

Πανεπιστήμιο Αιγαίου

Τμήμα Ωκεανογραφίας και θαλασσίων Βιοεπιστημών



## Διατροφικές προτιμήσεις αυτόχθονων και αλλόχθονων βοσκητών



Πτυχιακή εργασία

**Παπαδημητρίου Ευάγγελος**

**ΜΥΤΙΛΗΝΗ, 2021**

**Διατροφικές προτιμήσεις αυτόχθονων και αλλόχθονων βοσκητών**

**Παπαδημητρίου Ευάγγελος**

---

**Υπό την επίβλεψη του καθηγητή κ. Κατσανεβάκη Στέλιος**

Τριμελής επιτροπή:

Κουτσούμπας Δρόσος

Καθηγητής

Κόκκορης Γεώργιος

Αναπληρωτής Καθηγητής

Κατσανεβάκης Στέλιος

Καθηγητής

---

Πανεπιστήμιο Αιγαίου, Τμήμα Ωκεανογραφίας και Θαλασσίων Βιοεπιστημών

Μυτιλήνη, 2021

## ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΑ

### 1. ΕΙΣΑΓΩΓΗ

1.1	Τα θαλάσσια μακροφύκη.....	7
1.2	Σύνθεση μακροφυτικών φυτοκοινωνιών.....	8
1.3	Θαλάσσια αγγειόσπερμα.....	9
1.4	Βιοτικές και αβιοτικές πιέσεις. Μηχανισμοί απόκρισης και άμυνας.....	10
1.5	Αλλόχθονοι θαλάσσιοι οργανισμοί, «είδη εισβολείς».....	12
1.6	Αυτόχθονοι και αλλόχθονοι βοσκητές της μεσογείου και η επίδρασή τους στη βιομάζα και σύνθεση των μακροφυκών.....	13
1.7	Αντικείμενο πτυχιακής εργασίας.....	15
<b>2.</b>	<b>ΥΛΙΚΑ ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΟΙ</b>	
2.1	Περιοχές μελέτης – σταθμοί δειγματοληψίας.....	15
2.2	Σχεδιασμός πειράματος.....	16
2.3	Εκτίμηση βιομάζας και βιοποικιλότητας των ιχθύων.....	19
2.4	Στατιστική ανάλυση των αποτελεσμάτων.....	19
<b>3.</b>	<b>ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ</b>	
3.1	Αποτελέσματα στατιστικής ανάλυσης μακρόφυτων.....	20
3.2	Βιομάζα ιχθύων και αχινών στους σταθμούς δειγματοληψίας.....	25
<b>4.</b>	<b>ΣΥΖΗΤΗΣΗ.....</b>	<b>28</b>
<b>5.</b>	<b>ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ.....</b>	<b>33</b>

## ΕΥΧΑΡΙΣΤΙΕΣ

Δεν θα μπορούσα να μην ξεκινήσω τις ευχαριστίες από τον επιβλέπων καθηγητή κ. Στέλιο Κατσανεβάκη ο οποίος με εμπιστεύτηκε από την πρώτη στιγμή και μου έδωσε την δυνατότητα να πραγματοποιήσω μαζί του, την μου πτυχιακή εργασία.

Θερμά ευχαριστώ στον συνάδελφο και καλό φίλο Κωνσταντίνο Τσιριντάνη του οποίου η βοήθεια ήταν καθοριστική. Θα ήθελα επιπλέον να εκφράσω την αμέριστη ειλικρινή ευγνωμοσύνη στον άνθρωπο αυτό, ο οποίος με στήριξε πραγματικά όλα αυτά τα χρόνια. Μέσα σε μία συνεργασία τεσσάρων χρόνων, περάσαμε πολλές δύσκολες στιγμές, πολλές από αυτές στο πεδίο με αντίξοες συνθήκες και πολλές αποτυχίες, πάντα όμως ήταν εκεί και πηγαίναμε παρακάτω πιο δυνατοί και πιο έτοιμοι για νέες περιπέτειες.

Θα ήθελα να πω ένα μεγάλο ευχαριστώ στη φίλη και συνάδελφο Μαρία Μπικαντόροβα για την αμέριστη στήριξή της.

Τέλος θα ήθελα να ευχαριστήσω την οικογένεια μου και ιδιαίτερα τους γονείς μου Απόστολο Παπαδημητρίου και Κωνσταντινιά Νάκου που με μύησαν στην επιστήμη της θάλασσας και σταθήκανε δίπλα μου ο κάθε ένας με το δικό του τρόπο.

## Περίληψη

Το φυσικό περιβάλλον της Μεσογείου είναι ένα από τα πλουσιότερα και συγχρόνως από τα πλέον ευάλωτα στον κόσμο, δεδομένου ότι τα θαλάσσια και παράκτια συστήματα είναι εκτεθειμένα σε πληθώρα πιέσεων. Ο ρόλος των θαλάσσιων μακρόφυτων στη δομή και λειτουργία των παράκτιων οικοσυστημάτων είναι πολύ σημαντικός. Αποτελούν βασικούς πρωτογενείς παραγωγούς, συμβάλουν ουσιαστικά στην οξυγόνωση των παράκτιων οικοσυστημάτων, αποτελούν τροφή και καταφύγιο για πολλούς ζωικούς οργανισμούς και αποτελούν έμμεσα τροφή οργανισμών που τρέφονται με οργανικά θρύμματα. Ωστόσο, πολλά από αυτά είναι ιδιαίτερα ευαίσθητα σε φυσικές (έντονη βόσκηση, υψηλός υδροδυναμισμός) και ανθρωπογενείς πιέσεις (ρύπανση, απώλεια και κατακερματισμός ενδιαιτημάτων), με αποτέλεσμα τα τελευταία χρόνια να παρατηρείται μια μακροχρόνια τάση υποβάθμισης των ενδιαιτημάτων των φυτοκοινωνιών και μια τάση συρρίκνωσης στην λεκάνη της Μεσογείου.

Στην εργασία αυτή παρακολουθούνται οι διατροφικές προτιμήσεις των αυτόχθονων και αλλόχθονων βοσκητών, σε επιλεγμένα μακρόφυτα, την καλοκαιρινή περίοδο του 2020 σε δύο διαφορετικές περιοχές του Αιγαίου, στο νησί της Λέσβου (ΒΑ Αιγαίο) και στο νησί της Κρήτης (Ν.Αιγαίο). Για την παρακολούθηση πραγματοποιήθηκαν τέσσερις πειραματικές δοκιμές με τέσσερις διαφορετικούς πειραματικούς χειρισμούς σε συνολικά 11 μακρόφυτα. Ένα αλλόχθονο (*Halophila stipulacea*), ένα κρυπτογενές (*Ganonema farinosum*) και επτά αυτόχθονα (*Halopteris* sp., *Dictyota* sp., *Dictyopteris* sp., *Padina pavonica*, *Posidonia oceanica*, *Ulva* sp., *Laurencia* sp., *Cymodocea nodosa*) ήταν τα είδη μακρόφυτων που προσφέρθηκαν στους βοσκητές του εκάστοτε νησιού. Ο μέγιστος αριθμός ατόμων από διάφορα είδη ιχθύων που καταγράφηκε ήταν συνολικά 36 και 3 είδη αχινών σε συνολικό μήκος 150 m, με τα επικρατέστερα είδη βοσκητών να είναι η *Sarpa salpa*, και το *Sparisoma cretense* στο νησί της Λέσβου και τα *Siganus luridus* και *Siganus rivulatus* στην Κρήτη, ενώ δεν καταγράφηκε κανένα είδος αχινού στην Κρήτη.

Στατιστικά σημαντική διαφορά στα αποτελέσματα καταγράφηκαν στα είδη *Laurencia* sp., *Cymodocea nodosa*, και *Halopteris* sp., στο σταθμό «Χαραμίδα» στο νησί της Λέσβου, τα οποία προτιμήθηκαν με σημαντική διαφορά έναντι των υπολοίπων από συγκεκριμένους βοσκητές. Διαφορές στην διατροφική προτίμηση καταγράφηκαν και μεταξύ άλλων μακρόφυτων, χωρίς ωστόσο να καταγραφεί στατιστικά σημαντική διαφορά. Τα δύο είδη εχινόδερμων, *Paracentrotus lividus* και *Arbacia lixula*, εμφάνισαν διαφορές στην προτίμηση αλλά και στην κατανάλωση, με το είδος *P. lividus* να προκαλεί την μεγαλύτερη μείωση βιομάζας στα επιλεγμένα μακρόφυτα.

**Λέξεις κλειδιά:** διατροφικές προτιμήσεις, μακρόφυτα, υπερβόσκηση

## Abstract

The Mediterranean environment is one of the richest and at the same time one of the most vulnerable in the world, as marine and coastal systems are exposed to aggravating factors. The role of marine macrophytes in the structure and function of coastal ecosystems is very important. They are key primary producers, contributing substantially to the oxygenation of coastal ecosystems, providing food and shelter for many animal organisms and indirectly feeding organisms that feed on organic debris. However, many of them are particularly sensitive to any natural (intense grazing, high hydrodynamics) and anthropogenic pressures (pollution, habitat loss and fragmentation) resulting in a long-term trend of degradation of plant habitats and habitats in recent years. shrinkage in the Mediterranean basin.

To investigate the role of native and alien grazers, in consuming native and alien macrophytes, an experiment was conducted in the summer of 2020 in two different latitudes of the Aegean, on the island of Lesvos (NE Aegean) and the island of Crete (South Aegean). To test this, four experimental units were installed with four different experimental manipulations and a total of 11 macro plants. Two non-natives (*Ganonema farinosum* and *Halophila stipulacea*) and seven natives (*Halopteris* sp., *Dictyota* sp., *Dictyopteris* sp., *Padina pavonica*, *Posidonia oceanica*, *Ulva* sp., *Laurencia* sp., *Cymodocea nodosa*) were utilised of each island. The maximum number of individuals from different species of fish recorded was 36 as well as 3 species of urchins in a total length of 150 m, with the predominant species of grazers being *Sarpa salpa*, *Coris julis* and *Diplodus vulgaris* on the island of Lesvos and *Siganus luridus* and *Siganus rivulatus* in Crete, while no species of sea urchin was recorded in Crete.

Statistically significant differences in the results were recorded in the species *Laurencia* sp., *Cymodocea nodosa*, and *Halopteris* sp., at the Haramida station on the island of Lesvos, which were preferred with a significant difference over the rest by specific grazers. Differences in dietary preference were recorded among other macrophytes, but no statistically significant difference was recorded. The two species of echinoderms, *Paracentrotus lividus* and *Arbacia lixula*, showed differences in preference and consumption, with the species *P. lividus* recording the largest decrease in biomass in the selected macrophytes.

**Keywords:** Feeding preferences, native and alien macrophytes, overgrazing

# 1. ΕΙΣΑΓΩΓΗ

## 1.1 Τα θαλάσσια μακροφύκη

Στην εύκρατη ζώνη, κατά μήκος των βραχωδών ακτών παγκοσμίως, τα μεγάλα μακροφύκη που σχηματίζουν θαλλούς αποτελούν ένα βασικό οικολογικό χαρακτηριστικό τόσο στην μεσοπαραλιακή όσο και στην υποπαραλιακή ζώνη των ενδαιτημάτων, αυξάνοντας την τρισδιάστατη πολυπλοκότητα και την χωρική ετερογένεια των βραχωδών υποστρωμάτων, ενισχύοντας την βιοποικιλότητα αλλά και την παραγωγικότητα στα παράκτια οικοσυστήματα (Ballesteros *et al.* 1998; Cheminée *et al.* 2013). Σημαντικό ρόλο παίζουν στην εκτίμηση της οικολογικής κατάστασης μιας περιοχής, δηλαδή μπορούν να χρησιμοποιηθούν ως βιοδείκτες (Orfanidis *et al.* 2001; Panayotidis *et al.* 2004). Αν και παρουσιάζουν μια απλότητα στη δομή τους, η ανάγκη προσαρμογής στις συνθήκες του περιβάλλοντος και η πολυπλοκότητα του κύκλου ζωής τους προσδίδει μεγάλη ποικιλομορφία και συγκεκριμένα χαρακτηριστικά στο σύνολο των ειδών τους (Graham *et al.* 2011). Η ποικιλομορφία αυτή, αποτέλεσμα και της διαφορετικής προέλευσης, τα χαρακτηρίζει και τα διακρίνει σε : α) Τροπικά μακροφύκη υπολείμματα της τροπικής θάλασσας της Τηθύος, β) Ατλαντικά μακροφύκη, γ) Κοσμοπολίτικα που απαντούν σε πολυάριθμες περιοχές παγκοσμίως και φυσικά ενδημικά της Μεσογείου (Tsiamis 2012). Τα μακροφύκη διακρίνονται σε τρεις διαφορετικές ταξινομικές κατηγορίες: τα χλωροφύκη (Chlorophyta), τα φαιοφύκη (Phaeophyceae) και τα ροδοφύκη (Rhodophyta).

Η Μεσόγειος θάλασσα χαρακτηρίζεται από υψηλή βιοποικιλότητα, ενώ συγχρόνως εμφανίζει ένα πολύ υψηλό ποσοστό ενδημικών ειδών. Στη Μεσόγειο έχουν καταγραφεί έως σήμερα 1.117 είδη μακροφυκών με 657 ροδοφύκη, 270 φαιοφύκη και 190 χλωροφύκη (Coll *et al.* 2010; Cormaci *et al.* 2012). Μεταξύ των 1117 μακροφυκών έχουν καταγραφεί 119 (~10%) ξενικά μακροφύκη (Katagan *et al.* 2015), δηλαδή είδη τα οποία εισήλθαν στην λεκάνη της Μεσογείου με μη-φυσική εξάπλωση μέσω ανθρώπινης παρέμβασης. Ο κυριότερος περιβαλλοντικός παράγοντας που καθορίζει τη γεωγραφική τους εξάπλωση στις θάλασσες και τους ωκεανούς της υδρογείου, είναι η θερμοκρασία σε συνδυασμό με τη φωτοπερίοδο (Breeman 1988; Lüning 1990). Η κατανομή τους σε βάθος εξαρτάται από τη διαπερατότητα του φωτός στη στήλη του νερού και συνήθως, τουλάχιστον για τη Μεσόγειο Θάλασσα, καλύπτει το εύρος 0-180 μέτρα, με το βάθος αυτό να έχει καταγραφεί στις Βαlearίδες και Νότια της Κρήτης (Pérès 1967).

Στην ανώτερη υποπαραλιακή ζώνη, εκεί όπου τα μακροφύκη είναι συνεχώς βυθισμένα και ταυτόχρονα το φως είναι άφθονο, αναπτύσσονται πυκνές κοινότητες μακροφυκών (Orfanidis *et al.* 2005) με πιο χαρακτηριστικά είδη αυτά του γένους *Cystoseira* και *Sargassum* τα οποία

αποτελούν τους κύριους εκπροσώπους των μεγάλων φαιοφυκών της τάξης *Fucales* (οικογένεια *Sargassaceae*) στα Μεσογειακά νερά και χαρακτηρίζονται πάντα από είδη πολυετή, με μεγάλους, ανορθωμένους (*erect algae*, *Canopy form*) και παρεγχυματικούς (δερματώδεις) θαλλούς (Σαλωμίδη 2009). Ωστόσο, αυτά τα αργά σε ανάπτυξη, πολυετή είδη είναι ιδιαίτερα ευαίσθητα σε περιβαλλοντικές διαταραχές και συνδυαστικά με ανθρωπογενή επίδραση έχουν υποστεί τα τελευταία χρόνια μεγάλες απώλειες στην ποικιλότητα των ειδών, στην κάλυψη της περιοχής και στη βιομάζα τους (Thibaut et al. 2005, 2015; Tsiamis et al. 2013).

Σε περιοχές με έντονη ανθρωπογενή επίδραση, τα μακροφύκη της ανώτερης υποπαραλιακής ζώνης χαρακτηρίζονται από την επικράτηση οργανισμών που ακολουθούν την r-στρατηγική, δηλαδή εφήμερα είδη με ταχείς ρυθμούς αύξησης και υψηλό δυναμικό αναπαραγωγής. Σε αυτήν την κατηγορία ανήκουν τα νιτρόφιλα χλωροφύκη και συγκεκριμένα αντιπρόσωποι των γενών *Ulva*, *Enteromorpha* και *Cladophora* (*turf algae*). Η ανάπτυξη των μακροφυκών αυτών ενισχύεται κάτω από συνθήκες υψηλού οργανικού φορτίου και περίσσειας θρεπτικών συστατικών. Η υπέρμετρη παρουσία τους στο θαλάσσιο περιβάλλον αποτελεί ένδειξη υποβαθμισμένης οικολογικής ποιότητας. Με αυτό τον τρόπο, το ενδιαίτημα οδηγείται σε ένα καθεστώς όπου κυριαρχούν εφήμερα φύκη περιορισμένης ανάπτυξης, που τελικά δημιουργούν φυκοκοινωνίες με χαμηλότερη δομική ποικιλότητα και μικρής οικολογικής σημασίας (Connell et al. 2014; Tsirintanis et al. 2018), ή ερημοποιημένες περιοχές γυμνών βράχων (Airoldi and Beck 2007; Sala et al. 2012).

Αντίθετα, σε αδιατάραχτες περιοχές, η βλάστηση κυριαρχείται από μεγάλα φαιοφύκη, όπως τα είδη του γένους *Cystoseira* (Ballesteros 1992). Τα περισσότερα είδη του γένους *Cystoseira* και των φυτοκοινωνιών που αυτές σχηματίζουν, είναι ιδιαίτερα ευαίσθητα σε οποιεσδήποτε φυσικές (έντονη βόσκηση, υψηλός υδροδυναμισμός) και ανθρωπογενείς πιέσεις (ρύπανση, καταστροφή ενδιαιτημάτων) (Perkol-Finkel and Airoldi 2010), με αποτέλεσμα τα τελευταία χρόνια να παρατηρείται μια μακροχρόνια τάση υποβάθμισης των ενδιαιτημάτων των φυτοκοινωνιών της και μια τάση συρρίκνωσης στην λεκάνη της Μεσογείου (Thibaut et al. 2005, 2015; Bevilacqua et al. 2021). Για αυτόν τον λόγο, οι βραχώδεις βιότοποι της Μεσογείου που κυριαρχούνται από τα μεγάλα φαιοφύκη, ταξινομήθηκαν πρόσφατα στον Ευρωπαϊκό Κόκκινο Κατάλογο Οικοτόπων που απειλούνται (Gubbay et al. 2016).

## 1.2 Σύνθεση μακροφυτικών φυτοκοινωνιών.

Οι μεσογειακές φυτοκοινωνίες των μακροφυκών ποικίλλουν ανάλογα με το υπόστρωμα, το βάθος, το φως, τον υδροδυναμισμό και την τροφική κατάσταση της ακτής (Boudouresque 1984). Οι σημαντικότερες φυτοκοινωνίες είναι αυτές των φωτόφιλων φαιοφυκών του γένους *Cystoseira*,



σχηματίζοντας τις γνωστές και ως «φυτοκοινωνίες *Cystoseira*» (Molinier 1960; Giaccone 1986; Montesanto and Panayotidis 2001). Η παρουσία τους προσδίδει επιπρόσθετη αξία, καθώς η οικονομική συνεισφορά της παράκτιας ζώνης αποτιμάται σε περίπου 60% της βιόσφαιρας (Costanza et al. 1997; Martínez et al. 2007). Προσφέρουν επίσης οικοσυστημικές υπηρεσίες, καθώς αποτελούν φυσικούς φραγμούς έναντι της διάβρωσης, ρυθμίζουν την ποιότητα των υδάτων και παρέχουν τροφή σε άλλους οργανισμούς (Costanza et al. 1997). Η αξία τους εκτιμάται ότι είναι 10 φορές μεγαλύτερη από κάθε άλλο οικοσύστημα (Airoldi and Beck 2007). Στις θαλόμορφες δομές της *Cystoseira*, βρίσκουν τροφή και κάλυψη πληθώρα ασπονδύλων (π.χ. αμφίποδα, δεκάποδα, γαστερόποδα, οφιουροειδή, πολύχαιτοι, βρυόζωα κ.α.) και ψαριών που έχουν εμπορική αξία καθώς αποτελούν τα «νηπιοτροφεία» της παράκτιας ζώνης (Cheminée et al. 2013). Επιπλέον, σε αναλογία με τα δάση της χέρσου, οι βιοκοινωνίες αυτές δημιουργούν εκτεταμένες ζώνες και επάλληλα επίπεδα βλάστησης, σχηματίζοντας μεγάλη ποικιλία από ενδιαιτήματα, τα οποία παίζουν πολύ σημαντικό ρόλο τόσο στην παράκτια πρωτογενή παραγωγή και στον κύκλο των θρεπτικών, όσο και στη διατήρηση πλούσιας χλωρίδας και πανίδας (Airoldi et al. 2014). Πιο συγκεκριμένα τα επίπεδα βλάστησης είναι τέσσερα (4): **α)** ο δενδρώδης όροφος με αντιπροσωπευτικά είδη αυτά του γένους *Cystoseira*, *Sargassum*, **β)** ο θαμνώδης όροφος ή υποόροφος με ενδεικτικά είδη τα *Sphacelaria cirrosa*, *Halopteris scoparia* και *Padina pavonica*, **γ)** τα κρουστώδη απασβεστωμένα είδη με ενδεικτικά τα *Pneophyllum fragile* και *Titanoderma* spp καθώς και **δ)** τα επίφυτα με ενδεικτικά γένη της κατηγορίας να είναι τα *Dasya*, *Polysiphonia* και *Herposiphonia* (Σαλωμίδη 2009).

### 1.3 Θαλάσσια αγγειόσπερμα

Τα λιβάδια των θαλάσσιων αγγειόσπερμων σε παγκόσμιο επίπεδο βρίσκονται υπό πίεση και αντιμετωπίζουν επιταχυνόμενη υποβάθμιση λόγω των άμεσων και έμμεσων ανθρώπινων δραστηριοτήτων και της κλιματικής αλλαγής (Waycott et al. 2009). Η παγκόσμια κατανομή και η κατάσταση τους, είναι δύσκολο να χαρτογραφηθεί και να παρακολουθείται, κυρίως λόγω της μεγάλης έκτασης και των σχετικά περιορισμένων επιστημονικών πόρων που επικεντρώνονται στη θάλασσα. Τα θαλάσσια αγγειόσπερμα εντάσσονται σε τέσσερις οικογένειες, τις Posidoniaceae, Cymodoceaceae, Zosteraceae και Hydrocharitaceae, περιλαμβάνοντας περισσότερα από 60 είδη (Μυλωνά 2021). Τα θαλάσσια αγγειόσπερμα εντάσσονται σε τέσσερις οικογένειες, τις Posidoniaceae, Cymodoceaceae, Zosteraceae και Hydrocharitaceae, περιλαμβάνοντας περισσότερα από 60 είδη (Μυλωνά 2021). Στη Μεσόγειο Θάλασσα απαντώνται έξι είδη θαλάσσιων αγγειόσπερμων, τα *Posidonia oceanica* (L.) Delile, *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson, *Halophila stipulacea* (Forsskål) Ascherson, *Halophila decipiens* Ostefeld, *Zostera*

*marina* Linnaeus και *Zostera noltii* Hornemann. Το ενδημικό είδος *P. oceanica* που σχηματίζει λειμώνες σε παράκτιες περιοχές σε βάθη 0-40 m, και η *Cymodocea nodosa* που αποικίζει σε διαφορετικούς περιβαλλοντικούς τύπους (λιμνοθάλασσες, ανοιχτά παράκτια ύδατα κ.α.) (Cancemi et al. 2002) σε βάθη έως 35 m (Short et al. 2010), είναι τα πιο διαδεδομένα θαλάσσια αγγειόσπερμα στην Μεσόγειο θάλασσα. Επίσης ένα αλλόχθονο είδος με σημαντική χωροκατακτητικότητα και ικανότητα προσαρμογής σε περιβαλλοντικές συνθήκες (Oscar et al. 2018), είναι το τροπικό είδος *Halophila stipulacea*. Η *H. stipulacea* εισήλθε στην Μεσόγειο από τον Ινδικό ωκεανό μέσω της διώρυγας του Σουέζ, ωστόσο ακόμα δεν έχουν καταγραφεί σημαντικές ανταγωνιστικές σχέσεις με αυτόχθονα είδη θαλάσσιων αγγειόσπερμων (Short et al. 2010). Το είδος *H. decipiens* πρόσφατα αναφέρθηκε για πρώτη φορά στη Μεσόγειο Θάλασσα. Συγκεκριμένα, εντοπίστηκε ένας πληθυσμός του είδους στη νήσο Σαλαμίνα (Σαρωνικός Κόλπος, Αιγαίο Πέλαγος) σε μια αμμώδη περιοχή, σε βάθος μεταξύ 3 και 4 m (Gerakaris et al. 2020).

Τα θαλάσσια αγγειόσπερμα είναι ιδιαίτερα σημαντικά στη λειτουργία των παράκτιων οικοσυστημάτων (Hemminga and Duarte 2000), αφού προσφέρουν οξυγόνο, είναι πολύ καλοί βιοδείκτες εκτίμησης της οικολογικής κατάστασης αποτελώντας βασικό εργαλείο της οικολογικής έρευνας (Malea et al. 2019a), αυξάνουν σημαντικά τη βιοποικιλότητα (Unsworth et al 2018) και προστατεύουν την ακτογραμμή από τη διάβρωση. Υπάρχουν επίσης αυξανόμενες ενδείξεις, ότι σημαντική είναι η συμβολή τους στη σταθεροποίηση του κλίματος, μέσω της τεράστιας αποθήκευσης και δέσμευσης άνθρακα στα ιζήματά τους (Crooks et al. 2011; Duarte et al. 2013).

#### **1.4 Βιοτικές και αβιοτικές πιέσεις. Μηχανισμοί απόκρισης και άμυνας.**

Μεταξύ των σπουδαιότερων αβιοτικών παραγόντων που ρυθμίζουν την αύξηση και την ανάπτυξη των μακροφυκών και αγγειόσπερμων είναι το φως, η θερμοκρασία, η αλατότητα, η κίνηση του νερού, η διαθεσιμότητα των θρεπτικών αλάτων και ο τύπος υποστρώματος. Στους βιοτικούς παράγοντες συμπεριλαμβάνονται όλα τα προσκολλημένα βακτήρια, μύκητες, επίφυτα) και επίζωα, τα οποία μπορεί να περιορίσουν την αύξηση των μακροφυκών και αγγειόσπερμων, καθώς και τα φυτοφάγα ζώα τα οποία με την βόσκηση επηρεάζουν την ποικιλότητα και τη σύσταση των μακροφυκών (Lobban and Harrison 1994). Οι φυτοφάγοι οργανισμοί που επηρεάζουν τα μακροφύκη είναι οι μεσοβοσκητές (mesograzers), όπως αμφίποδα, κωπήποδα και πολύχαιτοι, και οι μακροβοσκητές (macrograzers), όπως είδη των εχινοειδών και των ψαριών (Graham et al. 2011). Σύμφωνα με τη μελέτη των Tejada-Martinez et al. (2016) η υπεραλίευση στη Χιλή, έχει οδηγήσει σε αύξηση της κυριαρχίας φυτοφάγων με μικρότερο σώμα (μεσοβοσκητές όπως για παράδειγμα, λάρβες από χιτονοφόρα, μικρά γαστερόποδα, αμφίποδα), οι οποίοι θα μπορούσαν ενδεχομένως να αλλάξουν τη δομή της κοινότητας. Σε πειράματα

αποκλεισμού βοσκητών, τα αποτελέσματα πολυμεταβλητών αναλύσεων έδειξαν ότι είχαν αρνητικές επιπτώσεις σε νηματοειδή μακροφύκη, αλλά θετικές επιπτώσεις σε ευκαιριακά είδη μακροφυκών (Tejada-Martinez et al. 2016).

Υπό την απειλή έντονων διαταραχών λόγω και της κλιματικής αλλαγής στις αβιοτικές και βιοτικές συνθήκες, αλλά και ανθρωπογενών πιέσεων, τα τελευταία χρόνια έχει παρατηρηθεί μία έντονη υποβάθμιση των φυτοκοινωνιών (Cormaci and Furnari 1999; Thibaut et al. 2005). Ανάμεσα στις κλασικές μορφές διατάραξης που έχουν κατά καιρούς αναφερθεί ως κύριοι παράγοντες υποβάθμισης, όπως ο ευτροφισμός, η χημική ρύπανση, τα παράκτια έργα, ο κατακερματισμός των ενδιαιτημάτων και η ανάπτυξη των υδατοκαλλιεργειών, εντύπωση προκαλεί η απειλή που κατά καιρούς θέτει στους πληθυσμούς αυτούς η ίδια η επιστημονική έρευνα μέσω της καταστρεπτικής δειγματοληψίας. Οι Thibaut et al. (2005) αναφέρουν τρεις γνωστές περιπτώσεις κατά τις οποίες η συνεχής και εντατική συλλογή δειγμάτων για χημικές αναλύσεις, έκθεση σε ενυδρεία και σεμινάρια φυκολογίας, προκάλεσαν την σχεδόν ολοκληρωτική εξαφάνιση των φυτοκοινωνιών *Cystoseira* στις ακτές του Πόρτ Βάντρ (Port-Vendres) αλλά και στις ακτές της πόλης Κολιούρ (Collioure), στη Νοτιοανατολική Γαλλία. Οι αθροιστικές επιπτώσεις των τοπικών ανθρωπογενών πιέσεων σε συνδυασμό με την κλιματική αλλαγή, προκαλούν ευρέως την συρρίκνωση των ενδιαιτημάτων που σχηματίζει η *Cystoseira* και των βιοκοινοτήτων που διαβιούν σε αυτά (Airoldi and Beck 2007; Gianni et al. 2013; Sala et al. 2012; Thibaut et al. 2015) και τη σταδιακή επικράτηση πιο εφήμερων μακροφυκών και λιγότερο πολύπλοκων βιοκοινοτήτων (Ballesteros et al. 2007; Benedetti-Cecchi et al. 2001; Giakoumi et al. 2012).

Ορισμένα μακροφύκη αποκρίνονται στην πίεση της βόσκησης μέσω της παραγωγής δευτερογενών αμυντικών ενώσεων και αμυντικών δομών (Duffy and Hay 1990). Οι αμυντικές ενώσεις των μακροφυκών περιλαμβάνουν τερπένια, ακετογενίνες, αλκαλοειδή, και πολυφαινολικές ενώσεις όπως οι τανίνες που περιέχουν τα φαιοφύκη. Είδη του γένους *Laurencia* των ροδοφυκών παράγουν πάνω από 500 διαφορετικούς τύπους τερπενίων (Faulkner 1993). Το φαιοφύκος *Dictyota mertensii* της Χαβάης παράγει μια στερόλη η οποία είναι αναποτελεσματική έναντι των αμφιπόδων αλλά προστατεύει έναντι των φυτοφάγων ιχθύων (Fleury et al. 1994). Παρόμοια παρατήρηση καταγράφηκε και στην εργασία των Schnitzler et al. (2001) για το είδος *Dictyopteris polydioides*, το οποίο περιέχει ενώσεις θείου και το κάνει λιγότερο θελκτικό έναντι του είδους *Dictyopteris hoytii* (το οποίο στερείται ενώσεων θείου) στην δίαιτα των αμφιπόδων. Τα αμυντικά χημικά ενδέχεται να είναι ιδιοσυστατικά (παραγόμενες συνεχώς), ή επαγώγιμα (παραγόμενα μόνον όταν απαιτούνται). Ένα παράδειγμα μιας επαγώγιμης άμυνας είναι η παραγωγή από το *Fucus* φαινολικών ενώσεων σε ανώτερα επίπεδα, όταν τα φυτοφάγα είναι

παρόντα παρά όταν αυτά είναι απόντα (Van Alstyne 1988). Τα τερπενοειδή και οι πολυφαινόλες έχουν αρκετά ερευνηθεί ως χημικές άμυνες κατά των φυτοφάγων (War et al. 2012).

Στη Μεσόγειο μελετήθηκε ο ρόλος των δευτερογενών μεταβολιτών, όπως οι φαινολικές ενώσεις, στα φαιοφύκη του γένους *Cystoseira* και *Sargassum*, για την προσαρμογή σε περιβαλλοντικούς στρεσογόνους παράγοντες και για να αμυνθούν στις βιολογικές πιέσεις (Mannino and Micheli 2020). Οι φλωροτανίνες που υπάρχουν αποκλειστικά στα φαιοφύκη, αποτελούν έως και το 30% του ξηρού βάρους (DW) και μία από τις λειτουργίες είναι και ως άμυνα κατά των βοσκητών (Mannino and Micheli 2020). Η παραγωγή αμυντικών ενώσεων έχει ως αποτέλεσμα ενεργητική δαπάνη για τα θαλάσσια μακροφύκη. Τέτοιες ενώσεις δεν είναι απλές πρωτεΐνες και συνεπώς απαιτούνται πολλαπλά βιοσυνθετικά βήματα, ένζυμα και γονίδια για την σύνθεση αυτών (Graham et al. 2011).

Αναφορές ανάκαμψης των πληθυσμών μακροφυκών της τάξης των Fucales στη Μεσόγειο είναι σπάνιες. Ακόμη και σε προστατευόμενες θαλάσσιες περιοχές (MPA), έχει αναφερθεί η πλήρης κατάρρευση πληθυσμών (Thibaut et al. 2005; Sales et al. 2011). Η φυσική ανάκαμψη μετά από δραματική μείωση παρατηρήθηκε κυρίως για βραχύβια είδη ή σε κάποια άλλα με υψηλά επίπεδα ικανότητας διασποράς (π.χ. απώλεια και ανάκτηση του γιγάντιου φύκου *Macrocystis pyrifera* στις διακυμάνσεις των πληθυσμών αχινών και θαλάσσιων βίδρων). Στην εργασία των Filbee-Dexter and Scheibling (2014) αναφέρεται ότι οι θαλάσσιες βίδρες ως θηρευτές κρατούν τον πληθυσμό των αχινών υπό έλεγχο, αφήνοντας να αναπτυχθούν φυσιολογικά τα δάση φαιοφυκών.

### **1.5 Αλλόχθονοι θαλάσσιοι οργανισμοί, «είδη εισβολείς»**

Αλλόχθονοι οργανισμοί είναι εκείνοι που απαντούν εκτός των φυσικών ορίων εξάπλωσης και διασποράς τους, ως αποτέλεσμα της άμεσης ή έμμεσης επέμβασης των ανθρώπων ξεπερνώντας έτσι φυσικά βιο-γεωγραφικά εμπόδια (Blackburn et al. 2011, Essl et al. 2018). Τα αλλόχθονα είδη γενικώς χαρακτηρίζονται από μια ανταγωνιστική σχέση με τους αυτόχθονους οργανισμούς ενός οικοσυστήματος (Boudouresque 2005). Στις περιπτώσεις που ένα αλλόχθονο είδος μονοπωλεί τον βυθό, εξαπλώνεται με ταχύ ρυθμό, επιφέρει σοβαρές επιπτώσεις στη δομή και τη λειτουργία μιας βιοκοινωνίας, οδηγεί σε μείωση της βιοποικιλότητας, ενώ μπορεί να έχει σοβαρές συνέπειες στις ανθρώπινες δραστηριότητες, όπως στην αλιεία, στις υδατοκαλλιέργειες, τον τουρισμό καθώς και στην δημόσια υγεία (τοξικά αλλόχθονα είδη) (Anderson 2007; Ricciardi and Cohen 2007). Στις περιπτώσεις αυτές τα αλλόχθονα είδη λέγεται ότι εμφανίζουν συμπεριφορά εισβολέα και είναι γνωστά ως «εισβολικά ξενικά είδη» (Zenetos et al. 2005; Olenin et al. 2010). Οι βιολογικές εισβολές θεωρούνται σημαντικοί παράγοντες πίεσης σε διάφορους τύπους οικοσυστημάτων, με οικολογικές και οικονομικές επιπτώσεις (MEA 2005) και επιπτώσεις στην

βιοποικιλότητα και στην παροχή οικοσυστημικών υπηρεσιών (Katsanevakis et al. 2014). Η Μεσόγειος θάλασσα αναφέρεται διεθνώς ως «περιοχή υψηλής ενεργότητας» (hot spot area) αλλόχθονων οργανισμών, αφού περίπου 1000 ξενικά θαλάσσια είδη έχουν αναφερθεί και έχουν εισαχθεί μέσω της διώρυγας του Σουέζ, της ναυτιλίας, της υδατοκαλλιέργειας και για εμπορική διάθεση (Zenetos et al. 2012; Katsanevakis et al. 2013; Zenetos et al. 2017). Από αυτά τα είδη, 214 χαρτογραφήθηκαν στις ελληνικές θάλασσες (Zenetos et al. 2018), με το Αιγαίο πέλαγος να δέχεται υψηλή βιολογική πίεση από τα 209 ξενικά είδη που καταγράφηκαν (Katsanevakis et al. 2020).

### **1.6 Αυτόχθονοι και αλλόχθονοι βοσκητές της Μεσογείου και η επίδρασή τους στη βιομάζα και σύνθεση των μακροφυκών.**

Η απειλή που αντιμετωπίζουν τα μακροφύκη από την υπερβόσκηση, οφείλεται κυρίως στα δύο είδη αχινών *Paracentrotus lividus* και *Arbacia lixula*, οι οποίοι ως φυτοφάγοι οργανισμοί ρυθμίζουν σε σημαντικό βαθμό την έκταση της φυκοκάλυψης (Harmelin et al. 1981) και τη διαμόρφωση των βενθικών βιοκοινοτήτων στη Μεσόγειο (Benedetti-Cecchi and Bulleri 1998; Sala and Zabala 1996; Wangensteen et al. 2011). Αν και αυτά τα δύο είδη συνυπάρχουν συχνά, το *P. lividus* είναι γενικά πιο άφθονο σε οριζόντιες ή κεκλιμένες επιφάνειες, ενώ το *A. lixula* είναι πιο συνηθισμένο σε κάθετα υποστρώματα (Kempf 1962; Regis 1978).

Σε εκτεθειμένες ακτές με έντονη κυματική ενέργεια, ο αχινός *A. lixula* εμφανίζεται μερικές φορές στο ρηχό μέρος των κάθετων τοιχωμάτων, ενώ ο *P. lividus* βρίσκεται σε μεγαλύτερα βάθη. Αυτό το πρότυπο εξηγείται συχνά από την άποψη της μεγαλύτερης αντίστασης του *A. lixula* στη δράση κύματος. Η εναλλακτική εξήγηση που μπορεί να προταθεί είναι ότι ο *A. lixula* περιορίζει τον *P. lividus* σε βαθύτερα νερά (Bulleri et al. 1999). Σε μεγάλες πληθυσμιακές πυκνότητες (7-20 ind/m<sup>2</sup>), το είδος *P. lividus* μπορεί να προκαλέσει την αποψίλωση των μακροφυτικών βιοκοινοτήτων, ενώ το είδος *A. lixula*, εμποδίζει την ανάκαμψη και την επανένταξη των φυκών στα βραχώδη υποστρώματα (Bonaviri et al. 2011). Η βόσκηση του *P. lividus* μπορεί να αποτελέσει αιτία μείωσης των ενδιαιτημάτων μεγάλων πληθυσμών φαιοφυκών (Verlaque 1984; Pancucci et al. 1993). Ως συνέχεια αυτής της υποβάθμισης θεωρείται η διαδοχή των «δασών» των μακροφυκών με εκτεταμένες επιφάνειες που επικαλύπτονται από εποχιακούς χλοοτάπητες μακροφυκών χαμηλού ύψους και μικρής οικολογικής σημασίας (algal turfs) (Connell et al. 2014; Tsirintanis et al. 2018), ή ερημοποιημένες περιοχές γυμνών βράχων, με μεγάλες πυκνότητες αχινών (rocky barrens) (Airoldi and Beck 2007; Sala et al. 2012).

Η εξάντληση των αλιευτικών αποθεμάτων από τον άνθρωπο, οδηγεί σε ανισορροπίες του τροφικού πλέγματος και συντελεί σε ανεξέλεγκτες πληθυσμιακές αυξήσεις αχινών, λόγω

μειωμένης πίεσης από θηρευτές (Sala and Zabala 1996; Tegner and Dayton 2000), και έτσι αυξάνεται και η υπερβόσκηση των μακροφυκών που οδηγεί στην υποβάθμιση των οικοσυστημάτων (Benedetti-Cecchi et al. 2001; Salomidi et al. 2016; Tsirintanis et al. 2018). Στο Αιγαίο, ο αχινός *P. lividus* δέχεται σημαντική αλιευτική πίεση κατά τόπους, καθώς πρόκειται για βρώσιμο είδος σημαντικής εμπορικής αξίας, τα δε είδη *A. lixula* και *S. granularis*, δεν έχουν κανένα εμπορικό ενδιαφέρον.

Στην φυτοβορία των μακροφυκών συμβάλλουν και τα φυτοφάγα ψάρια. Οι περισσότερες μελέτες στη Μεσόγειο επικεντρώνονται στα αυτόχθονα φυτοφάγα ψάρια, *Sparisoma cretense* και *Sarpa salpa* (Bariche et al. 2004), κυρίως όμως στην επίδραση του φυτοφάγου είδους ψαριού *Sarpa salpa*, που τρέφεται σχεδόν αποκλειστικά με φυτικούς οργανισμούς (Giakoumi 2014) και αποτελεί στη Λέσβο το κυρίαρχο φυτοφάγο ψάρι (Tsirintanis 2017). Τα εισβολικά είδη *Siganus luridus* και *S. rivulatus*, είναι επίσης σημαντικοί βοσκητές (Sala et al. 2011). Το είδος *S. luridus* βρέθηκε να καταλαμβάνει το 17% της συνολικής βιομάζας των βοσκητών στην περιοχή των Κυκλάδων, και στο νησί της Σαντορίνης το 90% μεταξύ των φυτοφάγων ψαριών (Giakoumi 2014). Μαζί με το είδος *S. rivulatus* έχουν εγκατασταθεί επιτυχώς στο Νότιο Αιγαίο και πρόσφατα στο Ιόνιο Πέλαγος (Corsini-Foka and Economidis 2007; Kalogirou et al. 2010; Katsanevakis 2011), ανταγωνίζοντας τα αυτόχθονα είδη και ιδιαίτερα το είδος *S. salpa* (Giakoumi 2014). Το νησί της Χίου έχει αναφερθεί ως το βορειότερο όριο της γεωγραφικής κατανομής του είδους *S. rivulatus* στα ελληνικά ύδατα (Katsanevakis and Tsiamis 2009) και ο κόλπος της Σμύρνης στα τουρκικά ύδατα (Gurbet and Kara 2013). Στους βραχώδεις υφάλους της Νότιας παράκτιας ζώνης της Τουρκίας, τα είδη *S. rivulatus* και *S. luridus* έχει βρεθεί να καταλαμβάνουν αθροιστικά το 83% και 95% της συνολικής βιομάζας μεταξύ των αυτόχθονων φυτοφάγων ειδών, με το αυτόχθονο είδος *S. cretense* να καταλαμβάνει το 5% έως 17% της συνολικής βιομάζας (Sala et al. 2011). Πιο Βόρεια, το είδος *S. luridus* έχει αναφερθεί στην Άσσο στον Ανδραμυτινικό κόλπο απέναντι από το νησί της Λέσβου σε βάθος 2-3 μέτρα (Ismen et al. 2015). Χαρακτηριστική είναι η απουσία του *S. salpa* και του αχινού *P. lividus* που αποτελούν τα πιο σημαντικά είδη βοσκητών των βραχώδων υφάλων της υποπαραλιακής ζώνης, ενώ όταν η βιομάζα των ειδών *S. rivulatus* και *S. luridus*, βρίσκεται μεταξύ 3-6 gr/m<sup>2</sup> μπορεί να μειώσει δραματικά τη βιομάζα των φυκών (Sala et al. 2011).

Η εισαγωγή ξενικών θαλάσσιων ειδών σε ένα οικοσύστημα αποτελεί ένα από τα κύρια προβλήματα του 21ου αιώνα για το θαλάσσιο περιβάλλον (Boudouresque 2004; Boudouresque and Verlaque 2005). Οι περιβαλλοντικές επιπτώσεις από την εισαγωγή ξενικών ειδών περιλαμβάνουν οικολογικές μεταβολές στη λειτουργία των οικοσυστημάτων, επιπτώσεις στην βιοποικιλότητα και επιπτώσεις στην παροχή οικοσυστημικών υπηρεσιών (Katsanevakis et al. 2014).

## 1.7 Αντικείμενο της πτυχιακής εργασίας

Τα μακρόφυτα αποτελούν σημαντικά δομικά και λειτουργικά στοιχεία των παράκτιων οικοσυστημάτων. Τα τελευταία χρόνια αυξάνονται οι έρευνες που καταγράφουν την πίεση που δέχονται τα μακρόφυτα στα θαλάσσια οικοσυστήματα. Επίσης αυξάνεται η ανάγκη για την διεκπεραίωση πειραματικών μελετών οι οποίες υποδεικνύουν με ποσοτικό τρόπο την κατάσταση του προβλήματος.

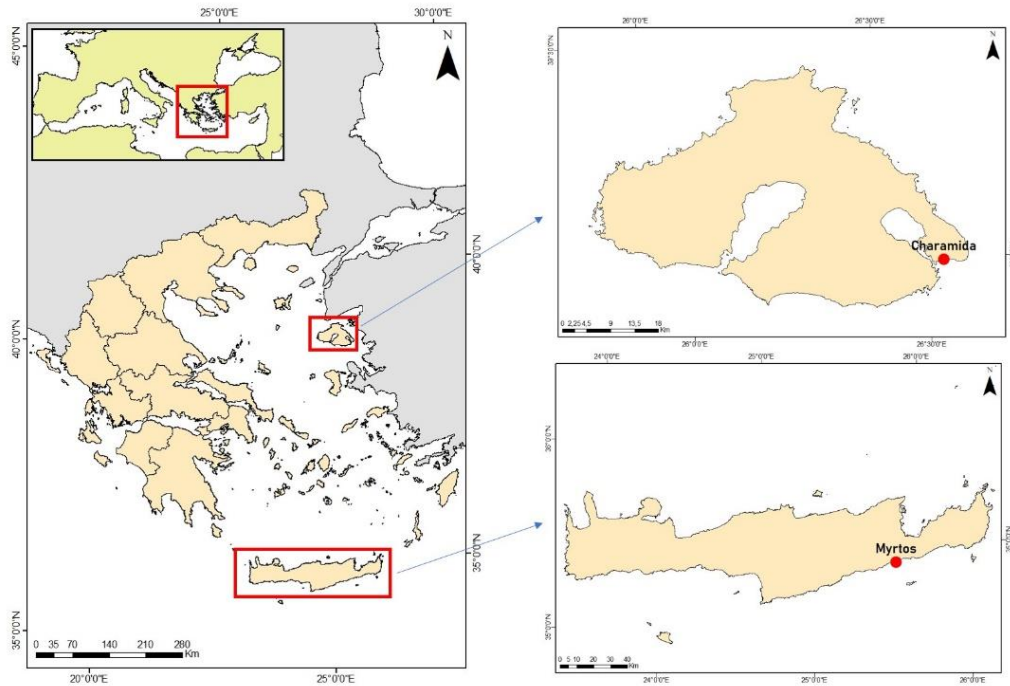
Σκοπός της εργασίας αυτής είναι η μελέτη των διατροφικών προτιμήσεων των αυτόχθονων και αλλόχθονων βοσκητών του Αιγαίου Πελάγους μέσω της εφαρμογής ενός πειράματος αποκλεισμού βοσκητών. Οι αυτόχθονοι βοσκητές που εξετάζονται είναι τα είδη αχιών *A. lixula* και *P. lividus* και τα αυτόχθονα φυτοφάγα ψάρια *Sarpa salpa* και *Sparisoma cretense*, ενώ οι ξενικοί βοσκητές είναι τα αλλόχθονα φυτοφάγα ψάρια *Siganus luridus* και *Siganus rivulatus*. Το πείραμα αποκλεισμού βοσκητών, συνδυάστηκε με υποβρύχιες οπτικές έρευνες με αυτόνομη κατάδυση με στόχο την καταγραφή της σύνθεσης των βιοκοινοτήτων των αχιών και των ψαριών, σε τοποθεσίες του Βορείου και Νοτίου Αιγαίου.

## 2. ΥΛΙΚΑ ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΟΙ

### 2.1 Περιοχές μελέτης – Σταθμοί δειγματοληψίας

Οι πειραματικές δοκιμές με συγκεκριμένα είδη μακρόφυτων για την εξέταση των προτιμήσεων και των ποσοστών κατανάλωσης αυτόχθονων και αλλόχθονων βοσκητών, πραγματοποιήθηκαν τον Ιούνιο και Ιούλιο του 2020, σε δύο διαφορετικά γεωγραφικά πλάτη του Αιγαίου, στο νησί της Λέσβου (ΒΑ Αιγαίο) και στο νησί της Κρήτης (Ν. Αιγαίο) (Εικ. 1). Στο κάθε ένα από τα δύο νησιά επιλέχθηκε ένας σταθμός δειγματοληψίας. Πρώτη περιοχή μελέτης, αποτέλεσε το νησί της Λέσβου και πιο συγκεκριμένα η περιοχή της Χαραμίδας (39°01'04.0"N 26°33'25.2"E) νοτιοανατολικά του νησιού, η οποία είναι εκτεθειμένη σε νότιους και νοτιοανατολικούς ανέμους. Στη Λέσβο, σε αντίθεση με το Ν. Αιγαίο, επικρατούν οι αυτόχθονοι βοσκητές, τα εχινόδερμα *P. lividus* και *A. lixula* και τα ψάρια *Sarpa salpa* και *Sparisoma cretense*, ενώ υπάρχουν καταγραφές του είδους *Siganus luridus* χωρίς ωστόσο να έχει άφθονους πληθυσμούς. Δεύτερη περιοχή μελέτης αποτέλεσε η περιοχή Μύρτος (35°0'12.90"B, 25°35'1.52"A) Νότια της Κρήτης. Η περιοχή είναι εκτεθειμένη σε ανοιχτή θάλασσα και επηρεάζεται κυρίως από νότιους και νοτιοανατολικούς ανέμους. Στο νησί της Κρήτης υπάρχουν

οι αυτόχθονοι βοσκητές *P. lividus*, *A. lixula*, *Salpa Salpa* και *Sparisoma cretense* αλλά και άφθονοι αλλόχθονοι βοσκητές, όπως τα ψάρια *Siganus rivulatus* και *Siganus luridus*.



**Εικόνα 1:** Οι περιοχές μελέτης και οι σταθμοί δειγματοληψίας, στα δύο (2) διαφορετικά γεωγραφικά πλάτη του Αιγαίου.

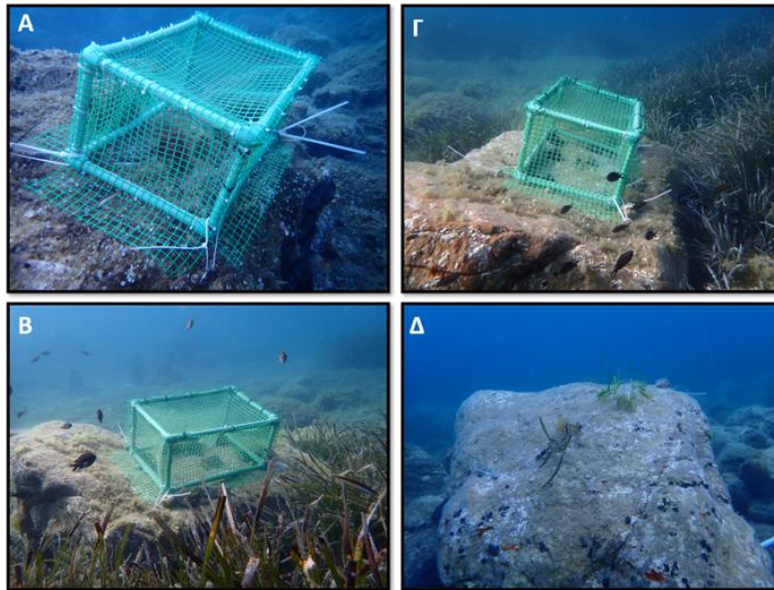
## 2.2 Σχεδιασμός πειράματος

Το πείραμα αποκλεισμού βοσκητών πραγματοποιήθηκε με την εγκατάσταση περιοριστικών κλωβών σε βραχώδεις υφάλους στις περιοχές της Χαραμίδας και του Μύρτου σε βάθη από ~ 5 έως 9 m. Ο βασικός σκελετός των περιοριστικών κλωβών κατασκευάστηκε από πλαστικούς σωλήνες πολυπροπυλενίου, τύπου Polypropylene-Random (PP-R), διαμέτρων  $\varnothing$  20 (κάθετα) και  $\varnothing$  25 (οριζόντια). Οι εσωτερικές διαστάσεις των βάσεων τους, που αποτέλεσαν και την πειραματική επιφάνεια, ήταν 56×36 cm και η συνολική ορθογώνια κατασκευή είχε διαστάσεις 60×40×30 cm (μήκος×πλάτος×ύψος). Περιμετρικά σε όλες τις πλευρές πλην των βάσεων του κλωβού, χρησιμοποιήθηκε πλαστικό (nylon) πλέγμα, μεγέθους οπής 2×2cm το οποίο εμπόδιζε μεγάλους οργανισμούς να εισέλθουν εντός της πειραματικής επιφάνειας.

Για την μελέτη πραγματοποιήθηκαν τέσσερις διαφορετικές δοκιμές διατροφικών προτιμήσεων, δύο στο νησί της Λέσβου και δύο στο νησί της Κρήτης. Θα πρέπει να αναφερθεί ότι οι δύο δοκιμές διατροφικών προτιμήσεων στον σταθμό «Μύρτος» στο νησί της Κρήτης, αρχικά περιλάμβαναν από τέσσερα είδη μακρόφυτων ο κάθε ένας. Λόγω μιας αστοχίας που συνέβη κατά την διάρκεια της πειραματικής διαδικασίας αποφασίστηκε να μην συμπεριληφθούν τα είδη αυτά



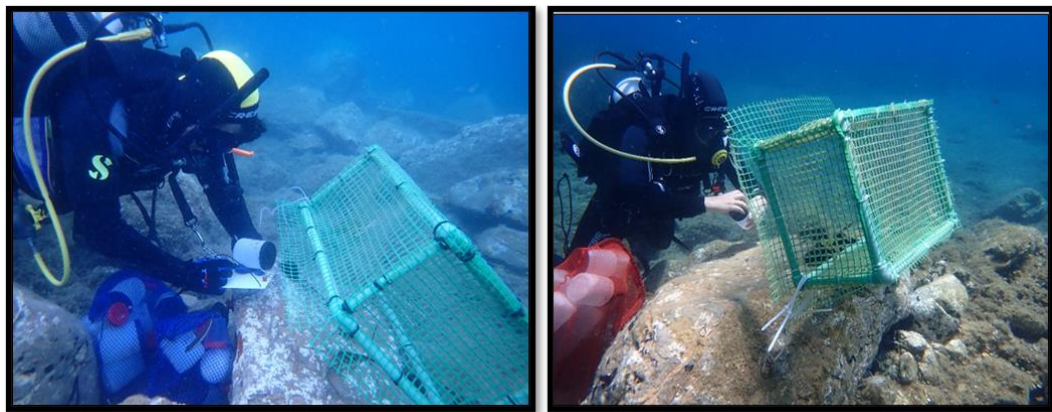
στην ανάλυση των αποτελεσμάτων. Κάθε δοκιμή περιλάμβανε 2, 3 ή 4 είδη μακρόφυτων που προσφέρονταν στους βοσκητές σε τέσσερις διαφορετικούς πειραματικούς χειρισμούς (Εικ. 2): **i**) πλήρως κλειστά κλουβιά που απέκλειαν όλους τους βοσκητές (ψάρια και αχινούς), παρέχοντας δεδομένα σφάλματος σχετικά με την απώλεια υλικού μακρόφυτων κατά τη διάρκεια της πειραματικής διαδικασίας (επιφάνειες αναφοράς - control), **ii**) πλήρως κλειστά κλουβιά που απέκλειαν τα ψάρια αλλά περιλάμβαναν αχινούς του είδους *A. lixula* (~1000 gr βιομάζας αχινών ανά κλωβό), **iii**) πλήρως κλειστά κλουβιά που απέκλειαν τα ψάρια, αλλά περιλάμβαναν αχινούς του είδους *P. lividus* (~1000 gr βιομάζας αχινών ανά κλωβό) και **iv**) βραχώδεις επιφάνειες χωρίς περιοριστικούς κλωβούς οι οποίες επέτρεπαν την βόσκηση των ψαριών και στις οποίες στην έναρξη της πειραματικής διαδικασίας οι αχινοί που βρισκότανε γύρω από τις συγκεκριμένες επιφάνειες μεταφέρθηκαν σε μεγαλύτερη απόσταση (τουλάχιστον 25 m).



**Εικόνα 2:** Οι τέσσερις διαφορετικοί πειραματικοί χειρισμοί: **A)** πλήρως κλειστά κλουβιά, **B)** πλήρως κλειστά κλουβιά που περιλάμβαναν *A. Lixula*, **Γ)** πλήρως κλειστά κλουβιά που περιλάμβαναν αχινούς του είδους *P. lividus*, **Δ)** βραχώδεις επιφάνειες χωρίς περιοριστικούς κλωβούς.

Κάθε πειραματικός χειρισμός είχε τρεις επαναλήψεις (τρία διαφορετικά κλουβιά με τον ίδιο χειρισμό), με συνολικά δώδεκα κλωβούς σε κάθε πειραματική δοκιμή. Η διαδικασία σε κάθε νησί, σχετιζότανε με τα πιο άφθονα αλλόχθονα είδη μακρόφυτων όπως το (*Halophila stipulacea*), το κρυπτογενές (*Ganonema farinosum*) και τα αυτόχθονα είδη μακρόφυτων όπως *Halopteris* sp., *Dictyota* sp., *Dictyopteris* sp., *Padina pavonica*, *Posidonia oceanica*, *Ulva* sp, *Laurencia* sp. και *Cymodocea nodosa*, (Πίνακας 1). Πριν από κάθε δοκιμή διατροφικών προτιμήσεων συλλέχθηκαν 3 ή 4 είδη μακρόφυτων από μια τοποθεσία όπου παρουσίαζαν άφθονους πληθυσμούς. Τα δείγματα μεταφέρθηκαν μέσα σε δειγματοληπτικά δοχεία στο εργαστήριο. Εκεί, τα μακρόφυτα στέγνωσαν,

αρχικά με την τοποθέτηση τους σε χαρτί οικιακής χρήσης το οποίο απορρόφησε ποσοστό της υγρασίας και στη συνέχεια μέσω τοποθέτησης τους σε πλαστική συσκευή στέγνωσης λαχανικών με μανιβέλα στην οποία περιστρέφονταν για 30 δευτερόλεπτα. Έπειτα από την διαδικασία στέγνωσης, τα στελέχη μακρόφυτων ζυγίστηκαν χρησιμοποιώντας ζυγαριά υψηλής ακριβείας (δύο δεκαδικών ψηφίων) και στο τέλος κωδικοποιήθηκαν και τοποθετήθηκαν σε ξεχωριστά δειγματοληπτικά δοχεία το κάθε ένα. Μετά από αυτήν τη διαδικασία τα κωδικοποιημένα δείγματα μεταφέρθηκαν στην εκάστοτε περιοχή μελέτης για τις πειραματικές δοκιμές. Τα δείγματα μακρόφυτων τοποθετήθηκαν στις πειραματικές επιφάνειες, όπου δέθηκαν πάνω σε καλώδιο που είχε τοποθετηθεί και παρακολουθούνταν κατά τις τέσσερις ημέρες που διήρκησε η πειραματική διαδικασία (Εικ. 3). Μετά από αυτήν την περίοδο, τα δείγματα μεταφέρθηκαν πίσω στο εργαστήριο, στέγνωσαν με την ίδια διαδικασία και ζυγίστηκαν για την τελική εκτίμηση βιομάζας. Η διατροφική προτίμηση των βοσκητών εκτιμήθηκε από τις συγκρίσεις μείωσης του βάρους κάθε είδους μακρόφυτου πριν και μετά την πειραματική διαδικασία σε συνάρτηση με την αντίστοιχη μείωση στις επιφάνειες αναφοράς.



Εικόνα 3: Διαδικασία τοποθέτησης των μακρόφυτων στους πειραματικούς χειρισμούς.

Πίνακας 1: Είδη μακρόφυτων που χρησιμοποιήθηκαν στις 5 πειραματικές δοκιμές.

Χαραμίδα		Μύρτος	
1 <sup>η</sup> Πειραματική δοκιμή	2 <sup>η</sup> Πειραματική δοκιμή	3 <sup>η</sup> Πειραματική δοκιμή	4 <sup>η</sup> Πειραματική δοκιμή
<i>Cymodocea nodosa</i>	<i>Padina pavonica</i>	<i>Ulva</i> sp.	<i>Dictyopteris</i> sp.
<i>Halophila stipulacea</i>	<i>Halopteris</i> sp.	<i>Ganonema farinosum</i>	<i>Padina</i> sp.
<i>Laurencia</i> sp.	<i>Dictyota</i> sp.		
<i>Posidonia oceanica</i>			

### 2.3 Εκτίμηση βιομάζας ιχθύων και αχινών

Για την εκτίμηση της βιομάζας και της βιοποικιλότητας των ιχθύων και των αχινών, πραγματοποιήθηκαν υποβρύχιες οπτικές καταγραφές με αυτόνομη κατάδυση, με τη μέθοδο της δειγματοληψίας σε λουρίδες (strip transects). Συγκεκριμένα, πραγματοποιήθηκαν τέσσερις δειγματοληψίες στο σταθμό «Χαραμίδα» και δύο στο σταθμό «Μύρτος». Οι καταγραφές των ιχθύων γίνονταν με την χρήση έξι (6) διαδοχικών γραμμικών διατομών συνολικού μήκους 150 m (25 m ανά γραμμική διατομή). Ο δύτες κινούμενος κατά μήκος της γραμμικής διατομής κατέγραφε το είδος και το μέγεθος κάθε μεμονωμένου ψαριού που εντόπιζε σε μία απόσταση 2,5 m αριστερά και δεξιά του στην 1<sup>η</sup>, 3<sup>η</sup> και 5<sup>η</sup> διατομή. Η αφθονία των αχινών εκτιμήθηκε κατά μήκος των γραμμικών διατομών χρησιμοποιώντας ένα πλαίσιο τετραγώνου 1 × 1 m τοποθετώντας το, κάθε 5 m, συνολικά 6 φορές σε κάθε μια από τις τρεις (1<sup>η</sup>, 3<sup>η</sup> και 5<sup>η</sup> διατομή) διατομές, χρησιμοποιώντας συγχρόνως ένα πλαστικό παχύμετρο για τις μετρήσεις της διαμέτρου των αχινών. Η βιομάζα των ψαριών εκτιμήθηκε χρησιμοποιώντας την σχέση μήκους-βάρους  $W = a \times L^b$ , όπου το W είναι το βάρος (σε g), το L είναι το καταγεγραμμένο μήκος (σε cm), ενώ οι τιμές των παραμέτρων a και b χρησιμοποιήθηκαν από τους Karachle and Stergiou (2017) ή την πλατφόρμα FISHBASE (Froese and Pauly 2011).

### 2.4 Στατιστική ανάλυση των αποτελεσμάτων.

Η διερεύνηση των διατροφικών προτιμήσεων αυτόχθονων και αλλόχθονων βοσκητών σε αυτόχθονα και αλλόχθονα μακρόφυτα, υπολογίστηκε με βάση την μείωση της βιομάζας κάθε είδους μακρόφυτου πριν και μετά την πειραματική διαδικασία εντός της εκάστοτε πειραματικής επιφάνειας και σε συνάρτηση με την αντίστοιχη μείωση των επιφανειών αναφοράς. Ο υπολογισμός πραγματοποιήθηκε με τη βοήθεια της στατιστικής γλώσσας προγραμματισμού R και το πρόγραμμα RStudio. Αρχικά εφαρμόστηκε μη παραμετρική μέθοδος διασποράς Kruskal-Wallis ( $p < 0.05$ ), για τη διερεύνηση στατιστικά επίδρασης του παράγοντα Πειραματικοί Χειρισμοί (treatments) στην βιομάζα όλων των μακρόφυτων που συλλέχθηκαν. Στη συνέχεια πραγματοποιήθηκαν post-hoc tests (Dunn's test) για τον εντοπισμό της ύπαρξης πιθανών διαφορών μεταξύ των παραγόντων (treatments), αλλά και τη σύγκριση μεταξύ τους, όπως και τη σύγκριση με τις επιφάνειες αναφοράς (control). Τέλος τα αποτελέσματα των ελέγχων παρουσιάστηκαν σε γραφήματα με τη χρήση του προγράμματος γραφικών Origin8.

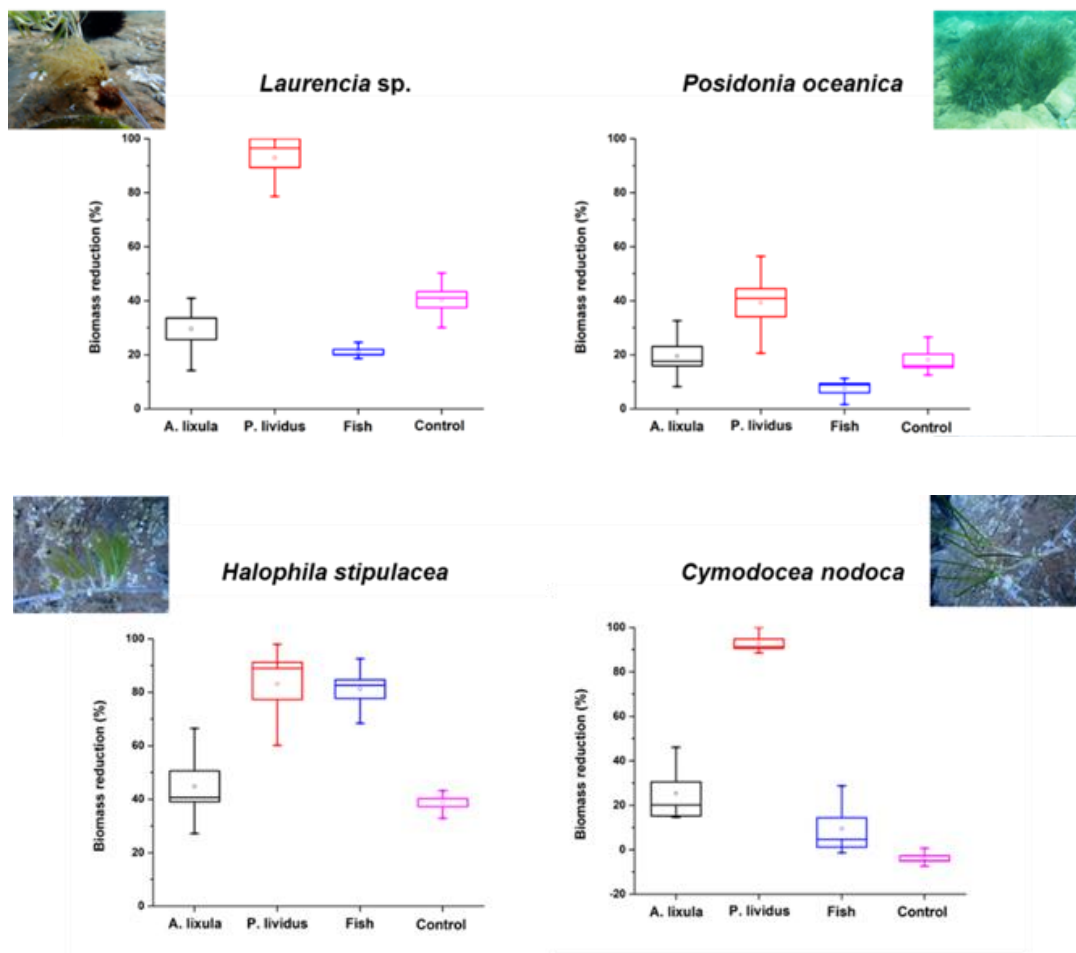
### 3. Αποτελέσματα

#### 3.1 Αποτελέσματα στατιστικής ανάλυσης μακρόφυτων « Σταθμός Χαραμίδα»

Τα αποτελέσματα της στατιστικής ανάλυσης της πρώτης δοκιμής διατροφικών προτιμήσεων των μακρόφυτων στο σταθμό «Χαραμίδα» έδειξαν πως υπάρχει στατιστικά σημαντική διαφορά μεταξύ των πειραματικών χειρισμών και των μακροφύτων, σύμφωνα με την μη παραμετρική μέθοδο διασποράς Kruskal-Wallis. Στην Εικόνα 4 δίνεται η διακύμανση της ποσοστιαίας μείωσης της βιομάζας (Biomass reduction) στους τέσσερις πειραματικούς χειρισμούς. Η *Laurencia* sp. στους κλωβούς του βοσκητή *P. lividus* κατέγραψε μεγάλες απώλειες βιομάζας όπως βλέπουμε στο γράφημα (Εικ.4). Στο ίδιο γράφημα χαμηλότερες αλλά μεγάλες ήταν και οι απώλειες βιομάζας στην επιφάνεια αναφοράς (control). Έτσι η κατανάλωση του *P. lividus* δεν υπολογίστηκε στατιστικά σημαντική (Πίνακας 2). Στατιστικά σημαντική είναι η διαφοροποίηση μεταξύ των χειρισμών του βοσκητή *P. lividus* και *A. lixula* αλλά και *P. lividus* ψαριών καθώς όπως φαίνεται στο γράφημα ψάρια και *A. lixula* δεν καταναλώσαν σε τέτοιο βαθμό το φαιοφύκος.

Σύμφωνα με τον Πίνακα 2 υπάρχει στατιστικά σημαντική διαφοροποίηση ( $p$ -value<0.05) στα είδη *Laurencia* sp. και *Cymodocea nodosa*. Στο είδος *Laurencia* sp. δεν υπήρξε στατιστικά σημαντική διαφορά στους περιοριστικούς κλωβούς των δύο διαφορετικών ειδών αχινών ούτε στις επιφάνειες αναφοράς (control) με τον περιοριστικό κλωβό των ψαριών, υπήρξε μόνο στον πειραματικό χειρισμό του είδους αχινού *P. lividus* με τον περιοριστικό κλωβό των ψαριών ( $p$ -value<0.01) και ανάμεσα στα δύο είδη αχινών ( $p$ -value<0.05). Στο γράφημα των αποτελεσμάτων της *Cymodocea nodosa* φαίνεται ιδιαίτερα υψηλή η κατανάλωση του *P. lividus* έδειξαν στατιστικά σημαντική διαφορά στις επιφάνειες αναφοράς (controls) με την *A. lixula* και το *P. lividus* αντίστοιχα ( $p$ -value<0.05) και ο περιοριστικός κλωβός του *P. lividus* με αυτόν του ψαριού ( $p$ -value<0.05).

## 1<sup>ο</sup> Πειραματική δοκιμή



**Εικόνα 4:** Τα θηκογράμματα του παράγοντα μείωσης της βιομάζας, της πρώτης δοκιμής διατροφικών προτιμήσεων στο σταθμό «Χαραμίδα».

**Πίνακας 2:** Τα αποτελέσματα της στατιστικής ανάλυσης μακρόφυτων της πρώτης δοκιμής διατροφικών προτιμήσεων στο σταθμό «Χαραμίδα».

1 <sup>η</sup> Δοκιμή διατροφικών προτιμήσεων (έλεγχος Kruskal-Wallis)							
Species		Con - Alix	Pliv - Alix	Con - Pliv	Alix-Fish	Con - Fish	Pliv - Fish
<i>Laurencia sp.</i>	0.03731*	0.1821	0.0156*	0.1061	0.2853	0.0702	0.0032*
<i>Posidonia oceanica</i>	0.07873						

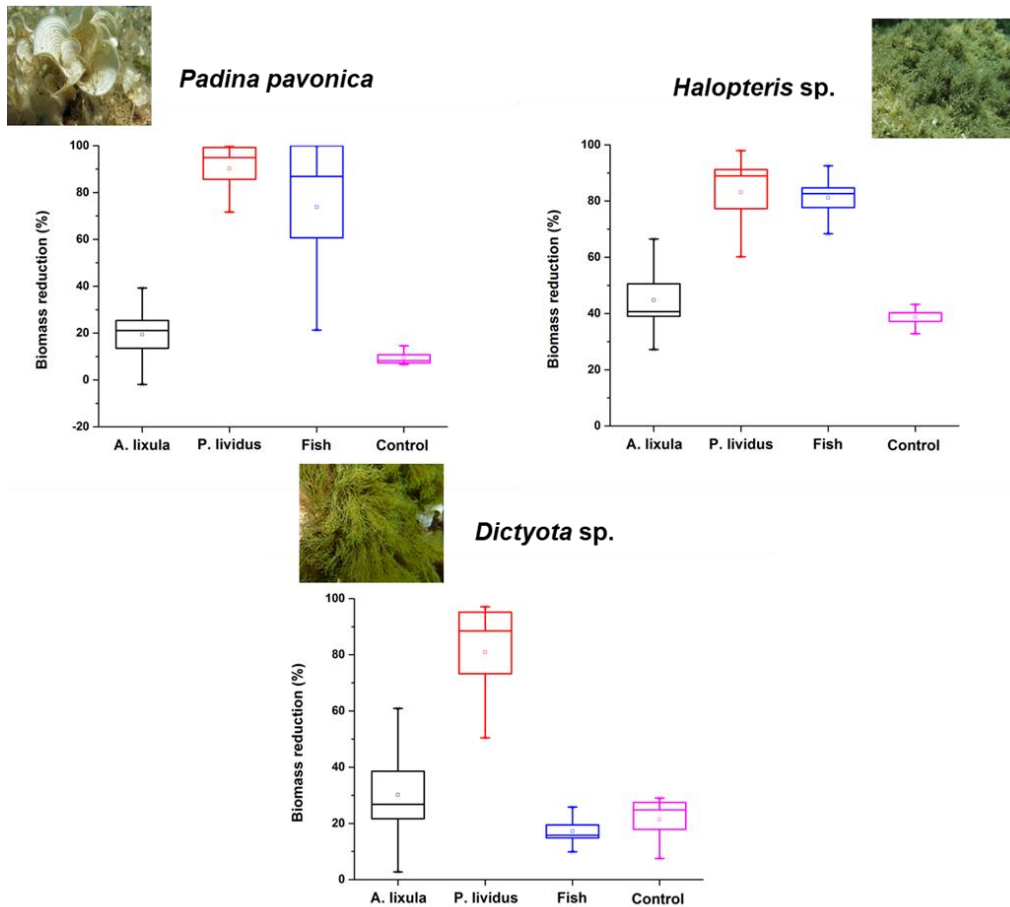
<i>Halophila stipulacea</i>	0.1032						
<i>Cymodocea nodosa</i>	0.02731*	0.0447*	0.1065	0.0016*	0.2485	0.1541	0.0271*

Con: Control, Alix: *Arbacia lixula*, Pliv: *Paracentrotus lividus*

Στην Εικόνα 5 δίνεται η διακύμανση της ποσοστιαίας μείωσης της βιομάζας (Biomass reduction) στους τέσσερις πειραματικούς χειρισμούς της δεύτερης δοκιμής διατροφικών προτιμήσεων του σταθμού «Χαραμίδα». Η *Padina ravnica* στον πειραματικό χειρισμό του βοσκητή *P. lividus* κατέγραψε σημαντικές απώλειες βιομάζας όπως βλέπουμε στο γράφημα (Εικ.5), χωρίς ωστόσο στατιστικά σημαντική διαφορά με κάποιον άλλο πειραματικό χειρισμό. Στο ίδιο γράφημα χαμηλές ήταν οι απώλειες βιομάζας στην επιφάνεια αναφοράς (control). Στατιστικά σημαντική διαφορά, δεν υπάρχει, μεταξύ των χειρισμών του βοσκητή *P.lividus* και *A. lixula* αλλά και *P.lividus* - ψαριών καθώς όπως φαίνεται στο γράφημα ο βοσκητής *A. lixula* δεν κατανάλωσε σε μεγάλο βαθμό το φαιοφύκος. Αντίστοιχες είναι και οι παρατηρήσεις για το φαιοφύκος *Dictyota* sp. που δεν εμφανίζει στατιστικά σημαντική διαφορά, ενώ κατέγραψε σημαντικές απώλειες βιομάζας από τον βοσκητή *P. lividus*.

Σύμφωνα με τον Πίνακα 3 υπάρχει στατιστικά σημαντική διαφοροποίηση (p-value<0,05) στο είδος *Halopteris* sp.. Πιο συγκεκριμένα στον περιοριστικό κλωβό του αχινού *P. lividus* με την επιφάνεια αναφοράς (control) (p-value<0.01), στον περιοριστικό κλωβό του είδους αχινού *A. lixula* με τον περιοριστικό κλωβό των ψαριών (p-value<0.05), στον περιοριστικό κλωβό των ψαριών με την επιφάνεια αναφοράς (control) (p-value<0.05) και τέλος ανάμεσα στα δύο είδη αχινών (p-value<0.05).

## 2<sup>ο</sup> Πειραματική δοκιμή



**Εικόνα 5:** Τα θερμογράμματα του παράγοντα μείωσης της βιομάζας, της δεύτερης δοκιμής διατροφικών προτιμήσεων στο σταθμό «Χαραμίδα».

**Πίνακας 2:** Τα αποτελέσματα της στατιστικής ανάλυσης μακροφυκών της δεύτερης δοκιμής διατροφικών προτιμήσεων στο σταθμό «Χαραμίδα».

2 <sup>η</sup> Δοκιμή διατροφικών προτιμήσεων (έλεγχος Kruskal-Wallis)							
Species		Con- Alix	Pliv- Alix	Con- Pliv	Alix-Fish	Con- Fish	Pliv- Fish
<i>Padina pavonica</i>	0.05209						
<i>Halopteris sp.</i>	0.03446*	0.4549	0.0118*	0.0087*	0.0447*	0.0350*	0.2856
<i>Dictyota sp.</i>	0.1234						

Con: Control, Alix: *Arbacia lixula*, Pliv: *Paracentrotus lividus*

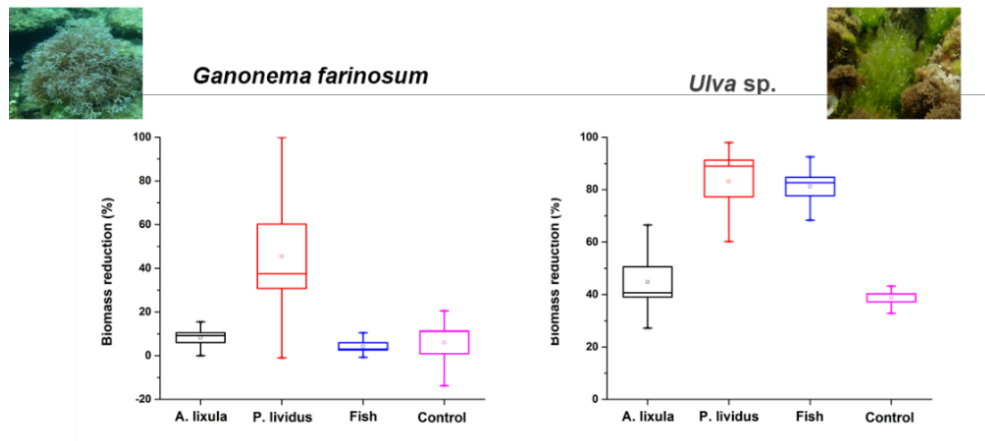


## «Σταθμός Μύρτος»

Στην Εικόνα 6 δίνεται η διακύμανση της ποσοστιαίας μείωσης της βιομάζας (Biomass reduction) των πειραματικών χειρισμών, της πρώτης δοκιμής διατροφικών προτιμήσεων του σταθμού «Μύρτος». Η *Ulva* sp. στον πειραματικό χειρισμό του βοσκητή *P. lividus* κατέγραψε τις μεγαλύτερες απώλειες βιομάζας, ακολουθεί αυτός των ψαριών και στη συνέχεια ο βοσκητής *A. lixula* (Εικ.6). Στην Εικόνα 7 δίνεται αντίστοιχα η διακύμανση της ποσοστιαίας μείωσης της βιομάζας (Biomass reduction) της δεύτερης δοκιμής διατροφικών προτιμήσεων του σταθμού «Μύρτος». Το *Dictyopteris* sp. και η *Padina* sp. κατέγραψαν τις μεγαλύτερες απώλειες βιομάζας, από τα ψάρια και ακολουθεί η απώλεια βιομάζας από το βοσκητή *P. lividus*.

Σύμφωνα όμως με τον Πίνακα 4 και Πίνακα 5, δεν υπάρχει στατιστικά σημαντική διαφοροποίηση μεταξύ των πειραματικών χρήσεων ( $p\text{-value} < 0,05$ ) για κανένα από τα τέσσερα είδη μακρόφυτων.

### 3<sup>ο</sup> Πειραματική δοκιμή



Εικόνα 6: Τα θηκογράμματα του παράγοντα μείωσης της βιομάζας, της τρίτης δοκιμής διατροφικών προτιμήσεων στο σταθμό «Μύρτος».

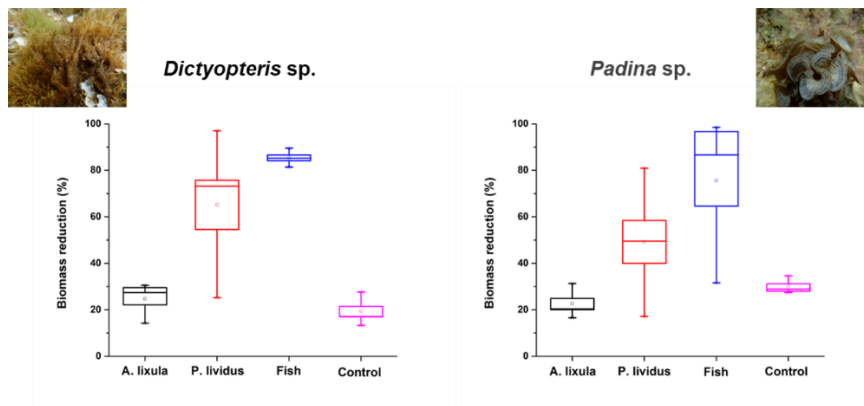


**Πίνακας 3:** Τα αποτελέσματα της στατιστικής ανάλυσης μακροφυκών της τρίτης δοκιμής διατροφικών προτιμήσεων στο σταθμό «Μύρτος».

<b>3<sup>η</sup> Δοκιμή διατροφικών προτιμήσεων</b>							
<b>(έλεγχος Kruskal-Wallis)</b>							
Species		Con - Alix	Pliv - Alix	Con - Pliv	Alix-Fish	Con - Fish	Pliv - Fish
<i>Ganonema farinosum</i>	<b>0.7273</b>						
<i>Ulva sp.</i>	<b>0.05089</b>						

Con: Control, Alix: *Arbacia lixula*, Pliv: *Paracentrotus lividus*

#### 4<sup>ο</sup> Πειραματική δοκιμή



**Εικόνα 7:** Τα θερμογράμματα του παράγοντα μείωσης της βιομάζας, της τέταρτης δοκιμής διατροφικών προτιμήσεων στο σταθμό «Μύρτος».

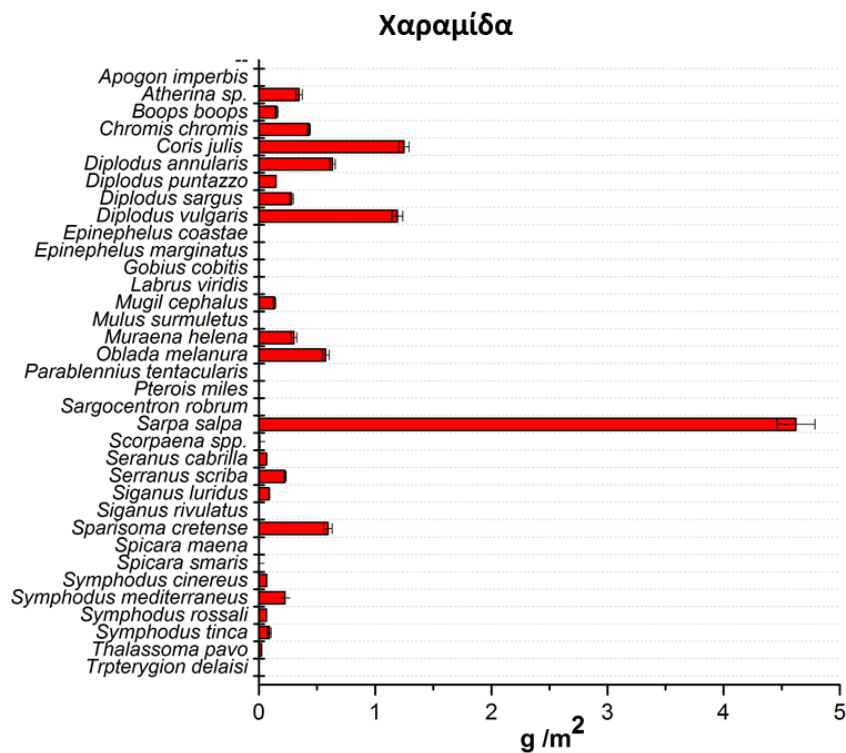
**Πίνακας 4:** Τα αποτελέσματα της στατιστικής ανάλυσης μακροφυκών της τέταρτης δοκιμής διατροφικών προτιμήσεων στο σταθμό «Μύρτος».

<b>4<sup>η</sup> Δοκιμή διατροφικών προτιμήσεων</b>							
<b>(έλεγχος Kruskal-Wallis)</b>							
Species		Con - Alix	Pliv - Alix	Con - Pliv	Alix-Fish	Con - Fish	Pliv - Fish
<i>Dictyopterus sp.</i>	<b>0.08238</b>						
<i>Padina sp.</i>	<b>0.1473</b>						

Con: Control, Alix: *Arbacia lixula*, Pliv: *Paracentrotus lividus*

### 3.2 Βιομάζα ιχθύων και αχινών στους σταθμούς δειγματοληψίας

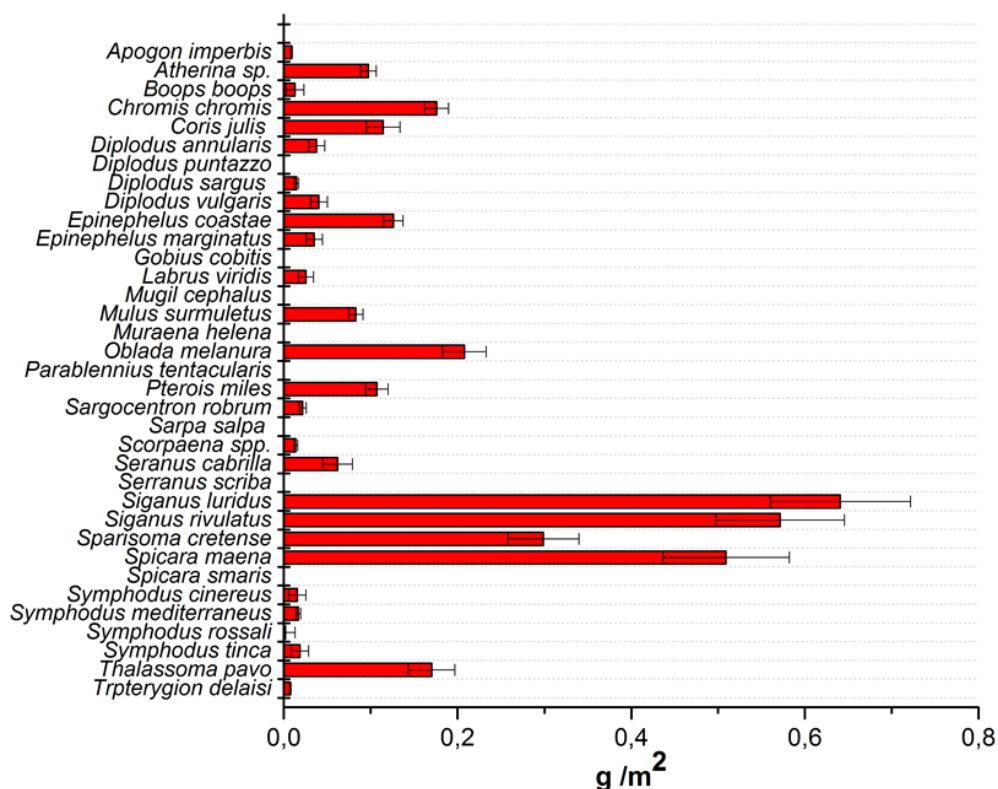
Συνολικά 35 είδη ψαριών καταγράφηκαν κατά την διάκριση των υποβρύχιων οπτικών καταγραφών στα δύο νήσιά. Στο σταθμό «Χαραμίδα» πραγματοποιήθηκαν τέσσερις δειγματοληψίες και συνολικά καταγράφηκαν 20 διαφορετικά είδη ιχθύων, σε μεγέθη από 3 cm (*Atherina* sp.) έως 50 cm (*Muraena helena*) ενώ στο σταθμό «Μύρτος» πραγματοποιήθηκαν δύο δειγματοληψίες και συνολικά καταγράφηκαν 26 διαφορετικά είδη ιχθύων, σε μεγέθη από 4 cm (*Atherina* sp.) έως 17 cm (*Siganus luridus*). Τα υψηλότερα επίπεδα βιομάζας καταγράφηκαν στο σταθμό «Χαραμίδα», όπου κυριάρχησαν τα είδη *Sarpa salpa* (4,62 g/m<sup>2</sup>), *Coris julis* (1,24 g/m<sup>2</sup>) και *Diplodus vulgaris* (1,19 g/m<sup>2</sup>) (Εικ. 8).



**Εικόνα 8:** Βιομάζα ιχθύων ανά είδος ανά τετραγωνικό μέτρο (gr / m<sup>2</sup>) ± τυπικό σφάλμα (SE), στο σταθμό «Χαραμίδα».

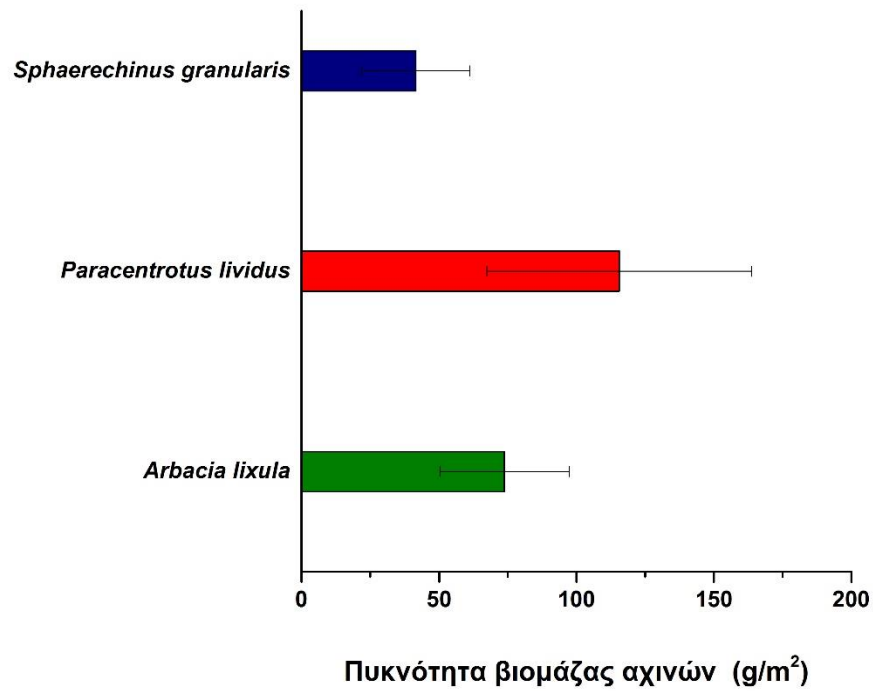
Αντίθετα, οι τιμές της βιομάζας στο σταθμό «Μύρτος» ήταν γενικά χαμηλότερες παρατηρώντας αφθονία των αλλόχθονων ειδών *Siganus luridus* και *Siganus rivulatus*. Συνολικά, η μέση πυκνότητα βιομάζας για τα φυτοφάγα ψάρια ήταν 1,3 g m<sup>2</sup>, αντιπροσωπεύοντας το μεγαλύτερο ποσοστό τροφικής ομάδας της συνολικής βιομάζας ψαριών (52,3%). Όσον αφορά τα είδη των ψαριών που είναι πιθανοί θηρευτές αχινών (*Diplodus* sp., *Coris julis* και *Thalassoma pavo*) αντιπροσώπευαν το 19,8% της συνολικής βιομάζας ψαριών (0,68 g m<sup>2</sup>) (Εικ. 9).

## Μύρτος

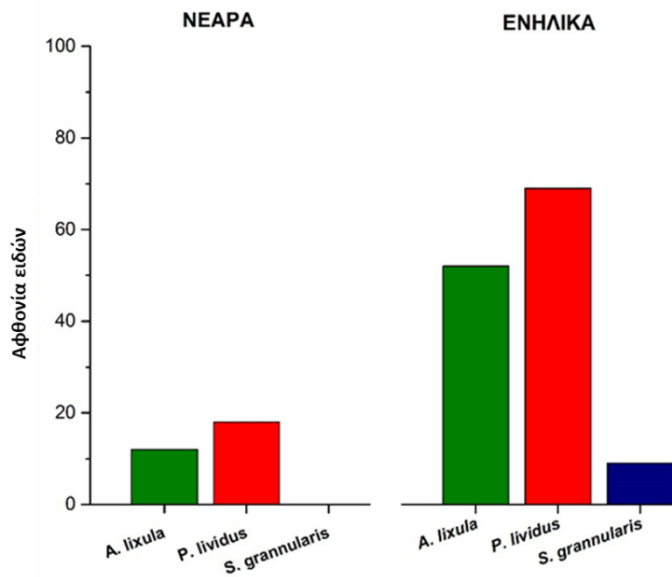


**Εικόνα 9:** Βιομάζα ιχθύων ανά είδος ανά τετραγωνικό μέτρο ( $\text{g} / \text{m}^2$ )  $\pm$  τυπικό σφάλμα (SE), στο σταθμό «Μύρτος».

Για την καταγραφή της αφθονίας των αχινών πραγματοποιήθηκαν δύο δειγματοληψίες στο εκάστοτε νησί. Στο σταθμό «Χαραμίδα» καταγράφηκαν 3 είδη αχινών (*A. lixula*, *P. lividus* και *Sphaerechinus granularis* ενώ στο σταθμό «Μύρτος» δεν καταγράφηκε κανένα είδος αχινού. Η πυκνότητα της βιομάζας ( $\text{g}/\text{m}^2$ ) ποικίλλει μεταξύ ειδών (Εικ. 9). Το *P. lividus* είχε την υψηλότερη βιομάζα  $115,5 \text{ g}/\text{m}^2 \pm 48,1 \text{ g}/\text{m}^2$  ακολουθούσε το *A. lixula*  $73,7 \text{ g}/\text{m}^2 \pm 23,5 \text{ g}/\text{m}^2$  ενώ η χαμηλότερη βιομάζα καταγράφηκε στο *S. granularis* ( $41,4 \text{ g}/\text{m}^2 \pm 19,6 \text{ g}/\text{m}^2$ ) (Εικ. 9). Όσον αφορά στην κατανομή μεγέθους και ηλικιακή ομάδα, το 81,2% των ατόμων *A. lixula* (N= 52) ήταν ενήλικα άτομα και είχαν διάμετρο μεταξύ 3-6,8 cm. Στο *P. lividus* που αποτέλεσε και το είδος με την μεγαλύτερη αφθονία το 79,3% των ατόμων (N= 69) ήταν ενήλικα άτομα διάμετρο μεταξύ 3,1-6,6 cm, ενώ στο *S. granularis* δεν καταγράφηκε κανένα ενήλικο άτομο (Εικ. 10).



**Εικόνα 9:** Ο μέσος όρος πυκνότητας της βιομάζας (g/m<sup>2</sup>) για τα τρία είδη αχινών ± τυπικό σφάλμα (SE), στο σταθμό «Χαραμίδα».



**Εικόνα 10:** Ο μέσος όρος αφθονίας των ατόμων, των δύο ηλικιακών ομάδων ανά είδος, στο σταθμό «Χαραμίδα».

#### 4. Συζήτηση

Ο πειραματικός σχεδιασμός περιλάμβανε είδη μακρόφυτων που προσφέρονταν στους βοσκητές σε τέσσερις διαφορετικούς πειραματικούς χειρισμούς. Σε αυτό το πείραμα διατροφικών προτιμήσεων, αυτόχθονων και αλλόχθονων βοσκητών, σε αυτόχθονα και αλλόχθονα μακρόφυτα, υπήρξαν στατιστικά σημαντικές διαφορές στο νησί της Λέσβου μεταξύ των πειραματικών χειρισμών. Σύμφωνα με τα αποτελέσματα υπάρχει στατιστικά σημαντική διαφορά ( $p$ -value<0.05) στους τέσσερις πειραματικούς χειρισμούς στα είδη *Laurencia* sp., *Cymodocea nodosa*, και *Halopteris* sp..

Στο νησί της Κρήτης τα αποτελέσματα της παρούσας μελέτης δεν έδειξαν καμία στατιστικά σημαντική διαφορά. Παρά ταύτα, σύμφωνα με τα γραφήματα των αποτελεσμάτων (Εικ. 6), η μείωση της βιομάζας του είδους *Ulva* sp. είναι μεγαλύτερη στον πειραματικό χειρισμό με το είδος *P. lividus* και στα ψάρια. Τα είδη του γένους *Ulva* και *Cystoseira* θεωρούνται βασικά στη δίαιτα του αχινού σύμφωνα με μελέτες των (Knoepffler-Peguy et al. 1987; Frantzis and Grèmare 1992). Το ίδιο συμβαίνει και με το είδος *Dictyopteria* sp. (Εικ. 7), όπου υπάρχει μεγάλη μείωση της βιομάζας από τα ψάρια και ακολουθούν οι πειραματικές επιφάνειες με το είδος *P. lividus*. Σύμφωνα με (Knoepffler-Peguy et al. 1987), η προτίμηση ως προς το είδος *Ulva* sp. παρουσιάζει αυξομειώσεις ανάλογα με την εποχή που διεξάγονται τα πειράματα, πιθανόν λόγω αλλαγής της χημικής σύστασης. Οι Frantzis and Grèmare (1992) και Fernandez and Boudouresque (2000) έδειξαν ότι ένας από τους παράγοντες που επηρεάζει την κατανάλωση τροφής είναι η περιεκτικότητα των μακροφυκών σε πρωτεΐνη, χωρίς όμως να είναι ο μόνος και μάλιστα πως η σχέση μεταξύ του ρυθμού κατανάλωσης και της περιεκτικότητας σε πρωτεΐνη είναι αρνητική. Σύμφωνα με τους Valentine and Heck (2001) ορισμένα φυτοφάγα ζώα αυξάνουν την κατανάλωση τροφής όταν τρέφονται με τροφές χαμηλής ενεργειακής αξίας για να καλύψουν τις διατροφικές τους απαιτήσεις. Έτσι, ένα μακρόφυτο χαμηλής ποιότητας, το οποίο προτιμάται λιγότερο σε μια περίπτωση κατά την οποία υπάρχουν πολλαπλές επιλογές, θα καταναλώνεται σε υψηλότερους ρυθμούς από ένα προτιμώμενο μακρόφυτο υψηλής ποιότητας στη περίπτωση στην οποία είναι το μόνο διαθέσιμο είδος.

Τα φυτοφάγα ψάρια ήταν η τροφική ομάδα με την μεγαλύτερη βιομάζα στους δύο σταθμούς. Η ανάλυση βιομάζας ψαριών έδειξε ότι το αυτόχθονο φυτοφάγο *Sarpa salpa* ήταν το κυρίαρχο είδος στο σταθμό «Χαραμίδα», ενώ στο σταθμό «Μύρτος», παρατηρήθηκε αφθονία των αλλόχθονων ειδών *Siganus luridus* και *Siganus rivulatus*. Στο σταθμό «Μύρτος» όμως, συνολικά καταγράφηκε πολύ χαμηλή βιομάζα ψαριών και πολύ χαμηλή βιομάζα αχινών. Παρόμοια παρατήρηση γίνεται στην εργασία της Giakoumi et al. (2012) για την πυκνότητα της βιομάζας στα

νησιά των Κυκλάδων. Μια πιθανή εξήγηση για τη χαμηλή βιομάζα μπορεί να είναι η oligotροφία των νερών, η οποία μπορεί να συμβάλει σε αυτό (Giakoumi et al. 2012).

Όσο αφορά στα είδη των αχινών *P. lividus* και *A. lixula* από τις δύο διατροφικές δοκιμές που πραγματοποιήθηκαν στην Λέσβο υπήρξε προτίμηση στην *C. nodosa* και στο *Halopteris* sp. και από τα δύο είδη αχινών ιδιαίτερα όμως στο *P. lividus*. Στατιστικά σημαντική διαφορά βρέθηκε και για το είδος *Laurencia* sp. και μάλιστα εντοπίζεται μεταξύ της βόσκησης των δύο ειδών αχινών και μεταξύ του *P. lividus* και των ψαριών. Στον πειραματικό χειρισμό με τον βοσκητή *P. lividus*, καταγράφεται η μεγαλύτερη μείωση της βιομάζας σε όλα τα είδη των μακροφυτών και στους δύο σταθμούς του πειράματος. Αν και οι *A. lixula* και *P. lividus* συνυπάρχουν σε σκληρά υποστρώματα και η ανταγωνιστική τους σχέση έχει επαρκώς συζητηθεί (Bulleri et al. 1999; Pais et al. 1999), η στατιστικά σημαντική διαφορά που καταγράφηκε ανάμεσα στους δύο βοσκητές στα είδη *Laurencia* sp. και *Halopteris* sp. μπορεί να ερμηνευτεί από την εξειδίκευση που δείχνουν σε διαφορετικές φυτικές τροφές. Σύμφωνα με την εργασία των Wangensteen et al. (2011), το *A. lixula* θεωρείται ότι τρέφεται κυρίως με κρουστώδη μακροφύκη, ενώ το *P. lividus* προτιμά τα σαρκώδη μακροφύκη. Στις Εικόνες 4 και 5 των γραφημάτων στα αποτελέσματα, φαίνεται η έντονη τροφοληπτική συμπεριφορά του *P. lividus* σε όλα τα είδη μακροφυτών που προσφέρθηκαν. Αν και δεν υπάρχει μια ξεκάθαρη προτίμηση σε κάποια συγκεκριμένη ομάδα μακροφυτών, (ροδοφύκη, φαιοφύκη ή χλωροφύκη), ή αγγειόσπερμων, το γεγονός αυτό φαίνεται να συμφωνεί και με τα αποτελέσματα παλιότερων μελετών (Knoepffler-Peguy et al. 1987; Frantzis and Grèmare 1992; Γιγή 2009). Πρόσφατη μελέτη έδειξε ότι κατά την βόσκησή του ο *P. lividus*, καταναλώνει μεγάλες ποσότητες ζωικού υλικού (22 έως 44% του βρυόζωου *Amathia verticillata*), σύμφωνα με τις αναλύσεις περιεχομένου του στομάχου (Camps-Castellà et al. 2020). Τα πειραματικά αποτελέσματα των Camps-Castellà et al. (2020), έδειξαν μια ισχυρή προτίμηση για αυτό το είδος τροφής σε όλες τις κατηγορίες μεγέθους (νεαρά άτομα και ενήλικες).

Τα είδη *P. lividus* και *A. lixula* είναι τα πιο κοινά είδη αχινού στο Αιγαίο Πέλαγος, μαζί με το λιγότερο συχνό *S. granularis* και το *D. setosum* αλλόχθονο είδος αχινού το οποίο υπάρχει σε αφθονία στο Νότιο Αιγαίο. Οι αυξημένοι πληθυσμοί αχινών στο Βόρειο Αιγαίο και η απουσία των θηρευτών τους, συσχετίζονται με την υπερβόσκηση και τη δημιουργία γυμνών βραχωδών περιοχών στο Αιγαίο. Οι πιθανοί θηρευτές των αχινών στα μεσογειακά βραχώδη περιβάλλοντα περιλαμβάνουν μεγάλα καρκινοειδή (*Eriphia spinifrons*, *Maja squinado*, *Palinurus elephas*), αστερίες (π.χ. *Marthasterias glacialis*) και ψάρια (π.χ. *Diplodus* sp., *Coris julis*) (Sala et al. 1998). Αν και αυτά τα είδη συχνά συνυπάρχουν σε ένα ενδιαίτημα, το *P. lividus* είναι γενικά πιο άφθονο στις οριζόντιες ή ελαφρώς επικλινείς επιφάνειες του ενδιαίτηματος, ενώ το *A. lixula* είναι πιο συνηθισμένο στα κάθετα υποστρώματα του βιότοπου (Regis 1978). Αυτό εξηγείται λόγω μεγαλύτερης αντίστασης του *A. lixula* στη κυματική ενέργεια (Bulleri et al. 1999).

Στον πειραματικό χειρισμό με τον βοσκητή *A. lixula*, τα αποτελέσματα παρουσίασαν στατιστικά σημαντική διαφορά στο σταθμό «Χαραμίδα», στην πρώτη πειραματική δοκιμή με το αγχειόσπερμο *C. nodosa*. Ενώ στην δεύτερη πειραματική δοκιμή προτιμήσεων, υπάρχει στατιστικά σημαντική διαφορά με το *Halopteris* sp. σε σύγκριση όμως με τον βοσκητή *P. lividus*. Η αφθονία του *A. lixula* δεν καθορίζεται από την αφθονία πληθυσμών *P. lividus* και πιθανότατα επηρεάζεται πιο έντονα από άλλους παράγοντες εκτός από τον ανταγωνισμό (Hereu et al. 2012). Σύμφωνα με τα αποτελέσματα των πειραματικών χειρισμών, η μείωση της προσφερόμενης βιομάζας μακροφυκών στις πειραματικές επιφάνειες με το *A. lixula* ήταν πολύ μικρότερη σε σύγκριση με πειραματικές επιφάνειες με το *P. lividus*. Στις Εικόνες 4 και 5 των γραφημάτων στα αποτελέσματα, φαίνεται η ισχνή τροφοληπτική συμπεριφορά και προτίμηση του *A. lixula* σε όλα τα είδη μακρόφυτων που προσφέρθηκαν. Το αποτέλεσμα αυτό συμφωνεί με την εργασία των Wangensteen et al. (2011), στη οποία προτείνεται ο αχινός *A. lixula* να θεωρηθεί παμφάγο που τείνει προς σαρκοβόρο στα μεσογειακά οικοσυστήματα. Η διατροφή του περιλαμβάνει ζωικούς οργανισμούς όπως *Cirripedia*, *Hydrozoa* ή *Bryozoa*. Στην ίδια εργασία ανάλυση του στομαχικού περιεχομένου έδειξε μια κυριαρχία φυτικών ειδών και στα δύο είδη, αν και το *A. lixula* είχε σταθερά μεγαλύτερη αφθονία ζωικών συστατικών από το *P. lividus*. Αυτό πιθανά εξηγεί την στατιστικά σημαντική διαφορά ανάμεσα στους δύο βοσκητές, για συγκεκριμένα προσφερόμενα μακρόφυτα, αλλά και την έντονη τροφοληπτική ικανότητα του *P. lividus*. Ο αχινός *A. lixula* είναι περισσότερο άφθονος σε σκιασμένα κάθετα υποστρώματα και προεξοχές (Bulleri et al. 1999; Frantzis et al. 1988). Η αφθονία του *A. lixula* στο σταθμό «Χαραμίδα» ήταν λίγο χαμηλότερη από αυτών που παρατηρήθηκε για το *P. lividus*. Η κλιματική αλλαγή προκαλεί αύξηση της θερμοκρασίας των παράκτιων υδάτων στη λεκάνη της Μεσογείου θάλασσας (Coma et al. 2009), παρόλα αυτά οι πληθυσμοί του *A. lixula* δεν έχουν υποστεί εμφανή αλλαγή (Hereu et al. 2012). Αντίθετα ο *P. lividus* έχει επηρεαστεί από την κλιματική αλλαγή, και έχει ήδη καταρεύσει στη θάλασσα της Λεβαντίνης λόγω υπερθέρμανσης (Yeruham et al. 2015; Yeruham et al. 2019).

Αναφορικά με τα ψάρια, στο σταθμό «Μύρτος» στη Νότια Κρήτη, παρατηρήθηκε αφθονία των αλλόχθονων ειδών *S. luridus*, *S. rivulatus* και του αυτόχθονου *Sparisoma cretense*. Η πιο συχνή κατηγορία μακροφυκών στη δίαιτα του *S. luridus* είναι τα Φαιοφύκη (60,1%) και τα Χλωροφύκη (55,3%), ενώ η πιο συχνή για το *S. rivulatus* είναι τα Χλωροφύκη (50,6%) (Shakman et al. 2009). Σύμφωνα με την εργασία των Azzurro et al. (2007) βασισμένη σε ανάλυση στομαχικού περιεχομένου, οι μετρήσεις τους επιβεβαίωσαν μια αυστηρά φυτική διατροφή για το *S. luridus* και το *S. cretense* με τα φαιοφύκη να αποτελούν την καλύτερη δίαιτα του *S. luridus*. Οι καταγραφές αυτές κατατάσσουν το *S. luridus*, και *S. cretense* στην ίδια λειτουργική ομάδα των φυτοφάγων. Αυτές οι πληροφορίες, οι οποίες είναι νέες για το *S. cretense*, συμφωνούν με την εργασία των Stergiou and Karpouzi (2002), η οποία έδειξε ότι τα αλλόχθονα είδη *S. luridus* και *S. rivulatus*,

είναι είδη ψαριών με το χαμηλότερο τροφικό επίπεδο στη Μεσόγειο. Μελέτες δείχνουν ότι η εισαγωγή αλλόχθονων φυτοφάγων ψαριών του γένους *Siganus* στην Ανατολική Μεσόγειο, έχει ουσιαστικά αλλάξει το τροφικό πλέγμα και τη δομή των φυτοκοινωνιών στο βραχώδες υπόστρωμα (Goren and Galil 2005). Τα ψάρια του γένους *Siganus* έχουν γίνει το κυρίαρχο είδος της βιομάζας των ιχθύων στο βραχώδες υπόστρωμα στο Νότιο-ανατολικό τμήμα της Μεσογείου και είναι τα κύρια αίτια της υποβάθμισης των μεγάλων δενδρόμορφων μακροφυκών, σε αυτήν την περιοχή (Sala et al. 2011; Vergés et al. 2014; Yeruham et al. 2020). Μαζί με τους αχινούς ασκούν σημαντικές επιδράσεις στη δομή και τη δυναμική του συνόλου των ειδών στα παράκτια ενδιαιτήματα, συμπεριλαμβανομένων των δενδρόμορφων μακροφυκών (Himmelman et al. 1983; Leinaas and Christie 1996). Επιπλέον, οι Sala et al. (2011) έδειξαν, μέσα από πειραματικές διαδικασίες, ότι τα *S. luridus* και *S. rivulatus* μπορεί να δημιουργήσουν και να διατηρήσουν άγονες περιοχές στις ρηχές παράκτιες περιοχές της Τουρκίας.

Στο σταθμό «Χαραμίδα», ο πειραματικός σχεδιασμός για τα ψάρια παρουσίασε στατιστικά σημαντική διαφορά στο είδος *Halopteris* sp.. Συγκριτικά με το αγγειόσπερμο *P. oceanica* που προσφέρθηκε στους βοσκητές, το αλλόχθονο αγγειόσπερμο *Halophila stipulacea* παρουσίασε μεγαλύτερη προτίμηση και μείωση της βιομάζας. Μια πιθανή εξήγηση είναι η μειωμένη επιφυτική χλωρίδα στα φύλλα *P. oceanica* τους χειμερινούς μήνες η οποία παρουσιάζει λιγότερη βιομάζα (Piazzi et al. 2015). Τα φύλλα της *H. stipulacea*, δέχονται βόσκηση όλο το χρόνο, παρά τη μειωμένη θρεπτική αξία της τον χειμώνα (Di Genio et al. 2021). Η *H. stipulacea* είναι ένα συμπληρωματικό ή ακόμα και ένα εναλλακτικό τρόφιμο για το φυτοφάγο ψάρι *S. salpa* (Di Genio et al. 2021), είδος με το μεγαλύτερο μέσο όρο βιομάζας στο σταθμό «Χαραμίδα». Προτίμηση καταγράφηκε και για το είδος *C. nodosa*. Σύμφωνα με ένα πείραμα διατροφικών προτιμήσεων, οι Goldenberg and Erzini (2014), υποστηρίζουν πως διατρέχουν λιγότερο κίνδυνο υπερβόσκησης από την *S. salpa* τα είδη *C. nodosa* και *Z. marina* σε αντίθεση με το είδος *Z. noltei* το οποίο όπως φαίνεται το προτιμάει στην διαίτά του. Το είδος *S. salpa* δυνητικά τρέφεται με ένα ευρύ φάσμα φυκιών και θαλασσινών οργανισμών (Stergiou and Karpouzi 2001). Παρόλα αυτά, το *S. salpa* είναι σημαντικός καταναλωτής θαλάσσιας βλάστησης στη Μεσόγειο Θάλασσα (Prado et al. 2007), αλλά και τα είδη *D. vulgaris*, *C. julis* και *Thalassoma pavo*, που αποτελούν ψάρια διαφορετικού τροφικού επιπέδου, μπορούν επίσης να επηρεάσουν σημαντικά τις φυτοκοινωνίες των μακροφυκών (Papadakis et al. 2021).

Στην εργασία πραγματοποιήθηκε η εκτίμηση των μεταβλητών κατάστασης (πληθυσμιακής πυκνότητας και βιομάζας, ιχθύων και αχινών) με τη χρήση των υποβρύχιων οπτικών καταγραφών. Αν και είναι μια πολύ χρήσιμη τεχνική για την μελέτη της οικολογίας των βραχωδών υφάλων, μη καταστρεπτική, ωστόσο, οι τεχνικές αυτές υπόκεινται σε παραβιάσεις που επηρεάζουν τις αμερόληπτες εκτιμήσεις από παράγοντες όπως είναι η χαμηλή ορατότητα, η κινητικότητα των



ψαριών και η ικανότητα παρατήρησης του δύτη (Colvocoresses and Acosta 2007). Μια βασική προϋπόθεση που μπορεί εύκολα να παραβιαστεί, αποτελεί η αρχή της μεθόδου ότι όλα τα άτομα εντός των δειγματοληπτικών επιφανειών καταγράφονται, ενώ διαφορετικές τεχνικές είναι κατάλληλες για τα κρυπτικά είδη ή για άλλα είδη ψαριών με έντονη κινητικότητα (Thanopoulou et al. 2018). Η εκτίμηση του μήκους των ιχθύων στις δειγματοληψίες με σκοπό τον υπολογισμό της βιομάζας, μπορεί να επηρεάσει τις εκτιμήσεις βιομάζας, ενώ δεν φαίνεται να υπάρχει κάποια σχέση μεταξύ των σφαλμάτων της εκτίμησης του μήκους των ψαριών σε σχέση με την απόσταση από τον παρατηρητή (Harvey et al. 2004). Ωστόσο, για την μείωση των συστηματικών αυτών σφαλμάτων, προτείνεται η εξάσκηση του δύτη με τη χρήση σιλουέτων ψαριών, των οποίων το μήκος παραμένει άγνωστο στον ερευνητή. Η εξάσκηση αυτή, αποσκοπεί στην ακριβέστερη εκτίμηση του μήκους ψαριού, σε πραγματικές δειγματοληψίες (Harvey et al. 2004).

Από την ανάλυση των αποτελεσμάτων των ιχθύων και των αχινών προέκυψε το συμπέρασμα, πως το κυρίαρχο είδος με τη μεγαλύτερη βιομάζα στις περιοχές μελέτης διαφοροποιείται. Στον σταθμό «Χαραμίδα» της Λέσβου, κυριάρχησε ο αυτόχθονος φυτοφάγος βοσκητής *S. salpa*, με μεγάλη διαφορά από τα υπόλοιπα, ενώ ακολουθούσαν το *C. julis* και *D. vulgaris*. Τα αποτελέσματα της εργασίας μας συμπίπτουν με άλλες εργασίες (Tsirintanis et al. 2018; Papadakis et al. 2021). Το είδος *S. salpa* βρίσκεται στην μεγαλύτερη βιομάζα μεταξύ των αποκλειστικά φυτοφάγων ψαριών στην περιοχή των Κυκλάδων, αλλά και στο νησί της Λέσβου και χαρακτηρίζεται από μια σταθερότητα ως προς τον εντοπισμό του (Giakoumi 2014). Όσον αφορά την ηλικιακή ομάδα και την κατηγοριοποίηση των αχινών, η παρουσία μεγάλου μεγέθους, μπορεί να οφείλεται στην χαμηλή πληθυσμιακή πυκνότητα και βιομάζα του είδους *D. sargus* που έχει την ικανότητα θήρευσης των ενήλικων ατόμων των αχινών *P. lividus* και *A. lixula* (Guidetti 2004).

Αντίθετα, στο Νότιο Αιγαίο, στο νησί της Κρήτης κυριάρχησαν οι αλλόχθονοι βοσκητές *S. luridus* και *S. rivulatus* και απουσίασαν τα δύο είδη των αχινών. Οι μηδαμινές καταγραφές αχινών στο νησί της Κρήτης (αν και θα πρέπει να διευκρινιστεί πως παρατηρήθηκαν λίγα άτομα *A. lixula* και *P. lividus*, όπως επίσης και κάποια άτομα του αλλόχθονου είδους αχινού *D. setosum*), θα μπορούσαν να αποδοθούν στον ανταγωνισμό που ασκούν τα αλλόχθονα φυτοφάγα ψάρια του γένους *Siganus* μέσω της θήρευσης και μέσω ανταγωνισμού, για τις ήδη μειωμένες ποσότητες μακροφυκών. Μια διαφορετική εξήγηση θα μπορούσε να δοθεί μέσω της σύνδεσης, μεταξύ της αύξησης των θερμοκρασιών του νερού και τη μαζική θνησιμότητα των εχινοδέρμων, αφού επιστημονικά έχει μελετηθεί αρκετά (Clemente et al. 2014; Yerahum et al. 2015; Yerahum et al. 2020). Συμπερασματικά τα αποτελέσματα έδειξαν ότι υπάρχει μια διαφορετική διατροφική συμπεριφορά μεταξύ των βοσκητών στους τέσσερις πειραματικούς σχεδιασμούς, παρόμοια με αυτή που καταγράφεται σε άλλες μελέτες. Με τον *P. lividus* να εμφανίζει μεγαλύτερες

καταναλώσεις και να καταναλώνει σχεδόν κάθε προσφερόμενο μακρόφυτο, σε αντίθεση με τον *A. lixula* που είχε μικρότερες καταναλώσεις αλλά και διαφορετική τροφοληπτική συμπεριφορά. Τα αποτελέσματα των αναλύσεων της βιομάζας των ψαριών στους δύο σταθμούς, συμπίπτουν με άλλες εργασίες, καταγράφοντας το αυτόχθονο φυτοφάγο *Sarpa salpa* κυρίαρχο είδος στο σταθμό «Χαραμίδα», ενώ στο σταθμό «Μύρτος», παρατηρήθηκε αφθονία των αλλόχθονων ειδών *S. luridus* και *S. rivulatus*, χαμηλή βιομάζα ψαριών και πολύ χαμηλή βιομάζα αχινών. Οι καταναλώσεις των μακρόφυτων που προσφέρθηκαν ήταν οι μεγαλύτερες στα ψάρια στο σταθμό «Μύρτος», επιβεβαιώνοντας την παρατήρηση ότι τα αλλόχθονα είδη *Siganus* ακολουθούν μια αυστηρά φυτική διατροφή. Τα αποτελέσματα επιβάλλουν την ανάγκη για περαιτέρω μελέτη και βελτίωση της μεθοδολογίας, για τη μείωση του σφάλματος σχετικά με την απώλεια υλικού μακρόφυτων κατά τη διάρκεια της πειραματικής διαδικασίας. Ο σκοπός μας, αναφορικά με την παρακολούθηση των διατροφικών προτιμήσεων των βοσκητών, σε επιλεγμένα μακρόφυτα, θεωρούμε ότι συνεισέφερε στην γνώση για την κατανόηση της πολυπλοκότητας της τροφικής συμπεριφοράς των φυτοφάγων αυτόχθονων και αλλόχθονων ειδών. Χρειάζεται ασφαλώς η συλλογή περισσότερων δεδομένων, έτσι ώστε να αποκτήσουμε σαφέστερη εικόνα.

## 5. Βιβλιογραφία

### Ξένη Βιβλιογραφία

- Airoidi L, Beck MW (2007) Loss, status and trends for coastal marine habitats of Europe. In: Gibson RN, Atkinson RJA, Gordon JDM, Oceanography and Marine Biology: An Annual Review, Volume 45, CRC Press, Boca Raton, Florida, pp 345–405
- Airoidi L, Ballesteros E, Buonomo R, Van Belzen., Bouma TT, Cebrian E, De Clerk O, Engelen AH, Ferrario F, Frascetti S, Gianni F, Guidetti P, Ivesa L, Mancuso FP, Micheli F, Perkol-Finkel S, Serrao EA, Strain EM, Mangialajo L (2014) Marine forests at risk: solutions to halt the loss and promote the recovery of Mediterranean canopy-forming seaweeds. 5th Symposium Mediterranean Marine Vegetation: 28–33
- Anderson LWJ (2007) Control of invasive seaweeds. *Botanica Marina* 50: 418–437
- Antoniadou C, Vafidis D (2009) Population structure and morphometric relationships of *Paracentrotus lividus* (Echinodermata: Echinoidea) in the South Aegean Sea. *Cahiers de biologie marine* 50: 293–301
- Azzurro E, Pais A, Consoli P, Andaloro F (2007) Evaluating day-night changes in shallow Mediterranean rocky reef fish assemblages by visual census. *Marine Biology* 151: 2245–2253

- Ballesteros E (1984) Els vegetals i la zonació litoral: espècies, comunitats i factors que influeixen en la seva distribució. Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona, 587 pp
- Ballesteros E (1992) Els vegetals i la zonació litoral: espècies, comunitats i factors que influeixen en la seva distribució. Institut d'Estudis Catalans, Barcelona, 587 pp
- Ballesteros E, Sala E, Garrabou J, Zabala M (1998) Community structure and frond size distribution of a deep water stand of *Cystoseira spinosa* (Phaeophyta) in the Northwestern Mediterranean. *European Journal of Phycology* 33: 121-128
- Ballesteros E, Cebrian E, Alcoverro T (2007) Mortality of shoots of *Posidonia oceanica* following meadow invasion by the red alga *Lophocladia lallemandii*. *Botanica Marina* 50: 8–13
- Baggini C, Issaris Y, Salomidi M, Hall-Spencer J (2015) Herbivore diversity improves benthic community resilience to ocean acidification. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 469: 98–104
- Bariche M, Letourneur Y, 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* 70: 81–90
- Barkai A, McQuaid C (1988) Predator-prey role reversal in a marine benthic ecosystem. *Science* 242: 62-64
- Benedetti-Cecchi L, Bulleri F (1998) Density dependent foraging of sea urchins in shallow subtidal reefs on the west coast of Italy (western Mediterranean). *Marine Ecology Progress Series* 163: 203–211
- Benedetti-Cecchi L, Pannacciulli F, Bulleri F, Moschella PS, Airoidi L, Relini G, Cinelli F (2001) Predicting the consequences of anthropogenic disturbance: large-scale effects of loss of canopy algae on rocky shores. *Marine Ecology Progress Series* 214: 137–150
- Bevilacqua S, Airoidi L, Ballesteros E, Benedetti-Cecchi L, Boero F, Bulleri F, Cebrian E, Cerrano C, Claudet J, Colloca F, Coppari M, Di Franco A, Frascchetti S, Garrabou J, Guarnieri G, Guerranti C, Guidetti P, Halpern BS, Katsanevakis S, Mangano MC, Micheli F, Milazzo M, Pusceddu A, Renzi M, Rilov G, Sarà G, Terlizzi A (2021) Mediterranean rocky reefs in the Anthropocene: present status and future concerns. *Advances in Marine Biology*, in press
- Blackburn T, Pyšek P, Bacher S, Jarošík V, Carlton J, Duncan R, Wilson J, Richardson D (2011) A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution* 26(7): 333–339,
- Boada J, Arthur R, Alonso D, Pagès JF, Pessarrodona A, Oliva S, Ceccherelli G, Piazzini L, Romero J, Alcoverro T (2017) Immanent conditions determine imminent collapses: nutrient regimes define the resilience of macroalgal communities. *Proceedings of the Royal Society B* 284: 20162814

- Bonaviri C, Vega Fernández T, Fanelli G, Badalamenti F, Gianguzza P (2011) Leading role of the sea urchin *Arbacia lixula* in maintaining the barren state in southwestern Mediterranean. *Marine Biology* 158(11): 2505
- Boudouresque CF (1984) Groupes écologiques d'algues marines et phytocénoses benthiques en Méditerranée occidentale: une revue. *Giornale botanico italiano* 118(2): 7-42
- Boudouresque CF, Verlaque M (2002) Biological pollution in the Mediterranean Sea: invasive versus introduced macrophytes. *Marine Pollution Bulletin* 44: 32-38
- Boudouresque CF (2004) Marine biodiversity in the Mediterranean: Status of species, populations and communities. *Scientific Reports of Port-Cros National Park* 20: 97–146
- Boudouresque CF, Verlaque M (2005) Nature conservation, Marine Protected Areas, sustainable development and the flow of invasive species to the Mediterranean Sea. *Scientific Reports of Port-Cros National Park* 21: 29-54
- Breeman AM (1988) Relative importance of temperatures and other factors in determining geographic boundaries of seaweeds: experimental and phenological evidence. *Helgoländer Meeresunters* 42: 199–241
- Bulleri F, Benedetti-Cecchi L, Cinelli F (1999) Grazing by the sea urchins *Arbacia lixula* L. and *Paracentrotus lividus* Lam. in the northwest Mediterranean. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 241: 81–95. doi: 10.1016/S0022-0981(99)00073-8
- Bulleri F, Bertocci I, Micheli F (2002) Interplay of encrusting coralline algae and sea urchins in maintaining alternative habitats. *Marine Ecology Progress Series* 243: 101–109
- Camps-Castellà J, Romero J, Prado P (2020) Trophic plasticity in the sea urchin *Paracentrotus lividus*, as a function of resource availability and habitat features. *Marine Ecology Progress Series* 637: 71-85
- Cancemi G, Buia MC, Mazzella L (2002) Structure and growth dynamics of *Cymodocea nodosa* meadows. *Scientia Marina* 66, 365-373
- Cheminée A, Sala E, Pastor J, Bodilis P, Thiriet P, Mangialajo L, Cottalorda JM, Francou P (2013) Nursery value of *Cystoseira* forests for Mediterranean rocky reef fishes. *Marine Biology and Ecology* 442: 70–79
- Clemente S, Lorenzo-Morales J, Mendoza C, López C, Sangil C, Alves F, Kaufmann M, Hernández JC (2014) Sea urchin *Diadema africanum* mass mortality in the subtropical eastern Atlantic: role of waterborne bacteria in a warming ocean. *Marine Ecology Progress Series* 506: 1–14
- Coll M, Piroddi C, Steenbeek J, Kaschner K, Ben Rais Lasram F (2010) The biodiversity of the Mediterranean Sea: estimates, patterns, and threats. *PLOS One* 5(8): e11842, doi:10.1371/journal.pone.0011842

- Colvocoresses J, Acosta A (2007) A large-scale field comparison of strip transect and stationary point count methods for conducting length-based underwater visual surveys of reef fish populations. *Fisheries Research* 85(1–2): 130–141
- Coma R, Ribes M, Serrano E, Jimenez E, Salat J (2009) Global warming enhanced stratification and mass mortality events in the Mediterranean. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106: 6176–6181
- Connell SD, Foster MS, Airoidi L (2014) What are algal turfs? Towards a better description of turfs. *Marine Ecology Progress Series* 495: 299–307
- Cook JE, Kelly SM (2007) Effect of variation in the protein value of the red macroalga *Palmaria palmata* on the feeding, growth and gonad composition of the sea urchins *Psammechinus miliaris* and *Paracentrotus lividus* (Echinodermata). *Aquaculture* 270: 207-217
- Cormaci M, Furnari G (1999) Changes of the benthic algal flora of the Tremiti Islands (southern Adriatic) Italy. *Hydrobiologia* 398/399: 75-79
- Cormaci M, Furnari G, Catra M, Alongi G, Giaccone G (2012) Flora marina bentonica del Mediterraneo: Phaeo-phyceae. *Bollettino dell' Accademia Gioenia di Catania* 45: 509-510
- Corsini-Foka M, Economidis PS (2007) Allochthonous and vagrant ichthyofauna in Hellenic marine and estuarine waters. *Mediterranean Marine Science* 8: 79–101
- Costanza R, Ralph d'Arge, Rudolf de Groot, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, Robert V. O'Neill, Paruelo J, Robert G. Raskin, Sutton P, Marjan van den Belt (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387(15): 253-260. DOI: 10.1016/S0921-8009(98)00020-2
- Crooks S, D Herr, Tamelander J, Laffoley D, Vandever J (2011) Mitigating Climate Change through Restoration and Management of Coastal Wetlands and Near-shore Marine Ecosystems: Challenges and Opportunities. Environment Department Paper 121 World Bank, Washington, DC
- Delepine R, Boudouresque CF, Orestano CF, Noailles MC, Asensi A (1987) Algues et Autres Vegetaux Marins. In: Fischer W, Schneider M, Bauchot ML (eds), *Mediterranee et Mer Noire, Zone de Peche 37, Vegetaux et Invertebres*. FAO-CEE, Rome, pp 2-136
- Di Genio S, Gaglioti M, Meneghesso C, Barbieri F, Carlo C, Gambi C (2021) Phenology and ecology of the alien seagrass *Halophila stipulacea* in its northern range limit in the Mediterranean Sea. *Aquatic Botany* 168: 103304
- Duffy JE, Hay ME (1990) Seaweed Adaptations to Herbivory. *BioScience* 40(5): 368–375,
- Duarte CM, Losada IJ, Hendriks IE, Mazarrasa I, Marbà N (2013) The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation. *Nature Climate Change* 3: 961.

- Essl F, Bacher S, Genovesi P, Hulme PE, Jeschke JM, Katsanevakis S, Kowarik I, Kühn I, Pyšek P, Rabitsch W, Schindler S, van Kleunen M, Vilà M, Wilson JRU, Richardson DM (2018) Which taxa are alien? Criteria, applications, and uncertainties. *BioScience* 68 (7): 496-509
- European Community (2000) Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities* L327: 1-72
- European Community (2008) Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive). *Official Journal of the European Communities* L164: 19-40
- Faulkner DJ (1993) Marine natural products. *Natural Product Reports* 10: 497-539
- Fernandez C, Boudouresque CF (2000) Nutrition of sea urchin *Paracentrotus lividus* (Echinodermata: Echinoidea) fed different artificial food. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 204: 131–141
- Filbee-Dexter K, Scheibling RE (2014) Sea urchin barrens as alternative stable states of collapsed kelp ecosystems. *Marine Ecology Progress Series* 495: 1–25
- Fleury BG, Kelecom A, Pereira RC, Teixeira VL (1994) Polyphenols, terpenes and sterols in Brazilian Dictyotales and Fucales (Phaeophyta). *Botanica Marina* 37: 457–462
- Frantzis A, Grèmare A (1992) Ingestion, absorption, and growth rates of *Paracentrotus lividus* (Echinodermata: Echinoidea) fed different macrophytes. *Marine Ecology Progress Series* 95: 169-183
- Frantzis A, Grèmare A, Vètion G (1992) Growth rates and RNA/DNA ratios in *Paracentrotus lividus* (Echinodermata: Echinoidea) fed on benthic macrophytes. *Journal Experimental Marine Biology Ecology* 156: 125-138
- Froese R, Pauly D (2011) FishBase World Wide. Web electronic publication. [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org).
- Gerakaris V, Lardi PI, Issaris Y (2020) First record of the tropical seagrass species *Halophila decipiens* Ostenfeld in the Mediterranean Sea. *Aquatic Botany* 160:103151
- Giaccone G (1986) The vertical zonation along the phytal system in the Mediterranean Sea and the effects of municipal and industrial waste-water disposal on phytobenthos communities. 5th OPTIMA Meeting: 47-55
- Giakoumi S, Cebrian E, Kokkoris GD, Ballesteros E, Sala E (2012) Relationships between fish, sea urchins and macroalgae: The structure of shallow rocky sublittoral communities in the Cyclades, Eastern Mediterranean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 109: 1–10

- 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* 35(1): 96–105
- Gianni F, Bartolini F, Airoidi L, Ballesteros E, Francour L, Guidetti P, Meinesz A, Thibaut T, Mangialajo L (2013) Conservation and restoration of marine forests in the Mediterranean Sea and the potential role of Marine Protected Areas. *Advances in Oceanography and Limnology* 4 (2): 83–101
- Goldenberg SU, Erzini K (2014) Seagrass feeding choices and digestive strategies of the herbivorous fish *Sarpa salpa*. *Journal of Fish Biology* 84: 1474-1489. doi:10.1111/jfb.12371
- Goren M, Galil BS (2005) A review of changes in the fish assemblages of Levantine Inland and marine ecosystems following the introduction of non-native fishes. *Journal of Applied Ichthyology* 21: 364–370
- Gubbay S, Sanders N, Haynes T, Janssen JAM, Rodwell JR, Nieto A, Criado MG, Beal S, Borg J, Kennedy M, Micu D, Otero M, Saunders G, Calix M (2016) European Red List of Habitats Part 1. Marine habitats. Publications office of the European Union, Luxembourg, 46 pp
- Guidetti P (2004) Consumers of sea urchins, *Paracentrotus lividus* and *Arbacia lixula*, in shallow Mediterranean rocky reefs. *Helgoland Marine Research* 58: 110–116
- Guidetti, P (2011) The destructive date-mussel fishery and the persistence of barrens in Mediterranean rocky reefs. *Marine Pollution Bulletin* 62(4): 691–695.
- Guidetti P, Dulčić J (2007) Relationships among predatory fish, sea urchins and barrens in Mediterranean rocky reefs across a latitudinal gradient. *Marine Environmental Research* 63: 168–184
- Gurbet R, Kara A (2013) Record of Lessepsian marbled spinefoot *Siganus rivulatus* Forsskal and Niebuhr, 1775 from the Northern Aegean Sea (Izmir Bay, Turkey). *Journal of Applied Ichthyology* 29(2)
- Harmelin JG, Bouchon C, Hong JS (1981) Impact de la pollution sur la distribution des échinodermes des substrats durs en Provence (Méditerranée Nord-Occidentale). *Téthys* 10(1): 13–36
- Harvey E, Fletcher D, Shortis M, Kendrick GA (2004) A comparison of underwater visual distance estimates made by scuba divers and a stereo-video system: Implications for underwater visual census of reef fish abundance. *Marine and Freshwater Research* 55(08): 573–580
- Haug E, Guillou M, Connan S, Goulard F, Diouris M (2003) HPLC analysis of algal pigments to define diet of sea urchins. *Journal Marine Biological Assessment* 83: 571-573
- Hemminga MA, Duarte CM (2000) *Seagrass Ecology*. Cambridge Univ. Press, Cambridge

- Hereu B, Linares C, Sala E, Garrabou J, Garcia-Rubies A, Diaz D, Zabala M (2012) Multiple processes regulate long-term population dynamics of sea urchins on Mediterranean rocky reefs. *PLoS One* 7
- Hill J, Wilkinson C (2004) Methods for ecological monitoring of coral reefs. A resource for managers. Australian Institute of Marine Science, Townsville, Australia, 177 pp
- Himmelman JH, Cardinal A, Bourget E (1983) Community development following removal of urchins, *Strongylocentrotus droebachiensis*, from the rocky subtidal zone of the St. Lawrence estuary, eastern Canada. *Oecologia* 59: 27-39
- Ismen A, Ayaz A, Yildirim ZD (2015) Northernmost record of the dusky spinefoot *Siganus luridus* in the Aegean Sea (Turkey coast). *Marine Biodiversity Records* 8: 1-4
- Jones CG, Lawton JH, Shachak M (1994) Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69: 373–386
- Kalogirou S, Corsini Foka M, Sioulas A, Wennhage H, Pihl L (2010) Diversity, structure and function of fish assemblages associated with *Posidonia oceanica* beds in an area of the eastern Mediterranean Sea and the role of non-indigenous species. *Journal of Fish Biology* 77: 2338–2357
- Karachle PK, Stergiou KI (2017) An update on the feeding habits of fish in the Mediterranean Sea (2002-2015). *Mediterranean Marine Sciences* 18(1): 43–52
- Katağan T, Tokaç A, Beşiktepe Ş, Öztürk B (2015) The Aegean Sea Marine Biodiversity, Fisheries, Conservation and Governance. Turkish Marine Research Foundation (TÜDAV). Publication No 41. Istanbul
- Katsanevakis S, Tsiamis K (2009) Records of alien marine species in the shallow coastal waters of Chios Island. *Mediterranean Marine Science* 10: 99–107
- Katsanevakis S (2011) Rapid assessment of the marine alien megabiota in the shallow coastal waters of the Greek islands, Paros and Antiparos, Aegean Sea. *Aquatic Invasions* 6(1): 133–137
- Katsanevakis S, Zenetos A, Belchior C, Cardoso AC (2013) Invading European Seas: assessing pathways of introduction of marine aliens. *Ocean & Coastal Management* 76: 64–74. doi: 10.1016/j.ocecoaman.2013.02.024
- Katsanevakis S, Wallentinus I, Zenetos A, Leppäkoski E, Çinar ME, Öztürk B, Grabowski M, Golani D, Cardoso AC (2014) Impacts of invasive alien marine species on ecosystem services and biodiversity: a pan-European review. *Aquatic Invasions* 9(4): 391–423
- Katsanevakis S (2016) Transplantation as a conservation action to protect the Mediterranean fan mussel *Pinna nobilis*. *Marine Ecology Progress Series* 546: 113-122



- Katsanevakis S, Poursanidis D, Hoffman R, Rizgalla J, Rothman SB-S (2020) Unpublished Mediterranean records of marine alien and cryptogenic species. *Bioinvasions Records* 9:165-182
- Kempf M (1962) Recherches d'ecologie compare sur *Paracentrotus lividus* (Lmk) et *Arbacia lixula* (L.). *Recueil du Travaux de la Station Marine d' Endoume* 25: 47–116
- Knoepffler-Peguy M (1973) Croissance et developpment de *Cystoseira* (Phaeophyceae-Fucales) mediterraneens. *Helgolaender wiss. Meeresunters* 24: 476–489
- Knoepffler-Peguy M, Maggiore F, Boudouresque C, Dance C (1987) Compte rendu d'une experience sur les preferanda alimentaires de *Paracentrotus lividus* (Echinoidea) a Banyuls-sur-Mer. In: C.F. Boudouresque (Ed). *Colloque international sur Paracentrotus lividus et les oursins comestibles*. Marseille, GIS Posidonie, pp 59-64
- Komatsu T, Ohtaki T, Sakamoto S, Sawayama S, Hamana Y, Shibata M, Shibata K, Sasa S (2015) Impact of the 2011 Tsunami on seagrass and seaweed beds in Otsuchi Bay, Sanriku Coast, Japan. In Ceccaldi HJ, Hénocque Y, Koike Y, Komatsu T, Stora G, Tusseau-Vuillemin MH (eds), *Marine Productivity: Perturbations and Resilience of Socio-Ecosystems*. Springer Cham Heidelberg New York Dordrecht, London, UK, pp 43–53
- La Mesa G, Vacchi M (1999) An Analysis of the Coastal Fish Assemblage of the Ustica Island Marine Reserve (Mediterranean Sea). *Marine Ecology* 20(2): 147–165
- Lee RE (1999) *Phycology*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 614 pp
- Leinaas HP, Christie H (1996) Effects of removing sea urchins (*Strongylocentrotus droebachiensis*): stability of the barren state and succession of kelp forest recovery in the east Atlantic. *Oecologia* 105: 524-536
- Ling SD, Scheibling RE, Rassweiler A, Johnson CR, Shears N, Conell SD, Salomon AK, Norderhaug KM, Pérez-Matus A, Hernández JC, Clemente S, Blamey LK, Hereu B, Ballesteros E, Sala E, Garrabou J, Cebrian E, Zabala M, Fujita D, Johnson LE (2015) Global regime shift dynamics of catastrophic sea urchin overgrazing. *Philosophical Transactions B* 370 (1659): 1–10
- Littler MM, Littler DS (1980) The evolution of thallus form and survival strategies in benthic macroalgae: field and laboratory tests of a functional-form model. *American Naturalist* 116: 2544
- Lobban CS, Harrison PJ (1994) *Seaweed ecology and physiology*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 366 pp
- Lotze HK, Worm B (2001) Strong bottom-up and top-down control of early life stages of macroalgae. *Limnology Oceanography* 46 (4): 749–757

- Lüning K (1990) Seaweeds: Their environment biogeography and ecophysiology. John Wiley & Sons, USA, 544 pp
- Malea P, Adamakis I.-D.S, Kevrekidis, T, (2014) Effects of lead uptake on microtubule cytoskeleton organization and cell viability in the seagrass *Cymodocea nodosa*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 104: 175-181
- Malea P, Mylona Z, Kevrekidis T (2019a) Improving the utility of the seagrass *Posidonia oceanica* as a biological indicator of past trace element contamination. *Ecological Indicators* 107: 105596
- Mannino A, Micheli C (2020) Ecological Function of Phenolic Compounds from Mediterranean Furoid Algae and Seagrasses: An Overview on the Genus *Cystoseira sensu lato* and *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *Journal of Marine Science and Engineering* 8(1): 19
- Martínez ML, Intralawan A, Vázquez G, Pérez-Maqueo O, Sutton P, Landgrave R (2007) The coasts of our world: Ecological, economic and social importance. *Ecological Economics* 63: 254–272,
- Micheli F, Benedetti-Cecchi L, Gambaccini S, Bertocci I, Borsini C, Osio GC, Roman F (2005) Cascading human impacts, marine protected areas, and the structure of Mediterranean reef assemblages. *Ecological Monographs* 75: 81–102
- Molinier R (1960) Etude des biocoenoses marines du Cap Corse. I, II. *Vegetatio* 9: 121-192(I), 217-312(II)
- Montesanto B, Panayotidis P (2001) The *Cystoseira* spp. Communities from the Aegean Sea (NE Mediterranean). *Mediterranean Marine Science* 2(1): 57–68
- Olenin S, Minchin D & Daunys D (2007) Assessment of biopollution in aquatic ecosystems. *Marine Pollution Bulletin* 55: 379–394
- Olenin S, Alemany F, Cardoso AC, Gollasch S, Gouletquer P, Lehtiniemi M, McCollin T, Minchin D, Miossec A, Occhipinti Ambrogi A, Ojaveer H, Rose Jensen K, Stankiewicz M, Wallentinus I, Aleksandrov B (2010) Marine Strategy Framework Directive – Task Group 2 Report Non-indigenous species Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities, 44 pp
- Orfanidis S, Panayotidis P, Stamatis N (2001) Ecological evaluation of transitional and coastal waters: a marine benthic macrophytes-based model. *Mediterranean Marine Science* 2: 45-65
- Orfanidis S, Panayotidis P (2005) Implementation of Water Framework Directive (WFD) for coastal waters by using the Ecological Evaluation Index-EEI: the case of Kavala's and Maliakos Gulfs. *Proc. Hellenic Conferences of Ichthyologists*, pp 237-240

- Orfanidis S, Panayotidis P, Siakavara A (2005) Benthic macrophytes: main trends in diversity and distribution. In: Papathanassiou E, Zenetos A, State of the Hellenic Environment, Chapter VI: Biota of the sea bed. Hellenic Center of Marine Research, Athens, Greece, pp 226-235
- Oscar MA, Barak S, Winters G (2018) The tropical invasive seagrass, *Halophila stipulacea*, has a superior ability to tolerate dynamic changes in salinity levels compared to its freshwater relative, *Vallisneria americana*. *Frontiers in Plant Science*: 950
- Panayotidis P, Montesantou V, Orfanidis S (2004) Use of low-budget monitoring of macroalgae to implement the European Water Framework Directive. *Journal of Applied Phycology* 16: 49-59
- Panayotidis P, Feretopoulou J, Montesanto B (1999) Benthic Vegetation as an Ecological Quality Descriptor in an Eastern Mediterranean Coastal Area (Kalloni Bay, Aegean Sea, Greece). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 48 (2): 205–214
- Panayotidis P, Orfanidis S, Tsiamis K (2007) *Cystoseira crinita* community in the Aegean Sea. *The Mediterranean Science Commission - CIESM* 38: 570
- Pancucci MA, Panayotidis P, Zenetos A (1993) Morphological changes in sea urchin populations as a response to environmental stress. In: Aldrich JC (eds), *Quantified Phenotypic Responses in Morphology and Physiology*. JAPAGA, Ashford, UK, pp 247–257
- Papadakis A, Tsirintanis K, Lioupa V, Katsanevakis S (2021) The neglected role of omnivore fish in the overgrazing of Mediterranean rocky reefs. *Marine Ecology Progress Series* 673: 107–116
- Pérès JM, Picard J (1964) *Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée*. Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume, Marseille, France, 31 (47): 1-137
- Pérès JM (1967) The Mediterranean benthos. In: Gibson RN, Atkinson RJA, Gordon JDM, *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, Volume 5, CRC Press, Boca Raton, Florida, pp 449-553
- Perkol-Finkel S, Airoldi L (2010) Loss and Recovery Potential of Marine Habitats: An Experimental Study of Factors Maintaining Resilience in Subtidal Algal Forests at the Adriatic Sea. *PLOS One* (5): 1–11
- Piazzì L, Balata D, Ceccherelli G (2015) Epiphyte assemblages of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*: an overview. *Marine Ecology* 37 (1): 3–41
- Prado P, Tomas F, Alcoverro T, Romero J (2007) Extensive direct measurements of *Posidonia oceanica* defoliation confirm the importance of herbivory in temperate seagrass meadows. *Marine Ecology Progress Series* 340: 63–71. doi: 10.3354/meps340063

- Privitera D, Chiantore M, Mangialajo L, Glavic N, Kozul W, Cattaneo-Vietti R (2008) Inter- and intra-specific competition between *Paracentrotus lividus* and *Arbacia lixula* in resource-limited barren areas. *Journal of Sea Research* (60): 184–192
- Regis MB (1978) Croissance de deux échinoides du golfe de Marseille (*Paracentrotus lividus* (Lmk.) et *Arbacia lixula* (L.)). Aspects écologiques de la microstructure du squelette et de l'évolution des indices physiologiques. Thèse Doctorat ès Sciences, Université d'Aix-Marseille III, France, 221
- Ricciardi A, Cohen J (2007) The invasiveness of an introduced species does not predict its impact. *Biological Invasions* 9: 309–315
- Robertson AI, Lucas JS (1983) Food choice, feeding rates, and the turnover of macrophyte biomass by a surf-zone inhabiting amphipod. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 72: 99-124
- Sala E, Zabala M (1996) Fish predation and the structure of the sea urchin *Paracentrotus lividus* populations in the NW Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series* 140: 71–81
- Sala E, Boudouresque CF (1997) The Role of Fishes in the Organization of Mediterranean Community. I: Algal Communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 212: 25–44
- Sala E, Boudouresque CF, Harmelin-Vivien M (1998) Fishing trophic cascades and the structure of algal assemblages: evaluation of an old but untested paradigm. *Oikos* 82: 425–439
- Sala E, Kizilkaya Z, Yildirim D, Ballesteros E (2011) Alien marine fishes deplete algal biomass in the eastern Mediterranean. *PLOS One* 6 (2): e17356
- Sala E, Ballesteros E, Dendrinos P, Franco ADi, Ferretti F, Foley D, Frascchetti S, Friedlander A, Garrabou J, Gu,clusoy H, Guidetti P, Halpern BS, Hereu B, Karamanlidis AA, Kizilkaya Z, Macpherson E, Mangialajo L, Mariani S, Micheli F, Pais A, Riser A, Rosenberg AA, Sales M, Selkoe KA, Starr R, Tomas F, Zabala M (2012) The structure of Mediterranean rocky reef ecosystems across environmental and human gradients, and conservation implications. *PLOS One* 7: e32742
- Sales M, Cébrían E, Tomas F, Ballesteros E (2011) Pollution impacts and recovery potential in three species of the genus *Cystoseira* (Fucales, Heterokontophyta). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 92(3): 347–357
- Salomidi M, Giakoumi S, Gerakaris V, Issaris Y, Sini M, Tsiamis K (2016) Setting an ecological baseline prior to the bottom-up establishment of a marine protected area in Santorini Island, Aegean Sea. *Mediterranean Marine Science* 17 (3): 720–737
- Scheibling RE (1996) The role of predation in regulating sea urchin populations in eastern Canada. *Oceanol Acta* 19: 421–430

- Schnitzler I, Pohnert G, Hay M, Boland W (2001) Chemical Defense of Brown Algae (*Dictyopteris* spp.) against the Herbivorous Amphipod *Ampithoe longimana*. *Oecologia* 126 (4): 515-521
- Schultz H, (2006) Sea-Urchins: a guide to worldwide shallow water species, 3rd edn. Scientific Publications, Germany, 484 pp
- Short FT, Carruthers T J R, Waycott M, Kendrick G A, Fourqurean, JW, Callabine A, Kenworthy W J, Dennison WC (2010) The IUCN Red List of Threatened Species. *Cymodocea nodosa*. Et153535A4516419
- Stergiou KI, Karpouzi VS (2002) Feeding habits and trophic levels of Mediterranean fish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 11: 217–254
- Sutherland J P (1974) Multiple stable points in natural communities. *American Naturalist* 108:859-873
- Tegner MJ, Dayton PK, Edwards PB, Riser KL (1995) Sea urchin cavitation of giant kelp (*Macrocystis pyrifera* C Agardh) holdfasts and its effects on kelp mortality across a large California forest. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 191: 83–99
- Tegner MJ, Dayton PK (2000) Ecosystem effects of fishing in kelp forest communities. *ICES Journal of Marine Science* 57: 579–589. doi: 10.1006/jmsc.2000.0715
- Tejada-Martinez D, Lopez D, Bonta C, Sepulveda R, Valdivia N (2016) Positive and negative effects of mesograzers on earlycolonizing species in an intertidal rocky-shore community. *Ecology and Evolution* 6 (16): 5761– 5770. doi: 10.1002/ece3.2323
- Thanopoulou Z, Sini M, Vatikiotis K, Katsoupis C, Dimitrakopoulos PG, Katsanevakis S (2018) How many fish? Comparison of two underwater visual sampling methods for monitoring fish communities. *PeerJ*, 6: e5066
- Thibaut T, Pinedo S, Torras X, Ballesteros E (2005) Long-term decline of the populations of Fucales (*Cystoseira* spp. and *Sargassum* spp.) in the Albe`res coast (France, North-western Mediterranean). *Marine Pollution Bulletin* 50: 1472–1489
- Thibaut T, Blanfuné A, Boudouresque CF, Verlaque M (2015) Decline and Local Extinction of Fucales in the French Riviera: The Harbinger of Future Extinctions? Mediterranean Marine Science 16(1): 206-224
- Tsiamis K (2012) Alien macroalgae of the sublittoral zone of the Greek coasts. PhD Thesis, University of Athens, Greece
- Tsiamis K, Orfanidis S, Diapoulis A, Panayotidis P, Siakavara A, Tsiagga E, Vakirtzi I (2006) “*Cystoseira crinita* Community under Reference Conditions (WFD 2000/60/EE) in the Aegean Sea (Eastern Mediterranean).” In: Proceedings of the 8th Hellenic Symposium on Oceanography and Fisheries, 4-8 June, Thessaloniki, Greece, pp 319-323

- Tsiamis K, Panayotidis P, Economou-Amili A, Katsaros C (2013) Seaweeds of the Greek coasts. I. Phaeophyceae. *Mediterranean Marine Science* 14 (1): 141-157
- Tsirintanis K (2017) Assessment of grazing effects on phytobenthic community structure at shallow rocky reefs: an experimental field study in the NE Aegean Sea. MSc Thesis, University of the Aegean, Mytilene, Greece, 26 pp
- Tsirintanis K, Sini M, Doumas O, Trygonis V, Katsanevakis S (2018) Assessment of grazing effects on phytobenthic community structure at shallow rocky reefs: An experimental field study in the North Aegean Sea. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 503: 31–40
- Valentine JF, Heck KL (2001) The role of leaf nitrogen content in determining turtlegrass (*Thalassia testudinum*) grazing by a generalized herbivore in the northeastern Gulf of Mexico. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 258: 65–86. doi: 10.1016/s0022-0981(00)00342-7
- Van Alstyne KL (1988) Herbivore Grazing Increases Polyphenolic Defenses in the Intertidal Brown Alga *Fucus Distichus*. *Ecology* 69 (3): 655-663
- Verges A, Alcoverro T, Ballesteros E (2009) Role of fish herbivory in structuring the vertical distribution of canopy algae *Cystoseira* spp. in the Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series* 375: 1–11
- Vergés A, Tomas F, Cebrián E, Ballesteros E (2014) Tropical rabbitfish and the deforestation of a warming temperate sea. *Journal of Ecology* 102: 1518–1527
- Verlaque M (1984) Biologie des juveniles de l'oursin herbivore *Paracentrotus lividus* (Lamarck): selectivite du broutage et impact de l'espece sur les communautés algales de Substrat rocheux en Corse (Mediterranee, France). *Botanica Marina* Vol. XXVII, pp. 401-424.
- Verlaque M (1987) Relations entre *Paracentrotus lividus* (Lamarck) et le phytobenthos de Méditerranée occidentale. In: Boudouresque CF (Eds), Colloque International sur *Paracentrotus lividus* et les oursins comestibles. GIS Posidonie, Marseille, France, 536 pp
- Unsworth RKF, Nordlund LM, Cullen-Unsworth LC (2018) Seagrass meadows support global fisheries production. *Conservation Letters*
- Wallentinus I, Nyberg CD (2007) Introduced marine organisms as habitat modifiers. *Marine Pollution Bulletin* 55: 323–332
- Wangensteen OS, Turon X, García-Cisneros A, Recasens M, Romero J, Palacín C (2011). A wolf in sheep's clothing: carnivory in dominant sea urchins in the Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series* 441: 117–128

- War AR, Paulraj MG, Tariq A, Buhroo AA, Barkat H, Savarimuthu I, Sharma HC (2012) Mechanisms of Plant Defense against Insect Herbivores. *Plant Signaling & Behavior* 7(10): 1306-1320
- Waycott M, Duarte CM, Carruthers TJB, Orth RJ, Dennison W, Olyarnik SV, Calladine A, Fourqurean JW, Heck K, Hughes AR, Kendrick GA, Kenworthy WJ, Short FT, Williams S (2009) Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106: 12377–81
- Yeruham E, Rilov G, Shpigel M, Abelson A (2015) Collapse of the echinoid *Paracentrotus lividus* populations in the Eastern Mediterranean—result of climate change? *Scientific Reports* 5: 13479
- Yeruham E, Shpigel M, Abelson A, Rilov G (2020) Ocean warming and tropical invaders erode the performance of a key herbivore. *Ecology* 101(2): e02925. 10.1002/ecy.2925
- Zenetos A, Inar ME, Pancucci-Papadopoulou MA, Harmelin JG, Furnari G, Andaloro F, Bellou N, Streftaris N, Zibrowius H (2005) Annotated list of marine alien species in the Mediterranean with records of the worst invasive species. *Mediterranean Marine Science* 6(2): 63-118
- Zenetos A, Gofas S, Verlaque M, Çinar ME, Garcia Raso JE, Bianchi CN, Morri C, Azzurro E, Bilecenoglu M, Froglija C, Siokou I, Violanti D, Sfriso A, San Martin G, Giangrande A, Katagan T, Ballesteros E, Ramos-Espla AA, Mastrototaro F, Ocana O, Zingone A, Gambi MC, Streftaris N (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* 11(2): 318-493
- Zenetos, et al. 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* 13: 328-352
- Zenetos A, Liami A, Xentidis N, Corsini-Foka M (2017b) Marine alien species at Pserimos Island (Greece): census with the help of citizen scientists. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 97(3): 629–634
- Zenetos A, Corsini-Foka M, Crocetta F et al (2018) Deep cleaning of bla and cryptogenic species records in the Greek Seas (2018 update). *Management of Biological Invasions* 9(3): 209–226

## Ελληνική Βιβλιογραφία

- Graham J, Wilcox L, Graham L (2008) Τα φύκη. Ελληνική επιμέλεια Αθηνά Οικονόμου- Αμίλη, Benjammin Cummings, San Francisco, USA, pp 87-88
- Graham L, Graham M, Wilcoc W (2011) Φύκη. Επιμέλεια ελληνικής έκδοσης Οικονόμου-Αμίλλη Α., Εκδόσεις Ευρυδίκη Π. Κωσταράκη, σελ. 853
- Γιγή Β (2009) Μακροφύκη ως βιοδείκτες οικολογικής ποιότητας, μια οικο-φυσιολογική προσέγγιση. Μεταπτυχιακή Διατριβή, Μυτιλήνη
- Βέλλα Ε, Κυριακοπούλου Ε, Ξεπαπαδέας Α, Τσιαούση Β, Δουλγέρης Χ, Κεμιτζόγλου Δ, Παπαδήμος Δ, Σεφερλής Μ, Χρυσοπολίτου Β (2011) Επιτροπή μελέτης επιπτώσεων κλιματικής αλλαγής. Κίνδυνοι και Επιπτώσεις της Κλιματικής Μεταβολής στη Βιοποικιλότητα και στα Οικοσυστήματα. Τράπεζα της Ελλάδος, Αθήνα, 71 pp
- Μυλωνά Ζ (2021) Αποκρίσεις των θαλάσσιων αγγειόσπερμων *Halophila stipulacea* και *Cymodocea nodosa* στην έκθεση σε νανοσωματίδια αργύρου και διοξειδίου του τιτανίου
- Παπαδάκης Ο (2019) Φωτογραφική Παρακολούθηση της Τροφοληπτικής Δραστηριότητας των Ιχθύων σε Βενθικά Υποστρώματα Βραχιδών Παράκτιων Οικοσυστημάτων της Υποπαραλιακής Ζώνης στη Νοτιοανατολική Λέσβο. Μεταπτυχιακή Διατριβή, Μυτιλήνη
- Σαλωμίδη Μ (2009) Ταχεία εκτίμηση οικολογικής ποιότητας παράκτιων περιοχών με τη χρήση οπτικής μεθόδου σε φυτοκοινωνίες της ανώτερης υποπαράλιας ζώνης: συμβολή στη μελέτη των μακροφυκών και την οδηγία πλαίσιο. Διδακτορική Διατριβή, Μυτιλήνη, Ελλάδα, 209 pp