

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

ΠΡΟΠΤΥΧΙΑΚΗ ΔΙΠΛΩΜΑΤΙΚΗ ΕΡΓΑΣΙΑ

«Εκτίμηση της αλιευτικής κατάστασης των ελληνικών αποθεμάτων»

Βασίλειος-Ζήκος Τσίρος

ΒΟΛΟΣ 2012

«Εκτίμηση της αλιευτικής κατάστασης των ελληνικών αποθεμάτων»

Τριμελής Εξεταστική Επιτροπή:

1) Αθανάσιος Τσίκληρας, Λέκτορας, Θαλάσσια Βιολογία - Αλιευτικά Αποθέματα, Τμήμα Γεωπονίας Ιχθυολογίας και Υδάτινου Περιβάλλοντος, Σχολή Γεωπονικών Επιστημών, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, ***Επιβλέπων.***

2) Χρήστος Νεοφύτου, Καθηγητής, Ιχθυολογία - Υδροβιολογία, 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.***

Στην οικογένεια μου

ΕΥΧΑΡΙΣΤΙΕΣ

Θα ήθελα να εκφράσω τις ειλικρινείς μου ευχαριστίες σε όλους όσους συνέβαλλαν στο να φέρω σε πέρας την παρούσα Προπτυχιακή Διπλωματική Εργασία. Ιδιαίτερα θα ήθελα να ευχαριστήσω τον Επιβλέποντα της εργασίας αυτής, κ. Αθανάσιο Τσίκληρα για την πολύτιμη βοήθειά του και τη διαρκή υποστήριξή του, τόσο κατά τη διεξαγωγή όσο και κατά τη συγγραφή της παρούσας εργασίας, καθώς και τα μέλη της εξεταστικής επιτροπής μου, αποτελούμενη από τους Χρήστο Νεοφύτου και Ιωάννη Καραπαναγιωτίδη, για τις χρήσιμες συμβουλές τους και την καθοδήγησή τους καθ' όλα τα στάδια διεκπεραίωσης της εργασίας.

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

ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Έχει καλά διατυπωθεί η παγκόσμια αλιευτική κρίση. Στην άποψη αυτή συνηγορεί το γεγονός της μείωσης των παγκόσμιων εκφορτώσεων σε συνδυασμό με την αύξηση της αλιευτικής προσπάθειας, την τελευταία δεκαετία. Οι πιο δυσοίωνες προβλέψεις κάνουν λόγο για κατάρρευση όλων των αποθεμάτων μέχρι το 2048 αν συνεχιστεί η υπεραλίευση τους, αν και η πρόβλεψη αυτή έχει μερικώς αναθεωρηθεί. Η υπεραλίευση ή υπερεκμετάλλευση ενός ανανεώσιμου πόρου, δηλαδή η υπέρμετρη εκμετάλλευση του έτσι ώστε να κινδυνεύει να εξαντληθεί, έκανε την εμφάνιση της το 16ο αιώνα σε παγκόσμιο επίπεδο. Στην Ελλάδα τα πρώτα υπεραλιευμένα αποθέματα εμφανίστηκαν στις αρχές της δεκαετίας του '50. Η χρησιμοποίηση των διαθέσιμων χρονοσειρών εκφορτώσεων έτσι όπως καταγράφονται από την Εθνική Στατιστική Υπηρεσία Ελλάδος (ΕΣΥΕ) ελλείπει άλλων ολοκληρωμένων στοιχείων αποτελούν τις πιο αξιόπιστες πληροφορίες για την εκτίμηση της επίδρασης της αλιείας στα ελληνικά αλιευτικά αποθέματα. Στην παρούσα εργασία, τα αποθέματα των ελληνικών θαλασσών κατατάχθηκαν σε πέντε κατηγορίες εκμετάλλευσης με βάση την παραγωγή κάθε έτους σε σχέση με τη διαχρονικά μέγιστη τιμή τους. Ταυτόχρονα, προσδιορίστηκαν τα αποθέματα τα οποία είναι αντιπροσωπευτικά για κάθε κατηγορία αλιευτικής κατάστασης. Τα δύο αυτά σκέλη εφαρμόστηκαν τόσο για τα αποθέματα στο σύνολο τους όσο και για κάθε υποπεριοχή ξεχωριστά. Το 2007 λοιπόν, περίπου το 65% των αποθεμάτων που αναλύθηκαν χαρακτηρίστηκαν ως υπεραλιευμένα, το 32% ως πλήρως εκμεταλλευμένα, το 3% ως αναπτυσσόμενα, ενώ δε βρέθηκαν εξαντλημένα ή ανεκμετάλλευτα αποθέματα. Ο βαθμός εκμετάλλευσης των αλιευτικών αποθεμάτων ποικίλει μεταξύ των αλιευτικών υποπεριοχών, με τις υποπεριοχές 6 (Κυπαρισσιακός και Μεσσηνιακός Κόλπος), 8 (Αργολικός και Σαρωνικός Κόλπος) και 16 (Δωδεκάνησα) να

είναι οι πιο επιβαρυνμένες στις ελληνικές θάλασσες. Στον αντίποδα, η λιγότερο επιβαρυνμένη υποπεριοχή φαίνεται να είναι η υποπεριοχή 14 (Θρακικό Πέλαγος και οι Κόλποι Καβάλας και Στρυμονικός). Η διαχείριση των αποθεμάτων στην Ελλάδα περιλαμβάνει κυρίως τεχνικούς περιορισμούς οι οποίοι στερούνται επιστημονικού υπόβαθρου. Τα διαχειριστικά αυτά μέτρα έχουν αποτύχει να προστατεύσουν τα ελληνικά αλιευτικά αποθέματα από την αλιεία, με αποτέλεσμα η πλειονότητα των βενθικών, βενθοπελαγικών/παράκτιων και πελαγικών αποθεμάτων να υπεραλιεύονται στις ελληνικές θάλασσες. Ωστόσο, ο βαθμός εκμετάλλευσης των ελληνικών αλιευτικών αποθεμάτων αν και κρίνεται ενθαρρυντικός σε σχέση με το βαθμό εκμετάλλευσης των παγκόσμιων και μεσογειακών αποθεμάτων, προτείνεται η τροποποίηση των υπάρχοντων διαχειριστικών μέτρων και η διαχείριση των ελληνικών αλιευτικών αποθεμάτων σε επίπεδο οικοσυστήματος. Ειδικότερα, προτείνεται η εγκαθίδρυση θαλάσσιων προστατευμένων περιοχών, ένα διαχειριστικό μέτρο προκειμένου να μπορέσουν τα αποθέματα να ανανεωθούν, να ανακάμψουν και παράλληλα να προστατεύονται τα ενδιαίτημα τους από την αλιεία. Τέλος, προτείνεται η μείωση της αλιευτικής προσπάθειας στις ελληνικές θάλασσες, η οποία υπολογίζεται σε παγκόσμιο επίπεδο ότι είναι υπερδιπλάσια από αυτήν που απαιτείται για την ανανέωση των αποθεμάτων.

Λέξεις κλειδιά: εκφορτώσεις, υπεραλίευση, ανατολική Μεσόγειος

ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΑ

1. ΕΙΣΑΓΩΓΗ.....	1
1.1 Αλιευτική διαχείριση.....	1
1.2 Ορισμοί υπεραλίευσης.....	3
1.3 Ελληνική αλιεία.....	5
1.4 Ανασκόπηση βιβλιογραφίας για την υπεραλίευση.....	7
1.5 Σκοπός της διατριβής.....	7
2. ΥΛΙΚΑ ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΟΙ.....	10
2.1 Περιγραφή της περιοχής έρευνας με χάρτη και υποπεριοχές.....	10
2.2 Περιγραφή δεδομένων της Εθνικής Στατιστικής Υπηρεσίας Ελλάδος (ΕΣΥΕ).....	10
2.3 Μέθοδος εκτίμησης της αλιευτικής κατάστασης.....	14
3. ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ-ΣΥΖΗΤΗΣΗ.....	16
3.1 Ελληνικές θάλασσες.....	16
3.2 Αλιευτική υποπεριοχή 3 (Ηπειρωτικές ακτές και Κέρκυρα).....	24
3.3 Αλιευτική υποπεριοχή 4 (Αμβρακικός Κόλπος και ακτές της Λευκάδας).....	33
3.4 Αλιευτική υποπεριοχή 5 (ακτές Κεφαλονιάς και Ζακύνθου, Πατραϊκός Κόλπος).....	37
3.5 Αλιευτική υποπεριοχή 6 (Κυπαρισσιακός και Μεσσηνιακός Κόλπος).....	44
3.6 Αλιευτική υποπεριοχή 7 (Λακωνικός Κόλπος).....	49
3.7 Αλιευτική υποπεριοχή 8 (Αργολικός και Σαρωνικός Κόλπος).....	55
3.8 Αλιευτική υποπεριοχή 9 (Κορινθιακός Κόλπος).....	60
3.9 Αλιευτική υποπεριοχή 10 (νότιος και βόρειος Ευβοϊκός, Μαλιακός Κόλπος).....	66

3.10 Αλιευτική υποπεριοχή 11 (Παγασητικός Κόλπος).....	72
3.11 Αλιευτική υποπεριοχή 12 (ανατολικές ακτές Εύβοιας και νησιά των Σποράδων).....	77
3.12 Αλιευτική υποπεριοχή 13 (Θερμαϊκός Κόλπος και Κόλποι της Χαλκιδικής).....	81
3.13 Αλιευτική υποπεριοχή 14 (Στρυμωνικός & Κόλπος Καβάλας, Θάσος, Θρακικό πέλαγος).....	84
3.14 Αλιευτική υποπεριοχή 15 (Νησιά Λέσβου, Χίου, Σάμου και Ικαρίας).....	87
3.15 Αλιευτική υποπεριοχή 16 (Δωδεκάνησα).....	91
3.16 Αλιευτική υποπεριοχή 17 (Κυκλάδες).....	94
3.17 Αλιευτική υποπεριοχή 18 (Κρήτη).....	97
4. ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ	107
5. ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ	109
5.1 Ελληνόγλωσση βιβλιογραφία.....	109
5.2 Ξενόγλωσση βιβλιογραφία.....	110
6. ABSTRACT	126

1. ΕΙΣΑΓΩΓΗ

1.1 Αλιευτική διαχείριση

Έχει καλά διατυπωθεί η παγκόσμια αλιευτική κρίση (Pauly 2008). Στην άποψη αυτή συνηγορεί το γεγονός της μείωσης των παγκόσμιων συλλήψεων αλιείας (δηλαδή άθροισμα εκφορτώσεων και απορριπτόμενων) την τελευταία δεκαετία (Zeller & Pauly 2005) με τις πιο δυσοίωνες προβλέψεις να κάνουν λόγο για κατάρρευση των παγκόσμιων αποθεμάτων μέχρι το 2048 (Worm et al. 2006), αν και η πρόβλεψη αυτή συζητείται (Longhurst 2007) ή έχει μερικώς αναθεωρηθεί (Worm et al. 2009). Όμως, και η υπεραισιοδοξία στις εκτιμήσεις μπορεί να ενθαρρύνει ανεπιθύμητες καταστάσεις για τα αποθέματα (Essington 2001). Τίθεται λοιπόν το ερώτημα: υπάρχει οποιαδήποτε ελπίδα για τη διαχείριση της αλιείας;

Η ιδανική απάντηση θα ήταν η πλήρης γνώση για το πόσα αποθέματα υπάρχουν στη θάλασσα μέχρις ότου όλη η αβεβαιότητα αφαιρεθεί, αλλά με αυτόν τον τρόπο θα έχουν συλλεχθεί όλα τα αποθέματα (Schrank 2007). Άρα εντοπίστηκε το πρώτο πρόβλημα (αβεβαιότητα) για τη διαχείριση της αλιείας, ενώ ακολουθεί η μεταβλητότητα των αποθεμάτων (Polacheck 2002). Κρίνεται λοιπόν σκόπιμο να καθοριστούν μέτρα απόδοσης για τον προσδιορισμό της αποτυχίας ή επιτυχίας της διαχείρισης των αλιευτικών αποθεμάτων.

Σε αυτό το πλαίσιο κινείται η δημιουργία μιας προληπτικής προσέγγισης, δηλαδή ενός συνόλου συγκεκριμένων στόχων και ποσοτικών σημείων αναφοράς (Rice & Cooper 2003). Τέλος, προτείνεται η αρκετά καλή παραγωγή η οποία επιτυγχάνεται σε μια ευρεία σειρά μεγεθών των αποθεμάτων (20-50% της αφθονίας των μη αλιευμένων αποθεμάτων), αφού αυτό το εύρος δεν είναι ευαίσθητο στις βασικές

παραμέτρους της στρατηγικής ζωής των αποθεμάτων όπως η φυσική θνησιμότητα, η σωματική αύξηση, ή η ηλικία της πρώτης γεννητικής ωρίμασης (Hilborn 2010).

Επειδή κάποιος από τους ανωτέρω δείκτες είναι περιορισμένος ως προς τη χωρική και χρονική κατανομή τους (Caddy 2009), η διαχείριση της αλιείας στη Μεσόγειο σχεδιάζεται με βάση την κατανομή της αλιευτικής προσπάθειας, τα τεχνικά χαρακτηριστικά του εργαλείου και τα ελάχιστα επιτρεπόμενα μεγέθη αλίευσης των αποθεμάτων (Tzanatos et al. 2008). Μια προσέγγιση με βάση την ενασχόληση (*métier*) (συνδυασμός αλιευτικού εργαλείου, αποθεμάτων στόχων, περιοχής και εποχής) είναι χρήσιμη για την κατανόηση των χωρικών και χρονικών σχεδίων κατανομής της αλιευτικής προσπάθειας έτσι ώστε να επιλεγθούν οι κατάλληλες στρατηγικές διαχείρισης των αποθεμάτων (Tzanatos et al. 2006). Για παράδειγμα, προτείνεται μείωση της αλιευτικής προσπάθειας (του στόλου και των ημερών αλιείας στη θάλασσα) κατά 20-30% σε παγκόσμιο επίπεδο (Pauly et al. 2003) αφού υπολογίζεται ότι είναι υπερδιπλάσια από αυτήν που απαιτείται για την ανανέωση των αποθεμάτων (Pauly et al. 2002). Επιπλέον, η εφαρμογή διαφορετικών εποχικών αποκλεισμών της αλιείας μπορεί να έχει διαφορετικές επιδράσεις στην παραγωγή των αποθεμάτων (Mendoza et al. 2010). Όπως για παράδειγμα, η εποχική απαγόρευση με συρόμενα εργαλεία στον Πατραϊκό Κόλπο δημιουργεί επιπλέον αλιευτική πίεση στα αποθέματα του Κερκυραϊκού Κόλπου επειδή τα αλιευτικά σκάφη εκμεταλλεύονται την περίοδο απαγόρευσης για να ψαρέψουν στον Κερκυραϊκό Κόλπο (Καπανταγάκης και συν. 2010).

Αν και η υπεραλίευση των αποθεμάτων κάνει την εμφάνιση της το 16^ο αιώνα (Jackson et al. 2001) με το αθροιστικό ποσοστό των υπεραλιευμένων και των εξαντλημένων αποθεμάτων να αγγίζει το 27% το έτος 2007 (FAO 2008), εντούτοις,

υπάρχει ελπίδα για την ανάκαμψη αυτών των αποθεμάτων. Αρχικά με τη δημιουργία μιας ισχυρής επιστημονικής βάσης, η οποία μετατρέπεται σε πολιτική (Mora et al. 2009), με την αποβολή των αποζημιώσεων και των επιδοτήσεων/επιχορηγήσεων της αλιείας (Jacquet & Pauly 2008), δηλαδή των επιδοτήσεων καυσίμων και ανακατασκευής του στόλου (Sumaila et al. 2007) και με την εγκαθίδρυση θαλάσσιων προστατευμένων περιοχών (Hilborn et al. 2004), δηλαδή μια οικοσυστημική προσέγγιση για τη διαχείριση των αποθεμάτων (Stergiou 2002, Pikitch et al. 2004).

1.2 Ορισμοί υπεραλίευσης

Υπερεκμετάλλευση, ή υπεραλίευση μπορεί να οριστεί ως η υπερβολική εκμετάλλευση ενός ανανεώσιμου πόρου έτσι ώστε, να τίθεται κίνδυνος κατάρρευσης, ή η παραγωγή του να είναι μικρότερη από εκείνη που θα προέκυπτε σε συνθήκες μικρότερης εκμετάλλευσης (Leonart 1999).

Ο ανωτέρω ορισμός της υπεραλίευσης διακρίνεται σε: αυξητική υπεραλίευση και νεοσυλλεκτική υπεραλίευση (Pierce & Guerra 1994).

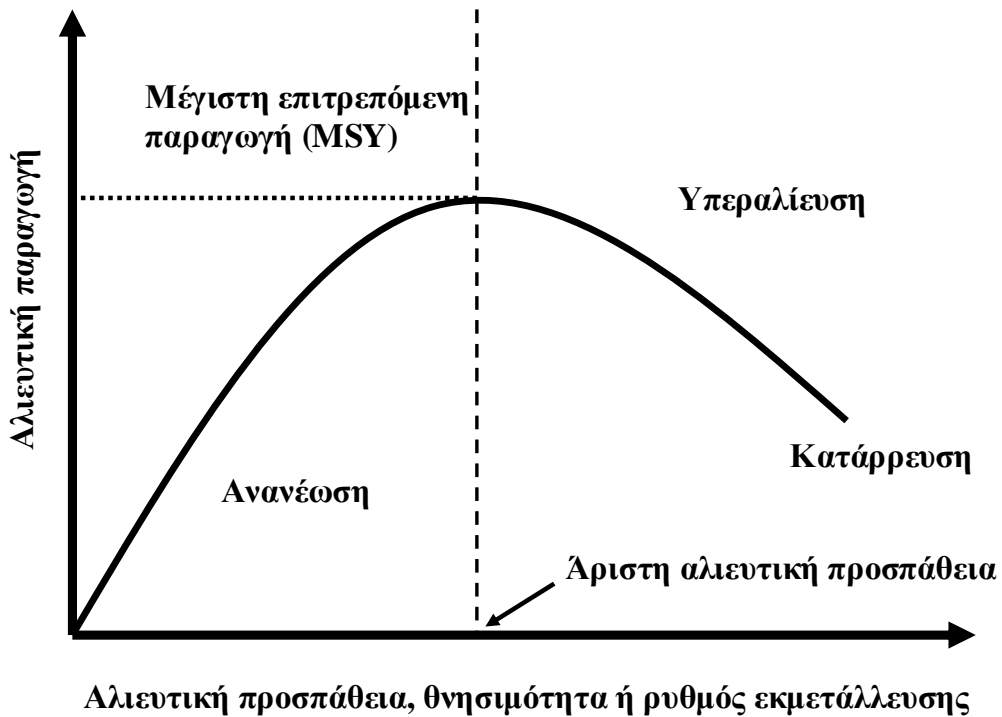
Στην αυξητική υπεραλίευση τα αποθέματα συλλαμβάνονται σε πολύ νεαρή ηλικία έτσι ώστε να επιτυγχάνουν μόνο ένα μικρό ποσοστό της δυναμικής αύξησης τους (Beamish et al. 2006). Στη νεοσυλλεκτική υπεραλίευση η αλιεία μειώνει δραστικά την αναπαραγόμενη βιομάζα του αποθέματος με αποτέλεσμα να μειώνεται η νεοσυλλογή του σε τέτοιο βαθμό ώστε να μη μπορεί να ανανεωθεί το απόθεμα (Sissenwine & Shepherd 1987, Leonart 1999, Halliday & Pinhorn 2009).

Ένας άλλος ορισμός της υπεραλίευσης διατυπώνεται ως εξής: ένα απόθεμα χαρακτηρίζεται ως υπεραλιευμένο όταν αποτελεί το 1/50 της συνολικής βιομάζας του. Ως 'υπεραλίευση των μακρόβιων αποθεμάτων' ορίζεται η δραματική μείωση των

μεγαλύτερων ηλικιακά αποθεμάτων έτσι ώστε να επηρεάζεται η προκύπτουσα νεοσυλλογή (Beamish et al. 2006).

Ένας μετρήσιμος ορισμός της υπεραλίευσης διατυπώνεται ως εξής: η αλιευτική παραγωγή ενός αποθέματος είναι μια παραβολή που αρχίζει από το μηδέν και ανέρχεται σε μια αιχμή, τη μέγιστη επιτρεπόμενη παραγωγή (Maximum Sustainable Yield, MSY) (Caddy & Mahon 1995, Pontecorvo 2008). Η μέγιστη επιτρεπόμενη παραγωγή (MSY) αναφέρεται στη βιομάζα του αποθέματος η οποία μπορεί να αφαιρεθεί από το οικοσύστημα χωρίς να ελλοχεύει ο κίνδυνος υπεραλίευσης του (FAO 2004). Εάν η αλιευτική προσπάθεια, η αλιευτική θνησιμότητα (η θνησιμότητα η οποία προκαλείται από την αλιευτική δραστηριότητα) ή ο ρυθμός εκμετάλλευσης συνεχίζεται πέρα από αυτήν, η αλιευτική παραγωγή του μειώνεται δραματικά και το απόθεμα υπεραλιεύεται (Εικ. 1.1) (Pontecorvo 2008). Ο ρυθμός εκμετάλλευσης του αποθέματος (E) μπορεί να υπολογιστεί από το λόγο της αλιευτικής θνησιμότητας (F) προς την ολική θνησιμότητα (Z) (το άθροισμα της φυσικής, δηλαδή της θνησιμότητας η οποία προκαλείται από φυσικά αίτια (M) και της αλιευτικής θνησιμότητας (F)). Όταν ο ρυθμός εκμετάλλευσης ($E=F/Z$ ή $E=F/(M+F)$) είναι μεγαλύτερος από 0,5, δηλαδή η αλιευτική θνησιμότητα είναι μεγαλύτερη από την ολική, τότε το απόθεμα υπεραλιεύεται (Pauly 1987, Patterson 1992, Froese et al. 2008).

Επειδή οι παραπάνω ορισμοί είναι είτε γενικοί είτε δύσκολο να προσδιοριστούν (Brodziak et al. 2008) διατυπώθηκε ένας αριθμητικά ποσοτικοποιημένος ορισμός. Συγκεκριμένα, ένα απόθεμα χαρακτηρίζεται ως υπεραλιευμένο όταν το έτος παραγωγής του βρίσκεται μετά το έτος της μέγιστης παραγωγής και η παραγωγή του είναι μεταξύ 10 και 50% της μέγιστης συνολικής του παραγωγής (Froese & Kesner-Reyes 2002, Froese & Pauly 2003, Sumaila et al. 2007).



Εικόνα 1.1: Η αλιευτική παραγωγή ενός αποθέματος σε σχέση με την αλιευτική προσπάθεια, θνησιμότητα ή το ρυθμό εκμετάλλευσης. Αριστερά από τη κάθετη διακεκομμένη γραμμή (άριστη τιμή) η εκμετάλλευση είναι τέτοια ώστε το απόθεμα έχει τη δυνατότητα να ανανεωθεί, αντίθετα στα δεξιά της το απόθεμα υπεραλιεύεται και σε ακραίες τιμές εκμετάλλευσης μπορεί να καταρρεύσει (Pauly 1988, Τσίκληρας 2009α).

1.3 Ελληνική αλιεία

Η ελληνική αλιεία χαρακτηρίζεται ως πολυ-ειδική και πολυ-εργαλειακή, δηλαδή αλιεύονται πολλά διαφορετικά αποθέματα από πληθώρα διαφορετικών αλιευτικών εργαλείων (Stergiou et al. 2009α). Το γεγονός αυτό θέτει δυσκολίες στο να σχεδιαστούν και να εφαρμοστούν επαρκή ενιαία διαχειριστικά μέτρα με αποτέλεσμα την

υπεραλίευση των βενθικών/παράκτιων και πελαγικών αποθεμάτων στις ελληνικές θάλασσες (Stergiou & Christou 1998).

Την ανωτέρω θέση συμπληρώνει το γεγονός της μείωσης των ελληνικών θαλάσσιων εκφορτώσεων από το 1994 και έπειτα, περίπου στις μισές εκφορτώσεις της προηγηθείσας αύξησης υποδεικνύοντας την υπεραλίευση των ελληνικών αποθεμάτων (Stergiou et al. 2007a). Η χρησιμοποίηση των διαθέσιμων χρονοσειρών εκφορτώσεων (ή συλλήψεων ή αλιευτικών παραγωγών, που θεωρούνται ταυτόσημες έννοιες για τις ανάγκες της παρούσας διατριβής αν και διαφέρουν) (Christensen & Pauly 1995, Pauly et al. 2007), έτσι όπως καταγράφονται από την Εθνική Στατιστική Υπηρεσία Ελλάδος (ΕΣΥΕ) ελλείπει άλλων ολοκληρωμένων στοιχείων (όπως βιολογικά στοιχεία των πληθυσμών (Stergiou & Christou 1996)) παρουσιάζει αρκετά πλεονεκτήματα για την εκτίμηση της επίδραση της αλιείας στα θαλάσσια αποθέματα (Papaconstantinou & Farrugio 2000). Τα κυριότερα από αυτά είναι τα εξής: α) διατίθενται δωρεάν στο διαδίκτυο β) καλύπτουν μεγάλο χρονικό διάστημα (για κάποια αποθέματα οι εκφορτώσεις τους καταγράφονται από το 1964) γ) η χωρική και χρονική κατανομή τους είναι υψηλή έτσι ώστε να καλύπτονται όλες οι ελληνικές θάλασσες δ) η συνέχεια, η συνέπεια της συλλογής των δεδομένων καθώς και ο σχετικός βαθμός υποκειμενικότητας τους προσφέρουν αξιόπιστα αποτελέσματα και τέλος ε) η συλλογή των δεδομένων έχει γίνει με τον κατάλληλο στατιστικό σχεδιασμό (Stergiou & Pollard 1994, Stergiou 1998, Tsikliras et al. 2007, Machias et al. 2008, Τσίκληρας 2009β, Sylaios et al. 2010).

1.4 Ανασκόπηση βιβλιογραφίας για την υπεραλίευση

Στον παρακάτω Πίνακα (Πιν. 1.1) παρουσιάζεται ο βαθμός εκμετάλλευσης των αποθεμάτων σε διάφορες περιοχές του κόσμου. Οι πιο επιβαρυνμένες περιοχές φαίνεται να είναι η Θάλασσα του Μαρμαρά και οι ακτές του ανατολικού Καναδά (Worm et al. 2009, Ντινούλη & Τσικληρας 2010). Αντίθετα, ο νοτιοδυτικός Ειρηνικός μοιάζει να είναι η λιγότερο επιβαρυνμένη περιοχή με τα περισσότερα ανεκμετάλλευτα αποθέματα (FAO 2006). Η εκτίμηση του βαθμού εκμετάλλευσης των παγκόσμιων αποθεμάτων ποικίλει μεταξύ των δημοσιευμένων εργασιών γεγονός το οποίο οφείλεται στη χρησιμοποίηση διαφορετικής μεθοδολογίας μεταξύ των εργασιών για την εκτίμηση της κατάστασης εκμετάλλευσης των αποθεμάτων (Branch et al. 2011).

1.5 Σκοπός της διατριβής

Σκοπός της διατριβής αυτής είναι η εκτίμηση του βαθμού εκμετάλλευσης των ελληνικών αλιευτικών αποθεμάτων χρησιμοποιώντας χρονοσειρές εκφορτώσεων και η κατάταξη τους σε κατηγορίες εκμετάλλευσης (συνολικά και ανά αλιευτική υποπεριοχή). Ταυτόχρονα προσδιορίζονται τα αποθέματα τα οποία είναι αντιπροσωπευτικά για κάθε κατηγορία αλιευτικής κατάστασης. Τα δύο αυτά σκέλη θα εφαρμοστούν τόσο για τα αποθέματα στο σύνολό τους όσο και για κάθε αλιευτική υποπεριοχή ξεχωριστά. Τέλος, πραγματοποιείται η σύγκριση των ανωτέρω με αντίστοιχα μεσογειακά και παγκόσμια πρότυπα.

Πίνακας 1.1 (συνέχεια): Ο βαθμός εκμετάλλευσης των αποθεμάτων με βάση τη διεθνή βιβλιογραφία.

Ανεκμετάλλευτα	Μέτρια εκμεταλλευμένα	Αναπτυσσόμενα	Πλήρως εκμεταλλευμένα	Υπεραλιευμένα	Εξαντλημένα	Ανακάμπτοντα	Περιοχή	Αναφορά
			33%				Κ.Α. Ατλαντικός	FAO (2004)
			73%				Κ.Δ. Ατλαντικός	
			59%				Β.Α. Ατλαντικός	
			75%				Δυτικός Ινδικός	
					60%		Α. Καναδάς	Worm et al. (2009)
					25%		Β.Α. Ηνωμένες Πολιτείες	
		22%	28%	36%	14%		Αδριατική	Ntinouli & Tsikliras (2010)
		2%	13%	50%	35%		Θάλασσα Μαρμαρά	
		16%	23%	39%	22%		Μεσόγειος	Tsikliras et al. (2010)
20-30%							Μεσόγειος Μαύρη Θάλασσα Ν.Δ. Ατλαντικός Α. Ατλαντικός	FAO (2006)

2. ΥΛΙΚΑ ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΟΙ

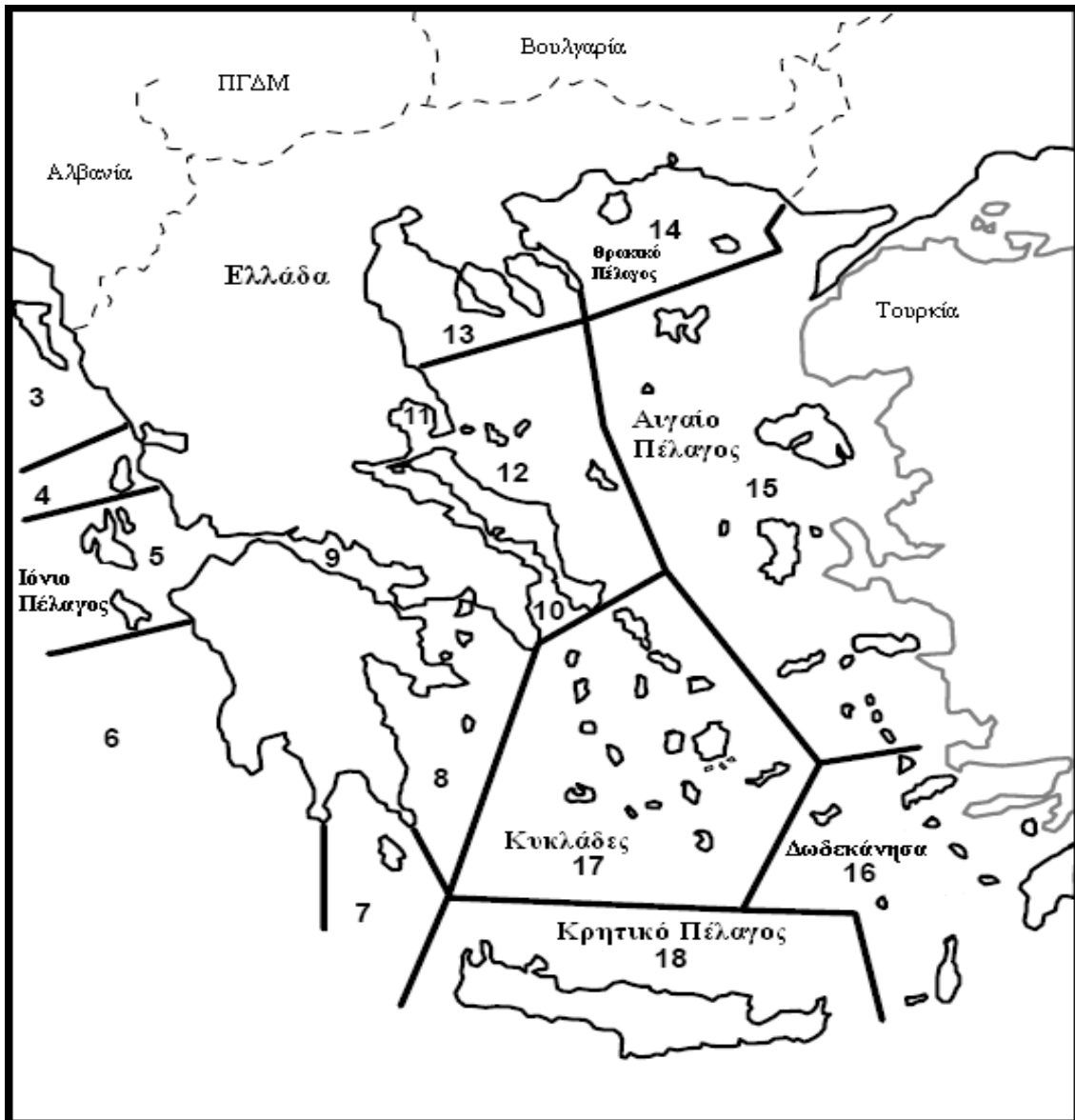
2.1 Περιγραφή της περιοχής έρευνας με χάρτη και υποπεριοχές

Οι στατιστικές αλιείας για τα ελληνικά νερά καταγράφονται από το έτος 1964 από την Εθνική Στατιστική Υπηρεσία Ελλάδας (ΕΣΥΕ). Για μια καλύτερη αξιολόγηση των διαθέσιμων στοιχείων, τα ύδατα που αλιεύονται από τα ελληνικά σκάφη έχουν διαιρεθεί από την Εθνική Στατιστική Υπηρεσία Ελλάδας (ΕΣΥΕ) σε 18 υποπεριοχές αλιείας (Εικ. 2.1). Οι υποπεριοχές αλιείας [1] και [2] (δεν παρουσιάζονται στην Εικ. 2.1) αναφέρονται στον Ατλαντικό Ωκεανό και τη βόρεια ακτή της Αφρικής, αντίστοιχα (Stergiou & Christou 1996). Οι υπόλοιπες αλιευτικές υποπεριοχές παρουσιάζονται στην Εικόνα 2.1.

2.2 Περιγραφή δεδομένων της Εθνικής Στατιστικής Υπηρεσίας Ελλάδος (ΕΣΥΕ)

Τα στοιχεία των εκφορτώσεων αναφέρονται στη νόμιμη μεγάλη και μικρή κλίμακας παράκτια αλιεία, αποκλείοντας την ψυχαγωγική ή αθλητική αλιεία (Stergiou et al. 2007a). Επιπροσθέτως, δεν καταγράφονται παράκτιες βάρκες-αλιευτικά σκάφη με ιπποδύναμη μικρότερη των 19 HP, καθώς και κωπήλατες αλιευτικοί λέμβοι (Tsikliras et al. 2007).

Το σύνολο των εκφορτώσεων της Εθνικής Στατιστικής Υπηρεσίας Ελλάδος (ΕΣΥΕ) διαιρείται σε δύο χρονικές περιόδους ανάλογα με τη ταξινομική ανάλυση των ειδών που καταγράφονται. Για την περίοδο 1964 έως 1981, οι στατιστικές της είναι διαθέσιμες για 23 είδη (ή ομάδες ειδών) οι οποίες για την παρούσα διατριβή εξαιρέθηκαν λόγω του διαφορετικού αριθμού, της ταξινομικής ανάλυσης καθώς και της διαφορετικής ομαδοποίησης των ειδών. Για τα έτη από το 1982 και μετά οι στατιστικές της Εθνικής Στατιστικής Υπηρεσίας Ελλάδος (ΕΣΥΕ) είναι διαθέσιμες για 66



Εικόνα 2.1: Οι 16 αλιευτικές υποπεριοχές στις ελληνικές θάλασσες είναι οι εξής: [3] Ηπειρωτικές ακτές και Κέρκυρα, [4] Αμβρακικός Κόλπος και ακτές της Λευκάδας, [5] ακτές Κεφαλονιάς, Ζακύνθου και Πατραϊκός Κόλπος, [6] Κυπαρισσιακός και Μεσσηνιακός Κόλπος, [7] Λακωνικός Κόλπος, [8] Αργολικός και Σαρωνικός Κόλπος, [9] Κορινθιακός Κόλπος, [10] Κόλπος της Νότιας και Βόρειας Εύβοιας- Κόλπος του Μαλιακού, [11] Παγασητικός Κόλπος, [12] Ανατολικές ακτές Εύβοιας και νησιά των Σποράδων, [13] Θερμαϊκός Κόλπος και Κόλπος της Χαλκιδικής, [14] Στρυμωνικός, Κόλπος της Καβάλας, Θάσος, Θρακικό Πέλαγος, [15] Νησιά Λέσβου, Χίου, Σάμου και Ικαρίας, [16] Δωδεκάνησα, [17] Κυκλάδες, [18] Κρήτη (Kavadas et al. 2007, Stergiou & Tsikliras 2007).

εμπορικώς σημαντικά είδη ψαριών, κεφαλόποδων και καρκινοειδών (Πιν. 2.1). Εξαιρούνται τα δίθυρα που επίσης καταγράφονται, αλλά μεγάλο ποσοστό τους προέρχεται από την υδατοκαλλιέργεια τους (Tsikliras et al. 2007). Τέλος, η απόδοση των κοινών ονομάτων έτσι όπως καταγράφονται από την Εθνική Στατιστική Υπηρεσία Ελλάδος (ΕΣΥΕ) σε επιστημονικά ονόματα έγινε με βάση τα προτεινόμενα από την εργασία του Tsikliras et al. (2007).

Πίνακας 2.1: Τα αποθέματα και οι ομάδες αποθεμάτων των οποίων οι εκφορτώσεις καταγράφονται από την Εθνική Στατιστική Υπηρεσία Ελλάδος (ΕΣΥΕ) στις ελληνικές θάλασσες (Tsikliras et al. 2007).

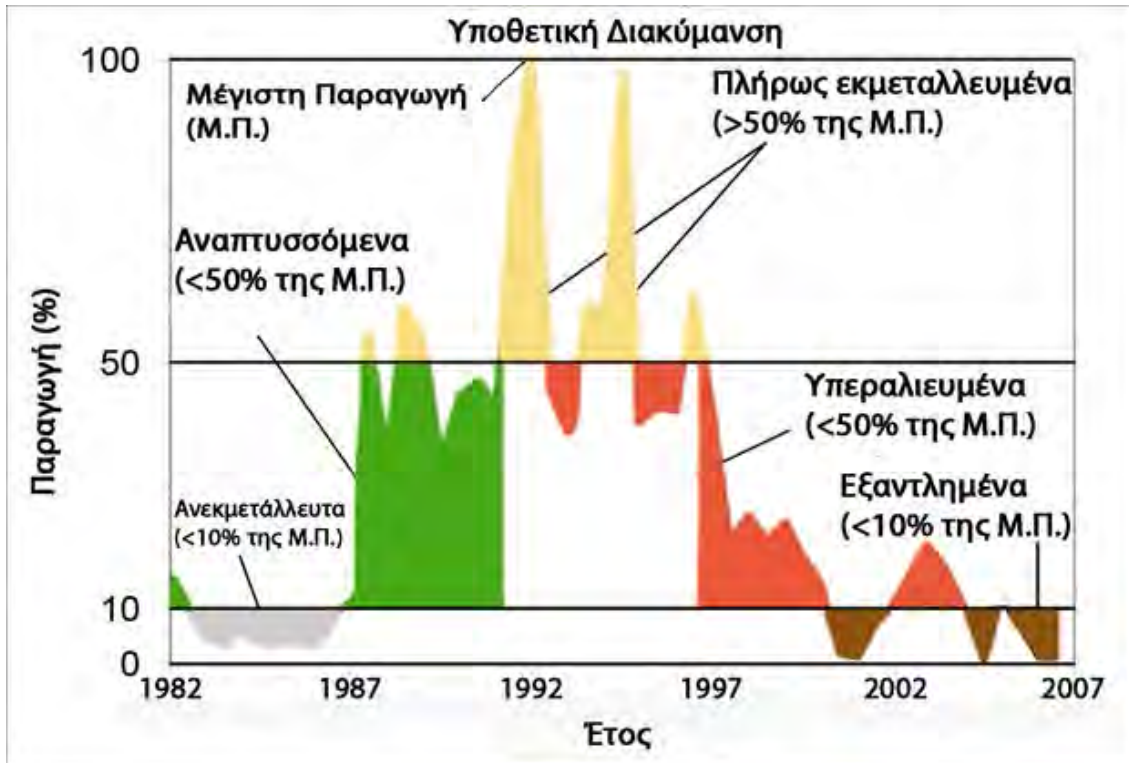
	Επιστημονικό όνομα	Αγγλικό κοινό όνομα	Ελληνική ονομασία
1.	<i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	Eel	Χέλι
2.	<i>Belone belone</i> (Linnaeus, 1761)	Garfish	Ζαργάνα
3.	<i>Boops boops</i> (Linnaeus, 1758)	Bogue	Γόπα
4.		Gurnard	Βραστόψαρα
5.	<i>Dentex dentex</i> (Linnaeus, 1758)	Dog's teeth	Συναγρίδα
6.	<i>Dentex macrophthalmus</i> (Bloch, 1791)	Large eyed dog's teeth	Μπαλάς
7.	<i>Dicentrarchus labrax</i> (Linnaeus, 1758)	Bass	Λαβράκι
8.	<i>Diplodus annularis</i> (Linnaeus, 1758)	Couch's seabream	Σπάρος
9.	<i>Diplodus sargus sargus</i> (Linnaeus, 1758)	White bream	Σαργός
10.	<i>Engraulis encrasicolus</i> (Linnaeus, 1758)	Anchovy	Γαύρος
11.	<i>Epinephelus marginatus</i> (Lowe, 1834)	Grouper	Ροφός
12.	<i>Epinephelus alexandrinus</i> (Valenciennes, 1828)	Dusky sea perch	Σφυρίδα
13.	<i>Helicolenus dactylopterus</i> (Delaroche, 1809)	Snapper	Κοκκινόψαρο
14.	<i>Katsuwonus pelamis</i> (Linnaeus, 1758)	Skipjack	Ρίκι
15.	<i>Lophius</i> spp.	Anglerfish	Πεσκανδρίτσες
16.	<i>Merlangius merlangus</i> (Linnaeus, 1758)	Daouki	Νταούκι
17.	<i>Merluccius merluccius</i> (Linnaeus, 1758)	Hake	Βακαλάος
18.	<i>Micromesistius poutassou</i> (Risso, 1827)	Couch's whiting	Προσφυγάκι
19.	Mugilidae	Common grey mullet	Κέφαλοι
20.	<i>Mullus barbatus</i> Linnaeus, 1758	Goatfish	Κουτσομούρα
21.	<i>Mullus surmuletus</i> Linnaeus, 1758	Red mullet	Μπαρμπούνι
22.	<i>Mustelus</i> spp.	Blackmouthed godfish	Γαλέοι
23.	<i>Oblada melanura</i> (Linnaeus, 1758)	Blackbream	Μελανούρι
24.	Osteichthyes	Others	Διάφορα γάρια
25.	<i>Pagellus erythrinus</i> (Linnaeus, 1758)	Redbream	Λιθρίνι
26.	<i>Pagrus pagrus</i> (Linnaeus, 1758)	Common sea bream	Φαγγρί
27.	<i>Polyprion americanus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Stone bass	Βλάχος
28.	<i>Pomatomus saltatrix</i> (Linnaeus, 1766)	Bluefish	Γοφάρι

Πίνακας 2.1 (συνέχεια): Τα αποθέματα και οι ομάδες αποθεμάτων των οποίων οι εκφορτώσεις καταγράφονται από την Εθνική Στατιστική Υπηρεσία Ελλάδος (ΕΣΥΕ) στις ελληνικές θάλασσες (Tsikliras et al. 2007).

	Επιστημονικό όνομα	Αγγλικό κοινό όνομα	Ελληνική ονομασία
29.	<i>Psetta maxima</i> (Linnaeus, 1758)	Brill	Καλκάνι
30.	<i>Raja clavata</i> Linnaeus, 1758	Thornback ray	Βάτος
31.	<i>Raja</i> spp.	Rassa	Ράσσεσ
32.	Rhinobatidae	Guitarfish	Ρινόβατοι
33.	<i>Sarda sarda</i> (Bloch, 1793)	Bonito	Παλαμίδα
34.	<i>Sardina pilchardus</i> (Walbaum, 1792)	Pilchard	Σαρδέλα
35.	<i>Sardinella aurita</i> Valenciennes, 1847	Gilt sardine	Φρίσσα
36.	<i>Sarpa salpa</i> (Linnaeus, 1758)	Goldline	Σάλπα
37.	<i>Scomber japonicus</i> Houttuyn, 1782	Chub mackerel	Κολιός
38.	<i>Scomber scombrus</i> Linnaeus, 1758	Mackerel	Σκουμπρί
39.	Scorpaenidae	Scorpion fish	Σκορπιοί
40.	<i>Seriola dumerili</i> (Risso, 1810)	Yellowtail	Μαγιάτικο
41.	<i>Serranus</i> spp.	Comber	Χάνοι
42.	<i>Solea solea</i> (Linnaeus, 1758)	Sole	Γλώσσα
43.	<i>Sparus aurata</i> Linnaeus, 1758	Red sea bream	Τσιπούρα
44.	<i>Spicara flexuosa</i> (Rafinesque, 1810)	Blotched pickerel	Τσέρουλα
45.	<i>Spicara maena</i> (Linnaeus, 1758)	Blotched pickerel	Μένουλα
46.	<i>Spicara smaris</i> (Linnaeus, 1758)	Pickerel	Μαρίδα
47.	<i>Spondylisoma cantharus</i> (Linnaeus, 1758)	Black seabream	Σκαθάρι
48.	<i>Sprattus sprattus</i> (Linnaeus, 1758)	Sprat	Παπαλίνα
49.	Squalidae	Dogfish	Σκυλόψαρα
50.	<i>Trachurus mediterraneus</i> (Steindachner, 1868)	Horse mackerel	Σαυρίδι
51.	<i>Trachurus trachurus</i> (Linnaeus, 1758)	Jack mackerel	Σαμπανός
52.	Triglidae	Tubfish	Καπόνια
53.	<i>Umbrina cirrosa</i> (Linnaeus, 1758)	Croaker	Μυλοκόπι
54.	<i>Xiphias gladius</i> Linnaeus, 1758	Swordfish	Ξιφίας
55.	<i>Zeus faber</i> Linnaeus, 1758	John dory	Χριστόψαρο
56.		Tune fish	Τόννοι
	Κεφαλόποδα		
57.	Loliginidae, Ommastrepidae	Flying squid	Θράψαλα
58.	<i>Loligo</i> spp.	Common squid	Καλαμάρια
59.	Octopodidae	Poulp	Μοσκιοί
60.	<i>Sepia officinalis</i> Linnaeus, 1758	Cuttle fish	Σουπιά
61.	<i>Octopus vulgaris</i> Cuvier, 1797	Octopus	Χταπόδι
	Καρκινοειδή		
62.		Lobster	Αστακοί
63.	<i>Penaeus kerathurus</i> (Forsk., 1775)	Common prawn	Γαρίδα (γάμπαρη)
64.		Shrimp (common)	Γαρίδες (λοιπές)
65.	<i>Carcinus aestuarii</i> (Nardo, 1847)	Crab	Καβούρι
66.	<i>Nephrops norvegicus</i> (Linnaeus, 1758)	Crayfish	Καραβίδα

2.3 Μέθοδος εκτίμησης της αλιευτικής κατάστασης

Τα αποθέματα των ελληνικών θαλασσών κατατάχθηκαν σε πέντε κατηγορίες (ανεκμετάλλευτα, αναπτυσσόμενα, πλήρως εκμεταλλευμένα, υπεραλιευμένα, υπό κατάρρευση) με βάση την παραγωγή κάθε έτους σε σχέση με τη διαχρονικά μέγιστη παραγωγή τους (Εικ. 2.2). Συγκεκριμένα ένα απόθεμα θεωρήθηκε ανεκμετάλλευτο (undeveloped) τα έτη που προηγούνταν του έτους της μέγιστης παραγωγής και η παραγωγή του ήταν μικρότερη από το 10% της μέγιστης τιμής (Froese & Kesner-Reyes, 2002), αναπτυσσόμενο (developing) όταν η παραγωγή του ήταν από 10 έως 50% της μέγιστης τιμής, πλήρως εκμεταλλευμένο (fully exploited) όταν η παραγωγή του ήταν μεγαλύτερη από το 50% της διαχρονικά μέγιστης τιμής, υπεραλιευμένο (overexploited) τα έτη που ακολουθούσαν το έτος μέγιστης παραγωγής και η παραγωγή ήταν από το 10% έως το 50% της μέγιστης τιμής, και εξαντλημένα ή υπό κατάρρευση (depleted/crashed/collapsed) τα έτη που ακολουθούσαν το έτος μέγιστης παραγωγής και η παραγωγή του αποτελούσε λιγότερο από το 10% της διαχρονικά μέγιστης παραγωγής (Froese & Pauly 2003). Τέλος τα αποθέματα που βρίσκονταν σε αύξουσα πορεία το 2007 (τελευταίο έτος της χρονοσειράς) θεωρήθηκαν ως αναπτυσσόμενα.

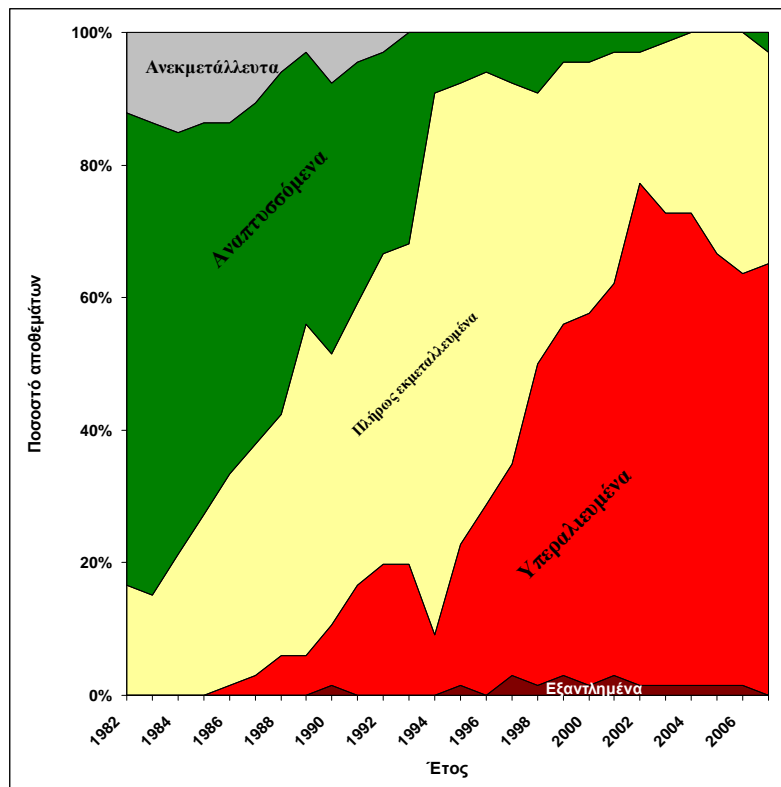


Εικόνα 2.2: Οι 5 κατηγορίες κατάταξης με βάση την παραγωγή κάθε έτους σε σχέση με το έτος της διαχρονικά μέγιστης παραγωγής σύμφωνα με τη μέθοδο των Froese & Kesner-Reyes (2002), Froese & Pauly (2003) (τροποποιημένο από Froese & Kesner-Reyes 2002).

3. ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ-ΣΥΖΗΤΗΣΗ

3.1 Ελληνικές θάλασσες

Το 1982, έτος έναρξης της χρονοσειράς, η πλειονότητα των αποθεμάτων ήταν αναπτυσσόμενα (71,2%) και τα υπόλοιπα, είτε ανεκμετάλλευτα (12,1%), είτε πλήρως εκμεταλλευμένα (16,7%), ενώ δεν υπήρχαν υπεραλιευμένα (απουσίαζαν επίσης την περίοδο από το 1983 ως το 1985) ή εξαντλημένα αποθέματα. Το ανωτέρω ποσοστό των αναπτυσσόμενων αποθεμάτων αποτελεί τη διαχρονικά μέγιστη τιμή τους, την οποία προσέγγισαν και το έτος 1983. Έκτοτε παρατηρείται μια ραγδαία μείωση στο ποσοστό τους, το οποίο μηδενίστηκε την περίοδο από το 2004 έως το 2006. Ομοίως, το ποσοστό



Σχήμα 3.1: Ο βαθμός εκμετάλλευσης των ελληνικών αλιευτικών αποθεμάτων (1982-2007) με βάση τα δεδομένα της ΕΣΥΕ.

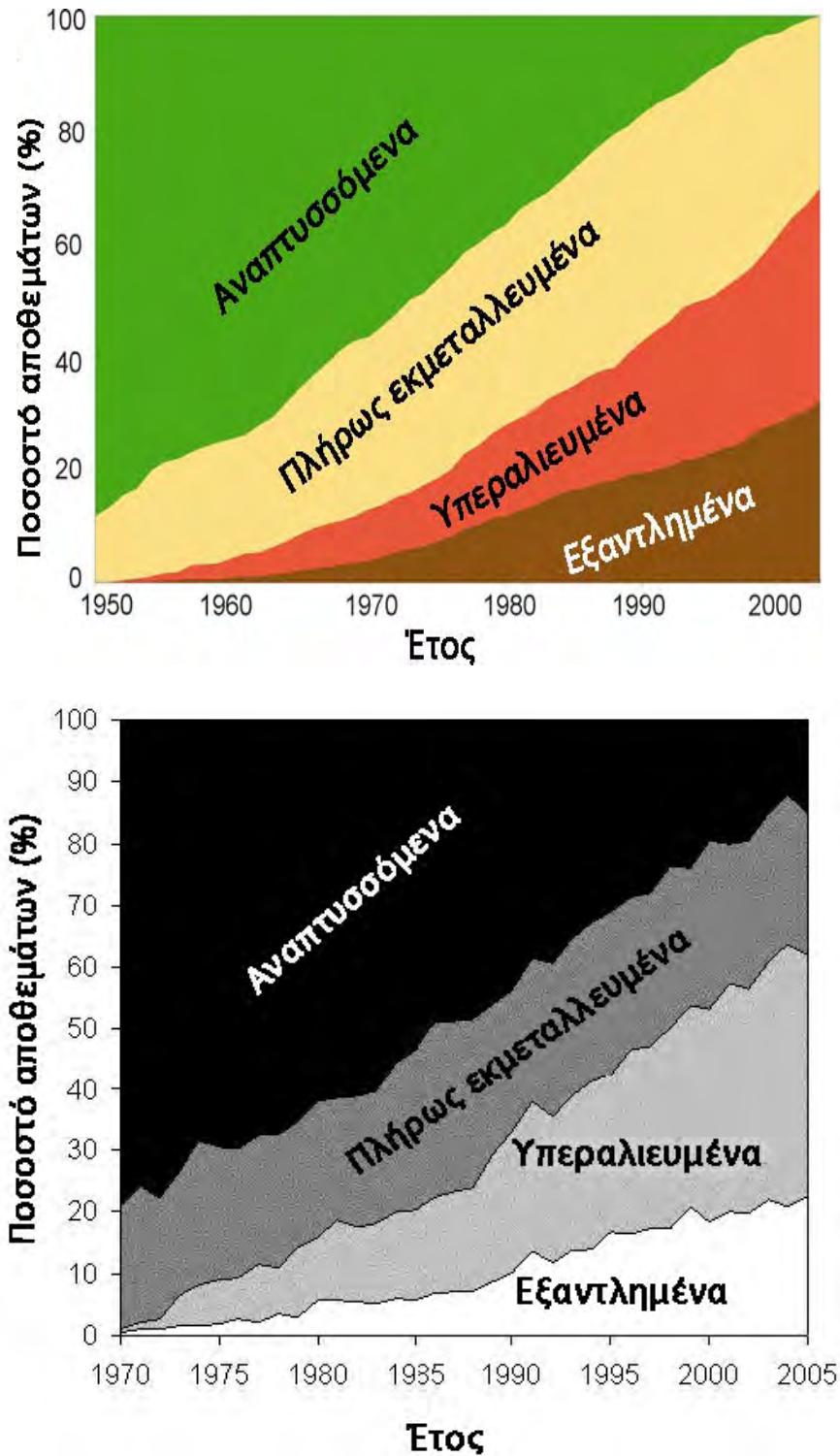
των ανεκμετάλλευτων αποθεμάτων μειώνεται από το 1984 οπότε και μεγιστοποιείται (15,2%), ενώ από το 1993 μέχρι το τελευταίο έτος της χρονοσειράς (2007) δε βρέθηκαν ανεκμετάλλευτα αποθέματα. Η μείωση στα ποσοστά αυτών των δυο κατηγοριών μπορεί να εξηγηθεί από τον εκσυγχρονισμό του στόλου και τη γεωγραφική/βαθυμετρική εξάπλωση της αλιείας στην Ελλάδα (Moutopoulos & Stergiou 2012) με αποτέλεσμα την αύξηση της αλιευτικής προσπάθειας (ημέρες αλιείας στη θάλασσα) και την εκμετάλλευση νέων αποθεμάτων (Stergiou et al. 2007b).

Το 2007 λοιπόν, έτος με τα πιο πρόσφατα δεδομένα, από τα συνολικά 66 αποθέματα που αναλύθηκαν μόνο 2 χαρακτηρίστηκαν ως αναπτυσσόμενα (3,0%), 21 ως πλήρως εκμεταλλευμένα (31,8%), 43 ως υπεραλιευμένα (65,2%), ενώ δε βρέθηκαν εξαντλημένα αποθέματα. Αξίζει να σημειωθεί εδώ, ότι τα πρώτα εξαντλημένα αποθέματα έκαναν την εμφάνιση τους στις αρχές της δεκαετίας του '90 και το ποσοστό τους δεν ξεπέρασε ποτέ το 3%. Ειδικότερα, μόνο 3 αποθέματα χαρακτηρίστηκαν ως εξαντλημένα σε κάποιο έτος της χρονοσειράς (Πιν. 3.1). Από την άλλη μεριά, το ποσοστό των υπεραλιευμένων αποθεμάτων ολοένα και αυξάνεται (μέσος όρος \pm SD= 62,7 \pm 8,69%) τα τελευταία 10 χρόνια (περίοδος 1998-2007) και έφτασε τη μέγιστη τιμή του, το έτος 2002. Πράγματι, τα περισσότερα βενθικά, βενθοπελαγικά/παράκτια και πελαγικά αποθέματα χαρακτηρίζονται ως υπεραλιευμένα στις ελληνικές θάλασσες (Stergiou & Petrakis 1993, Stergiou & Pollard 1994, Stergiou et al. 1997a, Stergiou 1998, Moutopoulos & Stergiou 2012). Το γεγονός αυτό μεταξύ άλλων πηγάζει από την ανεπάρκεια των υπάρχοντων διαχειριστικών μέτρων της ελληνικής και ευρωπαϊκής αλιευτικής νομοθεσίας εξαιτίας της πολυειδικής και πολυεργαλειακής φύσης της ελληνικής αλιείας (Stergiou & Petrakis 1993, Stergiou & Pollard 1994, Stergiou 1997, Kapiris 2007). Ειδικότερα, η διαχείριση των αποθεμάτων στην Ελλάδα περιλαμβάνει

κυρίως τεχνικούς περιορισμούς (π.χ. ελάχιστο επιτρεπόμενο μέγεθος αλίευσης, επιτρεπόμενο άνοιγμα ματιού, εποχικές και χωρικές απαγορεύσεις) οι οποίοι συνήθως στερούνται επιστημονικού υποβάθρου (Stergiou 1998). Προτείνεται λοιπόν, η διαχείριση των αποθεμάτων σε επίπεδο οικοσυστήματος, με τη δημιουργία θαλάσσιων προστατευμένων περιοχών, ένα διαχειριστικό μέτρο προκειμένου να μπορέσουν τα αποθέματα να ανανεωθούν, να ανακάμψουν ενώ παράλληλα προστατεύονται τα ενδιατήματα τους (Τσίκληρας & Στεργίου 2007). Οι θαλάσσιες προστατευόμενες περιοχές είναι περιοχές με νομικά όρια στις οποίες η αλιεία για όλα ή μερικά αποθέματα είναι απαγορευμένη, ή απαγορεύεται η χρήση συγκεκριμένων αλιευτικών εργαλείων (Tsikliras & Stergiou 2007).

Το ποσοστό των πλήρως εκμεταλλευμένων αποθεμάτων αφού αυξήθηκε κατά 65,1% από το 1982 μέχρι το 1994 έκτοτε σημειώνει φθίνουσα πορεία. Η προηγούμενη περίοδος συμπίπτει με την τρίτη κατάσταση εκμετάλλευσης των αποθεμάτων (πλήρως εκμεταλλευμένη έως υπεραλιευμένη) από τις τέσσερις που υπάρχουν στις ελληνικές θάλασσες (Moutopoulos & Stergiou 2011). Οι υπόλοιπες τρεις είναι: α) η πρόιμη φάση εκμετάλλευσης τους (λαμβάνει χώρα από το έτος 1928 μέχρι το 1949), β) η αυξητική φάση εκμετάλλευσης τους (λαμβάνει χώρα από το έτος 1950 έως το 1969), γ) η φάση της κατάρρευσης τους (λαμβάνει χώρα από το έτος 1995 έως το 2007) (Moutopoulos & Stergiou 2011).

Ο βαθμός εκμετάλλευσης των ελληνικών αλιευτικών αποθεμάτων αν και ανησυχητικός, εντούτοις κρίνεται καλύτερος σε σύγκριση με τα παγκόσμια και μεσογειακά αποθέματα (τα υπεραλιευμένα/εξαντλημένα αποθέματα είναι περισσότερα από τα ελληνικά) (Εικ. 3.1 και Πιν. 1.1).



Εικόνα 3.1: Η κατάσταση εκμετάλλευσης των παγκόσμιων (πάνω) (Sumaila et al. 2007) και των μεσογειακών αποθεμάτων (κάτω) (τροποποιημένη από Tsikliras et al. 2010).

Το τελευταίο διάστημα διατυπώνονται κάποιοι προβληματισμοί όσον αφορά τη χρησιμοποιούμενη μεθοδολογία (Froese & Kesner-Reyes 2002, Froese & Pauly 2003) της παρούσας διατριβής για την εκτίμηση της αλιευτικής κατάστασης των αποθεμάτων (Branch et al. 2011, Daan et al. 2011). Ειδικότερα, αυτοί οι προβληματισμοί επικεντρώνονται στη χρησιμοποίηση των εκφορτώσεων για την εκτίμηση της βιομάζας του αποθέματος, δηλαδή της συνολικής ποσότητας του αποθέματος στη θάλασσα (Daan et al. 2011). Είναι γνωστό ότι οι εκφορτώσεις ενός αποθέματος επηρεάζονται από ποικίλους παράγοντες όπως: τα διαχειριστικά μέτρα ή διαχειριστικά σχέδια τα οποία θεσπίστηκαν για την προστασία του, την τιμή του η οποία διαμορφώνεται από την προσφορά και ζήτηση της αγοράς, τις διακυμάνσεις στην τιμή του πετρελαίου, τη μετακίνηση του, τις αλλαγές στην προτίμηση των ψαράδων και αν το αποθέματα δεν αποτελεί στόχο της αλιείας με αποτέλεσμα οι εκφορτώσεις του να είναι σποραδικές (π.χ. το καβούρι *C. aestuarii*, Πιν. 3.1) (Branch et al. 2010, Branch et al. 2011, Voultziadou et al. 2011). Όλα τα ανωτέρω μαζί με κάποιες αδυναμίες της μεθοδολογίας, όπως ότι δεν μπορούν να υπάρχουν υπεραλιευμένα ή εξαντλημένα αποθέματα στο πρώτο έτος της χρονοσειράς δεδομένων (Froese & Kesner-Reyes 2002, Froese & Pauly 2003), εγείρουν κάποιες ανησυχίες για την ακρίβεια της μεθόδου. Οι προβληματισμοί αυτοί επικεντρώνονται κυρίως στην υπερεκτίμηση του ποσοστού των εξαντλημένων αποθεμάτων (Branch et al. 2011, Daan et al. 2011). Το ποσοστό των εξαντλημένων αποθεμάτων στις ελληνικές θάλασσες ήταν μικρό (Σχ. 3.1) σε αντίθεση με το αντίστοιχο ποσοστό στις επιμέρους αλιευτικές υποπεριοχές, το οποίο πιθανώς να επηρεάστηκε σε κάποιο βαθμό από τη μεθοδολογία. Οι αδυναμίες της χρησιμοποιούμενης μεθοδολογίας (Froese & Kesner-Reyes 2002, Froese & Pauly 2003) μπορούν να ξεπεραστούν με τη διενέργεια ερευνών για την εκτίμηση της βιομάζας των

αποθεμάτων (Branch et al. 2011), την καταγραφή από την Εθνική Στατιστική Υπηρεσία Ελλάδος (ΕΣΥΕ): α) της αλιευτικής προσπάθειας (αριθμός ημερών στη θάλασσα) τόσο σε μηνιαία όσο και σε ετήσια βάση ανά αλιευτική υποπεριοχή, β) της μηνιαίας και ετήσιας αξίας του αλιεύματος ανά υποπεριοχή, και τέλος με την έγκυρη έκδοση των καταλόγων έτσι ώστε οι εκτιμήσεις της κατάστασης εκμετάλλευσης των αποθεμάτων να πραγματοποιούνται το συντομότερο δυνατό (Στεργίου 1997).

Πίνακας 3.1: Τα κυριότερα ελληνικά αλιευτικά αποθέματα για κάθε κατηγορία αλιευτικής εκμετάλλευσης.

Ελληνική ονομασία	Επιστημονικό όνομα	Πλήρως εκμεταλλευμένα	Υπεραλιευμένα	Εξαντλημένα
Διάφορα	Osteichthyes	+		
Κέφαλοι	Mugilidae	+		
Τόννοι		+		
Κουτσομούρα	<i>M. barbatus</i>	+		
Καλκάνι	<i>P. maxima</i>		+	
Βλάχος	<i>P. americanus</i>		+	
Τσιπούρα	<i>S. aurata</i>			+
Σκουμπρί	<i>S. scombrus</i>			+
Καβούρι	<i>C. aestuarii</i>			+

Η αλιευτική κατάσταση των παραπάνω αποθεμάτων συγκρίνεται με τα αποτελέσματα άλλων επιστημονικών εργασιών όπως παρουσιάζονται στους Πίνακες 3.18, 3.19 και 3.20 στο τέλος του παρόντος κεφαλαίου. Το καλκάνι (*P. maxima*) δεν προστατεύεται από κάποιο ειδικό διαχειριστικό μέτρο στις ελληνικές θάλασσες (Karantagakis 2007) με αποτέλεσμα να δέχεται έντονη αλιευτική πίεση σε όλα τα στάδια της ζωής του. Προτείνεται λοιπόν, ο ορισμός ενός ελάχιστου επιτρεπόμενου μεγέθους αλίευσης στα 50cm, σύμφωνα με το μήκος της πρώτης γεννητικής του ωρίμασης (το μέγεθος εκείνο στο οποίο το 50% των αποθεμάτων είναι γεννητικά

ώριμο) (Στεργίου και συν. 2011, Froese & Pauly 2012) προκειμένου να περιοριστεί η αυξητική υπεραλίευση και να μπορέσει το απόθεμα του να ανανεωθεί έστω και στον ελάχιστο βαθμό. Δηλαδή, να συλλαμβάνονται αποθέματα τα οποία έχουν προλάβει να αναπαραχθούν έστω μια φορά στη ζωή τους έτσι ώστε να διασφαλίζεται στον ελάχιστο βαθμό η αντικατάσταση τους από τους απογόνους τους (Στεργίου και συν. 2011).

Η αμέσως προηγούμενη εκτίμηση της αλιευτικής κατάστασης του αποθέματος του βλάχου (*P. americanus*) στις ελληνικές θάλασσες (πλήρως εκμεταλλευμένο) ήταν καλύτερη σε σχέση με την αντίστοιχη της παρούσας διατριβής (Πιν. 3.1, 3.3) (Στεργίου και συν. 2011). Το γεγονός αυτό μπορεί να εξηγηθεί από την ανεπάρκεια των διαχειριστικών μέτρων για την προστασία αυτού του αποθέματος. Ειδικότερα, το ελάχιστο επιτρεπόμενο μέγεθος αλίευσης του βλάχου (*P. americanus*) σύμφωνα με την ελληνική και ευρωπαϊκή νομοθεσία έχει θεσπιστεί στα 45cm (Karantagakis 2007). Το μήκος της πρώτης γεννητικής του ωρίμασης υπολογίζεται περίπου στα 70 με 80cm. Τα πατοπαράγαδα τα οποία στοχεύουν το απόθεμα του βλάχου (*P. americanus*) συλλαμβάνουν μεγέθη μεγαλύτερα από 70cm. Αντίθετα, η τυχαία σύλληψη υπομεγεθών και ανώριμων βλάχων (*P. americanus*) (μικρότεροι των 5cm) από άλλα αλιευτικά εργαλεία (π.χ. από το γρι-γρι) επιβαρύνει την αλιευτική κατάσταση αυτού του αποθέματος (Mytilineou & Machias 2007). Προτείνεται λοιπόν, το απόθεμα του βλάχου (*P. americanus*) να αλιεύεται σε μήκη πάνω από 85cm (Στεργίου και συν. 2011).

Αντίθετα, η αλιευτική κατάσταση της τσιπούρας (*S. aurata*) (Πιν. 3.1) κρίνεται χειρότερη σε σχέση με την αμέσως προηγούμενη εκτίμηση σύμφωνα με την οποία το απόθεμα της χαρακτηρίζεται ως υπεραλιευμένο στις ελληνικές θάλασσες (Στεργίου και συν. 2011). Η διαφορά αυτή οφείλεται στα υψηλά ποσοστά συλλήψεων της τσιπούρας

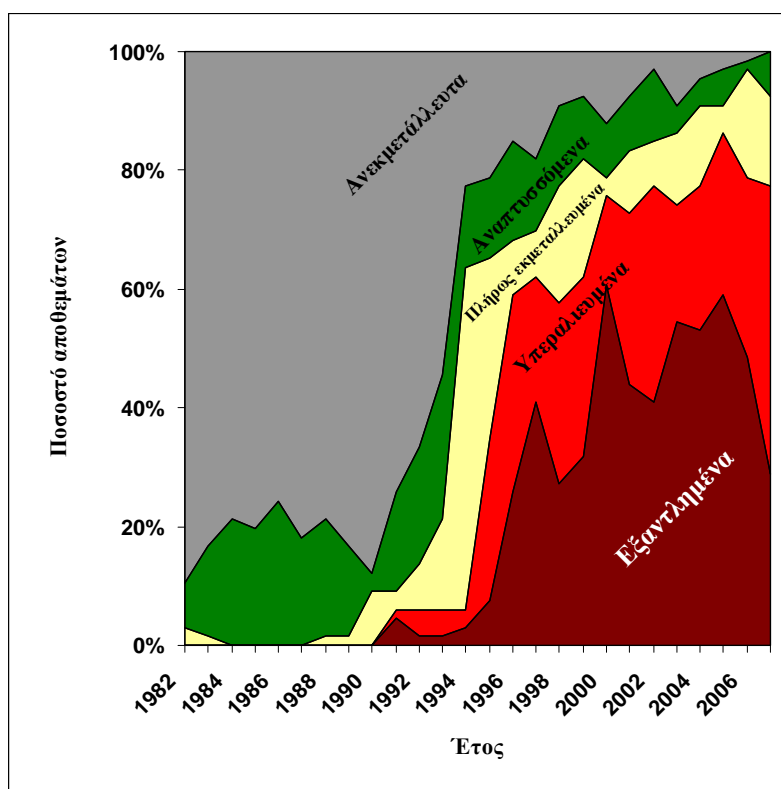
(*S. aurata*) με μέγεθος κάτω από το ελάχιστο επιτρεπόμενο μέγεθος αλίευσης της (20cm) από την μικρή παράκτια αλιεία (Karantagakis 2007, Tzanatos et al. 2008). Αυτά τα υπομεγέθη αποθέματα θα πρέπει να επιστρέφονται στη θάλασσα (απορρίψεις) αφού δεν μπορούν να πωληθούν νόμιμα (η πιθανότητα επιβίωσης τους εξαρτάται από τα χαρακτηριστικά του αλιευτικού εργαλείου καθώς και τη φυσιολογία και αντοχή του αποθέματος). Ωστόσο, στην Ελλάδα τα υπομεγέθη αποθέματα δεν απορρίπτονται αλλά συνήθως πωλούνται παράνομα σε εστιατόρια τουριστικών προορισμών (Τσίκληρας 2009β). Επιπροσθέτως, αυτό το διαχειριστικό μέτρο (ελάχιστο επιτρεπόμενο μέγεθος αλίευσης) το οποίο έχει θεσπιστεί από την ελληνική και ευρωπαϊκή νομοθεσία (Karantagakis 2007) υπολείπεται αρκετά του μήκους της πρώτης γεννητικής της ωρίμασης της τσιπούρας (*S. aurata*) (29-35cm). Συνεπώς, συλλαμβάνονται αποθέματα τα οποία δεν έχουν προλάβει να αναπαραχθούν ούτε μια φορά στη ζωή τους με αποτέλεσμα να μην μπορεί να ανανεωθεί το απόθεμα της, να υπεραλιεύεται αυξητικά (Στεργίου και συν. 2011) και τέλος να κινδυνεύει να εξαντληθεί (Πιν. 3.1). Προτείνεται λοιπόν, το ελάχιστο επιτρεπόμενο μέγεθος αλίευσης της τσιπούρας (*S. aurata*) να ξεπερνά τα 35cm (Στεργίου και συν. 2011).

Ομοίως, το ελάχιστο επιτρεπόμενο μέγεθος αλίευσης του σκουμπριού (*S. scombrus*) (18cm) (Karantagakis 2007) είναι αρκετά εκατοστά μικρότερο από το μήκος της πρώτης γεννητικής του ωρίμασης (30cm) (Froese & Pauly 2012). Προτείνεται λοιπόν, το ελάχιστο επιτρεπόμενο μέγεθος αλίευσης του να αυξηθεί στα 31cm προκειμένου να μπορέσουν να προστατευτούν τα ανώριμα αποθέματα σκουμπριού (*S. scombrus*) από την αλιεία (Στεργίου και συν. 2011).

Τέλος, για το καβούρι (*C. aestuarii*) προτείνεται ο ορισμός ενός ελάχιστου επιτρεπόμενου μεγέθους αλίευσης στα 4cm (μήκος κελύφους) με βάση το μήκος της πρώτης γεννητικής του ωρίμασης (Baeta et al. 2005).

3.2 Αλιευτική υποπεριοχή 3 (Ηπειρωτικές ακτές και Κέρκυρα)

Στο έτος έναρξης της χρονοσειράς (1982), η συντριπτική πλειονότητα των αποθεμάτων ήταν ανεκμετάλλευτα (89,39%) και τα υπόλοιπα, είτε αναπτυσσόμενα, είτε πλήρως εκμεταλλευμένα (7,58 και 3,03%, αντίστοιχα), ενώ δεν υπήρχαν υπεραλιευμένα



Σχήμα 3.2: Ο βαθμός εκμετάλλευσης των αλιευτικών αποθεμάτων (1982-2007) στην αλιευτική υποπεριοχή 3 (Ηπειρωτικές ακτές και Κέρκυρα) με βάση τα δεδομένα της ΕΣΥΕ.

ή εξαντλημένα αποθέματα μέχρι το έτος 1990 (Σχ. 3.2). Παράλληλα, το συγκεκριμένο έτος (1990) γίνεται η αφετηρία μιας ραγδαίας μείωσης των ανεκμετάλλευτων αποθεμάτων, η οποία ακολουθείται από μια ηπιότερη μείωση των αναπτυσσόμενων αποθεμάτων, για να καταλήξουν στο τελευταίο έτος της χρονοσειράς (2007), τα μεν ανεκμετάλλευτα να μην υπάρχουν, τα δε αναπτυσσόμενα να αντιπροσωπεύονται μόνο από 5 στο σύνολο των 66 αποθεμάτων που αναλύθηκαν. Ειδικότερα, το ποσοστό των αναπτυσσόμενων αποθεμάτων μεγιστοποιήθηκε (24,24%) τα έτη 1986 και 1993. Από τα υπόλοιπα αποθέματα που αναλύθηκαν το 2007, 10 χαρακτηρίστηκαν ως πλήρως εκμεταλλευμένα (15,15%), 32 ως υπεραλιευμένα (48,48%) και 19 ως εξαντλημένα (28,79%). Αξίζει να σημειωθεί εδώ, η απότομη αύξηση και μεγιστοποίηση των πλήρως εκμεταλλευμένων (57,58%) αποθεμάτων το έτος 1994, αφού πρώτα προηγήθηκε ο μηδενισμός των ποσοστών τους για τέσσερα συναπτά έτη (περίοδος 1984-1987). Το τελευταίο ποσοστό των υπεραλιευμένων αποθεμάτων (48,48%) αποτελεί τη διαχρονικά μέγιστη τιμή τους, η οποία συνοδεύτηκε από μια συνεχή αύξηση (μέσος όρος \pm SD= 28,7 \pm 8,29%) σε αυτά τα αποθέματα τα τελευταία 13 χρόνια (περίοδος 1995-2007). Εξίσου σημαντική αύξηση την προηγούμενη περίοδο, παρουσιάζει και το ποσοστό των εξαντλημένων αποθεμάτων με τη μέγιστη τιμή τους να προσεγγίζει το 60,61% το έτος 2000, ενώ παρατηρείται μια μείωση τα τελευταία 2 χρόνια (περίοδος 2006-2007). Στον Πίνακα 3.2 παρουσιάζονται τα αποθέματα τα οποία είναι αντιπροσωπευτικά για κάθε κατηγορία αλιευτικής κατάστασης.

Τα αποθέματα στόχοι των αλιευτικών εργαλείων σε μια περιοχή αποτελούν συνήθως και τα πιο άφθονα αποθέματα σε αυτήν την περιοχή (Branch et al. 2011), δηλαδή οι εκφορτώσεις των αποθεμάτων στόχων καταλαμβάνουν ένα μεγάλο ποσοστό των συνολικών εκφορτώσεων της περιοχής αλλά και του αλιευτικού εργαλείου. Ο

Πίνακας 3.2: Τα κυριότερα αποθέματα για κάθε κατηγορία αλιευτικής κατάστασης στην αλιευτική υποπεριοχή 3 (Ηπειρωτικές ακτές και Κέρκυρα).

Ελληνική ονομασία	Επιστημονικό όνομα	Πλήρως εκμεταλλευμένα	Υπεραλιευμένα	Εξαντλημένα
Χταπόδι	<i>O. vulgaris</i>	+		
Καλαμάρια	<i>Loligo spp.</i>	+		
Κέφαλοι	Mugilidae	+		
Βλάχος	<i>P. americanus</i>	+		
Σαρδέλα	<i>S. pilchardus</i>		+	
Τσέρουλα	<i>S. flexuosa</i>		+	
Κουτσομούρα	<i>M. barbatus</i>		+	
Κολιός	<i>S. japonicus</i>		+	
Γλώσσα	<i>S. solea</i>		+	
Σκαθάρι	<i>S. cantharus</i>			+
Βάτος	<i>R. clavata</i>			+
Σκορπιοί	Scorpaenidae			+
Σαργός	<i>D. sargus sargus</i>			+
Νταούκι	<i>M. merlangus</i>			+
Μυλοκόπι	<i>U. cirrosa</i>			+

Κερκυραϊκός Κόλπος λοιπόν, είναι ένα αλιευτικό πεδίο στο οποίο δραστηριοποιούνται τόσο τα αλιευτικά σκάφη της μέσης (μηχανότρατα και γρι-γρι) όσο και της μικρής παράκτιας αλιείας (βιντζότρατα, διχτυάρικα, παραγαδιάρικα). Οι εκφορτώσεις των κυριότερων αποθεμάτων-στόχων των παραπάνω αλιευτικών εργαλείων μειώθηκαν στην περιοχή μελέτης εξαιτίας της υπέρμετρης εκμετάλλευσης τους από τα ντόπια αλλά και από άλλα αλιευτικά σκάφη (τα οποία προέρχονται από τον Πατραϊκό Κόλπο λόγω της εποχικής απαγόρευσης της αλιείας με συρόμενα εργαλεία), της σύλληψης υπομεγεθών αποθεμάτων με βάση το μήκος της πρώτης γεννητικής τους ωρίμασης, με αποτέλεσμα να χαρακτηρίζονται ως υπεραλιευμένα (Πιν. 3.2) (Παπαδοπούλου και συν. 2009, Καπανταγάκης και συν. 2010). Προτείνεται λοιπόν, η επαναφορά της απαγόρευσης της αλιείας σε απόσταση 1,5 μιλίου από την ακτή, η απαγόρευση χρήσης όλων των τύπων διχτυού με μάτι μικρότερο των 20mm και η απαγόρευση της αλιείας με συρόμενα

εργαλεία τουλάχιστον για κάποιο χρονικό διάστημα στις Ηπειρωτικές ακτές και την Κέρκυρα προκειμένου να ανακάμψουν τα αποθέματα (Καπανταγάκης και συν. 2010).

Πράγματι, η κατάσταση εκμετάλλευσης των παραπάνω αποθεμάτων συμφωνεί με τα αποτελέσματα δημοσιευμένων επιστημονικών εργασιών έτσι όπως παρουσιάζονται στους Πίνακες (Πίν. 3.18, 3.19, 3.20) στο τέλος του παρόντος κεφαλαίου.

Η σαρδέλα (*S. pilchardus*) αποτελεί απόθεμα στόχο του γρι-γρι νύχτας (Adamidou 2007). Το μήκος της πρώτης γεννητικής ωρίμασης της σαρδέλας (*S. pilchardus*) είναι περίπου ίσο με το ελάχιστο επιτρεπόμενο μέγεθος αλίευσης της, υποδεικνύοντας ότι το απόθεμα της δεν υπεραλιεύεται αυξητικά (Karantagakis 2007, Machias et al. 2007, Παπαδαμάκης & Τσίκληρας 2010, Στεργίου και συν. 2011). Το αναπαραγωγικό δυναμικό της προστατεύεται από την περίοδο απαγόρευσης του γρι-γρι νύχτας (Karantagakis 2007, Machias et al. 2007). Η μείωση των εκφορτώσεων της σαρδέλας (*S. pilchardus*) σε συνδυασμό με την αύξηση της αλιευτικής προσπάθειας μάλλον δεν υποδεικνύει την υπεραλίευση της αλλά μπορεί να εξηγηθεί από την υψηλότερη τιμή του γαύρου (*E. encrasicolus*) στις αρχές της δεκαετίας του '80 με αποτέλεσμα οι εκφορτώσεις του γρι-γρι να αποτελούνται κυρίως από το γαύρο (*E. encrasicolus*). Έτσι λοιπόν, οι εκφορτώσεις της σαρδέλας (*S. pilchardus*) πιθανώς να σταθεροποιήθηκαν σε σχέση με την αυξανόμενη αλιευτική προσπάθεια δίνοντας την εντύπωση ότι το απόθεμα υπεραλιεύεται (Stergiou 1991). Προτείνεται λοιπόν, η αύξηση του ελάχιστου επιτρεπόμενου μεγέθους αλίευσης στα 13cm προκειμένου να προστατευτούν τα ανώριμα αποθέματα (Στεργίου και συν. 2011), αλλά και η απαγόρευση της αλιείας της σαρδέλας (*S. pilchardus*) σε μεγέθη πάνω από 16cm, προκειμένου να προστατευτούν τα μεγαλόσωμα θηλυκά τα οποία παράγουν

μεγαλύτερα και καλύτερης ποιότητας ωοκύτταρα με υψηλότερες πιθανότητες επιβίωσης στο περιβάλλον. Αυτό το διαχειριστικό μέτρο (μέγιστο επιτρεπόμενο μέγεθος αλίευσης) δεν έχει εφαρμοστεί ποτέ στις ελληνικές θάλασσες (Παπαδαμάκης & Τσίκληρας 2010).

Η αλιευτική κατάσταση της τσέρουλας (*S. flexuosa*) στην περιοχή μελέτης (Πιν.3.2) κρίνεται καλύτερη σε σχέση με την αλιευτική της κατάσταση στις Κυκλάδες (Πιν. 3.16) και χειρότερη σε σύγκριση με προηγούμενες εκτιμήσεις της αλιευτικής της κατάστασης στις ελληνικές θάλασσες (πλήρως εκμεταλλευμένη) (Στεργίου και συν. 2011). Η διαφορά αυτή οφείλεται στην έντονη αλιευτική πίεση που δέχεται η τσέρουλα (*S. flexuosa*) ελλείψει διαχειριστικών μέτρων για την προστασία της από την αλιεία. Το μήκος της πρώτης γεννητικής της ωρίμασης υπολογίζεται περίπου στα 10cm, προτείνεται λοιπόν ο ορισμός ενός ελάχιστου επιτρεπόμενου μεγέθους αλίευσης στα 11cm προκειμένου να προστατευτούν τα ανώριμα αποθέματα της από την αλιεία (Στεργίου και συν. 2011).

Η κουτσομούρα (*M. barbatus*) αποτελεί απόθεμα στόχο της τράτας βυθού αλλά αλιεύεται σε μικρότερες ποσότητες από τα σύνθετα δίχτυα (δηλαδή συνδυασμός απλαδιών και μανωμένων δικτυών) και τη βιντζότρατα στις ελληνικές θάλασσες (Polítou 2007). Το μήκος της πρώτης γεννητικής της ωρίμασης είναι περίπου 2cm μεγαλύτερο από το ελάχιστο επιτρεπόμενο μέγεθος αλίευσης της (Stergiou et al. 2004, Karantagakís 2007). Από την τράτα βυθού και τη βιντζότρατα αλιεύονται ανώριμες γεννητικά κουτσομούρες (*M. barbatus*) με αποτέλεσμα το απόθεμα της να υπεραλιεύεται αυξητικά (Stergiou 1998). Από την άλλη μεριά τα σύνθετα δίχτυα αλιεύουν κυρίως τις μεγαλόσωμες κουτσομούρες (Polítou 2007), οι οποίες παράγουν μεγαλύτερα και καλύτερης ποιότητας ωοκύτταρα και έχουν περισσότερες πιθανότητες

επιβίωσης στο περιβάλλον (Τσίκληρας 2009α). Προτείνεται λοιπόν η αύξηση του ελάχιστου επιτρεπόμενου μεγέθους αλίευσης της κουτσομούρας (*M. barbatus*) στα 13cm προκειμένου να προστατευτούν τα ανώριμα αποθέματα της (Στεργίου και συν. 2011). Παράλληλα, προτείνεται η αλίευση της σε μεγέθη κάτω των 17cm προκειμένου να προστατευτεί το αναπαραγωγικό δυναμικό της (Παπαδαμάκης & Τσίκληρας 2010)

Ο κολιός (*S. japonicus*) στις ελληνικές θάλασσες αποτελεί απόθεμα στόχο του γρι-γρι νύχτας (Adamidou 2007). Το μήκος της πρώτης γεννητικής του ωρίμασης είναι περίπου 10cm μεγαλύτερο από το ελάχιστο επιτρεπόμενο μέγεθος αλίευσης του με αποτέλεσμα να υπεραλιεύεται αυξητικά (Stergiou et al. 2004, Karantagakis 2007). Προτείνεται λοιπόν, η αύξηση του ελάχιστου επιτρεπόμενου μεγέθους αλίευσης στα 30cm (Stergiou et al. 2004), προκειμένου να μπορέσει το απόθεμα του να ανανεωθεί (Στεργίου και συν. 2011). Από την άλλη μεριά, προκειμένου να προστατευτεί το αναπαραγωγικό δυναμικό του προτείνεται ο ορισμός ενός μέγιστου επιτρεπόμενου μεγέθους αλίευσης στα 35cm (Stergiou et al. 2004), προκειμένου να προστατευτούν τα μεγαλόσωμα αποθέματα τα οποία παράγουν μεγαλύτερα και καλύτερης ποιότητας ωοκύτταρα έχοντας υψηλότερα ποσοστά επιβίωσης στο περιβάλλον. Αυτό το διαχειριστικό μέτρο δεν έχει εφαρμοστεί ποτέ στις ελληνικές θάλασσες (Παπαδαμάκης & Τσίκληρας 2010).

Το απόθεμα της γλώσσας (*S. solea*) αλιεύεται κυρίως από τη μικρή παράκτια αλιεία στις ελληνικές θάλασσες (Adamidou 2007). Το διαχειριστικό μέτρο του ελάχιστου επιτρεπόμενου μεγέθους αλίευσης της κρίνεται ανεπαρκές με βάση το μήκος της πρώτης γεννητικής της ωρίμασης. Ειδικότερα, το μήκος της πρώτης γεννητικής της ωρίμασης είναι περίπου 10cm μεγαλύτερο από το επιτρεπόμενο μέγεθος αλίευσης της (20cm) (Karantagakis 2007, Froese & Pauly 2012) με αποτέλεσμα να υπεραλιεύεται

αυξητικά (Στεργίου και συν. 2011). Προτείνεται λοιπόν, με βάση το προηγούμενο μήκος η αύξηση του ελάχιστου επιτρεπόμενου μεγέθους αλίευσης της στα 30cm, προκειμένου προτού συλληφθεί να έχει προλάβει να αναπαραχθεί τουλάχιστον μια φορά στη ζωής της (Στεργίου και συν. 2011).

Αξίζει να σημειωθεί εδώ, ότι η εκτίμηση της αλιευτικής κατάστασης του σκαθαριού (*S. cantharus*) στις Ηπειρωτικές ακτές και την Κέρκυρα (Πιν.3.2) ήταν χειρότερη σε σύγκριση με την αμέσως προηγούμενη εκτίμηση του αποθέματος στις ελληνικές θάλασσες. Ειδικότερα, το απόθεμα του σκαθαριού (*S. cantharus*) χαρακτηρίστηκε ως υπεραλιευμένο (Στεργίου και συν. 2011). Η διαφορά αυτή οφείλεται στο γεγονός της έλλειψης διαχειριστικών μέτρων (π.χ. ελάχιστο επιτρεπόμενο μέγεθος αλίευσης) με αποτέλεσμα το απόθεμα να δέχεται έντονη αλιευτική πίεση σε όλα τα στάδια της ζωής του. Το μήκος της πρώτης γεννητικής ωρίμασης του σκαθαριού (*S. cantharus*) στο Ιόνιο υπολογίζεται περίπου στα 32cm (Stergiou et al. 2009a). Προτείνεται λοιπόν, ο ορισμός ενός ελάχιστου επιτρεπόμενου μεγέθους αλίευσης του σκαθαριού (*S. cantharus*) το οποίο θα ξεπερνά το προηγούμενο μήκος προκειμένου να προστατευτούν τα ανώριμα αποθέματα από την αλιεία. Παράλληλα, για να προστατευτούν τα μεγάλωσα θηλυκά τα οποία παράγουν μεγαλύτερα και καλύτερης ποιότητας ωοκύτταρα με υψηλότερες πιθανότητες επιβίωσης στο περιβάλλον δε θα πρέπει να αλιεύονται σκαθάρια (*S. cantharus*) με μεγέθη πάνω από 60cm (Παπαδαμάκης & Τσίκληρας 2010).

Τα αποθέματα του βάτου (*R. clavata*), του νταουκιού (*M. merlangus*) και του μυλοκοπιού (*U. cirrosa*) δεν αποτελούν αποθέματα στόχους για κανένα από τα υπάρχοντα αλιευτικά εργαλεία στις ελληνικές θάλασσες αλλά συλλαμβάνονται ως παραλίευματα ή παρεμπίπτοντα αλιεύματα (by-catch) κυρίως από την τράτα βυθού

(βάτος *R. clavata* και νταούκι *M. merlangus*) και από τη μικρή παράκτια αλιεία (μυλοκόπι *U. cirrosa*) (Stergiou et al. 2003, Peristeraki & Megalofonou 2007, Στεργίου και συν. 2011). Η προηγούμενη εκτίμηση της κατάστασης εκμετάλλευσης αυτών των τριών αποθεμάτων στις ελληνικές θάλασσες (υπεραλιευμένα) είναι καλύτερη από την αντίστοιχη της παρούσας διατριβής (Πιν. 3.2) (Στεργίου και συν. 2011). Αυτή η διαφορά πιθανώς να οφείλεται στην υπερεκτίμηση της αλιευτικής κατάστασης αυτών των αποθεμάτων από τη χρησιμοποιούμενη μεθοδολογία (Froese & Kesner-Reyes 2002, Froese & Pauly 2003) μιας και οι εκφορτώσεις τους είναι σποραδικές αφού δεν αποτελούν αποθέματα στόχους ούτε για τη μέση ούτε για τη μικρή παράκτια αλιεία (Branch et al. 2011). Ωστόσο χρησιμοποιώντας διαφορετική μεθοδολογία από αυτήν της παρούσας διατριβής τα αποθέματα τους φαίνεται να απειλούνται στη Μεσόγειο (Πιν. 3.20) (Malak et al. 2010). Προτείνεται λοιπόν, ο ορισμός ενός ελάχιστου επιτρεπόμενου μεγέθους αλίευσης στα 80cm για το βάτο (*R. clavata*) (Dulvy et al. 2000, Abella & Serena 2005, Sifner et al. 2009, Serra-Pereira et al. 2011, Saglam & Ak 2012), 26cm για το νταούκι (*M. merlangus*) (Vallisneri et al. 2006) και 30cm για το μυλοκόπι (*U. cirrosa*) (Στεργίου και συν. 2011) με βάση το μήκος της πρώτης γεννητικής τους ωρίμασης.

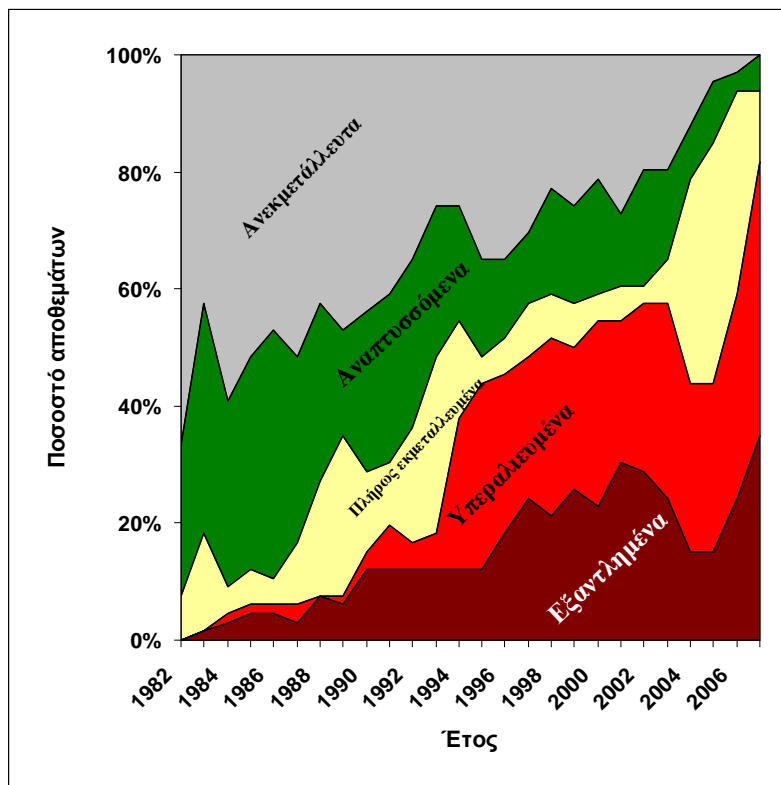
Η αλιευτική κατάσταση των σκορπιών (Scorpaenidae, Πιν. 3.2) οφείλεται στην έντονη αλιευτική πίεση την οποία δέχονται τα αποθέματα της κατηγορίας αυτής ελλείψει ειδικών διαχειριστικών μέτρων για την προστασία τους από την αλιεία (Karantagakis 2007). Εδώ θα πρέπει να τονιστεί, η ενδεχόμενη υπερεκτίμηση της αλιευτικής κατάστασης αυτών των αποθεμάτων από τη χρησιμοποιούμενη μεθοδολογία (Froese & Kesner-Reyes 2002, Froese & Pauly 2003) εξαιτίας της καταγραφής των εκφορτώσεων τους σε επίπεδο οικογένειας (Πιν. 3.2) (Branch et al. 2011). Προτείνεται

λοιπόν, με βάση το μήκος της πρώτης γεννητικής τους ωρίμασης ο ορισμός ενός ελάχιστου επιτρεπόμενου μεγέθους αλίευσης στα 30cm (Bilgin & Celik 2009, Ordines et al. 2009, Matic-Skoko et al. 2010).

Τέλος, ο σαργός (*D. sargus sargus*) αποτελεί απόθεμα στόχο των αλιευτικών εργαλείων (π.χ. μανωμένα δίχτυα, πατοπαράγαδα και κιούρτοι) της μικρής παράκτιας αλιείας στις ελληνικές θάλασσες (Adamidou 2007). Το ελάχιστο επιτρεπόμενο μέγεθος αλίευσης του ορίστηκε από την αλιευτική νομοθεσία στα 23cm (Karantagakis 2007). Το μήκος της πρώτης γεννητικής του ωρίμασης υπολογίζεται στα 27,5cm. Συνεπώς, αλιεύονται ανώριμα αποθέματα τα οποία δεν έχουν προλάβει να αναπαραχθούν ούτε μια φορά στη ζωής τους με αποτέλεσμα το απόθεμα τους να απειλείται στην περιοχή (Πιν. 3.2) (Stergiou et al. 2009a). Επιπροσθέτως, η αλιευτική κατάσταση του σαργού (*D. sargus sargus*) επιβαρύνεται και από τη σύλληψη υπομεγεθών αποθεμάτων όσον αφορά το ελάχιστο επιτρεπόμενο μέγεθος αλίευσης του από τα αλιευτικά εργαλεία της τράτας βυθού, της βιντζότρατας και των μανωμένων δικτυών, τα οποία είτε επιστρέφονται στη θάλασσα είτε πωλούνται παράνομα σε εστιατόρια τουριστικών προορισμών (Stergiou et al. 2009a). Προτείνεται λοιπόν, αύξηση του ελάχιστου επιτρεπόμενου μεγέθους αλίευσης του τουλάχιστον στα επίπεδα του μήκους της πρώτης γεννητικής του ωρίμασης, αύξηση του ανοίγματος ματιού της τράτας βυθού και των μανωμένων δικτυών σε συνδυασμό με την ολοκληρωτική απαγόρευση της αλιείας με βιντζότρατα στις ελληνικές θάλασσες (η ολοκληρωτική απαγόρευση της έχει παραταθεί μέχρι το 2013) (Moutopoulos & Stergiou 2012).

3.3 Αλιευτική υποπεριοχή 4 (Αμβρακικός Κόλπος και ακτές της Λευκάδας)

Στο έτος έναρξης της χρονοσειράς (1982), η πλειονότητα των αποθεμάτων ήταν ανεκμετάλλευτα (66,67%) και τα υπόλοιπα, είτε αναπτυσσόμενα (25,76%), είτε πλήρως εκμεταλλευμένα (7,58), ενώ δεν υπήρχαν υπεραλιευμένα (απουσίαζαν επίσης τα έτη 1983 και 1988) ή εξαντλημένα αποθέματα. Αντίθετα, το 2007, έτος με τα πιο πρόσφατα δεδομένα, το αθροιστικό ποσοστό των υπεραλιευμένων και εξαντλημένων αποθεμάτων έφτασε τη μέγιστη τιμή του (81,82%), εξαιτίας της ταυτόχρονης μεγιστοποίησης των επιμέρους ποσοστών αυτών των αποθεμάτων, σε αυτό το έτος (Σχ. 3.3). Συγκεκριμένα,



Σχήμα 3.3: Ο βαθμός εκμετάλλευσης των αλιευτικών αποθεμάτων (1982-2007) στην αλιευτική υποπεριοχή 4 (Αμβρακικός Κόλπος και ακτές της Λευκάδας) με βάση τα δεδομένα της ΕΣΥΕ

31 από τα συνολικά 66 αποθέματα που αναλύθηκαν χαρακτηρίστηκαν ως υπεραλιευμένα (46,97%), 23 ως εξαντλημένα (34,85%), 8 ως πλήρως εκμεταλλευμένα (12,12%), 4 ως αναπτυσσόμενα (6,06%), ενώ δε βρέθηκαν ανεκμετάλλευτα αποθέματα. Το χαμηλό αυτό ποσοστό των αναπτυσσόμενων αλλά και η απουσία ανεκμετάλλευτων αποθεμάτων, δικαιολογείται από τη διαχρονική μείωση που παρατηρείται στα ποσοστά και των δυο αποθεμάτων από το 1986 και 1982, αντίστοιχα. Από την άλλη μεριά, το ποσοστό των υπεραλιευμένων αποθεμάτων, αφού αυξήθηκε από το 1993 ως το 1995 κατά 26%, εν συνεχεία παρουσιάζει μια αυξομείωση (μέσος όρος \pm SD= 28,8 \pm 3,65%) μέχρι το 2006. Παράλληλα, αύξουσα πορεία παρουσιάζει και το ποσοστό των εξαντλημένων αποθεμάτων από το 1997 και ύστερα, με εξαίρεση μια πτώση στο ποσοστό τους τις χρονιές 2004 και 2005. Αυτή η μείωση της αλιευτικής παραγωγής στον Αμβρακικό Κόλπο και τις ακτές της Λευκάδας οφείλεται εκτός από την έντονη αλιευτική πίεση την οποία δέχονται τα αποθέματα αλλά και στην υψηλή φυσική θνησιμότητα τους εξαιτίας των έντονα ρυπασμένων νερών της περιοχής (Sylaios et al. 2010). Αξίζει να σημειωθεί, ότι τα ποσοστά των αναπτυσσόμενων και πλήρως εκμεταλλευμένων αποθεμάτων δεν ξεπέρασαν ποτέ το 43%.

Στον παρακάτω Πίνακα (Πίν. 3.3) παρουσιάζονται τα αποθέματα τα οποία είναι αντιπροσωπευτικά για κάθε κατηγορία αλιευτικής κατάστασης. Πράγματι, η αλιευτική κατάσταση των περισσότερων αποθεμάτων συμπίπτει με τα αποτελέσματα αντίστοιχων δημοσιευμένων επιστημονικών εργασιών (Πιν. 3.18, 3.19, 3.20).

Στην περίπτωση όμως του μελανουριού (*O. melanura*), η υπάρχουσα εκτίμηση για την αλιευτική του κατάσταση είναι χειρότερη από αυτήν της παρούσας διατριβής (Πιν. 3.3). Ειδικότερα, το μελανούρι (*O. melanura*) αναφέρεται ως υπεραλιευμένο στις ελληνικές θάλασσες (Στεργίου και συν. 2011). Η διαφορά αυτή πιθανώς να οφείλεται

Πίνακας 3.3: Τα κυριότερα αποθέματα για κάθε κατηγορία αλιευτικής κατάστασης στην αλιευτική υποπεριοχή 4 (Αμβρακικός Κόλπος και ακτές της Λευκάδας).

Ελληνική ονομασία	Επιστημονικό όνομα	Πλήρως εκμεταλλευμένα	Υπεραλιευμένα	Εξαντλημένα
Συναγρίδα	<i>D. dentex</i>	+		
Σουπά	<i>S. officinalis</i>	+		
Μελανούρι	<i>O. melanura</i>	+		
Λιθρίνι	<i>P. erythrinus</i>		+	
Χταπόδι	<i>O. vulgaris</i>		+	
Μπαρμπούνι	<i>M. surmuletus</i>		+	
Νταούκι	<i>M. merlangus</i>			+
Σκουμπρί	<i>S. scombrus</i>			+
Βλάχος	<i>P. americanus</i>			+

είτε στην απουσία διαχειριστικών μέτρων (π.χ. ελάχιστο επιτρεπόμενο μέγεθος αλίευσης) από την ευρωπαϊκή και ελληνική αλιευτική νομοθεσία με αποτέλεσμα η πλειονότητα των μελανουριών (*O. melanura*) τα οποία συλλαμβάνονται από τη βιντζότρατα στο Ιόνιο να είναι μικρότερα όσον αφορά το μήκος της πρώτης γεννητικής τους ωρίμασης (20cm) (Stergiou et al. 2009a), είτε στο ότι το απόθεμα μετακινήθηκε σε συνδυασμό με τις προτιμήσεις των ψαράδων οι οποίες μεταβάλλονται (Τσίρος και συν. 2010). Προτείνεται λοιπόν, ο ορισμός ενός ελάχιστου επιτρεπόμενου μεγέθους αλίευσης του μελανουριού (*O. melanura*) πάνω από τα 20cm, προκειμένου να προστατευτούν τα ανώριμα αποθέματα από την αλιεία (Στεργίου και συν. 2011).

Η αλιευτική κατάσταση του λυθρινιού (*P. erythrinus*) στην περιοχή (Πιν. 3.3) μπορεί να εξηγηθεί από την ανεπάρκεια του ελάχιστου επιτρεπόμενου μεγέθους αλίευσης του (15cm) (Karantagakis 2007) να προστατέψει τα μικρόσωμα και ανώριμα αποθέματα αυτού του αποθέματος από τη μέση και μικρή παράκτια αλιεία. Ειδικότερα, το μήκος της πρώτης γεννητικής του ωρίμασης είναι περίπου 7cm μεγαλύτερο από το επιτρεπόμενο μέγεθος με αποτέλεσμα να υπεραλιεύεται αυξητικά. Προτείνεται λοιπόν,

αύξηση του ελάχιστου επιτρεπόμενου μεγέθους αλίευσης πάνω από τα 22cm (Stergiou et al. 2009a).

Το χταπόδι (*O. vulgaris*) δέχεται έντονη αλιευτική πίεση από τα αλιευτικά εργαλεία της μέσης και μικρής παράκτιας αλιείας στην περιοχή μελέτης. Ειδικότερα, η τράτα βυθού και η βιντζότρατα αλιεύουν ανώριμα αποθέματα χταποδιού (*O. vulgaris*) ενώ αντίθετα οι βολκοί επηρεάζουν κυρίως το αναπαραγωγικό δυναμικό του αποθέματος (Lefkaditou et al. 2007). Συνεπώς, ασκείται έντονη αλιευτική πίεση σε όλα τα στάδια ζωής του χταποδιού (*O. vulgaris*) ελλείψει διαχειριστικών μέτρων (Karantagakis 2007). Προτείνεται λοιπόν, με βάση το μήκος της πρώτης γεννητικής του ωρίμασης ο ορισμός ενός ελάχιστου επιτρεπόμενου μεγέθους αλίευσης στα 18cm (μήκος μανδύα) ή ελάχιστου βάρους αλίευσης στα 2kg (Silva et al. 2002). Για να προστατευτεί το αναπαραγωγικό δυναμικό του προτείνεται η εποχική απαγόρευση της αλιείας του από Φεβρουάριο μέχρι το Μάιο (Lefkaditou et al. 2007).

Το μπαρμπούνι (*M. surmuletus*) αλιεύεται τόσο από τη μέση όσο και από τη μικρή παράκτια αλιεία στις ελληνικές θάλασσες (Adamidou 2007, Stergiou 2009, Στεργίου και συν. 2011). Το μήκος της πρώτης γεννητικής του ωρίμασης υπολογίζεται στα 16cm στις ελληνικές θάλασσες (Στεργίου και συν. 2011), ενώ στο Ιόνιο το αντίστοιχο μήκος υπολογίστηκε μήκος στα 20cm (Stergiou et al. 2009a). Το ελάχιστο επιτρεπόμενο μέγεθος αλίευσης για αυτό το απόθεμα ορίστηκε στα 11cm (Karantagakis 2007). Τα υψηλότερα ποσοστά με μεγέθη κάτω από το επιτρεπόμενο όριο αλίευσης αλιεύονται από τη βιντζότρατα, ενώ η πλειονότητα των αποθεμάτων που αλιεύονται από την τράτα βυθού, τη βιντζότρατα και τα μανωμένα δίχτυα είναι ανώριμα (Stergiou et al. 2009a). Το γεγονός αυτό εξηγείται από την έλλειψη επιστημονικού υποβάθρου κατά τη θέσπιση των διαχειριστικών μέτρων, με αποτέλεσμα

επιλεκτικά και μη εργαλεία να συμβάλλουν στην αυξητική υπεραλίευση αυτού του αποθέματος (Πιν. 3.19) (Stergiou & Petrakis 1993, Labropoulou et al. 1997, Στεργίου 1997, Stergiou et al. 1997a, Stergiou 1998). Προτείνεται λοιπόν, η αύξηση του ελάχιστου επιτρεπόμενου μεγέθους αλίευσης στα 21cm σε συνδυασμό με την ολοκληρωτική απαγόρευση της αλιείας με βιντζότρατα (Moutopoulos & Stergiou, 2012).

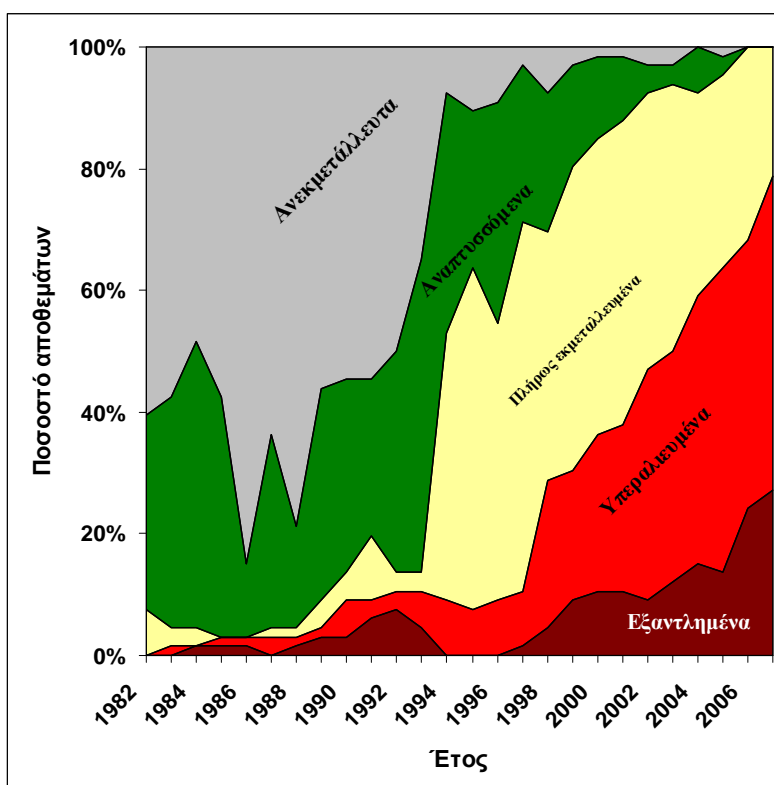
Η αλιευτική κατάσταση του βλάχου (*P. americanus*) έχει συζητηθεί στις ελληνικές θάλασσες (βλ. υποκεφάλαιο 3.1). Αξίζει να σημειωθεί όμως εδώ, ότι οι ψαράδες στοχεύουν όλο και λιγότερο το απόθεμα του βλάχου (*P. americanus*) στο Ιόνιο εξαιτίας των χαμηλών συλλήψεων στην περιοχή και της περιοδικότητας αυτών (Mytilineou & Machias 2007), με αποτέλεσμα πιθανώς να υπερεκτιμάται η αλιευτική του κατάσταση στην περιοχή μελέτης (Πιν. 3.4) από τη μεθοδολογία της παρούσας διατριβής (Froese & Kesner-Reyes 2002, Froese & Pauly 2003, Branch et al. 2011).

Η κατάσταση εκμετάλλευσης του σκουμπριού (*S. scombrus*) και του νταουκιού (*M. merlangus*) έχει συζητηθεί στις ελληνικές θάλασσες (βλ. υποκεφάλαιο 3.1) και στην αλιευτική υποπεριοχή 3 (βλ. υποκεφάλαιο 3.2), αντίστοιχα.

3.4 Αλιευτική υποπεριοχή 5 (ακτές Κεφαλονιάς και Ζακύνθου, Πατραϊκός Κόλπος)

Το 1982 (έτος έναρξης της χρονοσειράς), παραπάνω από τα μισά αποθέματα ήταν ανεκμετάλλευτα (60,6%), και τα υπόλοιπα, είτε αναπτυσσόμενα (31,8%), είτε πλήρως εκμεταλλευμένα (7,6%), ενώ δεν υπήρχαν υπεραλιευμένα ή εξαντλημένα αποθέματα (Σχ. 3.4). Παρά το γεγονός της απουσίας υπεραλιευμένων και εξαντλημένων αποθεμάτων για επιπλέον 1 έτος (1984) και 5 έτη (1983, 1987, 1994-1996), αντίστοιχα, τα ποσοστά και των δυο κατηγοριών εκμετάλλευσης αυξάνονται τα

τελευταία χρόνια. Συγκεκριμένα, το ποσοστό των υπεραλιευμένων αποθεμάτων συνεχώς αυξάνεται (μέσος όρος \pm SD= 44,2 \pm 5,28%) τα τελευταία 6 χρόνια (περίοδος 2002-2007) και το αντίστοιχο των εξαντλημένων αποθεμάτων τα τελευταία 5 χρόνια (περίοδος 2003-2007). Αντίθετα, τα ποσοστά των ανεκμετάλλευτων και αναπτυσσόμενων αποθεμάτων παρουσιάζουν ραγδαία μείωση από το 1994 μέχρι το τέλος της χρονοσειράς. Το έτος αυτό (1994), γίνεται η αφετηρία και μιας ραγδαίας αύξησης του ποσοστού των πλήρως εκμεταλλευμένων αποθεμάτων, το οποίο έφτασε τη μέγιστη τιμή του (60,6%) το 1997. Έτσι λοιπόν, το 2007 (έτος με τα πιο πρόσφατα



Σχήμα 3.4: Ο βαθμός εκμετάλλευσης των αλιευτικών αποθεμάτων (1982-2007) στην αλιευτική υποπεριοχή 5 (ακτές Κεφαλονιάς και Ζακύνθου, Πατραϊκός Κόλπος) με βάση τα δεδομένα της ΕΣΥΕ.

στοιχεία), το αθροιστικό ποσοστό των υπεραλιευμένων και εξαντλημένων αποθεμάτων προσεγγίζει τη μεγαλύτερη τιμή του (78,8%), εξαιτίας της ταυτόχρονης μεγιστοποίησης των επιμέρους ποσοστών αυτών των αποθεμάτων. Συγκεκριμένα, 34 από τα 66 αποθέματα που αναλύθηκαν χαρακτηρίστηκαν ως υπεραλιευμένα (51,5%), 18 ως εξαντλημένα (27,3%), 14 ως πλήρως εκμεταλλευμένα (21,2%), ενώ δε βρέθηκαν ανεκμετάλλευτα (απουσίαζαν επίσης τα έτη 2004 και 2006) ή αναπτυσσόμενα (απουσίαζαν επιπροσθέτως το έτος 2006) αποθέματα.

Στον παρακάτω Πίνακα (Πιν. 3.4) παρουσιάζονται τα αποθέματα τα οποία είναι αντιπροσωπευτικά για κάθε κατηγορία αλιευτικής κατάστασης. Στους Πίνακες που παρατίθενται στο τέλος αυτού του κεφαλαίου (Πίν. 3.18, 3.19, 3.20) παρουσιάζεται η κατάσταση εκμετάλλευσης των παραπάνω αποθεμάτων με βάση τη διεθνή βιβλιογραφία.

Πίνακας 3.4: Τα κυριότερα αποθέματα για κάθε κατηγορία αλιευτικής κατάστασης στην αλιευτική υποπεριοχή 5 (ακτές Κεφαλονιάς και Ζακύνθου και Πατραϊκός Κόλπος).

Ελληνική ονομασία	Επιστημονικό όνομα	Πλήρως εκμεταλλευμένα	Υπεραλιευμένα	Εξαντλημένα
Γόπα	<i>B. boops</i>	+		
Ξιφίας	<i>X. gladius</i>	+		
Κουτσομούρα	<i>M. barbatus</i>	+		
Ροφός	<i>E. marginatus</i>		+	
Μαρίδα	<i>S. smaris</i>		+	
Χάνοι	<i>Serranus spp.</i>			+
Κοκκινόψαρο	<i>H. dactylopterus</i>			+
Καραβίδα	<i>N. norvegicus</i>			+
Βλάχος	<i>P. americanus</i>			+

Ο Πατραϊκός Κόλπος μαζί με τις ακτές της Κεφαλονιάς και της Ζακύνθου είναι ένα από τα σημαντικότερα αλιευτικά πεδία στο Ιόνιο. Σε αυτήν την περιοχή εκτός από

τη μέση και τη μικρή παράκτια αλιεία εξίσου σημαντική είναι και η ερασιτεχνική αλιεία (Παπακωνσταντίνου και συν. 1987, Στεργίου και συν. 1987, Tzanatos et al. 2006). Ειδικότερα, η υψηλή αλιευτική παραγωγή της ερασιτεχνικής αλιείας και των σκαφών της παράκτιας αλιείας με ιπποδύναμη μικρότερη από 19 HP στην περιοχή (Στεργίου και συν. 1987), η οποία δεν καταγράφεται από την Εθνική Στατιστική Υπηρεσία Ελλάδος (ΕΣΥΕ) (Tsikliras et al. 2007) δυσχεραίνει την εκτίμηση της πραγματικής κατάστασης εκμετάλλευσης των αποθεμάτων. Παράλληλα, η αλιευτική προσπάθεια η οποία αυξήθηκε στην περιοχή συνοδεύτηκε από μείωση στις εκφορτώσεις από τα αλιευτικά εργαλεία της μέσης και μικρής παράκτιας αλιείας, υποδεικνύοντας μια μείωση της αφθονίας των αποθεμάτων εξαιτίας της υπεραλίευσης τους (Παπακωνσταντίνου και συν. 1987). Όταν συμβαίνει αυτό οι ψαράδες (κυρίως οι χαμηλού εισοδήματος κάτοχοι παράκτιων σκαφών) ενδέχεται να χρησιμοποιήσουν απαγορευμένες πρακτικές αλιείας (π.χ. χρήση δυναμίτιδας) προκαλώντας ‘ολοκληρωτική καταστροφή των αλιευτικών πόρων’ μια κατάσταση η οποία ονομάζεται ‘Μαλθουσιανή υπεραλίευση’ (Malthusian overfishing: Pauly 1990, Stergiou & Pollard 1994). Η χρήση των απαγορευμένων πρακτικών αλιείας σε συνδυασμό με την νόμιμη ή παράνομη ερασιτεχνική αλιεία στην περιοχή έχουν αρνητική επίδραση στην αλιευτική κατάσταση των αποθεμάτων. Παρόλα αυτά, μεγάλο μερίδιο ευθύνης στη διαχρονική μείωση των εκφορτώσεων φαίνεται να έχει και η ρύπανση η οποία υφίσταται στην περιοχή (Στεργίου και συν. 1987). Προτείνεται λοιπόν, ο περιορισμός της ερασιτεχνικής αλιείας ή η καταγραφή της μαζί με τα σκάφη με ιπποδύναμη μικρότερη από 19 HP από την Εθνική Στατιστική Υπηρεσία Ελλάδος (ΕΣΥΕ), η διενέργεια ερευνών με σκοπό την κατανόηση του τρόπου που οι ψαράδες επιλέγουν και αλλάζουν την ενασχόληση (métier) στην ιδιαίτερα παραγωγική και ετερογενή παράκτια

αλιεία (Tzanatos et al. 2006), η επανεξέταση της απαγόρευσης αλιείας με συρόμενα εργαλεία το μήνα Νοέμβριο στον Πατραϊκό Κόλπο αφού τα αλιευτικά σκάφη εκμεταλλεύονται αυτήν την περίοδο για να ψαρέψουν στο Κερκυραϊκό Κόλπο επιβαρύνοντας επιπλέον την περιοχή (Καπανταγάκης και συν. 2010) και τέλος η λήψη μέτρων για τον περιορισμό της περιβαλλοντικής υποβάθμισης (Παπακωνσταντίνου και συν. 1987).

Ο ροφός (*E. marginatus*) αλιεύεται κυρίως από τη μικρή παράκτια αλιεία στις ελληνικές θάλασσες (Adamidou 2007). Το ελάχιστο επιτρεπόμενο μέγεθος αλίευσης του ορίστηκε στα 45cm (Karantagakis 2007) το οποίο είναι μικρότερο από το μήκος της πρώτης γεννητικής του ωρίμασης με αποτέλεσμα να υπεραλιεύεται αυξητικά (Marino et al. 2001, Renones et al. 2010). Προτείνεται λοιπόν, η αύξηση του επιτρεπόμενου μεγέθους αλίευσης στα 65cm (Στεργίου και συν. 2011) προκειμένου το απόθεμα του να μπορέσει να ανανεωθεί έστω και στον ελάχιστο βαθμό, δηλαδή τα αποθέματα του ροφού (*E. marginatus*) προτού συλληφθούν να έχουν αναπαραχθεί τουλάχιστον μια φορά στη ζωή τους (Στεργίου και συν. 2011). Για να προστατευτεί το αναπαραγωγικό δυναμικό του ροφού (*E. marginatus*) προτείνεται η θέσπιση ενός μέγιστου επιτρεπόμενου μεγέθους εκφόρτωσης στα 80cm (Renones et al. 2010) προκειμένου να προστατευτούν τα μεγαλόσωμα αποθέματα τα οποία παράγουν μεγαλύτερα και καλύτερης ποιότητας ωοκύτταρα έχοντας υψηλότερα ποσοστά επιβίωσης στο περιβάλλον. Αυτό το διαχειριστικό μέτρο δεν έχει εφαρμοστεί ποτέ στις ελληνικές θάλασσες (Παπαδαμάκης & Τσίκληρας 2010).

Η αλιευτική κατάσταση της μαρίδας (*S. smaris*) στην παρούσα διατριβή (Πιν. 3.4, 3.16) οφείλεται στα υψηλά ποσοστά εκφορτώσεων ανώριμων μαρίδων (*S. smaris*) από την τράτα βυθού και τη βιντζότρατα σε σχέση με το μήκος της πρώτης γεννητικής

της ωρίμασης (13cm) στις ελληνικές θάλασσες. Η κατάσταση εκμετάλλευσης της επιβαρύνεται περαιτέρω από την απουσία ειδικών διαχειριστικών μέτρων για την προστασία της από την αλιεία (Stergiou et al. 2004). Συνέπεια των ανωτέρω είναι το απόθεμα της μαρίδας (*S. smaris*) αρχικά να υπεραλιεύεται αυξητικά (Πιν. 3.4) με αποτέλεσμα το απόθεμα της να μην μπορεί να ανανεωθεί (αφού οι μαρίδες *S. smaris* που συλλαμβάνονται δεν έχουν προλάβει να αναπαραχθούν ούτε μια φορά στη ζωής τους) (Stergiou et al. 2009a) ενώ κινδυνεύει να εξαντληθεί στην περιοχή των Κυκλάδων (Πιν. 3.16). Προτείνεται λοιπόν, ο ορισμός ενός ελάχιστου επιτρεπόμενου μεγέθους αλίευσης στα 10cm προκειμένου να προστατευτούν τα ανώριμα αποθέματα της από την αλιεία (Στεργίου και συν. 2011).

Αξίζει να σημειωθεί εδώ, ότι η προηγούμενη εκτίμηση της αλιευτικής κατάστασης του αποθέματος των χάνων (*Serranus* spp.) ήταν καλύτερη για τις ελληνικές θάλασσες (υπεραλιευμένο) (Στεργίου και συν. 2011) σε σύγκριση με την εκτίμηση για την αλιευτική υποπεριοχή 5 (Πιν. 3.4). Η διαφορά αυτή οφείλεται σε δυο κυρίως λόγους αφενός στην έντονη αλιευτική πίεση που δέχεται το απόθεμα εξαιτίας της έλλειψης διαχειριστικών μέτρων (π.χ. ελάχιστο επιτρεπόμενο μέγεθος αλίευσης) για την προστασία του από την αλιεία και αφετέρου στην υπερεκτίμηση της αλιευτικής του κατάστασης από τη χρησιμοποιούμενη μεθοδολογία της παρούσας διατριβής (Froese & Kesner-Reyes 2002, Froese & Pauly 2003, Branch et al. 2011). Ειδικότερα, στην περιοχή της Ζακύνθου συλλαμβάνονται από τη βιντζότρατα και την τράτα βυθού υψηλά ποσοστά χάνων (*Serranus* spp.) το μέγεθος των οποίων υπολείπεται κατά πολύ του μήκους της πρώτης γεννητικής τους ωρίμασης (14cm) (Stergiou et al. 2009a). Προτείνεται λοιπόν, ένα μέγεθος αλίευσης πάνω από 19cm (Στεργίου και συν. 2011) προκειμένου να συλλαμβάνονται χάνοι (*Serranus* spp.) οι οποίοι θα έχουν αναπαραχθεί

έστω μια φορά στη ζωή τους και με αυτόν τον τρόπο να ανανεωθεί το απόθεμα τους (Στεργίου και συν. 2011). Στην κατηγορία 'χάνοι' της Εθνικής Στατιστικής Υπηρεσίας Ελλάδος (ΕΣΥΕ) ομαδοποιούνται οι εκφορτώσεις δυο αποθεμάτων, του χάνου *Serranus cabrilla* (Linnaeus, 1758), Comber, και της πέρκας *Serranus scriba* (Linnaeus, 1758), Painted comber (Tsikliras et al. 2007). Προτείνεται λοιπόν, η ξεχωριστή καταγραφή των εκφορτώσεων αυτών των δυο αποθεμάτων προκειμένου να ξεπεραστεί η όποια υπερεκτίμηση της αλιευτικής τους κατάστασης προέρχεται από την ομαδοποίηση τους σε επίπεδο είδους (Πιν. 3.4) (Branch et al. 2011).

Η αλιευτική κατάσταση του κοκκινόψαρου (*H. dactylopterus*) (Πιν. 3.4) μπορεί να εξηγηθεί από την βαθυμετρική εξάπλωση της τράτας βυθού στο Ιόνιο πέλαγος τα τελευταία χρόνια, η οποία εντείνεται την περίοδο προς το τέλος της άνοιξης (Mytilineou & Machias 2007) συμπίπτοντας με την εποχή αναπαραγωγής αυτών των αποθεμάτων (Siaratis & Somarakis 2007). Με άλλα λόγια η τράτα βυθού επηρεάζει τόσο το ενδιαίτημα, όσο και το αναπαραγωγικό δυναμικό του, καθώς και τα νεαρά αποθέματα του κοκκινόψαρου (*H. dactylopterus*) (Mytilineou & Machias 2007). Προτείνεται λοιπόν, η εποχική απαγόρευση της αλιείας του κοκκινόψαρου (*H. dactylopterus*) την περίοδο της άνοιξης προκειμένου να προστατευτεί το αναπαραγωγικό δυναμικό του από την αλιεία, σε συνδυασμό με τον ορισμό ενός ελάχιστου επιτρεπόμενου μεγέθους αλίευσης στα 26cm με βάση το μήκος της πρώτης γεννητικής του ωρίμασης με στόχο την προστασία και των ανώριμων γεννητικά κοκκινόψαρων (*H. dactylopterus*) από την αλιεία (Kelly et al. 1999).

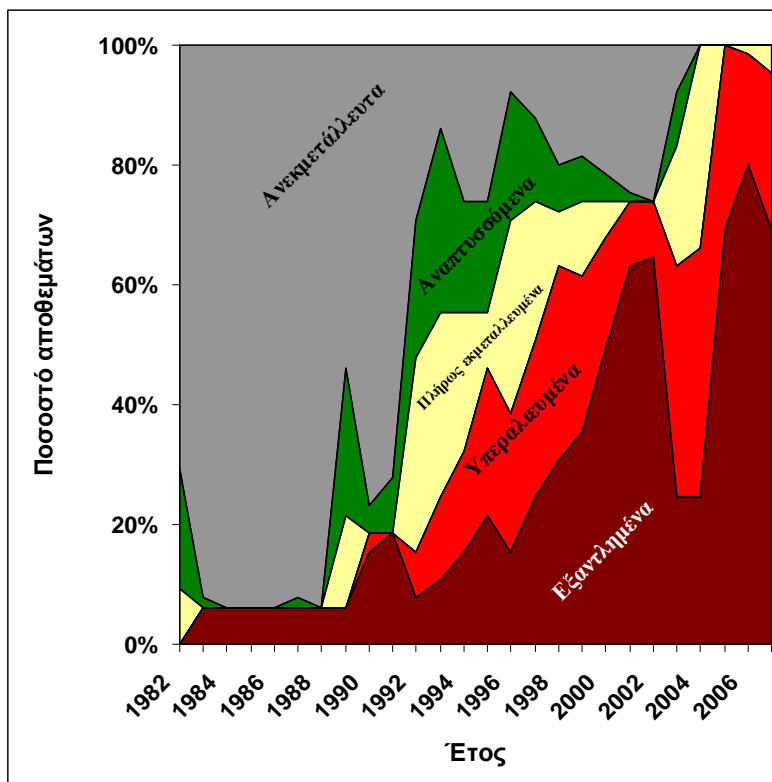
Το ελάχιστο επιτρεπόμενο μέγεθος αλίευσης της караβίδας (*N. norvegicus*) στις ελληνικές θάλασσες είναι 7 και 2cm ολικό μήκος και μήκος κελύφους αντίστοιχα (Karantagakis 2007). Το μήκος της πρώτης γεννητικής της ωρίμασης της караβίδας

ποικίλει από 2,1 έως 3,3cm μήκος κελύφους (Relini et al. 1998, Sarda et al. 1998, Tuck et al. 2000) με επικρατέστερο τα 3,3cm για τις ελληνικές θάλασσες (Relini et al. 1998). Συνεπώς, αλιεύονται αποθέματα καραβίδας (*N. norvegicus*) από την τράτα βυθού υπομεγέθη και ανώριμα (Mytilineou & Machias 2007), με αποτέλεσμα το απόθεμα τους να κινδυνεύει στην περιοχή (Πιν. 3.12). Προτείνεται λοιπόν, ένα επιτρεπόμενο μέγεθος αλίευσης τουλάχιστον πάνω από το μήκος της πρώτης γεννητικής της ωρίμασης για την προστασία των ανώριμων αποθεμάτων καραβίδας (*N. norvegicus*) από την αλιεία.

Η κατάσταση εκμετάλλευσης του βλάχου (*P. americanus*) έχει συζητηθεί στις ελληνικές θάλασσες (βλ. υποκεφάλαιο 3.1).

3.5 Αλιευτική υποπεριοχή 6 (Κυπαρισσιακός και Μεσσηνιακός Κόλπος)

Αρχικά πρέπει να αναφερθεί ότι στην περιοχή του Κυπαρισσιακού και Μεσσηνιακού Κόλπου οι εκφορτώσεις των καβουριών (*C. aestuarii*) ήταν μηδενικές για όλα τα έτη της χρονοσειράς, και επομένως οι αναλύσεις πραγματοποιήθηκαν για τα υπόλοιπα 65 αποθέματα, έτσι όπως συστηματικά καταγράφονται από την Εθνική Στατιστική Υπηρεσία Ελλάδος (ΕΣΥΕ). Το 2007 (έτος με τα πιο πρόσφατα στοιχεία) λοιπόν, 3 από τα συνολικά 65 αποθέματα που αναλύθηκαν χαρακτηρίστηκαν ως πλήρως εκμεταλλευμένα (4,62%), 17 ως υπεραλιευμένα (26,15%), 45 ως εξαντλημένα (69,23%), ενώ δεν υπήρχαν ανεκμετάλλευτα ή αναπτυσσόμενα αποθέματα (Σχ. 3.5). Αντίθετα, το 1982 (έτος έναρξης της χρονοσειράς), τα περισσότερα αποθέματα ήταν ανεκμετάλλευτα (70,77%) και τα υπόλοιπα, είτε αναπτυσσόμενα (20%), είτε πλήρως εκμεταλλευμένα (9,23%), ενώ απουσίαζαν υπεραλιευμένα ή εξαντλημένα αποθέματα. Τα πρώτα υπεραλιευμένα αποθέματα παρατηρήθηκαν στις αρχές της δεκαετίας του '90 και έκτοτε το ποσοστό τους αυξάνεται (με εξαίρεση μια μείωση που παρατηρείται



Σχήμα 3.5: Ο βαθμός εκμετάλλευσης των αλιευτικών αποθεμάτων (1982-2007) στην αλιευτική υποπεριοχή 6 (Κυπαρισσιακός και Μεσσηνιακός Κόλπος) με βάση τα δεδομένα της ΕΣΥΕ.

τα έτη 2002 και 2006), προσεγγίζοντας μάλιστα τη μέγιστη τιμή του το έτος 2004. Ταυτόχρονα στο έτος αυτό (2004), το ποσοστό των πλήρως εκμεταλλευμένων αποθεμάτων μεγιστοποιείται (33,85%), αφού προηγουμένως μηδενίστηκε 10 φορές (περίοδοι 1983-1988, 1990-1991, 2001-2002) πριν και μια φορά (έτος 2005) μετά τη μέγιστη τιμή του. Ομοίως, τα τελευταία 8 χρόνια (περίοδος 2000-2007) τα εξαντλημένα αποθέματα συνεχώς αυξάνονται, (με εξαίρεση μια μείωση στο ποσοστό τους τα έτη 2003 και 2004), σημειώνοντας τη μέγιστη τιμή τους (80%) το έτος 2006. Από την άλλη μεριά, το αθροιστικό ποσοστό (93,85%) των ανεκμετάλλευτων και αναπτυσσόμενων

αποθεμάτων παρέμεινε σταθερό για την περίοδο 1983-1988, ποσοστό μάλιστα το οποίο αποτελεί παράλληλα τη μέγιστη τιμή των πρώτων. Έκτοτε το ποσοστό των ανεκμετάλλευτων αποθεμάτων παρουσιάζει ραγδαία μείωση και μηδενίζεται τα τελευταία 4 έτη της χρονοσειράς, περίοδος στην οποία απουσιάζουν και τα αναπτυσσόμενα (απουσιάζουν επιπροσθέτως και το 2002) αποθέματα. Στον Πίνακα 3.5 παρουσιάζονται τα αποθέματα τα οποία είναι αντιπροσωπευτικά για κάθε κατηγορία αλιευτικής κατάστασης.

Πίνακας 3.5: Τα κυριότερα αποθέματα για κάθε κατηγορία αλιευτικής κατάστασης στην αλιευτική υποπεριοχή 6 (Κυπαρισσιακός και Μεσσηνιακός Κόλπος).

Ελληνική ονομασία	Επιστημονικό όνομα	Πλήρως εκμεταλλευμένα	Υπεραλιευμένα	Εξαντλημένα
Σαργός	<i>D. sargus</i> <i>sargus</i>	+		
Διάφορα	Osteichthyes	+		
Βακαλάος	<i>M. merluccius</i>	+		
Σπάρος	<i>D. annularis</i>		+	
Γαλέοι	<i>Mustelus</i> spp.		+	
Σκορπιοί	Scorpaenidae		+	
Σαμπανός	<i>T. trachurus</i>		+	
Μαγιάτικο	<i>S. dumerili</i>		+	
Μυλοκόπι	<i>U. cirrosa</i>			+
Μελανούρι	<i>O. melanura</i>			+
Λιθρίνι	<i>P. erythrinus</i>			+
Γαύρος	<i>E. encrasicolus</i>			+

Η κατάσταση εκμετάλλευσης των παραπάνω αποθεμάτων σύμφωνα με τη διεθνή βιβλιογραφία παρουσιάζεται στους Πίνακες που παρατίθενται στο τέλος του κεφαλαίου (Πιν. 3.18, 3.19, 3.20). Το απόθεμα του σπάρου (*D. annularis*) στην Ελλάδα και τη Μεσόγειο χαρακτηρίζεται ως πλήρως εκμεταλλευμένο (FAO 2005, Στεργίου και συν. 2011). Δηλαδή, η αμέσως προηγούμενη εκτίμηση της αλιευτικής του κατάστασης είναι

καλύτερη σε σύγκριση με την κατάσταση εκμετάλλευσης του στον Κυπαρισσιακό και Μεσσηνιακό Κόλπο (Πιν. 3.5). Η διαφορά αυτή πιθανώς οφείλεται στην έντονη αλιευτική πίεση την οποία δέχεται το απόθεμα, εξαιτίας της ανεπάρκειας του ελάχιστου επιτρεπόμενου μεγέθους αλίευσης του. Ειδικότερα, το ελάχιστο επιτρεπόμενο μέγεθος αλίευσης μειώθηκε από τα 15 στα 12cm σύμφωνα με την ευρωπαϊκή νομοθεσία με αποτέλεσμα να συλλαμβάνονται υψηλά ποσοστά γεννητικά ανώριμων σπάρων (*D. annularis*) από τη βιντζότρατα, την τράτα βυθού και τα μανωμένα δίχτυα στο Ιόνιο πέλαγος (Tzanatos et al. 2008, Stergiou et al. 2009a). Το μήκος της πρώτης γεννητικής ωρίμασης των σπάρων (*D. annularis*) στο Ιόνιο υπολογίζεται περίπου στα 14cm (Stergiou et al. 2009a). Επομένως, αλιεύονται νεαροί σπάροι (*D. annularis*) οι οποίοι δεν έχουν προλάβει να αναπαραχθούν ούτε μια φορά στη ζωή τους με αποτέλεσμα να υπεραλιεύονται αυξητικά (Στεργίου και συν. 2011) και να κινδυνεύουν να εξαντληθούν σε κάποιες περιοχές της Ελλάδας (Στρυμωνικός & Κόλπος Καβάλας, Θάσος, Θρακικό πέλαγος) (Πιν. 3.13). Προτείνεται λοιπόν, η αύξηση του ελάχιστου επιτρεπόμενου μεγέθους αλίευσης στα 15cm προκειμένου να προστατευτούν τα ανώριμα αποθέματα από την αλιεία (Στεργίου και συν. 2011).

Η αλιευτική κατάσταση των γαλέων (*Mustelus spp.*) πιθανώς να επηρεάστηκε από τη χρησιμοποιούμενη μεθοδολογία (Froese & Kesner-Reyes 2002, Froese & Pauly 2003) της παρούσας διατριβής η οποία σύμφωνα με την εργασία του Branch et al. (2011) υπερεκτιμά την κατάσταση εκμετάλλευσης των υπεραλιευμένων (Πιν. 3.5) και εξαντλημένων αποθεμάτων (Πιν. 3.12) τα οποία καταγράφονται σε επίπεδο είδους. Επιπροσθέτως, υπερεκτιμούν τα αποθέματα τα οποία δεν αποτελούν στόχο της αλιείας όπως στην περίπτωση των γαλέων (*Mustelus spp.*), με αποτέλεσμα οι εκφορτώσεις τους να είναι σποραδικές και να δημιουργούνται προβλήματα στην πραγματική εκτίμηση της

βιομάζας τους (Branch et al. 2011). Προτείνεται λοιπόν, ο ορισμός ενός ελάχιστου επιτρεπόμενου μεγέθους αλίευσης στα 100cm για τους γαλέους (*Mustelus spp.*) σύμφωνα με το μήκος της πρώτης γεννητικής τους ωρίμασης (Στεργίου και συν. 2011, Froese & Pauly 2012).

Ομοίως, το ελάχιστο επιτρεπόμενο μέγεθος αλίευσης για το απόθεμα του μελανουριού (*O. melanura*) που έχει θεσπιστεί από την ελληνική νομοθεσία (9,5cm) είναι πολύ μικρότερο σε σχέση με το μήκος της πρώτης γεννητικής του ωρίμασης (20cm) στο Ιόνιο πέλαγος. Συνέπεια των ανωτέρω, είναι να αλιεύονται ανώριμα αποθέματα μελανουριού (*O. melanura*) από τη βιντζότρατα (Stergiou et al. 2009a), με αποτέλεσμα το απόθεμα του να υπεραλιεύεται αυξητικά σε πρώτο χρόνο (Στεργίου και συν. 2011), και σε δεύτερο να κινδυνεύει να εξαντληθεί (αποτελέσματα παρούσας διατριβής). Προτείνεται λοιπόν, η αύξηση του ελάχιστου επιτρεπόμενου μεγέθους αλίευσης του στα 20cm προκειμένου να προστατευτούν τα ανώριμα αποθέματα από την αλιεία (Στεργίου και συν. 2011), σε συνδυασμό με την ολοκληρωτική απαγόρευση της βιντζότρατας (Moutopoulos & Stergiou 2012).

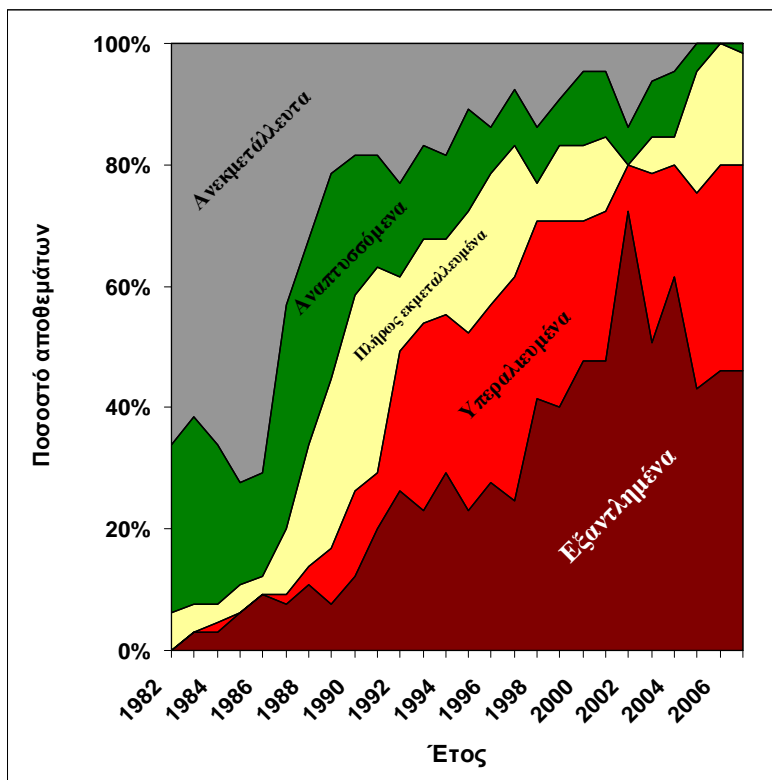
Ο σαμπαρός (*T. trachurus*) αλιεύεται κυρίως από τα αλιευτικά εργαλεία της μέσης αλιείας (γρι-γρι νύχτας και τράτα βυθού) στις ελληνικές θάλασσες (Adamidou 2007, Stergiou et al. 2009a, Στεργίου και συν. 2011). Το ελάχιστο επιτρεπόμενο μέγεθος αλίευσης του είναι περίπου 6cm μικρότερο από το μήκος της πρώτης γεννητικής του ωρίμασης (Abaunza et al. 2003, Karantagakis 2007) με αποτέλεσμα να υπεραλιεύεται αυξητικά (Στεργίου και συν. 2011). Προτείνεται λοιπόν, η αύξηση του ελάχιστου επιτρεπόμενου μεγέθους αλίευσης του τουλάχιστον μέχρι τα 23cm προκειμένου να προστατευτούν τα ανώριμα αποθέματα από την αλιεία (Στεργίου και συν. 2011).

Το μαγιάτικο (*S. dumerili*) αλιεύεται σε σημαντικές ποσότητες από το γρι-γρι ημέρας και σε μικρότερες από τα πατοπαράγαδα της μικρής παράκτιας αλιείας (Adamidou 2007). Δεν ορίστηκε κάποιο ειδικό διαχειριστικό μέτρο για την προστασία του με αποτέλεσμα να ασκείται έντονη αλιευτική πίεση σε όλα τα στάδια της ζωής του (Karantagakis 2007). Προτείνεται λοιπόν, ο ορισμός ενός ελάχιστου επιτρεπόμενου μεγέθους αλίευσης στα 113cm με βάση το μήκος της πρώτης γεννητικής του ωρίμασης (Kozul et al. 2001).

Η αλιευτική κατάσταση των σκορπιών (*Scorpaenidae*) και του μυλοκοπιού (*U. cirrosa*) έχει συζητηθεί στην αλιευτική υποπεριοχή 3 (βλ. υποκεφάλαιο 3.2) και τέλος του λιθρινιού (*P. erythrinus*) στην αλιευτική υποπεριοχή 4 (βλ. υποκεφάλαιο 3.3).

3.6 Αλιευτική υποπεριοχή 7 (Λακωνικός Κόλπος)

Στην περιοχή 7 (Λακωνικός Κόλπος), διαπιστώθηκε ότι οι εκφορτώσεις των αποθεμάτων καβουριών (*C. aestuarii*) ήταν μηδενικές για όλα τα έτη της χρονοσειράς και επομένως οι αναλύσεις πραγματοποιήθηκαν για τα υπόλοιπα 65 αποθέματα, έτσι όπως συστηματικά καταγράφονται από την Εθνική Στατιστική Υπηρεσία Ελλάδος (ΕΣΥΕ). Το 2007 (έτος με τα πιο πρόσφατα δεδομένα), μόνο 1 από τα συνολικά 65 αποθέματα που αναλύθηκαν χαρακτηρίστηκε ως αναπτυσσόμενο (1,54%), 12 ως πλήρως εκμεταλλευμένα (18,46%), 22 ως υπεραλιευμένα (33,85%) και 30 ως εξαντλημένα (46,15%), ενώ δεν υπήρχαν ανεκμετάλλευτα αποθέματα και τα 2 προηγούμενα έτη (περίοδος 2005-2007) (Σχ. 3.6). Αντίθετα το 1982, έτος έναρξης της χρονοσειράς, δεν υπήρχαν υπεραλιευμένα (απουσίαζαν επίσης τα έτη 1983, 1985 και 1986) ή εξαντλημένα αποθέματα, με την πλειονότητα των αποθεμάτων να είναι είτε ανεκμετάλλευτα (66,15%) είτε αναπτυσσόμενα (27,69%) και τα εναπομείναντα πλήρως



Σχήμα 3.6: Ο βαθμός εκμετάλλευσης των αλιευτικών αποθεμάτων (1982-2007) στην αλιευτική υποπεριοχή 7 (Λακωνικός Κόλπος) με βάση τα δεδομένα της ΕΣΥΕ.

εκμεταλλευμένα (6,15%). Το ποσοστό των πλήρως εκμεταλλευμένων αποθεμάτων μηδενίστηκε το έτος 2002, εν αντιθέσει με το ποσοστό των εξαντλημένων αποθεμάτων το οποίο έφτασε τη μέγιστη τιμή του (72,31%) στο ίδιο έτος. Τα τελευταία λοιπόν 10 χρόνια (περίοδος 1998-2007), το ποσοστό των εξαντλημένων αποθεμάτων αυξάνεται, ενώ παρόμοια τάση παρουσιάζει και το ποσοστό των υπεραλιευμένων αποθεμάτων. Συγκεκριμένα, τα τελευταία 5 χρόνια το ποσοστό των υπεραλιευμένων αποθεμάτων αυξήθηκε (μέσος όρος \pm SD=29,2 \pm 6,53% περίοδος 2003-2007) και πάλι, αφού είχε προηγηθεί μια μείωση στο ποσοστό τους από το 1997, όταν και έφτασαν τη μέγιστη

τιμή τους (36,92%). Από την άλλη μεριά, το ποσοστό των ανεκμετάλλεωτων αποθεμάτων παρουσιάζει ραγδαία μείωση από το 1986 ως το τέλος της χρονοσειράς, ενώ μετά από ένα χρόνο (1987) και το ποσοστό των αναπτυσσόμενων αποθεμάτων μειώνεται μέχρι που μηδενίζεται το 2006. Στον Πίνακα 3.6 που ακολουθεί παρουσιάζονται τα αποθέματα τα οποία είναι αντιπροσωπευτικά για κάθε κατηγορία αλιευτικής κατάστασης.

Πίνακας 3.6: Τα κυριότερα αποθέματα για κάθε κατηγορία αλιευτικής κατάστασης στην αλιευτική υποπεριοχή 7 (Λακωνικός Κόλπος).

Ελληνική ονομασία	Επιστημονικό όνομα	Πλήρως εκμεταλλευμένα	Υπεραλιευμένα	Εξαντλημένα
Βραστόψαρα		+		
Χάνοι	<i>Serranus</i> spp.	+		
Φαγγρί	<i>P. pagrus</i>	+		
Σαργός	<i>D. sargus sargus</i>		+	
Αστακοί			+	
Σκορπιοί	Scorpaenidae		+	
Δάφορα	Osteichthyes		+	
Καλκάνι	<i>P. maxima</i>			+
Γλώσσα	<i>S. solea</i>			+
Κέφαλοι	Mugilidae			+

Η κατάσταση εκμετάλλευσης αυτών των αποθεμάτων συγκρίνεται με τα αποτελέσματα δημοσιευμένων εργασιών όπως παρουσιάζονται στους Πίνακες (Πιν. 3.18, 3.19, 3.20) στο τέλος αυτού του κεφαλαίου. Η αλιευτική κατάσταση του αποθέματος των βραστόψαρων στο Λακωνικό Κόλπο (Πιν. 3.6) είναι καλύτερη σε σχέση με προηγούμενες εκτιμήσεις, σύμφωνα με τις οποίες κάποια αποθέματα της κατηγορίας αυτής χαρακτηρίζονται ως υπεραλιευμένα τόσο στη βορειοανατολική Μεσόγειο (ακτές Τουρκίας) όσο και στο Σαρωνικό Κόλπο (Paraconstantinou 1986, Cicek et al. 2008). Η διαφορά αυτή πιθανώς οφείλεται στην ομαδοποίηση

εκφορτώσεων από διάφορα αποθέματα (τα περισσότερα από τα οποία δεν ανήκουν καν στο απόθεμα των βραστόψαρων) από την Εθνική Στατιστική Υπηρεσία Ελλάδος (ΕΣΥΕ) στην κατηγορία ‘βραστόψαρα’ (Tsikliras et al. 2007), με αποτέλεσμα η κατάσταση εκμετάλλευσης τους να υποεκτιμάται. Τα βραστόψαρα στις ελληνικές θάλασσες συλλαμβάνονται κυρίως από την τράτα βυθού αλλά και από άλλα αλιευτικά εργαλεία (Politou 2007). Για τα αποθέματα αυτά δεν ορίστηκε κάποιο ειδικό διαχειριστικό μέτρο για την προστασία τους, ενώ η εποχική απαγόρευση της τράτας βυθού στις ελληνικές θάλασσες (από την 1η Ιουνίου μέχρι τις 30 Σεπτεμβρίου) με σκοπό την προστασία τόσο της αναπαραγόμενης βιομάζας όσο και της νεοσυλλογής (Τσίκληρας 2009α) κρίνεται αναποτελεσματική εξαιτίας της αναπαραγωγής αυτών των αποθεμάτων από το τέλος του χειμώνα μέχρι τις αρχές του καλοκαιριού (Papaconstantinou 1982, Papaconstantinou 1986, Ismen et al. 2004, Cicek et al. 2008, Pkyaz et al. 2010). Προτείνεται λοιπόν, η απαγόρευση της αλιείας αυτών των αποθεμάτων την προηγούμενη περίοδο στις ελληνικές θάλασσες. Από την άλλη μεριά, το μεγαλύτερο ποσοστό των βραστόψαρων που συλλαμβάνονται, τις περισσότερες φορές είναι μικρότερα σε σχέση με το μήκος της πρώτης γεννητικής τους ωρίμασης (Cicek et al. 2008). Το μήκος αυτό ποικίλει μεταξύ των αποθεμάτων της κατηγορίας αυτής με επικρατέστερο εκείνο των 18 έως 20cm (Colloca et al. 2003, Ismen et al. 2004, Eryilmaz & Meric 2005, Boudaya et al. 2008, Cicek et al. 2008). Συνεπώς, προτείνεται σε πρώτη φάση η εφαρμογή ενός ελαχίστου επιτρεπόμενου μεγέθους αλίευσης πάνω από τα 20cm προκειμένου να περιοριστεί η αυξητική υπεραλίευση, σε συνδυασμό με την διενέργεια ερευνών όσον αφορά τη βιολογία και τη δυναμική αυτών των αποθεμάτων. Επίσης, προτείνεται η ομαδοποίηση των αποθεμάτων αυτής της

κατηγορίας στην κατηγορία ‘διάφορα ψάρια’ της Εθνικής Στατιστικής Υπηρεσίας Ελλάδος (ΕΣΥΕ) (Tsikliras et al. 2007).

Στην κατηγορία ‘αστακοί’ ομαδοποιούνται από την Εθνική Στατιστική Υπηρεσία Ελλάδος (ΕΣΥΕ) οι εκφορτώσεις της αστακοκαραβίδας *Hommarus gammarus* (Linnaeus, 1758), European lobster και του αστακού *Palinurus elephas* (Fabricius, 1787), European spiny lobster (Tsikliras et al. 2007). Και για τα δυο είδη έχουν θεσπιστεί ελάχιστα επιτρεπόμενα μεγέθη αλίευσης (30cm ολικό μήκος ή 10,5cm μήκος κελύφους για την αστακοκαραβίδα *H. gammarus* και 9cm μήκος κελύφους για τον αστακό *P. elephas*) καθώς και εποχική απαγόρευση της αλιείας τους (από 1^η Σεπτεμβρίου μέχρι 31 Δεκεμβρίου) (Karantagakis 2007). Εντούτοις, τα αποθέματα αυτά απειλούνται στην περιοχή μελέτης (Πιν. 3.12) αλλά και στην ευρύτερη περιοχή της Μεσογείου (Πιν. 3.19). Το μήκος της πρώτης γεννητικής ωρίμασης της αστακοκαραβίδας (*H. gammarus*) και του αστακού (*P. elephas*) υπολογίζεται από 8 μέχρι 11cm (Tully et al. 2001, Lizárraga-Cubedo et al. 2003) και 7,7cm μήκος κελύφους, αντίστοιχα (Goni et al. 2003). Με άλλα λόγια, αυτά τα δυο αποθέματα δεν υπεραλιεύονται αυξητικά στις ελληνικές θάλασσες. Πιθανώς όμως να υπεραλιεύονται τα μεγαλύτερης ηλικίας αποθέματα τους (‘υπεραλίευση μακρόβιων αποθεμάτων’) τα οποία παράγουν μεγαλύτερα και καλύτερης ποιότητας ωοκύτταρα με υψηλότερα ποσοστά επιβίωσης σε σχέση με τα μικρόσωμα και νεαρότερα αποθέματα καθώς είναι γνωστό ότι η γονιμότητα αυξάνεται με την ηλικία, το βάρος και το μήκος σώματος (Moland et al. 2010). Προτείνεται λοιπόν, η θέσπιση ενός μέγιστου επιτρεπόμενου μεγέθους αλίευσης αυτών των δυο αποθεμάτων προκειμένου να προστατευτεί το αναπαραγωγικό δυναμικό τους (Παπαδαμάκης & Τσίκληρας 2010), αλλά και η καταγραφή ξεχωριστά των εκφορτώσεων τους προκειμένου να ξεπεραστεί οποιαδήποτε

υπερεκτίμηση της κατάστασης εκμετάλλευσης τους προέρχεται από τη χρησιμοποιούμενη μεθοδολογία της παρούσας διατριβής (Froese & Kesner-Reyes 2002, Froese & Pauly 2003, Tsikliras et al. 2007, Branch et al. 2011).

Η χρησιμοποιούμενη μεθοδολογία (Froese & Kesner-Reyes 2002, Froese & Pauly 2003) της παρούσας διατριβής υπερεκτιμά την αλιευτική κατάσταση των αποθεμάτων τα οποία δεν αποτελούν στόχους της αλιείας καθότι οι εκφορτώσεις τους είναι σποραδικές, καθώς και τις ομάδες αποθεμάτων, δηλαδή τις κατηγορίες εκείνες στις οποίες ομαδοποιούνται οι εκφορτώσεις παραπάνω από δυο αποθέματα (Branch et al. 2011). Οι δύο προηγούμενες προτάσεις περιγράφουν απόλυτα την κατηγορία ‘διάφορα ψάρια’ της Εθνικής Στατιστικής Υπηρεσίας Ελλάδος (ΕΣΥΕ). Συνεπώς, η αλιευτική κατάσταση αυτής της κατηγορίας αποθεμάτων στο Λακωνικό Κόλπο (Πιν. 3.6) πιθανώς να σχετίζεται με τη χρησιμοποιούμενη μεθοδολογία της παρούσας διατριβής (Froese & Kesner-Reyes 2002, Froese & Pauly 2003, Tsikliras et al. 2007, Branch et al. 2011).

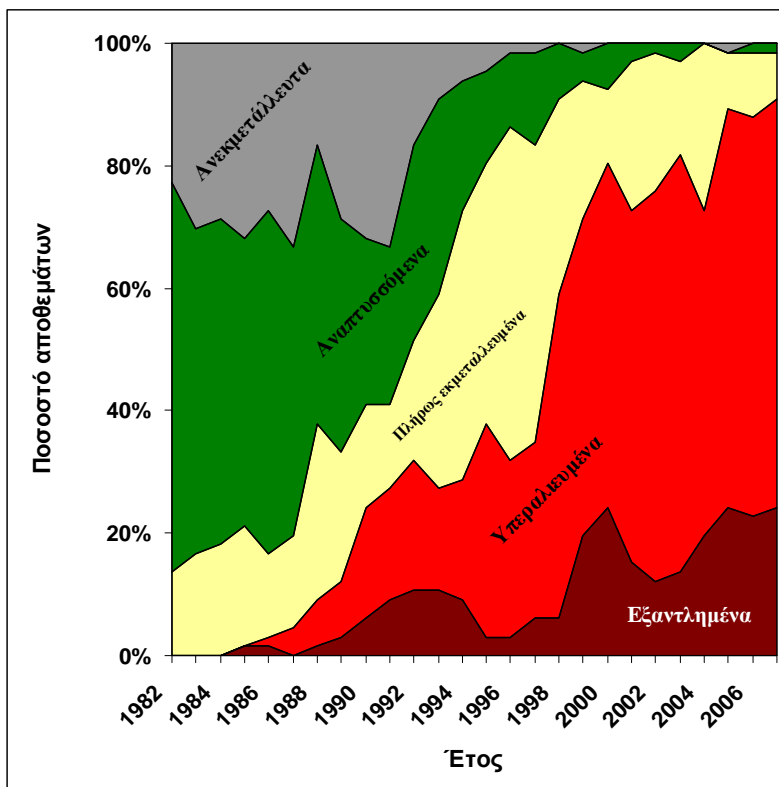
Στην κατηγορία ‘κέφαλοι’ ομαδοποιούνται από την Εθνική Στατιστική Υπηρεσία Ελλάδος (ΕΣΥΕ) οι εκφορτώσεις από πέντε είδη τα οποία ανήκουν στην οικογένεια Mugilidae (Στεργίου και συν. 2011) με αποτέλεσμα να μην μπορεί να εκτιμηθεί η κατάσταση εκμετάλλευσης για κάθε ένα από αυτά ξεχωριστά (Tsikliras et al. 2007). Εκτός από τον κέφαλο (*Mugil cephalus*) Linnaeus, 1758, Flathead grey mullet, για τον οποίο έχει θεσπιστεί ένα ελάχιστο επιτρεπόμενο μέγεθος αλίευσης στα 16cm για κανένα άλλο από τα υπόλοιπα είδη της κατηγορίας αυτής δεν ορίστηκε κάποιο ειδικό διαχειριστικό μέτρο προκειμένου να προστατευτούν από την ιδιαίτερα παραγωγική και ετερογενή παράκτια αλιεία στην περιοχή (Karantagakis 2007). Προτείνεται λοιπόν, είτε η καταγραφή των εκφορτώσεων από την Εθνική Στατιστική

Υπηρεσία Ελλάδος (ΕΣΥΕ) ανά αποθέμα, είτε να αλιεύονται πάνω από 24cm και τα πέντε αποθέματα (το μικρότερο μήκος πρώτης γεννητικής ωρίμασης ήταν του ψωμωνιού *Liza saliens* (Risso, 1810) Leaping mullet περίπου στα 22cm) (Στεργίου και συν. 2011).

Η κατάσταση εκμετάλλευσης του καλκανιού (*P. maxima*) έχει συζητηθεί στις ελληνικές θάλασσες (βλ. υποκεφάλαιο 3.1) και τέλος του σαργού (*D. sargus sargus*), των σκορπιών (Scorpaenidae) και της γλώσσας (*S. solea*) στην αλιευτική υποπεριοχή 3 (βλ. υποκεφάλαιο 3.2).

3.7 Αλιευτική υποπεριοχή 8 (Αργολικός και Σαρωνικός Κόλπος)

Το 2007 (έτος με τα πιο πρόσφατα δεδομένα), από τα συνολικά 66 αποθέματα που αναλύθηκαν, μόνο 1 χαρακτηρίστηκε ως αναπτυσσόμενο (1,52%), 5 ως πλήρως εκμεταλλευμένα (7,58%), 44 ως υπεραλιευμένα (66,67%) και 16 ως εξαντλημένα (24,24%), ενώ δεν υπήρχαν ανεκμετάλλευτα αποθέματα (Σχ. 3.7). Αντίθετα το 1982, έτος έναρξης της χρονοσειράς, πάνω από τα μισά αποθέματα που αναλύθηκαν χαρακτηρίστηκαν ως αναπτυσσόμενα (63,64%), ποσοστό μάλιστα που αποτελεί τη μέγιστη τιμή τους, τα υπόλοιπα δε αποθέματα ήταν είτε ανεκμετάλλευτα (22,73%), είτε πλήρως εκμεταλλευμένα (13,64%), ενώ απουσίαζαν υπεραλιευμένα ή εξαντλημένα (απουσίαζαν επίσης τα έτη 1983, 1984 και 1987) αποθέματα. Το ποσοστό τόσο των ανεκμετάλλευτων, όσο και των αναπτυσσόμενων αποθεμάτων μειώνεται δραστικά από το 1991 και 1982 αντίστοιχα μέχρι το τελευταίο έτος της χρονοσειράς (2007). Συγκεκριμένα, τα τελευταία 10 χρόνια το ποσοστό των ανεκμετάλλευτων αποθεμάτων μηδενίστηκε 8 φορές (περίοδοι: 1998, 2000-2004, 2006-2007) και το αντίστοιχο ποσοστό των αναπτυσσόμενων αποθεμάτων μηδενίστηκε τα έτη 2004 και 2005. Τα



Σχήμα 3.7: Ο βαθμός εκμετάλλευσης των αλιευτικών αποθεμάτων (1982-2007) στην αλιευτική υποπεριοχή 8 (Αργολικός και Σαρωνικός Κόλπος) με βάση τα δεδομένα της ΕΣΥΕ.

πρώτα υπεραλιευμένα αποθέματα έκαναν την εμφάνιση τους το έτος 1986, με το ποσοστό τους συνεχώς να αυξάνεται (μέσος όρος \pm SD=60 \pm 6,4%) την περίοδο 1998-2007, φτάνοντας τη μέγιστη του το έτος 2003. Ομοίως, σχεδόν την ίδια χρονική περίοδο 1999-2007) με την ανωτέρω, το ποσοστό των εξαντλημένων αποθεμάτων (παρουσίασε μια σχετική αύξηση προσεγγίζοντας μάλιστα τη μέγιστη τιμή του τα έτη 2000, 2005 και 2007.

Στον Πίνακα 3.7 παρουσιάζονται τα αποθέματα τα οποία είναι αντιπροσωπευτικά για κάθε κατηγορία αλιευτικής κατάστασης. Στους Πίνακες

3.18, 3.19 και 3.20 στο τέλος του παρόντος κεφαλαίου παρουσιάζεται η αλιευτική κατάσταση των παρακάτω αποθεμάτων με βάση τη διεθνή βιβλιογραφία.

Πίνακας 3.7: Τα κυριότερα αποθέματα για κάθε κατηγορία αλιευτικής κατάστασης στην αλιευτική υποπεριοχή 8 (Αργολικός και Σαρωνικός Κόλπος).

Ελληνική ονομασία	Επιστημονικό όνομα	Πλήρως εκμεταλλευμένα	Υπεραλιευμένα	Εξαντλημένα
Συναγρίδα	<i>D. dentex</i>	+		
Μαρίδα	<i>S. smaris</i>	+		
Σουπιά	<i>S. officinalis</i>	+		
Μελανούρι	<i>O. melanura</i>		+	
Σαυρίδι	<i>T. mediterraneus</i>		+	
Σκουμπρί	<i>S. scombrus</i>		+	
Παλαμίδα	<i>S. sarda</i>		+	
Βάτος	<i>R. clavata</i>			+
Αστακοί				+
Χέλι	<i>A. anguilla</i>			+
Καβούρι	<i>C. aestuarii</i>			+

Με μια πιο προσεκτική ματιά στα υπεραλιευμένα και εξαντλημένα αποθέματα του Αργοσαρωνικού Κόλπου (Πιν. 3.7), παρατηρείται ότι τα περισσότερα από αυτά είναι υψηλού τροφικού επιπέδου (μεγαλύτερο από 3,5), συνεπώς μεγαλύτερου μεγέθους σώματος (Stergiou & Karpouzi 2002, Στεργίου και συν. 2011, Froese & Pauly 2012). Το τροφικό επίπεδο εκφράζει τη θέση των αποθεμάτων στο τροφικό πλέγμα (Stergiou & Polunin 2000) και υπολογίζεται από το μέσο τροφικό επίπεδο της λείας του αν προστεθεί η μονάδα (δηλαδή θα πρέπει να είναι γνωστές οι διατροφικές συνήθειες του αποθέματος). Έτσι λοιπόν, το τροφικό επίπεδο των πρωτογενών παραγωγών όπως είναι το φυτοπλαγκτό είναι ίσο με τη μονάδα, από 2 μέχρι 3 είναι κυρίως ζωοπλαγκτοφάγοι οργανισμοί ή μικρόσωμα είδη (π.χ. μελανούρι (*O. melanura*)) και από 3,5 μέχρι 4,5 μεγάλωσωμα είδη και κορυφαίοι θηρευτές. Η αλιεία συνήθως αφαιρεί επιλεκτικά τα

μεγαλόσωμα υψηλού τροφικού επιπέδου αποθέματα τόσο σε επίπεδο αποθέματος όσο και μεταξύ των αποθεμάτων (Pauly et al. 2002), με αποτέλεσμα οι εκφορτώσεις να αποτελούνται από μικρού μεγέθους αποθέματα (δηλαδή το μέσο τροφικό επίπεδο διαχρονικά μειώνεται) μια διαδικασία γνωστή από τον Pauly και τους συνεργάτες του ως ‘συρρίκνωση των θαλάσσιων τροφικών πλεγμάτων’ (‘fishing down marine food webs’) (Pauly et al. 1998). Πράγματι, η διαδικασία αυτή υφίσταται στον Αργοσαρωνικό Κόλπο (Stergiou 2005). Σε μια πρόσφατη δημοσιευμένη εργασία όμως αμφισβητείται έντονα η χρησιμοποίηση του μέσου τροφικού επιπέδου των εκφορτώσεων για να παρουσιαστεί η επίδραση της αλιείας στα θαλάσσια αποθέματα (Pauly & Watson 2005). Οι αμφιβολίες επικεντρώνονται στις εκφορτώσεις οι οποίες επηρεάζονται από ποικίλους παράγοντες (π.χ. προσφορά και ζήτηση της αγοράς, αλλαγές στην αλιευτική τεχνολογία και προτιμήσεις στα αποθέματα στόχους). Προτείνεται λοιπόν, για την ανίχνευση της επίδρασης της αλιείας στα θαλάσσια αποθέματα η χρησιμοποίηση και άλλων στοιχείων όπως η εκτίμηση της βιομάζας των αποθεμάτων από ερευνητικά προγράμματα τρατών βυθού (Branch et al. 2010). Τέτοιου είδους στοιχεία όμως είναι περιορισμένα στη Μεσόγειο (Paraconstantinou & Farugio 2000), ενώ αντίθετα οι εκφορτώσεις παρουσιάζουν αρκετά πλεονεκτήματα (βλ. υποκεφάλαιο 1.3).

Η παλαμίδα (*S. sarda*) αλιεύεται από τα αλιευτικά εργαλεία της μέσης (γρι-γρι νύχτας) και της μικρής παράκτιας αλιείας (κουλούρα, σύνθετα δίχτυα) (Adamidou 2007). Δεν ορίστηκε κάποιο ειδικό διαχειριστικό μέτρο για την προστασία της στις ελληνικές θάλασσες (Karantagakis 2007). Το μήκος της πρώτης γεννητικής της ωρίμασης υπολογίζεται περίπου στα 39cm στη Μεσόγειο. Προτείνεται λοιπόν, ο ορισμός ενός ελάχιστου επιτρεπόμενου μεγέθους αλίευσης στα 40cm (Relini et al. 2005), προκειμένου αφενός να περιοριστεί η αυξητική υπεραλίευση και αφετέρου το

απόθεμα να μπορεί να ανανεωθεί έστω και στον ελάχιστο βαθμό (Στεργίου και συν. 2011).

Το σαυρίδι (*T. mediterraneus*) αλιεύεται κυρίως από τα αλιευτικά εργαλεία της μέσης αλιείας (τράτα βυθού και γρι-γρι) (Stegiou et al. 2007a). Το μήκος της πρώτης γεννητικής του ωρίμασης είναι πέντε εκατοστά μεγαλύτερο από το ελάχιστο επιτρεπόμενο μέγεθος αλίευσης του (15cm) με αποτέλεσμα να υπεραλιεύεται αυξητικά στην περιοχή μελέτης (Stegiou et al. 2004). Προτείνεται λοιπόν, η αύξηση του ελάχιστου επιτρεπόμενου μεγέθους αλίευσης του στα 22cm προκειμένου να μπορέσουν να προστατευτούν τα ανώριμα αποθέματα από την αλιεία (Στεργίου και συν. 2011). Για να προστατευτεί το αναπαραγωγικό δυναμικό του θα πρέπει να οριστεί ένα μέγιστο επιτρεπόμενο μέγεθος αλίευσης στα 25cm (Stegiou et al. 2004). Αυτό το διαχειριστικό μέτρο δεν έχει εφαρμοστεί ποτέ στις ελληνικές θάλασσες αλλά στοχεύει στην προστασία των μεγαλόσωμων αποθεμάτων τα οποία παράγουν μεγαλύτερα και καλύτερης ποιότητας ωκύτταρα έχοντας υψηλότερα ποσοστά επιβίωσης στο περιβάλλον (Παπαδαμάκης & Τσίκληρας 2010).

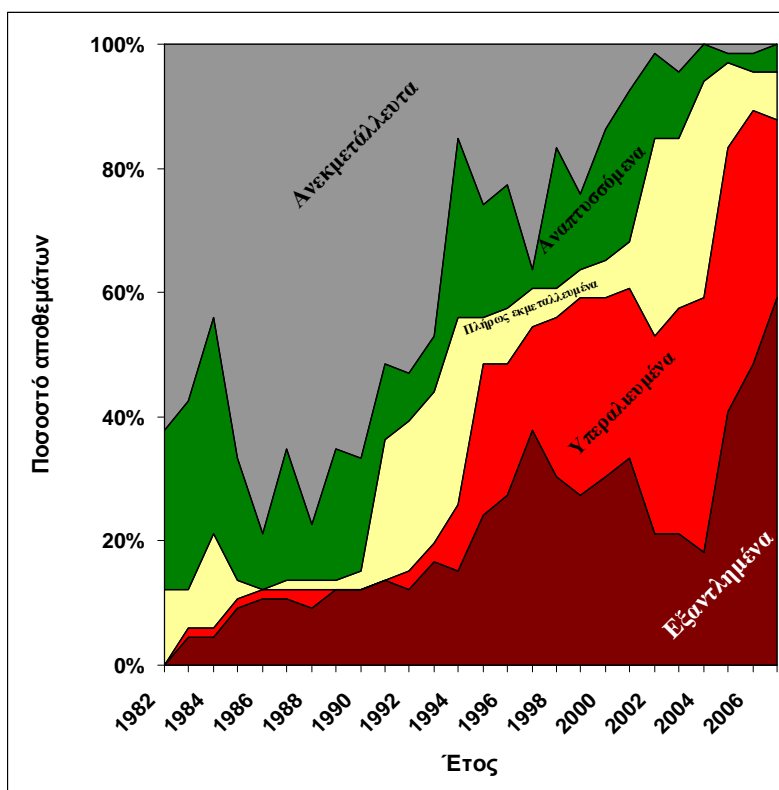
Το χέλι (*A. anguilla*) αλιεύεται από τη μικρή παράκτια αλιεία στις ελληνικές θάλασσες (Stegiou & Pollard 1994, Tzanatos et al. 2005). Η πολυπλοκότητα του κύκλου ζωής του σε συνδυασμό με την μετανάστευση του στον ωκεανό προκειμένου να αναπαραχθεί (Θάλασσα των Σαργασσών) δυσχεραίνει τη διαχείριση του (Zompola et al. 2008). Το ελάχιστο επιτρεπόμενο μέγεθος αλίευσης του (30cm) δεν επαρκεί για να προστατευτούν τα ανώριμα αποθέματα αφού το μήκος της πρώτης γεννητικής του ωρίμασης υπολογίζεται ότι είναι διπλάσιο (Karantagakis 2007, Froese & Pauly 2012). Προτείνεται λοιπόν, η αύξηση του ελάχιστου επιτρεπόμενου μεγέθους αλίευσης τουλάχιστον στο μήκος της πρώτης γεννητικής του ωρίμασης προκειμένου να

περιοριστεί η αυξητική υπεραλίευση, αλλά και η αντιμετώπιση του ως ενιαίο απόθεμα απαιτεί την ενιαία διαχείριση του (σε Ευρωπαϊκό-Μεσογειακό επίπεδο τουλάχιστον) (Ζόμπολα και συν. 2001).

Η κατάσταση εκμετάλλευσης του σκουμπριού (*S. scombrus*) και του καβουριού (*C. aestivalis*) έχει συζητηθεί στις ελληνικές θάλασσες (βλ. υποκεφάλαιο 3.1), του βάτου (*R. clavata*) στην αλιευτική υποπεριοχή 3 (βλ. υποκεφάλαιο 3.2), του μελανουριού (*O. melanura*) στην αλιευτική υποπεριοχή 4 (βλ. υποκεφάλαιο 3.3) και των αστακών στην αλιευτική υποπεριοχή 7 (βλ. υποκεφάλαιο 3.6).

3.8 Αλιευτική υποπεριοχή 9 (Κορινθιακός Κόλπος)

Το 2007 (έτος με τα πιο πρόσφατα δεδομένα), από τα συνολικά 66 αποθέματα που αναλύθηκαν 3 χαρακτηρίστηκαν ως αναπτυσσόμενα (4,5%), 5 ως πλήρως εκμεταλλευμένα (7,6%), 19 ως υπεραλιευμένα (28,8%) και 39 ως εξαντλημένα (59,1%), ενώ δεν υπήρχαν ανεκμετάλλευτα αποθέματα (Σχ. 3.8). Αντίθετα το 1982, έτος έναρξης της χρονοσειράς, το αθροιστικό ποσοστό των ανεκμετάλλευτων και αναπτυσσόμενων αποθεμάτων ήταν 87,9% (62,1 και 25,8%, αντίστοιχα), τα υπόλοιπα δε αποθέματα ήταν πλήρως εκμεταλλευμένα (12,1%), ενώ δεν υπήρχαν υπεραλιευμένα (απουσίαζαν επίσης την περίοδο 1989-1991) ή εξαντλημένα αποθέματα. Τα τελευταία 10 χρόνια όμως, το ποσοστό των υπεραλιευμένων αποθεμάτων σημειώνει ανοδική πορεία (μέσος όρος \pm SD= 33,5 \pm 6,2% για την περίοδο 1998-2007), το οποίο έφτασε τη μέγιστη τιμή του, το έτος 2005. Παράλληλα από το 1995, και το ποσοστό των εξαντλημένων αποθεμάτων ολοένα και αυξάνεται (με εξαίρεση ίσως την περίοδο 2002-2004 στην οποία παρατηρείται μια μείωση στο ποσοστό τους) μέχρι το τελευταίο έτος της χρονοσειράς. Σε αυτό το έτος (2007) μάλιστα, το ποσοστό των εξαντλημένων



Σχήμα 3.8: Ο βαθμός εκμετάλλευσης των αλιευτικών αποθεμάτων (1982-2007) στην αλιευτική υποπεριοχή 9 (Κορινθιακός Κόλπος) με βάση τα δεδομένα της ΕΣΥΕ.

αποθεμάτων προσέγγισε τη μέγιστη τιμή του. Από την άλλη μεριά, στα μέσα της δεκαετίας του '80, αφού πρώτα τα ποσοστά των ανεκμετάλλευτων και αναπτυσσόμενων αποθεμάτων μεγιστοποιήθηκαν (78,8 και 34,8% αντίστοιχα), έκτοτε μειώνονται, ενώ στην περίπτωση των αναπτυσσόμενων αποθεμάτων το ποσοστό τους μηδενίστηκε και το 2004 (εκτός από το 2007). Αξίζει να σημειωθεί ότι το ποσοστό των πλήρως εκμεταλλευμένων αποθεμάτων δεν ξεπέρασε ποτέ το 35%. Στον Πίνακα που ακολουθεί (Πιν. 3.8) παρουσιάζονται τα αποθέματα τα οποία είναι αντιπροσωπευτικά για κάθε κατηγορία αλιευτικής κατάστασης. Στους Πίνακες 3.18, 3.19 και 3.20 στο

τέλος του παρόντος κεφαλαίου παρουσιάζεται η κατάσταση εκμετάλλευσης αυτών των αποθεμάτων σύμφωνα με τη διεθνή βιβλιογραφία.

Πίνακας 3.8: Τα κυριότερα αποθέματα για κάθε κατηγορία αλιευτικής κατάστασης στην αλιευτική υποπεριοχή 9 (Κορινθιακός Κόλπος).

Ελληνική ονομασία	Επιστημονικό όνομα	Πλήρως εκμεταλλευμένα	Υπεραλιευμένα	Εξαντλημένα
Καραβίδα	<i>N. norvegicus</i>	+		
Διάφορα	Osteichthyes	+		
Βακαλάος	<i>M. merluccius</i>	+		
Ροφός	<i>E. marginatus</i>		+	
Σαυρίδι	<i>T. mediterraneus</i>		+	
Γόπα	<i>B. boops</i>		+	
Βάτος	<i>R. clavata</i>			+
Σκυλόψαρα	Squalidae			+
Μυλοκόπι	<i>U. cirrosa</i>			+

Στον Κορινθιακό Κόλπο σημαντικό ποσοστό του συνολικού αλιεύματος συνίσταται από είδη περιορισμένης ή μηδαμινής εμπορικής αξίας ευνοούμενα από την περιορισμένη υφαλοκρηπίδα και τα βαθειά νερά του Κόλπου. Ωστόσο πολλά από αυτά τα αποθέματα κατέχουν σημαντική θέση στο τροφικό πλέγμα επειδή αποτελούν λεία για τα αποθέματα με υψηλή εμπορική αξία (π.χ. το απόθεμα του γουρλομάτη *Gadiculus argenteus argenteus* Guichenot, 1850, Silvery pout, το οποίο αλιεύεται σε υψηλές ποσότητες στον Κόλπο αποτελεί λεία για το προσφυγάκι *M. poutassou*) (Παπακωνσταντίνου και συν. 1987, Πετράκης & Στεργίου 1987, Στεργίου και συν. 1987). Πολλά από αυτά τα αποθέματα καταγράφονται στην κατηγορία ‘διάφορα ψάρια’ από την Εθνική Στατιστική Υπηρεσία Ελλάδος (ΕΣΥΕ) με αποτέλεσμα να μην μπορεί να εκτιμηθεί η κατάσταση εκμετάλλευσης τους (Tsikliras et al. 2007). Πράγματι, αποθέματα τα οποία άρχισαν να αλιεύονται τα τελευταία χρόνια στην Ελλάδα όπως το

απόθεμα του κρανιού (*Argyrosomus regius*) (Asso, 1801), Meagre και της στρογγυλοσαρδέλας (*Etrumeus teres*) (DeKay, 1842), Red-eye round herring, οι εκφορτώσεις τους ομαδοποιούνται στα ‘διάφορα ψάρια’ (Τσίρος και συν. 2010). Παρόλα αυτά αυτή η ομάδα αποθεμάτων (‘διάφορα ψάρια’) δεν φαίνεται να απειλείται προς το παρόν στον Κορινθιακό Κόλπο (Πιν. 3.8).

Στον Κορινθιακό Κόλπο η αλιευτική παραγωγή ενισχύεται από το ανεμογενές σύστημα ανάβλυσης (Stergiou et al. 1997a), με αποτέλεσμα να υπάρχει έντονη αλιευτική δραστηριότητα στην περιοχή από τη μέση και τη μικρή παράκτια αλιεία, καθώς και την ερασιτεχνική αλιεία (Στεργίου 1986). Ότι ισχύει για την αλιευτική προσπάθεια, τη ‘Μαλθουσιανή υπεραλίευση’, την ερασιτεχνική και μικρή παράκτια αλιεία στον Πατραϊκό Κόλπο και τις ακτές της Κεφαλονιάς και της Ζακύνθου, ισχύει και στον Κορινθιακό Κόλπο (βλ. υποκεφάλαιο 3.4) και δε θα εξεταστούν περαιτέρω. Σε αυτό το σημείο όμως, θα εξεταστεί η επίδραση της βιντζότρατας στην κατάσταση εκμετάλλευσης των αποθεμάτων. Μετά από πολλές παρατάσεις αποφασίστηκε η ολοκληρωτική απαγόρευση της μέχρι το 2013 στις Ελληνικές θάλασσες εξαιτίας των αρνητικών επιδράσεων της τόσο στην αλιευτική κατάσταση των αποθεμάτων όσο και στο ενδιαίτημα τους (Moutopoulos & Stergiou 2012). Τα αλιευτικά πεδία της βιντζότρατας είναι κυρίως περιοχές στις οποίες συγκεντρώνονται νεαρά κυρίως αποθέματα (νηπιακές περιοχές), όπως του σαυριδιού (*T. mediterraneus*) και της γόπας (*B. boops*) με αποτέλεσμα αυτά τα αποθέματα να απειλούνται στον Κορινθιακό Κόλπο (Πιν. 3.8) (Παπακωνσταντίνου και συν. 1987, Katsanevakis et al. 2010).

Η γόπα (*B. boops*) αλιεύεται σε σημαντικό βαθμό από τα αλιευτικά εργαλεία της μέσης (γρι-γρι νύχτας) αλλά και σε μικρότερο βαθμό από αυτά της μικρής παράκτιας αλιείας (βιντζότρατα, απλάδια, σύνθετα δίχτυα) (Adamidou 2007, Stergiou et al. 2007a,

Moutopoulos & Stergiou 2012). Το γρι-γρι χαρακτηρίζεται ως επιλεκτικό αλιευτικό εργαλείο όσον αφορά τον αριθμό των αποθεμάτων στόχων τον οποίο συλλαμβάνει, αλλά ως μη επιλεκτικό όσον αφορά τα μεγέθη τα οποία συλλαμβάνει (Pettrakis et al. 2007). Με άλλα λόγια η επιλεκτικότητα ενός αλιευτικού εργαλείου ορίζεται στην ιδιότητα του: α) να αλιεύει ένα συγκεκριμένο εύρος μεγεθών από ένα απόθεμα και να αφήνει τα υπόλοιπα μεγέθη να διαφεύγουν και β) να στοχεύει σε συγκεκριμένα αποθέματα αφήνοντας τα υπόλοιπα να διαφεύγουν (Pettrakis et al. 2007, Τσίκληρας 2009γ). Οι ψαράδες δικαιολογούν τη χρήση μικρού ανοίγματος ματιού στο δίχτυ του γρι-γρι (το ελάχιστο επιτρεπόμενο είναι 7mm και 20mm από κόμπο σε κόμπο για το γρι-γρι νύχτας και γρι-γρι ημέρας, αντίστοιχα (Kaririis 2007)) υποστηρίζοντας ότι μπερδεύονται τα αποθέματα σε αυτό με αποτέλεσμα να απαιτείται χρόνος και επιπρόσθετη εργασία για να τα ξεμπερδέψουν (Pettrakis et al. 2007). Η ανεπάρκεια της ισχύουσας αλιευτικής νομοθεσίας τόσο για το άνοιγμα ματιού του γρι-γρι όσο και για το ελάχιστο επιτρεπόμενο μέγεθος αλίευσης της γόπας (*B. boops*) (10cm) (Karantagakis 2007) σε σχέση με το μήκος της πρώτης γεννητικής της ωρίμασης (13cm) (Στεργίου και συν. 2011, Froese & Pauly 2012), οδηγεί στην αλίευση υπομεγεθών αποθεμάτων τα οποία δεν έχουν προλάβει να αναπαραχθούν ούτε μια φορά στη ζωή τους με αποτέλεσμα τα αποθέματα τους να μην μπορούν να ανανεωθούν και να υπεραλιεύονται αυξητικά (Στεργίου και συν. 2011). Προτείνεται λοιπόν, το ελάχιστο επιτρεπόμενο μέγεθος αλίευσης να αυξηθεί στα 16cm για τη γόπα (*B. boops*) (Στεργίου και συν. 2011), ενώ παράλληλα θα πρέπει να αυξηθεί σημαντικά και το άνοιγμα ματιού του γρι-γρι.

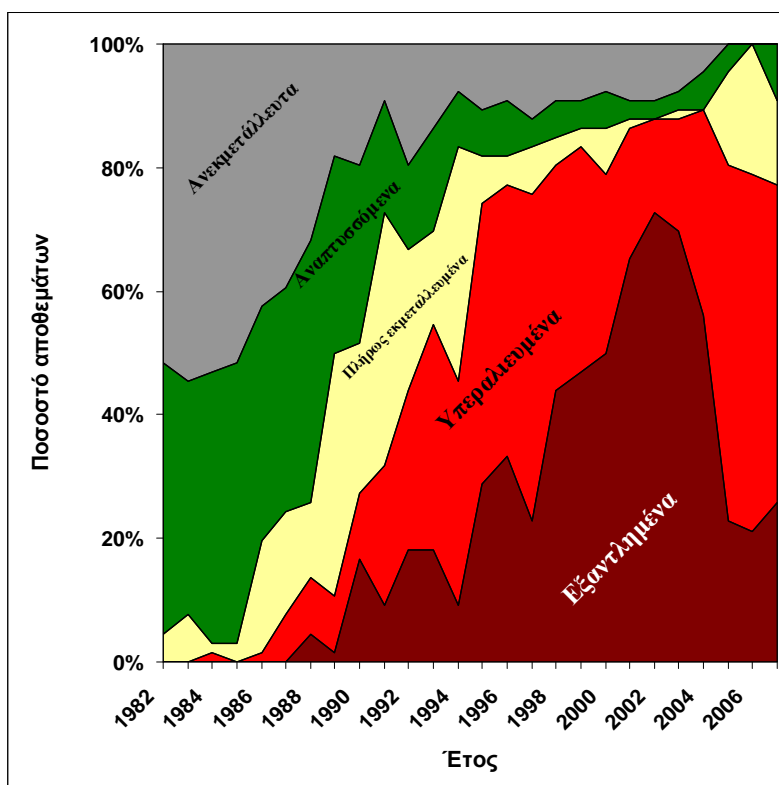
Η αμέσως προηγούμενη εκτίμηση της κατάστασης εκμετάλλευσης των σκυλόψαρων (*Squalidae*) στην Ελλάδα ήταν καλύτερη (υπεραλιευμένα) σε σύγκριση με

αυτήν της παρούσας διατριβής (Πιν. 3.8) (Στεργίου και συν. 2011). Η διαφορά αυτή πιθανώς να οφείλεται στην υπερεκτίμηση της αλιευτικής τους κατάστασης από τη χρησιμοποιούμενη μεθοδολογία της παρούσας διατριβής (Froese & Kesner-Reyes 2002, Froese & Pauly 2003, Branch et al. 2011). Ειδικότερα, τα σκυλόψαρα (Squalidae) δεν αποτελούν στόχο ούτε της μέσης ούτε και της μικρής παράκτια αλιείας αλλά λόγω της εμπορικής του αξίας εκφορτώνονται (παρεμπίπτον αλίευμα ή παραλίευμα) με αποτέλεσμα οι εκφορτώσεις τους να είναι σποραδικές (Peristeraki & Megalofonou 2007). Επιπροσθέτως, η καταγραφή των εκφορτώσεων τους σε επίπεδο οικογένειας (Πιν. 3.9) συμβάλλει και αυτή στην υπερεκτίμηση της αλιευτικής τους κατάστασης (Branch et al. 2011). Από την άλλη μεριά η καθυστερημένη γεννητική τους ωρίμαση, η χαμηλή φυσική θνησιμότητα τους, η υψηλή διάρκεια ζωής τους, ο χαμηλός αριθμός απογόνων και ο αργός ρυθμός αύξησης τους, κάνει τα αποθέματα των σκυλόψαρων (Squalidae), των βάτων (*R. clavata*), των ροφών (*E. marginatus*) και της σφυρίδας (*E. alexandrinus*) ευάλωτα σε διαταραχές προερχόμενες από την αλιεία με αποτέλεσμα να απειλούνται στην περιοχή μελέτης αλλά και στην ευρύτερη περιοχή της Μεσογείου (Πιν. 3.10, 3.14, 3.17, 3.19, 3.20) (Demirhan & Seyhan 2007, Kousteni & Megalofonou 2010, Malak et al. 2011, Saglam & Ak 2012). Στην κατηγορία ‘σκυλόψαρα’ της Εθνικής Στατιστικής Υπηρεσίας Ελλάδος (ΕΣΥΕ) ομαδοποιούνται οι εκφορτώσεις του κεντρονιού *Squalus acanthias* Linnaeus, 1758, Picked dogfish και του γκριζοκεντρονιού *Squalus blainville* (Risso, 1827), Longnose spurdog (Στεργίου και συν. 2011). Προτείνεται λοιπόν, με βάση το μήκος της πρώτης γεννητικής τους ωρίμασης ο ορισμός ενός ελάχιστου επιτρεπόμενου μεγέθους αλίευσης στα 88cm για το κεντρόνι (*S. acanthias*) (Avsar 2001) και στα 57cm για το γκριζοκεντρόνι (*S. blainville*) (Kousteni & Megalofonou 2010, Kousteni & Megalofonou 2011).

Η κατάσταση εκμετάλλευσης του μυλοκοπιού (*U. cirrosa*) και του βάτου (*R. clavata*) έχει συζητηθεί στην αλιευτική υποπεριοχή 3 (βλ. υποκεφάλαιο 3.2), του ροφού (*E. marginatus*) στην αλιευτική υποπεριοχή 5 (βλ. υποκεφάλαιο 3.4) και τέλος του σαυριδιού (*T. mediterraneus*) στην αλιευτική υποπεριοχή 8 (βλ. υποκεφάλαιο 3.7).

3.9 Αλιευτική υποπεριοχή 10 (νότιος και βόρειος Ευβοϊκός, Μαλιακός Κόλπος)

Το 1982, έτος έναρξης της χρονοσειράς δεδομένων, το αθροιστικό ποσοστό των ανεκμετάλλευτων και αναπτυσσόμενων αποθεμάτων ήταν 95,46% (με επιμέρους ποσοστά 51,52 και 43,94%, αντίστοιχα) και τα υπόλοιπα αποθέματα που αναλύθηκαν ήταν πλήρως εκμεταλλευμένα (4,55%), ενώ δεν υπήρχαν υπεραλιευμένα (απουσίαζαν επίσης τα έτη 1983 και 1985) ή εξαντλημένα αποθέματα (Σχ.3.9). Έκτοτε παρατηρείται μια ραγδαία μείωση στα ποσοστά των ανεκμετάλλευτων και αναπτυσσόμενων αποθεμάτων, μέχρις ότου, τα μεν πρώτα μηδενίστηκαν την περίοδο 2005-2007, τα δε αναπτυσσόμενα το έτος 2006. Αντίθετα, το ποσοστό των υπεραλιευμένων αποθεμάτων παρουσιάζει αξιοσημείωτη αύξηση (κατά 30,3%) από το 1991 έως το 1997, από εκεί και ύστερα ελαττώνεται για τα επόμενα 5 χρόνια (περίοδος 1998-2002), ενώ τα τελευταία 4 χρόνια (περίοδος 2004-2007) έχει αύξουσα πορεία και έφτασε τη μέγιστη τιμή του (57,6%), τα έτη 2005 και 2006. Η προηγούμενη μείωση στο ποσοστό των υπεραλιευμένων αποθεμάτων, εξηγείται από την αλματώδη αύξηση και μεγιστοποίηση το 2002, του ποσοστού των εξαντλημένων αποθεμάτων (72,7%) τα οποία εμφανίστηκαν για πρώτη φορά το 1988. Μετά το 2002, το ποσοστό των εξαντλημένων αποθεμάτων μειώνεται μέχρι το τέλος της χρονοσειράς. Αξίζει να σημειωθεί ότι το ποσοστό των πλήρως εκμεταλλευμένων αποθεμάτων δεν ξεπέρασε ποτέ το 50% και μηδενίστηκε τα έτη 2002 και 2004. Έτσι λοιπόν, το 2007 έτος με τα πιο πρόσφατα



Σχήμα 3.9: Ο βαθμός εκμετάλλευσης των αλιευτικών αποθεμάτων (1982-2007) στην αλιευτική υποπεριοχή 10 (Ευβοϊκός και Μαλιακός Κόλπος) με βάση τα δεδομένα της ΕΣΥΕ.

δεδομένα, από τα συνολικά 66 αποθέματα που αναλύθηκαν 6 χαρακτηρίστηκαν ως αναπτυσσόμενα (9,1%), 9 ως πλήρως εκμεταλλευμένα (13,6%), 34 ως υπεραλιευμένα (51,5%) και 17 ως εξαντλημένα (25,8%).

Στον Πίνακα 3.9 παρουσιάζονται τα αποθέματα τα οποία είναι αντιπροσωπευτικά για κάθε κατηγορία αλιευτικής κατάστασης. Η κατάσταση εκμετάλλευσης των παρακάτω αποθεμάτων συμφωνεί με τις εκτιμήσεις άλλων επιστημονικών εργασιών όπως παρουσιάζονται στους Πίνακες (Πιν. 3.18, 3.19, 3.20) στο τέλος του παρόντος κεφαλαίου.

Πίνακας 3.9: Τα κυριότερα αποθέματα για κάθε κατηγορία αλιευτικής κατάστασης στην αλιευτική υποπεριοχή 10 (Κόλπος της Νότιας και Βόρειας Εύβοιας, Μαλιακός Κόλπος).

Ελληνική ονομασία	Επιστημονικό όνομα	Πλήρως εκμεταλλευμένα	Υπεραλιευμένα	Εξαντλημένα
Γλώσσα	<i>S. solea</i>	+		
Σαυρίδι	<i>T. mediterraneus</i>	+		
Σπάρος	<i>D. annularis</i>	+		
Βραστόψαρα		+		
Καραβίδα	<i>N. norvegicus</i>		+	
Σαρδέλα	<i>S. pilchardus</i>		+	
Πεσκανδρίτσες	<i>Lophius</i> spp.		+	
Τσιπούρα	<i>S. aurata</i>			+
Τόννοι				+
Καλκάνι	<i>P. maxima</i>			+

Στον Ευβοϊκό Κόλπο τα αποθέματα δέχονται έντονη αλιευτική πίεση από τη μέση και μικρή παράκτια αλιεία εξαιτίας της παρουσίας συστήματος ανάβλυσης στην περιοχή το οποίο ενισχύει την αλιευτική παραγωγή (Papaconstantinou & Stergiou 1995). Έτσι λοιπόν, τα αποθέματα που χαρακτηρίζονται ως υπεραλιευμένα στην αλιευτική υποπεριοχή 10 (Πιν. 3.9) αλιεύονται κυρίως με την τράτα βυθού (καραβίδα *N. norvegicus* και πεσκανδρίτσες *Lophius* spp.) και με τη βιντζότρατα (σαρδέλα *S. pilchardus*). Το διαχειριστικό μέτρο της αύξησης του ανοίγματος του ματιού στην τράτα βυθού (από 14mm σε ρόμβο αυξήθηκε σε 20mm σε τετράγωνο και 25mm σε ρόμβο από κόμπο σε κόμπο (ΕΚ 1967/2006)) από το 2006 και μετά δε φαίνεται να έχει κάποια θετική επίδραση στην αλιευτική κατάσταση αυτών των δυο αποθεμάτων. Αυτό μπορεί να οφείλεται στο γεγονός ότι αυτή η τροποποίηση στο άνοιγμα ματιού συνέβη στο προτελευταίο έτος της χρονοσειράς δεδομένων της παρούσας διατριβής, συνεπώς δεν μπορεί να εξαχθεί κάποιο συμπέρασμα για την επίδραση του στην κατάσταση εκμετάλλευσής τους. Παρόλα αυτά σε έρευνες πεδίου που έγιναν με διευρυμένο άνοιγμα ματιού (20mm σε τετράγωνο και σε ρόμβο από κόμπο σε κόμπο) στην περιοχή

μελέτης, δεν φαίνεται να αυξήθηκε η επιλεκτικότητα της τράτας βυθού για αυτά τα δυο αποθέματα συλλαμβάνοντας κυρίως νεαρά αποθέματα, μικρότερα σε σχέση με το μήκος της πρώτης γεννητικής ωρίμασης και παρουσιάζοντας μηδαμινά ποσοστά διαφυγής (Stergiou et al. 1996, Petrakis & Stergiou 1997, Στεργίου και συν. 1997, Stergiou et al. 1997b, Stergiou 1999). Επομένως, το άνοιγμα ματιού που θεσπίστηκε δεν προστατεύει τα αποθέματα της καραβίδας (*N. norvegicus*) και των πεσκανδρίτσων (*Lophius* spp.) στον Ευβοϊκό και Μαλιακό Κόλπο. Προτείνεται λοιπόν, η αύξηση του ανοίγματος ματιού της τράτας βυθού στα 30mm από κόμπο σε κόμπο σε σχήμα τετραγώνου καθώς και η αύξηση του αντίστοιχου ανοίγματος ματιού σε σχήμα ρόμβου (Stergiou et al. 1997c). Η χρήση ανοίγματος ματιού σε σχήμα τετραγώνου προτιμάται επειδή σε αντίθεση με το ρόμβο μετά από πολλές ώρες σύρσης δεν κλείνουν τα ανοίγματα (δηλαδή ‘δεν τυφλώνει’) (Petrakis & Stergiou 1997). Τα οφέλη από τις παραπάνω ενέργειες είναι τα εξής: α) τα αποθέματα που θα διαφεύγουν εκτός από περισσότερα θα έχουν και υψηλότερα ποσοστά επιβίωσης αφού το άνοιγμα ματιού σε σχήμα τετραγώνου παρουσιάζει μικρότερη θνησιμότητα στα αποθέματα που διαφεύγουν (Stergiou 1999), β) θα μειωθούν τα απορριπτόμενα (δηλαδή είτε τα υπομεγέθη σύμφωνα με την αλιευτική νομοθεσία είτε τα χαμηλής εμπορικής αξίας τα οποία επιστρέφονται στην θάλασσα) με αποτέλεσμα οι ψαράδες να εξοικονομούν χρόνο από την διαλογή ενώ παράλληλα δε θα μειωθεί η αλιευτική παραγωγή τους σε βάρος, και γ) θα προστατευθούν τα νεαρά αποθέματα και το αναπαραγωγικό δυναμικό τους (Petrakis & Stergiou 1997, Στεργίου και συν. 1997, Stergiou et al. 1997c, Stergiou 1999).

Η βιντζότρατα η οποία χαρακτηρίζεται και αυτή ως ένα μη επιλεκτικό εργαλείο, συλλαμβάνει νεότερα και υπομεγέθη αποθέματα σαρδέλας (*S. pilchardus*) σε σχέση με το μήκος της πρώτης γεννητικής της ωρίμασης με αποτέλεσμα το απόθεμα να απειλείται στην περιοχή (Πιν. 3.9) (Stergiou et al. 1996). Προτείνεται λοιπόν, μαζί με την ολοκληρωτική απαγόρευση της αλιείας με βιντζότρατα (Moutopoulos & Stergiou 2012), η αύξηση του ελάχιστου επιτρεπόμενου μεγέθους αλίευσης στα 13cm προκειμένου να προστατευτούν τα ανώριμα αποθέματα της από την αλιεία (Στεργίου και συν. 2011).

Οι τόννοι είναι μεγαλόσωμα πελαγικά και ιδιαίτερος μεταναστευτικά αποθέματα, με αποτέλεσμα να αλιεύονται από αρκετές χώρες. Η εκτίμηση της κατάστασης εκμετάλλευσης τους καθώς και η διαχείριση τους στον Ατλαντικό και τη Μεσόγειο είναι υπό την αιγίδα του διεθνούς οργανισμού ICCAT (International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas) (Tserpes & Peristeraki 2007). Ο οργανισμός αυτός ορίζει τη μέγιστη επιτρεπόμενη σύλληψη (Total Allowable Catch, TAC) του ερυθρού τόννου *Thunnus thynnus* (Linnaeus, 1758), Atlantic bluefin tuna και τα επιμέρους ποσοστά των κρατών (ποσοστώσεις) τα οποία αλιεύουν αυτό το απόθεμα. Στις ελληνικές θάλασσες το ανώτατο όριο συλλήψεων το έτος 2007 ανήλθε στους 287,23 τόνους (t) (Τσίκληρας 2009α). Οι εκφορτώσεις της κατηγορίας ‘τόννοι’ στις ελληνικές θάλασσες στο προηγούμενο έτος (2007) ήταν 701,9 τόννοι (t). Το γεγονός αυτό εξηγείται από την ομαδοποίηση σε αυτήν την κατηγορία και των εκφορτώσεων του τόννου μακρόπτερου *Thunnus alalunga* (Bonnaterre, 1788), Albacore από την Εθνική Στατιστική Υπηρεσία Ελλάδος (ΕΣΥΕ) (Tsikliras et al. 2007, FAO 2011b). Σύμφωνα με τα επίσημα στοιχεία του FAO (2011b) οι εκφορτώσεις του ερυθρού τόννου (*T.thynnus*) ήταν εντός των επιτρεπτών ορίων σε αυτό το έτος (εκφορτώθηκαν

285 τόνοι (t)) (FAO 2011b). Αξίζει να σημειωθεί εδώ, ότι η αλιεία του ερυθρού τόννου (*T. thynnus*) απαγορεύτηκε το Σεπτέμβριο του 2007 αφού καλύφθηκε η συνολική επιτρεπόμενη παραγωγή του (Stergiou et al. 2009b). Παράλληλα, η αλιευτική νομοθεσία ορίζει επιπλέον διαχειριστικά σχέδια για την προστασία του αποθέματος της κατηγορίας των ‘τόνωνων’ όπως το μέγιστο επιτρεπόμενο αριθμό αγκιστριών ανά σκάφος το οποίο στοχεύει με παρασυρόμενα αφροπαράγαδα ερυθρό τόννο (*T. thynnus*) ή τόννο μακρόπτερο (*T. alalunga*) είναι 2000 και 5000 αγκίστρια, αντίστοιχα (Karantagakis 2007). Επιπροσθέτως εφαρμόζονται διαχειριστικά μέτρα όπως το ελάχιστο επιτρεπτό μέγεθος αλίευσης του ερυθρού τόννου (*T. thynnus*) στα 110cm ή ελάχιστο βάρος αλίευσης τα 30kg (Στεργίου και συν. 2011). Ωστόσο, το απόθεμα του ερυθρού τόννου (*T. thynnus*) υπεραλιεύεται αυξητικά στις ελληνικές θάλασσες (Tserpes & Peristeraki 2007). Το γεγονός αυτό μπορεί να εξηγηθεί από το μήκος της πρώτης γεννητικής του ωρίμασης (105cm) (Στεργίου και συν. 2011, Froese & Pauly 2012) το οποίο είναι πολύ μεγαλύτερο από το ελάχιστο επιτρεπόμενο μέγεθος αλίευσης του μέχρι το 2006 (80cm ή 10kg) με αποτέλεσμα να συλλαμβάνονται υπομεγέθη και ανώριμα αποθέματα χωρίς να έχουν προλάβει να αναπαραχθούν ούτε μια φορά στη ζωής τους (Στεργίου και συν. 2011). Η κατάσταση επιβαρύνεται περαιτέρω από την αυξανόμενη καλλιέργεια του ερυθρού τόννου (*T. thynnus*) τα τελευταία χρόνια και την υπεραλίευση νεαρών αποθεμάτων (από την παράνομη αλιείας) με σκοπό την πάχυνση τους. Μάλιστα, η καλλιέργεια του ερυθρού τόννου (*T. thynnus*) στη Μεσόγειο σε τόνους είναι σχεδόν διπλάσια από τη συνολική επιτρεπόμενη παραγωγή του, καταδεικνύοντας την αστοχία δημιουργίας υπεράριθμων μονάδων πάχυνσης (εντείνοντας έτσι την παράνομη αλιεία του). Επιπροσθέτως, η καλλιέργεια του ερυθρού τόννου (*T. thynnus*) οδηγεί στην υπεραλίευση των μικρών πελαγικών αποθεμάτων (π.χ.

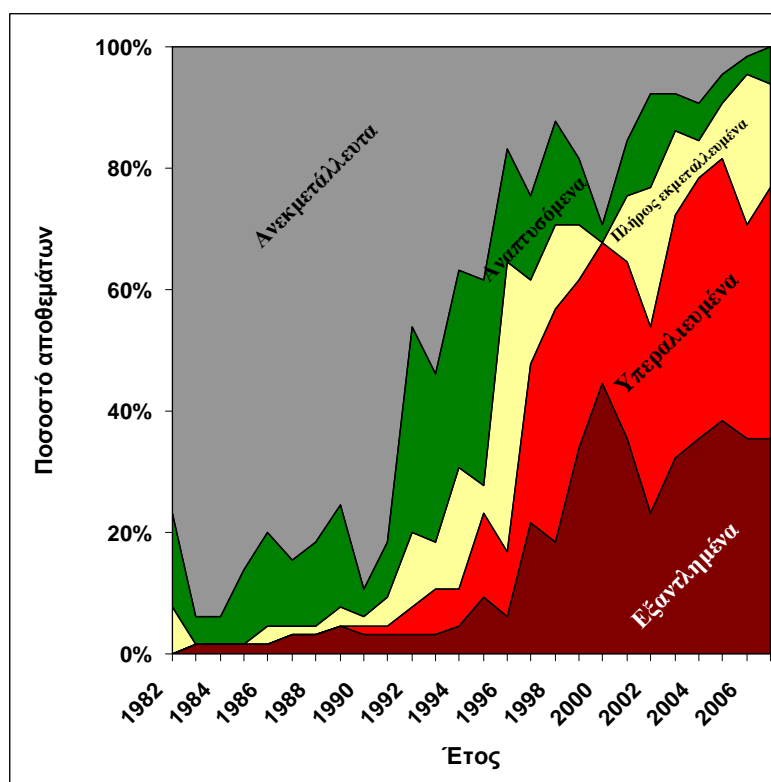
σαρδέλα *S. pilchardus*, γαύρος *E. encrasicolus*) προκειμένου να καλύψουν τις αυξημένες διατροφικές ανάγκες του (Stergiou et al. 2009b). Το μήκος της πρώτης γεννητικής ωρίμασης του τόννου μακρόπτερου (*T. alalunga*) είναι 85cm (Froese & Pauly 2012) προτείνεται λοιπόν, η αλίευση του σε μεγέθη μεγαλύτερα από αυτό, ενώ το απόθεμα του ερυθρού τόννου (*T. thynnus*) σε μεγέθη μεγαλύτερα από 120cm (Στεργίου και συν. 2011). Επιπροσθέτως, προτείνεται η ξεχωριστή καταγραφή των εκφορτώσεων αυτών των δυο αποθεμάτων προκειμένου να διευκολυνθεί η εκτίμηση της κατάστασης εκμετάλλευσης τους από την ελληνική αλιεία.

Η κατάσταση εκμετάλλευσης της τσιπούρας (*S. aurata*) και του καλκανιού (*P. maxima*) έχει συζητηθεί στις ελληνικές θάλασσες (βλ. υποκεφάλαιο 3.1), της σαρδέλας (*S. pilchardus*) στην αλιευτική υποπεριοχή 3 (βλ. υποκεφάλαιο 3.2) και τέλος της καραβίδας (*N. norvegicus*) στην αλιευτική υποπεριοχή 6 (βλ. υποκεφάλαιο 3.5).

3.10 Αλιευτική υποπεριοχή 11 (Παγασητικός Κόλπος)

Στον Παγασητικό Κόλπο, οι αναλύσεις πραγματοποιήθηκαν για 65 αποθέματα, εξαιτίας των μηδενικών εκφορτώσεων των χελιών (*A. anguilla*) σε όλη τα έτη της χρονοσειράς, έτσι όπως συστηματικά καταγράφονται από την ΕΣΥΕ. Έτσι λοιπόν, το 2007 (έτος με τα πιο πρόσφατα δεδομένα), από τα 65 συνολικά αποθέματα που αναλύθηκαν 4 χαρακτηρίστηκαν ως αναπτυσσόμενα (6,2%), 11 ως πλήρως εκμεταλλευμένα (16,9%), 27 ως υπεραλιευμένα (41,5%) και τα υπόλοιπα 23 ως εξαντλημένα (35,4%), ενώ δεν υπήρχαν ανεκμετάλλευτα αποθέματα. Αντίθετα το 1982, έτος έναρξης της χρονοσειράς, η πλειονότητα των αποθεμάτων ήταν ανεκμετάλλευτα (76,9%) και τα εναπομείναντα, είτε αναπτυσσόμενα (15,4%), είτε πλήρως εκμεταλλευμένα (7,7%), ενώ δε βρέθηκαν υπεραλιευμένα ή εξαντλημένα αποθέματα

(Σχ. 3.10). Τα πρώτα υπεραλιευμένα αποθέματα έκαναν την εμφάνιση τους στις αρχές της δεκαετίας του '90, τα τελευταία 11 χρόνια το ποσοστό τους συνεχώς αυξάνεται (μέσος όρος \pm SD= 34,4 \pm 7,3% περίοδος 1997-2007) φτάνοντας τη μέγιστη τιμή του τα έτη 2004 και 2005. Το ποσοστό των εξαντλημένων αποθεμάτων αυξάνεται από το 1997 ως το 2000 οπότε και μεγιστοποιείται (44,6%), στη συνέχεια μειώνεται για τα επόμενα 2 χρόνια (έτη 2001 και 2002) και τέλος ξαναπαρουσιάζει αύξουσα πορεία μέχρι το 2007. Από την άλλη μεριά, το ποσοστό των ανεκμετάλλευτων αποθεμάτων αφού προσέγγισε τη μέγιστη τιμή του (93,8%) για 2 συναπτά έτη (1983 και 1984) έκτοτε



Σχήμα 3.10: Ο βαθμός εκμετάλλευσης των αλιευτικών αποθεμάτων (1982-2007) στην αλιευτική υποπεριοχή 11 (Παγασητικός κόλπος) με βάση τα δεδομένα της ΕΣΥΕ.

παρουσιάζει ραγδαία μείωση και μηδενίστηκε το 2007. Αξίζει να σημειωθεί εδώ ότι τα ποσοστά των αναπτυσσόμενων και πλήρως εκμεταλλευμένων αποθεμάτων, δεν ξεπέρασαν ποτέ το 40 και 50% αντίστοιχα, με το ποσοστό των μεν να μειώνεται από το 1995 και ύστερα, και των δε πλήρως εκμεταλλευμένων να μηδενίζεται την περίοδο 1983-1985. Στον Πίνακα 3.10 παρουσιάζονται τα αποθέματα τα οποία είναι αντιπροσωπευτικά για κάθε κατηγορία αλιευτικής κατάστασης. Στους Πίνακες 3.18, 3.19 και 3.20 παρατίθεται η κατάσταση εκμετάλλευσης των παρακάτω αποθεμάτων με βάση τη διεθνή βιβλιογραφία.

Πίνακας 3.10: Τα κυριότερα αποθέματα για κάθε κατηγορία αλιευτικής κατάστασης στην αλιευτική υποπεριοχή 11 (Παγασητικός Κόλπος).

Ελληνική ονομασία	Επιστημονικό όνομα	Πλήρως εκμεταλλευμένα	Υπεραλιευμένα	Εξαντλημένα
Τσιπούρα	<i>S. aurata</i>	+		
Βακαλάος	<i>M. merluccius</i>	+		
Γαύρος	<i>E. encrasicolus</i>		+	
Μένουλα	<i>S. maena</i>		+	
Κέφαλοι	Mugilidae		+	
Γόπα	<i>B. boops</i>		+	
Σφυρίδα	<i>E. alexandrinus</i>			+
Σκουμπρί	<i>S. scombrus</i>			+
Μοσκιόι	Octopodidae			+

Με μια πιο προσεκτική ματιά στα αποτελέσματα του Πίνακα 3.10 τα αποθέματα τα οποία χαρακτηρίζονται ως υπεραλιευμένα αποτελούν αποθέματα στόχους από το γρι-γρι (γαύρος *E. encrasicolus* και γόπα *B. boops*), και από τα αλιευτικά εργαλεία της μικρής παράκτιας αλιείας (μένουλα *S. maena* και κέφαλοι της οικογένειας Mugilidae) στον Παγασητικό Κόλπο (Moutopoulos & Stergiou 2012). Το γεγονός αυτό οφείλεται στην απαγόρευση της αλιείας με τράτα βυθού και με βιντζότρατα από το 1967 στον

Κόλπο, επηρεάζοντας έτσι τη σύνθεση των εκφορτώσεων (Stergiou 1991). Επομένως, οι εκφορτώσεις από την τράτα βυθού αναμένεται να είναι μηδενικές στην περιοχή. Εντούτοις, οι μη μηδενικές εκφορτώσεις πρέπει να οφείλονται στο πολύπλοκο σύστημα αδειοδοτήσεων, σύμφωνα με το οποίο το ίδιο σκάφος λειτουργεί σαν μηχανότρατα εκτός του Παγασητικού Κόλπου και σαν γρι-γρι εντός αυτού. Έτσι λοιπόν, κυρίως το απόθεμα το γαύρου (*E. encrasicolus*) δέχεται επιπλέον αλιευτική πίεση εντός του Κόλπου από τις μηχανότρατες οι οποίες αλιεύουν σαν γρι-γρι (Moutopoulos & Stergiou 2012). Το γρι-γρι ημέρας στοχεύει σε μεταναστευτικά αποθέματα (π.χ. σκουμπρί *S. scombrus*) και το γρι-γρι νύχτας στα μικρά κοπαδιάρικα πελαγικά αποθέματα. Η ανεπάρκεια της ισχύουσας αλιευτικής νομοθεσίας τόσο για το άνοιγμα ματιού του γρι-γρι (Pettrakis et al. 2007) (βλ. υποκεφάλαιο 3.8) όσο και για το ελάχιστο επιτρεπόμενο μέγεθος αλίευσης του γαύρου (*E. encrasicolus*) (9cm) (Karantagakis 2007) σε σχέση με το μήκος της πρώτης γεννητικής τους ωρίμασης (12cm) (Στεργίου και συν. 2011, Froese & Pauly 2012), οδηγεί στην αλίευση υπομεγεθών αποθεμάτων τα οποία δεν έχουν προλάβει να αναπαραχθούν ούτε μια φορά στη ζωή τους με αποτέλεσμα τα αποθέματα τους να μην μπορούν να ανανεωθούν και να υπεραλιεύονται αυξητικά (Στεργίου και συν. 2011). Προτείνεται λοιπόν, το ελάχιστο επιτρεπόμενο μέγεθος αλίευσης να αυξηθεί στα 13cm για το γαύρο (*E. encrasicolus*) (Στεργίου και συν. 2011), ενώ παράλληλα θα πρέπει να αυξηθεί σημαντικά και το άνοιγμα ματιού του γρι-γρι.

Για το απόθεμα της μένουλας (*S. maena*) δεν ορίστηκε κάποιο ειδικό διαχειριστικό μέτρο ενώ το ελάχιστο άνοιγμα ματιού της βιντζότρατας το οποίο ορίστηκε στα 8mm από κόμπο σε κόμπο αλιεύει υπομεγέθη και ανώριμα αποθέματα (Kariris 2007). Το μήκος της πρώτης γεννητικής της ωρίμασης υπολογίζεται στα 10cm

και προτείνεται να αλιεύεται σε μεγέθη πάνω από 11cm (Στεργίου και συν. 2011) μέχρις ότου απαγορευτεί τελείως η αλιεία με βιντζότρατα στις ελληνικές θάλασσες (Moutopoulos & Stergiou 2012).

Το απόθεμα της σφυρίδας (*E. alexandrinus*) αλιεύεται από τα πατοπαράγαδα της μικρής παράκτιας αλιείας και σε μικρότερες ποσότητες από την τράτα βυθού (Adamidou 2007, Στεργίου και συν. 2011). Το ελάχιστο επιτρεπόμενο μέγεθος αλίευσης ορίστηκε στα 45cm από την αλιευτική νομοθεσία (Karantagakis 2007), ενώ το μήκος της πρώτης γεννητικής του ωρίμασης υπολογίζεται στα 50cm με αποτέλεσμα να δέχονται έντονη αλιευτική πίεση τα ανώριμα αποθέματα σφυρίδας (*E. alexandrinus*) τα οποία δεν έχουν προλάβει να αναπαραχθούν ούτε μια φορά στη ζωής τους (Lakkis & Sabour 2007). Από την άλλη μεριά έντονη αλιευτική πίεση δέχεται και το αναπαραγωγικό δυναμικό αυτού του αποθέματος με αποτέλεσμα να απειλείται σε πολλές αλιευτικές υποπεριοχές της Ελλάδας (Πιν. 3.10, 3.14, 3.17). Προτείνεται λοιπόν, η αύξηση του μεγέθους αλίευσης στα 50cm προκειμένου να προστατευτούν τα ανώριμα αποθέματα σφυρίδας (*E. alexandrinus*) από την αλιεία (Στεργίου και συν. 2011), Παράλληλα, προτείνεται η αλίευση του σε μεγέθη μικρότερα των 65cm (Samb & Barry 2007) προκειμένου να προστατευτούν τα μεγαλόσωμα αποθέματα από την αλιεία τα οποία παράγουν μεγαλύτερα και καλύτερης ποιότητας ωοκύτταρα με υψηλότερες πιθανότητες επιβίωσης στο περιβάλλον. Αυτό το διαχειριστικό μέτρο (μέγιστο επιτρεπόμενο μέγεθος αλίευσης) δεν έχει εφαρμοστεί ποτέ στις ελληνικές θάλασσες (Παπαδαμάκης & Τσίκληρας 2010).

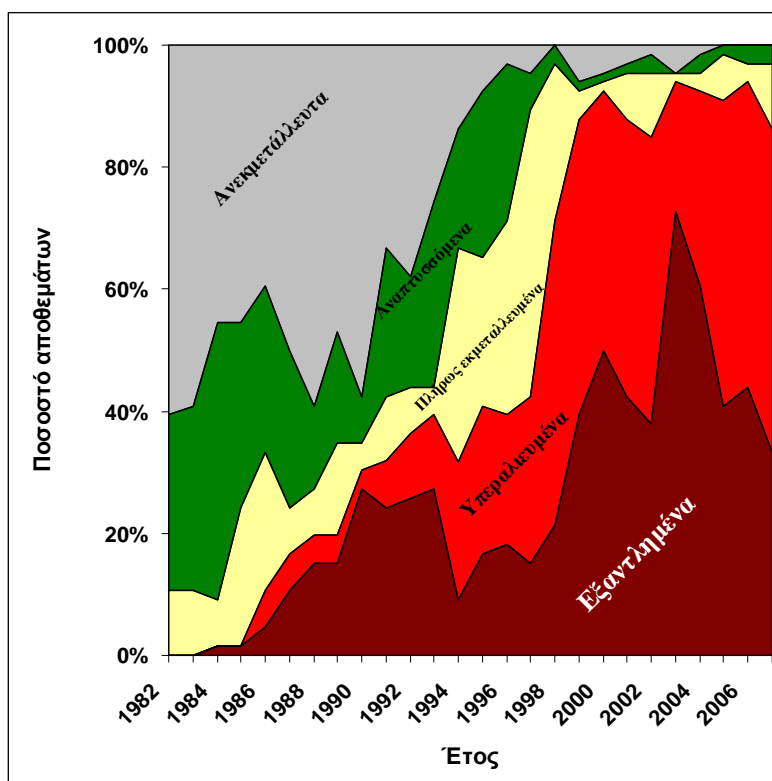
Στην κατηγορία ‘μοσκιού’ ομαδοποιούνται οι εκφορτώσεις από δυο αποθέματα (*Eledone cirrhosa* (Lamarck, 1798) και *Eledone moschata* (Lamarck, 1798)) από την Εθνική Στατιστική Υπηρεσία Ελλάδος (ΕΣΥΕ) (Lefkaditou 2007). Αυτά τα αποθέματα

αλιεύονται με βιντζότρατα και τράτα βυθού στο Βόρειο Αιγαίο (Lefkaditou et al. 2007), ενώ δεν ορίστηκε κάποιο ειδικό διαχειριστικό μέτρο (π.χ. ελάχιστο επιτρεπόμενο μέγεθος αλίευσης) για την προστασία τους (Karantagakis 2007). Προτείνεται λοιπόν, σύμφωνα με το μήκος της πρώτης γεννητικής τους ωρίμασης ένα μέγεθος αλίευσης πάνω από 13cm (μήκος μανδύα) ή ελάχιστο βάρος αλίευσης τα 274gr (Silva et al. 2004, Sifner & Vrgoc 2009). Πρέπει να σημειωθεί εδώ, ότι η κατάσταση εκμετάλλευσης τους μπορεί να επηρεάστηκε σε κάποιο βαθμό από τη χρησιμοποιούμενη μεθοδολογία εξαιτίας της ομαδοποίησης των εκφορτώσεων τους σε επίπεδο οικογένειας και της σποραδικότητας αυτών (Froese & Kesner-Reyes 2002, Froese & Pauly 2003, Branch et al. 2011).

Η αλιευτική κατάσταση του σκουμπριού (*S. scombrus*) έχει συζητηθεί στις ελληνικές θάλασσες (βλ. υποκεφάλαιο 3.1), των κέφαλων (Mugilidae) και της γόπας (*B. boops*) στην αλιευτική υποπεριοχή 8 και 9, αντίστοιχα (βλ. υποκεφάλαιο 3.7 και 3.8, αντίστοιχα).

3.11 Αλιευτική υποπεριοχή 12 (Ανατολικές ακτές Εύβοιας και νησιά των Σποράδων)

Το 2007, έτος με τα πιο πρόσφατα δεδομένα, από τα συνολικά 66 αποθέματα που αναλύθηκαν, 2 χαρακτηρίστηκαν ως αναπτυσσόμενα (3,03%), 7 ως πλήρως εκμεταλλευμένα (10,61%), 35 ως υπεραλιευμένα (53,03%) και 22 ως εξαντλημένα (33,33%), ενώ δεν υπήρχαν ανεκμετάλλευτα αποθέματα (Σχ. 3.11). Ανεκμετάλλευτα αποθέματα δεν υπήρχαν και τα έτη 2005 και 2006, εξαιτίας της ραγδαίας μείωσης που σημειώθηκε στο ποσοστό τους από το 1982, οπότε και έφτασαν τη μέγιστη τιμή τους. Το 1982 λοιπόν, έτος έναρξης της χρονοσειράς, η πλειονότητα των αποθεμάτων ήταν ανεκμετάλλευτα (60,61%) και τα υπόλοιπα, είτε αναπτυσσόμενα (28,79%), είτε



Σχήμα 3.11: Ο βαθμός εκμετάλλευσης των αλιευτικών αποθεμάτων (1982-2007) στην αλιευτική υποπεριοχή 12 (Ανατολικές ακτές Εύβοιας και νησιά των Σποράδων) με βάση τα δεδομένα της ΕΣΥΕ.

πλήρως εκμεταλλευμένα (10,61%), ενώ δε βρέθηκαν υπεραλιευμένα ή εξαντλημένα (απουσίαζαν και το 1983) αποθέματα. Τα πρώτα υπεραλιευμένα αποθέματα έκαναν την εμφάνισή τους το 1986, τα τελευταία 11 χρόνια όμως το ποσοστό τους αυξάνεται (μέσος όρος \pm SD= 42,4 \pm 10,69% περίοδος 1997-2007), (με εξαίρεση το έτος 2003 στο οποίο παρατηρείται μια μείωση), και μεγιστοποιείται στο τελευταίο έτος της χρονοσειράς. Η προηγούμενη μείωση στο ποσοστό των υπεραλιευμένων αποθεμάτων εξηγείται από την αύξηση των προηγούμενων χρόνων και μεγιστοποίηση του ποσοστού των εξαντλημένων (72,73%) αποθεμάτων σε αυτό το έτος. Ταυτόχρονα, το 2003 δε βρέθηκαν αναπτυσσόμενα αποθέματα, ως συνέπεια της μείωσης που παρατηρείται στο

ποσοστό τους από το 1984. Μετά από αυτό το έτος (2003) το ποσοστό των εξαντλημένων αποθεμάτων παρουσιάζει φθίνουσα πορεία μέχρι το 2007. Αξίζει να σημειωθεί ότι τα ποσοστά των αναπτυσσόμενων και πλήρως εκμεταλλευμένων αποθεμάτων δεν ξεπέρασαν ποτέ το 50%. Στον Πίνακα 3.11 παρουσιάζονται τα αποθέματα τα οποία είναι αντιπροσωπευτικά για κάθε κατηγορία αλιευτικής κατάστασης. Στους Πίνακες 3.18, 3.19 και 3.20 παρουσιάζεται η αλιευτική κατάσταση αυτών των αποθεμάτων σύμφωνα με τη διεθνή βιβλιογραφία.

Πίνακας 3.11: Τα κυριότερα αποθέματα για κάθε κατηγορία αλιευτικής κατάστασης στην αλιευτική υποπεριοχή 12 (Ανατολικές ακτές Εύβοιας και νησιά των Σποράδων).

Ελληνική ονομασία	Επιστημονικό όνομα	Πλήρως εκμεταλλευμένα	Υπεραλιευμένα	Εξαντλημένα
Τόννοι		+		
Πεσκανδρίτσες	<i>Lophius</i> spp.	+		
Γόπα	<i>B. boops</i>	+		
Μελανούρι	<i>O. melanura</i>		+	
Γαύρος	<i>E. encrasicolus</i>		+	
Σκαθάρι	<i>S. cantharus</i>		+	
Χέλι	<i>A. anguilla</i>			+
Τσιπούρα	<i>S. aurata</i>			+
Ρίκι	<i>K. pelamis</i>			+
Κέραλοι	Mugilidae			+

Η πλειονότητα των αποθεμάτων τα οποία χαρακτηρίζονται είτε ως υπεραλιευμένα είτε ως εξαντλημένα στις ανατολικές ακτές της Εύβοιας και στα νησιά των Σποράδων αλιεύονται κυρίως από τα αλιευτικά εργαλεία της μικρής παράκτιας αλιείας. Εξαιρέσεις αποτελούν ο γαύρος (*E. encrasicolus*) και το ρίκι (*K. pelamis*) τα οποία αλιεύονται με γρι-γρι (Tzanatos et al. 2005, Στεργίου και συν. 2011). Το μελανούρι (*O. melanura*), το σκαθάρι (*S. cantharus*) και το ρίκι (*K. pelamis*) δεν

προστατεύονται από κάποιο ειδικό διαχειριστικό μέτρο από την αλιευτική νομοθεσία, ενώ για τα υπόλοιπα το μήκος της πρώτης γεννητικής ωρίμασης των αποθεμάτων είναι μεγαλύτερο από το ελάχιστο επιτρεπόμενο μέγεθος αλίευσης με αποτέλεσμα να αλιεύονται υπομεγέθη και ανώριμα αποθέματα (επίσης βλ. υποκεφάλαια 3.1, 3.2, 3.3 και 3.10) (Karantagakis 2007, Στεργίου και συν. 2011, Froese & Pauly 2012). Προτείνεται λοιπόν, ένα επιτρεπόμενο μέγεθος αλίευσης πάνω από τα 50cm για το ρίκι (*K. pelamis*) σύμφωνα με το μήκος της πρώτης γεννητικής του ωρίμασης (Στεργίου και συν. 2011, Froese & Pauly 2012).

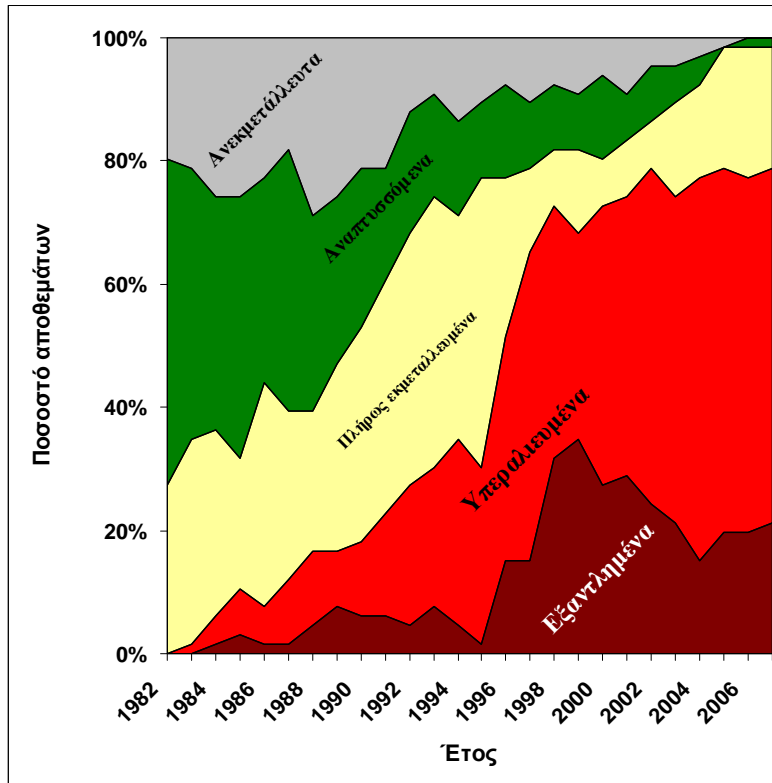
Στην αλιευτική υποπεριοχή 12 υπάρχει το Θαλάσσιο Πάρκο της Αλοννήσου και των Βορείων Σποράδων το οποίο αποτελεί τη μεγαλύτερη θαλάσσια προστατευόμενη περιοχή σε έκταση στη Μεσόγειο. Η περιοχή αυτή δημιουργήθηκε για να προστατευτεί το απειλούμενο απόθεμα της φώκιας (*Monachus monachus*), και χωρίζεται σε υποπεριοχές στις οποίες είτε απαγορεύεται ολοκληρωτικά η αλιευτική δραστηριότητα είτε επιτρέπονται συγκεκριμένοι τύποι αλιείας όπως η μικρή παράκτια ή ψυχαγωγική αλιεία (Tsikliras & Stergiou 2007). Ένα από τα πλεονεκτήματα αυτής της θαλάσσιας προστατευόμενης περιοχής είναι η ενίσχυση της αλιείας των γειτονικών περιοχών εξαιτίας της αύξησης της βιομάζας των αποθεμάτων, της γεννητικής τους ωρίμασης εντός της προστατευόμενης περιοχής και της μετακίνησης τους σε κοντινές περιοχές. Παράλληλα, προστατεύεται η βιοποικιλότητα και τα ενδιαίτημα της περιοχής. Αξίζει να σημειωθεί εδώ, η ανάγκη για προστασία όλων των σταδίων ζωής των αποθεμάτων (Τσίκληρας & Στεργίου 2007).

Η κατάσταση εκμετάλλευσης της τσιπούρας (*S. aurata*) έχει συζητηθεί στις ελληνικές θάλασσες (βλ. υποκεφάλαιο 3.1), των κεφαλών (*Mugilidae*) στην αλιευτική υποπεριοχή 7 (βλ. υποκεφάλαιο 3.6), του χελιού (*A. anguilla*) στην αλιευτική

υποπεριοχή 8 (βλ. υποκεφάλαιο 3.7) και τέλος του γαύρου (*E. encrasicolus*) στην αλιευτική υποπεριοχή 11 (βλ. υποκεφάλαιο 3.10).

3.12 Αλιευτική υποπεριοχή 13 (Θερμαϊκός Κόλπος και Κόλποι της Χαλκιδικής)

Το 2007, έτος με τα πιο πρόσφατα δεδομένα, από τα συνολικά 66 αποθέματα που αναλύθηκαν, μόνο 1 χαρακτηρίστηκε ως αναπτυσσόμενο (1,5%), 13 ως πλήρως εκμεταλλευμένα (19,7%), 38 ως υπεραλιευμένα (57,6%), 14 ως εξαντλημένα (21,2%), ενώ δεν υπήρχαν ανεκμετάλλευτα αποθέματα (Σχ. 3.12). Ανεκμετάλλευτα αποθέματα δε βρέθηκαν επίσης ούτε το 2006, εξαιτίας της μείωσης που παρατηρείται στο ποσοστό τους από το 1988. Αξίζει να σημειωθεί ότι το ποσοστό των ανεκμετάλλευτων και πλήρως εκμεταλλευμένων αποθεμάτων δεν ξεπέρασε σε κανένα έτος το 30 και 50%, αντίστοιχα. Ομοίως, από το 1982, οπότε και παρατηρείται η μέγιστη τιμή του ποσοστού των αναπτυσσόμενων αποθεμάτων, έκτοτε μειώνεται και μηδενίστηκε το έτος 2005. Έτσι λοιπόν, το 1982, έτος έναρξης της χρονοσειράς, πάνω από τα μισά αποθέματα ήταν αναπτυσσόμενα (53,0%) και τα υπόλοιπα είτε ανεκμετάλλευτα (19,7%) είτε πλήρως εκμεταλλευμένα (27,3%), ενώ δεν υπήρχαν υπεραλιευμένα ή εξαντλημένα (απουσίαζαν επίσης το 1983) αποθέματα. Τα τελευταία 8 χρόνια όμως, το ποσοστό των υπεραλιευμένων αποθεμάτων συνεχώς αυξάνεται (μέσος όρος \pm SD= 54,4 \pm 6,14% περίοδος 2000-2007) και έφτασε τη μέγιστη τιμή του το έτος 2004. Από την άλλη μεριά, το ποσοστό των εξαντλημένων αποθεμάτων αυξάνεται ταχύτατα από το 1995 ως το 1999, οπότε και μεγιστοποιείται (34,8%) και τέλος παρουσιάζει μια πτωτική πορεία μέχρι το τελευταίο έτος της χρονοσειράς. Στον Πίνακα 3.12 παρουσιάζονται τα αποθέματα τα οποία είναι αντιπροσωπευτικά για κάθε κατηγορία αλιευτικής κατάστασης. Η αλιευτική κατάσταση των παρακάτω αποθεμάτων συμφωνεί με τις



Σχήμα 3.12: Ο βαθμός εκμετάλλευσης των αλιευτικών αποθεμάτων (1982-2007) στην αλιευτική υποπεριοχή 13 (Θερμαϊκός κόλπος και Κόλποι της Χαλκιδικής) με βάση τα δεδομένα της ΕΣΥΕ.

εκτιμήσεις άλλων επιστημόνων οι οποίες παρουσιάζονται στους Πίνακες (Πιν. 3.18, 3.19, 3.20) στο τέλος του κεφαλαίου.

Ο Θερμαϊκός Κόλπος παρουσιάζει έντονη παραγωγικότητα εξαιτίας της υψηλής παροχής των ποταμών στην περιοχή. Η ύπαρξη 1453 σκαφών μέσης και μικρής παράκτιας αλιείας στην περιοχή φανερώνει την έντονη αλιευτική δραστηριότητα που ασκείται στα όρια του Κόλπου (Βιδώρης και συν. 2010). Η υπέρμετρη εκμετάλλευση κορυφαίων θηρευτών όπως οι τόννοι και υψηλού τροφικού επιπέδου αποθέματα όπως το καλκάνι (*P. maxima*), τα καπόνια (Triglidae), οι ρινόβατοι (Rhinobatidae), οι

Πίνακας 3.12: Τα κυριότερα αποθέματα για κάθε κατηγορία αλιευτικής κατάστασης στην αλιευτική υποπεριοχή 13 (Θερμιακός Κόλπος και Κόλποι της Χαλκιδικής).

Ελληνική ονομασία	Επιστημονικό όνομα	Πλήρως εκμεταλλευμένα	Υπεραλιευμένα	Εξαντλημένα
Κέφαλοι	Mugilidae	+		
Διάφορα	Osteichthyes	+		
Χταπόδι	<i>O. vulgaris</i>	+		
Αστακοί			+	
Τόννοι			+	
Μοσκιοί	Octopodidae		+	
Καλκάνι	<i>P. maxima</i>		+	
Γαύρος	<i>E. encrasicolus</i>		+	
Καπόνια	Triglidae			+
Ρινόβατοι	Rhinobatidae			+
Καραβίδα	<i>N. norvegicus</i>			+
Γαλέοι	<i>Mustelus</i> spp.			+
Βλάχος	<i>P. americanus</i>			+

γαλέοι (*Mustelus* spp.) και ο βλάχος (*P. americanus*) (Πιν. 3.12), οδηγεί στη ‘συρρίκνωση των θαλάσσιων τροφικών πλεγμάτων’ (fishing down marine food webs) στην περιοχή (Stergiou 1995, Pauly et al. 1998, Pauly et al. 2002, Stergiou & Karpouzi 2002, Froese & Pauly 2012). Αυτή η διαδικασία έχει συζητηθεί στον Αργοσαρωνικό Κόλπο (βλ. υποκεφάλαιο 3.7).

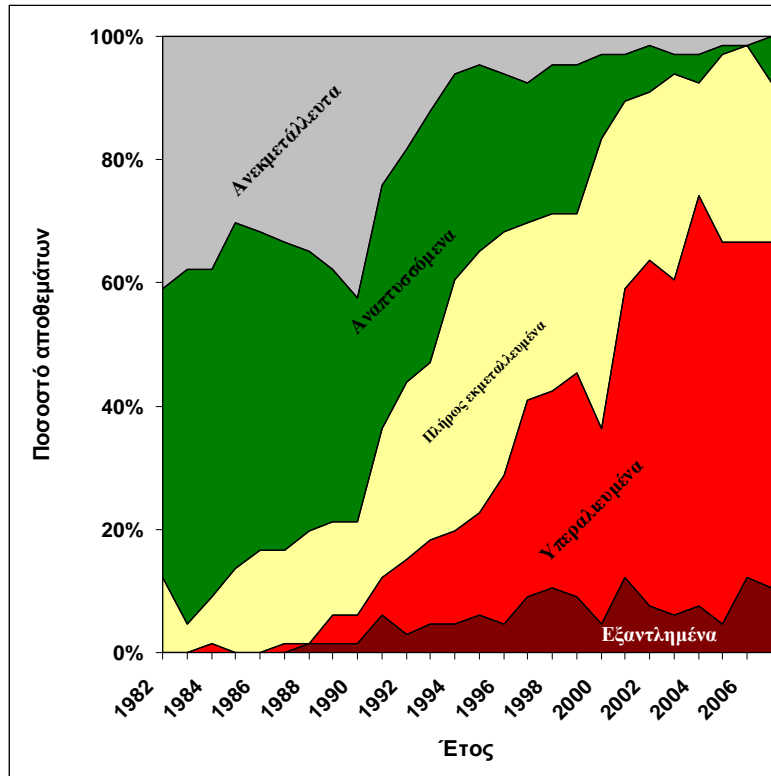
Η αλιευτική κατάσταση των καπονιών (Triglidae) και των ρινόβατων (Rhinobatidae) μπορεί να επηρεάστηκε από τη χρησιμοποιούμενη μεθοδολογία (Froese & Kesner-Reyes 2002, Froese & Pauly 2003) της παρούσας διατριβής η οποία σύμφωνα με την εργασία του Branch et al. (2011) υπερεκτιμά την κατάσταση κυρίως των εξαντλημένων αποθεμάτων τα οποία καταγράφονται σε επίπεδο οικογένειας. Επιπροσθέτως, υπερεκτιμούν την αλιευτική κατάσταση των αποθεμάτων τα οποία δεν αποτελούν στόχο της αλιείας όπως στην περίπτωση αυτών των αποθεμάτων, με αποτέλεσμα οι εκφορτώσεις τους να είναι σποραδικές και να δημιουργούνται προβλήματα στην πραγματική εκτίμηση της βιομάζας τους (Branch et al. 2011).

Προτείνεται λοιπόν, ο ορισμός ενός ελάχιστου επιτρεπόμενου μεγέθους αλίευσης στα 30 και 100cm για τα καπόνια (Triglidae) και τους ρινόβατους (Rhinobatidae) αντίστοιχα, σύμφωνα με το μήκος της πρώτης γεννητικής τους ωρίμασης (Carape & Zaouali 1994, Demirhan et al. 2010, Στεργίου και συν. 2011, Froese & Pauly 2012).

Η κατάσταση εκμετάλλευσης του καλκανιού (*P. maxima*) και του βλάχου (*P. americanus*) έχει συζητηθεί στις ελληνικές θάλασσες (βλ. υποκεφάλαιο 3.1), των γαλέων (*Mustelus* spp.) και της караβίδας (*N. norvegicus*) στην αλιευτική υποπεριοχή 6 (βλ. υποκεφάλαιο 3.5). Η κατάσταση εκμετάλλευσης των αστακών και των τόννων συζητείται στην αλιευτική υποπεριοχή 7 και 10, αντίστοιχα (βλ. υποκεφάλαιο 3.6 και 3.9 αντίστοιχα) και τέλος οι μοσκιοί (Octopodidae) και ο γαύρος (*E. encrasicolus*) στην αλιευτική υποπεριοχή 11 (βλ. υποκεφάλαιο 3.10).

3.13 Αλιευτική υποπεριοχή 14 (Στρυμωνικός & Κόλπος Καβάλας, Θάσος, Θρακικό πέλαγος)

Το 2007, έτος με τα πιο πρόσφατα δεδομένα, από τα 66 συνολικά αποθέματα που αναλύθηκαν, 5 χαρακτηρίστηκαν ως αναπτυσσόμενα (7,58%), 17 ως πλήρως εκμεταλλευμένα (25,76%), 37 ως υπεραλιευμένα (56,06%) και 7 ως εξαντλημένα (10,61%), ενώ δεν υπήρχαν ανεκμετάλλευτα αποθέματα (Σχ. 3.13). Το ποσοστό των ανεκμετάλλευτων αποθεμάτων μειώνεται από τις αρχές τις δεκαετίας του '90, οπότε και παρατηρείται η μέγιστη τιμή τους (42,42%), μέχρι το τελευταίο έτος της χρονοσειράς (2007). Παράλληλα και το ποσοστό των αναπτυσσόμενων αποθεμάτων παρουσιάζει φθίνουσα πορεία από το 1983 και έκτοτε, μέχρι που μηδενίζεται το έτος 2006. Έτσι λοιπόν, το 1982, έτος έναρξης της χρονοσειράς, το ποσοστό των ανεκμετάλλευτων αποθεμάτων ήταν 40,91%, και τα εναπομείναντα, είτε αναπτυσσόμενα (46,97%), είτε



Σχήμα 3.13: Ο βαθμός εκμετάλλευσης των αλιευτικών αποθεμάτων (1982-2007) στην αλιευτική υποπεριοχή 14 (Στρυμωνικός & Κόλπος Καβάλας, Θάσος, Θρακικό πέλαγος) με βάση τα δεδομένα της ΕΣΥΕ.

πλήρως εκμεταλλευμένα (12,12%), ενώ δεν υπήρχαν υπεραλιευμένα ή εξαντλημένα αποθέματα. Αν και το ποσοστό των υπεραλιευμένων αποθεμάτων μηδενίστηκε για επιπλέον 4 χρόνια (1983, 1985, 1986 και 1988), εντούτοις τα τελευταία 7 χρόνια, το ποσοστό τους συνεχώς αυξάνεται (μέσος όρος \pm SD= 56,7 \pm 6,24% περίοδος: 2001-2007) και έφτασε τη μέγιστη τιμή του το έτος 2004. Αξίζει να σημειωθεί πως τα πρώτα εξαντλημένα αποθέματα έκαναν την εμφάνιση τους το 1988, το ποσοστό τους όμως δεν ξεπέρασε ποτέ το 13%. Σε αυτήν την υποπεριοχή το αθροιστικό ποσοστό των υπεραλιευμένων και εξαντλημένων αποθεμάτων (66,67%) ήταν το μικρότερο έναντι

των υπολοίπων υποπεριοχών, με αποτέλεσμα να χαρακτηρίζεται ως η λιγότερο επιβαρυνόμενη σήμερα (έτος 2007). Το γεγονός αυτό μοιάζει παράδοξο επειδή ο Στρυμωνικός και Κόλπος της Καβάλας, η Θάσος και το Θρακικό πέλαγος αποτελούν ένα από τα κυριότερα αλιευτικά πεδία στις ελληνικές θάλασσες (Kariris 2007, Tsagarakis et al. 2010). Εντούτοις, από την περιοχή αυτή αλιεύονται λίγα αποθέματα σε υψηλές ποσότητες όπως τα αποθέματα του γαύρου (*E. encrasicolus*), της σαρδέλας (*S. pilchardus*) και του κολιού (*S. japonicus*). Η υψηλή αλιευτική πυκνότητα αυτών των αποθεμάτων στην περιοχή ευνοείται από: α) την εκτεταμένη ηπειρωτική υφαλοκρηπίδα, β) την υψηλή περιεκτικότητα σε θρεπτικά άλατα των νερών της περιοχής εξαιτίας της παρουσίας ψυχρών και πλούσιων σε θρεπτικά άλατα νερών από τη Μαύρη θάλασσα τα οποία ρέουν κατά μήκος του βόρειου και βορειοδυτικού Αιγαίου και γ) την υψηλή παροχή των ποταμών στην περιοχή (Stergiou & Pollard 1994, Στεργίου 1997, Stergiou et al. 2007b, Sylaios et al. 2010, Tsagarakis et al. 2010). Τα δύο από τα τρία αποθέματα φαίνεται ότι δεν απειλούνται με υπεραλίευση στην περιοχή (Πιν. 3.13, 3.19).

Από την άλλη μεριά, εκτός από το καβούρι (*C. aestuarii*) και το σπάρο (*D. annularis*) τα υπόλοιπα υπεραλιευμένα και εξαντλημένα αποθέματα (Πιν. 3.13) είναι υψηλού τροφικού επιπέδου μια διαδικασία γνωστή ως ‘συρρίκνωση των θαλάσσιων τροφικών πλεγμάτων’ (‘fishing down marine food webs’) (Stergiou 1995, Pauly et al. 1998, Pauly et al. 2002, Stergiou & Karpouzi 2002, Libralato et al. 2004, Froese & Pauly 2012). Η διαδικασία αυτή έχει αναλυθεί στον Αργοσαρωνικό Κόλπο (βλ. υποκεφάλαιο 3.7). Στους Πίνακες 3.18, 3.19 και 3.20 παρουσιάζονται οι εκτιμήσεις επιστημόνων για την κατάσταση εκμετάλλευσης των παρακάτω αποθεμάτων.

Η κατάσταση εκμετάλλευσης της τσιπούρας (*S. aurata*) και των καβουριών έχει συζητηθεί στις ελληνικές θάλασσες (βλ. υποκεφάλαιο 3.1), των σκορπιών

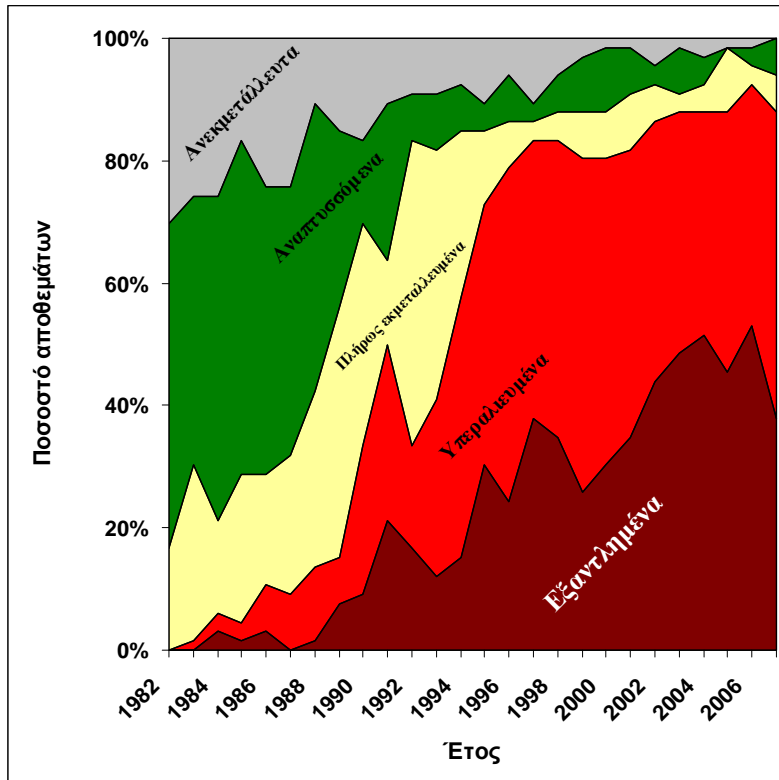
Πίνακας 3.13: Τα κυριότερα αποθέματα για κάθε κατηγορία αλιευτικής κατάστασης στην αλιευτική υποπεριοχή 14 (Στρυμωνικός & Κόλπος Καβάλας, Θάσος, Θρακικό πέλαγος).

Ελληνική ονομασία	Επιστημονικό όνομα	Πλήρως εκμεταλλευμένα	Υπεραλιευμένα	Εξαντλημένα
Κουτσομούρα	<i>M. barbatus</i>	+		
Βακαλάος	<i>M. merluccius</i>	+		
Δάφορα	Osteichthyes	+		
Γάυρος	<i>E. encrasicolus</i>	+		
Σκορπιοί	Scorpaenidae		+	
Γαλέοι	<i>Mustelus spp.</i>		+	
Βραστόψαρα			+	
Σπάρος	<i>D. annularis</i>			+
Τσιπούρα	<i>S. aurata</i>			+
Καβούρι	<i>C. aestivalis</i>			+

(Scorpaenidae) στην αλιευτική υποπεριοχή 3 (βλ. υποκεφάλαιο 3.2), των γαλέων (*Mustelus spp.*) και του σπάρου (*D. annularis*) στην αλιευτική υποπεριοχή 6 (βλ. υποκεφάλαιο 3.5) και τέλος των βραστόψαρων στην αλιευτική υποπεριοχή 7 (βλ. υποκεφάλαιο 3.6).

3.14 Αλιευτική υποπεριοχή 15 (Νησιά Λέσβου, Χίου, Σάμου και Ικαρίας)

Το 2007, έτος με τα πιο πρόσφατα δεδομένα, από τα συνολικά 66 αποθέματα που αναλύθηκαν 4 χαρακτηρίστηκαν ως αναπτυσσόμενα (6,06%), επίσης 4 ως πλήρως εκμεταλλευμένα (6,06%), 33 ως υπεραλιευμένα (50%), 25 ως εξαντλημένα (37,88%), ενώ δεν υπήρχαν ανεκμετάλλευτα αποθέματα (Σχ. 3.14). Το ποσοστό των ανεκμετάλλευτων αποθεμάτων αφού προσέγγισε τη μέγιστη τιμή (30,3%) του το έτος 1982, έκτοτε μειώνεται. Πάνω από τα μισά αποθέματα το έτος αυτό (1982) ήταν αναπτυσσόμενα (53,03%) και τα υπόλοιπα πλήρως εκμεταλλευμένα (16,67%), ενώ δε βρέθηκαν υπεραλιευμένα ή εξαντλημένα (απουσίαζαν επίσης τα έτη 1983 και 1987) αποθέματα. Το ποσοστό των υπεραλιευμένων αποθεμάτων μάλιστα, αφού αυξήθηκε



Σχήμα 3.14: Ο βαθμός εκμετάλλευσης των αλιευτικών αποθεμάτων (1982-2007) στην αλιευτική υποπεριοχή 15 (Νησιά Λέσβου Χίου, Σάμου και Ικαρίας) με βάση τα δεδομένα της ΕΣΥΕ.

κατά 25,76% από το 1993 ως το 1999, φτάνοντας σε αυτό το διάστημα τη μέγιστη τιμή του (54,55%) δύο φορές (έτη 1996 και 1999), εν συνεχεία παρατηρείται μια πτώση στο ποσοστό τους μέχρι το 2004, η οποία ακολουθείται από μια αύξουσα πορεία τα τελευταία 3 χρόνια (περίοδος 2005-2007). Από την άλλη μεριά, το ποσοστό των εξαντλημένων αποθεμάτων αυξάνεται από τα μέσα της δεκαετίας του '90 και φτάνει τη μέγιστη τιμή (53,03%) του το 2006, με εξαίρεση βέβαια μια πτώση που παρατηρείται στο ποσοστό τους, τα έτη στα οποία το ποσοστό των υπεραλιευμένων αποθεμάτων μεγιστοποιείται (έτη 1996 και 1999). Αντίθετα τα ποσοστά των αναπτυσσόμενων και

πλήρως εκμεταλλευμένων αποθεμάτων μειώνονται από το 1985 και 1992 αντίστοιχα, οπότε και παρατηρούνται οι μέγιστες τιμές τους (54,55 και 50% αντίστοιχα), με το ποσοστό των αναπτυσσόμενων αποθεμάτων να μηδενίζεται το έτος 2005.

Στον Πίνακα 3.14 παρουσιάζονται τα αποθέματα τα οποία είναι αντιπροσωπευτικά για κάθε κατηγορία αλιευτικής κατάστασης. Στους Πίνακες 3.18, 3.19 και 3.20 παρουσιάζονται τα αποτελέσματα από δημοσιευμένες εργασίες όσον αφορά την κατάσταση εκμετάλλευσης των παρακάτω αποθεμάτων με βάση τη διεθνή βιβλιογραφία.

Πίνακας 3.14: Τα κυριότερα αποθέματα για κάθε κατηγορία αλιευτικής κατάστασης στην αλιευτική υποπεριοχή 15 (Νησιά Λέσβου, Χίου, Σάμου και Ικαρίας).

Ελληνική ονομασία	Επιστημονικό όνομα	Πλήρως εκμεταλλευμένα	Υπεραλιευμένα	Εξαντλημένα
Σκορπιοί	Scorpaenidae	+		
Συναγρίδα	<i>D. dentex</i>	+		
Κέφαλοι	Mugilidae	+		
Καλαμάρια	<i>Loligo</i> spp.		+	
Σουπιά	<i>S. officinalis</i>		+	
Γόπα	<i>B. boops</i>		+	
Γαλέος	<i>Mustelus</i> spp.		+	
Σφυρίδα	<i>E.alexandrinus</i>			+
Ρίκι	<i>K. pelamis</i>			+
Ζαργάνα	<i>B. belone</i>			+

Στην κατηγορία ‘καλαμάρια’ ομαδοποιούνται από την Εθνική Στατιστική Υπηρεσία Ελλάδος (ΕΣΥΕ) οι εκφορτώσεις από δυο είδη (*Loligo vulgaris* (Lamarck 1798) European squid και *Loligo forbesi* (Steenstrup 1856), Eastern Atlantic squid) (Λευκαδίτου 2006). Τα αποθέματα αυτά μαζί με τη σουπιά (*S. officinalis*) αλιεύονται από τη μέση και τη μικρή παράκτια αλιεία στις ελληνικές θάλασσες. Ειδικότερα, η

τράτα βυθού και η βιντζότρατα αλιεύουν μικρόσωμα αποθέματα τα οποία δεν έχουν προλάβει να αναπαραχθούν ούτε μια φορά στη ζωή τους (Lefkaditou et al. 2007), με αποτέλεσμα το απόθεμα τους να μπορεί να ανανεωθεί (Στεργίου και συν. 2011). Από την άλλη μεριά, τα αλιευτικά εργαλεία της μικρής παράκτιας αλιείας τα οποία χαρακτηρίζονται ως επιλεκτικά (π.χ. βολκοί, μανωμένα δίχτυα) επηρεάζουν περισσότερο το αναπαραγωγικό δυναμικό των ανωτέρω αποθεμάτων (Lefkaditou et al. 2007). Συνεπώς, τα αποθέματα αυτά δέχονται έντονη αλιευτική πίεση σε όλα τα στάδια της ζωής τους με αποτέλεσμα να απειλούνται στην περιοχή μελέτης (Πιν. 3.14), ενώ δεν ορίστηκαν ειδικά διαχειριστικά μέτρα για την προστασία τους (Karantagakis 2007). Προτείνεται λοιπόν, σύμφωνα με το μήκος της πρώτης γεννητικής τους ωρίμασης η αλίευση των καλαμαριών (*Loligo spp.*) σε μεγέθη πάνω από 20cm (μήκος μανδύα) (Lefkaditou et al. 2007) και πάνω από 17cm (μήκος μανδύα) για τη σουπιά (*S. officinalis*) (Dunn 1999). Για να προστατευτεί το αναπαραγωγικό δυναμικό τους προτείνεται η θέσπιση ενός μέγιστου επιτρεπόμενου μεγέθους εκφόρτωσης προκειμένου να προστατευτούν τα μεγάλωσωμα αποθέματα τα οποία παράγουν μεγαλύτερα και καλύτερης ποιότητας ωοκύτταρα έχοντας υψηλότερα ποσοστά επιβίωσης στο περιβάλλον. Αυτό το διαχειριστικό μέτρο δεν έχει εφαρμοστεί ποτέ στις ελληνικές θάλασσες (Παπαδαμάκης & Τσίκληρας 2010).

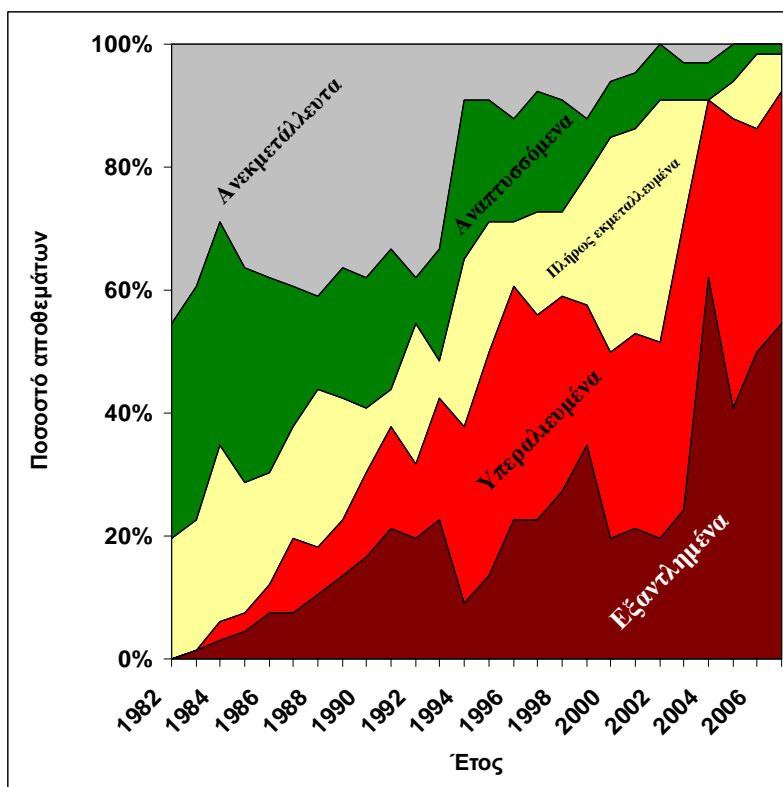
Η ζαργάνα (*B. belone*) αλιευόταν στις ελληνικές θάλασσες με ένα κυκλικό αλιευτικό εργαλείο, το ζαργανόδιχτο από τη μικρή παράκτια αλιεία μέχρι τα τέλη της δεκαετίας του '90 οπότε και απαγορεύτηκε η χρήση του (Τσίκληρας 2009γ). Προκειμένου να προστατευτεί το αναπαραγωγικό δυναμικό της ορίστηκε εποχική απαγόρευση της αλιείας από 1^η Σεπτεμβρίου έως 28 Φεβρουαρίου (Gonzalvo et al. 2011). Προτείνεται λοιπόν, ο ορισμός ενός ελαχίστου μεγέθους αλίευσης στα 40cm

σύμφωνα με το μήκος της πρώτης γεννητικής της ωρίμασης προκειμένου να προστατευτούν τα ανώριμα αποθέματα από την αλιεία (Zorica et al. 2011).

Η κατάσταση εκμετάλλευσης των γαλέων (*Mustelus spp.*), της γόπας (*B. boops*), της σφυρίδας (*E. alexandrinus*) και του ρικιού (*K. pelamis*) έχει συζητηθεί στην αλιευτική υποπεριοχή 6 (βλ. υποκεφάλαιο 3.5), την αλιευτική υποπεριοχή 9 (βλ. υποκεφάλαιο 3.8), την αλιευτική υποπεριοχή 11 (βλ. υποκεφάλαιο 3.10) και την αλιευτική υποπεριοχή 12 (βλ. υποκεφάλαιο 3.11), αντίστοιχα.

3.15 Αλιευτική υποπεριοχή 16 (Δωδεκάνησα)

Το 2007, έτος με τα πιο πρόσφατα δεδομένα, από τα συνολικά 66 αποθέματα που αναλύθηκαν, μόνο 1 χαρακτηρίστηκε ως αναπτυσσόμενο (1,5%), 4 ως πλήρως εκμεταλλευμένα (6,1%), 25 ως υπεραλιευμένα (37,9%), 36 ως εξαντλημένα (54,5%), ενώ δεν υπήρχαν ανεκμετάλλευτα αποθέματα (Σχ. 3.15). Το ποσοστό των ανεκμετάλλευτων αποθεμάτων μειώνεται από το 1982, οπότε και παρατηρήθηκε η μέγιστη τιμή του (45,5%) και μηδενίστηκε για επιπλέον 3 έτη (2002, 2005 και 2006). Τα υπόλοιπα αποθέματα το έτος έναρξης της χρονοσειράς (1982), ήταν είτε αναπτυσσόμενα (34,8%) είτε πλήρως εκμεταλλευμένα (19,7%), ενώ δε βρέθηκαν υπεραλιευμένα ή εξαντλημένα αποθέματα. Το ποσοστό των υπεραλιευμένων αποθεμάτων αυξήθηκε από το 1984, οπότε και εμφανίστηκαν τα πρώτα υπεραλιευμένα αποθέματα, κατά 34,8% έως το 1996. Εν συνεχεία, το ποσοστό τους παρουσιάζει μια μικρή μείωση μέχρι το 1999, για να προσεγγίσει τέλος, τη μέγιστη τιμή του (47%) τα έτη 2003 και 2005. Το ποσοστό των εξαντλημένων αποθεμάτων αυξάνεται διαχρονικά, (με εξαίρεση ίσως τα έτη 1994, 2000-2003 και 2005 στα οποία παρατηρείται μια



Σχήμα 3.15: Ο βαθμός εκμετάλλευσης των αλιευτικών αποθεμάτων (1982-2007) στην αλιευτική υποπεριοχή 16 (Δωδεκάνησα) με βάση τα δεδομένα της ΕΣΥΕ.

μείωση), και μεγιστοποιείται (62,1%) το 2004. Αντίθετα, το ποσοστό των αναπτυσσόμενων αποθεμάτων μειώνεται από το 1983 και έκτοτε. Αξίζει να σημειωθεί ότι το ποσοστό των αναπτυσσόμενων και των πλήρως εκμεταλλευμένων αποθεμάτων δεν ξεπέρασε ποτέ το 40% και το ποσοστό των πλήρως εκμεταλλευμένων αποθεμάτων μηδενίστηκε το έτος 2004. Στον Πίνακα 3.15 παρουσιάζονται τα αποθέματα τα οποία είναι αντιπροσωπευτικά για κάθε κατηγορία αλιευτικής κατάστασης. Η κατάσταση εκμετάλλευσης αυτών των αποθεμάτων συγκρίνεται με τις εκτιμήσεις άλλων

επιστημόνων, οι οποίες παρουσιάζονται στους Πίνακες 3.18, 3.19 και 3.20 στο τέλος του κεφαλαίου.

Πίνακας 3.15: Τα κυριότερα αποθέματα για κάθε κατηγορία αλιευτικής κατάστασης στην αλιευτική υποπεριοχή 16 (Δωδεκάνησα).

Ελληνική ονομασία	Επιστημονικό όνομα	Πλήρως εκμεταλλευμένα	Υπεραλιευμένα	Εξαντλημένα
Λιθρίνι	<i>P. erythrinus</i>	+		
Σκορπιοί	Scorpaenidae	+		
Σκαθάρι	<i>S. cantharus</i>	+		
Βακαλάος	<i>M. merluccius</i>	+		
Μελανούρι	<i>O. melanura</i>		+	
Συναγρίδα	<i>D. dentex</i>		+	
Μπαρμπούνι	<i>M. surmuletus</i>		+	
Ρίκι	<i>K. pelamis</i>			+
Καβούρι	<i>C. aestivalis</i>			+
Γαύρος	<i>E. encrasicolus</i>			+

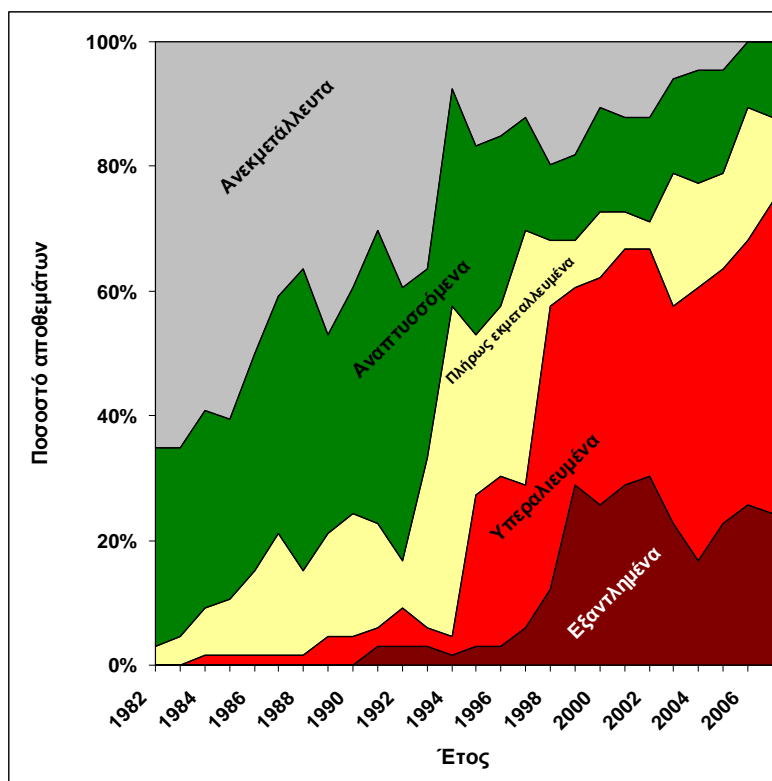
Η αλιευτική κατάσταση της συναγρίδας (*D. dentex*) στα Δωδεκάνησα (Πιν. 3.15) κρίνεται χειρότερη σε σχέση με την πιο πρόσφατη εκτίμηση σύμφωνα με την οποία το απόθεμα της χαρακτηρίζεται ως πλήρως εκμεταλλευμένο στις ελληνικές θάλασσες (Στεργίου και συν. 2011). Η διαφορά αυτή οφείλεται στην έντονη αλιευτική πίεση την οποία δέχεται το απόθεμα εξαιτίας της ανεπάρκειας των διαχειριστικών μέτρων για την προστασία του αποθέματος από την αλιεία. Το υπάρχον διαχειριστικό μέτρο του ελάχιστου επιτρεπόμενου μεγέθους αλίευσης (8,4 cm) δε φαίνεται ότι μπορεί να προστατέψει αυτό το απόθεμα αφού δεν έχει κανένα βιολογικό ή οικολογικό υπόβαθρο. Ειδικότερα, η συναγρίδα (*D. dentex*) αλιεύεται κυρίως από παραγάδια, δίχτυα (απλάδια ή μανωμένα) και την τράτα βυθού. Το μήκος της πρώτης γεννητικής της ωρίμασης υπολογίζεται περίπου στα 45cm (Stergiou et al. 2009a) με αποτέλεσμα και τα τρία αλιευτικά εργαλεία να συλλαμβάνουν ανώριμα γεννητικά αποθέματα έτσι

ώστε το απόθεμα να μην μπορεί να ανανεωθεί αφού δεν έχουν προλάβει να αναπαραχθούν ούτε μια φορά στη ζωή τους με συνέπεια η συναγρίδα (*D. dentex*) να υπεραλιεύεται αυξητικά. Προτείνεται λοιπόν, η αύξηση του ελάχιστου επιτρεπόμενου μεγέθους αλίευσης στα 45cm προκειμένου να προστατευτούν τα ανώριμα αποθέματα από την αλιεία (Στεργίου και συν. 2011).

Η κατάσταση εκμετάλλευσης του μελανουριού (*O. melanura*) και του μπαρμουνιού (*M. surmuletus*) έχει συζητηθεί στην αλιευτική υποπεριοχή 4 (βλ. υποκεφάλαιο 3.3), και τέλος του γαύρου (*E. encrasicolus*) και του ρικιού (*K. pelamis*) στην αλιευτική υποπεριοχή 11 (βλ. υποκεφάλαιο 3.10) και 12 (βλ. υποκεφάλαιο 3.11), αντίστοιχα.

3.16 Αλιευτική υποπεριοχή 17 (Κυκλάδες)

Το 2007, έτος με τα πιο πρόσφατα δεδομένα, από τα συνολικά 66 αποθέματα που αναλύθηκαν 8 χαρακτηρίστηκαν ως αναπτυσσόμενα (12,12%), 9 ως πλήρως εκμεταλλευμένα (13,64%), 33 ως υπεραλιευμένα (50%) και 16 ως εξαντλημένα (24,24%), ενώ δεν υπήρχαν ανεκμετάλλευτα αποθέματα. Το ποσοστό των ανεκμετάλλευτων αποθεμάτων αφού μεγιστοποιήθηκε τα έτη 1982 και 1983, έκτοτε μειώνεται και μηδενίστηκε για ένα ακόμη χρόνο (έτος 2006). Έτσι λοιπόν, το έτος έναρξης της χρονοσειράς (1982), η πλειονότητα των αποθεμάτων ήταν ανεκμετάλλευτα (65,15%), και τα υπόλοιπα αναπτυσσόμενα (31,82%) και πλήρως εκμεταλλευμένα (3,03%), ενώ δεν υπήρχαν υπεραλιευμένα (απουσίαζαν και το έτος 1983) ή εξαντλημένα αποθέματα (Σχ. 3.16). Τα τελευταία 13 χρόνια όμως, το ποσοστό των υπεραλιευμένων αποθεμάτων ολοένα και αυξάνεται (μέσος όρος \pm SD= 36,5 \pm 8,29% περίοδος από 1995-2007), το οποίο έφτασε τη μέγιστη τιμή του το έτος 2007. Ομοίως,



Σχήμα 3.16: Ο βαθμός εκμετάλλευσης των αλιευτικών αποθεμάτων (1982-2007) στην αλιευτική υποπεριοχή 17 (Κυκλάδες) με βάση τα δεδομένα της ΕΣΥΕ.

αφού τα πρώτα εξαντλημένα αποθέματα έκαναν την εμφάνιση τους στις αρχές της δεκαετίας του '90, το ποσοστό τους παρουσιάζει αύξουσα πορεία μέχρι το 2002, οπότε και παρατηρείται η μέγιστη τιμή τους (30,3%). Εν συνεχεία το ποσοστό τους ελαττώθηκε μέχρι το 2004 και τέλος ξαναπαρουσιάζει αύξουσα πορεία μέχρι το τελευταίο έτος της χρονοσειράς (2007). Αξίζει να σημειωθεί ότι το ποσοστό των αναπτυσσόμενων αποθεμάτων παρουσιάζει φθίνουσα πορεία από το 1991 και δεν ξεπέρασε ποτέ το 50%, εν αντιθέσει με το ποσοστό των πλήρως εκμεταλλευμένων αποθεμάτων το οποίο ξεπέρασε για ένα και μόνο έτος το ανωτέρω ποσοστό (έτος

1994). Στον Πίνακα 3.16 παρουσιάζονται τα αποθέματα τα οποία είναι αντιπροσωπευτικά για κάθε κατηγορία αλιευτικής κατάστασης. Στους Πίνακες 3.18, 3.19 και 3.20 παρατίθεται η κατάσταση εκμετάλλευσης αυτών των αποθεμάτων με βάση τη διεθνή βιβλιογραφία.

Πίνακας 3.16: Τα κυριότερα αποθέματα για κάθε κατηγορία αλιευτικής κατάστασης στην αλιευτική υποπεριοχή 17 (Κυκλάδες).

Ελληνική ονομασία	Επιστημονικό όνομα	Πλήρως εκμεταλλευμένα	Υπεραλιευμένα	Εξαντλημένα
Φαγγρί	<i>P. pagrus</i>	+		
Σκαθάρι	<i>S. cantharus</i>	+		
Ξιφίας	<i>X. gladius</i>	+		
Μπαρμπούνι	<i>M. surmuletus</i>	+		
Γαλέοι	<i>Mustelus</i> spp.	+		
Λαβράκι	<i>D. labrax</i>		+	
Μελανούρι	<i>O. melanura</i>		+	
Κέφαλοι	Mugilidae		+	
Παπαλίνα	<i>S. sprattus</i>			+
Τσέρουλα	<i>S. flexuosa</i>			+
Μαρίδα	<i>S. smaris</i>			+

Το λαβράκι (*D. labrax*) αλιεύεται σε υψηλές ποσότητες από τη μικρή παράκτια αλιεία στις ελληνικές θάλασσες. Το μήκος της πρώτης γεννητικής του ωρίμασης είναι περίπου 10cm μεγαλύτερο από το ελάχιστο επιτρεπόμενο μέγεθος αλίευσης του (25cm) (Pawson et al. 2005, Karantagakis 2007, Pawson et al. 2007). Συνεπώς, αλιεύονται μικρόσωμα και ανώριμα αποθέματα τα οποία δεν έχουν προλάβει να αναπαραχθούν ούτε μια φορά στη ζωή τους με αποτέλεσμα το απόθεμα τους να υπεραλιεύεται αυξητικά στις Κυκλάδες (Πιν. 3.19) (Pawson et al. 2005, Pawson et al. 2007). Προτείνεται λοιπόν, η αύξηση του ελάχιστου επιτρεπόμενου μεγέθους αλίευσης του λαβρακιού (*D. labrax*) στα 35cm προκειμένου να προστατευτούν τα ανώριμα

αποθέματα από την αλιεία (Στεργίου και συν. 2011). Παράλληλα, δε θα πρέπει να αλιεύονται λαβράκια (*D. labrax*) με μεγέθη μεγαλύτερα από 50cm προκειμένου να προστατευτούν τα μεγαλόσωμα θηλυκά τα ωκύτταρα των οποίων εκτός από καλύτερης ποιότητας έχουν υψηλότερες πιθανότητες επιβίωσης στο περιβάλλον (Παπαδαμάκης & Τσίκληρας 2010).

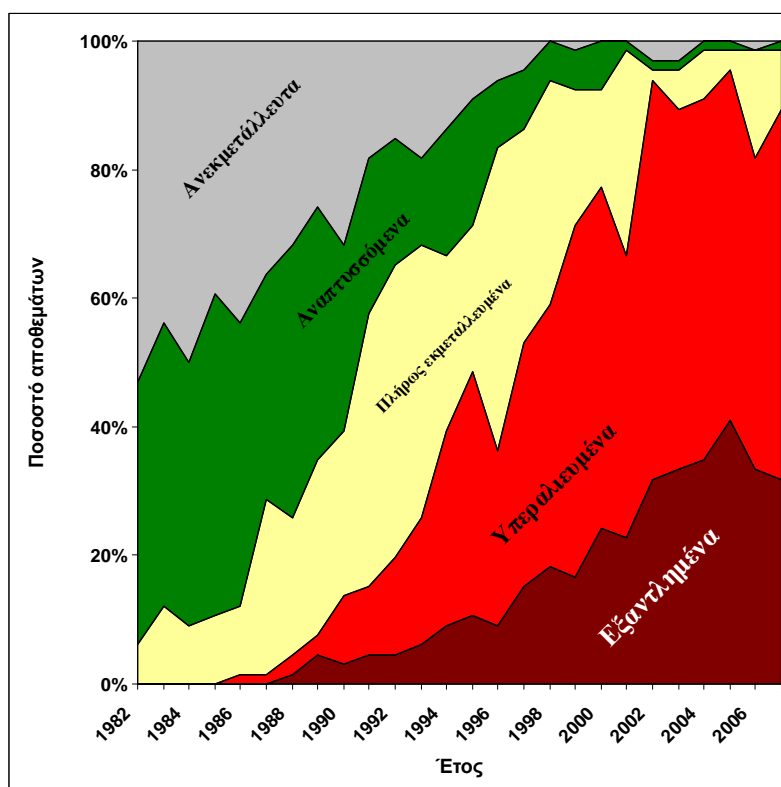
Η παπαλίνα (*S. sprattus*) δέχεται έντονη αλιευτική πίεση από τη μέση και μικρή παράκτια αλιεία στις ελληνικές θάλασσες (Στεργίου και συν. 2011). Δεν ορίστηκε κάποιο ειδικό διαχειριστικό μέτρο για την προστασία της με αποτέλεσμα το απόθεμα της να απειλείται στην αλιευτική περιοχή 17 (Πιν. 3.17), αλλά και στη Μαύρη θάλασσα (Πιν. 3.20) (FAO 2005, Leonart 2008, FAO 2011a). Προτείνεται λοιπόν, με βάση το μήκος της πρώτης γεννητικής της ωρίμασης (8cm) (Froese et al. 2008), ο ορισμός ενός ελάχιστου μεγέθους αλίευσης στα 13cm προκειμένου να προστατευτούν τα ανώριμα αποθέματα από την αλιεία (Στεργίου και συν. 2011).

Η αλιευτική κατάσταση της τσέρουλας (*S. flexuosa*) έχει συζητηθεί στην αλιευτική υποπεριοχή 3 (βλ. υποκεφάλαιο 3.2), του μελανουριού (*O. melanura*), της μαρίδας (*S. smaris*) και των κέφαλων (Mugilidae) έχει συζητηθεί στην αλιευτική υποπεριοχή 4 (βλ. υποκεφάλαιο 3.3), στην αλιευτική υποπεριοχή 5 (βλ. υποκεφάλαιο 3.4) και στην αλιευτική υποπεριοχή 11 (βλ. υποκεφάλαιο 3.10), αντίστοιχα.

3.17 Αλιευτική υποπεριοχή 18 (Κρήτη)

Το 2007, έτος με τα πιο πρόσφατα δεδομένα, από τα συνολικά 66 αποθέματα που αναλύθηκαν μόνο 1 χαρακτηρίστηκε ως αναπτυσσόμενο (1,5%), 6 ως πλήρως εκμεταλλευμένα (9,1%), 38 ως υπεραλιευμένα (57,6%) και 21 ως εξαντλημένα (31,8%), ενώ δεν υπήρχαν ανεκμετάλλευτα αποθέματα (Σχ. 3.17). Το ποσοστό των

ανεκμετάλλευτων αποθεμάτων μειώνεται ραγδαία από το 1982, οπότε και παρατηρείται η μέγιστη τιμή του και μηδενίστηκε για επιπλέον 5 έτη (1998, 2000, 2001, 2004 και 2005). Στο έτος έναρξης της χρονοσειράς (1982) λοιπόν, πάνω από τα μισά αποθέματα ήταν ανεκμετάλλευτα (53%) και τα υπόλοιπα είτε αναπτυσσόμενα (40,9%) είτε πλήρως εκμεταλλευμένα (6,1%), ενώ δεν υπήρχαν υπεραλιευμένα (απουσίαζαν επίσης την περίοδο από το 1983 έως 1985) ή εξαντλημένα αποθέματα. Τα τελευταία 11 χρόνια όμως, το ποσοστό των υπεραλιευμένων αποθεμάτων ολοένα και αυξάνεται (μέσος όρος \pm SD= 51,4 \pm 7,59% περίοδος 1997-2007) και έφτασε τη μέγιστη τιμή του το έτος 2002.



Σχήμα 3.17: Ο βαθμός εκμετάλλευσης των αλιευτικών αποθεμάτων (1982-2007) στην αλιευτική υποπεριοχή 18 (Κρήτη) με βάση τα δεδομένα της ΕΣΥΕ.

Ομοίως, από το 1988 όταν και εμφανίστηκαν τα πρώτα εξαντλημένα αποθέματα, το ποσοστό τους αυξάνεται, και μεγιστοποιήθηκε (40,9%) το έτος 2005. Αντίθετα το ποσοστό των αναπτυσσόμενων αποθεμάτων από τα μέσα της δεκαετίας του '80 και έκτοτε μειώνεται και μηδενίστηκε το έτος 2006. Αξίζει να σημειωθεί πάντως, ότι τα ποσοστά των αναπτυσσόμενων και πλήρως εκμεταλλευμένων αποθεμάτων δεν ξεπέρασαν σε κανένα έτος το 50%. Στον Πίνακα 3.17 παρουσιάζονται τα αποθέματα τα οποία είναι αντιπροσωπευτικά για κάθε κατηγορία αλιευτικής κατάστασης. Στους Πίνακες 3.18, 3.19 και 3.20 παρουσιάζεται η αλιευτική κατάσταση των παρακάτω αποθεμάτων με βάση τη διεθνή βιβλιογραφία.

Πίνακας 3.17: Τα κυριότερα αποθέματα για κάθε κατηγορία αλιευτικής κατάστασης στην αλιευτική υποπεριοχή 18 (Κρήτη).

Ελληνική ονομασία	Επιστημονικό όνομα	Πλήρως εκμεταλλευμένα	Υπεραλιευμένα	Εξαντλημένα
Συναγρίδα	<i>D. dentex</i>	+		
Θράψαλα	Loliginidae, Ommastrepidae	+		
Ξιφίας	<i>X. gladius</i>	+		
Λιθρίνι	<i>P. erythrinus</i>	+		
Σαργός	<i>D. sargus sargus</i>		+	
Γαρίδα	<i>P. kerathurus</i>		+	
Μένουλα	<i>S. maena</i>		+	
Λαβράκι	<i>D. labrax</i>			+
Σφυρίδα	<i>E. alexandrinus</i>			+
Προσφυγάκι	<i>M. poutassou</i>			+

Το απόθεμα της γαρίδας (*P. kerathurus*) αλιεύεται σε υψηλές ποσότητες από την τράτα βυθού και σε μικρότερα ποσοστά από τη μικρή παράκτια αλιεία στην περιοχή μελέτης (Kariris et al. 2007). Το μήκος της πρώτης γεννητικής της ωρίμασης υπολογίζεται περίπου στα 4 με 4,6cm (μήκος κελύφους) (Conides et al. 2006, Akyol &

Ceyhan 2009, Kevrekidis & Thessalou-Legaki 2012). Η τράτα βυθού αλιεύει ανώριμα αποθέματα γαρίδας (*P. kerathurus*) με αποτέλεσμα να μη μπορεί να ανανεωθεί το απόθεμα της και να υπεραλιεύεται αυξητικά (Kevrekidis & Thessalou-Legaki 2006, Kevrekidis & Thessalou-Legaki 2011, Στεργίου και συν. 2011, Kevrekidis & Thessalou-Legaki 2012). Από την άλλη μεριά η μικρή παράκτια αλιεία φαίνεται να επηρεάζει περισσότερο το αναπαραγωγικό δυναμικό της, εξαιτίας της έντονης αλιευτικής πίεσης ιδιαίτερα την περίοδο αναπαραγωγής της (Kevrekidis & Thessalou-Legaki 2007, Kevrekidis & Thessalou-Legaki 2011, Kevrekidis & Thessalou-Legaki 2012). Προτείνεται λοιπόν, ο ορισμός ενός ελάχιστου επιτρεπόμενου μεγέθους αλίευσης περίπου στα 6cm (μήκος κελύφους) σε συνδυασμό με την εποχική απαγόρευση της αλιείας της από 1 Ιουνίου έως 30 Ιουλίου, προκειμένου να προστατευτούν τα νεαρά αποθέματα και το αναπαραγωγικό δυναμικό της, αντίστοιχα (Kevrekidis & Thessalou-Legaki 2012). Αξίζει να σημειωθεί εδώ, ότι μεγάλο μέρος της αλιευτικής παραγωγής αυτού του αποθέματος δεν καταγράφεται από την Εθνική Στατιστική Υπηρεσία Ελλάδος (ΕΣΥΕ) εξαιτίας της απευθείας πώλησης του από τους ψαράδες σε εστιατόρια και ξενοδοχεία της περιοχής με αποτέλεσμα να δυσχεραίνεται η εκτίμηση της κατάστασης εκμετάλλευσης του (Kapiris et al. 2007). Τέλος, η μείωση της αλιευτικής της παραγωγής πιθανώς να σχετίζεται με την εισβολή, εξάπλωση και εγκατάσταση αποθεμάτων της οικογένειας Penaeidae από την Ερυθρά θάλασσα μέσω της διώρυγας του Σουέζ στα ενδιαιτήματα της γαρίδας (*P. kerathurus*) στο νοτιοανατολικό Αιγαίο (Kevrekidis & Thessalou-Legaki 2006, Kevrekidis & Thessalou-Legaki 2011).

Το προσφυγάκι (*M. roufissou*) αλιεύεται από την τράτα βυθού στις ελληνικές θάλασσες (Stergiou et al. 2007a). Το άνοιγμα ματιού του σάκου της τράτας βυθού μέχρι

το 2006 ήταν 14mm από κόμπο σε κόμπο σε σχήμα ρόμβου. Αυτό το άνοιγμα ματιού αλιεύει μικρόσωμα και ανώριμα προσφυγάκια (*M. roufou*) με αποτέλεσμα το αποθέμα τους να μη μπορεί να ανανεωθεί, να υπεραλιεύεται αυξητικά μέχρι ότου να κινδυνεύει να εξαντληθεί στην Κρήτη (Πιν. 3.17). Τα νέα διευρυμένα ανοίγματα ματιού στο σάκο της τράτας βυθού φαίνεται να είναι καταλληλότερα για την αλιεία αυτού του αποθέματος (Petrakis & Stergiou 1997). Προτείνεται λοιπόν, με βάση το μήκος της πρώτης γεννητικής του ωρίμασης (κυμαίνεται από 15-18cm) ο ορισμός ενός ελάχιστου επιτρεπόμενου μεγέθους αλίευσης στα 20cm (Petrakis & Stergiou 1997, Stergiou και συν. 2011).

Η αλιευτική κατάσταση του σαργού (*D. sargus sargus*), της μαρίδας (*S. smaris*) και της σφυρίδας (*E. alexandrinus*) έχει συζητηθεί στην αλιευτική υποπεριοχή 3 (βλ. υποκεφάλαιο 3.2) και 11 (βλ. υποκεφάλαιο 3.10), αντίστοιχα και τέλος του λαβρακιού (*D. labrax*) στην αλιευτική υποπεριοχή 17 (βλ. υποκεφάλαιο 3.16).

Πίνακας 3.18: Η κατάσταση εκμετάλλευσης των αποθεμάτων που χαρακτηρίστηκαν ως πλήρως εκμεταλλευμένα στην παρούσα διατριβή με βάση τη διεθνή βιβλιογραφία.

Επιστημονικό όνομα	Ελληνική ονομασία	Κατάσταση εκμετάλλευσης αποθέματος	Περιοχή	Αναφορά
<i>B. boops</i>	Γόπα	Πλήρως εκμεταλλευμένο	Μαρόκο, Ελλάδα, Αίγυπτος, Αλγερία	FAO (2011a)
<i>D. dentex</i>	Συναγρίδα	-/-	Λετονία, Ελλάδα	FAO (2011a)
<i>D. annularis</i>	Σπάρος	-/-	Α. Αδριατική	AdriaMed (2005)
<i>D. sargus sargus</i>	Σαργός	-/-	Ελλάδα	Στεργίου και συν. (2011)
<i>E. encrasicolus</i>	Γαύρος	-/-	Τουρκία, Ιταλία, Κροατία, Μαρόκο, Μαυριτανία, Γκάνα	FAO (2011a)
<i>Loligo</i> spp.	Καλαμάρια	-/-	Ηνωμένο Βασίλειο, Ισπανία	FAO (2011a)
Loliginidae, Ommastrepidae	Θράψαλα	-/-	Ισπανία	FAO (2011a)
<i>Lophius</i> spp.	Πεσκανδρίτσες	-/-	Δ. Βρετανία	FAO (2011a)
<i>M. merluccius</i>	Βακαλάος	-/-	Μαρόκο, Ισπανία, Ιταλία	FAO (2005)
Mugilidae	Κέφαλοι	-/-	Ελλάδα, Τυνησία, Λιβύη	Στεργίου και συν. (2011), FAO (2011a)

Πίνακας 3.18 (συνέχεια): Η κατάσταση εκμετάλλευσης των αποθεμάτων που χαρακτηρίστηκαν ως πλήρως εκμεταλλευμένα στην παρούσα διατριβή με βάση τη διεθνή βιβλιογραφία.

Επιστημονικό όνομα	Ελληνική ονομασία	Κατάσταση εκμετάλλευσης αποθέματος	Περιοχή	Αναφορά
<i>M. barbatus</i>	Κουτσομούρα	Πλήρως εκμεταλλευμένο	Μεσόγειος	Cochrane & de Young (2008)
<i>M. surmuletus</i>	Μπαρμπούνι	-/-	Μάλτα	FAO (2011a)
<i>Mustelus</i> spp.	Γαλέοι	-/-	Ελλάδα	Στεργίου και συν. (2011)
<i>N. norvegicus</i>	Καραβίδα	-/-	Βόρεια Θάλασσα	FAO (2011a)
<i>O. vulgaris</i>	Χταπόδι	-/-	Ελλάδα, Τυνησία, Ιταλία, Γαλλία	FAO (2011a)
<i>P. erythrinus</i>	Λιθρίνι	-/-	Β.Δ. Μεσόγειος	FAO (2005)
<i>P. pagrus</i>	Φαγγρί	-/-	Α. Αδριατική	AdriaMed (2005)
<i>P. americanus</i>	Βλάχος	-/-	Β.Δ. Ατλαντικός	Alverson & Dunlop (1998)
Scorpaenidae	Σκορπιό	-/-	Δ. Καναδάς	Shin et al. (2010)
<i>S. officinalis</i>	Σουπιά	-/-	Ελλάδα, Τυνησία, Τουρκία	FAO (2005)
<i>Serranus</i> spp.	Χάνοι	-/-	Κρήτη	Tserpes & Tsimenides (2001)
<i>S. solea</i>	Γλώσσα	-/-	Κόλπος της Λιόν, Τυνησία	GFCM (2011)
<i>S. aurata</i>	Τσιπούρα	-/-	Κόλπος της Λιόν	FAO (2011a)
<i>S. smaris</i>	Μαρίδα	-/-	Ελλάδα	Στεργίου και συν. (2011)
<i>S. cantharus</i>	Σκαθάρι	-/-	Ν.Δ. Πορτογαλία	Castro & Cruz (2009)
	Τόννοι	-/-	Ν. Αφρική	Leonart et al. (1998),
			Μεσόγειος	FAO (2011a)
<i>T. mediterraneus</i>	Σαυρίδι	-/-	Τυνησία, Ισπανία, Μαρόκο, Αλγερία	FAO (2011a)
<i>X. gladius</i>	Ξιφίας	-/-	Ελλάδα	Στεργίου και συν. (2011)

Πίνακας 3.19: Η κατάσταση εκμετάλλευσης των αποθεμάτων που χαρακτηρίστηκαν ως υπεραλιευμένα στην παρούσα διατριβή με βάση τη διεθνή βιβλιογραφία.

Επιστημονικό όνομα	Ελληνική ονομασία	Κατάσταση εκμετάλλευσης αποθέματος	Περιοχή	Αναφορά
<i>B. boops</i>	Γόπα	Υπεραλιευμένο	Κύπρος, Κυκλάδες	Hadjistephanou (1991), Stergiou et al. (2004)
<i>D. labrax</i>	Λαβράκι	Αυξητικά υπεραλιευμένο	Ακτές Αγγλίας και Ουαλίας	Pawson et al. (2005), Pawson et al. (2007)
<i>D. labrax</i>	Λαβράκι	Υπεραλιευμένο	Αδριατική	Lotze et al. (2011)
<i>D. sargus sargus</i>	Σαργός	-/-	Αίγυπτος	Mahmoud et al. (2010)
<i>E. encrasicolus</i>	Γαύρος	-/-	Τουρκία, Ιταλία	FAO (2005)
<i>E. encrasicolus</i>	Γαύρος	-/-	Ελλάδα	Stergiou (1990), Stergiou (2000)
<i>E. encrasicolus</i>	Γαύρος	-/-	Β και Κ. Αιγαίο, Ιόνιο	Somarakis et al. (2007)
<i>E. marginatus</i>	Ροφός	-/-	Δ. Μεσόγειος (Βαλεαρίδες Νήσοι)	Renones et al. (2010)

Πίνακας 3.19 (συνέχεια): Η κατάσταση εκμετάλλευσης των αποθεμάτων που χαρακτηρίστηκαν ως υπεραλιευμένα στην παρούσα διατριβή με βάση τη διεθνή βιβλιογραφία.

Επιστημονικό όνομα	Ελληνική ονομασία	Κατάσταση εκμετάλλευσης αποθέματος	Περιοχή	Αναφορά
	Βραστόψαρα	Υπεραλιευμένο	Σαρωνικός Κόλπος	Papaconstantinou (1986)
<i>Loligo</i> spp.	Καλαμάρια	-/-	Αγγλία	Royer et al. (2002)
<i>Lophius</i> spp.	Πεσκανδρίτσες	-/-	Β. Αιγαίο	Tsagarakis et al. (2010)
<i>Lophius</i> spp.	Πεσκανδρίτσες	-/-	Σκωτία	Laurenson et al. (2001)
<i>Lophius</i> spp.	Πεσκανδρίτσες	-/-	Πορτογαλία	Duarte et al. (2009)
Mugilidae	Κέφαλοι	-/-	Λιμνοθάλασσα Μεσολογγίου	Leonardos & Sinis (2000)
Mugilidae	Κέφαλοι	-/-	Λιμνοθάλασσα Μεσολογγίου - Αιτωλικού	Katselis et al. (2010)
<i>M. barbatus</i>	Κουτσομούρα	-/-	Κυκλάδες	Stergiou et al. (2004)
<i>M. barbatus</i>	Κουτσομούρα	-/-	Ιόνιο (Συμπεριλαμβανομένων και του Κορινθιακού και Πατραϊκού Κόλπου)	Stergiou et al. (1997a)
<i>M. barbatus</i>	Κουτσομούρα	-/-	Ιόνιο	Politou (2007)
<i>M. barbatus</i>	Κουτσομούρα	Αυξητικά υπεραλιευμένο	Α. Μεσόγειος	Stergiou (1998)
<i>M. surmuletus</i>	Μπαρμπούνη	-/-	Β. και Κ. Αιγαίο	Stergiou & Petrakis (1993), Labropoulou et al. (1997), Stergiou et al. (1997a), Στεργίου (1997), Stergiou (1998)
<i>M. surmuletus</i>	Μπαρμπούνη	-/-	Α. Μεσόγειος	Stergiou & Petrakis (1993), Stergiou (1998)
<i>Mustelus</i> spp.	Γαλέος	Υπεραλιευμένο	Μεσόγειος	Farrell et al. (2010)
<i>Mustelus</i> spp.	Γαλέος	-/-	Ν. Βόρεια θάλασσα και Ολλανδία	Wolff (2000)
<i>Mustelus</i> spp.	Γαλέος	-/-	Πορτογαλία	Correia & Smith (2003)
<i>N. norvegicus</i>	Καραβίδες	-/-	Δ. Μεσόγειος	Sarda (1998a)
<i>N. norvegicus</i>	Καραβίδες	Αυξητικά υπεραλιευμένο	Αιγαίο πέλαγος (Κ.Α. Αιγαίο-Ευβοϊκός Κόλπος)	Stergiou et al. (1997a), Stergiou et al. (1997b)
<i>O. melanura</i>	Μελανούρι	Υπεραλιευμένο	Ελλάδα	Στεργίου και συν. (2011)
<i>O. melanura</i>	Μελανούρι	-/-	Α. Αδριατική	Pallaoro et al. (1998)
Octopodidae	Μοσκιόι	-/-	Μαρόκο, Σενεγάλη, Μαυριτανία	FAO (2005)
<i>O. vulgaris</i>	Χταπόδι	Υπεραλιευμένο	Μαρόκο, Ν.Α. ακτή της Τυνησίας	Ezzeddine & El Abed (2004), Faraj & Bez (2007)
<i>P. erythrinus</i>	Λυθρίνη	-/-	Ιόνιο (συμπεριλαμβανομένων του Πατραϊκού και Κορινθιακού Κόλπου)	Stergiou et al. (1997a)
	Αστακοί	-/-	Μεσόγειος	Gristina et al. (2009)
	Αστακοί	-/-	Ιρλανδία	Browne et al. (2001)
	Αστακοί	Υπεραλίευση μακρόβιων αποθεμάτων	Νορβηγία	Moland et al. (2010)

Πίνακας 3.19 (συνέχεια): Η κατάσταση εκμετάλλευσης των αποθεμάτων που χαρακτηρίστηκαν ως υπεραλιευμένα στην παρούσα διατριβή με βάση τη διεθνή βιβλιογραφία.

Επιστημονικό όνομα	Ελληνική ονομασία	Κατάσταση εκμετάλλευσης αποθέματος	Περιοχή	Αναφορά
	Αστακοί	Αυξητικά και νεοσυλλεκτικά υπεραλιευμένο	Δ. Μεσόγειος	Diaz et al. (2001)
<i>P. americanus</i>	Βλάχος	Υπεραλιευμένο	Β.Δ. Ατλαντικός	Alverson & Dunlop (1998)
<i>P. kerathurus</i>	Γαρίδα	-/-	Θερμαϊκός Κόλπος	Kevrekidis & Thessalou-Legaki (2011)
<i>P. maxima</i>	Καλκάνι	-/-	Βαλτική θάλασσα	Draganik et al. (2005)
<i>S. sarda</i>	Παλαμίδα	-/-	Μεσόγειος	Cochrane & de Young (2008)
<i>S. sarda</i>	Παλαμίδα	-/-	Μεσόγειος	Stergiou et al. (2009a)
<i>S. pilchardus</i>	Σαρδέλα	-/-	Μεσόγειος	Leonart & Maynou (2003)
<i>S. pilchardus</i>	Σαρδέλα	-/-	Ιόνιο	Somarakis et al. (2007)
<i>S. pilchardus</i>	Σαρδέλα	-/-	Ελλάδα	Stergiou (1991)
<i>S. japonicus</i>	Κολιός	Αυξητικά υπεραλιευμένο	Ιαπωνία	Katsukawa (2005)
<i>S. scombrus</i>	Σκουμπρί	Υπεραλιευμένο	Ελλάδα	Στεργίου και συν. (2011)
Scorpaenidae	Σκορπιοί	-/-	Μεσόγειος	Stergiou et al. (2009a)
<i>S. officinalis</i>	Σουπιές	Αυξητικά υπεραλιευμένο	Αγγλία	Dunn (1999)
<i>S. dumerili</i>	Μαργιάτικο	Υπεραλιευμένο	Κόλπος του Μεξικού	de Mutsert et al. (2008)
<i>S. vulgaris</i>	Γλώσσα	-/-	Βόρεια Θάλασσα	Villasante et al. (2011)
<i>S. vulgaris</i>	Γλώσσα	-/-	Αμβρακικός Κόλπος	Stergiou et al. (1997a)
<i>S. flexuosa</i>	Τσέρουλα	-/-	Πατραϊκός Κόλπος	Stergiou et al. (1997a)
<i>S. maena</i>	Μένουλα	-/-	Ελλάδα	Στεργίου και συν. (2011)
<i>S. smaris</i>	Μαρίδα	-/-	Κυκλάδες	Stergiou et al. (2004)
<i>S. smaris</i>	Μαρίδα	Αυξητικά υπεραλιευμένο	Α. Μεσόγειος	Stergiou (1998)
<i>S. cantharus</i>	Σκαθάρι	Υπεραλιευμένο	Κανάρια νησιά	Pajuelo & Lorenzo (1999)
	Τόννοι	-/-	Ισπανία, Ιταλία, Μαρόκο, Γαλλία	FAO (2011a)
<i>T. mediterraneus</i>	Τόννοι	-/-	Β. Ατλαντικός	ICCAT (2010)
	Σαυρίδι	-/-	Α. Μαύρη θάλασσα, Θάλασσα του Μαρμαρά	Turan (2004), Sahin et al. (2009)
<i>T. mediterraneus</i>	Σαυρίδι	-/-	Κυκλάδες	Stergiou et al. (2004)
<i>T. trachurus</i>	Σαμπανός	-/-	Ελλάδα	Στεργίου και συν. (2011)

Πίνακας 3.20: Η κατάσταση εκμετάλλευσης των αποθεμάτων που χαρακτηρίστηκαν ως εξαντλημένα στην παρούσα διατριβή με βάση τη διεθνή βιβλιογραφία.

Επιστημονικό όνομα	Ελληνική ονομασία	Κατάσταση εκμετάλλευσης αποθέματος	Περιοχή	Αναφορά
<i>A. anguilla</i>	Χέλι	Εξαντλημένο	Κανάλι του Μπρίστολ	Henderson et al. (2012)
<i>A. anguilla</i>	Χέλι	-/-	Ευρώπη	Dekker (2003)
<i>B. belone</i>	Ζαργάνα	-/-	Α. Αδριατική	Zorica et al. (2011)
<i>C. aestuarii</i>	Καβούρι	Εξαντλημένο	Β. Αδριατική	Libralato et al. (2004)
<i>D. labrax</i>	Λαβράκι	Σχεδόν απειλούμενο	Μεσόγειος	Malak et al. (2011)
<i>D. sargus sargus</i>	Σαργός	Εξαντλημένο	Β.Δ. Μεσόγειος	Hussein et al. (2011)
<i>E. encrasicolus</i>	Γαύρος	-/-	Ισπανία (Βισκαϊκός Κόλπος), Μαύρη Θάλασσα, Ν.Δ. Μεσόγειος, Β.Κ.Α. Αδριατική	Santojanni et al. (2003), Sinovic & Zorica (2006), Knowler (2007), Borja et al. (2008), Irigoien et al. (2008), Sanz et al. (2008), Ruiz et al. (2009), FAO (2005)
<i>E. alexandrinus</i>	Σφυρίδα	-/-	Μαυριτανία, Σενεγάλη	FAO (2005)
<i>K. pelamis</i>	Ρίκι	-/-	Β.Α. Ατλαντικός	Fromentin & Fonteneau (2001)
<i>M. merlangus</i>	Νταούκι	-/-	Γαλλία, Ηνωμένο Βασίλειο, Ιρλανδία, Ολλανδία, Τουρκία, Ρωσία	FAO (2005)
<i>M. poutassou</i>	Προσφυγάκι	-/-	Β.Α. Ατλαντικός	Payne et al. (2012)
Mugilidae	Κέφαλοι	-/-	Κ.Δ. Σαρδηνία	Murenu et al. (2004)
<i>Mustelus spp.</i>	Γαλέοι	Απειλούμενο	Μεσόγειος	Malak et al. (2011)
<i>N. norvegicus</i>	Καραβίδα	Εξαντλημένο	Δ. Μεσόγειος	Sarda et al. (1998b)
	Αστακοί	-/-	Ιρλανδία, Βρετανία, Πορτογαλία, Ιταλία	Goni & Latrouite (2005)
Octopodidae	Μοσκιοί	-/-	Ν. Αδριατική	Relini et al. (2006)
<i>P. erythrinus</i>	Λιθρίνι	-/-	Ν. Πορτογαλία	Coelho et al. (2010)
<i>P. maxima</i>	Καλκάνι	Σχεδόν απειλούμενο	Μεσόγειος	Malak et al. (2011)
<i>R. clavata</i>	Βάτος	-/-	Μεσόγειος	Malak et al. (2011)
Rhinobatidae	Ρινόβατοι	Απειλούμενο	Μεσόγειος	Malak et al. (2011)
<i>S. pilchardus</i>	Σαρδέλα	Εξαντλημένο	Αδριατική Θάλασσα, Μαρόκο	Sinovic et al. (2008), Machu et al. (2009)
<i>S. scombrus</i>	Σκουμπρί	Εξαντλημένο	Βόρεια Θάλασσα, Α. Αδριατική	Dulcic & Grbec (2000), Cunningham et al. (2007)
Scorpaenidae	Σκορπιοί	-/-	Α. Αδριατική	Ferri et al. (2012)
<i>S. solea</i>	Γλώσσα	-/-	Βόρεια Θάλασσα	Pilling et al. (2008)
<i>S. sprattus</i>	Παπαλίνα	-/-	Μαύρη θάλασσα, Αζοφική θάλασσα	FAO (2005), Leonart (2008), FAO (2011a)
Squalidae	Σκυλόψαρα	-/-	Β. Ατλαντικός, Β. Ειρηνικός, Μεσόγειος, Μαύρη Θάλασσα	Fowler et al. (2004)
	Τόννοι	-/-	Ιταλία, Ελλάδα	FAO (2005)
	Τόννοι	Εξαντλημένο-Απειλούμενο	Γαλλία, Ιταλία, Τυνησία, Τουρκία, Μεσόγειος	FAO (2005), Malak et al. (2011)
Triglidae	Καπόνια	Εξαντλημένο	Β.Α. Ατλαντικός	McPhail (1998)
<i>Umbrina cirrosa</i>	Μυλοκόπι	Ευπαθές	Μεσόγειος	Malak et al. (2011)

Το Κόκκινο Βιβλίο της Διεθνούς Ένωσης για τη Διατήρηση της Φύσης και των Φυσικών Πόρων (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN) Red List Status) θεωρείται ως η πιο ολοκληρωμένη, βασισμένη σε επιστημονικό υπόβαθρο πηγή δεδομένων η οποία εξετάζει την πιθανότητα και τον κίνδυνο εξαφάνισης ενός αποθέματος από το περιβάλλον. Οι κατηγορίες στα πλαίσια της παρούσας διατριβής (Πιν. 3.20) με υψηλή επικινδυνότητα εξαφάνισης κατά φθίνουσα πορεία είναι απειλούμενο, ευπαθές και σχεδόν απειλούμενο απόθεμα (Malak et al. 2011).

4. ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ

Η μέθοδος η οποία χρησιμοποιήθηκε στα πλαίσια της παρούσας διατριβής (Froese & Kesner-Reyes 2002, Froese & Pauly 2003) αν και παρουσιάζει κάποιες αδυναμίες (Branch et al. 2011) οδηγεί στο συμπέρασμα ότι τα περισσότερα αλιευτικά αποθέματα υπεραλιεύονται στις ελληνικές θάλασσες. Εντούτοις, ο βαθμός εκμετάλλευσης τους αν και κρίνεται ανησυχητικός είναι καλύτερος σε σύγκριση με τα παγκόσμια και Μεσογειακά αποθέματα (Sumaila et al. 2007, Tsikliras et al. 2010). Καθώς οι παραδοσιακές προσεγγίσεις διαχείρισης της αλιείας έχουν αποτύχει να προστατέψουν τα ελληνικά αλιευτικά αποθέματα από την υπεραλίευση, τα μελλοντικά διαχειριστικά σενάρια θα πρέπει να συγκλίνουν στη διαχείριση της αλιείας σε επίπεδο οικοσυστήματος. Ειδικότερα, προτείνεται η εγκαθίδρυση θαλάσσιων προστατευόμενων περιοχών στις οποίες θα προστατεύεται όλο το εύρος ζωής των αποθεμάτων (Τσίκληρας & Στεργίου 2007). Πράγματι, η αφθονία και η βιομάζα αποθεμάτων τα οποία υπεραλιεύονται ή κινδυνεύουν να εξαντληθούν στις ελληνικές θάλασσες σύμφωνα με τα αποτελέσματα της παρούσας διατριβής αυξήθηκε και τελικώς ανέκαμψαν στις θαλάσσιες προστατευόμενες περιοχές του κόλπου Castellammare (βορειοδυτικά της Σικελίας), περιοχή Miramare (βόρεια Αδριατική), στο θαλάσσιο πάρκο Côte Bleue (Γαλλία) και στην προστατευόμενη περιοχή Carry-le-Rouet (Γαλλία) (Harmelin et al. 1995, Pipitone et al. 2000, Guidetti et al. 2005, Claudet et al. 2006, Tsikliras & Stergiou 2007). Τέλος, προτείνεται η μείωση της αλιευτικής προσπάθειας (του στόλου και των ημερών αλιείας στη θάλασσα) στις ελληνικές θάλασσες από 20 έως 30%, η οποία υπολογίζεται ότι είναι υπερδιπλάσια σε παγκόσμιο επίπεδο, από εκείνη η οποία επιτρέπει την ανανέωση των αποθεμάτων (Pauly et al. 2002, Pauly et al. 2003). Η μείωση της αλιευτικής προσπάθειας στις βορειοανατολικές ακτές της

Αμερικής, στη Νέα Ζηλανδία και στη δυτική Αυστραλία είχε θετική επίδραση στη βιομάζα των αποθεμάτων τα οποία απειλούνταν με εξάντληση σε αυτές τις περιοχές και τελικώς ανέκαμψαν (Hilborn et al. 2005, Worm et al. 2009).

5. ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

5.1 Ελληνόγλωσση βιβλιογραφία

- Βιδώρης Π., Ευθυμιάδης Κ., Χαριστανίδης Ε., Καλλανιώτης Α. (2010) Πειραματική αλιεία με χρήση μηχανότρατας στο Θερμαϊκό Κόλπο. Εποχιακή ποσοτική και ποιοτική σύνθεση του αλιεύματος και διαφοροποίηση περιοχών. Πρακτικά 14^{ου} Πανελληνίου Συνεδρίου Ιχθυολόγων. Πειραιάς, σελ. 3-6.
- Ζόμπολα Σ., Βαβούλης Δ., Κλαδάς Ι., Κέντρου Α., Παγώνη Σ., Κουτσικόπουλος Κ. (2001) Αλιευτική εκμετάλλευση των φυσικών αποθεμάτων χελιού (*Anguilla anguilla*, L. 1758) στην Ελλάδα. Πρακτικά 10^{ου} Πανελληνίου Συνεδρίου Ιχθυολόγων. Χανια, σελ. 237-240.
- Καπανταγάκης Α., Παπαδοπούλου Κ. Ν., Λιουδακης Α., Smith C.J., Laurijssen J. (2010) Στοιχεία αλιευτικής δραστηριότητας 2006-2008 του Κερκυραϊκού Κόλπου. Πρακτικά 14^{ου} Πανελληνίου Συνεδρίου Ιχθυολόγων. Πειραιάς, σελ. 35-38.
- Λευκαδίτου Ε. (2006) Βιολογία Συστηματική και βιολογία των κεφαλόποδων στο Βόρειο Αιγαίο. Διδακτορική διατριβή, Πανεπιστήμιο Πατρών, σελ. 298.
- Ντινούλη Α., Τσίκληρας Α. (2010) Πρότυπα εκμετάλλευσης των αποθεμάτων στις αλιευτικές υποπεριοχές της Μεσογείου και της Μαύρης Θάλασσας. Πρακτικά 14ου Πανελληνίου Συνεδρίου Ιχθυολόγων. Πειραιάς, σελ. 39-42.
- Παπαδαμάκης Π., Τσίκληρας Α. (2010) Εκτίμηση του βέλτιστου μεγέθους αλίευσης για εμπορεύσιμα ψάρια των ελληνικών θαλασσών. Πρακτικά 14^{ου} Πανελληνίου Συνεδρίου Ιχθυολόγων. Πειραιάς, σελ. 31-34.
- Παπαδοπούλου Κ.Ν., Λιουδάκης Α., Laurijssen J., Smith C.J., Καπανταγάκης Α. (2009) Στοιχεία ποικιλότητας και κατά μήκος συνθέσεις 4 ειδών ψαριών ανά Αλιευτικό Εργαλείο στον Κερκυραϊκό. Πρακτικά 9^{ου} Πανελληνίου Συμποσίου Ωκεανογραφίας & Αλιείας. Πάτρα, σελ. 917-922.
- Παπακωνσταντίνου Κ., Καραγκίτσου Η., Στεργίου Κ.Ι., Βασιλοπούλου Β., Πετράκης Γ., Μυτηληναίου Χ., Πάνου Θ. (1987) Δυναμική βενθοπελαγικών ιχθυοπληθυσμών στον Κορινθιακό, Πατραϊκό Κόλπο και Ιόνιο Πέλαγος. Μέρος Ι. Μεθοδολογία, αλιευτική κατάσταση της περιοχής και βιολογία των αφθονότερων ιχθύων. Ελληνικό Κέντρο Θαλασσιών Ερευνών Ειδική Έκδοση, σελ. 208.
- Πετράκης Γ., Στεργίου Κ.Ι. (1987) Ο τροφικός θώκος του προσφυγάκι (*Micromesistius roulei*) στον Πατραϊκό και Κορινθιακό Κόλπο. Πρακτικά 2ου Πανελληνίου Συμποσίου Ωκεανογραφίας και Αλιείας, σελ. 558-564.
- Στεργίου Κ.Ι. (1986) Ιστορική αναδρομή της αλιείας στον Πατραϊκό, Κορινθιακό Κόλπο και στο Νότιο Ιόνιο Πέλαγος. Αλιευτικά Νέα, 65: 62-64.
- Στεργίου Κ.Ι., Παπακωνσταντίνου Κ., Πετράκης Γ. (1987) Η αλιευτική παραγωγή στον Πατραϊκό, Κορινθιακό Κόλπο και στο Ιόνιο Πέλαγος την περίοδο 1980-1985. Πρακτικά 2ου Πανελληνίου Συμποσίου Ωκεανογραφίας και Αλιείας σελ.571-576.
- Στεργίου Κ.Ι. (1997) Η σημασία των στοιχείων της Εθνικής Στατιστικής Υπηρεσίας για την περιγραφή, την αξιολόγηση της κατάστασης και τη διαχείριση των ιχθυοαποθεμάτων στις Ελληνικές θάλασσες. Πρακτικά 5ου Πανελληνίου Συμποσίου Ωκεανογραφίας & Αλιείας. Καβάλα, σελ. 131-134.
- Στεργίου Κ.Ι., Πετράκης Γ., Πολίτου Χ., Καρκάνη Μ. (1997) Πειράματα επιλεκτικότητας τράτας στο Αιγαίο. Αλιευτικά Νέα, 192: 32-39.

- Στεργίου Κ.Ι., Καραχλε Π.Κ., Τσίκληρας Α., Μαμαλάκης Η. (2011) Κραυγή ιχθύος. Ψάρια των ελληνικών θαλασσών. Βιολογία, αλιεία, διαχείριση. Εκδόσεις Πατάκη, σελ. 360.
- Τσίκληρας Α. (2009α). Εκτίμηση και διαχείριση αλιευτικών αποθεμάτων. Σελ. 230.
- Τσίκληρας Α. (2009β) Αλιεία. Σελ. 62.
- Τσίκληρας Α. (2009γ) Αλιευτικά εργαλεία και μέθοδοι. Σελ. 99.
- Τσίκληρας Α., Στεργίου Κ.Ι. (2007) Θαλάσσιες προστατευόμενες περιοχές. Πρακτικά 13^{ου} Πανελληνίου Συνεδρίου Ιχθυολόγων. Μυτιλήνη, σελ. 575-578.

5.2 Ξενόγλωσση βιβλιογραφία

- Abella A.J., Serena F. (2005) Comparison of Elasmobranch Catches from Research Trawl Surveys and Commercial Landings at Port of Viareggio, Italy, in the Last Decade. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 35: 345-356.
- Abaunza P., Gordo L., Karlou-Riga C., Murta A., Eltink A.T.G.W., García-Santamaría M.T., Zimmermann C., Hammer C., Lucio P., Iversen S.A., Molloy J., Gallo E. (2003) Growth and reproduction of horse mackerel. *Trachurus trachurus* (Carangidae). *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 13, 27-61.
- Adamidou A. (2007) Commercial Fishing Gears and Methods used in Hellas. In: Papaconstantinou C., Zenetos A., Vassilopoulou V., Tserpes G. (eds) State of Hellenic Fisheries. Hellenic Centre for Marine Research, Athens, p 118-131.
- AdriaMed (2005). Adriatic Sea Small-scale Fisheries. Report of the AdriaMed Technical Consultation on Adriatic Sea Small-Scale Fisheries. Split, Croatia, 14th – 15th October 2003. FAO-MiPAF Scientific Cooperation to Support Responsible Fisheries in the Adriatic Sea. GCP/RER/010/ITA/TD15. AdriaMed Technical Documents, p 184.
- Akyol O., Ceyhan T. (2009) Catch per unit effort of coastal prawn trammel net fishery in Izmir Bay, Aegean Sea. *Mediterranean Marine Science*, 10: 19-23.
- Alverson D.L., Dunlop K. (1998) Status of World Marine Fish Stocks. Fisheries Research Institute, School of Fisheries, University of Washington, Seattle.
- Avsar D. (2001) Age, Growth, Reproduction and Feeding of the Spurdog (*Squalus acanthias* Linnaeus, 1758) in the South-eastern Black Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 52: 269-278.
- Baeta A., Cabral H.N., Neto J.M., Marques J.C., Pardal M.A. (2005) Biology, population dynamics and secondary production of the green crab *Carcinus maenas* (L.) in a temperate estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 65: 43-52.
- Beamish R.J., McFarlane G.A., Benson A. (2006) Longevity overfishing. *Progress in Oceanography*, 68: 289-302.
- Beddington J.R., Agnew D.J., Clark C.W. (2007) Current Problems in the Management of Marine Fisheries. *Science*, 316: 1713-1716.
- Bilgin S., Çelik E.Ş. (2009) Age, growth and reproduction of the black scorpionfish, *Scorpaena porcus* (Pisces, Scorpaenidae), on the Black Sea coast of Turkey. *Journal of Applied Ichthyology*, 25: 55-60.
- Borja A., Fontan A., Saenz J., Valencia V. (2008) Climate, oceanography, and recruitment: the case of the Bay of Biscay anchovy (*Engraulis encrasicolus*). *Fisheries Oceanography*, 17: 477-493.

- Boudaya L., Neifar L., Rizzo P., Badaluco C., Bouain A., Fiorentino F. (2008) Growth and reproduction of *Chelidonichthys lucerna* (Linnaeus) (Pisces: Triglidae) in the Gulf of Gabes, Tunisia. *Journal of Applied Ichthyology*, 24: 581–588.
- 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.
- Branch T.A., Jensen O.P., Ricard D., YE Y., Hilborn R. (2011) Contrasting Global Trends in Marine Fishery Status Obtained from Catches and from Stock Assessments. *Conservation Biology*, 25: 777–786.
- Brodziak J., Cadrin S.X., Legault C.M., Murawski S.A. (2008) Goals and strategies for rebuilding New England groundfish stocks. *Fisheries Research*, 94: 355-366.
- Browne R.M., Mercer J.P., Duncan M.J. (2001) An historical overview of the Republic of Ireland's lobster (*Homarus gammarus* Linnaeus) fishery, with reference to European and North American (*Homarus americanus* Milne Edwards) lobster landings. *Hydrobiologia*, 465: 49–62.
- Caddy J.F. (2009) Practical issues in choosing a framework for resource assessment and management of Mediterranean and Black Sea fisheries. *Mediterranean Marine Science*, 10: 83-119.
- Caddy J.F., Mahon R. (1995) Reference points for fisheries management. Food and Agricultural Organization of the United Nations of Fisheries Technical Paper 347 Rome Italy.
- Caillouet C.W., Hart R.A., Nance J.M. (2008) Growth overfishing in the brown shrimp fishery of Texas, Louisiana, and adjoining Gulf of Mexico EEZ. *Fisheries Research*, 92: 289-302.
- Capape C., Zaouali J. (1994) Distribution and reproductive biology of the blackchin guitarfish, *Rhinobatos cemiculus* (Pisces: Rhinobatidae), in Tunisian waters (central Mediterranean). *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 45: 551-561.
- Castro J., Cruz T. (2009) Marine conservation in a SW Portuguese natural park. *Journal of Coastal Research*, SI 56 (Proceedings of the 10th International Coastal Symposium), 385-389. Lisbon, Portugal.
- Christensen V., Pauly D. (1995) Fish production, catches and the carrying capacity of the world oceans. *Naga, ICLARM Quarterly*, 18: 34-40.
- Cicek E., Avsar D., Ozyurt C.E., Yeldan H., Manasirli M. (2008) Age, Growth, Reproduction and Mortality of Tub Gurnard (*Chelidonichthys lucernus* (Linnaeus, 1758)) Inhabiting in Babadillimani Bight (Northeastern Mediterranean Coast of Turkey). *Journal of Biological Sciences*, 8: 155-160.
- Claudet J., Pelletier D., Jouvenel, J-Y., Bachet F., Galzin R. (2006) Assessing the effects of marine protected area (MPA) on a reef fish assemblage in a NW Mediterranean marine reserve: identifying community-based indicators. *Biological Conservation*, 130: 349-369.
- Cochrane K., de Young C., (2008a) Ecosystem approach to fisheries management in the Mediterranean. United Nations Food and Agriculture Organization. *Options Mediterranean Series*, 62: 71–85.
- Cochrane K., de Young B.B.C. (2008b). Ecosystem approach to fisheries management in the Mediterranean. FAO, *Options Mediterranennes. Serie B: Etudes et Recherches (France)*, 62: 1016–1288.

- Coelho R., Bentes L., Correia C., Gonçalves J.M.S., Lino P.G., Monteiro P., Ribeiro J., Erzin K. (2010). Life History of the Common Pandora, *Pagellus erythrinus* (Linnaeus, 1758) (Actinopterygii: Sparidae) from Southern Portugal. *Brazilian Journal of Oceanography*, 58: 233-245.
- Coll J., Garcia-Rubies A., Morey G., Navarro O., Martino S., Riera F., Grau A.M. (2007) The North of Minorca Marine Reserve (W Mediterranean) as a tool for a sustainable management of natural resources. The case of the dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834). In: Francour P., Gratiot J. (eds) Second International Symposium on the Mediterranean Groupers. Nice University publ., May 10-13th 2007, Nice: 55-58 pp.
- Colloca F., Cardinale M., Marcello A., Ardizzone G.D. (2003) Tracing the life history of red gurnard (*Aspitrigla cuculus*) using validated otolith annual rings. *Journal of Applied Ichthyology*, 19: 1–9.
- Conides A., Glamuzina B., Jug-Dujakovic J., Papaconstantinou C. Kapiris K., 2006. Age, growth and mortality of the karamote shrimp, *Penaeus (Melicertus) kerathurus* (Forskål 1775) in the East Ionian Sea (Western Hellas). *Crustaceana*, 79: 33-52.
- Correia J.P.S., Smith M.F.L. (2003) Elasmobranch landings for the Portuguese commercial fishery from 1986–2001. *Marine Fisheries Review*, 65: 32–40.
- Cunningham C.L., Reid D.G., McAllister M.K., Kirkwood G.P., Darby C.D. (2007) A Bayesian state-space model for mixed-stock migrations, with application to Northeast Atlantic mackerel *Scomber scombrus*. *African Journal of Marine Science*, 29: 347-367.
- Dekker W. (2003) Did lack of spawners cause the collapse of the European eel, *Anguilla anguilla*? *Fisheries Management and Ecology*, 10: 365–376.
- Demirhan S., Çek S., Basusta A., Basusta N. (2010) Maturity and Reproductive Cycle of the common Guitarfish, *Rhinobatos rhinobatos* (Linnaeus, 1758), in Iskenderun Bay (Northeastern Mediterranean). *Rapport Commission International Mer Mediterranee*, 39: 492.
- de Mutsert K., Cowan J.H., Essington T.E., Hilborn R. (2008) Reanalyses of Gulf of Mexico fisheries data: Landings can be misleading in assessments of fisheries and fisheries ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105: 2740-2744.
- Diaz D., Mari M., Abello P., Demestre M. (2001) Settlement and juvenile habitat of the European spiny lobster *Palinurus elephas* (Crustacea: Decapoda: Palinuridae) in the western Mediterranean Sea. *Scientia Marina*, 65: 347-356.
- Draganik B., Maksimov Y., Ivanov S., Psuty-Lipska I. (2005) The status of the turbot *Psetta maxima* (L.) stock supporting the Baltic fishery. *Bulletin of Sea Fisheries Institute*, 1: 23–53.
- Duarte R., Azevedo M., Afonso-Dias M. (2009) Segmentation and fishery characteristics of the mixed-species multi-gear Portuguese fleet. *ICES Journal of Marine Science*, 66: 594–606.
- Dulcic J., Grbec B. (2000) Climate change and Adriatic ichthyofauna. *Fisheries Oceanography*, 9: 187-191.
- Dulvy N.K., Metcalfe J.D., Glanville J., Pawson M.G., Reynolds J.D. (2000) Fishery Stability, Local Extinctions, and Shifts in Community Structure in Skates. *Conservation Biology*, 14: 283-293.

- Dunn M.R. (1999) Aspects of the stock dynamics and exploitation of cuttlefish, *Sepia officinalis* (Linnaeus, 1758), in the English Channel. *Fisheries Research*, 40: 277-293.
- Eryilmaz L., Meric N. (2005) Some Biological Characteristics of the Tub Gurnard, *Chelidonichthys lucernus* (Linnaeus, 1758) in the Sea of Marmara. *Turkish Journal of Veterinary and Animal Sciences*, 29: 367-374.
- Essington T.E. (2001) The precautionary approach in fisheries management: the devil is in the details. *Trends in Ecology & Evolution*, 16: 121-122.
- Ezzeddine S., El Abed A. (2004) Potential biological and environmental influences on the *Octopus vulgaris* population of the Gulf of Gabès (South Eastern Tunisian coast). In: MedSudmed's Expert Consultation on: 'the Spatial Distribution of Demersal Resources in the Straits of Sicily and the Influence of Environmental Factors and Fishery characteristics', MedSudMed. Report of the Expert Consultation, GCP/RER/010/ITA/MSM-TD-02. MedSudMed Technical Documents, FAO, Rome, 2: 42-49.
- FAO (2000) The State of World Fisheries and Aquaculture 1999. Food and Agricultural Organisation of the United Nations, Rome.
- FAO (2004) The State of World Fisheries and Aquaculture 2004. Food and Agricultural Organisation of the United Nations, Rome.
- FAO (2005) Review of the State of World Marine Fishery Resources. FAO Fisheries Technical Paper 475, Rome, Italy.
- FAO (2006) The State of World Fisheries and Aquaculture 2007. Food and Agricultural Organisation of the United Nations, Rome.
- FAO (2008) The state of world fisheries and aquaculture 2009. Food and Agricultural Organisation of the United Nations, Rome.
- FAO (2011a) Review of the State of World Marine Fishery Resources. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper 569, Rome, Italy.
- FAO (2011b) Fisheries and Aquaculture Department, Statistics and Information Service FishStatJ: Universal software for fishery statistical time series.
- Faraj A., Bez N. (2007) Spatial considerations for the Dakhla stock of *Octopus vulgaris*: indicators, patterns, and fisheries interactions. *ICES Journal of Marine Science*, 64: 1820-1828.
- Farrell E.D., Mariani S., Clarke M.W. (2010) Reproductive biology of the starry smooth-hound shark *Mustelus asterias*: geographic variation and implications for sustainable exploitation. *Journal of Fish Biology*, 77: 1505-1525.
- Ferri J., Staglicic N., Matic-Skoko S. (2012) The black scorpionfish, *Scorpaena porcus* (Scorpaenidae): Could it serve as reliable indicator of Mediterranean coastal communities' health? *Ecological Indicators*, 18: 25-30.
- Froese R., Kesner-Reyes K. (2002) Impact of Fishing on the Abundance of Marine Species. ICES Council Meeting Report CM 12/L: 12, International Council for the Exploration of the Sea (ICES), Copenhagen, Denmark p 15.
- Froese R., Pauly D. (2003) Dynamik der Überfischung. In: Lozan J., Rachor E., Reise K., Sundermann J., von Westernhagen H.S. (eds) Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer-eine aktuelle Umweltbilanz. GEO, Hamburg, p 288-295.
- Froese R., Stern-Pirlot A., Winker H., Gascuel D. (2008) Size matters: How single-species management can contribute to ecosystem-based fisheries management. *Fisheries Research*, 92: 231-241.

- Froese R., Pauly D. (2012) FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (08/2012).
- Fowler S., Raymakers C., Grimm U. (2004) Trade in and conservation of two shark species, porbeagle (*Lamna nasus*) and spiny dogfish (*Squalus acanthias*). BfN-Skripten, Bonn, Germany, 118, p 58.
- Fromentin J-M., Fonteneau A. (2001) Fishing effects and life history traits: a case study comparing tropical versus temperate tunas. Fisheries Research, 53: 133-150.
- Ganteaume, A., Francour P. (2007) Evolution of the Dusky Grouper population (*Epinephelus marginatus*) between 1997 and 2005 in a non-protected area (Gulf of La Ciotat, France, NW Mediterranean). In: Francour, P., Gratiot, J. (eds) Second International Symposium on the Mediterranean Groupers. Nice University publ., May 10-13th 2007, Nice: p 79-82.
- Garcia S.M., Newton C. (1995) Current Situation, Trends and Prospects in World Capture Fisheries. Rome (Italy): FAO Fisheries Department, p 36.
- Garcia S.M., Grainger R.J.R. (2005) Gloom and doom? The future of marine capture fisheries. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, 360: 21-46.
- GFCM (2011) Performance Review of the General Fisheries Commission for the Mediterranean and Black Sea, France, 7-11 February 2011. FAO Fisheries and Aquaculture Report No. 974. FAO, Rome, p 254.
- Goni R., Quetglas A., Renones O. (2003) Size at maturity, fecundity and reproductive potential of a protected population of the spiny lobster *Palinurus elephas* (Fabricius, 1787) from the western Mediterranean. Marine Biology, 143: 583-592.
- Goni R., Latrouite D. (2005) Review of the biology, ecology and fisheries of *Palinurus* spp. Species of European waters: *Palinurus elephas* (Fabricius, 1787) and *Palinurus mauritanicus* (Gruvel, 1911). Cahiers de Biologie Marine, 46: 127-142.
- Gonzalvo J., Moutopoulos D.K., Bearzi G., Stergiou K.I. (2011) Fisheries mismanagement in a Natura 2000 area in western Greece. Fisheries Management and Ecology, 18: 25-38.
- Gristina M., Fiorentino F., Garofalo G., Badalamenti F. (2009) Shelter preference in captive juveniles of European spiny lobster *Palinurus elephas* (Fabricius, 1787). Marine Biology, 156: 2097-2105.
- Guidetti P., Verginella L., Viva C., Odorico R., Boero F. (2005) Protection effects on fish assemblages, and comparison of two visual-census techniques in shallow artificial rocky habitats in the northern Adriatic Sea. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 85: 247-255.
- Hadjistephanou N.A. (1992) Assessment of five demersal marine fish stocks of Cyprus for the year 1989. FAO Fisheries Report, 477: 23-34.
- Halliday R.G., Pinhorn A.T. (2009) The roles of fishing and environmental change in the decline of Northwest Atlantic groundfish populations in the early 1990s. Fisheries Research, 97: 163-182.
- Harmelin J-G., Bachet F., Garcia F. (1995) Mediterranean marine reserves: fish indices as tests of protection efficiency. Marine Ecology, 16: 233-50.
- Henderson P.A., Plenty S.J., Newton L.C., Bird D.J. (2012) Evidence for a population collapse of European eel (*Anguilla anguilla*) in the Bristol Channel. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 92: 843-851.

- Hilborn R., Stokes K., Maguire J.-J., Smith T., Botsford L.W., Mangel M., Orensanz J., Parmah A., Rice J., Bell J., Cochrane K.L., Garcia S., Hall S.J., Kirkwood G.P., Sainsbury K., Stefansson G., Walters C. (2004) When can marine reserves improve fisheries management? *Ocean & Coastal Management*, 47: 197-205.
- Hilborn R., Orensanz J.M., Parma A.M. (2005) Institutions, incentives and the future of fisheries. *Philosophical Transactions of the Royal Society Biological Sciences*, 360: 47-57.
- Hilborn R. (2007) Reinterpreting the State of Fisheries and their Management. *Ecosystems*, 10: 1362-1369.
- Hilborn R. (2010) Pretty Good Yield and exploited fishes. *Marine Policy*, 34: 193-196.
- Hussein C., Verdoit-Jarraya M., Pastor J., Ibrahim A., Saragoni G., Pelletier D., Mahévas S., Lenfant P. (2011) Assessing the impact of artisanal and recreational fishing and protection on a white seabream (*Diplodus sargus sargus*) population in the north-western Mediterranean Sea using a simulation model. Part 1: Parameterization and simulations. *Fisheries Research*, 108: 163-173.
- International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas (ICCAT) (2010) Report of the 2009 ICCAT Albacore Stock Assessment Session (Madrid, Spain - July 13 to 18, 2009). *Collective Volume of Scientific Papers ICCAT*, 65: 1113-1253.
- Ilkyaz A.T., Metin G., Soykan O., Kinacigil H.T. (2010) Growth and reproduction of large-scaled gurnard (*Lepidotrigla cavillone* Lacepède, 1801) (Triglidae) in the central Aegean Sea, eastern Mediterranean. *Turkish Journal of Zoology*, 34: 471-478.
- Irigoién X., Cotano U., Boura G., Santos M., Alvarez P., Otheguy P., Etxebeste E., Uriarte A., Ferrer L., Ibaibarriaga L. (2008) From egg to juvenile in the Bay of Biscay: spatial patterns of anchovy (*Engraulis encrasicolus*) recruitment in a non-upwelling region. *Fisheries Oceanography*, 17: 446-462.
- Ismen A., Ismen P., Basusta N. (2004) Age, Growth and Reproduction of Tub Gurnard (*Chelidonichthys lucerna* L. 1758) in the Bay of Üskenderun in the Eastern Mediterranean. *Turkish Journal of Veterinary and Animal Sciences*, 28: 289-295.
- Jackson J.B.C., Kirby M.X., Berger W.H., Bjorndal K.A., Botsford L.W., Bourque B.J., Bradbury R.H., Cooke R., Erlandson J., Estes J.A., Hughes T.P., Kidwell S., Lange C.B., Lenihan H.S., Pandolfi J.M., Peterson C.H., Steneck R.S., Tegner M.J., Warner R. R. (2001) Historical Overfishing and the Recent Collapse of Coastal Ecosystems. *Science*, 293: 629-638.
- Jacquet J., Pauly D. (2008) Funding Priorities: Big Barriers to Small-Scale Fisheries. *Conservation Biology*, 22: 832-835.
- Kapantagakis A. (2007) Management and legislation in Hellenic Fisheries. In: Papaconstantinou C., Zenetos A., Vassilopoulou V., Tserpes G. (eds) *State of Hellenic Fisheries*. Hellenic Centre for Marine Research, Athens, p 151-158.
- Kapiris K. (2007) The present and future of Greek fisheries. *Ocean Challenge*, 15: 24-30.
- Kapiris K., Mytilineou C., Politou C.-Y., Kavadas S., Conides A. (2007) Research on Shrimps' resources and fishery in Hellenic waters. In: Papaconstantinou C., Zenetos A., Vassilopoulou V., Tserpes G. (eds) *State of Hellenic Fisheries*. Hellenic Centre for Marine Research, Athens, p 421-432.

- Katsanevakis S., Maravelias C.D., Vassilopoulou V., Haralabous J. (2010) Boat seines in Greece: Landings profiles and identification of potential métiers. *Scientia Marina*, 74: 65-76.
- Katselis G., Koukou K., Moutopoulos D. (2010) Yield per recruit and spawning stock biomass models for the management of four Mugilidae species in Mesolonghi - Aitoliko lagoon (W. Greece). *International Aquatic Research*, 2: 155-162.
- Katsukawa T. (2005) Evaluation of current and alternative fisheries management scenarios based on spawning-per-recruit (SPR), revenue-per-recruit (RPR), and yield-per-recruit (YPR) diagrams. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 841-846.
- Kavadas S., Bazigos G., Papaconstantinou K., Economou A. (2007) Fisheries Statistics in Hellas: Data Collection and Processing. In: Papaconstantinou C., Zenetos A., Vassilopoulou V., Tserpes G. (eds) *State of Hellenic Fisheries*. Hellenic Centre for Marine Research, Athens, p 110-117.
- Kelly C. J., Connolly P.L., Bracken J.J., 1999. Age estimation, growth, maturity, and distribution of the bluemouth rockfish *Helicolenus d. dactylopterus* (Delaroche 1809) from the Rockall Trough. *ICES Journal of Marine Science*, 56: 61-74.
- Kevrekidis K., Thessalou-Legaki M. (2006) Catch rates, size structure and sex ratio of *Melicertus kerathurus* (Decapoda: Penaeidae) from an Aegean Sea trawl fishery. *Fisheries Research* 80, 270-279.
- Kevrekidis K., Thessalou-Legaki M. (2007) Reproductive aspects of *Melicertus kerathurus* (Decapoda: Penaeidae) from Thermaikos Gulf (N. Aegean Sea). *Rapport Commission International Mer Mediterranee*, 38: 94.
- Kevrekidis K., Thessalou-Legaki M. (2011) Population dynamics of *Melicertus kerathurus* (Decapoda: Penaeidae) in Thermaikos Gulf (N. Aegean Sea). *Fisheries Research*, 107: 46–58.
- Kevrekidis K., Thessalou-Legaki M. (2012) Reproductive biology of the prawn *Melicertus kerathurus* (Decapoda: Penaeidae) in Thermaikos Gulf (N. Aegean Sea). *Helgoland Marine Research*, 66: 1-15.
- Khalilian S., Froese R., Proelss A., Requate T. (2010) Designed for failure: A critique of the Common Fisheries Policy of the European Union. *Marine Policy*, 34: 1178-1182.
- Kousteni V., Megalofonou P. (2010) Reproductive Biology of *Squalus Blainvillei* (Risso, 1826) in the eastern Mediterranean sea. *Rapport Commission International Mer Mediterranee*, 39: 562.
- Kousteni V., Megalofonou P. (2011) Reproductive biology and embryonic development of *Squalus blainvillei* in the eastern Mediterranean Sea. *Scientia Marina*, 7: 237-249.
- Kozul V., Skaramuca B., Kraljevic M., Dulcic J., Glamuzina B. (2001) Age, growth and mortality of the Mediterranean amberjack *Seriola dumerili* (Risso 1810) from the south-eastern Adriatic Sea. *Journal of Applied Ichthyology*, 17: 134-141.
- Knowler D. (2007) Estimation of a stock–recruitment relationship for Black Sea anchovy (*Engraulis encrasicolus*) under the influence of nutrient enrichment and the invasive comb-jelly, *Mnemiopsis leidyi*. *Fisheries Research*, 84: 275–281.
- Labropoulou M., Machias A., Tsimenides N., Eleftheriou A. (1997) Feeding habits and ontogenetic diet shift of the striped red mullet, *Mullus surmuletus* Linnaeus, 1758. *Fisheries Research*, 31: 257-267.

- Lakkis S., Sabour W. (2007) Distribution and Ecology of Groupers in Syro-Lebanese coastal waters: are they endangered or menaced? In: Francour P, Gratiot J. (eds) Proceedings of 2nd symposium on Mediterranean Groupers, Nice, p 117–120.
- Laurenson C.H., Priede I.G., Bullough L.W., Napier I.R. (2001) Where are the mature anglerfish? The population biology of *Lophius piscatorius* in Northern European waters. ICES Document, CM 2001/J: 27 p 15.
- Lefkaditou E. (2007) Review of Cephalopod Fauna in Hellenic Waters. In: Papaconstantinou C., Zenetos A., Vassilopoulou V., Tserpes G. (eds) State of Hellenic Fisheries. Hellenic Centre for Marine Research, Athens, p 62-69.
- Lefkaditou E., Verriopoulos G., Valavanis V. (2007) Research on Cephalopod Resources in Hellas. In: Papaconstantinou C., Zenetos A., Vassilopoulou V., Tserpes G. (eds) State of Hellenic Fisheries. Hellenic Centre for Marine Research, Athens, p 440-451.
- Leonardos I., Sinis A. (2000) Age, growth and mortality of *Atherina boyeri* Risso, 1810 (Pisces: Atherinidae) in the Mesolongi and Etolikon lagoons (W. Greece). Fisheries Research, 45: 81-91.
- Libralato S., Pranovi F., Raicevich S., Da 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.
- Lizárraga-Cubedo H.A., Tuck I., Bailey N., Pierce G.J., Kinnear J.A.M. (2003) Comparisons of size at maturity and fecundity of two Scottish populations of the European lobster, *Homarus gammarus*. Fisheries Research, 65: 137-152.
- Lleonart J., Lloret J., Touzeau S., Salat J., Recasens L., Sardà F. (1998) Mediterranean fisheries, an overview. In: II SAP (Sustainable Fisheries) Meeting Barcelona, 13-17 October 1998 (eds).
- Lleonart J. (1999) Precautionary Approach and Mediterranean Fisheries. CIESM Workshop series, 7: 1-13.
- Lleonart J., Maynou F. (2003) Fish stock assessments in the Mediterranean: state of the art. Scientia Marina, 67: 37-49.
- Lleonart J. (2008) Review of the state of Mediterranean and Black Sea fishery resources. In: Basurco B. (eds) The Mediterranean fisheries sector. Options méditerranéennes, Série B: Études et recherches, n. 62. CIHEAM/FAO/GFCM, Rome, p 179.
- 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., Coll M., Dunne J.A. (2011) Historical Changes in Marine Resources, Food-web Structure and Ecosystem Functioning in the Adriatic Sea, Mediterranean. Ecosystems, 14: 198–222.
- Machias A., Giannoulaki M., Somarakis S., Siapatis A. (2007) Small pelagics fish. In: Papaconstantinou C., Zenetos A., Vassilopoulou V., Tserpes G. (eds) State of Hellenic Fisheries. Hellenic Centre for Marine Research, Athens, p 192-207.
- Machias A., Stergiou K.I., Somarakis S., Karpouzi V.S., Kapantagakis A. (2008) Trends in trawl and purse seine catch rates in the north-eastern Mediterranean. Mediterranean Marine Science, 9: 49-65.
- Machu E., Ettahiri O., Kifani S., Benazzouz A., Makaoui A., Demarc H. (2009) Environmental control of the recruitment of sardines (*Sardina pilchardus*) over the western Saharan shelf between 1995 and 2002: a coupled physical/biogeochemical modelling experiment. Fisheries Oceanography, 18: 287-300.

- Mahmoud H.H., Osman A.M., Ezzat A.A., Saleh A.M. (2010) Fisheries biology and management of *Diplodus sargus sargus* (Linnaeus, 1758) in Abu Qir Bay, Egypt. Egyptian Journal of Aquatic Research, 36:123-131.
- Malak D.A., Livingstone S.R., Pollard D., Polidoro B.A., Cuttelod A., Bariche M., Bilecenoglu M., Carpenter K.E., Collette B.B., Francour P., Goren M., Kara M.H., Massutí E., Papaconstantinou C., Tunesi L. (2011) Overview of the Conservation Status of the Marine Fishes of the Mediterranean Sea. Gland, Switzerland and Malaga, Spain: IUCN, p 61.
- Marino G., Azzurro E., Massari A., Finoia M.G., Mandich A. (2001) Reproduction in the dusky grouper from the southern Mediterranean. Journal of Fish Biology, 58: 909-927.
- Matic-Skoko S., Stagicic N., Pallaoro A. (2010) State and Perspective of Scorpaena Scrofa and Mullus Surmuletus – Two Highly Valued Species of Eastern Adriatic Artisanal Fisheries. Rapport Commission International Mer Mediterranee, 39: 584.
- McPhail A.S. (1998) Biology and management of the Cape gurnard, *Chelidonichthys capensis* (Order Scorpaeniformes, Family Triglidae) in South Africa. Masters thesis, Rhodes University, p 126.
- Mendoza M., García T., Baro J. (2010) Using classification trees to study the effects of fisheries management plans on the yield of *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758) in the Alboran Sea (Western Mediterranean). Fisheries Research 102: 191-198.
- Moland E., Olsen E.M., Stenseth N.C. (2010) Maternal influences on offspring size variation and viability in wild European lobster *Homarus gammarus*. Marine Ecology Progress Series, 400: 165-173.
- Mora C., Myers R.A., Coll M., Libralato S., Pitcher T.J., Sumaila R. U., Zeller D., Watson R., Gaston K.J., Worm B., 2009. Management Effectiveness of the World's Marine Fisheries. PLoS Biology 7: e1000131. doi:10.1371/journal.pbio.1000131.
- Moutopoulos D.K., Stergiou K.I. (2011) The evolution of Greek fisheries during 1928-1939. Acta Adriatica, 52: 183-200.
- Moutopoulos D.K., Stergiou K.I. (2012) Spatial disentangling of Greek commercial fisheries landings by gear between 1928-2007. Journal of Biological Research-Thessaloniki, 18: 265-279.
- Mullon C., Fréon P., Cury P. (2005) The dynamics of collapse in world fisheries. Fish and Fisheries, 6: 111-120.
- Murenu M., Olita A., Sabatini A., Follesa M.C., Cau A. (2004) Dystrophy effects on the *Liza ramada* (Risso, 1826) (Pisces, Mugilidae) population in the Cabras lagoon (Central-Western Sardinia). Chemistry and Ecology, 20: 425-433.
- Mytilineou C., Machias A. (2007) Deep-Water Fisheries Resources in the Hellenic Seas. In: Papaconstantinou C., Zenetos A., Vassilopoulou V., Tserpes G. (eds) State of Hellenic Fisheries. Hellenic Centre for Marine Research, Athens, p 213-222.
- Ordines F., Quetglas A., Massuti E., Moranta J. (2009) Habitat preferences and life history of the red scorpion fish, *Scorpaena notata*, in the Mediterranean. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 85: 537-546.

- Pajuelo J.G., Lorenzo J.M. (1999) Life history of black seabream, *Spondyliosoma cantharus*, off the Canary Islands, Central-east Atlantic. *Environmental Biology of Fishes*, 54: 325–336.
- Pallaoro A., Cetinic P., Dulcic J., Jardas I., Kraljevic M. (1998) Biological parameters of the saddlelead bream *Oblada melanura* in the eastern Adriatic. *Fisheries Research*, 38: 199-205.
- Papaconstantinou C. (1982) Age and growth of grey gurnard (*Eutrigla gurnardus*) in the Pagassitikos Gulf (Greece). *Investigaciona Pesquera*, 46:191-213.
- Papaconstantinou C. (1986) The life history of rock gurnard (*Trigloporus lastovisa* Brunn. 1768) in the Saronicos Gulf. *Journal of Applied Ichthyology*, 2: 75-86.
- Papaconstantinou C., Stergiou K.I. (1995) Biology and fisheries of eastern Mediterranean hake (*M. merluccius*). In: Alheit J., Pitcher T.J. (eds) *Hake: Biology, fisheries and markets*. Fish and Fisheries Series 15, Chapman and Hall, London, p 149-180.
- Papaconstantinou C., Farrugio H. (2000) Fisheries in the Mediterranean. *Mediterranean Marine Science*, 1: 5-18.
- Patterson K. (1992) Fisheries for small pelagic species: an empirical approach to management targets. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 2: 321-338.
- Pauly D. (1987) Theory and practice of overfishing: a Southeast Asian perspective. In: Hancock D. (eds) *Papers Presented at the Symposium on the Exploitation and Management of Marine Fishery Resources in Southeast Asia, 22nd Session, Indo-Pacific Fishery Commission, Darwin, Australia*, p 146-163.
- Pauly D. (1988) Some definitions of overfishing relevant to coastal zone management in Southeast Asia. *Tropical Coastal Area Management*, 3: 14-15.
- Pauly D. (1990) On Malthusian overfishing. *Naga the ICLARM Quarterly*, 13: 3-4.
- Pauly D., Christensen V., Dalsgaard J., Froese R., Torres Jr F. (1998) Fishing Down Marine Food Webs. *Science*, 279: 860-863.
- Pauly D., Christensen V., Guénette S., Pitcher T.J., Sumaila U.R., Walters C.J., Watson R., Zeller D. (2002) Towards sustainability in world fisheries. *Nature*, 418: 689-695.
- Pauly D., Alder J., Bennett E., Christensen V., Tyedmers P., Watson R. (2003) The Future for Fisheries. *Science*, 302: 1359-1361.
- 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., Alder J., Booth S., Cheung W.W.L., Close C., Sumaila U.R., Swartz W., Tavakolie A., Watson R., Wood L., Zeller D. (2007) Large Marine Ecosystems and the Sea Around Us Project. *Sea Around Us Project Newsletter*, 42: 3-6.
- Pauly D. (2008) Global fisheries: a brief review. *Journal of Biological Research-Thessaloniki*, 9: 3-9.
- Pawson M.G., Pickett G.D., Smith M.T. (2005) The role of technical measures in the recovery of the UK sea bass (*Dicentrarchus labrax*) fishery 1980–2002. *Fisheries Research*, 76: 91–105.
- Pawson M.G., Kupschus S., Pickett G.D. (2007) The status of sea bass (*Dicentrarchus labrax*) stocks around England and Wales, derived using a separable catch-at-age model, and implications for fisheries management. *ICES Journal of Marine Science*, 64: 346-356.

- Payne M.R., Egan A., Fässler S.M.M., Hátún H., Holst J.C., Jacobsen J.A., Slotte A., Loeng H. (2012) The rise and fall of the NE Atlantic blue whiting (*Micromesistius poutassou*). *Marine Biology Research*, 8: 475-487.
- Peristeraki P., Megalofonou P. (2007) Sharks and Rays. In: Papaconstantinou C., Zenetos A., Vassilopoulou V., Tserpes G. (eds) *State of Hellenic Fisheries*. Hellenic Centre for Marine Research, Athens, p 433-439.
- Petrakis G., Stergiou K.I. (1997) Size selectivity of diamond and square mesh codends for four commercial Mediterranean fish species. *ICES Journal of Marine Science*, 54: 13-23.
- Petrakis G., Smith C.J., Papadopoulou K-N., Chilari A. (2007) Gear Selectivity. In: Papaconstantinou C., Zenetos A., Vassilopoulou V., Tserpes G. (eds) *State of Hellenic Fisheries*. Hellenic Centre for Marine Research, Athens, p 375-384.
- Pierce G.J., Guerra A. (1994) Stock assessment methods used for cephalopod fisheries, *Fisheries Research*, 21: 255-285.
- Pikitch E.K., Santora C., Babcock E.A., Bakun A., Bonfil R., Conover D.O., Dayton P., Doukakis P., Fluharty D., Heneman B., Houde E.D., Link J., Livingston P.A., Mangel M., McAllister M.K., Pope J., Sainsbury K.J., 2004. *Ecosystem-Based Fishery Management*. *Science*, 305: 346-347.
- Pilling G.M., Kell L.T., Hutton T., Bromley P.J., Tidd A.N., Bolle L.J. (2008) Can economic and biological management objectives be achieved by the use of MSY-based reference points? A North Sea plaice (*Pleuronectes platessa*) and sole (*Solea solea*) case study. *ICES Journal of Marine Science*, 65: 1069-1080.
- Pipitone C., Badalamenti F., D'Anna G., Patti B. (2000) Fish biomass increase after a four-year trawl ban in the Gulf of Castellammare (NW Sicily, Mediterranean Sea). *Fisheries Research*, 48: 23-30.
- Polacheck T. (2002) Will “small core” fisheries solve the fishery management dilemma? *Marine Policy*, 26: 369-371.
- Politou C-Y. (2007) Current state of demersal fisheries resources. In: Papaconstantinou C., Zenetos A., Vassilopoulou V., Tserpes G. (eds) *State of Hellenic Fisheries*. Hellenic Centre for Marine Research, Athens, p 183-191.
- Pontecorvo G. (2008) A note on “overfishing”. *Marine Policy*, 32: 1050-1052.
- Relini L.O., Zamboni A., Fiorentino F., Massi D. (1998) An analysis of the population dynamics of *Nephrops norvegicus* (L.) in the Mediterranean Sea. *Scientia Marina*, 62: 135-143.
- Relini L., Garibaldi F., Cima C., Palandri G., Lanteri L., Relini M. (2005) Biology of Atlantic bonito, *Sarda sarda* (Bloch, 1793), in the western and central Mediterranean. A summary concerning a possible stock unit. *ICCAT Collective Volume of Scientific Papers*, 58: 575-588.
- Relini L.O., Mannini A., Fiorentino F., Palandri G., Relini G. (2006) Biology and fishery of *Eledone cirrhosa* in the Ligurian Sea. *Fisheries Research*, 78: 72–88.
- Renones O., Grau A., Mas X., Riera F., Saborido-Rey, F. (2010) Reproductive pattern of an exploited dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe 1834) (Pisces: Serranidae) population in the western Mediterranean. *Scientia Marina*, 74: 523-537.
- Rice J., Cooper J.A. (2003) Management of flatfish fisheries-what factors matter? *Journal of Sea Research*, 50: 227-243.

- Royer J., Peries P., Robin J.P. (2002) Stock assessments of English Channel loliginid squid: updated depletion methods and new analytical methods. *ICES Journal of Marine Science*, 59: 445-457.
- Ruiz J., Gonzalez-Quiros R., Prieto L., Navarro G. (2009) A Bayesian model for anchovy (*Engraulis encrasicolus*): the combined forcing of man and environment. *Fisheries Oceanography*, 18: 62–76.
- Saglam H., Ak, O. (2012) Reproductive biology of *Raja clavata* (Elasmobranchii: Rajidae) from Southern Black Sea coast around Turkey. *Helgoland Marine Research*, 66: 117-126.
- Şahin C., Kasapoglu N., Gozler A.M., Kalayci F., Hacimurtazaoglu N., Mutlu C. (2009) Age, Growth, and Gonadosomatic Index (GSI) of Mediterranean Horse Mackerel (*Trachurus mediterraneus* Steindachner, 1868) in the Eastern Black Sea. *Turkish Journal of Zoology*, 33: 157-167.
- Samb B., Barry M.D. (2007) Synthèse des connaissances sur le Thiof *Epinephelus aeneus* exploité au Sénégal. In: Francour P., Gratiot J. (eds). Nice, p 143-148.
- Santojanni A., Arneri E., Barry C., Belardinelli A., Cingolani N., Giannetti G., Kirkwood G. (2003) Trends of anchovy (*Engraulis encrasicolus*, L.) biomass in the northern and central Adriatic Sea. *Scientia Marina*, 67: 327-340.
- Sanz N., Garcia-Marin J-L., Vinas J., Roldan M., Pla C. (2008) Spawning groups of European anchovy: population structure and management implications. *ICES Journal of Marine Science*, 65: 1635–1644.
- Sarda F. (1998a) Symptoms of overexploitation in the stock of the Norway lobster (*Nephrops norvegicus*) on the “Serola Bank” (Western Mediterranean Sea off Barcelona). *Scientia Marina*, 62: 295-299.
- Sarda F., Leonart J., Cartes J.E. (1998b) An analysis of the population dynamics of *Nephrops norvegicus* (L.) in the Mediterranean Sea. *Scientia Marina*, 62: 135-143.
- Schrank W.E. (2007) Is there any hope for fisheries management? *Marine Policy*, 31: 299-307.
- Serra-Pereira B., Figueiredo I., Gordo L.S. (2011) Maturation, fecundity, and spawning strategy of the thornback ray, *Raja clavata*: do reproductive characteristics vary regionally? *Marine Biology*, 158: 2187-2197.
- Shelton P.A. (2009) Eco-certification of sustainably managed fisheries-Redundancy or synergy? *Fisheries Research*, 100: 185-190.
- Shin Y-J., Shannon L.J., Bundy A., Coll M., Aydin K., Bez N., Blanchard J.L., Borges M.F., Diallo I., Diaz E., Heymans J.J., Hill L., Johannesen E., Jouffre D., Kifani S., Labrosse P., Link J.S., Mackinson S., Masski H., Mollmann C., Neira S., Ojaveer H., Abdallahi K., Perry I., Thiao D., Yemane D., Cury P.M. (2010) Using indicators for evaluating, comparing, and communicating the ecological status of exploited marine ecosystems. 2. Setting the scene. *ICES Journal of Marine Science*, 67: 692-716.
- Siapatis A., Somarakis S. (2007) Early Life History of Fish. In: Papaconstantinou C., Zenetos A., Vassilopoulou V., Tserpes G. (eds) State of Hellenic Fisheries. Hellenic Centre for Marine Research, Athens, p 54-61.
- Sifner S.K., Vrgoc N. (2009) Reproductive cycle and sexual maturation of the musky octopus *Eledone moschata* (Cephalopoda: Octopodidae) in the northern and central Adriatic Sea. *Scientia Marina*, 73: 439-447.

- Sifner S.K., Vrgoc N., Dadic V., Isajlovic I., Peharda M., Piccinetti C. (2009) Long-term changes in distribution and demographic composition of thornback ray, *Raja clavata*, in the northern and central Adriatic Sea. *Journal of Applied Ichthyology*, 25: 40-46.
- Silva L., Sobrino I., Ramos F. (2002) Reproductive Biology of the common octopus, *Octopus vulgaris* Cuvier, 1797 (Cephalopoda: Octopodidae) in the gulf of Cadiz (SW Spain). *Bulletin of Marine Science*, 71: 837-850.
- Silva L., Ramos F., Sobrino I. (2004) Reproductive biology of *Eledone moschata* (Cephalopoda: Octopodidae) in the Gulf of Cádiz (southwestern Spain, ICES Division IXa). *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 84: 1221-1226.
- Sinovic G., Zorica B. (2006) Reproductive cycle and minimal length at sexual maturity of *Engraulis encrasicolus* (L.) in the Zrmanja River estuary (Adriatic Sea, Croatia). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 69: 439-448.
- Sinovic G., Kec V.C., Zorica B. (2008) Population structure, size at maturity and condition of sardine, *Sardina pilchardus* (Walb., 1792), in the nursery ground of the eastern Adriatic Sea (Krka River Estuary, Croatia). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76: 739-744.
- Sissenwine M.P., Shepherd J.G. (1987) An alternative perspective on recruitment overfishing and biological reference points. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 44: 913-918.
- Somarakis S., Tsianis D.E., Nikolioudakis N., Machias A., Stergiou K.I. (2007) Short-term trends in anchovy and sardine catch/day in Greek waters. *Rapport Commission International Mer Mediterranee*, 38: 604.
- Stergiou K.I. (1990) A seasonal autoregressive model of the anchovy *Engraulis encrasicolus* fishery in the Eastern Mediterranean. *Fishery Bulletin of United States*, 88: 411-414.
- Stergiou K.I. (1991) Describing and forecasting the sardine-anchovy complex in the eastern Mediterranean using Vector AutoRegressions. *Fisheries Research*, 11: 127-141.
- Stergiou K.I., Petrakis G. (1993) Description, assessment of the state and management of the demersal and inshore fisheries resources in the Hellenic Seas. *Fresenius Environmental Bulletin*, 2: 312-319.
- Stergiou K.I., Pollard D.A. (1994) A spatial analysis of the commercial fisheries catches from the Greek Aegean Sea. *Fisheries Research*, 20: 109-135.
- Stergiou K.I., Christou E.D. (1996) Modelling and forecasting annual fisheries catches: comparison of regression, univariate and multivariate time series methods. *Fisheries Research*, 25: 105-138.
- Stergiou K.I., Petrakis G., Politou C-Y. (1996) Small-scale fisheries in the South Euboikos Gulf (Greece): species composition and gear competition. *Fisheries Research*, 26: 325-336.
- Stergiou K.I., Christou E.D., Georgopoylos D., Zenetos A., Souvermezoglou C. (1997a) The Hellenic Seas: physics, chemistry, biology and fisheries. *Oceanography Marine Biology - an Annual Review*, 35: 415-538.
- Stergiou K.I., Petrakis G., Politou C-Y. (1997b) Size selectivity of diamond and square cod-ends for *Nephrops norvegicus* in the Aegean Sea. *Fisheries Research*, 29: 203-209.

- Stergiou K.I., Polito C-Y., Christou E.D., Petrakis G. (1997c) Selectivity experiments in the NE Mediterranean: the effect of trawl codend mesh size on species diversity and discards. *ICES Journal of Marine Science*, 54: 774-786.
- Stergiou K.I. (1998) Stock assessment in the eastern Mediterranean: problems and pitfalls. *Αλιευτικά Νέα*, 209: 147-151.
- Stergiou K.I., Christou E.D. (1998) Desperately searching for natural eutrophication: the case of the NE Mediterranean. In: Durand M.E., Cury P., Mendelssohn R., Roy C., Bakun A., Pauly D. (eds) *Global versus local changes in upwelling systems*. ORSTOM Editions, Paris, p 371-389.
- Stergiou K.I. (1999) Effects of changes in the size and shape of codend on catch of Aegean Sea fishes. *ICES Journal of Marine Science*, 56: 96-102.
- Stergiou K.I. (2000) Modelling and forecasting monthly anchovy catches using the X-11 census technique. *Πρακτικά 6ου Πανελληνίου Συμποσίου Ωκεανογραφίας και Αλιείας*, σελ. 170-174.
- Stergiou K.I., Polunin N. (2000) Introduction. In: Briand F. (eds) *Fishing down the Mediterranean food webs?* CIESM Workshop Series, 12: 7-15.
- Stergiou K.I. (2002) Overfishing, tropicalization of fish stocks, uncertainty and ecosystem management: resharpening Ockham's razor. *Fisheries Research*, 55: 1-9.
- 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., Machias A., Somarakis S., Kapantagakis A. (2003) Can we define target species in Mediterranean trawl fisheries? *Fisheries Research*, 59: 431-435.
- Stergiou K.I., Moutopoulos D.K., Krassas G. (2004) Body size overlap in industrial and artisanal fisheries for five commercial fish species in the Mediterranean Sea. *Scientia Marina*, 68: 179-188.
- Stergiou K.I. (2005) Fisheries impact on trophic levels: long-term trends in Hellenic waters. In: Papathanassiou E., Zenetos A. (eds) *State of the Hellenic marine environment*. Hellenic Centre for Marine Research, Institute of Oceanography, Athens, Greece, p 326-329.
- Stergiou K.I., Tsikliras A.C. (2007) The use of the marine trophic index in fisheries data-poor areas: the case of Cyclades islands. *Final Technical Report*. Aristotle University of Thessaloniki, p 26.
- Stergiou K.I., Moutopoulos D.K., Tsikliras A.C., Papaconstantinou C. (2007a) Hellenic marine fisheries: a general perspective from the National Statistical Service data. In: Papaconstantinou C., Zenetos A., Vassilopoulou V., Tserpes G. (eds) *State of Hellenic Fisheries*. Hellenic Centre for Marine Research, Athens, p 132-140.
- Stergiou K.I., Moutopoulos D.K., Tsikliras A.C. (2007b) Spatial and Temporal Variability in Hellenic Marine Fisheries Landings. In: Papaconstantinou C., Zenetos A., Vassilopoulou V., Tserpes G. (eds) *State of Hellenic Fisheries*. Hellenic Centre for Marine Research, Athens, p 141-150.
- Stergiou K.I., Moutopoulos D.K., Armenis G. (2009a) Perish legally and ecologically: the ineffectiveness of the minimum landing sizes in the Mediterranean Sea. *Fisheries Management and Ecology*, 16: 368-375.
- Stergiou K.I., Tsikliras A.C., Pauly D. (2009b) Farming up Mediterranean Food Webs. *Conservation Biology*, 23: 230-232.

- Sumaila U.R., Khana A., Watson R., Munro G., Zeller D., Barone N., Pauly D. (2007) The World Trade Organization and global fisheries sustainability. *Fisheries Research*, 88: 1-4.
- Sylaios G.K., Koutroumanidis T., Tsikliras A.C. (2010) Ranking and classification of fishing areas using fuzzy models and techniques. *Fisheries Management and Ecology*, 17: 240–253.
- Tsagarakis K., Coll M., Giannoulaki M., Somarakis S., Papaconstantinou C., Machias A. (2010) Food-web traits of the North Aegean Sea ecosystem (Eastern Mediterranean) and comparison with other Mediterranean ecosystems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 88: 233-248.
- Tserpes G., Tsimenides N. (2001) Age, growth and mortality of *Serranus cabrilla* (Linnaeus, 1758) on the Cretan shelf. *Fisheries Research*, 51: 27-34.
- Tserpes G., Peristeraki P. (2007) Highly migratory species. In: Papaconstantinou C., Zenetos A., Vassilopoulou V., Tserpes G. (eds) *State of Hellenic Fisheries*. Hellenic Centre for Marine Research, Athens, p 208-212.
- Tsikliras A.C., Stergiou K.I. (2007) Fisheries management and marine protected areas. In: Papaconstantinou C., Zenetos A., Vassilopoulou V., Tserpes G. (eds) *State of Hellenic Fisheries*. Hellenic Centre for Marine Research, Athens, p 306-314.
- Tsikliras A., Moutopoulos D., Stergiou K. (2007) Reconstruction of Greek Marine Fisheries Landings: National Versus FAO Statistics. In: Zeller D., Pauly D. (eds) *Reconstruction of marine fisheries catches for key countries and regions (1950-2005)*. Fisheries Centre Research Reports, 15: 121-137.
- Tsikliras A.C., Dinouli A., Stergiou K.I. (2010) Exploitation Pattern of the Mediterranean Fisheries. *Rapport Commission International Mer Mediterranee*, 39: 683.
- Tuck I.D., Atkinson R.J.A., Chapman C.J. (2000) Population biology of the Norway lobster, *Nephrops norvegicus* (L.) in the Firth of Clyde, Scotland II: fecundity and size at onset of sexual maturity. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 1227-1239.
- Tully O., Roantree V., Robinson M. (2001) Maturity, fecundity and reproductive potential of the European lobster (*Homarus gammarus*) in Ireland. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 81: 61-68.
- Turan C. (2004) Stock identification of Mediterranean horse mackerel (*Trachurus mediterraneus*) using morphometric and meristic characters. *ICES Journal of Marine Science*, 61: 774-781.
- Tzanatos E., Dimitriou E., Katselis G., Georgiadis M., Koutsikopoulos C. (2005) Composition, temporal dynamics and regional characteristics of small-scale fisheries in Greece. *Fisheries Research*, 73: 147–158.
- Tzanatos E., Somarakis S., Tserpes G., Koutsikopoulos C. (2006) Identifying and classifying small-scale fisheries métiers in the Mediterranean: A case study in the Patraikos Gulf, Greece. *Fisheries Research*, 81: 158-168.
- Tzanatos E., Somarakis S., Tserpes G., Koutsikopoulos C. (2008) Catch length analysis, relation to minimum landing sizes and management implications from a Mediterranean small-scale fishery (Patraikos Gulf, Greece). *Fisheries Research*, 93: 125–134.
- Vallisneri M., Scapolatempo M., Tommasini S. (2006) Reproductive biology of *Merlangius merlangus* L. (Osteichthyes, Gadidae) in the northern Adriatic Sea. *Acta Adriatica*, 47: 159-165.

- Villasante S., do Carme Garcia-Negro, M., Gonzalez-Laxe F., Rodriguez G.R. (2011) Overfishing and the Common Fisheries Policy: (un)successful results from TAC regulation? *Fish and Fisheries*, 12: 34–50.
- Voultsiadou E., Fryganiotis C., Porra M., Damianidis P., Chintiroglou C-C. (2011) Diversity of Invertebrate Discards in Small and Medium Scale Aegean Sea Fisheries. *The Open Marine Biology Journal*, 5: 73-81.
- Wolff W.J. (2000) The south-eastern North Sea: losses of vertebrate fauna during the past 2000 years. *Biological Conservation*, 95: 209-217.
- Worm B., Barbier E.B., Beaumont N., Duffy J.E., Folke C., Halpern B.S., Jackson J.B.C., Lotze H.K., Micheli F., Palumbi S.R., Sala E., Selkoe K.A., Stachowicz J.J., Watson R. (2006) Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. *Science*, 314: 787-790.
- 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.
- 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.
- Zompola S., Katselis G., Koutsikopoulos C., Cladas Y. (2008) Temporal patterns of glass eel migration (*Anguilla anguilla* L. 1758) in relation to environmental factors in the Western Greek inland waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 80: 330-338.
- Zorica B., Sinovic G., Kec V.C. (2011) The reproductive cycle, size at maturity and fecundity of garfish (*Belone belone*, L. 1761) in the eastern Adriatic Sea. *Helgoland Marine Research*, 65:435-444.

ABSTRACT

It is well documented the global crisis in fisheries. This state is supported by the reduction of the global landings with parallel raise of fishing effort (fleet and days at sea) in the last decade. The worst case scenario supports that until 2048 all global stocks currently fished will be collapsed if overfishing keeps on at current levels, although this prediction has been partially revised. Overfishing or overexploitation, can be defined as excessive exploitation of a renewable resource so that, it is put on danger of depletion. Overfished stocks first occurred back in the 16th century in the global oceans, while the first overfished stocks in Hellenic seas have already occurred in the early 1950's. The annual landings of the stocks recorded by National Statistical Service of Greece (NSSG) are the best available and reliable data to assess the impact of fishing activity in Greek fisheries. In the present study, the annual landings of the stocks were analyzed and classified into five exploitation categories based on the shape of the catch curve and the year of overall maximum catch. Simultaneously, they were defined the stocks that were representative of each exploitation category. These two parts were applied both for the entire Hellenic seas and each subarea separately. In 2007, about 65% of the Greek fisheries were characterized as overexploited, 32% as fully exploited, 3% as developing, whereas collapsed or undeveloped fisheries were absent. The degree of exploitation varied among fishing subareas, with subareas 6 (Kyparissiakos and Messiniakos gulfs), 8 (Argolikos and Saronikos gulfs) and 16 (Dodecanese Islands) being the most overexploited. The very opposite, subarea 14 (Thracian Sea and gulfs Strymonikos and Kavala) has the smaller cumulative percentages of overexploited and collapsed stocks. The management of the Greek fisheries consist mainly technical measures that lack scientific base. The management measures currently enforced have failed to protect the

Greek marine fisheries from fishing activity whereas benthic/inshore and pelagic resources are currently overexploited in Hellenic seas. Although, the degree of exploitation of the Greek fisheries is alarming, it is better than global and Mediterranean resources. It is proposed the modification of the existence management measures and future management scenarios should be directed towards ecosystem-based management. Establishing marine protected areas allows stocks to replenish, recover, and protect their habitats from fishing activity. Finally, it is proposed the reduction of the fishing effort in Hellenic seas because the fishing effort is two times higher in global scale and doesn't allow stocks to recover.

Keywords: catches, overfishing, eastern Mediterranean sea

ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ

Παρακάτω παρατίθενται δυο δημοσιευμένες εργασίες οι οποίες είναι σημαντικές για την κατανόηση του θέματος της παρούσας προπτυχιακής διπλωματικής εργασίας.

1. Tsikliras A.C., Stergiou K.I., Tsiros V-Z. (in press) Assessing the state of Greek marine fisheries resources. Fisheries Management and Ecology.
2. Τσίρος Β-Ζ., Παπαδαμάκης Π., Τσίκληρας Α. (2010) Εκτίμηση της αλιευτικής κατάστασης των ελληνικών αποθεμάτων. Πρακτικά 14ου Πανελληνίου Συνεδρίου Ιχθυολόγων. Πειραιάς, σελ. 11-14.

Assessing the state of Greek marine fisheries resources

A. C. TSIKLIRAS

Department of Ichthyology & Aquatic Environment, University of Thessaly, Volos, Greece

A. C. TSIKLIRAS & K. I. STERGIU

Laboratory of Ichthyology, School of Biology, Department of Zoology, Aristotle University of Thessaloniki, Thessaloniki, Greece

V.-Z. TSIROS

1 *Department of Ichthyology & Aquatic Environment, University of Thessaly, Volos, Greece*

Abstract Annual fish landings for the Greek seas were analysed for the period 1982–2007 and classified into exploitation categories based on a catch-based stock classification method. In 2007, about 65% of the Greek stock were characterised as overfished, 32% as fully exploited and only 3% were characterised as developing; collapsed stocks were not recorded. The cumulative percentage of fully exploited and overfished stocks has been increasing over the past 20 years suggesting overexploitation of resources. The results were contrasted against total landings, the fishing-in-balance index (*FiB*) and fishing effort, and some irregularities on the dataset were explained based on current legislation and management measures. A positive correlation between *FiB* and total fishing effort confirmed the expansion of the Greek fisheries up to 1994, but contraction thereafter. The results suggest that the apparently stable overall catches and decreasing effort may be deceiving, as they hide an underlying pattern of overexploitation in some of the stocks. It was concluded that the Greek fisheries are no longer sustainable and radical management measures are needed.

KEY WORDS: fishing effort, landings, management, Mediterranean, overfishing.

Introduction

Evidence of fisheries overexploitation of fish stocks in the Greek seas is widespread and growing. The long-term increasing trends in Greek marine fisheries landings (=catches for the purposes of this work) observed between 1964 (beginning of records) and 1994 (year of maximum production), which were attributed to fleet modernisation and geographic and/or bathymetric expansion of the fisheries, have now ceased (Stergiou *et al.* 2007a). Since 1995, rapidly declining trends in landings have been recorded, suggesting that intense fishing has led to stock declines/collapses, to lower fish sizes and to unsustainable exploitation levels (Stergiou *et al.* 2007b; Tsikliras *et al.* 2007; Stergiou & Tsikliras 2011).

So far, assessments of the fisheries stocks inhabiting Greek waters have been species-specific and sporadic, in the sense that stock assessments have been routinely performed only on some major stocks (e.g. tunas and swordfish) or those targeted by large-scale scientific projects (e.g. Mediterranean international bottom trawl survey, MEDITS). For example, bluefin tuna, *Thunnus thynnus* (L.), stocks have long been recognised as being overexploited in the Mediterranean (Fromentin 2009) and elsewhere (Block *et al.* 2001). By contrast, demersal stocks in the southern Aegean have increased in biomass based on the MEDITS dataset for 1994–2000 (Tserpes & Peristeraki 2002), but the mean length of several demersal stocks of the same dataset has significantly declined since 1996 (Stergiou & Tsikliras 2011). Recent

Correspondence: Athanassios C. Tsikliras, Department of Ichthyology and Aquatic Environment, University of Thessaly, 384 46, Volos, Greece (e-mail: tsikliras@uth.gr)

stock assessments within the framework of the Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries (Cardinale *et al.* 2010) reported that the main commercial fish species in Greek waters [i.e. European hake, *Merluccius merluccius* (L.), red mullet, *Mullus barbatus barbatus* L., European pilchard, *Sardina pilchardus* (Walbaum)] are also overexploited.

Besides single species stock assessments, which are numerous, past work on Greek fisheries using the mean trophic level of the landings (Stergiou 2005) or the marine trophic index (Cyclades: Stergiou & Tsikliras 2008), the demersal-pelagic ratio (Tsikliras & Stergiou 2007) and Ecopath models (northern Aegean Sea: Tsagarakis *et al.* 2010; Ionian Sea: Piroddi *et al.* 2010), all concluded that fisheries resources are overexploited.

The aim of this work is to assess the fisheries exploitation status of the stocks officially recorded in Greek waters for 1982–2007, using a catch-based stock classification method (see Froese & Pauly 2003) and to identify potential relationships between their status and other fishing-related parameters (i.e. fishing effort and fishing-in-balance index).

Materials and methods

The annual catches of the Greek fishing fleet, expressed as live weight equivalent of landings, have been routinely recorded for 66 species or groups of species (henceforth called taxa) since 1982 by the National Statistical Service of Greece (NSSG, now Hellenic Statistics, HELSTAT) and published in annual bulletins. The Greek Seas have been divided into 16 fishing subareas for which the landings are separately reported (Stergiou *et al.* 1997; Sylaios *et al.* 2010). The NSSG dataset refers to the legal and reported offshore (trawlers and purse-seiners) and coastal fisheries (netters, beach seiners and long liners with engine horsepower >19 HP) landings, excluding discarded, illegal and unreported catches, as well as recreational and sport fishing (Tsikliras *et al.* 2007). Although the NSSG dataset suffers from various biases, which are higher for small-scale fisheries, they are the best figures available with respect to the length of available time-series, spatial coverage, the consistency and degree of subjectivity in data collection, and the statistical design (Stergiou *et al.* 1997, 2007a; Papaconstantinou 2002; Sylaios *et al.* 2010; Moutopoulos & Stergiou 2011) and form the basis of the Greek data reported to FAO for the vast majority of species (Tsikliras *et al.* 2007). The total catch dataset has been recently reconstructed to include the catches of small-scale coastal boats (i.e. those with engine horsepower lower than 19 HP), but in this work, the

non-reconstructed landings were used because the fishing effort data were not reconstructed (Tsikliras *et al.* 2007). The reconstruction of the catches showed that the official Greek statistics, as they appear in FAO databases, are on average 35% (range, 10–65%) lower than the reconstructed ones (Tsikliras *et al.* 2007). The catches of the Turkish fleet operating in the Aegean coast of Turkey were excluded, despite their recording in the FAO databases, because of the different spatial, temporal and taxonomic resolution of Turkish and Greek catches and fishing subareas. According to the General Fisheries Commission for the Mediterranean (GFCM) database of the FAO, the catches of 75 taxonomic groups are being recorded from the Turkish Aegean waters yielding an average of 41 093 t (± 7384) for the period 1999–2008. European pilchard and European anchovy, *Engraulis encrasicolus* (L.), followed by bogue, *Boops boops* (L.), and Atlantic horse mackerel, *Trachurus trachurus* (L.), make up the majority of catches.

According to the catch-based stock classification method (Froese & Kesner-Reyes 2002; Froese & Pauly 2003), the annual status of the 66 fish stocks (1982–2007) was classified into one of the following five categories: undeveloped, developing, fully exploited, overexploited and collapsed. The classification is based on the relationship between the catches (C_Y) of a given year (Y_C) compared with the year ($Y_{C_{max}}$) of historical maximum catch (C_{max}) (Table 1). Two examples of the application of the catch-based method to developing (round sardinella, *Sardinella aurita* Val.) and overfished [common pandora, *Pagellus erythrinus* (L.)] stocks are shown in Figure 1.

This method has been extensively used to assess the status of fisheries globally or on an ecosystem basis (Worm *et al.* 2006; Sumaila *et al.* 2007; Pauly 2008; Zeller *et al.* 2008; Froese & Kesner-Reyes 2009; Tsikliras *et al.* 2010), but its predictive ability has been recently criticised (Daan *et al.* 2011). The validity of the method as a quick and reliable indicator of overexploitation has been corroborated by independent evidence, such as the decline in the mean length of fishes (e.g. Stergiou & Tsikliras 2011) and the catch per unit of effort (e.g. Ye *et al.* 2011), which are most probably the effects of overfishing.

The mean weighted trophic level of the catch (τ) for each year (Pauly *et al.* 1998), updated from Stergiou (2005), was calculated based on the trophic levels of the species taken from the literature (e.g. Stergiou & Karpouzi 2002) or FishBase (www.fishbase.org). The fishing-in-balance index (*FiB*) of the catch for each year, also updated from Stergiou (2005), was calculated as follows (Pauly *et al.* 2000):

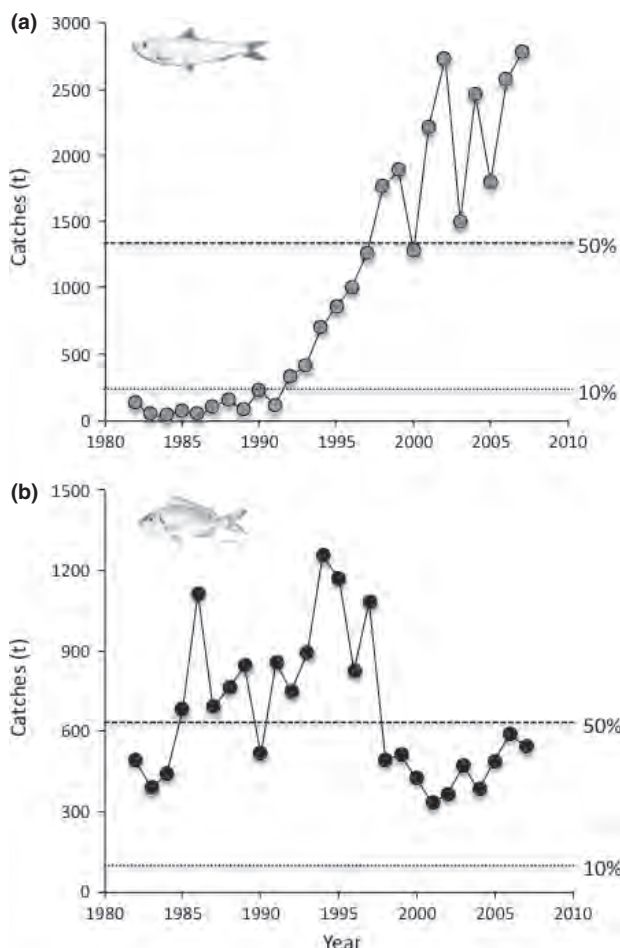


Figure 1. Application of the catch-based method to a developing (a) round sardinella *Sardinella aurita* Val. and an overfished (b) common pandora *Pagellus erythrinus* (L.) stock from the Greek Seas, in 2007. Horizontal lines indicate the levels of 10% (dotted line) and 50% (dashed line) of the historical maximum catch.

$$FiB_k = \log[Y_k \times (1/TE)^\tau] - \log[Y_0 \times (1/TE)^\tau]$$

2

where Y refers to the total landings, τ is the mean trophic level of the landings, TE is the mean energy-transfer efficiency between trophic levels (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, 1982 was set as a baseline). The trophic levels of the species were taken from the literature (e.g. Stergiou & Karpouzi 2002) or FishBase (www.fishbase.org). FiB attains a value of 0 for the first year of the series and does not vary in periods in which trophic level and catches change in opposite directions. Increasing or decreasing FiB values indicate expansion or contraction (or collapse) of the fishery in concern, respectively (Pauly *et al.* 2000).

Table 1. The five categories (undeveloped, developing, fully exploited, overexploited and collapsed) of stock exploitation of the catch-based method (Froese & Kesner-Reyes 2002), which is based on the relationship between the catches (C_Y) of a given year (Y_C) compared with the year ($Y_{C_{max}}$) of historical maximum catch (C_{max})

Exploitation status	Criteria
Undeveloped	$Y_C < Y_{C_{max}}$ and $C_Y < 0.1C_{max}$
Developing	$Y_C < Y_{C_{max}}$ and $0.1C_{max} < C_Y < 0.5C_{max}$
Fully exploited	$C_Y > 0.5C_{max}$
Overexploited	$Y_C > Y_{C_{max}}$ and $0.1C_{max} < C_Y < 0.5C_{max}$
Collapsed	$Y_C > Y_{C_{max}}$ and $C_Y < 0.1C_{max}$

The number of vessels and their horsepower (HP) are separately recorded for two broad fleet categories, off-shore (purse-seiners and trawlers) and coastal (beach seiners, netters, long liners) vessels. As the actual fishing effort (days at sea, fishing time, number of hauls, haul duration, etc) is not officially recorded in Greek waters, the total horsepower (i.e. the sum of the horsepower of both vessel categories) was used as a proxy for fishing effort (Stergiou *et al.* 2007a) and was termed total fishing effort for the purposes of this work.

Results

Overall, the combined landings of fishes, crustaceans and cephalopods from the Greek Seas ranged between 78 870 t (in 1983) and 164 800 t (in 1994). The landings increased from 1982 (82 150 t) to a maximum in 1994 and declined thereafter to the early 1980s levels, with around 89 000 t caught in 2007 (Fig. 2a).

Based on the year of the historical maximum catch of each stock, in 2007, 43 of 66 taxa were overexploited (65%), 21 were fully exploited (32%) and two were developing (3%). No undeveloped, collapsed or recovering stocks were found in 2007 (Fig. 2b). In 1982, the starting year of the dataset, the majority of the stocks were developing (83.3%) and the remaining ones were fully exploited (16.7%), whereas no overexploited or collapsed stocks were observed (Fig. 2b). Within the last 20 years, however, the percentage of overexploited stocks has been gradually increasing (mean \pm SD = $62.7 \pm 8.69\%$ for the period 1998–2007) and attained its maximum value in 2002 (Fig. 2b). Overall, the number of collapsed stocks never exceeded 3.0% of the total. The cumulative percentage of overexploited and collapsed stocks has not dramatically altered since 1990, the year when the first collapsed stocks (gilthead seabream, *Sparus aurata* L., Atlantic mackerel, *Scomber scombrus* L., Mediterranean crab, *Carcinus aestuarii* Nardo) were recorded. By contrast, the percentage of developing stocks has declined rapidly since 1982 and

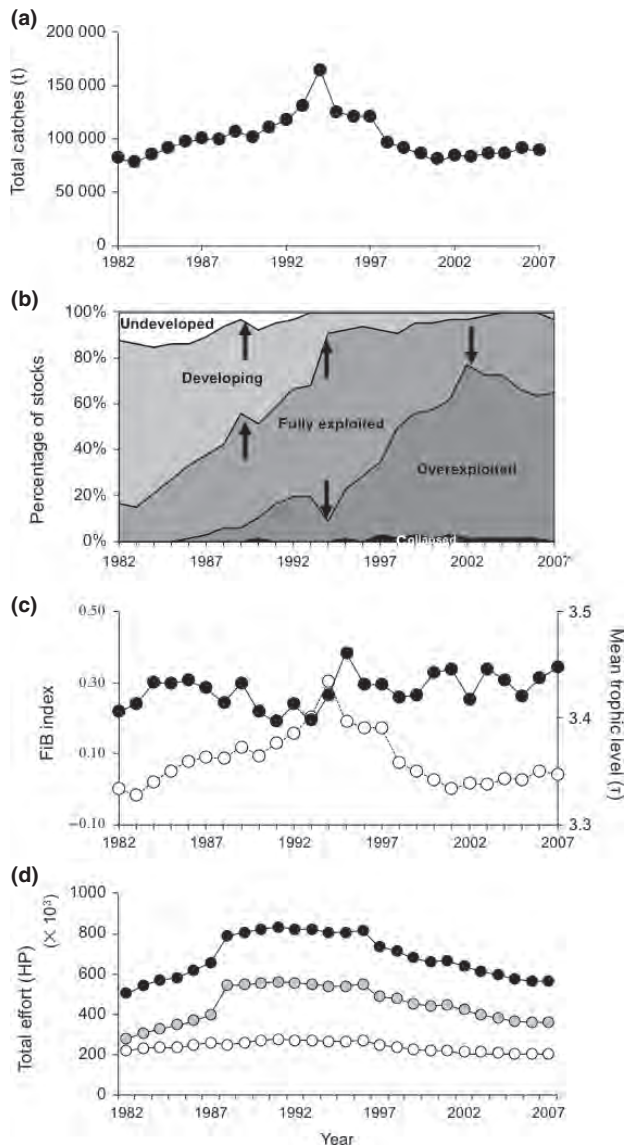


Figure 2. Combined catches of 66 taxa of fishes, crustaceans and cephalopods in the Greek waters (a), overall trend in the status of Greek marine fisheries resources based on national statistics, with arrows indicating discontinuities (for explanation and categories see text) (b), fishing-in-balance index (*FiB*; dashed line, open circles) and mean weighted trophic level of the catches (τ ; continuous line, solid circles) for the taxa fished in Greek waters (c), the fishing effort (horsepower, HP) of inshore (grey circles), offshore (open circles) and combined (black circles) vessels operating in Greek waters (d) for the period 1982–2007.

was minimal from 2004 to 2006. The collapsed stocks of early the 1990s recovered to catch levels >10% but lower than 50% of the historical maximum catch by the late 1990s and early 2000s. In 2007, round sardinella and flying squids (*Loliginidae/Ommastrepidae*) were the only developing taxa, while most large-bodied (pelagic, demersal or reef associated) taxa were overfished,

including swordfish, *Xiphias gladius* L., Atlantic bonito, *Sarda sarda* (Bloch), wreckfish, *Polyprion americanus* (Bloch & Schneider), and dusky grouper, *Epinephelus marginatus* (Lowe) (Table 2). Several small-sized taxa, such as European pilchard, bogue and picarel, *Spicara smaris* (L.), were also overfished irrespective of their habitat (Table 2).

The general exploitation pattern, based on the most recent dataset (2007), differed among fishing subareas (data not shown). The most heavily exploited subareas were the SW (Peloponnese) and SE (Dodecanese islands) Aegean, where the percentage of the collapsed stocks exceeded 50% and the cumulative percentage of overexploited and collapsed stocks exceeded 90%. The least heavily exploited fishing subarea was NE Aegean Sea (Thracian Sea), in which the cumulative percentage of overexploited and collapsed stocks was least (66%).

The mean weighted trophic level of the catches (τ) was stable for the study period fluctuating between 3.40 and 3.46, with a mean value of 3.43 ± 0.012 for the last decade (Fig. 2c). The fishing-in-balance index increased rapidly from 1982 (*FiB* = 0 baseline) to a maximum value of 0.304 in 1994 and then declined sharply to 0.0 in 2001 (Fig. 2c). Since then, *FiB* showed a tendency to increase. The percentage of fully exploited stocks was strongly positively correlated with *FiB* ($r = 0.90$, $P < 0.001$).

The number of inshore vessels doubled from 4194 in 1982, to 8418 in 1991 and declined to 5691 vessels in 2007, while that of offshore vessels declined from 990 in 1982 to 638 vessels in 2007. The horsepower of inshore vessels was doubled from 1982 (280 000 HP) to 1991 (557 000 HP) and then remained stable until 1996, while the horsepower of offshore vessels increased from 222 000 HP in 1982 to 272 000 HP in 1991 and declined to 202 000 HP in 2007. Total horsepower (total fishing effort) followed the same pattern as the inshore vessel horsepower (Fig. 2d). The total number of vessels and total fishing effort were highly correlated ($r = 0.97$, $P < 0.001$), and both were positively correlated with *FiB* ($r > 0.51$, $P < 0.001$, in both cases). The number of fully exploited stocks was positively correlated with total fishing effort ($r = 0.74$, $P < 0.001$) and the number of vessels ($r = 0.75$, $P < 0.001$).

Discussion

The level of exploitation of the Greek fish stocks is comparable to other estimates for the Mediterranean, according to which 74% of the Mediterranean stocks are either fully exploited or overexploited (Bertrand 2003) and the cumulative percentage of fully exploited, overexploited and collapsed stocks is 84% (Tsiakliras *et al.*

Table 2. The exploitation status (D: developing, F: fully exploited, O: overfished) of the 66 taxa analysed in this work in 2007. Habitat (P: pelagic, D: demersal, R: reef associated, BP: bathypelagic, BD: bathydemersal) and maximum attainable total length (TL) class (S: small, <30 cm TL; M: medium, 30–60 cm TL; L: large, >60 cm TL) apply only to fishes (data from www.fishbase.org)

Species	Status	Habitat	Size	Species	Status	Habitat	Size
Fishes				Fishes			
<i>Anguilla anguilla</i>	O	D	L	<i>Raja clavata</i>	O	D	L
<i>Belone belone</i>	O	P	L	<i>Raja</i> spp.	O	D	L
<i>Boops boops</i> (L.)	O	D	M	Rhinobatidae	O	D	L
<i>Conger conger</i>	F	D	L	<i>Sarda sarda</i>	O	P	L
<i>Dentex dentex</i>	F	BP	L	<i>Sardina pilchardus</i> (Walbaum)	O	P	S
<i>Dentex macrophthalmus</i>	F	BP	L	<i>Sardinella aurita</i> Val.	D	P	S
<i>Dicentrarchus labrax</i>	F	D	L	<i>Sarpa salpa</i>	O	BP	L
<i>Diplodus annularis</i>	O	BP	S	<i>Scomber japonicus</i>	O	P	L
<i>Diplodus sargus</i>	O	D	M	<i>Scomber scombrus</i>	O	P	L
<i>Engraulis encrasicolus</i> (L.)	F	P	S	<i>Scophthalmus maximus</i>	O	D	L
<i>Epinephelus aeneus</i>	O	D	L	Scorpaenidae	O	D	S
<i>Epinephelus marginatus</i>	O	R	L	<i>Seriola dumerili</i>	F	R	L
<i>Helicolenus dactylopterus</i>	F	BD	M	<i>Serranus</i> spp.	O	D	S
<i>Katsuwonus pelamis</i>	F	P	L	<i>Solea solea</i>	O	D	L
<i>Lophius</i> spp.	F	BD	L	<i>Sparus aurata</i>	O	BP	L
<i>Merlangius merlangus</i>	O	BP	L	<i>Spicara flexuosa</i>	O	P	S
<i>Merluccius merluccius</i>	F	D	L	<i>Spicara maena</i>	O	P	S
<i>Micromesistius poutassou</i>	O	BP	M	<i>Spicara smaris</i> (L.)	O	P	S
Mugilidae	F	BP	L	<i>Spondyliosoma cantharus</i>	O	BP	L
<i>Mullus barbatus</i>	F	D	M	<i>Sprattus sprattus</i>	O	P	S
<i>Mullus surmuletus</i>	O	D	M	Squalidae	O	D	L
<i>Mustelus</i> spp.	O	D	L	<i>Trachurus mediterraneus</i>	O	P	L
<i>Oblada melanura</i>	O	BP	M	<i>Trachurus trachurus</i> (L.)	O	P	L
Osteichthyes	F	–	–	Triglidae	O	BD	M
<i>Pagellus erythrinus</i> (L.)	O	BP	L	<i>Thunnus</i> spp./ <i>Euthynnus</i> sp.	O	P	L
<i>Pagrus pagrus</i>	F	BP	L	<i>Umbrina cirrosa</i>	O	D	L
<i>Polyprion americanus</i>	O	D	L	<i>Xiphias gladius</i>	O	P	L
<i>Pomatomus saltatrix</i>	O	P	L	<i>Zeus faber</i>	F	BP	L
Cephalopods				Crustaceans			
Loliginidae/Ommastrepidae	D	–	–	<i>Hommarus gammarus</i>	O	–	–
<i>Loligo</i> spp.	F	–	–	<i>Melicertus kerathurus</i>	F	–	–
Octopodidae	F	–	–	<i>Parapenaeus longirostris</i>	F	–	–
<i>Sepia officinalis</i>	F	–	–	<i>Carcinus aestuarii</i>	O	–	–
<i>Octopus vulgaris</i>	F	–	–	<i>Nephrops norvegicus</i>	O	–	–

2010). Fewer Greek fish stocks are overexploited/collapsed compared with global estimates (Botsford *et al.* 1997; Sumaila *et al.* 2007), the NE Atlantic, the North Sea (Froese & Pauly 2003) and the pessimistic scenario (70% of all stocks are overexploited and 30% collapsed) of Branch *et al.* (2011), which is based on global catch data. They are, however, in a worse condition than the optimistic scenario (28–33% of all stocks are overexploited and 7–13% collapsed) of Branch *et al.* (2011), which is based on stock assessment data.

In general, an increase in the *FiB* index indicates expansion of fisheries and vice versa. When the mean trophic level of the catches remains stable through time, the *FiB* index is driven solely by catches (Pauly *et al.*

2000). Thus, the decline in catches since 1995 in the Greek Seas and the stable mean trophic level of catches through the last decade indicate a contraction of the Greek fisheries, which is depicted by the *FiB*. The positive correlation between *FiB* and total fishing effort confirms the expansion of the Greek fisheries, which occurred both horizontally and vertically until 1994, and its contraction thereafter (Stergiou 2005). In addition, the strong positive correlation between the fully exploited stocks with *FiB* and the increase in percentage of overexploited stocks at the expense of fully exploited stocks both indicate that, despite the slow decline of fishing effort after 1994 (as a result of European Union regulations towards fleet capacity reduction), Greek fisheries

are contracting and gradually becoming unsustainable (see also Stergiou *et al.* 2007a; Tsikliras *et al.* 2007).

Although the large-bodied, slow-growing, late-maturing (i.e. low resilient) species are more vulnerable to fishing (Reynolds *et al.* 2005), the analysis suggests that in 2007, overexploitation of Greek marine fisheries resources was across taxa, sizes and habitats, with several small-bodied species being overfished. Apart from the intense fishing pressure, this may be due to the multi-gear and multi-species nature of the Greek inshore and offshore fisheries (Stergiou *et al.* 2007a,b), which target all size categories of every marine organism in any habitat. The low number of developing fisheries, despite the recent exploitation of several new stocks or species, is attributed to the aggregation of their landings in the NSSG records together with miscellaneous fishes. For instance, meagre, *Argyrosomus regius* (Asso) is systematically being exploited since 2004 (FAO 2006) and the round herring *Etrumeus teres* (DeKay), since 2003 (Kallianiotis & Lekkas 2005) but their landings are not recorded separately.

Three irregularities are apparent from Figure 2b, concerning years 1988, 1994 and 2002, which can be partially explained by interpretation of Figures 2c, d. The irregularity of 1988 between developing and fully exploited categories arises from fishing effort regulations. Prior to 1988, fishing effort of the Greek fleet was unregulated and increasing. In 1988, a census of professional fishing vessels was conducted, and from 1988 to 1997, the number of vessels number, and hence fishing effort, remained stable (Papaconstantinou 2002; Stergiou *et al.* 2007a). The irregularity of 1994 among developing, fully exploited and overexploited categories arises from the peak of total fish landings in that year (Fig. 2a), which was a lot higher than the previous (1993) and following (1995) values (Tsikliras *et al.* 2007). This peak is most probably an artefact attributed to deliberate inflation of landings that would later compensate the European Union demand for decreasing effort. It has been impossible to verify the validity of 1994 catches through other sources (Tsikliras *et al.* 2007). Finally, in 2002, the National Greek Data Collection Program started, which collected fisheries independent data and reported higher catches for several species compared with NSSG. Thus, NSSG seems to have adjusted its official catches to comply with those reported by National Greek Data Collection Program. Hence, the increase in landings since 2002 is because of this adjustment, rather than to a sudden effectiveness of fisheries management, enforcement of regulations and cessation of illegal fishing in Greek waters (which may be the case elsewhere: Daan *et al.* 2011).

The slow, albeit steady, decline in fishing effort is incapable of halting the overexploitation of Greek fisheries, either because the stocks are at a level that cannot recover in the short term or because the illegal and unregulated fishing effort, as well as actual effort (i.e. days at sea, fishing time, number of hauls, haul duration) of the Greek fishing fleet is increasing, as it is globally (Anticamara *et al.* 2011). Greek fisheries form a classic example of implementing traditional fisheries management approaches and technical measures (e.g. minimum landing size, closed seasons), whose failure to prevent the depletion of stocks is well documented (e.g. Beddington *et al.* 2007). In addition to the lack of capability and/or unwillingness of the local authorities to enforce the regulations, illegal and unreported catches in Greek waters are increasing (Katsanevakis *et al.* 2011), especially for small-scale fisheries, reaching up to 65% of the officially recorded catches (Tsikliras *et al.* 2007). The biomass removed by recreational fishing, often using professional gears, is also very high but its extent has not been quantified.

The current economic/financial crisis and the increase in oil prices may constrain fishing journeys and grounds of coastal and offshore fleets. On the other hand, the crisis may lead to intensification of subsistence fishing and thus an increase in shore-based recreational fishing. These two contrasting side effects of the crisis will relieve the fishing pressure from the main targeted species but will enhance the pressure on coastal organisms. In addition, the Greek authorities have decided to allow bottom trawling (otherwise prohibited between June and September, inclusive) during the summer of 2011 by selectively granting individual licences to several bottom trawlers in the northern Aegean Sea. Based on this agreement, which was not supported by any scientific evidence and led to an increase in total fishing effort, these vessels operated in international waters (beyond 6 miles from the coastline) and probably targeted international fish; thus, according to national authorities, the spawning potential and recruitment of the Greek stocks remained unaffected.

In conclusion, the apparently stable overall catches and decreasing effort may be deceiving, as they hide an underlying pattern of overexploitation in some of the stocks. Thus, the Greek fisheries are on the verge of becoming unsustainable, despite their slightly better condition compared with global fisheries (Pauly 2008). To remain at the present-day level, current regulations should be strictly enforced and illegal/unreported fishing should be minimised. To re-built to the mid-1990 stock biomasses, management plans should endorse considerable reduction in fishing effort (e.g. down to 50%, by

reducing total horsepower and, preferably, actual days at sea), ban fishing subsidies (Sumaila *et al.* 2010) and excluding large marine areas from any fishing activity (Cullis-Suzuki & Pauly 2010). The Common Fisheries Policy reform, which aims to reduce fleet capacity without subsidising the reduction and implement an ecosystem-based fisheries management (Coelho *et al.* 2011) to achieve maximum sustainable yields by 2015, is an important first step to reverse overexploitation trends. Even if the estimates presented here are the worst possible scenario, all such measures have beneficial effects and operate in a precautionary manner for the Greek fisheries, in accordance with the better-safe-than-sorry management principle.

Acknowledgments

The authors would like to thank three anonymous reviewers for their constructive comments that improved the manuscript.

References

- Anticamara J.A., Watson R., Gelchu A. & Pauly D. (2011) Global fishing effort (1950–2010): trends, gaps, and implications. *Fisheries Research* **107**, 131–136.
- Beddington J.R., Agnew D.J. & Clark C.W. (2007) Current problems in the management of marine fisheries. *Science* **316**, 1713–1716.
- Bertrand J.A. (2003) Fisheries and related indicators of fisheries resources and ecosystems: towards an application in the Mediterranean. Proceedings of the 7th Hellenic Symposium on Oceanography and Fisheries: 5–10.
- Block B.A., Dewar H., Blackwell S.B., Williams T.D., Prince E. D., Farwell C.J. *et al.* (2001) Migratory movements, depth preferences, and thermal biology of Atlantic bluefin tuna. *Science* **293**, 1310–1314.
- Botsford L.W., Castilla J.-C. & Peterson C.H. (1997) The management of fisheries and marine ecosystems. *Science* **277**, 509–515.
- Branch T.A., Jensen O.P., Ricard D., Ye Y. & Hilborn R. (2011) Contrasting global trends in marine fishery status obtained from catches and from stock assessments. *Conservation Biology* **25**, 777–786.
- Cardinale M., Abella A., Bellido J., Biteto I., Colloca F., Fiorentino F. *et al.* (2010) *Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries*. Report of the SGMED-10-02 Working Group on the Mediterranean Part I. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 1120p.
- Coelho M.P., Filipe J.A. & Ferreira M.A. (2011) Rights based management and the reform of the Common Fisheries Policy: the debate. *International Journal of the Latest Trends in Finance and Economic Sciences* **1**, 16–22.
- Cullis-Suzuki S. & Pauly D. (2010) Marine protected area costs as ‘beneficial’ fisheries subsidies: a global evaluation. *Coastal Management* **38**, 113–121.
- 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**, 1375–1378.
- FAO (2006) *Fishery Information, Data and Statistics Unit GFCM capture production 1970–2005*. FISHSTAT Plus – Universal software for fishery statistical time series.
- Froese R. & Kesner-Reyes K. (2002) Impact of fishing on the abundance of marine species. ICES Document CM 2002/L, 12
- 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) Dynamik der Überfischung. In: J. Lozan, E. Rachor, K. Reise, J. Sundermann & H.S. von Westernhagen (eds) *Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer – eine aktuelle Umweltbilanz*. Hamburg: GEO, pp. 288–295.
- Fromentin J.-M. (2009) Lessons from the past: investigating historical data from bluefin tuna fisheries. *Fish and Fisheries* **10**, 197–216.
- Kallianiotis A. & Lekkas V. (2005) First documented report on the Lessepsian migrant *Etrumeus teres* De Kay, 1842 (Pisces: Clupeidae) in the Greek Seas. *Journal of Biological Research-Thessaloniki* **4**, 225–229.
- Katsanevakis S., Poursanidis D., Issaris Y., Panou A., Petza D., Vassilopoulou V. *et al.* (2011) “Protected” marine shelled molluscs: thriving in Greek seafood restaurants. *Mediterranean Marine Science* **12**, 429–438.
- Moutopoulos D.K. & Stergiou K.I. (2011) The evolution of Greek fisheries during the 1928–1939 period. *Acta Adriatica* **52**, 183–200.
- Papaconstantinou C. (2002) *Developing of the specifications of a monitoring system for fisheries research*. Monographs on marine sciences. Athens: National Centre for Marine Research, 159p.
- Pauly D. (2008) Global fisheries: a brief review. *Journal of Biological Research-Thessaloniki* **9**, 3–9.
- Pauly D., Christensen V., Dalsgaard J., Froese R. & Torres Jr F. (1998) Fishing down marine food webs. *Science* **279**, 860–863.
- Pauly D., Christensen V. & Walters C. (2000) Ecopath, Ecosim and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. *ICES Journal of Marine Science* **57**, 697–706.
- Piroddi C., Bearzi G. & Christensen V. (2010) Effects of local fisheries and ocean productivity on the northeastern Ionian Sea ecosystem. *Ecological Modelling* **221**, 1526–1544.
- Reynolds J.D., Dulvy N.K., Goodwin N.B. & Hutchings J.A. (2005) Biology of extinction risk in marine fishes. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **272**, 2337–2344.
- Stergiou K.I. (2005) **The trophic position of fishes in Hellenic marine ecosystems**. In: E. Papanthassiou & A. Zenetos (eds) *State of the Hellenic marine environment*. Athens: Hellenic Centre for Marine Research, pp. 280–284.

- 1 Stergiou K.I. & Karpouzi V.S. (2002) Feeding habits and trophic
 2 levels of Mediterranean fish. *Reviews in Fish Biology and*
 3 *Fisheries* **11**, 217–254.
- 4 Stergiou K.I. & Tsikliras A.C. (2008) Applying the marine
 5 trophic index in the Hellenic waters. In: Proceedings of the
 6 International Workshop on Data poor modelling towards
 7 ecosystem fisheries management, 17. 8–9 September 2008.
 8 Majorca Island, Spain: University of the Balearic Islands.
 9 Available at: [http://h115.it.helsinki.fi/poorfish/lib/exe/fetch.
 10 php?media=intra:program1.pdf](http://h115.it.helsinki.fi/poorfish/lib/exe/fetch.php?media=intra:program1.pdf) (accessed XX Xxxx 20XX)
- 11 Stergiou K.I. & Tsikliras A.C. (2011) Fishing-down, fishing-
 12 through and fishing-up: fundamental process versus technical
 13 details. *Marine Ecology-Progress Series* **441**, 295–301.
- 14 Stergiou K.I., Christou E.D., Georgopoulos D., Zenetos A. &
 15 Souvermezoglou C. (1997) The Hellenic seas: physics,
 16 chemistry, biology and fisheries. *Oceanography and Marine*
 17 *Biology: an Annual Review* **35**, 415–538.
- 18 Stergiou K.I., Moutopoulos D.K., Tsikliras A.C. &
 19 Papaconstantinou C. (2007a) Hellenic marine fisheries: a
 20 general perspective from the National Statistical Service data.
 21 In: C. Papaconstantinou, A. Zenetos, V. Vassilopoulou & G.
 22 Tserpes (eds) *State of Hellenic Fisheries*. Athens: Hellenic
 23 Centre for Marine Research, pp. 132–140.
- 24 Stergiou K.I., Moutopoulos D.K. & Tsikliras A.C. (2007b)
 25 **Spatial and temporal variability in Hellenic marine**
 26 **fisheries landings**. In: C. Papaconstantinou, A. Zenetos, V.
 27 Vassilopoulou & G. Tserpes (eds) *State of Hellenic*
 28 *Fisheries*. Athens: Hellenic Centre for Marine Research, pp.
 29 141–150
- 30 Sumaila U.R., Khan A., Watson R., Munro G., Zeller D., Baron
 31 N. *et al.* (2007) The World Trade Organization and global
 32 fisheries sustainability. *Fisheries Research* **88**, 1–4.
- 33 Sumaila U.R., Khan A.S., Teh L., Watson R., Tyedmers P. &
 34 Pauly D. (2010) Subsidies to high seas bottom trawl fleets
 35 and the sustainability of demersal fish stocks. *Marine Policy*
 36 **34**, 495–497.
- 37 Sylaios G.K., Koutroumanidis T. & Tsikliras A.C. (2010) Ranking
 38 and classification of fishing areas using fuzzy models and
 39 techniques. *Fisheries Management and Ecology* **17**, 240–253.
- 40 Tsagarakis K., Coll M., Giannoulaki M., Somarakis S.,
 41 Papaconstantinou C. & Machias A. (2010) Food-web traits of
 42 the North Aegean Sea ecosystem (Eastern Mediterranean) and
 43 comparison with other Mediterranean ecosystems. *Estuarine,
 44 Coastal and Shelf Science* **88**, 233–248.
- 45 Tserpes G. & Peristeraki P. (2002) Trends in abundance of
 46 demersal species in the southern Aegean Sea. *Scientia Marina*
 47 **66**(Suppl. 2), 243–252.
- 48 Tsikliras A.C. & Stergiou K.I. (2007) Demersal-pelagic ratio in
 49 Greek fish landings (1964–2003). *Rapport du Congrès de la*
 50 *Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de*
 51 *la Mer Méditerranée* **38**, 622.
- 52 Tsikliras A., Moutopoulos D. & Stergiou K. (2007)
 53 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, 121–137.
- 54 Tsikliras A.C., Dinouli A. & Stergiou K.I. (2010) Exploitation
 55 pattern of the Mediterranean fisheries. *Rapport du Congrès de*
 56 *la Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique*
 57 *de la Mer Méditerranée* **39**, 683.
- 58 Worm B., Barbier E.B., Beaumont N., Duffy J.E., Folke C.,
 59 Halpern B.S. *et al.* (2006) Impacts of biodiversity loss on
 60 ocean ecosystem services. *Science* **314**, 787–790.
- 61 Ye Y., Cochrane K. & Qiu Y. (2011) Using ecological indicators
 62 in the context of an ecosystem approach to fisheries for data-
 63 limited fisheries. *Fisheries Research* **112**, 108–116.
- 64 Zeller D., Cheung W., Close D. & Pauly D. (2008) Trends in
 65 global marine fisheries – a critical view. In: P. Wrammer, H.
 66 Ackefors & M. Cullberg (eds) *Fisheries, Trade and*
 67 *Development*. Stockholm: Royal Swedish Academy of
 68 Agriculture and Forestry, pp. 55–77.

Εκτίμηση της αλιευτικής κατάστασης των ελληνικών αποθεμάτων

Βασίλειος-Ζήκος Τσίρος, Πασχάλης Παπαδαμάκης, Αθανάσιος Τσίκλιρας

Τμήμα Ιχθυολογίας και Υδάτινου Περιβάλλοντος, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, 38446, Βόλος, Τηλ.: 0030 24210 93085,
E-mail: tsikliras@uth.gr

ABSTRACT

Vassileios-Zikos Tsiros, Paschalis Papadamakis, Athanassios C. Tsikliras: Exploitation pattern of the Greek fisheries.

The annual landings of the stocks of the Greek fishing subareas were analysed for the period 1982-2007 and classified into exploitation categories based on the shape of the catch curve and the year of overall maximum catch. In 2007, about 65% of the Greek fisheries were characterised as overfished, 32% as fully exploited and only 3% were characterized as developing, whereas crashed fisheries were not recorded. The degree of exploitation varied among fishing subareas with areas 6 (Kyparissiakos and Messiniakos gulfs), 8 (Argolikos and Saronikos gulfs) and 16 (Dodecanese Islands) being the most overexploited. These results, although encouraging compared to available estimates from the rest of the Mediterranean, the North Sea, northeast Atlantic and global fisheries, suggest the Greek fisheries are no longer sustainable and radical management measures should be taken immediately.

Keywords: catches, overfishing, eastern Mediterranean Sea.

ΕΙΣΑΓΩΓΗ

Η υπεραλίευση (overfishing) ή υπερεκμετάλλευση (overexploitation) ενός ανανεώσιμου πόρου ορίζεται ως η υπέρμετρη εκμετάλλευση του, έτσι ώστε να κινδυνεύει να εξαντληθεί, ή η παραγωγή/απόδοσή του να είναι χαμηλότερη από αυτήν που θα προέκυπτε σε συνθήκες μικρότερης εκμετάλλευσης (Leonart 1999). Αυτός είναι ένας από τους πολλούς ορισμούς της αλιευτικής κατάστασης ενός αποθέματος, πολύ γενικός, με δυσδιάκριτα όρια που μπορεί εύκολα να παρερμηνευτεί ή να εφαρμοστεί εσφαλμένα αφού τα δεδομένα εκτίμησης αλιευτικών αποθεμάτων είναι συχνά ελλιπή ή εμπεριέχουν μεγάλο βαθμό αβεβαιότητας (Hilborn & Walters 1992). Ειδικά στη Μεσόγειο, τα αλιευτικά δεδομένα συλλέγονται σποραδικά ή απουσιάζουν εντελώς δυσχεραίνοντας έτσι τη διαχείριση των αποθεμάτων (Pilling *et al.* 2008). Εξαιρέση αποτελούν οι χρονοσειρές εκφορτώσεων (ή συλλήψεων, ή αλιευτικής παραγωγής που θα θεωρηθούν συνώνυμες έννοιες για τις ανάγκες της παρούσας εργασίας) που θεωρούνται διεθνώς χρήσιμα δεδομένα για την εκτίμηση της αλιευτικής κατάστασης των αποθεμάτων και της επίδρασης της αλιείας στους οργανισμούς (Cury *et al.* 2005).

Σκοπός λοιπόν της εργασίας είναι να χρησιμοποιηθεί η αλιευτική παραγωγή για να εξεταστεί ο βαθμός εκμετάλλευσης των αποθεμάτων στις ελληνικές αλιευτικές υποπεριοχές με σύγχρονη ποσοτική μεθοδολογία, καθώς και να συγκριθεί η κατάσταση στις ελληνικές αλιευτικές υποπεριοχές με τα αντίστοιχα παγκόσμια και μεσογειακά πρότυπα.

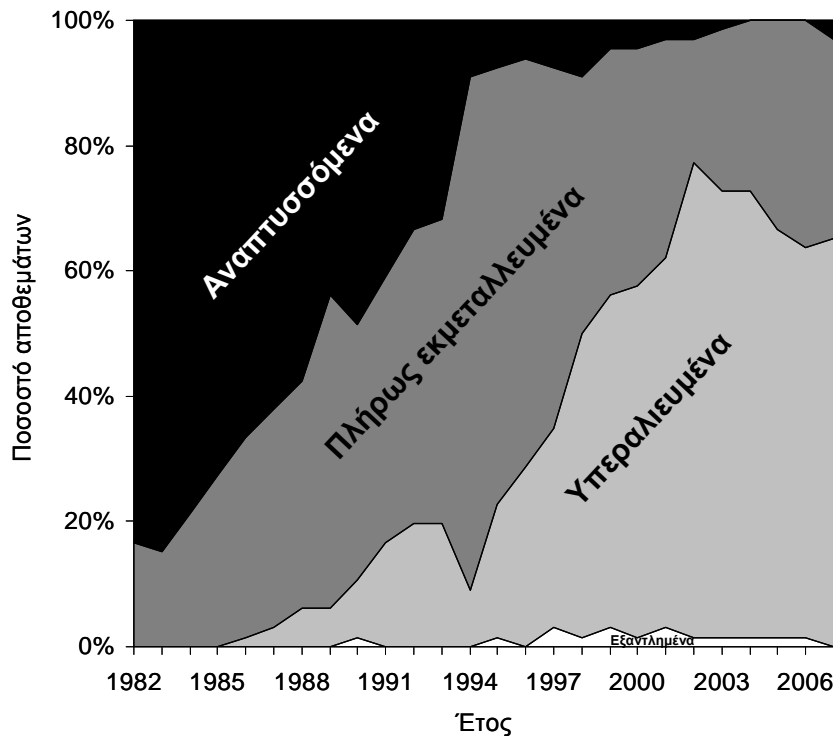
ΥΛΙΚΑ ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΟΙ

Οι εκφορτώσεις των αλιευτικών αποθεμάτων (με εξαίρεση τμήματος της μικρής παράκτιας αλιείας, τα απορριπτόμενα και τα παράνομα αλιεύματα καθώς και αυτά που δεν αναφέρονται ή προέρχονται από αθλητική/ψυχαγωγική αλιεία), που προέρχονται από τις ελληνικές αλιευτικές περιοχές των ελληνικών θαλασσών (περιοχές 3-18), καταγράφονται από την Εθνική Στατιστική Υπηρεσία Ελλάδας (ΕΣΥΕ) σε ετήσια βάση από το 1964 (Tsikliras *et al.* 2007). Από το 1982 καταγράφονται οι συλλήψεις 66 ειδών ή ομάδων ειδών που αφορούν ψάρια, καρκινοειδή, κεφαλόποδα και δίθυρα. Στην παρούσα εργασία εξαιρέθηκαν τα έτη 1964-1981, καθώς διαφέρει ο αριθμός (23 αντί για 66), η ταξινομική ανάλυση και η ομαδοποίηση των ειδών που καταγράφονταν (Tsikliras *et al.* 2007).

Τα αποθέματα των ελληνικών θαλασσών κατατάχθηκαν σε τέσσερις κατηγορίες (αναπτυσσόμενα, πλήρως εκμεταλλευμένα, υπεραλιευμένα, εξαντλημένα) με βάση την παραγωγή κάθε έτους σε σχέση με το έτος της διαχρονικά μέγιστης παραγωγής (Froese & Pauly 2003). Έτσι, ένα απόθεμα θεωρήθηκε αναπτυσσόμενο (developing) τα έτη που προηγούνταν του έτους μέγιστης παραγωγής και η παραγωγή του ήταν από 10 έως 50% της μέγιστης τιμής, πλήρως εκμεταλλευμένο (fully exploited) όταν η παραγωγή του ήταν μεγαλύτερη από το 50% της διαχρονικά μέγιστης τιμής, υπεραλιευμένο (overexploited) τα έτη που ακολουθούσαν το έτος μέγιστης παραγωγής και η παραγωγή ήταν από το 10% έως το 50% της μέγιστης τιμής, και εξαντλημένα ή υπό κατάρρευση (depleted/crashed/collapsed) τα έτη που ακολουθούσαν το έτος μέγιστης παραγωγής και η παραγωγή του αποτελούσε λιγότερο από το 10% της διαχρονικά μέγιστης παραγωγής (Froese & Pauly 2003). Για την παρούσα εργασία, τα αποθέματα που ήταν σε αύξουσα πορεία το 2007 (τελευταίο έτος χρονοσειράς) θεωρήθηκαν αναπτυσσόμενα.

ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ ΚΑΙ ΣΥΖΗΤΗΣΗ

Με βάση τη διαχρονικά μέγιστη τιμή εκφόρτωσης που παρουσίασε διαφοροποιήσεις ανάμεσα στα αποθέματα, το 2007 (το έτος με τα πιο πρόσφατα δεδομένα), 43 από τα 66 αποθέματα που αναλύθηκαν χαρακτηρίστηκαν ως υπεραλιευμένα (65%), 21 ως πλήρως εκμεταλλευμένα (32%) και 2 ως αναπτυσσόμενα (3%). Το 1982, έτος έναρξης της χρονοσειράς, η πλειονότητα των αποθεμάτων ήταν αναπτυσσόμενα (83.3%) και τα υπόλοιπα πλήρως εκμεταλλευμένα (16.7%), ενώ δεν υπήρχαν υπεραλιευμένα ή εξαντλημένα αποθέματα (Εικόνα 1). Τα τελευταία 10 χρόνια όμως, το ποσοστό των υπεραλιευμένων αποθεμάτων συνεχώς αυξάνεται (μέσος όρος \pm SD= 62.7 \pm 8.69% για την περίοδο 1998-2007), ενώ έφτασε στη μέγιστη τιμή του το 2002. Το αθροιστικό ποσοστό των υπεραλιευμένων και των εξαντλημένων αποθεμάτων δε μεταβλήθηκε δραματικά από το 1990, οπότε και παρατηρήθηκαν τα πρώτα εξαντλημένα αποθέματα, γιατί το ποσοστό των εξαντλημένων αποθεμάτων ποτέ δεν ξεπέρασε το 3.0%. Αντίθετα, το ποσοστό των αναπτυσσόμενων αποθεμάτων παρουσίασε ραγδαία μείωση



Εικόνα 1. Ο βαθμός εκμετάλλευσης των ελληνικών αλιευτικών αποθεμάτων (1982-2007) με βάση τα δεδομένα της ΕΣΥΕ (οι ορισμοί έχουν υιοθετηθεί από Froese & Pauly 2003).
Figure 1. Trend in the status of Hellenic marine fisheries resources (1982-2007) based on national statistics (status definitions adopted by Froese & Pauly 2003).

από το 1982 και μηδενίστηκε από το 2004 έως το 2006. Εδώ θα πρέπει να σημειωθεί ότι κάποια νέα αποθέματα που άρχισαν να εκμεταλλεύονται τα τελευταία χρόνια δεν αποτελούν ξεχωριστή κατηγορία στα δεδομένα της ΕΣΥΕ και ομαδοποιούνται μαζί με τα 'Διάφορα ψάρια'. Ενδεικτικά αναφέρονται ο κρانيός (*Argyrosomus regius*) που αλιεύεται συστηματικά από το 2004 (FAO 2006) και η στρογγυλοσαρδέλα (*Etrumeus teres*) από το 2003 (Kallianiotis & Lekkas 2005).

Η κατάσταση εκμετάλλευσης των αλιευτικών αποθεμάτων διαφοροποιείται ανάλογα με την περιοχή στην οποία αλιεύονται (Πίνακας 1). Ισχυρότερη αλιευτική πίεση φαίνεται να δέχονται τα αποθέματα των περιοχών 6 (Κυπαρισσιακός και Μεσσηνιακός κόλπος), 9 (Κορινθιακός Κόλπος) και 16 (Δωδεκάνησα), στις οποίες το ποσοστό των εξαντλημένων αποθεμάτων υπερβαίνει το 50%. Στις περιοχές 6 και 16, μαζί με τον Αργοσαρωνικό (περιοχή 8), το αθροιστικό ποσοστό των υπεραλιευμένων και των εξαντλημένων ξεπερνά το 90%. Η λιγότερο επιβαρυνόμενη περιοχή φαίνεται να είναι το Θρακικό Πέλαγος και οι κόλποι Καβάλας και Στρυμονικός (περιοχή 14) που συγκεντρώνει το μικρότερο αθροιστικό ποσοστό υπεραλιευμένων και εξαντλημένων αποθεμάτων (66%). Αν αναλογιστεί κανείς ότι το Θρακικό Πέλαγος είναι ένα από τα σημαντικότερα αλιευτικά πεδία των ελληνικών θαλασσών (Sylaios *et al.* 2009), που συγκεντρώνει μεγάλο μέρος του αλιευτικού στόλου, το αποτέλεσμα αυτό δείχνει παράδοξο. Ωστόσο, το μεγαλύτερο μέρος της αλιευτικής παραγωγής στο Θρακικό βασίζεται σε λίγα είδη που αλιεύονται σε υψηλές ποσότητες όπως η σαρδέλα (*Sardina pilchardus*), ο γαύρος (*Engraulis encrasicolus*) και ο κολιός (*Scomber japonicus*). Τα είδη αυτά δεν απειλούνται (ακόμη) από την υπεραλίευση και ευνοούνται από την υψηλή παραγωγικότητα, την εκτεταμένη υφαλοκρηπίδα και τις χαμηλότερες θερμοκρασίες του Θρακικού Πελάγους (Stergiou *et al.* 2007).

Πίνακας I. Η σημερινή (2007) κατάσταση των ελληνικών αποθεμάτων ανά υποπεριοχή αλιείας (οι αριθμοί είναι ποσοστά %).

Table I. The current (2007) status of Greek fisheries stocks per fishing subarea (numbers are percentages, %).

Περιοχή (κωδικός)	Αναπτυσσόμενη (Developing)	Πλήρως εκμεταλλευμένα (Fully exploited)	Υπεραλιευμένα (Overfished)	Εξαντλημένα (Depleted)
Ηπειρωτικές ακτές/Κέρκυρα (3)	7.6	15.2	48.5	28.8
Αμβρακικός/Λευκάδα (4)	6.1	12.1	47.0	34.8
Πατραϊκός/Κεφαλληνιά/Ζάκυνθος (5)	0.0	21.2	51.5	27.3
Κυπαρισσιακός/Μεσσηνιακός (6)	0.0	4.6	25.8	69.7
Λακωνικός (7)	3.0	16.7	33.3	47.0
Αργολικός/Σαρωνικός (8)	1.5	7.6	66.7	24.2
Κορινθιακός (9)	4.5	7.6	28.8	59.1
Μαλιακός/Ευβοϊκός (10)	9.1	13.6	51.5	25.8
Παγασητικός (11)	6.1	16.7	40.9	36.4
Α Εύβοια/Σποράδες (12)	3.0	10.6	53.0	33.3
Θερμαϊκός/Χαλκιδική (13)	1.5	19.7	57.6	21.2
Στρυμονικός/Καβάλας/Θρακικό (14)	7.6	25.8	56.1	10.6
Λέσβος/Χίος/Σάμος/Ικαρία (15)	6.1	6.1	50.0	37.9
Δωδεκάνησα (16)	1.5	6.1	37.9	54.5
Κυκλάδες (17)	12.1	13.6	50.0	24.2
Κρήτη (18)	1.5	9.1	57.6	31.8

Αν και στο σύνολο των ελληνικών αποθεμάτων το ποσοστό των εξαντλημένων έχει μηδενιστεί (Εικόνα 1), στις επιμέρους περιοχές τα εξαντλημένα αποτελούν πλειονότητα

(Πίνακας Ι). Αυτό δείχνει ότι ο βαθμός εκμετάλλευσης ποικίλλει ανά περιοχή, ότι τα αποθέματα μετακινούνται και ότι οι προτιμήσεις των ψαράδων πιθανώς μεταβάλλονται. Ο συνολικός βαθμός εκμετάλλευσης των ελληνικών αποθεμάτων κρίνεται ενθαρρυντικός τόσο σε σχέση με προηγούμενες εκτιμήσεις για τη Μεσόγειο, όσο και σε σχέση με τα παγκόσμια αποθέματα (τα αναπτυσσόμενα είναι λιγότερα και τα υπεραλιευμένα/εξαντλημένα περισσότερα από τα ελληνικά: Sumaila *et al.* 2007), καθώς και αυτά του ΒΑ Ατλαντικού και της Βόρειας Θάλασσας (το 1999, το 50% ήταν υπεραλιευμένα ή εξαντλημένα: Froese & Pauly 2003).

Η μέθοδος που χρησιμοποιήθηκε, αν και έχει αρκετά μειονεκτήματα που οφείλονται κυρίως στον τρόπο συλλογής των αρχικών δεδομένων και στην έλλειψη άλλων στοιχείων (κατανομή και ένταση της αλιευτικής προσπάθειας, τεχνικούς περιορισμούς, τοπικές απαγορεύσεις, μετακινήσεις πληθυσμών), οδηγεί στο συμπέρασμα ότι τα περισσότερα αποθέματα των ελληνικών θαλασσών υπεραλιεύονται. Καθώς οι παραδοσιακές διαχειριστικές προσεγγίσεις και μέθοδοι έχουν αποτύχει να αποτρέψουν την εξάντληση των θαλάσσιων αλιευτικών αποθεμάτων, τα μελλοντικά διαχειριστικά σενάρια θα πρέπει να είναι δραστικά και να κατευθυνθούν προς τη μείωση της αλιευτικής προσπάθειας και τον αποκλεισμό σημερινών αλιευτικών πεδίων από κάθε αλιευτική δραστηριότητα.

ΕΥΧΑΡΙΣΤΙΕΣ

Οι συγγραφείς ευχαριστούν τους Κωνσταντίνο Ι. Στεργίου και Daniel Pauly για τις χρήσιμες υποδείξεις τους στην προσέγγιση του θέματος.

ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

- Cury PM, Shannon LJ, Roux J-P, Daskalov GM, Jarre A, Moloney DL, Pauly D (2005) Trophodynamic indicators for an ecosystem approach to fisheries. *ICES Journal of Marine Science* **62**: 430-442
- FAO (2006) Fishery Information, Data and Statistics Unit GFCM capture production 1970-2005. FISHSTAT Plus - Universal software for fishery statistical time series.
- Froese R, Pauly D (2003) Dynamik 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.
- Hilborn R, Walters CJ (1992) Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty. Chapman and Hall, London.
- Kallianiotis A, Lekkas V (2005) First documented report on the Lessepsian migrant *Etrumeus teres* (Pisces: Clupeidae) in the Greek Seas. *Journal of Biological Research* **4**: 225-229.
- Leonart J (1999) Precautionary approach and Mediterranean fisheries. *CIESM Workshop Series* **7**: 1-13.
- Pilling GM, Apostolaki P, Failler P, Floros C, Large PA, Morales-Nin B, Reglero P, Stergiou KI, Tsikliras AC (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*, pp. 280-305. Blackwell Publishing, CEFAS.
- Stergiou KI, Moutopoulos DK, Tsikliras AC (2007) Spatial and temporal variability in Hellenic marine fisheries landings. *In*: C Papaconstantinou, A Zenetos, V Vassilopoulou, G Tserpes (eds) *State of Hellenic Fisheries*, pp. 141-150. Hellenic Centre for Marine Research, Athens.
- Sumaila UR, 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.
- Sylaios GK, Koutroumanidis T, Tsikliras AC (2010) Ranking and classification of fishing areas using fuzzy models and techniques. *Fisheries Management and Ecology*, in press
- 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.