και για τις συγκεντρώσεις της φυκοκυανίνης με το pH και την αγωγιμότητα.

Τα αποτελέσματα που προέκυψαν μας επιτρέπουν να διαπιστώσουμε ότι η χρήση δορυφορικών δεδομένων από το δορυφόρο Sentinel-3 αποτελεί χρήσιμο

εργαλείο για την εκτίμηση των δεικτών των φωτοσυνθετικών χρωστικών και κατ' επέκταση για την παρακολούθηση των λιμνών και τη διαχείρισή τους.

Λέξεις κλειδιά: φωτοσυνθετικές χρωστικές-χρωστικές φυτοπλαγκτού, χλωροφύλλη, φυκοκυανίνη, κυανοβακτήρια, τηλεπισκόπηση, ταμειυτήρας Κάρλας



## ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΑ

<b>1. ΕΙΣΑΓΩΓΗ.....</b>	<b>1</b>
1.1.Λιμναία οικοσυστήματα-ρηχές λίμνες.....	1
1.2 Τηλεπισκόπηση .....	6
1.3 Κυανοβακτήρια-Φωτοσυνθετικές χρωστικές.....	12
1.3.α Φωτοσυνθετικές χρωστικές.....	18
1.4 Σκοπός της μελέτης .....	21
<b>2. ΥΛΙΚΑ ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΟΙ.....</b>	<b>23</b>
2.1. Περιοχή μελέτης.....	23
2.2 In situ μετρήσεις.....	26
2.2.1 Ποσοτικός προσδιορισμός χλωροφύλλης-α.....	27
2.2.2 Ποσοτικός προσδιορισμός φυκοκυανίνης.....	28
2.3 Δορυφορικές μετρήσεις.....	30
2.3.1 Προσδιορισμός δεικτών χλωροφύλλης-α και φυκοκυανίνης.....	32
<b>3. ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ–ΣΥΖΗΤΗΣΗ.....</b>	<b>37</b>
3.1. Αποτελέσματα δειγματοληψιών .....	37
3.1.1 Διακυμάνσεις φυσικοχημικών παραμέτρων.....	37
3.1.2 Μηνιαίες διακυμάνσεις φωτοσυνθετικών χρωστικών.....	42
3.1.2.α Διακύμανση χλωροφύλλης-α.....	42
3.1.2.β Διακύμανση φυκοκυανίνης.....	44
3.1.2.γ Διακυμάνσεις φωτοσυνθετικών χρωστικών σε σχέση με τις φυσικοχημικές παραμέτρους.....	46
3.2 Αποτελέσματα δορυφορικών δεδομένων.....	52
3.3 Συσχετίσεις φωτοσυνθετικών χρωστικών .....	55
<b>4. ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ.....</b>	<b>61</b>

4.1 Συμπεράσματα αποτελεσμάτων.....	61
<b>5. ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ.....</b>	<b>64</b>
<b>6. ABSTRACT.....</b>	<b>76</b>

## 1.ΕΙΣΑΓΩΓΗ

### 1.1 Λιμναία οικοσυστήματα-ρηχές λίμνες

Τα εσωτερικά υδάτινα σώματα αποτελούν κρίσιμα συστατικά της παγκόσμιας βιόσφαιρας. Η έγκαιρη παρακολούθηση τους είναι απαραίτητη, ώστε να κατανοήσουμε τις λειτουργίες τους, τους παράγοντες που επηρεάζουν αυτές τις λειτουργίες καθώς και για την αποτελεσματικότερη διαχείριση τους. Η ικανότητα παρατήρησης υδάτινων σωμάτων από το διάστημα οδήγησε στην παρατήρηση της Γης (Earth Observation) ώστε να καθιερωθεί ως σημαντική πηγή πληροφοριών σε ότι αφορά την ποιότητα του νερού και την κατάσταση του οικοσυστήματος. Ωστόσο, η πρόοδος προς μια παγκόσμια έγκυρη προσέγγιση της παρακολούθησης της γης εξακολουθεί να παρεμποδίζεται σε μεγάλο βαθμό από ασυνέπειες σε χρονικά και χωρικά μεταβλητές οπτικές συνθήκες εντός του νερού. Η Ευρωπαϊκή Οδηγία πλαίσιο για τα ύδατα (οδηγία 2000/60/EK του Ευρωπαϊκού Κοινοβουλίου και του Συμβουλίου της 23<sup>ης</sup> Οκτωβρίου 2000 για τη θέσπιση πλαισίου κοινοτικής δράσης στον τομέα της πολιτικής των υδάτων) είναι το πιο σημαντικό νομοθετικό πλαίσιο που έχει θεσπιστεί ποτέ προς όφελος της διατήρησης των εσωτερικών και αλατούχων οικοσυστημάτων (Pollard & Huxham 1998). Η οδηγία απαιτεί τη διαχείριση των λεκανών απορροής, αντικατοπτρίζοντας τη συνάφεια μεταξύ της υπαίθρου και των χρήσεών της, της φύσης του ρέοντος ύδατος, των στάσιμων και υπόγειων υδάτων.

Ειδικότερα- στην Οδηγία Πλαίσιο για τα Ύδατα- γίνεται διαχωρισμός μεταξύ φυσικών και τεχνητών λιμνών. Στο Άρθρο 2, η Οδηγία Πλαίσιο, *ορίζει ως λίμνη ένα σύστημα στάσιμων εσωτερικών επιφανειακών υδάτων και ως τεχνητή λίμνη (ταμιευτήρα) ένα σύστημα επιφανειακών υδάτων που δημιουργείται με δραστηριότητα του ανθρώπου.* Οι ταμιευτήρες ωστόσο θεωρούνται συχνά υβρίδια των λιμνών και των ποταμών ως

προς τη μορφολογία, την υδρολογία, τα φορτία συσσώρευσης θρεπτικών και την κυκλοφορία, καθώς και τις πηγές οργανικής ύλης (Kimmel *et al.* 1990, Søballe *et al.* 1992). Τα τεχνητά αυτά οικοσυστήματα δημιουργούνται για ειδικούς σκοπούς διαχείρισης του νερού όπως η αποθήκευση νερού, ο έλεγχος της πλημμύρας, η παραγωγή ηλεκτρικής ενέργειας και η αναψυχή (Wetzel 2001).

Μία λίμνη ή ένας ταμιευτήρας είναι άρρηκτα συνδεδεμένος με μια λεκάνη απορροής, ένα βιογεωφυσικό σύνορο, δηλαδή ένα σύστημα αποστράγγισης που συνδέει αυτά τα φυσικά και τεχνητά υδάτινα συστήματα (Jeppesen *et al.* 2011a). Η λεκάνη απορροής, ως εκ τούτου, ελέγχει αρκετούς μηχανισμούς λειτουργίας των λιμνών και των ταμιευτήρων. Ανεκμετάλλετες λεκάνες απορροής που δεν υπόκεινται σε εκτενείς ανθρωπογενείς δραστηριότητες, συμβάλλουν με χαμηλές εισροές θρεπτικών ουσιών, αιωρούμενων υλικών ή τοξικών ουσιών σε λίμνες και ταμιευτήρες. Αντίθετα, υποβαθμισμένες λεκάνες απορροής έχουν μεγάλη επίδραση στη λειτουργία των φυσικών ή τεχνητών οικοσυστημάτων που συνδέονται με αυτούς. Κατά συνέπεια, κάθε λίμνη ή ταμιευτήρας σε μια λεκάνη απορροής εξαρτάται από ένα σύμπλεγμα γεωλογικών, υδρογεωχημικών, φυσικών κλιματολογικών χαρακτηριστικών και ανθρώπινων δραστηριοτήτων που επιβάλλονται πάνω σε αυτά τα υδάτινα συστήματα (Jorgensen *et al.* 2012). Η βιολογική αξία κάθε λεκάνης απορροής εξαρτάται από τη μοναδικότητα της βιοποικιλότητας, τη γενετική ποικιλότητα, τη χωρική ετερογένεια της, και την οικολογική πολυπλοκότητα που φιλοξενεί (Jorgensen *et al.* 2012).

Η παγκόσμια σημασία των υδάτινων συστημάτων είναι αναμφισβήτητη, δεδομένου ότι παίζουν θεμελιώδη ρόλο στη βιογεωχημικό κύκλο, τη διατήρηση της βιοποικιλότητας και την ανθρώπινη ευημερία (Galloway *et al.* 2004, World Resources Ινστιτούτο 2005; Οι Cole *et al.* 2007; Οι Borges *et al.* 2015; Le Quere *et al.* 2015) και

ως εκ τούτου είναι θεμελιώδεις για την επίτευξη των στόχων της αειφορικής ανάπτυξης. Ωστόσο, πολλές πτυχές του ρόλου τους σε αυτές τις διαδικασίες παραμένουν ασαφείς (Raymond *et al.* 2013), ενώ η ανθεκτικότητά τους στην αλλαγή του περιβάλλοντος, οι συνθήκες και οι ανθρωπογενείς επεμβάσεις παραμένουν ελάχιστα κατανοητές (Fabry *et al.* 2008, Petrescu *et al.* 2015).

Οι λίμνες προσφέρουν βασικές οικολογικές, περιβαλλοντικές, υδρολογικές και κοινωνικοοικονομικές υπηρεσίες. Οι συγκεκριμένοι οικότοποι παρέχουν υποστήριξη σε τρόφιμα, ύδρευση και έχουν τεράστια βιοποικιλότητα, πέραν της εφαρμογής κλιματικών, υδρολογικών και βιογεωχημικών ρυθμίσεων καθώς και ελέγχου της ρύπανσης. Παρόλα αυτά, οι περιβαλλοντικές αλλαγές, όπως το κλίμα, η κάλυψη της γης και η πίεση της ανάπτυξης, η αποψίλωση των δασών, η απώλεια της βλάστησης, η αύξηση της ροής των θρεπτικών ουσιών, η αστικοποίηση και η μεταβολή των λεκανών απορροής, δημιουργούν ραγδαία υποβάθμιση των υδάτων (Somayeh Mollaei, 2018).

Η περιοχή της Μεσογείου είναι μια από τις πιο ευαίσθητες περιοχές όσον αφορά τις ακραίες κλιματικές αλλαγές, λόγω της έντονης μείωσης και της διακύμανσης στις εποχιακές βροχοπτώσεις (Sánchez *et al.* 2004). Ειδικότερα, οι ρηχές λίμνες απαντώνται σε όλες τις ηπείρους και τις λεκάνες απορροής (Talling 2001). Οι ρηχοί ταμιευτήρες (μέσο βάθος < 5m) παρουσιάζουν παρόμοια χαρακτηριστικά, όπως οι ρηχές λίμνες (Jorgensen *et al.* 2012). Αυτά τα ρηχά υδατικά συστήματα είναι συνήθως πολυμικτικά με περιστασιακή διαστρωμάτωση στα επιφανειακά στρώματα, η οποία ποικίλει σε έκταση (λιγότερο από 0,1 km<sup>2</sup>, σε περισσότερο από 1000 km<sup>2</sup>) και συχνά υπόκεινται σε ισχυρές επιπτώσεις του ανέμου που προκαλούν επαναιώρηση των ιζημάτων, ανόργανων σωματιδίων κύτταρα και αποικίες φυκών (Jorgensen *et al.* 2012).

Τα χαρακτηριστικά των ρηχών πολυμικτικών λιμνών τις διαφοροποιούν από τις συχνά μελετημένες βαθιές – διμικτικές λίμνες, όπως: 1) η έλλειψη σταθερής μακροπρόθεσμης θερμικής στρωμάτωσης (Beaver *et al.* 1981, Muraoka & Fukushima 1981), 2) η συχνή ανάμιξη ολόκληρης της στήλης νερού και επαναιώρηση των ιζημάτων (Ishikawa & Tanaka 1993) και 3) η σημαντική εσωτερική φόρτιση με θρεπτικά στοιχεία από το ίζημα στο υπερκείμενο νερό (Sondergaard *et al.* 1992). Η ισορροπία ανάμεσα στην επαναιώρηση και την καθίζηση είναι σημαντική σε ρηχές λίμνες καθώς είναι καθοριστική για τη διαθεσιμότητα των θρεπτικών. Η θολότητα των λιμνών ως συνέπεια της επαναιώρησης είναι μια σημαντική ιδιότητα για τις ρηχές λίμνες (Scheffer 1998).

Σύμφωνα με τη θεωρία των εναλλακτικών σταθερών καταστάσεων (Scheffer *et al.* 1993), τα ρηχά υδάτινα οικοσυστήματα μπορούν να βρίσκονται σε δύο εναλλακτικές σταθερές καταστάσεις, μία όπου επικρατεί θολότητα και χαρακτηρίζεται από υψηλή βιομάζα φυκών και μία όπου επικρατεί μεγάλη διαύγεια των υδάτων κυριαρχούμενη από υδρόβια βλάστηση. Αυτή η εναλλαγή παίζει σημαντικό ρόλο στην πιθανότητα αποκατάστασης ευτροφικών ρηχών λιμνών (Scheffer *et al.* 1993).

Επομένως, η αύξηση της θολότητας που προκαλείται από τη μεγάλη αφθονία του φυτοπλαγκτού και την επαναιώρηση του ιζήματος, αλλά και λόγω του αυξημένου ανταγωνισμού για τη διαθεσιμότητα των θρεπτικών οδηγεί σε μείωση της αφθονίας της υδρόβιας βλάστησης (Scheffer 1998). Το γεγονός αυτό ενισχύει την αύξηση της θολότητας και ενδέχεται το οικοσύστημα να μετατοπιστεί από μια κατάσταση ισορροπίας με διαυγή ύδατα σε μια κατάσταση ισορροπίας με θολά ύδατα υποβαθμισμένης ποιότητας και με σοβαρές επιπτώσεις για τη διατήρηση της βιοποικιλότητας (Scheffer *et al.* 1993).

Τα οπτικά χαρακτηριστικά μιας λίμνης μπορεί να ποικίλλουν στο χρόνο και τον χώρο, ανάλογα με τις καιρικές μεταβολές, τη βιολογική σύνθεση και τα φυσικά χαρακτηριστικά τους. Στις λίμνες του βόρειου ημισφαιρίου, είναι τυπικό φαινόμενο να παρατηρούνται ανθίσεις κατά τη διάρκεια της άνοιξης μετά την τήξη των πάγων και την αύξηση της θερμοκρασίας του νερού. Τα ζεστά καλοκαίρια μπορεί να προκαλέσουν ακόμα πιο έντονες ανθίσεις που ενδέχεται να διαρκέσουν για εβδομάδες

Οι λίμνες μπορούν να ταξινομηθούν με βάση τον πλούτο τους σε θρεπτικά συστατικά, τα οποία μαζί με το διαθέσιμο φως συνήθως προάγουν βλάστηση και ανάπτυξη φυτοπλαγκτού. Στην περίπτωση μιας ρηχής λίμνης, το φως φθάνει στον πυθμένα και η φωτοσύνθεση μπορεί να συμβεί σε ολόκληρη τη στήλη του νερού. Τα θρεπτικά συστατικά (π.χ. φωσφορικά, νιτρικά και θειικά) χρησιμοποιούνται για την ανάπτυξη του φυτοπλαγκτού. Εάν τα θρεπτικά συστατικά βρίσκονται στο σκοτάδι, δεν μπορούν να χρησιμοποιηθούν. Έτσι, εκτός από την ταξινόμηση με βάση τα θρεπτικά συστατικά, είναι σημαντικό να γνωρίζουμε το βάθος της λίμνης. Οι φτωχές σε θρεπτικές ουσίες λίμνες θεωρούνται ολιγοτροφικές και γενικά έχουν καθαρό νερό με χαμηλή συγκέντρωση φυτοπλαγκτού. Οι μεσοτροφικές λίμνες έχουν καλή καθαρότητα και μέσο επίπεδο θρεπτικών ουσιών. Οι ευτροφικές λίμνες είναι πλούσιες σε θρεπτικά συστατικά, με αποτέλεσμα υψηλές συγκεντρώσεις φυτοπλαγκτού και πιθανών ασβεστωδών.

Οι μικρές, ρηχές λίμνες παρουσιάζουν ιδιαίτερο ενδιαφέρον καθώς κυριαρχούν αριθμητικά παγκοσμίως (Messenger *et al.* 2016, Verpoorter *et al.* 2014), είναι ιδιαίτερα ευαίσθητες στις αλλαγές της θερμοκρασίας του αέρα (Butcher *et al.* 2015), έχουν υψηλότερη έκθεση σε θρεπτικά φορτία λόγω της χωροθέτησής τους σε πεδινά,

προσβεβλημένα τοπία (Nõges 2009) καθώς και μεγαλύτερη ευαισθησία σε ακραία φαινόμενα βροχόπτωσης λόγω των μικρότερων μεγέθους τους.

Η εποχιακή δυναμική των χαρακτηριστικών των ρηχών λιμνών επηρεάζεται από εξωτερικές δυναμικές λειτουργίες όπως ο άνεμος, η ηλιακή ενέργεια, η θερμοκρασία του αέρα, η αύξηση της βιομάζας και η αποικοδόμηση (Talling & Lemoalle 1998).

Ένας από τους σημαντικότερους παράγοντες που επηρεάζουν την παραγωγικότητα και την οικολογική δυναμική των ρηχών λιμνών είναι τα θρεπτικά συστατικά. Η μεγάλη συσσώρευση εξωτερικών θρεπτικών φορτίων, επιταχύνει τη διαδικασία του ευτροφισμού, μεταβάλλοντας την ισορροπία της λίμνης, οδηγώντας τη σε ευτροφικό επίπεδο με υψηλές συγκεντρώσεις θρεπτικών στο ίζημα και το νερό και με μια σχεδόν μόνιμη άνθιση των κυανοβακτηρίων ή με μακροφυτική βλάστηση (Jorgensen *et al.* 2012).

## 1.2 Τηλεπισκόπηση

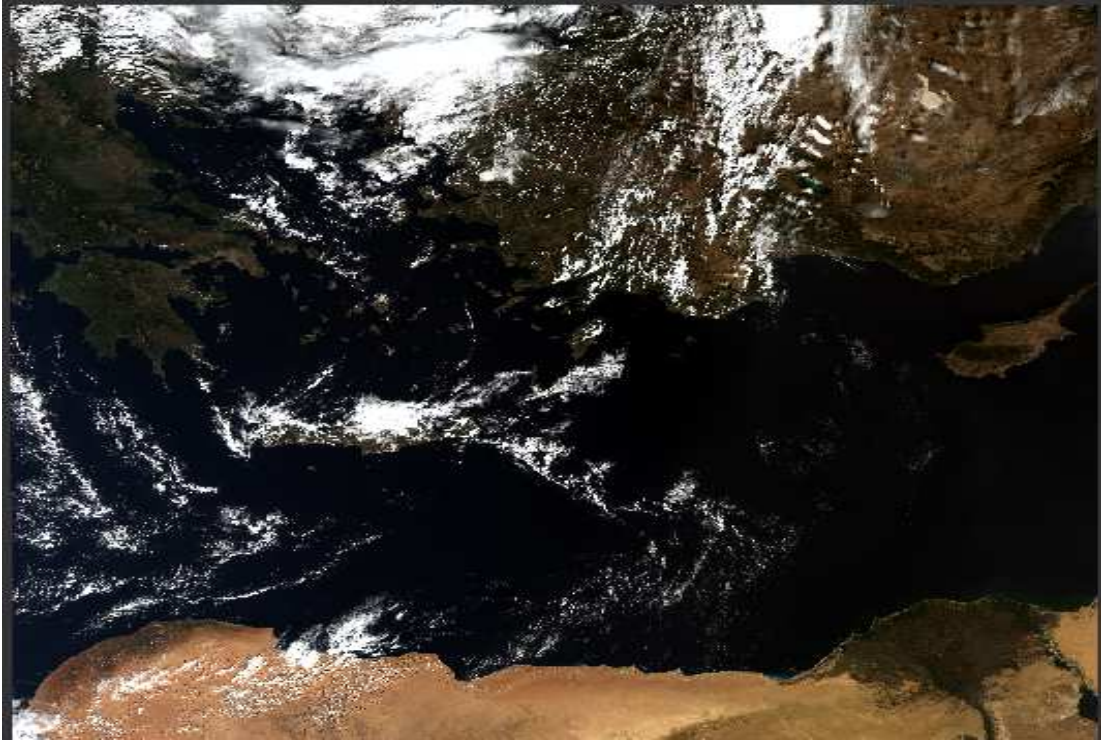
Η ιδέα της χρήσης της τηλεπισκόπησης (remote sensing) για την παρακολούθηση των υδάτων ξεκίνησε το 1960. Ο σκοπός ήταν να μελετηθεί το χρώμα του ωκεανού με την εκτίμηση της συγκέντρωσης της χλωροφύλλης-α ως δείκτης του φυτοπλαγκτού καθώς και η θερμοκρασία της επιφάνειας της θάλασσας μέσω μιας τεχνικής τηλεανίχνευσης. Η τηλεπισκόπηση παρέχει εκτεταμένες χρονικές-χωρικές πληροφορίες σχετικά με την ποιότητα του νερού και την έκταση των κυανοβακτηριακών ανθίσεων, από ότι η συμβατική παρακολούθηση σε μερικά παράκτια και λιμναία νερά (Gons 1999 & 2008, Simis *et al.* 2005, Kutser *et al.* 2006, Gitelson *et al.* 2007). Επίσης, βασίζεται στις σχέσεις μεταξύ της ανακλαστικότητας και των εγγενών οπτικών ιδιοτήτων του νερού (Inherent optical properties-IOP), της ολικής



απορρόφησης και των συντελεστών οπισθοσκέδασης (Kirk 1994). Οι εγγενείς οπτικές ιδιότητες είναι τα χαρακτηριστικά του νερού, τα οποία είναι ανεξάρτητα από την κλίση της διαχέουσας ακτινοβολίας, ενώ αντιθέτως εξαρτώνται από το υδάτινο σώμα. Τρεις εγγενείς οπτικές ιδιότητες που σχετίζονται με την ανίχνευση μέσω των οπτικών αισθητήρων, είναι ο συντελεστής απορρόφησης, η ένταση της σκέδασης και ο συντελεστής μείωσης της δέσμης φωτός (. Mobley 1995, Mollae 2018).

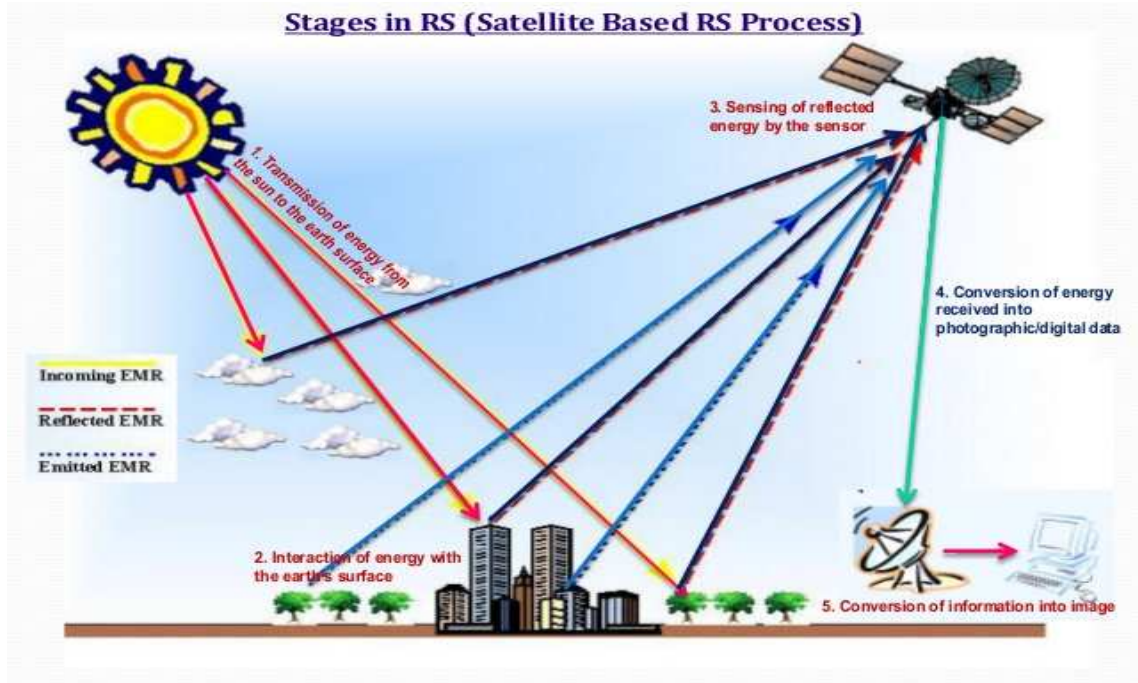
Η τρέχουσα χρήση νέων δορυφόρων και οι βελτιώσεις στα συστήματα επεξεργασίας δεδομένων έχουν βελτιώσει και ενισχύσει σημαντικά την παρατήρηση σε πραγματικό χρόνο καθώς και την γρήγορη ανίχνευση των κυανοβακτηριακών ανθίσεων με βελτιωμένες χωρικές και φασματικές αναλύσεις που παρέχονται από τους αισθητήρες, όπως επίσης, έχουν συνεισφέρει στην κατανόηση των βιοφυσικών ιδιοτήτων των υδάτων. Μόλις το φως συναντά το υδάτινο μέσο υπάρχει αλληλεπίδραση: το νερό μπορεί να απορροφήσει το φως ή να αλλάξει εν μέρει την κατεύθυνση του φωτός, που ονομάζεται σκέδαση. Οι ιδιότητες απορρόφησης και σκέδασης του νερού είναι το θεμέλιο για τη χρήση του συστήματος οπτικής τηλεπισκόπησης, ώστε να χρησιμοποιηθούν στις μετρήσεις των συστατικών του νερού (Mollae 2018).

Η παρακολούθηση του περιβάλλοντος απαιτεί τακτικότητα και συνέπεια στο χρόνο. Η τηλεπισκόπηση γενικά αναλύει την ακτινοβολία που μετράται από έναν απομακρυσμένο αισθητήρα για την εξαγωγή πληροφοριών σχετικά με ένα συγκεκριμένο αντικείμενο ή υδάτινο σύστημα. Με τη χρήση απομακρυσμένων τεχνικών ανίχνευσης δίνεται η δυνατότητα της απόκτησης δεδομένων με χωρική και χρονική ομοιογένεια, ενώ στις επί τόπου μετρήσεις απαιτούνται παρακολούθηση του τόπου, δειγματοληψία και εργαστηριακή ανάλυση.



Εικόνα 1. Δορυφορική εικόνα από το δορυφόρο Sentinel 3,  
<https://scihub.copernicus.eu/>

Στην τηλεπισκόπηση η ηλεκτρομαγνητική ακτινοβολία διασχίζει δύο φορές την ατμόσφαιρα. Μία με τη μεταφορά της ενέργειας από τον ήλιο στη γη όπου αλληλεπιδρά με την επιφάνεια της και μία όταν ανακλάται και καταλήγει στους αισθητήρες των δορυφόρων, όπου καταγράφεται ως πληροφορία σε μορφή εικόνας (Εικόνα 2).



Εικόνα 2. Βασικά στάδια του συστήματος τηλεπισκόπησης. Sainath Aher 2017, Department of Geography, Sangamner College

Η ακριβής εφαρμογή αυτής της τεχνικής στις λίμνες απαιτεί βαθμονόμηση, εγκυρότητα και μελέτη των εγγενών οπτικών ιδιοτήτων του νερού σε τοπικό και εποχιακό επίπεδο. Με βάση αυτήν την τεχνική, οι ερευνητές άρχισαν να υπολογίζουν τα οπτικά ενεργά συστατικά, όπως τα χρωματισμένα διαλύματα, τα αιωρούμενα σωματίδια και το φυτοπλαγκτόν από απόσταση.

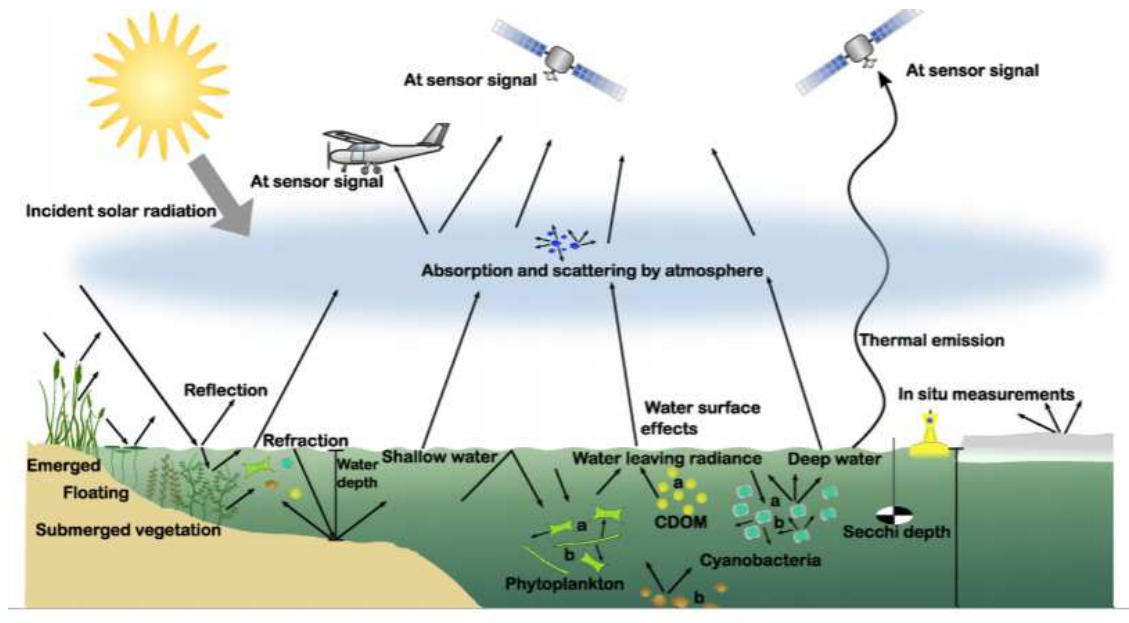
Στη συνέχεια αναπτύχθηκε η έννοια της οπτικής παρακολούθησης των ωκεανών και η θεωρία της εξίσωσης της μεταφερόμενης ακτινοβολίας. Παρόλα αυτά, η εφαρμογή αυτών των θεωριών και των τεχνικών έχει χρησιμοποιηθεί για λιγότερο από 30 χρόνια για τα εσωτερικά ύδατα, τα οποία είναι διαφορετικά σε σύγκριση με τους ωκεανούς.

Στην επιφάνεια του νερού η ηλιακή ακτινοβολία είτε ανακλάται είτε διέρχεται από την επιφάνεια του νερού και διαδίδεται περαιτέρω μέσω του υδάτινου συστήματος. Η ηλιακή ακτινοβολία, εξαρτάται και διαφοροποιείται με βάση το γεωγραφικό πλάτος

και την εποχή. Η ηλιακή ροή που φτάνει στις υδάτινες επιφάνειες, επηρεάζεται και από την διάρκεια της ημέρας (Ψιλοβίκος 2014). Σε οπτικά ρηγά νερά η ακτινοβολία ανακλάται στον πυθμένα. Καθώς η ηλιακή ακτινοβολία προσπίπτει στην επιφάνεια του νερού, ένα ποσοστό της διαθλάται και ένα ποσοστό της ανακλάται από την επιφάνειά του, απορροφάται και σκεδάζεται από την ατμόσφαιρα, καταλήγοντας στα μετρητικά όργανα του δορυφόρου. Επίσης, δεδομένα συλλέγονται και από τη θερμική ακτινοβολία, μέσω ανάκλασης, από την επιφάνεια του νερού. Οι διαφορετικές οπτικές ιδιότητες των υδατικών συστημάτων δημιουργούν πλήθος δεδομένων, τα οποία εισάγονται στους αλγορίθμους τηλεπισκόπησης.

Λόγω της σκέδασης αποτελεί μια παγκόσμια πρόκληση η ατμοσφαιρική διόρθωση των δορυφορικών εικόνων, η οποία είναι απαραίτητο βήμα για τη βελτίωση της ανάλυσης των δεδομένων. Παρόλο που οι ατμοσφαιρικές διορθώσεις σε ορισμένες περιπτώσεις αποτελούν ένα απαραίτητο στάδιο προεπεξεργασίας των δεδομένων, θα πρέπει να γίνονται προσεκτικά, ανάλογα με το αντικείμενο και τον στόχο της εφαρμογής, δεδομένου ότι αφορούν σε ένα δύσκολο κομμάτι της επεξεργασίας και είναι δυνατό να αλλοιώσουν τα πρωτογενή δεδομένα (Παρχαρίδης 2015).

Στην εικόνα 3 αποτυπώνεται η αλληλεπίδραση μεταξύ της ακτινοβολίας, της οικολογίας των λιμνών και των αισθητήρων.



Εικόνα 3. Στάδια αλληλεπίδρασης ακτινοβολίας Katja Dornhofer, Natascha Oppeltt (2016) Remote sensing for lake research and monitoring-recent advances

Επιπρόσθετα στις οπτικές παραμέτρους νερού, το μήκος κύματος φάσματος, η θερμοκρασία στην επιφάνεια της λίμνης και πολλοί άλλοι παράμετροι της ποιότητας του νερού, όπως ο συντελεστής μείωσης της διάχυσης νερού στα 490 nm  $K_d(490)$  (Lee *et al.* 2005, Wang *et al.* 2009a), οι συγκεντρώσεις της χρωστικής χλωροφύλλη- $a$  (Hu *et al.* 2012, O'Reilly *et al.* 1998, O'Reilly & Werdell 2019, Son & Wang 2016), οι συγκεντρώσεις αιωρούμενων σωματιδίων (suspend particulate matter, SPM) (Knaeps *et al.* 2015, Nechad *et al.* 2010, Shi *et al.* 2018, Yu *et al.* 2019), το βάθος διαφάνειας του νερού (Binding *et al.* 2015, Lee *et al.* 2016), ο δείκτης επιπλεόντων φυκών (Hu 2009), και οι εγγενείς οπτικές ιδιότητες (inherent optical properties) (Lee *et al.* 2002, Shi *et al.* 2019, Werdell *et al.* 2013), μπορούν επίσης να εκτιμηθούν αξιόπιστα από παρατηρήσεις δορυφορικής τηλεπισκόπησης. Αυτά τα δεδομένα δορυφορικής επεξεργασίας ιδιοτήτων ποιότητας νερού μπορούν να χρησιμοποιηθούν περαιτέρω για τη μελέτη των λιμνών σε παγκόσμια κλίμακα για να χαρακτηρίσουν και να ποσοτικοποιήσουν τη φυσική, οπτική,

βιολογική και βιογεωχημική μεταβλητότητα του νερού μακροσκοπικά (Bolgrien & Brooks 1992, Shi & Wang 2015, Shi *et al.* 2018, Son & Wang 2019). Σε όλες αυτές τις μελέτες, ωστόσο, τα δεδομένα ανάκλασης της ηλιακής ακτινοβολίας (χρώμα νερού) εφαρμόζονται σχεδόν σε όλα τα εσωτερικά ύδατα παγκοσμίως.

### 1.3 Κυανοβακτήρια- Φωτοσυνθετικές χρωστικές

Το «Φυτοπλαγκτόν», ως σημαντικό στοιχείο της δομής των διαφόρων οικοσυστημάτων των λιμνών, είναι πολύ ευέλικτο στην ικανότητά του να προσαρμόζεται σε διαφορετικές περιβαλλοντικές συνθήκες όπως στο φως, στη θερμοκρασία και στη συγκέντρωση των θρεπτικών ουσιών (κυρίως αζώτου και φωσφόρου). Επιπλέον, αντιδρά ταχέως στις μεταβολές των περιβαλλοντικών συνθηκών και, ως εκ τούτου, κατατάσσεται στην ομάδα των βασικών βιολογικών δεικτών της κατάστασης της λίμνης.

Το ήμισυ του οξυγόνου που διατηρεί τη ζωή στη γη παράγεται από φυτικό οργανισμό (φυτοπλαγκτόν) στην επιφάνεια του ωκεανού και των εσωτερικών υδάτων. Αποτελεί τον πρωταρχικό παραγωγό της τροφικής αλυσίδας στα υδάτινα συστήματα, εξαιτίας της ικανότητας του να φωτοσυνθέτει, μια διαδικασία παρασκευής οργανικών ενώσεων, χρησιμοποιώντας διαλυμένο διοξείδιο του άνθρακα και ηλιακή ενέργεια. Ως εκ τούτου, το φυτοπλαγκτόν είναι ο παράγοντας πρωτογενούς παραγωγής στις λίμνες, διατηρώντας παράλληλα την αλυσίδα τροφής στο νερό. Εξαιτίας αυτού, το φυτοπλαγκτόν αποκτά ενδιαφέρον στους ερευνητές για την αξιολόγηση βιογεωχημικών κύκλων (Wetzel 2001, Mollae 2018).

Ωστόσο στα εσωτερικά ύδατα, η παρακολούθηση και τα ερευνητικά προγράμματα για το φυτοπλαγκτόν εστιάζονται λιγότερο στη βιογεωχημική εφαρμογή. Στην πραγματικότητα ενδιαφέρονται περισσότερο για τον έλεγχο των παρεμβάσεων (controlling interventions). Η πίεση των ανθρώπινων παρεμβάσεων, κυρίως του ευτροφισμού και της κλιματικής αλλαγής, έχει σοβαρές επιπτώσεις στην φυσική ισορροπία του φυτοπλαγκτού και μπορεί να προκαλέσει φαινόμενα ανθίσεων (blooms). Άνθιση είναι η αύξηση του πληθυσμού και η αναπαραγωγή των ειδών φυτοπλαγκτού σε μία υπερβολική ανάπτυξη. Οι ανθίσεις μπορούν να επηρεάσουν την ποιότητα του νερού και να προκαλέσουν απώλεια της υδρόβιας βιοποικιλότητας. Ένα είδος φυτοπλαγκτού μπορεί να παράγει μία θανατηφόρα τοξίνη, που μπορεί να αποτελέσει κίνδυνο στα ζώα και στην ανθρώπινη υγεία. Στις κατηγορίες φυτοπλαγκτού ανήκουν τα φύκη και τα κυανοβακτήρια. Τα φύκη είναι βασικοί υδρόβιοι φωτοσυνθετικοί οργανισμοί, οι οποίοι είναι δύσκολο να κατηγοριοποιηθούν. Τα διάφορα είδη είναι πολύ διαφορετικά μεταξύ τους. Μπορούν να ταξινομηθούν σε ομάδες με βάση το χρώμα τους. Είναι διαφορετικά όχι μόνο με βάση το χρώμα τους, αλλά και την κυτταρική τους δομή και λόγω του περιβάλλοντος που επιλέγουν να ζουν (Wetzel 2001).

Οι ανθίσεις φυτοπλαγκτού εξαρτώνται από τις χωρικές και χρονικές μεταβολές. Ειδικότερα, οι ανθίσεις των κυανοβακτηρίων χαρακτηρίζονται συχνά από πολύπλοκες δυναμικές στα κάθετα στρώματα, όταν τα εμπλεκόμενα είδη είναι ικανά για ταχεία κατακόρυφη μετακίνηση (Walsby *et al.* 1997). Η τυπική δυναμική των κυανοβακτηριακών ανθίσεων, οι οποίες έχουν επίσης πολύ γρήγορους ρυθμούς αναπαραγωγής, καθιστούν δύσκολη την ποσοτική παρακολούθηση του αριθμού των κυττάρων, τη χωρική και χρονική κατανομή καθώς οι επιφανειακές ανθίσεις μπορούν

να εμφανιστούν και να εξαφανιστούν γρήγορα, συχνά μέσα σε λίγες ώρες (Sellner *et al.* 2003, Agha *et al.* 2012). Τα κυανοβακτήρια είναι κινητικά ή πλευστά και περιστασιακά συσσωρεύονται στην επιφάνεια του νερού για να σχηματίσουν αφρό (Walsby & Reynolds 1980).

Οι επιφανειακές ανθίσεις κυανοβακτηρίων επηρεάζονται έντονα από περιβαλλοντικές παραμέτρους όπως ο άνεμος, η θερμοκρασία και το ηλιακό φως. Μέσα σε λίγες μέρες μπορεί να εμφανιστεί μια τεράστια άνθιση και να εξαφανιστεί εντελώς από την επιφάνεια του νερού (π.χ. Paerl 1996, Wetzel 2001, Hu *et al.* 2010). Η χωρική κατανομή των επιφανειακών ανθίσεων επηρεάζεται σημαντικά από την υδροδυναμική των λιμνών, η οποία τείνει να εντοπίζει υψηλότερες συγκεντρώσεις κυττάρων τους σε παράκτιες περιοχές (Vincent *et al.* 2009), σε συνδυασμό με ήρεμες συνθήκες και μειωμένη αναταραχή που επιτρέπουν την επιπλέουσα μετακίνησή τους στην επιφάνεια του νερού. Βραχυπρόθεσμες, περιοδικές επιφανειακές ανθίσεις μπορεί να εμφανιστούν λόγω των καθημερινά μετεωρολογικών γεγονότων ή σε κυκλικές αλλαγές στην πυκνότητα των κυττάρων. Υπό ήρεμες συνθήκες, οι επιφανειακές ανθίσεις εμφανίζονται συχνά νωρίς το πρωί καθώς οι αναπνευστικές απαιτήσεις κατά τις νυχτερινές ώρες καταναλώνουν υδατάνθρακα, ο οποίος δρα ως αντιστάθμισμα έναντι της ανοδικής πορείας τους. Αυτό εξηγεί γιατί οι ανθίσεις τείνουν να εξαφανίζονται το απόγευμα και να επανεμφανίζονται το πρωί (Paerl & Ustach 1982).

Στην Ελλάδα, τοξικές κυανοβακτηριακές ανθίσεις εμφανίζονται συχνά στις περισσότερες λίμνες της χώρας (Cook *et al.* 2004, Vardaka *et al.* 2005) και η σύνθεση και η δυναμική της βιομάζας αυτών των κυανοβακτηρίων είναι γνωστά (π.χ. Moustaka-Gouni 1993, Tryfon & Moustaka-Gouni 1997, Moustaka-Gouni *et al.* 2007). Η χρονική και χωρική κινητικότητα των υδρόβιων βακτηριακών πληθυσμών έχει αποδοθεί σε



παραλλαγές διαφορετικών βιοτικών και αβιοτικών παραγόντων, κυρίως ανθίσεων φυτοπλαγκτού, βοσκής, ιογενών λοιμώξεων, παρασιτικών σχέσεων, θερμοκρασίας, ηλιακού φωτός και αλατότητας, που μπορεί να οδηγήσουν σε προβλέψιμα μοτίβα δυναμικής πληθυσμού των βακτηρίων ή σύντομης ζωής συγκεκριμένων ειδών (Kormas *et al.* 2017).

Για να σχεδιάσουμε πιθανά μέτρα για τη διαχείριση και την προστασία των φυσικών οικοσυστημάτων που επηρεάζονται από εκτεταμένες ανθίσεις κυανοβακτηρίων, είναι σημαντικό να λάβουμε έγκαιρες και συνοπτικές πληροφορίες (Bresciani *et al.*, 2016). Το τελευταίο μπορεί στην πραγματικότητα να υποστηρίξει παραδοσιακές *in situ* δειγματοληψίες (Liu *et al.* 2003, Nausch *et al.* 2008) που ενδέχεται να μην επαρκούν για την ικανοποίηση των απαιτήσεων και από οικονομική πλευρά. Επιπλέον, ένας βασικός παράγοντας για τον καθορισμό της αξίας των δεδομένων είναι η επιλογή σημείων δειγματοληψίας. Η επιλογή αυτών των σημείων πρέπει να είναι προσαρμοσμένη, ώστε να ανταποκρίνεται στους γενικούς σκοπούς και τους στόχους των προγραμμάτων παρακολούθησης, δεδομένου ότι η εμφάνιση μιας άνθισης είναι συνάρτηση των περιβαλλοντικών συνθηκών και των απαιτήσεων των οργανισμών σε πόρους (Chorus & Bartram 1999).

Σε αυτό το πλαίσιο, τα συνοπτικά, συχνά και παγκόσμια δεδομένα της παρατήρησης της Γης (Earth Observation) ενδέχεται να παρέχουν πολύτιμα δεδομένα για τη βελτίωση της παρακολούθησης των ανθίσεων του φυτοπλαγκτού στα οικοσυστήματα εσωτερικών υδάτων (Hestir *et al.* 2015). Τις τελευταίες δεκαετίες, τα δεδομένα παρατήρησης της γης εφαρμόστηκαν με επιτυχία για τη χαρτογράφηση των ανθίσεων και της φαινολογίας (Wang, & Shi 2008, Stumpf *et al.* 2012, Bresciani *et al.* 2014, Matthews & Odermatt 2015). Αυτές οι μελέτες επικεντρώθηκαν τυπικά στην

εκτίμηση της συγκέντρωσης της χλωροφύλλης-α, που χρησιμοποιείται συνήθως ως δείκτης της βιομάζας φυτοπλαγκτού.

Καθώς ο ευτροφισμός των υδάτινων σωμάτων αυξάνεται, η μαζική διάδοση του φυτοπλαγκτού αποτελεί μεγάλο πρόβλημα στα φράγματα, τους ταμιευτήρες και τις λίμνες, με αύξηση του αζώτου και του φωσφόρου. Η εμφάνιση έγχρωμων επίπαγων μικροφυκών ή κυανοβακτηρίων αποτελεί ένα παγκόσμιο πρόβλημα. Ως εκ τούτου, στην παρακολούθηση της υδάτινης περιοχής, είναι εξαιρετικά σημαντικό να ποσοτικοποιηθεί η βιομάζα του φυτοπλαγκτού. Η χλωροφύλλη-α έχει χρησιμοποιηθεί στην ποσοτικοποίηση βιομάζας του φυτοπλαγκτού, αλλά για το σκοπό αυτό απαιτούνται ακριβή αναλυτικά όργανα όπως τα φασματοφωτόμετρα και οι αισθητήρες φθορισμού.

Πιο συχνά, αλλάζει όχι μόνο η βιομάζα του φυτοπλαγκτού, αλλά επίσης και η σύνθεση των κυρίαρχων ειδών. Μερικές φορές, μπορεί να συμβεί τοξικότητα των κυανοβακτηρίων, η οποία μπορεί να είναι επιβλαβής στους ανθρώπους ή στα ζώα που χρησιμοποιούν το νερό της λίμνης. Τα κυανοβακτήρια καθίστανται κυρίαρχα λόγω της ικανότητας χρήσης στοιχειακού αζώτου από τον αέρα όταν έχει εξαντληθεί όλο το άζωτο από το νερό. Ως εκ τούτου, η ανίχνευση των ανθίσεων των κυανοβακτηρίων αποκτά μεγαλύτερη σημασία (Dörmhöfer *et al.* 2016).



Εικόνα 4. Ανθίσεις μικροφυκών ή κυανοβακτηρίων, Ιούνιος 2019, φωτ. από προσωπικό αρχείο

Ειδικότερα, οι ανθίσεις των κυανοβακτηρίων αποτελούν μέγιστη απειλή για την ποιότητα των εσωτερικών υδάτων (Codd *et al.* 2005, Steffensen 2008), που προέρχονται αρχικά από τον ανθρωπογενή εμπλουτισμό των εσωτερικών υδάτων (Taranu *et al.* 2015). Ωστόσο, υπάρχει μία ευρεία αντίληψη ότι οι αυξημένες θερμοκρασίες νερού μπορεί να προκαλέσουν τον πολλαπλασιασμό των κυανοβακτηριακών ανθίσεων (Paerl & Huismann 2008, Richardson *et al.* 2018). Αυτό οφείλεται στο γεγονός ότι τα κυανοβακτήρια έχουν ορισμένα χαρακτηριστικά, τα οποία τους δίνουν το πλεονέκτημα ανάπτυξής τους σε θερμότερες συνθήκες (Carey *et al.* 2012). Για παράδειγμα, πολλές ανθίσεις κυανοβακτηρίων αγγίζουν το μέγιστο ποσοστό αύξησής τους σε υψηλότερες θερμοκρασίες σε σύγκριση με άλλα είδη κυανοβακτηρίων (Butterwick *et al.* 2005, De Senerpont *et al.* 2007, Reynolds *et al.* 2006), και επωφελούνται από τη θερμότητα και τον εμπλουτισμό των θρεπτικών συστατικών

(McKee *et al.* 2003) και τη σταθερότητα της υδάτινης στήλης (Huber *et al.* 2012, Jöhnk *et al.* 2008, Carey *et al.* 2012).

Τα κυανοβακτήρια, είναι βακτήρια (παρά την ικανότητά τους να φωτοσυνθέτουν) και το όνομά τους προέρχεται από την μπλε χρωστική, τη φυκοκυανίνη. Οι βασικές χρωστικές των κυανοβακτηρίων είναι η φυκοερυθρίνη, η φυκοερυθροκυανίνη και η φυκοκυανίνη. Ορισμένα είδη κυανοβακτηρίων παράγουν ένα είδος τοξίνης, τις κυανοτοξίνες που μπορούν να προκαλέσουν ρύπανση στο υδάτινο οικοσύστημα και κατά συνέπεια οι τοξικές κυανοβακτηριακές ανθίσεις αποτελούν όλο και περισσότερο πρόβλημα δημόσιας υγείας και διαχείρισης των υδάτων. Αυτές οι ανθίσεις συμβαίνουν παγκοσμίως, προκαλώντας θανάτους ζώων, κινδύνους για την ανθρώπινη υγεία, δαπάνες για δημόσιους φορείς διαχείρισης νερού και οχλήσεις για περιβαλλοντικές και ψυχαγωγικές κοινότητες (Chorus & Bartram 1999). Οι κυανοτοξίνες που παράγονται από κυανοβακτήρια περιλαμβάνουν ηπατοτοξίνες (π.χ. μικροκυστίνες, κυλινδροσπερμψίνη) και νευροτοξίνες (π.χ. τοξοειδή και σαξίτοξίνες). Οι μικροκυστίνες (MC) είναι οι πιο κοινές και παράγονται από το πανταχού παρόν κυανοβακτήριο, *Microcystis aeruginosa*, καθώς και από πολλά άλλα κυανοβακτηριακά γένη (O'Neil *et al.* 2012, Pearson *et al.* 2016). Ο εντοπισμός της παρουσίας και της κατανομής κυανοτοξινών σε λίμνες και ταμειυτήρες θα ωφελήσει τους φορείς διαχείρισης νερού και τους διαχειριστές δημόσιας υγείας.

### 1.3.α Φωτοσυνθετικές χρωστικές

Η χλωροφύλλη-α βρίσκεται σε όλα τα είδη των φυκών και στα κυανοβακτήρια, ως πρωταρχικό συστατικό ικανό για τη δέσμευση του ηλιακού φωτός κατά τη διαδικασία της φωτοσύνθεσης μαζί με τη χλωροφύλλη β, τη χλωροφύλλη γ, τα καροτενοειδή και

τις φυκοβιλίννες. Παρουσιάζει μέγιστη απορρόφηση φωτός στο μπλε (440nm) και στο κόκκινο (670nm). Στα φύκη, που είναι ευκαρυωτικοί φωτοσυνθετικοί οργανισμοί, η χλωροφύλλη-α παράγεται στους χλωροπλάστες, όπου πραγματοποιείται η φωτοσύνθεση. Οι χλωροπλάστες περιέχουν μεμβράνες, τα λεγόμενα θηλακοειδή, όπου εγκαθίσταται η συγκεκριμένη χρωστική. Στα κυανοβακτήρια, που είναι προκαρυωτικοί οργανισμοί, η χλωροφύλλη παράγεται στους χλωροπλάστες με έλλειψη θηλακοειδών. Αποτελεί σημαντικό δείκτη ποιότητας νερού, καθώς παρουσιάζεται σε όλα τα είδη φυτοπλαγκτού και χρησιμοποιείται για μετρήσεις και εκτιμήσεις της βιομάζας φυτοπλαγκτού για την παρακολούθηση των λιμνών. Με την αύξηση της βιομάζας το μέγιστο της ανακλαστικότητας της χλωροφύλλης-α μπορεί να μετακινηθεί σε μεγαλύτερα μήκη κύματος (Gitelson 1992). Παρόλα αυτά, η συγκεκριμένη χρωστική δεν αποτελεί ένα σαφή δείκτη ύπαρξης κυανοβακτηρίων, επειδή είναι μία κοινή χρωστική σε όλες τις ομάδες φυτοπλαγκτού (Hunter *et al.* 2009).

Από τις έρευνες της τηλεπισκόπησης έχει εκτιμηθεί η χρήση της φυκοκυανίνης, μίας χρωστικής μοναδικής στα κυανοβακτήρια (Simis *et al.* 2005, Li *et al.* 2010, Le *et al.* 2011, Ogashawara *et al.* 2013, Matthews & Odermatt 2015). Συστηματική παρακολούθηση των παραμέτρων της ποιότητας του νερού των εσωτερικών υδάτων μέσω της τηλεπισκόπησης δεν έχει αναπτυχθεί πλήρως για μία περιοχή ή σε παγκόσμια κλίμακα (Michalak 2016). Ένας από τους λόγους είναι και οι διαφορετικοί τύποι νερού (Spyrakos 2018), οι οποίοι μπορεί να ποικίλλουν ανάλογα με τη συγκέντρωση του φυτοπλαγκτού (συμπεριλαμβανομένου των κυανοβακτηρίων), το ίζημα και την οργανική ύλη. Ένας άλλος παράγοντας που θα μπορούσε να επηρεάσει την ποιότητα των παρατηρούμενων δεδομένων είναι η συνεισφορά του βυθού (εάν ο πυθμένας συμβάλλει στο φωτεινό πεδίο της στήλης νερού). Επομένως διαφορετικές οπτικές

ιδιότητες του νερού στα υδάτινα συστήματα κάνουν ορισμένους αλγόριθμους τηλεπισκόπησης μη μεταφερόμενους γεωγραφικά (Randolph *et al.* 2008). Αυτό σημαίνει ότι το μοντέλο μπορεί να είναι ισχυρό σε μια συγκεκριμένη περιοχή και ασθενές σε άλλες τοποθεσίες. Η ατμοσφαιρική διόρθωση είναι μια άλλη πρόκληση για την παρακολούθηση των επιβλαβών κυανοβακτηρίων παγκοσμίως (Moses *et al.* 2017). Επιπλέον, μια άλλη πρόκληση για την εκτίμηση της φυκοκυανίνης μέσω της τηλεπισκόπησης, είναι ότι τα μοντέλα δεν αφαιρούν εντελώς την παρεμβολή άλλων χρωστικών φυτοπλαγκτού ή άλλων οπτικά ενεργών συστατικών στο φασματικό εύρος της φυκοκυανίνης (Ruiz-Verdu *et al.* 2008). Αν και είναι γνωστό ότι η φυκοκυανίνη έχει μέγιστη απορρόφηση περίπου στα 620 nm (Simis *et al.* 2005, Li *et al.* 2010), άλλες φωτοσυνθετικές χρωστικές όπως η χλωροφύλλη-α και η χλωροφύλλη-β απορροφούν επίσης μερικώς στο ίδιο μήκος κύματος (Simis *et al.* 2005, Ruiz-Verdu *et al.* 2008). Επομένως, μια ακριβής απομακρυσμένη εκτίμηση της φυκοκυανίνης απαιτεί διαχωρισμό της συμβολής άλλων χρωστικών στο σήμα τηλεπισκόπησης στα 620 nm.

Οι Simis *et al.* το 2005 και οι Mishra *et al.* το 2013 πρότειναν αλγόριθμους για τον μετριάσμο της παρεμβολής της χλωροφύλλης-α στα 620 nm, αλλά και οι δύο αλγόριθμοι θεώρησαν ότι οι απορροφήσεις από το διαλυμένο οργανικό υλικό (chromophosphoric dissolved organic carbon, CDOM) ήταν αμελητέες, κάτι που συνήθως δεν ισχύει στα εσωτερικά ύδατα. Για την αντιμετώπιση τέτοιων προκλήσεων έχουν αναπτυχθεί εμπειρικές λύσεις για την επεξεργασία του σήματος τηλεπισκόπησης. Στο Monterey Bay της Καλιφόρνιας, στις ΗΠΑ, οι Palacios *et al.* το 2015 δημιούργησαν μια βιβλιοθήκη φασμάτων ανακλαστικότητας από διαφορετικά είδη για τον υπολογισμό της απορρόφησης της χλωροφύλλης-α στο ερυθρό και κοντινό

υπέρυθρο τμήμα του φάσματος (που συνδέεται με το φυτοπλαγκτόν και έχει μικρότερη επίδραση στο CDOM).

Συνοπτικά, συγκεκριμένα παραδείγματα ζημιών από επιβλαβείς ανθίσεις φυκών στους ανθρώπους και στην υδρόβια ζωή έχουν τεκμηριωθεί πολύ καλά από ερευνητές, δείχνοντας την αναγκαιότητα για πρόβλεψη, έγκαιρη προειδοποίηση και ποσοτικό προσδιορισμό αυτών των ανθίσεων. Καινοτόμες τεχνολογίες και μέθοδοι, ποικίλουν και αλλάζουν κατά την παρακολούθηση της ποιότητας του νερού. Προηγμένες τεχνολογίες μετρήσεων με πρόσβαση και παρακολούθηση των υδάτινων οικοσυστημάτων περιλαμβάνουν μοντελοποίηση, φορητή και υπαίθρια τηλεανίχνευση και δορυφορικούς αισθητήρες. Η αναγνώριση των τάσεων του φυτοπλαγκτού, της κατανομής, της συχνότητας και των χρόνων των ανθίσεων αποτελεί σημαντικό παράγοντα για την προστασία των υδατικών πόρων.

#### 1.4. Σκοπός της μελέτης

Για τη αποτελεσματική διαχείριση των λιμνών, σημαντικός είναι ο ρόλος των άμεσα διαθέσιμων ποιοτικών παραμέτρων. Ο σκοπός αυτής της μελέτης είναι να συγκρίνει τα δεδομένα των σύγχρονων δορυφορικών αισθητήρων και ειδικότερα του δορυφόρου Sentinel-3, ώστε να μας παρέχουν αξιόλογες πληροφορίες σε ότι αφορά τις ποιοτικές παραμέτρους του νερού του ταμιευτήρα της Κάρλας. Τα *in situ* δεδομένα, η συγκέντρωση των φωτοσυνθετικών χρωστικών, της χλωροφύλλης-*a* και της φυκοκυανίνης, χρησιμοποιήθηκαν σε σύγκριση με τις δορυφορικές παρατηρήσεις για τη χαρτογράφηση της ύπαρξης της άνθισης των κυανοβακτηρίων για το χρονικό

διάστημα από το Μάιο έως και το Σεπτέμβριο του 2019. Για το λόγο αυτό πραγματοποιήθηκαν δειγματοληψίες νερού από τρία παράκτια σημεία του ταμιευτήρα της Κάρλας με μέτρηση φυσικοχημικών παραμέτρων, ακολούθησαν εργαστηριακές αναλύσεις συγκεντρώσεων των δύο αυτών χρωστικών και οι τιμές τους συσχετίστηκαν με δείκτες χλωροφύλλης-α και φυκοκυανίνης που προέρχονται από δεδομένα του δορυφόρου Sentinel 3 (A και B).



## 2.ΥΛΙΚΑ ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΟΙ

### 2.1. Περιοχή μελέτης

Ο ταμιευτήρας της Κάρλας (39°29'02''N, 22°51'41''E) αποτελεί την περιοχή μελέτης και χωροθετείται στο νοτιοανατολικό τμήμα της ανατολικής λεκάνης της Θεσσαλικής πεδιάδας. Η **λίμνη Κάρλα**, ή λίμνη **Βοιβηίδα** (παλαιότερα), είναι λίμνη η οποία αποξηράνθηκε το 1962, επειδή την εποχή εκείνη προκαλούσε πλημμύρες στις γειτονικές γεωργικές καλλιέργειες, ενώ ορισμένες βαλτώδεις εκτάσεις γύρω της προκαλούσαν την έντονη παρουσία εντόμων. Βρισκόταν νοτιοανατολικά της Λάρισας, κοντά στις βόρειες πλαγιές του Πηλίου, στα όρια των Νομών Λάρισας και Μαγνησίας.

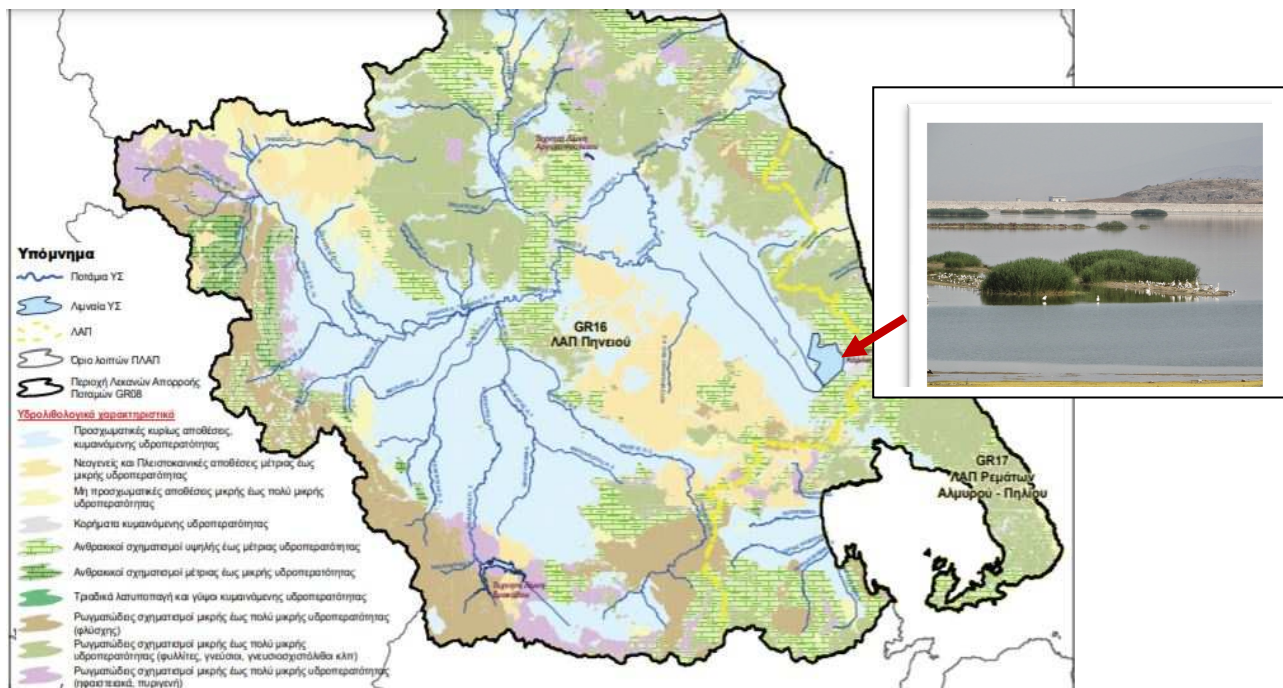
Η αποξήρανση της λίμνης Κάρλας άρχισε στα τέλη Αυγούστου του 1962 με τα εγκαίνια της σήραγγας μήκους 10.150 μέτρων και ήταν από τα σημαντικότερα έργα για την ανάπτυξη της ελληνικής γεωργίας. Αποδόθηκαν 80.000 στρέμματα καλλιεργήσιμης γης στους αγρότες της Θεσσαλίας, σε μία εποχή που η ελληνική γεωργία πραγματοποιούσε τα πρώτα βήματά της προς την εκβιομηχάνιση αλλά και την αντιμετώπιση του ευρωπαϊκού ανταγωνισμού. Ωστόσο, διαπιστώθηκε ότι οι επιπτώσεις στο οικοσύστημα της περιοχής ήταν μεγαλύτερες από το όφελος που προσέφερε η αποξήρασή της. Έτσι, σήμερα έχει πραγματοποιηθεί ανασύσταση της λίμνης σε έκταση 38.000 στρεμμάτων. Η αρχική λίμνη είχε μέγεθος 180- 195 χιλιάδες στρέμματα και το βάθος της έφτανε τα 4-6 μ. Το Δεκέμβριο του 2010 άρχισε η άντληση νερού από τον ποταμό Πηνειό, ενώ έχουν τεθεί σε πλήρη λειτουργία τα πέντε αντλιοστάσια του Πηνειού που τροφοδοτούν τη λίμνη με 14 κυβικά μέτρα νερού το δευτερόλεπτο.

Η φυσική λεκάνη της Κάρλας είχε συνολική έκταση 1.663 km<sup>2</sup>, αλλά μετά την κατασκευή των έργων, η λεκάνη απορροής της λίμνης Κάρλας έχει έκταση 1.171 km<sup>2</sup>. Η λεκάνη βρίσκεται μεταξύ του γεωγραφικού πλάτους 39 ° 20'56 "έως 39 ° 45'15" N και γεωγραφικό μήκος 22 ° 26'10 "έως 23 ° 0'27" E. Το κλίμα στο ανατολικό τμήμα της Θεσσαλίας είναι τυπικό μεσογειακό. Η μέση ετήσια θερμοκρασία είναι 16-17 ° C και η μέση ετήσια σχετική υγρασία είναι 67-72%. Η μέση ετήσια βροχόπτωση είναι 500-700 mm, ενώ οι βροχοπτώσεις είναι σπάνιες από τον Ιούνιο μέχρι τον Αύγουστο (Sidiropoulos *et al.* 2012). Το Θεσσαλικό Πεδίο που αποτελεί το μεγαλύτερο τμήμα του υδατικού διαμερίσματος, είναι τεκτονικό βύθισμα που περιβάλλεται από τις οροσειρές Ολύμπου-Καμβουνίων στα βόρεια, Πίνδου στα δυτικά, Όθρυος στα νότια και Πηλίου-Όσσας στα ανατολικά.

Πριν το 1960, η λίμνη Κάρλα θεωρούνταν, ως ένα από τα πιο σημαντικά συστήματα της περιοχής, που χρησιμοποιούνταν ως φυσικός ταμιευτήρας για την αποθήκευση νερού και τον εμπλουτισμό των υπόγειων υδάτων. Κατά συνέπεια, εξαιτίας της σημασίας της ανασύστασης αυτού του υδάτινου συστήματος και της αλλαγής των περιβαλλοντικών συνθηκών που προκαλούνται από ανθρωπογενείς δραστηριότητες, θεωρήθηκε ως μεγάλης σημασίας περιβαλλοντικό έργο (Papadimitriou *et al.* 2013).

Ο ταμιευτήρας της Κάρλας ανήκει στο υδατικό διαμέρισμα Θεσσαλίας (με κωδικό EL08) και στη λεκάνη απορροής Πηνειού, έκτασης 11.062 Km<sup>2</sup> (με κωδικό ΛΑΠ EL0816). Ο εν λόγω ταμιευτήρας έχει έκταση 34,92 Km<sup>2</sup> (Υπουργείο Περιβάλλοντος & Ενέργειας, Ειδική Γραμματεία Υδάτων 2017). Κατά την επεξεργασία των δεδομένων φυτοπλαγκτού για την εφαρμογή της Μεσογειακής μεθόδου ταξινόμησης με βάση το φυτοπλαγκτό στις τεχνητές λίμνες (Tsiaoussi *et al.*

2016a - Σχέδιο διαχείρισης Λεκανών Απορροής Ποταμών Υδατικού Διαμερίσματος Θεσσαλίας), οι ταμιευτήρες κατατάχθηκαν σε τύπους L-M5/7 και L-M8, με βάση το γεωλογικό υπόβαθρο και την τυπολογία που προτάθηκε από τον πρώτο κύκλο των σχεδίων διαχείρισης λεκανών απορροής, εξαιρουμένων εκείνων που είχαν μέσο βάθος κατώτερο των 15 m. Ο εν λόγω ταμιευτήρας κατατάσσεται στον τύπο GR-SR , ως τεχνητή λίμνη μέσου βάθους < 15μ. Σύμφωνα με την 1<sup>η</sup> Αναθεώρηση του Σχεδίου Διαχείρισης Λεκανών Απορροής του υδατικού διαμερίσματος Θεσσαλίας, ο ταμιευτήρας της Κάρλας χαρακτηρίζεται από κακή οικολογική κατάσταση και από άγνωστη χημική κατάσταση (ΥΠΕΝ 2017).



Εικόνα 5: Υδρολιθολογικός χάρτης υδατικού διαμερίσματος Θεσσαλίας. ΥΠΕΝ 2017

Ο ταμιευτήρας της Κάρλας ανήκει στο Ευρωπαϊκό οικολογικό δίκτυο Natura 2000 με κωδικό GR 1430007 «Περιοχή ταμιευτήρων πρώην Λίμνης Κάρλας» και έχει χαρακτηριστεί ως «Ζώνη Ειδικής Προστασίας (ΖΕΠ)» (Special Protection Areas - SPA) για την Ορνιθοπανίδα, όπως ορίζονται στην Οδηγία 79/4009/ΕΚ «για τη

διατήρηση των άγριων πτηνών» (ΦΕΚ459/2010). Είναι περιοχή μεγάλης σημασίας για τα μεταναστευτικά, τα διαχειμάζοντα και τα αναπαραγόμενα υδρόβια, παρυδάτια, αρπακτικά και είδη των ανοιχτών θαλασσών (Χριστόπουλος 2009).

Το έργο της επαναδημιουργίας της λίμνης Κάρλας έχει κυρίως περιβαλλοντικό χαρακτήρα και αφορά στη δημιουργία μιας μεγάλης υγροτοπικής έκτασης 68.000 στρεμμάτων. Στόχος του έργου είναι:

- Η περιβαλλοντική αναβάθμιση της ευρύτερης περιοχής.
- Η αποτελεσματική αντιπλημμυρική προστασία της ευρύτερης περιοχής
- Ο βαθμιαίος εμπλουτισμός του υπόγειου υδροφόρου ορίζοντα των παρακάρλιων περιοχών.
- Η εξεύρεση επαρκών ποσοτήτων πόσιμου νερού από γεωτρήσεις για την ενίσχυση της ύδρευσης του πολεοδομικού συγκροτήματος μείζονος περιοχής Βόλου.
- Η αναμενόμενη αλλαγή του μικροκλίματος της περιοχής.
- Η ήπια αγροτουριστική ανάπτυξη της περιοχής.

Στο συγκεκριμένο ταμειυτήρα πραγματοποιήθηκε εκτίμηση των συγκεντρώσεων των φωτοσυνθετικών χρωστικών με δύο τρόπους:

- α) Με επιτόπιες δειγματοληψίες νερού (*in situ* μετρήσεις) και
- β) Με τη χρήση της τηλεπισκόπησης (remote sensing)

## 2.2 *In situ* μετρήσεις

Οι σταθμοί δειγματοληψίας στον ταμιευτήρα της Κάρλας επιλέχθηκαν λαμβάνοντας υπόψη την αντιπροσωπευτικότητά τους στο λιμναίο οικοσύστημα καθώς και τη δυνατότητα πρόσβασης σε αυτούς. Κατά το χρονικό διάστημα Μάιο έως και Σεπτέμβριο του 2019, οι δειγματοληψίες νερού πραγματοποιήθηκαν στον ταμιευτήρα της Κάρλας, σε τρία επιλίμνια σημεία αναφοράς στις τοποθεσίες «Αριάνη» με συντεταγμένες σημείου 39.49888 N και 22.77978 E, «Παρατηρητήριο» με συντεταγμένες σημείου 39.51421 N και 22.84462 E και «σήραγγα 2Τ» με συντεταγμένες σημείου 39.47274 N και 22.85620 E. Η δειγματοληψία γινόταν τις ημέρες που δεν υπήρχε νεφοκάλυψη και κατά τις πρωινές ώρες (9:30-12:30), χρονικό διάστημα αντίστοιχο με τις λήψεις εικόνων από τον δορυφόρο Sentinel 3. Το πρωτόκολλο δειγματοληψίας περιελάμβανε 33 δείγματα νερού, 1000ml νερό ανά δείγμα σε πλαστικό δοχείο, δηλ. 11 δείγματα από κάθε σημείο αναφοράς. Στη συνέχεια γινόταν μέτρηση των φυσικοχημικών παραμέτρων και συγκεκριμένα της θερμοκρασίας του νερού, του pH και της αγωγιμότητας με θερμόμετρο, πεχάμετρο και αγωγιμόμετρο αντίστοιχα και ακολουθούσε η διαδικασία της διήθησης.

### 2.2.1 Ποσοτικός προσδιορισμός χλωροφύλλης-α (chl-a)

Η χλωροφύλλη-α συναντάται σε όλα τα φωτοσυνθετικά βακτήρια (εκτός από προχλωρόφυτα) και φυτά. Για τον προσδιορισμό της χλωροφύλλης-α των δειγμάτων, χρησιμοποιήθηκε όγκος 200 ml από κάθε δείγμα νερού, διήλθε μέσω ηθμών

WhatmanGF/C(0.7-μm) σε κενό (συσκευή διήθησης νερού) (Kurmayer & Kormas 2017). Τα φίλτρα διατηρήθηκαν σε αλουμινόχαρτο, όπου αναγραφόταν η ημερομηνία, το σημείο δειγματοληψίας και η χρωστική και καταψύχθηκαν μέχρι τη στιγμή της ανάλυσης. Ακολούθησε η εκχύλιση της χλωροφύλλης-α από τον ηθμό, με διάλυμα ακετόνης 95% σύμφωνα με τη μέθοδο A.P.H.A. 1989 (American Public Health Association, Standard methods for Examination of water and waste water) και στη συνέχεια πραγματοποιήθηκε φυγοκέντρηση. Έπειτα, καταγράφηκε η απορρόφηση του διαλύματος στα 630 nm, 647 nm, 664 nm και 750 nm (A.P.H.A. 1989). Η τελική συγκέντρωση της χλωροφύλλης-α (σε μg/l) προσδιορίστηκε σύμφωνα με την εξίσωση προσδιορισμού των Jeffrey & Humphrey (1975):

$$Chla = Ca * V_{ex} * V_{sample}^{-1},$$

Όπου,

$V_{ex}$  = όγκος δείγματος που μετρήθηκε σε λίτρα

$V_{sample}$  = όγκος δείγματος που διηθήθηκε σε λίτρα

και

$$Ca = 11.85 * (OD'664) - 1.54 * (OD'647) - 0.08 * (OD'630)$$

Όπου

$OD'664$  = Απορρόφηση 664- Απορρόφηση 750

$OD'647$  = Απορρόφηση 647- Απορρόφηση 750

$OD'630$  = Απορρόφηση 630- Απορρόφηση 750

## 2.2.2. Ποσοτικός προσδιορισμός φυκοκυανίνης

Η φυκοκυανίνη είναι μία μπλε φωτοσυνθετική χρωστική που ανήκει σε μία ομάδα πρωτεϊνών που δεσμεύουν φως και ονομάζονται phycobiliproteins (PBPs). Ο

κύριος ρόλος τους είναι η φωτοσυνθετική τους ικανότητα. Τα PBP's είναι υδατοδιαλυτά και έντονα φθορίζοντα. Η φυκοκυανίνη συναντάται ως κύρια χρωστική (>10% των συνολικών χρωστικών) στα κυανοφύκη και κρυπτοφύκη, και ως ιχνοστοιχείο στα ροδόφυτα. Είναι υδατοδιαλυτή και έχει μοριακό βάρος μεταξύ 70 και 110 kDa. Το φάσμα απορρόφησής της είναι μεταξύ 615 – 620 nm.

Απορροφά το κόκκινο και το πορτοκαλί στα μήκη κύματος μεταξύ 610 και 630 nm (μέγιστο απορρόφησης στα 620nm) και εκπέμπει στα μήκη κύματος από 600 έως 700 nm (μέγιστο εκπομπής στα 647 nm). Στα εσωτερικά ύδατα, η φυκοκυανίνη συνδέεται με τα κυανοβακτήρια και μπορεί να χρησιμοποιηθεί ως δείκτης της βιομάζας τους.

Ο ποσοτικός προσδιορισμός της φυκοκυανίνης, που περιέχονταν στα δείγματα του νερού, πραγματοποιήθηκε φασματοφωτομετρικά. Όγκος νερού (200 ml) διήλθε μέσω ηθμών υάλου (Whatman glass fiber filters) (0.7μm διαμέτρου, 47mm πάχους) σε κενό (συσκευή διήθησης νερού). Τα φίλτρα διατηρήθηκαν σε αλουμινόχαρτο, όπου αναγραφόταν η ημερομηνία, το σημείο δειγματοληψίας και η αντίστοιχη χρωστική και καταψύχθηκαν μέχρι τη στιγμή της ανάλυσης. Ακολούθησε η εκχύλιση της φυκοκυανίνης από τους ηθμούς, με διάλυμα φωσφορικών αλάτων 10mM (pH=7) και στη συνέχεια η φυγοκέντρωση (Sarada *et al.* 1999). Ο προσδιορισμός πραγματοποιήθηκε φωτομετρικά (φασματοφωτόμετρο HACH 3900). Καταγράφηκε η απορρόφηση του διαλύματος στα 615nm, 652 nm. Η τελική συγκέντρωση της φυκοκυανίνης (σε μg/l) προσδιορίστηκε σύμφωνα με την παρακάτω εξίσωση (Sarada *et al.* 1999):

$$C_{\text{phys}} = (OD_{615} - 0.474 * OD_{652}) / 5.34 \text{ (}\mu\text{g/l)}$$

όπου OD<sub>615</sub> η απορρόφηση στα 615 nm και OD<sub>652</sub> η απορρόφηση στα 652 nm

### 2.3. Δορυφορικές μετρήσεις

Όσον αφορά τις δορυφορικές μετρήσεις, αυτές πραγματοποιήθηκαν με την επεξεργασία εικόνων του δορυφόρου Sentinel-3. Τα χαρακτηριστικά του αναφέρονται παρακάτω:

#### Χαρακτηριστικά του Sentinel-3

- Χωρική διακριτική ικανότητα (Spatial resolution)
  - Η χωρική ανάλυση είναι στα 300 μέτρα
  - Είναι το μέγεθος του μικρότερου χαρακτηριστικού που μπορεί να ανιχνευτεί στην επιφάνεια της γης
    - διαφορετική ανάλογα με τη γωνία παρατήρησης
    - μικρότερη στα άκρα της εικόνας
- Φασματική διακριτική ικανότητα (Spectral resolution)
  - αριθμός καναλιών (21 κανάλια)
  - εύρος καναλιών (450 -900 nm)

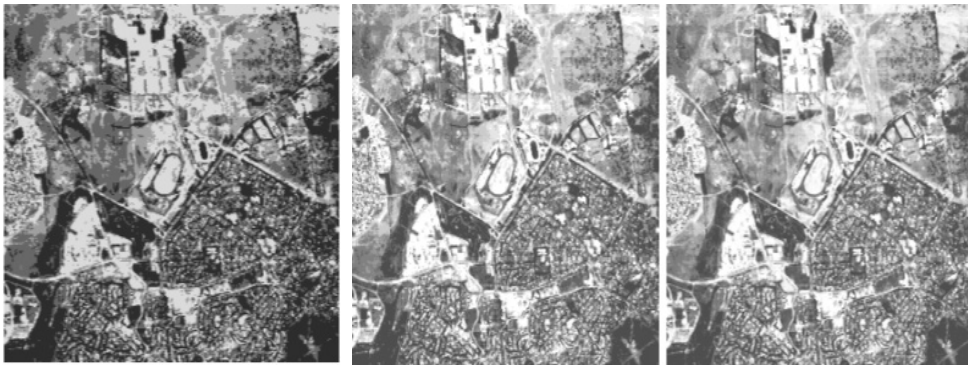
δορυφόρος	Αριθμός καναλιών	Εύρος καναλιών	Ορατό φάσμα
Sentinel 3	21	450-900 nm	Blue band 450-515 nm Green band 525-605 Red band 640-690 near-infrared 750-900

Πίνακας 1. Εύρος φασματικών καναλιών.



- Ραδιομετρική διακριτική ικανότητα

Τα ραδιομετρικά χαρακτηριστικά περιγράφουν την πραγματική πληροφορία που περιέχεται σε μία εικόνα. Κατά την αποτύπωση μίας εικόνας, η ευαισθησία της στην ένταση της ανακλώμενης ενέργειας καθορίζει τη ραδιομετρική ικανότητα. Η ραδιομετρική ικανότητα περιγράφει την ικανότητα ενός συστήματος να καταγράφει διαφορές στην ισχύ του σήματος. Τα δεδομένα μιας εικόνας αντιπροσωπεύονται από ψηφιακές τιμές που μεταβάλλονται από 0 έως μία τιμή  $X$  παράγωγη στη δύναμη του 2 ( $X^2$ ). Η αύξηση της ραδιομετρικής ικανότητας προκαλεί ανάλογη αύξηση των διαβαθμίσεων του γκρι στην εικόνα και επομένως έχουμε μεγαλύτερη διακριτική ικανότητα των στόχων (Παρχαρίδης 2015).



(α) 4 bits

(β) 8 bits

(γ) 16 bits

Εικόνα 7. (α)  $2^4$  (β)  $2^8$ , (γ)  $2^{16}$  επίπεδα του γκρι, Ισαάκ Παρχαρίδης, 2015

Αρχές δορυφορικής τηλεπισκόπησης

Η ραδιομετρική ικανότητα του δορυφόρου Sentinel-3 είναι 12 bits.

- Χρονική διακριτική ικανότητα
  - η συχνότητα επανεπίσκεψης της ίδιας περιοχής (1-3 ημέρες)
  - πλάτος λωρίδας σάρωσης (1270 km)

Ο δορυφόρος Sentinel-3 είναι μία ευρωπαϊκή αποστολή παρακολούθησης της γης που αποτελείται από 2 δορυφόρους: Τον Sentinel-3A που δρομολογήθηκε στις 16 Φεβρουαρίου 2016 και τον Sentinel-3B που δρομολογήθηκε στις 25 Απριλίου 2018.

Οι εν λόγω δορυφόροι έχουν σχεδιαστεί για επταετή λειτουργικό χρόνο για το Ευρωπαϊκό περιβαλλοντικό πρόγραμμα *Copernicus*.

Το συγκεκριμένο πρόγραμμα έχει ένα ευρύ πεδίο εφαρμογών όπως παρακολούθηση κλιματικών αλλαγών, αειφόρο ανάπτυξη, προστασία χερσαίου & θαλάσσιου περιβάλλοντος, παρακολούθηση υδάτων λιμνών και ποταμών, διαχείριση αστικών περιοχών, τοπικό και περιφερειακό σχεδιασμό, γεωργία, δασολογία, ιχθυολογία, υγεία, μεταφορές, πολιτική προστασία και τουρισμό, κ.ά.

### 2.3.1 Προσδιορισμός δεικτών χλωροφύλλης-α και φυκοκυανίνης

Σε ότι αφορά τη μεθοδολογία, πραγματοποιήθηκε λήψη εικόνων χωρίς νεφοκάλυψη από την εφαρμογή Copernicus Online Data Access από τον αισθητήρα Ocean and Land Color Instrument (OLCI) του δορυφόρου Sentinel-3 επιπέδου 1 και πλήρους ανάλυσης (300\*300m pixel size). Ο αισθητήρας OLCI έχει βασική συνεισφορά στην παρακολούθηση των εσωτερικών υδάτων. Τα S3 OLCI L1 είναι τοποθετημένα στην κορυφή της ακτινοβολίας της ατμόσφαιρας, αφού έχουν περάσει τους ποιοτικούς ελέγχους, την ραδιομετρική βαθμονόμηση με την κατηγοριοποίηση των εικονοστοιχείων, και την ατμοσφαιρική διόρθωση (Alikas *et al.* 2020). Η επεξεργασία των εικόνων έγινε με το ελεύθερο λογισμικό SNAP (Sentinel Application Platform v 6.0). Στις εικόνες εφαρμόστηκε μερική ατμοσφαιρική διόρθωση για το

σκεδασμό τύπου Rayleigh. Επεξεργάστηκαν 129 εικόνες χωρίς νεφοκάλυψη από τον Ιανουάριο του 2019 έως και το Σεπτέμβριο του 2019 για τη δημιουργία της χρονοσειράς, από τις οποίες 11 εικόνες χρησιμοποιήθηκαν για συσχέτιση των δεδομένων τους με τα δεδομένα από τις επιτόπιες δειγματοληψίες νερού. Η χρονοσειρά προέκυψε από πιο κεντρικά σημεία του ταμιευτήρα της Κάρλας σε θέσεις αντίστοιχες των 3 σημείων των *in situ* δειγματοληψιών. Για κάθε σημείο χρησιμοποιήθηκαν 4 pixels.

Για να διεξαχθεί η διαδικασία, πραγματοποιήθηκε εκτίμηση της βιομάζας σε σχέση με το ποσοστό κάλυψης της βλάστησης που λαμβάνεται από τις εικόνες που εξάγονται από ένα σύστημα πολυφασματικής απεικόνισης. Η απόδοση των φωτοσυνθετικών χρωστικών υπολογίστηκε χρησιμοποιώντας εικόνες RGB με βάση την ανάκλαση με τη βοήθεια πολυφασματικού συστήματος απεικόνισης. Η διαθέσιμη ακτινοβολία (PAR), η ένταση του ορατού και του εγγύς υπερύθρου φωτός που αντανακλάται από το εδαφικό υπόβαθρο στον χώρο καθορίζεται για να απαριθμήσει τις συγκεντρώσεις της πράσινης βλάστησης στη λίμνη. Από την πλατφόρμα έγινε εξαγωγή δεδομένων και υπολογίστηκε ο δείκτης των φωτοσυνθετικών χρωστικών με τους τύπους:

$$\text{Chl-a} = (1/R_{665} - 1/R_{708}) * R_{753}$$

$$\text{Phycocyanin} = - (R_{681} - R_{665} - (R_{708} - R_{665}) * \{(681) - (665)\}) / \{(708 - (665))\}$$

όπου R= ανακλαστικότητα (reflectance) σε μήκος κύματος  $\lambda$

Στη συνέχεια υπολογίστηκαν οι μέσες ημερήσιες τιμές της χλωροφύλλης-α και της φυκοκυανίνης στις ημερομηνίες που έγινε εξαγωγή των δεδομένων από τον Ιανουάριο έως και το Σεπτέμβριο του 2019. Ειδικότερα, για τη συσχέτιση των

δορυφορικών δεικτών με τις μετρήσεις από τις επιτόπιες δειγματοληψίες, χρησιμοποιήθηκαν δεδομένα από τις ημερομηνίες των δειγματοληψιών. Εικόνες, όπως φαίνονται παρακάτω (εικόνα 8 & εικόνα 9), και σε ημερομηνίες αντίστοιχες με τις ημερομηνίες των δειγματοληψιών (πίνακας 1) χρησιμοποιήθηκαν για την εξαγωγή των δεδομένων, μετά από γεωγραφικό τεμαχισμό (spatial subset) και ατμοσφαιρική διόρθωση (Reyleigh correction).

Οι ημερομηνίες που χρησιμοποιήθηκαν φαίνονται στον παρακάτω πίνακα.

Ημερομηνία δειγματοληψίας	Ημερομηνία εικόνας Sentinel-3
2/5/2019	2/5/2019
15/5/2019	15/5/2019
26/5/2019	26/5/2019
12/6/2019	12/6/2019
24/6/2019	24/6/2019
2/7/2019	2/7/2019
26/7/2019	26/7/2019
22/8/2019	22/8/2019
31/8/2019	31/8/2019
18/9/2019	18/9/2019
30/9/2019	30/9/2019

Πίνακας 2: Ημερομηνίες λήψης εικόνων και λήψης δειγμάτων νερού, Κάρλα 2019.

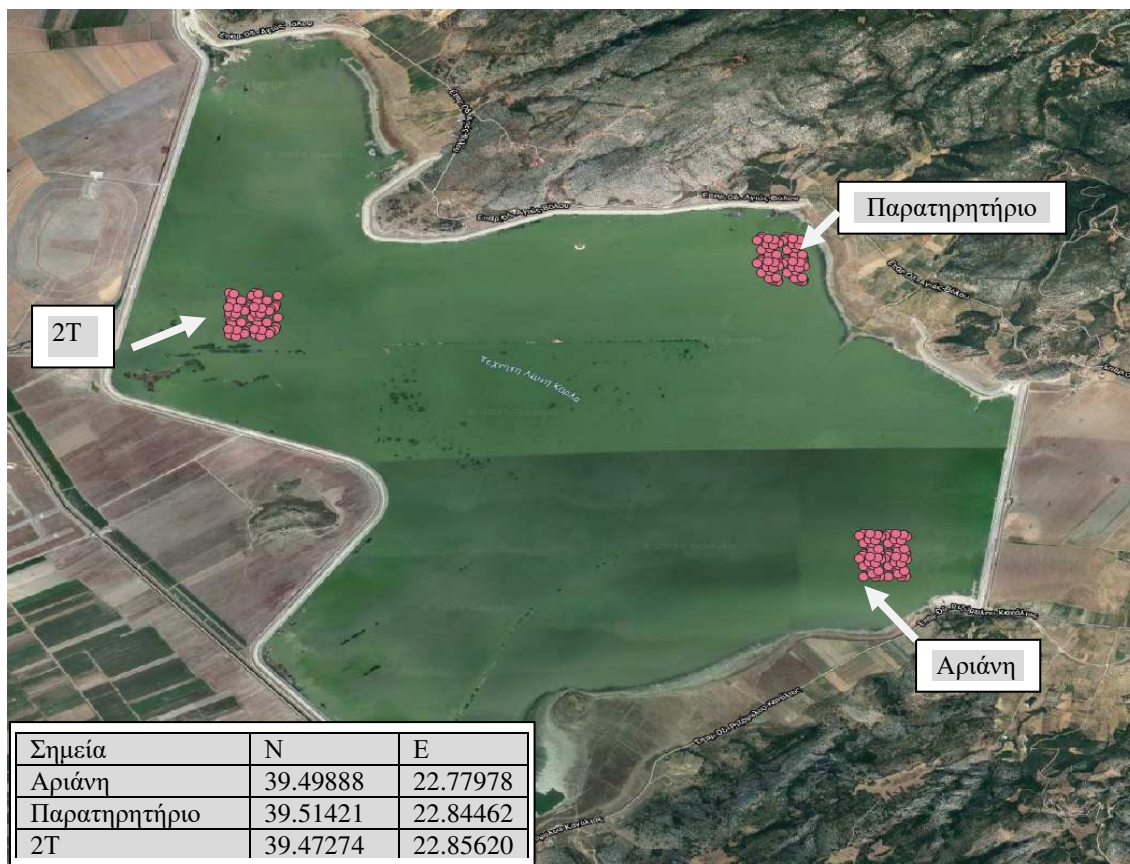


Εικόνα 8. Εικόνα RGB subset μετά από Rayleigh correction, 02/07/2019



Εικόνα 9. Εικόνα RGB subset μετά από Rayleigh correction, 18/09/2019

Τα σημεία λήψης των δορυφορικών δεδομένων φαίνονται στην εικόνα 10.



Εικόνα 10. Σημεία δορυφορικών δεδομένων για συσχέτιση με δειγματοληψίες, Κάρλα 2019.

### 3. ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ-ΣΥΖΗΤΗΣΗ

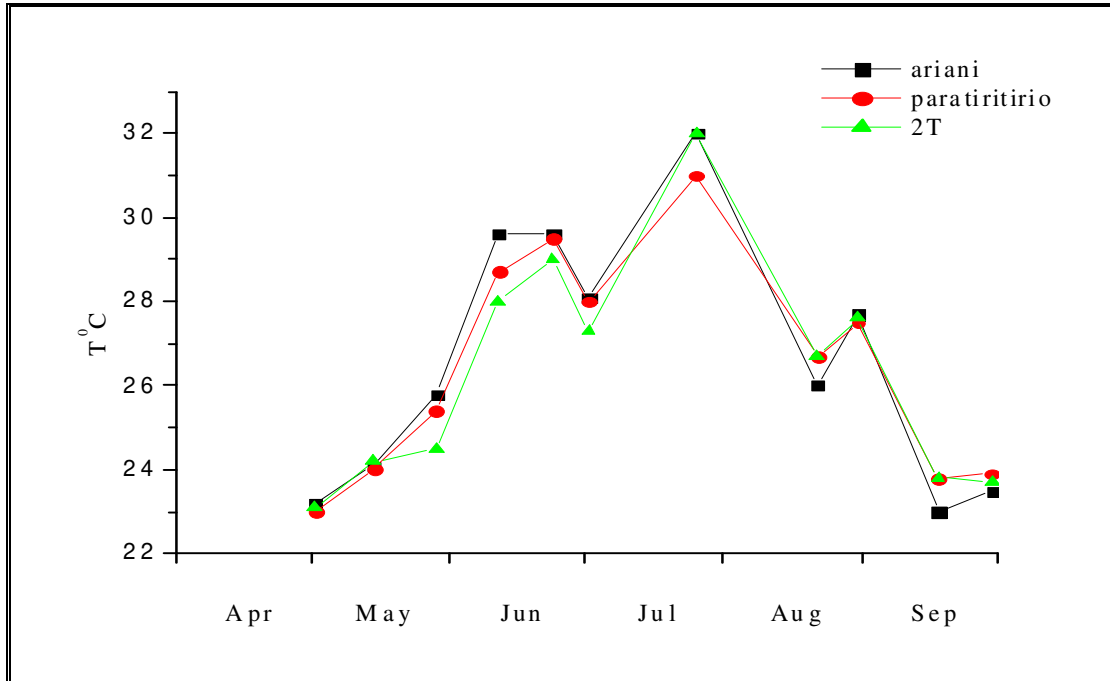
#### 3.1 Αποτελέσματα δειγματοληψιών

##### 3.1.1 Διακύμανσεις φυσικοχημικών παραμέτρων

###### Διακύμανση θερμοκρασίας

Στο διάγραμμα 1 αποτυπώνεται η διακύμανση της θερμοκρασίας του νερού των δειγμάτων που συλλέχθηκαν από τα τρία σημεία της λίμνης. Το εύρος διακύμανσης κυμαίνεται από 23<sup>0</sup> C μέχρι 32<sup>0</sup> C. Η χρονική πορεία του διαγράμματος της θερμοκρασίας και για τα τρία σημεία δειγματοληψίας ήταν ανοδική από τον μήνα Μάιο μέχρι και το μήνα Ιούλιο και στη συνέχεια γίνονταν καθοδική. Οι τιμές της θερμοκρασίας δεν παρουσιάσανε σημαντική διαφορά ανάμεσα στους σταθμούς, ενώ υπήρξε σημαντική διαφορά μεταξύ των μηνών. Η μικρότερη τιμή σημειώθηκε κατά το μήνα Σεπτέμβριο και στα τρία σημεία δειγματοληψίας και ειδικότερα στο σημείο «Αριάνη» και η μέγιστη κατά το μήνα Ιούλιο και στα τρία σημεία δειγματοληψίας και ειδικότερα στα σημεία «Αριάνη» και «2Τ».





Διάγραμμα 1: Διακύμανση θερμοκρασίας νερού. In situ δεδομένα, Κάρλα 2019

Οι υψηλές θερμοκρασίες που παρατηρήθηκαν κατά τη διάρκεια των καλοκαιρινών μηνών ευνοούν την ανάπτυξη της βιομάζας του φυτοπλαγκτού. Είναι ευρέως αποδεκτό ότι, οι αυξανόμενες θερμοκρασίες ευνοούν τη γρήγορη εξάπλωση των ανθίσεων των κυανοβακτηρίων (Paerl, & Huisman 2008, Richardson *et al.* 2018). Αυτό οφείλεται στο ότι τα κυανοβακτήρια έχουν χαρακτηριστικά, τα οποία τους εφοδιάζουν με το πλεονέκτημα της ανθεκτικότητας σε συνθήκες αύξησης της θερμοκρασίας (Carey *et al.* 2012, Mantzouki *et al.* 2016).

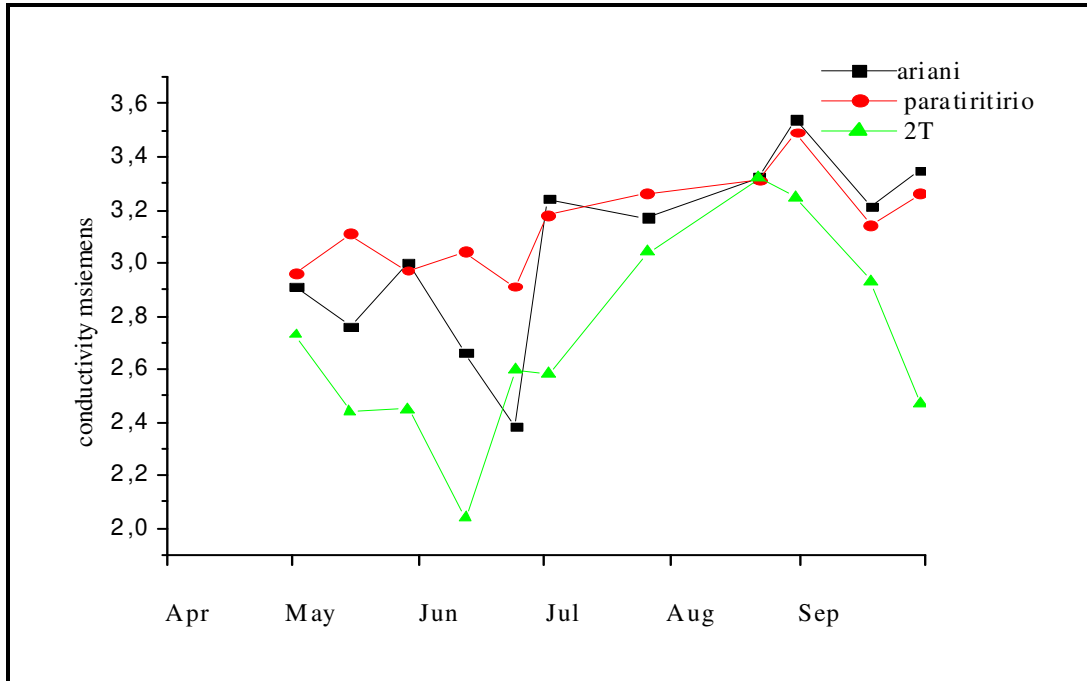
Για παράδειγμα, πολλά είδη κυανοβακτηρίων αγγίζουν τη μέγιστη ανάπτυξή τους σε υψηλότερες θερμοκρασίες από άλλα είδη φυτοπλαγκτού (Butterwick *et al.* 2005, De Senerpont *et al.* 2007, Reynolds 2006) και ευνοούνται από την αύξηση της θερμοκρασίας, τον εσωτερικό κύκλο των θρεπτικών συστατικών (McKee *et al.* 2003) και την σταθερότητα της στήλης ύδατος (Huber *et al.* 2012, Jöhnk *et al.* 2008, Carey *et*



*al.* 2012). Μελέτες βασιζόμενες σε πειράματα (Lürling *et al.* 2017), στο υδάτινο σώμα (Taranu *et al.* 2012, Zhang *et al.* 2012) και στην περιοχή (Beaulieu *et al.* 2013), παρέχουν επαρκής απόδειξη ότι οι υψηλότερες θερμοκρασίες προάγουν αφθονία κυανοβακτηρίων με αποτέλεσμα να επηρεάζουν σημαντικά την ικανότητα μας να ελέγξουμε τις ανθίσεις τους (Havens & Paerl 2015). Η αύξηση της θερμοκρασίας αναμένεται να αυξήσει ραγδαία τον κίνδυνο άνθισης των κυανοβακτηρίων σε παγκόσμια κλίμακα.

#### Διακύμανση αγωγιμότητας

Στο διάγραμμα 2 αποτυπώνεται η διακύμανση της αγωγιμότητας του νερού των δειγμάτων που συλλέχθηκαν από τα τρία σημεία της λίμνης. Το εύρος διακύμανσης κυμαίνεται από 2,04 ms μέχρι 3,54 ms, με αποτέλεσμα η μέγιστη τιμή να είναι 1,5 φορά μεγαλύτερη από την ελάχιστη. Στη θέση «Αριάνη» η μικρότερη τιμή αγωγιμότητας 2,38 ms παρατηρήθηκε το μήνα Ιούνιο, ενώ η μέγιστη 3,54 ms το μήνα Αύγουστο. Στη θέση «Παρατηρητήριο» η ελάχιστη τιμή αγωγιμότητας 2,91 ms καταγράφηκε το μήνα Ιούνιο και η μέγιστη 3,49 ms τον Αύγουστο. Τέλος, στο σημείο «2T» η ελάχιστη τιμή 2,04 ms το μήνα Ιούνιο, ενώ η μέγιστη τιμή 3,32 ms παρατηρήθηκε τον Αύγουστο.



Διάγραμμα 2. Διακύμανση αγωγιμότητας νερού. In situ δεδομένα, Κάρλα 2019

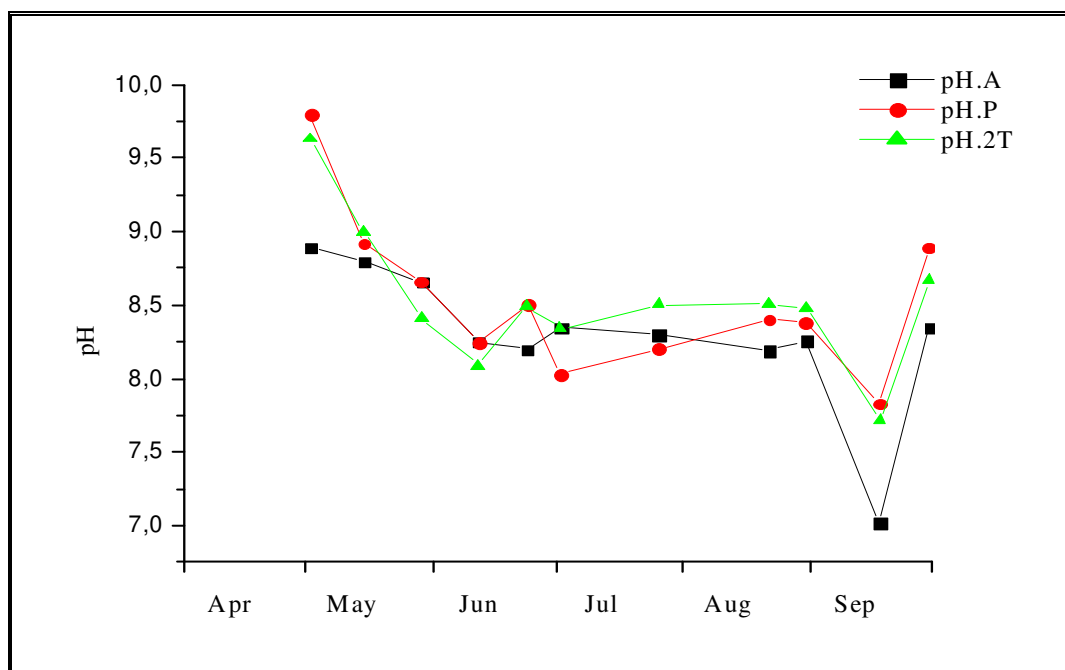
Η διαφορετική εικόνα της έντονης μείωσης της τιμής της αγωγιμότητας που παρατηρείται στην σήραγγα 2T, μπορεί να οφείλεται στον εμπλουτισμό του ταμιευτήρα με νερό του Πηνειού (άνοιγμα θυροφράγματος τη συγκεκριμένη χρονική περίοδο).

Η αγωγιμότητα είναι η θερμοφυσική ιδιότητα του νερού. Τα διασπασμένα ιόντα (ανιόντα και κατιόντα) μέσα στο νερό είναι αγωγοί του ηλεκτρικού ρεύματος. Το διασπασμένο τμήμα ή το διάλυμα του νερού είναι το συνολικό φορτίο, το οποίο αναφέρεται ως άλατα (total dissolved solids-TDS). Τα διασπασμένα ιόντα μέσα στο νερό αυξάνουν την αλατότητα καθώς επίσης και την αγωγιμότητα και για το λόγο αυτό οι 2 μετρήσεις είναι στενά συνδεδεμένες. Γενικά, η αγωγιμότητα και η αλατότητα αυξάνονται με το βάθος. Η συμπεριφορά της αγωγιμότητας στη θερμοκρασία του νερού είναι αποδεδειγμένη. Έχει βρεθεί ότι η αγωγιμότητα αυξάνεται με τη θερμοκρασία του νερού και η αλατότητα μπορεί να αυξηθεί εξαιτίας διαφόρων παραγόντων. Η γεωλογία μιας περιοχής (έδαφος και βραχώδεις επιφάνειες) καθορίζει την ποσότητα και τον τύπο

των ιόντων, τα οποία απελευθερώνονται μέσα στο νερό και ρέουν διαμέσου αυτού. Η αλατότητα μπορεί επίσης να αυξηθεί λόγω των ατμοσφαιρικών εναποθέσεων και των ανθρώπινων δραστηριοτήτων (Rajib *et al.* 2005).

### Διακύμανση pH

Στο διάγραμμα 3 αποτυπώνεται η διακύμανση του pH του νερού των δειγμάτων που συλλέχθηκαν από τα τρία σημεία της λίμνης. Το εύρος διακύμανσης κυμαίνεται από 7,02 μέχρι 9,8. Δεν παρατηρήθηκαν μεγάλες διακυμάνσεις στις τιμές του pH μεταξύ των σημείων δειγματοληψίας. Στη θέση «Αριάνη» η μικρότερη τιμή 7,02 σημειώθηκε κατά το μήνα Σεπτέμβριο, ενώ η μέγιστη 8,89 κατά το μήνα Μάιο. Στη θέση «Παρατηρητήριο» η ελάχιστη τιμή 7,83 παρατηρήθηκε το Σεπτέμβριο, ενώ η μέγιστη 9,8 το μήνα Μάιο. Τέλος, στη θέση «2Τ» η ελάχιστη τιμή 7,72 παρατηρήθηκε κατά το μήνα Σεπτέμβριο και η μέγιστη 9,63 κατά το μήνα Μάιο.



Διάγραμμα 3. Διακύμανση τιμών pH νερού. In situ δεδομένα, Κάρλα 2019

Η μέτρηση του pH είναι μία από τις σημαντικότερες μετρήσεις κατά την αξιολόγηση της ποιότητας του νερού ενός λιμναίου οικοσυστήματος. Είναι μια βασική μεταβλητή, που μειώνεται με την οξίνιση και συχνά αυξάνεται από τον ευτροφισμό. Οι υψηλές τιμές του καθορίζονται από τη φύση των βροχοπτώσεων και των χιονοπτώσεων και από τη φύση της λεκάνης απορροής. Επίσης, επηρεάζεται από την ποσότητα της φωτοσύνθεσης κατά τη διάρκεια της ημέρας και μπορεί να ποικίλλει καθημερινά κατά δύο έως τρεις μονάδες, που συχνά φτάνουν σε πολύ υψηλές τιμές το απόγευμα (Maberley & Spence 1983, Madsen TV & Sand-Jensen 1991).

Αλκαλικές τιμές pH συναντάμε σε περιπτώσεις έντονης φωτοσυνθετικής δραστηριότητας – ευτροφισμός (κατά τη φωτοσύνθεση το φυτοπλαγκτόν μειώνει τη συγκέντρωση του CO<sub>2</sub> του νερού), σε περιπτώσεις ρύπανσης της λίμνης με αλκαλικές ουσίες (απορρυπαντικά, από αστικά και βιομηχανικά απόβλητα κ.ά.) και σε αυξημένες συγκεντρώσεις ασβεστίου, νατρίου και μαγνησίου. Το pH του νερού εξαρτάται από τη θερμοκρασία, την αλατότητα, τις συγκεντρώσεις του CO<sub>2</sub> και του οξυγόνου στο νερό, τη μεταβολική δραστηριότητα των υδρόβιων οργανισμών (φωτοσύνθεση, αναπνοή), τη χημική αποσύνθεση των οργανικών ουσιών και την επίδραση εξωγενών παραγόντων (Νεβεσκιώτης 2010, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας).

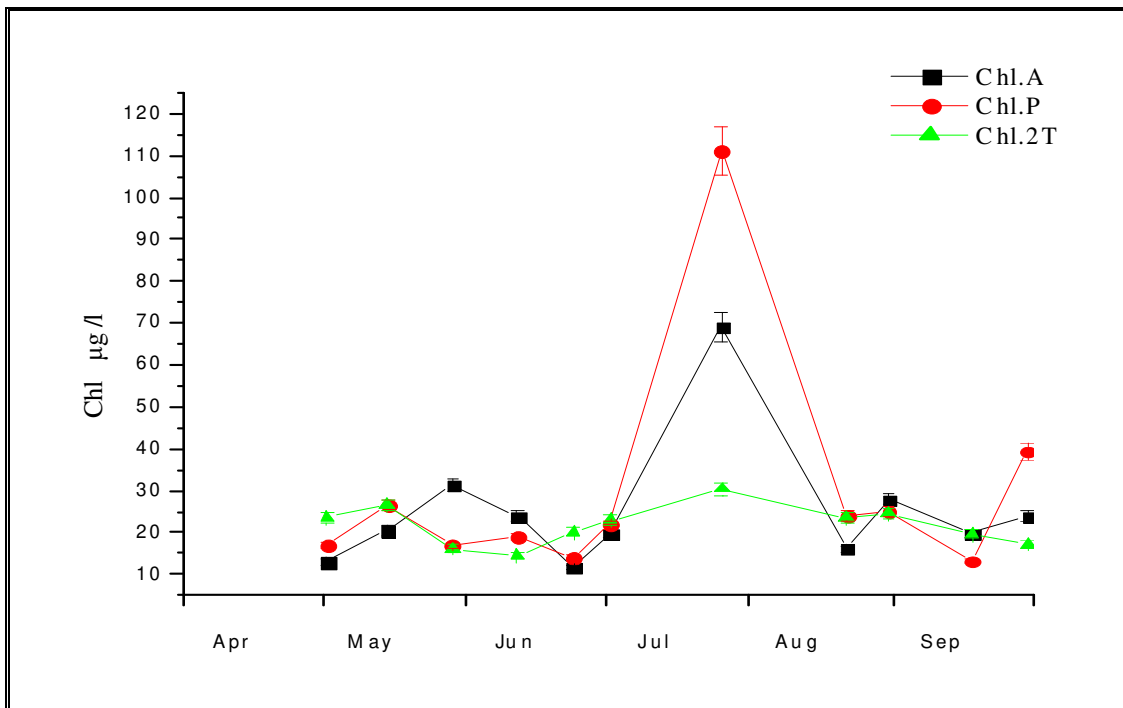
### 3.1.2 Μηνιαίες διακυμάνσεις φωτοσυνθετικών χρωστικών

#### 3.1.2 α. Διακύμανση χλωροφύλλης-α

Η χλωροφύλλη-α ως φωτοσυνθετική χρωστική χρησιμοποιείται συχνά καθώς αποτελεί βασικό δείκτη βιομάζας φυτοπλαγκτού (Mishra *et al.* 2017) που κάνει το νερό

να φαίνεται πράσινο, δεδομένου ότι η χλωροφύλλη-α απορροφά στο μπλε και στις κόκκινες περιοχές του ορατού φάσματος και αντανακλά το πράσινο (Hovis *et al.* 1980).

Στο διάγραμμα 4 αποτυπώνεται η διακύμανση της συγκέντρωσης της χλωροφύλλης-α στα δείγματα του νερού που συλλέχθηκαν από τα τρία σημεία της λίμνης. Το εύρος διακύμανσης κυμαίνεται από 11,62 (μg/l) μέχρι 111,10 (μg/l) . Στη θέση «Αριάνη» η χαμηλότερη τιμή 11,62 μg/l σημειώθηκε κατά το μήνα Ιούνιο, ενώ η μέγιστη 69,14 μg/l τον Ιούλιο. Στη θέση «Παρατηρητήριο» η ελάχιστη τιμή 13,19 μg/l παρατηρήθηκε το μήνα Σεπτέμβριο, ενώ η μέγιστη τιμή 111,10 μg/l τον Ιούλιο. Τέλος, στο τρίτο σημείο δειγματοληψίας, στη γέφυρα «2T» η ελάχιστη τιμή 14,50 μg/l σημειώθηκε το μήνα Ιούνιο και η μέγιστη 30,35 μg/l το μήνα Ιούλιο.



Διάγραμμα 4: Δειγματοληψίες in situ. Συγκέντρωση χλωροφύλλης-α σε μg/l, Οι τιμές είναι μέσοι όροι και ± η τυπική απόκλιση του μέσου. Κάρλα 2019

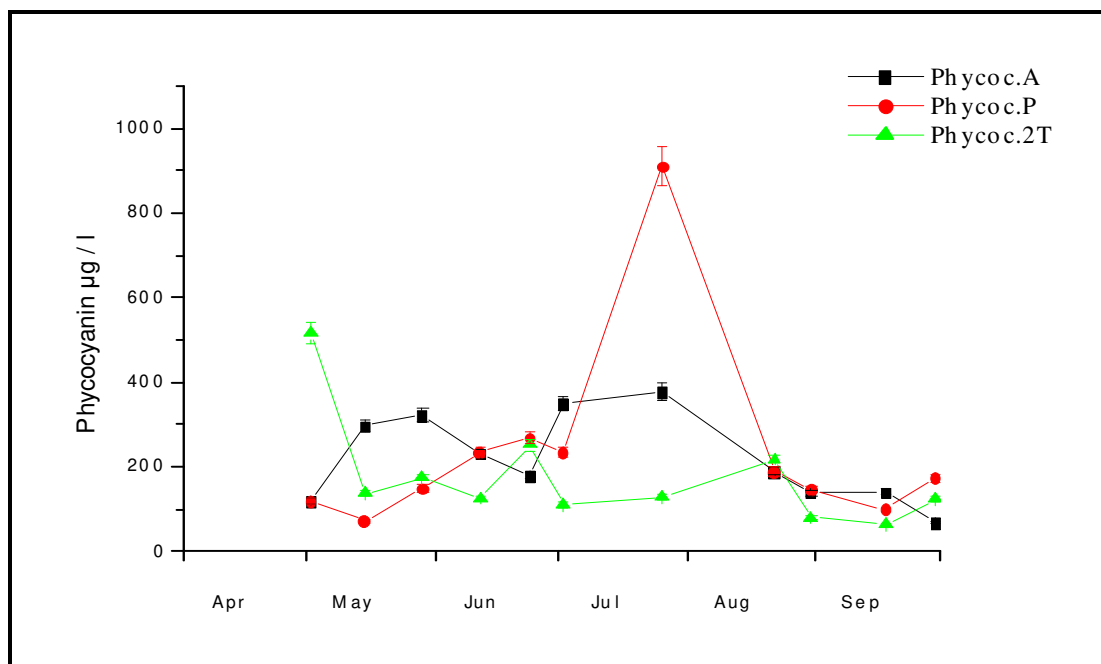
Η συγκέντρωση της χλωροφύλλης-α δεν παρουσίασε μεγάλες διακυμάνσεις μεταξύ των τριών σημείων δειγματοληψίας, παρά μόνο στο δίμηνο Ιουλίου-Αυγούστου. Ειδικότερα, τα επίπεδα των συγκεντρώσεων της χλωροφύλλης-α ήταν σημαντικά αυξημένα κατά το δίμηνο Ιουλίου-Αυγούστου, συγκριτικά με τις συγκεντρώσεις της χλωροφύλλης τους υπόλοιπους μήνες της δειγματοληπτικής περιόδου. Η μέγιστη τιμή σημειώθηκε στη θέση «Παρατηρητήριο» και η ελάχιστη στη θέση «Αριάνη». Οι τιμές της χλωροφύλλης-α ήταν σημαντικά υψηλότερες στο «Παρατηρητήριο» και στην «Αριάνη» σε σχέση με το σημείο δειγματοληψίας «2Τ». Αυτό μπορεί να συμβαίνει διότι στα σημεία δειγματοληψίας «Αριάνη» και «Παρατηρητήριο» το βάθος του ταμιευτήρα είναι μικρότερο, η φωτοσυνθετική του δραστηριότητα μεγαλύτερη με αποτέλεσμα να έχουμε μεγαλύτερες τιμές χλωροφύλλης-α. Αντίστοιχο παράδειγμα, στη λίμνη Παμβώτιδα των Ιωαννίνων σε 4 σταθμούς δειγματοληψιών νερού, διαπιστώθηκε ότι η συγκέντρωση της χλωροφύλλης-α παρουσίασε σημαντικά αυξημένες τιμές σε ένα σταθμό δειγματοληψίας(ίδιος σταθμός) σε σχέση με τους υπόλοιπους κατά τους μήνες Ιούνιο και Αύγουστο (Διπλωματική εργασία Παπιγγιώτη 2013).

Οι τιμές της συγκέντρωσης της χλωροφύλλης-α μπορούν να αλλάξουν σε δύο περιπτώσεις: (α) όταν ισχυρές βροχοπτώσεις μεταφέρουν αδιάλυτα οργανικά υλικά ή (β) κατά τη διάρκεια των ανθίσεων φυτοπλαγκτού. Ειδικότερα, οι ανθίσεις των κυανοβακτηρίων μπορεί να είναι ετερογενείς χωρικά και η βιομάζα να ποικίλλει δύο έως τρεις τάξεις μεγέθους μέσα σε μερικές εκατοντάδες μέτρα.

### 3.1.2 β. Διακύμανση φυκοκυανίνης

Στο διάγραμμα 5 αποτυπώνεται η διακύμανση της συγκέντρωσης της φυκοκυανίνης του νερού των δειγμάτων που συλλέχθηκαν από τα τρία σημεία του

ταμειυτήρα. Το εύρος διακύμανσης κυμαίνεται από 63,81(μg/l) μέχρι 910,62(μg/l) . Στο σημείο «Αριάνη» η μικρότερη τιμή 68,26 (μg/l) σημειώθηκε τον Σεπτέμβριο, ενώ η μέγιστη τιμή 377,48 (μg/l) το μήνα Ιούλιο. Στο σημείο «Παρατηρητήριο» η ελάχιστη τιμή 71,96 (μg/l) παρατηρήθηκε το μήνα Μάιο, ενώ η μέγιστη τιμή 910,62(μg/l) τον Ιούλιο. Τέλος, στο σημείο «2T» η ελάχιστη τιμή 63,81 (μg/l) σημειώθηκε το Σεπτέμβριο και η μέγιστη τιμή 516,65 (μg/l) παρατηρήθηκε το μήνα Μάιο. Η συγκέντρωση της φυκοκυανίνης δεν παρουσίασε την ίδια πορεία και στα τρία σημεία δειγματοληψίας. Μεγάλη συγκέντρωση της φυκοκυανίνης σημαίνει ανάπτυξη κυανοβακτηριακών ανθίσεων. Κυανοβακτηριακές ανθίσεις αναπτύσσονται σε ζεστά, στρωματοποιημένα νερά, όπου επικρατούν μικρής έντασης άνεμοι και μικρή διαύγεια νερού (Sellner 1997, Carmichael 2008, Paerl & Huisman 2008). Στη θέση «Παρατηρητήριο» σημειώθηκε μεγάλη αύξηση της συγκέντρωσής της το χρονικό διάστημα Ιουλίου-Αυγούστου, σε αντίθεση με τις συγκεντρώσεις της φυκοκυανίνης στη θέση «Αριάνη», όπου σημείωσαν πιο ήπια ανοδική πορεία, ενώ οι τιμές της συγκέντρωσης της φυκοκυανίνης στη θέση «2T» παρουσίασαν καθοδική πορεία το δίμηνο Ιουλίου-Αυγούστου.

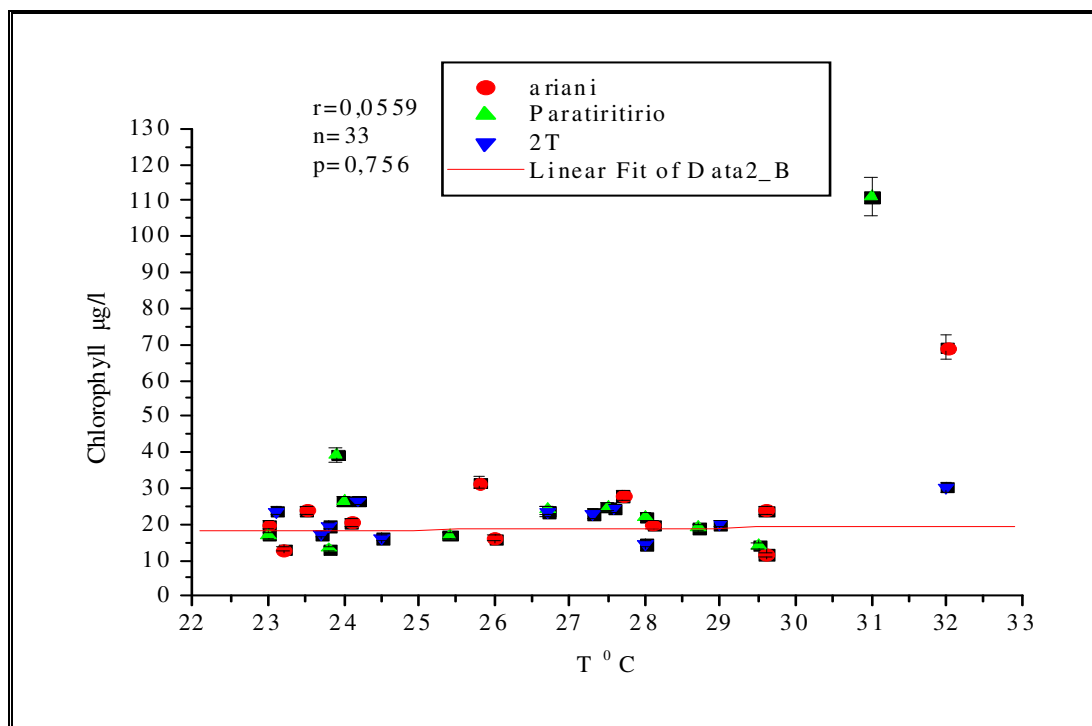


Διάγραμμα 5: Δειγματοληψίες in situ. Συγκέντρωση φυκοκυανίνης σε µg/l, Οι τιμές είναι μέσοι όροι και  $\pm$  η τυπική απόκλιση του μέσου. Κάρλα 2019

### 3.1.2.γ. Διακυμάνσεις φωτοσυνθετικών χρωστικών σε σχέση με τις φυσικοχημικές παραμέτρους

Στο διάγραμμα 6 αποτυπώνονται οι συγκεντρώσεις της χλωροφύλλης-α σε σχέση με τις διακυμάνσεις της θερμοκρασίας. Ο συνολικός αριθμός δειγμάτων ήταν 33, ο συντελεστής συσχέτισης  $R=0,0559$  με όριο εμπιστοσύνης  $p=0,756$ .

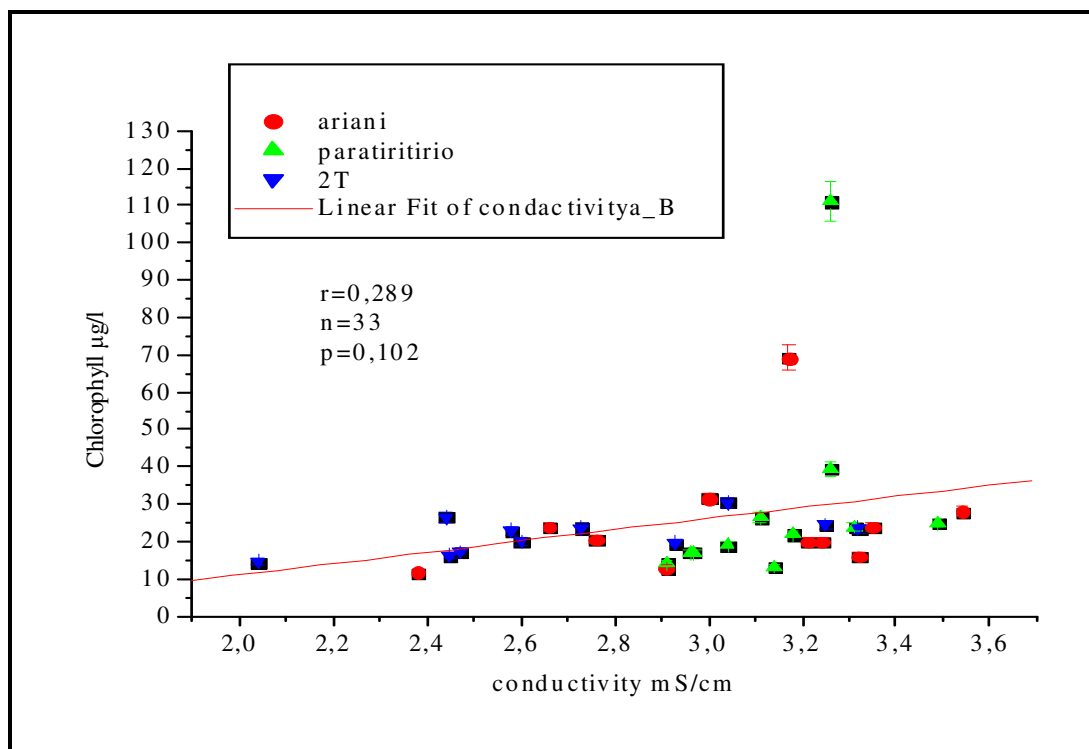




Διάγραμμα 6: Συσχέτιση συγκεντρώσεων χλωροφύλλης με τις τιμές θερμοκρασίας. *in situ* δεδομένα, Κάρλα 2019

Σε ότι αφορά τη συσχέτιση των συγκεντρώσεων της χλωροφύλλης-α με τις τιμές της θερμοκρασίας, από τα αποτελέσματα των *in situ* δεδομένων βρέθηκε ότι δεν υπάρχει συσχέτιση μεταξύ τους. Ειδικότερα, για το εύρος τιμών της θερμοκρασίας από 23°C έως 30°C δεν παρατηρήθηκε με την αύξηση της θερμοκρασίας ταυτόχρονη αύξηση ή μείωση στις τιμές των συγκεντρώσεων της χλωροφύλλης-α. Επιπλέον, οι ακραίες τιμές μπορεί να επηρεάσουν το βαθμό συσχέτισης των 2 μεταβλητών.

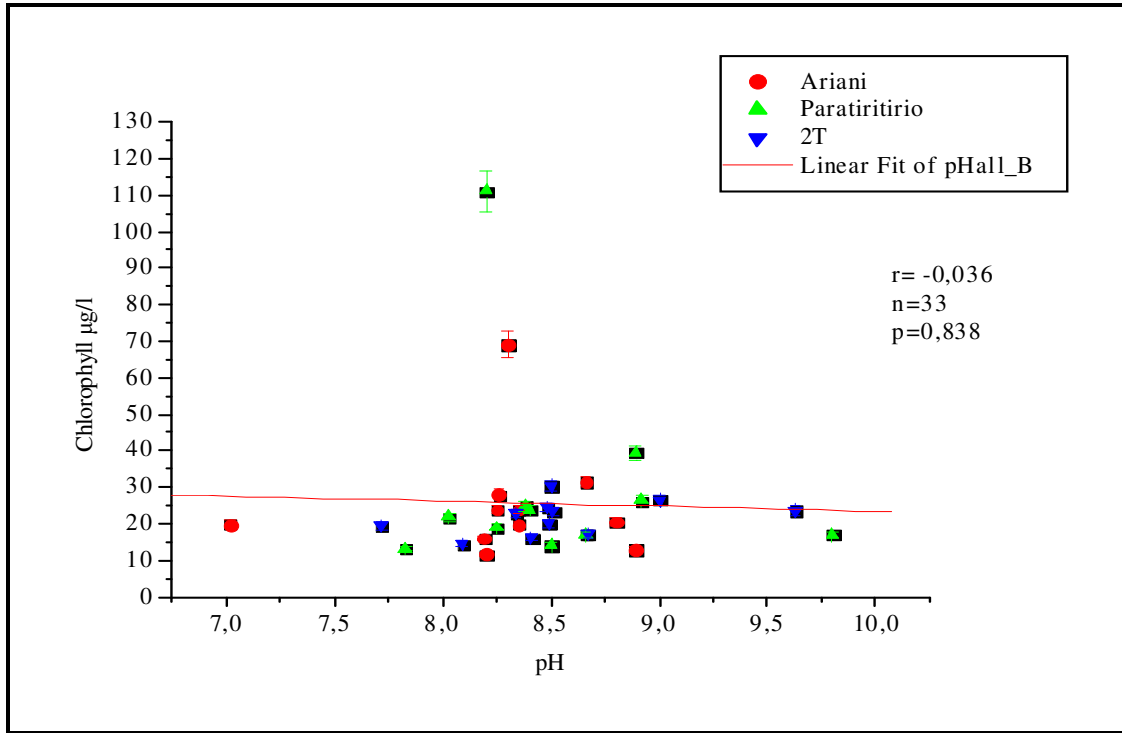
Στο διάγραμμα 7 αποτυπώνονται οι συγκεντρώσεις της χλωροφύλλης-α με τις τιμές της αγωγιμότητας που μετρήθηκαν στα δείγματα νερού.



Διάγραμμα 7: Συσχέτιση συγκεντρώσεων χλωροφύλλης με τις τιμές αγωγιμότητας. *in situ* δεδομένα, Κάρλα 2019

Σε ότι αφορά τη συσχέτιση των συγκεντρώσεων της χλωροφύλλης-α με τις τιμές της αγωγιμότητας, από τα αποτελέσματα των *in situ* δεδομένων βρέθηκε ότι δεν υπάρχει συσχέτιση μεταξύ τους. Αντίστοιχα δεν παρατηρήθηκε συµμεταβολή των 2 μεταβλητών.

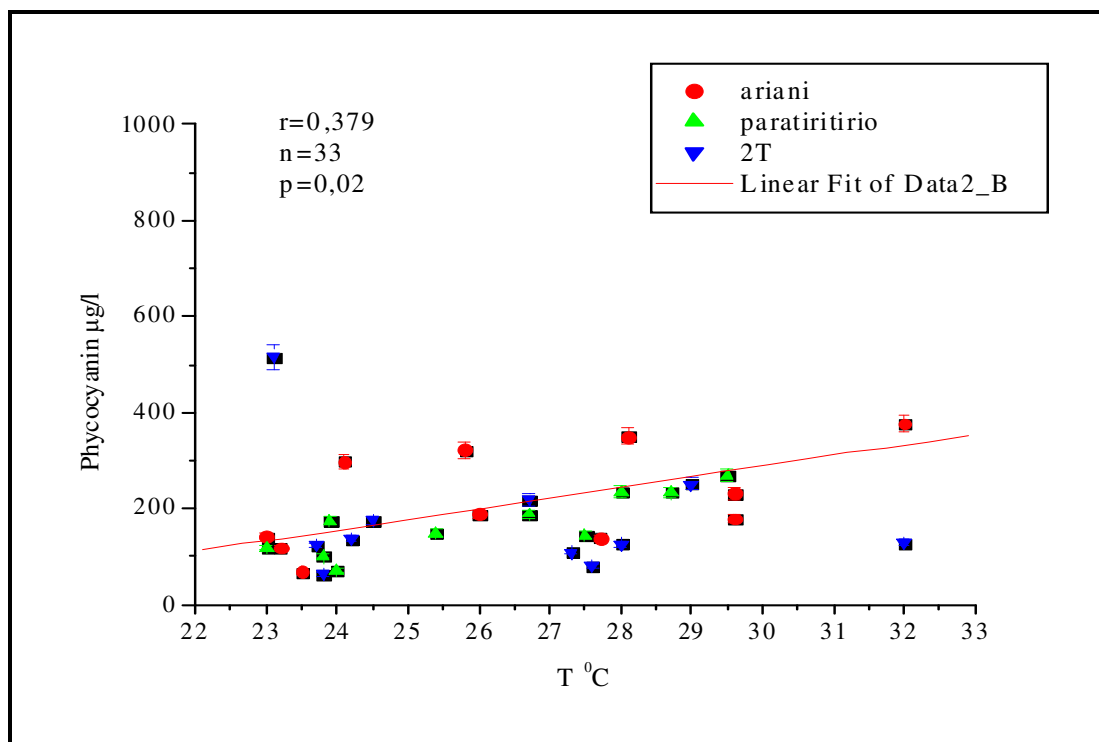
Στο διάγραμμα 8 αποτυπώνονται οι συγκεντρώσεις της χλωροφύλλης-α με τις τιμές του pH που μετρήθηκαν στα δείγματα νερού.



Διάγραμμα 8: Συσχέτιση συγκεντρώσεων χλωροφύλλης-α με τις τιμές pH.  
In situ δεδομένα, Κάρλα 2019

Από το παραπάνω διάγραμμα φαίνεται ότι δεν υπάρχει συσχέτιση των συγκεντρώσεων της χλωροφύλλης-α με τις τιμές του pH, από τα αποτελέσματα των *in situ* δεδομένων. Για το εύρος τιμών του pH από 7,5 έως 9,8 δεν παρατηρήθηκαν έντονες διακυμάνσεις των συγκεντρώσεων της χλωροφύλλης-α στα δείγματα νερού των 3 σημείων δειγματοληψίας και δεν υπήρχε συµμεταβολή των 2 μεταβλητών, δηλαδή με την αύξηση του pH να αυξάνονται ή να μειώνονται ταυτόχρονα και οι τιμές των συγκεντρώσεων της χλωροφύλλης-α.

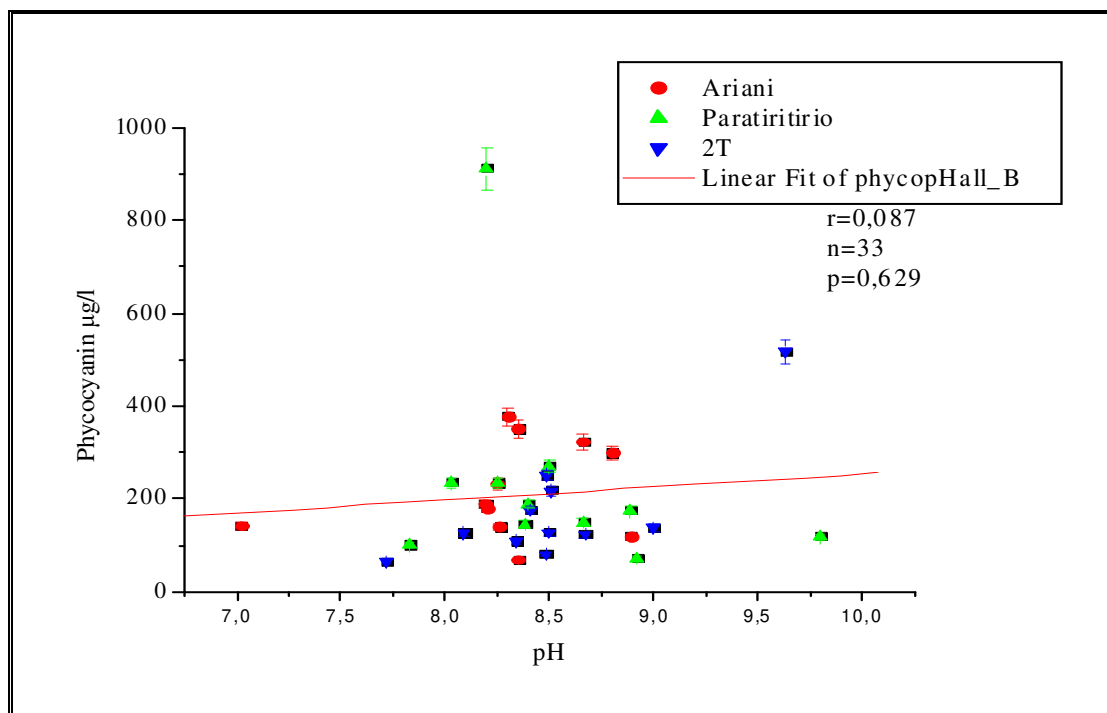
Στο διάγραμμα 9 αποτυπώνονται οι συγκεντρώσεις της φυκοκυανίνης με τις τιμές της θερμοκρασίας που μετρήθηκαν στα δείγματα νερού στα τρία επιλίμνια σημεία.



Διάγραμμα 9: Συσχέτιση συγκεντρώσεων φυκοκυανίνης με τις τιμές θερμοκρασίας. *in situ* δεδομένα, Κάρλα 2019

Από τα αποτελέσματα των *in situ* δεδομένων, προκύπτει ότι υπάρχει στατιστικά θετική συσχέτιση ( $r=0,379$  ,  $p=0,02$ ) των συγκεντρώσεων της φυκοκυανίνης με τις τιμές της θερμοκρασίας του νερού.

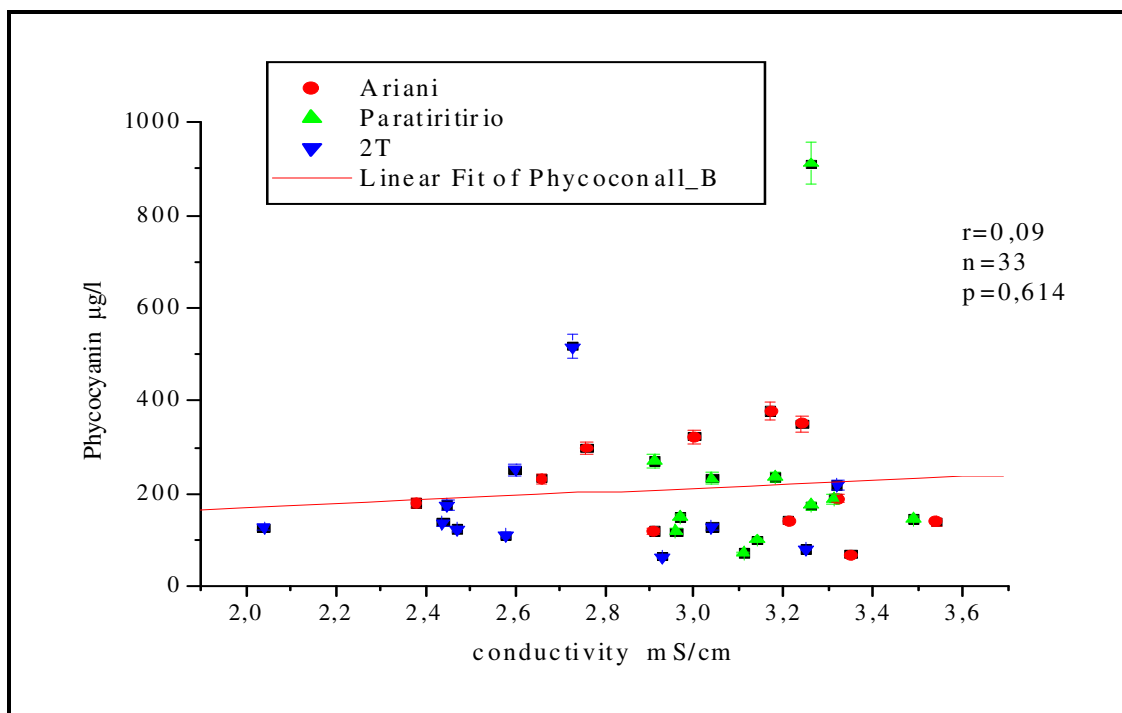
Στο διάγραμμα 10 αποτυπώνονται οι συγκεντρώσεις της φυκοκυανίνης με τις τιμές του pH που μετρήθηκαν στα δείγματα νερού.



Διάγραμμα 10: Συσχέτιση συγκεντρώσεων φυκοκυανίνης με τις τιμές του pH. *in situ* δεδομένα, Κάρλα 2019

Από το παραπάνω διάγραμμα των *in situ* δεδομένων, προκύπτει ότι δεν υπάρχει συσχέτιση μεταξύ των συγκεντρώσεων της φυκοκυανίνης με τις τιμές του pH του νερού ( $r=0,087$ ,  $p=0,629$ ). Στην περίπτωση αυτή δεν υπήρχε συμμεταβολή των μεταβλητών του pH και της φυκοκυανίνης δηλαδή με την αύξηση των τιμών του pH να αυξάνονται ή να μειώνονται ταυτόχρονα οι τιμές των συγκεντρώσεων της φυκοκυανίνης και σ' αυτό ενδέχεται να παίζουν ρόλο οι 2 ακραίες τιμές στις θέσεις «Παρατηρητήριο» και «2T».

Στο διάγραμμα 11 αποτυπώνονται οι συγκεντρώσεις της φυκοκυανίνης με τις τιμές της αγωγιμότητας που μετρήθηκαν στα δείγματα νερού.

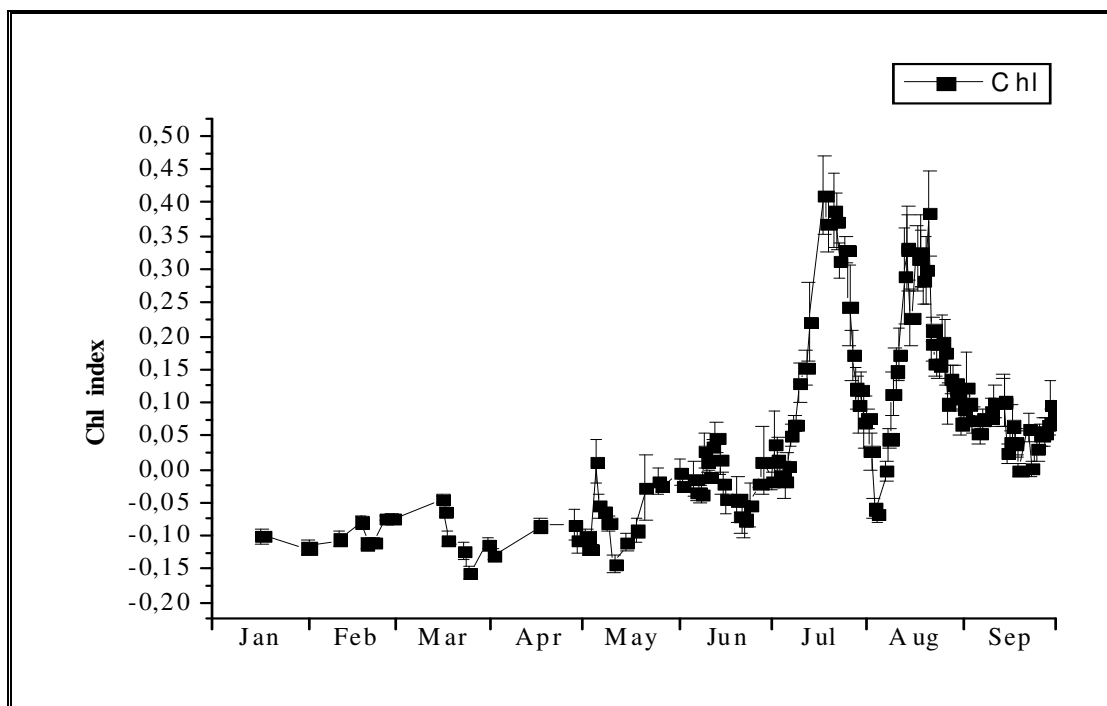


Διάγραμμα 11: Συσχέτιση συγκεντρώσεων φυκοκυανίνης με τις τιμές της αγωγιμότητας, *in situ* δεδομένα, Κάρλα 2019

Από το παραπάνω διάγραμμα των *in situ* δεδομένων, προκύπτει ότι δεν υπάρχει συσχέτιση μεταξύ των συγκεντρώσεων της φυκοκυανίνης με τις τιμές της αγωγιμότητας του νερού ( $r=0,09$ ,  $p=0,614$ ). Αντίστοιχα και στην περίπτωση αυτή, δεν προκύπτει συμμεταβολή των μεταβλητών της αγωγιμότητας και των συγκεντρώσεων της φυκοκυανίνης.

### 3.2 Αποτελέσματα δορυφορικών

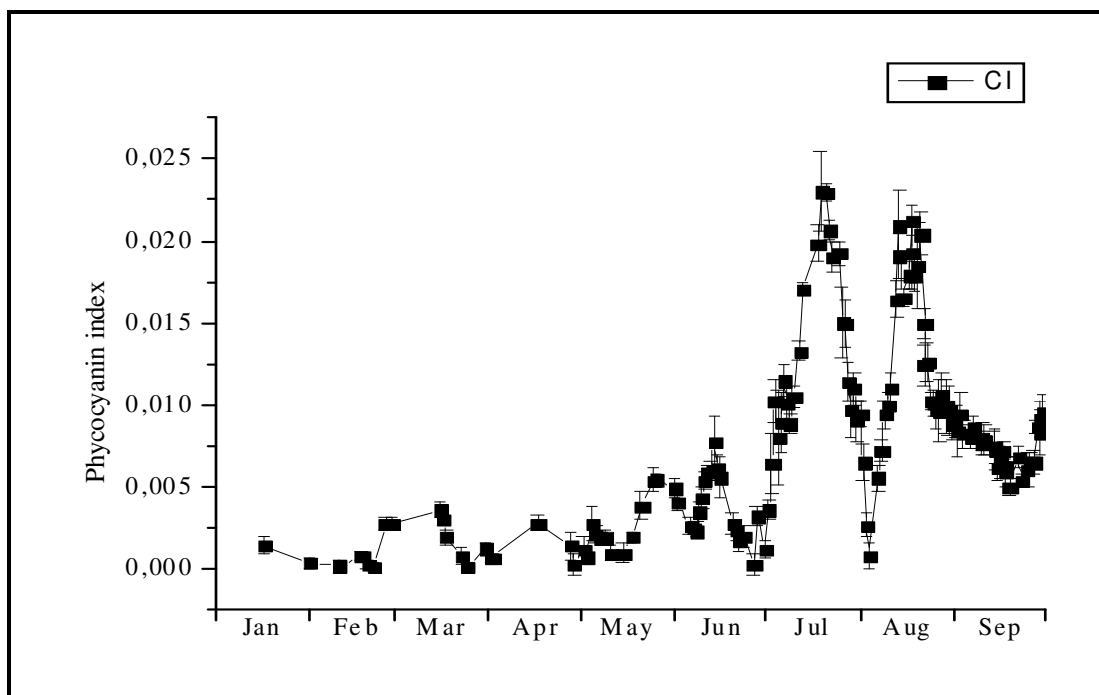
Στο διάγραμμα 12 αποτυπώνεται η διακύμανση της χλωροφύλλης-α των δορυφορικών δεδομένων. Για το χρονικό διάστημα Ιανουάριος έως και Σεπτέμβριος 2019 η ελάχιστη τιμή ( $-0,177$ ) καταγράφεται το μήνα Μάρτιο, ενώ η μέγιστη ( $0,0466$ ) τον Ιούλιο.



Διάγραμμα 12: Τιμές δείκτη χλωροφύλλης-α, Κάρλα 2019.

Οι τιμές είναι μέσοι όροι και  $\pm$  η τυπική απόκλιση του μέσου.

Σε ρηχές λίμνες, η τηλεπισκόπηση της φυκοκυανίνης, ένα χαρακτηριστικό στοιχείο των κυανοβακτηρίων, εξαρτάται από την ακριβή εκτίμηση της απορρόφησης του φυτοπλαγκτού. Οι τιμές της φυκοκυανίνης μετά την επεξεργασία των δορυφορικών εικόνων για το χρονικό διάστημα Ιανουάριος έως και Σεπτέμβριος 2019 φαίνονται στο διάγραμμα 13. Η ελάχιστη τιμή (-0,0076) καταγράφεται το μήνα Φεβρουάριο και η μέγιστη (0,0077) το μήνα Ιούλιο.

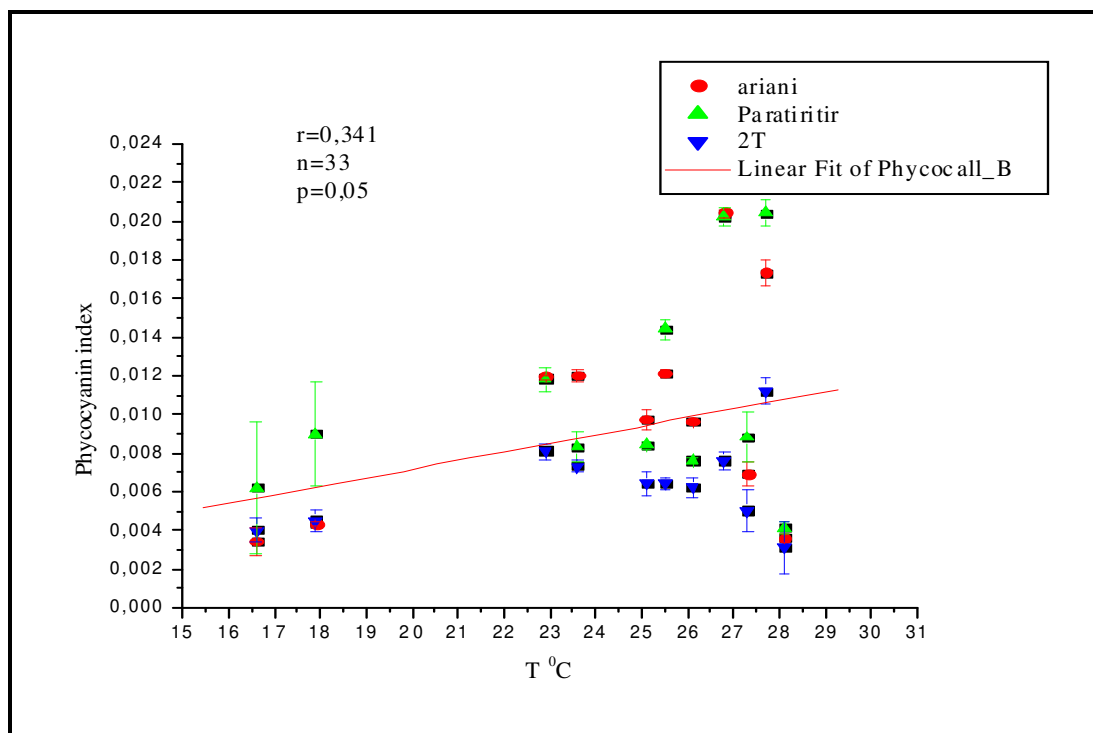


Διάγραμμα 13: Τιμές δείκτη φυκοκυανίνης Κάρλα 2019.

Οι τιμές είναι μέσοι όροι και  $\pm$  η τυπική απόκλιση του μέσου.

Στο διάγραμμα 14 αποτυπώνονται οι τιμές της φυκοκυανίνης με τις τιμές της μέσης ημερήσιας θερμοκρασίας από δορυφορικά δεδομένα (μετεωρολογικός σταθμός Χάλκης). Ο συνολικός αριθμός δειγμάτων ήταν 33, ο συντελεστής συσχέτισης  $r=0,341$  με όριο εμπιστοσύνης  $p=0,05$ .





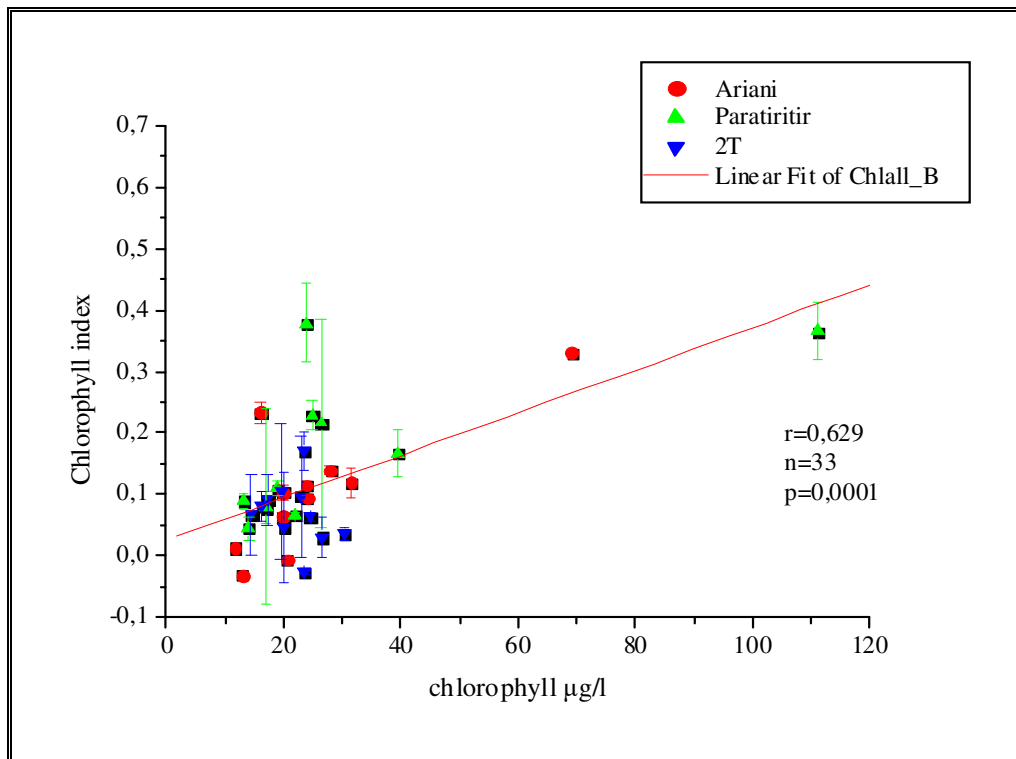
Διάγραμμα 14: Συσχέτιση τιμών φυκοκυανίνης δορυφορικών δεδομένων με τις τιμές μέσης ημερήσιας θερμοκρασίας, Μετεωρολογικός σταθμός Χάλκης.

Από το παραπάνω διάγραμμα προκύπτει ότι υπάρχει οριακά θετική συσχέτιση του δείκτη της φυκοκυανίνης των δορυφορικών δεδομένων με τις τιμές της μέσης ημερήσιας θερμοκρασίας ( $r= 0,341$  ,  $p=0,05$ ). Κατά συνέπεια προκύπτει ότι, όσο αυξάνεται η θερμοκρασία κατά τη θερμή περίοδο του καλοκαιριού, τόσο αυξάνεται και η βιομάζα των κυανοβακτηρίων.

### 3.3 Συσχετίσεις φωτοσυνθετικών χρωστικών

Στο διάγραμμα 15 αποτυπώνεται η συσχέτιση μεταξύ της συγκέντρωσης της χλωροφύλλης-α που μετρήθηκε στα τρία σημεία της λίμνης και του δείκτη χλωροφύλλης-α που υπολογίστηκε από τα δορυφορικά δεδομένα. Ο συνολικός αριθμός

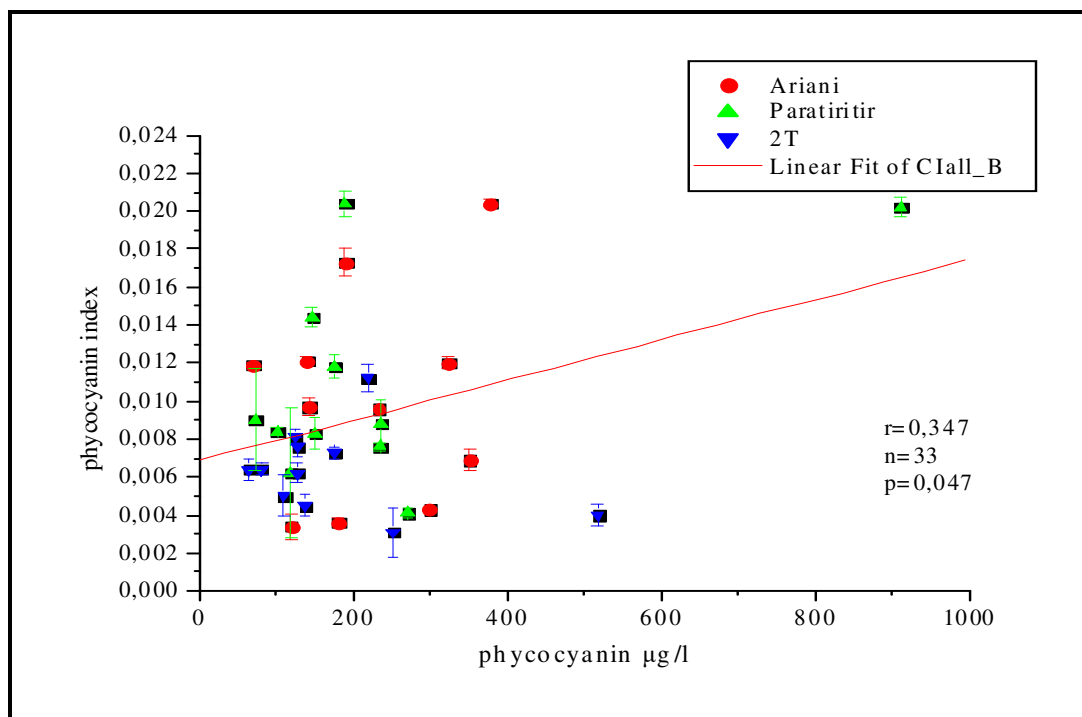
δειγμάτων ήταν 33, 11 δείγματα από κάθε σημείο δειγματοληψίας, ο συντελεστής συσχέτισης είναι  $R=0,629$  με όριο εμπιστοσύνης  $p=0,0001$ .



Διάγραμμα 15. Συσχέτιση συγκεντρώσεων χλωροφύλλης μεταξύ δορυφορικών (Y) και *in situ* δεδομένων (X), Κάρλα 2019

Στατιστικά θετική συσχέτιση παρατηρήθηκε ( $r=0,629$ ,  $p=0,0001$ ) μεταξύ των συγκεντρώσεων της χλωροφύλλης-α από τα *in situ* δεδομένα με τους δείκτες της χρωστικής από τα δορυφορικά δεδομένα.

Στο διάγραμμα 16 αποτυπώνεται η συσχέτιση των συγκεντρώσεων της φυκοκυανίνης του νερού των δειγμάτων που συλλέχθηκαν από τα τρία σημεία της λίμνης με τον δείκτη της εν λόγω χρωστικής. Ο συνολικός αριθμός δειγμάτων ήταν 33, ο συντελεστής συσχέτισης  $r=0,347$  με όριο εμπιστοσύνης  $p=0,047$



Διάγραμμα 16. Συσχέτιση συγκεντρώσεων φυκοκυανίνης μεταξύ δορυφορικών (Y) και *in situ* δεδομένων (X), Κάρλα 2019

Στατιστικά θετική συσχέτιση παρατηρήθηκε ( $r=0,347$ ,  $p=0,047$ ) μεταξύ των συγκεντρώσεων της φυκοκυανίνης από τα *in situ* δεδομένα με τις τιμές του δείκτη της φυκοκυανίνης από τα δορυφορικά.

Τις τρεις τελευταίες δεκαετίες, η δορυφορική τηλεπισκόπηση του χρώματος του ωκεανού, έχει ευρέως χρησιμοποιηθεί σε κοινότητες για επιστημονικές έρευνες και εφαρμογές (McClain 2009), με σκοπό να κατανοήσουμε παγκόσμια και τοπικά τις οπτικές, βιολογικές και βιογεωχημικές ιδιότητες των υδάτων, καθώς και να εκτιμήσουμε τις επιπτώσεις τους στην κλιματική αλλαγή, τους φυσικούς κινδύνους και διάφορες περιβαλλοντικές αλλαγές. Στην πραγματικότητα τα δορυφορικά δεδομένα του χρώματος του ωκεανού παίζουν σημαντικό ρόλο στην παρακολούθηση και στην κατανόηση της ποιότητας του νερού των ωκεανών, των παράκτιων και εσωτερικών υδάτων σε παγκόσμιο επίπεδο.

Το πρόγραμμα Copernicus έχει εξασφαλίσει μία ομάδα από δορυφόρους Sentinel που είναι χρήσιμοι στην παρακολούθηση της ποιότητας του νερού οπτικά από τοπικές σε παγκόσμιες εφαρμογές. Επιπλέον, πρέπει να διασφαλιστεί και σταθερότητα μεταξύ των ραδιομετρικών δορυφορικών δεδομένων, με σκοπό να διασφαλίσει την αξιοπιστία των προϊόντων που προέρχονται από την τηλεπισκόπηση.

Αξιολογώντας τα αποτελέσματα της παρούσας εργασίας διαπιστώνουμε ότι κρίνεται αναγκαίο τα *in situ* δεδομένα να λαμβάνονται από πιο κεντρικά σημεία της λίμνης και όχι από παράκτια, διότι λόγω της ύπαρξης της παράκτιας βλάστησης δεν αναγνωρίζονται από τους δορυφόρους ως υδάτινο σώμα αλλά ως χερσαίο, με αποτέλεσμα να μην προκύπτουν οι καλύτερες εκτιμήσεις σε σχέση με τις πραγματικές τιμές. Τα δεδομένα αυτά θα αποτελέσουν ουσιαστικό εργαλείο για τη συστηματική παρακολούθηση της κατάστασης των υδάτων του ταμιευτήρα.

Οι μελλοντικές προοπτικές για τη χρήση και ανάπτυξη μοντέλων τηλεπισκόπησης σχετίζονται με την ανάπτυξη βιο-οπτικών μοντέλων για την ταυτοποίηση των επιβλαβών κυανοβακτηριακών ανθίσεων (cyanobacterial harmful algal blooms- CHABs). Σε όσες περισσότερες περιπτώσεις μελέτης χρησιμοποιείται επιτυχώς ένα μοντέλο και αναλόγως με το γεωγραφικό εύρος των περιοχών και την τελική επιτυχή εφαρμογή του, χαρακτηρίζεται ως «global model» σε αντιδιαστολή με τον όρο «local model» (Ψιλοβίκος 2005). Τελικά, οι έγκυρες χρονοσειρές σε συνδυασμό με τα ενημερωμένα και ρυθμισμένα μοντέλα μπορούν να οδηγήσουν σε μια βελτιωμένη κατανόηση του υδατικού ισοζυγίου και επιπλέον σε πιο αποδοτικά προγράμματα παρακολούθησης .

Αυτά τα μοντέλα θα μπορούσαν να εφαρμοστούν σε νέες τεχνολογίες παρακολούθησης, που βασίζονται σε διαδικτυακή βάση αποθήκευσης δεδομένων για

επεξεργασία εικόνας με σκοπό τη γεωχωρική ανάλυση παγκόσμιας κλίμακας (Gorelick *et al.* 2017). Η χρήση αυτής της τεχνολογίας για την παρακολούθηση των CHABs μέσω τηλεπισκόπησης μπορεί να διευκολύνει την παρακολούθηση της ποιότητας νερού με τη χρήση της τηλεπισκόπησης. Αυτό θα μπορούσε επίσης να χρησιμοποιηθεί ως ένα ισχυρό εργαλείο για τη διαχείριση των υδάτινων πόρων, ειδικά σε χώρες όπου δεν υπάρχουν προγράμματα παρακολούθησης της ποιότητας των υδάτων.

Ωστόσο, δεν έχουν όλοι οι αισθητήρες / δορυφόροι τη δυνατότητα εκτίμησης της φυκοκυανίνης λόγω της φασματικής ανάλυσης. Εφόσον η τηλεπισκόπηση της ποιότητας του νερού βασίζεται σε στενά φασματικά χαρακτηριστικά απορρόφησης, οι αισθητήρες με μεγαλύτερες φασματικές ζώνες δεν είναι χρήσιμοι για την αναγνώριση τέτοιων χαρακτηριστικών. Οι Sentinel 3A και 3B είναι οι μόνοι δορυφόροι που θα μπορούσαν να χρησιμοποιηθούν για την ακριβή εκτίμηση της φυκοκυανίνης, η οποία έχει χρησιμοποιηθεί ως δείκτης των επιβλαβών κυανοβακτηριακών ανθίσεων (CHABs) (Simis *et al.* 2005, Ogashawara *et al.* 2013).

Σύμφωνα με τους Stumpf *et al.* το 2016 η χρήση δορυφορικών εικόνων για τον ποσοτικό προσδιορισμό των χωρικών μοτίβων των κυανοβακτηριακών τοξινών έχει πολλές προκλήσεις. Αυτές οι προκλήσεις περιλαμβάνουν την ανάγκη για υποκατάστατες χρωστικές - δεδομένου ότι οι κυανοτοξίνες δεν μπορούν να ανιχνευθούν άμεσα με τηλεπισκόπηση, υπάρχει μεταβλητότητα στη σχέση μεταξύ των χρωστικών και κυανοτοξινών - ειδικά των μικροκυστινών (MC) καθώς και έλλειψη τυποποίησης των διαφόρων μεθόδων μέτρησης. Μια στρατηγική διπλού μοντέλου μπορεί να προσφέρει μια προσέγγιση για την αντιμετώπιση αυτών των προκλήσεων. Ένα μοντέλο χρησιμοποιεί είτε χλωροφύλλη-α (Chl-a) είτε φυκοκυανίνη (PC) που συλλέγεται με *in situ* δειγματοληψίες για την εκτίμηση της συγκέντρωσης

μικροκυστινών. Ο άλλος χρησιμοποιεί έναν αλγόριθμο τηλεανίχνευσης για την εκτίμηση της υποκατάστατης χρωστικής. Όταν οι ανθίσεις είναι μείγματα κυανοβακτηρίων και ευκαρυωτικών φυκών, η εκτίμηση της φυκοκυανίνης με τηλεπισκόπηση προτιμάται σε σχέση με τη χλωροφύλλη-α. Όπου κυριαρχούν τα κυανοβακτήρια, η χλωροφύλλη-α είναι καλύτερο υποκατάστατο από την φυκοκυανίνη για τηλεπισκόπηση. Επιπλέον, η φυκοκυανίνη είναι λιγότερο ευαίσθητη στην ανίχνευση με τηλεπισκόπηση, μετράται λιγότερο συχνά, οι εργαστηριακές μέθοδοι υπολογισμού της δεν είναι ακόμη τυποποιημένες και έχει μεγαλύτερη ενδοκυτταρική μεταβλητότητα. Επομένως, οποιαδήποτε χρωστική ουσία δεν πρέπει να θεωρείται ότι σχετίζεται με τις μικροκυστίνες για οποιοδήποτε υδατικό σύστημα.

## 4.ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ

### 4.1 Συμπεράσματα αποτελεσμάτων

Λαμβάνοντας υπόψη τη χρησιμότητα της ύπαρξης φυσικοχημικών και βιολογικών δεδομένων για την εκτίμηση της ποιότητας του νερού, ειδικά σε υδατικά οικοσυστήματα, όπως οι λίμνες και οι ταμιευτήρες, κατά την εκπόνηση της παρούσας μεταπτυχιακής εργασίας πραγματοποιήθηκε η εκτίμηση περιβαλλοντικών παραμέτρων που συμβάλλουν στην αύξηση της βιομάζας του φυτοπλαγκτού. Παράλληλα πραγματοποιήθηκε και επεξεργασία δορυφορικών εικόνων που χρησιμοποιήθηκαν για τη συσχέτιση των φωτοσυνθετικών χρωστικών (χλωροφύλλη-α και φυκοκυανίνη) με τα αποτελέσματα που προέκυψαν από τις δειγματοληψίες του πεδίου.

Τα αποτελέσματα που προέκυψαν αναλύονται παρακάτω προσφέροντας σημαντικές πληροφορίες.

1. Κατά το μελετούμενο χρονικό διάστημα (Μάιο έως Σεπτέμβριο 2019) στον ταμιευτήρα της Κάρλας δεν συνέβη κάποιο ιδιαίτερο περιβαλλοντικό γεγονός-ακραίο καιρικό φαινόμενο και η εργασία εκπονήθηκε στα πλαίσια της τακτικής παρακολούθησης της ποιότητας του νερού του ταμιευτήρα.
2. Παρατηρήθηκε στατιστικά σημαντική θετική συσχέτιση ( $r=0,629$ ,  $p=0,0001$ ) μεταξύ των συγκεντρώσεων της χλωροφύλλης-α από τα *in situ* δεδομένα με τις τιμές του δείκτη της χρωστικής από τα δορυφορικά δεδομένα.
3. Επίσης, στατιστικά μικρή θετική συσχέτιση παρατηρήθηκε ( $r=0,347$ ,  $p=0,047$ ) μεταξύ των συγκεντρώσεων της φυκοκυανίνης από τα *in situ* δεδομένα με τις τιμές του δείκτη της συγκεκριμένης χρωστικής από τα δορυφορικά δεδομένα.
4. Τέλος, όσον αφορά τη συσχέτιση των συγκεντρώσεων της φυκοκυανίνης με τις τιμές της θερμοκρασίας του νερού, από τα αποτελέσματα των *in situ*

μετρήσεων, προέκυψε ότι υπάρχει στατιστικά θετική συσχέτιση μεταξύ τους. Επίσης, κατά τη χρονική περίοδο Μάιος έως και Σεπτέμβριος του 2019, διαπιστώθηκε οριακή θετική συσχέτιση μεταξύ του δείκτη φυκοκυανίνης των δορυφορικών δεδομένων με τις τιμές της μέσης ημερήσιας θερμοκρασίας αέρα.

Τα δεδομένα που προστίθενται από τα προϊόντα τηλεπισκόπησης όσον αφορά τη συχνότητα και τη συνοπτική παρατήρηση θα μπορούσαν να αποτελέσουν μια σημαντική ολοκλήρωση στις μετρήσεις περιβαλλοντικών παραμέτρων στο οικοσύστημα του ταμιευτήρα της Κάρλας και σε υδρολογικές μοντελοποιήσεις για την παρακολούθηση του νερού της λίμνης για οικολογικούς και διαχειριστικούς σκοπούς.

Η εκτίμηση των οπτικών ιδιοτήτων εσωτερικών υδάτων σε τροπικές και σε περιοχές κοντά στον ισημερινό θα βοηθήσει την επιστημονική κοινότητα να δημιουργήσει μια ισχυρή παγκόσμια βάση δεδομένων που θα μπορούσε να χρησιμοποιηθεί για τη βαθμονόμηση και την επικύρωση των παγκόσμιων μοντέλων. Επομένως, υπάρχει επείγουσα ανάγκη συνεργασίας μεταξύ επιστημόνων από διαφορετικές περιοχές στον κόσμο, προκειμένου να δημιουργηθεί μια βάση δεδομένων των οπτικών ιδιοτήτων των εσωτερικών υδάτων που βρίσκεται σε διαφορετικά γεωγραφικά πλάτη. Η κοινότητα ωκεανογραφίας έχει ήδη μια τέτοια βάση δεδομένων γνωστή ως "NASA bio-Optical Marine Algorithm Dataset" (NOMAD), οι οποίες περιέχουν υψηλής ποιότητας βιο-οπτικά παγκόσμια σύνολα δεδομένων που είναι κατάλληλα για συντονισμό και επικύρωση αλγορίθμων χρωμάτων ωκεανών (Werdell *et al.* 2003). Το πρώτο βήμα για τη λιμνολογική κοινότητα ήταν η δημιουργία βιο-οπτικών μετρήσεων των λιμνών και δεδομένων αντιστοίχισης για τηλεπισκόπηση, ωστόσο, υπάρχει έλλειψη δεδομένων από λίμνες που βρίσκονται στο νότιο ημισφαίριο (Spyrakos *et al.* 2018). Έτσι, η απόκτηση δεδομένων από τροπικά εσωτερικά ύδατα



είναι απαραίτητη για τη δημιουργία μιας τέτοιας παγκόσμιας βάσης δεδομένων που θα επιτρέψει την ανάπτυξη βιο-οπτικών αλγορίθμων για ύδατα σε παγκόσμια κλίμακα. Η επόμενη επιστημονική πρόκληση είναι, να προσδιοριστεί ο τύπος των φυκών και το πόσο επιβλαβή είναι τα ανιχνεύσιμα είδη σε συνδυασμό με την ένταση και την έκταση της άνθισης.

## Βιβλιογραφικές αναφορές

### Ελληνική βιβλιογραφία

- Κυπαρίσσης Α. (2018). Γεωγραφικά Συστήματα Πληροφοριών, Τηλεπισκόπηση.
- Οδηγία 2000/60/ΕΚ Του Ευρωπαϊκού Κοινοβουλίου και του Συμβουλίου της 23ης Οκτωβρίου 2000 για τη θέσπιση πλαισίου κοινοτικής δράσης στον τομέα της πολιτικής των υδάτων (2000/60/ΕΕ). ΕΕ αριθμ. L327, 22.12.2000, σελ 1-71
- Οδηγία 2006/44/ΕΚ του Ευρωπαϊκού Κοινοβουλίου και του Συμβουλίου της 6ης Σεπτεμβρίου 2006 περί της ποιότητας των γλυκών υδάτων που έχουν ανάγκη προστασίας ή βελτιώσεως για τη διατήρηση της ζωής των ιχθύων.
- Οδηγία 79/409/ΕΚ «για τη διατήρηση των άγριων πτηνών»
- Παρχαρίδης Ι. (2015). Αρχές δορυφορικής τηλεπισκόπησης.
- Παναγιωτίδης Π. (2008) Τύποι υδάτινων οικοσυστημάτων. Επιστημονικές σημειώσεις, Διατμηματικό πρόγραμμα σπουδών, Επιστήμη και Τεχνολογία Υδατικών Πόρων, Εθνικό Μετσόβιο Πολυτεχνείο, Αθήνα.
- Παπαρηγορίου Σ. (2010) Σχεδιασμός και εφαρμογή συστήματος παρακολούθησης ποιότητας επιφανειακών και υπόγειων νερών, σύμφωνα με τις Οδηγίες της Ε.Ε. Προσυνεδριακή ΗΕΛΕCO, Περιφερειακό Τμήμα Ηπείρου ΤΕΕ. Ιωάννινα.
- Παπανίκος Ν., Ψιλοβίκος Αρ., Σαπουντζής Μ., Ματσιώρη Σ. (2009) Τα έργα επανασύστασης και λειτουργίας της λίμνης Κάρλας (Θεσσαλία) και ο πολλαπλός σκοπός της. Πρακτικά του κοινού Συνεδρίου ΕΥΕ - ΕΕΔΥΠ, Ολοκληρωμένη Διαχείριση Υδατικών Πόρων σε Συνθήκες Κλιματικών Αλλαγών, Τόμος Ι, σελ. 59 - 66, Βόλος, Μάιος 2009
- Παπιγγιώτη Ελεονώρα (2013). Παρακολούθηση της οικολογικής κατάστασης της λίμνης Παμβώτιδας (Ιωάννινα) με χρήση χημικών και βιολογικών παραμέτρων εκτίμησης της υδατικής ρύπανσης.
- Tsiaoussi et al. 2016a, ΥΠΕΚΑ (2015) Σχέδιο Διαχείρισης των λεκανών απορροής ποταμών του Υδατικού Διαμερίσματος Θεσσαλίας (GR08) (ΦΕΚ 2561 Β' /25-9-2014).
- ΥΠΕΚΑ (2017). ΚΥΑ 50743 (ΦΕΚ Β' 4432/2017) «Αναθεώρηση εθνικού καταλόγου περιοχών του Ευρωπαϊκού Οικολογικού Δικτύου Natura 2000».
- ΥΠΕΧΩΔΕ (2002). Γενική Διεύθυνση Περιβάλλοντος, Διεύθυνση Περιβαλλοντικού Σχεδιασμού, Τμήμα Διαχείρισης Φυσικού Περιβάλλοντος,

Ειδική Περιβαλλοντική Μελέτη Κάρλας - Μαυροβούνιου – Κεφαλόβρυσου Βελεστίνο, Τεύχος I & II, Αθήνα 2002.

- Χριστόπουλος Α. (2009) Σχέδιο δράσης για τη Ζώνη Ειδικής Προστασίας «GR1430007 Περιοχή ταμιευτήρων πρώην Λίμνης Κάρλας». Δημαλέξης, Α. Μπούσμπουρας, Δ., Καστρίτης, Θ., Μανωλόπουλος Α. (Επιστημονικός συντονισμός προγράμματος). Πρόγραμμα επαναξιολόγησης 69 σημαντικών περιοχών για τα πουλιά για τον χαρακτηρισμό τους ως Ζωνών Ειδικής Προστασίας της Οрниθοπανίδας. ΥΠΕΧΩΔΕ, Αθήνα, σελ 4-51

### **Ξενογλώσση βιβλιογραφία**

- Agha R. *et al.* ( 2012). Multi-scale strategies for the monitoring of freshwater cyanobacteria: reducing the sources of uncertainty. *Water Research* 46(9): 3043–3053.
- Beaulieu M. *et al.* (2013). Nutrients and water temperature are significant predictors of cyanobacterial biomass in a 1147 lakes data set. *Limnology and Oceanography*, 58, 1736–1746. <https://doi.org/10.4319/lo.2013.58.5.1736>
- Beaver J.R. *et al.* (1981). Thermal regimes of Florida lakes. *Hydrobiologia*, 83:267–273
- Binding C.E. (2015). Long term water clarity changes in North America’s Great Lakes from multi-sensor satellite observations. *Limnol. Oceanogr.* 60, 1976e1995.
- BL Kimmel *et al.* (1990). Reservoir limnology. Ecological perspectives.
- Bolgrien D.W. and Brooks A.S. (1992). Analysis of thermal features of Lake Michigan from AVHRR satellite images. *J. Great Lake. Res.* 18, 259e266
- Borges A.V. *et al.* (2015). Divergent biophysical controls of aquatic CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> in the world’s two largest rivers. *Sci. Rep.* 5: 15614. doi:10.1038/srep15614
- Bresciani M. *et al.* (2014). Monitoring blooms and surface accumulation of cyanobacteria in the Curonian Lagoon by combining MERIS and ASAR data. *Remote Sensing of Environment* 146: 124–135.
- Bresciani, M. *et al.* (2016). Earth observation for monitoring and mapping of cyanobacteria blooms. Case studies on five Italian lakes.
- Butcher J. B. *et al.* (2015). Sensitivity of lake thermal and mixing dynamics to climate change. *Climatic Change*, 129(1–2), 295–305.

- Butterwick C. et al. (2005). Diversity in the influence of temperature on the growth rates of freshwater algae, and its ecological relevance. *Freshwater Biology*, 50(2), 291–300. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2004.01317.x>
- Butterwick C. et al. (2005). Diversity in the influence of temperature on the growth rates of freshwater algae, and its ecological relevance. *Freshwater Biology*, 50(2), 291–300. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2004.01317.x>
- C. D. Mobley (1995). The optical properties of water. *Handbook of optics*, vol. 1, pp. 43-41
- Carey C.C. et al. (2012). Eco-physiological adaptations that favour freshwater cyanobacteria in a changing climate. *Water Research*, 46, 1394–1407. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.016>
- Carey C. C. et al. (2012). Eco-physiological adaptations that favour freshwater cyanobacteria in a changing climate. *Water Research*, 46, 1394–1407. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.016>
- Chorus I. & Bartram J. (1999). *Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. Boca Raton, FL: CRC Press.
- Codd G. A. et al. (2005). Cyanobacterial toxins: Risk management for health protection. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 203(3), 264–272. <https://doi.org/10.1016/j.taap.2004.02.016>
- Cole J. J. et al. (2007). Plumbing the global carbon cycle: Integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems* 10: 172–185. doi:10.1007/s10021-006-9013-8
- Cook C.M et al. (2004) Toxic cyanobacteria in Greek Freshwaters,1987-2000: Occurrence, toxicity, and impacts in the Mediterranean region. *Acta Hydroch. Hydrob.* 32: 107-124
- De Senerpont D. L. et al. (2007). Climate-induced shifts in an experimental phytoplankton community: A mechanistic approach. *Hydrobiologia*, 584, 403–413. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-0609-6>
- Dörnhöfer K. et al. (2016). Water Constituents and Water Depth Retrieval from Sentinel-2A—A First Evaluation in an Oligotrophic Lake. *Remote Sens.*, 8, 941.
- Fabry V. J. et al. (2008). Impacts of ocean acidification on marine fauna and ecosystem processes. *ICES J. Mar. Sci.* 65: 414–432. doi:10.1093/icesjms/fsn048

- Galloway J. N. et al. (2004). Nitrogen cycles: Past, present, and future. *Biogeochemistry* 70: 153–226. doi:10.1007/s10533-004-0370-0
- Carmichael W.W. (1992). A status report on planktonic cyanobacteria (blue green algae) and their toxins. U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Monitoring Systems Laboratory, Office of Research and Development.
- Gitelson A. A. (1992). The peak near 700nm on radiance spectra of algae and water: relationship of its magnitude and position with chlorophyll concentration. *Int. J. Remote Sens.*, 13, 3367–3373.
- Gitelson A. A. et al. (2007). Remote chlorophyll-a retrieval in turbid, productive estuaries: Chesapeake Bay case study. *Remote Sens. Environ.*, 109, 464–472.
- Gons H. J. (1999). Optical teledetection of chlorophyll a in turbid inland waters. *Environ. Sci. Technol.*, 3, 1127–1132.
- Gons H. J. et al. (2008). MERIS satellite chlorophyll mapping of oligotrophic and eutrophic waters in the Laurentian Great Lakes. *Remote Sens. Environ.*, 112, 4098–4106.
- Gorelick N. (2017). Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment*, 202, 18-27. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>.
- Havens K. E. & Paerl H. W. (2015). Climate change at a crossroad for control of harmful algal blooms. *Environmental Science & Technology*, 49, 12605–12606. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b03990>
- Hestir E. L. et al. (2015). Measuring freshwater aquatic ecosystems: the need for a hyperspectral global mapping satellite mission. *Remote Sensing of Environment* 167: 181–195.
- Hovis W. et al. (1980). Nimbus-7 Coastal Zone Colour Scanner: system description and initial imagery. *Science*. 210(4465): 60–63 <https://doi.org/10.1007/s10584-015-1326-1>
- Hu C. (2009). A novel ocean color index to detect floating algae in the global oceans. *Remote Sens. Environ.* 113, 2118e2129.
- Hu C. et al. (2010). Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) observations of cyanobacteria blooms in Taihu Lake, China. *Journal of Geophysical Research* 115: C04002.

- Hu C. et al. (2012). Chlorophyll a algorithms for oligotrophic oceans: a novel approach based on three-band reflectance difference. *J. Geophys. Res.* 117,C01011. <https://doi.org/10.1029/2011jc007395>.
- Huber V V. et al. (2012). To bloom or not to bloom: Contrasting responses of cyanobacteria to recent heat waves explained by critical thresholds of abiotic drivers. *Oecologia*, 169, 245–256. <https://doi.org/10.1007/s00442-011-2186-7>
- Hunter P.D. (2009). Using remote sensing to aid the assessment of human health risks from blooms of potentially toxic cyanobacteria. *Environmental Science & Technology*, 43(7), 2627-2633. <http://dx.doi.org/10.1021/es802977u>. PMID:19452927.
- Ishikawa T. & Tanaka M. (1993). Diurnal stratification and its effects on wind-induced currents and water qualities in Lake Kasumigaura, Japan. *Journal of Hydraulic Research*, 31:307–322 Italian lakes. *Journal of Limnology*.
- Jeppesen E. et al. (2011a). Climate change effects on nitrogen loading from cultivated catchments in Europe: implications for nitrogen retention, ecological state of lakes and adaptation. *Hydrobiologia*, 663: 1-21
- Jöhnk K. D. et al. (2008). Summer heat waves promote blooms of harmful cyanobacteria. *Global Change Biology*, 14, 495–512. <https://doi.org/10.1111/j.1365-486.2007.01510.x>
- Jorgensen S.E. et al. (2012). *Handbook of Inland Aquatic Ecosystem Management*, CRC Press, New York, pp 11–42
- Kirk J. T. O. (1994) *Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Knaeps E. et al. (2015). A SWIR based algorithm to retrieve total suspended matter in extremely turbid waters. *Remote Sens. Environ.* 168, 66e79.
- Kurmayer R. & Kormas K. (2017). *Molecular Tools for the Detection and Quantification of Toxigenic Cyanobacter*.
- Krista Alikas et al. (2020). *Consistency of Radiometric Satellite Data over Lakes and Coastal Waters with Local Field Measurements*
- Kutser T. et al. (2006). *Monitoring cyanobacterial blooms by satellite remote sensing. Estuarine Coastal Shelf Sci.*, 67, 303–312.

- LE C. et al.(2011). Remote sensing of phycocyanin pigment in highly turbid inland waters in Lake Taihu, China. *International Journal of Remote Sensing*, 32(23), 8253-8269. <http://dx.doi.org/10.1080/01431161.2010.533210>.
- Le Quere, et al. (2015). Global carbon budget 2014. *Earth Syst. Sci. Data* 7: 47–85. doi:10.5194/essd-7-47-2015
- Lee Z.P. et al. (2002). Deriving inherent optical properties from water color: a multiple quasi-analytical algorithm for optically deep waters. *Appl. Optic.* 41, 5755e5772.
- Lee Z.P. et al. (2016). A semi-analytical scheme to estimate Secchi-disk depth from Landsat-8 measurements. *Remote Sens. Environ.* 177,101e106.
- Lee Z.P. et.al. (2005). Diffuse attenuation coefficient of downwelling irradiance: an evaluation of remote sensing methods. *J. Geophys. Res.* 110, C02017. <https://doi.org/10.1029/2004JC002573>.
- LI L.*et al.* (2010). Using hyperspectral remote sensing to estimate chlorophyll-a and phycocyanin in a mesotrophic reservoir. *International Journal of Remote Sensing*, 31(15), 4147-4162. <http://dx.doi.org/10.1080/01431161003789549>.
- Liu Y.(2003). Quantification of shallow water quality parameters by means of remote sensing.*Progress in Physical Geography* 27: 24–43.
- Lürling M. et al. (2017). Eutrophication and warming boost cyanobacterial biomass and microcystins. *Toxins*, 9,64. <https://doi.org/10.3390/toxin9020064>
- M.Moustaka-Gouni et al.(2007).Phytoplankton species succession in a shallow Mediterranean lake (L. Kastoria, Greece): *Hydrobiologia*, 575 (2007), pp. 129-140
- Maberley SC & Spence DHN. (1983). Photosynthetic inorganic carbon use by freshwater plants. *Journal of Ecology* 71:705–724
- Madsen TV & Sand-Jensen K. 1991. Photosynthetic carbon assimilation in aquatic macrophytes. *Aquatic Botany* 41:5–40
- Mantzouki E. (2016).Understanding the key ecological traits of cyanobacteria as a basis for their management and control in changing lakes. *Aquatic Ecology*, 50, 333–350. <https://doi.org/10.1007/s10452-015-9526-3>
- Matthews M.W. & Odermatt D. (2015). Improved algorithm for routine monitoring of cyanobacteria and eutrophication in inland and near-coastal waters. *Remote Sensing of Environment*, 2015, 156, 374-382. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2014.10.010>.

- McClain, C. (2009). A decade of satellite ocean color observations. *Annual Review of Marine Science*, 1, 19-42. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.marine.010908.163650>. PMID:21141028.
- McKee D. *et al.* (2003). Response of freshwater microcosm communities to nutrients, fish, and elevated temperature during winter and summer. *Limnology and Oceanography*, 48, 707–722. <https://doi.org/10.4319/lo.2003.48.2.0707>
- Messenger M. L. *et al.* (2016). Estimating the volume and age of water stored in global lakes using a geo-statistical approach. *Nature Communications*, 7, 13603. <https://doi.org/10.1038/ncomms13603>
- Michalak A.M.(2016). Study role of climate change in extreme threats to water quality. *Nature*, 535(7612), 349-350. <http://dx.doi.org/10.1038/535349a>. PMID:27443725
- Mishra D. R. *et al.* (2017). *Bio-optical Modeling and Remote Sensing of Inland Waters*. Elsevier
- Mishra S. *et al.* (2013). Quantifying cyanobacterial phycocyanin concentration in turbid productive waters: a quasi-analytical approach. *Remote Sensing of Environment*, 2013, 133, 141-151. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2013.02.004>.
- Moses W.J. (2017). Atmospheric correction for inland waters In: Mishra, D.R., Ogashawara, I., and Gitelson, A.A., eds. *Bio-optical modeling and remote sensing of inland waters*. New York: Elsevier, pp. 1-24. <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-804644-9.00003-3>.
- Muraoka K. & Fukushima T. (1981). *Lake Current of Lake Kasumigaura (Research Report No. 54)*. National Institute for Environmental Studies, Tsukuba, Japan.
- Nausch G. *et al.* (2008). Nutrient concentrations, trends and their relation to eutrophication. In Feistel, R., N. Wasmund & G. Nausch (eds), *State and Evolution of the Baltic Sea, 1952–2005*. Wiley, New York:337–366.
- Nechad B. *et al.* (2010). Calibration and validation of a generic multisensor algorithm for mapping of total suspended matter in turbid waters. *Remote Sens. Environ.* 114, 854e866
- Nõges T. (2009). Relationships between morphometry, geographic location and water quality parameters of European lakes. *Hydrobiologia*, 633(1), 33–43. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9874-x>



- O’Neil J. et al. (2012). The rise of harmful cyanobacteria blooms: the potential roles of eutrophication and climate change, *Harmful Algae*, 14 (2012), pp. 313-334
- O’Reilly J.E. & Werdell P.J. (2019). Chlorophyll algorithms for ocean color sensors -OC4, OC5 & OC6. *Remote Sens. Environ.* 229, 32e47.
- O’Reilly J.E. et al. (1998). Ocean color chlorophyll algorithms for Sea WiFS. *J. Geophys. Res.* 103, 24937e24953.
- Ogashawara I. et al. (2013). A performance review of reflectance based algorithms for predicting phycocyanin concentrations in inland waters. *Remote Sensing*, 2013, 5(10), 4774-4798. <http://dx.doi.org/10.3390/rs5104774>.
- Paerl H. W. (1996). A comparison of cyanobacterial bloom dynamics in freshwater, estuarine and marine environments. *Phycologia* 35: 25–35.
- Paerl, H. W. & J. F. Ustach, (1982). Blue-green algal scums: an explanation for their occurrence during freshwater blooms. *Limnology and Oceanography* 27: 212–217.
- Paerl, H. W. & Huisman J. (2008) Blooms like it hot. *Science*, 320:57–58
- Palacios S.L.(2015). Remote sensing of phytoplankton functional types in the coastal ocean from the HypIRI Preparatory Flight Campaign. *Remote Sensing of Environment*, 2015, 167, 269-280. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2015.05.014>
- Papadimitriou T. et al. (2012) Assessment of microcystin distribution and biomagnifications in tissues of aquatic food web compartments from a shallow lake and evaluation of potential risks to public health. *Ecotoxicology*. doi:10.1007/s10646-012-0870-y
- Pearson L.A. et al. (2016). The genetics, biosynthesis and regulation of toxic specialised metabolites in cyanobacteria. *Harmful Algae*, 54 , pp. 98-111
- Petrescu A. M. R. et al. (2015). The uncertain climate footprint of wetlands under human pressure. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA.* 112: 4594–4599. doi:10.1073/pnas.1416267112.
- Pollard P. & Huxham M. (1998). The European Water Framework Directive: a new era in the management of aquatic ecosystem health?

- Rajib D. *et al.*. (2005) Role of electrical conductivity as an indicator of pollution in shallow lakes. *Asian Journal of water, Environment and pollution*, 3(1):143-146
- Randolph K. (2008). Hyperspectral remote sensing of cyanobacteria in turbid productive water using optically active pigments, chlorophyll a and phycocyanin. *Remote Sensing of Environment*, 2008, 112(11), 4009-4019. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2008.06.002>.
- Raymond P. A. *et al.* (2013). Global carbon dioxide emissions from inland waters. *Nature* 503: 355–359. doi:10.1038/nature12760 *Remote Sens. Environ.* 113, 2118e2129.
- Reynolds C.S.(2006).The ecology of phytoplankton Cambridge, UK: Cambridge University Press
- Richardson J. *et al.* (2018). Effects of multiple stressors on cyanobacteria abundance vary with lake type. *Global Change Biology*, 24,5044–5055. <https://doi.org/10.1111/gcb.14396>
- Rigosi A. *et al.* (2014). The interaction between climate warming and eutrophication to promote cyanobacteria is dependent on trophic state and varies among taxa. *Limnology and Oceanography*, 59, 99–114. <https://doi.org/10.4319/lo.2014.59.1.0099>
- Ruiz-Verdu A. *et al.* (2008).An evaluation of algorithms for the remote sensing of cyanobacterial biomass. *Remote Sensing of Environment*,112(11), 3996-4008. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2007.11.019>
- Sarada R. *et al.* (1999) Phycocyanin from *Spirulina sp.* : influence of processing of biomass on phycocyanin yield, analysis of efficacy of extraction methods and stability studies on phycocyanin. *Process Biochemistry*, 34: 795-801.
- Scheffer M. (1998). *Ecology of Shallow Lakes*. Chapman & Hall, London. pp 66-69, 260-263
- Scheffer M. *et al.* (1993). Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology and Evolution*, 8:275-279
- Sellner K. G. *et al.* (2003). Harmful algal blooms: causes, impacts and detection. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology* 30: 383–406.
- Shi W. (2015). Decadal changes of water properties in the Aral Sea observed by MODIS-Aqua. *J. Geophys. Res. Oceans* 120, 4687e4708. <https://doi.org/10.1002/2015JC010937>

- Shi W. *et al.* (2019). Inherent optical properties in Lake Taihu derived from VIIRS satellite observations. *Rem. Sens.* 11, 1426. <https://doi.org/10.3390/rs11121426>.
- Shi W. *et al.* (2018). Deriving total suspended matter concentration from the near-infrared-based inherent optical properties over turbid waters: a case study in Lake Taihu. *Rem. Sens.* 10, 333. <https://doi.org/10.3390/rs10020333>.
- Sidiropoulos P. (2012). Optimal management of an overexploited aquifer under climate change: The Lake Karla case. *Water Resources Management*, doi: 10.1007/s11269-012-0083-4
- Simis S.G.H. *et al.* (2005). Remote sensing of the cyanobacterial pigment phycocyanin in turbid inland water. *Limnology & Oceanography*, 50, 237–245. <http://dx.doi.org/10.4319/lo.2005.50.1.0237>.
- Søballe D.M. *et al.* (1992) Reservoirs. Pages 421–474 in. Hackney C.T, Adams S.M., Marin W.H. (editors). *Biodiversity of the Southeastern United States: Aquatic Communities*. John Wiley & Sons, Inc., New York, pp 779.
- Somayeh Mollae (2018) Estimation of Phytoplankton Chlorophyll-a Concentration in the Western Basin of Lake Erie Using Sentinel-2 and Sentinel-3 Data.
- Son S. & Wang M. (2019). VIIRS-derived water turbidity in the Great Lakes. *Rem. Sens.* 11, 1448. <https://doi.org/10.3390/rs11121448>.
- Sondergaard M. *et al.* (1992). Phosphorus release from resuspended sediment in the shallow and wind-exposed Lake Arreso, Denmark. *Hydrobiologia*, 228:91–99
- Spyrakos E. *et al.* (2018). Optical types of natural waters. *Limnology and Oceanography*, 2018, 63(2), 846-870. <http://dx.doi.org/10.1002/lno.10674>.
- Steffensen D.A. (2008). Economic cost of cyanobacterial blooms. In H.K. Hudnell (Ed.), *Cyanobacterial harmful algal blooms: State of the science and research needs* (pp. 855–865). New York.
- Stumpf R.P. (2012). Interannual Variability of Cyanobacterial Blooms in Lake Erie. *Plos One* 7: e42444.
- Sanchez E. *et al.* (2004) Future climate extreme events in the Mediterranean simulated by a regional climate model: a first approach. *Global Planet. Change* 44: 183–180.
- Talling J.F. (2001). Environmental controls on the functioning of shallow tropical lakes. *Hydrobiologia*, 458:1–8

- Talling J.F. & Lemoalle J.L. (1998). Ecological Dynamics of Tropical Inland Waters. Cambridge University Press, Cambridge, U.K. pp7-8, 10
- Taranu Z. E. *et al.* (2012). Predicting cyanobacterial dynamics in the face of global change: The importance of scale and environmental context. *Global Change Biology*, 18, 3477–3490. <https://doi.org/10.1111/gcb.1201>
- Taranu Z. E. *et al.* (2015). Acceleration of cyanobacterial dominance in north temperate-subarctic lakes during the Anthropocene. *Ecology Letters*, 18(4), 375–384. <https://doi.org/10.1111/ele.12420>
- Vardaka E. *et al.* (2005) Cyanobacterial blooms and water quality in Greek freshwaters. *Journal of Applied Phycology*, 17:391–401
- Verpoorter C. *et al.* (2014). A global inventory of lakes based on high-resolution satellite imagery. *Geophysical Research Letters*, 41, 6396–6402. <https://doi.org/10.1002/2014GL060641>
- Vincent W. F. *et al.* (2009). Arctic microbial ecosystems and impacts of extreme warming during the International Polar Year. *Polar Science* 3:171–180.
- Walsby A. E. & C. S. Reynolds (1980). Sinking and floating. In Moms, I. G. (ed.), *The Physiological Ecology of Phytoplankton*. Blackwell Scientific, Oxford: 371–412.
- Walsby A. E. *et al.* (1997). The selective advantage of buoyancy provided by gas vesicles for planktonic cyanobacteria in the Baltic Sea. *New Phytologist* 136: 407–417
- Wang M. *et al.* (2009a). Retrieval of diffuse attenuation coefficient in the Chesapeake Bay and turbid ocean regions for satellite ocean color applications. *J. Geophys. Res.* 114, C10011. <https://doi.org/10.1029/2009JC005286>.
- Wang M. *et al.* (2016a). VIIRS ocean color products: a progress update. In: Proc. The IEEE Int. Geosci. Remote Sens. Symposium (IGARSS). <https://doi.org/10.1109/IGARSS.2016.7730528>, 5848e5851, Beijing, China, July 5810-5815.
- Wang, M. & W. Shi (2008). Satellite-observed algae blooms in China's Lake Taihu. *Eos* 89: 201–202.
- Werdell P.J. *et al.* (2013). Generalized ocean color inversion model for retrieving marine inherent optical properties. *Appl. Optic.* 52, 2019e2037.
- Wetzel, R.G. (2001) *Limnology – Lake and River Ecosystems*. Reservoirs pp 37.

- Yu X. *et al.* (2019). An empirical algorithm to seamlessly retrieve the concentration of suspended particulate matter from water color across ocean to turbid river mouths. *Remote Sens. Environment.* 235, 111491. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111491>.
- Zhang M. *et al.* (2012). Contributions of meteorology to the phenology of cyanobacterial blooms: Implications for future climate change. *Water Research*, 46, 442–452. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.11.013>

## 6. ABSTRACT

This post-graduate thesis has been developed to assess the usefulness of satellite sensors compared to in situ measurements, to provide information on water quality parameters necessary for efficient management of artificial lake Carla. Monitoring the quality of inland water is an integral part of water resources management, ensuring their sustainable use and enabling the detection of the effects of both anthropogenic influences and the degradation of the aquatic ecosystem.

The reservoir of Karla, a new re-established lake with a surface of 38 km<sup>2</sup>, is refilling with a maximum water depth of 4.5 m. In this aquatic system, three coastal sampling points were selected, namely the "Ariani" site, the "Observatory" site and the "2T" site, from which water samples were taken from May to September 2019. Initially, the physicochemical parameters (temperature, pH, conductivity) were measured in these samples.

Afterwards, from the field measurements, the quantitative determination of phytoplankton was analyzed and specifically the quantitative determination of chlorophyll- $\alpha$  (Chl-a) concentration, a pigment which is characterized as the best measured parameter for the evaluation of water quality in terms of nutrients both for lakes as well as for reservoirs, as well as the concentration of phycocyanin, which is an auxiliary blue, photosynthetic pigment found in cyanobacteria, rhodophytes and cryptophytes.

At the same time, cloud free Sentinel-3 satellite images were obtained from the Copernicus Online Data Access Hub and used for the estimation of a chlorophyll and a phycocyanin index.

From the analyzed results of the physicochemical and environmental parameters of reservoir Carla that were studied, a statistically significant positive correlation was observed between the chlorophyll-a' concentrations from the in situ data, with the index from the satellite data. A statistically minor positive correlation was observed between phycocyanin's concentrations from in situ data with the corresponding satellite.

Also, a statistically positive correlation was observed between phycocyanin's concentrations with water temperature values, while marginally positive correlation was observed between satellite phycocyanin index with mean daily air temperature values. On the contrary, during the studied period, no correlation between chlorophyll-a concentrations and water temperature, conductivity and pH was observed, as well as between phycocyanin's concentrations with pH and conductivity. The results allow us to establish that the use of satellite data by the Sentinel-3 satellite is a useful tool for the evaluation of phytoplankton pigments and consequently for the lakes monitoring and research.

Key words: photosynthetic pigments-phytoplankton pigments, chlorophyll, phycocyanin, cyanobacteria, remote sensing, Karla reservoir