

ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ ΘΕΣΣΑΛΙΑΣ
ΣΧΟΛΗ ΓΕΩΠΟΝΙΚΩΝ ΕΠΙΣΤΗΜΩΝ
ΤΜΗΜΑ ΓΕΩΠΟΝΙΑΣ ΙΧΘΥΟΛΟΓΙΑΣ ΚΑΙ ΥΔΑΤΙΝΟΥ
ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ

ΠΡΟΠΤΥΧΙΑΚΗ ΔΙΠΛΩΜΑΤΙΚΗ ΕΡΓΑΣΙΑ

**«Διακύμανση του τροφικού επιπέδου των αλιευτικών αποθεμάτων της
Μεσογείου και της Μαύρης Θάλασσας»**

Ελένη Τσάλκου

ΒΟΛΟΣ 2012

**«Διακύμανση του τροφικού επιπέδου των αλιευτικών αποθεμάτων της Μεσογείου και
της Μαύρης Θάλασσας»**

Τριμελής Εξεταστική Επιτροπή:

- 1. Αθανάσιος Τσίκληρας**, Λέκτορας, Θαλάσσια Βιολογία - Αλιευτικά Αποθέματα, Τμήμα Γεωπονίας Ιχθυολογίας και Υδάτινου Περιβάλλοντος, Σχολή Γεωπονικών Επιστημών, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, *Επιβλέπων*.
- 2. Κωνσταντίνος Κορμάς**, Αναπληρωτής καθηγητής, Οικολογία Υδρόβιων Μικροοργανισμών, Τμήμα Γεωπονίας Ιχθυολογίας και Υδάτινου Περιβάλλοντος, Σχολή Γεωπονικών Επιστημών, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, *Μέλος*.
- 3. Ιωάννης Καραπαναγιωτίδης**, Λέκτορας, Διατροφή Υδρόβιων Ζωικών Οργανισμών, Τμήμα Γεωπονίας Ιχθυολογίας και Υδάτινου Περιβάλλοντος, Σχολή Γεωπονικών Επιστημών, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, *Μέλος*.

ΕΥΧΑΡΙΣΤΙΕΣ

Θα ήθελα να εκφράσω τις ειλικρινείς μου ευχαριστίες σε όλους όσοι συνέβαλαν στην επιτυχή ολοκλήρωση της παρούσας Προπτυχιακής Διπλωματικής Εργασίας. Ιδιαίτερα, θα ήθελα να ευχαριστήσω τον Επιβλέποντα της εργασίας αυτής, κ. Αθανάσιο Τσίκληρα για την καθοδήγηση, τη συνεχή υποστήριξη, την υπομονή, αλλά και την εμπιστοσύνη που μου έδειξε καθ' όλη τη διάρκεια συγγραφής της παρούσας προπτυχιακής εργασίας.

Θα ήθελα, επίσης, να ευχαριστήσω θερμά τα μέλη της εξεταστικής μου επιτροπής, τον Αναπληρωτή Καθηγητή κ. Κωνσταντίνο Κορμά και τον Λέκτορα κ. Ιωάννη Καραπαναγιωτίδη για τη συμμετοχή τους στην εξεταστική επιτροπή, αλλά κυρίως για τη συμπαράσταση και τις χρήσιμες υποδείξεις που μου παρείχαν αδιάλειπτα σε όλο το χρονικό διάστημα αυτής της σημαντικής για μένα προσπάθειας.

Ακόμη, θα ήθελα να ευχαριστήσω τον Καθηγητή του Τμήματος Βιολογίας Α.Π.Θ. κ. Κωνσταντίνο Ι. Στεργίου και τον Καθηγητή του 'Fisheries Centre, University of British Columbia' του Καναδά κ. Daniel Pauly, για την συνεργασία τους, την οποία ασφαλώς θεωρώ τιμή μου, καθώς και για όλες τις χρήσιμες υποδείξεις τους στην προσέγγιση της μεθοδολογίας.

Τέλος, θα ήθελα να εκφράσω τις πιο θερμές ευχαριστίες μου στους γονείς και τους φίλους μου, για τη συνεχή συμπαράσταση, βοήθεια, αλλά προπάντων για την υπομονή που υπέδειξαν σε όλο το χρονικό διάστημα των σπουδών μου.

ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Το τροφικό επίπεδο (τ) των συλλήψεων ή εκφορτώσεων των αλιευτικών αποθεμάτων έχει χρησιμοποιηθεί για να εκτιμηθεί η κατάσταση της παγκόσμιας αλιείας και κυρίως για να εξεταστεί η συρρίκνωση του θαλάσσιου τροφικού πλέγματος ή η εξάπλωση των υδατοκαλλιέργειών σε είδη υψηλού τροφικού επιπέδου. Η συρρίκνωση του θαλάσσιου τροφικού πλέγματος βασίζεται στη σχέση μεταξύ της αλιείας, του μεγέθους των αλιευόμενων οργανισμών και στο τροφικό τους επίπεδο, δηλαδή τη σχετική θέση τους στο τροφικό πλέγμα. Η αλιεία αφαιρεί από το οικοσύστημα τους μεγάλους οργανισμούς και επειδή το τροφικό επίπεδο είναι θετική συνάρτηση του μεγέθους, η εντατική εξαλίευση μειώνει την ποσοστιαία συνεισφορά των μεγάλων ειδών υψηλού τροφικού επιπέδου στις συλλήψεις. Το αποτέλεσμα της κυριαρχίας των μικρόσωμων ειδών στο οικοσύστημα και συνεπώς στις συλλήψεις είναι η μείωση του μέσου τροφικού επιπέδου.

Στην παρούσα εργασία, εκτιμήθηκε η επίδραση της αλιείας στο μεσογειακό τροφικό πλέγμα διαμέσου της διακύμανσης του μέσου σταθμισμένου τροφικού επιπέδου των αλιευτικών αποθεμάτων και του δείκτη αλιευτικής ισορροπίας.

Το μέσο σταθμισμένο τ υπολογίστηκε σε όλες τις αλιευτικές υποπεριοχές της Μεσογείου και της Μαύρης Θάλασσας και έλαβε τις μέγιστες τιμές του από το 1970 έως το 1988, ενώ παρουσίασε έντονη πτώση από το 1989 έως το 2008, με ρυθμό μείωσης που έφτασε το 0,015 ανά δεκαετία. Η μείωση αυτή επιβεβαιώνει τη συρρίκνωση των θαλάσσιων τροφικών πλεγμάτων της περιοχής FAO 37 (Μεσόγειος και Μαύρη Θάλασσα).

Παρόμοια κυμάνθηκε και ο δείκτης αλιευτικής ισορροπίας FiB, με αύξησή του μέχρι το 1988 κι έπειτα πτώση του σε τιμές υποδιπλάσιες της μέγιστης. Η αύξηση του FiB

δείχνει γεωγραφική εξάπλωση της αλιείας, αλίευση νέων ειδών ή αύξηση της πρωτογενούς παραγωγής που μπορεί να υποστηρίξει την αλιεία, περιγράφει δηλαδή τις συνθήκες κάτω από τις οποίες αναπτύχθηκε η αλιεία στη Μεσόγειο και τη Μαύρη Θάλασσα μέχρι το 1988. Αντίθετα, η μείωση του FiB δείχνει γεωγραφική συρρίκνωση της αλιείας ή κατάρρευση κάποιων αποθεμάτων και φαίνεται να αποτυπώνει την παρούσα κατάσταση.

Η μείωση των συνολικών συλλήψεων συμπίπτει με τη ραγδαία μείωση του μέσου σταθμισμένου τ και του FiB μετά το 1988 και όλοι οι δείκτες μαζί καταδεικνύουν την υπερεκμετάλλευση των αποθεμάτων της Μεσογείου και της Μαύρης Θάλασσας. Τα αποτελέσματα της παρούσας έρευνας συμπληρώνουν και επιβεβαιώνουν προηγούμενες έρευνες, που αναφέρουν ότι τα υπεραλιευμένα και εξαντλημένα αποθέματα της περιοχής FAO 37 αυξήθηκαν δραματικά τα τελευταία 20 χρόνια. Ωστόσο, όλα τα αποτελέσματα που βασίζονται σε επίσημες καταγραφές αλιευτικής παραγωγής εμπεριέχουν μεγάλο βαθμό αβεβαιότητας που προέρχεται από την αναξιοπιστία των καταγραφών και θα πρέπει να γίνονται αποδεκτά με επιφύλαξη.

Λέξεις-κλειδιά: συλλήψεις, τροφικό επίπεδο, δείκτης αλιευτικής ισορροπίας, Μεσόγειος Θάλασσα, Μαύρη Θάλασσα.

ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΑ

1. ΕΙΣΑΓΩΓΗ.....	1
1.1. Παγκόσμια αλιεία.....	1
1.2. Μεσογειακή αλιεία.....	3
1.3. Τροφοδυναμικοί δείκτες.....	4
1.4. Μέσο τροφικό επίπεδο.....	6
1.5. Διακύμανση σταθμισμένου τροφικού επιπέδου.....	7
1.6. Δείκτης αλιευτικής ισορροπίας.....	11
1.7. Διαχειριστικά Μέτρα.....	11
1.8. Ανασκόπηση βιβλιογραφίας.....	12
1.9. Σκοπός.....	16
2. ΥΛΙΚΑ ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΟΙ.....	17
2.1. Περιοχή έρευνας.....	17
2.1.1. Μεσόγειος Θάλασσα.....	17
2.1.2. Μαύρη Θάλασσα.....	19
2.2. Οργανισμός FAO και Βάση δεδομένων της GFCM.....	21
2.3. Τροφοδυναμικοί δείκτες.....	24
2.3.1. Κλασματικό τροφικό επίπεδο (τ).....	24
2.3.2. Δείκτης αλιευτικής ισορροπίας (FiB).....	26
3. ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ.....	28
3.1. Μεσόγειος και Μαύρη Θάλασσα (περιοχή FAO 37).....	28

3.2. Δυτική Μεσόγειος Θάλασσα.....	33
3.2.1. Αλιευτική υποπεριοχή 1.1 (Βαλεαρίδες).....	34
3.2.2. Αλιευτική υποπεριοχή 1.2 (Κόλπος Λεόντων).....	36
3.2.3. Αλιευτική υποπεριοχή 1.3 (Σαρδηνία).....	38
3.3. Κεντρική Μεσόγειος Θάλασσα.....	40
3.3.1. Αλιευτική υποπεριοχή 2.1 (Αδριατική).....	42
3.3.2. Αλιευτική υποπεριοχή 2.2 (Ιόνιο).....	44
3.4. Ανατολική Μεσόγειος Θάλασσα.....	46
3.4.1. Αλιευτική υποπεριοχή 3.1 (Αιγαίο).....	48
3.4.2. Αλιευτική υποπεριοχή 3.2 (Λεβαντίνη).....	50
3.5. Μαύρη Θάλασσα.....	52
3.5.1. Αλιευτική υποπεριοχή (Μαρμαράς).....	54
3.5.2. Αλιευτική υποπεριοχή (Μαύρη Θάλασσα).....	56
3.5.3. Αλιευτική υποπεριοχή (Αζοφική).....	58
4. ΣΥΖΗΤΗΣΗ.....	61
5. ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ-ΠΡΟΤΑΣΕΙΣ.....	71
5.1. Συμπεράσματα.....	71
5.2. Προτάσεις.....	73
6. ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ.....	76
6.1. Ελληνόγλωσση βιβλιογραφία.....	76
6.2. Ξενόγλωσση βιβλιογραφία.....	76
6.3. Ηλεκτρονική βιβλιογραφία.....	86
7. ABSTRACT.....	87

1. ΕΙΣΑΓΩΓΗ

1.1. Παγκόσμια Αλιεία

Σήμερα υπάρχει παγκόσμια ανησυχία στην κοινή γνώμη, που υποστηρίζεται και από επιστημονικές δημοσιεύσεις, ότι η αλιεία είναι αυτή που καταστρέφει τους θαλάσσιους πόρους και ότι η διαχείριση της είναι ανεπαρκής, ώστε να σταματήσει αυτή η εκμετάλλευση (Daan *et al.* 2011). Ομολογουμένως, τα τελευταία χρόνια οι πόροι της παγκόσμιας θαλάσσιας αλιείας είναι κάτω από τεράστια αλιευτική πίεση (Pauly *et al.* 2002, Worm *et al.* 2009, FAO 2010, Hutchings *et al.* 2010, Anticamara *et al.* 2011) με την παγκόσμια αλιευτική προσπάθεια να έχει υπερβεί το βέλτιστο, που απαιτείται για την ανανέωση των αποθεμάτων (Pauly *et al.* 2002). Η παγκοσμιοποίηση και η συνεχώς αυξανόμενη ζήτηση των αλιευτικών προϊόντων, συμβάλλουν στην αύξηση της παγκόσμιας αλιευτικής προσπάθειας (Anticamara *et al.* 2011), με αποτέλεσμα η συνολική παγκόσμια αλιευτική παραγωγή (συλλήψεις) να έχει διπλασιαστεί τα τελευταία 30 χρόνια, φτάνοντας μέχρι τα 92 εκατομμύρια τόνους το 1999 (FAO 2000) και 90 εκατομμύρια τόνους το 2009 (FAO 2010).

Η πρόβλεψη των Worm *et al.* (2006) ότι το 2048 όλα τα εμπορικά αποθέματα θα έχουν καταρρεύσει, λόγω της συνεχόμενης υπερεκμετάλλευσης, έγινε αντικείμενο συζήτησης για τον κόσμο αλλά και για τα μέσα μαζικής ενημέρωσης όσον αφορά την κατάσταση της παγκόσμιας αλιείας. Παρ' όλες τις αντιρρήσεις που διατυπώθηκαν σχετικά με αυτή την πρόβλεψη και την αξιοπιστία των μεθόδων που χρησιμοποιήθηκαν (Hilborn 2007, Holker *et al.* 2007, Jaenike 2007, Longhurst 2007, Wilberg & Miller 2007, Branch

2008), εξακολουθούν να δημοσιεύονται απόψεις σύμφωνες με αυτήν (Worm *et al.* 2007, Froese & Kesner- Reyes 2009).

Η πρόβλεψη αυτή κρούει τον κώδωνα του κινδύνου για τη συνεχή μείωση των αποθεμάτων (Pauly 2007, 2008, Zeller *et al.* 2008) κι αυτό αποδεικνύεται μέσω των συνεχόμενων δημοσιεύσεων που δείχνουν ότι υπάρχει μικρή πιθανότητα, σε παγκόσμιο επίπεδο, αύξησης των αποθεμάτων της θαλάσσιας αλιείας στο μέλλον (Watson & Pauly 2001, Hilborn *et al.* 2003, Sethi *et al.* 2010). Συγκεκριμένα, σε μία πρόσφατη ανάλυση των παγκόσμιων αποθεμάτων, βάσει των τάσεων των συλλήψεων, βρέθηκε ότι το 70% των αποθεμάτων γίνεται αντικείμενο υπερεκμετάλλευσης, λόγω των μη βιώσιμων συγκομιδών, ενώ το 30% όλων των αποθεμάτων έχει καταρρεύσει σε επίπεδα μικρότερα του 10% (Branch *et al.* 2011). Η υπερβολική αυτή εκμετάλλευση των θαλάσσιων οικοσυστημάτων έχει οδηγήσει στη δημιουργία περιβαλλοντικών, κοινωνικών και οικονομικών προβλημάτων στην παγκόσμια αλιεία, ενώ ταυτόχρονα έχει συμβάλλει στη μείωση της βιοποικιλότητας των θαλάσσιων οικοσυστημάτων (Worm *et al.* 2003), που είναι δύσκολο να αναστραφεί (Myers & Worm 2003).

Η κρίση στην παγκόσμια θαλάσσια αλιεία εντοπίστηκε από πολλούς επιστήμονες μόλις μια δεκαπενταετία πριν και σήμερα πλέον λίγοι αμφισβητούν την ανησυχητική αυτή τάση (Pitcher & Pauly 1998, Pitcher 2001, Pauly *et al.* 2002, Christensen *et al.* 2003, Hilborn *et al.* 2003, Worm *et al.* 2006, Branch *et al.* 2011, Daan *et al.* 2011). Τα ιστορικά δεδομένα που υπάρχουν για τα θαλάσσια οικοσυστήματα δείχνουν ξεκάθαρα αυτήν την υπερεκμετάλλευση, που ασκείται εδώ και χιλιάδες χρόνια στα αλιευτικά αποθέματα με αποτέλεσμα να έχει αλλάξει πλήρως η δομή των θαλάσσιων οικοσυστημάτων (Morato *et al.* 2006).

1.2. Μεσογειακή Αλιεία

Στη Μεσόγειο Θάλασσα, η ανθρώπινη εκμετάλλευση των θαλάσσιων οικοσυστημάτων ξεκίνησε χιλιάδες χρόνια πριν, με αποτέλεσμα τα περισσότερα αλιευτικά αποθέματα ψαριών να έχουν γίνει αντικείμενο υπεραλίευσης (Pinnegar *et al.* 2003). Η Μεσόγειος είναι ένα από τα πιο παλιά και πιο εντατικά εκμεταλλευμένα θαλάσσια οικοσυστήματα και θεωρείται παράδοξο ότι πολλοί από τους πόρους της είχαν κηρυχτεί στο παρελθόν πλήρως εκμεταλλευμένοι ή εξαντλημένοι για πολλές δεκαετίες, παρόλο που η παραγωγή της δεν μειώθηκε ανάλογα με την παγκόσμια, πιθανώς λόγω του ευτροφισμού στις βόρειες παράκτιες περιοχές της (Caddy *et al.* 1995, Paraconstantinou & Farrugio, 2000).

Η αλιευτική δραστηριότητα στη Μεσόγειο, έχει στόχο διαφορετικά αλιευτικά αποθέματα, εκ των οποίων τα περισσότερα είναι πελαγικά, λόγω της μεγαλύτερης αφθονίας τους έναντι των παραβενθικών. Τα μικρά πελαγικά ψάρια (σαρδέλα και γαύρος) αποτελούν τον στόχο της κύριας βιομηχανικής αλιείας, τα οποία συνήθως υπερβαίνουν τα όρια της Μεσογείου κι έτσι γίνονται αντικείμενα υπεραλίευσης από περισσότερους από έναν εθνικούς στόλους (Caddy 1993, Abella *et al.* 2001).

Η αλιευτική παραγωγή ψαριών (θεωρείται συνώνυμο των συλλήψεων ή εκφορτώσεων) στη Μεσόγειο έχει αυξηθεί από το 1977 έως σήμερα κατά 50% περίπου, με τις συνολικές συλλήψεις να ξεπερνούν τα 1,2 εκατομμύρια τόνους ετησίως (Paraconstantinou & Farrugio 2000). Η αλιευτική πίεση που ασκείται στα «τοπικά αλιευτικά αποθέματα» προκαλεί αλλαγές στην αφθονία, τη δομή των πληθυσμών και τις αναπαραγωγικές διεργασίες τους (Leonart *et al.* 1998, Abella *et al.* 2001).

Επιπλέον, οι Pauly *et al.* (1998) έδειξαν ότι το μέσο τροφικό επίπεδο των εκφορτώσεων στη Μεσόγειο μειώθηκε σημαντικά και σταθερά από τα μέσα της δεκαετίας του '50 και αυτό έχει προκαλέσει το ενδιαφέρον και τη συζήτηση για την ενδεχόμενη διαχείριση της αλιείας (Pinnegar *et al.* 2003). Η παρούσα κατάσταση στη Μεσόγειο αντικατοπτρίζει την κατάσταση που κυριαρχεί στα παγκόσμια αλιευτικά αποθέματα, όπως προαναφέρθηκε, και γι' αυτό το λόγο φαίνεται να είναι δύσκολο να αναστραφεί (Myers & Worm 2003).

1.3. Τροφοδυναμικοί Δείκτες

Η διαχείριση των θαλάσσιων πόρων πλέον βασίζεται σε μια κοινή πολιτική προσέγγισης σε επίπεδο οικοσυστήματος (Cury *et al.* 2005). Για να επιτευχθεί αυτό θα πρέπει να αναπτυχθεί μία στρατηγική με βάση την ανάπτυξη συγκεκριμένων δεικτών, που θα λαμβάνουν υπόψη τις επιχειρησιακές και κοινωνικές ανάγκες, τα επιστημονικά τεκμήρια καθώς και την ολοκληρωμένη και αποτελεσματική προσέγγιση του οικοσυστήματος (Cury *et al.* 2003, Cury *et al.* 2005, Rice & Rochet 2005, Branch *et al.* 2010). Από οικολογική άποψη, αυτό σημαίνει ότι οι αλληλεπιδράσεις μεταξύ των διαφορετικών στοιχείων που συμβάλλουν στα θαλάσσια οικοσυστήματα πρέπει πρώτα να εντοπισθούν, να κατανοηθούν και τέλος να μπορέσουν να ποσοτικοποιηθούν (Cury *et al.* 2003).

Έτσι, για την αξιολόγηση της κατάστασης των θαλάσσιων οικοσυστημάτων και της αποτελεσματικότερης διαχείρισης των αλιευτικών αποθεμάτων, έχουν χρησιμοποιηθεί διάφοροι δείκτες (Rice & Rochet 2005). Οι δείκτες αυτοί για να είναι αποτελεσματικοί θα

πρέπει να συνδέονται άμεσα με το στόχο που πρέπει να επιτευχθεί, αλλά και να μπορούν να μεταφραστούν σε συγκεκριμένα σημεία αναφοράς (Garcia & Staples 2000).

Στο πλαίσιο αυτό, οι δείκτες μπορούν να διακριθούν σε: περιβαλλοντικούς (Hammond *et al.* 1995), δείκτες βασισμένους στο είδος και το μέγεθος (Shin *et al.* 2005), τροφοδυναμικούς (Cury *et al.* 2005), ενιαίους (Rice 2003), δείκτες που βασίζονται σε συγκεκριμένα κριτήρια (Rochet & Trenkel 2003) και άλλους βασισμένους σε σύνολα δεδομένων, ανασκοπήσεις βιβλιογραφίας (Garcia *et al.* 1999) και πλαίσια εφαρμογής (Cairns *et al.* 1993).

Πιο συγκεκριμένα, οι τροφοδυναμικοί δείκτες χρησιμοποιούνται στην αλιευτική έρευνα για την μέτρηση της έντασης των αλληλεπιδράσεων μεταξύ των διαφορετικών ζωντανών οργανισμών και των δομικών αλλαγών που συντελούνται στο οικοσύστημα ως αποτέλεσμα της εκμετάλλευσης (Cury *et al.* 2005). Οι δείκτες αυτοί λόγω της χρήσης του τροφικού επιπέδου παρουσιάζουν μία ευαισθησία ως προς τα αποτελέσματα που εξάγουν (Cury & Christensen 2005).

Οι τροφοδυναμικοί δείκτες φαίνεται να είναι συντηρητικοί, διότι ανταποκρίνονται αργά στις μεγάλες δομικές αλλαγές του οικοσυστήματος. Παρόλα αυτά, χρησιμοποιούνται αποτελεσματικά στην προσέγγιση του οικοσυστήματος όσον αφορά την εκμετάλλευση των πόρων, αφού πρώτα ληφθούν υπόψη τα συναφή επιστημονικά αποτελέσματα και γίνουν κατανοητές οι κοινωνικές ανάγκες (Cury *et al.* 2005).

Στη μέχρι πρόσφατα ενημερωμένη βιβλιογραφία έχουν προσδιοριστεί περισσότεροι από 46 δείκτες, εκ των οποίων οι έξι βρίσκουν ευρεία εφαρμογή λόγω της δυνατότητας τους να αποτυπώνουν ξεκάθαρα τα πρότυπα των επιπέδων του οικοσυστήματος, αλλά και επειδή συμφωνούν με τα αντίστοιχα δημοσιευμένα κριτήρια (Rice & Rochet 2005). Αυτοί

είναι: η αναλογία συλλήψεων ή βιομάζας (Pauly & Christensen 1995), η διακύμανση του μέσου σταθμισμένου τροφικού επιπέδου των αλιευμάτων (Pauly *et al.* 1998, Coll *et al.* 2008), η αναλογία παραγωγής ή κατανάλωσης και η θνησιμότητα λόγω θήρευσης (Jarre *et al.* 1991), ο δείκτης αλιευτικής ισορροπίας (Fishing in Balance index, FiB) (Pauly *et al.* 2000), η μικτή τροφική επίδραση (Ulanowicz & Puccia 1990) και η πρωτογενής παραγωγή που απαιτείται για να υποστηρίξει την αλιεία (Primary Production Required, PPR) (Pauly & Christensen 1995).

1.4. Μέσο τροφικό επίπεδο

Ο πιο διαδεδομένος θαλάσσιος δείκτης είναι το μέσο τροφικό επίπεδο (Mean Trophic Level, MTL) των συλλήψεων, το οποίο προσδιορίζει τις αλλαγές από τους υψηλού τροφικού επιπέδου θηρευτές στα χαμηλού τροφικού επιπέδου θηράματα και το πλαγκτόν (Branch *et al.* 2010). Ο δείκτης αυτός μετράει έμμεσα τις τάσεις των ανθρώπινων επεμβάσεων, που μειώνονται όταν οι θηρευτές είναι «υπό κατάρρευση» («συρρίκνωση των θαλάσσιων τροφικών πλεγμάτων») (Pauly *et al.* 1998) και όταν επεκτείνεται η χαμηλού τροφικού επιπέδου αλιεία («αλιεία διαμέσου των τροφικών πλεγμάτων») (Essington *et al.* 2006).

Το τροφικό επίπεδο δείχνει τη θέση που κατέχει ένας οργανισμός μέσα στο θαλάσσιο τροφικό πλέγμα και η οποία καθορίζεται από το σωματικό μέγεθός του, την ανατομία του στόματός του και τις διατροφικές του προτιμήσεις (Pauly *et al.* 1995). Η εκτίμηση του κλασματικού τροφικού επιπέδου των διαφόρων ειδών είναι ιδιαίτερα χρήσιμη για τη διαχείριση των αλιευτικών πόρων, καθώς επίσης και για την αξιολόγηση των αποτελεσμάτων των οικοσυστημάτων, εφόσον οι πρόσφατες αποτυχημένες

προσπάθειες διαχείρισης των αλιευτικών αποθεμάτων δείχνουν ότι τα παραδοσιακά μοντέλα εκτίμησης, οι στρατηγικές διαχείρισης και οι διάφορες βιβλιογραφικές αναφορές, δεν μπορούν να ικανοποιήσουν τον στόχο αυτό (Stergiou & Karrouzi 2002).

Συγκεκριμένα, τέτοιες προσεγγιστικές μέθοδοι χρησιμοποιούν το κλασματικό τροφικό επίπεδο των ειδών για: i) την εκτίμηση της πρωτογενούς παραγωγής που απαιτείται για να συντηρηθεί η αλιεία, ii) την απόδειξη της υπόθεσης της «συρρίκνωσης των θαλάσσιων τροφικών πλεγμάτων» (Pauly *et al.* 1998), iii) την συγκριτική ανάλυση βιοκοινοτήτων και iv) την οικολογική διαχείριση της αλιείας (Stergiou & Karrouzi 2005).

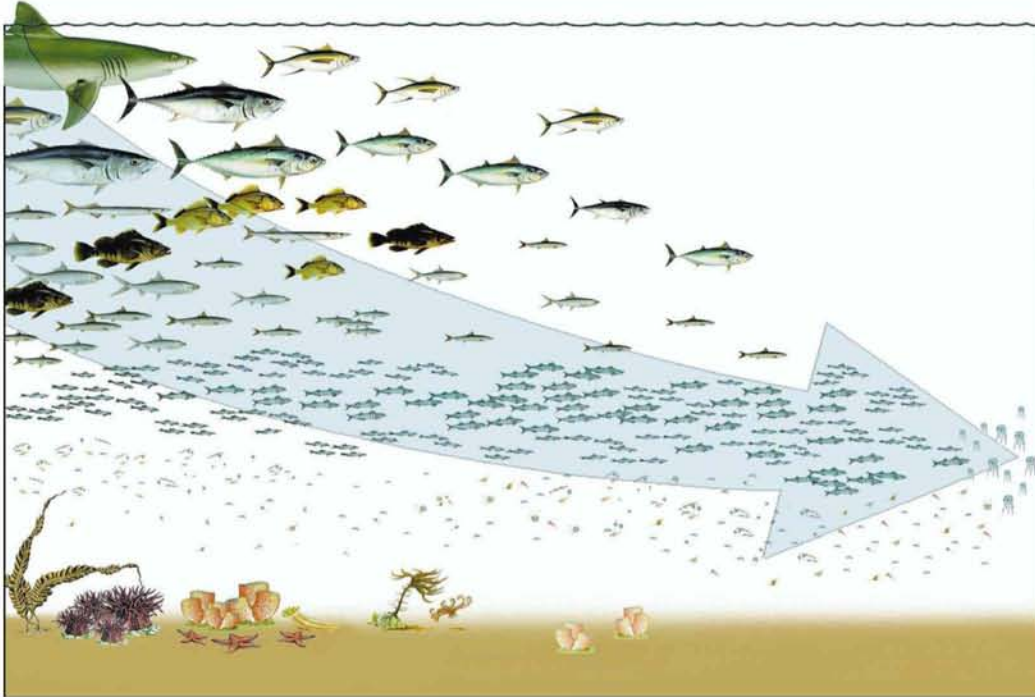
Επειδή είναι γενικά δύσκολο να προβλεφθούν οι πλήρεις επιπτώσεις της διαχείρισης του οικοσυστήματος, κυρίως λόγω της πολυπλοκότητας των αλληλεπιδράσεων που περιλαμβάνονται σε αυτό (Stergiou and Karrouzi 2002), για να απεικονιστεί καλύτερα η πραγματικότητα πρέπει να γίνουν κι άλλες μελέτες αξιολόγησης κυρίως σε εθνικό επίπεδο (Tsikliras *et al.* 2007).

Η διαπίστωση της μείωσης του θαλάσσιου τροφικού επιπέδου των αποθεμάτων εξαιτίας της αλιείας είναι ένα από τα κλασσικά πλέον οικολογικά παραδείγματα που αποκαλύφθηκε με τη διακύμανση του σταθμισμένου τροφικού επιπέδου των εκφορτώσεων σε σχέση με το χρόνο.

1.5. Διακύμανση σταθμισμένου τροφικού επιπέδου

Η διακύμανση του μέσου τροφικού επιπέδου (τ) των συλλήψεων ή εκφορτώσεων των αλιευτικών αποθεμάτων έχει χρησιμοποιηθεί για να εκτιμηθεί η κατάσταση της παγκόσμιας αλιείας και κυρίως για να εξεταστεί η συρρίκνωση του θαλάσσιου τροφικού πλέγματος (Εικ.1.1) (Pauly *et al.* 1998).

Οικολογικά η συρρίκνωση των θαλάσσιων τροφικών πλεγμάτων μπορεί να εξηγηθεί με βάση τη σχέση μεταξύ της αλιείας, του μεγέθους των οργανισμών που συλλαμβάνονται και του τροφικού τους επιπέδου αντίστοιχα (Pauly et al. 1998).



Εικόνα 1.1. Διαδικασία της συρρίκνωσης των θαλάσσιων τροφικών πλεγμάτων (τροποποιημένη από Pauly et al. 1998).

Γενικά, η αλιευτική δραστηριότητα αφαιρεί από το οικοσύστημα τους μεγαλύτερους σε μέγεθος οργανισμούς, εξαιτίας της περισσότερης βιομάζας που προσδίδουν. Καθώς λοιπόν το τροφικό επίπεδο είναι θετική συνάρτηση του μεγέθους των σαρκοφάγων οργανισμών, η έντονη αλιεία ελαττώνει σημαντικά τη σχετική συνεισφορά των μεγαλόσωμων οργανισμών υψηλού τροφικού επιπέδου στο σύνολο του αλιεύματος, καθώς στη θάλασσα οι οργανισμοί με υψηλό τροφικό επίπεδο τείνουν να έχουν

μεγαλύτερο σωματικό μέγεθος σε σχέση με το θήραμά τους, με αποτέλεσμα να χρειάζονται περισσότερο χρόνο για την αναπαραγωγική τους ωρίμανση. Αυτή η ιδιότητά τους, τους καθιστά ιδιαίτερα ευαίσθητους στην υπεραλίευση (Pauly *et al.* 2005).

Δεδομένου, λοιπόν, ότι τα ψάρια με υψηλό τροφικό επίπεδο είναι «πολυτιμότερα» (έχουν υψηλότερη εμπορική αξία) από τα υπόλοιπα σε ένα οικοσύστημα και δεδομένου ότι υπάρχει η τεχνική ικανότητα να συλλαμβάνεται οτιδήποτε είναι σε αφθονία, οι αυξανόμενες εκφορτώσεις των ψαριών με χαμηλότερο τροφικό επίπεδο υποδεικνύουν μείωση της αφθονίας των ειδών με υψηλό τροφικό επίπεδο (Pauly *et al.* 2005). Έτσι, η δραματική αυτή μείωση οδήγησε στην αλιεία των αποθεμάτων με χαμηλό τροφικό επίπεδο σε μία διαδικασία γνωστή ως «συρρίκνωση των θαλάσσιων τροφικών πλεγμάτων» (Pauly *et al.* 1998), η οποία πρόσφατα διατυπώθηκε στα ελληνικά ως «αλιευτική ταπείνωση» (Στεργίου *και συν.* 2011).

Η υπόθεση αυτή δέχθηκε έντονη μεθοδολογική κριτική τόσο άμεσα (Caddy *et al.* 1998), όσο και έμμεσα μετά από περίπου 10 χρόνια (Essington *et al.* 2006), αφού θεωρήθηκε ότι ίσως υπεραπλουστεύεται η κατάσταση, ενώ ενδέχεται να έχουν παρερμηνευτεί οι στατιστικές του FAO (Caddy *et al.* 1998), εφόσον δεν περιέχονται σ' αυτόν πληροφορίες τόσο για τις παράνομες και μη καταγεγραμμένες συλλήψεις (50% των συνολικών εκφορτώσεων), όσο και για τα απορριπτόμενα αλιεύματα (Tsikliras *et al.* 2007).

Η κατάσταση αυτή των αποθεμάτων, όμως, μπορεί να έχει επιδεινωθεί και από την ανάπτυξη των υδατοκαλλιεργειών με την εκτροφή ειδών με υψηλό τροφικό επίπεδο (farming up) και την χρήση των μικρών πελαγικών ψαριών ως κύριο συστατικό των ιχθυοτροφών (Stergiou *et al.* 2009, Tsikliras *et al.* 2010). Αυτό προκαλεί οικολογικές ανησυχίες, διότι μεγάλες ποσότητες ψαριών κατάλληλες για άμεση ανθρώπινη

κατανάλωση, μετατρέπονται σε ιχθυοτροφές για την παραγωγή μικρών ποσοτήτων υψηλού τροφικού επιπέδου ψαριών (τόνος *Thunnus thynnus*, μαγιάτικο *Seriola dumerili*) που προορίζονται για εύπορους καταναλωτές της Βόρειας Ευρώπης και της Αμερικής (Stergiou *et al.* 2009). Γι' αυτό τον λόγο θα έπρεπε οι υδατοκαλλιέργειες να περιορίζονται σε ψάρια με χαμηλό τροφικό επίπεδο (Naylor *et al.* 2000).

Επίσης, μία εναλλακτική εκδοχή, όσον αφορά στη μείωση του μέσου τροφικού επιπέδου, είναι αφενός η διαδοχική αντικατάσταση των ειδών με υψηλό τροφικό επίπεδο με είδη με χαμηλότερο τροφικό επίπεδο, καθώς τα πρώτα υπεραλιεύονται, και αφετέρου η διαδοχική προσθήκη ειδών με χαμηλό τροφικό επίπεδο σ' ένα θαλάσσιο οικοσύστημα (Essington *et al.* 2006).

Σε όλες αυτές τις κριτικές, οι Pauly *et al.* (1998) έρχονται να απαντήσουν με μία σειρά επιχειρημάτων, επιβεβαιώνοντας ότι η συρρίκνωση των τροφικών πλεγμάτων όχι μόνο δεν είναι ένα τεχνητό αποτέλεσμα, αλλά αποτέλεσε τη βάση για τη δημιουργία του θαλάσσιου τροφικού δείκτη, ο οποίος αποτελεί έναν από τους 8 δείκτες για τη διατήρηση της βιοποικιλότητας (Pauly & Watson 2005). Με βάση την εκτίμηση του τροφικού επιπέδου μπορούν να προσδιοριστούν οι επιπτώσεις της αλιείας στα θαλάσσια οικοσυστήματα, διότι αυτό επιτρέπει την ανάπτυξη μεθόδων για την ανάλυση των θαλάσσιων τροφικών πλεγμάτων (Stergiou & Karpouzi 2002). Οι Pauly *et al.* (1998), ο FAO και όλες οι μελέτες που έχουν γίνει έως σήμερα σε διαφορετικές περιοχές του κόσμου αποδεικνύουν αυτή την υπόθεση (Pauly & Watson 2005).

1.6. Δείκτης αλιευτικής ισορροπίας

Ο δείκτης αλιευτικής ισορροπίας (Fishing in balance index, FiB) εκφράζει την τρέχουσα αλιευτική κατάσταση σε σχέση με ένα συγκεκριμένο έτος αναφοράς, το οποίο για τις ελληνικές θάλασσες θεωρείται το 1982 (από τότε μέχρι σήμερα καταγράφονται οι εκφορτώσεις ίδιου αριθμού ειδών με βάση το ίδιο σύστημα καταγραφής της Εθνικής Στατιστικής Υπηρεσίας της Ελλάδας), ενώ για τη Μεσόγειο το 1970 και συμπληρώνει τη διακύμανση του μέσου τροφικού επιπέδου (Pauly *et al.* 2000). Αύξηση του δείκτη FiB δείχνει γεωγραφική εξάπλωση της αλιείας, αλίευση νέων ειδών ή αύξηση της πρωτογενούς παραγωγής που μπορεί να υποστηρίξει την αλιεία, ενώ μείωση του FiB δείχνει γεωγραφική συρρίκνωση της αλιείας ή κατάρρευση κάποιων αποθεμάτων (Cury *et al.* 2005).

1.7. Διαχειριστικά μέτρα

Η παγκόσμια αλιευτική κρίση απαιτεί αλλαγές στον τρόπο διοίκησης που επικρατεί, ο οποίος πρέπει να βασιστεί στην αξιόπιστη έρευνα και την αξιολόγηση των υφιστάμενων στατιστικών αλιείας (Tsikliras *et al.* 2007). Οι αποτυχημένες διαχειριστικές μέθοδοι, τα τυχαία και απορριπτόμενα αλιεύματα (Pitcher *et al.* 2002), καθώς και η υποβάθμιση του οικοσυστήματος (Watling & Norse 1998), έχουν οδηγήσει σταδιακά στη διαχείριση σε επίπεδο οικοσυστήματος που βασίζεται στον αποκλεισμό συγκεκριμένων περιοχών από την αλιεία (Tsikliras & Stergiou 2007).

Ειδικότερα, η διαχείριση των αλιευτικών αποθεμάτων για την αναδόμησή τους μπορεί να γίνει με διάφορες μεθόδους: i) με τον περιορισμό του χρόνου αλιείας και της αλιευτικής προσπάθειας, ii) με τη δημιουργία προστατευμένων περιοχών για την

προστασία των ειδών, της δομής, της λειτουργικότητας του οικοσυστήματος και την ενίσχυση των ειδών (Leonart 1999), iii) με τον περιορισμό των αλιευτικών εργαλείων ανάλογα με την περιοχή και την χρονική περίοδο της αλιείας, iv) με τη χρήση παρατηρητών αλιείας για την επίβλεψη των αλιευτικών εργαλείων και σκαφών, ώστε να αντιμετωπίζονται τα προβλήματα που δημιουργούνται από την υπεραλίευση (Beddington *et al.* 2007), v) με τις τεχνικές ανίχνευσης και σύλληψης (Froese & Pauly 2003), vi) με τις μειώσεις των επιδοτήσεων και αποζημιώσεων (Pauly *et al.* 2003), vii) με τη χρήση επιλεκτικών εργαλείων και μεθόδων αλιείας, viii) με την παροχή προνομίων στους ψαράδες, ώστε να αποκτήσουν κίνητρα για τη μείωση της αλιευτικής προσπάθειας και εκμετάλλευσης (Worm *et al.* 2009) και x) με την επιβολή φόρων και προστίμων σε περιπτώσεις παράβασης των κανονισμών της αλιείας (Leonart 1999).

1.8. Ανασκόπηση βιβλιογραφίας

Η «συρρίκνωση των θαλάσσιων τροφικών πλεγμάτων» είναι μία οικολογική διεργασία που βασίζεται σε μία ισχυρή θεωρία και αποτέλεσε αντικείμενο μελέτης για τουλάχιστον 37 έρευνες, από τις οποίες οι 33 (σε τοπικό επίπεδο) την επιβεβαίωσαν, ενώ οι υπόλοιπες 4 είχαν αρνητικά ή ασαφή στοιχεία (Πίν.1.1).

Παρακάτω γίνεται μία λεπτομερής ανασκόπηση της βιβλιογραφίας σε εθνικό επίπεδο σε διαφορετικές περιοχές του κόσμου, ώστε να γίνει σαφής η μείωση του σταθμισμένου τροφικού επιπέδου:

Πίνακας 1.1. Εφαρμογή της μεθόδου της διακύμανσης του σταθμισμένου τροφικού επιπέδου σε διάφορες περιοχές του κόσμου.

Χώρα	Χρονική περίοδος	Μείωση τροφικού επιπέδου	Βιβλιογραφική αναφορά
Κόλπος της Ταϊλάνδης	1963- 1982 1963- 1997	1965- 1982 1965- 1997	Christensen 1998, Pauly & Chuenpagdee 2003
Κούβα	1960- 1995	1960- 1995	Pauly <i>et al.</i> 1998, Baisre 2000
Πορτογαλία	1923- 1999 1970- 2006	1986- 1999 1970- 2006	Coehlo 2000, Baeta <i>et al.</i> 2009
Ελληνικά νερά	1964- 1997	1965- 1997	Stergiou & Koulouris 2000
Ανατολικός Καναδάς	1950- 1997	1957- 1997	Pauly <i>et al.</i> 2001
Δυτικός Καναδάς	1873- 1996	1910- 1996	Pauly <i>et al.</i> 2001
Κίνα	1950- 1998	1970- 1998	Pang & Pauly 2001
Καραϊβική	1850 BP- 560 BP	1850 BP- 560 BP	Wing & Wing 2001
Κελτική Θάλασσα	1945- 1998	1946- 2000	Pinnegar <i>et al.</i> 2002, με τη μέθοδο των σταθερών ισοτόπων αζώτου
Βόρεια Θάλασσα	1925- 1996	Ασαφής	Jennings <i>et al.</i> 2002
Ισλανδία	1900- 1999	1918- 1999	Valtysson & Pauly 2003
Λιμνοθάλασσα	1978- 1980	1978- 1980	Albaret and Lae 2003

Ebrie, Δυτική Αφρική			
Δυτική Μεσόγειος	1973- 1999	1973-1998	Pinnegar <i>et al.</i> 2003
Λιμνοθάλασσα της Βενετίας	1945- 2001	1990- 1998	Libralat <i>et al.</i> 2004
Περιοχή Quoddy, στον Κόλπο του Fundy	1700s-	1900s	Lotze & Milewski 2004
Σενεγάλη, Γουινέα	1981- 1998	1981- 1998	Laurans <i>et al.</i> 2004
Κόλπος της Καλιφόρνια	1980- 2000	1980- 2000	Sala <i>et al.</i> 2004
Κανταβρική Θάλασσα, Ισπανία	1983- 1999	1983- 1999	Sanchez & Olaso 2004
Κόλπος του Μαίην	500BP- τώρα	500BP- τώρα	Steneck <i>et al.</i> 2004
Σπήλαιο Neija, Ισπανία	1700BP- 4300BP	Ασαφής	Morales & Rosello 2004
Κέντρο- δυτικός Ατλαντικός	1950- 2000; 1950- 2000	1950- 2000; 1950- 2000	Pauly & Palomares 2005
Παγκόσμια, τόνος και ζαργάνα	1950- 2000	1950- 2000	Pauly & Palomares 2005
Παγκόσμια, όλα τα ψάρια	1950- 2000	1950- 2000	Pauly & Watson 2005

Βόρεια Θάλασσα	1973- 2000	1973- 2000	Heath 2005
Ουρουγουάη	1990- 2001	1990- 2001	Milessi <i>et al.</i> 2005
Χιλή	1979- 1999	1979- 1999	Arancibia & Neira 2005
Μεξικό	1940- 2001	1940- 1960	Perez- Espana <i>et al.</i> 2006
Παγκόσμια	1950- 2000	1950- 2000	Essington <i>et al.</i> 2006
Θάλασσα ανατολικά της Ιαπωνίας	1958- 2003	1970- 2003	Tian <i>et al.</i> 2006
St. Augustine, Φλόριντα	3460BP- 2000	3460BP- 2000	Reitz 2004, Quitmyer & Reitz 2006
Μαυριτανία	1982- 2007	1982- 2007	Gascuel <i>et al.</i> 2007
Αργεντινή, Ουρουγουάη	1989- 2003	1989- 2003	Jaureguizar & Milessi 2008
Κόλπος του St. Lawrence	1985- 1995	1985- 1995	Morissette <i>et al.</i> 2009
Channel Islands, Καλιφόρνια	14000BP	Καμία	Erlandson <i>et al.</i> 2009,
Αλάσκα	1893- 2004	Καμία	Litzow & Urban 2009
Μαύρη Θάλασσα	1970- 2005	1990- 2000	Pennino <i>et al.</i> 2011
Ινδία	1950- 2002	1950- 1968 1992- 2002	Vivekanandan <i>et al.</i> 2005

1.9. Σκοπός

Ο σκοπός της διπλωματικής εργασίας είναι να εξετάσει την επίδραση της αλιείας στο θαλάσσιο τροφικό πλέγμα της Μεσογείου και της Μαύρης Θάλασσας διαμέσου της διακύμανσης του μέσου σταθμισμένου τροφικού επιπέδου των αλιευτικών αποθεμάτων και του δείκτη αλιευτικής ισορροπίας, που εφαρμόστηκαν στα επίσημα δεδομένα της αλιευτικής παραγωγής όπως αυτά καταγράφονται από το διεθνή Οργανισμό Τροφίμων και Γεωργίας (Food and Agricultural Organization, FAO). Επίσης, στο πλαίσιο αυτής, θα εκτιμηθεί το μέσο σταθμισμένο τροφικό επίπεδο καθώς και ο δείκτης αλιευτικής ισορροπίας των αποθεμάτων ανά περιοχή (Δυτική, Κεντρική και Ανατολική Μεσόγειος) και αλιευτική υποπεριοχή της Μεσόγειου και της Μαύρης Θάλασσας. Τέλος, τα αποτελέσματα της παρούσας έρευνας θα συγκριθούν με άλλες περιοχές, στις οποίες έχει εφαρμοστεί παρόμοια προσέγγιση.

2. ΥΛΙΚΑ ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΟΙ

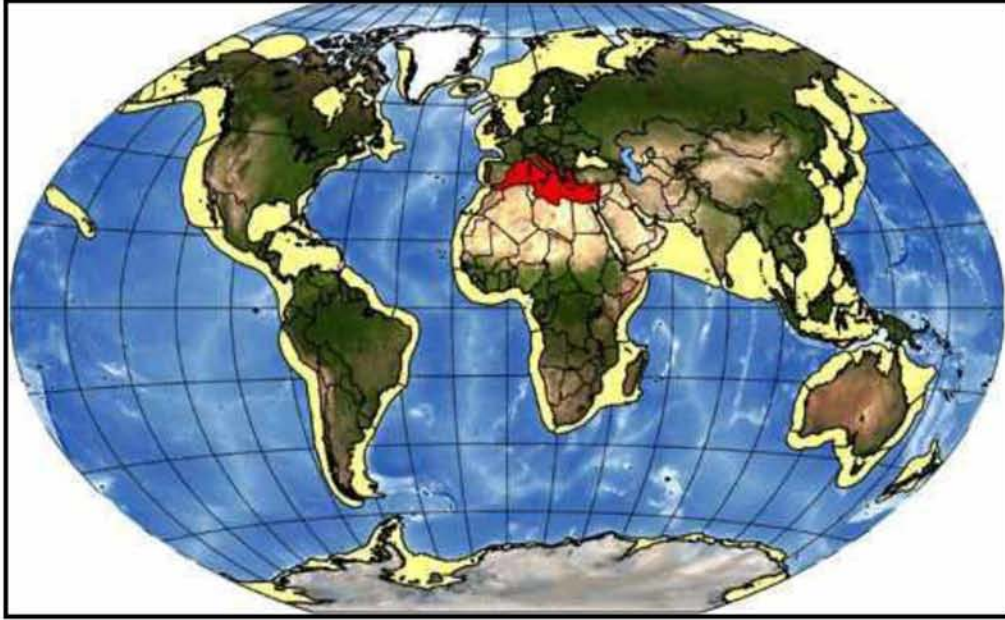
2.1. Περιοχή Έρευνας

2.1.1. Μεσόγειος Θάλασσα

Η Μεσόγειος είναι μία ημίκλειστη θάλασσα που σε παγκόσμιο επίπεδο θεωρείται ολιγοτροφική (Estrada 1996, Leonart *et al.* 1998, Paraconstantinou & Farrugio 2000). Η Μεσόγειος θάλασσα κατατάσσεται στα μεγάλα θαλάσσια οικοσυστήματα (Large Marine Ecosystems), αφού καλύπτει μία έκταση περίπου 2,528,398 km² (Leonart *et al.* 1998), με μήκος 3,700 km και μέγιστο πλάτος μεγαλύτερο από 970 km συμβάλλοντας με αυτό τον τρόπο κατά 0,5% στη συνολική θαλάσσια επιφάνεια του πλανήτη (Sea Around Us 2007).

Από γεωγραφική άποψη βρίσκεται μεταξύ της Νοτιοδυτικής Ευρώπης και της Βόρειας Αφρικής και της Ασίας, καθώς συνορεύει και μ' ένα μεγάλο αριθμό χωρών (Sea Around Us 2007) (Εικ.2.1). Από τις 19 χώρες που την περιβάλλουν, τα πέντε κράτη μέλη της Ευρωπαϊκής Ένωσης (Γαλλία, Ελλάδα, Ισπανία, Ιταλία και Κύπρος) καταλαμβάνουν το 1/3 των ακτών της (Paraconstantinou & Farrugio 2000). Επιπλέον, χωρίζεται σε τρεις υποπεριοχές: τη Δυτική (Αίγυπτος, Λιβύη, Τυνησία, Αλγερία, Μαρόκο), την Κεντρική (Πορτογαλία, Ισπανία, Γαλλία, Μονακό, Ιταλία, Μάλτα, Βοσνία Ερζεγοβίνη, Κροατία, Σλοβενία, Π.Γ.Δ.Μ, Αλβανία, Ελλάδα) και την Ανατολική (Τουρκία, Κύπρος, Συρία, Λίβανος, Περιοχή της Γάζας, Δυτική όχθη της Παλαιστίνης, Ιορδανία). Η Μεσόγειος θάλασσα τοποθετείται σ' ένα ευρύ φάσμα γεωγραφικού πλάτους (30 ° Β και 46 ° Β) στην εύκρατη ζώνη του βόρειου ημισφαιρίου και για το λόγο αυτό παρουσιάζει σημαντικό

εποχικό κύκλο. Η χαμηλή βροχόπτωση κατά την καλοκαιρινή περίοδο είναι το κύριο χαρακτηριστικό του Μεσογειακού κλίματος (FAO 2005).



Εικόνα 2.1. Γεωγραφική θέση της Μεσογείου στον παγκόσμιο χάρτη (<http://>).

Η Μεσόγειος θάλασσα συνδέεται με τον Ατλαντικό Ωκεανό με το στενό του Γιβραλτάρ, το οποίο επιτρέπει την περιορισμένη ανταλλαγή υδάτων μεταξύ των δυο υδάτινων μαζών. Από ωκεανογραφική άποψη, η Μεσόγειος χωρίζεται από το κανάλι της Σικελίας σε δυο διαφορετικές λεκάνες: την ανατολική και τη δυτική. Η δυτική λεκάνη περιλαμβάνει τη θάλασσα του Αλμποράν, την Καταλανική θάλασσα, το Τυρρηνικό πέλαγος, τη θάλασσα της Λιγουρίας και μία μεγάλη κεντρική περιοχή. Η ανατολική λεκάνη αποτελείται από την Αδριατική θάλασσα, το Αιγαίο, το Ιόνιο και το Κρητικό πέλαγος και την Λεβαντινή λεκάνη (Leonart *et al.* 1998, Papaconstantinou & Farrugio 2000).

Η αλιεία στη Μεσόγειο έχει μακρά ιστορία, που αρχίζει από την αρχαιότητα, ενώ επαγγελματική δραστηριότητα έγινε από τον 17^ο αιώνα (Leonart *et al.* 1998). Τα επίσημα διαχειριστικά μέτρα απουσιάζουν από τις περισσότερες χώρες της Μεσογείου, αν και η Γενική Αλιευτική Επιτροπή στη Μεσόγειο (General Fisheries Commission for the Mediterranean, GFCM) και η Επιστημονική Αλιευτική Επιτροπή (Scientific Advisory Committee, SAC) φροντίζουν για τη διευθέτησή τους από το 2000 (FAO 2005).

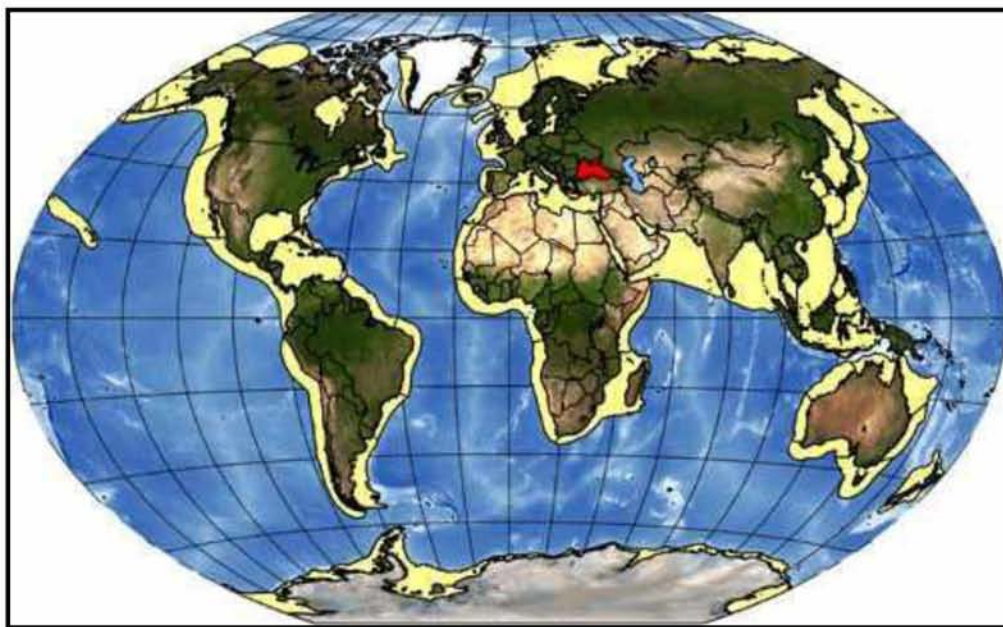
2.1.2. Μαύρη Θάλασσα

Η Μαύρη θάλασσα είναι η πιο αποκομμένη θάλασσα στον κόσμο και συνδέεται με τη Μεσόγειο θάλασσα μέσω του Βοσπόρου και τη θάλασσα του Μαρμαρά, αλλά και με την Αζοφική θάλασσα μέσω του Ισθμού του Κερτς (Εικ.2.2).

Η Μαύρη θάλασσα είναι ένα ιδιαίτερα παραγωγικό σύστημα ($> 300 \text{ gCm}^{-2}\text{year}^{-1}$) με ηπειρωτικό κλίμα που εκτείνεται σε 18 χώρες: Αυστρία, Λευκορωσία, Βοσνία & Ερζεγοβίνη, Βουλγαρία, Κροατία, Τσεχία, Γεωργία, Γερμανία, Ουγγαρία, Μολδαβία, Σλοβακία, Σλοβενία, Ρουμανία, Ρωσία, Τουρκία, Ουκρανία και Γιουγκοσλαβία. Η περιοχή της Μαύρης θάλασσα καλύπτει μία έκταση $461,398 \text{ km}^2$, συμπεριλαμβανομένης και της Αζοφικής θάλασσας, της οποίας το 2,21% θεωρείται προστατευμένο (Leonart *et al.* 1998, Sea Around Us 2007).

Η Μαύρη θάλασσα είναι η μεγαλύτερη ανοξική λεκάνη του παγκόσμιου ωκεανού. Τα βαθιά νερά της δεν αναμιγνύονται με τα ανώτερα στρώματα νερού, που λαμβάνουν οξυγόνο από την ατμόσφαιρα, με αποτέλεσμα περισσότερο από το 90% του όγκου των βαθιών νερών της να είναι ανοξικό (Oguz & Ducklow 1999, Sea Around Us 2007). Το πιο ιδιαίτερο χαρακτηριστικό της Μαύρης θάλασσας είναι η απουσία θαλάσσιας ζωής σε

βάθος μεγαλύτερο των 150 μέτρων, με εξαίρεση κάποια αναερόβια βακτήρια (Pennino *et al.* 2011).



Εικόνα 2.2. Γεωγραφική θέση της Μαύρης Θάλασσας στον παγκόσμιο χάρτη (<http5>).

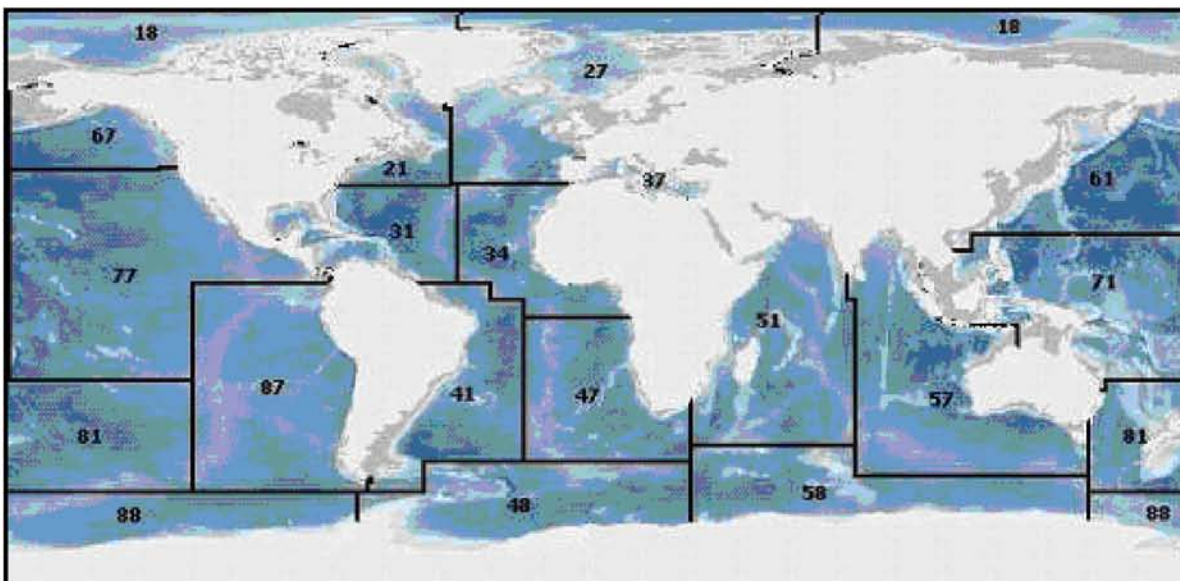
Η δομή των οικοσυστημάτων της Μαύρης θάλασσας διαφέρει πολύ από εκείνη των οικοσυστημάτων της Μεσογείου, αφού η ποικιλομορφία των ειδών είναι μικρότερη και οι ομάδες των ειδών που επικρατούν πολύ διαφορετικές. Ωστόσο, η αφθονία, η συνολική βιομάζα και η παραγωγικότητα της Μαύρης Θάλασσας είναι πολύ υψηλότερες από αυτές της Μεσογείου γι' αυτό και η θαλάσσια αλιεία είναι ο σημαντικότερος οικονομικός τομέας για τις χώρες που περικλείονται από αυτήν (FAO 2005, Sea Around Us 2007).

2.2. Οργανισμός FAO και Βάση δεδομένων της GFCM

Ο Διεθνής Οργανισμός Τροφίμων και Γεωργίας (Food and Agriculture Organization) είναι ένας αυτόνομος διεθνής διακρατικός οργανισμός που συνδέεται με τον ΟΗΕ, του οποίου και αποτελεί εξειδικευμένη οργάνωση. Ιδρύθηκε τον Οκτώβριο του 1945 και σήμερα έχει ως έδρα του τη Ρώμη. Ο FAO έχει αναλάβει από το 1950 τη συλλογή, την ανάλυση και τη δημοσίευση δεδομένων και πληροφοριών όσον αφορά την αλιευτική παραγωγή κάθε χώρας ανά είδος ή ομάδας ειδών. Τα δεδομένα που καταγράφονται από αυτόν είναι διαθέσιμα στην ιστοσελίδα του οργανισμού (www.fao.org), αλλά και μέσω της FishBase (www.fishbase.org και www.sealifebase.gr) από το πρόγραμμα FishStat Plus. Τα στοιχεία που συλλέγονται από τον FAO προκειμένου να είναι αξιόπιστα, επαληθεύονται και από άλλες πηγές.

Ο FAO έχει χωρίσει και αριθμήσει τις παγκόσμιες θάλασσες σε αλιευτικές περιοχές, ώστε να είναι δυνατή η καλύτερη διαχείριση τόσο των δεδομένων όσο και των αποθεμάτων. Έτσι, η Μεσόγειος και η Μαύρη Θάλασσα μαζί δημιουργούν την αλιευτική περιοχή FAO 37 (Εικ.2.3).

Στην παρούσα έρευνα χρησιμοποιήθηκαν οι ετήσιες συλλήψεις των αλιευμάτων για το διάστημα 1970-2008 (με εξαίρεση τα απορριπτόμενα και τα παράνομα αλιεύματα καθώς και αυτά που δεν αναφέρονται ή προέρχονται από αθλητική ή ψυχαγωγική αλιεία ή από εκτροφές), που εκφράζονται ως ζωντανό βάρος ισοδύναμο των εκφορτώσεων (FAO 2006) και καταγράφονται από τη Γενική Αλιευτική Επιτροπή για τη Μεσόγειο (General Fisheries Commission for the Mediterranean, GFCM) και τη Μαύρη Θάλασσα (περιοχή FAO 37).

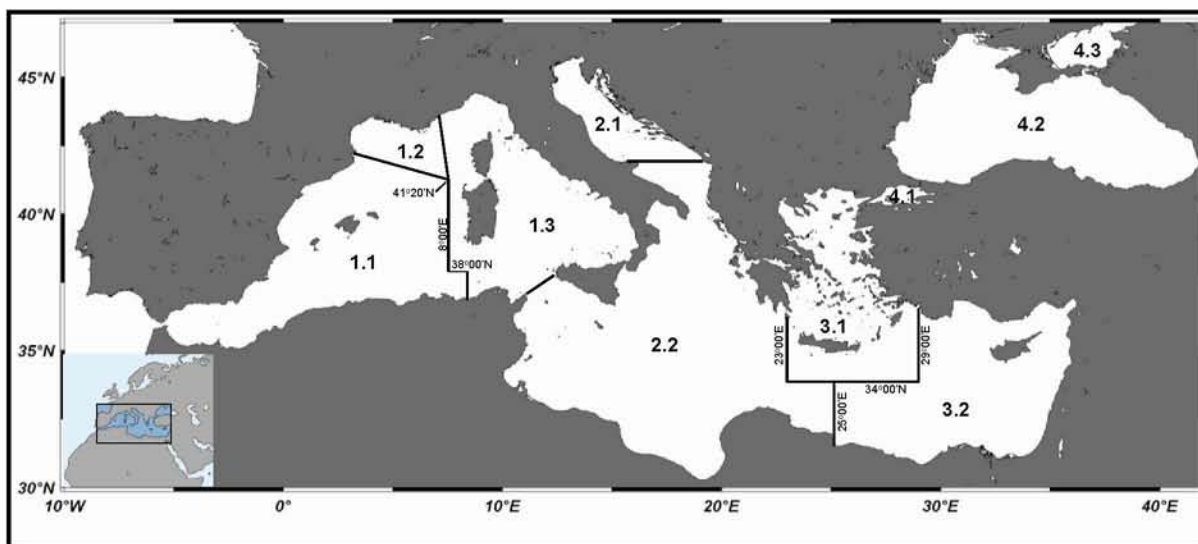


ΕικόνΑ 2.3. Αλιευτικές περιοχές, χωρισμένες σύμφωνα με τον FAO ([http](http://)₃).

Η Γενική Αλιευτική Επιτροπή (General Fisheries Commission for the Mediterranean, GFCM) παρέχει τις παραγωγές κάθε περιοχής, εξαιρώντας τις παραγωγές των εκτρεφόμενων ειδών, των θαλάσσιων θηλαστικών και των φυκών.

Η Μεσόγειος και η Μαύρη θάλασσα, που αποτελούν την περιοχή FAO 37 έχουν χωριστεί σε 4 περιοχές: (37.1: Δυτική, 37.2: Κεντρική, 37.3: Ανατολική και 37.4: Μαύρη Θάλασσα). Αυτές οι 4 περιοχές χωρίζονται με τη σειρά τους σε 10 μικρότερες υποπεριοχές (Εικ.2.4).

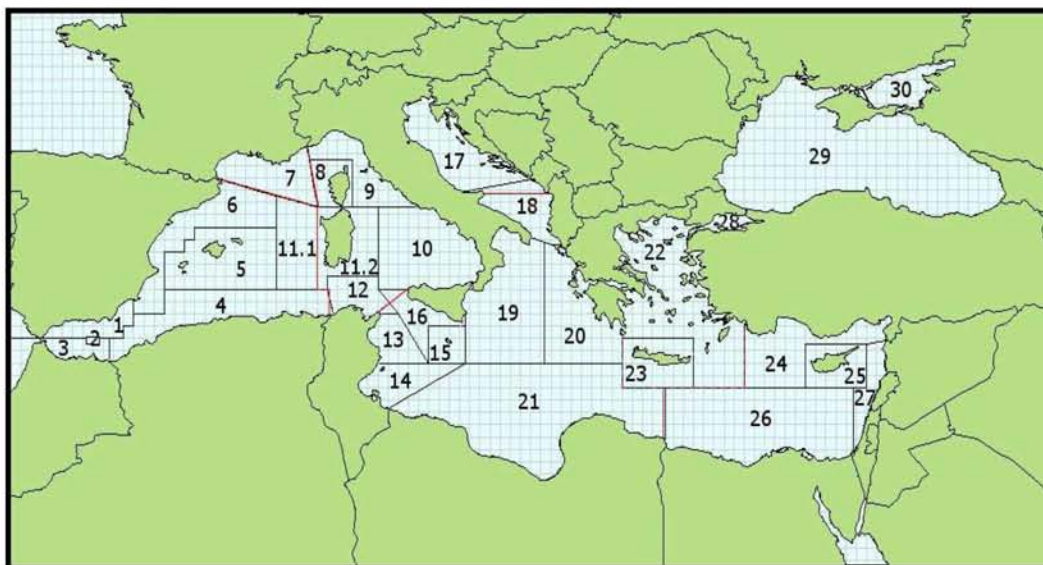
Στα δεδομένα αυτά, που αναφέρονται στην περίοδο 1970-2008, υπολογίστηκε το μέσο σταθμισμένο κλασματικό τροφικό επίπεδο των συλλήψεων και ο δείκτης αλιευτικής ισορροπίας.



Δυτική Μεσόγειος (Περιοχή 37.1)	37.1.1: Βαlearίδες
	37.1.2: Κόλπος Λεόντων
	37.1.3: Σαρδηνία
Κεντρική Μεσόγειος (Περιοχή 37.2)	37.2.1: Αδριατική
	37.2.2: Ιόνιο
Ανατολική Μεσόγειος (Περιοχή 37.3)	37.3.1: Αιγαίο
	37.3.2: Λεβαντίνη
Μάυρη Θάλασσα (Περιοχή 37.4)	37.4.1: Μαρμαράς
	37.4.2: Μάυρη Θάλασσα
	37.4.3: Αζοφική

Εικόνα 2.4. Αλιευτικές ζώνες της Μεσογείου και της Μαύρης θάλασσας και οι υποδιαιρέσεις τους (Tsikliras *et al.* 2010).

Τέλος, η περιοχή FAO 37 έχει πρόσφατα υποδιαιρεθεί, από τη GFCM, σε 30 μικρότερες υποπεριοχές (Geographical Sub-Areas, GSAs), για την παροχή ενός αναλυτικότερου πλαισίου, το οποίο συμβάλλει στην λεπτομερή αξιολόγηση της αλιείας, αλλά και στην ομοιόμορφη κατανομή των διοικητικών περιοχών (Εικ.2.5).



1:Βόρεια του Αλμποράν	6:Βόρεια Ισπανία	11:Σαρδηνία	16:Νότια Σικελία	21: Νότιο Ιόνιο	26:Νότια Λεβαντίνη
2:Αλμποράν	7:Κόλπος Λεόντων	12:Βόρεια Τυνησία	17:Βόρεια Αδριατική	22:Αιγαίο	27:Λεβαντίνη
3:Νότια του Αλμποράν	8:Κορσική	13:Νότια Αδριατική	18:Νότια Αδριατική	23:Κρήτη	28:Μαρμαράς
4:Αλγερία	9:Λιγουρία και Βόρεια Τυρρηνική Θάλασσα	14:Κόλπος Γκαμπές	19:Δυτικό Ιόνιο	24:Βόρεια Λεβαντίνη	29:Μαύρη Θάλασσα
5:Βαλεαρίδες	10:Νότια Τυρρηνική Θάλασσα	15:Μάλτα	20:Ανατολικό Ιόνιο	25:Κύπρος	30: Αζοφική

Εικόνα 2.5. Οι τριάντα υποδιαιρούμενες γεωγραφικές περιοχές της Μεσογείου και της Μαύρης Θάλασσας από τη GFCM (<http://>).

2.3. Τροφοδυναμικοί δείκτες

2.3.1. Κλασματικό τροφικό επίπεδο (τ)

Το Φεβρουάριο του 2004, η διάσκεψη για τη σύμβαση της βιοποικιλότητας (Convention on Biological Diversity, CBD), αναγνώρισε μία σειρά δεικτών για την παρατήρηση των δομικών αλλαγών που πραγματοποιούνται στο οικοσύστημα ως

αποτέλεσμα της εκμετάλλευσης. Το κλασματικό τροφικό επίπεδο είναι ένας από αυτούς τους δείκτες.

Το κλασματικό τροφικό επίπεδο (τ) είναι ένας αριθμός που εκφράζει τη σχετική θέση ενός οργανισμού στην ιεραρχία του τροφικού πλέγματος και βασίζεται στις διατροφικές συνήθειες του ίδιου του οργανισμού και το τροφικό επίπεδο των λειών του. Η εκτίμηση του τ γίνεται από τον τύπο (Gascuel & Pauly 2009):

$$\tau_i = 1 + \sum_j (D_{ij} \times \tau_j)$$

όπου τ_j είναι το κλασματικό τροφικό επίπεδο της λείας j , το D_{ij} αντιπροσωπεύει το ποσοστό της λείας j στη δίαιτα του είδους i . Το τροφικό επίπεδο των πρωτογενών παραγωγών και των θρυμμάτων έχει κατά συνθήκη τεθεί ίσο με τη μονάδα. Για τους παραπάνω υπολογισμούς χρησιμοποιήθηκαν τα τροφικά επίπεδα των ειδών από τη βιβλιογραφία (Villasante *et al.* 2010, Vivekanandan *et al.* 2009, Clementz *et al.* 2003, Fredriksen 2003, Stergiou & Karpouzi, 2002) ή τη FishBase (www.fishbase.gr, www.sealifebase.org).

Τα δεδομένα των χρονοσειρών αλιευτικής παραγωγής που χρησιμοποιήθηκαν, λήφθηκαν από το πρόγραμμα FishStat Plus (από τη βάση δεδομένων GFCM Capture Production 1970-2008). Συνολικά αναλύθηκαν 2537 αποθέματα, αφού εξαιρέθηκαν τα απορριπτόμενα, τα παράνομα, τα μη καταγεγραμμένα αλιεύματα, όπως επίσης και τα δεδομένα που προέρχονται από την αθλητική και την ψυχαγωγική αλιεία. Στη συνέχεια, για

κάθε απόθεμα ξεχωριστά υπολογίστηκε το μέσο σταθμισμένο τροφικό επίπεδο, διαιρώντας κάθε φορά το γινόμενο του τροφικού επιπέδου επί την παραγωγή, με την μέση παραγωγή ανά έτος.

2.3.2. Δείκτης αλιευτικής ισορροπίας (Fishing-in-balance, FiB)

Τα θαλάσσια οικοσυστήματα λειτουργούν ως πυραμίδες, στα οποία η πρωτογενής παραγωγή του κάθε τροφικού επιπέδου μεταφέρεται στα ανώτερα τροφικά επίπεδα με ένα τεράστιο ποσοστό της να δαπανάται στις διαδικασίες συντήρησης και αναπαραγωγής (Pauly & Christensen, 1995). Η μέση μεταφορά ενέργειας μεταξύ διαδοχικών τροφικών επιπέδων θεωρείται 10% (Pauly & Christensen, 1995). Με αυτή την λογική, οι Pauly et al. (2000b) προέβλεψαν ότι η πτώση κατά μία μονάδα στο τροφικό επίπεδο που λειτουργεί η αλιεία, θα οδηγούσε σε δεκαπλάσια αύξηση του δυναμικού των αποθεμάτων. Για το λόγο αυτό, οι Pauly *et al.* (2000) και Christensen (2000) εισήγαγαν τον δείκτη αλιευτικής ισορροπίας (FiB).

Ο δείκτης αλιευτικής ισορροπίας (Fishing-in-balance index, FiB) εκφράζει την τρέχουσα αλιευτική κατάσταση σε σχέση με ένα συγκεκριμένο έτος αναφοράς και συμπληρώνει τη διακύμανση του τροφικού επιπέδου. Ο FiB υπολογίζεται από τον τύπο (Pauly *et al.* 2000):

$$FiB = \log \left(\frac{Catch_y \times TE_y^{\tau-1}}{Catch_1 \times TE_1^{\tau-1}} \right)$$

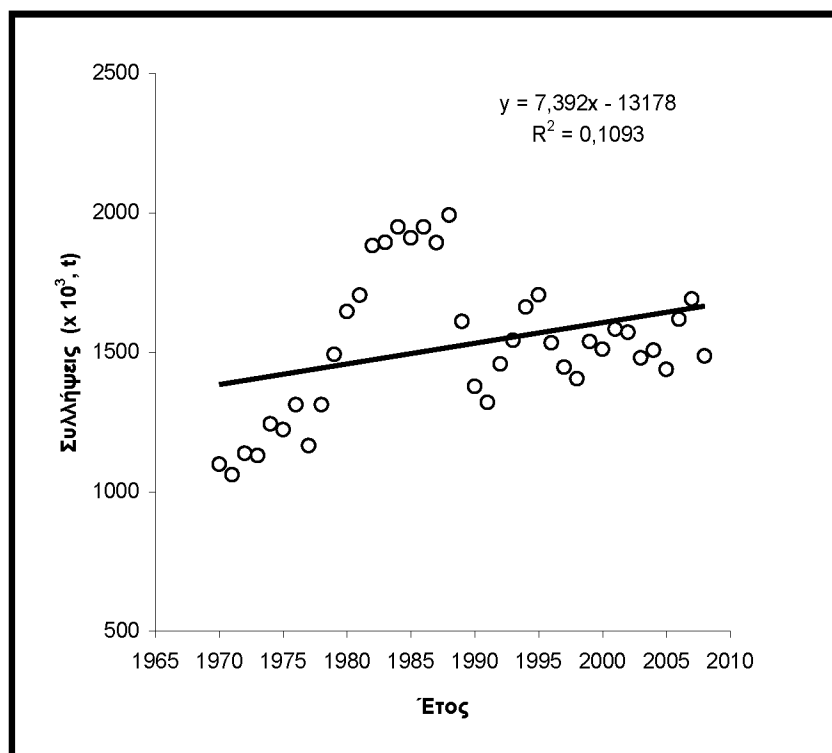
όπου y το έτος της χρονοσειράς, τ είναι το μέσο τροφικό επίπεδο (σταθμισμένο) των συλλήψεων, TE είναι η μέση μεταφορά ενέργειας μεταξύ διαδοχικών τροφικών επιπέδων (θεωρείται 10%), και το 1 αναφέρεται στο πρώτο έτος της χρονοσειράς που χρησιμοποιείται ως έτος αναφοράς. Ο δείκτης FiB παίρνει τιμή 0 για το έτος αναφοράς.

Ο δείκτης FiB εκτιμά αν η αύξηση των συλλήψεων με χαμηλό τροφικό επίπεδο συνάδει με την οικολογική αύξηση (καθορίζεται από τη βέλτιστη μεταφορά ενέργειας μεταξύ διαδοχικών τροφικών επιπέδων). Ο δείκτης FiB παραμένει σταθερός εάν οι αλλαγές στο τροφικό επίπεδο είναι αντίστοιχες με τις «οικολογικές αλλαγές» στις συλλήψεις. Όταν ο δείκτης FiB μειώνεται, η αλιεία αφαιρεί από το οικοσύστημα τόσο μεγάλη βιομάζα ώστε να προκαλείται εξάντληση των αποθεμάτων και η λειτουργικότητα του συστήματος μειώνεται (Pauly & Watson 2005). Ο δείκτης FiB προϋποθέτει ότι η μεταφορά ενέργειας είναι συνεχής και σταθερή μεταξύ των διαδοχικών τροφικών επιπέδων (Pennino *et al.* 2011).

3. ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ

3.1. Μεσόγειος και Μαύρη Θάλασσα (περιοχή FAO 37)

Οι συνολικές συλλήψεις της θαλάσσιας αλιείας στη Μεσόγειο και τη Μαύρη Θάλασσα, δηλαδή σε ολόκληρη την περιοχή FAO 37, έδειξαν έντονες διακυμάνσεις κατά τη διάρκεια των 39 ετών από το 1970 έως το 2008 (Σχ. 3.1).



Σχήμα 3.1. Διακύμανση των συνολικών συλλήψεων στη Μεσόγειο και τη Μαύρη Θάλασσα (περιοχή FAO 37), για την περίοδο 1970- 2008. Οι άσπρες κουκίδες δείχνουν την αυξητική τάση των συλλήψεων.

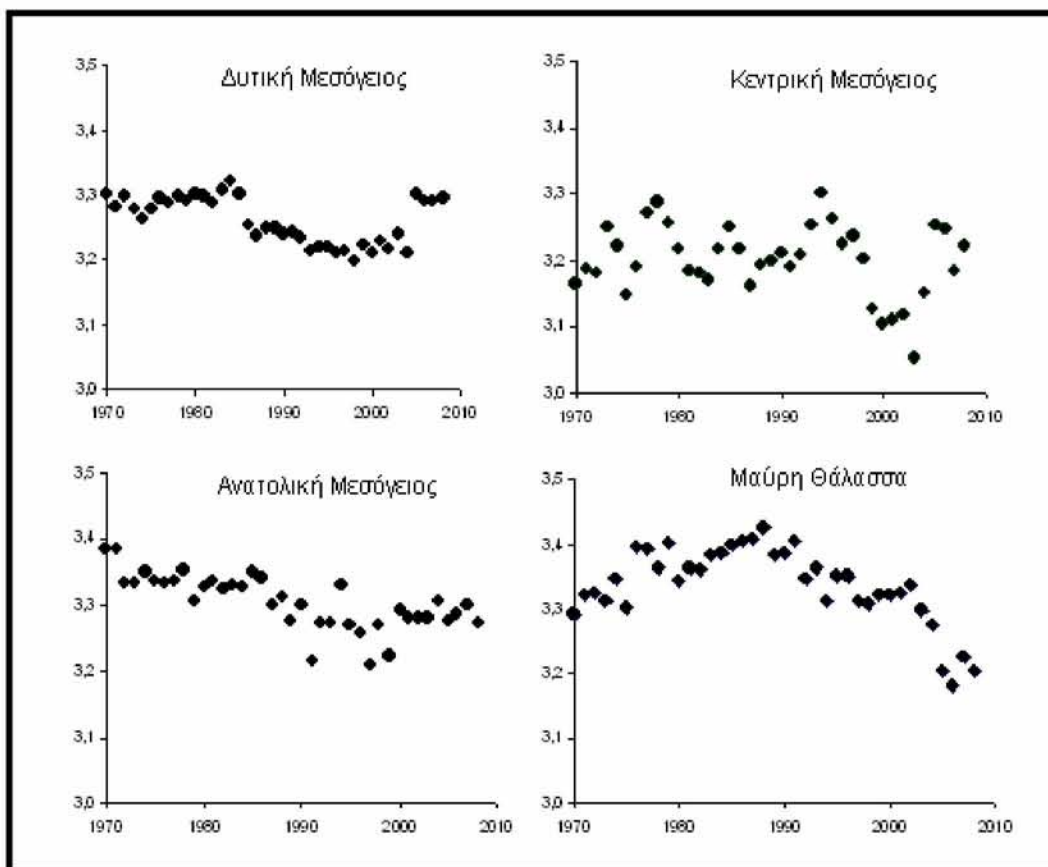
Πιο συγκεκριμένα, από το 1970 μέχρι και το 1988 οι συλλήψεις αυξήθηκαν δραματικά, εξαιτίας της έντονης αλίευσης του Ευρωπαϊκού γαύρου (*Engraulis*

encrasicolus) στη Μαύρη Θάλασσα, με σημείο αποκορύφωσης τους 1.990.086 τόνους το 1988. Στη συνέχεια, παρουσίασαν απότομη πτώση μέχρι και το 1991 (1.319.446 t), ενώ από το 1992 παρουσίασαν αυξομειώσεις μέχρι και το 2008 (περίπου 1.486.000 t), τιμή που παραμένει σχετικά σταθερή από το 2000.

Από τα 2537 αποθέματα που αναλύθηκαν για το 2008, βρέθηκε ότι και στις 4 περιοχές, της συνολικής περιοχής FAO 37, το μέσο σταθμισμένο τροφικό επίπεδο παρουσιάζει πτωτική τάση (Εικ.3.1).

Η περιοχή της Μαύρης Θάλασσας φαίνεται να παρουσιάζει συνολικά τον μεγαλύτερο ρυθμό μείωσης (0,027 ανά δεκαετία), με τις υποπεριοχές 4.2 (Μαύρη Θάλασσα) και 4.3 (Αζοφική) να παρουσιάζουν την μεγαλύτερη πτώση με ρυθμούς 0,1 και 0,4 αντίστοιχα, ενώ ακολουθεί η υποπεριοχή 1.3 (Σαρδηνία) της Δυτικής Μεσογείου με ρυθμό μείωσης 0,05 ανά δεκαετία. Από τα παραπάνω προκύπτει ότι η βόρεια μεσογειακή ακτογραμμή δέχεται ενδεχομένως εντονότερη αλιευτική πίεση σε σύγκριση με τη νότια μεσογειακή ακτογραμμή.

Ειδικότερα, η διακύμανση του μέσου σταθμισμένου τροφικού επιπέδου τ των συλλήψεων από το 1970 έως το 2008 σε όλες τις περιοχές της Μεσογείου και της Μαύρης Θάλασσας φαίνεται στον Πίνακα 3.1. Το μέσο σταθμισμένο τ έλαβε την ελάχιστη μέση τιμή του ($3,17 \pm 0,071$) στην Κεντρική Μεσόγειο το διάστημα 2000-2008, ενώ ταυτόχρονα παρουσίασε και τις εντονότερες διακυμάνσεις. Γενικά, το μέσο σταθμισμένο τ κυμάνθηκε σε χαμηλά επίπεδα, αφού δεν ξεπέρασε την μέση τιμή του 3,39, τιμή που έλαβε την περίοδο 1980-1990 στη Μαύρη Θάλασσα.

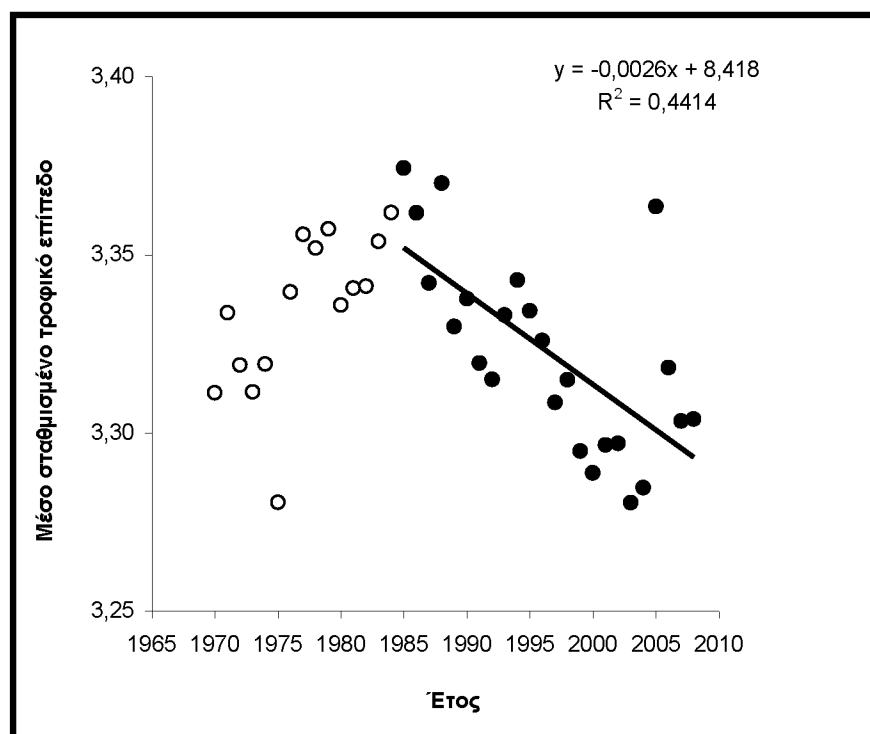


Εικόνα 3.1. Πτωτική τάση του μέσου σταθμισμένου τροφικού επιπέδου στις 4 περιοχές της Μεσογείου και της Μαύρης Θάλασσας (1970-2008).

Πίνακας 3.1. Διακύμανση του μέσου σταθμισμένου τροφικού επιπέδου στις περιοχές της Μεσογείου και της Μαύρης Θάλασσας ανά δεκαετία (1970-2008).

Περιοχή	1970-‘80	1980-‘90	1990-‘00	2000-‘08
Μεσόγειος και Μαύρη Θάλασσα	3,33 ± 0,232	3,35 ± 0,015	3,32 ± 0,017	3,31 ± 0,026
Δυτική Μεσόγειος	3,29 ± 0,012	3,27 ± 0,031	3,22 ± 0,012	3,26 ± 0,038
Κεντρική Μεσόγειος	3,22 ± 0,046	3,20 ± 0,026	3,21 ± 0,060	3,17 ± 0,071
Ανατολική Μεσόγειος	3,34 ± 0,024	3,32 ± 0,022	3,26 ± 0,037	3,29 ± 0,011
Μαύρη Θάλασσα	3,35 ± 0,039	3,39 ± 0,020	3,24 ± 0,031	3,26 ± 0,060

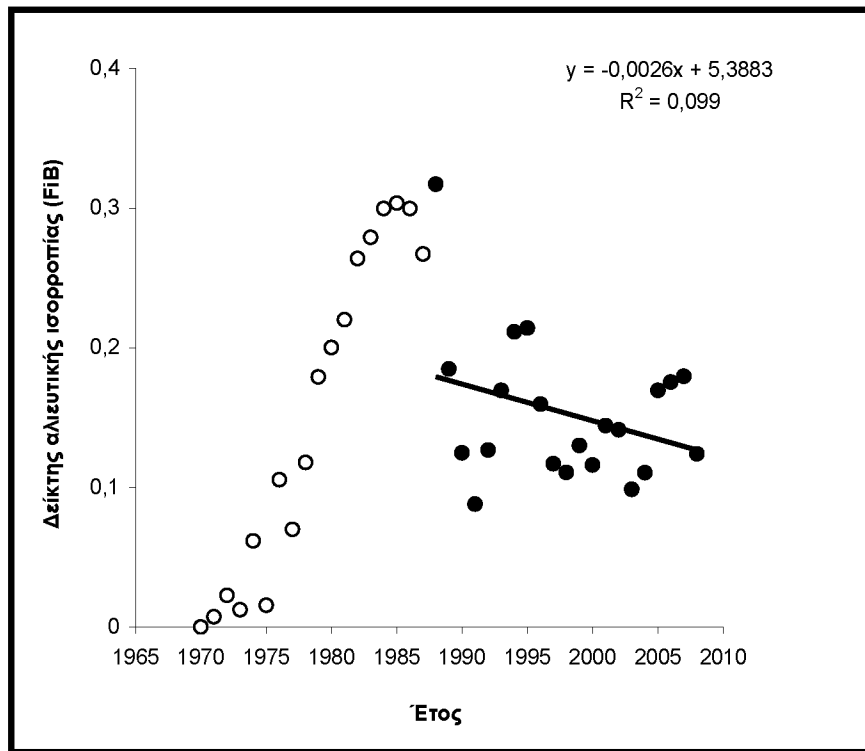
Παρά τις παρατηρούμενες αυξομειώσεις, το μέσο σταθμισμένο τ όπως υπολογίστηκε στο σύνολο των μεσογειακών αποθεμάτων παρουσίασε μία συνολική μείωση της τάξης των 0,026 ανά δεκαετία. Έτσι, ενώ από το 1978 έως το 1988 παρουσίασε αύξηση με τη μέγιστη τιμή του να φτάνει το 3,37 (το 1985), έπειτα σημείωσε πτωτική τάση φτάνοντας την τιμή του 3,28 το 2003. Τα τελευταία χρόνια η τάση αυτή φαίνεται να αναστρέφεται ελαφρώς, αγγίζοντας την τιμή του 3,30 το 2008 (Σχ. 3.2).



Σχήμα 3.2. Διακύμανση του μέσου σταθμισμένου τροφικού επιπέδου της Μεσογείου και της Μαύρης Θάλασσας (1970- 2008). Οι άσπρες κουκίδες δείχνουν την αυξητική τάση του τ , ενώ οι μαύρες την πτωτική.

Παρόμοιες διακυμάνσεις έδειξε και ο δείκτης αλιευτικής ισορροπίας (FiB) με σαφή μείωση κατά τη διάρκεια της περιόδου από το 1989- 2008 με τιμές πάντοτε θετικές, τάση η

οποία προήλθε από τις αυξημένες συλλήψεις κατά τη διάρκεια αυτής της περιόδου. Συγκεκριμένα, ο δείκτης FiB αρχικά αυξήθηκε μέχρι το 1988, οπότε και έλαβε τη μέγιστη τιμή του (0,317). Στη συνέχεια μειώθηκε, παρουσίασε αυξομειώσεις και τελικά σταθεροποιήθηκε σε τιμές υποδιπλάσιες της μέγιστης (0,124 το 2008) (Σχ. 3.3).

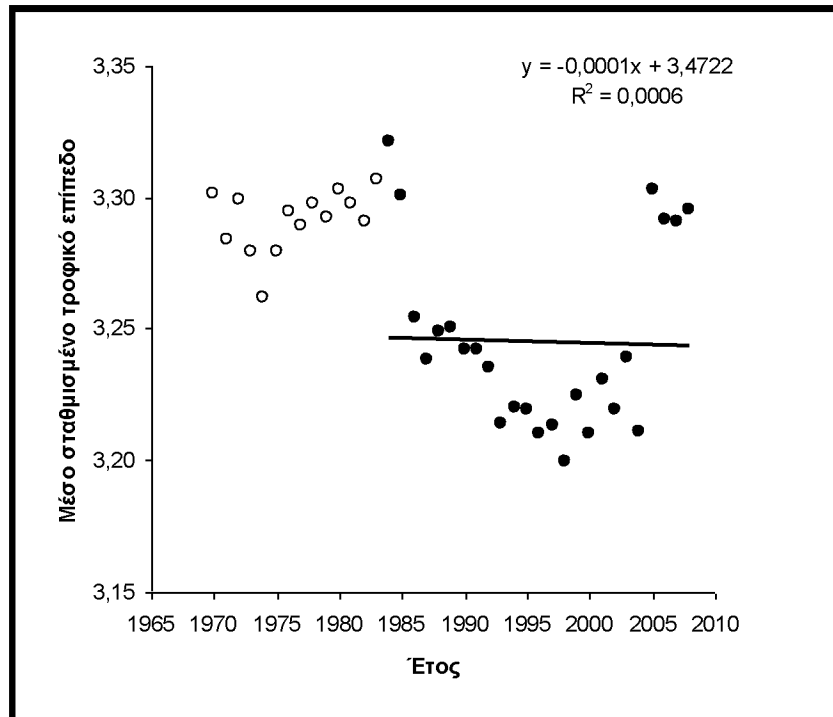


Σχήμα 3.3. Διακύμανση του δείκτη αλιευτικής ισορροπίας (FiB) της Μεσογείου και της Μαύρης Θάλασσας (1970- 2008). Οι άσπρες κουκίδες δείχνουν την αυξητική τάση του FiB, ενώ οι μαύρες την πτωτική.

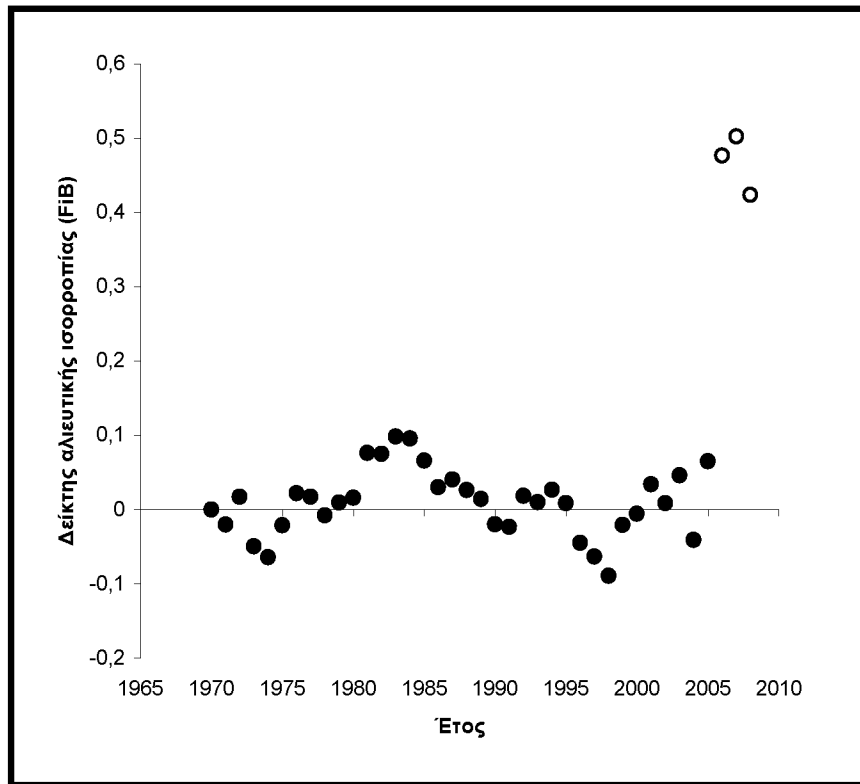
Στη συνέχεια, ακολουθεί αναλυτική περιγραφή της διακύμανσης του μέσου σταθμισμένου τ και του δείκτη αλιευτικής ισορροπίας, ανά περιοχή και υποπεριοχή της Μεσογείου και της Μαύρης Θάλασσας.

3.2. Δυτική Μεσόγειος θάλασσα

Η δυτική περιοχή της Μεσογείου αποτελείται από τις υποπεριοχές 1.1 (Βαlearίδες), 1.2 (Κόλπος Λεόντων) και 1.3 (Σαρδηνία). Για το 2008, το σύνολο των αλιευμάτων που αναλύθηκαν για αυτή την περιοχή ήταν 634. Ο συνολικός ρυθμός μείωσης του μέσου σταθμισμένου τ υπολογίστηκε σε 0,001 ανά δεκαετία με την ελάχιστη τιμή του να φτάνει το 3,20 (1998) (Σχ.3.4). Από την άλλη ο δείκτης αλιευτικής ισορροπίας κυμάνθηκε σε πολύ χαμηλά επίπεδα, ενώ παρουσίασε ελάχιστη τιμή -0,089 (Σχ.3.5). Τέλος, και οι δυο δείκτες παρουσίασαν έντονες διακυμάνσεις σε όλες τις υποπεριοχές, καθ' όλη τη διάρκεια των 39 χρόνων, με απότομη αύξηση τα τελευταία τρία χρόνια.



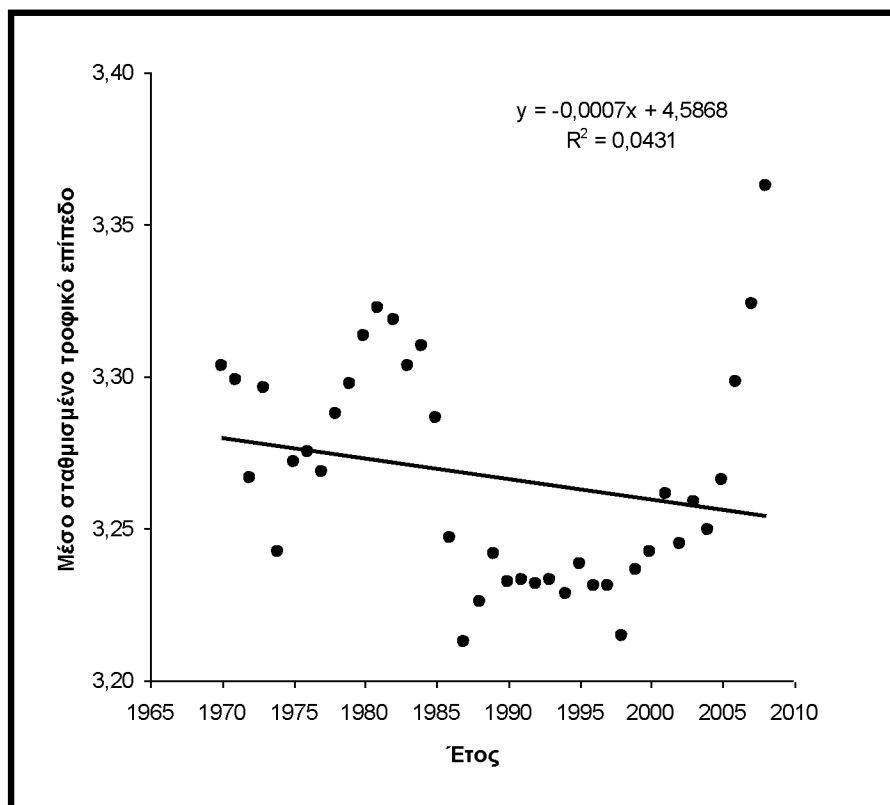
Σχήμα 3.4. Διακύμανση του μέσου σταθμισμένου τροφικού επιπέδου της δυτικής Μεσογείου και της Μαύρης Θάλασσας (1970- 2008). Οι άσπρες κουκίδες δείχνουν την αυξητική τάση του τ , ενώ οι μαύρες την πτωτική.



Σχήμα 3.5. Διακύμανση του δείκτη αλιευτικής ισορροπίας (FiB) της δυτικής Μεσογείου και της Μαύρης Θάλασσας (1970- 2008). Οι άσπρες κουκίδες δείχνουν την αυξητική τάση του FiB, ενώ οι μαύρες την πτωτική.

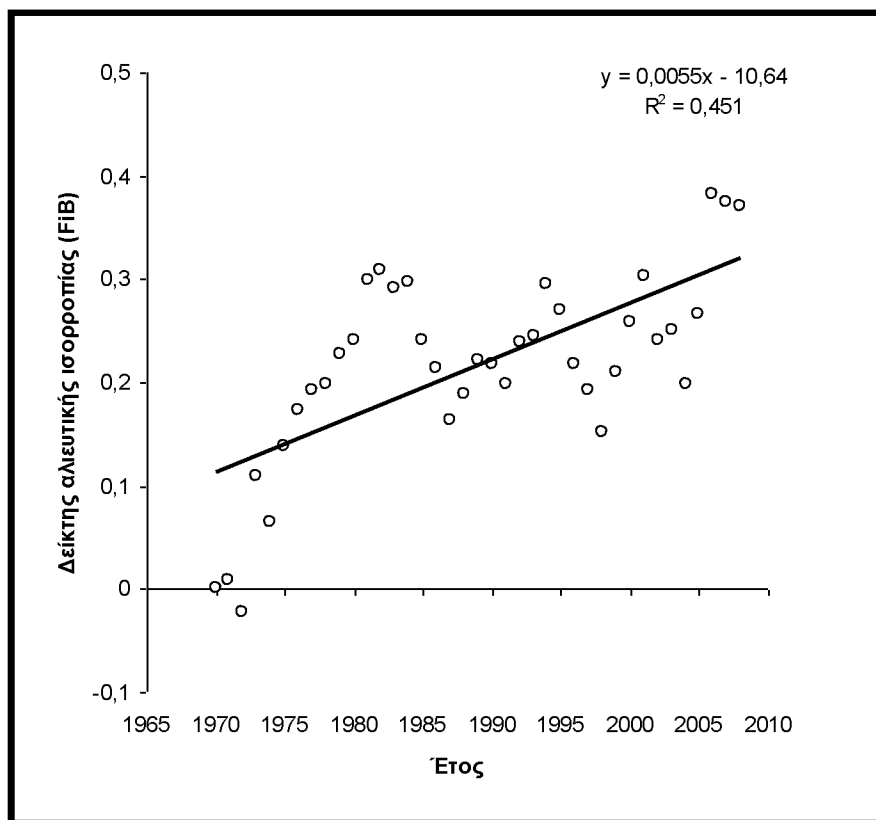
3.2.1. Αλιευτική υποπεριοχή 1.1 (Βαlearίδες)

Στην υποπεριοχή 1.1 (Βαlearίδες) το μέσο σταθμισμένο τροφικό επίπεδο τ έδειξε μεταβλητή πτώση από το 1985. Στην πραγματικότητα, ενώ αρχικά κυμάνθηκε σε μία μέση τιμή $3,29 \pm 0,022$, από το 1985 μέχρι και το 2005, μειώθηκε αισθητά σε μία μέση τιμή $3,24 \pm 0,017$ αγγίζοντας έναν ρυθμό μείωσης 0,007 ανά δεκαετία. Αντίθετα, κατά την τελευταία τριετία παρουσίασε ραγδαία αύξηση φτάνοντας την τιμή του 3,36 το 2008, τιμή μέγιστη από το 1970 (Σχ.3.6).



Σχήμα 3.6. Διακύμανση του μέσου σταθμισμένου τροφικού επιπέδου των αποθεμάτων της υποπεριοχής 1.1 (Βαlearίδες) της δυτικής Μεσογείου (1970- 2008). Οι άσπρες κουκίδες δείχνουν την αυξητική τάση του τ , ενώ οι μαύρες την πτωτική.

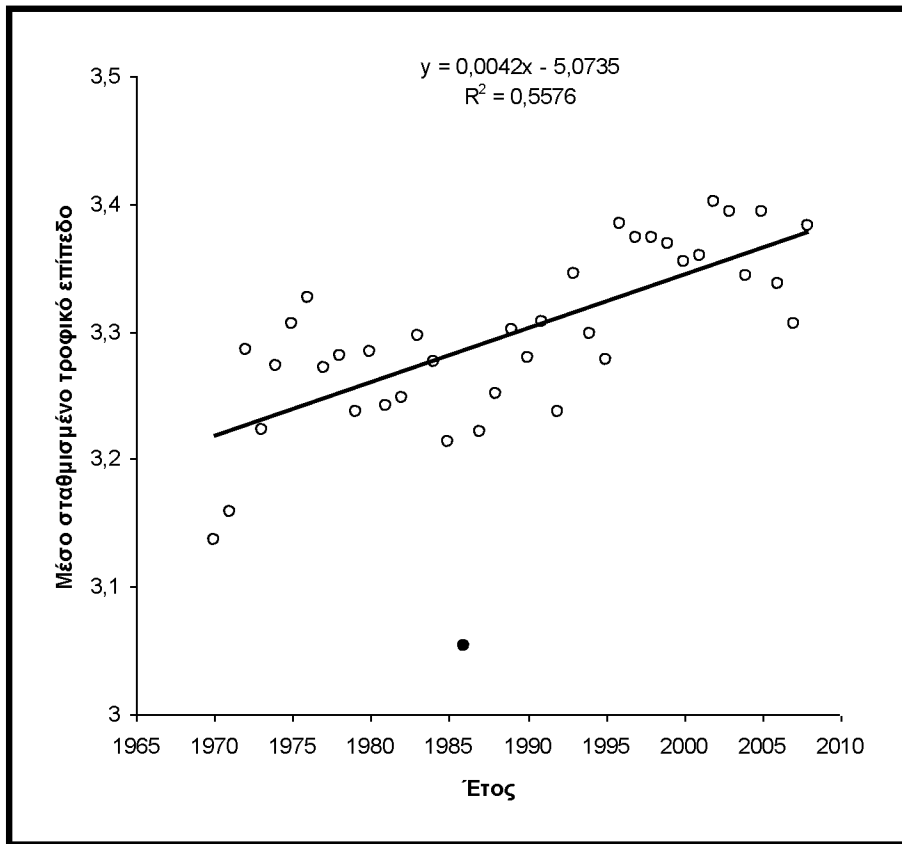
Ο δείκτης FiB παρουσίασε αυξητική τάση κατά τη διάρκεια των 39 ετών στην υποπεριοχή 1.1 (Βαlearίδες) της δυτικής Μεσογείου. Από το 1970 έως το 1982 ο δείκτης FiB αυξήθηκε απότομα, πορεία που συνάδει με την έντονη αύξηση των συλλήψεων, ενώ από το 1983 παρουσίασε μείωση κυμαίνοντας σε μία μέση τιμή (\pm SD) $0,227 \pm 0,038$ μέχρι και το 2005, από $0,168 \pm 0,114$ τα προηγούμενα έτη (Σχ.3.7). Τα τρία τελευταία χρόνια φαίνεται να υπάρχει ανάκαμψη του δείκτη FiB, αφού το 2006 έλαβε και τη μέγιστη τιμή του, η οποία έφτασε την τιμή του 0,382.



Σχήμα 3.7. Διακύμανση του δείκτη αλιευτικής ισορροπίας (FiB) της υποπεριοχής 1.1 (Βαλέαριδες) της δυτικής Μεσογείου (1970- 2008). Οι άσπρες κουκίδες δείχνουν την αυξητική τάση του FiB.

3.2.2. Αλιευτική υποπεριοχή 1.2 (Κόλπος Λεόντων)

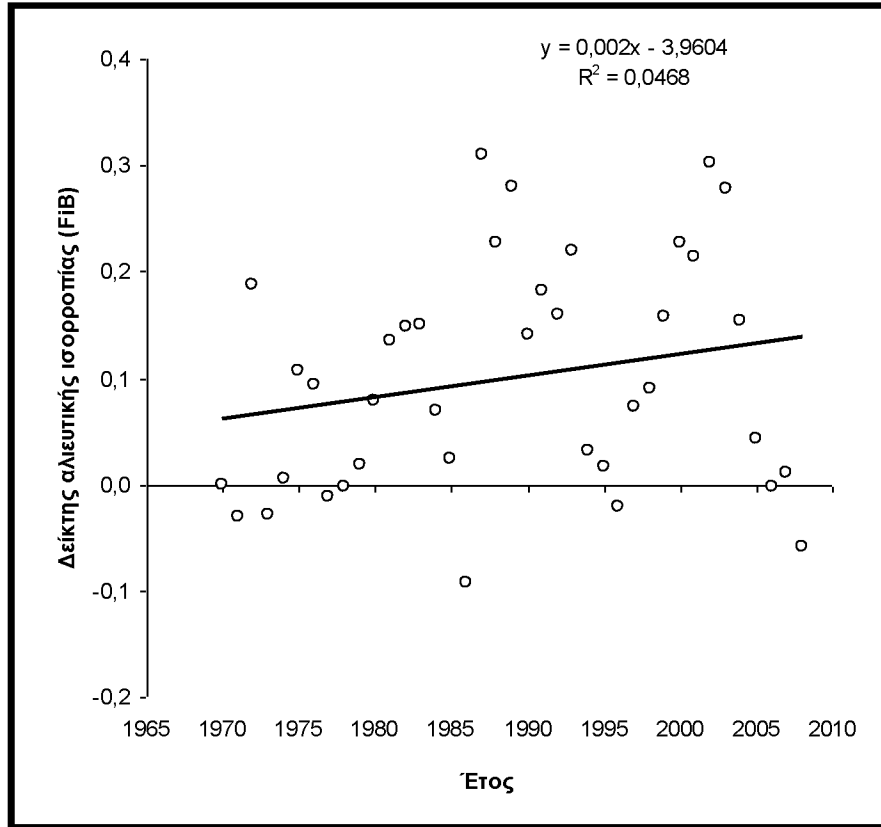
Το μέσο σταθμισμένο τ για την υποπεριοχή 1.2 της δυτικής Μεσογείου (Κόλπος Λεόντων), δεν παρουσίασε αυξομειώσεις, αφού η αύξηση ήταν συνεχής και για τα 38 έτη, αύξηση της τάξης του 0,042 ανά δεκαετία, εκτός από μία και μοναδική πτώση το 1986, οπότε το μέσο σταθμισμένο τ έλαβε την ελάχιστη τιμή του (3,05). Γενικά, το μέσο σταθμισμένο τ κυμάνθηκε σε υψηλά επίπεδα, αγγίζοντας την τιμή του 3,40 το 2002, τιμή μέγιστη από το 1970 (Σχ.3.8).



Σχήμα 3.8. Διακύμανση του μέσου σταθμισμένου τροφικού επιπέδου της υποπεριοχής 1.2 (Κόλπος Λεόντων) της δυτικής Μεσογείου (1970- 2008). Οι άσπρες κουκίδες δείχνουν την αυξητική τάση του τ , ενώ η μαύρη κουκίδα δείχνει τη μοναδική χαμηλή τιμή του.

Ο δείκτης FiB παρουσίασε έντονες διακυμάνσεις, αρνητικές και θετικές τιμές, ανοδικές και πτωτικές τάσεις στην περίοδο 1970- 2008 στην υποπεριοχή 1.2 (Κόλπος Λεόντων) της δυτικής Μεσογείου. Έτσι, από το 1970 έως το 1987 έδειξε έντονες αυξομειώσεις, λαμβάνοντας την ελάχιστη τιμή του -0,091 το 1986 και την μέγιστη τιμή του 0,310 το 1987. Έπειτα, από το 1988 έως και το 1996 υπήρξε σαφής μείωση της τάξης του 0,327 ανά δεκαετία, ενώ από το 1997 μέχρι το 2002 άρχισε να αυξάνεται, προσεγγίζοντας την μέγιστη τιμή του (0,301 το 2002). Τελικά, όμως, την τελευταία πενταετία παρουσίασε

και πάλι πτώση, αυτή τη φορά εντονότερη (0,628 ανά δεκαετία) αγγίζοντας το 2008 την ελάχιστη τιμή του (-0,059) (Σχ.3.9).

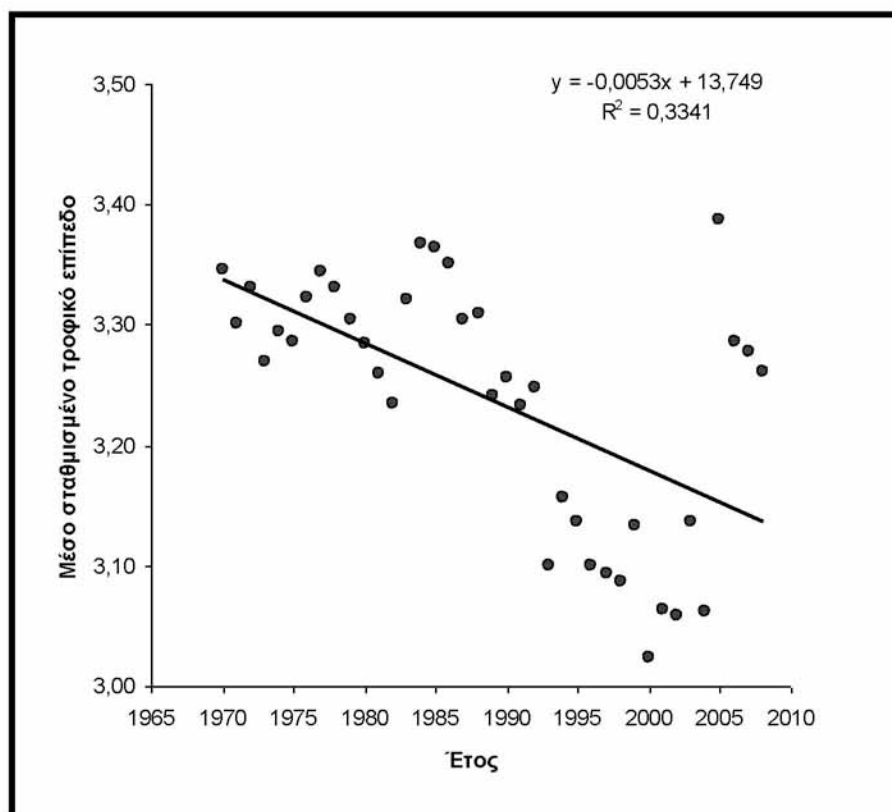


Σχήμα 3.9. Διακύμανση του δείκτη αλιευτικής ισορροπίας (FiB) της υποπεριοχής 1.2 (Κόλπος Λεόντων) της δυτικής Μεσογείου (1970- 2008). Οι άσπρες κουκίδες δείχνουν την αυξητική τάση του FiB.

3.2.3. Αλιευτική υποπεριοχή 1.3 (Σαρδηνία)

Το μέσο σταθμισμένο τ όπως υπολογίστηκε στα αποθέματα της υποπεριοχής 1.3 (Σαρδηνία) της δυτικής μεσογείου παρουσίασε αυξημένες και σχετικά σταθερές τιμές την πρώτη δεκαετία, που κυμάνθηκαν σε μία μέση τιμή $3,31 \pm 0,037$, ενώ από το 1985 μέχρι και το 2000 υπήρξε πτωτική τάση. Στην πραγματικότητα, το μέσο σταθμισμένο τ

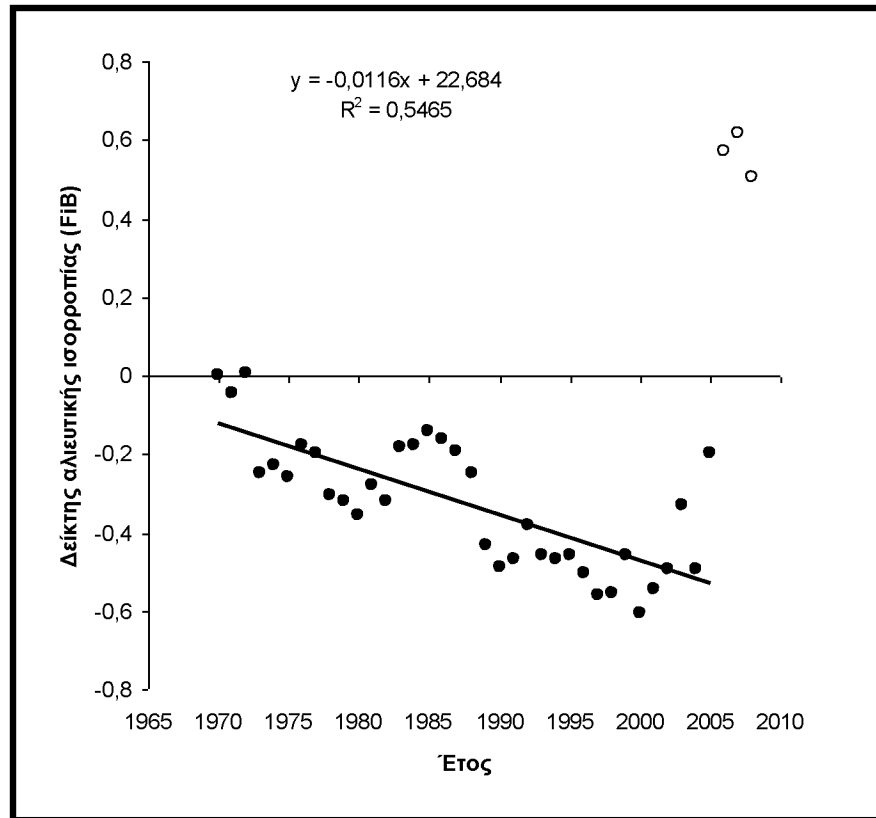
μειώθηκε από $3,31 \pm 0,037$ σε $3,18 \pm 0,098$ με ρυθμό μείωσης $0,053$ ανά δεκαετία. Τέλος, από το 2001 έως το 2008 σημείωσε απότομη αύξηση και τελικά σταθεροποιήθηκε σε μία μέση τιμή $3,21 \pm 0,126$ (Σχ.3.10).



Σχήμα 3.10. Διακύμανση του μέσου σταθμισμένου τροφικού επιπέδου της υποπεριοχής 1.3 (Σαρδηνία) της δυτικής Μεσογείου (1970- 2008). Οι μαύρες κουκίδες δείχνουν την πτωτική τάση του τ.

Ο δείκτης FiB έδειξε αρνητικές τιμές, αλλά και πτωτική τάση κατά τη διάρκεια των 35 ετών στην υποπεριοχή 1.3 (Σαρδηνία) της δυτικής Μεσογείου, με απότομη ανάκαμψή του την τελευταία τριετία, οπότε έλαβε θετικές τιμές αλλά και την μέγιστη τιμή του. Γενικά, ο δείκτης FiB(μέση τιμή± SD) κυμάνθηκε σε πολύ χαμηλά επίπεδα της τάξης του -

$0,326 \pm 0,164$ με ρυθμό μείωσης $0,116$ ανά δεκαετία, ενώ από το 2006 έως και το 2008 φάνηκε να αναστρέφεται η πορεία του, αφού έφτασε την τιμή του $0,616$ το 2007 (Σχ.3.11).

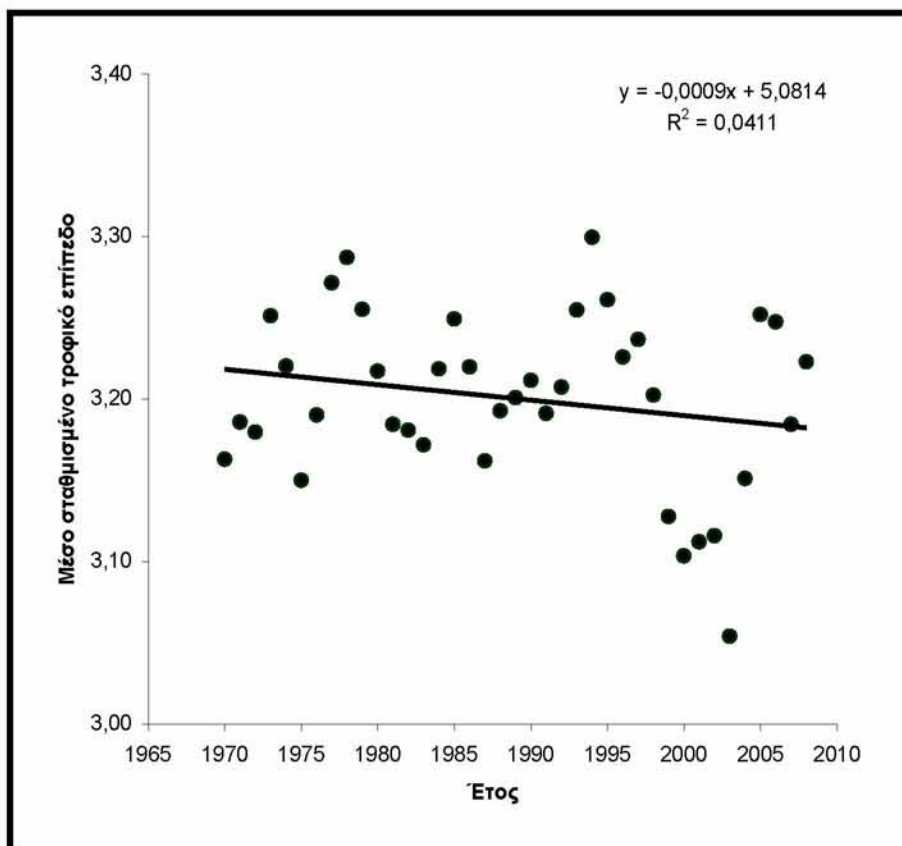


Σχήμα 3.11. Διακύμανση του δείκτη αλιευτικής ισορροπίας (FiB) της υποπεριοχής 1.3 (Σαρδηνία) της δυτικής Μεσογείου (1970- 2008). Οι μαύρες κουκίδες δείχνουν την πρωτική τάση του FiB, ενώ οι άσπρες την αυξητική.

3.3. Κεντρική Μεσόγειος θάλασσα

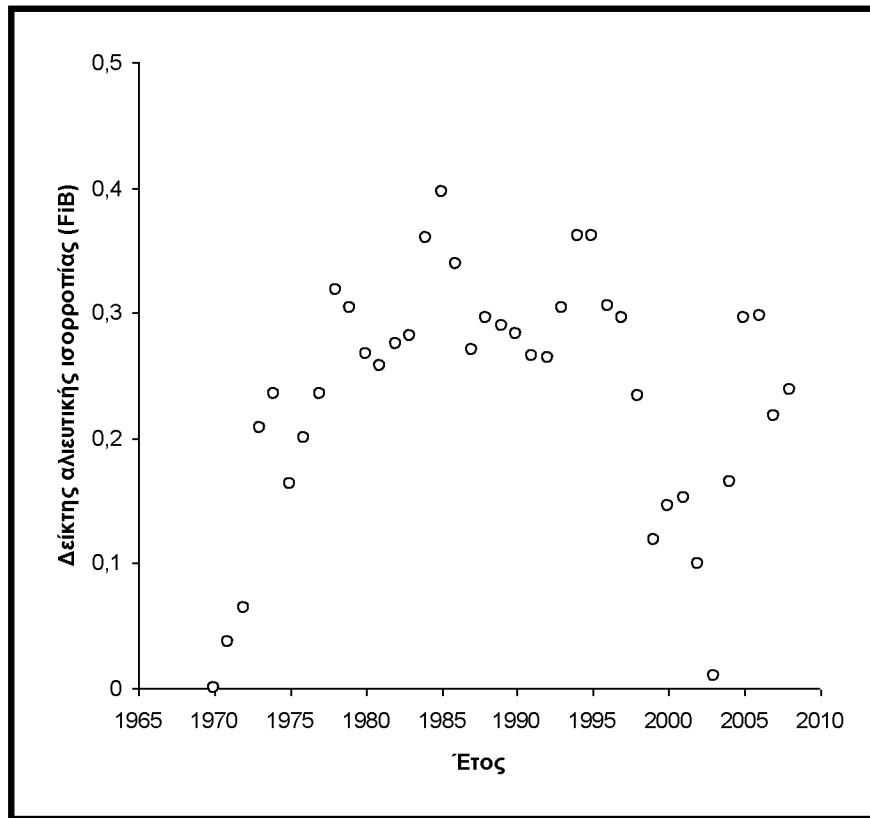
Η κεντρική περιοχή της Μεσογείου αποτελείται από τις υποπεριοχές 2.1 (Αδριατική) και 2.2 (Ιόνιο). Το σύνολο των αλιευμάτων που αναλύθηκαν σε αυτή την περιοχή, για το 2008, ήταν 402. Ο συνολικός ρυθμός μείωσης του μέσου σταθμισμένου τ υπολογίστηκε σε $0,009$ ανά δεκαετία. Το μέσο σταθμισμένο τ παρουσίασε έντονες

διακυμάνσεις σε όλο το διάστημα 1970-2008, με τη μέγιστη τιμή του να φτάνει το 3,30 το 1994 και την ελάχιστη το 3,05 το 2003 (Σχ.3.12).



Σχήμα 3.12. Διακύμανση του μέσου σταθμισμένου τροφικού επιπέδου της Κεντρικής Μεσογείου (1970-2008). Οι μαύρες κουκίδες δείχνουν την πρωτική τάση του τ .

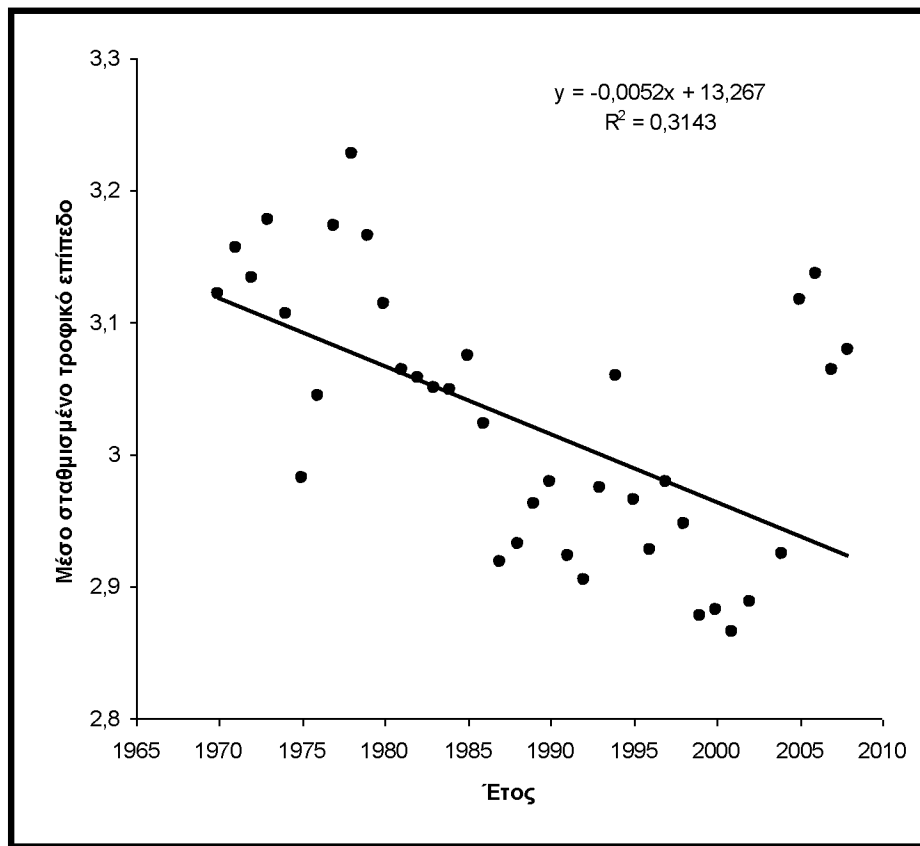
Ομοίως κυμάνθηκε και ο δείκτης αλιευτικής ισορροπίας FiB, αφού παρουσίασε έντονες αυξομειώσεις στο διάστημα 1970-2008. Σε αντίθεση όμως με το μέσο σταθμισμένο τ , ο FiB έδειξε συνολικά ελαφρώς ανοδική τάση στο διάστημα 1970-2008 με ρυθμό αύξησης 0,008 ανά δεκαετία περίπου. Η μέγιστη τιμή του υπολογίστηκε σε 0,39 το 1985 και η ελάχιστη σε 0,01 το 2003 (Σχ.3.13).



Σχήμα 3.13. Διακύμανση του δείκτη αλιευτικής ισορροπίας (FiB) της κεντρικής Μεσογείου (1970-2008). Οι άσπρες κουκίδες δείχνουν την αυξητική τάση του FiB.

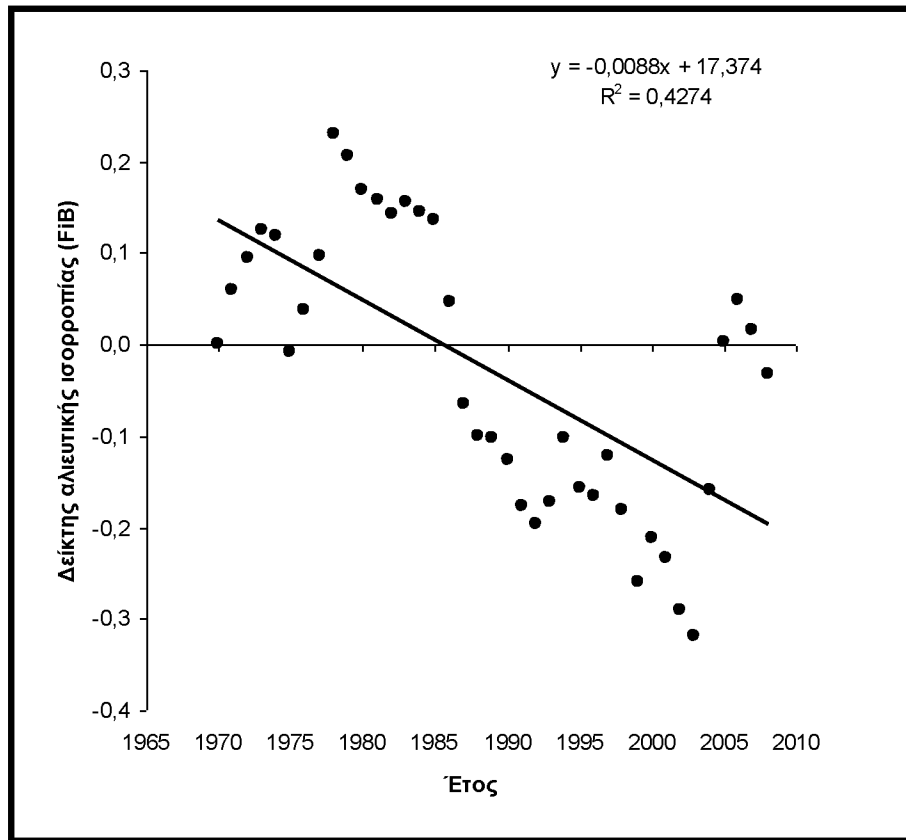
3.3.1. Αλιευτική υποπεριοχή 2.1 (Αδριατική)

Το μέσο σταθμισμένο τ για τα αποθέματα της υποπεριοχής 2.1 (Αδριατική) της κεντρικής Μεσογείου παρουσίασε τις μέγιστες τιμές του την πρώτη δεκαετία. Στην πραγματικότητα οι τιμές του μέσου σταθμισμένου τ (μέση τιμή \pm SD) κυμάνθηκαν από $3,13 \pm 0,067$ για την περίοδο 1970-1980 σε $2,97 \pm 0,067$ την περίοδο 1981- 2001. Ο ρυθμός μείωσης για την περίοδο αυτή υπολογίστηκε σε 0,096 ανά δεκαετία. Όμως, την τελευταία περίπου εξαετία, από το 2002 έως το 2008, υπάρχει άνοδος του μέσου σταθμισμένου τ (μέση τιμή \pm SD, $3,00 \pm 0,131$), της τάξης των 0,028 μονάδων (Σχ.3.14).



Σχήμα 3.14. Διακύμανση του μέσου σταθμισμένου τροφικού επιπέδου της υποπεριοχής 2.1 (Αδριατική) της κεντρικής Μεσογείου (1970- 2008). Οι μαύρες κουκίδες δείχνουν την πτωτική τάση του τ .

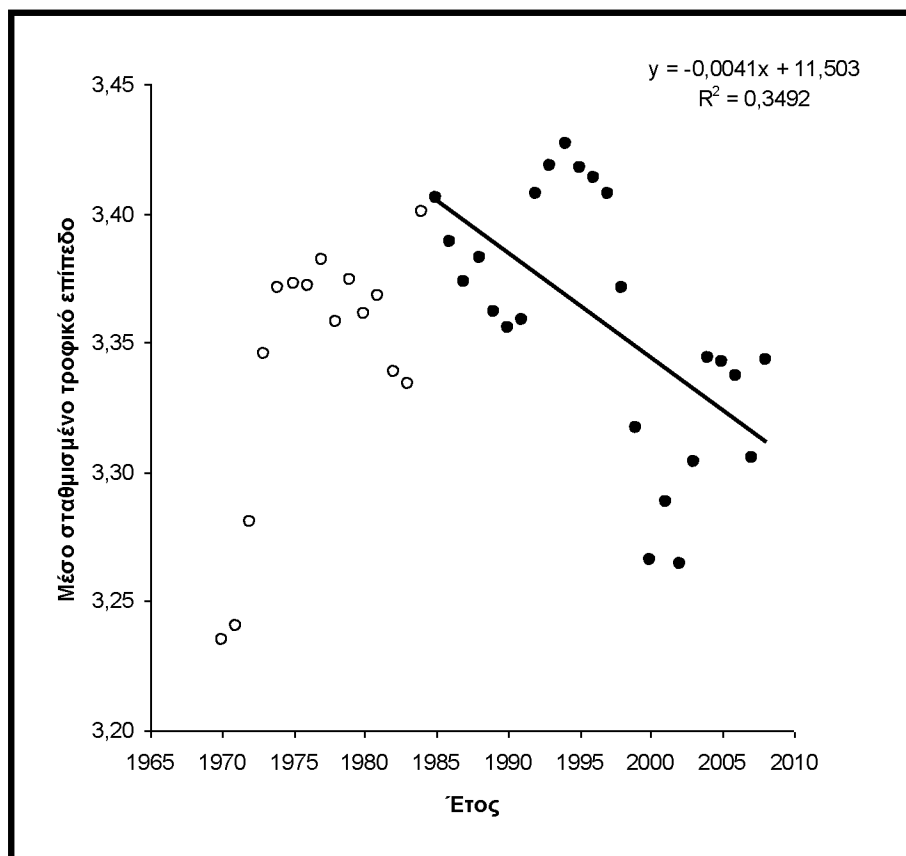
Ο δείκτης FiB αρχικά παρουσίασε θετικές τιμές μέχρι το 1986, ενώ το διάστημα από το 1987- 2004 έλαβε τις ελάχιστες τιμές του. Έτσι, την περίοδο από το 1970- 1986 ο δείκτης FiB έδειξε κάποιες διακυμάνσεις, αλλά γενικά κινήθηκε σε μία μέση τιμή $0,112 \pm 0,068$, φτάνοντας την μέγιστη τιμή του 0,231 το 1978. Αντίθετα, από το 1987 μέχρι το 2004 παρουσίασε μεγάλη πτώση λαμβάνοντας αρνητικές τιμές με την ελάχιστη να φτάνει το -0,320 το 2003. Μία άνοδος του υπήρξε τα έτη 2005 και 2006, αφού πήρε θετικές τιμές, αλλά τα δυο τελευταία έτη, 2007 και 2008, φαίνεται να υπάρχει πτωτική τάση, αγγίζοντας και πάλι αρνητικές τιμές (-0,031 το 2008) (Σχ.3.15).



Σχήμα 3.15. Διακύμανση του δείκτη αλιευτικής ισορροπίας (FiB) της υποπεριοχής 2.1 (Αδριατική) της κεντρικής Μεσογείου (1970- 2008). Οι μαύρες κουκίδες δείχνουν την πρωτική τάση του FiB.

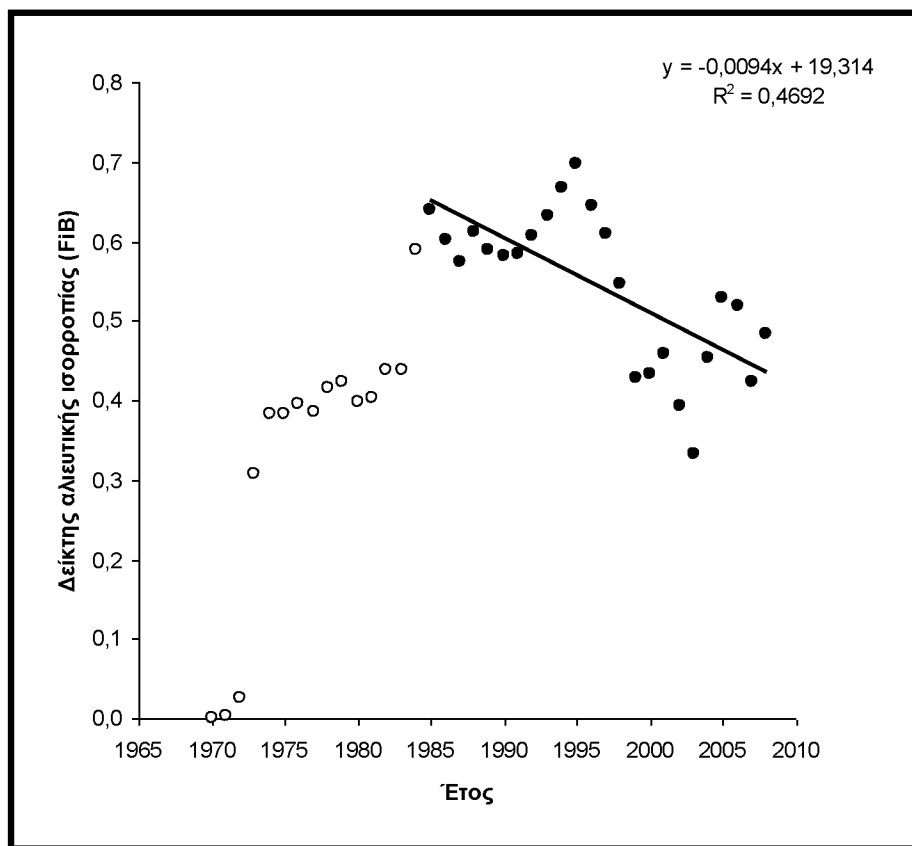
3.3.2. Αλιευτική υποπεριοχή 2.2 (Ιόνιο)

Το μέσο σταθμισμένο τ για την υποπεριοχή 2.2 της κεντρικής Μεσογείου (Ιόνιο) παρουσίασε αρκετές αυξομειώσεις τις πρώτες δυο δεκαετίες περίπου, αφού κυμάνθηκε μεταξύ του 3,23 (ελάχιστη τιμή) το 1970 και του 3,43 (μέγιστη τιμή) το 1994, αλλά με σταθερή άνοδο όλα αυτά τα χρόνια. Αντίθετα, την περίοδο 1995- 2008 μειώθηκε αισθητά, φτάνοντας το 3,26 το 2000 και 2002, ενώ από το 2003 άρχισε και πάλι να αυξάνεται σταθεροποιώντας όμως σε χαμηλά επίπεδα ($3,33 \pm 0,017$), χωρίς να προσεγγίζει την μέγιστη τιμή του (Σχ.3.16).



Σχήμα 3.16. Διακύμανση του μέσου σταθμισμένου τροφικού επιπέδου της υποπεριοχής 2.2 (Ιόνιο) της κεντρικής Μεσογείου (1970- 2008). Οι άσπρες κουκίδες δείχνουν την αυξητική τάση του τ , ενώ οι μαύρες την πτωτική.

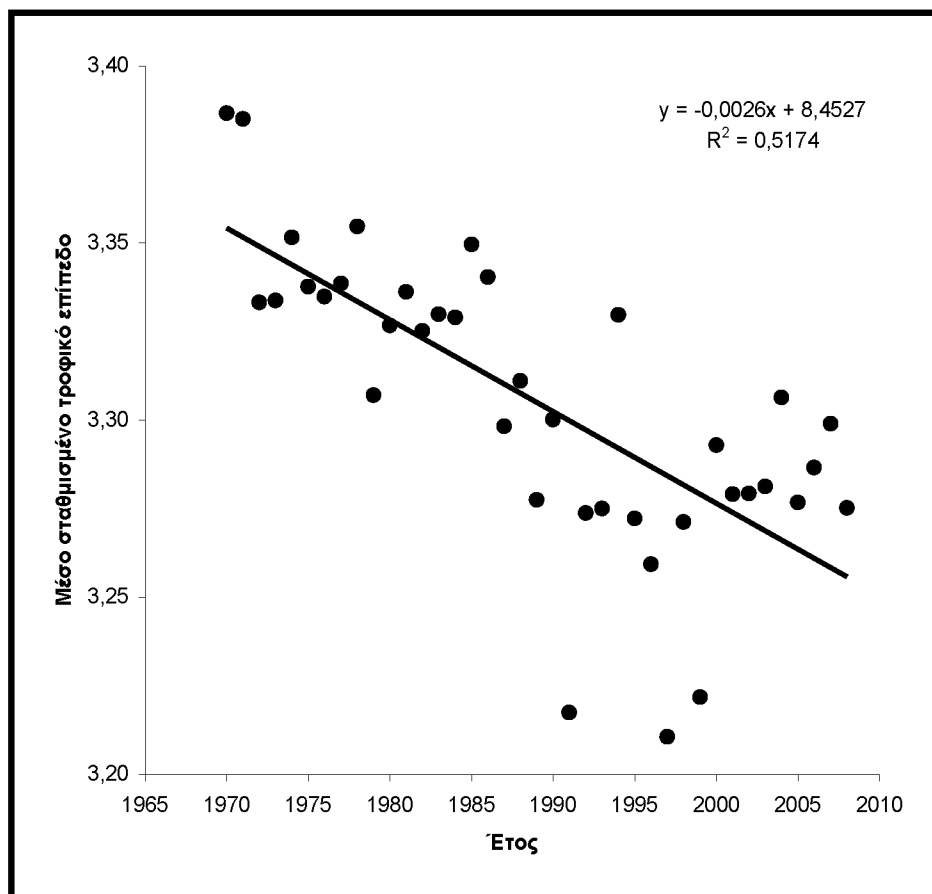
Ο δείκτης FiB για την υποπεριοχή 2.2 της κεντρικής Μεσογείου (Ιόνιο) ακολούθησε παρόμοια πορεία με το μέσο σταθμισμένο τ . Έτσι, ενώ αρχικά παρουσίασε ανοδική τάση μέχρι και το 1995, όπου έλαβε και τη μέγιστη τιμή του 0,697, από το 1996 κι έπειτα σημείωσε πτώση, με ρυθμό μείωσης 0,098 ανά δεκαετία. Στην πραγματικότητα, η τιμή του FiB μειώθηκε από 0,697 το 1995 σε 0,331 το 2003, μία μείωση της τάξης του 0,366. Βέβαια, την τελευταία πενταετία φαίνεται να υπάρχει και πάλι μία ανοδική τάση, η οποία σταθεροποίησε τον δείκτη FiB σε μία μέση τιμή $0,481 \pm 0,044$ (Σχ.3.17).



Σχήμα 3.17. Διακύμανση του δείκτη αλιευτικής ισορροπίας (FiB) της υποπεριοχής 2.2 (Ιόνιο) της κεντρικής Μεσογείου (1970- 2008). Οι άσπρες κουκίδες δείχνουν την αυξητική τάση του τ, ενώ οι μαύρες την πτωτική.

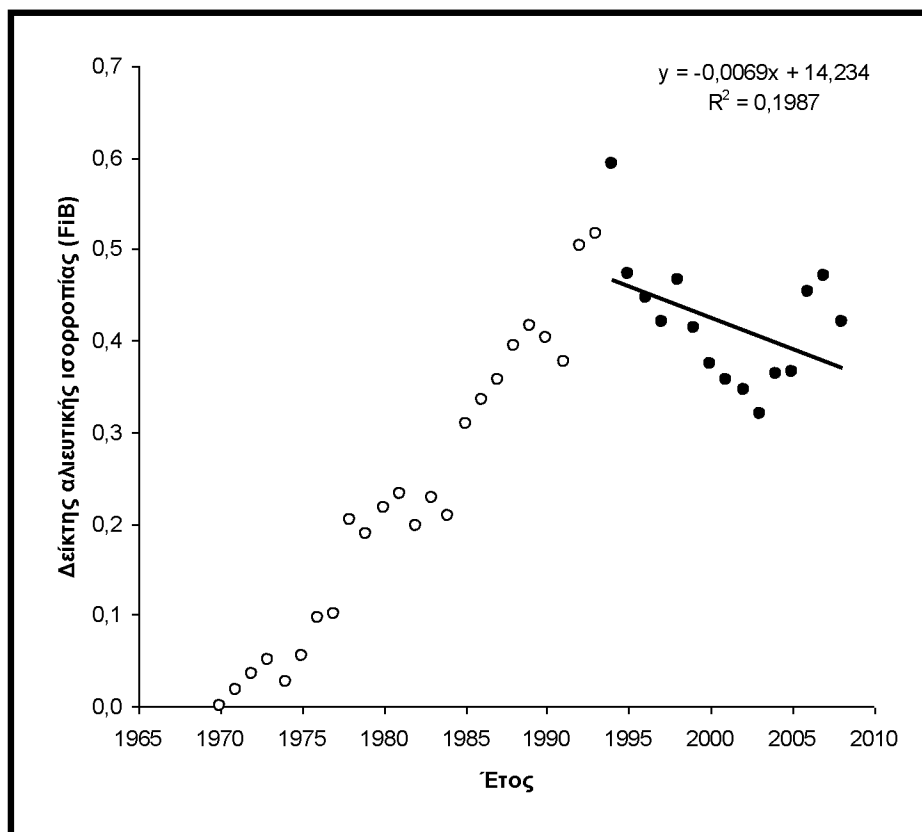
3.4. Ανατολική Μεσόγειος θάλασσα

Η ανατολική περιοχή της Μεσογείου αποτελείται από τις υποπεριοχές 3.1 (Αιγαίο) και 3.2 (Λεβαντίνη). Το σύνολο των αποθεμάτων, που αναλύθηκαν στη συγκεκριμένη περιοχή για το 2008, ήταν 175. Ο ρυθμός μείωσης του μέσου σταθμισμένου τροφικού επιπέδου ήταν σταθερός και κυμάνθηκε στο 0,03 ανά δεκαετία περίπου. Τις μέγιστες τιμές του έλαβε το 1970 (3,44) και 1971 (3,45), ενώ έκτοτε όχι απλά δεν τις προσέγγισε, αλλά μειώθηκε σταθερά φτάνοντας την ελάχιστη τιμή του 3,21 το 1997 (Σχ.3.18).



Σχήμα 3.18. Διακύμανση του μέσου σταθμισμένου τροφικού επιπέδου της ανατολικής Μεσογείου (1970- 2008). Οι μαύρες κουκίδες δείχνουν την πρωτική τάση του τ .

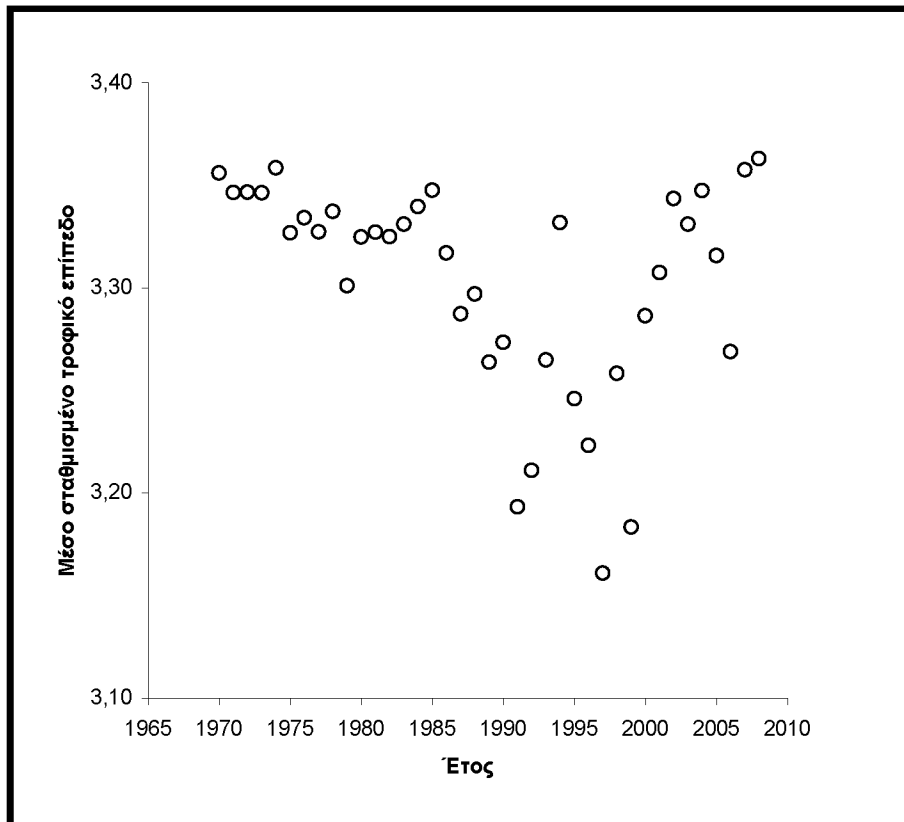
Αντίθετα με το μέσο σταθμισμένο τ , ο δείκτης αλιευτικής ισορροπίας FiB για την ανατολική Μεσόγειο παρουσίασε σταθερή ανοδική τάση από το 1970 μέχρι το 1994, οπότε έλαβε και τη μέγιστη τιμή του (0,59). Όμως, από το 1995 έως το 2008 σημείωσε πτωτική τάση, με ρυθμό μείωσης 0,07 ανά δεκαετία, και τελικά σταθεροποιήθηκε σε τιμές χαμηλότερες της μέγιστης (0,42 το 2008) (Σχ.3.19).



Σχήμα 3.19. Διακύμανση του δείκτη αλιευτικής ισορροπίας (FiB) της ανατολικής Μεσογείου (1970- 2008). Οι άσπρες κουκίδες δείχνουν την αυξητική τάση του FiB, ενώ οι μαύρες την πτωτική.

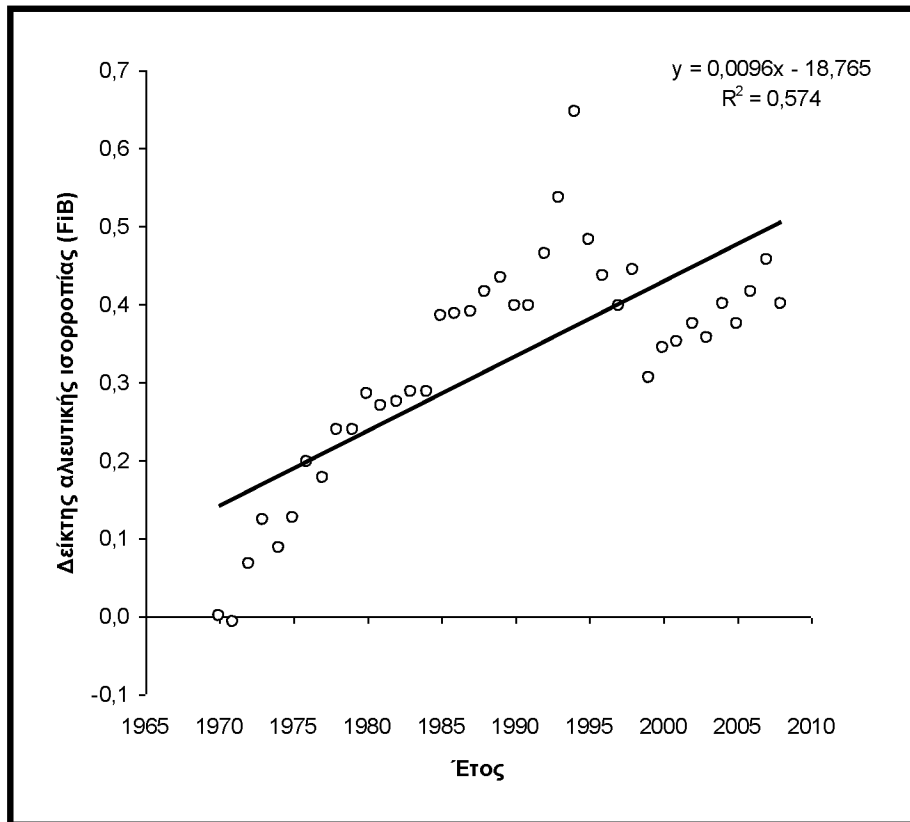
3.4.1. Αλιευτική υποπεριοχή 3.1 (Αιγαίο)

Το μέσο σταθμισμένο τ των αποθεμάτων της ανατολικής Μεσογείου στην υποπεριοχή 3.1 (Αιγαίο), κυμάνθηκε γενικά σε σταθερά και υψηλά επίπεδα με μία μέση τιμή που άγγιξε το $3,30 \pm 0,052$, εκτός από την περίοδο 1986 έως 1997, οπότε έλαβε και την ελάχιστη τιμή του 3,16. Έπειτα, σημείωσε αύξηση μέχρι και το 2008, και τελικά σταθεροποιήθηκε σε μέση τιμή $3,31 \pm 0,054$. Η μέγιστη τιμή του υπολογίστηκε σε 3,36 το 2008 (Σχ.3.20).



Σχήμα 3.20. Διακύμανση του μέσου σταθμισμένου τροφικού επιπέδου της υποπεριοχής 3.1 (Αιγαίο) της ανατολικής Μεσογείου (1970- 2008). Οι άσπρες κουκίδες δείχνουν την αυξητική τάση του τ.

Ο δείκτης FiB για την υποπεριοχή 3.1 (Αιγαίο) της ανατολικής Μεσογείου σημείωσε σημαντική και συνεχή άνοδο στη διάρκεια των 39 χρόνων με μία ανεπαίσθητη πτώση του την περίοδο 1994-2008. Έτσι, από το 1970-1994 ο δείκτης FiB παρουσίασε αυξητικές τιμές, με την μέγιστη τιμή του να φτάνει το 0,647 το 1994. Το υπόλοιπο διάστημα, από το 1994-2008, παρουσίασε πτωτική τάση (0,306 το 1999) και τελικά σταθεροποιήθηκε σε τιμές υποδιπλάσιες της μέγιστης (μέση τιμή \pm SD, $0,396 \pm 0,049$) (Σχ.3.21).

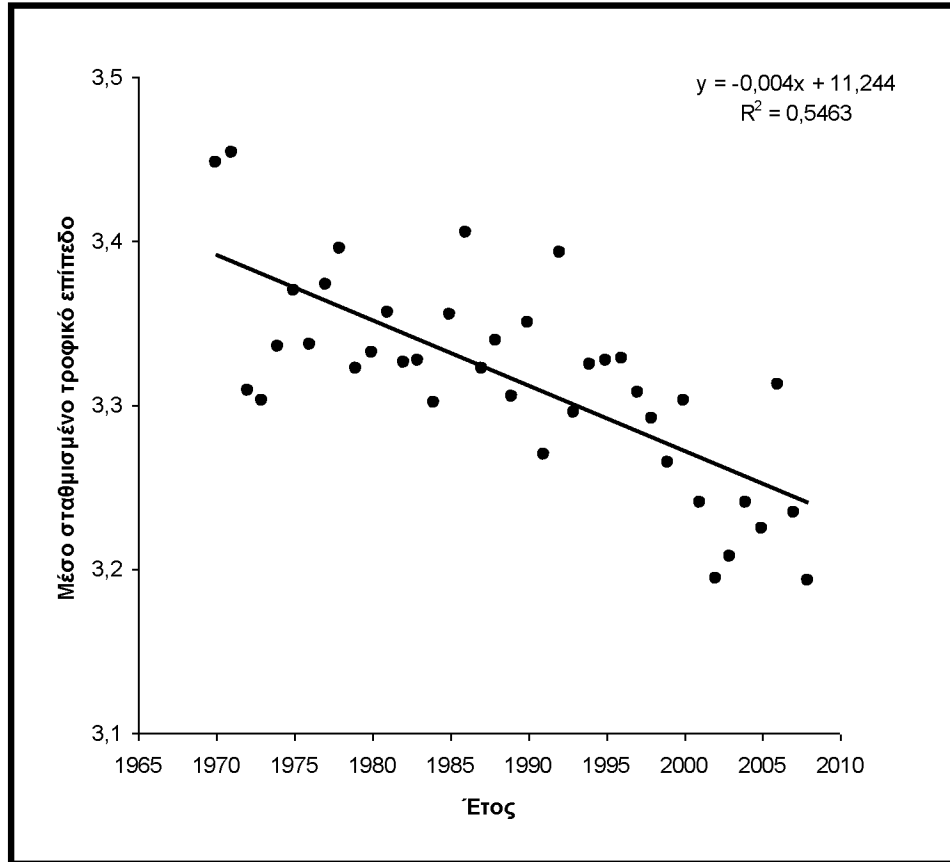


Σχήμα 3.21. Διακύμανση του δείκτη αλκαλικής ισορροπίας (FiB) της υποπεριοχής 3.1 (Αιγαίο) της ανατολικής Μεσογείου (1970- 2008). Οι άσπρες κουκίδες δείχνουν την αυξητική τάση του FiB.

3.4.2. Αλκαλική υποπεριοχή 3.2 (Λεβαντίνη)

Το μέσο σταθμισμένο τ στη διάρκεια των 39 ετών για τα αποθέματα της υποπεριοχής 3.2 της ανατολικής Μεσογείου (Λεβαντίνη) παρουσίασε κάποιες αυξομειώσεις, αλλά γενικά υπήρξε πτωτική τάση, ιδιαίτερα από το 1993 κι έπειτα. Στην πραγματικότητα, το μέσο σταθμισμένο τ έλαβε τις μέγιστες τιμές του από το 1970 (μέγιστη τιμή 3,45 το 1971) έως το 1992 και μειώθηκε από μία μέση τιμή $3,35 \pm 0,046$ για την περίοδο 1970-1992 σε $3,27 \pm 0,049$ για την περίοδο 1993- 2008, με την ελάχιστη τιμή του

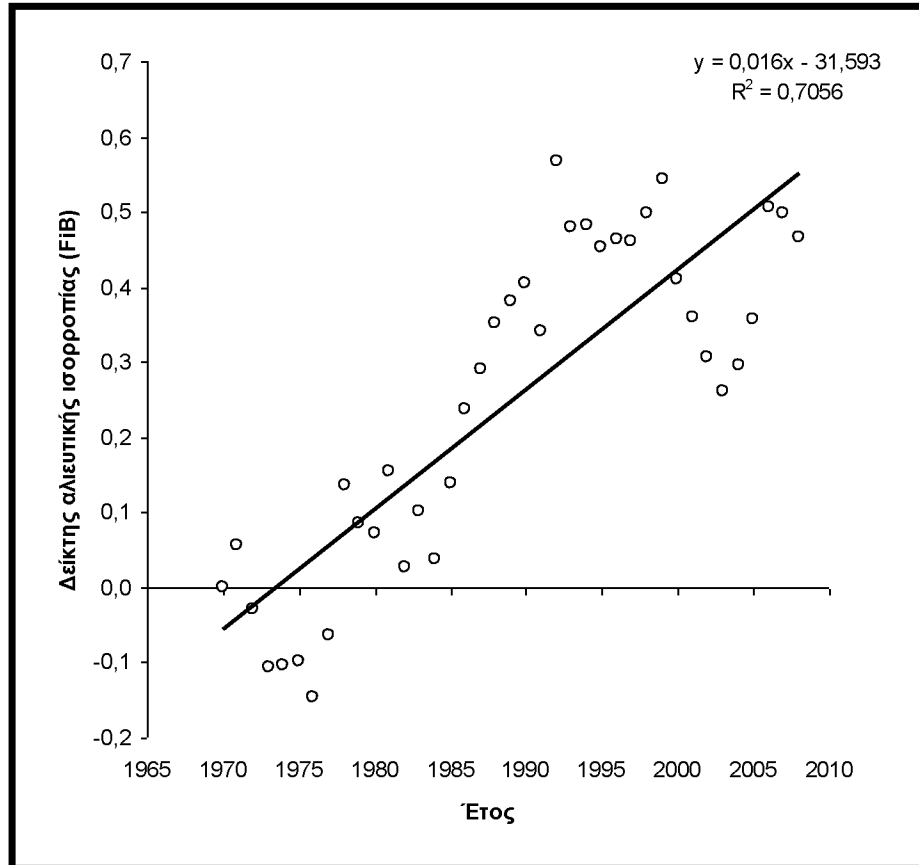
3,19 το 2008. Ο ρυθμός μείωσης για το διάστημα αυτό υπολογίστηκε σε 0,04 ανά δεκαετία (Σχ.3.22).



Σχήμα 3.22. Διακύμανση του μέσου σταθμισμένου τροφικού επιπέδου της υποπεριοχής 3.2 (Λεβαντίνη) της ανατολικής Μεσογείου (1970- 2008). Οι μαύρες κουκίδες δείχνουν την πτωτική τάση του τ.

Ο δείκτης FiB στην υποπεριοχή 3.2 (Λεβαντίνη) της ανατολικής Μεσογείου έδειξε αρνητικές τιμές στη διάρκεια των πρώτων επτά χρόνων, δηλαδή την περίοδο 1970-1977, ενώ από το 1978 μέχρι και το 1992, παρουσίασε αύξηση με την μέγιστη τιμή να φτάνει το 0,578 το 1992. Όμως, από το 1993 έως το 2005 ακολούθησε και πάλι πτωτική τάση, με μέση τιμή $0,413 \pm 0,088$. Τα τρία τελευταία χρόνια φαίνεται να υπάρχει μία ελαφρά άνοδος

και σταθεροποίηση του δείκτη FiB σε τιμές κατώτερες της μέγιστης ($0,489 \pm 0,020$) (Σχ.3.23).

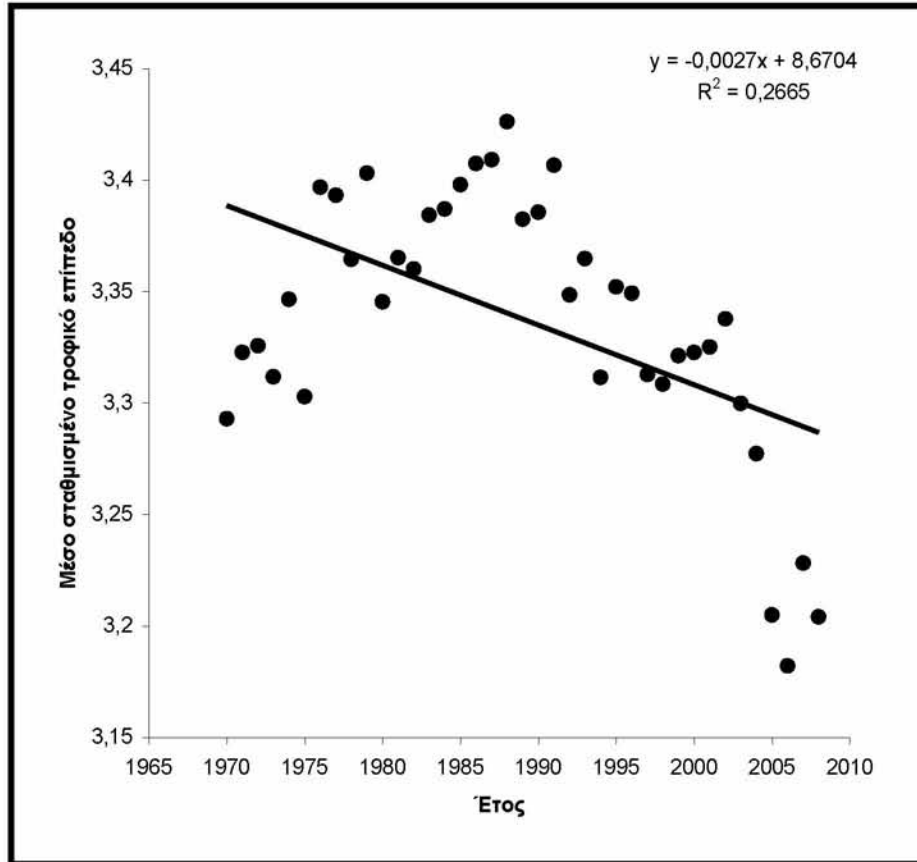


Σχήμα 3.23. Διακύμανση του δείκτη αλιευτικής ισορροπίας (FiB) της υποπεριοχής 3.2 (Λεβαντίνη) της ανατολικής Μεσογείου (1970- 2008). Οι άσπρες κουκίδες δείχνουν την αυξητική τάση του FiB.

3.5. Μαύρη θάλασσα

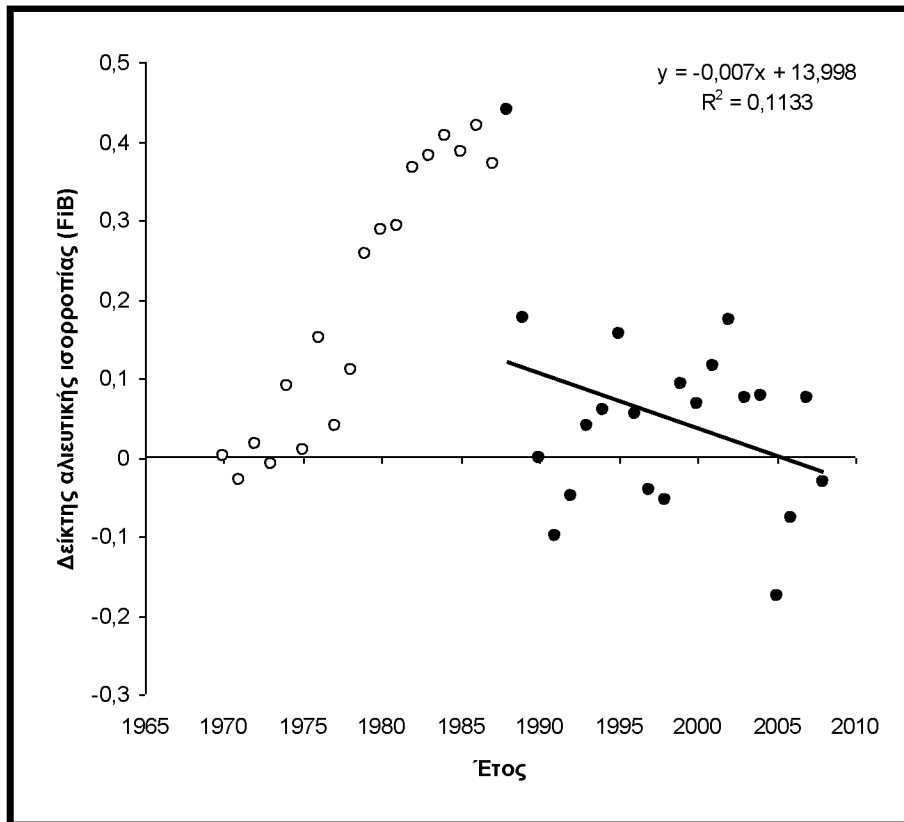
Η Μαύρη Θάλασσα αποτελείται από τις υποπεριοχές 4.1 (Μαρμαράς), 4.2 (Μαύρη Θάλασσα) και 4.3 (Αζοφική). Το σύνολο των αποθεμάτων, που αναλύθηκαν στην περιοχή αυτή για το 2008, ήταν 157. Το μέσο σταθμισμένο τ , ενώ παρουσίασε υψηλές τιμές και ανοδική τάση το διάστημα 1970-1988, φτάνοντας το 1988 την τιμή μέγιστη τιμή του (3,4),

έπειτα (1989-2008) παρουσίασε έντονο ρυθμό μείωσης (0,03 ανά δεκαετία), φτάνοντας την τιμή του 3,18 το 2006 (ελάχιστη τιμή) (Σχ.3.24).



Σχήμα 3.24. Διακύμανση του μέσου σταθμισμένου τροφικού επιπέδου στη Μαύρη Θάλασσα (1970- 2008). Οι μαύρες κουκίδες δείχνουν την πτωτική τάση του τ.

Αντίστοιχα κυμάνθηκε και ο δείκτης αλιευτικής ισορροπίας. Πιο συγκεκριμένα, το διάστημα 1970-1988 παρουσίασε ανοδική τάση, λαμβάνοντας εκεί τις μέγιστες τιμές του (0,44 το 1988), ενώ από το 1989 έως το 2008 παρουσίασε σταθερή μείωση αγγίζοντας μόνιμα αρνητικές τιμές τα τελευταία χρόνια (-0,033 το 2008) (Σχ.3.25).

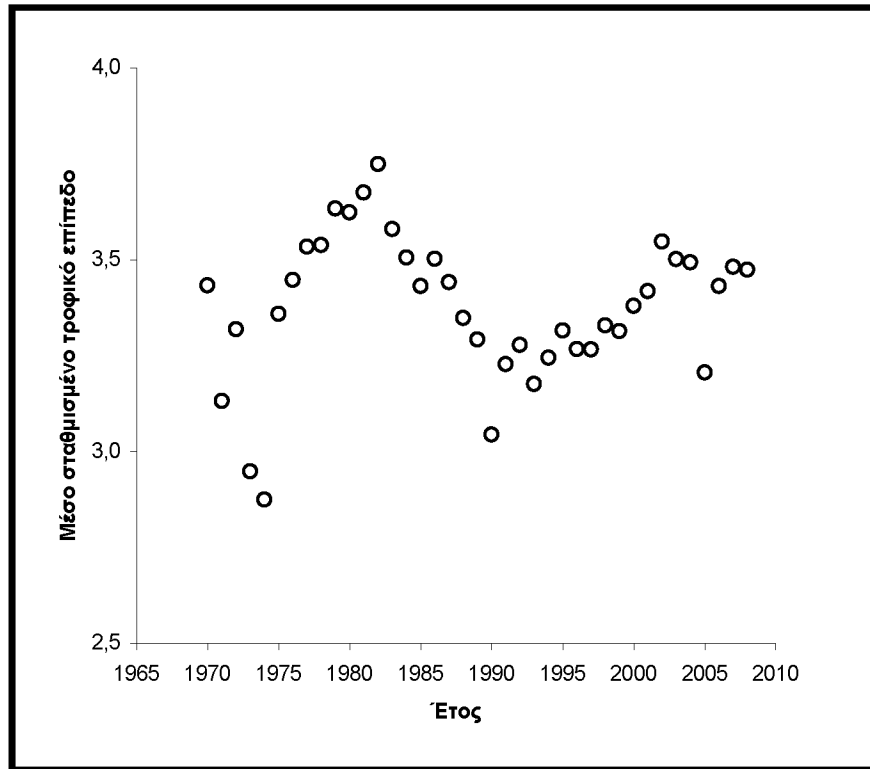


Σχήμα 3.25. Διακύμανση του δείκτη αλιευτικής ισορροπίας (FiB) στη Μαύρη Θάλασσα (1970-2008). Οι άσπρες κουκίδες δείχνουν την αυξητική τάση του FiB, ενώ οι μαύρες την πτωτική.

3.5.1. Αλιευτική υποπεριοχή 4.1 (Μαρμαράς)

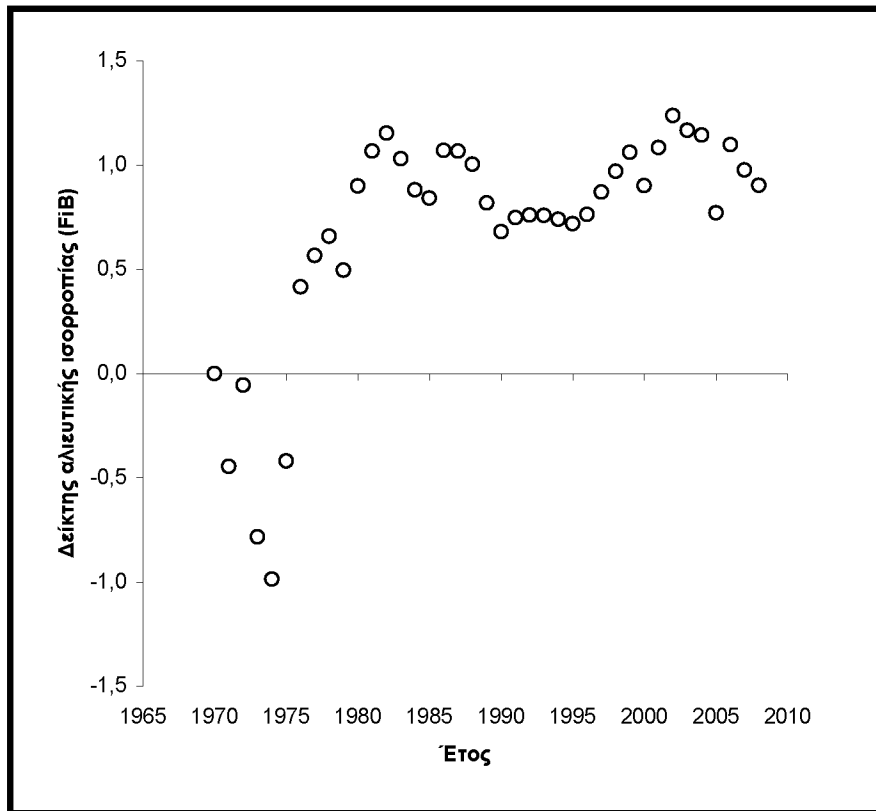
Το μέσο σταθμισμένο τ όπως υπολογίστηκε στο σύνολο των αποθεμάτων της υποπεριοχής 4.1 (Μαρμαράς) της Μαύρης θάλασσας παρουσίασε αρκετές διακυμάνσεις στη διάρκεια των 39 ετών. Έτσι, από το 1970 έως το 1982 φαίνεται να υπάρχει αύξηση των μέσου σταθμισμένου τ με την μέγιστη τιμή να παρουσιάζεται το 1982 (3,75), έπειτα ακολουθεί μία επταετία (1983-1990) πτωτικής τάσης του τ με ρυθμό μείωσης 0,611 ανά δεκαετία και τέλος το διάστημα από το 1990 έως το 2008 το μέσο σταθμισμένο τ δείχνει

μία ανοδική πορεία σε τιμές, οι οποίες όμως δε φαίνεται να προσεγγίζουν αυτή της μέγιστης, αφού τελικά σταθεροποιείται σε μία μέση τιμή $3,34 \pm 0,132$ (Σχ.3.26).



Σχήμα 3.26. Διακύμανση του μέσου σταθμισμένου τροφικού επιπέδου της υποπεριοχής 4.1 (Μαρμαράς) της Μαύρης θάλασσας (1970- 2008). Οι άσπρες κουκίδες δείχνουν την αυξητική τάση του τ.

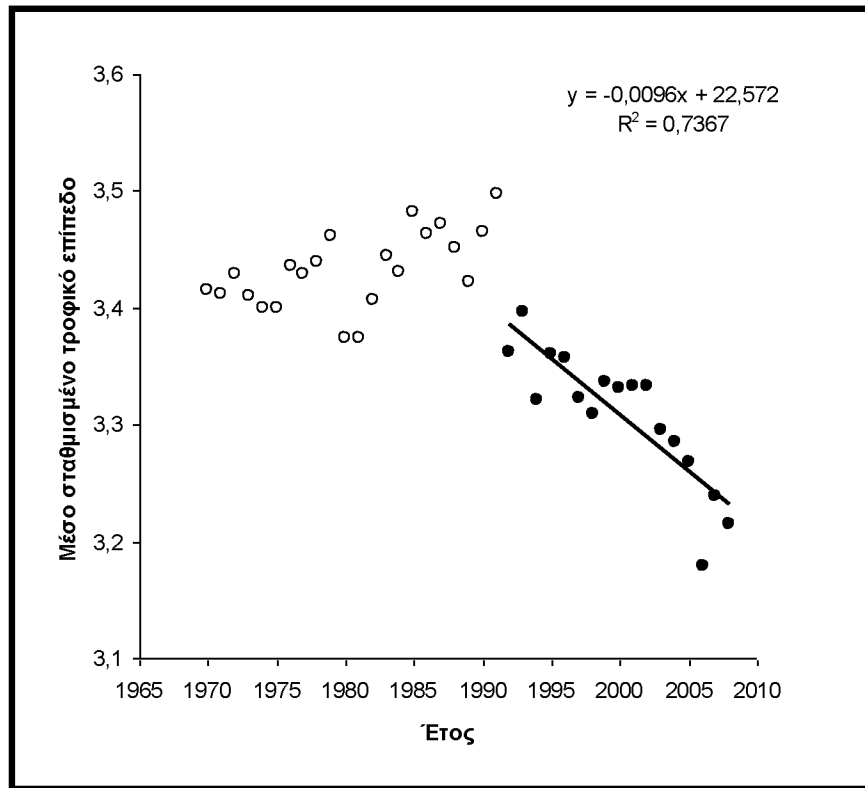
Έντονες διακυμάνσεις παρουσίασε ο δείκτης αλιευτικής ισορροπίας FiB στην υποπεριοχή 4.1 (Μαρμαράς) της Μαύρης Θάλασσας το διάστημα 1970-2008. Έτσι, ο δείκτης FiB, μέχρι και το 1975, έλαβε αρνητικές τιμές, αλλά και την ελάχιστη τιμή του (-0,986 το 1974). Από το 1986 όμως μέχρι και το 2008 παρουσίασε μόνο θετικές τιμές και μία τάση αύξησης συνολικά. Έτσι, γενικά κυμάνθηκε σε μία μέση τιμή $0,888 \pm 0,202$, με την μέγιστη τιμή του να φτάνει το 1,237 το 2002 (Σχ.3.27).



Σχήμα 3.27. Διακύμανση του δείκτη αλιευτικής ισορροπίας (FiB) της υποπεριοχής 4.1 (Μαρμαράς) της Μαύρης θάλασσας (1970- 2008). Οι άσπρες κουκίδες δείχνουν την αυξητική τάση του FiB.

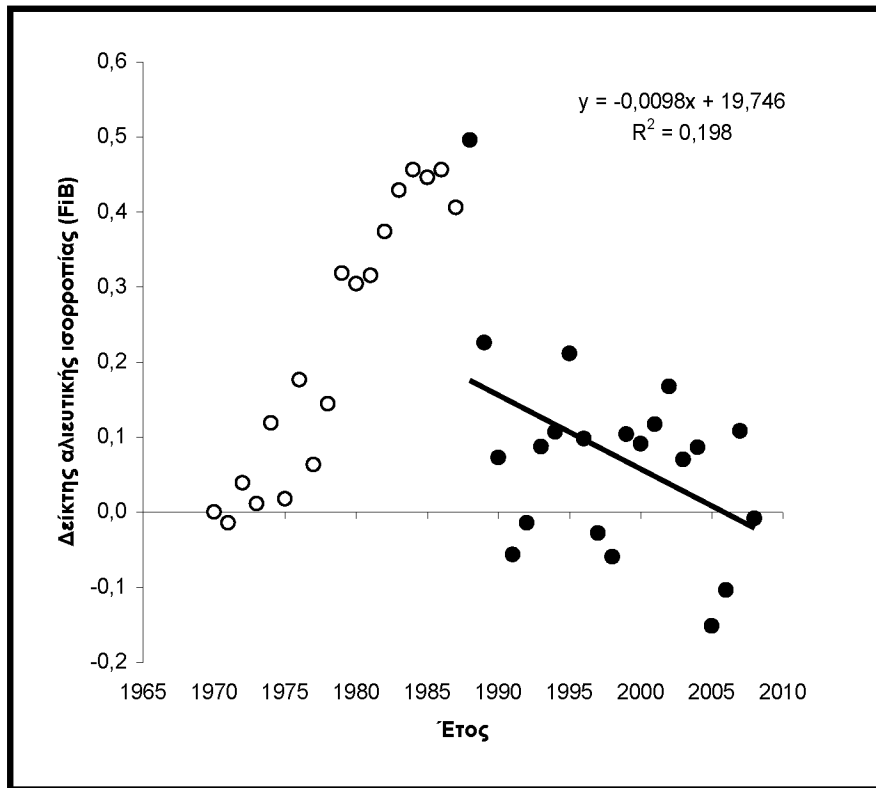
3.5.2. Αλιευτική υποπεριοχή 4.2 (Μαύρη Θάλασσα)

Το μέσο σταθμισμένο τ στην υποπεριοχή 4.2 (Μαύρη Θάλασσα) της Μαύρης θάλασσας παρέμεινε σχετικά σταθερό τις δυο πρώτες δεκαετίες (1970-1991) με μέση τιμή $3,34 \pm 0,033$. Αντίθετα, από το 1992 μέχρι και το 2008 το μέσο σταθμισμένο τ παρουσίασε μία μεγάλη και σταθερή πτώση από 3,5 το 1991 σε 3,18 το 2006 (ελάχιστη τιμή), δηλαδή μείωση της τάξης του 0,32. Ο ρυθμός μείωσης υπολογίστηκε σε 0,096 ανά δεκαετία (Σχ.3.28).



Σχήμα 3.28. Διακύμανση του μέσου σταθμισμένου τροφικού επιπέδου της υποπεριοχής 4.2 (Μαύρη Θάλασσα) της Μαύρης θάλασσας (1970- 2008). Οι άσπρες κουκίδες δείχνουν την αυξητική τάση του τ, ενώ οι μαύρες την πτωτική.

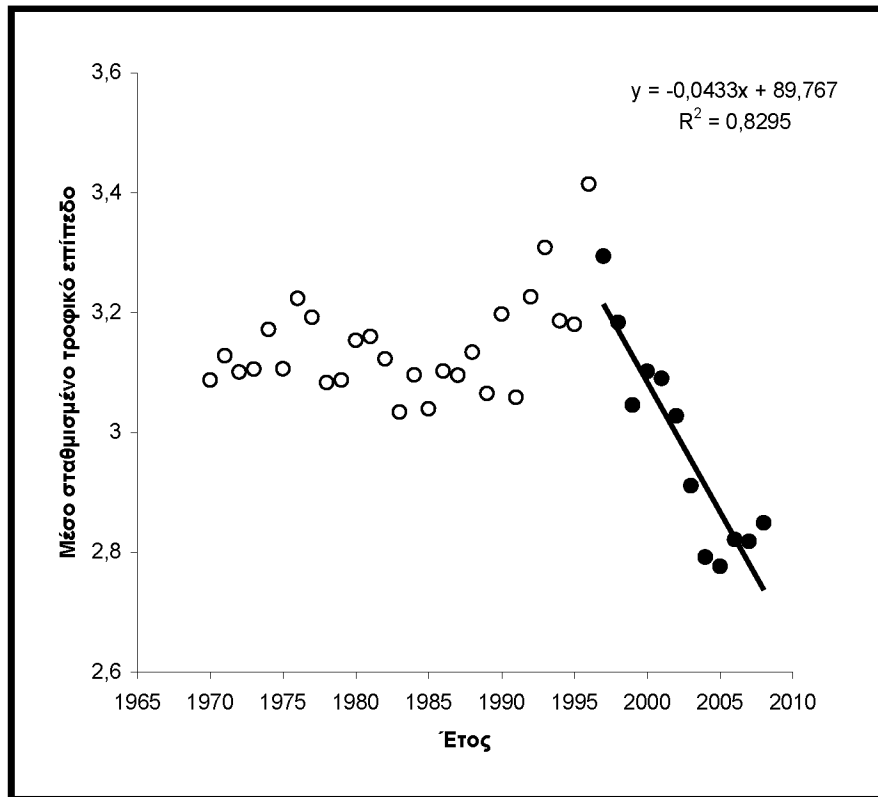
Ο δείκτης FiB παρουσίασε σε γενικές γραμμές παρόμοια αποτελέσματα με αυτά του μέσου σταθμισμένου τ στην υποπεριοχή 4.2 (Μαύρη Θάλασσα) της Μαύρης θάλασσας. Έτσι, αρχικά ο FiB αυξήθηκε μέχρι το 1988, οπότε έλαβε και τη μέγιστη τιμή του 0,496, και στη συνέχεια μειώθηκε μέχρι και το 2008, διάστημα στο οποίο έλαβε και αρνητικές τιμές. Την ελάχιστη τιμή του πήρε το 2006 (-0,151). Ο ρυθμός μείωσης υπολογίστηκε σε 0,048 ανά δεκαετία (Σχ.3.29).



Σχήμα 3.29. Διακύμανση του δείκτη αλιευτικής ισορροπίας (FiB) της υποπεριοχής 4.2 (Μαύρη Θάλασσα) της Μαύρης θάλασσας (1970- 2008). Οι άσπρες κουκίδες δείχνουν την αυξητική τάση του FiB, ενώ οι μαύρες την πτωτική.

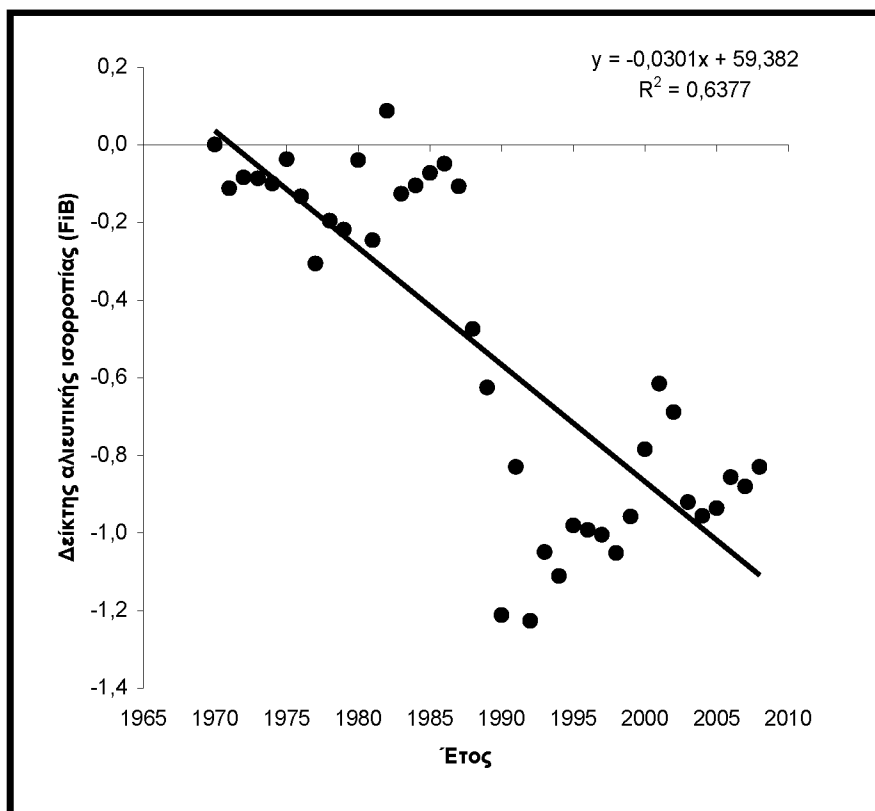
3.5.3. Αλιευτική υποπεριοχή 4.3 (Αζοφική)

Το μέσο σταθμισμένο τ όπως υπολογίστηκε στα αποθέματα της υποπεριοχής 4.3 (Αζοφική) της Μαύρης θάλασσας παρουσίασε τις μέγιστες τιμές του από το 1970 έως το 1996 ($3,41$ το 1996). Αντίθετα, από το 1997 μέχρι και το 2008 η τάση μείωσης ήταν συνεχής. Πιο συγκεκριμένα, το μέσο σταθμισμένο τ μειώθηκε σταθερά από (μέση τιμή \pm SD) $3,14 \pm 0,083$ για την περίοδο 1970- 1996 σε $2,97 \pm 0,171$ για την περίοδο 1997-2008 με ρυθμό μείωσης $0,043$ ανά δεκαετία (Σχ.3.30).



Σχήμα 3.30. Διακύμανση του μέσου σταθμισμένου τροφικού επιπέδου της υποπεριοχής 4.3 (Αζοφική) της Μαύρης θάλασσας (1970- 2008). Οι άσπρες κουκίδες δείχνουν την αυξητική τάση του τ, ενώ οι μαύρες την πτωτική.

Ο δείκτης FiB έλαβε ιδιαίτερα χαμηλές τιμές στην υποπεριοχή 4.3 (Αζοφική) της Μαύρης Θάλασσας. Στην πραγματικότητα έλαβε την μηδενική τιμή το 1970 και μία μόλις θετική τιμή το 1982, η οποία ήταν και η μέγιστη τιμή για τον FiB (0,087). Όλα τα υπόλοιπα έτη παρουσίασε αρνητικές τιμές και ειδικότερα από το 1987 κι έπειτα έδειξε έντονη πτωτική τάση με μία μέση τιμή που δεν ξεπέρασε τον αρνητικό άξονα και κυμάνθηκε στο $-0,868 \pm 0,253$. Βέβαια, την τελευταία τριετία φαίνεται να υπάρχει μία μικρή ανάκαμψη (-0,83 το 2008) (Σχ.3.31).



Σχήμα 3.31. Διακύμανση του δείκτη αλιευτικής ισορροπίας (FiB) της υποπεριοχής 4.3 (Αζοφική) της Μαύρης θάλασσας (1970- 2008). Οι μαύρες κουκίδες δείχνουν την πτωτική τάση του FiB.

4. ΣΥΖΗΤΗΣΗ

Η μείωση του μέσου σταθμισμένου τροφικού επιπέδου (τ) και του δείκτη αλιευτικής ισορροπίας (FiB), κατά την περίοδο των 39 χρόνων (1970- 2008), για το σύνολο της αλιευτικής περιοχής FAO 37, δείχνουν μία μακροχρόνια υπερεκμετάλλευση του οικοσυστήματος, για την οποία η υπεραλίευση, η αλιευτική τεχνολογία, ο ανθρωπογενής ευτροφισμός, οι περιβαλλοντικές και οικολογικές αλλαγές φαίνονται να είναι οι κύριες αιτίες του προβλήματος (Caddy & Garibaldi 2000, Daskalon 2002, Coll *et al.* 2008, Pennino *et al.* 2011). Η πτωτική αυτή τάση των δεικτών επιβεβαιώνει τη συρρίκνωση των θαλάσσιων τροφικών πλεγμάτων της Μεσογείου και της Μαύρης Θάλασσας, όπως είχε πρωτοδιατυπωθεί από τους Pauly *et al.* (1998), με τις ταχύτερες και εντονότερες αλλαγές να συμβαίνουν στη Μαύρη Θάλασσα.

Τα αποτελέσματα της παρούσας έρευνας συμπληρώνουν και επιβεβαιώνουν αυτά των Τσάλκου και συν. (2010) και Tsikliras *et al.* (2010), που αναφέρουν ότι τα υπεραλιευμένα και εξαντλημένα αποθέματα της περιοχής FAO 37 (Μεσόγειος και Μαύρη Θάλασσα) αυξήθηκαν δραματικά τα τελευταία 20 χρόνια, καθώς και προηγούμενων μελετών που δείχνουν έντονες διακυμάνσεις στους πληθυσμούς των ψαριών στη Μεσόγειο και τη Μαύρη Θάλασσα τα τελευταία χρόνια (Daskalon 2002, Leonart 2005, Pennino *et al.* 2011).

Οι σημαντικότερες αλλαγές των δεικτών στη Μεσόγειο και τη Μαύρη Θάλασσα, που σημειώθηκαν την περίοδο 1970-1990, συνδέθηκαν με την έντονη και ανεξέλεγκτη αλιευτική πίεση που δέχθηκαν τα είδη των ανώτερων τροφικών επιπέδων στο τροφικό πλέγμα (Daskalon 2007). Η αλιεία άρχισε να εξαλείφει τους κορυφαίους θηρευτές (π.χ.

σαυρίδι *Trachurus mediterraneus*, προσφυγάκι *Micromesistius roulei*) συστηματικά από τη δεκαετία του '70 (Daskalov 2007, Pennino 2011) κι έτσι ολοένα και περισσότερο τα μικρά και μεσαία πελαγικά είδη (σαρδέλα *Sardina pilchardus*, γαύρος *Engraulis encrasicolus*, παπαλίνα *Sprattus sprattus sprattus*, κολιός *Scomber japonicus*) είναι υπό εκμετάλλευση από τη δεκαετία του '80 (Caddy & Garibaldi 2000, Black Sea Commission 2002, Pennino *et al.* 2011). Αυτό είχε ως αποτέλεσμα τα αποθέματα των μικρών και μεσαίων πελαγικών ψαριών να αντιπροσωπεύουν περίπου το 40% των συνολικών συλλήψεων, ενώ τα μεγάλα πελαγικά ψάρια (κυρίως τόνος *Thunnus thynnus* και ξιφίας *Xiphias gladius*) να αντιπροσωπεύουν μόλις το 3% των συνολικών συλλήψεων στη Μεσόγειο και τη Μαύρη Θάλασσα (Leonart 2005).

Για το σύνολο της αλιευτικής περιοχής FAO 37, δεν έχουν γίνει έρευνες ως προς τη διακύμανση του μέσου σταθμισμένου τ και του δείκτη αλιευτικής ισορροπίας FiB, ωστόσο έχουν αναλυθεί πλήρως τμήματα της συγκεκριμένης περιοχής, όπως επίσης και συγκεκριμένα είδη ή αποθέματα (Coelho 2000, Stergiou & Koulouris 2000, Pinnegar *et al.* 2003, Morales & Rosello 2004, Sanchez & Olaso 2004, Baeta *et al.* 2009, Pennino *et al.* 2011).

Έτσι, η πιο πρόσφατη μελέτη των Pennino *et al.* (2011) για τη Μαύρη Θάλασσα έδειξε ότι το μέσο σταθμισμένο τ αυξήθηκε κατά 0,2 τις δυο πρώτες δεκαετίες, από 3,22 το 1970 σε 3,42 το 1990. Έπειτα, παρουσίασε απότομη πτώση της τάξης του 0,22, πτώση μεγαλύτερη από αυτή της παρούσας εργασίας (0,07), και μόνο τα τελευταία χρόνια (μέχρι και το 2005) φαίνεται να ανακάμπτει. Γενικά, η τάση του τ συνάδει με αυτή της εκτιμώμενης μέχρι και το 2005, μόνο που η κατάσταση των αποθεμάτων στην έρευνα των Pennino *et al.* (2011) παρουσιάζεται χειρότερη. Όμως και οι Pinnegar *et al.* (2003) για τη

Δυτική Μεσόγειο έδειξαν πτωτική τάση του μέσου σταθμισμένου τ της τάξης του 0,15, αφού κυμάνθηκε από 3,40 το 1972 σε 3,25 το 1998, χρησιμοποιώντας όμως τη μέθοδο των σταθερών ισοτόπων.

Παρόμοια όμως ήταν και τα αποτελέσματα των Stergiou & Koulouris (2000) για τα ελληνικά νερά στο διάστημα 1964- 1997. Οι συγγραφείς υπολόγισαν μια πτώση του μέσου σταθμισμένου τ σε όλες τις υποπεριοχές της Ελλάδας, που κυμάνθηκε από 0,1 μέχρι και 0,4 μονάδες, πτώση και πάλι μεγαλύτερη από την εκτιμώμενη στην παρούσα εργασία.

Οι Baeta *et al.* (2009) για την Πορτογαλία ανέφεραν για την περίοδο 1970- 2006 ότι το μέσο σταθμισμένο τ παρουσίασε ρυθμό μείωσης 0,05 ανά δεκαετία. Επίσης, για τον δείκτη αλιευτικής ισορροπίας FiB έδειξαν πτωτικές και αρνητικές τιμές σχεδόν σε όλο το διάστημα 1970- 2006, πράγμα το οποίο φαίνεται να απέχει πολύ από τις θετικές μόνιμα τιμές της συγκεκριμένης έρευνας. Εξαιρετικά μεγάλη πτώση τάση έδειξαν οι Sanchez & Olaso (2004) για την Κανταβρική Θάλασσα της Ισπανίας, πτώση της τάξης του 0,15 ανά δεκαετία.

Όμως, εκτός από τις περιοχές της Μεσογείου και της Μαύρης Θάλασσας τα αποτελέσματα της συγκεκριμένης εργασίας φαίνεται να συμπίπτουν και με αυτά παγκοσμίως, αλλά και με άλλα σε διάφορες περιοχές ανά την υφήλιο.

Έτσι, οι αναλύσεις που έγιναν για τη διακύμανση του μέσου σταθμισμένου τροφικού επιπέδου των αποθεμάτων παγκόσμια από το 1950- 1994, αποδεικνύουν ότι η κατάσταση είναι εντονότερη συγκριτικά με αυτή της περιοχής FAO 37. Ειδικότερα, η ανάλυση που έγινε από τους Pauly *et al.* (1998), βασισμένη σε στις στατιστικές του FAO και στο μέσο σταθμισμένο τροφικό επίπεδο των συλλήψεων, έδειξε ότι αυτό παρουσίασε σημαντική πτώση το διάστημα 1973- 1994 με ρυθμό μείωσης 0,1 ανά δεκαετία παγκόσμια

και 0,2 ανά δεκαετία στον ΒΑ Ατλαντικό, ρυθμός σχεδόν εφταπλάσιος του ρυθμού μείωσης στη Μεσόγειο και τη Μαύρη Θάλασσα. Οι Pauly & Watson (2005) έδειξαν ότι το μέσο σταθμισμένο τ μειώθηκε στο διάστημα 1950- 2000 με ρυθμό 0,02 ανά δεκαετία για τα παγκόσμια αποθέματα και 0,05 ανά δεκαετία για τα αποθέματα του Βόρειου Ατλαντικού, ρυθμός σαφώς πολύ μικρότερος από αυτόν των Pauly et al. (1998), αλλά και πάλι μεγαλύτερος από τον υπολογιζόμενο στην περιοχή FAO 37. Τέλος, οι Essington *et al.* (2006) έδειξαν μία βαθμιαία μείωση του μέσου σταθμισμένου τ (ρυθμός μείωσης 0,15 ανά δεκαετία τουλάχιστον) για το διάστημα από το 1950- 2000, περιγράφοντας τη δική τους θεωρία, «αλιεία διαμέσου των τροφικών πλεγμάτων».

Πιο αναλυτικά τώρα, οι Aranchibia & Neira (2005) για το διάστημα 1979- 1999 στην Κεντρική Χιλή ξεπέρασαν κατά πολύ τον εκτιμώμενο ρυθμό μείωσης του μέσου σταθμισμένου τ , αλλά και αυτόν παγκοσμίως (Pauly *et al.* 1998), αφού έφτασε το 0,175 ανά δεκαετία, ρυθμός που οφείλεται ξεκάθαρα στην αλιευτική πίεση και όχι στο φαινόμενο El Nino. Η τάση αυτή είναι υψηλότερη και από αυτή στον κόλπο της Ταϊλάνδης (περίπου 0,1 ανά δεκαετία), όπου οι αλιευτικοί πόροι έχουν ήδη εξαντληθεί από τις αλιευτικές δραστηριότητες (Christensen 1998).

Με έρευνα η οποία έγινε στην Ινδία το διάστημα 1950- 2002 (Vivekanandan *et al.* 2005) αποδείχθηκε ότι το μέσο σταθμισμένο τροφικό επίπεδο παρουσίασε έντονη πτωτική τάση την περίοδο 1950- 1968 με ρυθμό μείωσης 0,04 ανά δεκαετία, ρυθμός συγκριτικά μεγαλύτερος με αυτόν της Μεσογείου και της Μαύρης Θάλασσας. Η ίδια έρευνα έδειξε ότι ο δείκτης FiB παρουσίασε χαμηλές τιμές το διάστημα 1950- 1968, αλλά έπειτα μέχρι και το 2002 παρουσίασε ανοδική τάση, κάτι το οποίο αντικρούει τα παρόντα αποτελέσματα, μιας και από το 1989 μέχρι το 2008 ο FiB παρουσίασε πτωτική τάση και σταθεροποιήθηκε

σε πολύ χαμηλές τιμές. Λίγο αργότερα οι Bhatal & Pauly (2008), σε μία ανάλυση που έγινε και πάλι στην περιοχή της Ινδίας, υπολόγισαν το ρυθμό μείωσης του μέσου σταθμισμένου τ σε 0,058 ανά δεκαετία, ρυθμό κατά πολύ μεγαλύτερο από την παρούσα εργασία, μεγαλύτερο από αυτόν των Vivekanandan *et al.* (2005) και σχεδόν υποδιπλάσιο από αυτόν των Pauly *et al.* (1998).

Όμως, το μέσο σταθμισμένο τ φαίνεται να παρουσιάζει μείωση και στην περιοχή της Ουρουγουάης. Οι Milessi *et al.* (2005) έδειξαν πτώση του μέσου σταθμισμένου τ για το διάστημα 1990- 2001 με ρυθμό μείωσης 0,28 ανά δεκαετία, τιμή τριπλάσια από αυτή που υπολογίστηκε για τα παγκόσμια αποθέματα (Pauly *et al.* 1998). Τα αποτελέσματα αυτά επιβεβαίωσαν με πολύ μικρότερο ρυθμό μείωσης βέβαια και οι Jauguizar & Milessi (2008), οι οποίοι υπολόγισαν ότι το τ μειώθηκε από 3,81 το 1989 σε 3,4 το 2003, σημειώνοντας πτώση 0,41 μονάδων και ρυθμό μείωσης 0,03 ανά δεκαετία, στις περιοχές της Ουρουγουάης αλλά και της Αργεντινής, τιμή πολύ υψηλότερη από αυτή που υπολογίστηκε για τη Μεσόγειο και τη Μαύρη Θάλασσα.

Αντίστοιχα και στον Καναδά τα αποτελέσματα ήταν παρόμοια. Οι Pauly *et al.* (2001) έδειξαν πτώση του ρυθμού μείωσης του μέσου σταθμισμένου τ από 0,03 το 1973 σε 0,1 το 1997, φτάνοντας τον ρυθμό μείωσης των παγκόσμιων αποθεμάτων. Τον] ρυθμό μείωσης του μέσου σταθμισμένου τ της παρούσας εργασίας φαίνεται να ξεπερνά και αυτός που υπολογίστηκε από τους Pinnegar *et al.* (2002) για την Κελτική Θάλασσα, αφού υπολογίστηκε σε 0,03 ανά δεκαετία. Το μέσο σταθμισμένο τ μειώθηκε από 3,86 το 1969 σε 3,78 το 1976, ενώ το διάστημα 1985- 1988 προσέγγισε την τιμή του 3,65.

Σε αντιδιαστολή με όλες τις παραπάνω έρευνες και την παρούσα, έρχεται η εργασία των Perez- Espana (2006) για το Μεξικό, η οποία έδειξε πτώση του μέσου σταθμισμένου τ

το διάστημα 1940-1960, αλλά από τότε και για τα επόμενα 40 χρόνια παρουσίασε συνεχόμενη αύξηση, πράγμα το οποίο δείχνει ότι η αλιεία στο Μεξικό δεν έχει υπερβεί το μέγιστο όριο των συλλήψεων. Επίσης, και οι Jennings *et al.* (2002) μετά από ανάλυση δυο μεγάλων χρονοσειρών κατέληξαν στο συμπέρασμα ότι δεν υπήρξε τάση του μέσου σταθμισμένου τ , για τα βενθικά είδη της Βόρειας Θάλασσας. Οι παρατηρούμενες αντικρουόμενες απόψεις, οφείλονται στο γεγονός ότι κάθε οικοσύστημα παρουσιάζει μοναδικές πολύπλοκες αλληλεπιδράσεις και ειδικούς μηχανισμούς ανάδρασης, με αποτέλεσμα οι αλλαγές να διαφέρουν τόσο στην κατεύθυνση όσο και στην έντασή τους (Goni 1998).

Η «συρρίκνωση των θαλάσσιων τροφικών πλεγμάτων», είναι φαινόμενο που παρατηρήθηκε στις παγκόσμιες εκφορτώσεις και υποστηρίζεται και από την πτώση του δείκτη αλιευτικής ισορροπίας FiB (Pauly & Watson 2005, Baeta *et al.* 2009). Η εφαρμογή του δείκτη FiB στον Βόρειο Ατλαντικό (Pauly *et al.* 2000) υπέδειξε ότι η παρατηρούμενη μείωση του μέσου σταθμισμένου τ , αν και αρχικά συνδέεται με την αύξηση των συλλήψεων, τελικά οδηγεί σε μείωση του δείκτη FiB, δηλαδή η μείωση των συλλήψεων δεν αντισταθμίζει τη μείωση του μέσου σταθμισμένου τ . Οι Pauly & Watson (2005) απέδειξαν ότι αυτό συμβαίνει στο σύνολο των συλλήψεων σε παγκόσμια κλίμακα.

Οι θετικές τιμές που έλαβε ο FiB σε κάποιες περιοχές και η αύξησή του τη δεκαετία του 1980 δείχνουν μία γεωγραφική ή βαθυμετρική εξάπλωση στον τομέα της αλιείας πέρα από την παραδοσιακή αλιευτική ζώνη, αλίευση νέων ειδών ή αύξηση της πρωτογενούς παραγωγής που μπορεί να υποστηρίξει την αλιεία, περιγράφει δηλαδή τις συνθήκες κάτω από τις οποίες αναπτύχθηκε η αλιεία στη Μεσόγειο και τη Μαύρη Θάλασσα μέχρι το 1988. Αντίθετα, η μείωση του FiB δείχνει γεωγραφική συρρίκνωση της αλιείας ή κατάρρευση

κάποιων αποθεμάτων και φαίνεται να αποτυπώνει την παρούσα κατάσταση. Ανάλογα αποτελέσματα έχουν αναφερθεί και στις ελληνικές θάλασσες για τα αποθέματα των οποίων ο δείκτης FiB αυξήθηκε μέχρι το 1994 και μειώνεται σταθερά έκτοτε (Stergiou & Tsikliras 2008).

Όμως, η μείωση του μέσου σταθμισμένου τ και του δείκτη FiB στη Μεσόγειο και τη Μαύρη Θάλασσα δεν μπορεί να ερμηνευθεί μόνο ως αποτέλεσμα της υπεραλίευσης (Caddy *et al.* 1998). Η σύνθεση των ιστορικών συλλήψεων φαίνεται να επηρεάζεται και από φαινόμενα, όπως φυσικές μεταβολές στην αφθονία των ειδών, αλλαγές στην αλιευτική τεχνολογία, αλλά και από οικονομικούς παράγοντες (ζήτηση της αγοράς) που πιθανώς έχουν επηρεάσει τη διακύμανση του μέσου σταθμισμένου τ των συλλήψεων (Caddy *et al.* 1998, Caddy & Garibaldi 2000).

Η Μεσόγειος έχει θεωρηθεί πλήρως εκμεταλλευμένη από τη δεκαετία του '70. Η συνεχής αύξηση των εκφορτώσεων έως και το 1988 φαίνεται ότι οφείλεται εν μέρει και στην έντονη αύξηση της πρωτογενούς παραγωγής. Τα πλούσια θρεπτικά συστατικά φαίνεται να διαδραματίζουν σπουδαίο ρόλο εδώ (Caddy *et al.* 1993, Caddy & Garibaldi 2000). Εμφανές παράδειγμα στη Μαύρη Θάλασσα είναι η αύξηση των αποθεμάτων της παπαλίνας (*Sprattus sprattus sprattus*), ως αποτέλεσμα του ευτροφισμού, εξαιτίας της εισροής ποτάμιων υδάτων σε αυτήν (Zaitsev 1993, Leonart 2005).

Εντούτοις, και η ραγδαία μείωση των συλλήψεων μετά το 1990 συνέβαλε στην μείωση των δεικτών. Έτσι, η πτωτική τάση του μέσου σταθμισμένου τ , κυρίως στη Μαύρη Θάλασσα, δείχνει τη δραματική πτώση των συλλήψεων των μικρών πελαγικών ψαριών κυρίως την περίοδο 1988- 1991, αν και οι συλλήψεις από τα είδη αυτά φαίνεται να ανακάμπτουν την τελευταία δεκαετία. Η ανοδική τάση αυτών των ειδών οφείλεται στη

γρήγορη στρατηγική ζωής τους, δηλαδή την ικανότητα τους να ανταποκρίνονται γρήγορα στις περιβαλλοντικές αλλαγές, αλλά και να προσαρμόζονται εύκολα σε ασταθή περιβάλλοντα όπως το οικοσύστημα της Μαύρης Θάλασσας (Caddy 1993).

Οι περιβαλλοντικές αλλαγές, και ιδιαίτερα η κλιματική αλλαγή θα μπορούσαν επίσης να επηρεάσουν σημαντικά τις κοινότητες των ψαριών, αφού τα τελευταία 20-30 χρόνια έχει παρατηρηθεί έντονη αύξηση της θερμοκρασίας στα νερά της Μεσογείου και της Μαύρης Θάλασσας (Bethoux *et al.* 1990). Πολλά θερμόφιλα είδη (συμπεριλαμβανομένης και της φρίσσας *Sardinella aurita*) έχουν αυξηθεί δραματικά (Francour *et al.* 1994). Τέτοιες αλλαγές μπορεί να έχουν σοβαρό αντίκτυπο στην τοπική αλιευτική βιομηχανία (Pinnegar *et al.* 2003).

Η μείωση των δεικτών στη Μεσόγειο και τη Μαύρη Θάλασσα φαίνεται να συνάδει και με την ανάπτυξη της αλιευτικής τεχνολογίας (τράτα βυθού, απλάδια, μανωμένα δίχτυα, παγίδες, δράγες), καθώς και με τις νέες τάσεις των καταναλωτών, οι οποίοι φαίνεται να επιλέγουν ολοένα και περισσότερο είδη υψηλού τροφικού επιπέδου (Pennino *et al.* 2011). Η ανάπτυξη της αλιευτικής τεχνολογίας και οι απαιτήσεις της αγοράς τη δεκαετία του '80 οδήγησε σε υπερεκμετάλλευση των θαλάσσιων πόρων, ιδιαίτερα των μεγαλόσωμων παραβενθικών ειδών (Caddy & Garibaldi 2000). Αυτό υποδηλώνει ότι η αλιευτική τεχνολογία καθώς και οι νόμοι της αγοράς επηρεάζουν άμεσα το τροφικό πλέγμα και τον ρυθμό εκμετάλλευσής του (Caddy & Garibaldi 2000, Stergiou 2002, Pennino *et al.* 2011).

Πράγματι, τα στοιχεία επιβεβαιώνουν αυτές τις υποψίες. Οι κορυφαίοι θηρευτές στο τροφικό πλέγμα, όπως ο ξιφίας (*Xiphias gladius*) και ο τόνος (*Thunnus thynnus*), υπερεκμεταλλεύθηκαν με την εισαγωγή κάποιων συγκεκριμένων αλιευτικών εργαλείων (γρι- γρι, απλάδια, παραγάδια) στη δεκαετία του 1980 (Leonart 2005, Caddy 1993), ενώ

κάποια άλλα έχουν πρακτικά εξαφανιστεί (Daskalon 2002). Αυτό βέβαια φαίνεται να έχει επιδεινωθεί και από την παράνομη σύλληψη των υπομεγεθών ψαριών (Pennino 2011). Το αποτέλεσμα αυτού του φαινομένου είναι η αύξηση της τιμής των ήδη ακριβών και μεγαλόσωμων ειδών στη Μεσόγειο και τη Μαύρη Θάλασσα, ενώ ταυτόχρονα υποδεικνύει την υπερεκμετάλλευσή τους (Caddy & Garibaldi 2000).

Κατά την ίδια περίοδο, η μείωση του μέσου σταθμισμένου τ και του δείκτη FiB συμπίπτει και με την αύξηση της αναλογίας των αμιγώς ιχθυοφάγων οργανισμών προς τους ζωοπλαγκτοφάγους (piscivore/ zooplaktivore, PS/ ZP), η οποία έφτασε τη μέγιστη τιμή της το 1990, όπως εκτιμήθηκε από τους Pennino *et al.* (2011) για τη Μαύρη Θάλασσα. Η μείωση του μέσου σταθμισμένου τ και του δείκτη FiB, σε συνδυασμό με την αύξηση της αναλογίας PS/ ZP συνδέεται με την κατάρρευση των αποθεμάτων του γαύρου (*Engraulis encrasicolus*) στη Μαύρη Θάλασσα (Chashchin 1992, Caddy & Garibaldi 2000, Leonart 2005). Η σημαντική αύξηση των αποθεμάτων του γαύρου από το 1960 έως τα μέσα της δεκαετίας του 1980 αντικατοπτρίζει την αυξημένη αλιευτική πίεση του τουρκικού αλιευτικού στόλου στη Μαύρη Θάλασσα, ο οποίος είχε, τη συγκεκριμένη αλιευτική περίοδο, ενωθεί με τον αλιευτικό στόλο της Σοβιετικής Ένωσης και κυριαρχούσαν στο χώρο της αλιείας. Όμως, αμέσως μετά το 1990 η αναλογία των PS/ ZP μειώθηκε εξαιτίας του διπλασιασμού της μάζας του κτενοφόρου *Mnemiopsis leidyi*, που εισήχθη στη Μαύρη Θάλασσα και συνέβαλε σε μία καταστροφική μείωση των αλιευτικών αποθεμάτων (Shiganova 1998, Zaitsev 1993). Το *M. leidyi* τρέφεται με αυγά και προνύμφες πελαγικών ψαριών κυρίως γαύρου (Kube *et al.* 2007, Zaitsev 1993), με αποτέλεσμα τη δραματική μείωση των πληθυσμών των πελαγικών ψαριών (Leonart 2005).

Συμπερασματικά λοιπόν, η μεθοδολογία που χρησιμοποιήθηκε στην παρούσα έρευνα μπορεί να θεωρηθεί ενδεικτική της επικρατούσας αλιευτικής κατάστασης, αφού δείχνει ξεκάθαρα τις επιπτώσεις στη δομή του θαλάσσιου οικοσυστήματος της Μεσογείου και της Μαύρης Θάλασσας, τονίζοντας ότι οι αλιευτικοί πόροι είναι πλέον υπερεκμεταλλευμένοι. Ως εκ τούτου, επιβεβαιώνεται μία ακόμα φορά ότι οι τρέχουσες πολιτικές αλιευτικής διαχείρισης έχουν αποτύχει να αποτρέψουν την εξάντληση των αποθεμάτων και χρήζουν άμεσης αναθεώρησης, καθώς θα μπορούσαν να επιφέρουν σημαντικά προβλήματα στο οικονομικό και κοινωνικό περιβάλλον (Bhatal & Pauly 2008).

5. ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ-ΠΡΟΤΑΣΕΙΣ

5.1. Συμπεράσματα

Όλα τα προαναφερόμενα παραδείγματα δείχνουν ότι η επιλεκτική χρήση δεδομένων, μεθόδου και χρονικής περιόδου μπορεί να οδηγήσουν σε αντικρουόμενα αποτελέσματα όσον αφορά τη θεωρία της «συρρίκνωσης των θαλάσσιων τροφικών πλεγμάτων». Ωστόσο, σύμφωνα με τα αποτελέσματα της παρούσας εργασίας, καθώς και με αυτά των υπολοίπων ερευνών, φαίνεται ότι ανεξάρτητα από όλους αυτούς τους παράγοντες, τα μεγαλύτερα σε μέγεθος και υψηλού τροφικού επιπέδου ψάρια εξαντλούνται ή έχουν ήδη εξαντληθεί και ότι η θεωρία της «συρρίκνωσης των θαλάσσιων τροφικών πλεγμάτων» κάθε άλλο παρά απορρίπτεται.

Η πτώση του μέσου σταθμισμένου τροφικού επιπέδου και του δείκτη αλιευτικής ισορροπίας διαφέρει ανάλογα με την υποπεριοχή της Μεσογείου και της Μαύρης Θάλασσας, με τις δυτικές περιοχές της Μεσογείου και της θάλασσας του Μαρμαρά να δέχονται υψηλότερη αλιευτική πίεση, αφού διαθέτουν υψηλής τεχνολογίας αλιευτικούς στόλους, καθώς και καλύτερες υποδομές. Μικρότερη πτώση παρατηρήθηκε στην Κεντρική και Νοτιοανατολική Μεσόγειο.

Κύρια αιτία της πτώσης του μέσου σταθμισμένου τ και του δείκτη αλιευτικής ισορροπίας θεωρείται η αύξηση της αλιευτικής προσπάθειας (αριθμός, μέγεθος και χωρητικότητα σκαφών, χωρική ή χρονική ένταση αλιείας, αριθμός και μέγεθος αλιευτικών εργαλείων) που έχει καταγραφεί σε όλες τις θάλασσες του κόσμου, συμπεριλαμβανομένης της Μεσογείου και της Μαύρης Θάλασσας.

Έτσι, σε όλες τις περιοχές και δη στις συγκεκριμένες υπάρχει μία σαφής πτωτική τάση της σχετικής αφθονίας των ειδών υψηλού τροφικού επιπέδου, δηλαδή ειδών με μεγάλο σωματικό μέγεθος, αργή γεννητική ωρίμανση, μεγάλη διάρκεια ζωής και υψηλή εμπορική αξία, έναντι αυτών με χαμηλό τροφικό επίπεδο και μέσης εμπορικής αξίας, δείγμα απουσίας σωστής διαχείρισης και ανάγκη ανθρώπινης παρέμβασης. Η πολυειδική αλιεία με αυτή την λογική είναι ακόμα βιώσιμη, αφού το μέσο σταθμισμένο τ τείνει να μειώνεται συνεχώς (Pauly & Watson 2005).

Ιδανικά, θα έπρεπε να υπάρχουν πιο συγκεκριμένες εκτιμήσεις των δεικτών για κάθε έτος και υποπεριοχή ξεχωριστά, όμως μία τέτοια έρευνα απαιτεί μεγάλο κόστος μιας και οι στατιστικές των συλλήψεων, οι οποίες είναι ηλεκτρονικά διαθέσιμες (www.fishbase.org, www.sealifebase.org) ανά πάσα στιγμή, είναι η πιο φθηνή επιλογή. Έτσι, το μέσο σταθμισμένο τ και ο δείκτης FiB παραμένουν δυο από τους πιο λειτουργικούς δείκτες όσον αφορά την καταγραφή των αλιευτικών επιπτώσεων σε επίπεδο οικοσυστήματος και κατά συνέπεια τη διαχείριση του.

Εν κατακλείδι, λοιπόν, η χρήση του μέσου σταθμισμένου τ και του δείκτη αλιευτικής ισορροπίας FiB συστήνεται για την ανάλυση ενός οικοσυστήματος με μία προσέγγιση σε μακρο-κλίμακα για να αποκτηθεί μία συνολική εικόνα του οικοσυστήματος. Τα αίτια και οι παράγοντες που οδήγησαν στις αλλαγές αυτές θα πρέπει να εξετάζονται σε επίπεδο μικρο-κλίμακας. Οι συγκεκριμένοι δείκτες είναι πολλά υποσχόμενα εργαλεία για την κατάσταση των οικοσυστημάτων. Η εφαρμογή των επιλεγμένων δεικτών σε άλλα θαλάσσια οικοσυστήματα ενθαρρύνεται έτσι ώστε να αξιολογηθεί πλήρως η χρησιμότητά τους και να μπορέσει να γίνει πράξη η οικοσυστημική προσέγγιση για τη διαχείριση και τη σύγκριση της δυναμικής των οικοσυστημάτων παγκόσμια.

5.2. Προτάσεις

Δεδομένης της κατάστασης που επικρατεί καθίσταται επείγουσα η ανάγκη ανθρώπινης παρέμβασης με κάποιες σημαντικές μεταρρυθμίσεις, αφού οι παραδοσιακές μέθοδοι αλιευτικής διαχείρισης έχουν αποτύχει (Botsford et al. 1997). Παρόλα αυτά η κατάσταση αν και σοβαρή είναι ακόμη αναστρέψιμη, γι' αυτό θα πρέπει να ληφθούν άμεσα συγκεκριμένα διαχειριστικά μέτρα.

Αρχικά, το πρώτο και σημαντικότερο που απαιτείται για την περιοχή FAO 37, αλλά και παγκόσμια, είναι η μείωση της αλιευτικής προσπάθειας (Pauly & Watson 2005). Ειδικότερα, πιστεύεται ότι η συνολική αλιευτική προσπάθεια ανά έτος πρέπει να υποδιπλασιαστεί. Αυτό θα γίνει κυρίως μέσω της κατάργησης των κρατικών επιχορηγήσεων και της επιβολής αυστηρών περιορισμών όσον αφορά τον αλιευτικό στόλο (Chuenpagdee et al. 2006). Βασικές οικονομικές αρχές υποστηρίζουν ότι η αλιεία μπορεί να αυτορυθμιστεί αν τα αλιευτικά αποθέματα μειωθούν ή/ και αν αυξηθεί το κόστος της αλιευτικής δραστηριότητας. Οι δυο συνθήκες αυτές θα καταστήσουν την αλιεία ασύμφορη και θα οδηγήσουν τους εμπλεκόμενους σε άλλες δραστηριότητες με αποτέλεσμα τη μείωση των μελλοντικών συνολικών συλλήψεων (Pauly et al. 2003) και τη διατήρηση ή και ανάκαμψη των ήδη υπαρχόντων (Sumaila et al. 2007, Pauly & Watson 2005, Dulvy et al. 2003).

Ο περιορισμός της συνολικής ποσότητας που μπορεί να αλιευθεί για ένα είδος και ο επιμερισμός της ποσότητας αυτής στους αλιευτικούς στόλους των ενδιαφερόμενων κρατών είναι μέτρο που ελέγχει άμεσα τις συλλήψεις και έμμεσα το επίπεδο αλιείας, συμβάλλοντας

έτσι στη βελτίωση της αποδοτικότητας και τη βιωσιμότητα της αλιείας (Beddington, et al. 2007, Branch 2009).

Επιπλέον, θα πρέπει να εφαρμοστούν κάποια ρυθμιστικά τεχνικά μέτρα. Η τροποποίηση των αλιευτικών εργαλείων είναι ένα από αυτά κι έχει στόχο την αύξηση της επιλεκτικότητας με αποτέλεσμα τη μείωση των παραλιευμάτων (Worm et al. 2009). Τα τετράγωνα αντί για τα ρομβοειδή ανοίγματα ματιού προτιμώνται από τις διαχειριστικές αρχές στις τράτες βυθού καθώς θεωρείται ότι έχουν μικρότερη επίδραση στα αποθέματα (Leonart 1999, Caddy & Cochrane 2001). Τέλος, ένα ακόμα ρυθμιστικό τεχνικό μέτρο είναι η επιβολή μεγαλύτερου ανοίγματος ματιού στα αλιευτικά εργαλεία με στόχο την προστασία του αναπαραγωγικού δυναμικού. Όσο μεγαλύτερο είναι το άνοιγμα ματιού, τόσο περισσότερες οι πιθανότητες διαφυγής των υπομεγέθων ατόμων, που δεν έχουν προλάβει να ωριμάσουν γεννητικά και να αναπαραχθούν τουλάχιστον μία φορά στη ζωή τους πριν αλιευθούν (Leonart 1999). Όμως και το μέγιστο επιτρεπόμενο μέγεθος καθίσταται αναγκαίο για την προστασία του αναπαραγωγικού δυναμικού των μεγάλων σε μέγεθος ατόμων, αφού παράγουν καλύτερης ποιότητας ωοκύτταρα με μεγαλύτερες πιθανότητες επιβίωσης στο περιβάλλον (Froese & Pauly 2003).

Ωστόσο, πιστεύεται ότι αυτά τα παραδοσιακά μέτρα δεν είναι αρκετά για τη διατήρηση και ανάκαμψη των αποθεμάτων (Pauly & Watson 2005). Η δομή κάποιων οικοσυστημάτων θα πρέπει να αποκατασταθεί εκ νέου μέσω των θαλάσσιων καταφυγίων ή οικολογικών καταφυγίων, όπως ονομάζονται. Αυτά είναι θαλάσσιες περιοχές που προστατεύονται πλήρως από κάθε καταστροφική ή εξορυκτική διαδικασία, συμπεριλαμβανομένης της αλιείας. Όλοι οι βιολογικοί πόροι προστατεύονται με απαγορεύσεις αλιείας και εξόρυξης, μετακίνησης, όχλησης ή καταστροφής των βιοτικών

και αβιοτικών θαλάσσιων πόρων εκτός από τις περιπτώσεις επιστημονικής παρακολούθησης για την αξιολόγηση της αποδοτικότητας της προστατευόμενης περιοχής (Russ & Zeller 2003). Έτσι, παρέχουν καταφύγια κατάλληλα για την ανάκαμψη των εξαντλημένων αποθεμάτων, τη διατήρηση της δομής, της λειτουργίας και της βιοποικιλότητας ενός οικοσυστήματος, αφού οι θαλάσσιοι πληθυσμοί αναπαράγονται και μεγαλώνουν ανενόχλητοι από κάθε αλιευτική δραστηριότητα (Pauly et al. 2002, Tsikliras & Stergiou 2007). Η άλλη οπτική γωνία είναι ότι χάνονται πολλά είδη, στα οποία μέχρι στιγμής η αλιεία ήταν εξαρτημένη (Pauly & Watson 2005).

Η βασικότερη όμως αρχή για τη διατήρηση του οικοσυστήματος θα πρέπει να είναι ένα κοινό όραμα μεταξύ των ενδιαφερομένων της αλιείας και της διαχείρισης του, λαμβάνοντας υπόψη την αξία που έχει αυτό (Chuenpagdee et al. 2006). Αυτό βέβαια είναι πολύ δύσκολο να επιτευχθεί καθώς συχνά υπάρχει σύγκρουση μεταξύ χωρών, ψαράδων και ερευνητών. Έτσι, η απαγόρευση της αλιείας σε προστατευόμενες περιοχές είναι ένα παράδειγμα αμφιλεγόμενης πολιτικής. Όπως δήλωσαν οι Christie et al. (2003) ο καθορισμός των προστατευόμενων περιοχών μπορεί να δημιουργήσει διαμάχες αφού οι κοινωνικοί και οι βιολογικοί στόχοι είναι εντελώς αντιφατικοί. Αυτό έχει σαν αποτέλεσμα οι υπεύθυνοι φορείς να είναι συχνά απρόθυμοι να εφαρμόσουν τέτοιου είδους πολιτικές και να χρησιμοποιούν την έλλειψη γνώσης ως πρόφαση για την αδράνεια εφαρμογής μέτρων.

6. ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

6.1. Ελληνόγλωσση βιβλιογραφία

- Στεργίου Κ.Ι., Καραχλέ Π., Τσίκληρας Α., Μαμαλάκης Η. (2011) Κραυγή Ιχθύος. Εκδόσεις Πατάκη, Αθήνα, pp. 358.
- Τσίκληρας Α., Στεργίου Κ.Ι. (2007) Θαλάσσιες προστευόμενες περιοχές. Πρακτικά 13^{ου} Πανελληνίου Συνεδρίου Ιχθυολόγων, σελ. 575-578.
- Τσάλκου Ε., Στεργίου Κ.Ι., Τσίκληρας Α. (2010) Διακύμανση του τροφικού επιπέδου των αλιευτικών αποθεμάτων της Μεσογείου και της Μαύρης θάλασσας. Πρακτικά 14^{ου} Πανελληνίου Συνεδρίου Ιχθυολόγων, σελ. 15-18.

6.2. Ξενόγλωσση βιβλιογραφία

- Abella A., Arneri E., Belcari P., Lembo G., Camilleri M., Fiorentino F., Jukic -Peladic S., Kallianiotis A., Papacostantinou C., Piccinetti C., Relini G., Spedicato M.T. (2002) Mediterranean stock assessment: current status, problems and perspectives. Research paper in support of GFCM-SAC committee, pp 1-18.
- Albaret J.J., Lae R. (2003) Impact of fishing on fish assemblages in tropical lagoons: the example of the Ebrie lagoon, West Africa. Aquatic Living resources, 16:1.
- Anticamara J.A., Watson R., Gelchu A., Pauly D. (2011) Global fishing effort (1950-2010): Trends, gaps and implications. Fisheries Research, 107:131-136.
- Arancibia H., Neira S. (2005) Long- term changes in the mean trophic level of Central Chile fishery landings. Scientia Marina, 69:295-300.
- Baeta F., Costa M.J., Cabral H. (2009) Changes in the trophic level of Portuguese landings and fish market price variation in the last decades. Fisheries research, 97:216- 222.
- Baisre J.A. (2000) Chronicles of Cuban Marine Fisheries (1935- 1995): Trend analysis and fisheries potential. FAO Fisheries Technical Paper, 394. Rome: FAO.
- Beddington J.R., Agnew D.J., Clark C.W. (2007) Current Problems in the Management of Marine Fisheries. Science, 316:1713-1716.
- Bethoux J.P., Gentili B., Raunet J., Tailiz D. (1990) Warming trend in the western Mediterranean deep water. Nature, 347:660-662.
- Bhathal B., Pauly D. (2008) 'Fishing down marine food webs' and spatial expansion of coastal fisheries in India, 1950-2000. Fisheries Research, 91:26-34.

- Botsford L.W., Castilla J.C., Peterson C.H. (1997) The Management of Fisheries and Marine Ecosystems. *Science*, 277:509-515.
- Branch T.A. (2008) Short communication: not all fisheries will be collapsed in 2048. *Marine Policy*, 32:38–39.
- Branch T.A. (2009) How do individual transferable quotas affect marine ecosystems? *Fish and Fisheries*, 10:39-57.
- Branch T.A., Jensen O.P., Richard D., Ye Y., Hilborn R. (2011) Contrasting Global Trends in Marine Fishery Status Obtained from Catches and from Stock Assessments (Eds.), *Conversion Biology*, pp 777-786.
- Branch T.A., Watson R., Fulton E.A., Jennings S., McGilliard C.R., Pablico G.T., Ricard D., Tracey S.R. (2010) The trophic fingerprint of marine fisheries. *Nature*, 468:431- 435.
- Caddy J., Csirke J., Garcia S.M., Grainger R.J.R. (1998) How pervasive is ‘fishing down marine food webs’? *Science*, 282:1383a.
- Caddy J.F., Cochrane K.L. (2001) A review of fisheries management past and present and some future perspectives for the third millennium. *Ocean & Coastal Management*, 44:653-682.
- Caddy J.F., Garibaldi L. (2000) Apparent changes in the trophic composition of world marine harvests: the perspective from the FAO capture database. *Ocean Coast. Manage*, 43:615–655.
- Caddy J.F., Refk R., Do-Chi T. (1995) Productivity estimates for the Mediterranean: evidence of accelerating ecological change. *Ocean and Coastal Management*, 26(1):1-18.
- Cairns J., McCormick P.V., Niederlehner B.R. (1993) A proposed framework for developing indicators for ecosystem health. *Hydrobiologia*, 263:1-44.
- CBD (2004) Annex I, decision VII/30. The 2020 biodiversity target: a framework for implementation. Decisions from the Seventh Meeting of the Conference of the Parties of the Convention on Biological Diversity, Kuala Lumpur, 9–10 and 27 February 2004. Secretariat of the CBD, Montreal.
- Chashchin V.P. (1992) Health effects of emissions by non-ferrous industry in the arctic region. In: E. Tikkanen, M. Varmola and T. Katermaa (Eds.), *Symposium on the State of the Environment and Environmental Monitoring in Northern Fennoscandia and the Kola Peninsula, October 1992, Rovaniemi, Finland*. Amt. Centre Publ., 4:346-348.
- Christensen V. (1998) Fishery- induced changes in a marine ecosystem: insight from models of the Gulf of Thailand. *Journal of Fish Biology*, 53:128- 142.
- Christensen V. (2000) Indicators for marine ecosystems affected by fisheries. *Marine Freshwater Research*, 51: 447–450.

- Christensen V., Guenette S., Heymans J.J., Walters C.J., Watson R., Zeller D., Pauly D. (2003) Hundred-year decline of North Atlantic predatory fishes. *Fish and Fisheries*, 4:1-24.
- Christie P., McCay B.J., Miller M.L., Lowe C, White A.C., et al. (2003) Toward developing a complete understanding: A social science research agenda for marine protected areas. *Fisheries*, 12:22-26.
- Chuenpagdee R., Liguori L., Palomares M.L.D., Pauly D. (2006) Bottom-up, global estimates of small-scale fisheries catches. *Fish. Cen. Res. Rep.*,14(8):110.
- Clementz M.T., Holden P., Koch P.L. (2003) Are Calcium Isotopes a Reliable Monitor of Trophic Level in Marine Settings. *International Journal of Osteoarchaeology*, 13:29-36.
- Coehlo M.L. (2000) "Pandora's Box" in fisheries: is there a link between economy and ecology? In Briand F, ed., *Fishing Down the Mediterranean Food Webs? CIESM Workshop Series12*. Kerkyra, Greece: CIESM.
- Coll M., Libralato S., Tudela S., Palomera I., Pranovi F. (2008) Ecosystem Overfishing in the Ocean. *Plos One*, 3:3881.
- Coll M., Palomera I., Tudela S., Dowd M. (2008) Food-web dynamics in the South Catalan Sea ecosystem (NW Mediterranean) for 1978-2003. *Ecological Modelling*, 217:95-116.
- Cury P., Christensen V. (2005) Quantitative Ecosystem Indicators for Fisheries Management. *ICES Journal of Marine Science*, 62:307-310.
- Cury P., Shannon L. (2004) Regime shifts in upwelling ecosystems: observed changes and possible mechanisms in the northern and southern Bengouela. *Progress in Oceanography*, 60:223-243.
- Cury P., Shannon L.J., Shin Y.J. (2003) The functioning of marine ecosystems: a fisheries perspective. In *Responsible Fisheries in the Marine Ecosystem*, pp. 103e123. Ed. by M. Sinclair, and G. Valdimarsson. CAB International, Wallingford.
- Cury P.M., Shannon L.J., Roux J.P., Daskalov G.M., Jarre A., Moloney C.L., Pauly D. (2005) Trophodynamic indicators for an ecosystem approach to fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, 62:430-442.
- Daan N., Gislason H., Pope J.G., Rice J.C. (2011) Apocalypse in world fisheries? The reports of their death are greatly exaggerated. *ICES Journal of Marine Science*, 68(7):1375-1378.
- Daskalov G.M., Grishin A.N., Rodionov S., Mihneva V. (2007) Trophic cascades triggered by overfishing reveal possible mechanisms of ecosystem regime shifts. *Proceedings of the National Academy of Science*.
- Dulvy N.K., Sadovy Y., Reynolds J.D. (2003) Extinction vulnerability in marine populations. *Fish Fish*, 4:25-64.

- Erlandson J.M., Rick T.C., Braje T.J. (2009) Fishing up the food web? 12000 years of maritime subsistence and adaptive adjustments on Californias's Channel Islands. *Pacific Science*, 63:711-724.
- Essington T.E., Beaudreau A.H., Wiedenmann J. (2006) Fishing through marine food webs. *Proceedings of the National Academy of Science*, 103:3171-3175.
- Estrada M. (1996) Primary production in the northwestern Mediterranean. *Scientia Marina*, 60(supl. 2):55-64.
- FAO (2000) *The State of World Fisheries and Aquaculture 1999*. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome, p 25.
- FAO (2005) *The State of World Fisheries and Aquaculture 2004*. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome, p 110.
- FAO (2010) *The State of World Fisheries and Aquaculture 2010*. FAO, Rome, p 197.
- Francour P., Boudouresque C.F., Harmelin J.G. (1994) Are the Mediterranean waters becoming warmer? Information from biological indicators. *Marine Pollution Bulletin*, 28:523-626.
- Fredriksen S. (2003) Food web studies in a Norwegian kelp forest based on stable isotope ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) analysis. *Marine Ecology Progress Series*, 260:71-81.
- Freire K.M.F., Pauly D. (2005) Richness of common names of Brazilian marine fishes and its effect on catch statistics. *Journal of Ethnobiology*, 25:279-296.
- Froese R., Garthe S., Piatowski U., Pauly D. (2004) Trophic signatures of marine organisms in the Mediterranean as compared with other ecosystem. *Belgian Journal of Zoology*, 134:25-32.
- Froese R., Kesner-Reyes K. (2009) Out of new stocks in 2020: a comment on "Not all fisheries will be collapsed in 2048". *Marine Policy*, 33:180-181.
- Froese R., Pauly D. (2003) Dynamic der Überfischung. In: Lozan J, Rachor E, Reise K, Sundermann J, von Westernhagen HS (Eds.), *Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer-eine aktuelle Umweltbilanz*. GEO, Hamburg, pp 288-295.
- Garcia S.M., Staples D.J. (2000) Sustainability reference systems and indicators for responsible marine capture fisheries: a review of concepts and elements for a set of guidelines. *Marine and Freshwater Research*, 51:385-426.
- Gascuel D., Labrosse P., Meissa B., Sidl M.O.T., Guenette S. (2007) Decline of demersal resources in North- West Africa: an analysis of Mauritanian trawl-survey data over the past 25 years. *African Journal of Marine Science*, 29:331-345.
- Gascuel D., Pauly D. (2009) Ecotroph: Modelling marine ecosystem functioning and impact of fishing. *Ecological Modelling*, 220:2885-289.
- Goni R. (1998) Ecosystems effects of marine fisheries: an overview. *Ocean Coast. Manage*, 40:37-64.

- Hammond A., Adriaanse A., Rodenburg E., Bryant D., Woodward R. (1995) Environmental indicators: A systematic approach to measuring and reporting on environmental policy performance in the context of sustainable development pp. 1-58.
- Heath M. (2005) Regional variability in the trophic requirements of shelf fish fisheries in the Northeast Atlantic, 1973-2000. *ICES Journal of Marine Science*, 62:1233-1244.
- Hilborn R. (2007) Reinterpreting the state of fisheries and their management. *Ecosystems*, 10:1362–1369.
- Hilborn R., Branch T.A., Ernst B., Magnusson A., Minte-Vera C.V., Scheuerel M.D., Valero J.L. (2003) State of the world's fisheries. *Annual Review of Environment and Resources*, 28:359-399.
- Hilborn R., Branch T.A., Ernst B., Magnusson A., Minte-Vera C.V., Scheuerell M.D., Valero J.L. (2003) State of the world's fisheries. *Annual Review of Environment and Resources*, 28:359–399.
- Holker F., Beare D., Dorner H., di Natale A., Ratz H.J., Temming A., Casey J. (2007) Comment on “Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services”. *Science*, 316:1285.
- Hutchings J.A., Minto C., Ricard D., Baum J.K., Jensen O.P. (2010). Trends in the abundance of marine fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 67:1205–1210.
- Jaenike J. (2007) Comment on “Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services”. *Science*, 316:1285.
- Jarre A., Munck P., Pauly D. (1991) Two approaches for modelling fish stock interactions in the Peruvian upwelling ecosystem. *ICES Marine Science Symposia*, 193:171-184.
- Jaureguizar A.J., Milessi A.C. (2008) Assessing the sources of the fishing down marine food web process in the Argentinean- Uruguayan Common Fishing Zone. *Scientia Marina*, 72:25-36.
- Jennings S., Greenstreet S.P.R., Hill L., Piet G.J., Pinnegar J.K., Warr K.J. (2002) Long-term trends in the trophic structure of the North Sea fish community: evidence from stable-isotope analysis, size-spectra and community metrics. *Marine Biology*, 141:1085-1097.
- Laurans M., Gascuel D., Chassot E., Thiam D. (2004) Changes in the trophic structure of fish demersal communities in West Africa in the three last decades. *Aquatic Living Resources*, 17:163- 173.
- Libralato S., Pranovi P., Raicevich S., Ponte F., Giovanardi O., Pastres R., Torricelli P., Mainardi D. (2004) Ecological stages of the Venice Lagoon analysed using landing time series data. *Journal of Marine Systems*, 51: 331-344.

- Litzow M.A., Urban D. (2009) Fishing through (and up) Alaskan food webs. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 66:201-211.
- Lleonart J. (1999) Precautionary Approach and Mediterranean Fisheries. *CIESM Workshop Series*, 7: 1-13.
- Lleonart J. (2005) Mediterranean and Black Sea, Fao statistical area 37. In: *FAO Marine resources Service, Fishery Resources Division, Review of the state of the world marine fishery resources*. *FAO Fisheries Technical Paper*, 457:220–221.
- Lleonart J., Lloret J., Touzeau S., Salat J., Recasens L., Sarda F. (1998) Mediterranean Fisheries, an overview. In: *II SAP-meeting*. Barcelona, Spain.
- Longhurst A. (2007) Doubt and certainty in fishery science: are we really headed for a global collapse of stocks? *Fisheries Research*, 86:1–5.
- Lotze H.K., Milewski I. (2004) Two centuries of multiple human impacts and successive changes in a North Atlantic food web. *Ecological Applications*, 14:1428-1447.
- Milessi A.C., Arancibia H., Neira S., Defeo O. (2005) The mean trophic level of Uruguayan landings during the period 1990-2001. *Fisheries research*, 74: 223-231.
- Morales A., Rosello E. (2004) Fishing down the food web in Iberian prehistory? A new look at the fishes from Cueva de Nerja (Malaga, Spain). *Antibes, petits Animaux et Societes Humaine du complement Alimentaire aux Ressources Utilitaires, XXIVe rencontres internationales d' archeologie et d'histoire d' Antibes*.
- Morato T., Watson R., Pitcher T.J., Pauly D. (2006) Fishing down the deep. *Fish and Fisheries*, 7:24-34.
- Morissette L., Gastonguay M., Savenkoff C., Swain D.P., Chabot D., Bourdages H., Hammill M.O., Hanson J.M. (2009) Contrasting changes between the northern and southern Gulf of St. Lawrence ecosystems associated with the collapse of groundfish stocks. *Deep- Sea Research Part II- Topical Studies in Oceanography*, 56:2117- 2131.
- Myers R.A., Worm B. (2003) Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Science*, 423:280-283.
- Naylor R.L., Goldburg R.J., Primavera J.H., Kautsky N., Beveridge M., Clay J., Folke C., Lubchenco J., Mooney H., Troell M. (2000) Effect of Aquaculture on world fish supplies. *Nature*, 405:1017-1024.
- Oguz T.H., Ducklow W. (1999) A physical–biochemical model of plankton productivity and nitrogen cycling in the Black Sea. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 46(4):597–636.
- Pang L., Pauly D. (2001) Part1 Chinese marine capture fisheries from 1950 to the late 1990s: the hopes, the plans, and the data. In *Watson R, Pang L and Pauly D, eds., The Marine Fisheries of China: Development and Reported Catches*. *Fisheries*

- Centre Research Report 9(2). Vancouver, Canada: Fisheries centre, University of British Columbia, pp. 1-27.
- Papaconstantinou C., Farrugio H. (2000) Fisheries in the Mediterranean. *Mediterranean Marine Science*, 1:5-18.
- Pauly D. (2007) The *Sea Around Us* project: documenting and communicating global fisheries impacts on marine ecosystems. *Ambio*, 34:290–295.
- Pauly D. (2008) Global fisheries: a brief review. *Journal of Biological Research-Thessaloniki*, 9:3–9.
- Pauly D., Alder J., Bennett E., Christensen V., Tyedmers V., Watson R. (2003) The Future for Fisheries. *Science*, 302:1359-1361.
- Pauly D., Christensen V. (2000a) Trophic levels of fishes. In: Froese R and Pauly D (eds.) *Fishbase 2000: Concepts, Design and Data Sources*. ICLARM, Manila, p.181.
- Pauly D., Christensen V., Dalsgaard J., Froese R., Torres Jr. (1998) Fishing down marine food webs. *Science*, 279:860-863.
- Pauly D., Christensen V., Walters C. (2000b) Ecopath, ecosim, and ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, 57:697–706.
- Pauly D., Christensen V., Walters C. (2000a) Ecopath, ecosim and ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. *ICES Journal Marine Science*, 57:697–706.
- Pauly D., Chuenpagdee R. (2003) Development of fisheries in the Gulf of Thailand large marine ecosystem: analysis of an unplanned experiment. In Hempel G and Sherman K, eds. *Large Marine Ecosystems of the World: Change and Sustainability*. Amsterdam: Elsevier Science.
- Pauly D., Christensen V. (1995) Primary production required to sustain global fisheries. *Nature*, 374:255-257.
- Pauly D., Froese R., Christensen V. (1998b) How pervasive is “fishing down marine food webs”? *Science*, 282:1383a.
- Pauly D., Froese R., Sa-A.P., Palomares M.I., Christensen V., Rius J. (2000) *Trophlab Manual*. ICLARM, Manila.
- Pauly D., Palomares M.L. (2005) Fishing down marine food webs: it is far more than we thought. *Bulletin of Marine Science*, 76:197- 211.
- Pauly D., Palomares M.L., Froese R., Sa-A.P., Vakily M., Preikshot D., Wallace S. (2001) Fishing down Canadian aquatic food webs. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58:51-62.

- Pauly D., Watson R. (2005) Background and interpretation of the 'Marine Trophic Index' as a measure of biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 360:415-423.
- Pauly D., Watson R., Alder J. (2005) Global trends in world fisheries: impacts on marine ecosystems and food security. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 360:5-12.
- Pennino G.M., Bellido J.M., Conesa D., Lopez- Quilez A. (2011) Trophic indicators to measure the impact of fishing on an exploited ecosystem. *Animal Biodiversity and Conservation*, 34(1):123-131.
- Perez- Espana H., Abarca- Arenas L.G., Jimenez- Badillo M.D. (2006) Is fishing- down trophic web a generalized phenomenon? The case of Mexican fisheries. *Fisheries Research*, 79:349- 352.
- Pineggar J.K., Jennings S., O'Brien C.M., Polunin N.V.C. (2002) Long-term changes in the trophic level of the Celtic Sea fish community and fish market price distribution. *Journal of Applied Ecology*, 39:377-390.
- Pineggar J.K., Polunin N.V.C., Badakamenti F. (2003) Long-term changes in the trophic level of western Mediterranean fishery and aquaculture landings. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60:222-235.
- Pitcher T.J. (2001) Fisheries managed to rebuild ecosystems: reconstruction the past to salvage the future. *Ecological Applications*, 11:601-617.
- Pitcher T.J., Pauly D. (1998) Rebuilding ecosystems, not sustainability, as the proper goal of fishery management. In: *Reinventing in Fisheries Management* (eds TJ Pitcher, PJB Hart & D Pauly), Fish and Fisheries Series 23, Kluwer Academic Press, Netherlands, pp. 311-329.
- Pitcher T.J., Watson R., Forrest R., Valtysson H.P., Guenette S. (2002) Estimating illegal and unreported catches from marine ecosystems: a basis for change. *Fish and Fisheries*, 3:317-339.
- Quitmyer I.R., Reitz E.J. (2006) Marine trophic levels targeted between AD 300 and 1500 on the Georgia Coast, USA. *Journal of Archaeological Science*, 33:806-822.
- Reitz E.J. (2004) "Fishing down food web": a case study from St. Augustine, Florida, USA. *American Antiquity*, 69:63-83.
- Rice J. (2003) Environmental health indicators. *Ocean & Coastal Management*, 46:235-259.
- Rice J.C., Rochet M.-J. (2005) A framework for selecting a suite of indicators for fisheries management. *ICES Journal of Marine Science*, 62:516-527.
- Rochet M.J., Trenkel V.M. (2003) Which community indicators can measure the impact of fishing? A review and proposals. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60:86-99.

- Russ G.R., Zeller D. (2003) From mare liberum to mare reservarum. *Mar. Pol.*, 27:75-78.
- Sala E., Aburto- Oropeza O., Reza M., Paredes G., Lopez- Lemus L.G. (2004) Fishing down coastal food webs in the Gulf of California. *Fisheries*, 29:19- 25.
- Sanchez F., Olaso I. (2004) Effects of fisheries on the Cantabrian Sea Shelf ecosystem. *Ecological Modelling*, 172:151.
- Sea Around Us (2007) A Global Database on Marine Fisheries and Ecosystems. Fisheries Centre. University British Columbia, Vancouver, Canada. www.searoundus.org.
- Sethi S.A., Branch T.A., Watson R. (2010) Fishery development patterns are driven by profit but not trophic level. *Proceedings of the National Academy of Sciences U.S.A.*, 107:12163–12167.
- Shiganova T.A., Kideys A.E., Gucu A.S., Niermann U., Khoroshilov V.S. (1998). Changes of species diversity and their abundance in the main components of pelagic community during last decades. Ed. By L. Ivanov, and T. Oguz. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. In *Ecosystem Modeling as a Management Tool for the Black sea*, pp. 171–188.
- Shin Y.J., Rochet M.J., Jennings S., Field J.G., Gislason H. (2005) Using size-based indicators to evaluate the ecosystem effects of fishing. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 384-396.
- Steneck R.S., Vavrinec J., Leland A.V. (2004) Accelerating trophic- level dysfunction in kelp forest ecosystems of the Western North Atlantic. *Ecosystems*, 7: 323.
- Stergiou K.I. and Koulouris M. (2000) Fishing down the marine food webs in the Hellenic seas. In Briand F, ed., *Fishing Down the Mediterranean Food Webs? CIESM Workshop Series 12*. Kerkyra, Greece: CIESM.
- Stergiou K.I., Karpouzi V.S. (2002) Feeding habits and trophic levels of Mediterranean fish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 11: 217-254.
- Stergiou K.I., Karpouzi V.S. (2005) The trophic position of fishes in Hellenic marine ecosystems. In: E Papathanasiou, A Zenetos (eds) *State of the Hellenic marine environment: 280-284*, HCMR, Athens.
- Stergiou K.I., Tsikliras A.C., Pauly D. (2009) Farming up the Mediterranean food webs. *Conservation Biology*, 23:230-232.
- Sumaila U.R., Khan A., Watson R., Munro G., Zeller D., Baron N., Pauly D. (2007) The World Trade Organization and global fisheries sustainability. *Fisheries Research*, 88:1-4.
- Tian Y., Kidokoro H., Watanabe T. (2006) Long-term changes in the fish community structure from the Tsushima warm current region of the Japan/ East Sea with an emphasis on the impacts of fishing and climate regime shift over the last four decades. *Progress in Oceanography*, 68:217-237.

- Tsikliras A.C., Moutopoulos D.K., Stergiou K.I. (2007) Reconstruction of Greek marine fisheries landings: national versus FAO. In: D Zeller, D Pauly (eds) Reconstruction of marine fisheries catches for key countries and regions (1950-2005). Fisheries Centre Research Reports, 15(2):121-137.
- Tsikliras A.C., Dinouli A., Stergiou K.I. (2010) Exploitation pattern of the Mediterranean fisheries. *Rapprt du Congres de la Mer Mediterranee*, Venice, 39:683.
- Tsikliras A.C., Stregiou K.I. (2007) Fisheries management and marine protected areas. In: State of Hellenic Fisheries (eds C Papaconstantinou, A Zenetos, V Vassilopoulou, G Tserpes), pp 306-314. Hellenic Centre for Marine Research, Athens.
- Ulanowicz R.E., Puccia C.J. (1990) Mixed trophic impacts in ecosystems. *Coenoses*, 5:7-16.
- Valtysson H., Pauly D. (2003) Fishing down the food web: an Icelandic case study. In Guomundsson EV, ed., Proceedings of a Conference held in Akureyri, Iceland, on April 6-7th 2000 Competitiveness within the Global Fisheries. Akureyri, Iceland: University of Akureyri.
- Villasante S., Sumaila R., Garcia- Negro M., Rodriguez G.R. (2010) Reconstruction of catches, fisheries, and carrying capacity of Galician (NW Spain) small- scale species. Available in:
- Vivekanandan E., Gomathy S., Thirumilu P., Meiyappan M.M., Balakumar S.K. (2009) Trophic level of fishes occurring along the Indian coast. *Journal of the Marine Biological Association of India*, 51(1):44-51.
- Watling L., Norse E.A. (1998) Disturbance of the Seabed by Mobile Fishing Gear: A Comparison to Forest Clearcutting. *Conservation Biology*, 6:1180-1197.
- Watson R., Pauly D. (2001) Systematic distortions in world fisheries catch trends. *Nature*, 414:534-536.
- Wilberg M.J., Miller T.J. (2007) Comment on "Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services". *Science*, 316:1285.
- Wing S.R., Wing E.S. (2001) Prehistoric fisheries in the Caribbean. *Coral Reefs*, 20: 1-8.
- Worm B., Barbier E.B., Beaumont N., Duffy J.E., Folke C., Halpern B.S., Jackson J.B.C., et al. (2006) Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science*, 314:787-790.
- Worm B., Barbier E.B., Beaumont N., Duffy J.E., Folke C., Halpern B.S., Jackson J.B.C., et al. (2007) Response to Comments on "Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services". *Science*, 316:1285.
- Worm B., Hilborn R., Baum J.K., Branch T.A., Collie J.S., Costello C., Fogarty M.J., Fulton E.A., Hutchings J.A., Jennings S., Jensen O.P., Lotze H.K., Mace P.M.,

McClanahan T.R., Minto C., Palumbi S.R., Parma A.M., Ricard D., Rosenberg A.A., Watson R., Zeller D. (2009) Rebuilding Global Fisheries. *Science*, 325:578-585.

Zaitsev Yu., Mamaev V. (1993) Impact of eutrophication on the Black Sea fauna. *GFCM Studies and Reviews* 64. FAO, Rome, p 63-86.

Zeller D., Pauly D. (2005) Good news, bad news: global fisheries discards are declining, but so are total catches. *Fish and Fisheries*, 6:156–159.

6.3. Ηλεκτρονική βιβλιογραφία

http₁: <http://www.icpdr.org>

http₂: www.fishbase.gr

http₃: <http://www.fao.org/fishery/area/search/en>

http₄: http://www.lme.noaa.gov/index.php?option=com_content&view=article&id=72:1me26&catid=41:briefs&Itemid=72

http₅: http://www.lme.noaa.gov/index.php?option=com_content&view=article&id=108:1me62&catid=41:briefs&Itemid=72

http₆: <http://www.gfcm.org/gfcm/topic/16162/en>

Trophic level variability of the Mediterranean and Black Sea fisheries stocks

7. ABSTRACT

The trophic level (τ) of fisheries landings/ catches has been used to evaluate both their status and that of their supporting ecosystems, notably by testing whether marine food webs are fished down or farmed up. The fishing down the marine food web concept is based on the relationship between fisheries, the size of harvested organisms and their trophic level. The selective removal of large, high trophic level organisms by fishing lowers their relative contribution to the landings, which are progressively dominated by small fishes and their mean trophic level declines.

In the present work, the effect of fishing on the Mediterranean food web was estimated through the variation of the mean weighed trophic level (τ) of the catches and the Fishing In Balance index (FiB). Annual catches, expressed as live weight equivalent of landings of Mediterranean and the Black Sea's were extracted from the GFCM (General Fisheries Commission for the Mediterranean) databased for the period 1970-2008. The mean trophic level (τ) was calculated in all fishing sub- fishing-areas of the Mediterranean and Black Seas and peaked from 1970 to 1988, whereas it sharply decreased from 1989 to 2008, with an overall declining rate of 0,015 per decade. This reduction confirms the fishing down marine food web in FAO 37 area.

The Fishing in Balance index, displayed similar trend with an increase from 1970 to 1988 and a subsequent decrease in values. The initial increase of FiB indicates expansion of fisheries, exploitation of new species or increase in primary production required to support

fisheries, i.e. describes the conditions under which fishery developed in the Mediterranean and Black Sea until 1988. In contrast, its subsequent decline indicates geographical fisheries contraction or collapse of some fisheries stocks, and seems to reflect the situation following 1990.

The decrease in total reported catches coincided with the rapid decrease in the mean trophic level and FiB since 1988, and with all indicators showing overexploitation of the Mediterranean and Black Sea fisheries stocks. The results of this study complement and confirm previous research, indicating that the overfished and depleted stocks of the FAO 37 region (Mediterranean and Black Sea) increased dramatically in the last 20 years. However, all results based on official records of fish production involve considerable uncertainty, caused by the unreliability of the records and should be interpreted with caution.

Keywords: catches, trophic level, Fishing In Balance index, Mediterranean Sea, Black Sea.

ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ

Εργασίες που προέκυψαν από την παρούσα προπτυχιακή εργασία

- **Πρακτικά συνεδρίων με κριτές**

Ελληνικά

1. **Τσάλκου Ε**, Στεργίου ΚΙ, Τσίκληρας Α (2010) Διακύμανση του τροφικού επιπέδου των αλιευτικών αποθεμάτων της Μεσογείου και της Μαύρης θάλασσας. *Πρακτικά 14^{ου} Πανελληνίου Συνεδρίου Ιχθυολόγων*: 15-18.

Αγγλικά

2. Tsikliras AC, **Tsalkou E**, Pauly D, Stergiou KI (2010) Trends in trophic level of farmed fish in Mediterranean countries. *Rapport du 39e Congrès de la Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée* **39**: 684.

- **Διεθνή επιστημονικά περιοδικά**

3. Tsikliras AC, Dinouli A, Tsalkou E (υπό κρίση) Exploitation pattern of the Mediterranean and Black Sea marine fisheries.
4. Tsikliras AC, Dinouli A, Tsalkou E (υπό συγγραφή) Fisheries exploitation in the Mediterranean: comparing stock assessments to catch-based methods.

Διακύμανση του τροφικού επιπέδου των αλιευτικών αποθεμάτων της Μεσογείου και της Μαύρης Θάλασσας

Ελένη Τσάλκου¹, Κωνσταντίνος Ι. Στεργίου², Αθανάσιος Τσίκλιρας¹

¹Τμήμα Ιχθυολογίας και Υδάτινου Περιβάλλοντος, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, 38446, Βόλος

Τηλ.: 0030 24210 93085, E-mail: tsikliras@uth.gr

²Εργαστήριο Ιχθυολογίας, Τμήμα Βιολογίας, Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης, 54124, Θεσσαλονίκη

ABSTRACT

Eleni Tsalkou, Konstantinos I. Stergiou, Athanassios C. Tsikliras: Trophic level variability of the Mediterranean and Black Sea fisheries stocks.

The mean trophic level (τ) of the total Mediterranean and Black Sea stocks was estimated for the period 1970-2005. Mean trophic level decreased from an average value (\pm SD) of 3.22 (\pm 0.042) for 1970-1979 to an average value (\pm SD) of 3.09 (\pm 0.053) for 2000-2005, thus confirming that the Mediterranean food webs have been fished down. The declining rate of τ was calculated as 0.06 per decade. Fishing in balance index (FiB) reached its maximum value in 1988 (0.314) and then declined, fluctuated around 0.150 with the latest values (2005) being 0.168. The initial increase of FiB indicates expansion of fisheries until 1988 and its subsequent decline indicates fisheries contraction or collapse. The results of the present work agree with the dramatic increase of the cumulative percentage of overfished and collapsed stocks in the Mediterranean since late 1980s.

Keywords: catches, trophic level, marine trophic index, Mediterranean Sea, Black Sea.

ΕΙΣΑΓΩΓΗ

Το τροφικό επίπεδο (τ) των συλλήψεων ή εκφορτώσεων των αλιευτικών αποθεμάτων έχει χρησιμοποιηθεί για να εκτιμηθεί η κατάσταση της παγκόσμιας αλιείας και κυρίως για να εξεταστεί η συρρίκνωση του θαλάσσιου τροφικού πλέγματος (Pauly *et al.* 1998) ή η εξάπλωση των υδατοκαλλιέργειών σε είδη υψηλού τροφικού επιπέδου (Stergiou *et al.* 2009). Η συρρίκνωση του θαλάσσιου τροφικού πλέγματος βασίζεται στη σχέση μεταξύ της αλιείας, του μεγέθους των αλιευόμενων οργανισμών και στο τροφικό τους επίπεδο δηλαδή τη σχετική θέση τους στο τροφικό πλέγμα. Η αλιεία αφαιρεί από το οικοσύστημα τους μεγαλύτερους οργανισμούς και επειδή το τροφικό επίπεδο είναι θετική συνάρτηση του μεγέθους, η εντατική εξαλίευση μειώνει την ποσοστιαία συνεισφορά των μεγαλύτερων ειδών υψηλού τροφικού επιπέδου στις συλλήψεις. Το αποτέλεσμα της κυριαρχίας των μικρόσωμων ειδών στο οικοσύστημα και συνεπώς στις συλλήψεις είναι η μείωση του μέσου τροφικού επιπέδου.

Η προσέγγιση αυτή δέχθηκε έντονη μεθοδολογική κριτική (Caddy *et al.* 1998, Essington *et al.* 2006) αλλά εφαρμόστηκε με επιτυχία σε πολλά οικοσυστήματα, μεταξύ των οποίων και οι ελληνικές θάλασσες (Stergiou & Karrouzi 2005), και αποτέλεσε τη βάση για δημιουργία ενός από τους 8 δείκτες για τη διατήρηση της βιοποικιλότητας (Pauly & Watson 2005), του θαλάσσιου τροφικού δείκτη (Marine Trophic Index, MTI).

Ο σκοπός της εργασίας αυτής είναι να εξετάσει την επίδραση της αλιείας στο μεσογειακό τροφικό πλέγμα διαμέσου της διακύμανσης του μέσου σταθμισμένου τροφικού επιπέδου των αλιευτικών αποθεμάτων και του δείκτη αλιευτικής ισορροπίας.

ΥΛΙΚΑ ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΟΙ

Οι ετήσιες συλλήψεις (με εξαίρεση τα απορριπτόμενα και τα παράνομα αλιεύματα καθώς και αυτά που δεν αναφέρονται ή προέρχονται από αθλητική ή ψυχαγωγική αλιεία ή από καλλιέργειες), που εκφράζονται ως ζωντανό βάρος ισοδύναμο των εκφορτώσεων (FAO 2006), καταγράφονται από τη Γενική Αλιευτική Επιτροπή για τη Μεσόγειο (General Fisheries

Commission for the Mediterranean, GFCM) για τη Μεσόγειο και τη Μαύρη Θάλασσα (περιοχή FAO 37). Στα δεδομένα αυτά, που αναφέρονται στην περίοδο 1970-2005, υπολογίστηκε το μέσο σταθμισμένο κλασματικό τροφικό επίπεδο των συλλήψεων και ο δείκτης αλιευτικής ισορροπίας.

Το κλασματικό τροφικό επίπεδο (τ) είναι ένας αριθμός που εκφράζει τη σχετική θέση ενός οργανισμού στην ιεραρχία του τροφικού πλέγματος και βασίζεται στις διατροφικές συνθήκες του ίδιου του οργανισμού, και το τροφικό επίπεδο των λειών του. Η εκτίμηση του τ γίνεται από τον τύπο (Gascuel & Pauly 2009):

$$\tau_i = 1 + \sum_j (D_{ij} \times \tau_j)$$

όπου τ_j είναι το κλασματικό τροφικό επίπεδο της λείας j , το D_{ij} αντιπροσωπεύει το ποσοστό της λείας j στη δίαιτα του είδους i . Το τροφικό επίπεδο των πρωτογενών παραγωγών και των θρυμμάτων έχει κατά συνθήκη τεθεί ίσο με τη μονάδα. Για τους παραπάνω υπολογισμούς χρησιμοποιήθηκαν τα τροφικά επίπεδα των ειδών από τη βιβλιογραφία (Stergiou & Karrouzi 2002) ή τη FishBase (www.fishbase.gr).

Ο δείκτης αλιευτικής ισορροπίας (Fishing-in-balance index, FiB) εκφράζει την τρέχουσα αλιευτική κατάσταση σε σχέση με ένα συγκεκριμένο έτος αναφοράς και συμπληρώνει τη διακύμανση του τροφικού επιπέδου. Ο FiB υπολογίζεται από τον τύπο (Pauly *et al.* 2000):

$$FiB = \log \left(\frac{Catch_y \times TE_y^{\tau-1}}{Catch_1 \times TE_1^{\tau-1}} \right)$$

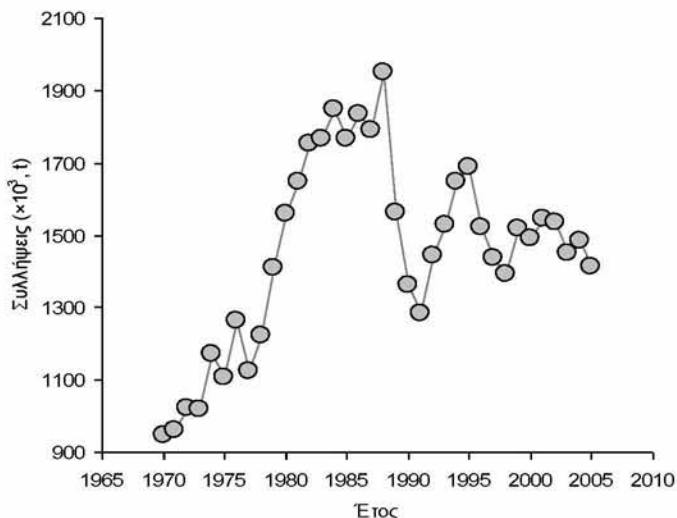
όπου y το έτος της χρονοσειράς, τ είναι το μέσο τροφικό επίπεδο (σταθμισμένο) των συλλήψεων, TE είναι η μέση μεταφορά ενέργειας μεταξύ διαδοχικών τροφικών επιπέδων (θεωρείται 10%), και το 1 αναφέρεται στο πρώτο έτος της χρονοσειράς που χρησιμοποιείται ως έτος αναφοράς. Ο δείκτης FiB παίρνει τιμή 0 για το έτος αναφοράς.

ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ ΚΑΙ ΣΥΖΗΤΗΣΗ

Οι συνολικές συλλήψεις της θαλάσσιας αλιείας στη Μεσόγειο και τη Μαύρη Θάλασσα αυξήθηκαν από το 1970 (περίπου 950 000 t) μέχρι το 1988 (περίπου 1 950 000 t) και στη συνέχεια παρουσίασαν αυξομειώσεις μέχρι το 2005 (περίπου 1 400 000 t), τιμή που παραμένει σχετικά σταθερή από το 2000 (Εικόνα 1).

Το μέσο σταθμισμένο τ όπως υπολογίστηκε στο σύνολο των μεσογειακών αποθεμάτων παρουσίασε τις μέγιστες τιμές του από το 1970 έως το 1980 και μειώθηκε από (μέση τιμή \pm SD) 3.22 ± 0.042 για την περίοδο 1970-1979 σε 3.09 ± 0.053 για την περίοδο 2000-2005 (Εικόνα 2).

Η μείωση αυτή επιβεβαιώνει τη συρρίκνωση των τροφικών πλεγμάτων της Μεσογείου και της Μαύρης Θάλασσας όπως είχε πρωτοδιατυπωθεί από τους Pauly *et al.* (1998).

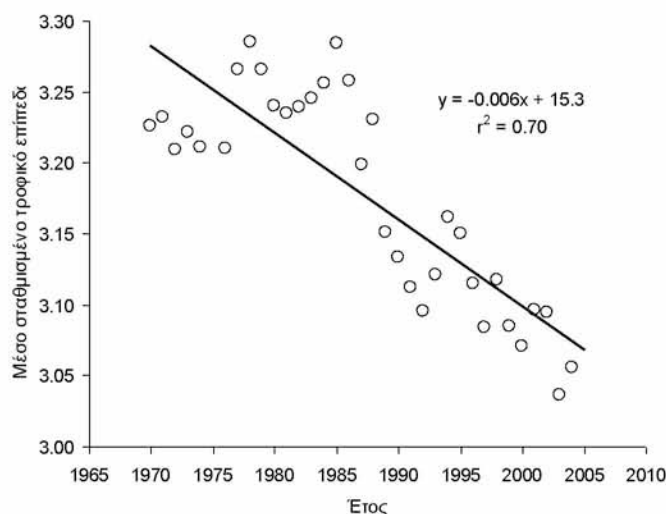


Εικόνα 1. Διακύμανση των συνολικών συλλήψεων στη Μεσόγειο και τη Μαύρη Θάλασσα (1970-2005).
Figure 1. Total catches variability in the Mediterranean and the Black Sea (1970-2005).

Ο ρυθμός μείωσης του μέσου σταθμισμένου των αποθεμάτων της Μεσογείου και της Μαύρης Θάλασσας υπολογίστηκε σε 0.06 ανά δεκαετία. Η τιμή αυτή είναι σαφώς υψηλότερη από την τιμή που αναφέρεται για το διάστημα 1972-1998 και αντιστοιχεί σε μείωση από 3.49 σε 3.42 δηλαδή 0.027 ανά δεκαετία (Pinnegar *et al.* 2003). Τόσο την εργασία των Pinnegar *et al.* (2003), όσο και στην παρούσα, έχει εξαιρεθεί η παραγωγή που προέρχεται από καλλιέργειες στις οποίες καλλιεργούνται ολόενα και υψηλότερου τροφικού επιπέδου ψάρια (Stergiou *et al.* 2009).

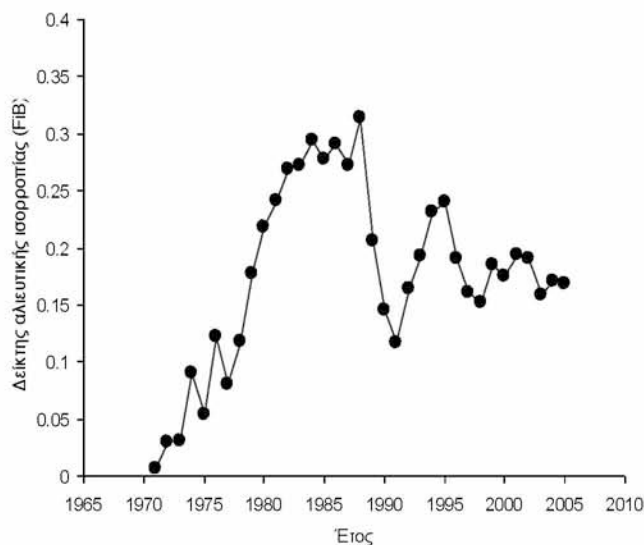
Ο δείκτης FiB αρχικά αυξήθηκε μέχρι το 1988, οπότε και έλαβε τη μέγιστη τιμή του (0.314).

Στη συνέχεια μειώθηκε, παρουσίασε αυξομειώσεις και τελικά σταθεροποιήθηκε σε τιμές υποδιπλάσιες της μέγιστης (0.168 το 2005) (Εικόνα 3).



Εικόνα 2. Διακύμανση του μέσου σταθμισμένου τροφικού επιπέδου των Μεσογειακών αποθεμάτων (1970-2005).

Figure 2. Variability of the mean weighted trophic level of the Mediterranean catches (1970-2005).



Εικόνα 3. Διακύμανση του δείκτη αλιευτικής ισορροπίας (FiB) των Μεσογειακών αποθεμάτων (1970-2005).

Figure 3. Variability of the fishing in balance index (FiB) of the Mediterranean catches (1970-2005).

Η αύξηση του δείκτη FiB δείχνει γεωγραφική εξάπλωση της αλιείας, αλίευση νέων ειδών ή αύξηση της πρωτογενούς παραγωγής που μπορεί να υποστηρίξει την αλιεία, περιγράφει δηλαδή τις συνθήκες κάτω από τις οποίες αναπτύχθηκε η αλιεία στη Μεσόγειο και τη Μαύρη Θάλασσα μέχρι

το 1988. Αντίθετα, η μείωση του FiB δείχνει γεωγραφική συρρίκνωση της αλιείας ή κατάρρευση κάποιων αποθεμάτων και φαίνεται να αποτυπώνει την παρούσα κατάσταση. Ανάλογα αποτελέσματα έχουν αναφερθεί και στις ελληνικές θάλασσες για τα αποθέματα των οποίων ο δείκτης FiB αυξήθηκε μέχρι το 1994 και μειώνεται σταθερά έκτοτε (Stergiou & Tsikliras 2008).

Η μείωση των συνολικών συλλήψεων συμπίπτει με τη ραγδαία μείωση του μέσου σταθμισμένου τ και του FiB μετά το 1990 και όλοι οι δείκτες μαζί καταδεικνύουν την υπερεκμετάλλευση των αποθεμάτων της Μεσογείου και της Μαύρης Θάλασσας. Τα αποτελέσματα της παρούσας έρευνας συμπληρώνουν και επιβεβαιώνουν αυτά των Tsikliras *et al.* (2010), που αναφέρουν ότι τα υπεραλιευμένα και εξαντλημένα αποθέματα της περιοχής FAO 37 (Μεσόγειος και Μαύρη Θάλασσα) αυξήθηκαν δραματικά τα τελευταία 20 χρόνια. Ωστόσο, όλα τα αποτελέσματα που βασίζονται σε επίσημες καταγραφές αλιευτικής παραγωγής εμπεριέχουν μεγάλο βαθμό αβεβαιότητας που προέρχεται από την αναξιοπιστία των καταγραφών (Tsikliras *et al.* 2007) και θα πρέπει να γίνονται αποδεκτά με επιφύλαξη.

BIBΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

- Caddy J, Csirke J, Garcia SM, Grainger RJR (1998) How pervasive is 'fishing down marine food webs'? *Science* **282**: 1383a
- Essington TE, Beaudreau AH, Wiedenmann J (2006) Fishing through marine food webs. *Proceedings of the National Academy of Science* **103**: 3171-3175
- FAO Fishery Information, Data and Statistics Unit. 2006. GFCM capture production 1970-2005. FISHSTAT Plus - Universal software for fishery statistical time series. Food and Agriculture Organization of the United Nations
- Gascuel D, Pauly D (2009) EcoTroph: Modelling marine ecosystem functioning and impact of fishing. *Ecological Modelling* **220**: 2885-2898
- Pauly D, Christensen V, Dalsgaard J, Froese R, Torres F Jr, (1998) Fishing down marine food webs. *Science* **279**: 860-863
- Pauly D, Froese R, Sa-A P, Palomares MI, Christensen V, Rius J (2000) TrophLab Manual. ICLARM, Manila.
- Pauly D, Watson R (2005) Background and interpretation of the 'Marine Trophic Index' as a measure of biodiversity. *Philosophical Transactions Royal Society B* **360**: 415-423
- Pinnegar JK, Polunin NVC, Badalamenti F (2003) Long-term changes in the trophic level of western Mediterranean fishery and aquaculture landings. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **60**: 222-235
- Stergiou KI, Karpouzi VS (2002) Feeding habits and trophic levels of Mediterranean fish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **11**: 217-254.
- Stergiou KI, Karpouzi VS (2005) The trophic position of fishes in Hellenic marine ecosystems. In: E Papanathanassiou, A Zenetos (eds) State of the Hellenic marine environment: 280-284, HCMR, Athens.
- Stergiou KI, Tsikliras AC (2008) Applying the Marine Trophic Index in the Greek Seas. Poorfish International Workshop 'Data poor modelling towards ecosystem fisheries management', University of the Balearic Islands, Majorca Island, Spain, 8-9 September 2008.
- Stergiou KI, Tsikliras AC, Pauly D (2009) Farming up the Mediterranean food webs. *Conservation Biology* **23**: 230-232
- Tsikliras AC, Moutopoulos DK, Stergiou KI (2007) Reconstruction of Greek marine fisheries landings: national versus FAO statistics. In: D Zeller, D Pauly (eds) Reconstruction of marine fisheries catches for key countries and regions (1950-2005). *Fisheries Centre Research Reports* **15** (2): 121-137.
- Tsikliras AC, Dinouli A, Stergiou KI (2010) Exploitation pattern of the Mediterranean fisheries. *Comm. Int. Explor. Scient. Mer Médit.* **39**: in press

TRENDS IN TROPHIC LEVEL OF FARMED FISH IN MEDITERRANEAN COUNTRIES

Athanasios Tsikliras^{1*}, Eleni Tsalkou¹, Daniel Pauly² and Konstantinos I. Stergiou³

¹ Department of Ichthyology and Aquatic Environment, University of Thessaly - tsikliras@uth.gr

² Sea Around Us project, Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver, B.C., Canada, V6Z 1Z4

³ Laboratory of Ichthyology, Department of Zoology, School of Biology, Aristotle University of Thessaloniki, UP Box 134, Thessaloniki, Greece

Abstract

The mean trophic level (τ) of the Mediterranean farmed fishes (i.e. excluding crustaceans, cephalopods and bivalves) was estimated on a country basis for the period 1950-2004. Overall, τ increased from a mean value (\pm SD) of 2.68 (\pm 0.044) for 1950-1959 to 3.21 (\pm 0.031) for 2000-2004, thus confirming that the Mediterranean food webs, overall, are being farmed up. However, the pattern was not uniform across countries; France, Italy Turkey and Israel are farming progressively higher trophic level fishes, while the mean trophic level of farmed fish is declining in Greece, Egypt and Croatia. The overall trend toward farming farming up should be reversed, because it implies non-sustainable pressures on Mediterranean ecosystems.

Keywords: Aquaculture, Fisheries, Fishes, Food Webs

Introduction The trophic level (τ) of fisheries landings and mariculture production has been used to evaluate both their status and that of their supporting ecosystems, notably by testing whether marine food webs are fished down [1] or farmed up [2]. The selective removal of large, high trophic level organisms by fishing lowers their relative contribution to the landings, which are progressively dominated by small fishes, while their mean trophic level declines. The opposite occurs when the contribution of large, high-trophic level organisms produced by mariculture operations increases, and hence the mean trophic level of their aggregate output increases. Both processes are indicators of absent sustainability and ecosystem health; the latter poses additional economic and ethical concerns [2]. The aim of the present work was to assess the extent of farming high-trophic level fishes across the Mediterranean and identify which countries and species contribute to the overall farming up trend of the Mediterranean aquaculture, recently demonstrated to occur based on aggregated data [2].

Materials and methods The marine and brackish water aquaculture production of fishes (i.e., excluding crustaceans, cephalopods and bivalves) of the Mediterranean and the Black Seas was extracted from the GFCM (General Fisheries Commission for the Mediterranean) dataset for the period 1950-2004 [3]. The mean weighted τ [4] for each year was calculated for the Mediterranean part of each of the countries with such production, based on specific estimates of τ taken from the literature, or from FishBase (www.fishbase.org).

Results and Discussion Overall, τ increased from an average value (\pm SD) of 2.68 (\pm 0.044) for 1950-1959 to 3.21 (\pm 0.031) for 2000-2004, thus confirming that the Mediterranean food webs are being farmed up and that farming up is the result of culturing high trophic level fishes. This confirms the trend established by an earlier analysis of the farming-up effect in the Mediterranean [2]. However, the absolute values of τ are not straightforwardly compared, as they pertained to a shorter time period (1970-2004), and were based on more aggregated data. The main fish culturing Mediterranean countries for 2004 were Greece (65000 t), Turkey (47000 t), Egypt (43000 t), Italy (14000 t), France (5000 t), Croatia (4000 t) and Israel (3000 t). From these countries, Turkey (mean $\tau \pm$ SD=3.46 \pm 0.001), France (mean $\tau \pm$ SD=3.50 \pm 0.015), Italy (mean $\tau \pm$ SD=3.36 \pm 0.116) and Israel (mean $\tau \pm$ SD=3.45 \pm 0.005) are progressively culturing higher trophic level fishes, whereas Greece (mean $\tau \pm$ SD=3.44 \pm 0.001), Egypt (mean $\tau \pm$ SD=2.40 \pm 0.204) and Croatia (mean $\tau \pm$ SD=3.48 \pm 0.007) are not (Figure 1, mean τ refers to 2000-2004). The rate of τ increase is higher in Italy (0.15 per decade) and Turkey (0.05 per decade) compared to France (0.015 per decade) and Israel (0.02 per decade) and is mainly attributed to the increasing percentage of cultured seabass (*Dicentrarchus labrax*) and seabream (*Sparus aurata*). The declining percentage of low trophic fishes in the Mediterranean aquaculture may enhance this trend in the future. It should be noted that the effect of bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) fattening [5] was not yet identifiable in the 2004 dataset. As noted earlier [2], the farming of seabass and seabream, and the fattening of bluefin consume far more fish (sardine, anchovies, etc.) for feed than these operations produce, which thus contribute to reducing the net supply of fish available for human consumption. Along with the many environmental problem caused by the farming of carnivorous fish, this argues for a need to return to more sustainable forms of mariculture, notably bivalve aquaculture, which has a long tradition in the Mediterranean.

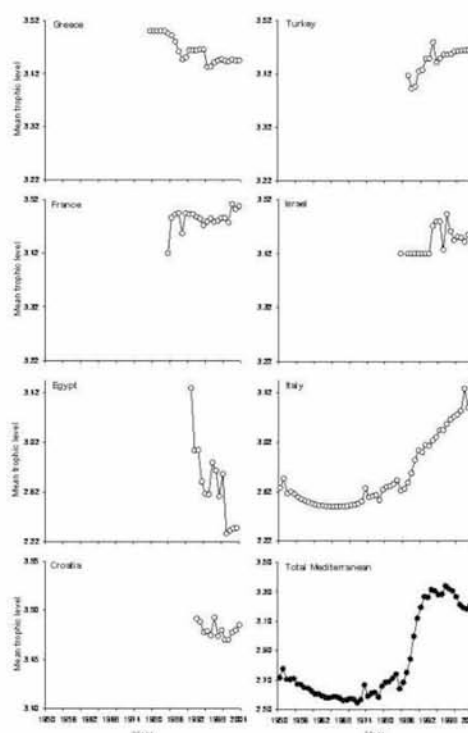


Fig. 1. Mean weighted trophic level variability of the Mediterranean cultured fishes for the main producing countries (1950-2004). The four bottom panels (Egypt, Italy, Croatia and Total Mediterranean) are not in the same scale.

References

- 1 - Pauly D., Christensen V., Dalsgaard J., Froese R. and Torres F. Jr, 1998. Fishing down marine food webs. *Science*, 279: 860-863
- 2 - Stergiou K.I., Tsikliras A.C. and Pauly D., 2009. Farming up the Mediterranean food webs. *Conserv. Biol.*, 23: 230-232
- 3 - FAO Fishery Information, Data and Statistics Unit. 2006. Aquaculture production 1950-2004. FISHSTAT Plus - Universal software for fishery statistical time series. Food and Agriculture Organization of the United Nations
- 4 - Gascuel D. and Pauly D., 2009. EcoTroph: Modelling marine ecosystem functioning and impact of fishing. *Ecol. Model.* 220: 2885-2898
- 5 - Ottolenghi, F., 2008. Capture-based aquaculture of bluefin tuna. In: Lovatelli, A., Holthus, P. F., (Eds.), Capture-based aquaculture. Global overview. *FAO Fisheries Technical Paper*. No. 508. FAO, Rome. pp. 169-182

Exploitation pattern of the Mediterranean and Black Sea marine fisheries

Athanassios C. TSIKLIRAS ^{1,2*}, Anny DINOULI ², Eleni TSALKOU ²

¹ *Laboratory of Ichthyology, Department of Zoology, School of Biology, Aristotle University of Thessaloniki, UP Box 134, 541 24, Thessaloniki, Greece*

² *Department of Ichthyology and Aquatic Environment, University of Thessaly, 384 46, Volos, Greece*

* *Corresponding author, E-mail: tsikliras@uth.gr, atsik@bio.auth.gr*

Abstract

The exploitation pattern of Mediterranean and Black Sea fisheries stocks was examined using the annual catches and the variability of their mean trophic level for the period 1970-2008. Overall catches increased rapidly to their maximum levels by the late 1980s and then declined and remained rather stable at around 75% of their highest levels. The mean trophic level of the catches followed a similar pattern to the overall catches with constant but steady decline since the late 1980s. The annual catches of 2575 stocks were also analysed for the period 1970-2008 and classified into exploitation categories according to the catch-based method of stock classification. In 2008, about 20.5% of the stocks were depleted, 37.7% were overexploited, 23.4% were fully exploited while undeveloped/developing fisheries were confined to 18.4%. All analyses indicate that the Mediterranean and Black Sea fisheries are gradually contracting to unsustainable levels.

Keywords: marine catches, trophodynamics, overfishing, Mediterranean Sea, Black Sea

Introduction

Contrary to the north Atlantic for which long-term time series of fisheries catch data are available, at least for some species of high commercial interest (e.g. herring *Clupea harengus*, cod *Gadus morhua*: OJAVEER *et al.*, 2007; plaice *Pleuronectes platessa*: CARDINALE *et al.*, 2011), and stock assessments that may extend back to 1800 (RICARD *et al.*, in press), such data for the Mediterranean and the Black Seas are scarce and sporadically collected (PILLING *et al.*, 2008; STERGIOU & TSIKLIRAS, 2011). Catch data for most Mediterranean and the Black Sea stocks are available since 1950 through the Food and Agricultural Organization (FAO) and the General Fisheries Commission for the Mediterranean (GFCM) records (in extreme cases, historical catches are available: MOUTOPOULOS & STERGIOU, 2011), while stock assessments and surveys usually concern a limited number of species and are routinely performed within the framework of international projects (e.g. less than four stock assessments from the Mediterranean and the Black Seas are included in the RAM Legacy Stock Assessment Database: RICARD *et al.*, in press). The scarcity of catch and stock assessment data is more pronounced at the eastern and southern parts of the Mediterranean (STERGIOU & TSIKLIRAS, 2006), and for that reason, several Mediterranean areas have been characterized as fisheries data poor areas (PILLING *et al.*, 2008).

Official fisheries catch statistics (such as those recorded by FAO and GFCM) and reconstructed catches available from other sources (e.g. Sea Around Us Project: CHASSOT *et al.*, 2010) are considered proxies of stock size and have been widely used to uncover patterns and trends in fisheries (CHRISTENSEN *et al.*, 2003; MYERS & WORM, 2003; PINNEGAR *et al.*, 2003; ZWOLINSKI & DEMER, 2012; TSIKLIRAS *et al.*, in press). Since catch statistics may be affected by fisher's behaviour, market forces and fisheries regulations (MAUNDER & PUNT, 2004), stock assessments have been proposed as a more reliable proxy of stock biomass, because they are often fishery independent and contain intensively collected biological data (HILBORN & WALTERS, 1992). However, stock assessments are only available for a small proportion of exploited stocks, which in the Mediterranean and the Black Sea is even smaller (LEONART, 2005). In addition, stock assessment data are expensive to collect and time consuming to analyze,

especially across trophic levels and habitats, when compared to the freely available official catch statistics. Thus, the immediate availability of catch records provides a first indication of change in stock biomass that can be later confirmed or rejected through a detailed stock assessment or survey.

The use of fisheries catch data and catch-based methods for evaluating the state of a fishery is important in the Mediterranean and the Black Sea for several reasons, including the scarcity of the stock assessment and survey data, but also environmental/climatic (e.g. emigration of tropical species through Suez Canal: GOLANI, 1998) and socio-economic ones, as the area is bordered by over 25 countries, belonging to three continents, resulting to a multi-cultural puzzle with varying levels of fisheries technologies and management regulations (PAPACONSTANTINO & FARRUGIO, 2000; LLEONART, 2005). The combination of the aforementioned conditions imposes the use of common methodology that can be achieved through official catch statistics. Therefore, in the present work, the catch-based method of stock classification (FROESE & KESNER-REYES, 2002) was used in order to classify the Mediterranean and Black Sea stocks into exploitation categories, based on the relationship between the catch of a given year to the historical maximum catch. This method has been extensively used to assess the status of fisheries, globally or on ecosystem basis (WORM *et al.*, 2006; PAULY, 2008; ZELLER *et al.*, 2008; FROESE & KESNER-REYES, 2009) and is a reliable indicator of overexploitation especially when complemented with fishing effort and ecological indices (TSIKLIRAS *et al.*, in press). Its disadvantage is that it does not account for species that are, even partly, not officially recorded (illegal, unreported, recreational catches) but are affected by fishing; thus, the output of the method is a conservative estimate of the true stock condition.

The aim of the present work was to assess the exploitation status of the Mediterranean and Black Seas fisheries stocks for the period 1970-2008, using a catch-based method and compare them with the corresponding global trends and/or similar work performed elsewhere. The analysis was complemented with the temporal variability of the total catches, the number of recorded stocks, the mean trophic level of the catches, and the fishing-in-balance index.

Materials and methods

The annual catches, expressed as live weight equivalent of landings, have been routinely recorded since 1970, for the Mediterranean and the Black Sea combined (FAO area 37), by the General Fisheries Commission for the Mediterranean (GFCM: FAO, 2011). The Mediterranean and the Black Sea area has been further subdivided into four fishing subareas (western, central, eastern Mediterranean Sea and Black Sea) and ten fishing subdivisions (TSIKLIRAS *et al.*, 2010). The GFCM data refer to the legal and reported large- and small-scale fisheries catches, excluding discarded catch, illegal, unreported, recreational and sport fishing. For the present analysis, catch statistics of the Mediterranean and the Black Sea were extracted using FISHSTAT-J (FAO, 2011) from the GFCM Capture Production database for 2575 records (or stocks, defined as species-area-country combinations) for the period 1970-2008.

The annual status of fisheries (1970-2008) was classified into one of the following five categories: undeveloped, developing, fully exploited, overexploited, and depleted according to the catch-based stock classification method (FROESE & KESNER-REYES, 2002). The classification was based on the relationship between the catches (C_Y) of a given year (Y_C) compared to the year ($Y_{C_{max}}$) of historical maximum catch (C_{MAX}). Thus, in an undeveloped fishery, $Y_C < Y_{C_{max}}$ and $C_Y < 0.1C_{MAX}$; in a developing fishery, $Y_C < Y_{C_{max}}$ and $0.1C_{MAX} < C_Y < 0.5C_{MAX}$; in a fully exploited fishery, $C_Y > 0.5C_{MAX}$; in an overexploited fishery, $Y_C > Y_{C_{max}}$ and $0.1C_{MAX} < C_Y < 0.5C_{MAX}$; and, in a collapsed fishery, $Y_C > Y_{C_{max}}$ and $C_Y < 0.1C_{MAX}$. The former two categories (undeveloped and developing) were combined in the analysis, which included only the stocks with sufficient consecutive records.

Complementary to the catch-based classification, two trophodynamic indicators were also explored: the mean trophic level of the catches and the Fishing-in-Balance index. The mean weighted trophic level of the catch (τ) for each year (k), was calculated using the trophic levels of each species (taken from FishBase and SeaLifeBase: FROESE & PAULY, 2011; PALOMARES & PAULY, 2011), as (PAULY *et al.*, 1998):

$$\bar{\tau}_k = \frac{\sum_{i=1}^m \tau_i Y_{ik}}{\sum_{i=1}^m Y_{ik}}$$

where Y_i refers to the catches of a species (or group of species) i , and τ is the trophic level.

The fishing-in-balance index (FiB) of the catch for each year was calculated as follows (PAULY *et al.*, 2000):

$$\text{FiB}_k = \log[Y_k * (1/TE)^{\bar{\tau}_k}] - \log[Y_0 * (1/TE)^{\bar{\tau}_0}]$$

where Y refers to the total catches in year k , τ is the mean trophic level of the catches, TE is the mean energy-transfer efficiency between trophic levels that is assumed to be 0.1, and 0 refers to the first year in a time-series that is used as a baseline (in present dataset, 1970, the beginning of records, was set as a baseline). The trophic levels of the species were taken from FishBase (FROESE & PAULY, 2011) and SeaLifeBase (PALOMARES & PAULY, 2011). FiB attains a value of 0 for the first year of the series and remains rather stable when trophic level and catches change in opposite directions. Increasing FiB values indicate geographic or bathymetric expansion of fisheries, while decreasing FiB values indicate contraction (PAULY *et al.*, 2000).

Since the fishing effort was available for a very short period of time and consistently recorded as number of boats, engine horsepower and tonnage only for some countries of the Mediterranean Sea (LEONART, 2005), it was not included in the analysis.

Results

Number of stocks

The number of recorded fisheries stocks in the Mediterranean and Black Sea increased linearly ($r^2=0.94$) from 1225 in 1970 to 1993 in 2007, but dropped to 1833 in 2008 (Fig. 1A). The rate of increase in stock records was around 20 records per year, i.e. the catches of 20 new stocks were being separately recorded each year for the entire study period.

Catches

Overall, the combined marine fisheries catches of fishes, crustaceans and cephalopods of the Mediterranean and the Black Sea ranged between 1.1×10^6 (in 1970) and 1.99×10^6 (in 1988) t. Since 1988, they declined by about 25% to 1.49×10^6 t in 2008. During the last decade the combined Mediterranean and Black Sea catches fluctuated around 1.5×10^6 t (Fig. 1B).

Trophodynamics

The mean weighted trophic level of the Mediterranean and Black Sea catches (τ) fluctuated between 3.28 (in 1975, 2003, 2004) and 3.37 (in 1985 and 1988), with a value of 3.30 in 2008 (Fig. 1C). Overall, τ decreased from an average value (\pm SD) of 3.33 (\pm 0.024) for 1970-1979 to an average value (\pm SD) of 3.30 (\pm 0.023) for 2000-2008, thus confirming that the Mediterranean and Black Sea food webs have been fished down. The tendency of τ is declining since 1988, with a declining rate of 0.02 per decade for 1988-2008.

The fishing-in-balance index increased rapidly from 1970 (FiB=0, baseline) to a maximum value of 0.318 in 1988 and then declined sharply to 0.089 in 1991 (Fig. 1C). Since then, FiB fluctuated around 0.15 with a mean value of 0.14 ± 0.028 for the last decade (Fig. 1D).

Stock classification

Based on the historically maximum catch, which varied among the Mediterranean and Black Sea stocks included in the analysis, in 2008, out of the 1649 available stocks, 338 (20.5%) were depleted, 622 (37.7%) were overexploited, 385 (23.4%) were fully exploited and 304 (18.4%) were developing (Fig. 1E). In the early 1970s, the majority of stocks had been largely underexploited and most fisheries (over 80%) were developing (Figure 1E). Only a few stocks were overexploited and even fewer were depleted. Over the last 20 years, however, an increasing percentage (averaging 35.1% for 2000-2008) of stocks suffers from overexploitation. The cumulative percentage of overfished and crashed stocks rapidly increased from 10% in

1976, to 20% in 1984, 30% in 1989, 40% in 1995, 50% in 1999 and 60% in 2004. In contrast, the percentage of developing stocks declined dramatically, from around 80% in 1970 to 18.4% in 2008. Interestingly enough, the percentage of fully exploited stocks has remained rather unchanged since 1970 (averaging $22.9 \pm 1.92\%$ for 1970-2008).

Generally, in 2008, most Mediterranean and Black Sea stocks belonging to large-bodied species were overexploited or depleted, irrespectively of their habitat preferences (i.e., pelagic, demersal or reef-associated). For example, the majority of large pelagic (e.g. garfish *Belone belone*), demersal (e.g. European hake *Merluccius merluccius*), and reef-associated (e.g. dusky grouper *Epinephelus marginatus*) stocks were overexploited/depleted. However, there were some medium- (e.g. blue whiting *Micromesistius poutassou*, common dentex *Dentex dentex*) and small-sized taxa (e.g. bogue *Boops boops*, the picarels *Spicara* spp.) that were also overexploited irrespectively of their habitat.

Discussion

The increasing number of recorded stocks with time (Fig. 1A) indicates either the exploitation of new species, or the separate recording of catches of species that had been previously recorded aggregated. In any case, the increasing number of records with time artificially increases the contribution of developing stocks in the analysis, thereby reducing the remaining categories. Thus, some developing stocks may well have been fully exploited or even overfished based on their previous catches that were reported aggregated.

The total Mediterranean and Black Sea catches were increasing from 1970, peaked in 1985-1988 and since then, they have declined by 25% and remained rather constant since late 1990s (Fig. 1B). This decline coincides with the slow, albeit steady, declining rates of the mean trophic level of the catches, which also occurred after the mid 1980s (Fig. 1C). Since the decline in trophic level occurs at low rates (also reported by PAULY *et al.*, 1998, but based on a longer time series, that of Global Capture Production for FAO Area 37: FAO, 2011), then the fishing-in-balance (FiB) index is determined by the fluctuation of catches (PAULY *et al.*, 2000). Hence, their

similar pattern of decline is a clear sign of fisheries contraction in the Mediterranean and the Black Sea (PAULY *et al.*, 2000; TSIKLIRAS *et al.*, in press). The Mediterranean and the Black Sea stock analysis in the present work was combined merely for comparability purposes, but, given the different environmental and fishing properties of these two seas (FAO, 1997; DASKALOV, 2002), a further investigation of their fisheries status may be necessary on a subarea or even subdivision basis.

Previous research on the exploitation status of Mediterranean and Black Sea fisheries stocks report that, in the Mediterranean, 78% of the stocks are fully exploited, whereas the 85% of the stocks are overexploited in the Black Sea (DASKALOV, 2002; SHERMAN & ADAMS, 2010). According to another report, 60% of the Mediterranean and Black Sea stocks were fully exploited during 1951-1960, but soon recovered (FROESE & KESNER-REYES, 2002). The remaining 40% had been overfished by that time but never fully recovered in the following 30 years (FROESE & KESNER-REYES, 2002). Similar research using the catch-based method but applied on a different dataset (that of Global Capture Production for FAO Area 37, which extends back to 1950, instead of GFCM Capture Production for the Mediterranean, which extends back to 1970: FAO, 2011) reports that over 80% of the Mediterranean stocks are fully exploited, but only a few are depleted (AQUARONE *et al.*, 2008). The situation is even worst for the Black Sea, where around 90% of the stocks have been reported as collapsed for 2004 (HEILEMAN *et al.*, 2008, using the FAO Global captured production). Finally, a recent work on the Greek fisheries showed that, in 2007, 65% of them were overfished and 32% were fully exploited. No depleted stocks were observed in the Greek waters and only 3% of them were developing. Overexploitation of Greek marine fisheries resources has been reported to occur across taxa, sizes and habitats, with several small-bodied species being overfished (TSIKLIRAS *et al.*, in press).

Life-history theory predicts that large-bodied, long-lived and slow growing species are more susceptible to overexploitation (ADAMS, 1980; FROESE & KESNER-REYES, 2002). Indeed, most demersal and reef-associated Mediterranean and Black Sea stocks, i.e. those characterized

by slow life-history strategies, were among the most heavily exploited across the study area, a trend that is supported by theoretical and empirical data (JENNINGS *et al.*, 1998; REYNOLDS *et al.*, 2005). Almost all stocks of European hake *Merluccius merluccius*, dusky grouper *Epinephelus marginatus* and common dentex *Dentex dentex* were either depleted or overexploited, a state that also emerged for some of them through their detailed stock assessments (LLEONART, 2005). The intensive and selective removal of species with slow life-history strategies by fishing may reduce biodiversity, both within and among species, and affect the ecosystem structure and functioning (PAULY *et al.*, 1998; BIRKELAND & DAYTON, 2005), i.e., may lead to ecosystem overfishing (MURAWSKI, 2000). The stocks of large pelagic fishes, such as those of the bluefin tuna *Thunnus thynnus* and swordfish *Xiphias gladius*, have also been reported as overexploited (LLEONART, 2005), but because they are subjected to Total Allowable Catch regulations, they cannot be classified based on their catches and were excluded from the analysis.

The variability in catches of small pelagic fishes may be related to their complex interrelationships (e.g. the anchovy/sardine complex: KATARA *et al.*, 2011), which, in turn, may be the result of environmental or climatic forces on their distribution and abundance (e.g. round sardinella *Sardinella aurita*: TSIKLIRAS, 2008). Thus, when fishing effort data are not available and detailed knowledge of the stock dynamics is lacking, it is difficult to disentangle the climatic and fishing effects and the interpretation of such cases should be cautious (ZWOLINKSI & DEMER, 2012). Besides small pelagic fishes, the overexploitation status of demersal medium- and small-sized species shows that fishing gradually penetrates to lower trophic levels either directly, by targeting smaller ones (STERGIOU & TSIKLIRAS, 2011; TSIKLIRAS *et al.*, in press), or indirectly by by-catching them. However, by-catch biomass removal cannot be easily quantified from catch statistics, or from stock assessments.

In order to reverse overexploitation trends in the Mediterranean and the Black Seas, near future fisheries management scenarios should focus on the preservation of ecosystem health by strictly enforcing current regulations, limiting fishing effort, banning excessive subsidies, and excluding a large part of current fishing grounds from any fishing activity

(PAULY *et al.*, 2002). The approach of ecosystem based fisheries management (LINK, 2002) is particularly important for the Mediterranean Sea because its ichthyofaunal diversity is continuously changing, as exotic species of tropical origin keep entering through the Suez Canal at increasing rates (GALIL, 2007).

References

- ADAMS, P.B. 1980. Life history patterns in marine fishes and their consequences for fisheries management. *Fish. Bull.*, 78: 1-12.
- AQUARONE, M.C., S. ADAMS & P. MIFSUD. 2008. Mediterranean Sea LME. In: K. Sherman, Hempel G. (Editors), *The UNEP Large Marine Ecosystem Report: A perspective on changing conditions in LMEs of the world's Regional Seas*. UNEP Regional Seas, Report and Studies No. 182. United Nations Environment Programme. Kenya, pp. 189-200.
- BIRKELAND, C. & P.K. DAYTON. 2005. The importance in fishery management of leaving the big ones. *Trends Ecol. Evol.*, 20: 356-358.
- CARDINALE, M., V. BARTOLINO, M. LLOPE, L. MAIORANO, M. SKOLD & J. HAGBERG. 2011. Historical spatial baselines in conservation and management of marine resources. *Fish Fish.*, 12: 289-298.
- CHASSOT, E., S. BONHOMMEAU, N.K. DULVY, F. MÉLIN, R. WATSON, D. GASCUEL & O. LE PAPE. 2010. Global marine primary production constrains fisheries catches. *Ecol. Lett.*, 13: 495-505.
- CHRISTENSEN, V., S. GUENETTE, J.J. HEYMANS, C.J. WALTERS, R. WATSON, D. ZELLER & D. PAULY. 2003. Hundred-year decline of North Atlantic predatory fishes. *Fish Fish.*, 4: 1-24.
- DASKALOV, G.M. 2002. Overfishing drives a trophic cascade in the Black Sea. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 225: 53-63.
- FAO, 1997. *Review of the state of world fishery resources: Marine fisheries*. FAO, Rome.
- FAO, 2011. *Fishery Information, Data and Statistics Unit GFCM capture production 1970-2008*. FISHSTAT J - Universal software for fishery statistical time series.

- FROESE, R. & K. KESNER-REYES. 2002. Impact of fishing on the abundance of marine species. ICES Council Meeting Report CM 12/L: 1-15.
- FROESE, R. & K. KESNER-REYES. 2009. Out of new stocks in 2020: a comment on “Not all fisheries will be collapsed in 2048”. *Mar. Pol.*, 33: 180-181.
- FROESE, R. & D. PAULY. 2011. FishBase. In: R. Froese & D. Pauly (Editors). World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, 9 December, 2011.
- GALIL, B.S. 2007. Loss or gain? Invasive aliens and biodiversity in the Mediterranean Sea. *Mar. Poll. Bull.*, 55: 314-322.
- GOLANI, D. 1998. Distribution of Lessepsian migrant fish in the Mediterranean. *Italian J. Zool.*, 65 (S1): 95-99.
- HEILEMAN, S., W. PARR & G. VOLOVIK. 2008. Black Sea LME. In: K. Sherman, Hempel G. (Editors), The UNEP Large Marine Ecosystem Report: A perspective on changing conditions in LMEs of the world's Regional Seas. UNEP Regional Seas, Report and Studies No. 182. United Nations Environment Programme. Kenya, pp 203-218.
- HILBORN, R. & C.J. WALTERS. 1992. Quantitative Fisheries Stock Assessment. Chapman & Hall, London. 570 p.
- JENNINGS, S., J.D. REYNOLDS & S.C. MILLS. 1998. Life history correlates of responses to fisheries exploitation. *Proc. R. Soc. B*, 265: 333–339.
- KATARA, I., G.J. PIERCE, J. ILLIAN & B.E. SCOTT. 2011. Environmental drivers of the anchovy/sardine complex in the Eastern Mediterranean. *Hydrobiologia*, 670: 49-65
- LINK, J.S. 2002. What does ecosystem-based fisheries management mean? *Fisheries*, 27: 18-21
- LLEONART, J. 2005. Mediterranean and Black Sea, FAO statistical area 37. In: Review of the state of world marine fishery resources. *FAO Fish. Tech. Pap.*, 457: 49-64
- MAUNDER, M.N. & A.E. PUNT. 2004. Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches. *Fish. Res.*, 70: 141–159
- MOUTOPOULOS, D.K. & K.I. STERGIU (2011) The evolution of Greek fisheries during the 1928-1939 period. *Acta Adriat.*, 52: 183-200

- MURAWSKI, S.A. 2000. Definitions of overfishing from an ecosystem perspective. *ICES J. Mar. Sci.*, 57: 649–658.
- MYERS, R.A.M & B. WORM (2003) Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature*, 423: 280-283
- OJAVEER, H., K. AWEBRO, H.M. KARLSDOTTIR & B.R. MACKENZIE. 2007. Swedish Baltic Sea fisheries during 1868–1913: Spatio-temporal dynamics of catch and fishing effort. *Fish. Res.*, 87: 137–145
- PALOMARES, M.L.D. & D. PAULY. 2011. SeaLifeBase. In: M.L.D. Palomares & D. Pauly (Editors). World Wide Web electronic publication. www.sealifebase.org, 9 December, 2011.
- PAPACONSTANTINO, C. & H. FARRUGIO. 2000. Fisheries in the Mediterranean. *Medit. Mar. Sci.*, 1: 5-18.
- PAULY, D. 2008. Global fisheries: a brief review. *J. Biol. Res.*, 9: 3-9.
- PAULY, D., V. CHRISTENSEN & C. WALTERS. 2000. Ecopath, Ecosim and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. *ICES J. Mar. Sci.*, 57: 697–706.
- PAULY, D., V. CHRISTENSEN, J. DALSGAARD, R. FROESE & F. JR TORRES. 1998. Fishing down marine food webs. *Science*, 279: 860–863.
- PAULY, D., V. CHRISTENSEN, S. GUÉNETTE, T.J. PITCHER, U.R. SUMAILA, C.J. WALTERS, R. WATSON & D. ZELLER. 2002. Towards sustainability in world fisheries. *Nature*, 418: 689-695
- PILLING, G.M., P. APOSTOLAKI, P. FAILLER, C. FLOROS, P.A. LARGE, B. MORALES-NIN, P. REGLERO, K.I. STERGIU & A.C. TSIKLIRAS. 2008. Assessment and management of data-poor fisheries. In: A. Payne, J. Cotter & T. Potter (eds) *Advances in Fisheries science: 50 years on from Beverton and Holt*. Blackwell Publishing, CEFAS, pp. 280-305.
- PINNEGAR, J.K., N.V.C. POLUNIN & F. BADALAMENTI. 2003. Long-term changes in the trophic level of western Mediterranean fishery and aquaculture landings. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 60: 222–235
- REYNOLDS, J.D., N.K. DULVY, N.B. GOODWIN & J.A. HUTCHINGS. 2005. Biology of extinction risk in marine fishes. *Proc. R. Soc. B*, 272: 2337–2344.

- RICARD, D., C. MINTO, O.P. JENSEN & J.K. BAUM. 2012. Examining the knowledge base and status of commercially exploited marine species with the RAM Legacy Stock Assessment Database. *Fish Fish.*, in press
- SHERMAN, K. & S. ADAMS. 2010. Sustainable Development of the World's Large Marine Ecosystems during Climate Change: A commemorative volume to advance sustainable development on the occasion of the presentation of the 2010 Goteborg Award. IUCN, Gland, Switzerland, pp. 232.
- STERGIOU, K.I. & A.C. TSIKLIRAS. 2006. Underrepresentation of regional ecological research output by bibliometric indices. *Ethics Sci. Environ. Polit.*, 2006: 15–17
- STERGIOU, K.I. & A.C. TSIKLIRAS. 2011. Fishing-down, fishing-through and fishing-up: fundamental process versus technical details. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 441: 295-301
- SUMAILA, U.R., A. KHAN, R. WATSON, G. MUNRO, D. ZELLER, N. BARON & D. PAULY. 2007. The World Trade Organization and global fisheries sustainability. *Fish. Res.*, 88: 1–4
- TSIKLIRAS, A.C. 2008. Climate-related geographic shift and sudden population increase of a small pelagic fish (*Sardinella aurita*) in the eastern Mediterranean Sea. *Mar. Biol. Res.*, 4: 477-481.
- TSIKLIRAS, A.C., A. DINOULI & K.I. STERGIOU. 2010. Exploitation pattern of the Mediterranean fisheries. *Comm. Int. Explor. Sci. Médit.*, 39: 683.
- TSIKLIRAS, A.C., V.Z. TSIROS & K.I. STERGIOU. 2012. Assessing the state of Greek marine fisheries resources. *Fish. Manag. Ecol.*, in press
- WORM, B., E.B. BARBIER, N. BEAUMONT, J.E. DUFFY, C. FOLKE, B.S. HALPERN, J.B.C. JACKSON, H.K. LOTZE, F. MICHELI, S.R. PALUMBI, E. SALA, K.A. SELKOE, J.J. STACHOWICZ & R. WATSON. 2006. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science*, 314: 787-790.
- ZELLER D., W. CHEUNG, D. CLOSE & D. PAULY. 2008. Trends in global marine fisheries-a critical view. In: P. Wrammer, H. Ackefors, M. Cullberg (Editors), *Fisheries, Trade and Development*. Stockholm: Royal Swedish Academy of Agriculture and Forestry. pp. 55-77.

ZWOLINSKI, J.P. & D.A. DEMER. 2012. A cold oceanographic regime with high exploitation rates in the Northeast Pacific forecasts a collapse of the sardine stock. *Proc. Nat. Acad. Sci.*, 109: 4175–4180.

Figure legends

Fig. 1. The number of stocks recorded by GFCM Capture Production per year (A), the combined marine catches of fishes, crustacean and cephalopods (B), the mean trophic level (τ) of the catches (C), the Fishing-in-Balance (FiB) index (D) and the trend in the status of fisheries resources according to the catch-based method (FROESE & KESNER-REYES, 2002) and the official FAO-GFCM statistics (E), in the Mediterranean Sea for the period 1970-2008.

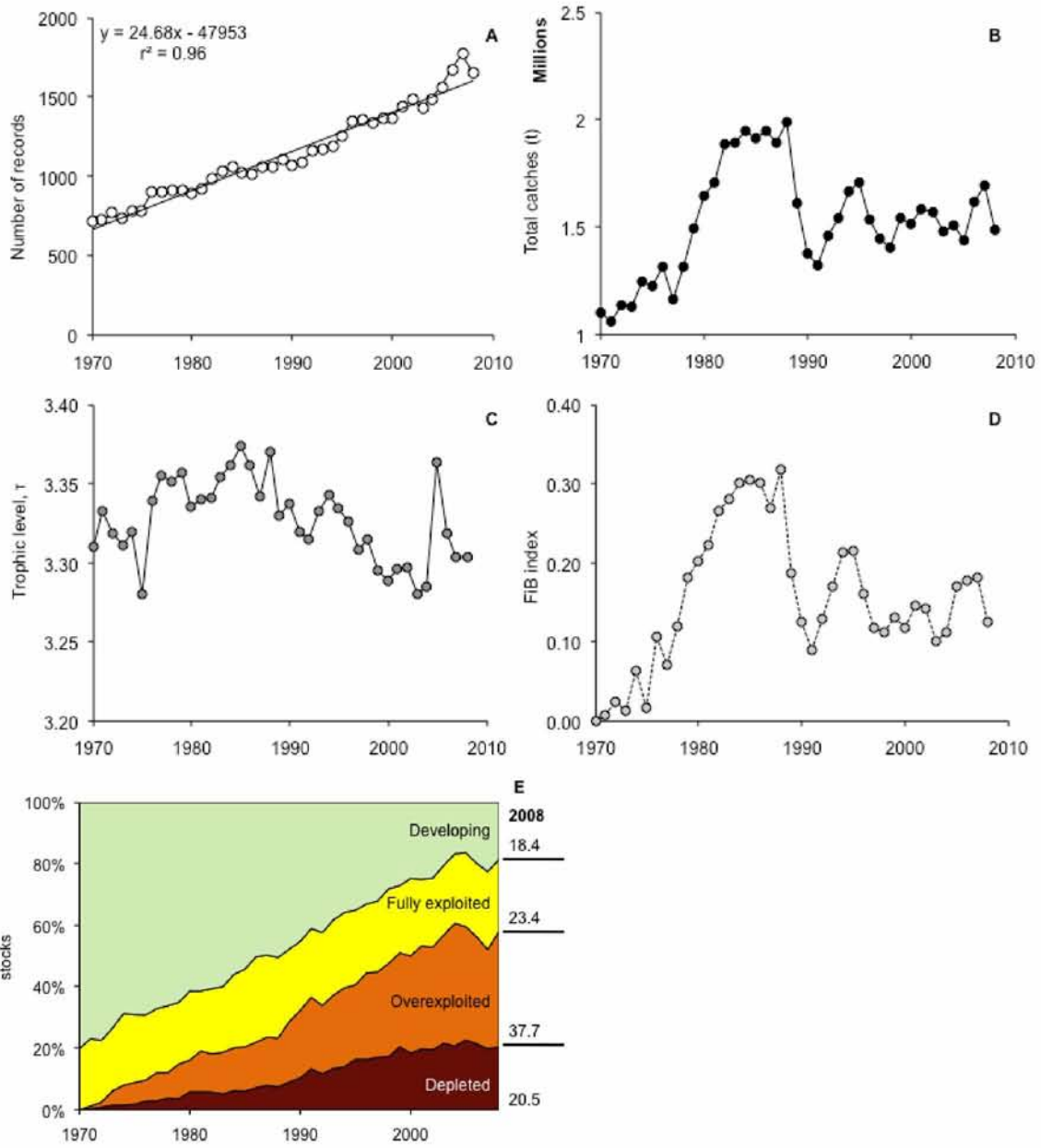


Figure 1. Tsikliras et al.