



ΥΠΟΥΡΓΕΙΟ ΕΘΝΙΚΗΣ ΠΑΙΔΕΙΑΣ ΚΑΙ ΘΡΗΣΚΕΥΜΑΤΩΝ
ΕΙΔΙΚΗ ΥΠΗΡΕΣΙΑ ΔΙΑΧΕΙΡΙΣΗΣ ΕΠΕΑΕΚ
ΕΥΡΩΠΑΪΚΗ ΕΝΩΣΗ
ΣΥΓΧΡΗΜΑΤΟΔΟΤΗΣΗ
ΕΥΡΩΠΑΪΚΟ ΚΟΙΝΩΝΙΚΟ ΤΑΜΕΙΟ
ΕΥΡΩΠΑΪΚΟ ΤΑΜΕΙΟ ΠΕΡΙΦΕΡΕΙΑΚΗΣ ΑΝΑΠΤΥΞΗΣ



Η ΠΑΙΔΕΙΑ ΣΤΗΝ ΚΟΡΥΦΗ
Επιχειρησιακό Πρόγραμμα
Εκπαίδευσης και Αρχικής
Επαγγελματικής Κατάρτισης

ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ ΘΕΣΣΑΛΙΑΣ ΣΧΟΛΗ ΓΕΩΠΟΝΙΚΩΝ ΕΠΙΣΤΗΜΩΝ

ΤΜΗΜΑ ΓΕΩΠΟΝΙΑΣ ΙΧΘΥΟΛΟΓΙΑΣ ΚΑΙ ΥΔΑΤΙΝΟΥ
ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ

ΜΕΤΑΠΤΥΧΙΑΚΗ ΔΙΠΛΩΜΑΤΙΚΗ ΕΡΓΑΣΙΑ

«Η χρήση τεχνητών υφάλων ως συμβολή στην αειφορική ανάπτυξη
ενός θαλάσσιου οικοσυστήματος»

ΜΠΟΥΜΠΙΑΣ ΣΥΜΕΩΝ

ΒΟΛΟΣ 2010

**«Η χρήση τεχνητών υφάλων ως συμβολή στην αειφορική ανάπτυξη ενός
θαλάσσιου οικοσυστήματος»**

Τριμελής Εξεταστική Επιτροπή

Σπυρίδων Κλαουδάτος, Καθηγητής, Υδατοκαλλιέργειες, Τμήμα Γεωπονίας Ιχθυολογίας και Υδάτινου Περιβάλλοντος, Σχολή Γεωπονικών Επιστημών, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, *Επιβλέπων*.

Χρήστος Νεοφύτου, Καθηγητής, Ιχθυολογία-Υδροβιολογία, Τμήμα Γεωπονίας Ιχθυολογίας και Υδάτινου Περιβάλλοντος, Σχολή Γεωπονικών Επιστημών, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, *Μέλος*.

Δημήτριος Βαφείδης, Μόνιμος Επίκουρος Καθηγητής, Βιοποικιλότητα των Θαλάσσιων Βενθικών Ασπονδύλων και άμεση – έμμεση χρηστικότητα τους, Τμήμα Γεωπονίας Ιχθυολογίας και Υδάτινου Περιβάλλοντος, Σχολή Γεωπονικών Επιστημών, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, *Μέλος*.

ΕΥΧΑΡΙΣΤΙΕΣ

Με την ολοκλήρωση της μεταπτυχιακής μου διατριβής, θα ήθελα να ευχαριστήσω όλους όσους βοήθησαν σημαντικά και με κάθε τρόπο στην υλοποίησή της. Αρχικά θα ήθελα να ευχαριστήσω τον Επιβλέποντα της εργασίας, Καθηγητή κ. Σπυρίδων Κλαουδάτο για την ένδειξη εμπιστοσύνης και την ανάθεση της εργασίας, καθώς και τη βοήθειά του κατά τη διάρκεια εκπόνησης της μεταπτυχιακής μου διατριβής.

Επίσης, θα ήθελα να ευχαριστήσω τα υπόλοιπα μέλη της Τριμελούς Εξεταστικής Επιτροπής, τον Καθηγητή κ. Χρήστο Νεοφύτου και το Μόνιμο Επίκουρο Καθηγητή κ. Δημήτριο Βαφείδη για τις πολύτιμες υποδείξεις και διορθώσεις τους.

Ακόμα, οφείλω να ευχαριστήσω θερμά τον κ. Αργύρη Καλλανιώτη, Διευθυντή του Ινστιτούτου Αλιευτικών Ερευνών στη Νέα Πέραμο Καβάλας και τον κ. Δημήτριο Φράγκου, Διευθυντή της Υπηρεσίας Έγγειων Βελτιώσεων Θεσσαλονίκης για τον πολύτιμο χρόνο τους και την προσφορά υλικών και δεδομένων.

Τέλος, θα ήταν παράλειψη να μην ευχαριστήσω τους κ.κ. Νικόλαο Χαριζόπουλο, Φαίη Παρλαπάνη και Γεώργιο Μπούρα για κάθε βοήθεια που μου προσέφεραν καθ' όλη τη διάρκεια της προσπάθειάς μου για την υλοποίηση της παρούσας μεταπτυχιακής διατριβής.

ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Τα θαλάσσια οικοσυστήματα μπορούν να υποβαθμιστούν με διάφορους τρόπους, όπως για παράδειγμα από φυσικά αίτια ή ανθρωπογενείς επιδράσεις, όπως η χημική και οργανική ρύπανση των ακτών, καθώς και από δραστηριότητες καθαρά οικονομικού χαρακτήρα, στις οποίες συμπεριλαμβάνεται η άσκηση καταστρεπτικών αλιευτικών πρακτικών. Αν κριθεί ότι για την αποκατάσταση ενός υποβαθμισμένου οικοσυστήματος είναι επιβεβλημένη η χρήση τεχνητών παρεμβάσεων (π.χ. κατασκευή τεχνητών ενδιαιτημάτων, παρεμβολή εμποδίων ή φραγμάτων) οι τεχνητοί ύφαλοι (Τ.Υ.) αποτελούν αναμφισβήτητα ιδιαίτερα χρήσιμο διαχειριστικό εργαλείο. Σε πολλές περιπτώσεις η χρήση τους είναι εμπεριστατωμένη και εκτεταμένη και με το σωστό έλεγχο και την εφαρμογή προγραμμάτων παρακολούθησης εξασφαλίζονται οι βασικές προϋποθέσεις για την αειφόρο ένταξή τους σε προγράμματα παράκτιας διαχείρισης.

Η χρήση τεχνητών υφάλων είναι ένα μέτρο παγκόσμιας σημασίας για τη διαχείριση των παράκτιων οικοσυστημάτων. Πρόκειται για ένα από τα σύγχρονα διαχειριστικά μέτρα για την προστασία του παράκτιου περιβάλλοντος ή ευαίσθητων βιοτόπων (λιβάδια *Posidonia oceanica*, κοραλλιογενών σχηματισμών ασβεστοφυκών, ροδοφυκών κ.λπ.) από την παράνομη αλιεία και για την αναβάθμιση των παράκτιων οικοσυστημάτων μέσω της αύξησης της βιοποικιλότητας και τη μείωση της διάβρωσης που ασκούν τα κύματα στην παράκτια ζώνη.

Κατά τη διάρκεια των τελευταίων 10 ετών έχει αποδειχθεί ότι οι τεχνητοί ύφαλοι αποτελούν αποτελεσματικό μέσο ενίσχυσης και των ιχθυοαποθεμάτων. Παίζουν έναν πολύ σημαντικό ρόλο για τις θαλάσσιες βιοκοινωνίες της παράκτιας ζώνης, προσφέροντας προστασία από τη μηχανική επίδραση των συρόμενων

αλιευτικών εργαλείων, αποκατάσταση ενδιαιτήματος, αύξηση της χωρικής ετερογένειας και ποικιλομορφία διαθέσιμου υποστρώματος.

Στην Ευρώπη η χρήση των τεχνητών υφάλων ξεκίνησε γύρω στο 1960. Όσον αφορά τον Ελλαδικό χώρο, ο πρώτος ύφαλος ποντίστηκε τον Ιούλιο του 1998, στο Βιστονικό κόλπο του Θρακικού πελάγους, στην ευρύτερη περιοχή Φανάρι, η οποία χαρακτηρίζεται από εκτεταμένη υφαλοκρηπίδα και τον Οκτώβριο του 1999 δημιουργήθηκε η πρώτη θαλάσσια προστατευόμενη ζώνη, έκτασης περίπου 6 km².

Στόχος της παρούσας εργασίας είναι μια λεπτομερής ανασκόπηση των λόγων ύπαρξης προστατευόμενων θαλάσσιων περιοχών από τεχνητούς υφάλους, από τι χαρακτηρίζονται αυτές και ποιος ο σκοπός και ο τρόπος λειτουργίας τους. Ως αντικείμενο μελέτης χρησιμοποιήθηκαν οι διαθέσιμες βάσεις δεδομένων και χρονοσειρές από δειγματοληψίες που πραγματοποιήθηκαν από το ΙΝ.ΑΛ.Ε. που αφορούν την περιοχή πόντισης του τεχνητού υφάλου στο Φανάρι Ροδόπης. Τα δεδομένα αναλύθηκαν στο λογισμικό PRIMER και αποτυπώθηκαν στο πρόγραμμα excel. Σκοπός ήταν η απόδειξη της σωστής λειτουργίας και αποτελεσματικότητας της συγκεκριμένης θαλάσσιας προστατευόμενης περιοχής. Έγινε προσπάθεια αποτύπωσης της αποίκησης και των σταδίων διαδοχής στην περιοχή, από βενθικούς ασπόνδυλους οργανισμούς μετά τον πρώτο χρόνο από την πόντιση του υφάλου, ακολουθεί μια παρουσίαση σύγκρισης αποτελεσμάτων από δειγματοληψίες, οι οποίες πραγματοποιήθηκαν πριν και μετά την τοποθέτηση του Τ.Υ., για τον καθορισμό της επίδρασης της απαγόρευσης της αλιείας, αλλά και της απόδοσης του Τ.Υ. στη βιομάζα των παράκτιων βενθοπελαγικών πόρων της περιοχής. Τέλος έγινε ένας προσδιορισμός των εποχικών συννευρέσεων των ειδών μετά τον τέταρτο χρόνο χρήσης του υφάλου. Τα αποτελέσματα επιβεβαίωσαν την ανάγκη μεγαλύτερων χρονοσειρών δεδομένων, αλλά έστω και με τα υπάρχοντα στοιχεία, φαίνεται ότι η

πόντιση του υφάλου έχει ευνοήσει εμπορικά είδη σε εντυπωσιακό βαθμό, όπως τον κεφαλά (*Pagellus bogaraveo*), το χριστόψαρο (*Zeus faber*) και το καλαμάρι (*Logilo vulgaris*), τα οποία παρουσίασαν αύξηση της τάξεως 1753%, 812% και 750%, αντίστοιχα. Επίσης, σε μια προσπάθεια πρόβλεψης, το αποτέλεσμα του μοντέλου που χρησιμοποιήθηκε, έδωσε μια ελπιδοφόρα αποτύπωση της αποίκισης και διαδοχής της περιοχής του υφάλου από πολύχαιτους και άλλους βενθικούς οργανισμούς.

Keywords : τεχνητοί ύφαλοι, αειφορική διαχείριση θαλάσσιων οικοσυστημάτων, ενίσχυση ιχθυοαποθεμάτων

1.	1. ΕΙΣΑΓΩΓΗ	8
1.1	Προστατευόμενες θαλάσσιες περιοχές	8
1.1.2	Ορισμός των θαλάσσιων προστατευόμενων περιοχών	9
1.2	Η χρήση των τεχνητών υφάλων σε προστατευόμενες περιοχές με στόχο την αειφορική διαχείριση του θαλάσσιου οικοσυστήματος	10
1.2.1	Περιγραφή, υλικά και τύποι των τεχνητών υφάλων	12
1.3.	Σκοπός της χρήσης των τεχνητών υφάλων	15
1.4.	Τεχνητά ενδιατήματα στη θαλάσσια αποκατάσταση	21
1.5.	Πόντιση τεχνητών υφάλων	24
2.	ΥΛΥΙΚΑ ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΟΙ	26
2.1.	Περιγραφή του τεχνητού υφάλου	26
2.2.	Συλλογή δεδομένων	29
3.	ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ	32
3.1.	Στάδια διαδοχής συγκεντρώσεων βενθικών οργανισμών	32
3.1.1	Προσπάθεια δημιουργίας γραμμικού μοντέλου πρόβλεψης για την διαδοχή βενθικών οργανισμών	38
3.2.	Κατανομή βιομάζας πριν και μετά την πόντιση του τεχνητού υφάλου	41
3.3.	Εποχική συνένευση ειδών στην περιοχή του τεχνητού υφάλου	45
4.	ΣΥΖΗΤΗΣΗ	55
5.	ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ	62
6.	ABSTRACT	74

1. ΕΙΣΑΓΩΓΗ

1.1 Προστατευόμενες θαλάσσιες περιοχές

Μία από τις σύγχρονες μεθόδους διαχείρισης με στόχο την αειφόρο διατήρηση των αλιευτικών πόρων, της θαλάσσιας βιοποικιλότητας, της αποκατάστασης των ιχθυοπληθυσμών και της ακεραιότητας της ασφάλειας του οικοσυστήματος, έχει αποδειχθεί πως είναι ο χαρακτηρισμός ορισμένων παράκτιων περιοχών ως «θαλάσσιες προστατευόμενες περιοχές». Ο στόχος της δημιουργίας των προστατευόμενων περιοχών δεν περιορίζεται μόνο στην προστασία σημαντικών οικολογικών οικοτόπων ή/και ειδών που κινδυνεύουν με εξαφάνιση, αλλά επεκτείνεται στην προστασία αλιευτικών πεδίων που αποτελούν καταφύγιο και τόπο ανάπτυξης νεαρών ψαριών, με αποτέλεσμα να συμβάλλουν στην ανάκαμψη των ιχθυοαποθεμάτων και κατά συνέπεια στην αύξηση των αλιευμάτων. Δεν είναι τυχαίο το γεγονός ότι ο θεσμός των προστατευόμενων περιοχών έχει ενσωματωθεί ως εργαλείο διαχείρισης στην πρόταση για το Νέο Κανονισμό της Ευρωπαϊκής Ένωσης που αφορά τα διαχειριστικά μέτρα για την αειφόρο εκμετάλλευση των αλιευτικών πόρων στη Μεσόγειο (Αργυρού, 2007).

Την τελευταία δεκαετία, η δημιουργία θαλάσσιων προστατευόμενων περιοχών έχει αποδείξει, σε παγκόσμια κλίμακα, ότι τέτοιες πρωτοβουλίες είναι πολύ πετυχημένες όσον αφορά την αειφορική διαχείριση. Συγκεκριμένα αναφέρεται ότι το αποτέλεσμα είναι ένας διαφορετικός υποθαλάσσιος χώρος, συγγενής με τις εκμεταλλευόμενες περιοχές, με μεγαλύτερα ψάρια και με ανεπηρέαστα από τον άνθρωπο ενδιαιτήματα (Wing, 2001). Οπουδήποτε ανά τον κόσμο έχουν δημιουργηθεί τέτοιες περιοχές και έχουν υπάρξει για αρκετά χρόνια με πλήρη εποπτεία, έχει αποδειχθεί πως τα αποτελέσματα είναι πολύ θετικά καθώς έχουν

επιτευχθεί σημαντικοί στόχοι αειφορίας όπως η συντήρηση της θαλάσσιας βιοποικιλότητας, η προστασία των ενδιαιτημάτων και διάφορα κοινωνικά και οικονομικά οφέλη.

1.1.2 Ορισμός των θαλάσσιων προστατευόμενων περιοχών

Γενικά, η δημιουργία των προστατευόμενων περιοχών αποσκοπεί, στην προστασία των ενδιαιτημάτων, στην ύπαρξη καταφυγίου για υπεραλιευόμενα είδη, στη διατήρηση της βιοποικιλότητας, στην αύξηση της παραγωγικότητας ειδών-στόχων και στον προσδιορισμό ενός πλαισίου για αειφορική διαχείριση. Στις θαλάσσιες προστατευόμενες περιοχές απαγορεύονται οι αλιευτικές δραστηριότητες και η περιοχή μένει αδιατάραχτη.

Η Παγκόσμια Ένωση Διατήρησης της Φύσης (IUCN) δίνει τον εξής ορισμό για τον όρο θαλάσσια προστατευόμενη περιοχή: «Οποιαδήποτε περιοχή πάνω ή κάτω από σημείο παλίρροιας, μαζί με τον ολικό της όγκο νερού, την χλωρίδα της, την πανίδα της και τα ιστορικά και πολιτιστικά της χαρακτηριστικά, τα οποία έχουν διατηρηθεί νομικά για την προστασία όλου του συσχετιζόμενου περιβάλλοντος» (Fujita, 2001).

Ένας άλλος ορισμός που φαίνεται να καλύπτει κάθε άποψη για το τι είναι θαλάσσια προστατευόμενη περιοχή, έχει δοθεί από το Wing (2001) : «Προστατευόμενες θαλάσσιες περιοχές είναι αυτές όπου απαγορεύονται όλες οι εξαγωγικές διαδικασίες, συμπεριλαμβανομένων της σύλληψης θαλάσσιων ειδών και άλλων δραστηριοτήτων που διαταράσσουν τις φυσικές οικολογικές λειτουργίες της περιοχής. Ενώ παράλληλα η περιοχή είναι διαθέσιμη στο κοινό για ελεγχόμενη

χρήση, για μελέτη και διασκέδαση και διατηρείται σε αδιατάραχτη και αμόλυντη κατάσταση».

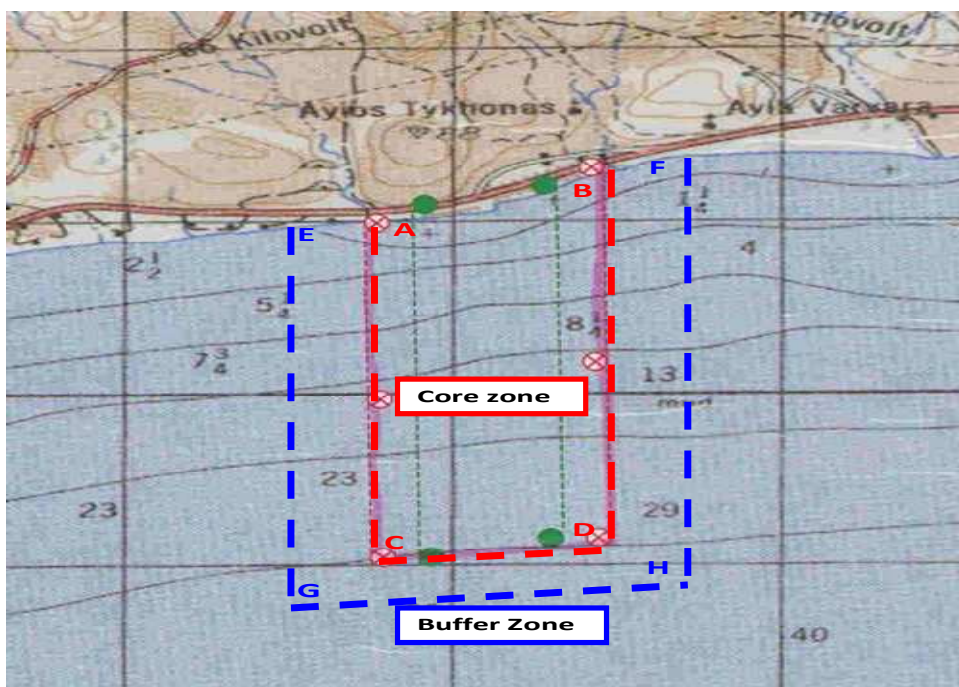
Οι θαλάσσιες προστατευόμενες περιοχές αποτελούν κομμάτι μιας σειράς πολλών εργαλείων για τη διαχείριση παράκτιων υδάτων. Η σημασία τους έγκειται στην προστασία τη βιοποικιλότητας μιας περιοχής και όχι σε μια προσπάθεια για υπαγόρευση του αντίκτυπου της κάθε ανθρώπινης δραστηριότητας ξεχωριστά.

1.2 Η χρήση των τεχνητών υφάλων σε προστατευόμενες περιοχές με στόχο την αειφορική διαχείριση του θαλάσσιου οικοσυστήματος

Η δημιουργία προστατευόμενων ζωνών σε περιοχές που περιλαμβάνουν τεχνητούς ύφαλους, οι οποίες ακολουθούν παρόμοια σύσταση με αυτή των θαλάσσιων προστατευόμενων περιοχών (δηλ. αυτών που αποσκοπούν στην προστασία σημαντικών βιοτόπων και ειδών κ.λπ.) στοχεύει στην αναβάθμιση του οικοσυστήματος, στην αύξηση των αλιευτικών ιχθυοαποθεμάτων και γενικά της βιοποικιλότητας (Αργυρού, 2007).

Η ενδεχόμενη χρήση τεχνητών υφάλων σε προστατευόμενες θαλάσσιες περιοχές χρησιμοποιήθηκε αρχικά σε πολλές χώρες παράλληλα με την ενδυνάμωση του τουρισμού που αφορά καταδύσεις ψυχαγωγικής φύσεως καθώς με τους Τ.Υ. επιτυγχάνεται ένα πλούσιο υποθαλάσσιο περιβάλλον. Οι τεχνητοί ύφαλοι συνήθως ποντίζονται σε περιοχές όπου έχει μειωθεί η εμπορική και τοπική αλιεία. Η χρήση των Τ.Υ. έδειξε πως μεμονωμένα δεν είναι αποτελεσματικοί για όλα τα οικοσυστήματα και ευνοούν μόνο βενθικούς οργανισμούς και είδη που κατοικούν σε φυσικούς υφάλους. Συνήθως, η ζώνωση (διαβάθμιση προστασίας) που ακολουθείται

στη δημιουργία θαλάσσιων προστατευόμενων περιοχών (Εικ. 1) αποτελείται i) από μία απόλυτα προστατευόμενη περιοχή, τον πυρήνα “core zone”, όπου, ανάλογα με την περίπτωση, είναι δυνατό να επιτρέπονται οι ελεγχόμενες καταδύσεις, η κολύμβηση, η επιστημονική έρευνα και η εκπαίδευση σε σχέση με τη θαλάσσια ζωή, ενώ απαγορεύονται κάθε μορφής αλιευτική δραστηριότητα, η συλλογή οργανισμών, η αγκυροβόληση κ.λπ., ii) από την περιμετρική ζώνη, “buffer zone”, όπου δύναται να επιτρέπεται μόνο η παραδοσιακή αλιεία με επιλεγμένα εργαλεία από τους ψαράδες της περιοχής, οι ελεγχόμενες καταδύσεις, η κολύμβηση, η επιστημονική έρευνα και η εκπαίδευση, ενώ απαγορεύονται άλλες μορφές αλιείας, η συλλογή οργανισμών, η αγκυροβόληση κ.λπ. και iii) την ευρύτερη περιοχή, όπου δεν υπάρχουν περιορισμοί. Οι τεχνητοί ύφαλοι τοποθετούνται στην απόλυτα προστατευόμενη ζώνη, τον πυρήνα (Αργυρού, 2007).



Εικόνα 1. Οριοθέτηση προστατευόμενης περιοχής με τεχνητούς υφάλους στην περιοχή της Αμαθούντας. Διακρίνονται η ζώνη πυρήνα και η περιμετρική ζώνη (Αργυρού, 2007).

1.2.1 Περιγραφή, υλικά και τύποι των τεχνητών υφάλων

Οι τεχνητοί ύφαλοι είναι τεχνητές υποδομές αποτελούμενες συνήθως από ογκόλιθους οπλισμένου σκυροδέματος με οπές διαφορετικής διαμέτρου ή προεξοχές που προκαλούν σκίαση, οι οποίοι τοποθετούνται στο θαλάσσιο βυθό ώστε να εμπλουτίσουν τη θαλάσσια ζωή της δεδομένης περιοχής, με την παροχή καταφυγίου, προσέλκυσης και συγκέντρωσης διαφόρων ειδών. Η χωροθέτησή τους δεν είναι τυχαία, αλλά θα πρέπει να γίνεται κατόπιν μελέτης λαμβάνοντας κυρίως υπόψη τα οικολογικά χαρακτηριστικά μιας περιοχής, τη σταθερότητα του βυθού, τη σύνθεση των βενθικών βιοκοινωνιών, την παρουσία και έκταση σημαντικών οικοσυστημάτων, όπως αυτών των λιβαδιών της *Posidonia oceanica* που είναι πολύτιμα για τα διάφορα θαλάσσια είδη, την ιχθυοπανίδα και γενικά τη βιοποικιλότητα της περιοχής. Στο παρελθόν η δημιουργία τεχνητών υφάλων γινόταν με τη βύθιση παλιών ελαστικών, κατεστραμμένων αυτοκινήτων, σκαφών κ.λπ. (Εικ. 2). Αυτές οι «τεχνικές» έχουν πλέον εγκαταλειφθεί, καθότι έχει θεωρηθεί ότι αποτελούν πηγές ρύπανσης.

Τη θέση τους έχουν πάρει νέες τεχνικές κατασκευής, οι οποίες κυρίως αποτελούνται από οπλισμένο η όχι σκυρόδεμα χαμηλής υδατοπερατότητας, οι οποίες διαμορφώνονται σε κύβους, πυραμίδες, κυλίνδρους κ.λπ., που φέρουν προεξοχές και ανοίγματα διαφόρων σχημάτων και μεγεθών που βοηθούν στην είσοδο και παραμονή των ψαριών για την επίτευξη των επιθυμητών αποτελεσμάτων, που είναι η προστασία και παραμονή της ιχθυοπανίδας σε αυτές.



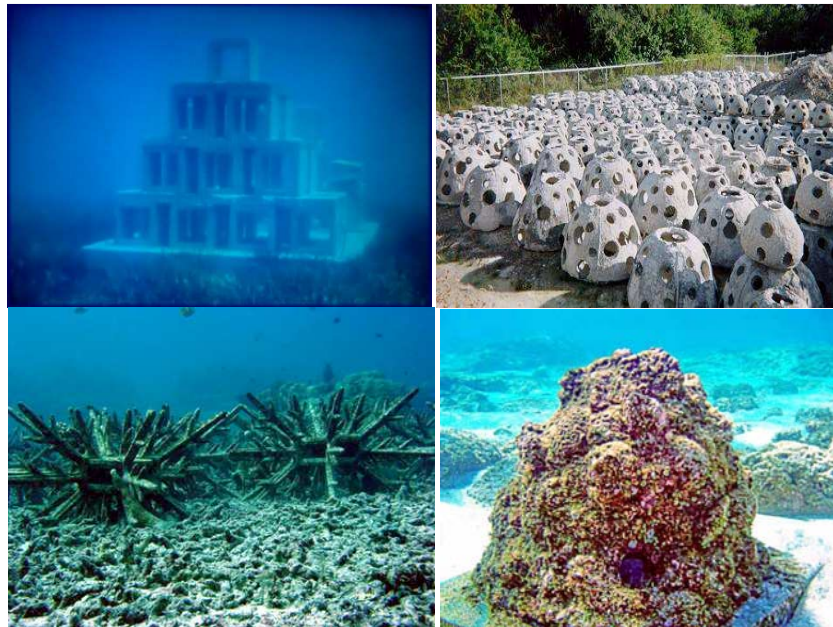
Εικόνα 2. Υλικά που χρησιμοποιήθηκαν παλαιότερα για τη δημιουργία Τ.Υ. (www.dnr.sc.gov).

Οι κατασκευές αυτές διακρίνονται σε διάφορες μορφές (Εικ. 3) με κυριότερες τις εξής:

1. Τεχνητός ύφαλος σε σχήμα πυραμίδας.
2. Τεχνητός ύφαλος τύπου σφαιρικών κοιλωμάτων (reef ball), οι οποίοι ευνοούν κυρίως βενθικούς και νηκτοβενθικούς οργανισμούς. Μπορούν να έχουν το μέγεθος μιας φωλεάς διαμέτρου μερικών εκατοστών έως ενός ή δύο μέτρων. Χαρακτηριστική είναι η περίπτωση Τ.Υ. στις Η.Π.Α. όπου χρησιμοποιούνται για την προστασία και ενίσχυση των πληθυσμών του αστακού.
3. Τεχνητός ύφαλος κοραλλιογενούς τύπου (coral reef). Ευνοούν την αποίκιση από οργανισμούς που προτιμούν κοραλλιογενείς περιοχές.

4. Τεχνητός υφάλου οικολογικού τύπου (eco-reef). Πρόκειται για τεχνητούς υφάλους που κατασκευάζονται αποκλειστικά από οικολογικά υλικά και πολύ σύντομα «προσαρμόζονται» στο φυσικό περιβάλλον.
5. Διατάξεις που κυρίως προσελκύουν πελαγικά είδη ψαριών.

Εκτός των Τ.Υ. που εδραιώνονται στο βυθό, μετά από σχετική εξυγίανση, μπορούν να προστεθούν και άλλες κατασκευές, μετέωρες στη θάλασσα στήλη (πλέγματα για μυδοκαλλιέργειες) ή επιπλέουσες στην επιφάνεια της θάλασσας.



Εικόνα 3. Οι τέσσερις πρώτες από τις κύριες μορφές κατασκευών τεχνητών υφάλων (www.ifas.ufl.edu)

1.3 Σκοπός της χρήσης των τεχνητών υφάλων

Οι τεχνητοί ύφαλοι (Τ.Υ) χρησιμοποιούνται εδώ και πολλά χρόνια για την προστασία και την αναβάθμιση των θαλάσσιων οικοσυστημάτων. Σε ορισμένες χώρες όπως η Ιαπωνία και οι Η.Π.Α. , η χρήση των τεχνητών υφάλων είναι εκτεταμένη και εμπειριστατωμένη, καθώς έχει γίνει κατανοητό ότι η δημιουργία τεχνητών υφάλων δεν αφορά την απλή πόντιση κάποιων αντικειμένων.

Αποτελούν ένα από τα σύγχρονα διαχειριστικά εργαλεία για την προστασία του παράκτιου περιβάλλοντος όπως περιοχές συγκέντρωσης νεαρών ατόμων (Bordone *et al.*, 2000) ή ευαίσθητων βιοτόπων ενάντια σε συρόμενα αλιευτικά εργαλεία όπως η τράτα (anti-trawling blocks) και την καταχρηστική και παράνομη αλιεία (Guillen *et al.*, 1994). Στοχεύουν δε στην αναβάθμιση των παρακτίων οικοσυστημάτων μέσω της αύξησης της βιοποικιλότητας και τη μείωση της διάβρωσης που ασκούν τα κύματα στην παράκτια ζώνη. Πιο αναλυτικά, έχουν ως σκοπό :

1. Τη βελτίωση της αλιευτικής απόδοσης των προστατευομένων ζωνών. Ο ύφαλος προσφέρει την ευκαιρία εφαρμογής ενός συστήματος διαχείρισης των παράκτιων βιολογικών πόρων, αφού η περιοχή οριοθετείται και μπορεί να αξιοποιηθεί σε συνδυασμό με άλλες δραστηριότητες όπως με εμπλουτισμούς νεαρών ατόμων διαφόρων ειδών υψηλής εμπορικής αξίας, συλλεκτική υποβρύχια αλιεία και διάφορες μορφές υδατοκαλλιέργειας.
2. Την αύξηση της βιομάζας στην περιοχή του Τ.Υ. μέσω της προσέλκυσης περισσότερων ψαριών και άλλων θαλάσσιων οργανισμών ως αποτέλεσμα της έλξης της θαλάσσιας πανίδας προς ένα σύνθετο περιβάλλον, όπως αυτό που διαμορφώνεται με την τοποθέτηση του τεχνητού υφάλου που

συντελεί στην ενίσχυση της τροφικής αλυσίδας των οργανισμών που διαβιούν στην περιοχή πόντισής του.

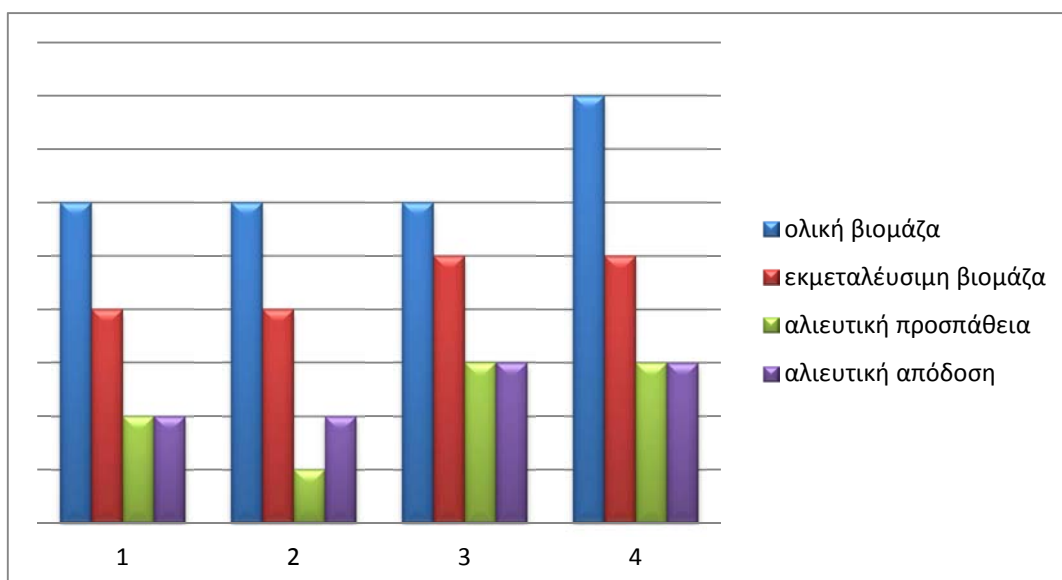
3. Την αναβάθμιση των παρακτίων οικοσυστημάτων, μέσω της αύξησης του αριθμού των ειδών που ζουν στην περιοχή (αύξηση της βιοποικιλότητας). καθότι ο τεχνητός ύφαλος είναι σκληρή κατασκευή και αποτελεί υπόστρωμα για οργανισμούς που αναπτύσσονται σε βυθούς με βραχώδη σύσταση.
4. Τη μείωση της διάβρωσης που ασκούν τα κύματα στην παράκτια ζώνη, ειδικά σε περιοχές όπου λόγω της δημιουργίας ενός νέου φράγματος, της εκτροπής ενός ποταμού π.χ. για άρδευση ή της μείωσης των φερτών υλικών κ.λ.π., υφίσταται μια αλλαγή στο υδρολογικό σύστημα, η οποία προκαλεί αυξημένη διάβρωση.
5. την προστασία σημαντικών οικοσυστημάτων, όπως τα λιβάδια της *Posidonia oceanica* που αποτελούν, μεταξύ άλλων, σημαντικό αναπαραγωγικό βιότοπο και καταφύγιο ψαριών και άλλων οργανισμών.

Το πρόβλημα της εκτίμησης των ωφελειών για την αλιεία και τις επιπτώσεις στο περιβάλλον, από την εγκατάσταση και λειτουργία των τεχνητών υφάλων, λαμβάνεται από τους επιστήμονες *a posteriori* ως πράξη εφαρμοσμένης θαλάσσιας επιστήμης (Svane & Petersen, 2001). Η συνέπεια είναι ότι οι περισσότερες επιστημονικές πληροφορίες περί τεχνητών υφάλων δεν έχουν λάβει την κατάλληλη επιστημονική προσοχή στη σύγχρονη θαλάσσια οικολογική βιβλιογραφία. Οι μελέτες πάνω στους τεχνητούς υφάλους αφορούν επί το πλείστον θέματα οικολογίας ιχθύων, ενώ η οικολογία νηκτονικών ασπόνδυλων και βενθικής χλωρίδας και πανίδας συχνά αγνοείται (Seaman *et al.*, 1989; Relini *et al.*, 1994b).

Οι τεχνητοί ύφαλοι ονομάζονται και παραγωγικοί τεχνητοί ύφαλοι καθώς ουσιαστικά αποσκοπούν στην αύξηση της βιομάζας. Ο Polovina (1996) αναφέρει τρία πιθανά είδη επιπτώσεων στην ολική βιομάζα, την οποία διακρίνει σε ανεκμετάλλευτη και εκμεταλλεύσιμη.

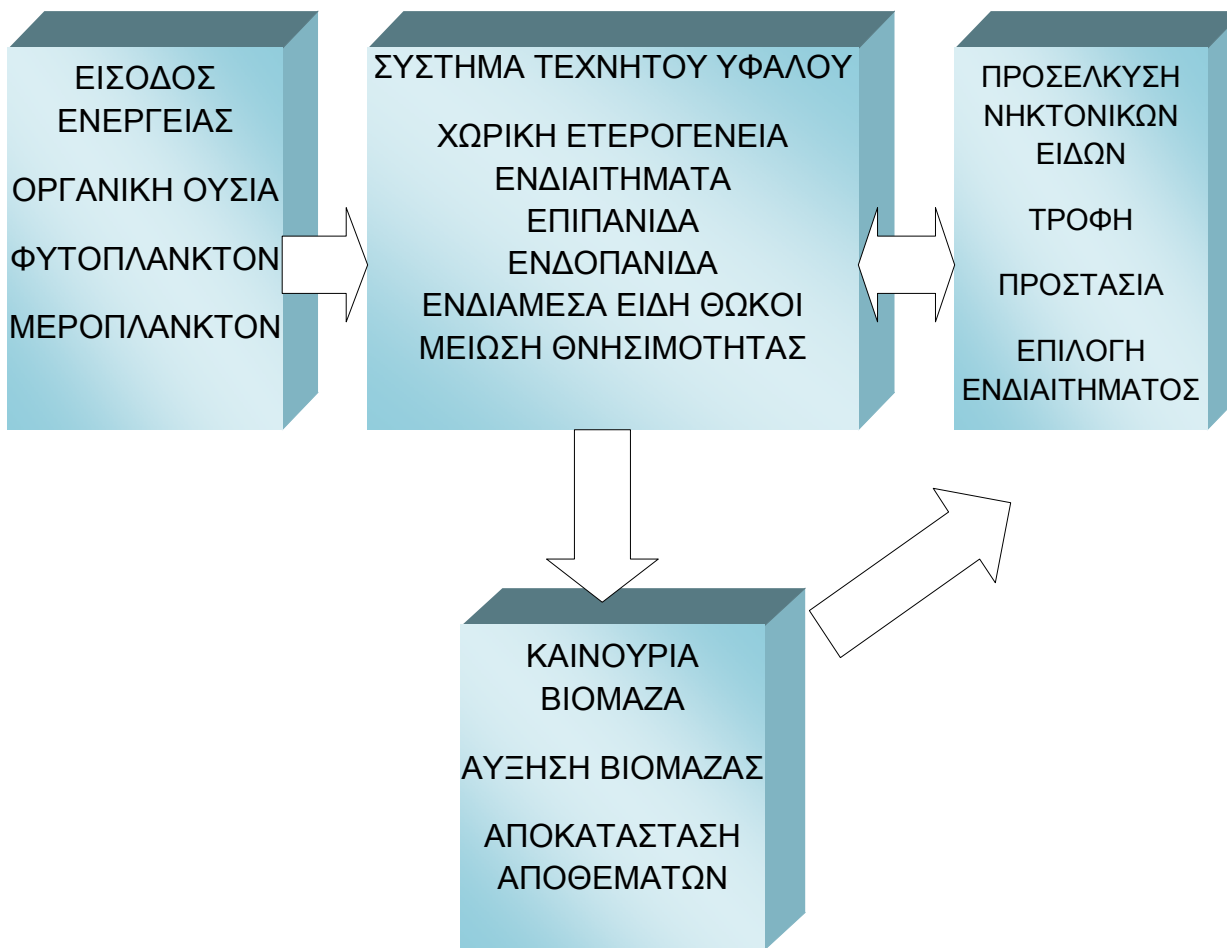
1. Οι Τ.Υ. με τις συσκευές προσέλκυσης ιχθύων μπορούν απλά να ανακατανείμουν την εκμεταλλεύσιμη βιομάζα χωρίς να αυξηθεί το ολικό απόθεμα.
2. Οι Τ.Υ. συγκεντρώνουν την ανεκμετάλλευτη βιομάζα και αυξάνουν την εκμεταλλεύσιμη αλλά όχι το ολικό απόθεμα.
3. Και στην περίπτωση που λόγω της παροχής ενδιαιτήματος, τα προς αλίευση αποθέματα περιορίζονται.

Στο Σχήμα 1 φαίνονται σχηματικά οι τρεις περιπτώσεις αν χωριστεί η βιομάζα σε ανεκμετάλλευτη και εκμεταλλεύσιμη. Στην πρώτη τετράδα ράβδων παρουσιάζεται η ολική βιομάζα, η εκμεταλλεύσιμη βιομάζα, η αλιευτική προσπάθεια και η απόδοση για μια πηγή πριν την πόντιση του Τ.Υ. Ακολουθεί η δεύτερη ομάδα ραβδογράμματος όπου ο ύφαλος ανακατανέμει την εκμεταλλεύσιμη βιομάζα και επιτρέπει την σύλληψη των ψαριών με λιγότερη αλιευτική προσπάθεια. Στην τρίτη είναι η περίπτωση όπου με τη χρήση του υφάλου επιτυγχάνεται αύξηση της εκμεταλλεύσιμης βιομάζας αλλά όχι της ολικής. Μία αύξηση στην απόδοση μπορεί να επιτευχθεί με μεγαλύτερη προσπάθεια εφόσον δεν υπάρχει υπεραλίευση των οργανισμών που προσελκύονται. Και τέλος, στην τέταρτη φαίνεται η περίπτωση όπου όταν ο Τ.Υ. αυξάνει την ολική βιομάζα, αυξάνονται ουσιαστικά όλες οι παράμετροι της 1^{ης} τετράδας.

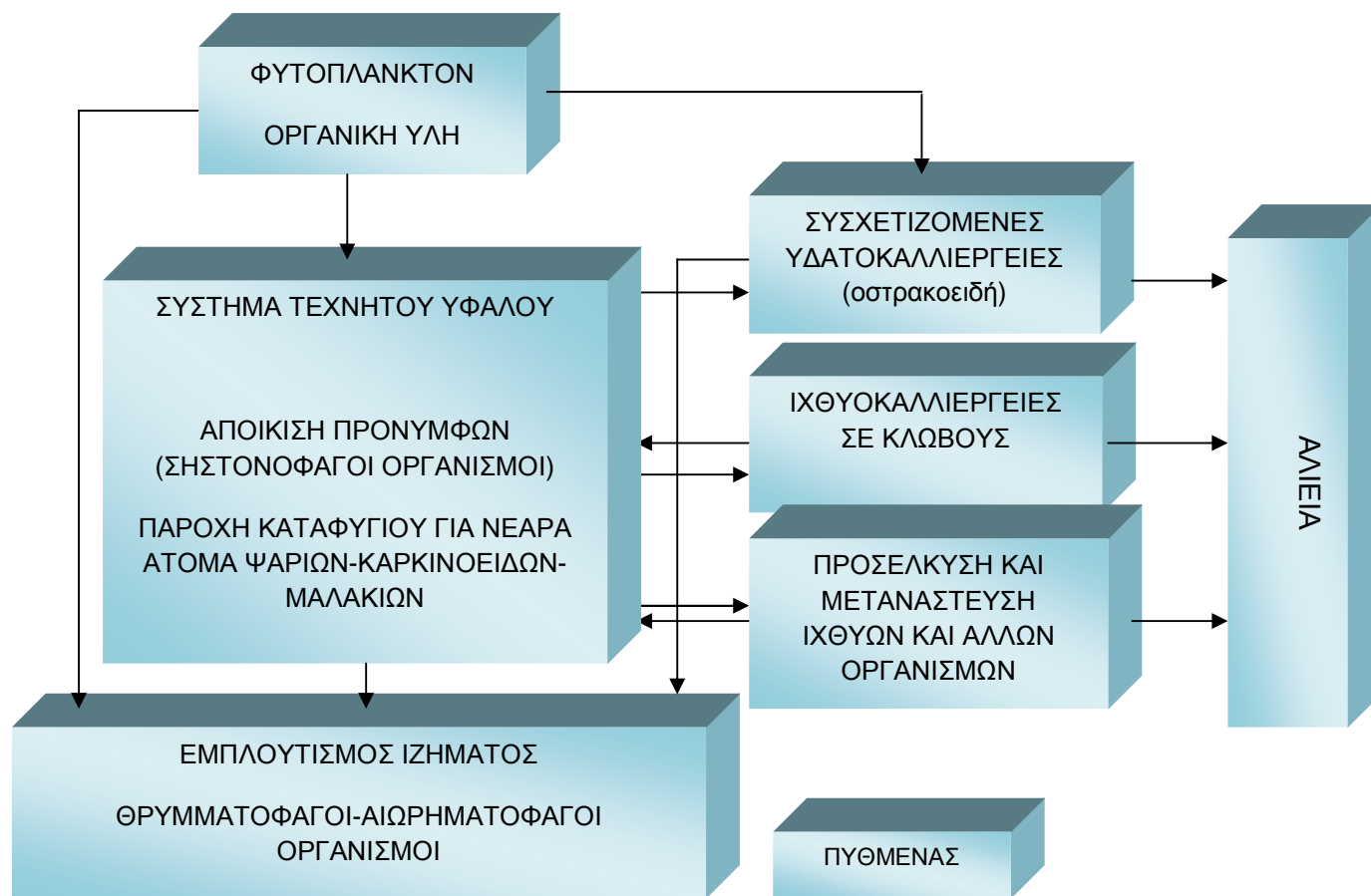


Σχήμα 1. Οι τρεις πιθανές επιδράσεις της χρήσης τεχνητού υφάλου στην βιομάζα των ιχθυοπληθυσμών (Polovina, 1996).

Εφόσον μια προστατευόμενη περιοχή, αποτελούμενη και οριοθετημένη από κατασκευές τεχνητών υφάλων είναι ένα ανοικτό σύστημα που αλληλεπιδρά με το γύρω περιβάλλον, είναι σημαντικό να γίνονται κατανοητοί οι σύνδεσμοι και η ροή ενέργειας μεταξύ των διαφόρων στοιχείων του συστήματος αλλά και του συστήματος με το περιβάλλον. Στα Σχήματα 2 και 3 (Bombace, 1996) εμφανίζεται η σχηματική παρουσίαση της οικολογικής λειτουργίας του συστήματος ενός υφάλου και το διάγραμμα με την ροή ενέργειας στο περιβάλλον όπου υπάρχει σταδιακή ανάμειξη με κοντινές υδατοκαλλιέργειες και συνθήκες ανάπτυξης δίθυρων μαλακίων οικονομικής σημασίας.



Σχήμα 2. Διάγραμμα οικολογικής λειτουργίας τεχνητού υφάλου (Bombace, 1996).



Σχήμα 3. Διάγραμμα ροής ενέργειας στο σύστημα ενός τεχνητού υφάλου (Bombace, 1996).

1.4. Τεχνητά ενδιατήματα στη θαλάσσια αποκατάσταση

Σε σχέση με την αρχική χρήση των τεχνητών ενδιαιτημάτων στο θαλάσσιο περιβάλλον ο ρόλος τους έχει επεκταθεί. Από ένα σχετικά απλό σύνολο εφαρμοσμένων διαδικασιών μικρής κλίμακας και χρήσης φυσικών υλικών σχεδιασμένα για την ενίσχυση της τοπικής αλιείας, έχει μετατραπεί σε ένα σύνθετο είδος τεχνολογίας με σκοπό την περιβαλλοντική διαχείριση. Η πρακτική αυτή, σύμφωνα με τη βιβλιογραφία, εφαρμόζεται κυρίως σε τροπικές και εύκρατες θάλασσες. Η αποκατάσταση του θαλάσσιου οικοσυστήματος είναι από τις πιο πρόσφατες χρήσεις των τεχνητών υφάλων. Αντιπροσωπευτικά παραδείγματα αποτελούν οι τρεις παρακάτω περιπτώσεις όπου γίνεται μια προσπάθεια τροποποίησης της οικολογικής δομής και λειτουργίας του βενθικού θαλάσσιου οικοσυστήματος. Οι τοποθεσίες αφορούν μεγάλες περιοχές στον Ειρηνικό, Ατλαντικό και Ινδικό Ωκεανό όπου σκοπός είναι η αποκατάσταση Φαιοφυκών (*Macrocystis pyrifera* Linnaeus), κοραλλιογενών υφάλων (*Oculina*), και ιχθυοπληθυσμών. Στην πρώτη περίπτωση χρησιμοποιούνται πολλοί πειραματικοί τύποι υφάλων με διάφορα χαρακτηριστικά υποστρώματος (Εικ. 4) και γίνεται αξιοποίησή τους όσον αφορά την ανάπτυξη ενδιαιτημάτων για τους ιχθυοπληθυσμούς και τις υπόλοιπες βενθικές βιοκοινωνίες. Τα αποτελέσματα των πρώτων παρακολουθήσεων δείχνουν ότι η πυκνότητα και των φαιοφυκών και των ιχθυοπληθυσμών οδεύει προς την κατάσταση που επικρατεί στους φυσικούς υφάλους (Reed *et al.*, 2002).



Εικόνα 4. Πόντιση φυσικών (κομμάτια βράχων) και τεχνητών υλικών (σκυρόδεμα) για την ανακούφιση υφάλων φαιοφυκών (Seaman, 2007).

Στην περιοχή της Φλόριντα στον Ατλαντικό ωκεανό, οι περιοχές των κοραλλιών του γένους *Oculina* έχουν καταστραφεί μαζικά από τη χρήση συρόμενων αλιευτικών εργαλείων με αποτέλεσμα τη μείωση των ιχθυοπληθυσμών. Για την αποκατάσταση του συγκεκριμένου ενδιαιτήματος γίνονται σταδιακές ποντίσεις κατασκευών από σκυρόδεμα και σωλήνων PVC (Εικ. 5) από το 1996 (Koenig, 2001). Τα πρώτα αποτελέσματα έδειξαν ότι η επιβίωση των «μεταφυτευμένων» κοραλλιών συνετέλεσε και στην αύξηση και άλλων ειδών, όπως του *Serranidae* και ότι αποτελεί και ενδιαίτημα με λειτουργίες νηπιτροφείου.

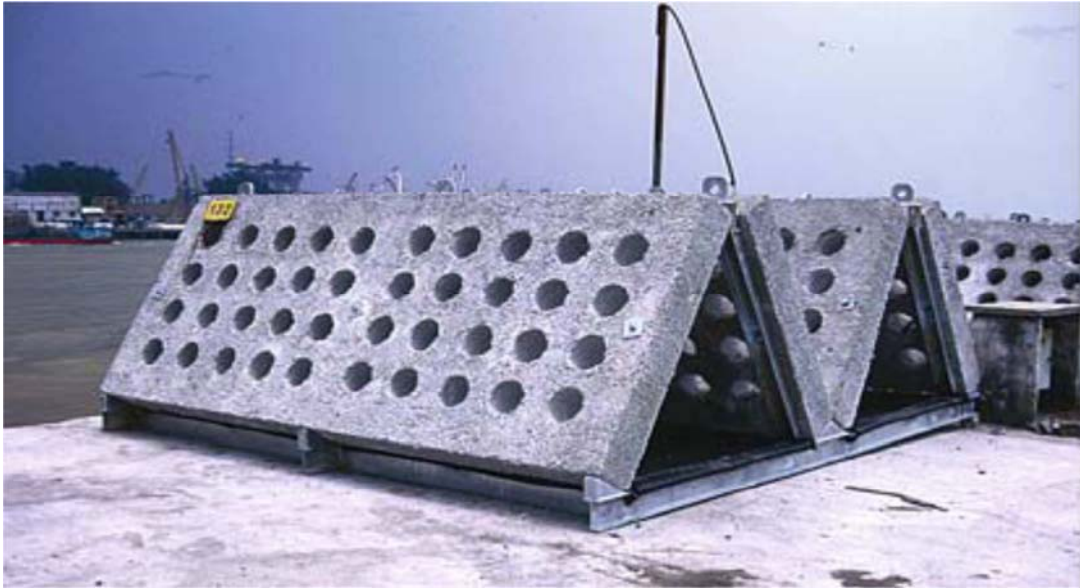
Το τρίτο παράδειγμα είναι από τα πιο πρόσφατα παραδείγματα μοντέλου προσομοίωσης οικοσυστήματος, αλιείας και πολιτικής. Κατά τα τελευταία 25 χρόνια στο Χονγκ Κονγκ, υπήρξε τεράστια μείωση της αλιευτικής παραγωγής, υψηλή θνησιμότητα και σχετικά μεγάλη σύλληψη ειδών μικρής οικονομικής σημασίας αλλά και διάρκειας ζωής, λόγω της υπεραλιείας με συρόμενα εργαλεία (Pitcher *et al.*, 2002)



Εικόνα 5. Όγκοι σκυροδέματος με σκοπό τη δημιουργία ενδιαιτήματος για βενθικούς οργανισμούς και αποκατάσταση κοραλλιών του είδους *Oculina* (Seaman, 2007).

Έτσι, ξεκίνησε ένα πενταετές πρόγραμμα που συμπεριλαμβάνει απαγορεύσεις αλιευτικών αδειών, δημιουργία προστατευόμενων περιοχών και προτάσεις ανάκτησης και ενίσχυσης των ενδιαιτημάτων.

Χρησιμοποιήθηκαν τριγωνικές κατασκευές (Εικ. 6) συνολικού όγκου 28.000 m³ και όγκοι από βραχώδη υλικά ως εμπόδια για τα συρόμενα αλιευτικά εργαλεία σε δύο θαλάσσια οριοθετημένα πάρκα. Συνολικά το 10% των υδάτων του Χονγκ Κονγκ έχει οριστεί ως θαλάσσια προστατευόμενη περιοχή και σύμφωνα με τα πρώτα αποτελέσματα υπολογίζεται ότι θα επιτευχθεί 50% αύξηση των ιχθυοπληθυσμών (Pitcher *et al.*, 2002).



Εικόνα 6. Τριγωνικός τύπος Τ.Υ. στο Χονγκ Κονγκ για την αποκατάσταση ιχθυοαποθεμάτων (Seaman, 2007).

1.5. Πόντιση τεχνητών υφάλων

Η πόντιση τεχνητών υφάλων έχει μια μακρά παράδοση σε τροπικές και υποτροπικές θάλασσες. Συγκεκριμένα, στην Ιαπωνία υπάρχει μια καλά αναπτυγμένη παράδοση στην υδατοκαλλιέργεια και στην εκτεταμένη χρήση τεχνητών υφάλων ως θαλάσσιων καταφυγίων (Thierry, 1988; Fitzhardinge & Bailey – Brock, 1989). Πρόσφατα η χρήση τεχνητών υφάλων έχει αυξηθεί στη νοτιοανατολική Ασία (Looi & Thomas, 1991), κατά μήκος των ακτών της Β. Αμερικής (McGurrin *et al.*, 1989; Murray, 1994), στις Φιλιππίνες και γύρω από την Αυστραλία (Pollard, 1989). Στην Ευρώπη το ενδιαφέρον για τη χρήση τεχνητών υφάλων έχει κυρίως επικεντρωθεί στη Μεσόγειο (Bombace, 1989; Gomez – Buckley & Haroun, 1994; Moreno *et al.*, 1994) και μέσω των πρωτοβουλιών της Ευρωπαϊκής Ένωσης και χρηματοδοτήσεων, έχει ανανεωθεί το ενδιαφέρον στο συγκεκριμένο θέμα (Jensen *et al.*, 2000). Αυτή η

γεωγραφικά άνιση κατανομή είναι ξεκάθαρη σε όλη τη βιβλιογραφία και κάθε οικολογική πληροφορία συλλέγεται κυρίως από μελέτες που αφορούν τροπικά και ημιτροπικά νερά. Όσον αφορά τον Ελληνικό χώρο, τεχνητοί υφάλοι έχουν ποντιστεί στον κόλπο Ιερισσού στο Νομό Χαλκιδικής, στην Κάλυμνο και στην περιοχή Φανάρι Ροδόπης στο Βιστονικό κόλπο.

Μια πρωτοβουλία για πόντιση τεχνητών υφάλων μπορεί να θεωρηθεί και ως μέθοδος ανάπλασης. Ανάπλαση σημαίνει ότι μερικά από τα οικολογικά χαρακτηριστικά του οικοσυστήματος που υπήρχαν πριν τη διαταραχή του, αντικαθίστώνται (Pratt, 1994). Από την άλλη, όμως, αποκατάσταση σημαίνει ότι με την πόντιση του υφάλου η περιοχή επιστρέφει στην αδιατάρακτη αρχική της κατάσταση. Η επίτευξη μιας αποκατάστασης απαιτεί σημαντική γνώση δομικών (αριθμός ατόμων, ειδών και είδη γενών) και λειτουργικών μεταβλητών (ροή ενέργειας μέσα στο σύστημα). Τέτοιες μεταβλητές για θαλάσσια οικοσυστήματα υφάλων είναι γενικά μη διαθέσιμες. Η έλλειψη δομικών και λειτουργικών πληροφοριών αποτελεί πρόβλημα για τη θαλάσσια οικολογία, κάνοντας δύσκολο να καθοριστούν οι στόχοι μιας ανάπλασης ή αποκατάστασης. Επίσης, ο στόχος μιας άμεσης αποκατάστασης μπορεί να μην είναι εφικτός αν δεν είναι γνωστή η αρχική κατάσταση του οικοσυστήματος πριν τη διαταραχή του. Μια εναλλακτική λύση είναι να θεωρηθεί η χρήση του τεχνητού υφάλου ως «εμπλουτισμός» που σημαίνει αντικατάσταση του αρχικού οικοσυστήματος με ένα άλλο διαφορετικό οικοσύστημα.

2. ΥΛΙΚΑ ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΟΙ

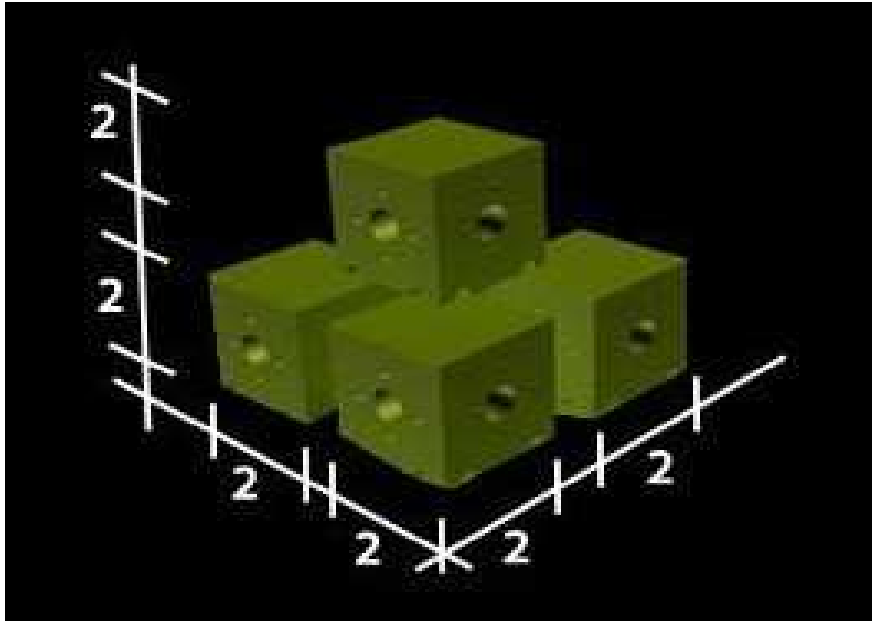
2.1. Περιγραφή του τεχνητού υφάλου

Από τις τρεις τοποθεσίες του ελληνικού χώρου όπου έχουν ποντιστεί τεχνητοί ύφαλοι, μόνο στην περίπτωση του υφάλου στο Φανάρι Ροδόπης έχει πραγματοποιηθεί πενταετής παρακολούθηση και υπάρχουν διαθέσιμες βάσεις δεδομένων. Ο τεχνητός ύφαλος στο Φανάρι Ροδόπης ποντίστηκε τον Οκτώβριο του 1999, σε μια περιοχή ανάμεσα στο Βιστονικό Κόλπο και το ακρωτήριο Κοροσμίλου (Εικ. 7). Πρόκειται για μια περιοχή όπου υπήρχαν πυκνοί και καλά αναπτυγμένοι λειμώνες *Posidonia oceanica*, αλλά λόγω της υπεραλιείας με συρόμενα εργαλεία έχει προκληθεί σοβαρή καταστροφή και μείωση της συσχετιζόμενης πανίδας. Πλέον ο πυθμένας αποτελείται κυρίως από πηλώδες έδαφος το οποίο περιέχει αποσπασμένα οργανικά υλικά και υπάρχει έντονη παρουσία του *Turitella communis* (Bellan – Santini *et al.*, 1994). Μόνο το 25% καλύπτεται πια από αναπτυγμένους λειμώνες *Posidonia oceanica*. Η προστατευόμενη περιοχή που δημιουργήθηκε σε απόσταση 2,5 ναυτικών μιλίων από την ακτή, καταλαμβάνει έκταση περίπου 6 km² (5.929.040 m²). Ο πυρήνας της προστατευόμενης περιοχής αποτελείται από δύο ομάδες τεχνητών υφάλων με απόσταση 25 μέτρων μεταξύ τους. Η πρώτη ομάδα αποτελείται από 9 πυραμίδες τοποθετημένες σε διάταξη τριών σειρών. Κάθε πυραμίδα έχει απόσταση η μία από την άλλη 15 m και αποτελείται από 5 κύβους σκυροδέματος (2x2x2 m), τέσσερις στη βάση και έναν στην κορυφή (Εικ. 8). Οι κύβοι φέρουν οπές μεγάλου διαμετρήματος για την παροχή προστασίας και ενδιστάτηματος για νεαρά και μεγάλα άτομα. (Εικ. 9). Η δεύτερη ομάδα αποτελείται και αυτή από 9 ακόμα μονάδες, κατασκευασμένες η κάθε μία από έναν κυβικό όγκο αποτελούμενο από τούβλα σκυροδέματος, τοποθετημένο σε βάση από το ίδιο υλικό (Εικ. 10). Η περιμετρική

ζώνη αποτελείται από μικρότερους υφάλους (1,2x1,2x1,2 m), με απόσταση 80 μέχρι και 250 m μεταξύ τους. Ο σκοπός των μικρότερων μονάδων είναι κυρίως η παρεμπόδιση της παράνομης αλιείας με συρόμενα εργαλεία στον πυρήνα της περιοχής, ώστε να προστατευθούν οι ιχθυοπληθυσμοί και οι λειμώνες της *Posidonia oceanica* αλλά και η προσθήκη διαθέσιμου σκληρού υποστρώματος για αποίκιση από βενθική πανίδα.



Εικόνα 7. Τοποθεσία της πόντισης του τεχνητού υφάλου. Το σημείο Α δείχνει την προστατευόμενη ζώνη και τον πυρήνα της (Manoudis, 2005).



Εικόνα 8. Αποτύπωση του είδους των μονάδων του πυρήνα του υφάλου σε AutoCAD.



Εικόνα 9. Άτομο του είδους *Homarus gammarus* σε μια από τις στοές που φέρουν οι μονάδες των κατασκευών των πυραμίδων (Καλλανιώτης Α.).



Εικόνα 10. Οι μονάδες της περιμετρικής ζώνης κατά την πόντιση τους (ΙΝΑΛΕ, Οκτώβριος 1999).

2.2. Συλλογή δεδομένων

Για τη στατιστική ανάλυση και τον υπολογισμό των αποτελεσμάτων, έγινε επεξεργασία της συλλογής δεδομένων και χρονοσειρών από δειγματοληψίες που είχαν προηγηθεί κατά τη διάρκεια της πενταετούς παρακολούθησης από το ΙΝ.ΑΛ.Ε. Ουσιαστικά, έγινε μια σύγκριση «πριν/μετά» αλλά και μια αποτύπωση της αποίκισης και των συννευρέσεων των ειδών στην συγκεκριμένη θαλάσσια περιοχή. Η ανάλυση των δεδομένων που συλλέχθηκαν έγινε με το στατιστικό λογισμικό PRIMER. Τα αποτελέσματα (εκτός των δενδρογραμμάτων ομοιότητας) αποτυπώθηκαν σε γραφήματα του excel για καλύτερη ευκρίνεια και παρουσίαση.

Αρχικά μελετήθηκαν τα επίπεδα διαδοχής των βενθικών βιοκοινωνιών που αναπτύχθηκαν στην προστατευόμενη ζώνη του τεχνητού υφάλου τον πρώτο χρόνο μετά την πόντισή του. Έγινε ανάλυση δεδομένων από δειγματοληψίες που πραγματοποιήθηκαν με πλάκες σκυροδέματος που είχαν εγκατασταθεί στις κορυφές των μονάδων της προστατευόμενης περιοχής πριν την πόντιση του τεχνητού υφάλου. Οι 8 πλάκες είχαν διαστάσεις 35x35 cm και είχαν τοποθετηθεί στις κορυφές των μονάδων των πυραμίδων . Συλλέχθηκαν (Εικ. 11) και έγινε καθορισμός σε επίπεδο είδους των προσκολλημένων οργανισμών με σκοπό την μελέτη αποίκησης στον τεχνητό ύφαλο.. Υπολογίστηκαν βιοκοινωνικοί παράμετροι όπως αριθμητική αφθονία (αριθμός ατόμων/m²), μέση κυριαρχία (αριθμός ατόμων ανά είδος/ολικό αριθμό ατόμων) και συχνότητα οργανισμών που αποίκισαν στο προσφερόμενο σκληρό υπόστρωμα του τεχνητού υφάλου.



Εικόνα 11. Συλλογή των επιβενθικών οργανισμών από τις πλάκες των τεχνητών υφάλων (Καλλανιώτης Α.).

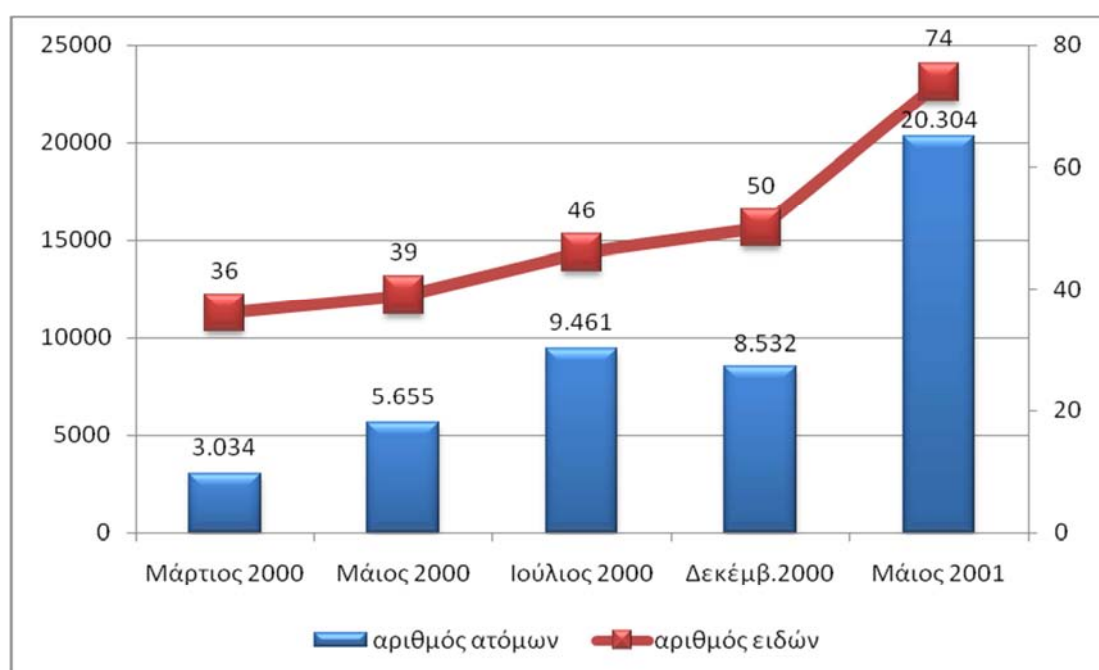
Από ιχθυολογική άποψη ως πρώτος σκοπός της χρήσης του Τ.Υ., ήταν η αύξηση του πληθυσμού 16 εμπορικών ειδών – στόχων, συγκεκριμένα 13 ειδών ψαριών και 3 ειδών κεφαλόποδων. Πριν την πόντιση του υφάλου έγιναν 3 δειγματοληψίες. Στις 29/4/98, 15/6/98 και 29/9/98 με 5 καλάδες σε κάθε περίπτωση. Μετά την πόντιση του υφάλου έγιναν 5 δειγματοληψίες, στις 6/6/98, 15/12/99, 24/2/00, 7/8/00 και 13/12/00 με 1, 5, 3, 2 και 4 καλάδες αντίστοιχα. Έγινε διαχωρισμός σε επίπεδο είδους και σε κάθε είδος προσδιορίστηκε ο δείκτης αφθονίας της βιομάζας (CPUE) που μετρήθηκε σε kg/km^2 . Υπολογίστηκε η μέση τιμή του δείκτη αφθονίας κάθε είδους και η διακύμανση του δείκτη αφθονίας CPUE ανά περίοδο δειγματοληψίας για τα είδη στόχος.

Ένα άλλο στοιχείο που επιτρέπει τον προσδιορισμό της αποτελεσματικότητας του Τ.Υ. είναι ο προσδιορισμός των εποχικών συνευρέσεων στην περιοχή του υφάλου. Αυτή πραγματοποιήθηκε τον τέταρτο χρόνο μετά την πόντισή του, με επιλογή 11 σταθμών στην περιμετρική ζώνη της προστατευόμενης περιοχής. Πραγματοποιήθηκαν δειγματοληψίες τον Ιανουάριο, Ιούνιο και Οκτώβριο του 2002 με 4 καλάδες κάθε μήνα.. Έγινε ομαδοποίηση των 11 σταθμών σύμφωνα με τις πυκνότητες των ειδών, και υπολογίστηκε το ποσοστό ομοιότητας στους σταθμούς ανά περίοδο.

3. ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ

3.1. Στάδια διαδοχής συγκεντρώσεων βενθικών οργανισμών

Για τη μελέτη του ρυθμού διαδοχής προσκόλλησης των βενθικών οργανισμών, έγιναν δειτοληψίες από τις πλάκες που είχαν τοποθετηθεί στις πυραμίδες του τεχνητού υφάλου. Στο Σχήμα 4 φαίνεται ο αριθμός των ειδών και των ατόμων που εντοπίστηκαν στις πέντε δειγματοληψίες.



Σχήμα 4. Αριθμός ατόμων και ειδών για κάθε δειγματοληπτική περίοδο.

Στον Πίνακα 1 δίνεται η μέση κυριαρχία και η συχνότητα των ειδών που καταγράφηκαν.

Πίνακας 1. Καταγραφή των ειδών ανά δειγματοληπτική περίοδο (F: συχνότητα, mD: μέση κυριαρχία).

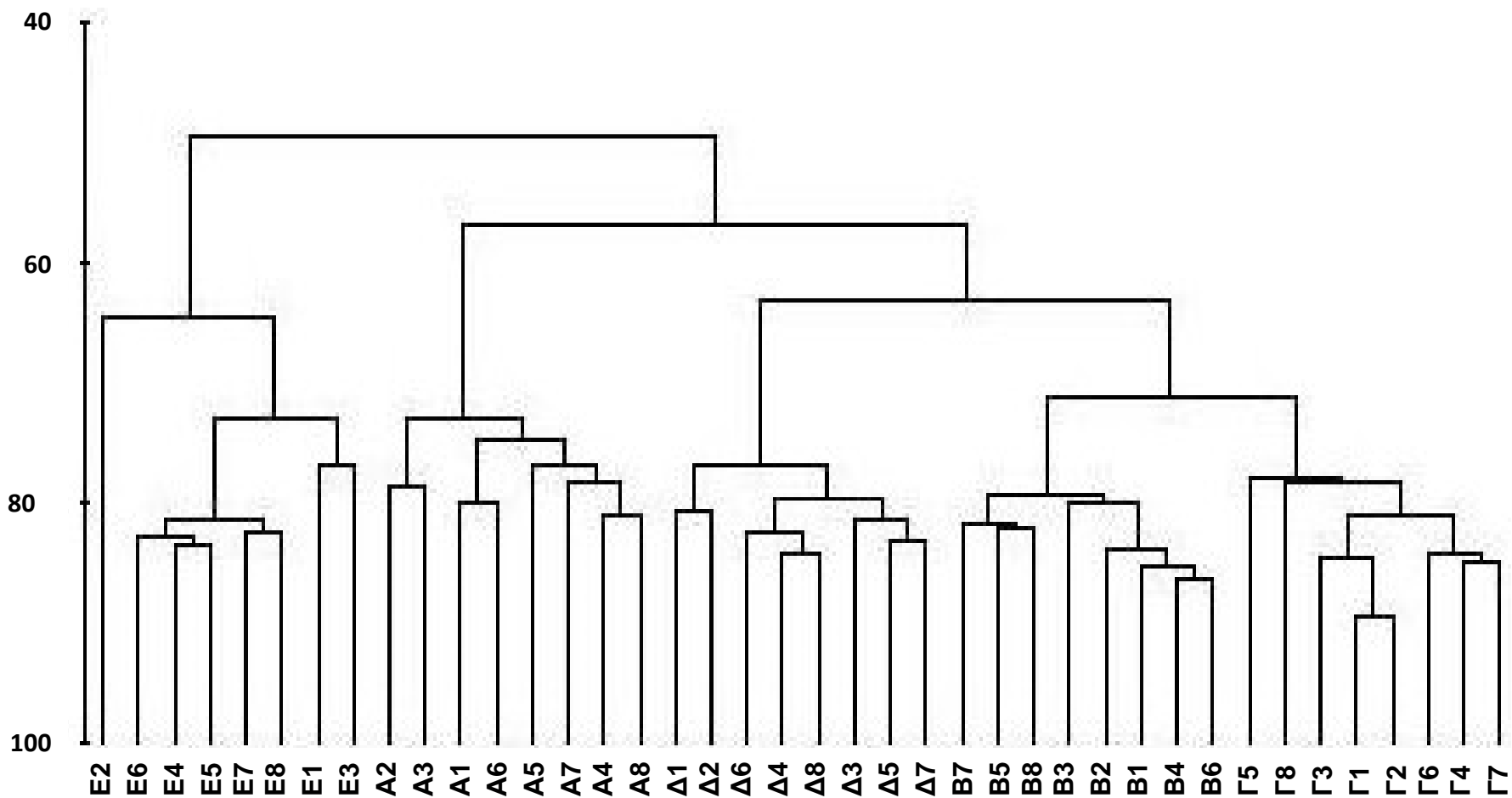
ΠΕΡΙΟΔΟΣ ΔΕΙΓΜΑΤΟΛΗΨΕΙΑΣ										
	Μάρτιος 2000		Μάιος 2000		Ιούλιος 2000		Δεκέμβριος 2000		Μάιος 2001	
	F	mD	F	mD	F	mD	F	mD	F	mD
Polychaeta										
<i>Harmothoe spinifera</i>	37,5	0,23	25	0,05	37,5	0,04	87,5	0,24	100	0,25
<i>Chrysopetalum debile</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	12,5	0,004
<i>Phyllodoce madeirensis</i>	12,5	0,03	0	0	0	0	12,5	0,01	87,5	0,1
<i>Kefersteinia cirrata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	12,5	0,004
<i>Odontosyllis ctenostoma</i>	12,5	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Syllis hyalline</i>	0	0	0	0	0	0	12,5	0,01	100	0,37
<i>Trypanosyllis zebra</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	12,5	0,004
<i>Autolytus edwardsii</i>	12,5	0,09	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nereis rava</i>	0	0	12,5	0,01	12,5	0,01	62,5	0,35	100	1,13
<i>Platynereis dumerilii</i>	12,5	0,03	25	0,03	37,5	0,1	75	0,24	37,5	0,03
<i>Glycera tessellata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	25	0,01
<i>Eunice vittata</i>	0	0	12,5	0,01	0	0	50	0,05	87,5	0,11
<i>Lysidice ninetta</i>	0	0	0	0	0	0	25	0,02	12,5	0,004
<i>Marphysa fallax</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	12,5	0,01
<i>Scoletoma funchalensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	75	0,06
<i>Terebella lapidaria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	37,5	0,01
<i>Polyophthalmus pictus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0,29
<i>Nematonereis unicornis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0,5
<i>Branchiomma bombyx</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	37,5	0,03
<i>Hydroides</i>	100	2,9	100	1,62	100	1,4	100	0,82	100	0,8

<i>pseusouncinata</i>										
<i>Pomatoceros triquete</i>	100	12,49	100	18,09	100	18,6	100	28,4	100	14,91
<i>Placostegus tridentarus</i>	100	0,82	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Serpula vermicularis</i>	100	3,29	100	2,58	100	1,97	100	2,89	100	4,72
<i>Spirobranchus polytrema</i>	100	54,4	100	27,3	100	14,62	100	1,87	100	1,06
<i>Vermilliopsis infundibulum</i>	12,5	0,03	0	0	0	0	0	0	87,5	0,16
<i>Protula sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	25	0,01
Foraminifera	0	0	100	8,02	100	9,86	100	3,7	25	0,02
Calcarea										
<i>Sycon sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	87,5	0,22
Bivalvia										
<i>Chlamys varia</i>	0	0	50	0,15	100	0,32	62,5	0,14	50	0,05
<i>Acanthocardia tuberculata</i>	0	0	100	0,56	37,5	0,07	100	0,35	37,5	0,01
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	12,5	0,06	37,5	0,31	75	0,38	62,5	0,26	87,5	0,13
<i>Musculus subpictus</i>	100	2,43	100	1,25	100	3,79	100	1,41	0	0
<i>Modiolus adriaticus</i>	100	1,84	100	0,68	100	1,19	100	2,28	87,5	0,85
<i>Hiatella arctica</i>	100	2,1	100	6,11	100	6,79	100	6,9	87,5	6,19
<i>anomia ephippium</i>	100	6,32	100	15,5	100	16,16	100	4,31	87,5	4,62
<i>Ostrea edulis</i>	0	0	12,5	0,05	0	0	0	0	62,5	0,03
<i>Chamelea gallina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	12,5	0,01
<i>Arca tetragona</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	37,5	0,01
Polyplacophora										
<i>Acanthochitona fascicularis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	12,5	0,004
Gastropoda										
<i>Jujubinus exasperatus</i>	0	0	0	0	100	0,18	75	0,19	62,5	0,02
<i>Bittium latreillei</i>	0	0	0	0	100	1,44	100	7,14	87,5	2,32
<i>Pusillina radiata</i>	37,5	0,23	87,5	0,81	100	2,24	100	1,38	87,5	0,05
<i>Odostomia conoidea</i>	12,5	0,03	12,5	0,05	0	0	0	0	50	0,05
<i>Raphitoma echinata</i>	12,5	0,03	0	0	37,5	0,04	0	0	0	0
<i>Anatoma crispata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	87,5	0,26

<i>Cerithium vulgatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	37,5	0,03
<i>Acmaea virginea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	25	0,01
<i>Nassarius incrassatus</i>	0	0	0	0	0	0	100	0,33	100	0,13
<i>Turritella communis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	12,5	0,004
Copepoda	100	0,92	100	3,53	100	1,31	75	0,24	12,5	0,01
Cirripedia										
<i>Balanus trigonus</i>	100	1,51	100	1,82	87,5	0,85	75	0,44	100	0,32
<i>Balanus perforatus</i>	50	1,61	75	1,41	50	0,52	62,5	1,33	37,5	0,87
<i>Verruca stroemia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	37,5	0,01
Malacostraca										
<i>Microdeutopus anomalus</i>	100	3,85	100	3,94	100	5,48	100	0,31	75	0,03
<i>Caprella acanthifera</i>	37,5	0,36	50	0,22	100	0,68	100	0,51	62,5	0,03
<i>Corophium sextonae</i>	100	2,03	100	2,24	100	6,8	100	26,39	100	55,9
<i>Dexamine spinosa</i>	25	0,06	75	0,15	100	1,46	37,5	0,05	62,5	0,06
<i>Stenothoe antennulariae</i>	75	0,58	25	0,05	50	0,34	0	0	0	0
<i>Stenothoe bosphorana</i>	0	0	87,5	1,07	25	0,12	0	0	75	0,07
<i>Stenothoe monculoides</i>	37,5	0,16	87,5	1,98	75	1,79	87,5	0,22	100	0,3
<i>Stenothoe gallensis</i>	0	0	0	0	12,5	0,05	0	0	0	0
<i>Metaphoxus sp.</i>	0	0	0	0	25	0,02	0	0	0	0
<i>Metaphoxus simplex</i>	0	0	25	0,07	12,5	0,01	12,5	0,01	0	0
<i>Lysianassa caesarea</i>	37,5	0,09	37,5	0,07	75	0,14	100	0,91	100	0,11
<i>Phtisica marina</i>	12,5	0,06	0	0	25	0,02	0	0	0	0
<i>Leucothoe spincarpa</i>	0	0	0	0	0	0	75	0,32	25	0,01
<i>Liljeborgia dellavallei</i>	0	0	0	0	0	0	87,5	0,53	37,5	0,02
<i>Synchelidium longidigitatum</i>	0	0	0	0	0	0	25	0,02	0	0
<i>Iphimedia minuta</i>	0	0	12,5	0,01	0	0	62,5	0,11	25	0,01
<i>Elasmopus rapax</i>	12,5	0,14	0	0	0	0	0	0	12,5	0,01
<i>Gnathia vorax</i>	0	0	12,5	0,01	12,5	0,01	50	0,09	62,5	0,03
<i>Gnathia sp praniza</i>	0	0	37,5	0,05	25	0,04	37,5	0,04	37,5	0,03

<i>Idotea baltica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	37,5	0,01
<i>Leptochelia savignyi</i>	50	0,16	12,5	0,01	100	0,35	87,5	2,22	87,5	0,08
<i>Thorulus cranchii</i>	37,5	0,37	37,5	0,07	75	0,21	100	0,9	87,5	0,15
<i>Athanas nitescens</i>	50	0,27	12,5	0,01	75	0,11	100	0,22	87,5	0,08
<i>Alpheus dentipes</i>	0	0	0	0	0	0	75	0,17	50	0,03
<i>Galathea intermedia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	25	0,05
<i>Pisidia longicornis</i>	0	0	0	0	25	0,1	100	0,42	75	0,05
<i>Pilumnus spinifer</i>	0	0	0	0	50	0,05	100	0,39	100	0,17
<i>Pilumnus hirtellus</i>	0	0	0	0	25	0,02	0	0	0	0
Pycnogonida										
<i>Achelia longipes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	37,5	0,02
Echinoidea	0	0	0	0	75	0,26	50	0,082	25	0,01
Ophiuroidea	0	0	0	0	0	0	12,5	0,01	12,5	0,004
Ascidaceae										
<i>Didemnum sp.</i>	0	0	0	0	0	0	12,5	0,01	50	0,01
<i>Styela partita</i>	0	0	0	0	12,5	0,02	62,5	0,12	87,5	0,19
<i>Styela plicata</i>	12,5	0,06	37,5	0,07	12,5	0,03	75	0,09	0	0
<i>Phallusia mammilata</i>	12,5	0,09	12,5	0,01	25	0,02	62,5	0,08	87,5	0,07
number of individuals		3034		5655		9461		8532		20304
number of species		36		39		46		50		74

Ακολουθεί το δενδρόγραμμα ομοιοτήτων και για τις οχτώ δειγματοληπτικές πλάκες για κάθε περίοδο δειγματοληψίας (Σχ. 5).



Σχήμα 5. Δενδρόγραμμα ομοιοτήτων ανά εποχή δειγματοληψίας για τις 8 πλάκες σύμφωνα με τον δείκτη ομοιότητας Bray - Curtis.

(A1 – A8: Μάρτιος 2000, B1- B8 : Μάιος 2000, Γ1- Γ8 : Ιούλιος 2000, Δ1 – Δ8 : Δεκέμβριος 2000, E1 – E8 : Μάιος 2001.

3.1.1. Προσπάθεια δημιουργίας γραμμικού μοντέλου πρόβλεψης για την διαδοχή βενθικών οργανισμών

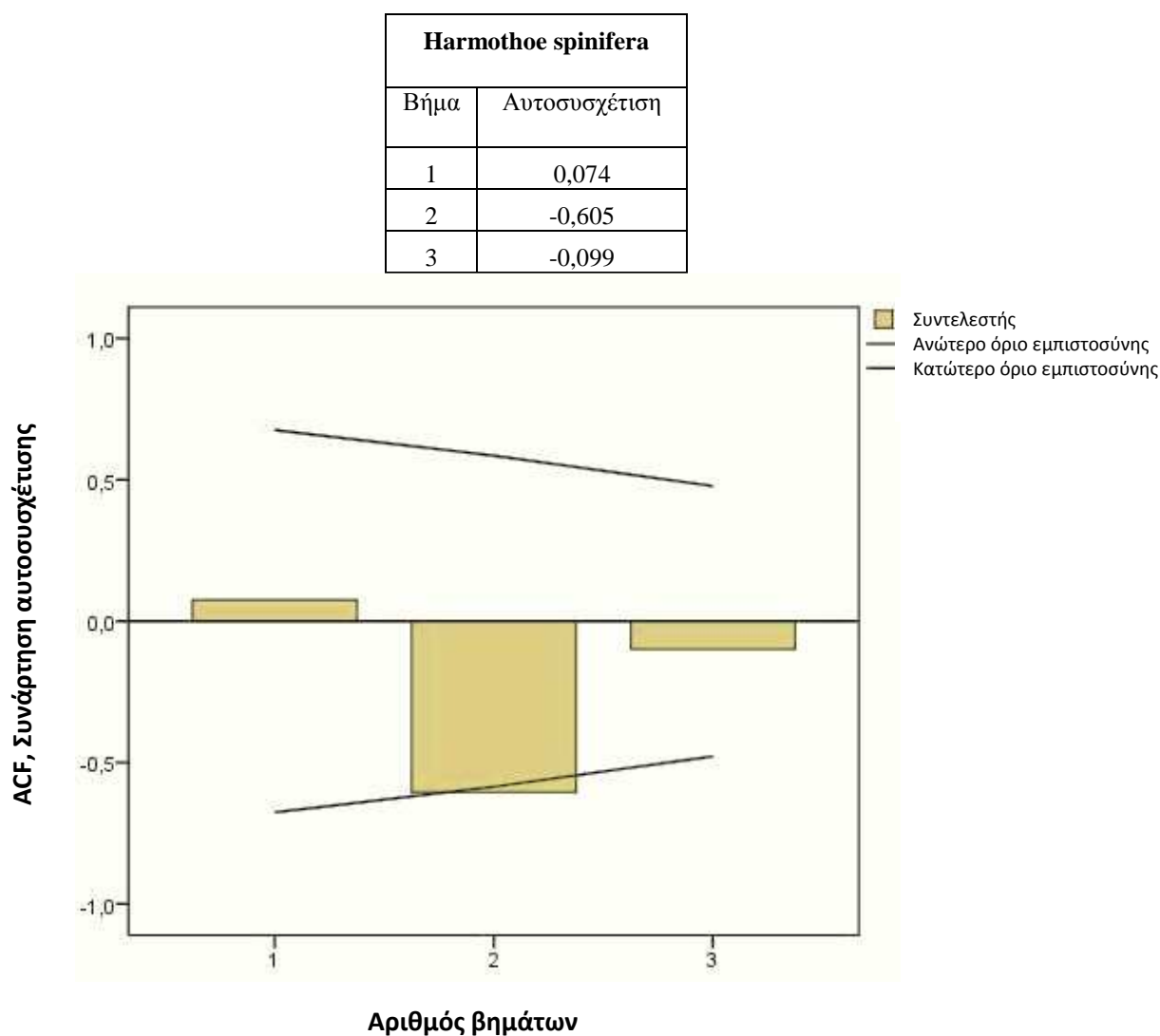
Στην προσπάθεια προσδιορισμού ενός γραμμικού μοντέλου πρόβλεψης (AR(p) [Auto-Regressive]) για τη μέση αφθονία των βενθικών οργανισμών που αποίκισαν στον ύφαλο, χρησιμοποιήθηκαν τα δεδομένα των 5 δειγματοληψιών για τη συσχέτιση των βενθικών οργανισμών ανά περίοδο και τυχαία επιλέχθηκε το είδος *Harmothoe spinifera* το οποίο παρουσιάζεται και στις 5 δειγματοληψίες. Χρησιμοποιήθηκε το λογισμικό SPSS 16.0. Τα βήματα που ακολουθήθηκαν είναι τα εξής :

>Ανάλυση

>Απόδοση χρονοσειράς

>Αυτοσυσχέτιση

Στο πρώτο γράφημα (Σχ.6) έχουμε την συνάρτηση αυτοσυσχέτισης (autocorellation fuction) ACF, της μέσης αφθονίας πέντε μηνών. Οι ευθείες γραμμές είναι το επίπεδο σημαντικότητας ή τα όρια εμπιστοσύνης. Όταν υπάρχει ράβδος που να τις ξεπερνά σημαίνει ότι στη χρονική σειρά που εξετάζεται η μέση αφθονία, υπάρχει συσχέτιση μεταξύ των τιμών και άρα μπορεί να γίνει έκφραση της τιμής της μέσης αφθονίας μίας χρονικής στιγμής συναρτήσει προηγούμενων χρονικών τιμών. Εδώ είναι φανερή μια μικρή συσχέτιση στην περίπτωση της δεύτερης ράβδου.

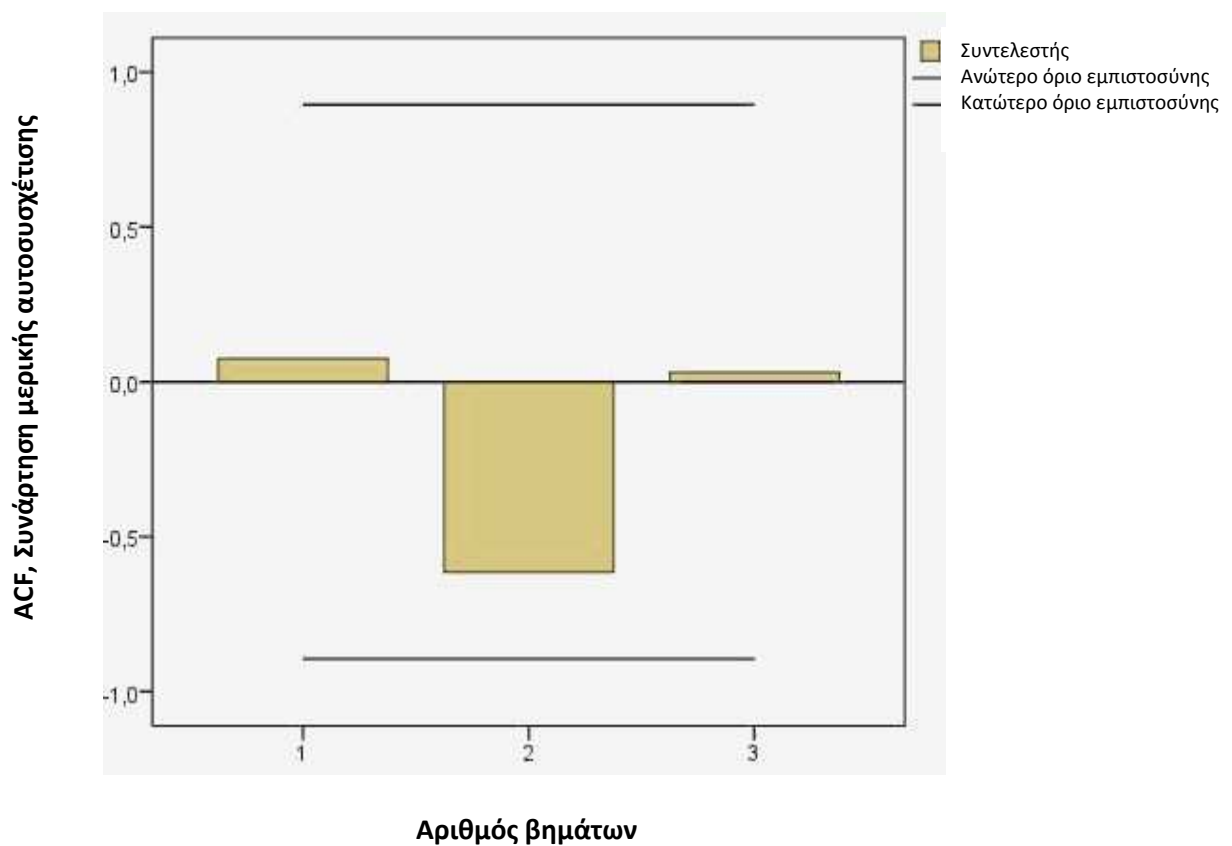


Σχήμα 6. Προσπάθεια προσδιορισμού μοντέλου πρόβλεψης για την αποίκιση βενθικών οργανισμών.

Ολική αυτοσυσχέτιση.

Ο προσδιορισμός της τάξης του μοντέλου (p) γίνεται βάσει της συνάρτησης μερικής αυτοσυσχέτισης, PACF. Όταν το γράφημα περιέχει σημαντικές ράβδους τότε γίνεται αρχικά μια δοκιμή μοντέλου τάξης ίση με τον αριθμό των σημαντικών ράβδων. Έπειτα γίνεται προσπάθεια μείωσης της τάξης (το επιθυμητό είναι όσο το δυνατό πιο μικρή τάξη με όσο λιγότερο απώλεια πληροφορίας). Στο γράφημα αυτό (Σχ. 7) δεν υπάρχει καμία ράβδος που να διαπερνάει ένα από τα όρια εμπιστοσύνης.

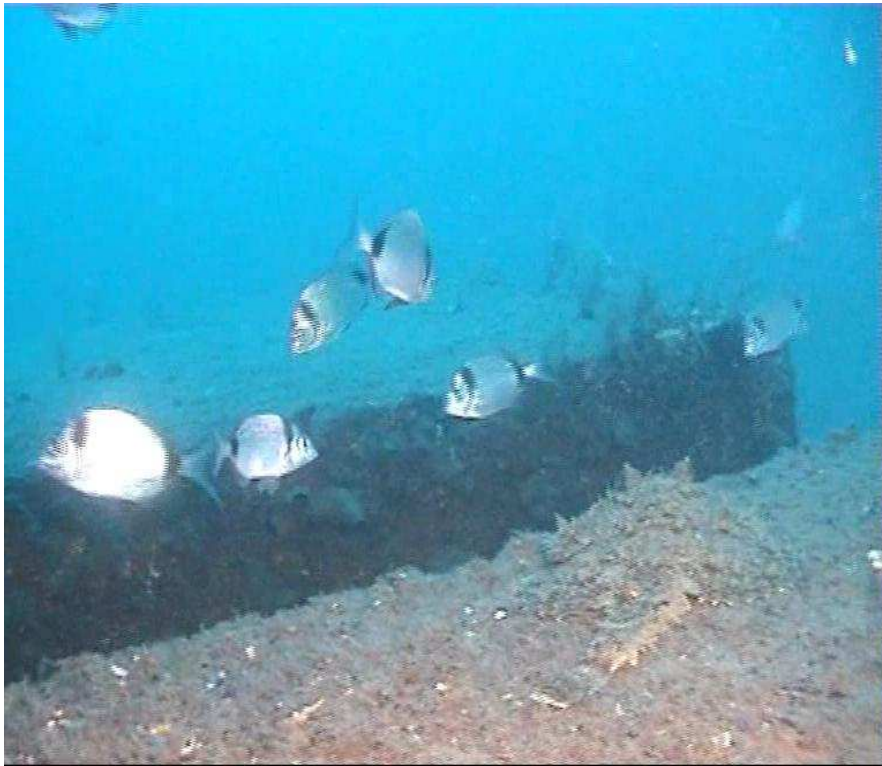
<u>Βήμα</u>	<u>Μερική αυτοσυσχέτιση</u>	<u>Σφάλμα</u>
1	,074	,447
2	-,614	,447
3	,030	,447



Σχήμα 7. Μερική αυτοσυσχέτιση και προσδιορισμός πιθανότητας ύπαρξης μοντέλου πρόβλεψης

3.2. Κατανομή βιομάζας πριν και μετά την πόντιση του τεχνητού υφάλου

Για τα πρώτα αποτελέσματα που αφορούν την κατανομή βιομάζας στην προστατευόμενη περιοχή, πριν και μετά την πόντιση του υφάλου, διατέθηκαν δεδομένα για 16 εμπορικά είδη, όπως το *Diplodus annularis* (Εικ. 12) και το φαγκρί (*Pagrus pagrus*) (Εικ. 13).



Εικόνα 12. Συγκεντρώσεις του είδους *Diplodus annularis* στις ανώτερες επιφάνειες του τεχνητού υφάλου (Καλλανιώτης Α.).

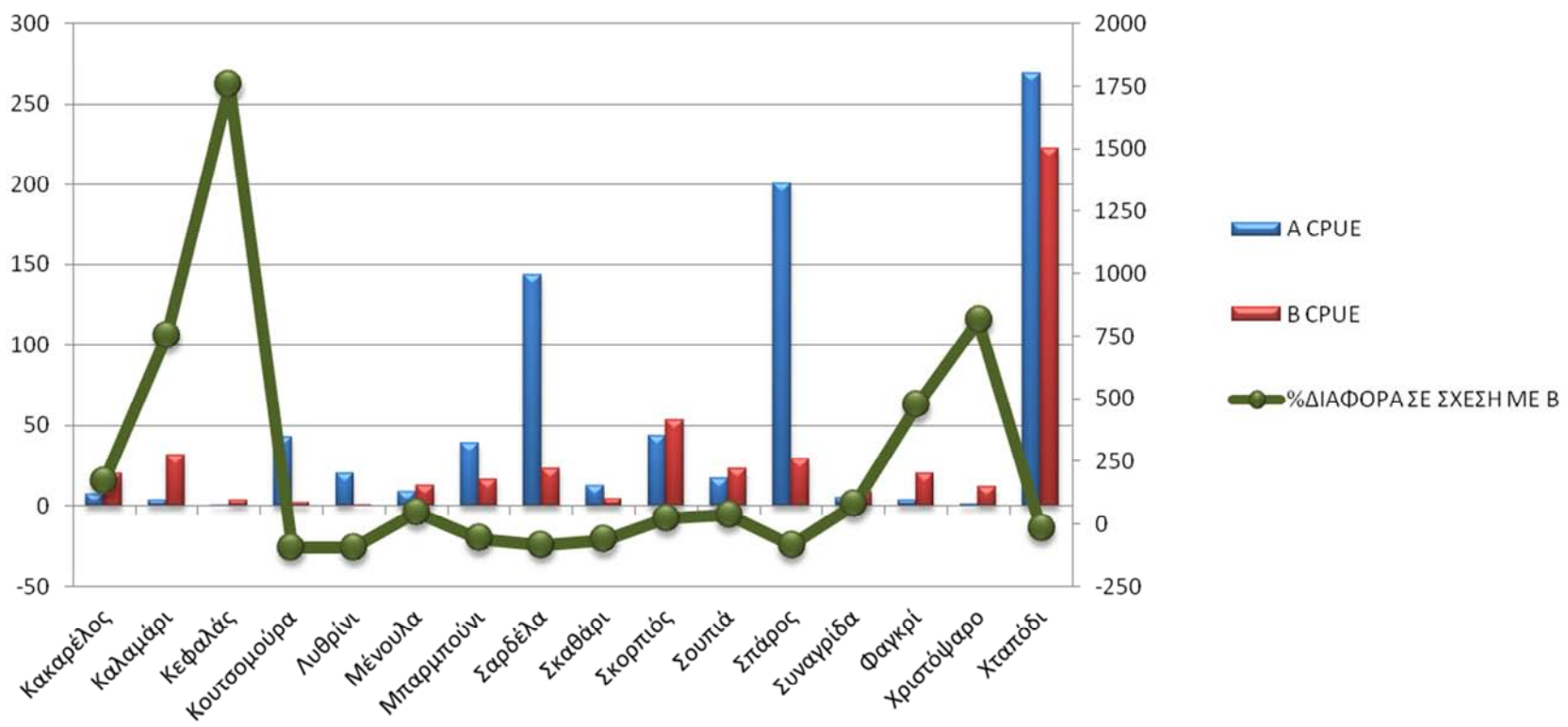


Εικόνα 13. Συγκεντρώσεις του είδους *Pagrus pagrus* γύρω από τις κατασκευές του τεχνητού υφάλου (Καλλανιώτης Α.).

Στον Πίνακα 2 φαίνεται η μέση τιμή του δείκτη αφθονίας CPUE των δεκαέξι ειδών στόχος πριν (Περίοδος Α) και μετά (Περίοδος Β) την πόντιση του τεχνητού υφάλου και η ποσοστιαία διαφορά (%) ανάμεσα στις δύο περιόδους. Στο Σχήμα 8 αποτυπώνεται σχηματικά η διαφορά του δείκτη ανά είδος σε κάθε μία από τις δύο περιόδους.

Πίνακας 2. Διακύμανση του δείκτη αφθονίας CPUE των ειδών στόχος ανά δειγματοληπτική περίοδο (A & B) και % διαφορά που καταγράφηκε στην περίοδο B.

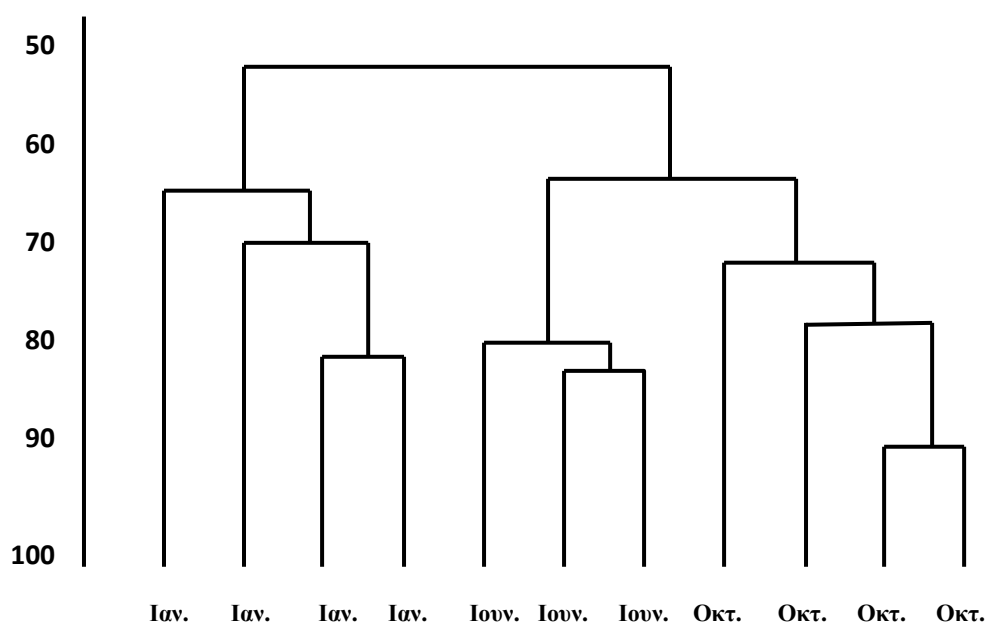
ΠΕΡΙΟΔΟΣ	A	B	%ΔΙΑΦΟΡΑ ΣΕ ΣΧΕΣΗ ΜΕ B
	CPUE	CPUE	
<i>Diplodus vulgaris</i>	7,562	20,433	170%
<i>Logilo vulgaris</i>	3,721	31,622	750%
<i>Pagellus bogaraveo</i>	0,201	3,724	1753%
<i>Mullus barbatus</i>	42,738	2,309	-95%
<i>Pagellus erythrinus</i>	20,211	0,861	-96%
<i>Spicara maena</i>	8,978	12,965	44%
<i>Mullus surmuletus</i>	38,767	16,152	-58%
<i>Sardina pilchardus</i>	143,209	23,015	-84%
<i>Spondylisoma canthrus</i>	12,419	4,487	-64%
<i>Scorpaena porcus</i>	43,802	53,027	21%
<i>Sepia officinalis</i>	16,919	22,91	35%
<i>Diplodus annularis</i>	200,43	29,292	-85%
<i>Dentex dentex</i>	5,01	8,9	78%
<i>Pagrus pagrus</i>	3,476	19,884	472%
<i>Zeus faber</i>	1,344	12,26	812%
<i>Octopus vulgaris</i>	268,874	222,605	-17%



Σχήμα 8. Διαφορά του CPUE ανά είδος στις δύο περιόδους δειγματοληψίας.

3.3. Εποχική συνένευση ειδών στην περιοχή του τεχνητού υφάλου

Όσον αφορά στην εποχική συνένευση των ειδών στη θαλάσσια προστατευόμενη περιοχή η ανάλυση των δεδομένων έγινε ανά σταθμό και εποχή για τον υπολογισμό των διαφοροποιήσεων και συσχετίσεων. Η ομαδοποίηση των σταθμών έγινε σύμφωνα με την εποχή την οποία πραγματοποιήθηκαν οι δειγματοληψίες. Η ανάλυση των δεδομένων στο λογισμικό PRIMER έδωσε το παρακάτω δενδρόγραμμα ομοιοτήτων (Σχ. 9).



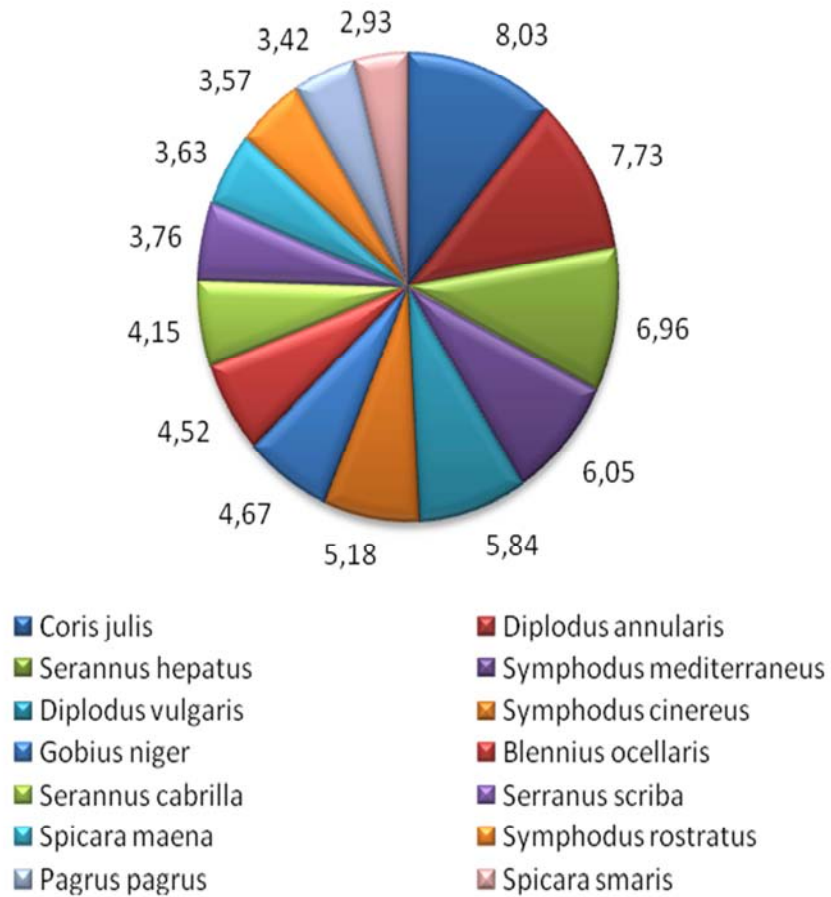
Σχήμα 9. Δενδρόγραμμα ομοιοτήτων των 11 σταθμών που έγιναν τους μήνες Ιανουάριο, Ιούνιο και Οκτώβριο του 2002. Ο κατακόρυφος άξονας δηλώνει την % ομοιότητα μεταξύ των σταθμών.

Στον Πίνακα 3 παρουσιάζεται η μέση διαφοροποίηση των συνενυρέσεων για τους μήνες Ιανουάριο και Ιούνιο. Στο Σχήμα 10 απεικονίζεται σε μορφή πίτας το

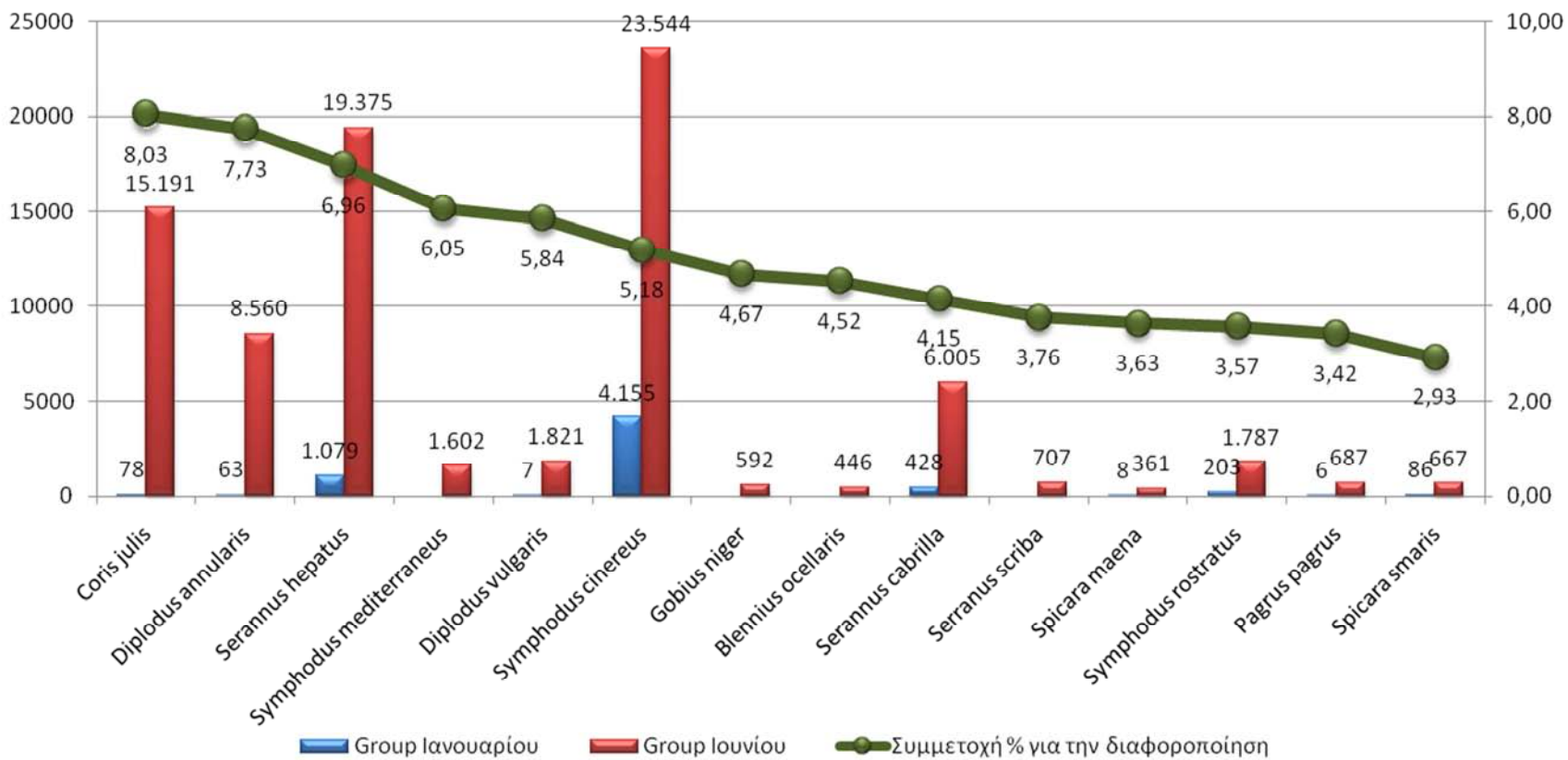
ποσοστό συμμετοχής το κάθε είδους στη διαφοροποίηση και στο Σχήμα 11 απεικονίζεται η μέση αφθονία των ειδών που καταγράφηκαν και η συμμετοχή τους στην διαφοροποίηση των μηνών. Ακολουθεί η σύγκριση Ιουνίου και Οκτωβρίου (Πίν. 4 – Σχ. 12 – Σχ.13) και έπειτα η σύγκριση Ιανουαρίου Οκτωβρίου (Πίν. 5 – Σχ. 14 – Σχ.15).

Πίνακας 3. Μέση διαφοροποίηση μεταξύ των μηνών Ιανουαρίου και Ιουνίου. Υπεύθυνα είδη για την διαφοροποίηση των μηνών – Μέση αφθονία ανά μήνα – Συμμετοχή % για την διαφοροποίηση των σταθμών – αθροιστική συμμετοχή (Av.Diss. = 45,5; $R > 0,938$; $p < 0,029$).

ΕΙΔΗ	Ομάδα	Ομάδα	Συμμετοχή % για τη διαφοροποίηση	Αθροιστική συμμετοχή %
	Ιανουαρίου	Ιουνίου		
	Μέση αφθονία	Μέση αφθονία		
<i>Coris julis</i>	78	15191	8,03	8,03
<i>Diplodus annularis</i>	63	8560	7,73	15,67
<i>Serannus hepatus</i>	1079	19375	6,96	22,73
<i>Symphodus mediterraneus</i>	0	1602	6,05	28,78
<i>Diplodus vulgaris</i>	7	1821	5,84	34,62
<i>Symphodus cinereus</i>	4155	23544	5,18	39,8
<i>Gobius niger</i>	0	592	4,67	44,47
<i>Blennius ocellaris</i>	0	446	4,52	48,99
<i>Serannus cabrilla</i>	428	6005	4,15	53,13
<i>Serranus scriba</i>	0	707	3,76	56,89
<i>Spicara maena</i>	8	361	3,63	60,52
<i>Symphodus rostratus</i>	203	1787	3,57	64,09
<i>Pagrus pagrus</i>	6	687	3,42	67,52
<i>Spicara smaris</i>	86	667	2,93	70,44



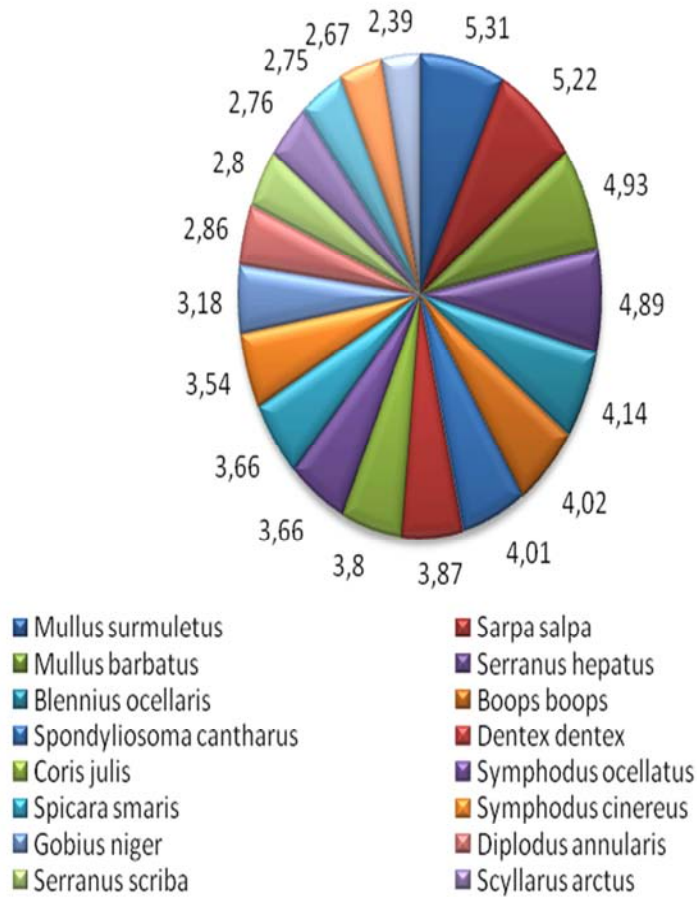
Σχήμα 10. Ποσοστό συμμετοχής στη διαφοροποίηση Ιουνίου και Ιανουαρίου για κάθε είδος.



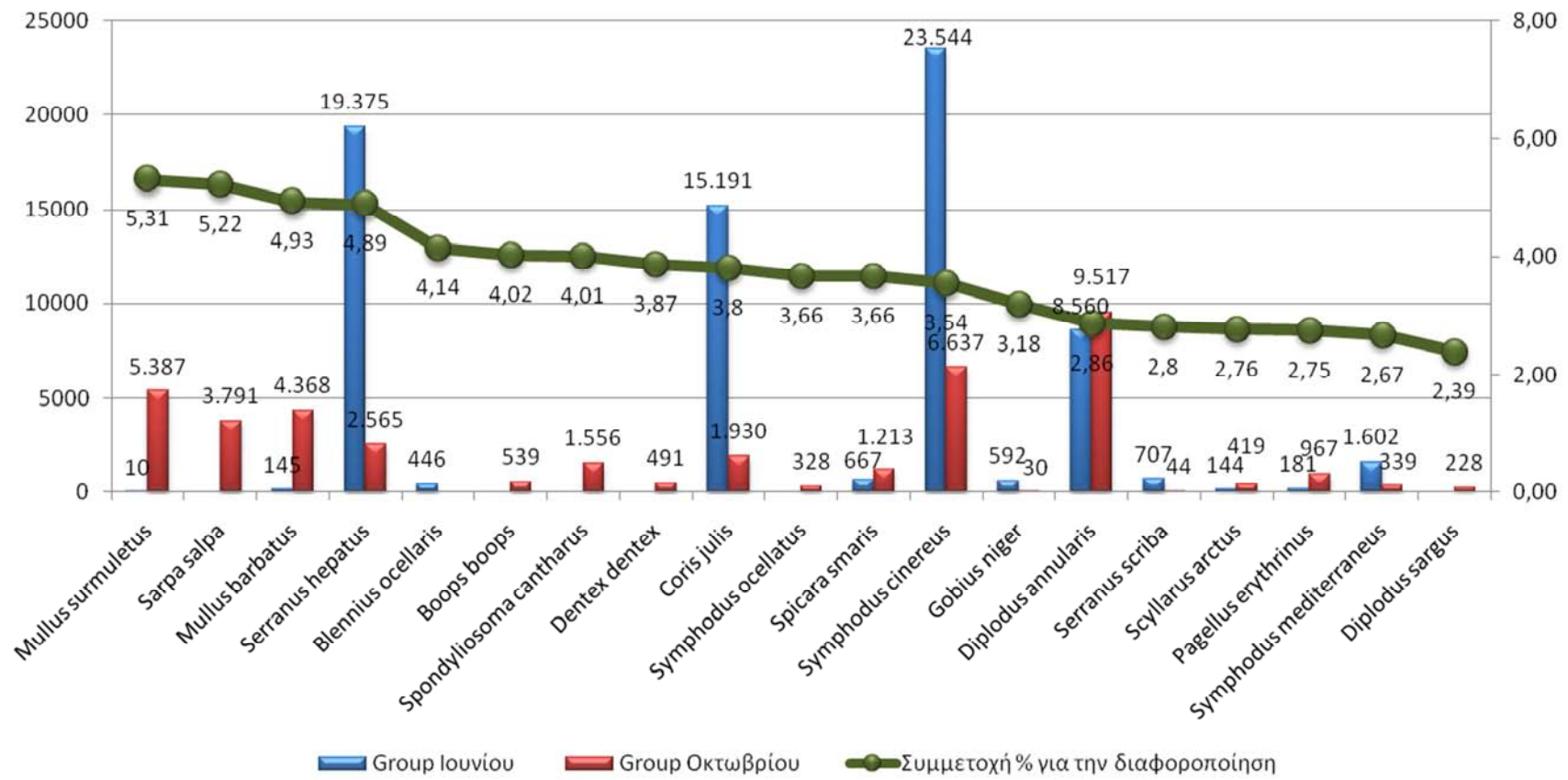
Σχήμα 11. Μέση αφθονία και ποσοστό συμμετοχής των ειδών στην διαφοροποίηση των μηνών Ιανουαρίου και Ιουνίου.

Πίνακας 4. Μέση διαφοροποίηση μεταξύ των μηνών Ιουνίου και Οκτωβρίου. Υπεύθυνα είδη για την διαφοροποίηση των μηνών – Μέση αφθονία ανά μήνα – Συμμετοχή % για την διαφοροποίηση των σταθμών – αθροιστική συμμετοχή (Av.Diss. = 36,8; $R > 0,938$; $p < 0,029$).

ΕΙΔΗ	Ομάδα Ιουνίου	Ομάδα Οκτωβρίου	Συμμετοχή % για την διαφοροποίηση	Αθροιστική συμμετοχή %
	Μέση αφθονία	Μέση αφθονία		
<i>Mullus surmuletus</i>	10	5387	5,31	5,31
<i>Sarpa salpa</i>	0	3791	5,22	10,53
<i>Mullus barbatus</i>	145	4368	4,93	15,46
<i>Serranus hepatus</i>	19375	2565	4,89	20,35
<i>Blennius ocellaris</i>	446	0	4,14	24,29
<i>Boops boops</i>	0	539	4,02	28,51
<i>Spondylisoma cantharus</i>	0	1556	4,01	32,52
<i>Dentex dentex</i>	0	491	3,87	36,38
<i>Coris julis</i>	15191	1930	3,8	40,19
<i>Symphodus ocellatus</i>	0	328	3,66	43,85
<i>Spicara smaris</i>	667	1213	3,66	47,51
<i>Symphodus cinereus</i>	23544	6637	3,54	51,05
<i>Gobius niger</i>	592	30	3,18	54,23
<i>Diplodus annularis</i>	8560	9517	2,86	57,09
<i>Serranus scriba</i>	707	44	2,8	59,89
<i>Scyllarus arctus</i>	144	419	2,76	62,65
<i>Pagellus erythrinus</i>	181	967	2,75	65,41
<i>Symphodus mediterraneus</i>	1602	339	2,67	68,08
<i>Diplodus sargus</i>	0	228	2,39	70,47



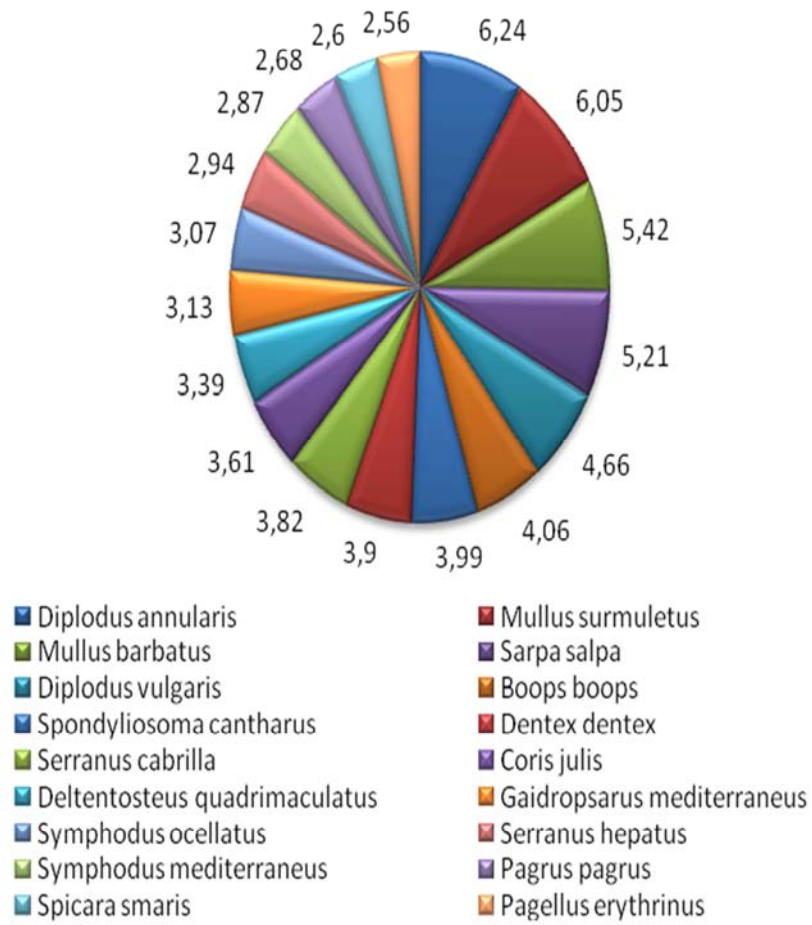
Σχήμα 12. Ποσοστό συμμετοχής στη διαφοροποίηση Ιουνίου και Οκτωβρίου για κάθε είδος.



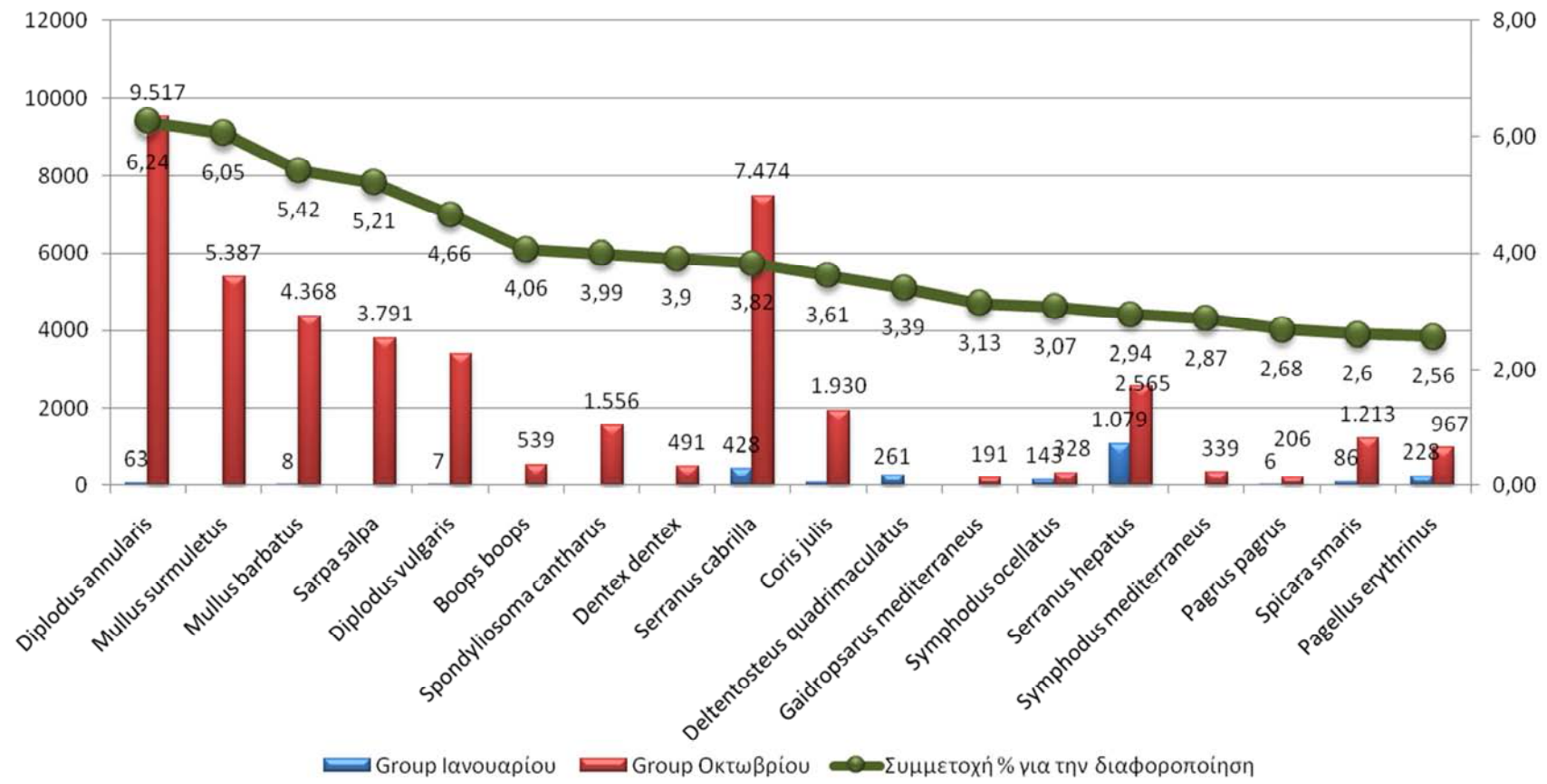
Σχήμα 13. Μέση αφθονία και ποσοστό συμμετοχής των ειδών στην διαφοροποίηση των μηνών Ιουνίου και Οκτωβρίου.

Πίνακας 5. Μέση διαφοροποίηση μεταξύ των μηνών Ιανουαρίου και Οκτωβρίου. Υπεύθυνα είδη για τη διαφοροποίηση των μηνών – Μέση αφθονία ανά μήνα – Συμμετοχή % για την διαφοροποίηση των σταθμών – αθροιστική συμμετοχή (Av.Diss. = 47,62; $R>0,926$; $p<0,029$).

ΕΙΔΗ	Ομάδα	Ομάδα	Συμμετοχή % για την διαφοροποίηση	Αθροιστική συμμετοχή %
	Ιανουαρίου	Οκτωβρίου		
	Μέση αφθονία	Μέση αφθονία		
<i>Diplodus annularis</i>	63	9517	6,24	6,24
<i>Mullus surmuletus</i>	0	5387	6,05	12,29
<i>Mullus barbatus</i>	8	4368	5,42	17,7
<i>Sarpa salpa</i>	0	3791	5,21	22,91
<i>Diplodus vulgaris</i>	7	3417	4,66	27,57
<i>Boops boops</i>	0	539	4,06	31,63
<i>Spondylisoma cantharus</i>	0	1556	3,99	35,61
<i>Dentex dentex</i>	0	491	3,9	39,51
<i>Serranus cabrilla</i>	428	7474	3,82	43,34
<i>Coris julis</i>	78	1930	3,61	46,94
<i>Deltentosteus quadrimaculatus</i>	261	0	3,39	50,34
<i>Gaidropsarus mediterraneus</i>	0	191	3,13	53,46
<i>Symphodus ocellatus</i>	143	328	3,07	56,54
<i>Serranus hepatus</i>	1079	2565	2,94	59,48
<i>Symphodus mediterraneus</i>	0	339	2,87	62,36
<i>Pagrus pagrus</i>	6	206	2,68	65,03
<i>Spicara smaris</i>	86	1213	2,6	67,63
<i>Pagellus erythrinus</i>	228	967	2,56	70,2



Σχήμα 14. Ποσοστό συμμετοχής στη διαφοροποίηση Ιανουαρίου και Οκτωβρίου για κάθε είδος.



Σχήμα 15. Μέση αφθονία και ποσοστό συμμετοχής των ειδών στην διαφοροποίηση των μηνών Ιανουαρίου και Οκτωβρίου.

4. ΣΥΖΗΤΗΣΗ

Στη βιβλιογραφία αναφέρεται ότι τα είδη που καταγράφηκαν κατά τις δειγματοληψίες για τη μελέτη της εποχικής συνέυρεσης των ειδών, συναντώνται σε λειμώνες ποσειδωνίας (Bordonone *et al.*, 2000) και σε περιοχές που συνδυάζουν κινητό και σκληρό υπόστρωμα. Για παράδειγμα, το είδος *Diplodus vulgaris* αποτελεί χαρακτηριστικό των προστατευόμενων περιοχών από τεχνητούς υφάλους και από μελέτες που έχουν γίνει για το στομαχικό περιεχόμενο του είδους αναδεικνύουν τη σημαντικότητα της ύπαρξης πολύχαιτων και κυρίως της οικογένειας Serpulidae (Pepe *et al.*, 1996), ενώ μελέτες σήμανσης έχουν δείξει ότι το είδος *Serannus cabrilla* κάνει μόνο μικρές μετακινήσεις και δεν απομακρύνεται από την περιοχή του τεχνητού υφάλου (Σωφρονίδης και συν., 2001).

Όσον αφορά τα αρχικά στάδια της αποίκησης από επικαθήμενους οργανισμούς, κατά τις δειγματοληψίες εντοπίστηκαν 46.986 άτομα τα οποία άνηκαν σε 13 τάξεις και καταγράφηκαν 88 είδη. Υπολογίστηκε ότι στις τρεις πρώτες δειγματοληπτικές περιόδους (Μάρτιο/2000, Μάιο/2000, Ιούλιο/2000) η κυρίαρχη ομάδα ήταν οι πολύχαιτοι και ακολούθησαν τα δίθυρα μαλάκια. Στους δύο πρώτους μήνες το κυρίαρχο είδος ήταν το *Spirobranchus polytrema* με ποσοστό 27,3% και 54,4% αντίστοιχα, ενώ στη δειγματοληψία του Ιουλίου το κυρίαρχο είδος ήταν το *Pomatoceros triqueter* με ποσοστό 18,6%. Όσον αφορά τα δίθυρα και στις τρεις πρώτες δειγματοληπτικές περιόδους, το κυρίαρχο είδος ήταν το *Anomia ephippium* και ακολούθησε το *Hiatella arctica*. Στη δειγματοληψία του Δεκεμβρίου οι πολύχαιτοι έφτασαν σε ποσοστό 34% με το είδος *Promatoceros triqueter* σε ποσοστό 28,4%. Τα Δίθυρα έφτασαν το 16% με κυρίαρχο είδος το *Hiatella arctica* (6,9%). Από τη δειγματοληψία του Μαΐου/2001 με ποσοστό μέσης κυριαρχίας υπερτέρησαν τα Μαλακόστρακα με το *Corophium sextonae* να έχει το μεγαλύτερο ποσοστό (55,9%).

Η στατιστική ανάλυση έδειξε σημαντικές διαφορές ανάμεσα στα δείγματα : π.χ. μαλακόστρακα ($F=30,14$, $p<0,05$), δίθυρα ($F=63,06$, $p<0,05$) και γαστερόποδα ($F=16,82$, $p<0,05$). Πιο συγκεκριμένα, για τα μαλακόστρακα οι μεγαλύτερες διαφορές καταγράφηκαν ανάμεσα στα δείγματα Μαρτίου/2000 - Μαΐου/2001, Μαΐου/2000 - Μαΐου/2001 και Μαρτίου/2000 - Δεκεμβρίου/2000. Οι πολύχαιτοι έδειξαν υψηλότερες σημαντικές διαφορές ανάμεσα στις δειγματοληψίες Μαρτίου/2000 - Μαΐου/2001, Μαΐου/2000 - Μαΐου/2001 και Δεκεμβρίου/2000 - Μαΐου/2001.

Τα αποτελέσματα και το δενδρόγραμμα ομοιοτήτων (Σχ. 5) της cluster analysis δείχνουν επίπεδο ομοιότητας 49,5% για δύο ομάδες δειγματοληπτικών περιόδων. Ουσιαστικά η πρώτη ομάδα αφορά την δειγματοληπτική περίοδο του Μαΐου/2001 λόγω της αφθονίας των ειδών που παρουσιάστηκε και το δεύτερο αποτελείται από τις υπόλοιπες δειγματοληπτικές περιόδους. Η δεύτερη ομάδα μπορεί να διαχωριστεί σε 4 υπο-ομάδες με επίπεδο ομοιότητας περίπου 60%. Τα αποτελέσματα της ανάλυσης δείχνουν μια διάκριση ανάμεσα στις ομάδες των δειγματοληψιών άρα το δενδρόγραμμα είναι έγκυρο ($R = 0,948$, $p<0,01$).

Έχει αναφερθεί ότι η πρώτη αποίκιση μετά την ανάπτυξη του πρώτου βακτηριακού υμενίου, γίνεται από πολύχαιτους (Bougis, 1976). Ωστόσο, αυτό μπορεί να θεωρηθεί και αναμενόμενο καθώς η περιοχή που δημιουργήθηκε η προστατευόμενη ζώνη, είναι αρκετά ευτροφική. Έτσι, δικαιολογείται και η ύπαρξη πολλών διηθηματοφάγων οργανισμών. Οι συγκρίσεις των ειδών που είχαν προσκολληθεί στις πλάκες που είχαν τοποθετηθεί στις κορυφές των πυραμίδων με αυτές που ήταν στις βάσεις έδειξαν ότι υπήρχαν σημαντικές στατιστικές διαφορές μόνο για τα γαστερόποδα τα οποία είχαν αυξημένη αριθμητική παρουσία στις πλάκες που είχαν τοποθετηθεί στις κορυφές ($F=37,33$, $p<0,05$). Επίσης, λόγω των συνθηκών

φωτός, ευνοείται η ανάπτυξη φυκών στις κορυφές των πυραμίδων. Για παράδειγμα, στη δειγματοληπτική περίοδο Ιουλίου/2000 η μέση υγρή βιομάζα υπολογίστηκε στα $169,8 \text{ g/m}^2$ στις κορυφές και μόνο $9,79 \text{ g/m}^2$ στη βάση των πυραμίδων (Manoudis *et al.*, 2005). Οι Bombace *et al.* (1994) μελέτησαν την αποίκιση στο σκληρό υπόστρωμα των τεχνητών υφάλων και υποστηρίζουν ότι οι κυρίαρχοι οργανισμοί είναι πάντα διηθηματοφάγοι.

Όσον αφορά στα ιχθυοαποθέματα, τα δεδομένα από τις καλάδες έδειξαν ότι συνολικά εντοπίστηκαν 101 είδη εκ των οποίων τα 83 ήταν ψάρια, 9 ήταν καρκινοειδή και 9 κεφαλόποδα. Στόχος όμως των δειγματοληψιών που έγιναν από το ΙΝ.ΑΛ.Ε., είχαν ως κύριο αντικείμενο μελέτης μόνο 13 είδη ψαριών και 3 είδη κεφαλόποδων. Πιο συγκεκριμένα, πριν την πόντιση του τεχνητού υφάλου (Περίοδος Α) βρέθηκαν 71 είδη ψαριών, 8 είδη καρκινοειδών και 8 είδη κεφαλοπόδων. Με βάση τη βιομάζα τους τα πιο άφθονα είδη ήταν το *Octopus vulgaris* (3764 kg/km^2) που κυριαρχεί στην περιοχή, ο σπάρος *Diplodus annularis* (2806 kg/km^2), η σαρδέλα *Sardina pilchardus* (2004 kg/km^2) ο σκορπιός *Scorpaena porcus* (613 kg/km^2), η κουτσομούρα *Mullus barbatus* (598 kg/km^2), ο μοσχιός *Eledone moschata* (571 kg/km^2), το μπαρμπούνι *Mullus surmuletus* (572 kg/km^2), η χειλού *Symphodus cinereus* (491 kg/km^2), το σκορπίνι *Scorpaena notate* (427 kg/km^2) και τέλος ο γύλος *Coris julis* (425 kg/km^2) (Σωφρονίδης και συν., 2001.).

Μετά την πόντιση του υφάλου (Περίοδος Β) εντοπίστηκαν 62 είδη ψαριών, 8 κεφαλοπόδων και 3 καρκινοειδών. Με βάση τη βιομάζα τους τα πιο άφθονα είδη ήταν το χταπόδι *Octopus vulgaris* (3339 kg/km^2), η αθερίνα *Atherina boyeri* (1299 kg/km^2), ο σκορπιός *Scorpaena porcus* (795 kg/km^2), ο μοσχιός *Eledone moschata* (601 kg/km^2), ο γύλος *Coris julis* (491 kg/km^2), το καλαμάρι *Logilo vulgaris* (474 kg/km^2), το περκάκι *Serranus hepatus* (474 kg/km^2), σπάρος *Diplodus annularis* (439

kg/km²), (Εικ. 12) η σαρδέλα *Sardina richardus* (345 kg/km²) και η σουπιά *Sepia officinalis* (344 kg/km²) (Σωφρονίδης και συν., 2001).

Από τα 101 είδη, 24 παρουσίασαν αύξηση στη βιομάζα τους μετά την πόντιση του υφάλου και 35 παρουσίασαν μείωση. Επίσης, λόγω των αλλαγών των περιβαλλοντικών συνθηκών μετά την πόντιση του υφάλου, επιτεύχθηκε προσέλκυση νέων ειδών αλλά και απομάκρυνση άλλων. Συνολικά 18 είδη που εντοπίστηκαν στην περίοδο Α, δεν εντοπίστηκαν την περίοδο Β ενώ το αντίθετο συμβαίνει με 10 είδη τα οποία εντοπίστηκαν μόνο μετά την τοποθέτηση του υφάλου. Μόνο 9 είδη εντοπίστηκαν και στις δύο περιόδους, δείχνοντας την σταθερή παρουσία τους ανεξάρτητα από εποχή και περίοδο δειγματοληψίας (Σωφρονίδης και συν., 2001).

Συνοπτικά μπορεί να ειπωθεί ότι το πρώτο και πιο εμφανές αποτέλεσμα είναι ότι όπως φαίνεται από τις διαφορές του δείκτη αφθονίας ανά εποχή, μετά την πόντιση του τεχνητού υφάλου υπάρχει μια σημαντική αύξηση στη βιομάζα ορισμένων ειδών και αντίθετα μια μείωση σε άλλα. Παρατηρήθηκε ότι σε ορισμένα είδη παρουσιάστηκε εντυπωσιακή αύξηση, όπως στον κεφαλά (*Pagellus bogaraveo*), το χριστόψαρο (*Zeus faber*), το καλαμάρι (*Logilo vulgaris*) και το φαγκρί (*Pagrus pagrus*) (Εικ. 13) με 1753%, 812%, 750% και 472% ποσοστό αύξησης αντίστοιχα. Αντίθετα, σε άλλα είδη όπως στο λυθρίνι (*Pagellus erythrinus*), στην κουτσομούρα (*Mullus barbatus*) και στον σπάρο (*Diplodus annularis*), σημειώθηκε σημαντική μείωση με 96%, 95% και 85% αντίστοιχη μείωση του ποσοστού δείκτη αφθονίας. Παρόλο που η αύξηση της βιομάζας μπορεί να θεωρηθεί αναμενόμενη καθώς στην προστατευόμενη περιοχή μειώνεται η αλιεία, σε ορισμένα είδη υπάρχει εντυπωσιακή αύξηση του ποσοστού δείκτη αφθονίας, όπως αυτό της αθερίνας που έφτασε το 363,535% (Σωφρονίδης και συν., 2001). Γενικότερα, η μείωση που παρουσιάστηκε σε διάφορα είδη από -1% έως -99%, μπορεί να αποδοθεί στην αλλαγή του

υποστρώματος καθώς πρόκειται για είδη κυρίως πελαγικά ή που συναντώνται σε μαλακό υπόστρωμα. Επίσης, πρέπει να σημειωθεί ότι πολλές από τις καλάδες των δειγματοληψιών έγιναν εκτός της προστατευόμενης περιοχής και το γεγονός αυτό μπορεί να θεωρηθεί ως απόδειξη ότι πιθανόν να υπάρχει αύξηση των αλιευμάτων και στην περιμετρική ζώνη όπου αλιεύει η μηχανότρατα.

Επίσης, σύμφωνα με μελέτες που έχουν γίνει για την δομή και δυναμική των νηκτονικών συνευρέσεων πριν και μετά την πόντιση του υφάλου, αποδείχθηκε ότι η περιοχή χαρακτηριζόταν από ενδιάμεσα μεγέθη στη διάρκεια του καλοκαιριού και μικρά το φθινόπωρο. Μετά την πόντιση όμως του υφάλου το καλοκαίρι εντοπίζονται μεγάλα άτομα εντός του υφάλου και μεσαίου μεγέθους γύρω από αυτόν (Λέκκας και συν., 2004). Συνολικά αλιεύτηκαν 66 είδη και 10.575 άτομα εκ των οποίων 1301 τον Ιανουάριο, 4925 τον Ιούνιο και 4349 τον Οκτώβριο. Γενικότερα η στατιστική ανάλυση των δεδομένων από τις δειγματοληψίες δείχνει ότι υπάρχει διαφορά ανάμεσα στις εποχές ($r > 0,91$, $p < 0,001$). Με την σύγκριση ανά ζεύγη στους μήνες, η τιμή για το R υπολογίστηκε σε κάθε περίπτωση μεγαλύτερη του 0,93 κάτι το οποίο δηλώνει στατιστικά σημαντική διαφορά χωρίς αλληλοεπικάλυψη μεταξύ των εποχών (αυτό ισχύει για κάθε περίπτωση που $R > 0,75$).

Το συμπέρασμα είναι ότι ο ύφαλος λειτουργεί σαν νηπιοτροφείο καθώς η δυναμική των συνευρέσεων συνδέεται με τον αναπαραγωγικό κύκλο αρκετών ειδών. Επίσης η διαφοροποίηση της δομής των συνευρέσεων μέσα και γύρω από ύφαλο δείχνει την δημιουργία νέων οικολογικών θόκων καθώς πολλά είδη, όπως το *Diplodus puntazzo* δεν εγκαταλείπουν το καταφύγιο που τους προσφέρει ο ύφαλος. Έχουμε, συνεπώς, παρά τη διαταραχή του περιβάλλοντος, μια αύξηση της παραγωγής και βιομάζας τουλάχιστον εμπορικών αλιευμάτων.

Συνοπτικά, είναι φανερό ότι από την πόντιση του τεχνητού υφάλου η περιοχή επέρχεται μια διαταραχή των βιοκοινωνιών με τις περιβαλλοντικές αλλαγές που προκαλούνται και κυρίως αυτή της αλλαγής του υποστρώματος. Ουσιαστικά υπάρχει ένα καινούριο καθεστώς ισορροπίας το οποίο αργεί να σταθεροποιηθεί. Οι μελέτες που αφορούν την αποίκιση στους τεχνητούς υφάλους είναι πάρα πολύ λίγες. Ωστόσο ο Fager (1971) αναφέρει ότι τα φύκη και τα ασπόνδυλα συνήθως αποικούν αρκετά γρήγορα στο επιπλέον διαθέσιμο σκληρό υπόστρωμα που προσφέρει ένας τεχνητός ύφαλος παρόλο που χρειάζονται χρόνια για να επέλθει μια ισορροπία στην δομή των κοινωνιών αυτών. Εκτός των άλλων, η αρχική αποίκιση, τα επίπεδα διαδοχής και η τελική σύνθεση και η πληθώρα των βενθικών οργανισμών εξαρτώνται από την σύνθεση του υποστρώματος, την εποχή που ποντίστηκε ο τεχνητός ύφαλος και τις περιβαλλοντικές μεταβλητές όπως η θερμοκρασία νερού και τα ρεύματα της περιοχής (Bohnsack & Sutherland, 1985). Οι Carter *et al.* (1985) αναφέρουν ότι οι καλύτερες περιοχές για πόντιση τεχνητού υφάλου για την επίτευξη βέλτιστης ανάπτυξης του ιχθυοαποθέματος, είναι αυτές που ευνοούν μια γρήγορη ποιοτική και ποσοτική ανάπτυξη αποίκησης.

Είναι όμως απαραίτητο να γίνεται σε κάθε περίπτωση μακροχρόνια παρακολούθηση και μελέτη και με τη βοήθεια μεγαλύτερων χρονικών σειρών και βάσεων δεδομένων να δίνεται μια πληρέστερη εικόνα του εποικισμού και της αποτελεσματικότητας του τεχνητού υφάλου. Αυτό φαίνεται και από την προσπάθεια δημιουργίας γραμμικού μοντέλου πρόβλεψης για τη διαδοχή των βενθικών οργανισμών. Αρχικά παρατηρείται από την μερική αυτοσυσχέτιση ότι δεν υπάρχουν σημαντικές ράβδοι, όποτε δεν μπορεί να γίνει μοντέλο τρίτης τάξης. Όμως, παρά τα ελάχιστα διαθέσιμα δεδομένα, στο γράφημα της συνάρτησης αυτοσυσχέτισης υπάρχει μια ράβδος η οποία παρουσιάζει μια μικρή αυτοσυσχέτιση, η οποία κατά τον

υπολογισμό της μερικής αυτοσυσχέτισης πλησιάζει το επίπεδο σημαντικότητας. Βεβαία, το ύψος του επιπέδου σημαντικότητας είναι πολύ μεγάλο εξαιτίας της έλλειψης δεδομένων. Αυτή η «ασήμαντη-σημαντική» δεύτερη ράβδος στην μερική αυτοσυσχέτιση μας βάζει σε σκέψεις ότι μπορεί να γίνει ένα μοντέλο γραμμικού τύπου. Πάντως η δεύτερη ράβδος στην ολική αλληλοσυσχέτιση δείχνει ότι υπάρχει μια πιθανότητα για συνεχόμενη παρουσία του είδους στην προστατευόμενη περιοχή.

Επομένως, ναι μεν μπορεί να γίνει μια υπόθεση ότι ο ύφαλος λειτουργεί με επιθυμητό τρόπο, αλλά επιβεβαιώνεται ότι για το σωστό έλεγχο μιας προστατευόμενης περιοχής απαιτείται μακροχρόνια παρακολούθηση.

5. ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

Ξένη βιβλιογραφία

Antoniadou, C. and Chintiroglou C. (2001). Colonization pattern of the infralittoral hard substrate community in the North Aegean Sea (Chalkidiki, Greece). Preliminary results. Rapp. Comm.int. Mer Médit., 36 : 351

Ardizzone, G.D., and Bombace G. (1983). Artificial experiments along Tyrrhenian coasts. Journee Etud. Recif Artif. et Mariculture, Cannes, CIESM : 49-51.

Ardizzone, G.D., Bombace G. and Pelusi P. (1982). Settlement and growth of *Mytilus galloprovincialis* Lamk on an artificial reef in the Tyrrhenian Sea. Journe'e Etud. Recifs Artif. et Maricult. suspend., Cannes, Rapp. CIESM : 59 – 61.

Ardizzone, G.D., Chimenz C. and Belluscio A. (1982b). Benthic community on the artificial reef of Fregene (Latium). Journée Etud. Récifs artif. Et Maricult. Suspend. – Cannes, C.I.E.S.M.: 55–57.

Ardizzone, G.D., Gravina M.F. and Belluscio P. (1989). Temporal development of epibenthic communities on artificial reefs in the central Mediterranean Sea. Bulletin of Marine Science 44(2): 592–608.

Ardizzone, G.D., Belluscio A., Gravina M.F., and Somaschini A. (1996). Colonization and disappearance of *Mytilus galloprovincialis* Lamk on an artificial habitat on the Mediterranean Sea. Estuarine, Coastal and Shelf Science 43: 665–676.

Bakus, G.J. (1990). Quantitative ecology and marine biology. A.A. Balkema, Rotterdam.

Barnard, L. (1958). Amphipod crustaceans as fouling organisms in Los Angeles-long beach harbors, with reference to the influence of seawater turbidity. California Fish and Game, Conservation of wildlife through education, 44 (2): 161-169.

Beck, M. W., Heck K.L., Able K.W., Childers D.L., Eggleston D.B., Gillanders B.M., Halpern B.S., Hays C.G., Hoshino K., Minello T.J., Orth R.J., Sheridan P.F., and Weinstien M.P. (2003). The role of nearshore ecosystems as fish and shellfish nurseries. *Issues in Ecology*. Number 11. Ecological Society of America: 12 pp.

Bellan – Santini, D., and Lacaze J.C. (1994). Les biocenoses marines et littorals de Mediteranee, synthese, menaces et perspectives. In: Secretariat de la flore. Collection Partimoines Naturels .19. Serie Partimoine ecologique.Paris:246.

Bianchi, C. N., and Morri C. (1985). I policheti come descrittori della struttura trofica degli ecosistemi marini. *Oebalia* 11: 203–214.

Bombace, G. (1980). Experiments on artificial reefs in Italy. *GFCM/XV/80/21*:11.

Bombace, G., Fabi G., Fiorentini L., and Speranza S. (1994). Analysis of the efficacy of the artificial reefs located in five different areas of the Adriatic Sea. *Bull. Mar. Science*, 55 (2- 3) : 559-580.

Bombace, G. (1996). Protection of biological habitats by artificial reefs.Proceedings of the 1st Conference of the Eroupean Artificial Reef Research Network, Ancona, Italy, 26-30 March: 87-93.

Bohnsack, J., and Sutherland D. (1985). Artificial reef research: A review with recommendations for future priorities. *Bull. Mar. Sci.*, 37(1): 11- 39.

Bordone, S.A., Samoilys M.A., and Francour P. (2000). Fish and macroinvertebrate evaluation methods. In: Seaman W.J., editor. *Artificial reef evaluation: with application to natural marine habitats*. Boca Raton, Florida: CRC Press. pp. 127-164.

Bougis, P. (1976). Océanographie biologique appliquée, l’exploitation de la vie marine. MASSON: 320.

- Bourget, E., DeGuise J., and Daigle G. (1994).** Scales of substratum heterogeneity, structural complexity, and the early establishment of a marine epibenthic community. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 181(1): 31–52.
- Brown, K. M., and Swearingen D.C. (1998).** Effects of seasonality, length of immersion, locality and predation on an intertidal fouling assemblage in the Northern Gulf of Mexico. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 225: 107–121.
- Carter, J.W., Carpenter A.L., Foster M.S., and Jessee W.N. (1985).** Benthic succession on an artificial reef designed to support a Kelp-reef community. *Bull. Mar. Sci.*, 37: 86-113.
- Clarke, K.R., and Green R.H. (1988).** Statistical design and analysis for a ‘biological effects’ study. *Mar. Eco. Prog. Ser.*, 46: 213-226.
- Clarke, K.R., and Warwick R.M. (1994).** Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. In: *Natural Environment Research Council*, UK: 144.
- Clarke, K. R. (1993).** Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117–143.
- Clewell, A. F., Rieger J., and Munro J. (2000).** Guidelines for developing and managing ecological restoration projects. Publications Working Group. Society for Ecological Restoration: 11 pp.
- Cocito, S., Ferdeghini F., Morri C., and Bianchi C.N. (2000).** Patterns of bioconstruction in the cheilostome *Schizoporella errata*: the influence of hydrodynamics and associated biota. *Marine Ecology Progress Series* 192: 153–161.

Coen, L. D., and Luckenbach M.W. (2000). Developing success criteria and goals for evaluating oyster reef restoration: Ecological function or resource exploitation? *Ecological Engineering* 15: 323–343.

Deysher, L. E., Dean T.A., Grove R.S., and Jahn A. (2002). Design considerations for an artificial reef to grow giant kelp (*Macrocystis pyrifera*) in Southern California. *ICES Journal of Marine Science*. 59(Supplement1): S201–S207.

Dounas, C. and Kallanoitis A. (1997). Establishment of a marine protected zone with artificial reefs in the coast of Thrace, N. Aegean Sea. *Fisheries news*, pp 50-55.

EEA (European Environment Agency) (2003). Europe's Environment: The Third Assessment. Office for Official Publications of the European Union, Luxembourg: 61 pp.

Fabi, G., Fiorentini L., and Giannini S. (1986). Growth of *Mytilus galloprovincialis* Lamk on a suspended and immersed culture in the Bay of Portonovo (central Adriatic sea). *FAO Fisheries Report* 357: 144–154.

Fabi, G., Fiorentini L., and Giannini S. (1989). Experimental shellfish culture on an artificial reef in the Adriatic Sea. *Bulletin of Marine Science* 44 (2) : 923 – 933.

FAO (United Nations Food and Agriculture Organization) (2002). The State of World Fisheries and Aquaculture, 2002. FAO Information Division, Rome, Italy.

Frid, C.L.J., and Clark S. (1999). Restoring aquatic ecosystems : An overview. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 9: 1–4.

Fager, E.W. (1971). Pattern in the development of a marine community. *Limnol. Oceanogr.* 16 : 241- 253.

Ferdeghini, F., Cocito S., Morri C., and Bianchi C.N. (2000). Living Bryozoan Buildups: *Schizoporella errata* (Waters, 1848) (Cheilostomatida, Ascophorina) in the

Northwestern Mediterranean (Preliminary Observations). Proceedings of the 11th International Bryozoology Association Conference: 238–244.

Ferdeghini, F., Cocito S., Azzaro L., Sgorbini S. and Cinelli F. (2001). Bryozoan biocostructions in the coralligenous formations of S. M. Leuca (Apulia, Italy). *Biologia Marina Mediterranea* 8(1): 238–245.

Fitzhrdinge, R.C. and Bailey-Brock J.H. (1989). Colonization of artificial reef materials by corals and other sessile organisms. *Bulletin of Marine Science*, 44 (2) : 567-579.

Glasby, T.M. and Connell S.D. (2001). Orientation and position of substrata have large effects on epibiotic assemblages. *Marine Ecology Progress Series* 214: 127–135.

Gray, J.S. (1981). *The Ecology of Marine Sediments*. Cambridge University Press, Cambridge, 185 pp.

Gray, J.S., Clarke K.R., Warwick R.M. and Hobbs G.(1990). Detection of initial effects of pollution on marine benthos: an example from the Ekofisk and Eldfisk oilfields, North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 66: 285–299.

Gravina, M.F., Ardizzone G.D. and Belluscio A. (1989). Polychaetes of an artificial reef in the Central Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 28: 161–172.

Gomez- Buckley, M.C. and Haroun R.J. (1994). Artificial reefs in the Spanish coastal zone. *Bull. Mar. Sci.*55: 1021-1028.

Guillen, L.E., Ramos – Espla A.A., Martinez L. and Sanchez Lizaso J.L. (1994). Antitrawling reefs and the protection of *Posidonia* oceanic meadows in the western Mediterranean Sea: demands and aim. *Bulletin of Marine Science*, 55:645-650

Hong, J.S. (1983). Impact of the pollution on the benthic community. *Bulletin of the Korean Fisheries Society*, vol.16, No 3.

- ICES (International Council for the Exploration of the Sea) (2002).** Seventh International Conference on Artificial Reefs and Related Aquatic Habitats. ICES Journal of Marine Science 59(Supplement): 362 pp.
- Jaap, W.C. (2000).** Coral reef restoration. *Ecological Engineering* 15: 345–364.
- Jackson, J. B. C. (2001).** What was natural in the coastal ocean? *Proceedings of the National Academy of Sciences* 98: 5411–5418.
- Jensen, A.C., Collins K.J. and Lockwood A.P.M. (2000).** *Artificial Reefs in European Seas*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- Kennedy, V.S. and Breisch L.L. (1981).** *Maryland's Oysters: Research and Management*. University of Maryland Sea Grant Publication UM-SG-TS-81-04. College Park, Maryland.
- Kluijver, M.J. (1997).** *Sublittoral communities of North Sea hard-substrata*. Print Partners Ipskamp, Enschede, S.B.N.O., AquaSense, Amsterdam : 330.
- Kocak, F. and Zamboni N. (1998).** Settlement and seasonal changes of sessile macrobenthic communities on the panels in the Loano artificial reef (Ligurian sea, NW Mediterranean). *Oebalia* XXIV, 17–37.
- Koenig, C.C. (2001).** *Oculina banks: Habitat, fish populations, restoration and enforcement*. Project Report. South Atlantic Fishery Management Council, Charleston, South Carolina.
- Lenihan, H.S. (1999).** Physical-biological coupling on oyster reefs: How habitat structure influences individual performance. *Ecological Monographs* 69 : 251–275.
- Looi, C.K. and Thomas C. (199).** Artificial reef program in Malaysia. *ICLARM Conf. Proc.*, 22 :305-309.

- Manoudis, G, Antoniadou C., Dounas K. and Chintiroglou C. (2005).** Successional stages of experimental artificial reefs deployed in Vistonikos Gulf (N.Aegean Sea, Greece); preliminary results. *Belg. J. Zool.*, 135(2) : 209 – 215.
- McGurrin, J.M., Stone R.B. and Sousa R.J. (1989).** Profiling United States artificial reef development. *Bull. Mar. Sci.*, 44:1004 – 1013.
- Moreno, I., Roca I. and Renones J. (1994).** Artificial reef program in Balearic waters (Western Mediterranean). *Bull. Mar. Sci.*, 55 : 667-671.
- Murray, J.D. (1994). A policy and management assessment of US artificial reef programs. *Bull. Mar. Sci.*, 55:960 – 969.
- National Coral Reef Institute (2001).** Proceedings of the International Conference on Scientific Aspects of Coral Reef Assessment, Monitoring and Restoration. *Bulletin of Marine Science* 69 (2).
- Newell, R.I.E., Hood R.R., Koch E.W. and Grizzle R.E. (2003).** Modeling the effects of changes in turbidity on light available for submerged aquatic vegetation. Final Report. NOAA/UNH Cooperative Institute for Coastal and Estuarine Environmental Technology. University of New Hampshire, Durham.
- NOAA Restoration Center (2004).** Restoring Coastal and Marine Habitats U.S. National Oceanic and Atmospheric Administration, Fisheries Office of Habitat Conservation. Silver Spring, Maryland: 16 pp.
- OSPAR Commission (2000).** OSPAR Quality Status Report 2000: Region II – Greater North Sea. OSPAR Commission, London: xiii + 136 pp.
- OSPAR Commission (1999).** OSPAR Guidelines on Artificial Reefs in Relation to Living Marine Resources. OSPAR Commission, London. OSPAR 99/15/1-E, Annex 6.

- Odum, P.E. (1993).** Ecology and our endangered life-support systems. Sinaur Associates, Inc., North Main Street Sunderland, Massachusetts 1375, USA: 301.
- Pearson, T. H., and Rosenberg R. (1978).** Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 16: 229–311.
- Pauly, D., Christensen V., Dalsgaard J., Froese R. and Torres F. Jr. (1998).** Fishing down marine food webs. *Science* 279: 860–863.
- Pepe, P., Badalamenti F. and D’Anna G. (1996).** Abitundini alimetary di *Diplodus vulgaris* sulle structure artificial del golfo di Castellamare (Sicilia nord – occidentale). *Bio l. Mar. Medit.*, 3(1):514-514.
- Pickering, H., Whitmarsh D. and Jensen A. (1998).** Artificial reefs as a tool to aid rehabilitation of coastal ecosystems: Investigating the potential. *Mar. Pol. Bul.*, 37 (8-12): 505- 514.
- Pitcher, T. J., Watson R., Haggan N., Guenette S., Kennish R., Sumaila R., Cook D., Wilson K. and Leung A. (2001).** Marine reserves and the restoration of fisheries and marine ecosystems in the South China Sea. *Bulletin of Marine Science* 66(3): 543–566.
- Pitcher, T. J., Buchary E.A. and Hutton T. (2002).** Forecasting the benefits of no-take human-made reefs using spatial ecosystem simulation. *ICES Journal of Marine Science* 59(Supplement): S17–S26.
- Pollard, D.A. (1989).** Artificial habitats for fisheries enchancement in the Australian region. *Mar. Fish. Rev.*, 5:11-26.
- Pratt, J.R. (1994).** Artificial habitats and ecosystem restoration: managinf the future. *Bull. Mar. Sci.*, 55:268 – 275.

- Povolina, A. (1996).** Biomass on artificial reefs. Proceedings of the 1st Conference of the European Artificial Reef Research Network, Ancona, Italy, 26-30 March: 50-55.
- Proffitt, E. (2004).** Book review: Handbook of ecological restoration. *Restoration Ecology* 12(1): 143–144.
- Reed, D., Schroeter and D.S. and M. Page M. (2002).** Proceedings from the Second Annual Public Workshop for the SONGS Mitigation Project. Report to the California Coastal Commission. University of California, Santa Barbara. Marine Science Institute : 62–85.
- Relini, G. (1974).** Collonizzazione del substrati duri in mare. *Mem. Biol. Mar. Oceanogr.*, 6 : 201-261.
- Relini, G. and Relini L. (1989).** Artificial reefs in the Ligurian Sea. *FAO Fisheries Report* 428: 114-119.
- Relini, G., Zamponi N. and Sommezer F. (1990).** Development of sessile macrobenthos community in the Loano artificial reef. *Rapp. Com. Int. Mer. Medit.*, 32 (1): 24-27.
- Relini, G., Zamboni N., Tixi F. and Torchia G. (1994b).** Patterns of sessile macrobenthos community development on an artificial reef in the Gulf of Genoa (Northwestern Mediterranean) *Bull. Mar. Sci.*, 55: 745 – 771.
- Salen-Picard, C., Arlhac D. and Alliot E. (2003).** Responses of a Mediterranean soft bottom community to short term (1993–1996) hydrological changes in the Rhone River. *Marine Environmental Research* 55: 409–427.
- Santos, M. and Monteiro C. (1998).** Comparison of the catch and fishing yield from an artificial reef system and neighbouring areas of Faro (Algarve, S. Portugal). *Fish. Research*, 39 : 55-65.

Seaman, W., Buckley R.M. and Polovina J.J. (1989). Advances in knowledge and priorities for research technology and management related to artificial aquatic habitats. *Bull. Mar. Sci.* 44 :527 - 532

Seaman, W., Spargue (1991). Artificial habitats practices in aquatic systems. In :Seaman W., & Sprague (Eds): *Artificial habitats for Marine and Freshwater fisheries*, p.1-27, Academic Press.

Seaman, W. (2007). Artificial habitats and the restoration of degraded marine ecosystems and fisheries. *Hydrobiologia* 580:143–155

Sinis, A., Chintiroglou Ch. and Stergiou K. (2000). Preliminary results from the establishment of experimental artificial reefs in the North Aegean Sea (Chalkidiki, Greece). *Belg. J. Zool.*, 130 (1) : 143-147.

Smith, S.D.A. and Rule M.J. (2002). Artificial substrata in a shallow sub littoral habitat: do they adequately represent natural habitats or the local species pool? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 277 : 25– 41.

Somaschini, A., Ardizzone G.D. and Gravina M.F. (1997). Long-term changes in the structure of a polychaete community on artificial habitats. *Bulletin of Marine Science* 60(2): 460–466.

Spalding, M.D., Ravilious C., and Green E.P.(2001). *World Atlas of Coral Reefs*. University of California Press, Berkeley: 424 pp.

Svane, I. and Petersen J.K. (2001). On the problems of epibioses, fouling and artificial reefs, a review. *Marine Ecology*, 22(3) : 169 - 188

Thierry, J.M. (1988): Artificial reefs in Japan- a general outline. *Aquacult. Eng.* 7:321-348.

Turner, R. E., Rabalais N.N., Swenson E.M., Kasprzak M. and Romaine T. (2004). Summer hypoxia in the northern Gulf of Mexico and its prediction from 1978 to 1995. *Marine Environmental Research* 59(1): 65–77.

USACOE (U.S. Army Corps of Engineers) (1999). Central and South Florida Comprehensive Review Study Final Feasibility Report and Programmatic Environmental Impact Statement. Restoration Program Office, West Palm Beach, Florida.

United States Coral Reef Task Force (2000). The National Action Plan to Conserve Coral Reefs. Washington, D.C.

Warwick, R. M. and Clarke K.R. (1991). A comparison of some methods for analysing changes in benthic community structure. *Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom* 71: 225–244.

Waters, E. (1999). Principles of estuarine habitat restoration. Report on the RAE-ERF Partnership. Estuarine Research Foundation, Port Republic, Maryland: 24 pp.

Wiens, J.A. (1997). Lengthy ecological studies. *Trends in Ecology and Evolution* 12(12): 499.

Wing, K. (2001). How marine reserves protect our living seas, Natural Resources Defense Council. <http://www.nrdc.org>

Wilson, K.D.P., Leung A.W.Y. and Kennish R. (2002). Restoration of Hong Kong fisheries through deployment of artificial reefs in marine protected areas. *ICES Journal of Marine Science* 59(Supplement): S157–S163.

Ελληνική βιβλιογραφία

Λέκκας, Β., Γκιταράκος Γ., Βιδωρής Π. και Καλλιανιώτης Α. (2007). Σύγκριση της ιχθυοπανίδας δύο φυσικών υφάλων στο Βόρειο και στο Νοτιοανατολικό Αγαίο με τη μέθοδο της οπτικής δειγματοληψίας. 13^ο Πανελλήνιο Συνέδριο Ιχθυολόγων., 121 σελ.

Ντούνας, Κ. (1998). Κατασκευή υφάλων και δημιουργία προστατευόμενης αλιευτικής ζώνης στην ευρύτερη περιοχή από Βιστωνικό κόλπο έως Ακρ. Μαρόνεια. Μελέτη Περιβαλλοντικών Επιπτώσεων – Τεχνική Έκθεση, Τμήμα Τεχνολογίας & Διαχείρισης Περιβάλλοντος Ι.Θ.Α.ΒΙ.Κ., 64 σελ.

Σωφρονίδης, Κ., Καλλιανιώτης Α., Αργυροκαστρίτης Α. και Ντούνας Κ. (2001). Πρώτα αποτελέσματα από την κατανομή βιομάζας στην προστατευόμενη περιοχή Φαναρίου Ροδόπης. 10^ο Πανελλήνιο Συνέδριο Ιχθυολόγων., 156 σελ.

Ηλεκτρονική βιβλιογραφία

Αργυρού, Μ. (2007). Δημιουργία τεχνητού υφάλου. Τομέας Θαλασσίου Περιβάλλοντος, Τμήμα Αλιείας και Θαλασσίων Ερευνών, Υπουργείο Γεωργίας, Φυσικών Πόρων και Περιβάλλοντος, Κύπρος. www.moa.gov.cy/Artificial%20reefs%20article%20final.doc?

Fujita, R.M. (2001). Why marine reserves? <http://www.gulfcouncil.org>

6. ABSTRACT

Degradation of marine ecosystems may occur due to several reasons, such as natural causes or human activities -like chemical or organic pollution of the coastal line- or even because of activities with purely financial character, including application of destructive fishing methods. Supposing that an artificial interposition (e.g. artificial habitat construction, infix of obstacles and dams) is necessary for the restoration of a degraded marine ecosystem, artificial reefs (A.R.) undeniably constitute a special useful management tool. In many cases, the extensive and in-depth use of A.R. along with the appropriate control and application of observation programs, ensure the essential conditions for their sustainable accession in coastal management programs.

The establishment of artificial reefs is a measure of global importance for the management of coastal marine ecosystems. It's one of the most modern management measures for the protection of the marine environment and sensitive biotopes (*Posidonia oceanica* meadows, autochthonous red algal structures known as coralligene) from illegal fishery and for the increase of biodiversity and the decrease of corrosion of the coastal zone that is caused by waves.

During the last ten years, artificial reefs have proven to be a very effective means for fishery enhancement. They can play a very important role for the coastal zone marine biocoenoses, including protection from the mechanical impact of trawling, habitat restoration, increase of the spatial heterogeneity and variety of substrata on soft seabeds.

In Europe, the establishment of artificial reefs begun in 1960. As far as Greece is concerned, the first artificial reef was established in July 1998 in Vistonikos gulf of

the Thracian sea, in area Fanari. This area is characterized by an extensive shelf and in October 1999, the first Greek marine reserve was created, occupying almost 6 km².

Aim of the present assignment is a long review of the reasons of existence of marine reserves, formed by artificial reefs, their characteristics, target and function. As a subject of research, available databases and time series from IN.AΛ.E., related to artificial reef in Fanari, have been obtained and statistically analyzed. The data elaboration has been made with the PRIMER and excel software. The aim is to show that the specific marine reserve is effective and properly functioning. An attempt is being made to impress the settlement and successional stages of benthic invertebrates during the first year of the reef's deployment. Secondly, follows a presentation of sampling comparison, before and after the reef establishment, in order to determine the impact of fishery forbiddance and the reefs performance to the biomass of coastal benthic - pelagic resources of the area. Finally, there is a determination of seasonal assemblages after four years of the reef deployment. The results show the need of longer timelines of data but even with available components, it is obvious that the deployment of the reef has favored many commercial species in impressive manner, such as *Pagellus bogaraveo*, *Zeus faber* and *Logilo vulgaris*, which showed an increase by 1753%, 812% and 750% respectively. Also, in an attempt to create a prediction model, the results gave a hopeful output concerning the colonization and succession of the area by polychaetes and other benthic species.