Πανεπιστήμιο Κρήτης

ΤΜΗΜΑ ΒΙΟΛΟΓΙΑΣ

ΠΕΔΙΑ ΑΝΑΘΡΕΨΗΣ ΤΟΥ ΛΕΣΣΕΨΙΑΝΟΥ ΜΕΤΑΝΑΣΤΗ *Siganus luridus* (Rüppell, 1829) ΣΤΟΝ ΟΡΜΟ ΤΗΣ ΕΛΟΥΝΤΑΣ

ΜΕΤΑΠΤΥΧΙΑΚΗ ΔΙΑΤΡΙΒΗ

Λυμπερίδης Αλέξανδρος

Πτυχιούχος Τμήματος Επιστημών της Θάλασσας

ΗΡΑΚΛΕΙΟ, Σεπτέμβρης 2018

ΜΕΤΑΠΤΥΧΙΑΚΗ ΔΙΑΤΡΙΒΗ

Αλέξανδρου Λυμπερίδη

ΤΙΤΛΟΣ ΕΡΓΑΣΙΑΣ:

ΠΕΔΙΑ ΑΝΑΘΡΕΨΗΣ ΤΟΥ ΛΕΣΣΕΨΙΑΝΟΥ ΜΕΤΑΝΑΣΤΗ *Siganus luridus* (Rüppell, 1829) ΣΤΟΝ ΟΡΜΟ ΤΗΣ ΕΛΟΥΝΤΑΣ

Τριμελής Επιτροπή Επίβλεψης και Κρίσης της Εργασίας

Δρ. Παυλίδης Μιχαήλ

Δρ. Ντούνας Κων/νος

Δρ. Κεντούρη Μαρουδιώ

Υπογραφές

Ευχαριστίες

Από τη θέση αυτή, θέλω να ευχαριστήσω τους κυρίους Δρ. Κώστα Ντούνα, Δρ. Μιχάλη Παυλίδη και Δρ. Κεντούρη Μαρουδιώ που αποτέλεσαν την εξεταστική μου επιτροπή για την ευκαιρία που μου έδωσαν να δουλέψω σε ένα πεδίο με τόσο μεγάλο ερευνητικό ενδιαφέρον. Ιδιαίτερα θέλω να ευχαριστήσω τον κ. Δρ. Κώστα Ντούνα, Ερευνητή του Ινστιτούτου Θαλάσσιας Βιολογίας, Βιοτεχνολογίας και Υδατοκαλλιεργειών (ΙΘΑΒΒΥΚ) του ΕΛΚΕΘΕ, για την εμπιστοσύνη που μου έδειξε και την υποστήριξη καθ' όλη τη διάρκεια των δειγματοληψιών και της παρουσίας μου στο εργαστήριο Θαλάσσιας Οικολογίας του Ι.ΘΑ.Β.Β.Υ.Κ. Η εμπειρία αυτή θα μου μείνει αξέχαστη.

Θέλω επίσης να ευχαριστήσω με όλη μου την καρδιά τους γονείς μου, Δημήτρη και Μυρτώ και την αδερφή μου Δάφνη για την υποστήριξή τους καθ' όλη τη διάρκεια των μεταπτυχιακών μου σπουδών.

Φυσικά, θέλω να ευχαριστήσω και όλους μου τους φίλους γιατί είναι οι φίλοι μου!

Και οι καλοί φίλοι πάντοτε έχουν να κάνουν με αυτά που πετυχαίνουμε στη ζωή μας…

Περίληψη

Το είδος ψαριού *Siganus luridus,* ανήκει στην ομάδα των λεγόμενων "Λεσσεψιανών μεταναστών", δηλαδή των αλλόχθονων ειδών που έχουν εισβάλει στην Μεσόγειο μέσω της διώρυγας του Σουέζ και συγκαταλέγεται στα ελάχιστα είδη φυτοφάγων ψαριών των ελληνικών θαλασσών. Η συνεχιζόμενη, ταχύτατη, εξάπλωση του είδους προς τις δυτικές και βόρειες ακτές της Μεσογείου καθώς και οι επιπτώσεις που επιφέρει σήμερα στη θαλάσσια βιοποικιλότητα και τις υπηρεσίες των παράκτιων οικοσυστημάτων (κυρίως εξαιτίας της υπερ-βόσκησης και του ανταγωνισμού του με τα αυτόχθονα φυτοφάγα είδη), το κατατάσσουν στη «μαύρη λίστα» των χωροκατακτητικών, εισβολικών ειδών της Μεσογείου.

Η παρούσα μελέτη αναφέρεται για πρώτη φορά στα πεδία ανάθρεψης του είδους *Siganus luridus* στην Μεσόγειο θάλασσα. Τα αποτελέσματα ενός εντατικού προγράμματος υποβρύχιας οπτικής παρατήρησης και καταγραφής των πληθυσμών του είδους (Ιούνιος 2017 έως Ιανουάριος 2018) ανέδειξαν την ισχυρή επίδραση της θερμοκρασίας των επιφανειακών υδάτων στο χρόνο της πρώτης εγκατάστασης, παραμονής και αποχώρισης των ιχθυδίων του είδους σε ενδιαιτήματα σκληρού υποστρώματος, στον όρμο της Ελούντας. Η θερμοκρασία αποτελεί έναν από τους σημαντικότερους περιβαλλοντικούς παράγοντες που ρυθμίζουν το μέγεθος των πληθυσμών των νεαρών ατόμων του είδους κατά τη διάρκεια των πρώτων σταδίων του κύκλου ζωής του.

Σύμφωνα με τα αποτελέσματα της μελέτης, καταγράφεται για πρώτη φορά η επιλεκτική προτίμηση των πληθυσμών των ιχθυδίων για εγκατάσταση σε μικροενδιαιτήματα σκληρού υποστρώματος της ανώτερης υποπαραλιακής ζώνης με ιδιαίτερα δομικά χαρακτηριστικά. Συγκεκριμένα, στα τμήματα του βραχώδους βυθού όπου εμφανίζουν μεγάλη δομική πολυπλοκότητα και απότομη κλίση σημειώνονται μεγαλύτεροι πληθυσμοί ιχθυδίων καθ' όλη τη διάρκεια της φάσης εγκατάστασής τους. Όλα τα πρότυπα συμπεριφοράς των πληθυσμών φαίνεται να συνδέονται κατά τρόπο ισχυρό με αυτόν τον τύπο οικοτόπου. Η δομική πολυπλοκότητα του υποστρώματος εγκατάστασης αποτελεί κύριο και καθοριστικό παράγοντα προσέλκυσης των ιχθυδίων, παρέχοντας καταφύγιο από ακραίες υδροδυναμικές συνθήκες και δυνατότητα αποφυγής των θηρευτών. Η συγκεκριμένη επιλογή μικροενδιαιτημάτων επιτρέπει παράλληλα τον έλεγχο του ενεργειακού κόστους παρέχοντας και επιπρόσθετα οφέλη από την εφαρμογή μιας σειράς προτύπων συμπεριφοράς των πληθυσμών που φιλοξενούν.

Abstract

The fish species *Siganus luridus* is considered to be a "Lessepsian migrant", i.e. the allochthonous species that have invaded the Mediterranean through the Suez Canal, and is among the few herbivorous species living in the Greek seas. The continuous and rapid expansion of this species towards the western and northern coasts of the Mediterranean Sea and its current impact on marine biodiversity and coastal ecosystem services (mainly due to its over-grazing behavior and competition with indigenous herbivores), has classified this species in the "blacklist" of Invasive Alien Species (IAS).

The present study is focusing for the first time on the nursery areas of *Siganus luridus* in the Mediterranean Sea. An intensive underwater visual observation and population monitoring took place from June 2017 to January 2018. Results indicated the strong impact of surface water temperature on the time of first settlement, the duration of residing and finally the departure of the species' juveniles from the rocky habitats of Elounda bay. Temperature is one of the most important environmental variable that influences the size of juveniles populations during the early stages of species life cycle.

Juveniles' selective preference for settlement on complex hard substrate microhabitats in the upper sublittoral zone is demonstrated for the first time. More specifically, throughout the settlement phase, large populations of species' juveniles were observed in the rocky bottom parts characterised by high structural complexity and steep slope. The behavior patterns of the juveniles populations appear to be strongly associated with this habitat type. It is suggested that substrate structural complexity attracts dense juveniles populations, as it provides shelter from extreme hydrodynamic conditions while avoiding predators. This particular microhabitat choice also allows juveniles to exhibit different behavioral patterns in order to better control energy cost of their daily activities.

Πίνακας περιεχομένων

Ευχαριστίες ... 3

Περίληψη ... 4

Abstract ... 5

1. Εισαγωγή ... 9

1.1. Μεσογειακές ακτές ... 9

1.2. Ξενικά / Εισβολικά είδη ... 10

1.2.1. Λεσσεψιανοί Μετανάστες ... 11

1.3. Αντιμετώπιση των εισβολέων ... 12

1.4. Μηχανισμοί εξάπλωσης των ειδών ... 13

1.4.1. Ορισμοί ... 13

1.4.2. Διασπορά των πληθυσμών των παράκτιων ιχθύων ... 14

1.4.3. Πελαγικό στάδιο ... 14

1.4.4. Βενθικό στάδιο ... 16

1.4.4.1. Εγκατάσταση ... 16

1.4.4.2. Στρατολόγηση ... 17

1.5. Χρήση μικροενδιαιτημάτων εντός των πεδίων ανάθρεψης ... 18

1.6. Μέθοδοι υποβρύχιας οπτικής απογραφής ... 18

1.6.1. Υποβρύχια οπτική απογραφή με αναπνευστήρα ... 20

1.6.2. Υποβρύχια οπτική απογραφή με κάμερα χειρός ... 21

1.6.3. Αξιολόγηση των πεδίων ανάθρεψης σε διατομές επιφάνειας ... 21

1.7. Αντικείμενο μελέτης: *Siganus luridus* ... 23

1.7.1. Κατανομή ... 23

1.7.2. Αιτίες της επιτυχημένης εισβολής ... 25

1.7.3. Επιπτώσεις της εισβολής ... 25

1.7.4. Εμπορική Αξία ... 27

1.7.5. Βιότοπος ... 27

1.7.6. Βιολογία ... 28
1.7.7. Αναπαραγωγή ... 28
1.7.8. Νεαρά στάδια – εγκατάσταση ιχθυδίων ... 29
1.7.9. Περιοχή της έρευνας ... 30
1.8. Στόχος της έρευνας ... 31
2. Υλικά και μέθοδοι ... 32
2.1. Επιλογή κατάλληλης περιοχής ... 32
2.1.1. Χωροθέτηση διατομών επιφάνειας ... 32
2.1.2. Οικολογικοί παράγοντες ... 33
2.1.3. Περιγραφή των δύο υπό μελέτη οικοτόπων ... 35
2.2. Στρατηγική Δειγματοληψίας ... 38
2.2.1. Καθορισμός δειγματοληπτικής μονάδας ... 38
2.2.2. Επιλογή της κατάλληλης UVC τεχνικής ... 38
2.2.3. Καταγραφή δεδομένων ... 41
2.2.4. Διάρκεια της έρευνας ... 42
2.3. Στατιστική Ανάλυση ... 43
2.3.1. Συσχέτιση θερμοκρασίας - συγκεντρώσεων ιχθυδίων ... 43
2.3.2. Επιλογή μικροενδιαιτήματος από τα ιχθύδια ... 44
3. Αποτελέσματα ... 46
3.1. Συσχέτιση θερμοκρασίας - συγκεντρώσεων ιχθυδίων ... 46
3.1.1. Χρονική Περίοδος Εγκατάστασης ... 47
3.1.2. Χρονική Περίοδος Αποχώρησης ... 47
3.2. Επιλογή μικροενδιαιτήματος από τα ιχθύδια ... 48
3.2.1. Κύριες Επιδράσεις ... 48
3.2.2. Συσχετίσεις μεταξύ κατηγορικών μεταβλητών ... 51
3. Συζήτηση και συμπεράσματα ... 53
4. Βιβλιογραφικές αναφορές ... 58
5. Παράρτημα ... 71

1. Εισαγωγή

1.1. Μεσογειακές ακτές

Η Μεσόγειος είναι η θαλάσσια έκταση ανάμεσα στην Ευρώπη και την Αφρική και αντιπροσωπεύει το 0,3% του όγκου και το 0,8% της συνολικής επιφάνειας του Παγκόσμιου Ωκεανού (Mangos et al., 2010). Θεωρείται η μεγαλύτερη (2,969,000 km^2) και η πιο βαθιά (μέγιστο βάθος 5,267 m και κατά μέσο όρο 1,460 m) κλειστή θάλασσα στον κόσμο (Coll *et al.*, 2010). Επικοινωνεί σε περιορισμένο βαθμό στα δυτικά με τον Ατλαντικό μέσω του Στενού του Γιβραλτάρ, στα βόρειο-ανατολικά με τη Μαύρη θάλασσα μέσω του Βόσπορου και της Θάλασσας του Μαρμαρά και στα νοτιο-ανατολικά με την Ερυθρά Θάλασσα μέσω της Διώρυγας του Σουέζ.

Ιστορικά, η Μεσόγειος παρείχε τους πόρους της στις πολυάριθμες παρακείμενες παράκτιες κοινότητες οι οποίες συνδέθηκαν ισχυρά με το θαλάσσιο περιβάλλον σε οικονομικό και πολιτιστικό επίπεδο, καθιστώντας τα παράκτια θαλάσσια οικοσυστήματά της ως ζωτικής σημασίας για τη διατήρηση της ανθρώπινης ευημερίας. Το οικοσύστημα της Μεσογείου υποστηρίζει σημαντικές διεργασίες και λειτουργίες καθώς συμβάλλει ουσιαστικά στη ρύθμιση του κλίματος, στον οικολογικό κύκλο του νερού, στην παροχή τροφίμων, στην παράκτια προστασία και στην παροχή ιδιαίτερων πολιτιστικών υπηρεσιών συμπεριλαμβανομένης της αναψυχής και του τουρισμού (MA, 2005).

Ωστόσο, μέσα στα χρόνια, οι ανθρωπογενείς αθροιστικές πιέσεις που προκύπτουν από την παράκτια ανάπτυξη, τη διαχείριση των υγρών αποβλήτων, την αλιεία και την παραγωγή ενέργειας έχουν προκαλέσει δυσμενείς για τα μεσογειακά οικοσυστήματα συνέπειες. Σε όρους παράκτιας ανάπτυξης, το 86 % των Ευρωπαϊκών ακτών κρίνονται σήμερα από υψηλού έως μέτριου κινδύνου αναφορικά με την προοπτική περεταίρω βιώσιμης ανάπτυξης τους (Seitz *et al.*, 2014).

Σήμερα, η κλιματική αλλαγή, οι απώλειες βιοποικιλότητας, ο ευτροφισμός, η καταστροφή και αλλοίωση πολλών ενδιαιτημάτων καθώς και η συνεχής εγκατάσταση νέων εισβολικών ειδών αποτελούν αποτελέσματα των ανθρωπογενών παρεμβάσεων στο θαλάσσιο περιβάλλον της Μεσογείου (Halpern *et al.*, 2008).

Η συνεχής αύξηση της θερμοκρασίας λόγω της παγκόσμιας κλιματικής αλλαγής σχετίζεται με μεταβολές στην κατανομή των πληθυσμών των θαλάσσιων ειδών και με μια γενική τάση εξάπλωσης τους είτε προς τους πόλους ή με μεγάλης κλίμακας μετατοπίσεις τους κατά μήκος του πλανήτη (IPCC, 2007). Η εισβολή και επέκταση ξενικών ειδών σχεδόν σε κάθε υδάτινο

ενδιαίτημα, θαλάσσιο ή χερσαίο, αποτελεί μια σύγχρονη «οικολογική επανάσταση» με ανυπολόγιστες συνέπειες (Lodge *et al.*, 2007).

1.2. Ξενικά / Εισβολικά είδη

Η Μεσόγειος έχει χαρακτηριστεί ως ο αποδέκτης του μεγαλύτερου αριθμού εξωτικών ειδών στον κόσμο (Costello *et al.*, 2010). Σύμφωνα με το UNEP (MAP and RAC/SPA, 2005) η κυριότερη γνωστή δίοδος εισαγωγής παρόμοιων ειδών είναι το κανάλι του Σουέζ και ακολουθείται από τη ναυσιπλοΐα (νερά και ιζήματα έρματος), τις υδατοκαλλιέργειες (θαλάσσια και υφάλμυρα είδη) καθώς και το εμπόριο βιολογικών ειδών (ενυδρεία, ζωντανά δολώματα).

Με τον όρο «ξενικά είδη» αναφέρονται εκείνοι οι ζωντανοί οργανισμοί που μετακινούνται πέραν του φυσικού τους ορίου εξάπλωσης και εγκαθίστανται σε έναν διαφορετικό γεωγραφικό χώρο ως αποτέλεσμα άμεσης ή έμμεσης ανθρώπινης παρέμβασης (MSFD, 2009). Συνήθως, τα αλλόχθονα αυτά είδη προσαρμόζονται ελάχιστα στο νέο τους περιβάλλον και δεν επιβιώνουν. Ιδιαίτερη σημασία, ωστόσο, έχουν συγκεκριμένες περιπτώσεις όπου τα ξενικά είδη ξεπερνούν τα όποια βιοτικά ή αβιοτικά εμπόδια και εξαπλώνονται χωρικά μέσω της αναπαραγωγής και εν τέλη να διαταράσσουν την τοπική οικολογική ισορροπία, την παράκτια οικονομία ή ακόμη και να επιδρούν αρνητικά στην ανθρώπινη υγεία (Zenetos *et al.*, 2010). Σε αυτή την περίπτωση τα ξενικά είδη αποκαλούνται «εισβολικά – χωροκατακτητικά» ή IAS (Invasive Alien Species).

Τον περασμένο αιώνα υπολογίζεται ότι περίπου 1,000 νέα είδη εισήλθαν στη Μεσόγειο (Zenetos and Polychronidis, 2010). Οι Galil *et al.* (2018) σημειώνουν ότι οι αριθμοί των IAS υπερδιπλασιάστηκαν μεταξύ του 1980 και του 2016, είναι σημαντικά μεγαλύτεροι στην ανατολική από ότι στην δυτική Μεσόγειο ενώ το οικονομικό κόστος των επιπτώσεων τους ετησίως υπολογίζεται στα 10 δις. ευρώ (Hulme *et al.*, 2009). Ως το 2016 ο συνολικός τους αριθμός ανέρχεται σε 821 με 613 από αυτά να θεωρούνται εγκατεστημένα είδη, παρουσιάζοντας μια αύξηση κατά 28% σε σχέση με τα προηγούμενα 4 χρόνια (Zenetos *et al.*, 2017). Όπως ωστόσο σημειώνουν οι Coll *et al.* (2010), σε κάθε περίπτωση, οι πραγματικοί αριθμοί των ξενικών ειδών είναι μεγαλύτεροι από αυτούς που καταγράφονται.

1.2.1. Λεσσεψιανοί Μετανάστες

Οι τροπικοί/υποτροπικοί οργανισμοί που εισέρχονται στη Μεσόγειο μέσω της Διώρυγας του Σουέζ, ονομάστηκαν από τον Por (1978) «Λεσσεψιανοί μετανάστες», με βάση το όνομα του μηχανικού *Ferdinand de Lesseps* που διεκπεραίωσε πρώτος τα έργα διάνοιξης της Διώρυγας τον Απρίλιο του 1869.

Εικόνα 1. Στιγμιότυπο από την κατασκευή της διώρυγας του Σουέζ στην Αίγυπτο το 1869 (Πηγή: *Agence France Presse*)

Η διέλευση από την Ερυθρά θάλασσα προς τη Μεσόγειο αποτελεί έναν από τους πιο ισχυρούς μηχανισμούς διάχυσης εισβολικών θαλασσίων ειδών στον κόσμο (Galil *et al.*, 2015) με τους Λεσσεψιανούς μετανάστες να υπερβαίνουν κατά πολύ τους οργανισμούς που ακολουθούν την αντίστροφη πορεία προς την Ερυθρά θάλασσα (anti-Lessepsian migrants) (Farag Abziew and Ali, 2016b).

Συχνά η ανακάλυψη χωροκατακτητικών ειδών καταγράφεται μετά την εγκατάσταση αυτών στο νέο τους περιβάλλον, καθιστώντας έτσι δύσκολο τον προσδιορισμό των πραγματικών συνθηκών σχετικά με το πώς ξεκίνησε η εισβολή και πότε ακριβώς συνέβη (Golani, 2010). Οι πληροφορίες σχετικά με τους πληθυσμούς αυτών των ειδών βασίζονται κατά κύριο λόγο σε αλιευτικές έρευνες και σε αποτελέσματα από επιστημονικές μελέτες που διεξάγονται κυρίως στην ανατολική λεκάνη της Μεσογείου.

Τα περισσότερα εισβολικά θαλάσσια είδη έχουν δημιουργήσει βιώσιμους πληθυσμούς και εξαπλώνονται κατά μήκος της ανατολικής Μεσογείου, από την Λιβύη ως την Ελλάδα ενώ πολλά από τα είδη αυτά εξαπλώθηκαν και προς την Δυτική Μεσόγειο. Περίπου τα 2/3 από τα 751 αλλόχθονα είδη στις θάλασσές μας θεωρούνται ότι προήλθαν από την Ερυθρά

θάλασσα (Galil *et al.*, 2017) με τον ρυθμό εισβολής να συνεχίζει να αυξάνεται ανά 2-3 είδη ανά έτος για τα μακρόφυτα, τα μαλάκια και τους πολύχαιτους, 3-4 είδη ανά έτος για τα μαλακόστρακα και 6 είδη ανά έτος για τα ψάρια (Zenetos *et al.*, 2012). Στις ελληνικές θάλασσες εκτιμάται ότι τα ξενικά είδη ξεπερνούν τα 237 με την πλειοψηφία αυτών να είναι Λεσσεψιανά (Zenetos *et al.*, 2010). Περισσότερα από 100 είδη ψαριών με καταγωγή τον Ινδο-Ειρηνικό ωκεανό βρίσκονται στις ακτές της θάλασσας της Λεβαντίνης (Mavruk *et al.*, 2017) ενώ περισσότερα από 90 εξαπλώνονται σήμερα στις βορειοδυτικές περιοχές της Μεσογείου (Galil *et al.*, 2015) με ρυθμούς που αυξάνονται τα τελευταία χρόνια εξαιτίας των πρόσφατων έργων δια πλάτυνσης και εκβάθυνσης της Διώρυγας του Σουέζ κατά την περίοδο 2014-2016 από την κυβέρνηση της Αιγύπτου.

1.3. Αντιμετώπιση των εισβολέων

Η αυξανόμενη ανησυχία των αρχών, των επιστημόνων και γενικότερα της κοινωνίας για τις αρνητικές επιπτώσεις των IAS στην Μεσόγειο αποτυπώνονται σε ένα πλήθος από επιστημονικές έρευνες, διεθνείς συμφωνίες και κανονισμούς.

Σύμφωνα με τον Κανονισμό του Ευρωπαϊκού Κοινοβουλίου και του Συμβουλίου της Ευρωπαϊκής Ένωσης (EU) Nº 1143/2014, η στρατηγική για τη διαχείριση των επιπτώσεων της εισβολής και εξάπλωσης των IAS επικεντρώνεται σε τρεις βασικούς άξονες: την πρόληψη, τον άμεσο εντοπισμό και διαχείριση των ήδη εγκατεστημένων πληθυσμών και την αντιμετώπιση των επιπτώσεών τους. Η εφαρμογή της στρατηγικής επιβλέπεται από την *Ευρωπαϊκή Επιτροπή* και περιλαμβάνει διατάξεις για τα Κράτη-Μέλη που αφορούν:

- Τη δημιουργία μιας διαρκούς ενημερωμένης, ενιαίας βάσης δεδομένων για την περιγραφή των ειδών η οποία να συνοδεύεται από εκθέσεις εκτίμησης κινδύνου και πιθανών επιπτώσεων για κάθε ένα από αυτά

- Την οργάνωση αυτών των πληροφοριών σε εθνικούς καταλόγους που συνοδεύονται από σύστημα επιτήρησής και ελέγχου, διαχειριστικά μέτρα, σχέδια δράσεων κατά προτεραιότητα και σχέδια έκτακτης ανάγκης ώστε να αποφευχθεί η ακούσια εισαγωγή και εξάπλωση των ειδών εντός της Ε.Ε.

- Το μηχανισμό ελέγχου από τις Εθνικές Αρχές σχετικά με τη μεταφορά και συντήρηση ειδών σε περιπτώσεις δημοσίου συμφέροντος, απαγόρευσης πώλησης, καλλιέργειας και απελευθέρωσης

- Τη λήψη κατάλληλων μέτρων αποκατάστασης των υποβαθμισμένων ή κατεστραμμένων οικοσυστημάτων

- Την ανταλλαγή πληροφοριών και τη συνεργασία μεταξύ των Κρατών Μελών.

Σύμφωνα με τις ίδιες διατάξεις, το σύστημα αντιμετώπισης των IAS θα πρέπει να υποστηρίζεται από ένα κεντρικό σύστημα πληροφοριών σχετικά με το ιστορικό των ειδών, την εξάπλωσή τους, την οικολογία τους όπως και κάθε άλλη πληροφορία απαραίτητη για την υποστήριξη των αποφάσεων που λαμβάνονται σε κάθε επίπεδο πολιτικής και διαχείρισης.

1.4. Μηχανισμοί εξάπλωσης των ειδών

1.4.1. Ορισμοί

- Ως «διασπορά» (dispersal), ορίζεται η διαδικασία κατά την οποία οι ζωντανοί οργανισμοί επεκτείνουν την γεωγραφική τους εξάπλωση. Αποτελεί μια από τις θεμελιώδεις οικολογικές διεργασίες που αφορούν τη δυναμική και εξέλιξη των δομημένων χωροταξικά πληθυσμών, τη ροή των γονιδίων, την τρέχουσα κατανομή των ειδών σε συνδυασμό με την ικανότητά τους να εντοπίσουν περιβάλλοντα που προσφέρουν ευνοϊκές συνθήκες διαβίωσης (Cote *et al.*, 2010).

- Ως «πεδία ανάθρεψης» (nursery habitats) ορίζονται τα ενδιαιτήματα που υποστηρίζουν την αφθονία των νεαρών ατόμων, την ανάπτυξή και την επιβίωσή τους και επιτρέπουν στους οργανισμούς να μεταναστεύσουν εν συνεχεία στα ενδιαιτήματα των ενηλίκων για αναπαραγωγή (Beck. *et al.*, 2009). Σύμφωνα με τους Cheminée *et al.* (2017), τα πεδία αυτά βρίσκονται συνήθως σε τμήματα της υποπαραλιακής ζώνης και χαρακτηρίζονται ως συνεχή τμήματα κατάλληλου τύπου οικοτόπου για την ανάπτυξη των οργανισμών στα πρώτα στάδια της ζωής τους.

- Ως «εγκατάσταση» (settlement) ορίζεται ένα πολύ κρίσιμο στάδιο στον κύκλο ζωής των θαλάσσιων οργανισμών και αφορά τη διαδικασία κατά την οποία σε έναν ορισμένο χρονικό διάστημα οι οργανισμοί μεταβαίνουν από την πελαγική ενότητα στα βενθικά ενδιαιτήματα όπου και παραμένουν για το υπόλοιπο της ζωής τους (Levin, 1994).

- Ως «στρατολόγηση» (recruitment) ορίζεται η ετήσια ενσωμάτωση νέων ατόμων στους πληθυσμούς των ενηλίκων, διαδικασία κατά την οποία εξασφαλίζεται η συνεχής ανανέωση των πληθυσμών τους (Pitcher and Hart, 1982). Επί της ουσίας

ορίζεται ως η μετάβαση από το στάδιο τις πελαγικής ιχθυονύμφης στο στάδιο του βενθικού ψαριού.

- Ως «patches» ορίζονται σχετικά ομοιογενείς και καθορισμένες στο χώρο περιοχές που διαφέρουν από το υπόλοιπο περιβάλλον γύρω τους και συνθέτουν ένα μωσαϊκό εντός των ενδιαιτημάτων σε ένα δεδομένο οικοσύστημα (Addicott *et al.*, 1987).

1.4.2. Διασπορά των πληθυσμών των παράκτιων ιχθύων

Τα περισσότερα είδη (χερσαία και θαλάσσια) έχουν την ικανότητα να διασκορπίζονται σε ορισμένες κλίμακες χώρου κατά τη διάρκεια συγκεκριμένων σταδίων της ζωής τους. Κατ' αυτό τον τρόπο έχουν τη δυνατότητα να εκμεταλλεύονται τους μεταβλητούς χωρικά και χρονικά πόρους σε ένα συνεχώς μεταβαλλόμενο φυσικό περιβάλλον (Ronce, 2007).

Η διασπορά περιλαμβάνει για τα θαλάσσια είδη τρία διαδοχικά στάδια συμπεριφοράς: την απομάκρυνση από την προσωρινή περιοχή (patch), κίνηση μεταξύ των περιοχών και εγκατάσταση σε μια νέα (Cote *et al.*, 2010). Οι παράγοντες που οδηγούν σε αυτήν τη μετακίνηση αφορούν κυρίως τον ενδο-ειδικό ανταγωνισμό, τον κίνδυνο θήρευσης, την αλληλεπίδραση με τα συγγενικά είδη, τον κίνδυνο ενδογαμίας, την δια-φυλλική επιλογή και την ποιότητα των ενδιαιτημάτων (Cote *et al.*, 2010). Η χωρική κατανομή των προτιμώμενων από τα είδη patches (εντός των ενδιαιτημάτων) φαίνεται να ρυθμίζει την αφθονία των πληθυσμών πολλών ταξινομικών κατηγοριών, από την οποία εξαρτάται η επιβίωσή τους και τα ποσοστά θήρευσης εις βάρος τους (Addicott *et al.*, 1987).

Στα παράκτια περιβάλλοντα, τα πρώτα πολύπλοκα στάδια της ζωής των ψαριών περιλαμβάνουν αρχικά μια πελαγική φάση διασποράς σε ένα περιβάλλον ανοιχτών υδάτων (πελαγικό στάδιο) ακολουθούμενη από μια φάση εγκατάστασης προς τα κατάλληλα ενδιαιτήματα των βενθικών περιβαλλόντων (Lecchini *et al.*, 2005).

1.4.3. Πελαγικό στάδιο

Για τα περισσότερα βενθικά είδη η διασπορά κατά τα πρώτα στάδια της ζωής τους περιορίζεται σε μια σχετικά σύντομη χρονικά πελαγική φάση με διαφορετική διάρκεια (από μερικές μέρες έως μερικούς μήνες) για κάθε είδος (Cuadros *et al.*, 2018) από την οποία εξαρτάται σημαντικά η ανάπτυξη των ψαριών στα πρώτα στάδια ζωής τους (Shulzitski *et al.*, 2016). Αποτελεί τον πιο ισχυρό περιοριστικό παράγοντα σχετικά με το μέγεθος του πληθυσμού που θα επιβιώσει και θα ακολουθήσει την πορεία τους προς εγκατάσταση στον βυθό (Doherty and Williams, 1988).

Για τα είδη των παράκτιων βενθικών και βενθοπελαγικών ψαριών η ιχθυο-πλαγκτονική διασπορά περιλαμβάνει την απελευθέρωση των αυγών, την εκκόλαψη και τα πρώτα στάδια μεταμόρφωσής των ιχθυονυμφών.

Οι ιχθυονύμφες θα πρέπει να ξεπεράσουν επιτυχώς μια σειρά από αλληλοσυνδεμένες διαδικασίες όπως: η παθητική μεταφορά από τα ρεύματα, η ενεργητική κολύμβηση προς τα διαθέσιμα και κατάλληλα ενδιαιτήματα (με συγκεκριμένο τύπο ή τύπους υποστρώματος και σε συγκεκριμένο εύρος βάθους), την κάλυψη της απόστασης από την περιοχή εκκόλαψης καθώς και πολλούς φυσικούς και βιολογικούς κινδύνους που αφορούν τα στάδια που ακολουθούν και καθορίζουν, επίσης, την επιβίωση τους (Saleetal., 1984).

Εικόνα 2. Ιχθυονύμφη *Siganus* sp. (Mwaluma et al., 2014)

Καθώς οι ιχθυονύμφες αναπτύσσονται, αποτελούν τμήμα του θαλάσσιου ζωοπλαγκτού και μεταφέρονται στο χώρο παθητικά. Η επιβίωσή τους εξαρτάται κυρίως από τη διαθεσιμότητα τροφής και τον υδροδυναμισμό του περιβάλλοντός. Σύμφωνα με τους Fisher et al. (2005), οι ιχθυονύμφες αναπτύσσουν τις κολυμβητικές τους ικανότητες ανάλογα την ηλικία, το μέγεθος και το στάδιο ανάπτυξής ως το τελικό ιχθυονυμφικό στάδιο κατά το οποίο μπορούν, πλέον, να διατηρούν σταθερές ταχύτητες και να υπερνικούν τη μέση ροή του νερού. Κατ' αυτό τον τρόπο και αφού ολοκληρώσουν τη μεταμόρφωσή τους, μεταβαίνουν στη φάση της εγκατάστασης σηματοδοτώντας το τέλος της πελαγικής και την έναρξη της βενθικής τους ζωής ως ιχθύδια (Montgomery, 1980).

Η διασπορά στο πελαγικό στάδιο των παράκτιων ειδών των ψαριών για τις πρώτες 10-90 μέρες συνήθως αναφέρεται στην αποίκηση νέων οικοτόπων σε μεγάλες αποστάσεις από την περιοχή εκκόλαψης (Sale, 1991), με τον προσανατολισμό των ιχθυονυμφών να οφείλεται πιθανόν σε οσφρητικές, οπτικές ή και ακουστικές λειτουργίες (Jaxion-Harm, 2010).

1.4.4. Βενθικό στάδιο

Το βενθικό στάδιο έπεται του πελαγικού και εξαρτάται κατά κύριο λόγο από δύο πρώιμες διαδικασίες στον κύκλο ζωής των ψαριών, πριν την ενηλικίωση: 1) Την εγκατάσταση του πληθυσμού στα πεδία ανάθρεψης, την παραμονή τους εκεί μέχρις ότου φτάσουν στο κατάλληλο μέγεθος και 2) τη μετάβαση και τελική στρατολόγηση τους στις περιοχές των ενηλίκων.

Κατά τα δύο αυτά στάδια, οι πληθυσμοί των ειδών υπόκεινται σε διαφορετικούς περιβαλλοντικούς και φυσιολογικούς περιορισμούς, εκδηλώνοντας διαφορετικούς ρυθμούς φυσικής θνησιμότητας οι οποίοι ποικίλλουν τόσο μεταξύ των ειδών όσο και εντός των ειδών μεταξύ των χρονικών περιόδων. Στα παράκτια νεκτο-βενθικά είδη ψαριών η έντονη θνησιμότητα μετά την εγκατάσταση θεωρείται συχνά ως ένα «δημογραφικό εμπόδιο» (bottleneck) που καθορίζει την πληθυσμιακή ισχύ μιας "κοόρτης" που θα ενσωματωθεί τελικά σε έναν ενήλικο πληθυσμό (Sano, 1997).

Ο προσδιορισμός των οικολογικών παραγόντων που συνδέονται με την επιβίωση κατά τα πρώτα στάδια της ζωής των ψαριών στο βένθος είναι κύριας σημασίας για την κατανόηση του πρότυπου ανανέωσης και διατήρησης των ενήλικων πληθυσμών των ειδών και για τη δημιουργία προγνωστικών μοντέλων ως προς την κατανόηση της δυναμικής των ιχθυοπληθυσμών του παράκτιου περιβάλλοντος (Cuadros *et al.*, 2018).

Ωστόσο, παρ' ότι ένα σημαντικό κομμάτι της έρευνας επικεντρώνεται στους μηχανισμούς χωρικής συνοχής των πληθυσμών των ειδών κατά την πρώτη πελαγική φάση, λίγες μόνο πληροφορίες είναι γνωστές για τα αμέσως επόμενα στάδια που ακολουθούν (Cuadros *et al.*, 2018). Αυτό συμβαίνει αφενός εξαιτίας της δυσκολίας που εμπεριέχει η έρευνα μικρών και δυσδιάκριτων οργανισμών (Victor, 1986) και αφετέρου λόγω των περιοριστικών παραγόντων και τεχνικών δυσκολιών στη δειγματοληψία για την εκτίμηση της αφθονίας τους (Pattrick and Strydom, 2017).

1.4.4.1. Εγκατάσταση

Η τελική επιλογή των ενδιαιτημάτων προς εγκατάσταση μεταξύ των διάφορων ειδών οφείλεται στο πρότυπο μικρο-ενδιαιτημάτων που προτιμούν, με κάποια είδη να εγκαθίστανται σε αυστηρά συγκεκριμένους τύπους ενώ άλλα σε ένα περισσότερο ευρύ φάσμα τύπων ενδιαιτημάτων (Öhman *et al.*, 1998). Τα ενδιαιτήματα με περίπλοκη τρισδιάστατη δομή, όπως τα θαλάσσια μονοειδικά λιβάδια Φανερογάμων ή μακροφυκών ή/και αντίστοιχα λιβάδια με μικτή χωρο-μωσαική δομή, δείχνουν να επηρεάζουν άμεσα την

αφθονία των ιχθυδίων, αφενός γιατί παρέχουν σημαντικά τροφικά αποθέματα (μειώνοντας τη φυσική θνησιμότητα από ασιτία) και αφετέρου γιατί προσφέρουν καταφύγιο προφυλάσσοντας τα από τους θηρευτές (Thiriet *et al.*, 2013). Δεν είναι όμως μόνο οι αβιοτικοί περιβαλλοντικοί παράγοντες που ελέγχουν τη θνησιμότητα των πληθυσμών προς εγκατάσταση. Κατά τη διάρκεια αυτής της περιόδου, τα νεαρά ψάρια υποβάλλονται σε μια σειρά σημαντικών οντογενετικών αλλαγών, πολλές από τις οποίες έχουν στόχο την αποφυγή των θηρευτών και την βελτίωση τη διατροφικής τους ικανότητα (Bailey, 1994).

Οι ρυθμοί της εγκατάστασης και επιβίωσης των νεαρών ψαριών εξαρτώνται επίσης από τη διαθεσιμότητα των κατάλληλων οικοτόπων - καταφυγίων (Steele, 1996). Για πολλά παράκτια είδη έχουν αναφερθεί ποσοστά θνησιμότητας ως και 90% μέσα στην πρώτη βδομάδα από την έναρξη της εγκατάστασης (Sale and Ferrell, 1988).

Το ενδεχόμενο συνύπαρξης με ενήλικους πληθυσμούς μπορεί επίσης να επηρεάζει την επιτυχή επιλογή των ενδιαιτημάτων προς εγκατάσταση για κάποια είδη (Booth, 1992). Στην περίπτωση των φυτοφάγων ψαριών, η προτίμηση ενδιαιτημάτων στα οποία νεαρά ψάρια συνυπάρχουν με ενήλικες πληθυσμούς του ίδιου είδους ενδεχομένως να σχετίζεται με μειωμένο κίνδυνο θήρευσης καθώς και αυξημένη παροχή διαθέσιμης τροφής. Τα πεδία ανάθρεψης που συνθέτουν μια κοινότητα από ενήλικα και νεαρά ψάρια του ίδιου είδους αποκαλούνται "*σημαντικά ενδιαιτήματα νεαρών ιχθυδίων*" (Dahlgren *et al.*, 2006) και χαρακτηρίζονται από σημαντική συνεισφορά στη διατήρηση των αποθεμάτων των ενήλικων πληθυσμών.

Στη Μεσόγειο η περίοδος της εγκατάστασης για τα παράκτια είδη ψαριών λαμβάνει χώρα καθ' όλη σχεδόν τη διάρκεια του έτους με τα περισσότερα είδη ωστόσο να προτιμούν τους θερμότερους μήνες (Μάιο ως Σεπτέμβρη). Η εγκατάσταση των μεσογειακών παράκτιων ειδών συνήθως παρατηρείται σε αβαθείς εκτάσεις και ιδίως στην βαθυμετρική ζώνη μεταξύ 2 και 4 μέτρων (Cheminée *et al.*, 2013). Το μικρότερο μέγεθος που απαντούν τα ιχθύδια κατά τη φάση αυτή είναι συνήθως 1mm (ολικό μήκος) (García-Rubies and Macpherson, 1995).

1.4.4.2. Στρατολόγηση

Η στρατολόγηση, όπως ορίστηκε πιο πάνω, είναι η διαδικασία που ξεκινά αμέσως μετά την εγκατάσταση των ψαριών. Για 25 είδη τροπικών ιχθυδίων της παράκτιας ζώνης οι Bell *et al.* (2009) αναφέρουν ένα ποσοστό θνησιμότητας της τάξης του 56,8% κατά μέσο όρο, εξαιτίας της θήρευσης μέσα στις 2 πρώτες ημέρες από την έναρξη της εγκατάστασης. Επιπλέον, οι Tsuda and Bryan (1973) κατέγραψαν για τα ιχθύδια του είδους *Siganus spinus* πολύ υψηλούς

ρυθμούς φυσικής θνησιμότητας κυρίως λόγω ασιτίας και πιθανόν λόγω ανταγωνισμού με το συγγενικό είδος *S. rostratus* στα παράλια του ηφαιστειογενούς νησιού Γκουάμ.

Γενικά, η αφθονία των ψαριών (ιχθύδια και ενήλικα) φαίνεται να συνδέεται με την επιλογή περίπλοκων οικοτόπων (Gratwicke and Speight, 2005). Τέτοιοι οικότυποι χαρακτηρίζονται από έντονη χωρική ετερογένεια και βιοποικιλότητα και παρέχουν τους απαραίτητους πόρους και κάλυψη για την επιβίωση των οργανισμών.

1.5. Χρήση μικροενδιαιτημάτων εντός των πεδίων ανάθρεψης

Οι συναθροίσεις των ψαριών στα πεδία ανάθρεψης συχνά μελετώνται με τεχνικές άμεσης συλλογής των οργανισμών που αποτελεί αποτέλεσμα της δυσκολίας που εμπεριέχει η παρατήρηση στο πεδίο (Able, 2016). Οι μελέτες σε εργαστηριακές συνθήκες υποδεικνύουν ότι τα πρότυπα δραστηριότητας των ψαριών σχετίζονται άμεσα με τα χαρακτηριστικά του περιβάλλοντός ώστε να αποκρίνονται αποτελεσματικά στον κίνδυνο της θήρευσης, την εύρεση τροφής και την εκπλήρωση άλλων ζωτικής σημασίας στόχων (Munsch et al., 2016).

Σύμφωνα με τους Munsch et al. (2016), τα πεδία ανάθρεψης των ψαριών φαίνεται να προσφέρουν ένα σχετικά ασφαλές περιβάλλον για την επιβίωση και την ανάπτυξη των ιχθυδίων. Στα ρηχά περιβάλλοντα οι μεγαλύτεροι θηρευτές συχνά σπανίζουν ή είναι περισσότερο αναποτελεσματικοί (Paterson and Whitfield, 2000). Τα μικροενδιαιτήματα που χαρακτηρίζονται από υψηλή πολυπλοκότητα στη δομή τους, προσφέρουν κάλυψη και ευνοούν το καμουφλάζ των ψαριών ως απάντηση στους θηρευτές, ωστόσο τα ψάρια που περιορίζονται σε τέτοιου τύπου περιβάλλοντα μπορεί να έρθουν σύντομα αντιμέτωπα με την έλλειψη τροφικών πόρων εξαιτίας του ανταγωνισμού (Werner etal., 1983).

1.6. Μέθοδοι υποβρύχιας οπτικής απογραφής

Για περισσότερα από 60 χρόνια με τον όρο «υποβρύχια οπτική απογραφή» ή *Underwater Visual Census* (UVC) αναφέρονται διάφορες τεχνικές ποσοτικής και ποιοτικής δειγματοληψίας στη μελέτη πληθυσμών των βενθικών και βενθοπελαγικών ψαριών σε βραχώδεις ακτές, κυρίως σε παράκτια περιβάλλοντα με ρηχά νερά (Brock, 1954). Πρόκειται για ένα σύνολο μη καταστρεπτικών τεχνικών (δεν προϋποθέτουν σύλληψη και θανάτωση των υπό μελέτη οργανισμών ή την αλλοίωση των ενδιαιτημάτων), ανεξάρτητες από την άσκηση της αλιείας. Ο ερευνητής, με απευθείας παρατήρηση στο πεδίο, καταγράφει δεδομένα παρακολούθησης της τοπικής βιοποικιλότητας ως προς την ποσοτικοποίηση της κατανομής

των ειδών, της αφθονίας τους, του μεγέθους των υπό μελέτη οργανισμών, της συμπεριφοράς καθώς και των χαρακτηριστικών των ενδιαιτημάτων τους.

Οι πιο συχνά χρησιμοποιούμενες τεχνικές περιλαμβάνουν σάρωση σε διατομές επιφάνειας (*strip transects*), γρήγορη σάρωση (*rapid visual census*) ή στατικά σημεία παρακολούθησης στο βένθος (*stationary point counts*) (Mallet and Pelletier, 2014). Η επιλογή της κατάλληλης τεχνικής συλλογής δεδομένων έγκειται στην κρίση του ερευνητή, ανάλογα με τα χαρακτηριστικά του υπό μελέτη οργανισμού και τα φυσικά χαρακτηριστικά του περιβάλλοντος (πχ. βραχώδες υπόστρωμα, έντονος υδροδυναμική κ.α.) όπου διεξάγεται η έρευνα.

Η UVC μέθοδος αναπτύχθηκε ιδιαίτερα από τα μέσα της δεκαετίας του '80 (Harmelin-Vivien *et al.*, 1985) και πλέον θεωρείται ως η πιο αποδεκτή για οικολογικές και σχετικές με την αλιεία έρευνες πεδίου (Assis *et al.*, 2013). Ωστόσο, οι περιορισμοί στο σύνολο των τεχνικών και των μεθόδων UVC αφορούν κυρίως την τάση υπό-εκτίμησης των δεδομένων αφθονίας καθώς και διερεύνησης του οντογενετικού σταδίου των οργανισμών, ιδιαίτερα όταν πρόκειται για κρυπτικά είδη ή για νερά με μεγάλη θολερότητα.

Η ακρίβεια των δεδομένων εξαρτάται από τα επιμέρους τεχνικά χαρακτηριστικά της χρησιμοποιούμενης UVC μεθόδου και είναι γενικώς παραδεκτό ότι συνήθως δεν αποδίδει στο 100% την πλήρη καταγραφή των ειδών και των αριθμών των ατόμων στην υπό σάρωση διατομή (Sale and Ferrell, 1988), ενώ η μέθοδος αυτή δε μπορεί να εφαρμοστεί τη νύχτα (Francour, 1999). Επιπλέον περιορισμός είναι και η σωματική καταπόνηση του ερευνητή αφού συχνά είναι απαραίτητο να παραμείνει στο νερό για αρκετές ώρες (κίνδυνος υποθερμίας). Επιπλέον, η UVC μέθοδος δεν ενδείκνυται για είδη των οποίων η αναγνώριση μπορεί να είναι αμφιλεγόμενη ενώ η δειγματοληψία είναι απαραίτητο να γίνεται υπό καλές καιρικές συνθήκες ώστε να διασφαλίζεται η καλή ορατότητα μέσα στο νερό καθώς και η ασφάλεια του παρατηρητή-δύτη (Imbert and Bonhomme, 2014).

1.6.1. Υποβρύχια οπτική απογραφή με αναπνευστήρα

Η επιτόπια παρατήρηση και καταγραφή της βιοποικιλότητας του υποβρύχιου περιβάλλοντος απαιτεί ειδικό εξοπλισμό καταδύσεων (*self-contained underwater breathing apparatus* - SCUBA), ωστόσο, σε πολύ ρηχά παράκτια ύδατα η τεχνική παρακολούθησης μπορεί να γίνει από την επιφάνεια της θάλασσας με πολύ πιο απλό εξοπλισμό: βατραχοπέδιλα, μάσκα και αναπνευστήρα.

Εικόνα 3. Υποβρύχια οπτική απογραφή ειδών-στόχων στα παράκτια περιβάλλοντα (Imbert and Bonhomme, 2014)

Τα πλεονεκτήματα της μεθόδου με αναπνευστήρα (*above water visual census* – AVC, Εικόνα 3) σε σύγκριση με την SCUBA τεχνική αφορούν το πολύ χαμηλότερο κόστος εξοπλισμού, τη μικρότερη διάρκεια προετοιμασίας, τη μεγαλύτερης διάρκειας παραμονή στο πεδίο (άρα και μεγαλύτερη συχνότητα δειγματοληψίας), τη μεγαλύτερη άνεση στις κινήσεις του ερευνητή, την εξάλειψη της επίδρασης των φυσαλίδων κατά την εκπνοή του δύτη στη συμπεριφορά των οργανισμών, την άμεση επικοινωνία μεταξύ των συμμετεχόντων, ενώ για την εφαρμογή της δεν απαιτείται ειδική άδεια ή δίπλωμα (Radford *et al.*, 2005).

Τα μειονεκτήματα της τεχνικής αφορούν κυρίως την αδυναμία εκτέλεσης σε έντονο κυματισμό και το πολύ περιορισμένο βάθος εφαρμογής της. Η AVC τεχνική βρίσκει εφαρμογή από 0 έως 8 μέτρα (Imbert and Bonhomme, 2014), ανάλογα τα είδη-στόχους της έρευνας και τις περιβαλλοντικές συνθήκες.

1.6.2. Υποβρύχια οπτική απογραφή με κάμερα χειρός

Η τεχνολογική εξέλιξη των τελευταίων χρόνων αναδεικνύει τα συστήματα υποβρύχιας λήψης βίντεο ως ένα σύγχρονο εργαλείο παρατήρησης και δειγματοληψίας σε ένα εύρος τεχνικών πεδίου: στατικοί σταθμοί βιντεοσκόπησης (*static underwater video stations*), κάμερες με δόλωμα (*baited-cameras*), βύθιση καμερών (*drop-down cameras*), τηλεκατευθυνόμενα οχήματα (*remotely operated vehicles*) και αυτόνομα οχήματα (*autonomous underwater vehicles*) καθώς και κάμερες που χειρίζονται από τους δύτες (*diver-operated video*). Οι τεχνικές αυτές συνθέτουν το πλαίσιο εφαρμογής της τεχνολογίας βίντεο στη μελέτη των θαλάσσιων περιβαλλόντων σήμερα (Boavida *et al.*, 2016).

Η μέθοδος οπτικής απογραφής με βιντεοσκόπηση από το δύτη (*diver operated video* - DOV) αποτελεί ένα ενδιαφέρον συστατικό της παραδοσιακής UVC τεχνικής και μια αξιόπιστη μέθοδο που παρέχει αντιπροσωπευτικές παρατηρήσεις σχετικά με την αφθονία των οργανισμών και την ποικιλότητα των ειδών στα βενθικά οικοσυστήματα (Pelletier *et al.*, 2011; Boavida *et al.*, 2016). Η DOV τεχνική, παρέχει τη δυνατότητα στον ερευνητή να προσαρμόζει τη γωνία λήψης της κάμερας ως προς την καταγραφή των ειδών-στόχων της μελέτης, διατηρώντας παράλληλα την οπτική επαφή του με το περιβάλλον χωρίς να αναγκάζεται να στρέφει την προσοχή του σε ένα αδιάβροχο φύλλο χειρόγραφης καταγραφής και να αλλάξει ή σταματήσει την διαδικασία οπτικής σάρωσης της διατομής (*underwater video transects)* (Boavida *et al.*, 2016). Επιπλέον, σύμφωνα με τους Assis *et al.* (2013), η χρήση της σύγχρονης ευρυγώνιας λήψης κάμερας παρέχει τη δυνατότητα καταγραφής περισσότερων πληροφοριών σε λιγότερο χρόνο και με λιγότερη προσπάθεια στο πεδίο. Η μετέπειτα ανάλυση του οπτικού υλικού στο εργαστήριο μειώνει κάποιους επιπλέον περιορισμούς της κλασσικής UVC μεθόδου, όπως η πιθανότητα καταγραφής του ίδιου οργανισμού δύο φορές, το φαινόμενο ασυμφωνίας μετρήσεων στον ίδιο χώρο και χρόνο μεταξύ διαφορετικών παρατηρητών, το κατά πόσο η απογραφή των δεδομένων γίνεται επιτόπου και εγκαίρως, ενώ παραλείπονται τα θέματα που αφορούν την εξειδίκευση των συμμετεχόντων στην έρευνα.

1.6.3. Αξιολόγηση των πεδίων ανάθρεψης σε διατομές επιφάνειας

Για την εκτίμηση του ρυθμού εγκατάστασης και στρατολόγησης στα πρώτα στάδια ζωής των παράκτιων ιχθύων, η πιο συνηθισμένη και αποδοτική από τις UVC τεχνικές θεωρείται εκείνη της απογραφής σε διατομές επιφάνειας (*strip* ή *fish belt transects*) (Francour, 1999).

Οι παρακάτω γενικές αρχές, διέπουν το πρωτόκολλο στρατηγικής δειγματοληψίας σε διατομές επιφάνειας για τα μεσογειακά παράκτια περιβάλλοντα (Imbert and Bonhomme,

2014) και για τα παράκτια περιβάλλοντα στα νησιά του Δυτικού Ινδικού Ωκεανού Obura (2014) :

- Για την αξιολόγηση της αφθονίας των ειδών-στόχων σε μια περιοχή, πρώτο βήμα αποτελεί η αναγνώριση, χαρτογράφηση και επιβεβαίωση των υπό μελέτη περιοχών ως πεδία ανάθρεψης των ειδών. Οι περιοχές που δεν ενδείκνυνται για αξιολόγηση είναι εκείνες με υψομετρική διαφορά μεγαλύτερη των 2 μέτρων, με υπόστρωμα αποτελούμενο από άμμο για περισσότερο από 20 μέτρα ή ομοιογενές σκληρό υπόστρωμα, με κλίση μεγαλύτερη των 40°, βάθος μεγαλύτερο των 2 μέτρων και σε ακτές ευάλωτες στις καιρικές συνθήκες.

- Η καταμέτρηση (ποσοτικοποίηση) της αφθονίας των ψαριών θα πρέπει να γίνει σε τυποποιημένες μονάδες δειγματοληψίας ώστε να είναι εφικτή η σύγκριση των αποτελεσμάτων μέσα στο χώρο και το χρόνο αλλά και ανάμεσα σε διαφορετικές περιοχές μελέτης (Harmelin-Vivien *et al.*, 1985).

- Ως δειγματοληπτική μονάδα ορίζεται μια ζώνη στο επιφανειακό υπόστρωμα σχήματος ορθογώνιου παραλληλόγραμμου. Οι τελικές διαστάσεις ορίζονται από τον ερευνητή σύμφωνα με τις ανάγκες της έρευνας, τον τύπο υποστρώματος και τις συνθήκες ορατότητας που επικρατούν στη στήλη του νερού. Γενικά, θεωρείται προτιμότερο να οριοθετούνται σχετικά μικρές σε μήκος διατομές, παράλληλες στην ακτογραμμή και με πλάτος 4 ως 5 μέτρα.

- Η οριοθέτηση των επιφανειών δειγματοληψίας (διατομές) γίνεται από τον ερευνητή με τυχαίο τρόπο σε αντιπροσωπευτικές του οικοτόπου περιοχές. Τυπικά, οι διατομές «απλώνονται» άκρη με άκρη, με ελάχιστη διαφορά 5-10 μέτρων μεταξύ τους. Η τυπική UVC τεχνική περιλαμβάνει την καταγραφή όλων των οργανισμών που εμφανίζονται εντός των ορίων της δειγματοληπτικής ζώνης με απευθείας παρατήρηση στο πεδίο.

- Το σχέδιο δειγματοληψίας πρέπει να περιλαμβάνει μεγάλη επαναληψιμότητα προς όφελος της στατιστικής ανάλυσης ενώ η εφαρμογή της μεθόδου δειγματοληψίας πρέπει να μείνει σταθερή ανάμεσα στις επαναλήψεις. Η επαναληψιμότητα της δειγματοληψίας θα πρέπει να λαμβάνει μέρος σε ένα σταθερά χρονικό σημείο μέσα στην ημέρα (μεταξύ 9 π.μ. και 4 μ.μ.), με τις επαναλήψεις να απέχουν απόσταση λίγων ημερών μεταξύ τους κατά τη διάρκεια της ίδιας χρονικής περιόδου.

- Ο παρατηρητής θα πρέπει να διατηρεί έναν σταθερό τρόπο κολύμβησης με αργή και σταθερή ταχύτητα ώστε να εκτελούνται όμοιες αποστάσεις στον ίδιο χρόνο κατά τη διάρκεια της δειγματοληψίας ώστε να είναι βέβαιο ότι δεν προσπέρασε κάποιους οργανισμούς με κίνδυνο να τους καταγράψει περισσότερο από μία φορές. Η καταγραφή των παρατηρήσεων γίνεται συνήθως σε απόσταση 2,5 μέτρα αριστερά και δεξιά της διατομής και 5 μέτρα μπροστά κατά το οπτικό του πεδίο.

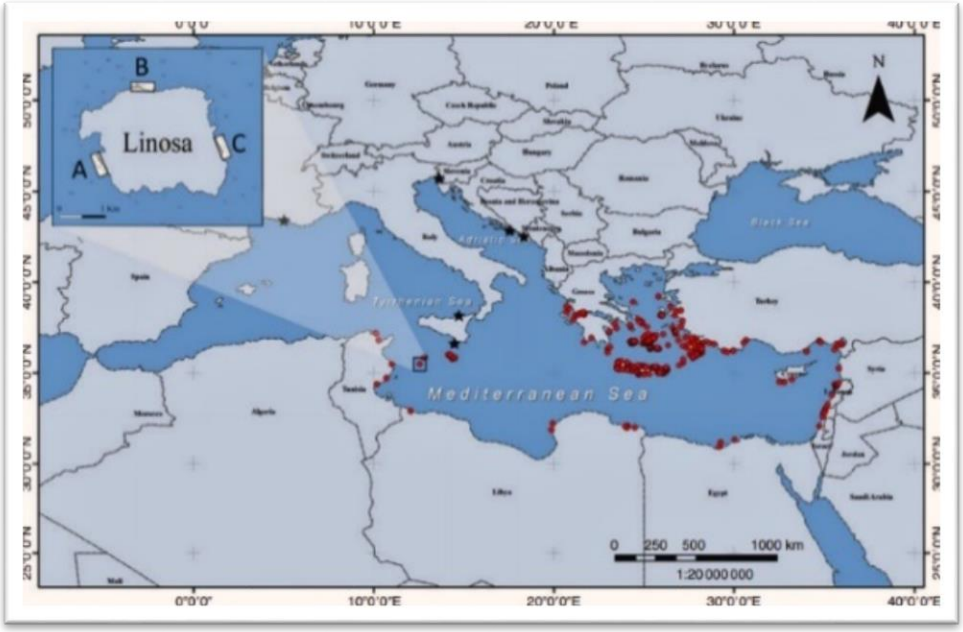
1.7. Αντικείμενο μελέτης: *Siganus luridus*

1.7.1. Κατανομή

Το φυτοφάγο ψάρι *Siganus luridus* (ή Γερμανός, Προσφυγούλα, Κουρκούνα, Κουνελόψαρο) ανήκει στην οικογένεια των Siganidae η οποία περιλαμβάνει ένα γένος και συνολικά 29 είδη (Woodland and Anderson, 2014). Τα 11 από τα είδη αυτά απαντούν στον Ειρηνικό Ωκεανό, 9 είδη σε Ινδικό και Ειρηνικό και ακόμη 9 στον Ινδικό ωκεανό (Froese and Pauly, 2018). Από αυτά μόλις 4 είδη εξαπλώνονται ως στην Ερυθρά θάλασσα (Golani, 2006), ενώ 2 είδη θεωρούνται εισβολικά στη Μεσόγειο. Πρόκειται για τα είδη *Siganus luridus* (Ruppell, 1828) και *Siganus rivulatus* (Forsskal, 1975) των οποίων η φυσική εξάπλωση (πριν την είσοδό τους μέσω της Διώρυγας του Σουέζ) αναφέρεται στον Δυτικό Ινδικό Ωκεανό (Bazairi *et al.*, 2013).

Εικόνα 4. Έλεγχος τροφικών προτιμήσεων ενήλικου *S. luridus* σε εργαστηριακές συνθήκες (Λυμπερίδης *et al.*, 2015)

Στην Μεσόγειο το είδος *Siganus luridus* (Εικόνα 4) καταγράφηκε για πρώτη φορά στις ακτές της ανατολικής Μεσογείου το 1956 και έτυχε γοργής εξάπλωσης προς την Τυνησία (Daniel *et al.*, 2009a). Συγκαταλέγεται σε μία μικρή σχετικά ομάδα Λεσσεψιανών ψαριών που κατάφεραν να εξαπλωθούν και προς τα Δυτικά της Μεσογείου (Zenetos *et al.*, 2010). Συγκεκριμένα, υπολογίζεται ότι από το 2004 πέρασε τα Στενά της Σικελίας (Farag Abziew and Ali, 2016b) και έφτασε ως τη Βόρεια Αδριατική (Ciriaco *et al.*, 2010) αλλά και τις Γαλλικές Ακτές (Daniel *et al.*, 2009b) (Εικόνα 5). Πρόσφατες καταγραφές του στο Αιγαίο αναφέρουν ως το βορειότερο σημείο εξάπλωσής του την Λέσβο (Evagelopoulos *et al.*, 2015) και την Άσσο (Ismenetal., 2015). Στα κρητικά νερά καταγράφηκε για πρώτη φορά το 2002 (Golani *et al.*, 2002).



Εικόνα 5. Παρουσία του *Siganus luridus* στη Μεσόγειο θάλασσα: οι κύκλοι δηλώνουν εγκατεστημένους πληθυσμούς, τα αστέρια δηλώνουν εποχικές παρατηρήσεις (Azzurro *et al.*, 2017)

Τα «κουνελόψαρα», πλέον, αποτελούν κοινό είδος στην ανατολική Μεσόγειο ενώ με την εξάπλωση που πέτυχαν προς τα δυτικά θεωρούνται ως «εγκατεστημένο είδος», δηλαδή ζουν ελεύθερα και διατηρούν τους πληθυσμούς τους ανεξαρτήτως ανθρώπινης επέμβασης (Zenetos *et al.*, 2010).

1.7.2. Αιτίες της επιτυχημένης εισβολής

Το φυτοφάγο είδος *Siganus luridus* σύμφωνα με τους Farag Abziew and Ali (2016a):

- Ανταγωνίζεται με επιτυχία τα ελάχιστα αυτόχθονα φυτοφάγα της Μεσογείου *Sparisoma cretense* και *Sarpa salpa* (Azzurro *et al.*, 2007) ώστε να συγκαταλέγεται σήμερα στα πιο διαδεδομένα Μεσογειακά είδη αποκλειστικά φυτοφάγων ψαριών (Stergiou and Karpouzi, 2001).

- Η στρατηγική του κύκλου ζωής του είδους χαρακτηρίζεται από οικο-φυσιολογική πλαστικότητα (*eco-physiological plasticity*) με σύντομη αναπαραγωγική περίοδο, κάτι που πιθανότατα οφείλεται στις ποικίλες θερμοκρασίες των παράκτιων νερών της Μεσογείου (Castriota and Andaloro, 2005).

- Εκμεταλλεύεται προς όφελος της εξάπλωσης του το ότι η πρωτογενής παραγωγικότητα όπως και η ποικιλότητα των ειδών της Μεσογείου αυξάνεται προς τα Δυτικά.

- Η κλιματική αλλαγή και η αύξηση της θερμοκρασίας των νερών της Μεσογείου πιθανότατα ευνοούν την εξάπλωσή του και προς τον βορά (Raitsos *et al.*, 2010).

1.7.3. Επιπτώσεις της εισβολής

Οι φυτοφάγοι οργανισμοί κατέχουν παγκοσμίως ένα σημαντικό ρόλο στον έλεγχο της πρωτογενούς παραγωγικότητας σε ένα ευρύ φάσμα βενθικών θαλάσσιων οικοσυστημάτων. Στο σύνολό τους μειώνουν την αφθονία της πρωτογενούς παραγωγής του παγκόσμιου ωκεανού κατά 68% (Poore *et al.*, 2012).

Σε κάθε περίπτωση η ικανότητα των φυτοφάγων ψαριών να παρέχουν τις βασικές οικολογικές τους υπηρεσίες (π.χ. βόσκηση) εξαρτάται από τα πρότυπα της κίνησής τους (Bellwood *et al.*, 2016). Η διαρκής εξάπλωση των φυτοφάγων οργανισμών μπορεί να έχει ακόμη μεγαλύτερες συνέπειες εάν: (i) περιλαμβάνει σπονδυλωτά όπως τα ψάρια, που χαρακτηρίζονται συνήθως από υψηλότερους ρυθμούς κατανάλωσης και μεγαλύτερη κινητικότητα από ότι τα ασπόνδυλα και ii) είδη που κινούνται μεταξύ τροπικών και εύκρατων συστημάτων εξαιτίας της επίδρασης που επιφέρουν σχετικά με τις οικολογικές και εξελικτικές διεργασίες στο νέο τους περιβάλλον, οι οποίες διαμορφώνουν τελικά και τις αλληλεπιδράσεις μεταξύ των εισβολέων και των αυτόχθονων ειδών (Vergés *et al.*, 2014).

Πρόσφατες μελέτες αναδεικνύουν ότι η εισβολή των ειδών *S.luridus* και *S. rivulatus* επιφέρει σημαντικές αλλαγές στο τροφικό πλέγμα, τη βιοποικιλότητα και τη δομή των μακροφυτικών

συναθροίσεων στο ανώτερο τμήμα της βραχώδους υποπαραλιακής ζώνης της Ανατολικής Μεσογείου (Vergés *et al.*, 2014).

Οι Katsanevakis *et al.* (2014) συγκαταλέγουν το είδος *Siganus luridus* στην κατηγορία των ξενικών ειδών με τις πλέον σημαντικές επιπτώσεις στη λειτουργία των Μεσογειακών οικοσυστημάτων. Σύμφωνα με τους ίδιους συγγραφείς, η ανεξέλεγκτη γεωγραφική επέκταση του κουνελόψαρου αποτελεί σοβαρή απειλή για τη βιοποικιλότητα και γενικά τις υπηρεσίες που προσφέρει το παράκτιο οικοσύστημα. Συγκεκριμένα, στα πεδία όπου εμφανίζουν υψηλές συγκεντρώσεις αναφέρονται οι εξής επιπτώσεις:

- Μείωση στη συνολική πρωτογενή παραγωγή βιομάζας
- Μειωμένη ικανότητα καθαρισμού του νερού και αποθήκευσης οργανικού άνθρακα
- Διατάραξη του κύκλου ζωής των ειδών στα ενδιαιτήματα της παράκτιας ζώνης.
- Ο αντίκτυπος των επιπτώσεων επηρεάζει τις ανθρώπινες δραστηριότητες σχετικά με την άσκηση της αλιείας αλλά και σε ότι αφορά τον τουρισμό και την αναψυχή, αλλοιώνοντας περιβάλλοντα με συμβολική και ιδιαίτερη αισθητική αξία.
- Ο ανταγωνισμός του είδους σε σχέση με τα αυτόχθονα φυτοφάγα προς διεκδίκηση χώρου και τροφής επιφέρει μείωση των αποθεμάτων των εμπορικών ειδών σε αυτές τις περιοχές

Ωστόσο, σε τοπική κλίμακα μπορεί να αποτελεί και σημαντικό αλιευτικό στόχο, όπως για παράδειγμα στις ακτές της Κύπρου.

Οι σημαντικές επιπτώσεις των κουνελόψαρων ανάμεσα στα φυτοφάγα ψάρια της Μεσογείου διαφέρουν εντελώς σε σχέση με την Ερυθρά θάλασσα όπου οι εκεί συγκεντρώσεις τους είναι κατά πολύ μικρότερες σε σύγκριση με πολυάριθμα άλλα φυτοφάγα είδη (Peter F. Sale, 1991).

Τα δύο εισβολικά είδη της οικογένειας Siganidae έφτασαν να είναι σήμερα τα πιο διαδεδομένα φυτοφάγα είδη στη Μεσόγειο (Stergiou and Karpouzi, 2001). Πιο συγκεκριμένα, στην νοτιο-ανατολική και νοτιο-δυτική ακτή της Τουρκίας έφτασαν να αποτελούν το 95% της βιομάζας των φυτοφάγων οργανισμών και θεωρούνται υπεύθυνα για τη σταδιακή

μετατροπή των άλλοτε πλούσιων σε φαιοφύκη οικοσυστημάτων της υποπαραλιακής ζώνης σε οικοσυστήματα με γυμνούς βράχους (Sala *et al.*, 2011). Αντίστοιχες επιπτώσεις σημειώθηκαν στα παράλια του Ισραήλ όπου το *S. luridus* αποτελεί το 1/3 της συνολικής βιομάζας των ψαριών αυτών των οικοσυστημάτων (Galil, 2007) και μαζί με το *S. rivulatus* έφτασε να αποτελεί το 66% της πυκνότητας των φυτοφάγων ειδών στις ακτές της Λεβαντίνης (Harmelin-Vivien *et al.*, 2005). Στην Ρόδο αποτελούν το 99% των ειδών που ζουν σε περιοχές με λιβάδια *Posidonia oceanica* (Kalogirou et al., 2012) και στη Σαντορίνη στο 90% της συνολικής βιομάζας ψαριών κατά τόπους (Giakoumi, 2014). Τα είδη αυτά, εξαιτίας της επιλεκτικής τους θρέψης, σχεδόν εξαφάνισαν τα μακροφύκη στον ύφαλο Shiqmona του Ισραήλ (Lundberg *et al.*, 2004) ενώ πιο πρόσφατα οι Vergés *et al.* (2014) αναφέρουν ότι σε περιοχές κατά μήκος των ελληνικών και τουρκικών ακτών όπου και τα δύο είδη αφθονούν, οι διαπλάσεις μακροφυκών με υψηλούς θαλλούς παρουσίασαν μείωση της αφθονίας κατά 65%, της βιομάζας κατά 60% και η ποικιλότητα των μακροβενθικών ειδών που φιλοξενούν μειώθηκαν κατά 40%. Αντίστοιχα αποτελέσματα καταγράφονται και από τις νότιες Κυκλάδες (Giakoumi, 2014).

1.7.4. Εμπορική Αξία

Τα «κουνελόψαρα» αποτελούν εμπορικά εκμεταλλεύσιμα είδη σε πολλές περιοχές της ανατολικής Μεσογείου (Bariche, 2002) και περιστασιακά αποκτούν μία υψηλή σχετικά εμπορική αξία (Stephanou and Georgiou, 1998). Έφτασαν να αποτελούν από το 5 έως το 15% της συνολικής ισραηλινής παράκτιας αλιείας (Lundberg and Golani, 1995) και το 2,3% της αντίστοιχης στις λιβανέζικες ακτές (Harmelin-Vivien, Harmelin and Leboulleux, 1995), ενώ το 2008 αντιπροσώπευσαν το 4,6% του βάρους του συνόλου των αλιευμάτων της παραδοσιακής παράκτιας αλιείας της Κύπρου (Katsanevakis *et al.*, 2009).

Προσφέρονται για ιχθυοκαλλιέργεια εξαιτίας της υψηλής τους γονιμότητας, της συχνής ωοτοκίας, της γρήγορης ανάπτυξης και των χαμηλών τροφικών τους απαιτήσεων (Rhodes *et al.*, 2017). Κατά το παρελθόν έγιναν ορισμένες επιτυχημένες πειραματικές προσπάθειες να αναπαραχθούν και να εκτραφούν σε τεχνητό περιβάλλον (Popper and Gundermann, 1975), χωρίς ωστόσο να αναφέρονται προς το παρόν ως προϊόντα ιχθυοκαλλιέργειας.

1.7.5. Βιότοπος

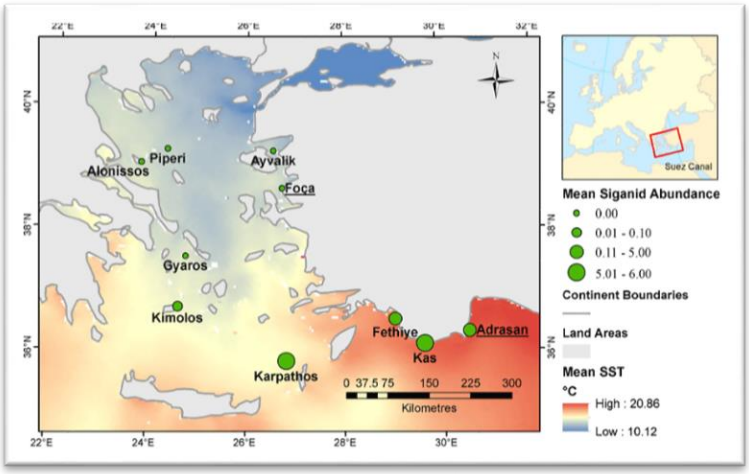
Στη Μεσόγειο το είδος *S.luridus* απαντά σε βραχώδεις βυθούς και γενικότερα σε περιοχές με σκληρό υπόστρωμα, όχι μακριά από την ακτή, σε πολύ ρηχά νερά συνήθως σε βάθη μεταξύ 2–40 m (Bariche etal., 2004). Σχηματίζει μικρά κοπάδια αλλά απαντά και σε μοναχικά άτομα.

1.7.6. Βιολογία

Είναι αποκλειστικά φυτοφάγο είδος και τρέφεται με ένα μεγάλο εύρος από μακροφύκη. Ένα ώριμο ψάρι μπορεί να φτάσει τα 30 εκατοστά με το ολικό του μήκος να είναι κυμαίνεται συνήθως από 10 ως 22 εκατοστά (Shakman *et al.*, 2008). Συνήθως ζει μέχρι 6 (Bariche, 2005) ή κατά άλλους 7 χρόνια (Shakman *et al.*, 2008) ανάλογα με το ενδιαίτημα και τη διαθεσιμότητα των πόρων. Το μέγιστο θεωρητικό βάρος που μπορεί να αποκτήσει είναι περίπου τα 500 gr (Shakman *et al.*, 2008).

1.7.7. Αναπαραγωγή

Στη Μεσόγειο ωριμάζει σεξουαλικά όταν το μήκος του βρίσκεται μεταξύ 13 και 14 cm περίπου (Shakman *et al.*, 2008) ενώ οι Azzurro *et al.* (2007) αναφέρουν ως πρώτο μέγεθος σεξουαλικής ωρίμανσης τα 16,5 cm στις ακτές της Λεβαντίνης. Ως τροπικό είδος, προτιμά τις περισσότερο θερμές περιοχές της Μεσογείου (Εικόνα 6), με την υψηλή θερμοκρασία κατά τους καλοκαιρινούς μήνες να αποτελεί περιοριστικό παράγοντα στην ανάπτυξη των γονάδων, ωστόσο, ψάρια με ώριμες γονάδες βρέθηκαν στις ακτές του Λιβάνου και κατά την περίοδο Οκτώβριου - Νοέμβριου χωρίς όμως να έχει παρατηρηθεί ωοτοκία στη συγκεκριμένη αυτή περίοδο (Bariche et al., 2003). Σύμφωνα με βιβλιογραφικές πηγές η περίοδος αναπαραγωγής για το *S. luridus* στην Μεσόγειο λαμβάνει μέρος από τον Απρίλιο ως τον Σεπτέμβριο, ανάλογα τη γεωγραφική θέση και τις θερμοκρασίες που επικρατούν τοπικά (Baricheetal., 2003). Στην Ανατολική Μεσόγειο η περίοδος αυτή αναφέρεται από τον Μάιο ως τον Ιούλιο (Azzurro *et al.*, 2007). Οι τιμές της θερμοκρασίας για τις οποίες έχει καταγραφεί ωοτοκία κυμαίνονται μεταξύ 24 - 29 ^{o}C στις ακτές της Λεβαντίνης (Bariche et al., 2003).



Εικόνα 6. Τοπικά πρότυπα μέσης θερμοκρασίας και αφθονίας των τροπικών «κουνελόψαρων» (Vergés*et al.*, 2014)

Το είδος διακρίνεται από υψηλή γονιμότητα και στη Μεσόγειο θάλασσα απελευθερώνει εν δυνάμει 1.500 αυγά ανά γεννήτορα (Bariche etal., 2009) με την διαδικασία αυτή να λαμβάνει μέρος κατά/ή γύρω από την πρώτη σεληνιακή φάση (Popper et al., 1976).

1.7.8. Νεαρά στάδια – εγκατάσταση ιχθυδίων

Οι μόνες πληροφορίες που υπάρχουν στη διεθνή βιβλιογραφία για το στάδιο της αναπαραγωγής και επώασης του είδους αφορούν δεδομένα που προέρχονται αποκλειστικά από εργαστηριακές μελέτες. Η πειραματική μέθοδος των Popper etal., (1979) έδειξε ότι σε εργαστηριακές συνθήκες τα ψάρια γεννούν αυγά 96 ώρες από την πρώτη ένεση με ορμόνη HCG. Στη συνέχεια ακολουθεί μια περίοδος 26-32 ωρών ως την εκκόλαψη. Αμέσως μετά οι ιχθυονύμφες κολυμπούν ενεργά κοντά στην επιφάνεια του νερού ενώ 48 ώρες αργότερα ξεκινούν να τρέφονται ενεργά, σε θερμοκρασίες μεταξύ 25-32 ^{o}C.

Σχετικά με το χρονικό διάστημα από την ωοτοκία ως την πρώτη περίοδο εγκατάστασης, δεδομένα από τις ακτές της Λεβαντίνης δείχνουν ότι η φάση των πελαγικών ιχθυονυμφών διαρκεί περίπου 30 ημέρες (Bariche etal., 2004) ενώ κατά τη διάρκεια αυτή μπορεί να ταξιδέψουν μέσω ρευμάτων σε αποστάσεις ως και 1,000 km (Azzurro *et al.*, 2006).

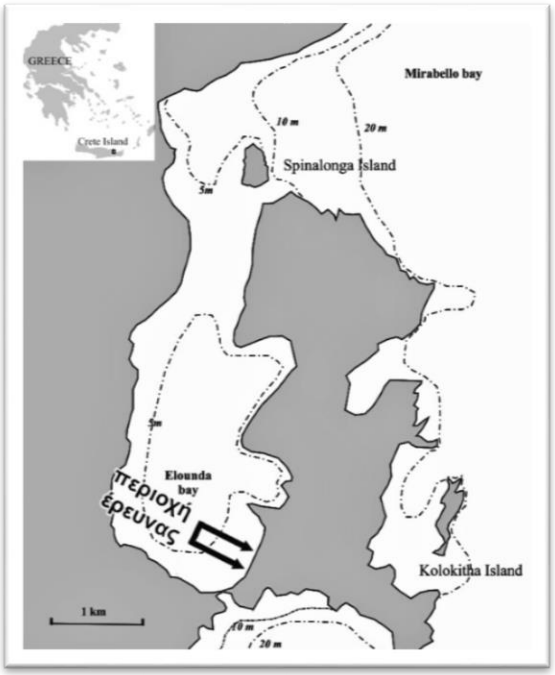
Οι Popper and Gundermann (1975) μελέτησαν τα ιχθύδια του είδους *S. luridus* στην Ερυθρά θάλασσα όπου βρίσκονται σε αφθονία σε πολύ ρηχά νερά τους μήνες Μάιο με Αύγουστο. Αναφέρουν ότι τα ιχθύδια μοιάζουν πολύ με τα ενήλικα και είναι εύκολο να τα διακρίνει κανείς από το στρογγυλεμένο τους σχήμα και την περικομμένη τους ουρά. Το χρώμα τους είναι καφέ, πιο σκούρο από το είδος *S. rivulatus* με ένα ελαφρώς φωτεινότερο πρότυπο. Διακρίνεται επίσης μια επιμήκης γραμμή διαμέσου του ματιού. Όταν τρομάζουν μπορούν να μεταβάλλουν πολύ γρήγορα το χρώμα τους σε μια πιο σκούρα απόχρωση καθώς και να σχηματίσουν πυκνότερες ομάδες.

Οι καταγραφές των Bariche et al., (2004) από τις ακτές της Λεβαντίνης, αναφέρουν ως περίοδο εγκατάστασης του είδους τους μήνες Ιούλιο και Αύγουστο και ως πρώτο κατά την περίοδο αυτή μέγεθος ιχθυδίων τα 40 mm. Σύμφωνα με την συγκεκριμένη έρευνα τα νεαρά ψάρια καταγράφονται ως μοναχικά άτομα, ανάμεσα σε ομάδες του είδους *S. rivulatus.* Οι ίδιοι ερευνητές σημειώνουν ότι οι περιοχές της παράκτιας ζώνης που επιλέγουν τα νεαρά *S. luridus* προς εγκατάσταση είναι σχετικά αβαθείς (περίπου 3m), σχετικά προστατευμένες από τους επικρατούντες ανέμους, με μεσαία κλίση και υπόστρωμα με βράχους καλυμμένους με φύκη.

1.7.9. Περιοχή της έρευνας

Η περιοχή της παρούσας μελέτης βρίσκεται στα βόρεια παράλια του νησιού της Κρήτης, στο νομό Λασιθίου και συγκεκριμένα στο νοτιο-ανατολικό τμήμα του όρμου της Ελούντας (Εικόνα 7).

Η ακτογραμμή του όρμου της Ελούντας σχηματίζει μια ημίκλειστη θαλάσσια λεκάνη συνολικής έκτασης 4.7 km^2 η οποία είναι καλά προφυλαγμένη από κύματα και ρεύματα. Στο σύνολό της καλύπτεται από πυκνά λιβάδια φωτόφιλων μακροφυκών και αγγιόσπερμων (όπως *Caulerpa prolifera, Cymodocea sp.*) ενώ το ρηχό της τμήμα (2 – 9 μέτρα βάθος) αποτελεί πεδίο ανάθρεψης για πολλά είδη ψαριών και θεωρείται ως ένα σημαντικό ενδιαίτημα για τη διατήρηση των θαλάσσιων βιολογικών πόρων - εμπορικής αξίας για την τοπική παράκτια αλιεία (Koulouri *et al.*, 2016).



Εικόνα 7. Όρια της επιλεχθείσας περιοχής έρευνας

Σχετικά με τις περιβαλλοντικές παραμέτρους της περιοχής ο Ντούνας (2006) αναφέρει για το χειμώνα τις θερμοκρασίες της τάξης των 13.30 °C (±0.12) και για το καλοκαίρι 24.95 °C (±0.25). Η αλατότητα παραμένει σχετικά σταθερή στη στήλη του νερού με τιμές που κυμαίνονται από 37.95 (±0.11) και 40.02‰ (±0.25) για το φθινόπωρο και το καλοκαίρι αντίστοιχα. Σχετικά με το υπόστρωμα, τα επιφανειακά ιζήματα αποτελούνται κυρίως από ιλύ που περιλαμβάνει ένα ποσοστό αδρότερων βιογενών υλικών που προέρχονται κυρίως από θραύσματα οστράκων δίθυρων Μαλακίων.

1.8. Στόχος της έρευνας

Μέχρι σήμερα δεν υπάρχουν πληροφορίες για την φάση της πρώτης εγκατάστασης και παραμονής των ιχθυδίων του κουνελόψαρου στις περιοχές ανάθρεψης, με πολλούς ερευνητές να επισημαίνουν την άμεση ανάγκη για εμβάθυνση της επιστημονικής έρευνας στους μηχανισμούς εξάπλωσης και διασποράς του είδους στα πρώτα στάδια του κύκλου ζωής του είδους (Azzurro *et al.*, 2017).

Στην παρούσα έρευνα, η επιλεγείσα περιοχή στον όρμο της Ελούντας εξετάστηκε σχετικά με την περίοδο και τα πρότυπα εγκατάστασης των ιχθυδίων του είδους, η σύνδεση της αφθονίας των ιχθυδίων με τη διακύμανση της θερμοκρασίας, καθώς και η σχέση των πληθυσμών και των προτύπων δραστηριότητας των ιχθυδίων με τα αβιοτικά χαρακτηριστικά του ενδιαιτήματος εγκατάστασης.

Η υποθέσεις εργασίας που εξετάστηκαν στην παρούσα μελέτη είναι:

- Η εγκατάσταση των ιχθυδίων *S. luridus* στον όρμο της Ελούντας λαμβάνει χώρα κατά τους μήνες Ιούλιο ως Αύγουστο σύμφωνα με τις καταγραφές των Bariche et al. (2004) και ορισμένες αδημοσίευτες παρατηρήσεις από την ίδια περιοχή;

- Η εγκατάσταση και η χρονική διάρκεια της παραμονής τους στο ανώτερο τμήμα της υπο-παραλιακής ζώνης της Ελούντας σχετίζονται με τη θερμοκρασία των επιφανειακών υδάτων της περιοχής;

- Κατά την παραμονή τους στην περιοχή μελέτης τα ιχθύδια παρουσιάζουν στατιστικά σημαντικές διαφορές στη συμπεριφορά τους και στις πληθυσμιακές συναθροίσεις τους μεταξύ των διαφορετικών τύπων οικοτόπων που χαρακτηρίζονται από διαφορετική δομική πολυπλοκότητα υποστρώματος;

2. Υλικά και μέθοδοι

2.1.Επιλογή κατάλληλης περιοχής

Το ανώτερο τμήμα της υποπαραλιακής ζώνης στον εσωτερικό κόλπο της Ελούντας έχει αναγνωρισθεί σχετικά πρόσφατα ως πεδίο ανάθρεψης πολλών ειδών παράκτιων ψαριών (Koulouri *et al.*, 2016). Επιπλέον παρατηρήσεις κατά τις επιτόπιες έρευνες του Ελληνικού Κέντρου Θαλασσίων Ερευνών τα τελευταία χρόνια, επιβεβαιώνουν την ευρύτερη περιοχή ως κατάλληλο ενδιαίτημα προς εγκατάσταση και στρατολόγηση του Λεσσεψιανού μετανάστη που αποτελεί και τον στόχο της συγκεκριμένης έρευνας.

Μια προκαταρκτική μελέτη για την αξιολόγηση των διάφορων υπο-περιοχών του κόλπου της Ελούντας ως πιθανά πεδία ανάθρεψης νεαρών ψαριών, έλαβε μέρος στα μέσα Ιουνίου του 2017 και περιλάμβανε το τμήμα της νοτιοανατολικής ακτής. Κατά τη μελέτη διαπιστώθηκε ότι πληθυσμοί του είδους *S. luridus* ήταν παρόντες μόνο σε ενήλικα άτομα (> 15cm) υποδεικνύοντας πως το τμήμα αυτό ενδεχομένως να αποτελεί ένα "σημαντικό ενδιαίτημα νεαρών ιχθυδίων" (*essential juvenile fish habitat*) (Dahlgren *et al.*, 2006). Δεν υπήρξε καμία παρατήρηση ατόμων του είδους στο στάδιο της ιχθυονύμφης ή του ιχθυδίου.

2.1.1. Χωροθέτηση διατομών επιφάνειας

Κατά την επιτόπια έρευνα εντοπίστηκε το υπό εξέταση τμήμα (γεωγραφικές συντεταγμένες 35°15'36.2"N 25°44'14.2"E), μήκους περίπου 130 μέτρων και σε απόσταση 1,7 km από την πόλη της Ελούντας (Εικόνα 8) και αποτέλεσε την περιοχή δειγματοληψίας.

Εικόνα 8. Γενική άποψη της υπό μελέτη περιοχής στον όρμο της Ελούντας

Σε πρώτο στάδιο η περιοχή ελέγχθηκε αν πληροί τα κριτήρια για την εφαρμογή των UVC τεχνικών. Για την κάλυψη ολόκληρης της περιοχής χωρομετρήθηκαν και επελέγησαν δύο

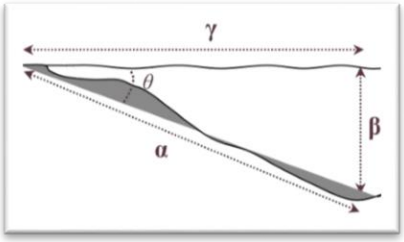
διατομές υποστρώματος μήκους 60 μέτρων η κάθε μία τοποθετημένες σχεδόν παράλληλα προς την ακτογραμμή. Σύμφωνα με τα εγχειρίδια μεθοδολογίας για την εφαρμογή UVC τεχνικών (Obura, 2014; Imbert and Bonhomme, 2014) η τοποθέτηση των διατομών έγινε στην πρώτη υποπεριοχή σε απόσταση 3 μέτρων από την ακτή και στην δεύτερη σε απόσταση 12 μέτρων από την ακτή, σε συνέχεια η μία της άλλης και σε απόσταση 10 μέτρων μεταξύ τους (Εικόνα 9).

Εικόνα 9. Υπό μελέτη περιοχή: τοποθέτηση των διατομών επιφάνειας

2.1.2. Οικολογικοί παράγοντες

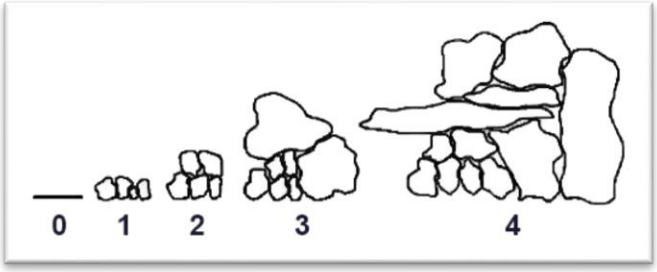
Οι οικολογικοί παράγοντες που ελέγχθηκαν ήταν:

1. **Το βάθος και η κλίση του υποστρώματος:** Έγινε προσπάθεια να υπολογιστεί το βάθος σε συνδυασμό με την απόσταση του πυθμένα από την ακτή με χρήση μετροταινίας (Σχήμα 1). Κάτι τέτοιο, ωστόσο, δεν ήταν εφικτό να πραγματοποιηθεί με ακρίβεια εξαιτίας της έντονης τραχύτητας του υποστρώματος. Η κλίση της περιοχής κατηγοριοποιήθηκε με βάση την κλίμακα που προτείνουν οι Harmelin-Vivien etal. (1995), ήπια: 0<θ<23°, μεσαία: 23°<θ<45° και απότομη: 45°<θ<67°.



Σχήμα 1. Υπολογισμός κλίσης πυθμένα α: Απόσταση από την ακτή, β: Βάθος, γ: Απόσταση από την επιφάνεια υπολογισμένη από το Πυθαγόρειο Θεώρημα. Η γωνία θ υπολογίζεται από τον τύπο $εφθ=β/γ$ (Κυπαρίσσης, 2009)

2. **Η πολυπλοκότητα του υποστρώματος:** Κατηγοριοποιήθηκε με βάση την κλίμακα τραχύτητας (Imbert and Bonhomme, 2014) (Σχήμα 2, Εικόνα 10). Σύμφωνα με την συγκεκριμένη κλίμακα η φυσική δομή ενός ενδιαιτήματος σκληρού υποστρώματος γίνεται περισσότερο πολύπλοκη όσο ο αριθμός των προσφερόμενων εσοχών (crevices) αυξάνεται, παρέχοντας μεγαλύτερη κάλυψη από τους θηρευτές ευνοώντας τα ποσοστά επιβίωσης των ιχθυδίων που επιλέγουν αυτόν τον τύπο υποστρώματος (Hixon and Beets, 1993).



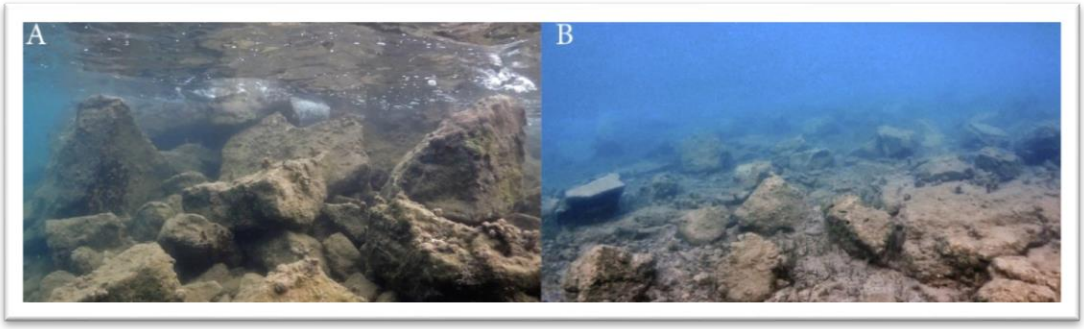
Σχήμα 2. Κλίμακα τραχύτητας βραχώδους υποστρώματος. Οι τιμές κάτω από κάθε εικονιζόμενη δομή αντιπροσωπεύουν τον δείκτη τραχύτητας (Imbert and Bonhomme, 2014)

3. **Τα μικροενδιαιτήματα της περιοχής:** Η χαρτογράφηση των μικροενδιαιτημάτων στην περιοχή έρευνας έγινε με κατηγοριοποιημένες παρατηρήσεις από την επιφάνεια της θάλασσας και με άμεσες παρατηρήσεις που πραγματοποιήθηκαν με κολύμβηση κατά μήκος των διατομών επιφανείας. Επιλέχθηκαν 7 μη αποκλειστικές τοπογραφικές κατηγορίες (Harmelin-Vivien etal., 1995):

Πίνακας 1. Μη αποκλειστικές τοπογραφικές κατηγορίες δομής μικροενδιαιτημάτων σκληρού υποστρώματος υποπαραλιακής ζώνης.

Τοπογραφικές κατηγορίες	Περιγραφή
1	Χαλίκι, άμμος, ιλύς
2	Οριζόντια πετρώματα
3	Κροκάλες με επίφυτα
4	Γυμνές Κροκάλες
5	Ογκόλιθοι (> 15 εκ. σε διάμετρο)
6	Βράχια με προεξοχές
7	Συστάδες *Cymodocea nodosa* ≥ 10cm

Οι κατηγορίες 2,3,5,6 αποικούνται από υποβαθμισμένες διαπλάσεις φαιοφυκών (*Padina pavonica* και *Cystoseira sp.*), που εμφανίζονται με διάφορα ύψη φυτοκάλυψης και πυκνότητας. Η υποβάθμιση αυτή πιθανόν να οφείλεται στην έντονη βόσκηση από τα φυτοφάγα ψάρια της περιοχής, αφού δεν καταγράφηκε πουθενά η παρουσία πληθυσμών αχινών.



Εικόνα 10. Χαρακτηριστικές δομές υποστρώματος: Υπό-περιοχή Α: Μικρά και μεγάλα μπλοκ που σχηματίζουν μια μεγάλη σύνθετη περιοχή με μεγάλους ογκόλιθους, ρωγμές και μέγιστες προεξοχές (Δείκτης Τραχύτητας: 4). Υπό-περιοχή Β: Μικρά και ανυψωμένα διάσπαρτα μπλοκ (Δείκτης Τραχύτητας: 2)

2.1.3. Περιγραφή των δύο υπό μελέτη οικοτόπων

I. Οικότοπος Α

Σύμφωνα με πληροφορίες που δίνονται από τους Bariche et al., (2004), οι "νεοαφιχθέντες" άποικοι του είδους *S.luridus* δείχνουν μια έντονη προτίμηση για ενδιαιτήματα βραχώδους υποστρώματος με μεσαία κλίση, χαρακτηριστικό που συγκεντρώνει ιδιαίτερα ο οικότοπος Α καθ' όλη την έκταση του που αποτελεί και την πρώτη δειγματοληπτική μονάδα (Εικόνα 10.Α). Επιπλέον, η δειγματοληπτική μονάδα Α αποτελεί μετάβαση από μια πυκνή κάλυψη του βυθού του φανερόγαμου *Cymodocea sp.* (Εικόνα 11.Γ), σε βραχώδες υπόστρωμα με έντονη τραχύτητα, εξωχές και υψομετρικές διαφορές καθ' όλη της την έκταση. Την μακροσκοπική εικόνα της περιοχής Α συμπληρώνει ένα πλήθος από διάσπαρτους μικρούς και μεγάλους ογκόλιθους, τμήματα βράχων, κροκάλων, χαλικιών και ιλύος δίπλα και ανάμεσα στις συστάδες της *Cymodocea sp.*.

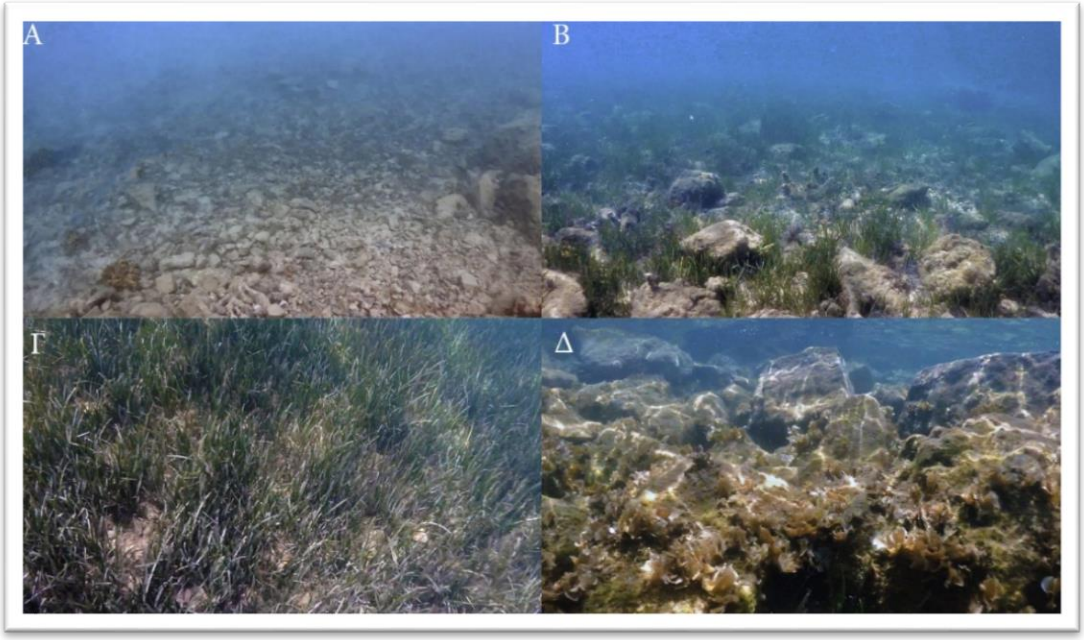
II. Οικότοπος Β

Η περιοχή της δειγματοληπτικής μονάδας Β χαρακτηρίζεται από περισσότερο ήπια κλίση υποστρώματος, γεγονός που φαίνεται να προτιμούν λιγότερο τα κουνελόψαρα-άποικοι (Bariche et al., 2004). Κύριο χαρακτηριστικό της είναι οι διάσπαρτοι μικροί και μετρίου μεγέθους ογκόλιθοι καθώς και οι διάσπαρτες συστάδες του φανερόγαμου *Cymodocea sp.* με

διαφορετική πυκνότητα επάνω και ανάμεσα σε οριζόντια συσσωματώματα σκληρού υποστρώματος (Εικόνα 10.Β, 11Β).

III. Ενδιάμεση ζώνη μεταξύ Οικοτόπων

Μια ζώνη μήκους 5 μέτρων που χρησιμοποιήθηκε ως «νεκρή ζώνη» δειγματοληψίας μεταξύ των δύο δειγματοληπτικών μονάδων χαρακτηρίζεται από ομοιογενές υπόστρωμα με ιλύ, χαλίκια και κροκάλες (Εικόνα 11.Α).



Εικόνα 11. Χαρακτηριστικοί τύποι ενδιαιτήματος. Α) Ιλύς/χαλίκι/κροκάλες, Β)Σποραδικές συστάδες του θαλάσσιου φανερόγαμου *Cymodocea sp.*, Γ) Λιβάδι *Cymodocea sp.*,Δ) Βραχώδες υπόστρωμα με υποβαθμισμένες διαπλάσεις φαιοφυκών (*Padina sp.*)

Τα αποτελέσματα της χαρτογράφισης έδειξαν πως παρά το γεγονός ότι στο σύνολό της η περιοχή χαρακτηρίζεται ως «συνεχής» (δηλαδή η κυκλοφορία των ψαριών δε διακόπτεται με κάποιον φυσικό τρόπο), οι δύο δειγματοληπτικές μονάδες μπορούν να θεωρηθούν ως δύο διαφορετικοί οικότοποι με βάση αποκλειστικά τα γεωμορφολογικά τους χαρακτηριστικά (Εικόνα 10).

Πίνακας 2. Περιγραφικά χαρακτηριστικά των διατομών επιφάνειας όπως προέκυψαν από κατηγοριοποιημένες παρατηρήσεις. Εξαιτίας, της έντονης τραχύτητας του βυθού οι μετρήσεις σχετικά με την κλίση και την απότομη υψομετρική διαφορά του υποστρώματος δεν ήταν εφικτό να πραγματοποιηθούν με ακρίβεια και τα αποτελέσματα παρουσιάζονται κατά προσέγγιση.

Διατομή επιφάνειας	Εμβαδό	Βάθος	Κλήση	Απότομη υψομετρική διαφορά	Έκθεση	Κατηγορίες μικροενδιαιτήματος	Τραχύτητα υποστρώματος
A	300 m^2	2m	μέτρια	ναι	μικρή	1-8	4
B	300 m^2	1,5m	ήπια	όχι	μικρή	1-8	2

Συνοψίζοντας, η προκαταρκτική μελέτη στο πεδίο έδειξε ότι η υπό διερεύνηση θαλάσσια περιοχή της ακτής:

- ✓ Βάση των φυσικών της χαρακτηριστικών αποτελείται από δύο παράκτιους αβαθείς οικοτόπους με σκληρό υπόστρωμα καλυμμένο με φωτόφιλα μακροφύκη. Επίσης προσφέρεται για την χωροθέτηση δύο διαφορετικών διατομών επιφάνειας σε αυτά, μήκους τουλάχιστον 60 μέτρων η κάθε μία και σε απόσταση 10 μέτρων μεταξύ τους.
- ✓ Ο τύπος υποστρώματος και η κλίση του πυθμένα παραμένουν σταθερά για κάθε μία από τις δύο ζώνες δειγματοληψίας και κατά το μήκος των δύο διατομών δειγματοληψίας. Σε κάθε περίπτωση η κλίση του πυθμένα δεν ξεπερνά σε κανένα σημείο τις 40°.
- ✓ Η τραχύτητα του υποστρώματος στη ζώνη Α χαρακτηρίζεται από μια συνεχή υψομετρική διαφορά από την επιφάνεια του νερού ως το βαθύτερο σημείο, απότομη σε ορισμένα σημεία και με συνολική υψομετρική απόκλιση που δεν ξεπερνά τα 2 μέτρα (Εικόνα 10.Α).
- ✓ Δεν παρουσιάζεται περιοχή του βυθού με αποκλειστικά άμμο-ιλύ
- ✓ Το βάθος της υπό μελέτης ζώνης κρίθηκε κατάλληλο αφού η παρουσία του παρατηρητή στην επιφάνεια έδειξε να μην τρομάζει τα ψάρια που βρίσκονται κοντά στο υπόστρωμα ενώ επέτρεπε παράλληλα την προσέγγιση ώστε να επιτυγχάνεται με ασφάλεια η αναγνώριση των ειδών.
- ✓ Η περιοχή μελέτης στο σύνολό της είναι καλά προφυλαγμένη από τις απότομες μεταβολές του ανέμου και τον εν γένει υδροδυναμισμό.

- ✓ Η προσέγγιση σε αυτήν γίνεται εύκολα οδικώς και η τελική πρόσβαση στο υπό μελέτη τμήμα της επιτυγχάνεται χωρίς ιδιαίτερη δυσκολία.
- ✓ Η περιοχή σπάνια συγκεντρώνει λουόμενους και δεν προσφέρεται για ερασιτεχνική παράκτια αλιεία.

Συνοψίζοντας, βάση των κριτηρίων αξιολόγησης που παρέχονται από την βιβλιογραφία, η περιοχή που επιλέγει τελικά για την εκτέλεση των εργασιών πεδίου φαίνεται να συγκεντρώνει τα φυσικά χαρακτηριστικά που προτιμούν τα κουνελόψαρα για την πρώτη τους εγκατάσταση και πληροί σε σημαντικό βαθμό τις προϋποθέσεις για την εφαρμογή της τεχνικής υποβρύχιας οπτικής απογραφής με αναπνευστήρα και κάμερα στις επιλεγμένες διατομές της επιφάνειας του πυθμένα.

2.2. Στρατηγική Δειγματοληψίας

2.2.1. Καθορισμός δειγματοληπτικής μονάδας

Για την κάλυψη ολόκληρης της περιοχής έρευνας, τη συλλογή δεδομένων με ακρίβεια και την παραγωγή συγκρίσιμων αποτελεσμάτων, οι δειγματοληπτικές μονάδες διατηρήθηκαν ακριβώς στην ίδια θέση και διεύθυνση καθ' όλη τη διάρκεια της έρευνας, όπως ορίστηκαν κατά το στάδιο της προκαταρκτικής έρευνας.

Οι διαστάσεις για κάθε μονάδα δειγματοληψίας ορίστηκαν στα 60 μέτρα μήκος και στα 5 μέτρα πλάτος. Το μήκος κάθε διατομής υπολογίστηκε με μετροταινία εφαπτόμενη στον πυθμένα. Κατά τη διάρκεια της έρευνας, η αρχή και το τέλος κάθε διατομής γίνονταν διακριτές από συγκεκριμένα φυσικά σημεία στην τοπογραφία της ακτής και του πυθμένα και ο υπολογισμός του πλάτους τους εμπειρικά. Για το σκοπό αυτό, σε προγενέστερο της μελέτης στάδιο, ο παρατηρητής ακολούθησε ένα πρόγραμμα εξοικείωσης με την τεχνική δειγματοληψίας (βασιζόμενο στους Bernard *et al.*, 2013 και Imbert and Bonhomme, 2014) σχετικά με την εκτίμηση μεγεθών και αποστάσεων υποβρυχίως.

2.2.2. Επιλογή της κατάλληλης UVC τεχνικής

Ένα από τα κύρια χαρακτηριστικά της περιοχής μελέτης είναι η έντονη τραχύτητα του υποστρώματος, κάτι που κάνει τον εντοπισμό των ιχθυδίων-στόχων σχετικά δύσκολο και χρονοβόρο, ιδιαίτερα όταν βρίσκονται πίσω από ογκόλιθους ή ανάμεσα στα βράχια. Για τους ίδιους λόγους η ταχύτητα και η φορά πλεύσης του παρατηρητή δεν ήταν πάντα εφικτό να παραμείνει σταθερή καθ' όλη τη διαδρομή εκτέλεσης της σάρωσης της διατομής. Ως εκ τούτου και σύμφωνα με τις ιδιαιτερότητες του πεδίου, ως βέλτιστη κρίθηκε και επιλέχθηκε

η τεχνική *Browser Video Transect* (Pelletier *et al.*, 2011). Η τεχνική αυτή διέπεται από τις βασικές αρχές μιας κλασικής UVC κατά την οποία ωστόσο, ο δύτης δεν είναι υποχρεωμένος να διατηρεί αυστηρά σταθερή πορεία (διεύθυνση) και ταχύτητα αλλά περιηγείται εντός του πλαισίου της διατομής και πλησιάζει το στόχο του (*zooming*) όταν κρίνει αυτό αναγκαίο.

Για τις ανάγκες της συγκεκριμένης έρευνας δημιουργήθηκε και εφαρμόστηκε ένα απλό πρωτόκολλο δειγματοληψίας ώστε να διασφαλιστεί πως η δειγματοληψία θα διεξάγεται με τον ίδιο ακριβώς τρόπο και στις δύο υπό-περιοχές.

Σε κάθε δειγματοληπτική μονάδα, ο παρατηρητής κολυμπώντας επάνω από μια διατομή (Εικόνα 12), από την επιφάνεια της θάλασσας κατέγραφε με την κάμερα όλα τα ιχθύδια *S. luridus* που εμφανίζονταν εντός της δειγματοληπτικής μονάδας. Τα ιχθύδια ήταν σχετικά εύκολο να αναγνωριστούν και η συμπεριφορά τους δεν φάνηκε να επηρεάζεται από την παρουσία του δύτη. Για το λόγο αυτό οι διαστάσεις της κάθε ζώνης καταγραφής ορίστηκαν ως 2.5 μέτρα αριστερά και 2.5 μέτρα δεξιά της διατομής και σε μια ακτίνα 2.5 m προς τα εμπρός κατά τη φορά της κίνησης (Prato et al., 2017). Ως ιχθύδια καταγράφονταν τα άτομα τα οποία απαντούσαν κοντά στο υπόστρωμα σε μέγεθος μικρότερο του 1/3 του μέγιστου συνολικού μήκους των ενήλικων ατόμων του είδους τους (Cheminée *et al.*, 2017).

Εικόνα 12. Εκτέλεσης της τεχνικής UVC από την επιφάνεια της θάλασσας στην υπό μελέτη περιοχή

Η κολύμβηση γινόταν χωρίς απότομες κινήσεις με ήπιο τρόπο και χαμηλή ταχύτητα (περίπου 2 λεπτά/10 μέτρα) διατηρώντας την ίδια κατεύθυνση εντός της διατομής.

Τα ψάρια που τυχόν εισέρχονταν εντός της δειγματοληπτικής ζώνης με κίνηση πίσω από το οπτικό πεδίο του παρατηρητή δεν καταγράφονταν αφού υπήρχε κίνδυνος να απογραφούν

για δεύτερη φορά. Καταγράφονταν μόνο ο αριθμός των ατόμων τα οποία βρίσκονταν εντός των ορίων των διατομών και μπροστά από τον παρατηρητή.

Παρ' όλο που τα ιχθύδια δεν έδειξαν να ενοχλούνται ιδιαίτερα από την ανθρώπινη παρουσία, με το πέρας μιας δεδομένης σάρωσης, ο παρατηρητής αποχωρούσε από την περιοχή για 5 με 10 λεπτά ώστε να διασφαλίζεται πλήρως ότι η συμπεριφορά των ψαριών επανέρχεται στη φυσιολογική. Στη συνέχεια επαναλάμβανε τη διαδικασία καταγραφής κάθε φορά από την καθορισμένη αρχή της κάθε διατομής. Η επαναληψιμότητα του δείγματος ορίστηκε ως 3 επαναλήψεις / δειγματοληπτική μονάδα, κατά τη διάρκεια της ημέρας και σταθερά μεταξύ 11 π.μ. και 3 μ.μ. καθ' όλη τη περίοδο διεξαγωγής της έρευνας.

Όπως αναμένονταν, κατά τη φάση που ακολούθησε της αρχικής εγκατάστασης (*post-settlement period*), ο πληθυσμός των ιχθυδίων του είδους *S.luridus* κυριάρχησε στο ενδιαίτημα της περιοχής της έρευνας. Για τη διευκόλυνση της μετέπειτα ανάλυσης του ψηφιακού υλικού, ο παρατηρητής συμβουλευόταν ένα αδιάβροχο πλαστικοποιημένο φύλλο με τις σιλουέτες των ψαριών από 1 έως 8 cm και σε κλάσεις μεγέθους της τάξης των 5 mm (Harmelin-Vivienetal, 1995) (Εικόνα 13).

Εικόνα 13. Πλαστικοποιημένο έγγραφο «Σιλουέτα *S. luridus*» που δημιουργήθηκε στο πρόγραμμα Adobe Photoshop®.

Τέλος, προκειμένου να αποφευχθούν υποκειμενικές εκτιμήσεις που θα μπορούσαν δυνητικά να προκύψουν μεταξύ διαφορετικών παρατηρητών στην έρευνα, αποφασίστηκε η συμμετοχή ενός παρατηρητή καθ' όλη τη διάρκεια του προγράμματος εργασιών στο πεδίο.

Για την εκτέλεση της μεθόδου υποβρύχιας απογραφής απαραίτητος εξοπλισμός που χρησιμοποιήθηκε ήταν: μάσκα, βατραχοπέδιλα, αναπνευστήρας, υποβρύχια κάμερα με

ευρυγώνιο φακό λήψης (Olympus® ToughTG-Tracker με ανάλυση 1080p, 60f/s), πλαστική μετροταινία σε καρούλι και ισοθερμική αδιάβροχη ένδυση. Στη συγκεκριμένη περίπτωση, ο έλεγχος για τη διατήρηση μίας σταθερής ταχύτητας γινόταν μέσω της ένδειξης του χρόνου καταγραφής στην οθόνη της βιντεοκάμερας. Χρησιμοποιήθηκε επίσης ειδικός πλωτήρας για την αναγνώριση της θέσης του παρατηρητή από τυχόν διερχόμενα σκάφη.

2.2.3. Καταγραφή δεδομένων

Με την ολοκλήρωση της κάθε δειγματοληψίας, το ψηφιακό οπτικό υλικό (αρχεία τύπου .MOV, Frame width 1920 /Frame height 1080), μεταφερόταν από την κάμερα σε εξωτερικό σκληρό δίσκο και στη συνέχεια προβαλλόταν σε οθόνη υπολογιστή με ανάλυση υψηλής ευκρίνειας. Από την παρακολούθηση του οπτικού υλικού (συχνά ήταν αναγκαία η παύση της εικόνας και η *frame by frame* ανάλυση του βίντεο), τα δεδομένα που προέκυψαν από κάθε δειγματοληπτική ζώνη μεταφέρονταν σε υπολογιστικό φύλλο Excel®.

Συνολικά για κάθε επίσκεψη στο πεδίο καταγράφονταν:

1. Η ημερομηνία
2. Ο αριθμός των επισκέψεων στο πεδίο σε ημέρες
3. Ο αριθμός των ημερών από την πρώτη παρατήρηση εγκατεστημένων ατόμων *S. luridus*
4. Η ώρα έναρξης και λήξης της δειγματοληψίας
5. Η κατάσταση του καιρού ως: 1) ηλιοφάνεια, 2) συννεφιά, 3) βροχή
6. Η κατάσταση της θάλασσας ως: 1) ήρεμη, 2) λίγο ταραγμένη, 3) ταραγμένη
7. Οι συνθήκες ορατότητας στη στήλη του νερού ως: 1) < 5 μέτρων, 2) μεταξύ 5 και 10 μέτρα, 3) > 10 μέτρων

Για κάθε σταθμό δειγματοληψίας καταγράφονταν:

8. Ο αριθμός της δειγματοληπτικής μονάδας
9. Ο αριθμός επαναληψιμότητας του δείγματος

Σε κάθε επανάληψη του δείγματος καταγράφονταν:

1. **Ο αριθμός των ιχθυδίων:** Έγινε προσπάθεια για την ακριβή καταγραφή των συγκεντρώσεών τους (όπως αναφέρθηκε στην παράγραφο 2.2.2) με διακριτές παρατηρήσεις. Ο αριθμός των ατόμων κατηγοριοποιήθηκε σε 7 κλάσεις ως: 1) 1-2 ψάρια, 2) 3-10, 3) 11-30, 4) 31-50, 5) 51-100, 6) 101-200 και 7) 201-500 ιχθύδια.

2. **Το μέγεθος των ατόμων:** Το ολικό μήκος των ιχθυδίων καταγράφηκε με διακριτές παρατηρήσεις σε 4 κατηγορίες: 1) <30mm, 2) 31-50mm, 3) 51-70 mm και 4) >71 mm (Bryan and Madraisau, 1977). Οι κατηγορίες αυτές αντιστοιχούν στο μέγεθος ανά μήνα κατά την περίοδο της εγκατάστασης του συγγενικού είδους *Siganus lineatus* (Valenciennes, 1835) και χρησιμοποιήθηκαν για τις ανάγκες της παρούσας έρευνας δεδομένου ότι δεν υπάρχουν αντίστοιχες βιβλιογραφικές πληροφορίες για το είδος *S.luridus.* Στις περιπτώσεις όπου παρατηρούνταν διαφορετικά μεγέθη (±5 mm) εντός μιας ομάδας ψαριών και κοντά στα όρια των κλάσεων μεγέθους, η καταγραφή γινόταν σύμφωνα με το επικρατέστερο μέγεθος.

3. **Η συμπεριφορά των ιχθυδίων:** Η καταγραφή του προτύπου δραστηριότητας μιας ομάδας ψαριών, έγινε με παρατήρηση ενός τυχαία επιλεγμένου ατόμου (*focal individual*) (Crook, 1997), με σύντομες (*snapshot*) παρατηρήσεις για τα πρώτα 5 δευτερόλεπτα από την στιγμή κατά την οποία η ομάδα ψαριών εμφανίζονταν στην οθόνη. Οι κατηγορίες που σημειώθηκαν ήταν: 1) Θρέψη, 2) περιπλάνηση (ενεργή κολύμβηση προς μια κατεύθυνση), 3) απόκρυψη (σχετική ακινησία κοντά στο υπόστρωμα), 4) κινήσεις αποφυγής. Ως κοπάδια καταγράφονται τρία ή περισσότερα ιχθύδια όταν η απόσταση μεταξύ τους ήταν μικρότερη από 10 φορές το ολικό μήκος του σώματός τους (MacPherson, 1998).

4. **Λοιπές παρατηρήσεις**: Καταγράφονταν παράλληλα παρατηρήσεις σχετικά με τη σύνθεση των ειδών εντός του ίδιου κοπαδιού, ασυνήθιστη συμπεριφορά των ψαριών, παρατήρηση δαγκωματιών ως ένδειξη των επιπτώσεων της θήρευσης, νεκρά ιχθύδια, παρουσία παρασιτικών ισόποδων στην εξωτερική τους επιφάνεια κ.α.

2.2.4. Διάρκεια της έρευνας

Η συνολική διάρκεια των εργασιών στο πεδίο διήρκησε περίπου 8 μήνες. Η περιοχή μελέτης βρισκόταν υπό παρακολούθηση από τα μέσα του Ιουνίου 2017. Αρχικά η περιοχή ελεγχόταν δύο φορές την εβδομάδα για την διαπίστωση της πρώτης εγκατάστασης νεαρών ιχθυδίων "Κουνελόψαρων". Το κυρίως δειγματοληπτικό πρόγραμμα ξεκίνησε αμέσως μετά την πρώτη ένδειξη παρουσίας των ιχθυδίων στην περιοχή που πραγματοποιήθηκε τελικά στις 9 Ιουλίου του 2017. Το δειγματοληπτικό πρόγραμμα συνεχίστηκε μέχρι να ολοκληρωθεί ο κύκλος παρουσίας τους στην υπό μελέτη περιοχή, όταν δηλαδή το σύνολο των πληθυσμών των ιχθυδίων εγκατάλειψε την περιοχή αυτή γεγονός που καταγράφηκε 6 μήνες από την αρχική τους εγκατάσταση και συγκεκριμένα στις 31 Ιανουαρίου του 2018.

Ο αρχικός δειγματοληπτικός σχεδιασμός περιλάμβανε εβδομαδιαίες επισκέψεις στο πεδίο. Στην πράξη ωστόσο, αυτό ήταν εφικτό μόνο στις περιπτώσεις όπου οι τοπικοί άνεμοι έδιναν μετρήσεις κάτω από 4 μποφόρ. Σε διαφορετική περίπτωση, όπως αποδείχτηκε αρκετές φορές κατά τη διάρκεια της έρευνας, η εφαρμογή της UVC τεχνικής ήταν αδύνατη εξαιτίας της αυξημένης θολερότητας στη στήλη του νερού και της αδυναμίας εκτέλεσης αμερόληπτων παρατηρήσεων στο πεδίο. Εν τέλη, οι επισκέψεις στο πεδίο έλαβαν μέρος όσο πιο συχνά αυτό ήταν εφικτό και πάντα υπό τις ίδιες καιρικές συνθήκες και απέδωσαν ένα σύνολο 63 δειγματοληψιών (60 αποδοτικές) μέσα από 23 επισκέψεις στο πεδίο, σε ένα συνολικό χρονικό διάστημα 223 ημερών.

2.3. Στατιστική Ανάλυση

2.3.1. Συσχέτιση θερμοκρασίας - συγκεντρώσεων ιχθυδίων

Χρησιμοποιώντας το πρόγραμμα SPSS, έγινε ένας έλεγχος συσχέτισης μεταξύ των χρονικών μεταβολών των μέσων συγκεντρώσεων των ιχθυδίων και της θερμοκρασίας. Εφόσον το μέγεθος του δείγματος είναι μικρότερο του 50, το κριτήριο που χρησιμοποιήθηκε είναι αυτό των *Shapiro – Wilk* το οποίο είναι ένας πολύ γνωστός μη παραμετρικός έλεγχος (αντίστοιχος των *Kolmogorov – Smirnov*) για την εξέταση της υπόθεσης αν η κατανομή των δεδομένων είναι κανονική.

Στη συνέχεια, η κατανομή των δεδομένων διαιρέθηκε σε δύο χρονικές περιόδους: i) αυτή της εγκατάστασης - δηλαδή στην περίοδο από την πρώτη ημέρα δειγματοληψίας ως την ημέρα καταγραφής του μέγιστου αριθμού συγκέντρωσης ιχθυδίων και ii) αυτή της αποχώρησης των πληθυσμών - δηλαδή από την ημέρα καταγραφής των μέγιστων συγκεντρώσεων ως το πέρας της δειγματοληψίας.

Τα δεδομένα στις δύο αυτές χρονικές περιόδους, εξετάστηκαν ξανά με το κριτήριο *Shapiro – Wilk* και στη συνέχεια έγινε εφαρμογή του τεστ *Pearson Correlation* για την εξέταση της ύπαρξης γραμμικής συσχέτισης μεταξύ δύο ποσοτικών μεταβλητών. Ο γραμμικός συντελεστής συσχέτισης *Pearson* είναι ένα αριθμητικό μέτρο (ή δείκτης) του μεγέθους της συσχέτισης μεταξύ δύο συνόλων τιμών. Κυμαίνεται σε μέγεθος από +1.00 (θετική συσχέτιση) μέχρι -1.00 (αρνητική συσχέτιση) περνώντας και από το 0.00 (μηδενική συσχέτιση).

Οι βασικές προϋποθέσεις που πληρούνται για τη χρήση του συντελεστή συσχέτισης *Pearson* είναι οι εξής: 1) Οι μεταβλητές είναι συνεχείς, 2) θεωρητικά υπάρχουν γραμμικές σχέσεις μεταξύ τους, 2) μετρήθηκαν σε κλίμακα τουλάχιστον ίσων διαστημάτων, 3) ακολουθούν κανονικές κατανομές.

2.3.2. Επιλογή μικροενδιαιτήματος από τα ιχθύδια

Για την αξιολόγηση της πιθανής σχέσης μεταξύ των δεδομένων που αφορούν την αφθονία και τη συμπεριφορά των ιχθυδίων στους δύο οικοτόπους, έγινε χρήση λογαριθμογραμμικών μοντέλων (*Log-linear modeling*) (Crook, 1997; Pitt, 1997). Τα μοντέλα αυτά χρησιμοποιούνται ευρύτατα για την ποσοτικοποίηση της σχετικής σημασίας των αλληλεξαρτήσεων μεταξύ διάφορων κατηγορικών μεταβλητών όπως αυτές προκύπτουν από τις παρατηρήσεις στο πεδίο.

Η λογαριθμογραμμική μοντελοποίηση είναι μια τεχνική ανάλυσης συχνοτήτων σε πολυδιάστατους πίνακες συνάφειας (*multiway contigency tables*). Το κύριο πλεονέκτημα της είναι ότι σχεδιάστηκε ειδικά για δεδομένα όπως αυτά που συλλέχθηκαν για τις ανάγκες της παρούσας έρευνας. Είναι επίσης περισσότερο ευέλικτη από τις αντίστοιχες παραμετρικές τεχνικές, καθώς παρέχει μια συστηματική μέθοδο για τον έλεγχο των διαφορετικών υποθέσεων (τόσο των μερικών υποθέσεων όσο και της υπό όρους ανεξάρτητης υπόθεσης) σχετικά με τις αλληλεξαρτήσεις μεταξύ των μετρούμενων μεταβλητών και επιτρέπει οι αλληλεξαρτήσεις αυτές να ταξινομηθούν αριθμητικά με βάση τη σχετική τους σημασία. Επί πλέον, σε αντίθεση με τις τεχνικές ANOVA, αυτή η στατιστική δοκιμή δεν απαιτεί δεδομένα που προέρχονται από έναν κανονικά κατανεμημένο πληθυσμό.

Τα τεστ λογαριθμικής γραμμικής ανάλυσης ελέγχουν το σύνολο των υποθέσεων που σχετίζονται με ένα πολυδιάστατο σύνολο δεδομένων χωρίς να καταφεύγουν σε πολλαπλές δοκιμές, αποφεύγοντας έτσι την υποβάθμιση της σημασίας των αποτελεσμάτων. Η διαδικασία αυτή επί της ουσίας αναζητά συσχετίσεις ανάμεσα στις μεταβλητές που επηρεάζουν σημαντικά τα δεδομένα.

Κατά την προοδευτική απόρριψη των μεταβλητών (*backward elimination*), οι όροι αλληλεπίδρασης εξαιρούνται σταδιακά από το μοντέλο. Ο έλεγχος για την εξαίρεση μιας μεταβλητής βασίζεται στο στατιστικό κριτήριο χ^2 κατά το οποίο υπολογίζονται οι μερικές χ^2 τιμές. Η διαδικασία αυτή επιτρέπει τη μέτρηση της σχετικής σημασίας για κάθε αλληλεπίδραση χρησιμοποιώντας τις τιμές του *p value* και τα τυποποιημένα σφάλματα ελαχίστων τετραγώνων (*standardized residuals*), δηλαδή: μερικές τιμές χ^2 / βαθμός ελευθερίας (df).

Οι χαμηλές τιμές του *p-value* και τα σφάλματα ελαχίστων τετραγώνων με υψηλές τιμές συνδέονται με σημαντικές αλληλοσυσχετίσεις. Μόλις αυτές εντοπιστούν, οι υποκείμενες συσχετίσεις μπορούν να εκφραστούν με τη βοήθεια των αναλογιών πιθανοτήτων (*odd ratios*), οι οποίες υπολογίζονται από τον σχετικό πίνακα συνάφειας.

Στη συνέχεια, στα δεδομένα εφαρμόστηκε ένα μοντέλο *saturated backwards elimination* και από τον πίνακα συσχέτισης που παράχθηκε επιλέχθηκαν οι όροι αλληλεπίδρασης με τιμές $p<0,001$. Η σχετική σημασία αυτών των αλληλεπιδράσεων προσδιορίστηκε από τα *standardized residual values* (χ^2 / df) και κατατάχθηκαν ανάλογα. Για να προσδιοριστούν οι συσχετίσεις στις οποίες βασίζονται αυτές οι αλληλεπιδράσεις εξετάστηκε το κατάλληλο τμήμα του πίνακα συνάφειας και υπολογίστηκε ο λόγος αναλογιών των σχετικών πιθανοτήτων (*odd ratio*).

Για να επιβεβαιωθεί η ακρίβεια με την οποία οι σημαντικές αλληλεπιδράσεις περιγράφουν τα δεδομένα, οι προβλεπόμενες τιμές από ένα *single entry model*, βασιζόμενες σε αυτές τις αλληλεπιδράσεις, ελέγχθηκαν χρησιμοποιώντας τη μέθοδο *Maximum Likelihood Ratio* χ^2. Χρησιμοποιώντας αυτή τη μέθοδο, ελήφθησαν υπόψη οι επιδράσεις διαρθρωτικών μηδενικών (*effects of structural zeros* - συνδυασμοί μεταβλητών που δεν απαντώνται ή δεν μπορούν να συμβούν) και μηδενικών δειγμάτων (*sampling zeros* - συνδυασμοί μεταβλητών που δεν παρατηρήθηκαν), προσαρμόζοντας τους βαθμούς ελευθερίας που σχετίζονται με το μοντέλο που χρησιμοποιήθηκε.

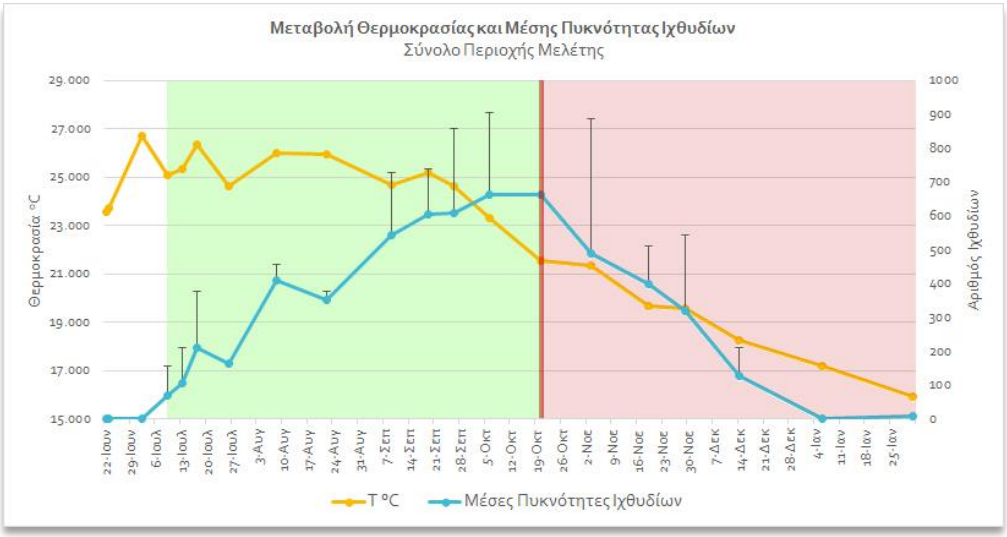
3. Αποτελέσματα

3.1. Συσχέτιση θερμοκρασίας - συγκεντρώσεων ιχθυδίων

Στο Γράφημα 1 με κίτρινο χρώμα καμπύλης παρουσιάζεται η χρονική διακύμανση της θερμοκρασίας των επιφανειακών υδάτων στην περιοχή της Ελούντας κατά την περίοδο της έρευνας. Τα ιχθύδια εγκαθίστανται για πρώτη φορά στον όρμο της Ελούντας όταν η θερμοκρασία αγγίζει τους 25°C στις αρχές Ιουλίου του 2017 και ενώ προηγήθηκε μια απότομη αύξηση της θερμοκρασίας από τους 24°C ως τους 27°C, προτού στη συνέχεια σταθεροποιηθεί μεταξύ 25 °C και 26 °C. Η μέση αφθονία τους (μπλε χρώμα καμπύλης) αρχίζει να μειώνεται βαθμιαία περίπου 3 μήνες αργότερα, όταν η θερμοκρασία των επιφανειακών υδάτων πλησιάσει τους 22 °C προς τα τέλη του Οκτώβρη του ίδιου έτους.

Όπως φαίνεται από το Γράφημα 1, τα δεδομένα της αφθονίας και της θερμοκρασίας δεν ακολουθούν την κανονική κατανομή, κάτι που επιβεβαιώθηκε και από την εφαρμογή του τεστ *Shapiro-Wilk* (Sig.= .025) και ως εκ τούτου δεν επιτρέπουν τον έλεγχο για γραμμική συσχέτιση (Πίνακας 11a – Παράρτημα).

Γράφημα 1. Χρονική μεταβολή της θερμοκρασίας επιφανειακών υδάτων της Ελούντας και των μέσων τιμών αφθονίας των ιχθυδίων για κάθε ημέρα δειγματοληψίας στο σύνολο της περιοχής μελέτης. Με πράσινο χρώμα βάσης παρουσιάζεται η περίοδος σταδιακής εγκατάστασης και με κόκκινο η περίοδος σταδιακής αποχώρισης των ιχθυδίων



Για το λόγο αυτόν, τα δεδομένα χωρίστηκαν σε δύο χρονικές περιόδους: *i)* αυτή της αρχικής εγκατάστασης - δηλαδή στην περίοδο από την πρώτη ημέρα δειγματοληψίας ως την ημέρα καταγραφής του μέγιστου αριθμού συγκέντρωσης ιχθυδίων (από 9 Ιουλίου έως 20 Οκτωβρίου 2017) και *ii)* αυτή της αποχώρησης των πληθυσμών των ιχθυδίων από την

περιοχή έρευνας, δηλαδή από την ημέρα καταγραφής των μέγιστων συγκεντρώσεων ως το πέρας της δειγματοληψίας (από 20 Οκτωβρίου έως 31 Ιανουαρίου 2018) (Γράφημα 1).

Τα αποτελέσματα του τεστ κανονικότητας (Παράρτημα – Πίνακας 11b) για αυτές τις δύο χρονικές περιόδους δείχνουν πως τόσο τα δεδομένα της αφθονίας όσο και αυτά της θερμοκρασίας ακολουθούν την κανονική κατανομή για την περίοδο εγκατάστασης (Sig.= .128 και Sig.= .756 αντίστοιχα) και την περίοδο αποχώρησης (Sig.= .197 και Sig.= .962 αντίστοιχα).

3.1.1. Χρονική Περίοδος Εγκατάστασης

Εξετάζοντας την ύπαρξη συσχέτισης μεταξύ των δεδομένων, σε ότι αφορά την κύρια περίοδο εγκατάστασης του πληθυσμού, η εφαρμογή του συντελεστή γραμμικής συσχέτισης του *Pearson* δείχνει ότι υπάρχει μια μέτρια συσχέτιση μεταξύ των μεταβλητών της θερμοκρασίας και των συγκεντρώσεων των ιχθυδίων, η οποία ωστόσο δεν είναι στατιστικά σημαντική (r = .197) (Πίνακας 12a - Παράρτημα). Το αποτέλεσμα αυτό πιθανότατα οφείλεται στο γεγονός ότι η επιφανειακή θερμοκρασία παρέμεινε σχετικά σταθερή από τον Ιούλιο ως και το Σεπτέμβριο μεταξύ περίπου των 25 ^{o}C και 27 ^{o}C και ως εκ τούτου δε μπορεί να αποδειχτεί η ύπαρξη σχέσης μεταξύ των δύο μεταβλητών.

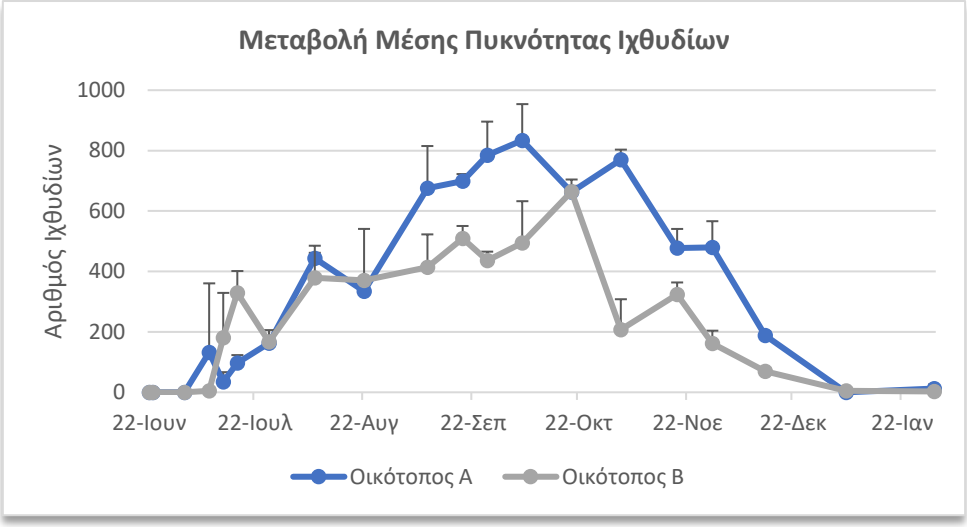
3.1.2. Χρονική Περίοδος Αποχώρησης

Σε ότι αφορά τη χρονική περίοδο της αποχώρησης του πληθυσμού από την περιοχή μελέτης, ο συντελεστής γραμμικής συσχέτισης δείχνει μια ιδιαίτερα ισχυρή συσχέτιση (r= .931) μεταξύ της μεταβολής των συγκεντρώσεων των ιχθυδίων και της μεταβολής της θερμοκρασίας και στις δύο δειγματοληπτικές μονάδες για την περίοδο αυτή (Πίνακας 12b – Παράρτημα). Για την ακρίβεια, φαίνεται πως όσο μειώνεται η θερμοκρασία τόσο μειώνεται και η παρουσία των ιχθυδίων που φιλοξενούνται στην υπό μελέτη περιοχή.

3.2. Επιλογή μικροενδιαιτήματος από τα ιχθύδια

Εξετάζοντας τις δύο δειγματοληπτικές μονάδες χωριστά (Γράφημα 2), τα πρότυπα κατανομής της αφθονίας των ιχθυδίων μεταξύ των δύο οικοτόπων είναι διαφορετικά: ο οικότοπος Α χαρακτηρίζεται από μεγαλύτερες μέσες αφθονίες ιχθυδίων από ότι ο οικότοπος Β στο σύνολο σχεδόν των δειγματοληψιών.

Γράφημα 2. Χρονική μεταβολή των μέσων τιμών αφθονίας των ιχθυδίων για κάθε ημέρα δειγματοληψίας. Με μπλε χρώμα παρουσιάζεται μέση αφθονία στον Οικότοπο Α και με γκρι χρώμα στον Οικότοπο Β.



3.2.1. Κύριες Επιδράσεις

Ακολουθούν τα πρώτα αποτελέσματα που αφορούν τις καταγραφές των δεδομένων όπως προέκυψαν από το σύνολο των καταμετρήσεων στην υπό μελέτη περιοχή:

1. **Οικότοποι**

Η ένταση της δειγματοληπτικής προσπάθειας, όπως παρουσιάζεται στον Πίνακα 3 ήταν παρόμοια και στους δύο οικοτόπους. Από το σύνολο των καταγραφών φαίνεται ότι ο Οικότοπος Α συγκέντρωσε σημαντικά μεγαλύτερο αριθμό ιχθυδίων σε σύγκριση με τον Οικότοπο Β.

Πίνακας 3. Αριθμός ιχθυδίων στους δύο οικοτόπους και τα ποσοστά παρουσίας τους μεταξύ αυτών, στο σύνολο των δειγματοληψιών.

Οικότοπος	A	B
Σύνολο δειγματοληψιών	63	63
Αποδοτικές δειγματοληψίες	60	60
Σύνολο καταγραφής ιχθυδίων	20371	14162
Σχετική αφθονία (%)	58.9	41.1

2. Μέγεθος κοπαδιών

Όπως προέκυψε από την επεξεργασία των δεδομένων από όλες τις δειγματοληπτικές μονάδες (Πίνακας 4), οι περισσότερες καταγραφές δείχνουν ότι τα ιχθύδια του είδους φαίνεται να συγκροτούν συναθροίσεις σε κοπάδια των 11-30 άτομων (29% των συνολικών καταγραφών), ενώ τα κοπάδια με 3-10 άτομα όπως και η παρουσία μοναχικών ατόμων (1 με 2 άτομα) σημείωσαν επίσης σημαντικές καταγραφές (27% και 24% αντίστοιχα). Τα μεγαλύτερα κοπάδια (> 51 ατόμων) εμφανίστηκαν πιο σπάνια.

Πίνακας 4 . Κατανομή του αριθμού των κοπαδιών στις διάφορες κλάσεις μεγέθους των ιχθυδίων. Καταχωρίσεις σχετικά με το μέγεθος των ομάδων των ιχθυδίων όπως εμφανίστηκαν στην περιοχή μελέτης καθ' όλη τη διάρκεια της έρευνας και τα ποσοστά μεταξύ των κλάσεων μεγέθους

Αριθμός ατόμων κοπαδιών	1-2	3-10	11-30	31-50	51-100	101-200	201-500
Οικότοπος A	303	362	384	148	68	3	1
Ποσοστό (%)	23.8	28.5	30.26	11.66	5.35	0.23	<0.1
Οικότοπος B	173	154	179	92	65	14	0
Ποσοστό (%)	25.55	22.74	26.44	13.59	9.6	2.07	-
Σύνολο καταγραφών	476	516	563	240	133	17	1
Ποσοστό (%)	24.46	26.51	28.93	12.33	6.83	0.87	<0.1

3. Μέγεθος ατόμων (TL)

Τα αποτελέσματα από την επεξεργασία των δεδομένων όλων των δειγματοληψιών (Πίνακας 5) έδειξαν ότι και στις δύο περιοχές μελέτης κυριάρχισαν οι ενδιάμεσες κλάσεις μεγέθους των ιχθυδίων.

Καθ' όλη τη διάρκεια της παραμονής τους στην υπό μελέτη περιοχή, τα ιχθύδια απαντούσαν κυρίως σε μεγέθη μεταξύ 31-50mm (TL), με το μέγεθος 51-70mm (TL) να εμφανίζεται λιγότερο. Το γεγονός αυτό θα πρέπει να απεικονίζει ένα συνεχή ρυθμό εγκατάστασης νέων ιχθυδίων και ενδεχομένως μια βαθμιαία αύξηση του ρυθμού φυσικής θνησιμότητας ή /και του ρυθμού αποχώρησης (μετανάστευση) των μεγαλύτερων σε ηλικία ατόμων κατά τη διάρκεια παραμονής τους στις δύο περιοχές μελέτης.

Πίνακας 5. Κατανομή απόλυτων και σχετικών αφθονιών ιχθυδίων στις διάφορες κλάσεις μεγέθους που εξετάστηκαν στο σύνολο των δειγματοληψιών

Μέγεθος ατόμων (TL)	**<30mm**	**31-50mm**	**51-70 mm**	**>70 mm**
Αριθμός ατόμων - Οικότοπος Α	31	703	420	11
Ποσοστό (%)	2.65	60.2	35.99	0.94
Αριθμός ατόμων - Οικότοπος Β	39	314	202	2
Ποσοστό (%)	7	56.37	36.26	0.34
Αριθμός ατόμων – Οικότοποι Α και Β	70	1044	622	13
Ποσοστό (%)	4	59.69	35.56	0.74

4. Δραστηριότητα

Στο σύνολο των δεδομένων όπως προέκυψαν από το σύνολο των δειγματοληψιών (Πίνακας 6) οι καταγραφές σχετικά με το πρότυπο δραστηριότητας των ιχθυδίων δείχνουν ότι τα ιχθύδια βρίσκονται συνήθως σε φάση περιπλάνησης (κολυμπούν προς μια συγκεκριμένη κατεύθυνση). Σχετικά λιγότερες καταγραφές αφορούν τα ψάρια τη στιγμή που τρέφονται ή όταν διατηρούν μια σταθερή θέση χρησιμοποιώντας το υπόστρωμα για να καμουφλάρονται (απόκρυψη). Σε ελάχιστες περιπτώσεις παρατηρήθηκε μια συμπεριφορά ενεργού απομάκρυνσης ιχθυδίων εξαιτίας της παρουσίας του παρατηρητή ή εξαιτίας άλλου παράγοντα (αποφυγή).

Πίνακας 6. Οι καταχωρίσεις σχετικά με τα πρότυπα δραστηριότητας των ιχθυδίων όπως καταγράφηκαν στην περιοχή μελέτης καθ' όλη τη διάρκεια της έρευνας και τα ποσοστά μεταξύ αυτών

Πρότυπα Δραστηριότητας	Θρέψη	Περιπλάνηση	Απόκρυψη	Αποφυγή
Οικότοπος Α	337	545	307	4
Ποσοστό (%)	28.25	45.68	25.73	0.33
Οικότοπος Β	110	378	67	1
Ποσοστό (%)	19.78	67.99	12.05	0.18
Σύνολο Οικοτόπων	447	923	374	5
Ποσοστό (%)	25.56	52.77	21.38	0.28

3.2.2. Συσχετίσεις μεταξύ κατηγορικών μεταβλητών

Για την αξιολόγηση της πιθανής σχέσης μεταξύ των δεδομένων που αφορούν την αφθονία και τη συμπεριφορά των ιχθυδίων στους δύο οικοτόπους, έγινε χρήση λογαριθμογραμμικών μοντέλων (*Log-linear modeling*) (Crook, 1997; Pitt, 1997).

Η επεξεργασία των παρατηρήσεων σχετικά με τα πρότυπα συμπεριφοράς των δύο οικοτόπων από τα ιχθύδια *S. luridus* είχε ως αποτέλεσμα τη δημιουργία ενός πολυδιάστατου πίνακα συνάφειας (Πίνακας 12 – Παράρτημα). Η εξέταση των τιμών χ^2 έδειξε ότι η μεταβλητή που σχετίζεται με το μέγεθος (TL) των ιχθυδίων θα πρέπει να αγνοηθεί από όλες τις συσχετίσεις. Ωστόσο, καταγράφηκαν τέσσερις περιπτώσεις αλληλεπίδρασης με τιμές $\rho<0.001$.

Κατατάσσουμε με φθίνουσα σειρά την ισχύ αυτών των αλληλεπιδράσεων βάσει των τυποποιημένων υπολειπόμενων τιμών *Standardized Residual values* (χ^2/df) (Πίνακας 13 – Παράρτημα). Τα *odd ratios* που ποσοτικοποιούν τους συσχετισμούς, στους οποίους βασίζονται οι αλληλεπιδράσεις, παρουσιάζονται στον Πίνακα 14 του Παραρτήματος.

1. **Δραστηριότητα * Οικότοπος**

Η αλληλεπίδραση μεταξύ των προτύπων δραστηριότητας και του τύπου οικοτόπου ήταν η πιο σημαντική από τις περιπτώσεις που εξετάστηκαν με *standardized residual value* = 26.634.

Όλα τα πρότυπα δραστηριότητας φαίνεται να είναι πιο ισχυρά συνδεδεμένα με τον οικότοπο Α. Η δραστηριότητα της «απόκρυψης» σημειώνεται ως περίπου 5 φορές πιο πιθανό να εμφανιστεί εδώ από ότι στον οικότοπο Β (*odd ratio* = 4.582) και η δραστηριότητα της

«θρέψης» ως και 3 φορές πιο πιθανή (*odd ratio* = 3.065). Τέλος η δραστηριότητα της «περιπλάνησης» είναι πιο πιθανό να εμφανιστεί στον οικότοπο Α από ότι στον οικότοπο Β (odd ratio= 1.442).

2. Δραστηριότητα * Μέγεθος κοπαδιού

Και στους δύο οικοτόπους, ιχθύδια σε συναθροίσεις από 11 έως 30 και 31 έως 50 άτομα (κλάσεις μεγέθους 3 και 4) είναι πιο πιθανό να εκδηλώσουν τη δραστηριότητα της «θρέψης» (*odd ratios* = 8.234 και 5.261 για κάθε κλάση μεγέθους) και τη δραστηριότητα της «περιπλάνησης» (*odd ratios* = 1.047 και 4.5 για τις δύο κλάσεις μεγέθους) από ότι κοπάδια σε διαφορετικά μεγέθη.

Σε μικρότερες συναθροίσεις ωστόσο, (1 με 2 και 3 ως 10 άτομα) τα ιχθύδια είναι πιο πιθανό να εκδηλώσουν τη δραστηριότητα της «απόκρυψης» και στους δύο οικοτόπους (*odd ratios* = 1.913 και 19.9 για κάθε κλάση μεγέθους αντίστοιχα) από ότι κοπάδια σε διαφορετικά μεγέθη.

3. Δραστηριότητα * Μέγεθος κοπαδιού * Οικότοπος

Ομάδες που αποτελούνται από 1 ως 10 άτομα (κλάσεις μεγέθους 1 και 2) είναι πιο πιθανό να εκδηλώσουν τη δραστηριότητα της «θρέψης» (*odd ratio* = 1.955 και 3.632 αντίστοιχα για τον τύπο οικοτόπου και το μέγεθος κοπαδιού), ενώ κοπάδια με 3 ως 10 άτομα τη δραστηριότητα της «περιπλάνησης» στον οικότοπο Α (*odd ratio* = 1.237 και 2.524 αντίστοιχα για τον τύπο οικοτόπου και το μέγεθος κοπαδιού) από ότι στον Οικότοπο Β.

Κοπάδια ιχθυδίων, αποτελούμενα από 1 έως 10 άτομα (κλάσεις μεγέθους 1 και 2), είναι πιο πιθανό να εκδηλώσουν τη δραστηριότητα της «απόκρυψης» στον οικότοπο Β (*odd ratio* = 1.086 και 2.000 αντίστοιχα για τον τύπο οικοτόπου και το μέγεθος κοπαδιού) από ότι στον Οικότοπο Α.

4. Μέγεθος κοπαδιού * Οικότοπος

Συναθροίσεις ιχθυδίων από 1 έως και 50 άτομα (κλάσεις μεγέθους 1,2,3,4) είναι πιο πιθανό να κάνουν την εμφάνισή τους στον οικότοπο Α από ότι στον Β (*odd ratio* = 2.033 για τις κλάσεις μεγέθους 1 και 2 και odd ratio = 1.963 για τις κλάσεις μεγέθους 3 και 4). Απεναντίας, κοπάδια από 51 και πάνω άτομα είναι περισσότερο πιθανό να εμφανιστούν στον οικότοπο Β (*odd ratio* = 1.097).

3. Συζήτηση και συμπεράσματα

Η εγκατάσταση των ιχθυδίων *S. luridus* στον όρμο της Ελούντας ξεκινά κατά το μήνα Ιούλιο όπως αναφέρεται και στη βιβλιογραφία (Bariche et al., 2004), ωστόσο η περίοδος αυτή στην περιοχή της Ελούντας φαίνεται να διαρκεί έως και τον Οκτώβριο όταν και παρατηρήθηκε η έναρξη της σταδιακής πτώσης της μέσης αφθονίας των ιχθυδίων. Η επιφανειακή θερμοκρασία του νερού στους 26 ^{o}C φαίνεται να αποτελεί κρίσιμο παράγοντα για την έναρξη της χρονικής περιόδου της εγκατάστασης των ιχθυδίων κατά τον μήνα Ιούλιο. Σχετικά με την έναρξη της χρονικής περιόδου σταδιακής αποχώρισης του πληθυσμού των ιχθυδίων από τον όρμο της Ελούντας, αυτή φαίνεται να ξεκινά όταν η θερμοκρασία πέσει κάτω από τους 22 ^{o}C κατά τον Οκτώβριο. Επιπλέον, αποδεικνύεται στατιστικά ότι όσο μειώνεται η θερμοκρασία, τόσο μειώνεται και η πυκνότητα των ιχθυδίων στον όρμο της Ελούντας έως την ολική τους αποχώριση που συμπίπτει με τιμές θερμοκρασίας νερού της τάξης των 16 ^{o}C.

Η θερμοκρασία θεωρείται ένας από τους πιο σημαντικούς παράγοντες που ρυθμίζουν το μέγεθος και τη σύνθεση των πληθυσμών των θαλάσσιων ψαριών κατά τη διάρκεια των πρώτων σταδίων του κύκλου ζωής τους και μπορεί να επηρεάσει τα είδη αυτά σε επίπεδο πληθυσμού ετησίως (Laurel et al., 2014). Ακόμα και μικρές διακυμάνσεις στη θερμοκρασία μπορεί να επιφέρουν σημαντικές μεταβολές στον ρυθμό ανάπτυξης των ιχθυονυμφών άρα και στη χρονική διάρκεια του ιχθυοπλαγκτονικού σταδίου (O'Connor *et al.*, 2007), την αντίστοιχη έκθεσή τους σε θηρευτές (Atkinson, 1996) και τελικά στη μετάβαση από το στάδιο της ιχθυονύμφης σε αυτό του εγκαταστημένου ιχθυδίου στα πεδία ανάθρεψης (Green and Fisher, 2004).

Τα περισσότερα φυτοφάγα ψάρια, τρέφονται με πλαγκτόν κατά το στάδιο της ιχθυονύμφης και μετα-ιχθυονύμφης, ενώ στα πρώτα νεαρά στάδια γίνονται προοδευτικά παμφάγα και στη συνέχεια φυτοφάγα καθώς προοδευτικά ωριμάζουν από το στάδιο των ιχθυδίων σε ενήλικα άτομα (Benavides et al., 1994). Καθ' όλη τη διάρκεια της έρευνας στον όρμο της Ελούντας, τα ιχθύδια το είδους *S. luridus* παρατηρήθηκαν να τρέφονται επί του πυθμένα από το βιοφίλμ που σχηματίζεται στην επιφάνεια του σκληρού υποστρώματος και τους θαλλούς των μακροφυκών. Η μετατόπιση της τροφικής συμπεριφοράς των ιχθυδίων από παμφάγα προς μια διατροφή που εξαρτάται από την πρωτογενή μακροφυτική παραγωγή σχετίζεται με την αύξηση της ικανότητας του πεπτικού τους συστήματος να αφομοιώνει τα τοιχωμάτων των φυκών και τα φυτικά κύτταρα που καταναλώνουν καθώς το μήκος της πεπτικής οδού αυξάνει κατά τη διάρκεια της οντογένεσης (Benavides et al., 1994). Πολλά φυτοφάγα ψάρια διατηρούν χαμηλά επίπεδα pH στο στομάχι τους και εξειδικευμένα εντερικά κύτταρα που

είναι απαραίτητα για την πέψη της φυτικής ύλης (Horn and Messer, 1992). Έχει παρατηρηθεί ότι οι υψηλότερες θερμοκρασίες διευκολύνουν την διαδικασία της πέψης της φυτικής τροφής, ενώ αντίθετα οι χαμηλότερες θερμοκρασίες δεν επιτρέπουν την επεξεργασία ικανής ποσότητας τροφής ώστε να καλύψουν τις μεταβολικές τους ανάγκες (Floeter *et al.*, 2005). Ως εκ τούτου, τα ιχθύδια εγκαταλείπουν το ανώτερο τμήμα της υποπαραλιακής ζώνης κατά τους χειμερινούς μήνες αναζητώντας στα βαθιά περιβάλλοντα πιο σταθερές περιβαλλοντικές συνθήκες, κάτι που μπορεί να συνδέεται και με τις πεπτικές τους διεργασίες που σχετίζονται με τη θερμοκρασία.

Στο σύνολο των δεδομένων που συλλέχθηκαν και από τους δύο Οικοτόπους, τα ιχθύδια έδειξαν να προτιμούν τον σχηματισμό συναθροίσεων σε σχετικά μικρά κοπάδια. Κυριάρχησαν τα κοπάδια που αποτελούνται από 11 με 30 άτομα και σε χαμηλότερες συναθροίσεις. Ανάμεσα στα διάφορα πρότυπα δραστηριότητάς τους οι νεαροί "άποικοι" του είδους *S. luridus* εμφάνισαν πιο έντονα αυτήν της «περιπλάνησης» ενώ σε μικρότερες συγκεντρώσεις φάνηκε να προτιμούν να παραμένουν σχετικά ακίνητα επί του πυθμένα (απόκρυψη). Στην περιοχή μελέτης τα ιχθύδια, συνήθως απαντούν σε μεγέθη μεταξύ 31-50mm (TL), με το μέγεθος 51-70mm (TL) να εμφανίζεται λιγότερο καθ' όλη τη διάρκεια της έρευνας. Το γεγονός αυτό θα μπορούσε δυνητικά να απεικονίζει αφενός ένα συνεχή ρυθμό εγκατάστασης νέων ιχθυδίων στην περιοχή και αφετέρου μια βαθμιαία αύξηση της θνησιμότητας ή του ρυθμού αποχώρησης (μετανάστευση) των ιχθυδίων με μεγαλύτερο μέγεθος καθ' όλη τη διάρκεια της παραμονής τους στην περιοχή μελέτης.

Τα αποτελέσματα της παρούσας έρευνας έδειξαν ότι τα ιχθύδια του είδους *S. luridus* χρησιμοποιούν μικροενδιαιτήματα εντός των πεδίων ανάθρεψης στον όρμο της Ελούντας, η επιλογή των οποίων δεν συμβαίνει με τρόπο τυχαίο. Οι άποικοι *S. luridus* παρουσίασαν μια καθαρή προτίμηση στον οικότοπο Α, που χαρακτηρίζεται από σημαντικά υψηλότερο επίπεδο δομικής πολυπλοκότητας, εμφανίζοντας συγκριτικά με τον οικότοπο Β μεγαλύτερες μέσες πυκνότητες και αντίστοιχα ποσοστά. Η δομική πολυπλοκότητα ενός οικοτόπου αποτελεί κύριο και καθοριστικό παράγοντα της τοπικής αφθονίας και ποικιλομορφίας για τα ιχθύδια αλλά και για τους πληθυσμούς των ενηλίκων ατόμων πολλών ειδών ψαριών που ζουν στα ανώτερα τμήματα της υποπαραλιακής ζώνης (Bell et al. 1991).

Η σημαντική προτίμηση των ιχθυδίων σε μικροενδιαιτήματα με μεγαλύτερη δομική πολυπλοκότητα αποτυπώνεται και στη στρατηγική συμπεριφοράς που επιλέγουν οι πληθυσμοί τους η οποία χαρακτηρίζεται από την εκδήλωση ισχυρών συμπεριφορικών προτύπων. Πιο συγκεκριμένα, τα αποτελέσματα της λογαριθμικής γραμμικής ανάλυσης

δηλώνουν μια ιδιαίτερα ισχυρή συσχέτιση μεταξύ όλων σχεδόν των προτύπων δραστηριότητας και του Οικότοπου Α. Κατά ιεραρχική σειρά βαθμού συσχέτισης οι δραστηριότητες της «περιπλάνησης», της «θρέψης» και της «απόκρυψης» συνδέονται με ιδιαίτερα σημαντικό τρόπο με το συγκεκριμένο τμήμα της περιοχής μελέτης. Τα πολύπλοκα ενδιαιτήματα, θεωρητικά, παρέχουν την κατάλληλη φυσική δομή ως καταφύγιο από δυναμικές περιβαλλοντικές συνθήκες, τον ανταγωνισμό και τους θηρευτές επιτρέποντας παράλληλα τον έλεγχο του ενεργειακού κόστους καθώς και επιμέρους οφέλη από την εφαρμογή διάφορων προτύπων συμπεριφοράς των ατόμων των πληθυσμών των ψαριών που φιλοξενούν (Armstrong and Metcalfe, 2006).

Η παραπάνω ερμηνεία υποστηρίζεται και από τις υπόλοιπες κατά σειρά ισχυρές συσχετίσεις μεταβλητών όπως: δραστηριότητα - μέγεθος κοπαδιών, δραστηριότητα - μέγεθος κοπαδιών - οικότοπος και Μέγεθος κοπαδιών - Οικότοπος. Τα αποτελέσματα της στατιστικής ανάλυσης για το σύνολο των δεδομένων του είδους (Οικότοπος Α και Β) δείχνουν πως στην περίπτωση της «θρέψης» και της «περιπλάνησης» τα ιχθύδια *S. luridus* προτιμούν να σχηματίζουν συναθροίσεις κυρίως σε κοπάδια από 11 έως 50 άτομα από ότι σε μικρότερες συναθροίσεις (των 1 έως 10 ατόμων). Στην περιοχή με υψηλή πολυπλοκότητα (Οικότοπος Α), ωστόσο, τα ιχθύδια επιδεικνύουν έντονα τη δραστηριότητα της θρέψης σε μικρότερες συναθροίσεις (κοπάδια από 1 ως 10 άτομα). Τα αποτελέσματα αυτά οδηγούν στο συμπέρασμα πως η συμπεριφορά των ιχθυδίων να συναθροίζονται σε κοπάδια αποτελεί «συνδετικό κρίκο» στη σχέση μεταξύ κάθε επιμέρους δραστηριότητας και της δομικής πολυπλοκότητας των ενδιαιτημάτων των πεδίων ανάθρεψης. Άλλωστε, το μέγεθος ενός κοπαδιού αυξάνεται στις περισσότερο εκτεθειμένες στην θήρευση περιοχές (Pitt, 1997), έτσι και στην περιοχή με χαμηλή πολυπλοκότητα (Οικότοπος Β) είναι πιο πιθανό να εμφανιστούν μεγαλύτερες συναθροίσεις ιχθυδίων (από 31 και πάνω άτομα) σε αντίθεση με τον Οικότοπο Α (< 30 ατόμων). Κάτι που αξίζει να σημειωθεί επίσης, είναι ότι στον περισσότερο εκτεθειμένο στην θήρευση οικότοπο Β, τα ιχθύδια του είδους *S. luridus* εμφανίζουν πιο έντονα τη δραστηριότητα της «απόκρυψης» σε πολύ χαμηλές συναθροίσεις (1-10 άτομα) σε σχέση με τον Οικότοπο Α. Η δραστηριότητα της συχνής απόκρυψης σχετίζεται κατά βάση με την ανάγκη επιτυχούς αντιμετώπισης των θηρευτών στις περιπτώσεις όπου για διάφορους λόγους δεν είναι εφικτό να σχηματιστούν μεγαλύτερα κοπάδια (Pitcher and Parrish, 1993).

Τα ενδιαιτήματα με χαμηλότερη δομική πολυπλοκότητα (οικότοπος Β) δεν φαίνεται να παρέχουν ισχυρή προστασία από τους κινδύνους που ελλοχεύουν καθώς τα ιχθύδια παραμένουν σε μεγαλύτερο βαθμό ορατά από τους επίδοξους θηρευτές τους. Ως συνέπεια,

στον συγκεκριμένο τύπο οικοτόπου η συχνότητα εμφάνισης της δραστηριότητας της «περιπλάνησης» δείχνει να κυριαρχεί σε ποσοστό 68% του συνόλου των υπόλοιπων δραστηριοτήτων έναντι μόλις 46% στον περισσότερο πολύπλοκο τύπο ενδιαιτήματος Α της υπό μελέτη περιοχής. Οι δραστηριότητες που περιλαμβάνουν συνεχή κίνηση φαίνεται να υιοθετούνται περισσότερο σε περιοχές με χαμηλότερη πολυπλοκότητα (Bell and Westoby, 1986). Ανάλογα πρότυπα συμπεριφοράς έχουν επίσης καταγραφεί στους πληθυσμούς ιχθυδίων διάφορων τροπικών ειδών της οικογένειας Siganidae (Pitt, 1997).

Για τους άνω λόγους, στα πεδία ανάθρεψης στον όρμο της Ελούντας, τα ιχθύδια δείχνουν να προτιμούν τα τμήματα με υψηλότερη δομική πολυπλοκότητα, ωστόσο στην παρούσα μελέτη κατέγραψαν σημαντική παρουσία και σε λιγότερο πολύπλοκα υποστρώματα. Στη διεθνή βιβλιογραφία λίγα είναι γνωστά σχετικά με την κατανόηση των προτύπων χρήσης των οικοτόπων από τα νεαρά ψάρια ανάμεσα στα βενθικά και βενθοπελαγικά είδη (Barletta *et al.*, 2010). Στις ανά τον κόσμο μελέτες τα πεδία ανάθρεψης συχνά θεωρούνται ως ενιαία ομοιογενή περιβάλλοντα αγνοώντας τις περισσότερες φορές ότι αποτελούνται από διαφορετικούς τύπους οικοτόπων (Silva et al., 2018). Επί πλέον, οι περισσότερες μελέτες εστιάζουν κυρίως στα πεδία ανάθρεψης αποτελούμενα από ενδιαιτήματα με συνήθως υψηλή πολυπλοκότητα παραλείποντας την έρευνα σε πιο ακάλυπτα και απλά σε δομή υποστρώματα (Blaber and Barletta, 2016). Δεδομένου ότι τα διάφορα παράκτια οικοσυστήματα έχουν ξεχωριστά ενδιαιτήματα (π.χ. δομική πολυπλοκότητα) και δυναμική είναι πιθανό να διαφέρουν και ως προς τις οικολογικές τους λειτουργίες ως πεδία ανάθρεψης (Beck *et al.*, 2003).

Ως εκ τούτου, επιπλέον διερεύνηση σε χωρικό, κυρίως, επίπεδο θα συνέβαλε στην καλύτερη αξιολόγηση του όρμου της Ελούντας ως πεδίο ανάθρεψης των κουνελόψαρων. Σε μελλοντικές έρευνες για την καλύτερη κατανόηση των προτύπων χρήσης των πεδίων αυτών και των διαφοροποιήσεων στην κατανομή, στις συναθροίσεις και στο πρότυπο συμπεριφοράς των ιχθυδίων *S. luridus*, το ενδιαφέρον θα μπορούσε να επικεντρωθεί στην οπτική απογραφή των πληθυσμών τους σε περισσότερες δειγματοληπτικές μονάδες, σε διατομές σε διαφορετικά βάθη και σε διαφορετικούς τύπους σκληρού υποστρώματος καθώς και σε άλλους τύπους ενδιαιτημάτων (π.χ. λιβάδια *Cymodocea sp*, κινητό υπόστρωμα κ.α.) στις ακτές της Κρήτης. Επί πλέον, για την απόκτηση μιας περισσότερο αντιπροσωπευτικής εικόνας του ανώτερου τμήματος της υποπαραλιακής ζώνης της Ελούντας το οποίο δείχνουν να προτιμούν τα ιχθύδια προς εγκατάσταση θα πρέπει να εξεταστεί λεπτομερώς η δομή των ιχθυοπληθυσμών στο σύνολο τους και των συνοδών περιβαλλοντικών αβιοτικών

παραμέτρων (θερμοκρασία, οξυγόνο, αλατότητα κ.α.) όπου φαίνεται να είναι στενά συνδεδεμένες με τη δομή των συγκεντρώσεων και την επιλογή ενδιαιτήματος από τα ιχθύδια (Silva et al., 2018).

Η παρακολούθηση και μελέτη των αλλόχθονων ειδών *Siganus luridus* και *Siganus rivulatus* θα πρέπει να αναπτυχθεί περισσότερο, ειδικότερα σε ότι αφορά περιοχές όπως το νησί της Κρήτης όπου λόγω γειτνίασης με το Λιβυκό Πέλαγος εκτίθεται σε όλο ένα και μεγαλύτερο βαθμό στην εισβολή ξενικών ειδών από τη Διώρυγα του Σουέζ.

Το στάδιο εγκατάστασης και παραμονής των ιχθυδίων στα πεδία ανάθρεψης είναι ένα πολύ κρίσιμο στάδιο στον κύκλο ζωής των ειδών αφού αποτελεί ένα «δημογραφικό εμπόδιο» (bottleneck) που ελέγχει και καθορίζει την πληθυσμιακή ισχύ για κάθε κοόρτη με τελικό προορισμό να αποτελέσει τμήμα του ενήλικου πληθυσμού. Η μελέτη της οικολογίας, της συμπεριφοράς και της δυναμικής των πληθυσμών αυτών των ειδών στο στάδιο αυτό της ζωής τους, μπορεί να παρέχει σημαντικές πληροφορίες - απαραίτητες για την υποστήριξη αποφάσεων που λαμβάνονται σε κάθε στάδιο πολιτικής και διαχείρισης των εισβολικών ειδών, στο ευρύτερο πλαίσιο της στρατηγικής αντιμετώπισης των IAS.

4. Βιβλιογραφικές αναφορές

Able, K. W. (2016) 'Natural history: An approach whose time has come, passed, and needs to be resurrected', *ICES Journal of Marine Science*. doi: 10.1093/icesjms/fsw049.

Addicott, J. F. *et al.* (1987) 'Ecological Neighborhoods: Scaling Environmental Patterns', *Oikos*. doi: 10.2307/3565770.

Armstrong, K. J. M. J. D. and Metcalfe, N. B. (2006) 'Presence of shelter reduces maintenance metabolism of juvenile salmon', pp. 839–845. doi: 10.1111/j.1365-2435.2006.01166.x.

Assis, J. *et al.* (2013) 'Performing fish counts with a wide-angle camera, a promising approach reducing divers' limitations', *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. doi: 10.1016/j.jembe.2013.04.007.

Atkinson, D. (1996) 'Ectotherm life-history responses to developmental temperature', (January). doi: 10.1017/CBO9780511721854.009.

Azzurro, E. *et al.* (2006) 'Genetics of the early stages of invasion of the Lessepsian rabbitfish Siganus luridus', *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. doi: 10.1016/j.jembe.2005.12.002.

Azzurro, E. *et al.* (2007) 'Reproductive features of the non-native Siganus luridus (Teleostei, Siganidae) during early colonization at Linosa Island (Sicily Strait, Mediterranean Sea)', *Journal of Applied Ichthyology*. doi: 10.1111/j.1439-0426.2007.00864.x.

Azzurro, E. *et al.* (2017) 'Abundance patterns at the invasion front: The case of Siganus luridus in Linosa (Strait of Sicily, Central Mediterranean Sea)', *Marine and Freshwater Research*. doi: 10.1071/MF16024.

Bailey, K. M. (1994) 'Predation on juvenile flatfish and recruitment variability', *Netherlands Journal of Sea Research*. doi: 10.1016/0077-7579(94)90039-6.

Bariche, M. (2002) *Biologie et écologie de deux espèces lessepsiennes (Siganus rivulatus et Siganus luridus, Téléostéens, Siganidae) sur les côtes du Liban*. Université de la Méditerranée (Aix-Marseille II).

Bariche, M. (2005) 'Age and growth of Lessepsian rabbitfish from the eastern Mediterranean', *Journal of Applied Ichthyology*. doi: 10.1111/j.1439-0426.2004.00619.x.

Bariche, M., Harmelin-Vivien, M. and Quignard, J. P. (2003) 'Reproductive cycles and spawning periods of two Lessepsian siganid fishes on the Lebanese coast', *Journal of Fish Biology*. doi: 10.1046/j.1095-8649.2003.00014.x.

Bariche, M., Letourneur, Y. and Harmelin-Vivien, M. (2004) 'Temporal fluctuations and settlement patterns of native and Lessepsian herbivorous fishes on the Lebanese coast (eastern Mediterranean)', *Environmental Biology of Fishes*. doi: 10.1023/B:EBFI.0000022928.15148.75.

Bariche, M., Sadek, R. and Azzurro, E. (2009) 'Fecundity and condition of successful invaders: Siganus rivulatus and S. luridus (Actinopterygii: Perciformes: Siganidae) in the eastern Mediterranean Sea', *Acta Ichthyologica et Piscatoria*. doi: 10.3750/AIP2009.39.1.03.

Barletta, M. *et al.* (2010) 'Fish and aquatic habitat conservation in South America : a continental overview with emphasis on neotropical systems', pp. 2118–2176. doi: 10.1111/j.1095-8649.2010.02684.x.

Bazairi, H. *et al.* (2013) 'Alien marine species of Libya: First inventory and new records in El-Kouf National Park (Cyrenaica) and the neighbouring areas', *Mediterranean Marine Science*. doi: 10.12681/mms.351.

Beck, M. W. *et al.* (2003) 'The role of nearshore ecosystems as fish and shellfish nurseries. Issues in Ecology', *Issues in Ecology*, 11, pp. 1–12.

BECK W., M. *et al.* (2009) 'The Identification, Conservation, and Management of Estuarine and Marine Nurseries for Fish and Invertebrates Mapping Cumulative Impacts to Marine and Coastal Ecosystems of Massachusetts View project Global Seafood Market Studies View project'. doi: 10.1641/0006-3568(2001)051[0633:TICAMO]2.0.CO;2.

Bell, J. D. *et al.* (2009) 'The Capture and Culture of Post-Larval Fish and Invertebrates for the Marine Ornamental Trade', *Reviews in Fisheries Science*. doi: 10.1080/10641260802528541.

BELL, J. D. and MARKWESTOBY (1986) 'Effects of an epiphytic alga on abundances of fish and decapods associated with the seagrass Zostera capricorni', (Hurlbert 1984), pp. 333–337.

Bell SS, McCoy ED, M. H. (eds) (1991) *Habitat Structure - The physical arrangement of objects in spacetle*. Chapman and Hall, London. doi: 10.1007/978-94-011-3076-9.

Bellwood, D. R. *et al.* (2016) 'Site fidelity and homing in juvenile rabbitfishes (Siganidae)', *Coral Reefs*. doi: 10.1007/s00338-016-1466-4.

Benavides, A. G., Cancino, J. M. and Ojeda, F. P. (1994) 'Ontogenetic changes in gut dimensions and macroalgal digestibility in the marine herbivorous fish , Aplodactylus punctatus', 8(1), pp. 46–51.

Bernard, A. T. F. *et al.* (2013) 'Observer bias and detection probability in underwater visual census of fish assemblages measured with independent double-observers', *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. doi: 10.1016/j.jembe.2013.02.039.

Blaber, S. J. M. and Barletta, M. (2016) 'A review of estuarine fish research in South America : what has been achieved and what is the future for sustainability and conservation ? The many hundreds of estuaries of South America are among the most diverse in the', pp. 1–32. doi: 10.1111/jfb.12875.

Boavida, J. *et al.* (2016) 'Comparison of small remotely operated vehicles and diver-operated video of circalittoral benthos', *Hydrobiologia*. doi: 10.1007/s10750-015-2459-y.

Booth, D. J. (1992) 'Larval settlement patterns and preferences by domino damselfish Dascyllus albisella Gill', *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. doi: 10.1016/0022-0981(92)90029-A.

Brock, V. E. (1954) 'A preliminary report on a method of estimating reef fish populations', *Journal of Wildlife Management*, (18), pp. 296–307.

Bryan, P. G. and Madraisau, B. B. (1977) 'Larval rearing and development of Siganus lineatus (Pisces: Siganidae) from hatching through metamorphosis', *Aquaculture*. doi: 10.1016/0044-8486(77)90005-9.

Castriota, L. and Andaloro (2005) 'First record of the lessepsian fish Siganus luridus (Osteichthyes: Siganidae) in the Tyrrhenian Sea', *Marine Biodiversity Records*, 1(e11). doi: 10.1017/S1755267205001223.

Cheminée, A. *et al.* (2013) 'Nursery value of Cystoseira forests for Mediterranean rocky reef fishes', *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. doi: 10.1016/j.jembe.2013.02.003.

Cheminée, A. *et al.* (2017) 'Shallow rocky nursery habitat for fish: Spatial variability of juvenile fishes among this poorly protected essential habitat', *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.03.051.

Ciriaco, S. *et al.* (2010) 'First record of the dusky spinefoot Siganus luridus (Rüppell, 1829) in the Adriatic Sea', (Ann. Istrian Medit. Studies. 20.), p. 20.

Coll, M. *et al.* (2010) 'The biodiversity of the Mediterranean Sea: Estimates, patterns, and threats', *PLoS ONE*. doi: 10.1371/journal.pone.0011842.

Costello, M. J. *et al.* (2010) 'A Census of Marine Biodiversity Knowledge , Resources , and Future Challenges A Census of Marine Biodiversity Knowledge , Resources , and Future Challenges', (August). doi: 10.1371/journal.pone.0012110.

Cote, J. *et al.* (2010) 'Personality-dependent dispersal: Characterization, ontogeny and consequences for spatially structured populations', *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. doi: 10.1098/rstb.2010.0176.

Crook, A. C. (1997) 'Colour patterns in a coral reef fish. Is background complexity important?', *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. doi: 10.1016/S0022-0981(97)00059-2.

Cuadros, A. *et al.* (2018) 'Settlement and post-settlement survival rates of the white seabream (Diplodus sargus) in the western Mediterranean Sea', *PLoS ONE*. doi: 10.1371/journal.pone.0190278.

Dahlgren, C. P. *et al.* (2006) 'Marine nurseries and effective juvenile habitats: Concepts and applications', *Marine Ecology Progress Series*. doi: 10.3354/meps312291.

Daniel, B. *et al.* (2009a) 'Lessepsian rabbitfish Siganus luridus reached the French Mediterranean coasts', *Cybium*.

Daniel, B. *et al.* (2009b) 'Lessepsian rabbitfish Siganus luridus reached the French Mediterranean coasts', *Cybium*, 33(2), pp. 163–164.

Doherty, P. J. and Williams, D. M. (1988) *The replenishment of coral reef fish populations.* 26th edn. Ocecrogr Mrrr. Biol. Amu. Rev.

Dounas, C. (2006) 'Environmental Study of Elounda Bay. Lasithi Prefecture, Crete (Greece)', *HCMR Technical Report (in Greek)*, p. 316.

Evagelopoulos, A. *et al.* (2015) 'Records of alien marine species of Indo-Pacific origin at Sigri Bay (Lesvos Island, north-eastern Aegean Sea)', *Marine Biodiversity Records*. doi: 10.1017/S1755267215000123.

Farag Abziew, E. A. and Ali, S. M. (2016a) 'Historical records of the Lessepsian migrants, the Dusky Spinefoot Fish Siganus luridus (Ruppell, 1829) and the Marbled Spinefoot S. rivulatus (Rorsskal, 1775), in the eastern coast of Libya Mediterranean sea', *International Journal of Fisheries and Aquaculture Research*, 2(3), pp. 13–33.

Farag Abziew, E. A. and Ali, S. M. (2016b) 'THE EASTERN COAST OF LIBYA MEDITERRANEAN SEA', *International Journal of Fisheries and Aquaculture Research*, 2(3), pp. 13–33. Available at: www.eajournals.org.

Floeter, S. R. *et al.* (2005) 'Geographical gradients of marine herbivorous fishes : patterns and processes', pp. 1435–1447. doi: 10.1007/s00227-005-0027-0.

Francour, P. (1999) *A critical review of adult and juvenile fish sampling techniques in Posidonia oceanica seagrass beds Liteau PAMPA View project FOREFISH project: Algal forest and the recruitment of rocky reef fish populations View project*. Available at: https://www.researchgate.net/publication/234026924.

Froese, R. and Pauly, D. (2018) *FishBase*. Available at: http://www.fishbase.org.

Galil, B. *et al.* (2017) 'The enlargement of the Suez Canal – Erythraean introductions and management challenges', *Management of Biological Invasions*. doi: 10.3391/mbi.2017.8.2.02.

Galil, B. S. (2007) 'Loss or gain? Invasive aliens and biodiversity in the Mediterranean Sea', *Marine Pollution Bulletin*, 55(7–9), pp. 314–322. doi: 10.1016/j.marpolbul.2006.11.008.

Galil, B. S. *et al.* (2015) '"Double trouble": the expansion of the Suez Canal and marine bioinvasions in the Mediterranean Sea', *Biological Invasions*. doi: 10.1007/s10530-014-0778-y.

Galil, B. S., Marchini, A. and Occhipinti-Ambrogi, A. (2018) 'East is east and West is west? Management of marine bioinvasions in the Mediterranean Sea', *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. doi: 10.1016/j.ecss.2015.12.021.

García-Rubies, A. and Macpherson, E. (1995) 'Substrate use and temporal pattern of recruitment in juvenile fishes of the Mediterranean littoral', *Marine Biology*. doi: 10.1007/BF00349144.

Giakoumi, S. (2014) 'Distribution patterns of the invasive herbivore Siganus luridus (Rüppell, 1829) and its relation to native benthic communities in the central Aegean Sea, Northeastern Mediterranean', *Marine Ecology*. doi: 10.1111/maec.12059.

Golani D. *et al.* (2002) *CIESM Atlas of Exotic Species in the Mediterranean. Vol. 1*. Vol.1. Monaco: CIESM Publishers.

Golani, D. (2006) 'The Indian scad (Decapterus russelli), (Osteichtyes: Carangidae), a new Indo-Pacific fish invader of the eastern Mediterranean', *Scientia Marina*, 70(4), pp. 603–605. doi: 10.3989/scimar.2006.70n4603.

Golani, D. (2010) 'Colonization of the Mediterranean by Red Sea fishes via the Suez Canal - Lessepsian migration.', *Fish Invasions of the Mediterranean Sea: Change and Renewal*, pp. 145–188.

Gratwicke, B. and Speight, M. R. (2005) 'The relationship between fish species richness, abundance and habitat complexity in a range of shallow tropical marine habitats', *Journal of Fish Biology*. doi: 10.1111/j.0022-1112.2005.00629.x.

Green, B. S. and Fisher, R. (2004) 'Temperature influences swimming speed , growth and larval duration in coral reef fish larvae', 299, pp. 115–132. doi: 10.1016/j.jembe.2003.09.001.

Halpern, B. S. *et al.* (2008) 'Managing for cumulative impacts in ecosystem-based management through ocean zoning', *Ocean and Coastal Management*. doi: 10.1016/j.ocecoaman.2007.08.002.

Harmelin-Vivien, M. *et al.* (1985) 'Evaluation visuelle des peuplements et populations de poissons. Méthodes et problémes', *Revue d'Écologie Terre et vie*.

Harmelin-Vivien, M. L. *et al.* (2005) 'The littoral fish community of the Lebanese rocky coast (eastern Mediterranean Sea) with emphasis on Red Sea immigrants', *Biological Invasions*. doi: 10.1007/s10530-004-5852-4.

Harmelin-Vivien, M. L., Harmelin, J. G. and Leboulleux, V. (1995) 'Microhabitat requirements for settlement of juvenile sparid fishes on Mediterranean rocky shores', *Hydrobiologia*. doi: 10.1007/BF00024471.

Hixon, M. A. and Beets, J. P. (1993) 'Predation, prey refuges, and the structure of coral-reef fish assemblages', *Ecological Monographs*. doi: 10.2307/2937124.

Horn, M. H. and Messer, K. S. (1992) 'Fish guts as chemical reactors: a model of the alimentary canals of marine herbivorous fishes*', 535, pp. 527–535.

Hulme, P. E. *et al.* (2009) 'Will threat of biological invasions unite the european union?', *Science*. doi: 10.1126/science.1171111.

Imbert, M. and Bonhomme, P. (2014) *Snorkel surveys of the marine environment Methodological guide*. Available at: www.medpan.org.

IPCC (2007) *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Edited by M. T. and H. L. M. Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt. Cambridge: Cambridge University Press.

Ismen, A., Ayaz, A. and Yildirim, Z. D. (2015) 'Northernmost record of the dusky spinefoot Siganus luridus in the Aegean Sea (Turkey coast)', *Marine Biodiversity Records*. doi: 10.1017/S1755267215000172.

Jaxion-Harm, J. C. (2010) *The Relationship between Coral-reef Fish (Larvae, Juveniles, and Adults) and Mangroves: a case study in Honduras*.

Kalogirou, S., Wennhage, H. and Pihl, L. (2012) 'Non-indigenous species in Mediterranean fish assemblages: Contrasting feeding guilds of Posidonia oceanica meadows and sandy habitats', *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. doi: 10.1016/j.ecss.2011.11.008.

Katsanevakis, S. *et al.* (2009) 'Inventory of alien marine species of Cyprus (2009)', *Mediterranean Marine Science*. doi: 10.12681/mms.113.

Katsanevakis, S. *et al.* (2014) 'Impacts of invasive alien marine species on ecosystem services and biodiversity: A pan-European review', *Aquatic Invasions*. doi: 10.3391/ai.2014.9.4.01.

Koulouri, P. *et al.* (2016) 'Fish and cephalopod assemblage structure of green alga Caulerpa prolifera (Chlorophyta) meadow in the eastern Mediterranean Sea (Elounda Bay, Crete Island)', *Regional Studies in Marine Science*. doi: 10.1016/j.rsma.2015.12.002.

Laurel, B. J., Danley, C. and Haines, S. (2014) 'The effects of temperature on growth , development and settlement of northern rock sole larvae (Lepidopsetta polyxystra) The effects of temperature on growth , development and settlement of northern rock sole larvae (Lepidopsetta polyxystra)', 23, pp. 495–505. doi: 10.1111/fog.12084.

Lecchini, D. *et al.* (2005) 'Larval sensory abilities and mechanisms of habitat selection of a coral reef fish during settlement', *Oecologia*. doi: 10.1007/s00442-004-1805-y.

Levin, P. S. (1994) 'Fine-scale temporal variation in recruitment of a temperate demersal fish: the importance of settlement versus post-settlement loss', *Oecologia*. doi: 10.1007/BF00317916.

Lodge, D. *et al.* (2007) 'Biological invasions: Recommendations for US policy and management', *Ecological applications : a publication of the Ecological Society of America.*, 16.

Lundberg, B. *et al.* (2004) 'Dietary choices of siganid fish at Shiqmona reef, Israel', *Israel journal of Zoology*. doi: 10.1560/7QQJ-WN2F-J8PC-W6E2.

Lundberg, B. and Golani, D. (1995) 'Diet Adaptations of Lessepsian Migrant Rabbitfishes, Siganus luridus and S. rivulatus, to the Algal Resources of the Mediterranean Coast of Israel', *Marine Ecology*. doi: 10.1111/j.1439-0485.1995.tb00395.x.

MA (2005) 'Millennium Ecosystem Assessment', in. Washington, DC: World Resources Institute.

MacPherson, E. (1998) 'Ontogenetic shifts in habitat use and aggregation in juvenile sparid fishes', *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. doi: 10.1016/S0022-0981(97)00086-5.

Mallet, D. and Pelletier, D. (2014) 'Underwater video techniques for observing coastal marine biodiversity: A review of sixty years of publications (1952-2012)', *Fisheries Research*. doi: 10.1016/j.fishres.2014.01.019.

Mangos, A., Bassino, J.-P. and Sauzade, D. (2010) 'The economic value of sustainable benefits rendered by the Mediterranean marine ecosystems', *Plan Blue*, Blue Plan papers(Valbonne), p. 8.

Mavruk, S. *et al.* (2017) 'The trend of lessepsian fish populations with an emphasis on temperature variations in Iskenderun Bay, the Northeastern Mediterranean', *Fisheries Oceanography*. doi: 10.1111/fog.12215.

Montgomery, W. L. (1980) 'Comparative feeding ecology of two herbivorous damselfishes (Pomacentridae: Teleostei) from the Gulf of California, Mexico', *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. doi: 10.1016/0022-0981(80)90134-3.

MSFD (2009) 'Marine Strategy Framework Directive (MSFD)', in. Marine Strategy Coordination Group .

Munsch, S. H., Cordell, J. R. and Toft, J. D. (2016) 'Fine-scale habitat use and behavior of a nearshore fish community: Nursery functions, predation avoidance, and spatiotemporal habitat partitioning', *Marine Ecology Progress Series*, 557, pp. 1–15. doi: 10.3354/meps11862.

Mwaluma, J. M., Kaunda-arara, B. and Strydom, N. A. (2014) *A Guide to Commonly Occurring Larval Stages of Fishes in Kenyan Coastal Waters*. Book Serie. Edited by WIOMSA.

O'Connor, M. I. *et al.* (2007) 'Temperature control of larval dispersal and the implications for marine ecology , evolution , and conservation', (February). doi: 10.1073/pnas.0603422104.

Obura, D. (2014) 'Coral Reef Monitoring Manual South-West Indian Ocean islands', *Indian Ocean Commission*.

Öhman, M. C. *et al.* (1998) 'Settlement strategies and distribution patterns of coral-reef fishes', *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. doi: 10.1016/S0022-0981(97)00224-4.

Paterson, A. W. and Whitfield, A. K. (2000) 'Do shallow-water habitats function as refugia for juvenile fishes?', *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. doi: 10.1006/ecss.2000.0640.

Pattrick, P. and Strydom, N. A. (2017) 'Variability in spatial and temporal occurrence of presettlement and settlement-stage fishes associated with shallow reefs', *Journal of Fish Biology*. doi: 10.1111/jfb.13198.

Pelletier, D. *et al.* (2011) 'Comparison of visual census and high definition video transects for monitoring coral reef fish assemblages', *Fisheries Research*. doi: 10.1016/j.fishres.2010.10.011.

Peter F. Sale (1991) *The Ecology of Fishes on Coral Reefs*. San Diego: Academic Press. Available at: https://www.sciencedirect.com/science/book/9780080925516.

Pitcher, T. and Hart, P. (1982) *Fisheries Ecology*. London: Croom Helm.

Pitcher, T. J. and Parrish, J. K. (1993) 'Functions of Shoaling Behaviour in Teleosts', *Behavioral Ecology: An Evolutionary Approach*, pp. 122–147.

Pitt, Maria, J. (1997) *The feeding ecology of rabbitfish (Siganidae) at Green Island reef: ontogenetic and interspecific differences in diet, morphology and habitat utilisation*. Available at: http://researchonline.jcu.edu.au/33790/.

Poore, A. G. B. *et al.* (2012) 'Global patterns in the impact of marine herbivores on benthic primary producers', *Ecology Letters*. doi: 10.1111/j.1461-0248.2012.01804.x.

Popper, D. and Gundermann, N. (1975) 'Some ecological and behavioural aspects of siganid populations in the Red Sea and Mediterranean coasts of Israel in relation to their suitability for aquaculture', *Aquaculture*. doi: 10.1016/0044-8486(75)90065-4.

Popper, D., May, R. C. and Lichatowich, T. (1976) 'An experiment in rearing larval Siganus vermiculatus (Valenciennes) and some observations on its spawning cycle', *Aquaculture*, (7), p. 281^290.

Popper, D., Pitt, R. and Zohar, Y. (1979) 'Experiments on the propagation of Red Sea Siganids and some notes on their reproduction in nature', *Aquaculture*, 16, pp. 177–181.

Por, F. D. (1978) 'Lessepsian migration. The influx of Red Sea biota into the Mediterranean by way of the Suez Canal', *Springer Verlag publ., Berlin*. doi: 10.1016/0160-9327(79)90119-4.

Radford, C. A. *et al.* (2005) 'Bubbled waters: The noise generated by underwater breathing apparatus', *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*. doi: 10.1080/10236240500333908.

Raitsos, D. E. *et al.* (2010) 'Global climate change amplifies the entry of tropical species into the eastern Mediterranean Sea', *Limnology and Oceanography*. doi: 10.4319/lo.2010.55.4.1478.

Rhodes, K. *et al.* (2017) 'Goldspotted spinefoot Siganus punctatus (Siganidae) age-based reproductive life history and fisheries vulnerability', *Journal of Fish Biology*. doi: 10.1111/jfb.13458.

Ronce, O. (2007) 'How Does It Feel to Be Like a Rolling Stone? Ten Questions About Dispersal Evolution', *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.38.091206.095611.

Sala, E. *et al.* (2011) 'Alien marine fishes deplete algal biomass in the Eastern Mediterranean', *PLoS ONE*, 6(2). doi: 10.1371/journal.pone.0017356.

Sale, P. F. (1991) 'Habitat structure and recruitment in coral reef fishes', *Habitat Structure*, pp. 197–210.

Sale, P. F., Douglas, W. A. and Doherty, P. J. (1984) 'Choice of microhabitats by coral reef fishes at settlement', *Coral Reefs*. doi: 10.1007/BF00263759.

Sale, P. F. and Ferrell, D. J. (1988) 'Early survivorship of juvenile coral reef fishes', *Coral Reefs*. doi: 10.1007/BF00300971.

Sano, M. (1997) 'Temporal variation in density dependence: Recruitment and postrecruitment demography of a temperate zone sand goby', *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. doi: 10.1016/S0022-0981(97)00019-1.

Seitz, R. D. *et al.* (2014) 'Ecological value of coastal habitats for commercially and ecologically important species', *ICES Journal of Marine Science*. doi: 10.1093/icesjms/fst152.

Shakman, E. *et al.* (2008) 'Morphometry, age and growth of Siganus luridus Rüppell, 1828 and Siganus rivulatus Forsskål, 1775 (Siganidae) in the central Mediterranean (Libyan coast)', *Revista de biología marina y oceanografía*. doi: 10.4067/S0718-19572008000300011.

Shulzitski, K. *et al.* (2016) 'Encounter with mesoscale eddies enhances survival to settlement in larval coral reef fishes', *Proceedings of the National Academy of Sciences*. doi: 10.1073/pnas.1601606113.

Silva, V. E. L. da *et al.* (2018) 'Spatial distribution of juvenile fish species in nursery grounds of a tropical coastal area of the south-western Atlantic', (March). doi: 10.3750/AIEP/02299.

Steele, M. A. (1996) 'Effects of predators on reef fishes: Separating cage artifacts from effects of predation', *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. doi: 10.1016/0022-0981(96)00011-1.

Stephanou, D. and Georgiou, G. (1998) 'Recent experiences on the culture of rabbitfish Siganus rivulatus in Cyprus', *Recent advances in Mediterranean aquaculture finfish species diversification*.

Stergiou, K. I. and Karpouzi, V. S. (2001) 'Feeding habits and trophic levels of Mediterranean fish', *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. doi: 10.1023/A:1020556722822.

Thiriet, P. *et al.* (2013) 'How 3D complexity of macrophyte-formed habitats affect the processes structuring fish assemblageswithin coastal temperate seascapes?', in *Underwater Seascapes: From Geographical to Ecological Perspectives*. doi: 10.1007/978-3-319-03440-9-12.

Tsuda, R. T. and Bryan, P. G. (1973) *Food Preference of Juvenile Siganus rostratus and S. spinus in Guam*.

UNEP, MAP and RAC/SPA (2005) 'Action Plan concerning species introductions and invasive species in the Mediterranean Sea', in RAC/SPA (ed.). Tunis, p. 30.

Vergés, A. *et al.* (2014) 'Tropical rabbitfish and the deforestation of a warming temperate sea', *Journal of Ecology*. doi: 10.1111/1365-2745.12324.

Victor, B. C. (1986) *Larval Settlement and Juvenile Mortality in a Recruitment-Limited Coral Reef Fish Population*.

Werner, E. E., Gilliam, J. F. and Hall, D. J. (1983) *An Experimental Test of the Effects of Predation Risk on Habitat Use in Fish*, *Mittelbach Source: Ecology*.

Woodland, D. J. and Anderson, R. C. (2014) 'Description of a new species of rabbitfish (Perciformes: Siganidae) from southern India, Sri Lanka and the Maldives', *Zootaxa*. doi: 10.11646/zootaxa.3811.1.8.

Zenetos, A. *et al.* (2010) 'Alien species in the Mediterranean Sea by 2010. A contribution to the application of European Union's Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Part I. Spatial distribution', *Mediterranean Marine Science*. doi: 10.12681/mms.87.

Zenetos, A. *et al.* (2012) 'Alien species in the Mediterranean Sea by 2012. A contribution to the application of European Union's Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Part 2. Introduction trends and pathways', *Mediterranean Marine Science*. doi: 10.12681/mms.327.

Zenetos, A. *et al.* (2017) 'Uncertainties and validation of alien species catalogues: The Mediterranean as an example', *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. doi: 10.1016/j.ecss.2017.03.031.

Zenetos, A. and Polychronidis, L. (2010) *Feasibility study in setting up a regional mechanism for collecting, compiling and circulating information on marine alien species in the Mediterranean*. Available at: http://www.cabi.org.

Κυπαρίσσης, Σ. (2009) *Οικολογία και δυναμική των νεαρών σταδίων των ψαριών σε ένα παράκτιο οικοσύστημα της Δυτικής Ελλάδας*. Πανεπιστήμιο Πατρών.

Λυμπερίδης, Α. *et al.* (2015) 'Τα χλωροφύκη Caulerpa prolifera (Lamouroux, 1809) και C. racemosa (Agardh, 1873) ως τροφή του λεσσεψιανού ψαριού Siganus luridus (Ruppell, 1828) σε πειραματικές συνθήκες.', in *11ο Πανελλήνιο Συμπόσιο Ωκεανογραφίας & Αλιείας*. Μυτιλήνη, Λέσβος, Ελλάδα.

5. Παράρτημα

Πίνακας 11a. Test κανονικότητας *Shapiro-Wilk* για τα δεδομένα χρονικής μεταβολής θερμοκρασίας επιφανειακών υδάτων και μεταβολής της συγκέντρωσης των ιχθυδίων στο σύνολο των δεδομένων

	Kolmogorov-Smirnov[a]			Shapiro-Wilk		
	Statistic	df	Sig.	Statistic	df	Sig.
NOF	,140	20	,200*	,888	20	,025
T °C	,202	20	,032	,888	20	,025

Πίνακας 11b. Test κανονικότητας *Shapiro-Wilk* για τα δεδομένα χρονικής μεταβολής της θερμοκρασίας και μεταβολής της μέσης αφθονίας των ιχθυδίων για την περίοδο εγκατάστασης (Filter 1) και για την περίοδο Αποχώρησης (Filter 2)

Tests of Normality

		Kolmogorov-Smirnov[a]			Shapiro-Wilk		
	Filter	Statistic	df	Sig.	Statistic	df	Sig.
NOF	1,00	,157	11	,200*	,887	11	,128
	2,00	,154	9	,200*	,889	9	,197
T °C	1,00	,137	11	,200*	,959	11	,756
	2,00	,122	9	,200*	,980	9	,962

Πίνακας 12a. Πίνακας συσχέτισης μεταξύ χρονικής μεταβολής θερμοκρασίας επιφανειακών υδάτων και μεταβολής της συγκέντρωσης των ιχθυδίων στο σύνολο των δεδομένων για τη χρονική περίοδο εγκατάστασης των ιχθυδίων.

		NOF	T °C
NOF	Pearson Correlation	1	,197
	Sig. (2-tailed)		,562
	N	11	11
T °C	Pearson Correlation	,197	1
	Sig. (2-tailed)	,562	
	N	11	11

Πίνακας 12b. Πίνακας συσχέτισης μεταξύ χρονικής μεταβολής θερμοκρασίας επιφανειακών υδάτων και μεταβολής της συγκέντρωσης των ιχθυδίων στο σύνολο των δεδομένων για τη χρονική περίοδο αποχώρησης των ιχθυδίων.

		NOF	T °C
NOF	Pearson Correlation	1	,931**
	Sig. (2-tailed)		,000
	N	9	9
T °C	Pearson Correlation	,931**	1
	Sig. (2-tailed)	,000	
	N	9	9

Πίνακας 13a. Πίνακας συνάφειας για την περιοχή Α

TL	SHOAL	BHV				Total
		1	2	3	4	
1	1	1	2	1		4
	2	2	6			8
	3	3	10			13
	4	1				1
	5		2	1		3
	6		1			1
	7		1			1
	Total	7	22	2		31
2	1	26	74	74		174
	2	57	106	53		216
	3	70	111	41	1	223
	4	36	33	11	1	81
	5	15	17	2	1	35
	6		1			1
	Total	204	342	181	3	730
3	0			1		1
	1	12	18	42		72
	2	16	60	36		112
	3	55	59	23	1	138
	4	28	28	10		66
	5	13	11	6		30
	6		1			1
	Total	124	177	118	1	420
4	1	1		2		3
	2	1	2	1		4
	3		2	2		4
	Total	2	4	5		11
Total	0			1		1
	1	40	94	119		253
	2	76	174	90		340
	3	128	182	66	2	378
	4	65	61	21	1	148
	5	28	30	9	1	68
	6		3			3
	7		1			1
	Total	347	545	306	4	1192

Πίνακας 13b. Πίνακας συνάφειας για την περιοχή Β

TL	SHOAL	BHV				Total
		1	2	3	4	
1	1		1			1
	2	1	1			2
	3	1	10			11
	4	8	2			10
	5	4	9			13
	6	1	1			2
	Total	15	24			31
2	1	2	42	26	1	71
	2	10	53	10		73
	3	23	73	9		105
	4	9	29	1		39
	5	5	14	1		20
	6	1	4			5
	Total	50	215	47	1	313
3	1	3	12	7		22
	2	10	28	5		43
	3	14	36	5		55
	4	11	30	2		43
	5	6	26			32
	6	1	6			7
	Total	45	138	19		202
4	1			1		1
	2		1			1
	Total		1	1		2
Total	1	5	55	34	1	95
	2	21	83	15		119
	3	38	119	14		171
	4	28	61	3		92
	5	15	49	1		65
	6	3	11			14
	Total	110	378	67	1	556

Πίνακας 14. Αλληλεπιδράσεις όπου το p <.001 στο saturated model που παράγεται χρησιμοποιώντας δεδομένα από πίνακες συνάφειας 12a & 12b. Τα μεγάλα standardized residual values αντιστοιχούν στις σημαντικότερες αλληλεπιδράσεις και κατατάσσονται ανάλογα

Interactions	Partial Chi-square (χ^2)	df	Standardized residual (χ^2/df) rank
Συμπεριφορά * Οικότοπος	79,902	3	1
Συμπεριφορά * Μέγεθος κοπαδιού	191,156	21	2
Μέγεθος κοπαδιού * Οικότοπος	39,279	7	4
Συμπεριφορά * Μέγεθος κοπαδιού * Οικότοπος	349,368	52	3

Πίνακας 15. Τα Odd Ratios σχετικά με τις συσχετίσεις που αφορούν τις ισχυρές αλληλεπιδράσεις στον Πίνακα 14

Interactions	Underlying Correlations	Associated Odd Ratios
Δραστηριότητα * Οικότοπος	1 / A	3.065
	2 / A	1.442
	3 / A	4.582
	4 / A	4*
Δραστηριότητα * Μέγεθος κοπαδιού	1 / 3-4	8.234; 5.261
	2 / 3-4	1.047; 4.5
	3 / 1-2	1.913; 19.9
	4 / 3-4	3; 3
	Για το μέγεθος κοπαδιού >4 τα δεδομένα δεν επαρκούν	
Δραστηριότητα * Μέγεθος κοπαδιού * Οικότοπος	1 / 1-2 / A	1.955; 3.632
	2 / 3-4 / A	1.237; 2.524
	3 / 1-2 / B	1.086; 2
	Για το μέγεθος κοπαδιού >4 τα δεδομένα δεν επαρκούν	
Μέγεθος κοπαδιού * Οικότοπος	1-2 / A	2.033
	3-4 / A	1.963
	>4 / B	1.097